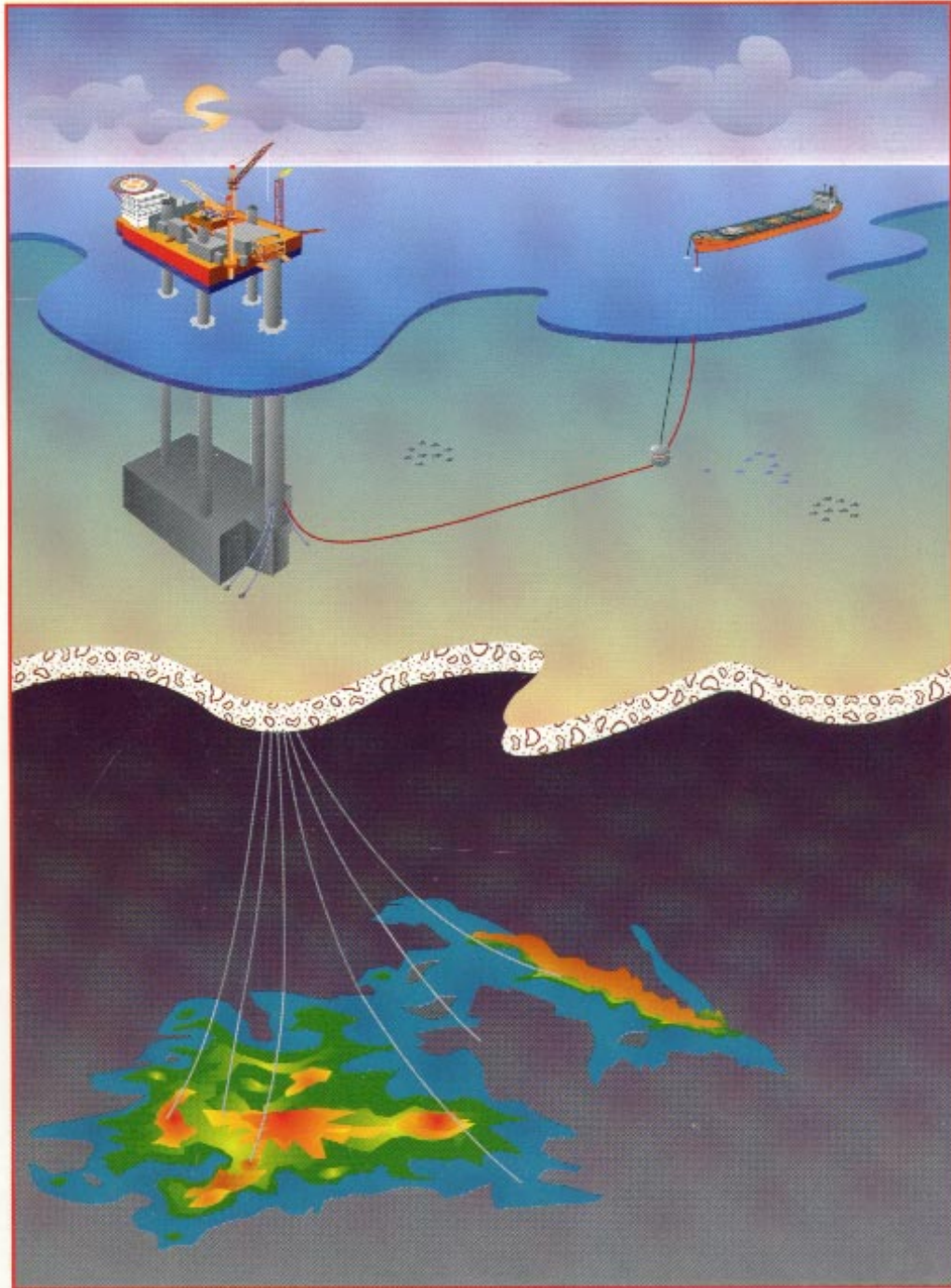


Siri - feltet

Vurdering af virkninger på miljøet

Februar 1997



HK GT 970061



Enterprise Oil



STATOIL

Statoil Efterforskning og Produktion A/S

**Vurdering af virkninger på
miljøet ved udbygningen af
Siri-feltet**

Februar 1997

Forord

Denne VVM-rapport er udarbejdet af Statoil på vegne af licenshaverne for licens 6/95, Siri. En betydelig del af det tekniske materiale, herunder beskrivelser af platforme, procesanlæg og kemikalietyper, er tilvejebragt på baggrund af Statoils erfaringer fra olievirksomhed på norsk sokkelområde. COWI har, som konsulent under udarbejdelsen, bidraget med beregninger og faglige vurderinger samt varetaget det redaktionelle frem til publikationen af rapporten.

Da det er første gang, der udarbejdes en VVM for et oliefelt offshore, og der følgelig ikke foreligger andre eksempler eller retningslinier for arbejdet, har omfang, indhold og proces været diskuteret i en følgegruppe. Følgegruppens medlemmer har foruden Statoil repræsenteret Energistyrelsen, Miljøstyrelsen og Skov- og naturstyrelsen. Disse myndigheder har givet vigtige indspil, men er ikke ansvarlige for indholdet i rapporten.

Rapporten er udarbejdet på et tidspunkt, hvor der ikke er taget endelig stilling til valg af koncept, og indholdet reflekterer denne situation. Rapporten fokuserer på de problemstillinger, som er af miljømæssig betydning i valget af koncept. De mere detaljerede vurderinger vil følge efter høringsfasen i takt med, at projektet skrider frem og der fremlægges ansøgninger og dokumentation for konkrete tiltag.

Indholdsfortegnelse

| | | |
|----------|--|-----------|
| 0 | Sammenfatning og konklusioner | 9 |
| 1 | Indledning | 19 |
| 1.1 | Introduktion | 19 |
| 1.2 | Regelsættet for VVM-redegørelser | 19 |
| 1.3 | Tidsplan og procedure for VVM-behandlingen | 20 |
| 1.4 | Redegørelsens opbygning | 21 |
| 2 | Alternative udbygningsløsninger | 23 |
| 2.1 | Alternative feltudbygningsløsninger | 23 |
| 2.2 | Overordnet vurdering af miljømæssige forhold ved alternativerne | 24 |
| 2.2.1 | Transport af produceret olie | 24 |
| 2.2.2 | Feltudbygningsløsninger | 25 |
| 2.2.3 | Gasdisponering | 27 |
| 2.3 | Begrundelse for valg af udbygningsløsninger | 28 |
| 3 | Projektbeskrivelse | 29 |
| 3.1 | Indledning | 29 |
| 3.2 | Feltets placering | 29 |
| 3.3 | Efterforskningshistorie og reserver | 31 |
| 3.4 | Reservoirforhold og indvindingsstrategi | 31 |
| 3.5 | Særlige forhold i formationen som har indflydelse på udbygnings- og produktionsløsninger | 32 |
| 3.6 | Installationer | 33 |
| 3.7 | Beskrivelse af produktionsmetoder og processer | 36 |
| 3.8 | Tekniske forhold vedrørende nedlukning og fjernelse af installationerne | 42 |
| 3.8.1 | Sikring og nedlukning | 42 |
| 3.8.2 | Disponering af installationerne | 42 |

| | | |
|----------|--|----|
| 4 | Nationale og internationale udlederkrav, emissionsstandarder og miljømålsætninger | 45 |
| 4.1 | Reguleringen af havmiljøet | 45 |
| 4.2 | Internationalt samarbejde | 45 |
| 4.2.1 | Nordsøkonferencerne | 45 |
| 4.2.2 | Oslo og Paris konventionerne | 47 |
| 4.3 | Dansk administrativ praksis | 48 |
| 4.3.1 | Regulering af anvendelsen af kemikalier | 48 |
| 4.3.2 | Udledning til havet | 48 |
| 4.3.3 | Emissioner til atmosfæren | 49 |
| 4.3.4 | Affaldsbehandling | 49 |
| 4.3.5 | Teknologivalg | 50 |
| 5 | Miljøbeskrivelse | 51 |
| 5.1 | Introduktion | 51 |
| 5.2 | Fysiske forhold | 52 |
| 5.2.1 | Topografi | 52 |
| 5.2.2 | Kysten | 52 |
| 5.2.3 | Bundforhold | 54 |
| 5.2.4 | Salinitet, vandtemperatur og iltforhold | 54 |
| 5.2.5 | Vindforhold | 55 |
| 5.2.6 | Hydrografiske forhold | 55 |
| 5.3 | Biologiske forhold | 58 |
| 5.3.1 | Plankton | 58 |
| 5.3.2 | Bundfauna | 58 |
| 5.3.3 | Fisk | 60 |
| 5.3.4 | Havfugle | 63 |
| 5.3.5 | Havpattedyr | 68 |
| 5.4 | Kommerciel aktivitet | 70 |
| 5.4.1 | Fiskeri | 70 |
| 5.4.2 | Akvakultur | 70 |
| 5.4.3 | Turisme/friluftsliv | 72 |
| 5.5 | Naturbeskyttelse | 72 |
| 5.6 | Undersøiske installationer | 73 |
| 6 | Miljøkonsekvensvurdering af udbygningsaktiviteter | 75 |
| 6.1 | Udledninger til havet, miljøkonsekvensvurdering og afhjælpende tiltag | 75 |
| 6.1.1 | Udgravning til boreplatform, produktionsplatform og lagertank | 75 |
| 6.1.2 | Borespåner og boremudder | 76 |
| 6.1.3 | Spildevand | 79 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 6.1.4 | Kemikalier | 80 |
| 6.2 | Emissioner til luft, miljøpåvirkninger og afhjælpende tiltag | 81 |
| 7 | Miljøkonsekvensvurdering af aktiviteter i driftsfasen | 83 |
| 7.1 | Udledninger til havet, miljøkonsekvenser og konsekvensreducerende tiltag | 83 |
| 7.1.1 | Produceret vand | 83 |
| 7.1.2 | Produktionskemikalier | 85 |
| 7.1.3 | Lagertank | 87 |
| 7.1.4 | Andre udledninger | 88 |
| 7.2 | Emissioner til atmosfæren, miljøkonsekvenser og afhjælpende foranstaltninger | 89 |
| 7.3 | Affaldshåndtering | 92 |
| 7.3.1 | Husholdningsaffald | 93 |
| 7.3.2 | Produktionsaffald | 93 |
| 7.3.3 | Farligt affald | 94 |
| 8 | Miljømæssige forhold ved nedtagning og fjernelse af installationerne | 97 |
| 8.1 | Internationale vejledninger og aftaler | 97 |
| 8.2 | Miljøkonsekvenser | 97 |
| 8.3 | Bortskaffelse, genanvendelse og recirkulering af materialer | 98 |
| 8.4 | Plan for nedtagning og fjernelse | 98 |
| 9 | Miljømæssige konsekvenser af uheldssituationer | 99 |
| 9.1 | Typer af uheld og sandsynligheder for oliespild | 99 |
| 9.1.1 | Olieuheldsscenarier | 101 |
| 9.1.2 | Oliespredning efter uheld | 101 |
| 9.1.3 | Miljøeffekter af et blow-out | 106 |
| 9.1.4 | Miljøeffekter af oliespild fra rørledning | 117 |
| 9.1.5 | Miljøeffekter af oliespild fra lagertank | 117 |
| 9.2 | Kemikaliespild | 119 |
| 9.3 | Forebyggende og afhjælpende foranstaltninger | 119 |
| 9.3.1 | Oliespild | 119 |
| 9.3.2 | Kemikaliespild | 120 |
| 10 | Forebyggende tiltag og miljøundersøgelser | 121 |
| 10.1 | Projektets miljøstyringssystem | 121 |
| 10.2 | Udvælgelse af kemikalier | 121 |
| 10.2.1 | Planlægning | 122 |

| | | |
|-----------|---|-----|
| 10.2.2 | Interne vurderingskriterier | 122 |
| 10.2.3 | Udførelse | 122 |
| 10.3 | Baseline- og monitoringsundersøgelser | 124 |
| 11 | Socioøkonomi | 127 |
| 11.1 | Afgrænsning | 127 |
| 11.2 | Oliespilds betydning for fiskeri og turisme | 128 |
| 11.3 | Metodetilgang | 129 |
| 11.4 | Scenarieforudsætninger | 130 |
| 11.5 | Afhængighed af fiskeri og turisme | 131 |
| 11.6 | Scenarieresultater - fiskeri | 133 |
| 11.7 | Scenarieresultater - turisme | 137 |
| 11.8 | Konklusion | 138 |
| 12 | Datakvalitet og begrænsninger | 141 |
| 13 | Referencer | 145 |

Liste over forkortelser

| | |
|---------------------|---|
| Ba | Barium |
| BAT | Best Available Technology |
| BEP | Best Environmental Practice |
| BOD | Biologisk oxygenforbrug |
| bt | Bruttotons |
| Cd | Kadmium |
| CFC | Chloro fluoro carbons |
| CH ₄ | Methan |
| CHARM | Chemical Hazard Assessment and Risk Management |
| CO ₂ | Kuldioxid |
| Cr | Krom |
| Cu | Kobber |
| DNMI | Det Norske Meteorologiske Institut |
| DOC | Dissolved Organic Carbon (opløst organisk kulstof) |
| E&P | Exploration & Production |
| EC ₅₀ | 50% effekt koncentration (se afsnit 10.2.2) |
| ECE | Economic Commission for Europe |
| FPSO | Floating Production Storage and Offtake (Unit) |
| FSU | Floating Storage Unit |
| GBS | Gravity Based Structure |
| H ₂ S | Hydrogensulfid |
| Hg | Kviksølv |
| HMCS | Harmonised Mandatory Control System |
| HOCNF | Harmonised Offshore Chemicals Notification Format |
| HSDB | Hazardous Substances Data Base |
| ICES | International Council for the Exploration of the Sea |
| IMDG-koden | International Maritime Dangerous Goods Code |
| IMO | International Maritime Organisation |
| KCl | Kaliumklorid |
| KK | Kommunekemi A/S |
| LC ₅₀ | Dødelig koncentration for 50% af testorganismene |
| Log P _{ow} | Logaritmen til fordelingskoefficienten mellem n-oktanol og vand for et givet stof |
| MSm ³ | Megastandardkubikmeter |
| MW | Molvægt |
| NM-VOC | Non-methan-VOC |
| NO | Nitrogenoxid |
| NO ₂ | Nitrogendioxid |
| NO _x | Nitrogenoxid (NO) og Nitrogendioxid (NO ₂) |
| OBM | Oliebaseret mudder |
| OECD | Organisation for Economic Co-operation and Development |
| OSPAR | Oslo- og Pariskommissionen |
| PAH | Polycyclic aromatic hydrocarbons |
| PARCOM | Pariskommissionen |
| Pb | Bly |
| PEC | Predicted environmental concentration |
| PNEC | Predicted no effect concentration |

| | |
|-----------------|---|
| ppb | parts per billion (= 0,0000001%) |
| ppm | parts per million (= 0,0001%) |
| RID/ADR | De internationale regler vedr. transport af farligt gods på vej og jernbane |
| ROB | Retningslinier ombord |
| SEBA | Sea Based Activities (OSPAR working group) |
| sd | Strømningsdøgn |
| Sm ³ | Standardkubikmeter |
| SMS-program | Sundhed, miljø og sikkerhed-program |
| tdw | tonnes dead weight |
| TOB | Tekniske operationsbeskrivelser |
| UV-stråling | Ultraviolet stråling |
| VBM | Vandbaseret mudder |
| VOC | Flygtige organiske forbindelser (volatile organic compounds) |
| VVM | Vurdering af virkninger på miljøet |
| WHR | Waste Heat Recovery |

0 Sammenfatning og konklusioner

Indledning

Denne VVM-redegørelse for Siri-feltet er udarbejdet for at leve op til de miljømæssige dokumentationskrav, der fremover forventes stillet af de danske myndigheder i forbindelse med etablering af nye installationer til udvinding af olie og gas på dansk sokkel i Nordsøen. Lovhjemmel for kravet om en VVM-procedure for offshore olie/gas-installationer findes i Undergrundsloven (Lovbekendtgørelse nr. 552 af 29. juni 1995, §28a).

Siri-feltet ligger i blok 5604/20 i den nordøstlige del af den danske sektor af Nordsøen og består af to strukturer, Siri Central og Siri Nord. Feltet blev påvist ved boringen af Siri-1 i 1995. I 1996 er der boret yderligere en efterforskningsbrønd og en afgrænsningsbrønd. Strukturen Siri Øst er også påvist, men er fundet ikke kommercielt udnyttelig. Nærmeste eksisterende infrastruktur er platformen på Harald-feltet 40 km sydvest for Siri.

Alternative udbygningsløsninger

Siri-feltet har en marginal feltøkonomi, og det har derfor været afgørende at finde en udbygningsløsning, der både har et lavt omkostningsniveau og samtidig kan leve op til de miljøkrav, der måtte blive stillet. For at finde den optimale løsning er følgende fem feltudbygningskoncepter blevet vurderet:

1. Et flydende produktions- og lagerskib (FPSO) kombineret med en ubemandet brøndhovedplatform.
2. En platform på et understel i stål med brøndhoveder og behandlingsanlæg, kombineret med en separat boligplatform med broforbindelse mellem platformene og med et skib (FSU) som olielager.
3. En flytbar (jack-up) stålplatform med behandlingsanlæg og boligkvarter tilknyttet en brøndhovedstruktur og med et skib som olielager.
4. En flytbar (jack-up) stålplatform med behandlingsanlæg og boligkvarter tilknyttet en brøndhovedstruktur og med en olielagertank placeret på havbunden.
5. En betonplatform med olielager (GBS, Gravity Based Structure) tilknyttet en brøndhovedplatform.

Fælles for de fem alternative udbygningsløsninger er vurderingen af alternative transportmetoder for den producerede olie og for anvendelse af produceret gas. Der er derudover foretaget en overordnet miljømæssig vurdering af de fem alternative udbygningsløsninger, herunder af væsentlige emissioner til luft, almindelige udledninger til hav, udslip af olie ved uheld samt af ressourceudnyttelse (konstruktionsmaterialer).

Der forventes kun at være begrænsede mængder gas i Siri-feltet, for lidt til at eksport af gas vil være rentabel. En del af gassen vil derfor blive brugt til energiforsyningen på platformen, mens resten vil blive reinjiceret i reservoiret og derved øge olieudvindingen. Den producerede olie vil blive transporteret med skib til modtageanlæg på land.

Ud fra en samlet vurdering af miljømæssige, økonomiske og tekniske forhold anses feltudbygningsalternativ 4 for at være den bedste løsning.

Projektbeskrivelse

Siri-strukturen ligger i Listaformationen, og selve reservoiret ligger i sandstenslag fra Paleocæn. Dybden ned til reservoiret er 2074 m og det initiale reservoirtryk er 231 bar. Reservoiret indeholder en let olie med et lavt gas/olie forhold. Vanddybden er ca. 60 m.

Da Siri feltet ligger langt fra den eksisterende infrastruktur er indvindingsstrategien baseret på olieeksport via tankskib, og injektion af gas og vand for at vedligeholde trykket i reservoiret. Den valgte flytbare (jack-up) stål-platform vil blive placeret på Siri Central. Siri Nord vil blive produceret via en brønd boret fra Siri Central. Platformen vil bestå af en lagertank og en brøndhovedstruktur samt en jack-up produktionsplatform, som vil blive placeret oven på lagertanken og forbundet med brøndhovedstrukturen via en bro.

De samlede oliereserver i de tre strukturer er foreløbig vurderet til at være ca. 10 mio Sm³, men der er stor usikkerhed på vurderingen. Det planlægges at bore 9 brønde på Siri Central/Nord, heraf 6 produktionsbrønde og 3 injektionsbrønde. Der vil blive benyttet vandbaseret boremudder så langt det er muligt, mens den resterende del vil blive boret med oliebaseret mudder.

Olieproduktionen planlægges at begynde i oktober 1998. Olien vil blive lagret i tanken på havbunden og vil herfra blive lastet til et tankskib via en lastebøje. Tankens samlede størrelse vil være ca. 50.000 m³ fordelt på et hovedkammer på 30.000 m² og tre mindre kamre på hver ca. 7.000 m². For at sikre tilstrækkelig god stabilitet af såvel tanklager og boreplatform vil begge blive placeret på fast grund i 5 meters dybde i en udgravning i havbunden med en størrelse på ca. 100 x 200 meter. Der er dog kun behov for nedgravning hvis stål bliver valgt som konstruktionsmateriale. Af hensyn til styrke og stabilitet vil tanken altid være væskefyldt (olie eller havvand). Når olien pumpes ned i tanken, presses vandet ud i havet via en buffertank, og når olie pumpes op i tankskibet, vil havvand blive trukket ind i tanken. Herved kan der udledes små mængder olie sammen med ballastvandet, men indholdet af dispergeret olie i dette forventes kun at ligge på omkring 2-5 mg/l.

Vand og gas vil blive reinjiceret for at vedligeholde trykket i reservoiret. Det producerede vand vil blive blandet med havvand og reinjiceret i reservoiret for at minimere udledningen af olie og kemikalier til havet. Kun i korte perioder (< 3% af tiden) kan det blive nødvendigt at udlede produceret vand til havet. Dog kan det blive nødvendigt at opgive reinjektion, hvis der opstår væsentlige scaleproblemer. Før udledning vil det producerede vand under alle omstændigheder blive rensset til et olieindhold på maksimalt 40 mg/l.

Drænvand fra spuling af separatortanke og dræning af procesområdet vil ligeledes blive rensset til et olieindhold på maksimalt 40 mg/l før udledning til havet.

Platformen designes til 60 personer, men forventes at have en normal bemanning på 30 personer. Der vil blive udledt almindeligt spildevand svarende til bemanningens størrelse.

Kraftproduktionen sker ved hjælp af en såkaldt "dual fuel" turbine. Turbinen vil være gasdrevet under normale forhold, men ved opstart eller i en situation i slutningen af feltets levetid, hvor der kan være gasmangel, vil diesel blive benyttet. Der vil blive installeret dieseldrevne nødgeneratorer. Turbinen vil blive forberedt for evt. fremtidig installering af lav-NO_x-teknologi, og projektet vil desuden blive forsynet med et genvindingssystem for flaringgas. Det samlede energibehov er foreløbig estimeret til ca. 17-18 MW. Dette tænkes tilvejebragt ved et estimeret forbrug af gas på ca. 115.000 Sm³/døgn. Desuden estimeres en gennemsnitlig flaregasmængde på op til 10.000 Sm³/døgn. Sidstnævnte estimat er behæftet med betydelig usikkerhed.

Med den valgte konstruktion af platform og tank kan hele installationen let fjernes efter nedlukning af feltet. Udstyret kan enten genbruges på andre felter eller hugges op og blive recirkuleret.

Myndighedskrav

Beskyttelsen af det marine miljø reguleres gennem Miljøbeskyttelsesloven af 30. juni 1993. Emissioner til luft reguleres gennem undergrundsloven, lovbekendtgørelse af 29. juni 1995. Store dele af de regulative krav er baseret på internationale aftaler indgået under en serie af Nordsø-konferencer om beskyttelse af Nordsøen samt i forbindelse med arbejdet i Oslo og Paris Kommissionen (OSPAR). Den seneste Nordsø-konference, afholdt i Esbjerg i 1995, fokuserede bl.a. på emner som

- reduktion af udledningen af olie fra oliebaseret boremudder (OBM) og andre kilder til olieforurening
- reduktion af forurening forårsaget af udledninger af produceret vand
- udvikling af et harmoniseret kontrolsystem og en model til kemisk miljøfarlighedsvurdering og risiko-management
- anbefalinger for fremtidig nedtagning og fjernelse af installationer, enten ved genbrug eller bortskaffelse på land.

Miljøbeskrivelse

Fysiske forhold

Siri-projektet er placeret i et område med relativ jævn havbund i den centrale del af Nordsøen og vanddybden omkring platformen er ca. 60 meter. Havbunden er

dynamisk med sediment transport og resuspension, der er afhængige af fysiske faktorer som f.eks. vindstyrke og strømhastighed, tidevand og bølgepåvirkning. Vandmasserne i Nordsøen kommer fra syd og nord, bevæges østover, mødes i Skagerrak og bevæger sig ud af Nordsøen langs den norske kyst.

- Biologiske forhold** Siri-feltet er beliggende i et overgangsområde med høj zooplankton biomasse mod nord og lav zooplankton biomasse mod syd. Bundfaunaen domineres af børsteorme og slangestjerner.
- Fisk** I umiddelbar nærhed af Siri findes der gydeområder for torsk, hvilling, brisling og makrel. Fiskeriintensiteten er relativt lav i Siri-området (100-500 fiskedage), hvor den hyppigt er 1000 - 5000 fiskedage i områder nær den danske kyst og mod den norske kyst. De fremherskende strømretninger i Nordsøen fører fiskeæg og -larver mod Vadehavet, Jyllands vestkyst og Skagerrak.
- Havfugle** Området i den centrale del af Nordsøen og dermed omkring Siri er fuglefattigt, da havfugle generelt opholder sig noget tættere på kysten. I området ved Siri-feltet findes kun mallebuk og lomvie og disse forekommer i koncentrationer på blot 1-10 individer pr. km². I betydelig afstand fra Siri, men dog inden for eller grænsende til det maksimale influensområde for et stort olieuheld (blow-out), findes der flere områder af international betydning for havfugle. Disse områder er omkring Orkney-Shetland, Moray Firth-Aberdeen Bank-Tees, Skagerrak/sydvestlige del af Norske Rende, Tyske Bugt og Cap Griz Nez Schiermonnikoog. Langs Nordsøens kyster ligger et stort antal nationalt beskyttede fugleynge- og fourageringsområder. For adskillige arter af havfugle findes en betydelig del af del samlede bestand i disse områder, og mange bestandsstørrelser er af international betydning.
- Havpattedyr** Af havpattedyr findes i Nordsøen sæler og hvaler. Spættet sæl og gråsæl lever og yngler langs kysterne. De mest almindelige hvaler er marsvin, vågehval, hvidnæse og hvidskæving. Lejlighedsvis observeres småhvaler som grindehval, spækhugger og delfiner, og større hvaler som spermacet-, fin- og pukkelhval.
- Kyst** Der er flere kysttyper repræsenteret i Siris influensområde. Marskområderne i Vadehavet er meget produktive habitater, som er vigtige som opvækstpladser for fiskeyngel og som ynglepladser og fourageringsområder for en lang række fugle. Den jyske vestkyst nord for Blåvands Huk er sandstrand. Disse strande er ikke så produktive i biologisk forstand, men er attraktive turistområder. Skærgårdskysten er en skrånende klippekyst med mange små øer, holme og skær. Det er en vigtig type habitat for fugle, især for arter der yngler i kolonier på fuglefjelde. Denne kysttype dominerer den norske og svenske Skagerrakkyst. Fjordkysten dominerer den resterende del af den norske kyst. Der er opdræt af laks i havbrug langs den norske fjordkyst.
- Fuglebeskyttelse** Langs Nordsøens kyster ligger et stort antal nationalt beskyttede fugleområder, hvoraf mange også har international betydning. Langs den jyske vestkyst nord for Vadehavet er der fire Ramsar- og EU-fuglebeskyttelsesområder: Ringkøbing fjord, Stadil fjord, Nissum fjord og Harboøre/Agger tange.

Vadehavet er udpeget som "Trilateral Conservation Area" af regeringerne i Holland, Tyskland og Danmark. Områder i Vadehavet er også beskyttet på anden vis, f. eks. som Ramsar-områder, EU fuglebeskyttelsesområder, EU habitatområder eller nationalparker. Der ligger ingen "World Heritage" områder i influensområdet.

Kystturisme

Turisme er en meget vigtig kommerciel aktivitet langs Nordsøens kyster. Langs den jyske vestkyst er turismen, med 9,6 millioner overnatninger af turister i 1991, målt på omsætning et vigtigere erhverv end fiskeriet. I Oslo Fjord-Skagerrak regionen var der 2,4 millioner overnatninger i 1990. I Vadehavsområdet er der omkring 30 millioner overnatninger på årsbasis.

Varighed og omfang

Miljøkonsekvensvurdering af udbygningsaktiviteter

Udbygningsfasen forventes at vare ca. 12 måneder, men forventes at have et vist tidsmæssigt overlap med driftsfasen da produktion vil blive iværksat så snart de første fire brønde er klar. Den primære aktivitet er boringen af 6 produktionsbrønde og 3 injektionsbrønde.

I forbindelse med udgravning til lagertank og stabilisering af boreplatform er det planlagt, at afgrave ca. 100.000 m³ sediment, dog kun hvis stål vælges som konstruktionsmateriale. Både afgravningen og den senere klappning vil kunne medføre effekter i nærmiljøet. Da Siri-feltet er placeret i et område karakteriseret som et lav-produktivt blødbundsområde, er det forventeligt, at effekterne vil være midlertidige og bestå af en øgning af bundfaunaens biomasse. Mulighederne for gydning i nærområdet kan muligvis påvirkes.

Boremudder

Første og anden sektion af borerne planlægges boret med vandbaseret mudder som tilsættes bentonit og senere 3-5% glykol. Tredje sektion vil blive boret med vandbaseret mudder så langt som muligt, og derefter med oliebaseeret mudder, som recirkuleres på samme måde som vandbaseret mudder.

Udledninger

Volumenet af vandbaseret borebore mudder anslås til 715 m³ med en vægt på 1037 t, heraf 12% barit. Dette medfører en anslået udledning på 125 t barit for ni borer. Muddret recirkuleres så længe som muligt og udledes, når kvaliteten er blevet for ringe. Borepånner udledes til havet. Brugt, oliebaseeret borebore mudder sendes til land, hvor det renses og klargøres til genbrug. Borepånner fra disse sektioner reinjiceres.

Energiforbruget i udbygningsfasen til kraftgenerering på boreplatformen samt en række støtte- og transportfunktioner vil give anledning til emissioner til atmosfæren. Størrelsen af disse er opgjort og sammenlignet med de samlede danske emissioner.

Miljøkonsekvens

Kemikalier i vandbaseret borebore mudder er typisk vandopløselige og figurerer på PARCOMs liste A. De har derfor kun ringe giftvirkning i miljøet. For vandbaseeret borebore mudder med et indhold af glykol kan der beregnes en påvirkningsafstand på <100 m for bentiske organismer under udledningen. Generelt er giftvirkningen fra vandbaseeret borebore mudder kun målbar i op til 50 meters afstand fra de boreplatforme, hvor det er undersøgt.

Der forventes ikke målelige effekter af udledningen af spildevand fra boreplatformen.

Der er udledninger af miljøfremmede stoffer i forbindelse med cementering, brøndkomplettering og test af rørledninger. De aktuelle kemikalier er ikke kendt, men erfaringsmæssigt kan akutte effekter forventes i et noget begrænset område under udledningen af brøndkompletteringsvæske og rørledningsvand.

Miljøkonsekvensvurdering af aktiviteter i driftsfasen

Varighed og omfang

Driftsfasen forventes at vare 10 år. I denne periode forventes følgende udslip til miljøet:

1. Produceret vand: Ca. 740.000 m³ svarende til ca. 3% af den totale produktion af vand i driftsfasen.
2. Ballastvand: ca. 10 mio m³ svarende til den totale olieproduktion.
3. Spildevand, kølevand og afløbsvand.
4. Luftemissioner af CO₂, CO, NO_x, SO₂, CH₄ og non-methan-VOC

Produceret vand

Den forventede totale produktion af vand i driftsperioden er ca. 30 mio m³. Produceret vand vil blive reinjiceret med en total driftsregularitet beregnet til ca. 97%. Med et restindhold af olie på 40 mg/l i det producerede vand efter rensning, vil udledning af de sidste ca. 3% af vandet give anledning til en belastning af havmiljøet med i alt ca. 30 m³ olie i feltets levetid. Modelberegninger viser, at udledning af produceret vand med 40 mg/l olie kan give anledning til effekter i op til 900 meters afstand fra platformen, og mindre effekter på nærliggende gydeområder for fisk kan derfor ikke udelukkes.

Produceret vand vil tillige indeholde en række produktionskemikalier, hvoraf nogle vil blive udledt til havet. Disse kemikalier er beskrevet typevis, men da der ikke er truffet endelige produktvalg har det ikke på dette stadium af designfasen været muligt at foretage effektvurderinger af disse udledninger.

Ballastvand

Ballastvand vil blive udledt kontinuert i takt med at tanken fyldes med produceret olie, og den totale mængde udledt ballastvand vil derfor modsvare den totale olieproduktion. Erfaringer fra andre felter viser, at olieindholdet i ballastvand kan forventes at ligge i intervallet 2-5 mg/l, og der er derfor ved konsekvensberegningerne konservativt regnet med 5 mg/l. Under denne antagelse bliver den samlede belastning af havmiljøet med olie fra udledning af ballastvand i alt ca. 50 tons i hele feltets levetid. Modelberegninger viser, at eventuelle effekter ved udledning af olieholdigt (5 mg/l) ballastvand vil være begrænset til området, der ligger nærmere end 100 meter fra platformen.

Andre udledninger

Udledning af spildevand vil give anledning til en belastning med nitrogen, fosfor og organisk stof i mængder som er ubetydelige i forhold til den samlede belastning af Nordsøen med disse stoffer. Indholdet af vaskeaktive stoffer i spildevandet er ikke kendt.

Udledning af kølevand kan medføre en belastning med hypoklorit, som er meget giftigt, men hurtigt nedbrydeligt. Effekter i nærområdet kan derfor ikke afvises.

Ligeledes kan begrænsede effekter som følge af lokal opvarmning fra udledt kølevand ikke afvises.

Drænvand forventes ikke at give anledning til effekter, da mængderne er små sammenlignet med produceret vand, og da det vil blive rensset ned til 40 mg/l olie før udledning.

Emissioner til atmosfæren

I driftsfasen kan følgende aktiviteter give anledning til emissioner til atmosfæren: Drift af turbiner og generatorer, støtte- og transportfunktioner, håndtering af den producerede olie samt flaring. Emissionerne er opgjort på følgende grupper: CO₂, CO, NO_x, SO₂, CH₄ og non-methan-VOC. Det estimeres, at der i feltets driftsfase årligt vil blive emitteret ca. 110.000 ton CO₂, 290 tons NO_x og ca. 1200 tons NM-VOC, som udgør de tre største emissioner. Sammenlignes disse tal med de samlede danske emissioner, finder man at emissionerne fra projektets driftsfase udgør henholdsvis 0,2%, 0,1% og 0,7% af de nationale emissioner.

Miljømæssige forhold ved nedtagning og fjernelse af installationerne

De miljømæssige forhold omkring nedtagning og fjernelse af offshore installationer er under debat internationalt. Der findes vejledninger og aftaler på området via henholdsvis IMO og Esbjergdeklarationen. Begge er tiltrådt af Danmark.

Det planlagte projekt opererer med installationer, der kan fjernes fuldstændigt. Platformen er designet med en levetid på 20 år og kan bruges på andre felter med passende vanddybder efter endt brug på Siri. Effekterne på havmiljøet af nedtagningen og fjernelsen forventes derfor hovedsageligt at omfatte eventuelt øgede udledninger af kemikalier, lavradioaktive aflejringer og olieholdigt materiale. Selve nedtagningen forventes ikke at give kroniske effekter i miljøet. Størstedelen af de anvendte materialer vil kunne genbruges eller genvindes.

Statoil udarbejder på et senere tidspunkt i projektet en plan for nedtagningsprocedurer.

Miljømæssige konsekvenser af uheldssituationer

Spild kan forekomme i forskellige situationer, og der kan forekomme spild af såvel olie som kemikalier.

Oliespild

Til beskrivelse af uheld, der kan forårsage spild af olie fra Siri-feltet, er der gennemført modelberegninger af oliens opførsel, når den spredes på havet. Disse beregninger er gennemført for fire scenarier, der beskriver følgerne af blow-out og rørledningsbrud. Blow-out scenariet er benyttet til afgrænsning af det maksimale influensområde. Følgerne af et stort brud på lagertanken vil ligge inden for de modellerede scenarier. Modelberegningerne er gennemført af IKU i Norge med oliespildsmodellerne OILMAP og OSCAR. Disse modeller er bredt anerkendte og validerede mod målinger på virkelige oliespildshændelser. Modellerne opererer med oliepartikler og beregner sandsynligheder for, at disse partikler rammer et givet område i Nordsøen. I tilfælde af, at olie når en kyststrækning, kan modellerne beregne de mængder, der vil skylle i land og hvor lang tid det vil tage for olien at nå kysten. Beregninger med sådanne modeller indeholder altid store usikkerheder, især på store afstande af spildet.

Beregningerne viser, at sandsynligheden for, at et oliespild på eller større end 10.000 tons er 0,16% over feltets samlede levetid (10 år), mens den samlede sandsynlighed for et udslip >50 tons er 1%. Ved et lagertanksbrud er det beregnet, at mellem 12.000 og 19.000 tons kan lække ud. Sandsynligheden for dette er 0,1-0,3% over 10 år. Såfremt et blowout på 7.500 ton fordelt over 15 dage skulle indtræffe, er sandsynligheden for at spildet rammer den danske vestkyst størst om sommeren på strækningen mellem Hanstholm og Skallingen (20-30%). Der findes i denne periode forekomster af følsomme arter tæt ved kysten. Om vinteren er sandsynligheden for stranding størst (20-30%) mellem Hanstholm og Agger Tange. Der er kun lille sandsynlighed for, at et oliespild vil strømme ind i Ramsar- og EU-fuglebeskyttelsesområdet ved Harboøre/Agger Tange.

På den norske sydkyst er sandsynligheden for stranding af olie størst mellem Kristiansand og Stavanger om vinteren (20-40%). Om sommeren er denne strækning indskrænket til området mellem Kristiansand og Lista (20-35%). Der er en række fugleforekomster og ynglepladser af national og international betydning langs den norske kyst fra Kristiansand til Stavanger. Derudover findes lokaliteter, der er udpeget som verneområder med særlig landskabsæstetisk, rekreativ, botanisk eller zoologisk værdi. Stranding af olie på den sydnorske kyst kan forårsage skader på en række akvakulturanlæg. Der findes ialt 31 sådanne anlæg på kyststrækningen mellem Stavanger og Kristiansand.

Sælpopulationen ved Limfjorden befinder sig inden for det område, hvor der er mindst 20% sandsynlighed for, at oliespild fra et blowout vil nå kysten (20% influensområdet), men er delvist beskyttet af fjordmundingen. Sælpopulationerne på den sydnorske kyst ligger i kanten af 20% influensområdet. Der findes ingen større koncentrationer af andre hvalarter i området.

Både langs den danske og norske kyst findes der områder, der er vigtige for friluftaktiviteter/rekreation og turisme. Beregningerne viser yderligere, at den mindste drivtid til et vilkårligt punkt på den danske eller norske kyst er 5 døgn. Der er således rimelig varslings tid for beredskabet.

Oprydningsarbejde langs den norske kyst vil være vanskelig i skærgården, hvor der er mange skær og klipper. Oprydningsarbejde på sandstrande vil derimod være relativt let.

I området omkring Siri er der ingen særlige forekomster af havfugle. Derimod er der mere end 50% sandsynlighed for, at spildt olie efter 1-2 døgn vil drive ind i områder af international betydning for havfugle i Skagerrak og den sydvestlige del af Norske Rende.

Der er gydeområder for torsk, hvilling, makrel, brisling og sej inden for 25% influensområdet. De nævnte fiskearter producerer et højt antal æg over store områder og gydepladserne har stor geografisk spredning. Effekten fra et oliespild vil derfor være yderst begrænset og ikke føre til nedgang i bestandsstørrelserne inden for de nærliggende gydeområder. Lokalt kan oliespild medføre stort tab i populationen af æg og larver.

Beredskabsmæssige tiltag

En vigtig forebyggende foranstaltning ved oliespild er oliespildsberedskabet. Dette skal i løbet af kort tid kunne rykke ud til spildområdet for at bekæmpe oliespildet og overvåge spredningen af olien. Oliens indkredsning sker med flydespærringer og opsamles. I særlige tilfælde, og efter accept fra Miljøstyrelsen, kan et oliespild bekæmpes kemisk. Effektiviteten af beredskabet er yderst afhængig af vejrforholdene, oliens udbredelse når beredskabet når frem, og hvorvidt spildet er sket ved vandoverfladen eller under vand.

Kemikaliespild

Kemikalier leveres i koncentreret form til platformen i beholdere på op til 2,2 m³ volumen. Disse beholdere er konstrueret til at modstå stød i tilfælde af, at de tabes under håndteringen. Der er gennemført beregninger af effekterne i tilfælde af spild af 2,2 m³ koncentreret kemikalie. Da de konkrete kemikalier ikke er udvalgt på dette stadium af designfasen, er beregningerne foretaget for to kemikalier (en emulsionsbryder og en korrosionshæmmer) med høj toksicitet som anvendes i dag på andre platforme. Beregningerne viser, at der kan forventes effekter op til 1.400 meter fra platformen ved spild af denne type.

Forebyggende tiltag og miljøundersøgelser

Statoils overordnede miljøpolitik foreskriver blandt andet, at der for et projekt som Siri skal udarbejdes et program for sundhed, sikkerhed og miljø (SMS-program), der skal sikre, at tiltag vedrørende disse aspekter bliver planlagt og implementeret systematisk. SMS-programmet indeholder bl.a. projektets mål, acceptkriterier og nødvendige aktiviteter samt fastlægger ansvaret for SMS-aspekterne både internt og hos kontraktsselskaber.

Med hensyn til udvælgelse af kemikalier har Statoil udarbejdet egne procedurer med det formål at forhindre, at anvendelsen af kemikalier giver anledning til uacceptable effekter i miljøet. Procedurene indeholder også krav om testning og dokumentation af miljøegenskaber ved kemiske produkter incl. boremudder. Acceptkriterierne for kemikalier er baseret dels på Pariskonventionens vedtagelser og dels på OECD's kriterier for klassificering af kemiske stoffer. Desuden har man udarbejdet procedurer til minimering af effekter af kemikaliespild.

I forbindelse med indvindingsaktiviteterne kræver de danske myndigheder dels at der gennemføres en baseline-undersøgelse for at fastlægge miljøtilstanden før produktionens start, og dels at der med jævne mellemrum i driftfasen gennemføres kemisk og biologisk monitoring omkring feltet for at følge udviklingen. Et sådant program vil blive udarbejdet efter Miljøstyrelsens retningslinier, og skal godkendes af myndighederne førend det iværksættes.

Socioøkonomisk vurdering

De socioøkonomiske effekter af Siri-projektets miljøeffekter er vurderet. De relevante socioøkonomiske effekter relaterer sig til et hypotetisk stort oliespildsuheld. De socioøkonomiske effekter heraf vil kunne påvirke indtjenings- og beskæftigelsesmulighederne i fiskeri-, havbrug- og turisterhvervene på den danske vestkyst og i det sydvestlige Norge. I det datagrundlaget for at vurdere en sandsynlig oliespildsulykkes effekter (hvor meget olie forårsager hvor store skader på hvilke geografiske lokaliteter) er stort set ikke eksisterende, opstilles et skønsbaseret 'værest tænkeligt scenarie'.

Det opstillede scenarie tager udgangspunkt i følgende forudsætninger om olieudslipsheldets effekter:

- **Kystfiskeri/havbrug:** Det antages, at et olieudslip enten kan påvirke op til 20% af de sydvestnorske havbrug, eller op til 10% af kystfiskeriet i Vestjylland afhængigt af vind og strømforhold. Påvirkningen af kystfiskeriet i Jylland antages at svare til at 1-2 kommuner i en 3-måneders periode (den tid, som en oprensning af fiskepladserne ud for kysten forventes at tage) mister 10% af landingerne fra kystfiskeri, mens påvirkningen af havbrug i Norge antages at svare til at et helt års opdræt fra 12 havbrug ødelægges.
- **Havfiskeri:** Det antages der imidlertid at et større olieudslip, også kunne resultere i en nedgang på 5% i torskefiskeriet i Nordsøen nogle år efter udslippet. Det antages derudover, at nedgangen vil blive fordelt på fiskerihavnene på vestkysten i Danmark efter havnenes nuværende omsætning.
- **Turisme:** Det antages, at olieudslippet sker på et tidligt tidspunkt i den maksimale påvirkningsperiode (turistsæsonen), f.eks. i april, og at det resulterer i afbestillinger fra 30% af de potentielle gæster under den resterende del af sæsonen. Resultatet vil være et tab på ca. 25% af det samlede antal overnatninger. Det antages endvidere, at udslippet ved en given ulykke kun vil ramme én kommune.

Baseret på disse forudsætninger konkluderes det, at et stort udslip vil kunne føre til betragtelige tab for individuelle fiskere, havbrug og turistvirksomheder, men selv i de kommuner, som er mest afhængige af disse erhverv, vil indkomsttabene i kommunen som helhed være begrænsede, mindre end 4% af kommunens samlede indkomstmasse.

På nationalt niveau og på erhvervssektorniveau vil tabene være umærkelige. Specielt fiskeriet står dog over for en potentiel risiko for, at et meget stort olieudslip kan føre til en bredere negativ forbrugerreaktion på fisk fra Nordsøen generelt, baseret på frygt for forurening af fiskene.

Datakvalitet og begrænsninger

EU direktivet, der er det lovmæssige grundlag for VVM-redegørelsen, specificerer, at vurderingen skal indeholde en oversigt over eventuelle vanskeligheder (tekniske mangler eller manglende viden), som har forekommet i forbindelse med indsamlingen af de nødvendige oplysninger. De mest relevante aspekter gælder tilgængeligheden af:

- tekniske specifikationer af det vurderede projekt, særligt hvad angår kemikalieanvendelse
- relevante data for miljøbeskrivelsen af nærområdet
- økotoxikologiske data for oliens komponenter
- metodologi i forbindelse med selve miljøvurderingen.

1 Indledning

1.1 Introduktion

Siri-feltet ligger i blok 5604/20 i den danske sektor i Nordsøen. Der er identificeret tre separate olieholdige geologiske strukturer i området, som kaldes henholdsvis Siri Central, Siri Nord og Siri Øst.

Feltets tilstedeværelse blev første gang påvist ved boring af en efterforskningsbrønd (Siri-1) i Siri Central strukturen i december 1995. En ny efterforskningsbrønd (Siri-2) i august 1996 i den samme struktur har bekræftet fundet. Der er ikke foretaget efterforskningsboring i Siri Nord, men udbygning i denne struktur vil ske gennem en produktionsbrønd boret fra Siri Central.

I september 1996 blev der foretaget en efterforskningsboring (Siri-3) på Siri Øst, og olieholdige strukturer blev påvist. Feltet anses dog for ikke kommercielt udnytteligt og indgår derfor ikke i den foreliggende udbygningsplan.

De foreliggende planer om udbygning gælder Siri Nord/Central. Produktionen planlægges igangsat ultimo 1998. Den forventede produktionstid er ca. 10 år.

Siri-feltet er omfattet af licens 6/95. Følgende selskaber deltager i denne licens:

| | |
|---|--------|
| Statoil E&P (operatør) | 40 % |
| Enterprise Oil Norge Ltd. | 20 % |
| Dansk Olie- og gasproduktion A/S | 20 % |
| Philips Petroleum Company Norway | 12,5 % |
| DENERCO K/S | 7,5 % |
| Dansk Operatørselskab i-s (co-operatør) | 0 % |

1.2 Regelsættet for VVM-redegørelser

Lovhjemmel

Kravet om at udarbejde en VVM-redegørelse for kommerciel udvinding af olie og naturgas på havområdet er baseret på EU direktiv 85/337/EØF af 27. juni 1985 (ref. 1). Der er skabt hjemmel til implementering af den del af direktivet, der angår olie- og gasudvinding, ved lovbekendtgørelse nr. 552 af 29. juni 1995 (undergrundsloven), §28a (ref. 2).

Kravene til VVM-redegørelse for offshore olie- og gasproduktion reguleres af Energistyrelsen, som i øjeblikket er ved at udarbejde en ny bekendtgørelse, der skal beskrive kravene til VVM-redegørelse for offshore olie- og gasanlæg nærmere.

Formål

Formålet med udarbejdelsen af VVM-redegørelsen er, på så tidligt et tidspunkt som muligt, at vurdere de projekter, der kan forventes at påvirke miljøet i væsentlig grad.

Direktivet specificerer de anlæg, der er omfattet af kravet om udarbejdelse af en VVM-redegørelse, og de oplysninger, VVM-redegørelsen skal indeholde. Indholdet skal i korte træk omfatte:

- en beskrivelse af projektet
- en oversigt over de væsentligste tekniske alternativer
- en beskrivelse af de omgivelser, som i væsentlig grad kan blive berørt af anlægget
- en beskrivelse af anlæggets betydelige virkninger på omgivelserne
- en beskrivelse af anlæggets kortsigtede og langsigtede virkninger på miljøet
- en beskrivelse af de afhjælpende foranstaltninger, der tænkes iværksat
- en oversigt over eventuelle mangler ved og begrænsninger i oplysningerne og vurderingen af miljøpåvirkningen
- et ikke-teknisk resumé.

1.3 Tidsplan og procedure for VVM-behandlingen

Som operatør af Siri er Statoil ansvarlig for udarbejdelse og indhold af VVM-redegørelsen. Energistyrelsen er ansvarlig myndighed for behandlingen af VVM-redegørelsen for Siri.

Arbejdet blev påbegyndt i foråret 1996. Der forelå på det tidspunkt ingen VVM-redegørelser for olie/gas udvinding på dansk sokkel eller retningslinier for sådant arbejde. Energistyrelsen besluttede derfor, at nedsætte en følgegruppe for VVM-arbejdet, hvor operatør og myndigheder var repræsenteret. Følgende har været repræsenteret i gruppen:

- Energistyrelsen
- Miljøstyrelsen
- Skov- og Naturstyrelsen
- Statoil.

Følgegruppen har fungeret som et diskussionsforum, hvor organisering, indhold og proces knyttet til VVM-arbejdet for petroleumsvirksomhed på dansk sokkel har været diskuteret i relation til udarbejdelsen af en VVM-redegørelse for Siri.

Følgende omtrentlige tidsplan forventes for behandlingen af VVM-redegørelsen:

- Overlevering til Energistyrelsen: 12. februar 1997
- Offentlig høring: medio februar 1997 - primo april 1997
- Myndighedsbehandling: primo april 1997 - ultimo maj 1997

VVM-redegørelsen for Siri-projektet udarbejdes som et tillæg til "Ansøgning om godkendelse af indvindingsplan", og vil desuden danne grundlag for de videre miljørelaterede ansøgninger i forbindelse med projektet. VVM-redegørelsen behandles som et selvstændigt dokument i forhold til Indvindingsplanen med en egen hørings- og godkendelsesproces.

1.4 Redegørelsens opbygning

Opbygningen af VVM-redegørelsen fremgår af indholdsfortegnelsen, og vil derfor ikke blive gennemgået i detaljer her. Der skal dog knyttes nogle enkelte bemærkninger til indholdet:

Det er generelt forsøgt at adskille de tekniske beskrivelser og de miljømæssige vurderinger. Gennemgangen af de produktionstekniske forhold og deres forudsætninger (f.eks. reservoirforhold) er således samlet i kapitel 3, mens den miljømæssige vurdering af produktionen generelt og specifikt i forhold til de forventede tekniske løsninger findes i kapitlerne 6, 7 og 8 for henholdsvis udbygnings-, drifts- og nedtagningsfasen. De forventede socio-økonomiske konsekvenser gennemgås i kapitel 11. Basis for vurderingerne gives i kapitel 4, der omhandler de forskellige relevante miljøkrav, og kapitel 5, hvori de eksisterende miljøforhold i området beskrives.

Risikoen for uheld, der resulterer i større spild af olie og kemikalier samt konsekvenserne af sådanne uheld behandles særskilt i kapitel 9 ud fra et antal udvalgte uheldsscenerier. Yderligere beskrives det, hvorledes man forestiller sig at håndtere uheldssituationer for at minimere effekterne på miljøet. Statoils miljøstyringssystem og andre generelle forebyggende og kontrollerende foranstaltninger for at sikre en minimal miljøpåvirkning af projektet beskrives i kapitel 10.

Visse beskrivelser og vurderinger er begrænset af, at en række tekniske forhold ikke er fastlagt endnu, eller at det videnskabelige grundlag for vurderingerne er mangelfuldt eller ikke tilstede. Gennemgangen og diskussionen af mangler og begrænsninger i de foretagne vurderinger i de forskellige dele af redegørelsen er samlet i kapitel 12.

2 Alternative udbygningsløsninger

Nedenfor beskrives de væsentligste alternative feltudbygningsløsninger som hver især er blevet vurderet med hensyn til:

- transport af produceret olie
- feltudbygningsløsninger
- gasdisponering

Der er endvidere foretaget meget overordnede miljømæssige vurderinger af disse hovedalternativer med henblik på at få belyst eventuelle væsentlige miljømæssige forskelle på de alternative feltudbygningsløsninger.

2.1 Alternative feltudbygningsløsninger

Følgende hovedkoncepter er blevet vurderet i forbindelse med udviklingen af Siri-feltet:

1. Et flydende produktions- og lagerskib (FPSO) kombineret med en ubemandet brøndhovedplatform.
2. En platform på et understel i stål med brøndhoveder og behandlingsanlæg, kombineret med en separat boligplatform med broforbindelse mellem platformene og med et skib (FSU) som olielager.
3. En flytbar (jack-up) stålplatform med behandlingsanlæg og boligkvarter tilknyttet en brøndhovedstruktur og med et skib som olielager.
4. En flytbar (jack-up) stålplatform med behandlingsanlæg og boligkvarter tilknyttet en brøndhovedstruktur og med olielagertank placeret på havbunden.
5. En betonplatform med olielager (GBS, Gravity Based Structure) tilknyttet en brøndhovedplatform.

For alle alternativerne planlægges boring og brøndoverhaling udført med en flytbar (jack-up) borerig.

2.2 Overordnet vurdering af miljømæssige forhold ved alternativerne

Der foretages korte overordnede vurderinger af følgende forhold:

- transport af produceret olie
- feltudbygningsløsninger
- gasdisponering

2.2.1 Transport af produceret olie

I dag og i en årrække frem i tiden vil der blive produceret mere olie fra danske felter forbundet til olieeksportledningen fra Gorm-feltet til olieterminalen i Fredericia end der kan raffineres på de danske raffinaderier. Raffinaderiet i Fredericia (Shell) raffinerer udelukkende olie fra de danske felter, mens Kalundborg (Statoil) netop er ombygget til raffinering af olie/kondensat fra norske felter. Olien der leveres i Fredericia, men som ikke raffineres der, eksporteres videre til udenlandske raffinaderier. Det kan derfor antages, at den producerede olie fra Siri feltet, som i øvrigt ligger uden for den eksisterende infrastruktur, skal eksporteres til det internationale marked ad søvejen, enten direkte fra feltet eller via rørledning til anden udskibningsfacilitet.

Følgende eksportmuligheder er undersøgt:

- Transport i rørledning til Gorm-feltet og derfra eksport via olierøret til Fredericia.
- Transport i rørledning til Valhall eller Ekofisk på norsk sokkel og derfra via olierør til den engelske kyst eller eksport via bøjelastning til tanker.
- Bøjelastning til tanker på Siri-feltet.

Af økonomiske årsager er etablering af nyt olierør fra Siri til Valhall, Ekofisk eller Gorm ikke attraktivt. Investeringerne til 60-100 km lange rørledninger er så betydelige, at der ikke kan opnås lønsomhed i udbygningen af Siri. Hertil kommer investeringer til modifikationer på Valhall og Ekofisk, dersom disse platforme skulle være modtagere af olien.

Bøjelastning til tanker er derfor valgt som eksportkoncept. Det bemærkes, at bøjelastning er internationalt udbredt og langt hovedparten af f.eks. norsk olie, eksporteres via bøjelastning.

Umiddelbart ser bøjelastning også ud til at være miljømæssigt mest attraktiv. Transport gennem 300 km rørledning til Fredericia for senere udskibning gennem indre danske farvande rundt om Skagerrak og forbi Siri-feltet til udenlandsk raffinaderi, forekommer mindre hensigtsmæssigt end direkte transport fra feltet.

Såvel energiforbrug som risici for spild ved transport, herunder skibskollisioner, og anden håndtering af olien taler for bøjelastning på Siri.

2.2.2 Feltudbygningsløsninger

Der er foretaget en overordnet vurdering af de forskellige udbygningskoncepter på de punkter, hvor de forventes at medføre væsentlige forskelle inden for vigtige miljømæssige problemstillinger, dvs.:

- CO₂/NO_x -emissioner
- VOC-emissioner
- udledning af ballastvand
- udslip i forbindelse med uheld
- afvikling/ressourceudnyttelse

Andre områder, hvor alternativerne miljømæssigt set forventes at være sammenlignelige, er ikke beskrevet. Øgede emissioner til atmosfæren fra øget energiforbrug ved rørledningstransport af olie til land, er indeholdt i vurderingen under pkt. 2.2.1.

CO₂/NO_x:

- Med hensyn til energiforbrug er faste installationer at foretrække fremfor flydende, da de sidstnævnte skal bruge energi til at fastholde deres position i forhold til opankringssystemer. Dette vil favorisere en GBS (alt.5) og en platformløsning med lagertank på havbunden (alt. 4)
- Alternativer med samlet kraftproduktion vil være at foretrække fremfor alternativer med delte løsninger, da samlede løsninger vil have et potentiale for højere energieffektivitet. Alt. 2 og 3 indebærer sandsynligvis egen kraftproduktion på lagerskibet (FSU) pga. de høje omkostninger forbundet med et kabel fra platform til FSU. Alternativerne 1, 4 og 5 vil derfor være at foretrække.

Konklusion: Udfra en samlet vurdering af energieffektivitet synes alternativerne 4 og 5 at være bedst, derefter kommer alternativ 1. Alternativerne 2 og 3, med delte løsninger, synes at være de dårligste.

VOC:

- Alternativerne med lukkede systemer til lagring af olie er bedst med hensyn til afdampning af VOC, hvilket favoriserer en GBS (alt. 5) og en platform med en lagertank på havbunden (alt. 4).
- Størstedelen af VOC-afdampningen sker ved lasteoperationer. Alternativer med én lasteoperation er derfor bedre end alternativer med to lasteoperationer. Dette indebærer, at alt. 1, 4 og 5 er at foretrække.

Konklusion: Alternativerne 4 og 5 er at foretrække, derefter kommer alternativ 1. Alternativerne 2 og 3 er dårligst ved denne sammenligning.

Udledning af ballastvand:

- En GBS med olielager i tilknytning til platformbenene og en jack-up platform med en tæt olietank på havbunden, vil begge indebære etablering af et olielager, som til enhver tid er fyldt med væske. Når tankene ikke er fyldt med olie vil den resterende væskemængde være havvand. Kontakten mellem olie og havvand indebærer, at små oliemængder blandes med vandet. Ved produktion vil olien fortrænge ballastvand som udledes til havet. De andre alternativer indebærer ikke udslip af olieholdigt ballastvand.
- Alternativerne vurderes at være lige gode med hensyn til andre almindelige udledninger til havet.

Konklusion: Alternativerne 1, 2 og 3 vil være at foretrække fremfor alternativerne 4 og 5 med hensyn til udledning af olieholdigt vand til havet.

Olieudslip i forbindelse med uheld:

- Alternativerne med flydende olielager (FSU), dvs. alternativerne 1, 2 og 3, vil indebære en risiko for, at andre skibe vil kunne kolliderer med lageret, hvilket kan føre til udslip af olie. Sandsynligheden for denne hændelse er imidlertid lille.
- Alternativerne med olielager på havbunden, dvs. 4 og 5, vil ikke medføre sandsynlighed for kollision. Disse lagre vil imidlertid kunne være udsat for faldende genstande fra platformen. Tankene vil blive sikret mod dette. Disse alternativer vil dermed være at foretrække.
- Alle alternativerne vil være sammenlignelige med hensyn til andre uheldsbetingede udslip af olie.

Konklusion: Alternativerne 4 og 5 er at foretrække med hensyn til at undgå uheldsbetingede olieudslip.

Afvikling/ressourceudnyttelse:

- Flydende enheder er at foretrække fremfor faste installationer, da disse giver et højere potentiale for genbrug på andre områder/felter. Dette indebærer, at alternativerne 1 og 3 er at foretrække frem for 4, derefter kommer alternativerne 2 og 5.
- Installationer af stål er at foretrække frem for installationer af beton, da disse har et meget større potentiale for genanvendelse af konstruktionsmateriale. Dette indebærer, at alternativerne 1, 2 og 3 er at foretrække, derefter kommer 4. Alternativ 5 vurderes som det dårligste alternativ.

Konklusion: I en totalvurdering af mulighederne for afvikling/ ressourceudnyttelse vurderes alternativerne 1 og 3 at være bedst, derefter kommer alternativ 4 og alternativ 2. Alternativ 5 er dårligst med hensyn til afvikling/ressourceudnyttelse.

Opsummering:

Hvis ovennævnte miljømæssige forhold summeres op i en tabel med angivelse af de enkelte alternativets placeringer (laveste tal betyder bedste placering) fås følgende resultat.

Tabel 2.1 Rangordning af de forskellige alternativer efter pladsciffer

| Alternativ | CO ₂ /NO _x -emission | VOC-emission | Udledning af ballastvand til havet | Uheldsbetingede olieudslip | Afvikling og ressourceudnyttelse |
|-------------------------------------|--|--------------|------------------------------------|----------------------------|----------------------------------|
| 1. FPSO | 2 | 2 | 1 | 2 | 1 |
| 2. Stålplatform med FSU | 3 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| 3. Jack-up stålplatform/FSU | 3 | 3 | 1 | 2 | 1 |
| 4. Jack-up platform/ havbunds-lager | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 5. GBS | 1 | 1 | 2 | 1 | 4 |

Ud fra en grovmasket, samlet vurdering af de miljømæssige forhold synes en flytbar (jack-up) platform med olielager på havbunden (alt.4) og en FPSO (alt.1) at være bedst. En GBS (alt. 5) og en flytbar (jack-up) med FSU (alt. 3) kommer ud nogenlunde ens og placeres efter alt.4 og 1. En steel-jacket med FSU (alt. 2) opnår dårligste placering.

2.2.3 Gasdisponering

En del af gassen i Siri-feltet vil blive brugt som brændstof til energiforsyningen. De resterende mængder gas kan principielt disponeres på følgende måder:

- afbrænding
- eksport som salgsgas
- reinjiceres i reservoiret

Afbrænding af gas er en miljømæssig set dårlig løsning og er, både vurderet ud fra selskabets miljøpolitik og ud fra myndighedskrav, en uaktuel løsning.

Der er kun begrænsede mængder gas i Siri-feltet. Eksport af salgsgas vurderes derfor at være en uaktuel løsning i betragtning af de høje omkostninger en ny

rørledning fra Siri vil medføre, de begrænsede indtægter de små gasmængder vil give samt feltets marginale totaløkonomi.

Gassen i Siri-feltet vil blive brugt til reinjicering sammen med havvand/produceret vand for at vedligeholde trykket i reservoiret og til kunstigt løft (gasløft). Brug af gas til reinjicering og gasløft vil medføre en øget olieindvinding og vil således give et positivt bidrag til ressourceudnyttelsen i området, og på denne måde også medføre en mindre emission pr. produceret olieenhed.

2.3 Begrundelse for valg af udbygningsløsninger

Der er foretaget en miljømæssig vurdering af de hovedalternativer man har stået over for i valget af en udbygningsløsning for Siri-feltet. Valget af udbygningsløsning vil selvsagt være tæt knyttet til andre forhold såsom investeringer, driftsudgifter, sikkerhed, udbygningstid og lignende. Disse forhold kan i udgangspunktet være i konflikt med valg af det miljømæssigt set bedste alternativ.

For Siri-feltet, som har en marginal feltøkonomi, har det været afgørende at finde en udbygningsløsning med et lavt omkostningsniveau, for at kunne skabe et økonomisk grundlag for en udbygning. Samtidig ønskes det inden for acceptable økonomiske rammer at etablere de miljømæssigt set bedste løsninger.

Gennem valget af en flytbar (jack-up) platform med lagertank på havbunden kombineret med skibstransport af olie, har man valgt en hovedløsning, der både teknisk, økonomisk og miljømæssigt er vurderet at være god. Herved er der også etableret et godt grundlag for det videre arbejde med at minimere miljøpåvirkningerne fra projektet.

Der vil blive lagt op til en bedst mulig miljømæssig tilpasning i den videre udvikling og design af disse koncepter.

3 Projektbeskrivelse

3.1 Indledning

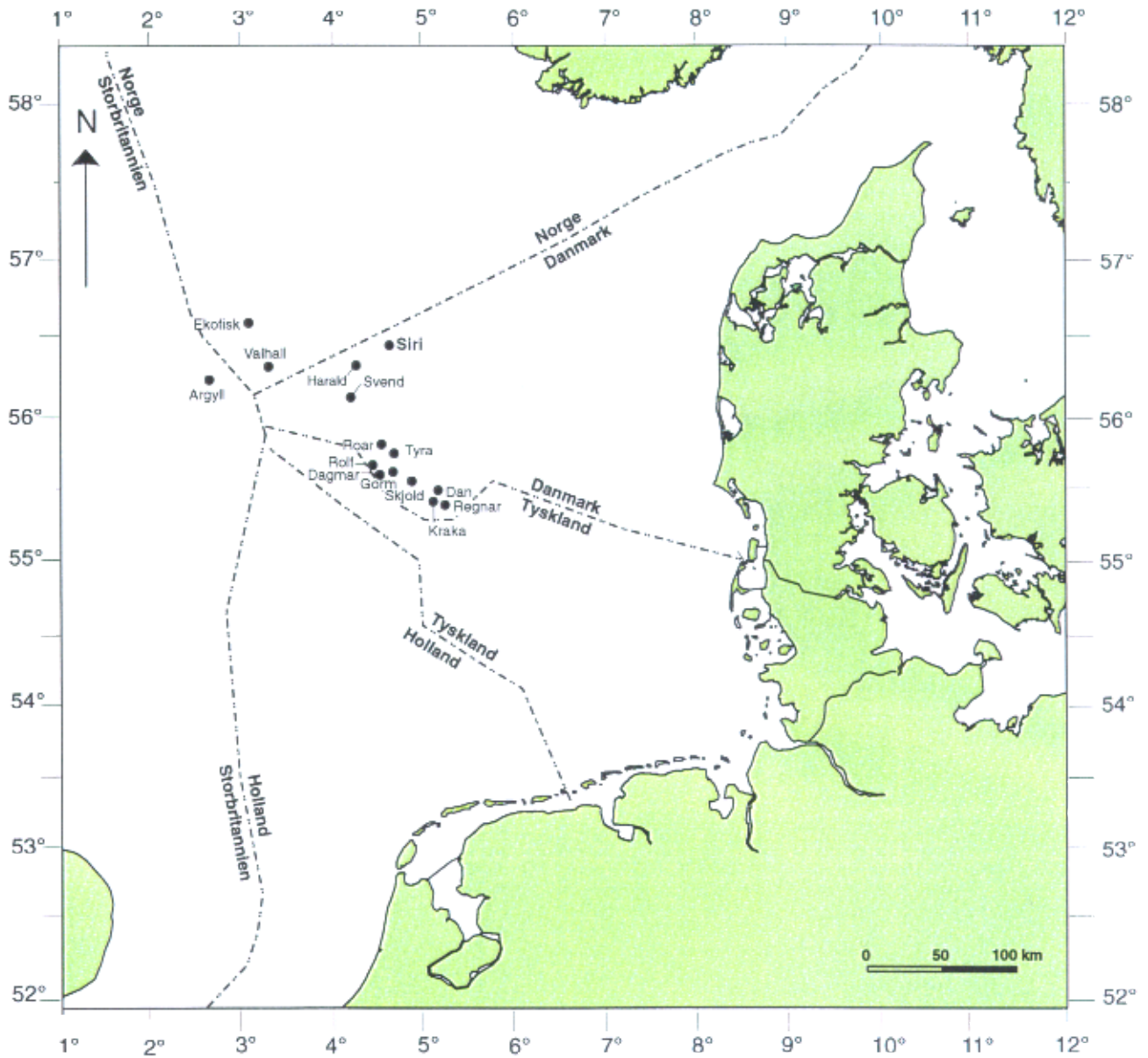
I dette kapitel vil der blive redegjort for de tekniske forhold ved projektet, i det omfang de er fastlagt på nuværende tidspunkt. Det konceptmæssige grundlag for projektet gennemgår en løbende udvikling i en dialog mellem Statoil og entreprenør. VVM-redegørelsen fokuserer på de konceptafhængige miljømæssige problemstillinger, og vurderingerne vil være begrænsede af, at det endelige konceptvalg endnu ikke foreligger. Den offentlige høring og myndighedernes slutbehandling af VVM-redegørelsen vil også danne grundlag for den videre planlægning af projektet.

Nævrende VVM-redegørelse giver altså en miljøvurdering ud fra projektets nuværende status. VVM-arbejdets konklusioner vil indgå ved det endelige valg af koncept og videre ind i detailprojekteringsfasen, og vil danne grundlag for senere miljørelaterede ansøgninger og dokumentation af de miljømæssige problemstillinger, der er relateret til Siri-feltets udbygning.

Ved udviklingen af projektet afvejes en række hensyn mod hinanden. Anvendelse af bedste tilgængelige teknologi (BAT; Best Available Technology) med henblik på at begrænse de miljømæssige konsekvenser af projektet vurderes i forhold til omkostninger og operationelle betingelser og hensyn. Dette indgår som en løbende vurdering i projektudviklingen og reflekteres blandt andet i de afvejninger som er beskrevet i dette kapitel.

3.2 Feltets placering

Siri-feltet ligger i blok 5604/20 i den nordøstlige del af den danske sektor af Nordsøen, se figur 3.1. Nærmeste infrastruktur er platformen på Harald-feltet omtrent 40 km sydvest for Siri Central. Afstanden til Gorm-feltet, hvor den danske olieledning til land starter, er ca. 100 km. Valhall er det nærmeste felt på norsk sokkel og ligger ca. 80 km nordvest for Siri. Korteste afstand til land er ca. 200 km.



Figur 3.1 Siri-feltets placering på dansk sokkel

3.3 Efterforskningshistorie og reserver

Feltet blev første gang påvist ved boring af efterforskningsboringen (Siri-1) i Siri Central i december 1995. Brønden blev testet i oliezone og producerede olie uden vand eller sand. En ny efterforskningsboring (Siri-2), som blev boret i august 1996, bekræftede fundet. Brønden blev ikke testet, men der blev udtaget væskeprøver fra formationen.

Det er ikke foretaget nogen boring i Siri Nord, men denne struktur vil blive udbygget gennem en produktionsbrønd boret fra Siri Central.

Feltet Siri Øst blev påvist med boringen Siri-3 og -3A i september 1996, men denne struktur er erklæret ikke kommerciel udnyttelig.

Der er tidligere foretaget reservoirkortlægning med todimensional (2D)-seismik, som er blevet suppleret med 3D-seismik fra marts/april 1996. Sammen med efterforskningsboringerne udgør disse kortlægninger grundlaget for udformningen af feltudviklingsplanerne.

De samlede oliereserver i Siri Central/Nord er estimeret til i størrelsesorden 10 mio. Sm³. Usikkerheden på vurderingen af reservernes størrelse er imidlertid stor.

Olieproduktion planlægges igangsat fra oktober 1998.

3.4 Reservoirforhold og indvindingsstrategi

Siri-strukturen ligger i Listaformationen. Selve reservoiret ligger i et sandstenslag fra Paleocæn. Dybden ned til reservoiret (olie/vand-kontakten) er 2074 m. Initialtrykket i reservoiret er 231 bar og temperaturen i reservoiret er målt til 78 °C (Siri Central).

Oliens sammensætning er vurderet på basis af prøver fra efterforskningsboringen Siri-1 på Siri Central, se tabel 3.1.

Tabel 3.1 Oliens sammensætning på Siri.

| Komponent | Mol% |
|---------------------------------|--------|
| Nitrogen | 0,67 |
| Carbondioxid | 0,09 |
| Methan | 29,30 |
| Ethan | 7,12 |
| Propan | 7,79 |
| Butan | 6,03 |
| C ₅ - C ₉ | 20,80 |
| C ₁₀₊ | 28,20 |
| Sum | 100,00 |

Råoliens densitet er målt til $0,841 \text{ kg/m}^3$ og densiteten af C₁₀₊-fraktionen er målt til $0,887 \text{ kg/m}^3$.

Indvindingsstrategien for Siri er baseret på injektion af vand og gas for at opretholde trykket. Injektionsmængderne svarer til volumen af væskeproduktionen (olie og vand). Produktionsbrøndene vil blive fordelt over hele strukturen for at minimere regionale udtømmningseffekter og for at maksimere den total indvinding. Produktionen er planlagt at ske så langt væk som muligt fra vandzonen, og brøndene vil som en hovedregel blive udført som horisontale brønde placeret højt oppe i reservoirerne.

3.5 Særlige forhold i formationen som har indflydelse på udbygnings- og produktionsløsninger

Olien i formationen ligger i tynde lag med varierende tykkelse og medfører store boretekniske udfordringer. Dette indebærer at der, for at sikre en optimal boring og derved en maksimal udnyttelse af olieressourcerne, vil blive benyttet oliebase-ret boremudder til boring i de olieførende lag.

Analyser af formationsvandet fra boringen Siri-2 viser, at indholdet af tungmetallerne barium og strontium er højere end i normalt havvand. Analyserne af formationsvandet viser et niveau på $8,5 \text{ mg/l}$ barium og 565 mg/l strontium. Til sammenligning kan nævnes, at de tilsvarende niveauer i normalt havvand er henholdsvis $0,02 \text{ mg/l}$ og 8 mg/l . Dette indebærer et relativt stort potentiale for ud-

fældning af disse metaller som sulfatforbindelser (scaling) ved blanding af formationsvand med havvand i forbindelse med vandinjektion .

Forsøg med Siri-olien viser, at den danner relativt stabile vand-olie emulsioner, specielt ved lavt vandindhold (5-10%) og at tilsætning af emulsionsbrydende stoffer giver et godt resultat med hensyn til at hindre dannelse af emulsioner. Dette indikerer et relativt stort behov for tilsætning af emulsionsbrydende stoffer i processen.

Laboratorieanalyser viser, at olien fra Siri-1 indeholder ca. 1% asfaltener, men der forventes ikke dannelse af asfaltener under normal produktion eller som et resultat af gasløft.

Der forventes ikke voksdannelse under produktionen på Siri Central, men voksdannelse forudses at kunne forekomme i olielagertanken. Det planlægges afhjulpet ved opvarmning af olien i tanken.

Indholdet af H₂S (0,2 ppm) og CO₂ (0,09 mol%) er lavt og forventes ikke at medføre specielle problemer vedrørende korrosion. I løbet af projektets levetid kan der imidlertid blive dannet H₂S fra gennembrud af havvand i forbindelse med vandinjektionen.

Under normale forhold på Siri Central forventes der ikke hydratdannelse.

For at opretholde reservoirtrykket, reinjiceres vand og overskudsgas i Siri Central. Der er ikke nok produceret vand de første år til at reinjektion af dette alene kan opretholde reservoirtrykket. Blanding af produceret vand og havvand kan give problemer med scaling, som nævnt ovenfor. Dette problem ville kunne elimineres ved kun at injicere rent havvand. Af miljømæssige årsager ønskes det imidlertid at minimere udledning af olie og kemikalier fra det producerede vand og derfor blandes det producerede vand alligevel med havvand og reinjiceres i reservoiret. Scaling-problemet vil blive forsøgt løst med tilsætning af kemikalier, jf. ovenfor. Derudover planlægges gasløft på Siri Central for at give olien et kunstigt løft pga. lavt reservoirtryk. Et alternativ til gasløft er at anbringe elektrisk drevne pumper i produktionsbrøndene.

3.6 Installationer

Felt-installationer

Siri Central planlægges udbygget med en jack-up platform i stål, som står fastgjort med tre ben til et olielager på havbunden. En tårnlignende brøndhovedstruktur vil være fastgjort til olielageret på bunden og til dækket på platformen. Figur 3.2 viser udformningen af de planlagte feltinstallationer.

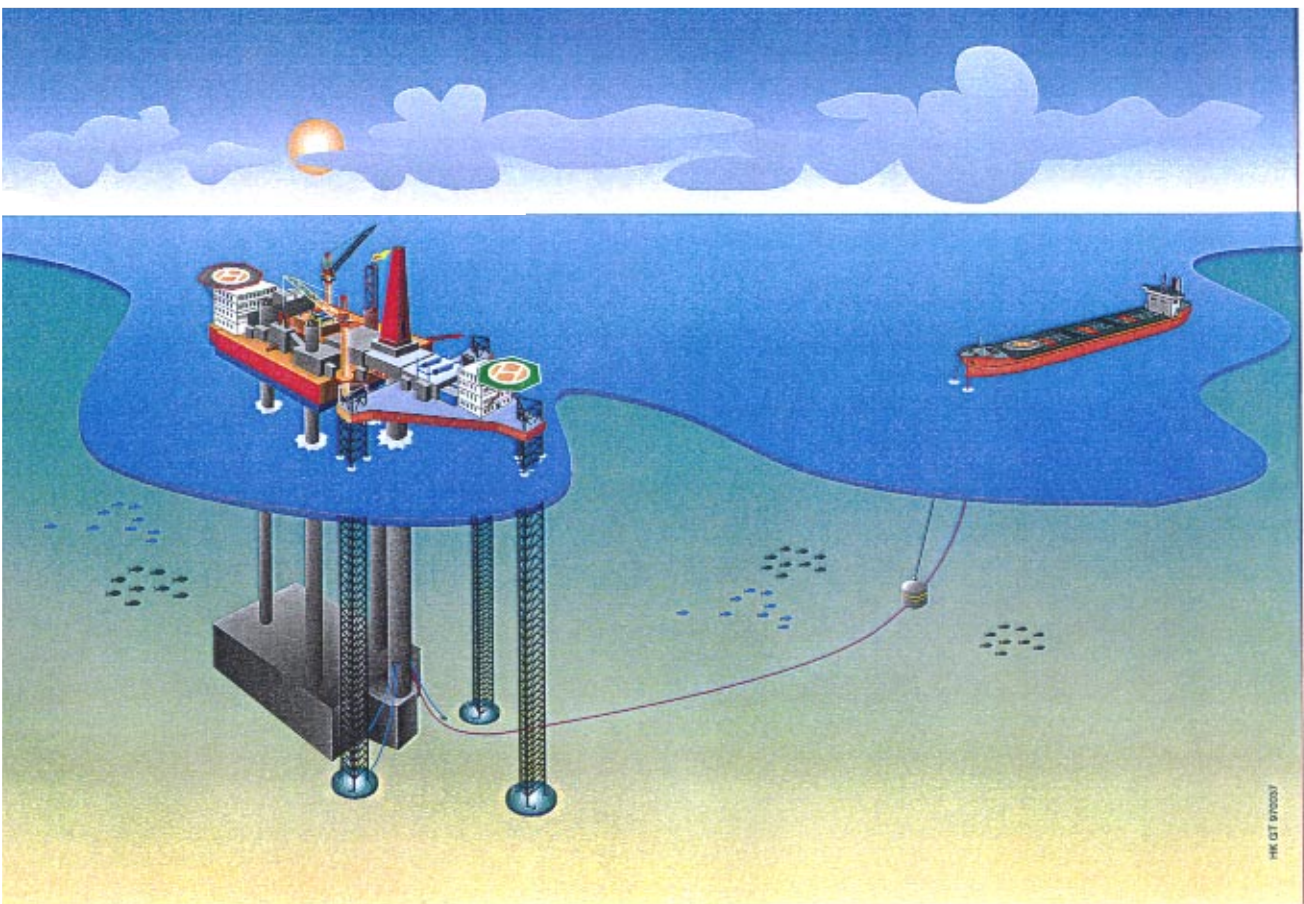
Lagertanken og brøndhovedstrukturen vil blive sammenkoblet på land og blive installeret som en enhed. Platformen vil blive installeret i en senere operation og koblet til tanken og brøndhovedstrukturen.

Platformen er planlagt som en integreret platform med boligkvarter og procesanlæg. Boligkvarteret designes til at kunne huse 60 personer, men der forventes

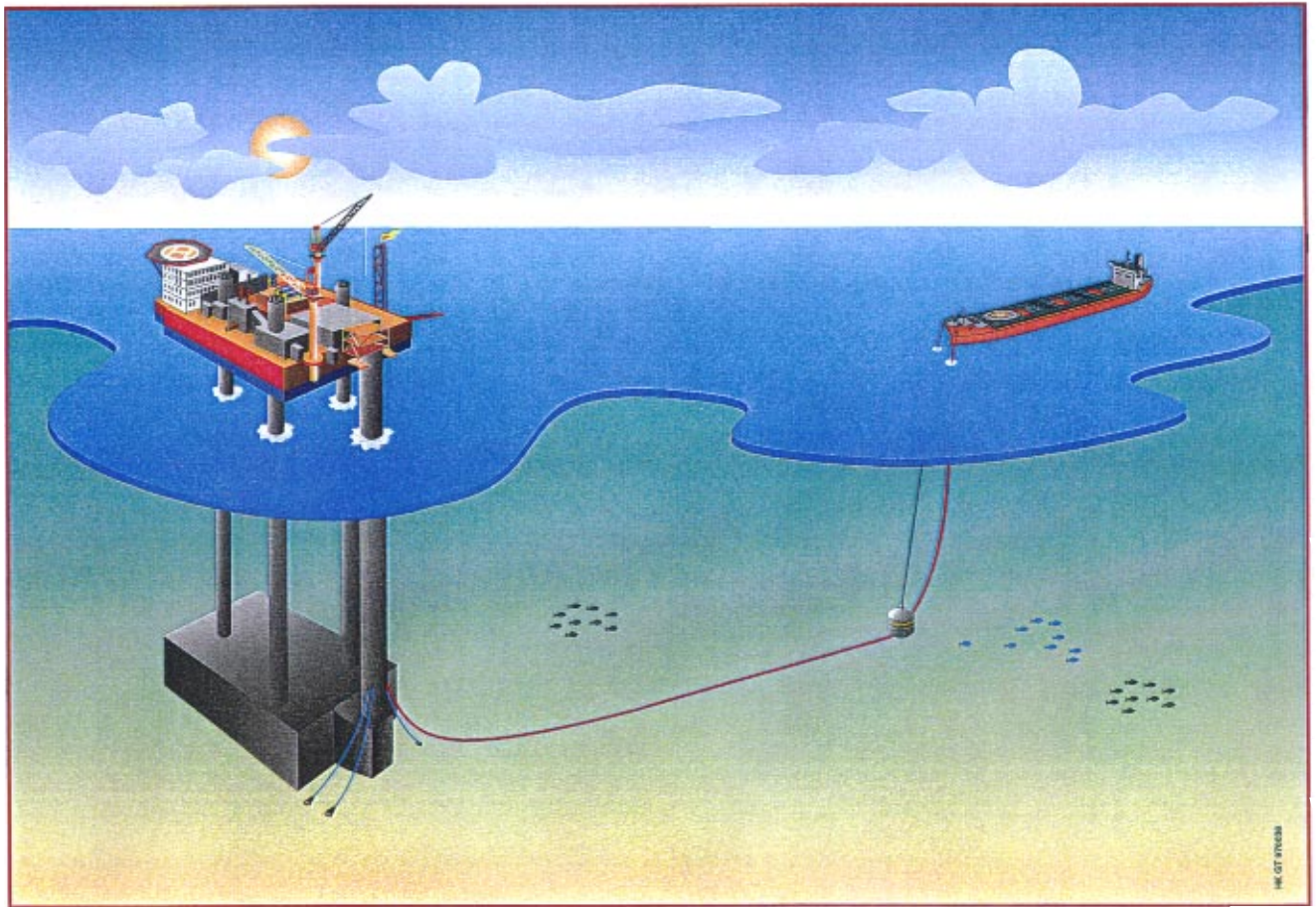
normalt kun en bemanning på 30 personer. Platformen designes med en levetid på 20 år, mens procesfaciliteterne designes med en levetid på 10 år.

Det planlægges at placere platformen på position 56° 28' 59" Nord og 4° 54' 43" Øst, hvor vanddybden er ca. 60 m.

Olien vil blive lagret i en olietank på 50.000 m³, som vil blive bygget af stål eller beton. Tanken vil blive placeret på havbunden under platformen og vil bestå af et hovedkammer på 30.000 m³ og tre mindre kamre på hver ca. 7.000 m³. Olien vil blive overført fra olielageret via en lastebøje til et tankskib og transporteret til modtageanlæg på land.



Figur 3.2 Skitse af de planlagte feltinstallationer på Siri Central i fasen med både boring og produktion. Desuden er vist et tankskib til lastning af olie.



Figur 3.3 Skitse af de planlagte feltinstallationer på Siri Central i produktionsfasen. Desuden er vist et tankskib til lastning af olie.

Havbunden under platformen består af et ca. 5 meter tykt lag af løst sand, hvorunder der findes et fastere lerlag. For at sikre god stabilitet vil tanklageret, hvis det konstrueres i stål, blive udstyret med skærter og blive placeret i en fordybning, der udgraves til en størrelse på 100 x 100 x 5 meter. Desuden forventes der udgravet et lige så stort område til boreplatformen for at sikre stabiliteten af denne under boreoperationerne. Denne fordybning overvejes opfyldt med grus. I alt planlægges der således udgravet et sammenhængende område på 100 x 200 x 5 meter, dvs. et volumen på 100.000 m³. Det opgravede materiale planlægges klappet på en egnet lokalitet i nærheden. Arbejderne forventes gennemført i april 1998. En tilsvarende udgravning er ikke planlagt for en løsning med tank/brøndhovedstruktur udført i beton.

Afstanden mellem platformen og lastebøjen vil være ca. 2 km og rørledningsdiameteren forventes at være 14". Ledningen forventes nedgravet eller tildækket. Olien pumpes med en rate på 2500 m³/time fra tanken over til et tankskib. Totalt regnes der med op til 26 timer, inkl. til- og frakobling, til at fylde et tankskib.

Antal skibslaster pr. år vil variere med produktionsprofilen, se tabel 3.3. Der forventes ca. 36 skibslaster/år i 1999 faldende til 6 skibslaster i 2008.

Der vil permanent være et standby fartøj ved feltet. Som grundlag for de videre vurderinger forudsættes transport af personel at ske med helikopter fra Esbjerg og transport af forsyninger med et forsyningskib med base i Esbjerg. Andre baseløsninger kan imidlertid blive aktuelle.

Boring og brønde

Totalt planlægges der boret 9 brønde, men usikkerheder i det reservoirmæssige grundlag kan medføre ændringer. Det forventes, at det totale antal vil ligge i intervallet 6-11 brønde.

Siri Central planlægges udbygget med 5 olieproducerende brønde og 3 injektionsbrønde for vand og gas, samt plads for tilknytning af 3 mulige fremtidige brønde. Desuden udbygges Siri Nord ved en brønd boret fra Siri Central. Det planlægges at designe brøndene med en levetid på 10 år.

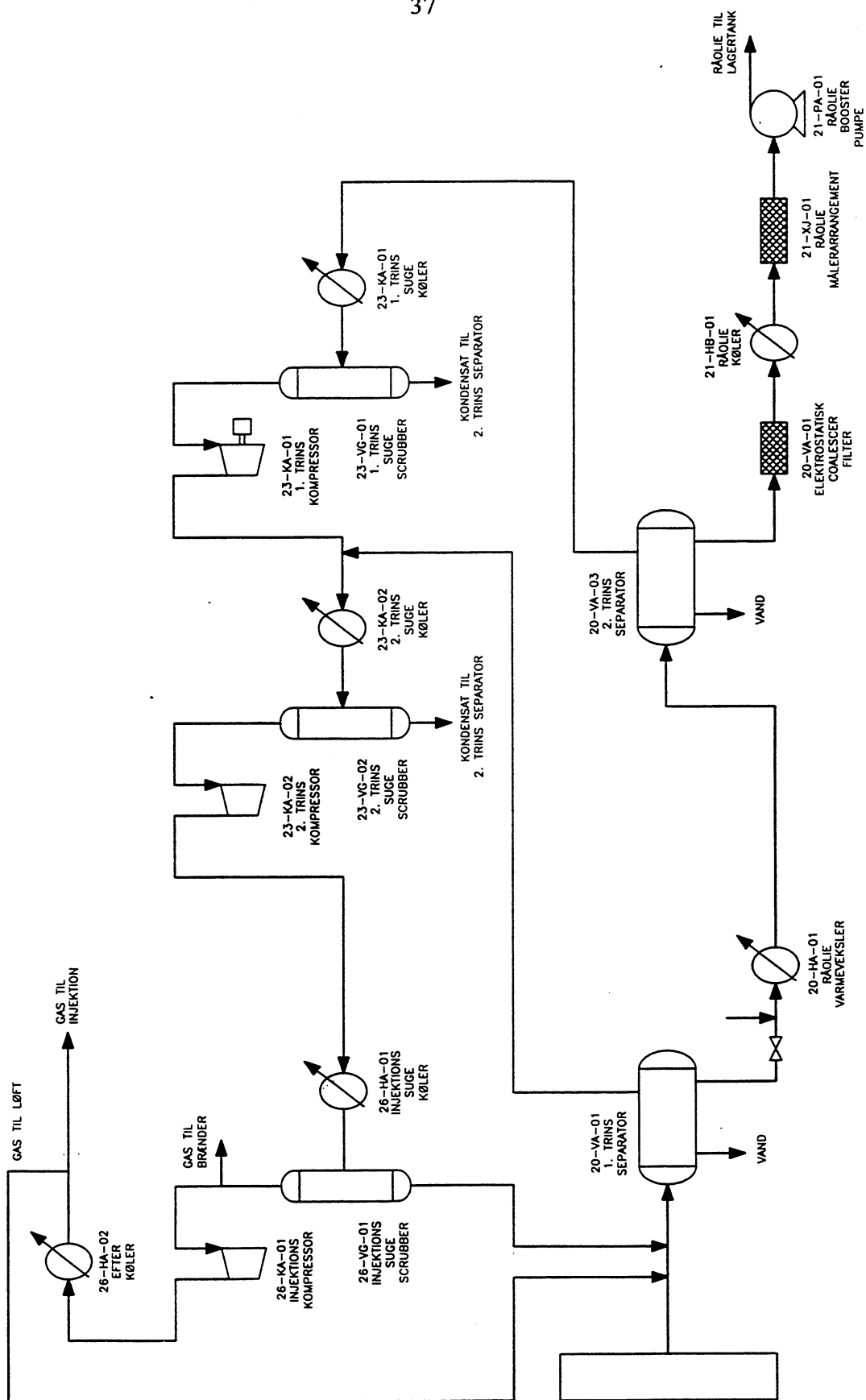
Minimum 4 brønde på Siri Central/Nord, 3 produktionsbrønde og 1 injektionsbrønd, planlægges forhåndsboret umiddelbart efter installation af lagertank og brøndhovedfaciliteter. Dette planlægges at ske fra 2. kvartal 1998. Boringerne sker ved at en jack-up borerig skydes ind over brøndhovedstrukturen, når den og tanken er installeret. Boring og komplettering planlægges udført kontinuerligt. Når procesplatformen er placeret, vil boring og produktion foregå samtidig, se figur 3.2. Boreplatformen fjernes når alle brønde er færdigboret og klargjort.

Brøndene på Siri planlægges boret med vandbaseret boremudder frem til de olieførende lag. Derefter planlægges det at bruge oliebaseret boremudder på grund af vanskelige reservoirmæssige forhold. Oliebaseret boremudder kan også blive brugt i nogle af sektionerne, før man når de olieførende lag. Det planlægges at reinjicere alt olieholdigt borespånemateriale til brøndenes annulus (mellemløbet mellem to foringsrør).

3.7 Beskrivelse af produktionsmetoder og processer

Brøndene vil producere en blanding af olie, gas og vand, som vil blive skilt i procesanlæggets separatorer ved regulering af tryk- og/eller temperaturforhold. I processen vil der formodentlig ske tilsætning af kemikalier for at hindre/minimere hydratdannelse, scale-udfældninger, korrosion, emulsionsdannelser, skumdannelse og mulig dannelse af voks og asfaltener. Brugen af produktionskemikalier er nærmere beskrevet under kapitel 7. Figur 3.4 viser en generel skitse af et procesanlæg med separation i 2 trin i lighed med det der planlægges for Siri.

PROCES FLOW DIAGRAM



Figur 3.4 Generel skitse af procesanlæg med 2-trins separation.

Tabel 3.2 Procesanlæggets forventede kapacitet

| | Designkapacitet (Sm ³ /sd) |
|-----------------------|--|
| Olieproduktion | 8.000 |
| Vandbehandling | 11.000 |
| Total væskeproduktion | 12.000 |
| Gasbehandling | 1,5 x 10 ⁶ |
| Gaskomprimering | 1,5 x 10 ⁶ |
| Vandinjektion | 13.000 |

Olien vil gennem processen blive stabiliseret til et damptryk (True Vapour Pressure) på mindre end 1 atm ved højeste lagrings-/lastetemperatur, noget som reducerer afdampningspotentialet for flygtige organiske forbindelser (VOC). Derefter vil den stabiliserede olie blive transporteret til olietanken på havbunden.

Olietanken vil af hensyn til bæreevne og stabilitet altid være væskefyldt (havvand eller olie) og udveksle med havvandet udenfor via en vandfyldt buffertank. Ved påfyldning af olie vil havvand blive presset ud af tanken og ved overførsel af olie til tankskib vil havvand blive trukket ind i tanken for at opretholde trykket. Olien i olielageret vil flyde oven på vandet, men noget vil blive opløst/dispergeret i vandet og følge med ud til havet, når vandet fortrænges ved produktion. Mellem olielaget og vandet vil der være et mellemlag bestående af en olie/vand emulsion. Erfaringer fra Staffjord har vist et indhold på 2-3 mg/l dispergeret olie i fortrængningsvandet. Olietanken vil blive udstyret med et overvågningssystem for at kunne måle olieindholdet i det vand, som fortrænges under produktion. Det senere design vil fastlægge den endelige udformning af tanken og udslips/målearrangementerne.

Der forventes produceret ca. 700.000 Sm³ gas pr. døgn det første år, derefter vil gasproduktionen aftage. Gassen vil blive brugt til følgende formål:

- Kraftproduktion ved forbrænding i turbiner (brændstof).
- Injektion i produktionsbrøndene for at give olien et kunstig løft (gasløft).
- Overskudsgassen vil blive injiceret i reservoiret sammen med vand for trykvedligehold.

Formationsvandet vil, efter at det er skilt fra oliefasen, blive rensat for partikler, blandet med havvand og reinjiceret i reservoiret for at hindre udledning til havet. Havvandet vil blive rensat for grove partikler, iltindholdet vil sandsynligvis blive reduceret til maksimum 20 ppb, og der vil blive tilsat kemikalier (biocid) i vækstsæsonen for at hindre begroning. Blanding af formationsvand og havvand kan

føre til udfældning af tungmetallerne barium og strontium som sulfater og dannelse af såkaldt scale. Dette vil i såfald blive kontrolleret gennem tilsætning af kemikalier (scale-inhibitor). Det producerede vand vil efter nogen tid bestå af en blanding af formationsvand og reinjiceret havvand som bryder igennem til produktionsbrøndene.

Der eksisterer imidlertid en lille usikkerhed, som ikke kan elimineres før anlægget er sat i drift. Dersom det skulle vise sig at scaleproblemerne ikke kan håndteres, må udledning af produceret vand til havet vurderes påny. I så fald vil den nødvendige renseteknologi blive installeret for at rense vandet i overensstemmelse med myndighedernes krav.

Følgende årlige produktionsstørrelser af olie og vand forventes fra Siri Central/Nord:

Tabel 3.3 Forventet produktion af olie og vand fra Siri Central/Nord

| År | Årlig olieproduktion (MSm ³) | Gennemsnitlig daglig total vandproduktion (Sm ³ /d) |
|------|--|--|
| 1998 | 0,69 | 1.700 |
| 1999 | 2,59 | 5.300 |
| 2000 | 1,83 | 7.500 |
| 2001 | 1,30 | 8.300 |
| 2002 | 0,95 | 8.500 |
| 2003 | 0,72 | 9.300 |
| 2004 | 0,57 | 9.800 |
| 2005 | 0,46 | 10.000 |
| 2006 | 0,40 | 10.000 |
| 2007 | 0,36 | 10.000 |
| 2008 | 0,33 | 7.000 |
| 2009 | 0,13 | 5.000 |

Af miljømæssige grunde vil det producerede vand blive reinjiceret i reservoiret i Siri-feltet. Dette vil stort set fuldstændig eliminere udslip af :

- dispergeret olie
- opløste hydrocarboner (hovedsagelig carboxylsyrer, aromater og fenoler)
- en række produktionskemikalier
- tungmetaller og lavradioaktive stoffer

Injektionen vil ske med to vandinjektionspumper, som pumper vandet ned i injektionsbrøndene. Hver af disse pumper er beregnet til at kunne være til rådighed i 95% af tiden, dvs. de kan være ude af drift 5 % af tiden. Ud fra denne rådighed kan begge pumperne altså samtidig forventes at være ude af drift 0,25% af tiden. Hver pumpe er designet til at tage 6.500 Sm³/d, hvilket vil være tilstrækkeligt til at injicere store dele af det producerede vand selv med en pumpe ude af drift, se vandproduktionsprofilen i tabel 3.3.

Ved lastning af olie vil energibehovet til olieeksportpumperne kunne føre til, at der bliver mangel på energi til at drive vandinjektionssystemet, se nedenfor om kraftproduktionen. Det vil sandsynligvis føre til, at en af vandinjektionspumperne tages ud af drift og kan medføre, at den ene vandinjektionsstrøm står stille i ca. 20 timer, dvs. den tid det tager at laste et tankskib. Dette vil ske ca. hver 10. dag i år 1999 hvor produktionen er størst, aftagende til én gang hver 2. måned i slutfasen. I de år, hvor lastning sker hyppigst på grund af stor olieproduktion er vandproduktionen lavest og injektionsbehovet for produceret vand forventes derfor stort set at kunne dækkes af én pumpe.

Pumperne og tilhørende systemer skal vedligeholdes. Dette vil blive udført i de perioder hvor pumperne er ude af drift på grund af manglende energi, jfr. ovenfor, for at kunne opretholde den størst mulige totale driftstid på vandinjektionssystemet.

Driftsikkerheden af turbinen(erne) antages ikke at indvirke negativt på vandinjektionssystemet, da hele produktionen vil stoppe, hvis energiforsyningen falder ud.

Den totale driftsikkerhed for vandinjektionssystemet er på baggrund af ovenstående betragtninger foreløbig vurderet til over 97%, dvs. under 3% af mængderne af produceret vand forventes at blive udledt til havet.

Det producerede vand, som udledes hvis vandinjektionssystemet er ude af drift, vil blive rensat, således at indholdet af dispergeret olie er under 40 mg/l. Vandet planlægges rensat i et separationskammer (drain caisson) før udledning til havet.

Det vil blive udledt drænvand fra spuling af separatortanke og dræning af procesområderne. Drænvandet vil blive rensat til et olieindhold på maksimum 40 mg/l før det udledes til havet. Regnvand og andet affaldsvand, som ikke indeholder olie, blive udledt direkte til havet.

Der vil blive brugt kølevand i forbindelse med processen. Kølevandet vil have en overtemperatur i forhold til havvandet ved udledning. Mængderne af kølevand og dybden af udledningen er ikke fastlagt endnu, og vil først blive bestemt i forbindelse med den endelige udformning og detailprojektering af processen.

Der vil blive udledt sanitært spildevand fra det personel som til enhver tid befinder sig på platformen, i en normal driftsfase beregnet til ca. 30 personer.

Der forventes ikke væsentlige mængder af produceret sand fra reservoirerne. Eventuelt olieholdigt sand vil blive transporteret til land for rensning og videre behandling.

Kraftproduktion sker ved brug af en såkaldt "dual fuel" turbine som betyder, at turbinen enten kan blive drevet på gas eller diesel. Under normal drift vil der blive benyttet gas, mens diesel vil blive brugt ved opstart før gas foreligger. Diesel kan blive aktuel igen i slutningen af produktionsperioden, dersom gasproduktionen bliver for lille. Der vil desuden blive installeret dieseldrevne nødgeneratorer.

Det totale kraftproduktionsbehov er foreløbig beregnet til at være i størrelsesordenen 17-18 MW til generering af elektricitet, der skal dække følgende hovedformål (overslag i runde tal):

- boligkvarteret 1 MW
- gasinjektion 7 MW
- vandinjektion 4 MW
- transport af olie til lager 1 MW
- andet 2 MW
- varmebehov i processen 1 MW
- transport af olie til tankskib 1,5 MW

Varmebehovet i processen er afhængigt af valg af procesanlæg. Det foreliggende koncept indebærer 2-trins separation og varmebehovet vil blive dækket ved hjælp af elektricitet. Installation af et såkaldt Waste Heat Recovery (WHR) system er kun aktuelt ved større varmebehov end det foreliggende.

Pumper til transport af olie fra tanklager til tankskib vil kun kræve energi når der sker lastning af olie.

Ud fra det foreliggende estimat af kraftproduktionsbehovet og de turbineløsninger, der er aktuelle, forudses der at kunne blive et underskud af kraft ved lastning af olie, der kan føre til, at en af vandinjektionspumperne må tages ud af drift i lasteperioden (se ovenfor). Nødvendigt vedligehold af pumpesystemerne vil i så fald blive henlagt til disse perioder. Dette vil imidlertid være en problemstilling som vil blive fulgt op i det videre arbejde, og som er afhængig af det endelige design af anlægget.

Drift af en turbine, der skal dække de aktuelle kraftmængder, er vurderet til at kræve gennemsnitligt 115.000 Sm³ gas i døgnet. Der lægges op til en turbine med standard brænderteknologi da lav-NO_x-brændere foreløbig ikke er tilgængelige for den forventede turbineløsning. En lav-NO_x-brænder vil kunne reducere NO_x-emissionerne med ca. 80%, uden at dette går nævneværdigt ud over virkningsgraden. Lav-NO_x-brænderteknologi forventes at kunne være afprøvet og til rådighed omkring år 1999. Turbinerne vil blive forberedt med henblik på eventuel senere installation af lav-NO_x-teknologi.

Anlægget vil blive udstyret med en testseparator og en afbrændingsbom. Testseparatoren vil blive brugt ved komplettering, brøndoperationer og testing af de enkelte brønde. Afbrændingsbommen kan blive brugt ved testning og ved specielle operationer, og brøndstrømmen vil da sædvanligvis gå via testseparatoren.

Der vil blive installeret et flaresystem for at kunne give trykaflastning ved for høje tryk under normal drift eller ved nødsituationer. Flaresystemet fungerer som en ventil, og gassen som går ud til atmosfæren bliver af miljø- og sikkerhedsmæssige grunde brændt. Flaring under høje tryk er under alle omstændigheder nødvendig.

Projektet vil omfatte et genvindingssystem for flaregas. Ved et genvindingssystem for flaregas kan det antages, at mængden af flaregas som et minimum halveres i forhold til et anlæg uden genvinding. Flareanlægget vil blive forsynet med en kontinuert pilotflamme som i gennemsnit vil forbruge $110 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$. Desuden vil der blive flaret ved opstart og når anlægget må lukkes ned af hensyn til vedligeholdelsesarbejder samt i ekstraordinære situationer. Det er meget vanskeligt at angive forventede mængder gas, der skal flares, da dette vil være afhængig af de driftsmæssige/reservoirmæssige forhold, men som et konservativt estimat til brug for de videre vurderinger antages der en gennemsnitlig mængde på $10.000 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$.

3.8 Tekniske forhold vedrørende nedlukning og fjernelse af installationerne

Installationerne på Siri vil blive projekteret og bygget på en sådan måde, at det er muligt at fjerne disse ved produktionens afslutning.

3.8.1 Sikring og nedlukning

Ved afslutning af produktionen på Siri-feltet vil reservoirerne blive sikret med cementplugs placeret i forudbestemte dybder i brøndene. Før denne operation finder sted vil alle produktionsstrengene blive trukket op fra brøndene og transporteret til land for recirkulering. Cementplugs etableres i og oven for den permeable zone i reservoiret. I den øverste del af brønden vil der i tillæg etableres en cementplug som en ekstra sikring for at hindre udstrømning af kulbrinter fra reservoiret. Denne metode vil også blive benyttet ved nedlukning af brønde som dør ud i løbet af produktionsperioden.

3.8.2 Disponering af installationerne

Platformen designes med en levetid på 20 år. Platformen vil blive placeret og fastgjort oven på olielagertanken. Ved produktionens afslutning på Siri efter 10 år, vil platformen enkelt kunne frigøres fra sin position, benene trækkes op og platformen kunne fragtes til land for nødvendige inspektioner og vedligehold/modifikationer. Den vil derefter kunne anvendes på andre egnede felter i en periode på minimum 10 år. Levetiden på platformen vil sandsynligvis kunne forlænges ud over 20 år efter inspektion og modifikation. Når platformen ikke

længere kan anvendes på andre felter, vil den let kunne fragtes til land for op-hugning og recirkulering af stål og evt. andre materialer.

Olielageret vil blive konstrueret enten i stål eller beton. For at kunne frigøre tanken fra havbundssedimenterne ved flytning, vil den være udstyret med rør på undersiden for indpumping af vand eller luft. Tanken vil blive løftet op sammen med platformsbenedene ved fjernelse af selve platformen.

Brøndhovedstrukturen vil være koblet sammen med olietanken på havbunden, og toppen af strukturen vil være koblet til dækket på selve procesplatformen. Ved fjernelse vil forbindelsen mellem procesplatformsdækket og brøndhovedstrukturen blive afbrudt, og brøndhovedstrukturen vil blive løftet op sammen med lagertanken/platformsbenedene.

Ved fjernelse af platformen vil lagertank og brøndhovedstruktur således følge med som en samlet enhed. Rør og kabler til lastebøjen vil blive kappet og fjernet. Lastebøjen vil blive fragtet til land.

4 Nationale og internationale udlederkrav, emissionsstandarder og miljømålsætninger

4.1 Reguleringen af havmiljøet

Beskyttelsen af det marine miljø reguleres gennem Havmiljøloven (Lov nr. 476 af 30. juni 1993) (ref. 3). Bekendtgørelserne nr. 394 og 395, begge af 17. juli 1984 (ref. 4-5), regulerer henholdsvis udledningen til havet af stoffer og materialer, og stiller krav om olieberedskab. Bekendtgørelserne specificerer, hvilken information der kræves for at opnå udledningstilladelser og godkendelse af olieberedskabsplanen.

Miljøstyrelsen udarbejder i øjeblikket en ny bekendtgørelse, i hvilken princippet om rammegodkendelser til regulering af brug og udledninger eller anden bortskaffelse af stoffer vil blive implementeret. Princippet betyder, at operatøren kan arbejde under en generel godkendelse og derved undgår at skulle søge om udledningstilladelse for hver enkelt udledning eller anden bortskaffelse. Operatørens tilladelse vil bl.a. basere sig på godkendelsen af en bestemt procedure til udvælgelse af kemikalier og teknologi.

4.2 Internationalt samarbejde

4.2.1 Nordsøkonferencerne

Fra 1984 til 1995 har der været afholdt fire Nordsøkonferencer med deltagelse af de ministre, der er ansvarlige for det marine miljø i landene, der støder op til Nordsøen. Den seneste konference blev afholdt i Danmark i 1995, Esbjergkonferencen. Esbjerg-deklarationen (ref. 6), som blev tiltrådt af de deltagende ministre, adresserer en række højt prioriterede emner og sammenfatter en række strategier og presserende tiltag relateret til disse emner, med hensigten yderligere at beskytte Nordsøens miljø.

Esbjerg-deklarationen præsenterer en række beslutninger og anbefalinger af relevans for offshore industriens aktiviteter i forbindelse med udvinding af olie og gas. Nogle af disse refereres i det følgende.

Oliebaseret bore-
mudder (OBM)

Ministrene bemærkede fremskridtet i reduktionerne af udledninger af spåner forurenede med oliebaseret boremudder (OBM) (foranlediget af Paris kommissionens (PARCOM) beslutning nr. 92/2) (ref. 7), men erkendte, at de tilbageværende udledninger påvirker det marine miljø, især hvor OBM stadig anvendes. Ministrene opfordrede de involverede olie- og gasselskaber til at udvikle og implementere effektive miljøstyringssystemer, og yderligere at udvikle og ibrugtage miljømæssigt forsvarlige teknikker for at eliminere de situationer, hvor alternativer til OBM ikke er tilgængelige. Ministrene var enige om at opfordre Oslo- og Paris-kommissionerne (OSPAR) til at forbyde udledningen af olieforurenede borespåner i havmiljøet ved år 1997; undtaget dog de situationer hvor anvendelsen af OBM er nødvendig alene af sikkerhedsmæssige eller geologiske årsager. I sådanne tilfælde kan udledninger tillades hvis den er i overensstemmelse med PARCOM beslutning nr. 92/2. Ministrene opfordrede også OSPAR til at undersøge miljøkonsekvenserne fra, behovet for og mulige metoder til oprensning af havbund forurenede med oliekontaminerede borespåner.

Produceret vand

Ministrene havde "1993 Quality Status Report of the North Sea" i erindring, herunder dens konklusion om, at olie (fra borespåner, produceret vand, gasafbrændingsaktiviteter og lækager fra eksisterende installationer) og dets effekter på fisk stadig er et anliggende af interesse, og at indsatsen for reduktion skal fortsættes. Ministrene erkendte, at de store mængder og den forventede øgning i udledningen af produceret vand indeholdende olie, kemikalier og tungmetaller påvirker det marine miljø. Ministrene var enige om at opfordre OSPAR til yderligere at undersøge omfanget og effekterne af forurening forårsaget af produceret vand, og yderligere at udvikle beskrivelserne af bedst tilgængelige teknologi (BAT, Best Available Technology) og bedste miljøpraksis (BEP, Best Environmental Practice) ved en fornyet gennemgang af PARCOM anbefaling nr. 92/6 (ref. 8). Ministrene opfordrede endvidere OSPAR til at stræbe efter at minimere og at undersøge behovet for og mulighederne for at stabilisere eller reducere forurening forårsaget af produceret vand.

Kemikalier

Ministrene bemærkede det betydelige fremskridt i udviklingen, inden for OSPAR, af et harmoniseret obligatorisk kontrolsystem (HMCS, Harmonised Mandatory Control System) for offshore brug og udledning af kemikalier, som projektet for farlighedsvurdering og risikostyring af kemikalier (CHARM, Chemical Hazard Assessment and Risk Management) har afstedkommet. Ministrene erkendte, at de store mængder af kemikalier anvendt og udledt offshore stadig påvirker det marine miljø. Ministrene blev endvidere enige om at opfordre OSPAR til at tilslutte sig HMCS, under hensyntagen til CHARM-modellen og dens tilhørende udviklinger.

Nedtagning og fjernelse af havbaserede installationer

Ministrene var opmærksomme på det øgede antal havbaserede installationer, som nærmer sig tidspunktet for deres nedtagning og fjernelse. Bortskaffelse af sådanne installationer på land ved genanvendelse af genanvendelige materialer og ved garanti for sikker og kontrolleret bortskaffelse af uundgåelige reststoffer vil være i overensstemmelse med almindeligt accepterede fremgangsmåder for bortskaffelse af affald. Ministrene var enige om, at fjernede havbaserede installationer enten skal genanvendes eller bortskaffes på land (Norge, Storbritannien og Frankrig havde dog forbehold i forhold til dette forslag).

Strategi, miljøfarlige stoffer

I forbindelse med follow-up handlinger relateret til en strategi for forebyggelse af forurening med miljøfarlige stoffer blev det besluttet, at et antal presserende tiltag skal implementeres inden år 2000. I forhold til potentielle større kilder til forurening med PAH'er, som f.eks. havbaserede installationer, besluttede ministrene, at opfordre OSPAR til at tage yderligere initiativer for at opnå en reduktion (50% eller mere mellem år 1985 og år 2000) af udledninger, emissioner og tab af PAH'er (gælder også landbaserede og andre havbaserede kilder). Der var endvidere enighed om, at opfordre OSPAR til at tage affære for at substituere anvendelsen af følgende miljøfarlige stoffer med mindre miljøfarlige eller, fortrinsvis, ikke-miljøfarlige stoffer, hvor disse alternativer er tilgængelige:

- Højtchlorerede, kortkædede paraffiner (10-13 kulstofatomer)
- Trichlorbenzen
- Musk-xyloener
- Nonylphenoler og nonylphenoethoxylater samt relaterede stoffer
- Bromerede brandslukningsmidler.

4.2.2 Oslo og Paris konventionerne

Danmark har tiltrådt konventionen for beskyttelsen af det marine miljø i Nordøstatlanten (ref. 9). Det internationale arbejde sker i Oslo- og Paris-kommissionens (OSPARs) regi. SEBA, OSPARs arbejdsgruppe for aktiviteter på havet (Sea Based Activities), arbejder med implementeringen af OSPARs beslutninger, herunder Nordsøkonferencernes beslutninger. Ud over de emner, der er nævnt i forbindelse med Nordsøkonferencen, arbejdes der i øjeblikket blandt andet med:

- Introduktion af et harmoniseret format for anmeldelse af offshore kemikalier (HOCNF, Harmonised Offshore Chemical Notification Format)
- Udvikling af en pre-screeningsmodel for stoffer og produkter, der anvendes og/eller udledes offshore
- Udvikling af et rangordningssystem for farlighedsvurdering af stoffer og produkter.

Med PARCOM beslutning nr. 96/3 (ref. 10) blev det besluttet at gennemføre en forsøgsperiode på to år, hvor alle ansøgninger om brug og udledning af offshore-kemikalier, indsendt efter juni 1995, skal anmeldes på det harmoniserede format (HOCNF). Alle offshore-kemikalier skal gennemgå en pre-screening. Denne skal gøre det muligt for myndighederne at vurdere, hvorvidt stofferne kan/skal tillades, substitueres, tillades i en begrænset tidsperiode, og/eller gennemgå en prioriteringsproces. Prioriteringen gennemføres som en farlighedsvurdering, baseret på principper nedlagt i CHARM, et værktøj til farligheds- og risikovurdering af offshore kemikalier der udledes til havet (Chemical Hazard Assessment and Risk Management).

4.3 Dansk administrativ praksis

I den danske administration af den miljømæssige regulering af havbaseret olie- og gasudvinding arbejdes der med de principper, der allerede er eller er ved at blive aftalt internationalt.

Udledninger til havet samt anden bortskaffelse af stoffer og materialer fra offshore installationer må kun forekomme efter tilladelse fra Miljøstyrelsen. Emissioner til luft er reguleret af lovbekendtgørelse nr. 552 af 29. juni 1995 (Undergrundsloven) (ref. 2).

4.3.1 Regulering af anvendelsen af kemikalier

Miljøstyrelsen kræver information om kemikalier anvendt under udbygning og drift. Dette indebærer, at kemikalieleverandørerne tilvejebringer information om bl.a. kemikaliernes fysisk-kemiske egenskaber, økotoksicitet, bioakkumulering og bionedbrydelighed.

Et antal stoffer og produkter er fritaget fra kravet om tilvejebringelse af miljødata, idet der er enighed om, at de allerede er testet i et tilfredsstillende omfang. Disse stoffer og produkter er præsenteret i PARCOM beslutning nr. 94/1 (ref. 11).

4.3.2 Udledning til havet

Oliebaseret mudder

I løbet af 1996 har Danmark tiltrådt PARCOM Decision 92/2 om anvendelsen af oliebaseret mudder (OBM), i hvilken det blandt andet hedder:

"i det gennemsnitlige olieindhold i borespåner, der udledes til havet fra sektioner af brønden, hvor der har været anvendt OBM, må en emissionsgrænseværdi på i gennemsnit 10 gram olie pr. kilogram borespåner (tørvægt) ikke overskrides" (uofficiel dansk oversættelse).

I Danmark har der eksisteret en aftale mellem de danske myndigheder og operatørerne i Danmark, der har betydet, at der ikke har været anvendt OBM i dansk sektor siden 1991. Det er med henvisning til Esbjerg-deklarationen de danske myndigheders politik, at udledningen af OBM i dansk sektor kun bør forekomme i force majeure-situationer (i betydningen uforudsigelige situationer), og da med en grænseværdi på 10 g olie pr. kg spåner.

Syntetisk boremudder

Reguleringen af brugen af syntetiske boremuddere (SBM) sker efter vurdering af hvert enkelt tilfælde. De danske myndigheder er interesserede i at fremme rensning af borespåner, der udledes, og/eller genanvendelse af SBM.

Vandbaseret mudder

For den åbne del af Nordsøen er det administrativ praksis at tillade brug og udledning af vandbaseret mudder (VBM). VBM bortskaffes dels vedhæftet på borespåner og dels som overskydende mudder. Der gives ikke nødvendigvis tilladelse til udledning af den overskydende mudder. Enhver udledningstilladelse gi-

ves desuden på visse vilkår, blandt andet at behandlingsmetoderne er gode, og at indholdet af barit, spormetaller og additiver holdes på et minimum.

Produceret vand,
olie i vand

Paris-kommissionens manual for procedurer og beslutninger i forbindelse med udledning af produceret vand fastsætter en foreløbig grænseværdi på 40 mg/l olie i udledninger fra offshore-installationer. I forbindelse med overvejelser omkring reduktion af grænseværdien til 30 mg/l har Paris-kommissionen oplyst, at 40 mg/l stadig er passende. Værdien skal dog evalueres løbende i relation til, hvad der udgør den til enhver tid bedst tilgængelige teknologi (BAT). Det er muligt for de nationale myndigheder, med henvisning til anvendelsen af bedst tilgængelige teknologi, at reducere den tilladte udledte koncentration af olie i produceret vand.

Grunden til ønsket om reduktionen af den udledte koncentration er, at det må forudses, at de totale udledte mængder produceret vand stiger fra år til år i takt med udviklingen af stadig flere felter og i takt med felternes stadigt stigende alder.

Andre udledninger

Den administrative praksis omkring andre udledninger har været baseret på enkeltvise vurderinger.

4.3.3 Emissioner til atmosfæren

Emissioner til luft er reguleret via Undergrundsloven. Danmark har desuden tiltrådt ECE-konventionen, der omhandler grænseoverskridende luftforurening. Den omfatter SO₂, NO_x, VOC og CO₂.

Flaring og
Cold Venting

Der er ingen restriktioner på hvor store volumener, der må flares under testning og clean-up af brønde. Under produktion fastsættes det tilladte volumen i forbindelse med indvindingsplanen (§10, Undergrundsloven).

Turbineemissioner

Godkendelse af turbiner er baseret på en evaluering af turbineeffektiviteten.

Halocarboner

Brug af haloner og CFC er forbudt på faste installationer.

VOC og NO_x

Der har ikke hidtil været foretaget en regulering af emissioner af VOC or NO_x fra offshore installationer i Danmark.

PAH

Der pågår for tiden arbejde med at vurdere betydningen af PAH-emissioner og mulige forureningsbegrænsende tiltag. I Esbjerg-deklarationen er der opnået enighed om at reducere tilførslerne af PAH med 50% eller mere senest i år 2000.

CO₂

I reguleringen af energiproduktionen anvendes principperne "størst mulig forbrændingseffektivitet" og "renest mulige forbrænding".

4.3.4 Affaldsbehandling

Udledning af fast affald fra skibe og offshore-installationer reguleres ved Bekendtgørelse nr. 534 af 21. juni 1992 (ref. 12). Udledning af affald til havet er

forbudt, dog undtaget levnedsmiddelfald af en partikelstørrelse på mindre end 25 mm, der udledes på positioner mere end 12 sømil fra land.

4.3.5 Teknologivalg

I den danske lov om beskyttelse af det marine miljø er det fastlagt, at der i administrationen af loven skal lægges vægt på anvendelse af den mindst forurenende teknologi, herunder mindre forurenende råvarer, processer og anlæg og de bedst muligt forureningsbegrænsende foranstaltninger.

Ved bedømmelsen af omfanget og arten af foranstaltninger skal der lægges vægt på

- de ydre omgivers beskaffenhed og den sandsynlige påvirkning, og
- størst mulig begrænsning af spild af ressourcer.

5 Miljøbeskrivelse

5.1 Introduktion

Nordsøens miljø er detaljeret beskrevet i "1993 Quality Status Report on the North Sea" (ref. 13). I dette kapitel beskrives de generelle biologiske og fysiske miljøforhold i Nordsøen, som ligger til grund for de efterfølgende miljøvurderinger af spild og planlagte udledninger. Nogle aspekter af økosystemet i Nordsøen er ikke medtaget i denne beskrivelse, da de er af mindre direkte relevans for vurderingen (f.eks makroalger, mikroskopiske dyr i sedimentet (meiofauna), bakterier).

Det område, der beskrives, er afgrænset som influensområdet for et oliespild i forbindelse med blow-out. Influensområdet fra andre typer af oliespild og fra planlagte udledninger til vandmiljøet vil være omfattet af denne afgrænsning.

Specifik information om miljøet i nærområdet ved Siri-feltet er kun tilgængeligt i begrænset omfang. I forbindelse med geotekniske undersøgelser af Siri-feltet er sedimentets fysiske karakter beskrevet. Der vil på et senere tidspunkt blive udført et egentligt biologisk og kemisk feltstudie af nærområdet (baseline studie, se kap. 10). Det skal dog bemærkes, at et baseline-studie næppe ville kunne gøre miljøkonsekvensvurderingen af olie- og kemikalieudledninger fra feltet væsentlig bedre, da den beregningsmodel, der er til rådighed idag ikke kan differentiere mellem økosystemer af forskellig karakter og følsomhed.

Udstrækningen af influensområdet er fastlagt ud fra en computersimulering af et oliespild på 2100 tons olie pr. døgn i 60 døgn (se fig 5.1). Det skal understreges, at sandsynligheden for et olieudslip af denne størrelsesorden og varighed er uhyre ringe og må betegnes som det værst tænkelige scenarie. Sandsynligheden er estimeret til ca. 1×10^5 , dvs. ca. 1 gang per 100.000 år (jvf. afsnit 9.1). Influensområdet er defineret som det område, hvor der ved det værst tænkelige uheldsscenario er mere end 5% sandsynlighed for, at et oliespild passerer. I beskrivelsen er der fokuseret på miljøforhold inden for influensområdet. Specielt følsomme områder umiddelbart uden for det fastlagte influensområde er dog også beskrevet.

De forskellige komponenter i økosystemet i Nordsøen beskrives enkeltvis, i overensstemmelse med de foreliggende oplysninger. Beskrivelsen er således ikke fokuseret på det sammenhængende økosystem. Det er dog vigtigt at erkende, at

de forskellige komponenter fungerer i et sammenhængende system, hvor indbyrdes interaktioner er essentielle for hele økosystemet og dermed for de enkelte komponenters vedligeholdelse og balance.

5.2 Fysiske forhold

5.2.1 Topografi

Langt det meste af Nordsøen er relativt lavvandet. Havbunden skråner fra en dybde på omkring 30 m i syd til en dybde på 200 meter i nord. Ud for den norske kyst ligger Norske Rende, som er noget dybere. Det dybeste sted er 1400 m. Dybdeforholdene er vist på fig. 5.1 (ref. 14). Vanddybden i nærområdet ved Siri platformen og ankerlokaliteterne varierer fra 58,8 m til 61,4 m (ref. 15).

5.2.2 Kysten

Der findes fire kysttyper i influensområdet:

- Marsk med tidevandsflader
- Sandstrand
- Skærgårdskyst
- Fjordkyst.

Marsk med tidevandsflader

Marsk med tidevandsflader dominerer kysten i Vadehavet. Marskområder med tidevandsflader er meget produktive habitater, som er vigtige som opvækstpladser for fiskeyngel og som ynglepladser og fourageringsområder for en lang række fugle.

Sandstrand

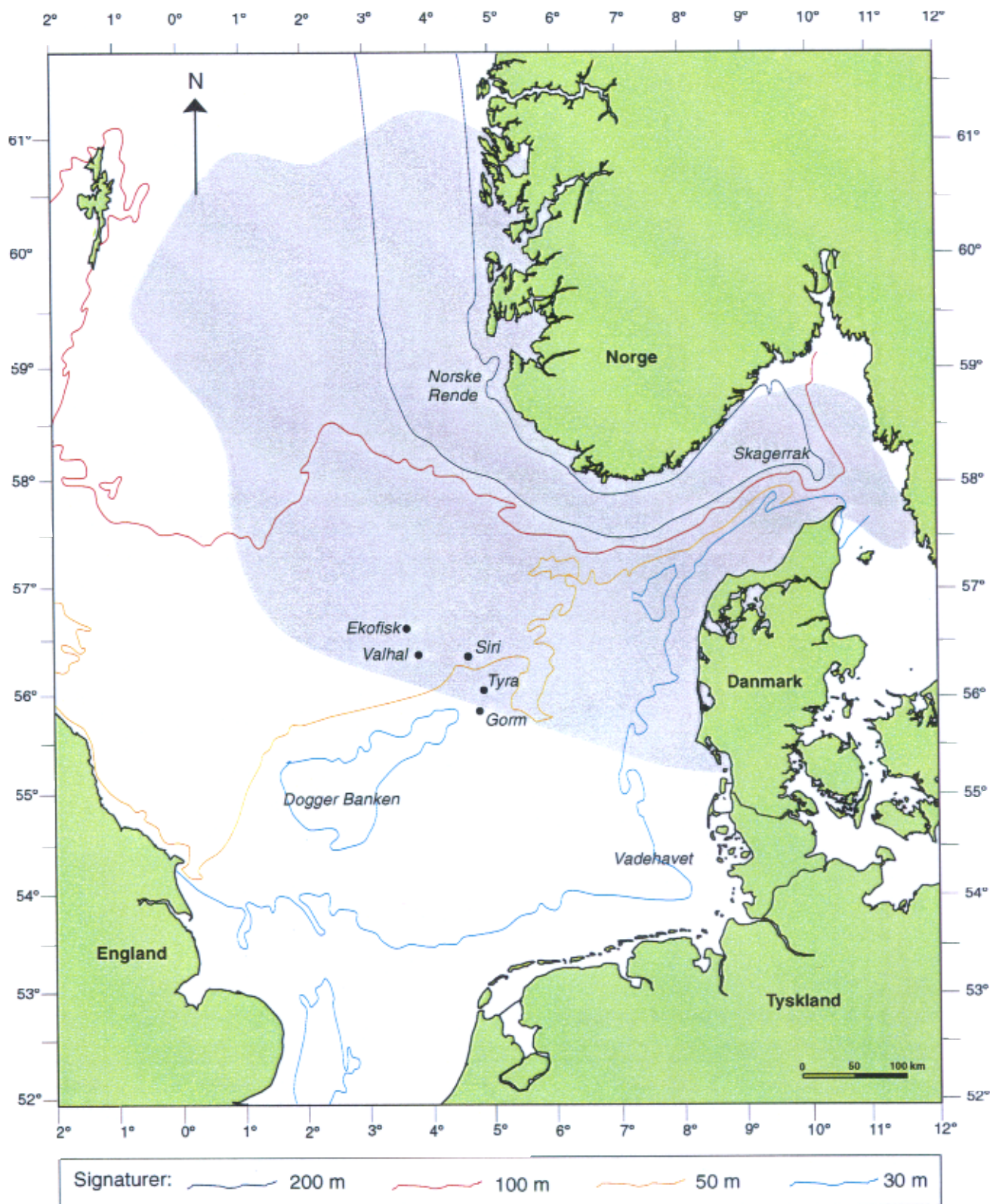
Den jyske vestkyst nord for Esbjerg er sandstrand. Disse strande er ikke så produktive i biologisk forstand, men de er meget vigtige for rekreative aktiviteter og turismen.

Skærgårdskyst

Skærgårdskysten kan karakteriseres som en skrånende klippekyst med mange små øer, holme og skær. Det er et vigtigt habitat for fugle. Denne kysttype dominerer den norske og svenske Skagerrakkyst.

Fjordkyst

Fjordkysten dominerer den resterende del af den norske kyst i influensområdet. Fjorden er en gren af havet, der strækker sig ind i landet mellem stejle klippe sider (ref. 16). Fjordkysten er en vigtigt habitat for mange fugle, især arter der yngler i kolonier på fuglefjelde.



Figur 5.1 *Influensområde. Det gråskraverede område angiver områder hvor der er mere end 5% sandsynlighed for at et oliespild passerer, hvis der spildes 2100 tons olie pr døgn i 60 døgn (influensområde) (ref. 17).*

5.2.3 Bundforhold

Som en del af de geotekniske undersøgelser foretaget på Siri-feltet er overfladesedimentet blevet karakteriseret. Overfladesedimentet i nærområdet omkring Siri-feltet består af fint sand med en løs til medium tæthed. Sandet har et lille indhold af silt og fragmenter af skaller. 10% af partiklerne i de øverste 20 cm har en nominal korndiameter mindre end 0,053 mm og 60 % har en nominal korndiameter mindre end 0,174 mm (ref. 15).

De geotekniske undersøgelser stemmer overens med generelle oplysninger på søkort, hvor sedimentet i nærområdet ved Siri-feltet er markeret hovedsageligt som sand og mudder (ref. 18 og 19). Dette stemmer yderligere overens med studier af makrobenthos i Nordsøen, hvor flade og relativt lavvandede områder er karakteriseret ved mudret sand med en median kornstørrelse mellem 125 og 250 µm og et indhold af partikler mindre end 63 µm på 1-5%.

Havbunden i Siri-feltets nærområde er udsat for lokal erosion og deponering af partikulært materiale som i den øvrige del af Nordsøen. Graden af erosion og deponering af materiale er vanskelig at bestemme og er påvirket af vindinducerede strømme, tidevand og bølgebevægelser. I områder, hvor der foregår industriel aktivitet, som ved Siri-feltet, vil erosion og deponering på havbunden i kombination med adsorption, resettling og resuspendering være bestemmende parametre for, hvorvidt sedimentet vil fungere som depot eller kilde af miljøfremmede stoffer.

Årlige erosions- og deponeringsrater for Nordsøen er blevet simuleret i modelforsøg. Modellen søger at identificere i hvilke områder, der sker erosion eller deponering af fine partikler. Resultaterne af simuleringen viser, at de dybere områder af Nordsøen (f.eks. Norske Rende) virker som deponeringsområder og derfor fungerer som depot for miljøfremmede stoffer. På grund af modellens grove inddeling (20 km) er det ikke muligt præcis at bestemme de aktuelle erosion- eller deponeringsrater i Siri-feltets nærområde. Modellen betragtes som meget grov, og der er observeret uoverensstemmelse mellem beregnede og faktiske målte rater af erosion og deponering. Det generelle resultat fra modellen forudsiger dog, at i området omkring Siri-feltet vil sedimentationen og erosionen være lav til medium (ref. 13).

5.2.4 Salinitet, vandtemperatur og iltforhold

I de åbne områder i Nordsøen varierer saliniteten kun lidt over året. I den centrale del af Nordsøen, hvor Siri-feltet ligger, varierer overfladesaliniteten mellem 34,7 g/kg om sommeren og 35,0 g/kg om vinteren. Den gennemsnitlige salinitet ved bunden er 34,9 g/kg. I de kystnære områder varierer saliniteten noget mere (33-35 g/kg) på grund af tilløbende ferskvand (ref. 18).

Overfladetemperaturen i Nordsøen lå gennemsnitlig på ca. 10 °C i perioden 1981-1990, med maximum på 18 °C og minimum på 3 °C. I området omkring Siri-feltet var den gennemsnitlige temperatur om sommeren 15 °C og 5 °C om vinteren. Den gennemsnitlige bundtemperatur var 9 °C om sommeren og 5 °C om vinteren. I de dybere dele af Nordsøen kan temperaturen variere 2-3 °C,

hvorimod den årlige bundtemperatur i de dybe områder af Skagerrak kan variere 3-7 °C. (ref. 18 og 13).

I de fleste områder af Nordsøen er vandsøjlen opblandet om vinteren. I det sene forår opstår der i store dele af området et temperaturgrænselag i 20-50 meters dybde (ref. 13). Styrken af tidevandet i området er en vigtig faktor for, hvorvidt grænselaget kan dannes (ref. 18). Under de kraftige efterårsstorme bliver vandsøjlen opblandet, hvorved temperatur-grænselaget (stratifikation) igen forsvinder. Stratifikation sker også i de kystnære områder, hvor ferskvand og saltvand mødes. Ved stratifikation af vandsøjlen nedsættes udveksling mellem de øvre og nedre vandmasser betydeligt. Ud fra statelitbilleder ses det, at der i en stor del af den centrale del af Nordsøen, herunder omkring Siri-feltet, forekommer stratifikation (ref. 13).

Ilthforhold

I det meste af Nordsøen består sedimentet af sand med et lavt organisk indhold. Disse betingelser giver oxiderede sedimenter med et positivt redoxpotentiale i de øverste centimeter. Disse forhold vil ikke gøre sig gældende for f.eks. dybe eller slammede fjorde, dybe bassiner eller render (f.eks. Norske Rende), flodmundinger, deponeringsområder eller ved industriinstallationer som akvakulturanlæg eller olieplatforme (ref. 13).

5.2.5 Vindforhold

Vindforholdene i Nordsøen i området omkring Siri-feltet er blevet registreret på det norske oliefelt Ekofisk gennem en lang årrække. I vinterhalvåret er vest og sydvest de dominerende vindretninger på Ekofisk-feltet. I sommerhalvåret er de dominerende vindretninger vest og nord. Generelt er vindhastigheden størst om vinteren og kan være op til 20 m/s i de dominerende retninger (ref. 20).

5.2.6 Hydrografiske forhold

Det generelle strømningsmønster i Nordsøen er vist på fig. 5.2. Atlanterhavsvand strømmer ind i Nordsøen mellem Shetlandsøerne og Norge, mellem Shetlandsøerne og Orkneyøerne og gennem den Engelske Kanal. Indstrømningen mellem Norge og Shetlandsøerne foregår på dybere vand. Vandet følger 200 m dybde kurven nord for Shetlandsøerne og løber mod sydøst langs den Norske Rende.

Vandmasserne krydser Nordsøen og mødes i Skagerrak, hvorfra de forlader området via den Norske Kyststrøm. Vand fra Østersøen og de indre danske farvande strømmer også i den Norske Kyststrøm. I den centrale del af nordsøen ved Siri-feltet kan der opstå hvirvelstrømme.

I stormvejr påvirkes en stor del af havbunden i Nordsøen af bølger, der hvirvler materiale op. Det ophvirvlede materiale spredes med havstrømmene. Kun de dybere dele i den nordlige del af Nordsøen og i Skagerrak påvirkes ikke af stormvejr (ref. 13).

Tidevand

Tidevandet er en kraftig faktor i Nordsøen og bevirker blandt andet, at hele vandsøjlen i den sydlige del af Nordsøen og den engelske kanal omrøres. Udover det skiftende tidevand vil udbredelsen af tidevandet fra oceanet bevirke en netto residualbevægelse i samme retning, som dog er noget mindre (1-3 cm/s mod normal tidevandstrøm over 1 m/s). Denne residuale strøm står for ca. 50% af vandtransporten i den vestlige del af Nordsøen.

I områder, hvor der er etableret grænselag i vandsøjlen, kan tidevandet resultere i bølger, der bevæger sig langs dette grænselag. Disse bevægelser kan have stor betydning for bla. bevægelse af marint liv i vandsøjlen.

Der er udviklet modeller, der på basis af vind, strømforhold, densitets-gradienter og varme- og saltbevægelser, forsøger at simulere strøm- og vandbevægelser i Nordsøen. Disse modeller er dog endnu ikke fuldt udviklede og endeligt valideret. En af disse modeller, en 3-D model, forudsiger, at om sommeren i den centrale del af Nordsøen, og dermed i området omkring Siri-feltet, vil overflade- og bundresidualhastighederne være lave i forhold til længere mod vest og i de kystnære områder. Modellen indikerer yderligere, at vandet langs den danske vestkyst føres nordpå ind i Skagerak.

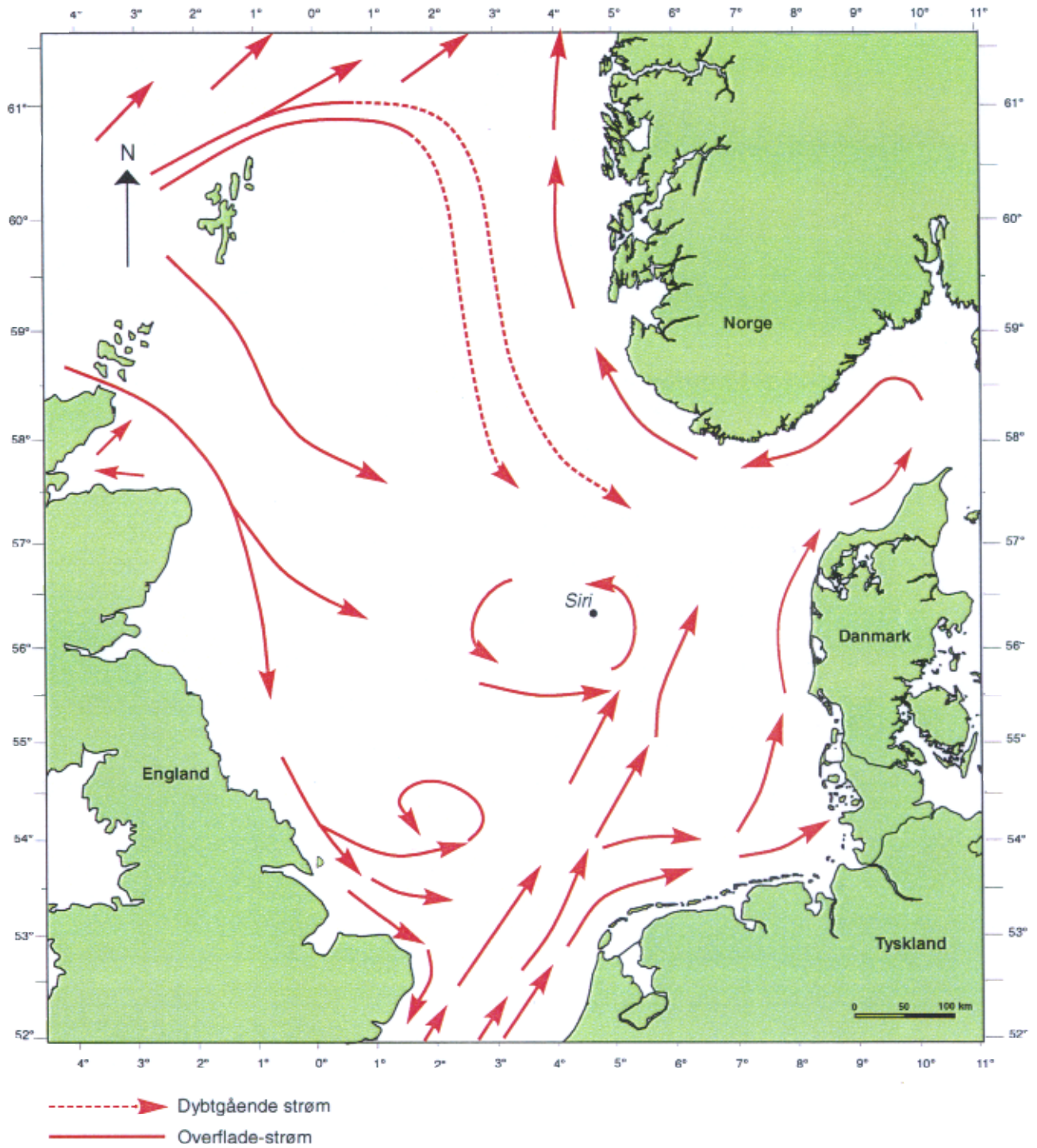
På søkort er flod- og ebbeverdier for områder i nærheden af Siri-feltet oplyst. Disse data viser en typisk tidevandshastighed på 0,05-0,25 m/s (ref. 21).

Bølgehøjde

Værst tænkelige bølgehøjde er beregnet for projektområdet baseret på to metoder:

1. Bestemmelse af ekstreme bølger ved at benytte forudsigelsesmetoder, som betragter 50 års ekstreme vejrforhold og antager, at stormenes maksimale punkt vil vare 12 timer.
2. Ekstrapolering af en lang serie af målte bølgedata.

Den værst tænkelige bølgehøjde i området omkring Siri-feltet er estimeret til at være 25 m. Tidsintervallet mellem bølgerne er estimeret til at være 13 sekunder. Beregningerne medtager ikke mulig effekt af lokal topografi eller tidevandets effekt på bølger (ref. 22).



Figur 5.2

Strømforholdene i Nordsøen (ref 18 og 13)

5.3 Biologiske forhold

5.3.1 Plankton

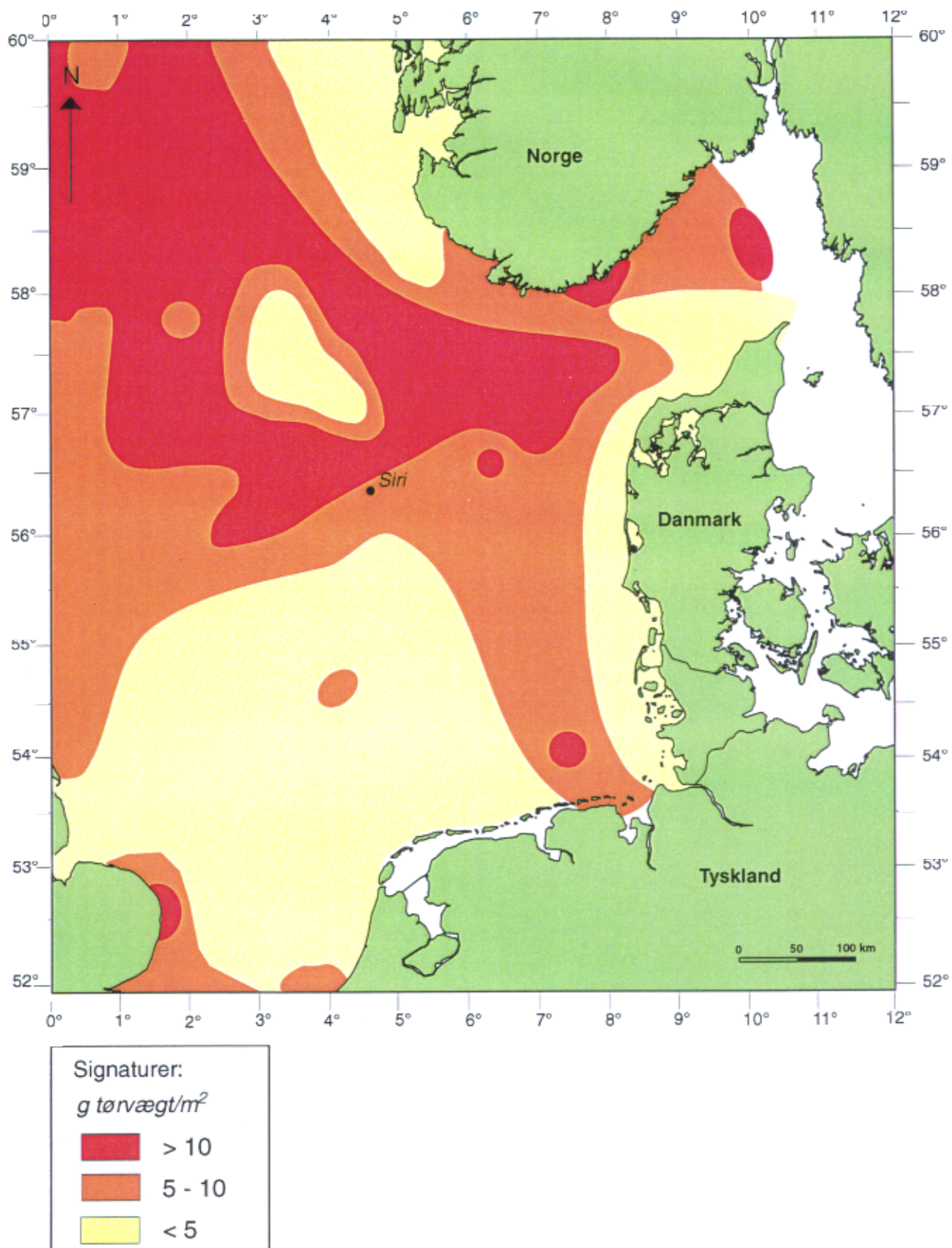
Planteplankton består hovedsagelig af mikroskopiske planter og dyr (fytoplankton og zooplankton). Planteplankton udgør basis for produktionen i havet og er fødegrundlag for organismer højere oppe i fødekæden, herunder zooplankton. Zooplankton omfatter dels dyr, der er planktoniske i hele deres livscyklus, dels organismer, der kun er planktoniske som larver (f.eks. fisk, søpindsvin, søstjerner, snegle, muslinger, børsteorme, rejer, krabber og hummere).

Begrænsende faktorer for planktonets produktivitet inkluderer tilgængelighed af næringsstoffer og lysets mulighed for at trænge ned gennem vandsøjlen. Disse faktorer er bestemmende for, hvilke planktonsamfund der dominerer i de forskellige dele af Nordsøen. Omkring Siri-feltet indikerer planktonkort, at det er tempererede shelf sea arter, der dominerer (ref. 18).

Biomassen af zooplankton er generelt højere i den nordlige del af Nordsøen i forhold til den sydlige del. Siri-feltet ligger i overgangszonen mellem områder med høj og områder med lav biomasse, se fig. 5.3 (ref. 13).

5.3.2 Bundfauna

Sedimentet er vært for bundfaunaen, der udgøres af både mikroskopiske og makroskopiske dyr. Bundfaunaen består af en lang række arter af især børsteorme, muslinger, snegle, pighuder og krebsdyr. Bundfaunaen lever nedgravet i sedimentet eller på sedimentoverfladen. Grupper af bestemte arter af bundfauna lever under samme miljøforhold i samfund. Bundfaunasamfundet i Siri-feltet kan karakteriseres som et *Amphiura* samfund domineret af børsteormen *Myriochele oculata* og slangestjernen *Amphiura filiformis*. Børsteormene *Scoloplos armiger*, *Spiophanes bombyx* og *Goniada maculata* er også relativt almindelige (ref. 8). Samfundet har en total biomasse på 5-10 g tørvægt per m², hvorimod andre samfund i den centrale og sydlige del af Nordsøen er karakteriseret ved en biomasse mindre end 5 g tørvægt per m². På lokaliteter, hvor *Amphiura* samfundet er fundet, er antallet af individer per m² typisk omkring 1000 og antallet af arter per station ca. 40 (ref. 13).



Figur 5.3 Zooplanktonbiomasse i Nordsøen maj-juni 1986 (ref. 13)

5.3.3 Fisk

Biomasse af fisk

Nordsøen er et produktivt havområde med store fiskebestande. Den totale biomasse af fisk er estimeret til 12 mio. tons. Ising, tobis og sild er langt de hyppigst forekommende arter. De udgør således tilsammen omkring halvdelen af den totale biomasse. Biomasserne af kuller, sperling, torsk, hvilling, sej, rødspætte, brisling og makrel er også betydelige, i alt ca. 35 % af den totale biomasse (tabel 5.1).

Tabel 5.1 De hyppigst forekommende fiskearter i Nordsøen. Bestandsstørrelserne er vist som procentdele af den totale fiskebiomasse i Nordsøen, estimeret til 12 mio. tons (ref. 23).

| Art | Bestandsstørrelse (% af den totale biomasse af fisk i Nordsøen) |
|--|---|
| Ising (<i>Limanda limanda</i>) | 18 |
| Tobis (<i>Ammodytes marinus</i>) | 15 |
| Sild (<i>Clupea harengus</i>) | 12 |
| Kuller (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>) | 7 |
| Sperling (<i>Trisopterus esmarki</i>) | 6 |
| Torsk (<i>Gadus morhua</i>) | 6 |
| Hvilling (<i>Merlangius merlangius</i>) | 5 |
| Sej (<i>Pollachius virens</i>) | 5 |
| Rødspætte (<i>Pleuronectes platessa</i>) | 4 |
| Brisling (<i>Sprattus sprattus</i>) | 1 |
| Makrel (<i>Scomber scombrus</i>) | 1 |
| Andre (200 forskellige arter) | 20 |
| Total | 100 |

Gydepladser

De fleste arter i Nordsøen gyder i de frie vandmasser, og gydepladserne er vidt udbredte. I praksis er gydepladserne ikke veldefinerede, og de er vanskelige at kortlægge nøjagtigt. Det gælder således for ising, kuller, sperling, torsk, hvilling, sej og rødspætte. Tobis og sild lægger æg på havbunden. Gydepladserne for disse arter er mere lokale og velafgrænsede, og beliggenheden afhænger af substrattype og iltforhold.

Fig. 5.4 viser de vigtigste gydeområder for de mest almindelige fiskearter, og tabel 5.2 viser gydetidspunkterne.

Sej, kuller og sperling gyder i den nordlige del af Nordsøen. Gydningen foregår vinter og forår. Sej gyder fra januar til marts, kuller fra januar til maj og sperling fra februar til april (ref. 18 og 23).

Torsk, hvilling og rødspætte gyder i de centrale og sydlige dele af Nordsøen (ref. 18 og 23). Torsk og rødspætte gyder fra december - maj. Hvillingens gydeperiode er derimod udstrakt til det meste af året (fra januar til oktober). Som det frem-

går af fig. 5.4, ligger Siri-feltet umiddelbart øst for et vigtigt gydeområde for torsk og nord for et vigtigt gydeområde for hvilling.

Isingen gyder også en stor del af året (fra januar til august), men gydepladserne er ikke så veldefinerede (ref. 24).

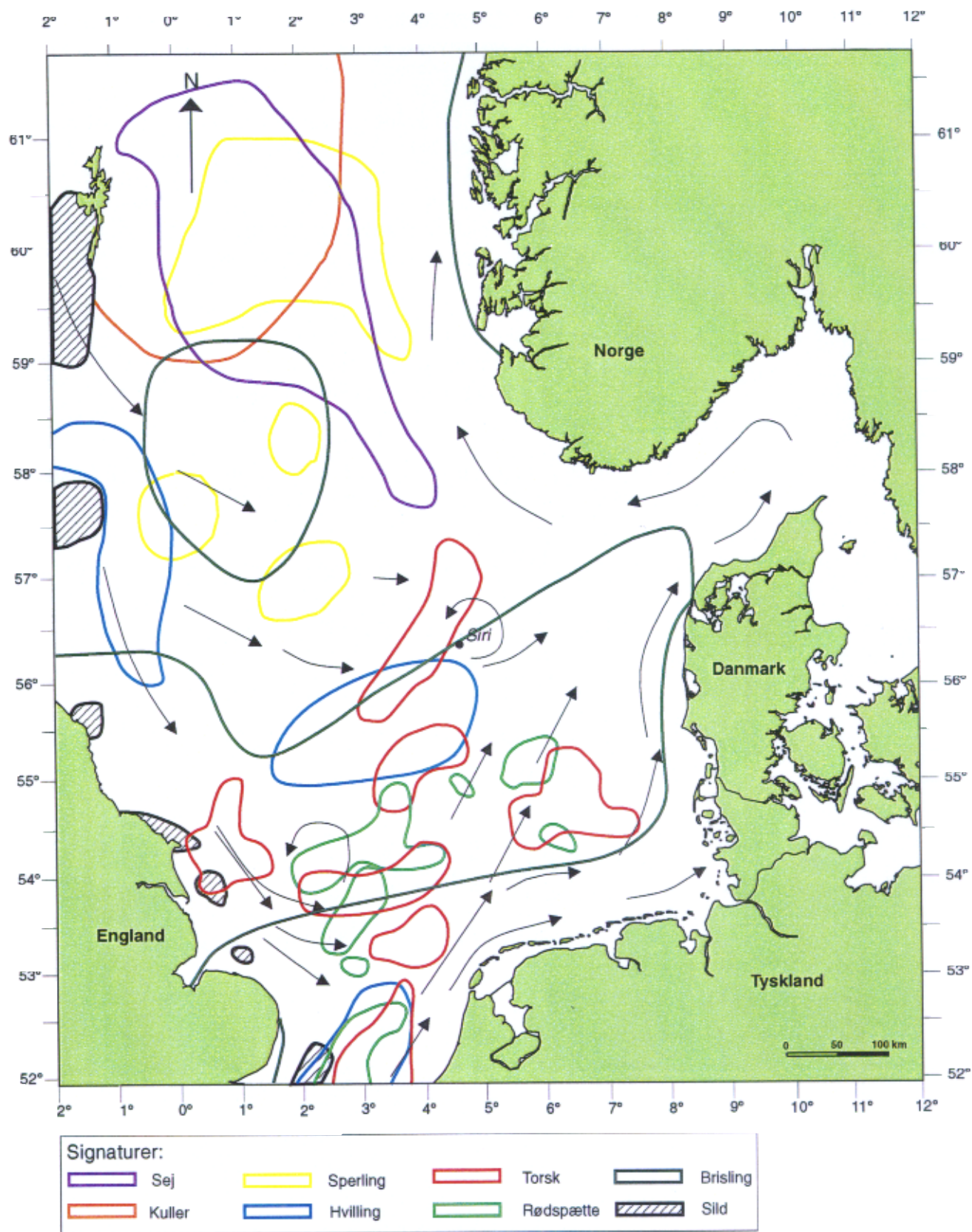
Gydepladser for sild findes i de kystnære områder af Storbritannien, i den Engelske Kanal og i området mellem Shetland og Orkneyøerne (ref. 18 og 23). Gydningen foregår fortrinsvis fra august til januar (ref. 23).

Brislingen gyder i den centrale og den nordlige del af Nordsøen, i den Engelske Kanal og langs den vestlige kyst af Norge. Brislingens gydeområder i den midterste del af Nordsøen ligger i umiddelbar nærhed af Siri-feltet. Gydeperioden for brisling dækker en stor del af året, fra februar til og med september (ref. 18 og 23).

Gydeområdet for makrellen er spredt over hele Nordsøen og dermed også i nærområdet af Siri-feltet. Gydningen foregår fra maj til august.

Tabel 5.2 Gydetidspunkter for de hyppigst forekommende fisk i Nordsøen (ref. 23).

| Art | Måned | | | | | | | | | | | |
|-----------|-------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D |
| Kuller | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | | | | | | |
| Sperling | | ■ | ■ | ■ | ■ | | | | | | | |
| Torsk | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | | | | | | ■ |
| Hvilling | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | |
| Sej | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | | | | | | |
| Rødspætte | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | | | | | | ■ |
| Brisling | | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | |
| Makrel | | | | | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | | |



Figur 5.4 De vigtigste gydeområder for de mest almindelige fisk i Nordsøen (data fra ref. 18). Overfladestrømme er også vist.

Tobisens gydepladser i Nordsøen er ikke kortlagt; men det er ikke sandsynligt, at der er gydepladser for tobis ved Siri-feltet. Mærkningsforsøg har vist, at tobis ikke vandrer ret meget, og at æde- og gydepladserne synes at ligge samme sted. Derfor er fiskepladsernes beliggenhed en indikator for, hvor der er gydepladser. Der fiskes ikke tobis ved Siri-feltet. Fiskeriet foregår især (ref. 25):

- På den vestlige del af Doggerbanken
- Ud for Jyllands vestkyst, især ved Horns Rev og Jyske Rev
- Ved Ling banken i den norske sektor.

Desuden viste International Young Fish Surveys i 1985-1987 ikke tegn på tilstedeværelse af tobis i området omkring Siri-feltet (ref. 26).

Opvækstområder for yngel

Kuller, sperling og tobis har ikke specielle opvækstområder. Yngelen af disse arter findes i de samme områder som de voksne fisk, dvs. for kuller og sperlings vedkommende i den nordlige del af Nordsøen og for tobisens vedkommende i de områder af Nordsøen, hvor der er sandbund.

Torsk, sej, rødspætte, ising og sild har derimod mere eller mindre veldefinerede opvækstpladser. Pelagiske æg og larver føres med strømmen til opvækstområder på det lave vand nær kysten. De fremherskende strømme fører æg og larver til Skagerrak, vestkysten af Jylland og til Vadehavet (jvf. fig. 5.4). Vadehavet er et specielt vigtigt opvækstområde for rødspætter og Tyskebugten et vigtigt opvækstområde for torskeyngel. Endelig er Vadehavet, vestkysten af Jylland samt de lavvandede områder i Skagerrak og Kattegat vigtige opvækstpladser for sild (ref. 23).

5.3.4 Havfugle

Nordsøen er et vigtigt område for havfugle. Der er omkring 10 millioner havfugle det meste af året, og mange arter findes i et antal, som udgør en væsentlig del af den totale verdensbestand (ref. 27).

Siri-feltet ligger imidlertid i et område, som er fattigt på havfugle. Kun meget få mallebukker, forskellige måger, lomvier og lunder findes i området (tabel 5.3). Andre havfugle findes i endnu mindre tætheder, dvs. mindre end 0,1 pr km² (ref. 27). I alt findes der i området omkring Siri-feltet ingen eller mindre end 1 havfugl per km² (ref. 28).

Tabel 5.3 Tætheden af fugle i området omkring Siri-feltet (ref. 27).

| Art | Tæthed (middel antal pr. km ²) |
|--|---|
| Mallemuk (<i>Fulmarus glacialis</i>) | 1-10 |
| Sule (<i>Morus bassanus</i>) | <1 |
| Sildemåge (<i>Larus fuscus</i>) | <1 |
| Sølvmåge (<i>Larus argentatus</i>) | <1 |
| Svartbag (<i>Larus marinus</i>) | <1 |
| Ride (<i>Rissa tridactyla</i>) | <1 |
| Lomvie (<i>Uria aalge</i>) | 1-10 |
| Lunde (<i>Fratercula arctica</i>) | <1 |

Den centrale del af Nordsøen er i det hele taget uden særlig betydning for havfugle. Fuglene opholder sig generelt tættere ved kysten. Fig. 5.5 viser områder af international betydning for havfugle i Nordsøen. Følgende fem områder er især betydningsfulde:

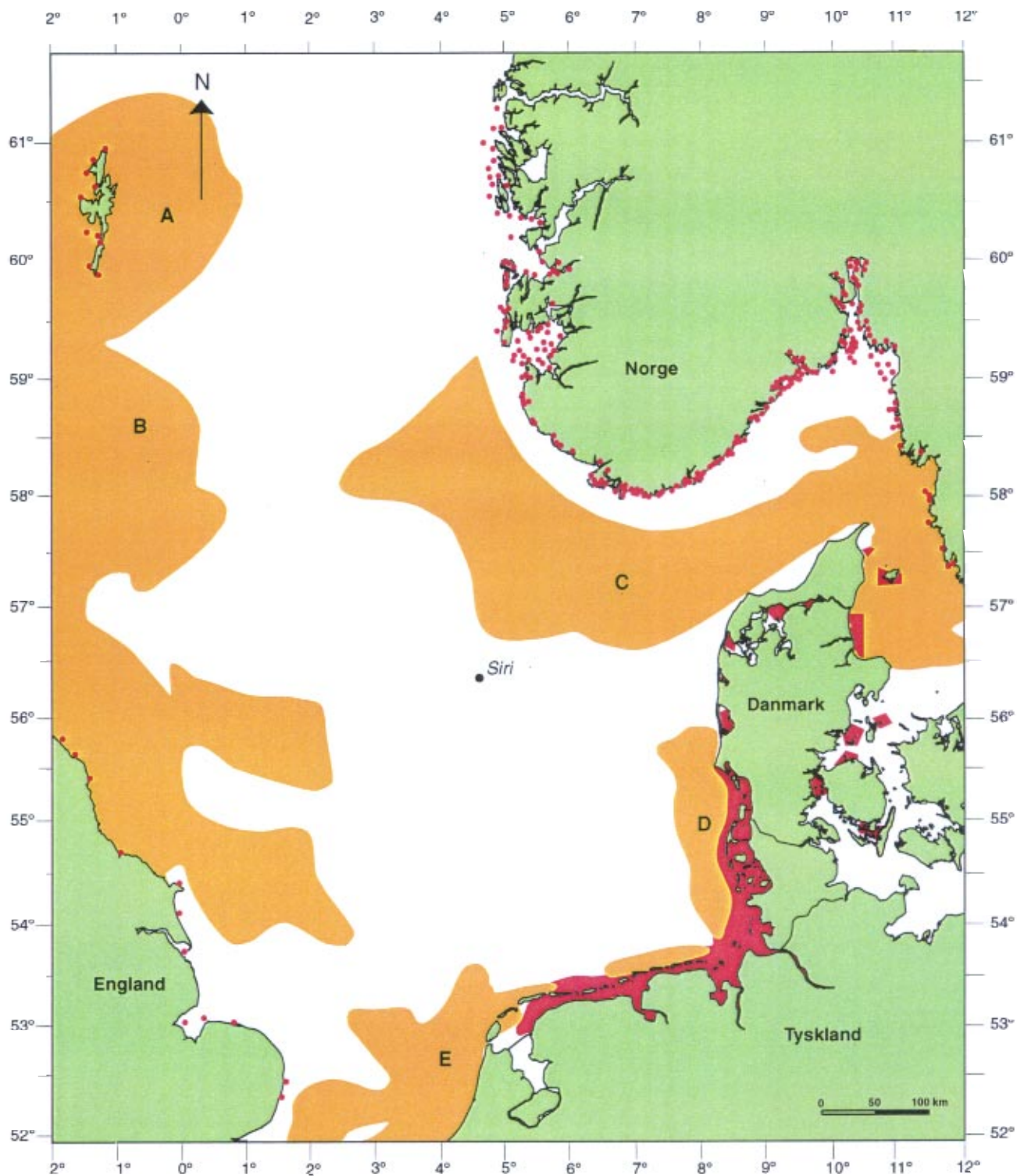
- Orkney-Shetland (Område A)
- Moray Firth - Aberdeen Bank-Tees (Område B)
- Skagerrak og den sydvestlige del af Norske Rende (Område C)
- Tyske Bugt (Område D)
- Cap Griz Nez-Schiermonnikoog (Område E).

Orkney-Shetland

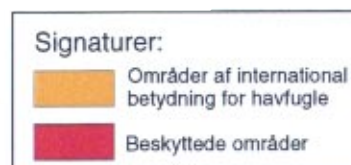
Havområderne omkring Orkney-Shetland er meget vigtige havfugleområder. Øerne har mange egnede redepladser. Tæt ved disse redepladser er der produktive havområder med rigelige føderessourcer. Der findes således næsten 2 millioner ynglefugle i området. Mere end halvdelen af verdensbestanden af storkjove (*Catharacta skua*) findes i området. Desuden findes følgende seks arter i mængder af international betydning i farvandene omkring Orkney-Shetland: Islom (*Gavia immer*), sule (*Morus bassanus*), topskarv (*Phalacrocorax aristotelis*), sølvmåge (*Larus argentatus*), lomvie (*Uria aalge*) og tejst (*Cephus grylle*).

Moray Firth- Aberdeen bank-Tees

I Moray Firth -Aberdeen bank- Tees området er der også rigelige føderessourcer for havfugle. Der er store bestande af tobis, og der er vigtige gydepladser for sild og opvækstpladser for sild og brisling. Desuden er der klipper på kysten med velegnede redepladser. Der findes ni arter i mængder af international betydning: Islom (*Gavia immer*), sule (*Morus bassanus*), topskarv (*Phalacrocorax aristotelis*), storkjove (*Catharacta skua*), svartbag (*Larus marinus*), splitterne (*Terna sandvicensis*), lomvie (*Uria aalge*), alk (*Alca torda*) og tejst (*Cephus grylle*).



Figur 5.5 Områder af international betydning for havfugle og internationalt beskyttede områder (data fra ref. 29, 30, 31, 27 og 32)



Skagerrak
/sydvestlige del af
Norske Rende.

Skagerrak og den sydvestlige del af norske rende udnyttes af ca 850.000 havfugle på forskellig tid af året. Følgende arter findes i mængder af international betydning: Sule (*Morus bassanus*), storkjove (*Catharacta skua*), sølvmåge (*Larus argentatus*), lomvie (*Uria aalge*), alk (*Alca torda*), og søkonge (*Alle alle*)

Tyske Bugt

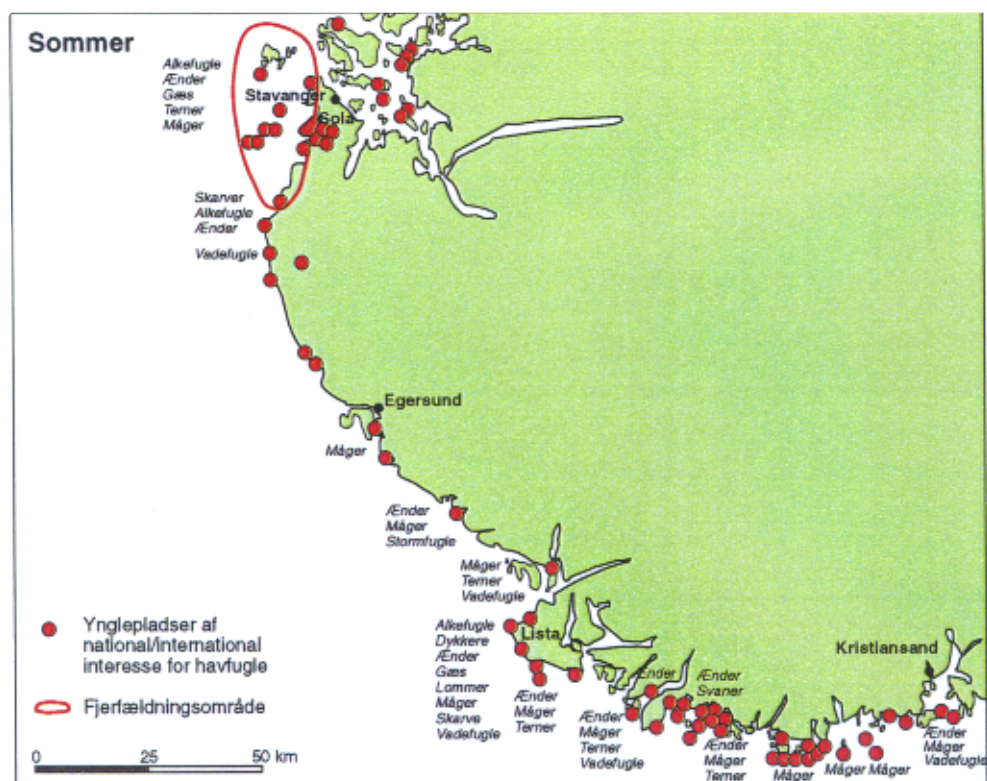
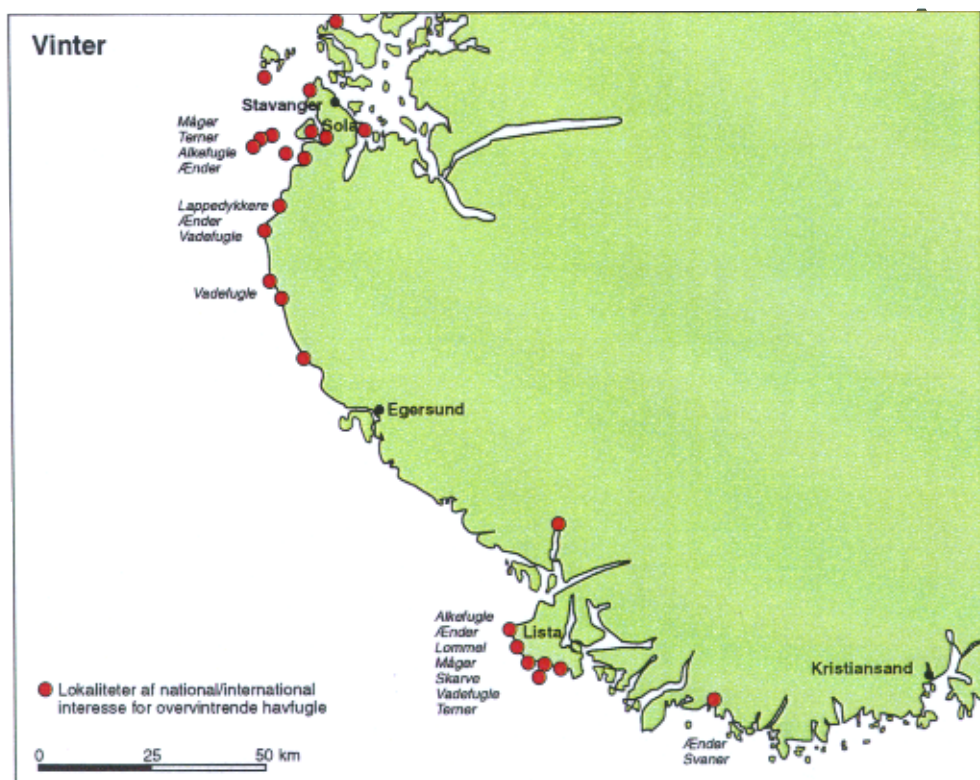
Der findes seks arter i mængder af international betydning i den Tyske Bugt : Rød- og sortstrubet lom (*Gavia stellata* og *Gavia arctica*), gråstrubet lappedykker (*Podiceps grisegena*), sortand (*Melanitta nigra*), dværgmåge (*Larus minutus*), stormmåge (*Larus canus*) og splitterne (*Terna sandvicensis*).

Cap Griz Nez-
Schiermonnikoog

Cap Griz Nez-Schiermonnikoog området er af international betydning for følgende arter: Rød- og sortstrubet lom (*Gavia stellata* og *Gavia arctica*), toppet lappedykker (*Podiceps cristatus*), sortand (*Melanitta nigra*), dværgmåge (*Larus minutus*), sildemåge (*Larus fuscus*) og splitterne (*Terna sandvicensis*).

Udover havfuglene er der mange kystfugle (vadfugle og ænder), som fouragerer på sand og mudderflader langs med kysten. Vadehavet er specielt betydningsfuldt. Mellem 6 og 12 millioner fugle af mere end 50 forskellige arter findes i Vadehavsområdet gennem året. Beskyttede områder er vist på fig. 5.5. Disse områder er vigtige for kystfugle.

De norske og svenske kyster i influensområdet, er typisk skærgårdskyster. Disse områder er vigtige for ederfugle (*Somateria mollissima*), der findes overalt fra de indre dele af fjordene til de yderste holme (ref. 33). Den norske skærgårds kyst er af international betydning for ynglende og overvinterende havfugle. Vigtige fuglelokaliteter langs den sydnorske kyst fra Stavanger til Kristiansand er illustreret i figur 5.6. Figuren viser lokaliteter, som er vigtige for overvintrende havfugle og ynglepladser, samt fjerfældnings-områder.



Figur 5.6 Vigtige fuglelokaliteter langs den norske kyst fra Stavanger til Kristiansand (ref. 34).

5.3.5 Havpattedyr

Der findes to arter af sæler, som yngler langs Nordsøens kyster:

- Spættet sæl (*Phoca vitulina*)
- Gråsæl (*Halichoerus grypus*)

Populationen af spættet sæl er estimeret til 28.000 individer, hvilket svarer til 10% af verdensbestanden. Sælerne opholder sig i de kystnære områder (fig. 5.7). Af den totale bestand i Nordsøen findes 22 % i Vadehavet og 17 % i Skagerrak/Kattegat/Limfjorden. Bestanden af gråsæl er 43.000 individer (ref. 13). Gråsæl findes især på småøer i Storbritannien.

Der findes flere hvalarter i Nordsøen. De mest almindelige er præsenteret i tabel 5.4.

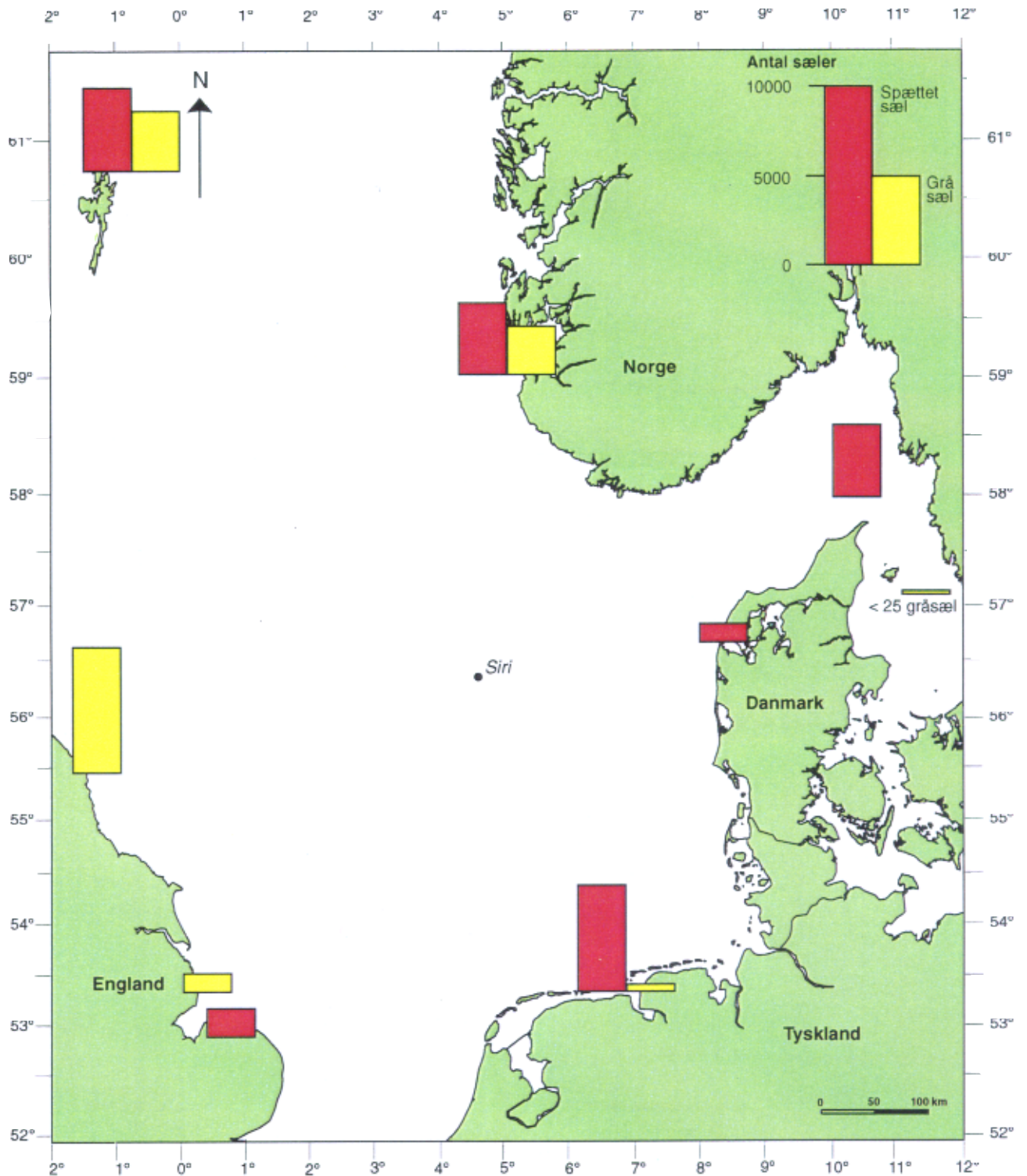
Tabel 5.4 Beregnet populationsstørrelse af de mest almindelige småhvaler i Nordsøen og tilstødende vande (ref. 35)

| Art | Estimeret populationsstørrelse (antal) |
|-------------------------|--|
| Marsvin | 340.000 |
| Vågehval | 8.500 |
| Hvidnæse | 7.800 |
| Hvidnæse og hvidskæving | 11.800 |

Den mest almindelige hvalart i Nordsøen er marsvinet (*Phocaena phocaena*). Marsvinet forekommer overalt i Nordsøen, men er mest koncentreret i den centrale del. Kalvene udviser en tendens til at koncentrere sig tættere på kysten end de voksne. Populationen af marsvin er estimeret til ca. 340.000 individer i Nordsøen og tilstødende vande (ref. 35).

Vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) forefindes er koncentreret i den nordvestlige af Nordsøen (nord for 55°N and vest for 2°E) og populationen er estimeret til ca. 7.800 individer (ref. 35).

Hvidnæse (*Lagenorhynchus albirostris*) er observeret i nordvestlige del af nord-søen mellem 55°N og 60°N. Den mindre hyppigt forekommende hvidskæving (*Lagenorhynchus acutus*) bliver ofte observeret i blandede flokke med den hvidnæsede delfin, og i samme udbredelsesområde. Den samlede populationsstørrelse i området for de to arter er estimeret til ca. 11.800 individer (ref. 35).



Figur 5.7

Fordelingen af spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Nordsøen (ref. 13)

Andre små hvaler er observeret i Nordsøen er øresvin (*Tursiops truncatus*), langfinnet grindehval (*Globicephala melas*), almindelig delfin (*Delphinus delphis*), halvgrindehval (*Grampus griseus*), sribet delfin (*Stenella coeruleoalba*) og spækhugger (*Orcinus orcha*) (ref. 35).

Større hvaler bliver lejlighedsvis observeret i Nordsøen. Disse inkluderer spermacethval (*Physeter catodon*), finhval (*Balaenoptera physalus*) og pukkelhval (*Magaptera novaengliae*) (ref. 35).

5.4 Kommerciel aktivitet

5.4.1 Fiskeri

Fiskeri er en vigtig kommerciel aktivitet i Nordsøen. I de senere år er der landet omkring 2,5 millioner tons fisk fra Nordsøen. Heraf udgør danske fiskeres landinger 1-1,5 millioner tons (ref. 36 og 26). Landingerne omfatter både spisefisk og industrifisk, dvs. fisk der forarbejdes til fiskemel og olie. Torsk, kuller, hvilling, rødspætte, sild og makrel er de vigtigste spisefisk. Industrilandingerne består især af tobis, sperling og brisling (ref. 26).

International Council for the Exploration of the Seas (ICES) har inddelt Nordsøen i såkaldte statistiske rektangler. Skipperne på fiskefartøjerne er forpligtiget til at informere myndighederne om, i hvilke rektangler deres fangster er taget. Fisketiden i de forskellige rektangler skal også oplyses.

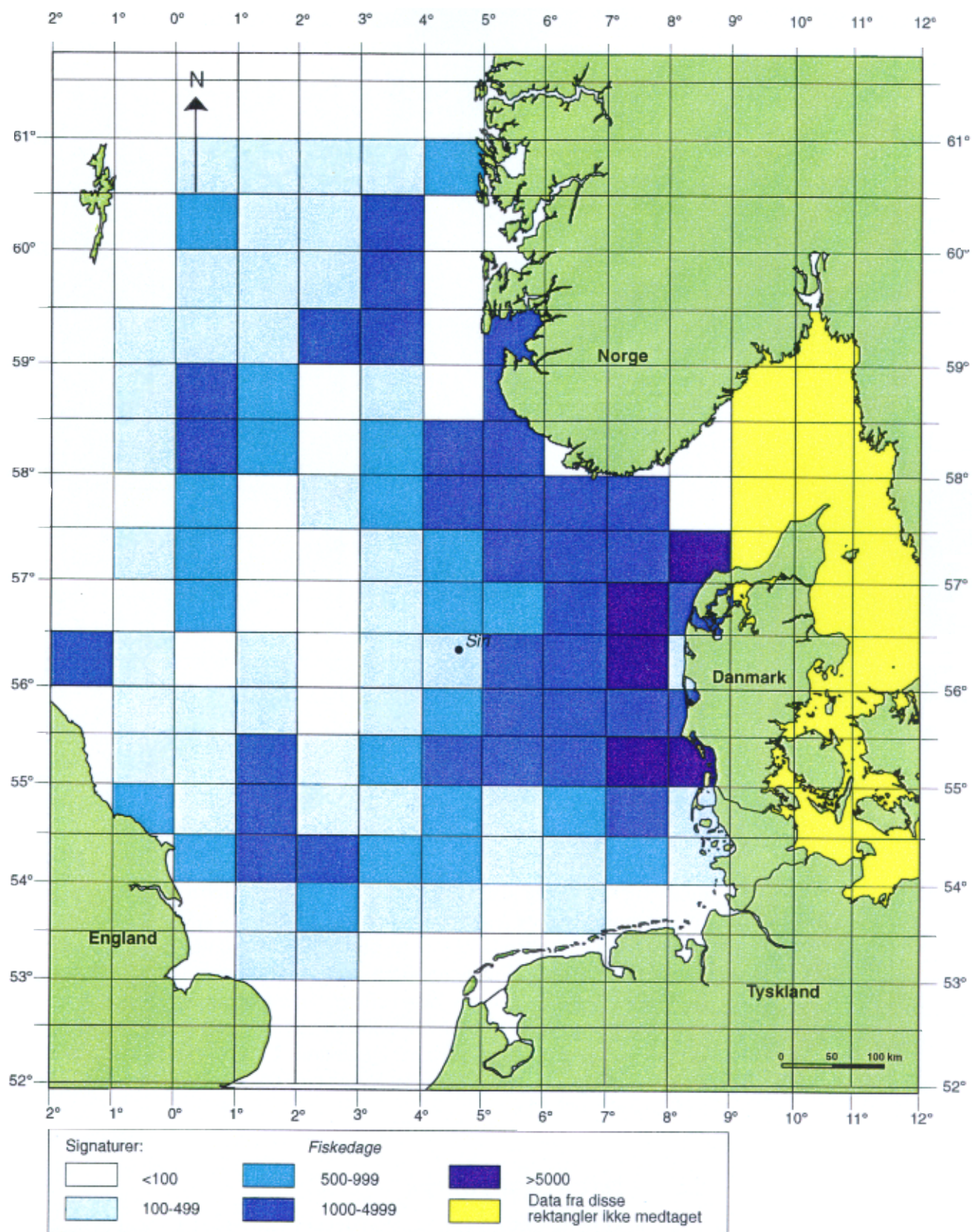
Fig. 5.8 viser det totale antal fiskedage, som Fiskeridirektoratet har registreret for danske fartøjer, der anvender bundredskaber (trawl, vod og nedgarn) fordelt på de statistiske rektangler i perioden 1993-1995. Det fremgår tydeligt, at fiskeaktiviteten omkring Siri-feltet er minimal sammenlignet med andre områder i Nordsøen.

Dette mønster stemmer overens med, at forekomsten af de økonomisk set 10 vigtigste arter, på nær rødspætte, er lav i området omkring Siri-feltet (ref. 26).

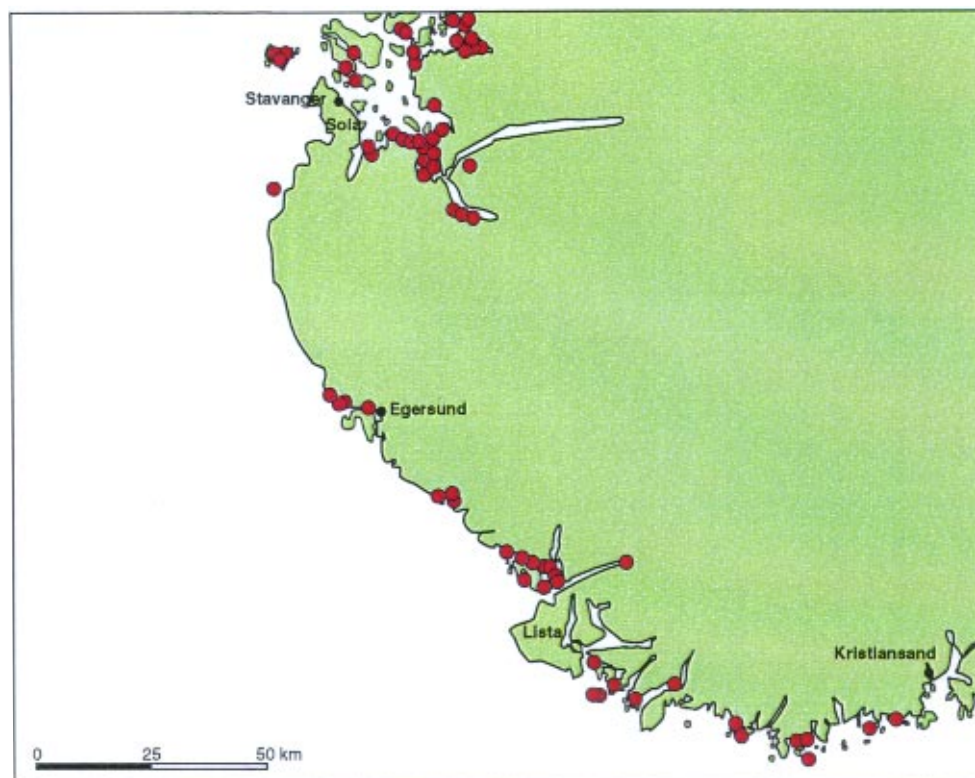
Omkring alle offshoreinstallationer skal der være en 500 meters sikkerhedzone. I denne zone må der ikke foregå fiskeri. Hvis en lastebøje bliver placeret 1 km fra platformen, vil dette betyde at der ikke må foregå fiskeri mellem lastebøje og platform.

5.4.2 Akvakultur

I influensområdet findes der udelukkende akvakulturanlæg på den Sydnorske kst. Produktionsfaciliteterne findes inde i skærgården, og der produceres næsten udelukkende laks. I 1990 blev der produceret 70.000 tons laks i anlæggene langs den norske Nordsøkyst (ref. 13). Mellem Stavanger og Kristiansand er der ialt 31 anlæg. Anlæggenes beliggenhed er vist på figur 5.9 (ref. 34).



Figur 5.8 Den danske fiskeriintensitet i Nordsøen. Antal fiskedage for fartøjer, der anvender bundred-skaber (trawl, vod og nedgarn) fordelt på de forskellige ICES-statistiske rektangler. Totale antal fiskedage for årene 1993-1995 (data fra ref. 36).



Figur 5.9 Akvakulturanlæg langs den norske kyst fra Stavanger til Kristiansand (ref. 34).

5.4.3 Turisme/friluftsliv

Kystturisme er en meget vigtig kommerciel aktivitet langs Nordsøens kyster. Det drejer sig om mange aktiviteter fra sejlads, badning, solbadning, til camping, sommerhusophold og golf. Turisme er vigtig langs den jyske vestkyst, hvor der er fortrinlige badestrande. Her er turismen blevet et vigtigere erhverv end fiskeriet. I 1991 var der 9,6 millioner overnatninger af turister. Oslo Fjord-Skagerrak regionen er et vigtigt turistområde i Norge. Sommerhusophold og sejlads er vigtige aktiviteter. I 1990 var der 2,4 millioner overnatninger. Den svenske skærgård er også vigtig mht. fritidsaktiviteter og turisme. I Vadehavet er der omkring 30 millioner overnatninger på årsbasis. Rømø og Sild er velbesøgte pga. deres brede badestrande (ref. 13).

5.5 Naturbeskyttelse

En del af kystområderne i influensområdet er beskyttede på grund af deres sårbarhed og/eller internationale betydning. Disse områder er præsenteret på figur 5.5.

Vadehavet er udpeget som "Trilateral Conservation Area" af regeringerne i Holland, Tyskland og Danmark. Områder i Vadehavet er også beskyttet på anden

vis, f. eks. som Ramsar-områder, EU fuglebeskyttelsesområder eller EU habitatområder (ref. 31).

Nord for Vadehavet er der fire beskyttede områder langs den jyske vestkyst (fig. 5.5): Ringkøbing fjord, Stadil fjord, Nissum fjord og Harboøre/Agger tange. Disse områder er både Ramsar-områder og EU-fuglebeskyttelsesområder (ref. 31).

Langs den britiske østkyst er der flere Ramsar- og EU-fuglebeskyttelsesområder (ref. 32), og langs de norske og svenske kyster er der talrige beskyttede områder, både af national og international betydning.

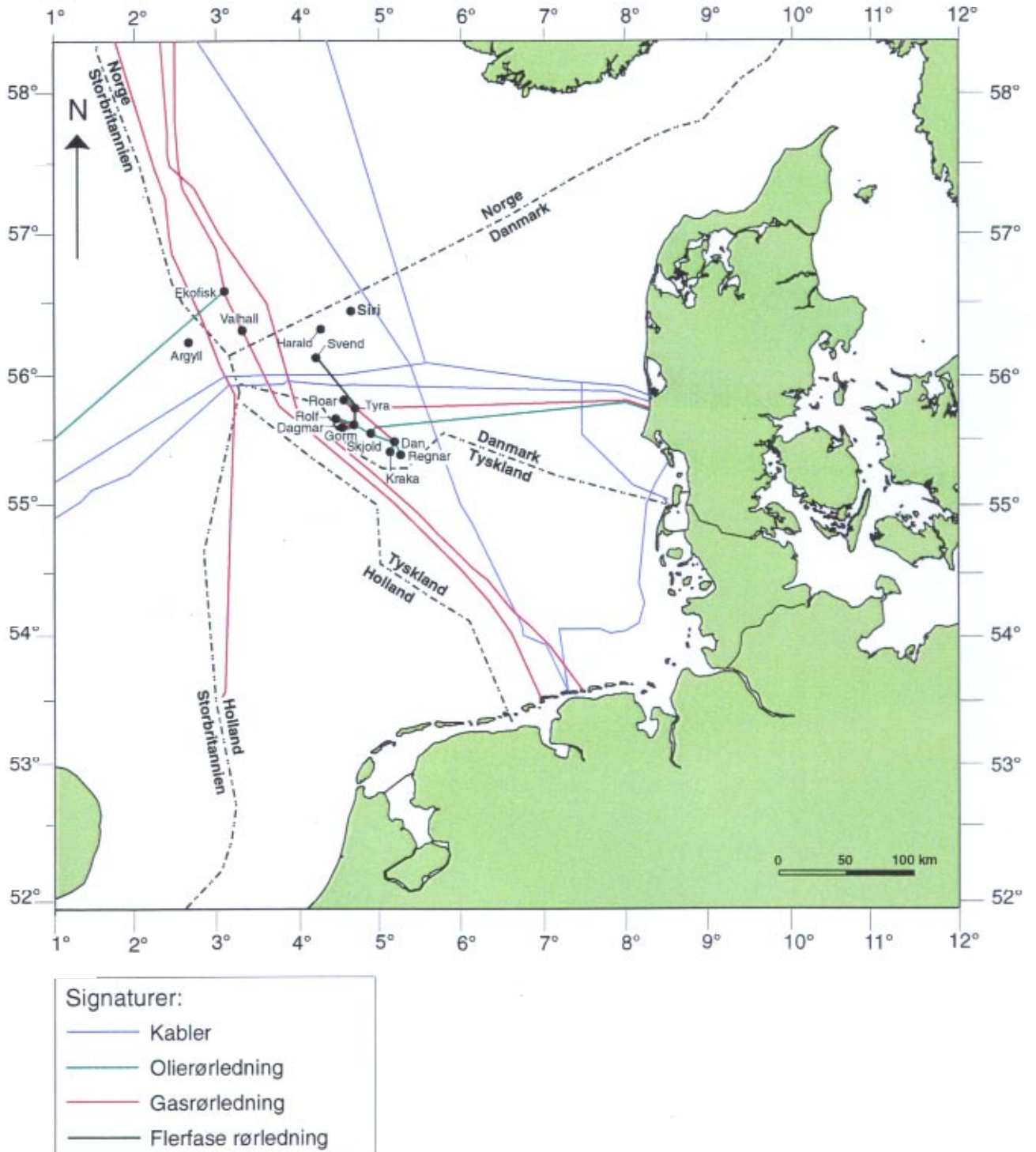
Danmark, Norge, Sverige, Storbritannien, Tyskland og Frankrig har underskrevet "World Heritage" konventionen. Det nærmeste "World Heritage" område er St. Kilda vest for Hebriderne, der er udpeget på baggrund af øens rige fugleliv samt kulturelle værdier. I Norge er Vistenfjord-Vega-Lovlund-området i Norrland anbragt på en tentativliste af lokaliteter, der bør overvejes som "World Heritage"-områder i fremtiden (ref. 37 og 38). Begge disse områder ligger uden for influensområdet.

5.6 Undersøiske installationer

Placeringen af kabler og olie- og gasrørledninger, der passerer igennem den danske sektor i Nordsøen, i relation til de store olie- og gasfelter i området, er vist i figur 5.10.

Siri-feltet er placeret i det område af den danske sektor, der har den højeste koncentration af olie- og gasfelter. Følgende undersøiske installationer er placeret i nærheden af Siri-feltet:

- Kabler
- Flerfase rørledninger.



Figur 5.10 Placering af kabler og rørledninger i den danske sektor af nord-søen (ref 14, 39, 21).

6 Miljøkonsekvensvurdering af udbygningsaktiviteter

Udbygningsfasen forventes at vare ca. 12 måneder, men vil have et overlap med driftsfasen på 5-6 måneder. Den primære aktivitet er boringen af 6 produktionsbrønde og 3 injektionsbrønde. Der skal endvidere installeres en olielager-tank/brøndhovedstruktur på havbunden, hvorefter selve produktionsplatformen placeres ovenpå lagertanken.

Dette kapitel omhandler konsekvenserne af boring og andre tilhørende aktiviteter i udbygningsfasen. Sandsynlighed for blow-out og miljøkonsekvensvurdering af eventuelle uheldsbetingede udslip behandles i kapitel 9.

I det følgende beskrives de forventede udledninger og emissioner, deres miljøkonsekvenser og de tiltag, der tænkes iværksat for at begrænse miljøkonsekvenserne.

6.1 Udledninger til havet, miljøkonsekvensvurdering og afhjælpende tiltag

6.1.1 Udgravning til boreplatform, produktionsplatform og lagertank

Boreplatform, produktionsplatform og lagertank placeres på havbunden. Lagertanken, der er placeret under produktionsplatformen, planlægges nedgravet i havbunden (dersom den bygges i stål) og en tilsvarende afgravning til placering af boreplatformens ben på et stabilt underlag foretages umiddelbart ved siden af. I alt forventes et volumen på 100.000 m³ bortgravet (se afsnit 3.6).

Udledning

Det afgravede materiale forventes klappet i området. Beliggenheden af klapområdet er ikke nærmere bestemt. I forbindelse med udgravningen eller klappning af udgravet sediment vil der ske afdrift af materiale.

Mængden af ophvirvlet sediment og størrelsesorden af sedimenttransporten i vandmasserne vil være afhængig af sedimentets karakter (kornstørrelsesfordeling, indhold af silt, ler og organisk stof), af de lokale strømforhold og af den anvendte metodik ved gravning og deponering. For en afgraved mængde på ca. 100.000 m³ (ca. 200.000 t) vil det være forventeligt, at det spildte materiale udgør 10.000-40.000 t.

Miljøkonsekvens

Suspension af sediment i vandfasen bevirker, at silt, ler og andre stoffer kan blive udvasket. Installationerne på Siri-feltet skal placeres flere kilometer fra det område, hvor efterforskningsboringerne fandt sted. Det er derfor ikke sandsynligt, at det afgravede materiale vil indeholde højere koncentrationer af miljøfremmede stoffer end det omgivende miljø.

Størrelsen og varigheden af effekter ved sedimentation på havbunden vil være afhængig af mængden af suspenderet og sedimenteret materiale, sedimentets karakteristika og områdets biologi.

Både suspension og sedimentation vil kunne påvirke det lokale miljø. Sand og grove siltfraktioner vil relativt hurtigt sedimenteres. Sedimentationstiden for dette materiale vil ligge mellem 1-2 minutter og 1-2 timer. Fint silt og ler vil kunne opholde sig i vandfasen i længere tid, fra flere timer til dage, før det sedimenteres.

Placeringen af Siri-feltet på 60 m dybde betyder, at området kan karakteriseres som et lav-produktivt blødbundsområde. Her vil lave koncentrationer af suspenderet materiale samt det sedimenterende materiale kunne forventes at stimulere detritusæderes og filtrerende bunddyrs vækst, mens højere koncentrationer vil hæmme væksten. Det forventes, at et gravearbejde af den her planlagte størrelsesorden samlet set midlertidigt vil øge bundfaunaens biomasse. Det er endvidere muligt, at sedimentationen vil påvirke mulighederne for gydning i området.

I det pelagiske miljø vil suspensionen af materiale i vandfasen hovedsagelig påvirke fiskene, som må forventes at flygte ud af området. Denne effekt vil dog være af midlertidig karakter.

Konsekvensreducerende tiltag

For at mindske effekten af afgravning kan gravemetoder vælges bl.a. ud fra hensyntagen til mindskning af spild under opgravningen, hvis en sådan problematik overhoved er relevant for området. Effekten af klappning af opgravet materiale minimeres ved at klappe materialet på områder af samme sedimenttype. Det kan derfor være en fordel at klappe det afgravede materiale i nærområdet.

Udledning**6.1.2 Borespåner og boremudder**

Boringen af en brønd sker i flere faser. Undervejs i undergrunden skiftes bore-muddertypen for at imødekomme forskellige fysiske krav. Første og anden sektion planlægges boret med vandbaseret mudder som tilsættes bentonit og senere 3-5% glykol. Mudderet recirkuleres så længe som muligt og udledes, når kvaliteten er blevet for ringe. Borespånerne udledes til havet.

Tredje sektion vil blive boret med vandbaseret bore-mudder så langt som muligt, og derefter med olie-baseret bore-mudder, som recirkuleres på samme måde som vandbaseret mudder. Brugt, olie-baseret bore-mudder sendes til land, hvor det renses og klargøres til genbrug. Borespåner fra disse sektioner reinjiceres. Mudder og spåner fra første brønd, boret med olie-baseret bore-mudder, opsamlæs og injiceres i næste brønd.

Tabel 6.1 Produktion af borespåner

| Længde m | Boresektions dimension tommer (cm) | Muddersens basisvæske | Volumen af spåner (m ³)* | |
|---------------|--|--------------------------|---|--------------|
| | | | per brønd | fra 9 brønde |
| 40-60 | 26 (76.3) | Vand og bentonit | 14-21 | 126 - 189 |
| 1000 | 17½ (44.5) | Vand og glykol | 156 | 1404 |
| Ikke kendt | 12 1/4 (31.1) | Vand/olie** | - | Reinjektion |
| Ikke kendt | 8½ (21.6) | Olie | - | Reinjektion |

*Baseret på volumen af brønd. **Vandbaseret så langt som det er praktisk muligt.

Miljøkonsekvenser

De generelle effekter ved udslip af boremudder og borespåner er en aflejring af materiale på havbunden og en ændring af kornstørrelsesfordelingen. Afhængig af vanddybden kan borespåner hobe sig op ved udledningspunktet, fordi vandmassens bundnære lag ikke omrøres. Spåner fra vandbaseret boremudder spredes lettere end småpartikler fra oliebaseeret mudder, som har en tendens til at klæbe sammen (ref. 40). I den danske del af Nordsøen omrøres almindeligvis selv bundnære lag dog flere gange årligt under storm, og der forventes derfor en spredning og fortyndning af borespånerne. Den større spredning af vandbaseret boremudder og borespåner bevirker også en større nedbrydning af det udledte organiske materiale, som f.eks. cellulosepolymerer. Generelt er udledningerne fra boring med vandbaseret boremudder præget af småpartikler fra undergrundens geologiske materiale, mens indholdstofferne i muddret er nedbrudt og fortyndet uden for en zone på 100-200 m. Man kan dog spore barium på 3-5 km's afstand (ref. 41 og 42). I barit forekommer der naturligt forurening fra spormetaller (ref. 43), som der kan beregnes en stigning i sedimentets metalindhold i udledningsområdet for borespåner og boremudder under og i 1-2 år efter boringen. Der foreligger endnu ikke boreprogram og beregningen er derfor kun vejledende. Følgende forudsætninger gælder:

- Der anvendes ikke barit ved boring af 26" og 17 ½" sektionerne.
- I nedre del af 12 1/4" og i hele 8 ½" sektionen anvendes oliebaseeret mudder som ikke udledes.
- Vandbaseret mudder (KCl-mudder) vil i størst mulig grad blive genbrugt fra brønd til brønd.

Det primære bidrag til baritudledning bliver derfor boremudder som hæfter til borespåner plus et bidrag som stammer fra reelle udledninger i forbindelse med cementering, mudderskift m.m.. Volumenet anslås til 715 m³ med en vægt på

1037 t, heraf 12% barit. Dette medfører en anslået udledning på 125 t barit (ref. 44). I tabel 6.2 er opgjort bidraget af spormetaller fra barit til sediment ved boring af 9 brønde.

Tabel 6.2 Eksempel på forhøjelsen af metalkoncentrationen i sedimentet i en afstand af 125 m fra platformen som et resultat af spormetaller i barit (125 t). Dybden af sedimentet er sat til 0.1 m, vandindhold 50% og massefylden af sediment til 2.6 kg/l. Det antages at metallerne fordeles jævnt i området.

| Metal | Cd | Cr | Cu | Pb | Zn | Hg |
|--|------|-----|-----|-----|-----|------|
| Barit kilde (mg/kg) | <5 | 15 | 80 | 38 | 13 | <4 |
| Udledning fra ni brønde (anslået 125 t) | | | | | | |
| Udledning (kg) | <0,6 | 1,9 | 10 | 4,8 | 1,6 | <0,5 |
| Øget koncentration i 125 m afstand (mg/kg) | <0,1 | 0,3 | 1,5 | 0,7 | 0,3 | <0,1 |

Moniteringsdata viser, at der typisk kan forventes effekter på bundfaunaen i op til 1-2 år efter boring og udledning af spåner og mudder, afhængig af udledningens omfang, boremuddertypen og lokale strømforhold. De fleste moniteringsdata er dog fra boringer med oliebaseeret mudder, som har meget større indflydelse på nærområdet end vandbaseeret mudder. Den mest anvendte parameter for bundfaunaens tilstand er artshyppigheden. I en gennemgang af effekter af udledning af forskellige typer af boremudder i den centrale del af Nordsøen er det med denne parameter vist, at påvirkningen fra vandbaseeret boremudder er målbar i op til 50 meters afstand fra de undersøgte boreplatforme (ref. 45). I en hollandsk undersøgelse kunne effekten af spåner og mudder fra boring med vandbaseeret mudder ikke måles på 25 meters afstand af brønden 2 måneder efter ophør af boreaktivitet (ref. 46); vanddybden er dog kun ca. 30 m i denne del af Nordsøen. Heller ikke efter 1 år kunne der konstateres "skjulte" effekter på artshyppigheder.

For syntetisk og oliebaseeret boremudder kan også det høje indhold af organisk materiale i muddret påvirke miljøet. I og omkring ophobninger af spåner fra boringer med disse muddertyper forbruges ilt til nedbrydning af basisvæsken i boremuddret, hvorved der dannes iltfri områder. For vandbaseeret boremudder synes dette problem at være af langt mindre omfang på grund af et lavere indhold af organiske stoffer i borevæsken og den større spredning af boremudder og bore-spåner.

Kemikalier i vandbaseeret boremudder er typisk vandopløselige og figurerer på PARCOMs liste A (se i øvrigt kapitel 10). De har derfor kun ringe giftvirkning i

miljøet. Kun glykol som anvendes koncentrationer på 3-5% i vandbaseret boremudder, er ikke et liste A kemikalie. Økotoksikologiske data for en typisk glykol som anvendes i Nordsøen er følgende (ref. 47).

- Bionedbrydning 69% på 28 dage
- Bioakkumuleringsfaktor 0,436
- Kronisk toksicitet over for *Skeletonema costatum* EC₅₀ : 391 mg/l
- Akut toksicitet over for *Acartia tonsa* LC₅₀ : 310 mg/l
- Kronisk toksicitet over for *Abra alba* EC₅₀ : 475 mg/kg

Den anførte akutte toksicitet over for *Acartia tonsa* anses for ikke-skadelig over for vandlevende organismer (ref. 48), og vil hurtigt fortyndes til ikke-giftige niveauer. Generelt monitoreres der ikke for effekter i det pelagiske miljø, og der kendes ikke effekter på det pelagiske samfund uden for selve udledningsområdet under boreaktiviteter. For benthiske organismer kan der beregnes en påvirkningsafstand på <100 m ved anvendelse af PEC/PNEC-princippet på en udledning af 400 m³ vandbaseret boremudder i løbet af 4 timer.

Ved spild af vandbaseret boremudder på boreplatformen spules med vand uden anvendelse af vaskeaktive stoffer. Spild af oliebaseeret boremudder opsamles med rengøringsmaskiner, og der efterspules med et standardrengøringsmiddel. Den aktuelle udledning af vaskeaktive stoffer fra boreplatformen kendes ikke, men forventes kun i meget begrænsede mængder. Effekter i vandmiljøet kan ikke kvantificeres før valg af produkter er fastlagt.

Konsekvensreducerende tiltag

Det er i Danmark administrativ praksis så vidt muligt at undgå udledning af oliebaseeret boremudder til havet. Borepårerne må derfor transporteres til land eller reinjiceres. Reinjektion er valgt. Transport til land er ikke miljøvurderet, da reinjektion anses at være en såvel økonomisk som miljømæssig bedre løsning.

Boremudderet cirkuleres i borestrengen så længe som muddrets egenskaber opretholdes. Statoil følger procedurer ved valg af kemikalier, som er beskrevet i afsnit 10.2.

6.1.3 Spildevand

Udledning

I udbygningsfasen vil der maksimalt være 90 personer på boreplatformen og platformen tilsammen. Efter endt boring flyttes boreplatform med mandskab. Bidraget til vandmiljøet fra urensset spildevand er, målt per person/dag, ca. 16 g nitrogen og 4 g fosfor, hvilket for en 400 dages udbygningsperiode vil give et samlet bidrag på 576 kg nitrogen og 144 kg fosfor.

Bidraget til BOD₅ (Biological Oxygen Demand, 5 dage) antages at være 60 g BOD₅/person/dag, og bidraget fra boreplatformen vil da udgøre 2.160 kg på 400 dage. Hertil kommer et mindre bidrag fra forsyningsfartøjer og køkkenaffald fra

boreplatformen. Disse mængder kan ikke estimeres på dette stadium i designfasen.

Der vil fra generel husholdning, køkken og hygiejne blive udledt spildevand fra vask af tekstiler, lokaler og service. Spildevandet kan indeholde rester af desinficerende stoffer, lægemidler, stoffer med overfladeaktive egenskaber m.m. Indholdet af miljøfremmede stoffer i spildevand fra boreplatformen forventes at svare til gennemsnitligt husspildevand.

Miljøkonsekvenser

De udledte mængder af nitrogen, fosfor og organisk kulstof er forsvindende sammenlignet med de samlede tilledninger til Nordsøen (ref. 49) og vil på grund af den kraftige opblanding i området heller ikke give anledning til lokale effekter.

På grund af fortynding forventes andre stoffer i spildevandet ikke at give anledning til effekter.

Konsekvensreducerende tiltag

Der er ikke planlagt særlige afhjælpende tiltag for spildevand.

6.1.4 Kemikalier

Kemikalier brugt i udviklingsfasen er, udover mudderkemikalier, primært cementerings-, komplettings- og brøndtestkemikalier. Desuden anvendes kemikalier til testning af rørledninger. Kemikalierne beskrives kort i det følgende. Udledningerne vil være begrænsede, hvorfor en egentlig miljøvurdering ikke er gennemført. Der henvises til kapitel 7, hvor en række produktionskemikalier er beskrevet mht. miljøfarlighed. Afsnit 10.2 beskriver endvidere Statoils system til udvælgelse af kemikalier.

Cementeringskemikalier

Brøndene fores med foringsrør af stål for at forhindre at borehullet falder sammen samt for at gøre det muligt at bore ind i formationer med højt tryk uden risiko for ukontrolleret blow-out af gas og væsker fra undergrunden. Foringsrørene cementeres fast til formationen dels for at holde foringsrøret fast til formationen, dels for at beskytte foringsrøret mod korrosion samt forhindre at der sker udveksling af gas og reservoirvæsker mellem de enkelte lagserier. Cementering af foringsrørene foregår ved at pumpe cement ned gennem foringsrøret og op langs ydersiden af foringsrøret.

Cementeringskemikalier tilsættes for at opnå særlige egenskaber ved cementen. Flertallet af disse kemikalier er uorganiske salte og cellulosepolymerer fra PARCOMs liste A. Der anvendes skumdæmpere, som kan tænkes at have miljømæssige effekter. En udledning af overskudscement ved den første cementering vil ske direkte på havbunden omkring brønden, men ved efterfølgende cementeringer er der tale om mindre mængder cementrester, som pumpes op med boremudder og udledes med vand og borespåner. Det anslås, at den første cementering medfører et udslip på $<5 \text{ m}^3$ vandblandet cement. De aktuelle skumdæmperkemikalier er ikke kendt, men der er ikke under en litteraturgennemgang fundet beskrevne effekter i miljøet af cementering.

Kompletterings-
kemikalier

Når boringen har nået sin endelige dybde afsluttes den med et foringsrør som beskrevet ovenfor. Inde i brønden installeres et produktionsrør, og foringsrøret perforeres i den dybde, hvor oliereservoiret er, så olien kan produceres op til overfladen via produktionsrøret. Dette kaldes at komplettere brønden. For ikke at beskadige oliereservoiret samt at undgå tilstopning af ventiler og perforeringer benyttes en speciel kompletteringsvæske i stedet for boremudder.

Der findes kompletteringskemikalier i brønden, inden produktionen startes, og disse udledes med kompletteringsvæsken ved brøndkomplettering. Volumen svarer til brøndens volumen (100-200 m³), og typiske kemikalier i væsken er oxygenfjerner, biocid, korrosionhæmmer, salte og organiske polymere. De aktuelle kemikalier er ikke kendt, men erfaringsmæssigt forventes akutte effekter i et begrænset område under udledningen.

Hydrotest af rørled-
ninger

Mindre udledninger fra klargøring af rørledningen mellem platformen og lastebøjen (volumen ca. 145 m³) og fra lækagetest af rørsystemer kan forventes, der typisk vil indeholde biocider og oxygenfjerner. På grund af biocidindholdet forventes erfaringsmæssigt akutte effekter i et begrænset område under udledningen.

6.2 Emissioner til luft, miljøpåvirkninger og afhjælpende tiltag

Energiforbruget i udbygningsfasen til kraftgenerering på selve boreplatformen samt en række støtte- og transportfunktioner i forbindelse med installation af lagertank og produktionsplatform vil give anledning til emissioner til atmosfæren. I det følgende er størrelsen af disse anslået og sammenlignet med de samlede danske emissioner.

De atmosfæriske emissioner, som omtales nærmere, vedrører gasserne CO₂ (kuldioxid), NO_x (NO/NO₂), SO₂ (svovldioxid) og CH₄ (methan) samt stofgruppen non-methan-VOC (flygtige organiske forbindelser eksklusive methan, NM-VOC).

Emissioner

På baggrund af erfaringer fra udvikling og udbygning af andre felter i Nordsøen er der foretaget et skøn over luftforureningsemissionerne i udbygningsfasen (se tabel 6.3). Emissionerne er estimeret ud fra, at en boreplatform med et dagligt energibehov på 12 m³ diesel/døgn er i drift på feltet gennem en periode på 12 måneder. Desuden forventes de tre først borede produktionsbrønde at blive "renset" med skønsmæssigt i størrelsesordenen 500 m³ råolie hver. Råolie fra rensning og testning af de produktionsbrønde, der etableres senere, vil blive ledet gennem procesanlægget på produktionsplatformen, der på det tidspunkt vil være installeret og idriftsat.

Øvrige emissioner til atmosfæren fra platformen i udbygningsfasen anses for marginale sammenlignet med de nævnte.

Tabel 6.3 Emissioner fra boreplatform i udbygningsfasen (tons).

| Aktivitet | CO ₂ | CO | NO _x | SO ₂ | CH ₄ | NM-VOC |
|----------------------|-----------------|----|-----------------|-----------------|-----------------|--------|
| Boreplatform | 12.000 | 71 | 260 | 30 | 0,52 | 7,7 |
| Afbrænding af råolie | 4.000 | 24 | 90 | * | * | * |
| I alt | 16.000 | 95 | 350 | 30 | 0,52 | 7,7 |

* Kan ikke estimeres på det foreliggende grundlag.

I udbygningsfasen vil der blive brug for en række støttefunktioner til transport af personel og materiel fra basishavnen, som antages at være Esbjerg, til platformen. Transportafstanden er ca. 145 sømil (ca. 270 km). Energiforbruget og tilhørende emissioner er skønnet på baggrund af E&P Forums (ref. 50) standardemissionsfaktorer for skibe og helikoptere (se tabel 6.4).

Tabel 6.4 Støtteaktiviteter og emissioner (tons/år) i udbygningsfasen

| Transporttype | Størrelse | Hyppighed | Brændstofforbrug | CO ₂ | CO | NO _x | SO ₂ | CH ₄ | NM-VOC |
|-------------------------|-------------------|-----------|------------------|-----------------|-----|-----------------|-----------------|-----------------|--------|
| Permanent stand-by skib | ca. 300 bt. | konstant | 100 | 320 | 0,8 | 5,9 | 0,8 | 0,027 | 0,24 |
| Supply skib | ca. 300 bt | 1/uge | 160 | 510 | 1,3 | 9,4 | 1,3 | 0,043 | 0,38 |
| Helikopter transport | ca. 12 - 14 pers. | 4/uge | 260 | 830 | 1,4 | 3,3 | 2,1 | 0,022 | 0,21 |
| I alt | | | 520 | 1.700 | 3,4 | 19 | 4,2 | 0,12 | 0,83 |

Omregning til energiforbrug kan foretages ved at antage en forbrændingseffektivitet på 40 MJ/kg brændstof. 520 tons brændstof pr. år svarer således til et energiforbrug på 21 TJ/år.

De årlige emissioner fra Siri af luftforurenende stoffer i udbygningsfasen er sammenholdt med de samlede årlige danske emissioner i tabel 7.3. I forbindelse med komplettering og oprensning af brøndene kan der forekomme emissioner i forbindelse med afbrænding af olie og gas. Disse operationer kan have en varighed på op til et døgn.

| | |
|------------------------------|---|
| Miljøkonsekvenser | De miljømæssige konsekvenser af emissioner til luft er behandlet i afsnit 7.2.4. |
| Konsekvensreducerende tiltag | Der er foreløbig ikke identificeret specielle konsekvensreducerende tiltag. Dette vil blive vurderet nærmere. |

7 Miljøkonsekvensvurdering af aktiviteter i driftsfasen

Driftsfasen påbegyndes umiddelbart efter installation af de fire første brønde og forventes at vare 10 år. I løbet af denne periode vil der kunne forekomme udledninger af produceret vand, ballastvand, kølevand, afløbsvand samt spildevand fra indkvarteringen. Langt den største del af det producerede vand reinjiceres dog i undergrunden. Desuden vil der være emissioner af udstødningssgas fra diverse turbiner og motorer på platformen og fra skibs- og helikoptertrafik.

I det følgende beskrives de forventede udledninger og emissioner under normal drift, deres miljøkonsekvenser og de tiltag, der tænkes iværksat for at reducere miljøkonsekvenserne. Sandsynligheder for større uheldsbetingede udslip og miljøkonsekvenser af disse behandles i kapitel 9.

7.1 Udledninger til havet, miljøkonsekvenser og konsekvensreducerende tiltag

7.1.1 Produceret vand

Produceret vand stammer fra det vand, som ekstraheres fra formationen sammen med olie og gas. Formationsvandet er kendetegnet ved et højt indhold af salte. I det producerede vand findes endvidere vandopløselige rester af olie og produktionskemikalier, der er benyttet i forbindelse med udvinding og forbehandling af olien på platformen.

Udledning

Projektet planlægger at reinjicere produceret vand indeholdende de produktionskemikalier, der følger vandfasen. Det er imidlertid muligt, at Statoil senere beslutter at ændre på denne forudsætning, hvis det under senere planlægning eller drift viser sig, at reinjektion ikke er mulig på grund af scale-problemer. VVM-redegørelsen er baseret på reinjektionsløsningen, da denne på nuværende tidspunkt synes mulig at gennemføre.

Reinjektion sker med to pumper hver med en driftsregularitet på 95% og maksimal kapacitet på 6.500 Sm³/d. Den samlede kapacitet er således 13.000 Sm³/d og situationen med to pumper med hver 95% driftsregularitet giver anledning til følgende samlede driftmønster (mulighed 1-4):

1. Begge pumper virker samtidig i 89,80% af tiden ($95\% \cdot 95\% \cdot 99,5\%$ [se mulighed 4]). Da den samlede pumpekapacitet er større end den forventede maksimale vandproduktion, vil alt produceret vand blive reinjiceret og intet udledt.
2. Netop én af pumperne er ude af drift i 9,5% af tiden ($2 \cdot 95\% \cdot 5\%$). Kun den halve pumpekapacitet er til rådighed, så 6.500 Sm³/d vil blive reinjiceret, mens resten udledes. Denne rest er afhængig af vandproduktionens størrelse og vil variere fra 0 til ca. 3.700 Sm³/d.
3. Begge pumper er samtidig ude af drift i 0,25% af tiden ($5\% \cdot 5\%$). I disse situationer vil alt produceret vand blive udledt. Mængden varierer som for den foregående situation, men i dette tilfælde fra ca. 1.600 - 10.000 Sm³/d.
4. Ved lastning af olie fra lagertanken til et tankskib står den ene vandinjektionspumpe stille. Dette vil udgøre i gennemsnit 0,5% af tiden og give anledning til udledninger svarende til mulighed 2.

På denne baggrund er den samlede udledte mængde af produceret vand i feltets levetid beregnet til ca. 740.000 m³ (= 88 m³ pr. 1000 ton produceret olie). Denne mængde svarer til ca. 3% af den forventede totale produktion af vand (ca. 30 mio m³), hvilket således svarer til en samlet driftsregularitet for reinjektion på ca. 97%.

Produceret vand indeholder dispergeret olie, som vil blive rensed ned til maksimalt 40 ppm inden reinjektion eller udledning. Ved antagelse af 40 ppm olie i vand vil den samlede estimerede vandudledning på ca. 740.000 m³ give anledning til en samlet belastning med olie på ca. 30 m³ i feltets levetid (= 3 m³ pr. 1 mio ton produceret olie). Desuden vil det producerede vand indeholde produktionskemikalier, som ikke kan kvantificeres nærmere på dette stadium (se afsnit 7.1.2). Det producerede vand indeholder også organiske syrer, aromater, fenoler og tungmetaller fra formationen, der ikke fjernes ved renseprocessen. Mængderne af disse komponenter er foreløbig ukendte.

Miljøkonsekvenser

Med en driftsregularitet på 97% vil det producerede vand kun i meget ringe grad komme i kontakt med vandmiljøet. Der er dog foretaget en økotoksikologisk effektvurdering af en kontinuert udledning af produceret vand med 40 ppm olie. Den viser, at effekter af den lettere fraktion af olien, eksemplificeret ved 1 ppm fenol og 1 ppm toluen, i alle tilfælde vil være begrænset til en afstand af mindre end 100 meter fra platformen. Effekter af den tungere, aromatiske fraktion, eksemplificeret ved PAH-forbindelsen benz(a)pyren (0,003 ppm), estimeres at kunne forekomme i afstande på 170-900 meter fra platformen ved henholdsvis den mindste og den højeste rate af produceret vand i feltets levetid.

Ved effektvurderingen er økotoksiciteten af de enkelte stoffer over for alger, krebsdyr og fisk lagt til grund i den udstrækning værdier for disse har været tilgængelige. For at beskrive økotoksiciteten af stofferne over for det samlede økosystem (pelagisk og bentisk), anvendes en applikationsfaktor, der tager højde for forskellen mellem den koncentration, hvor stoffet forårsager effekt, og den kon-

centration hvorunder stoffet forventes ikke at forårsage effekt. I dette tilfælde er applikationsfaktoren 1000. Beregningerne og deres forudsætninger er vist i bilag C, simulering 65-70.

Siri-feltet ligger i få kilometers afstand fra gydeområder for torsk og hvilling. Det kan ikke udelukkes, at der kan forekomme effekter af udledninger af produceret vand i den del af gydeområderne, der ligger tættest på feltet.

Konsekvensreducerende tiltag

Miljøbelastningen fra produceret vand er i Siri-projektet drastisk nedbragt i forhold til konventionel drift hvis reinjektion kan gennemføres som planlagt.

7.1.2 Produktionskemikalier

I driftsfasen benyttes en række kemikalier til forskellige formål. Disse udvælges på stedet til at løse den konkrete opgave. Det er derfor ikke muligt på dette stadium at identificere de specifikke produkter. Disse vil blive valgt på et senere tidspunkt og vil blive beskrevet i ansøgningen om udledningstilladelse. Kemikalierne kan grupperes i funktionsgrupper med beslægtet struktur og reaktionsmønstre. Følgende kemikaletyper/stoffer kan blive anvendt:

- Scalehæmmere
- Korrosionshæmmere
- Emulsionsbrydere
- Asfaltenhæmmere
- Vokshæmmere
- Antiskummimidler
- Biocider
- Oxygenfjernere
- H₂S-fjernere (scavengere)
- Methanol
- Glykol.

Produktionskemikalierne tilsættes på forskellige tidspunkter i processen, og de ender i forskellige strømme afhængig af deres anvendelse og fysisk-kemiske karakter. Kemikalierne kan således enten forblive i formationen, indgå i vandfasen og udledes/reinjiceres med det producerede vand, eller de kan indgå i oliefasen og derved eksporteres til land. Da forbruget af kemikalier endnu ikke er kendt, kan en massebalance af ind- og udgående kemikalier ikke opstilles. Det er dog muligt, på basis af generel viden om de enkelte stofgruppers iboende egenskaber, at beskrive produktionskemikaliernes miljøfarlighed gruppevis.

Statoil har for fire af sine produktionsfelter i den norske del af Nordsøen undersøgt, hvor meget de forskellige hovedkomponenter i produceret vand bidrager til den samlede giftighed over for vandorganismer (Ref. 51). Beregninger viser, at maksimalt ca. en trediedel af giftigheden kan henføres til brugen af produktionskemikalier, mens hovedparten skyldes alifatiske oliehydrokarboner og organiske syrer.

| | |
|---------------------|--|
| Scalehæmmer | De aktive komponenter i scalehæmmere er typisk fosfonater, polyacrylater eller en blanding af disse. Indholdsstofferne har typisk en lav giftighed i alge- og krebsdyrtest ($EC_{50} = 1.000-10.000$ ppm). Nedbrydeligheden er lav (oftest <20%), men produkterne har lille potentiale for bioakkumulering. De aktive komponenter er vandopløselige og størstedelen vil derfor følge vandfasen og udledes til havet, hvis vandet ikke reinjiceres. |
| Korrosionshæmmer | De aktive komponenter er oftest aminer eller imidazoliner. Giftigheden ligger i området 1-100 ppm i alge/krebsdyrtest. Der er stor variation i nedbrydelighed og potentiale for bioakkumulering, men mængden som udslippes er lav, da størstedelen af korrosionshæmmeren følger oliefasen ved olie/vand separationen. Behovet for korrosionshæmmer er afhængigt af hvor korrosive de væsker, der produceres er, f.eks. hvor stort indholdet af carbondioxid er. Behovet for korrosionshæmmere kan reduceres ved valg af mere korrosionsbestandige materialer. |
| Emulsionsbryder | Emulsionsbrydere er oftest specielt designede til den enkelte råolietype. Produkterne består oftest af mange stoffer og har varierende giftighed, typisk 1-100 ppm i alge/krebsdyrtest. Nedbrydeligheden varierer, og en del indholdsstoffer kan have bioakkumuleringspotentiale. De fleste indholdsstoffer har høj opløselighed i olie, og udledningen til havet vil derfor være begrænset. Behovet for denne type kemikalier er afhængige af råoliens egenskaber med hensyn til emulsionsdannelse og stabiliteten af de dannede emulsioner. Ved hjælp af design, f.eks. reduceret turbulens i procesanlægget, kan emulsionsdannelsen og dermed behovet for emulsionsbrydere reduceres noget. |
| Asfaltén/vokshæmmer | De aktive indholdsstoffer er ofte forgrenede hydrocarboner som forebygger udfældning af asfalter eller voks ved at hindre ødelæggelse af krystalstrukturer i f.eks. vokskrystaller. Giftigheden varierer, men typiske værdier er 1-100 ppm i alge/krebsdyrtest. Nedbrydeligheden er også varierende. Asfaltén- og vokshæmmere har potentiale for bioakkumulering, men i nogle tilfælde er molekylvægten så stor, at de ikke kan optages over cellemembranen. Asfaltén- og vokshæmmere er oftest svært olieopløselige og vil derfor ikke udledes til havet (<10%). |
| Antiskummiddel | Antiskummidler tilsættes forskellige steder for at hæmme dannelsen af skum bla. ved cementering. Antiskummidler består ofte af fluor-silikone- eller organo-silikoneforbindelser. Antiskummidler har lav giftighed og lav nedbrydelighed. Molekylerne er ofte så store, at det reelle potentiale for bioakkumulering er lille. |
| Biocid | Det mest almindelige uorganiske biocid er hypoklorit. Dette doseres oftest med lave koncentrationer i havvandsindtaget (1-5 ppm). Hypoklorit er meget giftigt over for vandlevende organismer (LC_{50} ned til 0,01 ppm i krebsdyrtest) men omdannes i havvand til klorid i løbet af minutter. Udledningen af klorid har ingen negative effekter i havvand, men reaktion med organisk materiale i forurennet vand kan give små mængder klorerede organiske forbindelser. Effekter af reaktionsprodukter er ikke behandlet i dette projekt. |

De mest almindelige organiske biocider er glutaraldehyder og formaldehyder. De har en høj akut giftighed på ca. 1 ppm i alge/krebsdyrtest. Begge forbindelser nedbrydes hurtigt og bioakkumuleres ikke. Den mest almindelige anvendelse af organiske biocider er i vandinjektionssystemerne, og udledningerne til havet vil derfor være små.

| | |
|------------------------------|--|
| Oxygenfjerner | De almindeligste oxygenfjernerer er ammonium-bisulfitter eller natriumbisulfitter. Når disse forbindelser reagerer med oxygen dannes sulfater, og oxygenfjernerer har derfor ingen negative miljømæssige effekter. |
| H ₂ S-fjerner | Både H ₂ S-fjernerer med høj toksitet i alge/krebsdyrtest (1-10 ppm) og H ₂ S-fjernerer med lav toksitet findes. Nedbrydeligheden varierer og de fleste har et lavt potentiale for bioakkumulering. De giftige H ₂ S-fjernerer er ofte vandopløselige og følger vandfasen, og udledes derfor til havet. Den akutte giftighed kan være et problem, hvis der er et højt indhold af H ₂ S-fjernerer, eller der skal doseres store mængder af scavengeren. Der er ikke observeret H ₂ S i Siri. |
| Methanol og glykol | Disse stoffer bruges for at forhindre hydratdannelse. Methanol og glykol er begge veldefinerede og miljøegenskaberne er godt dokumenterede. Stoffene har lav giftighed, høj nedbrydelighed og ingen tendens til bioakkumulering. |
| Konsekvensreducerende tiltag | Statoil har fastlagt procedurer for valg af kemikalier, som beskrevet i afsnit 10.2 og anvender disse til at udskifte miljøbelastende produkter med mindre belastende produkter, hvor det er teknisk muligt. |

7.1.3 Lagertank

Der forudses oplagring af indtil 50.000 m³ olie i en separat lagertank placeret på havbunden. Der er i den norske sektor stor erfaring med disse tanke, der fungerer ved at olien ligger oven på en vandfase, som således udskiftes i takt med ind- og udpumpning af olie. I overgangen mellem de to faser dannes et lag af olie/vandemulsion som begrænser yderligere opblanding af olie i vandfasen.

| | |
|-------------------|--|
| Udledning | Erfaringer fra Statfjord-feltet viser, at vandfasen i lagertanken i gennemsnit har haft et olieindhold på ca. 2-3 mg/l. Såvel oliesammensætning som udformning af lagertank vil være lidt anderledes på Siri end på Statfjord, hvilket kan have betydning for olieindholdet i lagertankens vandfase. I miljøeffektberegningerne er der derfor konservativt antaget en koncentration på 5 mg/l olie i vandfasen og en udledningsrate på 2.740 Sm ³ /dag, svarende til den gennemsnitlige daglige olieproduktion over hele feltets levetid. Den samlede udledning af vand fra lagertanken modsvarer den samlede forventede produktion af olie på 10 mio. Sm ³ . Med en oliekoncentration på 5 mg/l svarer dette til 50 tons olie udledt fra lagertanken i løbet af feltets levetid (= 6 tons pr. 1 mio. ton produceret olie). |
| Miljøkonsekvenser | Den økotoxikologiske effektvurdering viser, at de mulige effekter både af den lettere fraktion i olien, eksemplificeret ved fenol og toluen, og den tungere frakti- |

on, eksemplificeret ved benz(a)pyren, vil være begrænset til en afstand af mindre end 100 meter fra lagertanken (Bilag C, simulering 62-64).

Konsekvensredu-
cerende tiltag

Et overvågningssystem, som måler olieindholdet i det fortrængte vand, vil blive installeret for at sikre, at der ikke udledes olie eller vand med store oliekoncentrationer til havet.

7.1.4 Andre udledninger

Der vil blive udledt spildevand fra indkvarteringen af mandskabet, kølevand fra diverse maskiner og afløbsvand fra arbejdsområderne. Desuden kan der muligvis forekomme sand, forurenet med olie, som skal skilles fra produktionsstrømmen og bortskaffes.

Udledning

Spildevandsbelastningen pr. person er opgjort i afsnit 6.1.2. Platformen dimensioneres til at kunne huse 60 personer, men arbejdsstyrken ved almindelig drift forventes kan at andrage det halve. Ved antagelse af en bemanning på 30 personer fås følgende belastninger i løbet af de 10 år produktionsfasen forventes at vare:

| | | |
|--|----------|-----------------------------------|
| Nitrogen: | 1.750 kg | = 0,20 kg pr. 1000 ton prod. olie |
| Fosfor: | 440 kg | = 0,05 kg pr. 1000 ton prod. olie |
| Organisk stof, målt som BOD ₅ : | 6.570 kg | = 0,70 kg pr. 1000 ton prod. olie |

Boreriggen og produktionsplatformen vil i en del af de ca. 12 måneder, boreoperationerne forventes at vare, være bemandede samtidig. De samlede udledninger af spildevand vil da nå op på ca. det tredobbelte.

Endelig vil der, som i udbygningsfasen, fra vask af tekstiler, lokaler og service blive udledt spildevand med et indhold af vaskeaktive stoffer (se afsnit 6.1.2).

Kølevand findes i lukkede systemer og i åbne systemer. I lavtrykssystemer med let adgang til vedligehold benyttes havvand, som pumpes igennem systemet og udledes direkte til havet. Havvand giver anledning til algedannelser, og derfor tilsættes biocid. En meget anvendt metode er dannelse af hypoklorit ved elektrolyse direkte i kølevandet. Havvandets naturlige indhold af klorid oxideres herved til hypoklorit. Ved udledning vil kølevandet have opnået en højere temperatur end havvandet.

Højtryksskølesystemer er lukkede systemer, hvor det ikke er muligt at skille maskinerne ad for rutineskift og rensning på stedet. Her benyttes ikke havvand, men typisk destilleret, afgasset vand med glykol. Dette vand vil kun undtagelsesvis skulle skiftes, og brugt kølevand vil i dette tilfælde transporteres til land.

Afløbsvand fra arbejdsområderne vil holdes adskilt i regnvand, som udledes direkte og drænvand, som kan være forurenet med olierester. Denne sidste fraktion vil blive renses ned til 40 ppm.

Miljøkonsekvenser

Miljøkonsekvenserne ved udledning af spildevand er behandlet i afsnit 6.1.2.

Hvis der vælges en kølevandsløsning med åbne systemer, vil det udledte kølevand, evt. tilsat biocid i form af hypoklorit, kunne forårsage effekter på især algeplanktonet. Først når mængder og koncentrationer er kendt kan en miljøkonsekvensvurdering kvantificeres. Der kan tillige opstå effekter som følge af lokale temperaturstigninger.

Konsekvensreducerende tiltag

Sand vil enten blive reinjiceret eller sendt på land til behandling og deponi. Der er på nuværende tidspunkt ikke identificeret behov for specielle konsekvensreducerende tiltag for at nedbringe miljøeffekterne af spildevand, kølevand og afløbsvand. Afsnit 10.2 beskriver Statoils procedurer i forbindelse med valg af kemikalier.

7.2 Emissioner til atmosfæren, miljøkonsekvenser og afhjælpende foranstaltninger

Produktionen på Siri vil være forbundet med emissioner til atmosfæren i forbindelse med drift af turbiner og procesanlæg på platformen og til støtte- og transportfunktioner. Lastningen af den producerede olie vil give anledning til af-dampning af flygtige organiske hydrokarboner (VOC), og der kan desuden komme emissioner fra de situationer, hvor flaring kan blive nødvendig. Estimerer over størrelsen af de dermed forbundne luftemissioner af forureningskomponenter opgøres i det følgende, og de sammenlignes med de samlede danske emissioner.

Emissioner

Den samlede luftforureningsemission fra platformen i forbindelse med produktionsfasen er skønnet på basis af et gasforbrug til kraftproduktion på 115.000 Sm³/døgn. Flaringgasmængden vil være afhængig af drifts- og reservoirmæssige forhold og er vanskelig at anslå. Som et konservativt gennemsnit sættes flaringgasmængden til 10.000 Sm³/d. Estimatet er dog behæftet med betydelig usikkerhed. Emissionerne fremgår af tabel 7.1.

Tabel 7.1 Emissioner fra platform i driftsfasen (ton/år)

| Kilde | CO ₂ | CO | NO _x | SO ₂ | CH ₄ | NM-VOC |
|-------------------------|-----------------|-----|-----------------|-----------------|-----------------|--------|
| Gas til kraftproduktion | 98.000 | 71 | 220 | 71 | 38 | 10 |
| Gasflaring | 8.500 | 6,5 | 19 | 5,5 | 3,0 | 1,0 |
| Total | 107.000 | 78 | 240 | 77 | 41 | 11 |

I produktionsfasen vil der blive brug for en række støttefunktioner til transport af personel og materiel fra basishavnen til platformen. Til brug for en vurdering af emissionen af luftforurenende stoffer fra disse funktioner, er det antaget, at basishavnen er Esbjerg, hvilket giver en transportafstand på ca. 145 sømil (ca. 270 km). Det skønnede gennemsnitlige energiforbrug og dertil hørende emissioner er vist i tabel 7.2.

Afdampning af VOC (CH₄+NM-VOC) sker i produktionen, men primært ved lastning og transport af olien. Mængden vil blandt andet være afhængig af oliens sammensætning og hvor godt stabiliseret den er, samt af hvordan den håndteres. Afdampning fra produktion/lagring/transport forventes at ligge inden for 0,1 - 0,2 vægtprocent af de totale producerede oliemængder. Den altovervejende del af udslippene sker ved lasteoperationerne.

Tabel 7.2 *Transportaktiviteter og emission (ton/år) i produktionsfasen (beregnet som gennemsnit over levetiden)*

| Transporttype | Størrelse | Hyppighed | Brændstofforbrug | Kuldi-oxid CO ₂ | Kulmono-oxid CO | Nitrogenoxider NO _x | Svovl-dioxid SO ₂ | Methan CH ₄ | NM-VOC* |
|-----------------------------------|-------------------|-----------|------------------|-------------------------------|--------------------|-----------------------------------|---------------------------------|---------------------------|---------|
| Olietransport (shuttletanker) | ca. 43.000 tdw. | 20/år | 600 | 1.900 | 4,8 | 35 | 4,8 | 0,16 | 1,5 |
| Afdampning ved olie håndtering ** | | | | | | | | 63 | 1200 |
| Permanent stand-by skib | ca. 300 bt. | konstant | 100 | 320 | 0,8 | 5,9 | 0,8 | 0,027 | 0,2 |
| Supply skib | ca. 300 bt | 1/uge | 160 | 510 | 1,3 | 9,4 | 1,3 | 0,043 | 0,38 |
| Helikopter transport | ca. 12 - 14 pers. | 1/uge | 65 | 210 | 0,3 | 0,8 | 0,5 | 0,0057 | 0,052 |
| I alt | | | 930 | 2.900 | 7,2 | 51 | 7,4 | 63 | 1200 |

Omregning til energiforbrug kan foretages ved at antage en forbrændingseffektivitet på 40 MJ/kg brændstof. 930 tons brændstof pr. år svarer således til ca. 37 TJ/år.

* NM-VOC betyder "non-methane volatile organic compounds", dvs. alle flygtige organiske forbindelser bortset fra methan, som typisk opgøres separat.

** Ved beregning af afdampning af VOC fra olien er der antaget 0,15% (w/w) afdampning af den totale oliemængde med en fordeling på 5% methan og 95% NM-VOC.

De årlige emissioner fra Siri af luftforurenende stoffer i produktionsfasen er sammenholdt med de samlede årlige danske emissioner i tabel 7.3.

Tabel 7.3 Skønnede emissioner fra Siri sammenholdt med nationale emissioner (ton/år).

| | CO ₂ | CO | NO _x | SO ₂ | CH ₄ | NM-VOC |
|---|----------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Nationale emissioner | 58.700.000 | 813.000 | 284.000 | 21.000 | 750.000 | 166.000 |
| Referenceår | 1994 | 1994 | 1992 | 1992 | 1992 | 1990 |
| Udbygningsfase | | | | | | |
| platform m. v. | 16.000 | 95 | 350 | 30 | 0,52 | 7,7 |
| hjælpeft. | 1.700 | 3,4 | 19 | 4,2 | 0,12 | 0,83 |
| I alt | 18.000 | 98 | 370 | 34 | 0,64 | 8,5 |
| % af nationale emissioner | 0,03% | 0,01% | 0,13% | 0,16% | <0,001% | 0,005% |
| Produktionsfase | | | | | | |
| platform | 107.000 | 78 | 240 | 77 | 41 | 11 |
| hjælpeft. | 2.900 | 7,2 | 51 | 7,4 | 63 | 1200 |
| I alt | 110.000 | 85 | 290 | 84 | 100 | 1200 |
| % af nationale emissioner | 0,19% | 0,01% | 0,10% | 0,40% | 0,01% | 0,72% |
| I alt for produktionsfasen i forhold til total mængde produceret olie i 10 år (8,4 mio ton) | 13.000 ton/ 1 mio ton olie | 10 ton/ 1 mio ton olie | 35 ton/ 1 mio ton olie | 10 ton/ 1 mio ton olie | 10 ton/ 1 mio ton olie | 96 ton/ 1 mio ton olie |

Miljøkonsekvenser

Kuldioxid og metan er drivhusgasser, og de bidrager dermed til indvirkningen på de globale klimaforhold. Svovldioxid og kvælstofilter omdannes fotokemisk i atmosfæren (oxideres) til de korresponderende syrer og deres salte, dvs. svovlsyre/sulfat og salpetersyre/nitrat, som er letopløselige i vand og derfor afsættes med nedbøren. Begge gasser giver dermed et forsøringsbidrag og kvælstofilterne tillige et bidrag til eutrofiering.

NO_x og NM-VOC kan reagere fotokemisk med hinanden og derved danne troposfærisk ozon, dvs. ozon nær jordoverfladen. Mens ozon i de øvre luftlag (stratosfæren) er nødvendig for livet på jorden som filter for solens UV-stråling, er troposfærisk ozon i forhøjede koncentrationer (det dannes også naturligt) gif-

tigt for såvel planter som mennesker. Nær større byområder, hvor koncentrationerne kan være særligt høje, er der således påvist reduceret vækst af afgrøder og andre planter og nedsat lungefunktion hos mennesker. NM-VOC kan derudover give anledning til dannelse af såkaldt fotokemisk smog.

PAH er en gruppe af organiske forbindelser, der dannes ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale, og således også kendes fra naturlige processer såsom f.eks. skovbrande. Mange PAH-forbindelser er kræftfremkaldende og kan forårsage skader på arvematerialet.

Effekterne af de nævnte stoffer er relevante på det globale plan eller regionalt/lokalt i det terrestriske miljø, mens drivhus-, forsurenings-, eutrofierings-, eller ozon effekter næppe kan tænkes på det åbne hav i denne sammenhæng. I alle tilfælde er der tale om situationer, hvor bidrag fra Siri-feltet ikke kan skilles ud fra den samlede belastning fra en lang række kilder såvel i som uden for Danmark.

Konsekvensreducerende tiltag

Et genvindingsanlæg for flare-gas er allerede forudsat i det nuværende design. Projektet vil forberede mulig fremtidig installation af lav-NO_x-brændere. I tillæg til dette overvejes følgende konsekvensreducerende tiltag overvejes (se nærmere beskrivelse i kapitel 3):

- Lav-NO_x-teknologi (80% reduktion af NO_x-emission)
- Energi-optimering

7.3 Affaldshåndtering

Affaldshåndtering omfatter håndteringen af væskeformigt og fast affald, der ikke kan udledes til havet som beskrevet i afsnit 7.1.

Det er planlagt, at affald, der genereres på Siri, skal sorteres ved kilden, dvs. offshore, efterhånden som affaldet fremkommer. Sorteringen skal sigte mod, at så meget affald som muligt genanvendes, således at mængden af affald til deponering eller afbrænding bliver reduceret mest muligt. Affald vil blive sendt med skib fra platformen til en base på land. Det forventes, at basen kommer til at ligge i Esbjerg.

Der vil foreligge skriftlige procedurer, som anviser, hvorledes affald indsamles, sorteres, pakkes, mærkes, transporteres og genanvendes/bortskaffes. Procedurerne vil sikre, at affaldshåndteringen på platformen og på basen sker i overensstemmelse med den relevante danske lovgivning, dvs. primært Havmiljøloven (ref. 6) og AffaldsbortskaffelsesbekendtgørelseN (ref. 52), international lovgivning (dvs. IMDG-kodeks (ref. 53) og RID/ADR-reglementerne (ref. 54 og 55) samt med Statoils miljøpolitik.

Affaldet kan være 'husholdningsaffald' eller 'produktionsaffald'. Affald af begge typer kan være såkaldt 'farligt affald'.

7.3.1 Husholdningsaffald

Husholdningsaffald er affald fra beboelse, hospital, kontor og kantinedrift. Affaldet omfatter også større genstande som paller og emballage. Der er givet en række eksempler på husholdningsaffald i tabel 7.4.

Mængden af de fleste typer husholdningsaffald er afhængig af antallet af personer på platformen. Tabel 7.4 indeholder de anslåede mængder affald pr. år for en platform med 30 personer. Tallene er baseret på oplysninger i forbindelse med den norske Åsgard platform. I kortere perioder med særlige arbejder kan der være op til 90 personer på platformen og boreriggen. Affaldsmængden stiger da forholdsmæssigt.

Bortskaffelse af husholdningsaffald ved afbrænding off-shore vil ikke blive tilladt.

Madrester vil blive formalet, inden de bliver udledt til havet. Øvrigt affald vil blive sorteret og pakket for behandling og bortskaffelse på land i overensstemmelse med de krav, der stilles af myndigheder og aftagere.

Tabel 7.4 *Husholdningsaffald. Type og anslået mængde pr. år for en platform med 30 personer.*

| Husholdningsaffald, typer | Bemærkninger | Anslået mængde (ton pr. år) |
|---------------------------|--|-----------------------------|
| Medicinaffald | Dette affald vil blive behandlet som farligt affald | 0,009 |
| Papir | | 2 |
| Pap | Bølgepap, massivt pap, karton | 2 |
| Metal | Metalstykker, kabler | 6 |
| Glas | Alle typer glas | 0,2 |
| Plast | Alle typer plast (vil eventuelt kunne sorteres yderligere på land) | 2 |
| Træ | Kasser, paller | 6 |
| Madrester, formalede | Madresterne formales og udledes til havet | 6 |
| Madrester, andet | Sendt til land | |
| Andet | | 11 |
| I alt | | 35 |

7.3.2 Produktionsaffald

Produktionsaffald er det affald, der opstår i forbindelse med produktionen af olie/gas. Produktionsaffald adskiller sig såvel typemæssigt som mængdemæssigt fra husholdningsaffald.

I almindelighed vil størstedelen af produktionsaffaldet være 'farligt affald'. Produktionsaffald, der ikke er 'farligt affald', vil blive behandlet som husholdningsaffald.

7.3.3 Farligt affald

Farligt affald er affald, der ikke kan håndteres sammen med almindeligt husholdningsaffald, fordi det kan forårsage alvorlig forurening eller udsatte mennesker eller dyr for fare.

Det vil blive tilstræbt at bortskaffe 'farligt affald' på en sådan måde, at det kan genbruges.

Mineralolie, der er separeret fra affaldet, vil blive blandet ind i produktstrømmen.

Alt øvrigt 'farligt affald', som kan modtages af Kommunekemi A/S, forventes bortskaffet gennem denne virksomhed.

Det resterende farlige affald vil blive bortskaffet gennem anerkendte danske eller udenlandske selskaber, eller det vil blive returneret til forhandleren.

Tabel 7.5 indeholder en liste over affaldstyper grupperet i overensstemmelse med Kommunekemi's nuværende grupperingssystem. Tabellen indeholder også de anslåede mængder affald pr år. Tallene er baseret på erfaring fra andre platforme (Troll A, Gullfaks C, Sleipner A og Åsgard).

Tabel 7.5 Grupper af 'farligt affald' i overensstemmelse med Kommunekemi's system samt anslåede mængder 'farligt affald' pr. år.

| Affaldsgruppe efter Kommunekemi A/S | Beskrivelse | Eksempel | Anslået mængde pr. år |
|-------------------------------------|---|---|---|
| A | Mineraloile (vil i størst mulig grad blive blandet i produktstrømmen) | - spildolie - oliefiltre - olie fra olieseparatorer | 0 - 20 t/år |
| B | Organiske forbindelser med halogener eller svovl | - visse bore- og skærevæsker - visse opløsningsmidler | 0.2 t/år |
| C | Energirige organiske forbindelser, som ikke tilhører gruppe A or B | - opløsningsmidler - xylen - white-spirit - syntetisk olie | 10 t/år |
| H | Andre organiske forbindelser, som ikke tilhører gruppe A, B or C | - maling - syntetisk olie - klude med olie - lim | 5 t/år |
| K | Affald med kviksølv | - visse batterier | < 1 t/år |
| O | Reaktive forbindelser | | 0 |
| T | Pesticider | | 0 |
| X | Uorganiske forbindelser | - baser - syrer | < 0.5 t/år |
| Z | Andet giftigt eller farligt affald | - medicinaffald - injektionsnåle i godkendte emballager - aerosol- og spraydåser - batterier uden kviksølv | < 1 t/år |
| Sprængstof | Modtages ikke af KK | | Returneres til forhandleren |
| Selvantændeligt affald | Modtages ikke af KK | | 0 |
| Smittefarligt affald | Modtages ikke af KK | | 0 |
| Radioaktivt affald | Modtages ikke af KK | (- evt. udfældninger i separatorer) | 0 (evt. affald vil blive bortskaffet gennem anerkendt virksomhed) |

8 Miljømæssige forhold ved nedtagning og fjernelse af installationerne

8.1 Internationale vejledninger og aftaler

Der foreligger i hovedsagen to sæt krav til nedtagning og fjernelse af installationer:

- IMOs vejledninger og standarder (tiltrådt i oktober 1989, ikke gældende for rørledninger) (ref. 56) og
- Esbjergdeklarationen (1995).

I IMOs vejledninger angives det, at alle installationer placeret på vanddybder mindre end 75 m og med en vægt på mindre end 4.000 tons (eksklusive "deck and superstructure") skal fjernes fuldstændig.

I Esbjerg-deklarationen er det præciseret, at offshore installationer, der nedtages og fjernes, enten skal genanvendes eller bortskaffes på land. Denne beslutning er der dog ikke enighed om, idet Storbritannien, Norge og Frankrig har reservationer (se kap. 4).

Platformen designes med en levetid på 20 år, de øvrige installationer med 10 år.

8.2 Miljøkonsekvenser

Akutte påvirkninger

De akutte, direkte miljøpåvirkninger som følge af nedtagning og fjernelse af installationen vil mest sandsynligt omfatte øgede udledninger af kemikalier, lavradioaktive aflejringer og olieholdigt materiale. Ved anvendelsen af "good house-keeping practice" kan dette imidlertid imødegås mest muligt.

Kroniske påvirkninger

De kroniske påvirkninger af offshore installationer vedrører hovedsageligt forhold, som stammer fra udviklings- eller produktionsfaserne, f.eks. ændret havbund umiddelbart under installationen eller andre strukturer, f.eks. lagertank og rørledninger. Der forudses ikke kroniske påvirkninger af selve nedtagningen og fjernelsen af installationen.

8.3 Bortskaffelse, genanvendelse og recirkulering af materialer

Ved nedtagningen af installationen vil der være aflejringer og lagre af olie, f.eks. motorolie, smørolie, hydraulikolie, brugte oliefiltre, olieaffald fra rensning af produceret vand og drænvand, dieselrester og andet olieholdigt affald. Bortset fra evt. aflejringer vil alt andet olieholdigt affald kunne indsamles under nedtagningsarbejdet, deklarerer og transporteres til land som specialaffald i henhold til gældende specifikationer. På land kan affaldet behandles på godkendte faciliteter.

Der kan forekomme rester af alle anvendte kemikalier. Disse kan returneres til land i henhold til gældende regler for kemikalieaffald. Alle ubrugte kemikalier kan returneres til leverandøren.

Det er endnu ikke afgjort, hvorvidt olielagertanken konstrueres i stål eller beton. Konstrueret i stål vil det være muligt at omsmelte materialerne efter anvendelse, mens en betonkonstruktion dels kan knuses og anvendes som fyldmateriale, og i det aktuelle tilfælde kan konstruktionen muligvis endda genbruges i uændret form.

8.4 Plan for nedtagning og fjernelse

Statoil udarbejder på et senere tidspunkt i projektet en plan for nedtagningsprocedurer, der vil være i overensstemmelse med de myndighedskrav, der måtte eksistere til den tid.

9 Miljømæssige konsekvenser af uheldssituationer

9.1 Typer af uheld og sandsynligheder for oliespild

På Siri kan uønskede olieudslip forekomme ved blow-out (ukontrolleret udblæsning af olie og gas fra brøndene), fra procesanlægget, fra lagertanken, ved lastning af shuttle-tanker eller ved lækager i rørledninger.

Blow-out kan typisk opstå hvis en boreoperation løber ud af kontrol, f.eks. hvis der bores ind i et lag med et uventet højt tryk, hvorved der opstår en pludselig trykstigning i brønden og normale kontrol- og nødprocedurer slår fejl, eller ved uheld i produktionsfasen.

Der er foretaget beregning af sandsynligheder for oliespild. Den beregnede sandsynlighed for blow-out er yderst ringe. Tabel 9.1 viser den estimerede procentvise fordeling af varigheden af blow-outs ud fra historiske data. Et blow-out kan vare fra nogle få minutter (tilløb til blow-out) til flere måneder. Tabel 9.2 viser de årlige frekvenser for blow-out, hvor det er antaget, at alle blow-out under olieproduktion er olieudblæsninger, samt at alle blow-out under gas/vandinjektion ikke er olie blow-out. Tabel 9.3 viser estimerede frekvenser for forskellige spildstørrelser. Oliespild på mindre end 50 tons er ikke vurderet.

Tabel 9.1 Fordelingen af varigheden af blow-out.

| Procent af de totale blow outs | Varighed |
|--------------------------------|-----------------|
| 20 % | < 1 time |
| 45 % | 1 time - 2 døgn |
| 25 % | 3 - 15 døgn |
| 5 % | 16-30 døgn |
| 5 % | > 30 døgn |

Tabel 9.2 *Beregnet årlig frekvens for blow-out af olie.*

| Operation | Blow-out frekvens pr. år (x 10 ⁻⁴) | Andel olie-blow-out | Frekvens for olie-blow-out pr. år (x 10 ⁻⁴) |
|-------------------|---|---------------------|--|
| Produktionsboring | 37,2 | 0,19 | 7,07 |
| Komplettering | 21,6 | 0,15 | 3,24 |
| Overhaling | 0 | 1 | 0 |
| Oliebrønd i drift | 1,2 | 1 | 1,2 |
| Total | - | - | 11,51 |

Tabel 9.3 *Beregnet årlig frekvenser fordelt på forskellige størrelser af spild fra blow-out. Frekvenserne dækker ikke blow-out med gas.*

| Spildstørrelse (ton) | Frekvens pr. år |
|----------------------|-------------------------|
| 50-1000 ton | 4,5 x 10 ⁻⁴ |
| 1000-10.000 | 4,0 x 10 ⁻⁴ |
| 10.000-100.000 | 1,5 x 10 ⁻⁴ |
| >100.000 | 0,1 x 10 ⁻⁴ |
| Total | 10,1 x 10 ⁻⁴ |

Tabellerne viser, at den beregnede sandsynlighed for blow-out (50 tons eller mere) er lille, $10,1 \times 10^{-4}$ (0,101%) pr. år. I løbet af den forventede produktionstid på 10 år er den beregnede sandsynlighed $10,1 \times 10^{-3}$ (1,01%).

Sandsynligheden for et blow-out med spild over 10.000 tons er $1,6 \times 10^{-4}$ (0,016%). I løbet af Siri-feltets driftstid på 10 år er sandsynligheden 0,16%. Endvidere er det estimeret, at 90% af blow-outerne stopper før det 15. døgn.

9.1.1 Olieuheldsscenarier

Der er gennemført beregninger af spredningen af olie i forbindelse med følgende uheldsscenarioer:

- Scenarie 1, hvor der i alt spildes 126.000 tons olie under et blow-out. Der strømmer 2.100 ton ud af brønden pr. døgn, og spildet foregår over en periode på 60 døgn. Dette scenarie skal betragtes som det værst tænkelige og den beregnede sandsynlighed er 1×10^{-5} (0,001%) pr. år, hvilket svarer til 1×10^{-4} (0,01%) for 10 års produktionstid (se tabel 9.1 og 9.2).
- Scenarie 2, hvor der i alt spildes 7.500 tons olie under et blow-out. Der spildes 500 tons pr døgn, og spildet foregår over en periode på 15 døgn. Den beregnede sandsynligheden er $4,0 \times 10^{-4}$ (0,04%) pr. år, svarende til $4,0 \times 10^{-3}$ (0,4%) for 10 års produktionstid.
- Scenarie 3, der repræsenterer et uheld med et FPSO fartøj, hvor der i alt spildes 10.000 tons olie. Der spildes 1.000 tons den første time og 3.000 tons pr. døgn i de efterfølgende tre døgn.
- Scenarie 4, der også repræsenterer et uheld med et FPSO fartøj. Der spildes i alt 85.000 tons olie fordelt på 10.000 tons den første time og 15.000 tons pr. døgn i de efterfølgende 3 døgn.

Oliedriftberegninger blev udført i løbet af sommeren 1996. På dette tidspunkt var alternativet med en FPSO den mest aktuelle udbygningsløsningen og scenarie 3 og 4 er baseret på denne løsning. FPSO-løsningen er ikke længere aktuell, jf. kapitel 2.

9.1.2 Oliespredning efter uheld

Forvitring

Efter et uheld vil olien spredes med havstrømmene. Den drivende olie udsættes for en lang række forvitningsprocesser: Fordampning, opløsning, dispersion emulgering, sedimentation, bionedbrydning og fotooxidation. Alle disse processer bidrager til at olien afgiftes og til slut fjernes fra miljøet. Fordampning er en specielt vigtig proces, idet de flygtige og mest giftige komponenter af olien vil være fordampet efter 1 - 2 dages forløb. Olien er således mest giftig umiddelbart efter udslippet. Giftigheden aftager med tiden og samtidig bliver olien mere viskøs.

Modellering

Der er udført beregninger af oliespredningen for de fire scenarier (ref. 57). I disse beregninger er der taget højde for fordampning og dispergering for standard olie. Den mikrobielle nedbrydning af olie indgår ikke i beregningerne og effekten af beredskabsmæssige tiltag er ikke lagt ind i modellen.

Der er gennemført beregninger under både sommer- og vinterbetingelser. For sommerperioden er benyttet vinddata for perioden april-september og en vandtemperatur på 15°C. For vinterperioden er benyttet vinddata for perioden oktober-marts og en vandtemperatur på 5°C. Der er således i alt udført 8 simuleringer.

Oliespredningsberegningerne er foretaget af IKU/SINTEF i Norge med beregningsprogrammerne OSCAR og OILMAP. Disse programmer beregner sandsynligheder for spredning af olien på baggrund af inddata om vind- og strømforhold samt specifikationer for udslippet og olien. Hver af de 8 simuleringer indbefatter 200 tilfældigt genererede hændelser, som hver især er simuleret i 15 døgn ud over varigheden af udledningen. Simuleringerne beregner sandsynligheden for at et rektangel træffes af olie i løbet af simuleringsperioden.

Vinddata stammer fra Det Norske Meteorologiske Institut (DNMI) og dækker perioden 1975-1995. Strømdata er tidevandsstrøm for Nordsøen.

Data for olien stammer fra Statoils egne analyser af råolien og dækker følgende egenskaber: Densitet, flydepunkt, viskositet og kogepunktskurve.

Disse egenskaber indgår i beregningen af oliens forvitringsegenskaber på havet, dvs. fordampning, opblanding med vand og ændring i viskositet. Disse beregninger er foretaget med IKU's "Oil Weathering Model". Desuden antages en eksponentiel reduktion i filmtykkelsen med tiden, fra 20 mm ved start til 2 mm ved slut, og en halveringstid for filmtykkelsen på 1 time.

Med de givne oliedata fås f.eks. efter 12 timer på havet ved sommerbetingelser følgende egenskaber af råolien fra Siri feltet: 30 % fordampning, 80 % vandindhold (V/V) og en viskositet på 4.000 cP.

For hvert scenarie angives grafisk:

- Sandsynlighed for forekomst af olie i et vilkårligt punkt i Nordsøen (%)
- Mindste drivtid fra Siri til et vilkårligt punkt i Nordsøen (dage)
- Sandsynlighed for stranding af olie på et vilkårligt kystpunkt langs Nordsøen (%)
- Maksimal strandet mængde olie for et vilkårligt kystpunkt langs Nordsøen

Resultater af modellering

Resultaterne af de to blow-out scenarier er præsenteret grafisk i figur 9.1 og uddybet i teksten nedenfor.

Resultaterne af modelleringen af oliespredningen i de fire scenarier er sammenfattet i tabel 9.4 (ref. 57).

Tabel 9.4 Resultaterne af modelleringen af oliespredningen ved de fire scenarier

| | Scenarie 1 | | Scenarie 2 | | Scenarie 3 | | Scenarie 4 | |
|---|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|------------|--------|------------|---------|
| | Vinter | Sommer | Vinter | Sommer | Vinter | Sommer | Vinter | Sommer |
| Sandsynlighed for udslip | 1×10^{-5} | 1×10^{-5} | 4×10^{-4} | 4×10^{-4} | - | - | - | - |
| Udslipsmængde (ton) | 126.000 | 126.000 | 7.500 | 7.500 | 10.000 | 10.000 | 85.000 | 85.000 |
| Sandsynlighed for stranding i Danmark på de mest udsatte steder (%) | 40 | 60 | 40 | 30 | 10 | 10 | 15 | 15 |
| Sandsynlighed for stranding i Norge på de mest udsatte steder (%) | 60 | 60 | 40 | 30 | 10 | 10 | 15 | 5 |
| Maksimal strandet oliemængde i Danmark (ton) | >10.000 | >10.000 | <2.100 | <2.100 | <4.200 | <4.200 | >10.000 | >10.000 |
| Maksimal strandet oliemængde i Norge (ton) | >10.000 | >10.000 | <2.100 | <2.400 | <4.800 | <3.600 | >10.000 | >10.000 |
| Mindste drivtid til et vilkårligt punkt på den danske kyst (døgn) | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 6 | 6 |
| Mindste drivtid til et vilkårligt punkt på den norske kyst (døgn) | 5 | 5 | 5 | 5 | 6 | 5 | 6 | 5 |

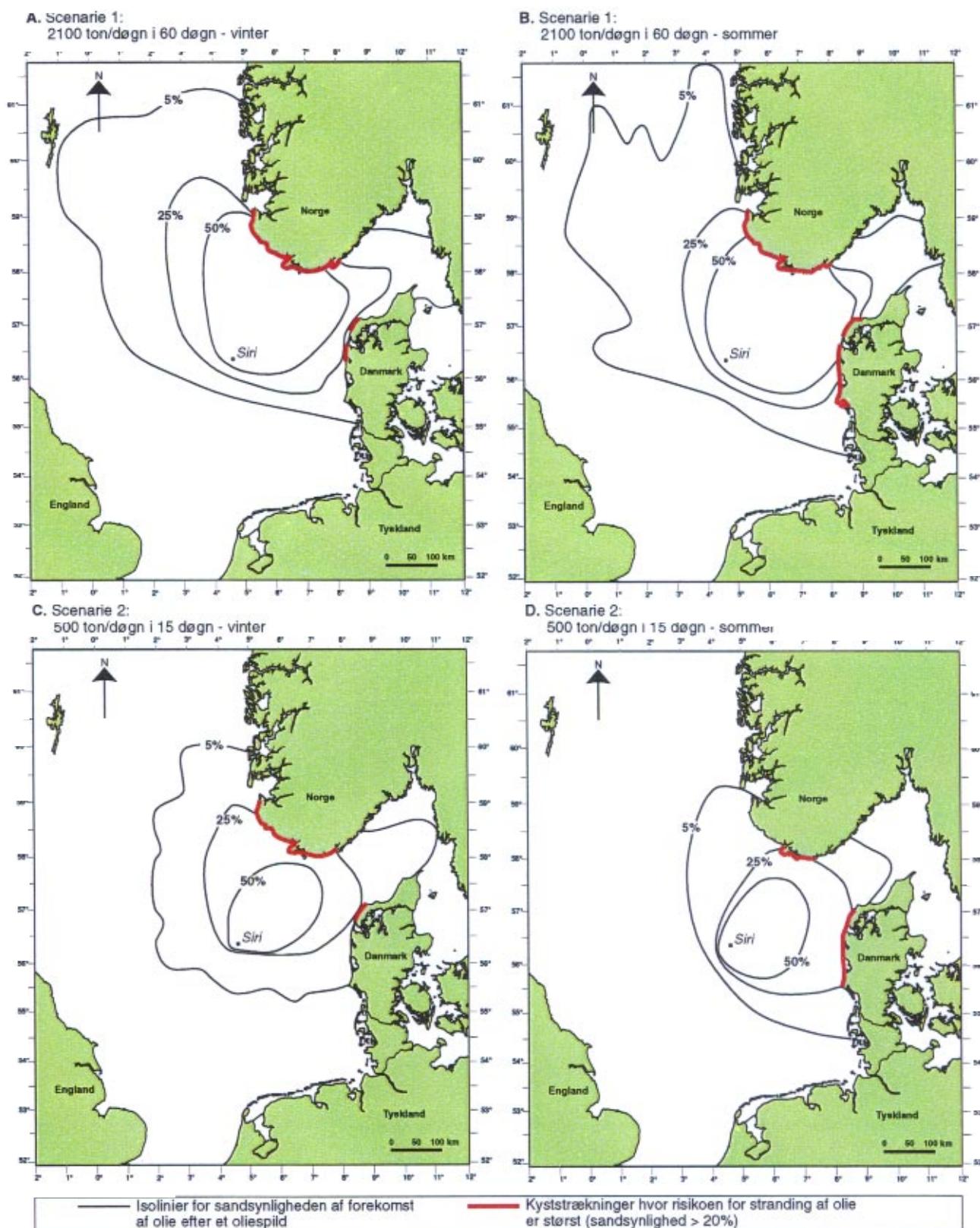
I tilfælde af et blow-out fra Siri-feltet er det mest sandsynligt, at olien spredes mod nord og nordøst, og at der driver olie i land langs den norske kyst på strækningen fra Stavanger til Kristiansand eller ved den jyske vestkyst fra Hanstholm til Skallingen.

Der er stor forskel på de to blowout scenarier og på årstiden:

- I scenarie 1, hvor der ialt spildes 126.000 ton er den beregnede sandsynlighed for, at der strander olie på strækningen Kristiansand-Stavanger mellem 20 og 60 %. Det gælder både sommer og vinter. Om sommeren er den beregnede sandsynlighed for, at der driver olie i land på strækningen fra Hanstholm til Skallingen også mellem 20 og 60 %. Om vinteren er området, hvor der er en sandsynlighed for stranding på mere end 20%, indskrænket til strækningen fra Hanstholm til Nissum fjord. Her er den beregnede sandsynlighed 20-40%.
- I scenarie 2, hvor der i alt spildes 7.500 ton, er den beregnede sandsynlighed for, at der strander olie mellem Kristiansand og Stavanger 20-40% om vinteren. Om sommeren er området, hvor der er en sandsynlighed for stranding på mere end 20%, indskrænket til strækningen fra Kristiansand til og med Lista. Her er den beregnede sandsynlighed 20-35%. Sandsynlighed for stranding af olie fra Hanstholm til Skallingen om sommeren er beregnet til 20-30%. Om vinteren er der kun en sandsynlighed for stranding på mere end 20% på strækningen fra Hanstholm til og med Agger Tange (20-30% sandsynlighed).

Beregningerne viser også, at den mindste drifttid til et vilkårligt punkt på den danske eller norske kyst er 5 døgn.

Beregningerne for scenarie 1 angiver, at der vil strande mere end 10.000 ton olie på hhv. den danske og den norske kyst, hvorimod scenarie 2 angiver at der vil strande mindre end 2.100 ton olie. Dette skal dog ses i lyset af, at sandsynligheden for scenarie 2 er 4×10^{-1} større end sandsynligheden for scenarie 1.



Figur 9.1 Spredning af olie efter et blow-out. Resultater af modelberegninger af sandsynligheder for forekomst af olie til havs og sandsynligheder for at olien strander på kysten. Isolinerne må ikke forveksles med olieudbredelse. Under et oliespild vil olien sprede sig i en bestemt retning i en relativ smal fane. Beredskabsmæssige tiltag er ikke medtaget i modellen.

9.1.3 Miljøeffekter af et blow-out

Der foreligger to blow-out scenarier. Vurderingen af miljøeffekter af et blow-out tager udgangspunkt i det scenarie, hvor der spildes ialt 7 500 ton fordelt over 15 dage (scenarie 2). Dette scenarie betegnes i det følgende som blow-out. Scenarie 1 er ikke yderligere behandlet, idet sandsynligheden for at det indtræffer er yderst ringe (10^{-5} pr. år).

I denne VVM-redegørelse er effektvurderingen foretaget ud fra 25-50% sandsynlighed for olieforekomst. I kystområderne er det valgt at vurdere ud fra 20% sandsynlighed for stranding, da det ikke ud fra modellen har været muligt at skelne mellem 20 og 25% sandsynlighed for stranding på kysterne. I modelberegningen er ikke medtaget reducerende virkninger af beredskabsmæssige tiltag. Disse behandles i afsnit 9.3. Kun kyststrækninger med >20% sandsynlighed for stranding er beskrevet nærmere i det følgende.

Effekter af olie i det marine miljø forårsages dels af oliens fysiske egenskaber, dels af dens kemiske sammensætning:

- Olien er klistret og kan indsmøre organismer, der kommer i berøring med den.
- Forvitret olies tildækning af havbunden og kyststrækninger.
- Kemiske komponenter i olien kan være giftige. Visse stoffer kan også give afsmag i fisk og skaldyr.

Det er navnlig umiddelbart efter oliespildet, hvor olien er frisk og ikke forvitret, at koncentrationen af de letopløselige giftige komponenter er størst. Efter nogle få dages drift og i større afstand fra kilden er det derfor ikke sandsynligt, at der optræder giftige koncentrationer under oliepletten. I større afstand fra kilden vil der navnlig opstå effekter som følge af oliens fysiske egenskaber og være af mekanisk art.

Under et oliespild vil de første organismer, der kan påvirkes, være de, der opholder sig på eller i umiddelbar nærhed af vandoverfladen (havfugle, hvaler, sæler, æg og larver). Senere kan noget af olien synke til bunds eller strande på kysten og påvirke organismene her.

I Nordsøen er havfuglene generelt de mest sårbare organismer over for et oliespild. Visse kyststrækninger er også meget sårbare. Beregningerne viser imidlertid, at den mindste drivtid til områder med stor repræsentation af havfugle, som er sårbare over for olieforurening og til en kyst, er hhv. op til 2 dage og ca. 5 dage. I tilfælde af blow-out vil der derfor være en rimelig varslingsperiode for olieberedskabsberedskabet, inden områder med store forekomster af sårbare ressourcer påvirkes.

Tabel 9.5 giver en oversigt over de miljømæssige forhold, der vurderes at være mest sårbare, og som har størst risiko for at blive påvirket i tilfælde af et blow-out på Siri. Vurderingerne, der ligger til grund for tabel 9.5, gennemgås i det følgende.

Tabel 9.5 Oversigt over de mest sårbare ressourcer, som har størst sandsynlighed for at blive påvirket i tilfælde af et blow-out ved Siri.

| Habitater/ Bestande | Bemærkninger |
|------------------------|---|
| Havfugle | <ul style="list-style-type: none"> • Skader på bestandene af søkonger, alke og lomvier i fældningstiden juli-oktober og om vinteren (november-april) i Skagerrak og den sydvestlige del af norske rende. Området er af international betydning for havfugle. • Skader på fugle i forekomster af national og international betydning under norskekysten fra Stavanger til Kristiansand. • Skader på internationalt betydende forekomster af rød-og sortstrubet lom samt fældende sortænder langs specielt den sydlige del af den jyske vestkyst om sommeren. |
| Kyst | <ul style="list-style-type: none"> • Skader forårsaget af olie, der strømmer ind i Ramsar og Ef fuglebeskyttelsesområdet ved Harboøre /Agger Tange. • Skader på landskabsverneområder og naturreservater langs den norske kyst mellem Stavanger og Kristiansand. • Stranding af olie på badesandstrandene langs den jyske vestkyst om sommeren, hvilket kan være til stor gene for turismen og forårsage store økonomiske tab. • Stranding af olie langs den norske kyst fra Stavanger til Kristiansand kan skade rekreation/friluftaktiviteter og turismen. • Skader på akvakulturanlæg langs Norges sydkyst. |
| Gydepladser | <ul style="list-style-type: none"> • I gydefelter for torsk og hvilling i umiddelbar nærhed af Siri vil der sandsynligvis dræbes betydelige mængder æg og larver i tilfælde af et blow-out i gydeperioden. Det vil imidlertid næppe påvirke bestandsstørrelserne. |

Havfugle

Den væsentligste årsag til at havfugle er særligt sårbare over for olieforurening er, at fjerdragten er meget følsom. Kun et lille stænk olie kan være dødelig for en fugl, fordi fjerene klister sammen og fjerdragtens varmeisolerende og vandafvisende evne dermed ødelægges. Desuden kan fuglen blive forgiftet, hvis den sluger olie under forsøg på at rense fjerene.

De enkelte fuglegrupperes følsomhed over for olie er meget forskellig. Den afhænger i høj grad af den tid, fuglen opholder sig på vandoverfladen. Tabel 9.6 viser forskellige fuglegrupperes sårbarhed og deres adfærd på havet. Rangordningen af følsomhed er baseret på observationer af ilanddrevne døde fugle langs kysterne i landene omkring Nordsøen (ref. 58 og 59).

Alkefugle, lommer, lappedykkere og dykænder er specielt følsomme over for oliespild, fordi de tilbringer det meste af deres tid på havoverfladen. Sandsynligheden for at opdage olien er lille, og risikoen for at blive indsmurt i olie stor, hvis en olieplet passerer. Lommer, alkefugle og ænder er især sårbare i fjerfældningsperioden. De kan ikke flyve, og de samler sig i bestemte områder.

På den anden side er ternere og måger meget mindre følsomme, fordi de flyver det meste af tiden og er kun i kontakt med vandet, når de dykker efter føde eller hviler.

Tabel 9.6 Forskellige fuglegrupperes følsomhed over for olieforurening og deres adfærd på havet. Rangordningen er baseret på informationer i ref. 58 og 59.

| Sårbarhed overfor olie | Fugle gruppe | Adfærd til søs |
|------------------------|--|--|
| Høj sårbarhed | Alkefugle Lommer Suler Dykænder | Tilbringer det meste af tiden på havoverfladen |
| Medium sårbarhed | Mallemukker Skarver Måger | Tilbringer mindre tid på havoverfladen |
| Lav sårbarhed | Ternere Vadefugle Svømmeænder | Er kun i kontakt med havoverfladen i meget kort tid/Bruger kun havet som alternativt forrageringsområde. |

Effekter på havfugle i åbent hav

Der er ingen særlige forekomster af fugle i umiddelbar nærhed af Siri-feltet. I tilfælde af blow-out er der imidlertid beregnet, at der er mere end 50 % sandsynlighed for, at spildt olie efter mindre end 2 døgns forløb kan drive ind i områder af international betydning for havfugle i Skagerrak og den sydvestlige del af Norske Rende (fig 9.2). Mange af de fuglebestande, som findes i området, er meget følsomme over for oliespild (fig 9.2 B og 9.3). Bemærk, at følsomheden på de to figurer er inddelt i henholdsvis fire og tre niveauer, hvorfor følsomhedsniveauerne udbredelse ikke er identiske.

Især søkonge, alk og lomvie er sårbare (tabel 9.7). Området er især vigtigt for søkonger, idet op mod en fjerdedel af hele bestanden i Nordeuropa findes her. Alkefluglene opholder sig i området både i fjerfældningstiden fra juli til oktober og om vinteren fra november til april. Fuglene er særlig sårbare i fjerfældningstiden, hvor de ikke kan flyve. Desuden forlader ungerne rugekolonierne i denne periode og følges af en af forældrene ud på svømmetræk mod åbent hav.

Søkonger, alke og lomvier har en lav reproduktionsevne. Kuldene er små, de producerer kun et kuld per år, og de bliver først kønsmodne i relativ sen alder. Der er derfor risiko for, at omfattende fugledød efter et akut olieudslip kan skade bestandene.

Den korteste drifttid af olien til dette område ligger imidlertid inden for 2 dage. I tilfælde af blow-out er der således nogen varslingsperiode for oliebekæmpelsesberedskabet, inden fuglene påvirkes.

Tabel 9.7 Fuglebestande af international betydning i Skagerrak og den Sydvestlige del af Norske Rende (ref. 27).

| Sårbarhed overfor oliespild | Fugl | Antal (Gennemsnit for 1980 -1993) | Procent af biogeografisk population |
|-----------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|
| Høj sårbarhed | Søkonge (<i>Alle alle</i>) | 705.000 | 25,6 % |
| | Alk (<i>Alca torda</i>) | 45.000 | 4,5 % |
| | Lomvie (<i>Uria aalge</i>) | 46.300 | 1,2 % |
| | Sule (<i>Morus bassanus</i>) | 14.000 | 3,0 % |
| Medium sårbarhed | Sølvmåge (<i>Larus argentatus</i>) | 32.000 | 1,2 % |
| Lav sårbarhed | Storkjove (<i>Catharacta skua</i>) | 3.300 | 11,8 % |

Effekter på havfugle langs kysten

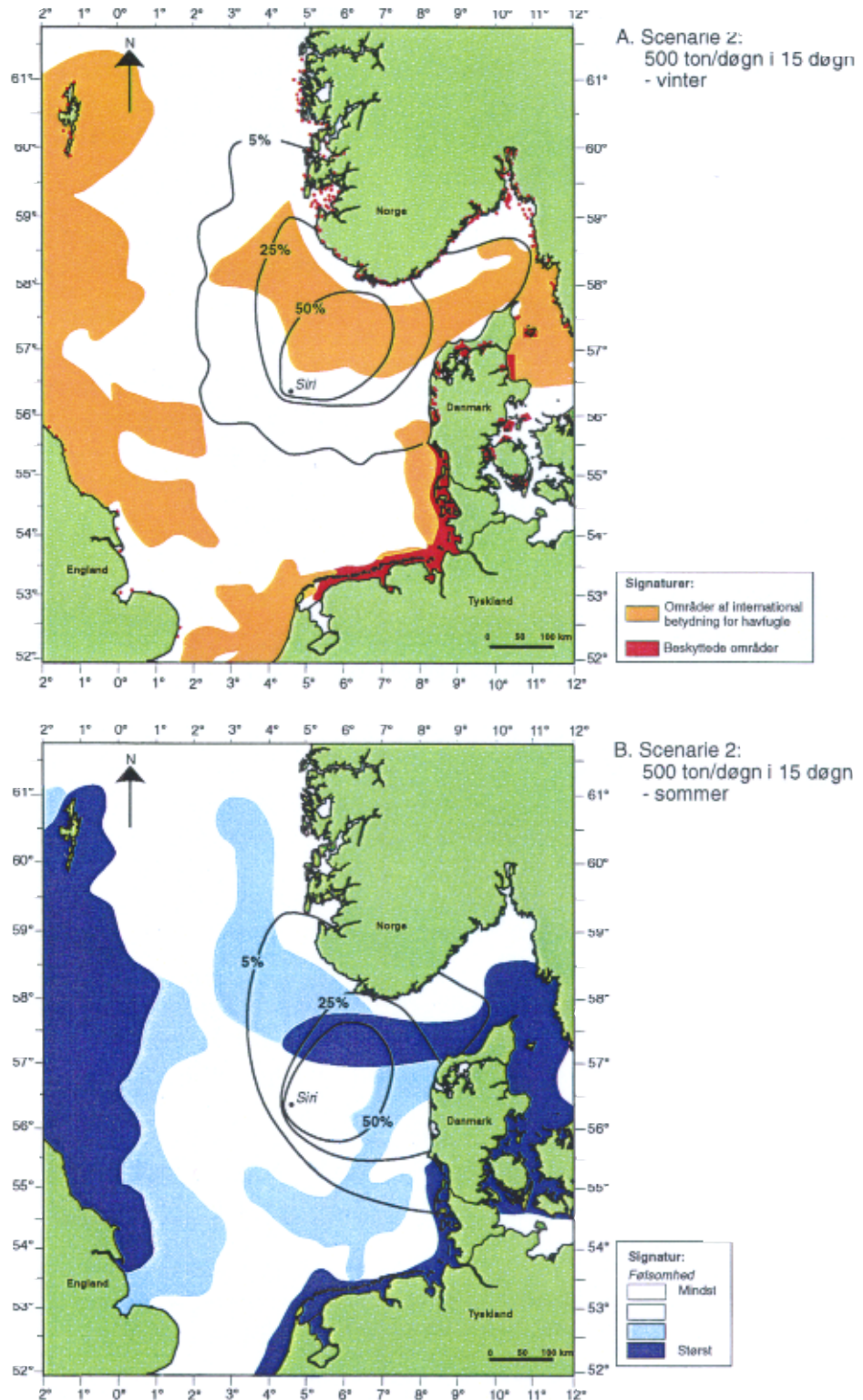
Der er en række fugleforekomster af national og international betydning langs den norske kyst fra Stavanger til Kristiansand (fig. 5.6). Sandsynligheden for stranding af olie langs denne strækning er relativ stor i tilfælde af et blow-out ved Siri. Den beregnede sandsynlighed for at olien strander i tilfælde af et blow-out om vinteren er 20-40% (fig. 9.1).

Om sommeren er den beregnede sandsynlighed for, at olie rammer kysten mellem Lista og Kristiansand 20-35%. Her findes en række ynglepladser af national og international interesse for havfugle (se fig 5.6).

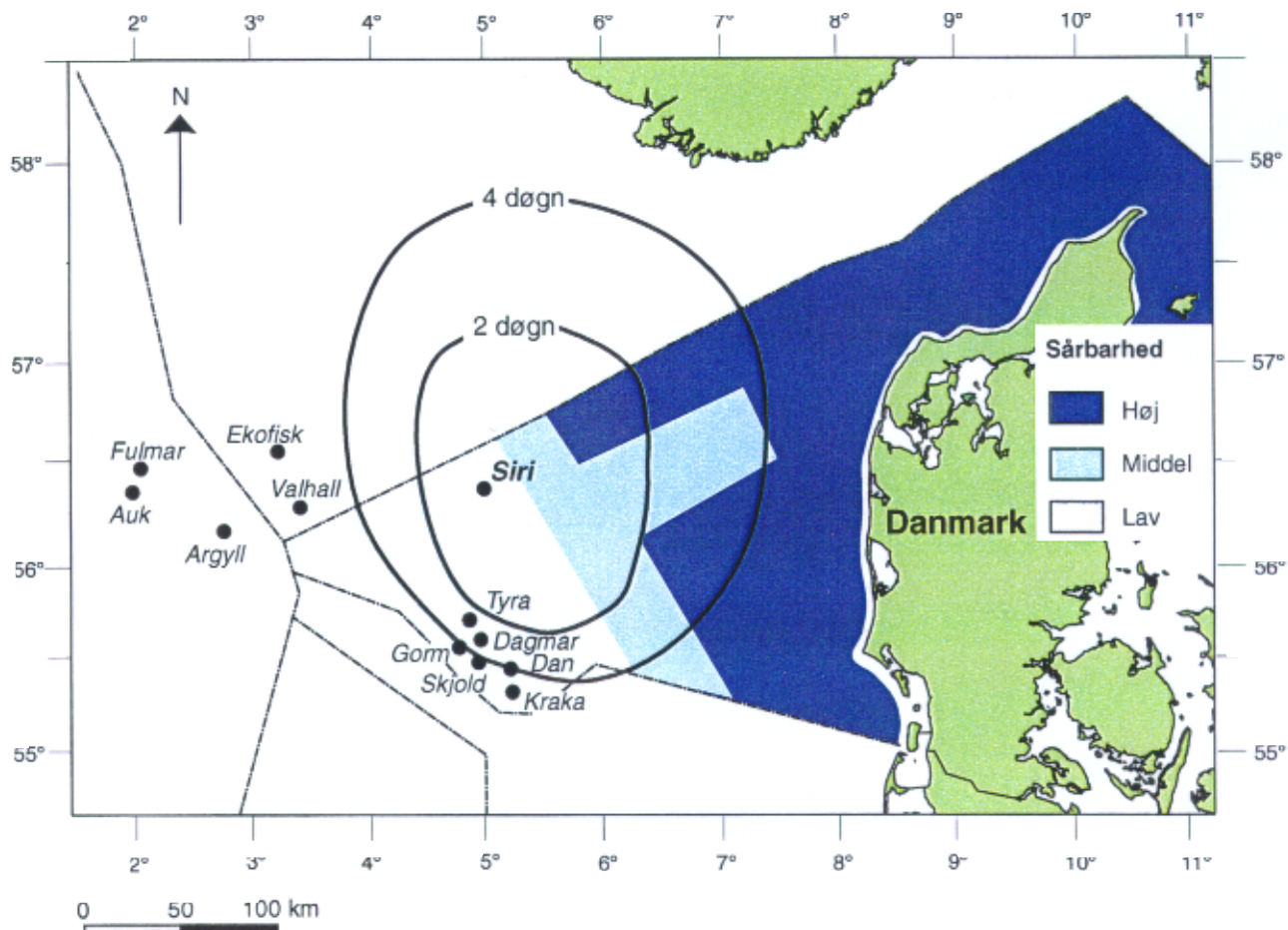
I sommerperioden er sandsynligheden for stranding af olie langs hele den jyske vestkyst fra Hanstholm til Skallingen beregnet til 20-30%. I denne periode er der vigtige forekomster af en række følsomme fuglearter tæt ved kysten :

- Rød- og sortstrubet lom findes langs den jyske vestkyst især om foråret i april-maj. Der findes flest ved indgangen til Limfjorden og ud for kysten i området syd for Ringkøbing fjord. Her er der forekomster af international betydning (ref. 31).
- Sortand og edderfugl findes langs den jyske vestkyst i marts-maj. I perioden juni - september er der forekomster af international betydning i den sydlige del af området (Skallingen-Vejers -Lister dyb). Fuglene fælder sandsynligvis deres fjer i en del af denne periode, hvorfor de er meget følsomme over for oliespild (ref. 31).

Den korteste drifttid til sårbare forekomster af kystnære fugle er omkring 5 dage. Der er således en rimelig varslingsperiode for beredskabet.



Figur 9.2 A) Sandsynligheder for forekomst af olie i områder af international betydning for havfugle.
 B) Sandsynligheder for forekomst af olie (sommer) sammenholdt med forekomst af sårbare koncentrationer af fugle i august. Sårbarhedsanalysen er fra ref. 13. Beredskabsmæssige tiltag er ikke medtaget i modellen.



Figur 9.3 Sårbare koncentrationer af havfugle i den danske del af Nordsøen sammenholdt med drifttid af olie efter et blow-out ved Siri. Beredskabsmæssige tiltag er ikke medtaget i modellen. Sårbarhedsanalysen er fra ref. 60. Sårbarheden varierer gennem året. Figuren viser den kombinerede sårbarhed over hele året. I modsætning til analysen der ligger til grund for fig 9.3B, er denne analyse udelukkende baseret på fugleforekomster i den danske del af Nordsøen.

Kysteffekter

På fig. 9.2A ses de områder, som er beskyttede og mest følsomme over for olie på grund af ynglepladser, fourageringområder og produktive saltmarskområder. Dette gælder specielt den sydlige del af den danske vestkyst, i fjerne og fjordudmundingerne på den øvrige del af den danske kyst samt i Sydnorge.

I en del af disse områder vil fjernelse olie med konventionelle metoder være vanskelig pga. områdernes følsomhed og sedimentstruktur (mudder og silt). Yderligere vil saltmarsken have et lavt oxygenindhold, hvilket vil bevirke at ikke-forvitret olie lettere bliver tilbageholdt. Herved kan olie forblive i sedimentet i lange perioder, hvilket kan afstedkomme langtidseffekter i området eller at olien tilbageføres til havet. Disse omstændigheder skal også medtages i forbindelse med oprydningsarbejder efter oliespild.

Effekter på
den danske kyst

Modelberegningerne viser, at det vil tage mindst fem døgn efter et udslip, før olien strander på den danske kyst. Oliens er derfor ikke så giftig, og skader vil navnlig være skyldes effekter af mekanisk art.

I tilfælde af et blow-out på Siri er der i sommerperioden beregnet en sandsynlighed for, at der strander olie langs den jyske vestkyst fra Hanstholm til Skallingen på 20-30%. Om vinteren er der 20-40% sandsynlighed for stranding fra Hanstholm til Agger Tange. De biologiske skader på selve kysten vurderes at være begrænsede. Kysten består af sandstrande, der er karakteriseret ved lav biologisk produktivitet, og selve stranden tjener kun som habitat for meget få arter.

Som det ses af fig. 9.2 befinder de beskyttede områder på den danske kyst inden for 20% influensområdet fra et blow-out i fjorde og fjordmundinger.

Ramsar- og EU-fuglebeskyttelsesområderne i Nissum fjord og Ringkøbing fjord anses ikke for at være truede i tilfælde af, at der driver olie i land, idet indløbene til disse fjorde er meget smalle og forsynede med sluser. Der kan være en lille sandsynlighed for at olie strømmer ind i Ramsar og EU-fuglebeskyttelsesområdet ved Harboøre /Agger. Da drifttiden til den danske kyst er fem dage, vil det i tilfælde af et oliespild være muligt at forberede afværgende foranstaltninger i disse områder.

Oliens kan imidlertid være til stor gene for turismen og forårsage store økonomiske tab, idet hele den jyske vestkyst er et vigtigt rekreativtområde for både danske og udenlandske turister om sommeren. Oprydning ved stranding af et oliespild på sandstrande er relativt let og kan foregå både manuelt og mekanisk. Det er derfor relativt usandsynligt, at oliestrandinger i vinterhalvåret vil have betydning for sommerturismen.

Effekter på
den norske kyst

Drifttiden til de sydnorske kyster er også fem dage. Oliens er derfor ikke så giftig, og skader vil navnlig være forårsaget af effekter af mekanisk art.

Ved blow-out på Siri om vinteren er sandsynligheden for stranding af olie på den sydnorske kyst mellem Kristiansand og Stavanger beregnet til 20-40%. Om sommeren er sandsynligheden for stranding mellem Kristiansand og Lista beregnet til 20-30%.

En række beskyttede naturområder langs den sydnorske kyst kan påvirkes af stranding af olie. Jær-strandene, der ligger mellem Egersund og Stavanger, og strandene ved Lista er udpeget som "landskabsverneområder". Om vinteren er der beregnet en sandsynlighed for oliestrandinger mellem Egersund og Stavanger på 20-40%, mens der om sommeren er under 20% sandsynlighed for stranding. Ved Lista er der 40% sandsynlighed for stranding om vinteren og 30% om sommeren. Ud over Jærstrandene og strandene ved Lista er der desuden et mindre antal områder, der er beskyttede pga. specielle botaniske eller zoologiske værdier. De vigtige fugleområder, som er vist på fig. 5.6, er desuden udpeget som naturreservater. Ved Sola er der desuden fire lokaliteter af national/international betydning for sæler (ref. 34).

Stranding af olie på den sydnorske kyst kan forårsage skader på en række akvakulturanlæg (se fig. 5.9). På den norske kyst fra Stavanger til Kristiansand er der en del akvakulturanlæg, ialt 31 (ref. 34). Den beregnede sandsynlighed for stranding af olie langs denne strækning er 20-40% i tilfælde af et blow-out ved Siri. Fisk kan få afsmag, hvis de eksponeres for endog meget små koncentrationer af olie. Afsmag er imidlertid et reversibelt problem, idet afsmagen forsvinder igen, når fisken udsættes for uforurennet vand. Derimod kan olien skade net og bure, og afrensning kan være vanskelig og påføre ejeren store økonomiske tab. Selv om et opdrætsanlæg ikke rammes af olie, og selvom afsmagen forsvinder, når eksponeringen er ophørt, vil en opdrætter, der har sit anlæg i et område der har været ramt af oliespild, sandsynligvis få økonomiske tab under alle omstændigheder. Det kan således blive nødvendigt at slagte fiskene for at undgå negative reaktioner på markedet.

Langs hele kysten fra Stavanger til Kristiansand er der mange områder, som er vigtige for friluftaktiviteter og turisme, og som vil blive skadet i tilfælde af stranding af olie (ref. 34).

På sandstrandene på den sydnorske kyst gælder samme oprydningsbetingelser som beskrevet under effekter på den danske kystlinie. Derimod er oprydningsarbejdet efter et eventuelt oliespild vanskeligt i den sydnorske skærgård, hvor der er mange skær og klipper.

Fisk

Sandsynlighed for forekomst af olie og mindste drifttid ved olieudslip er sammenholdt med beliggenhed af gydepladser for de mest almindelige fisk i Nordsøen i figur 9.4.

Inden for 50% influensområdet for blow-out scenariet ligger gydeområder for torsk og brisling. I umiddelbar nærhed af Siri-feltet ligger gydeområder for hvilling. Derudover vil der også forekomme gydning af makrel i området, da makrelen gyder over hele Nordsøen. Inden for 25% influensområdet ligger der yderligere gydeområder for sej.

De tidlige stadier (æg- og larvestadiet) er de mest følsomme stadier i fiskenes livcyklus. De letopløselige kemiske komponenter i olie, f.eks. aromatiske hydrokarboner, er giftige over for æg og larvestadier af fisk. Pelagiske æg og larver kan således påvirkes af giftige koncentrationer af olie under en olieplet.

I kontrollerede laboratorieforsøg, hvor torsk blev udsat for olie, viste torskene adfærdsændringer (bla. konstant svømning, ryk med hovedet, orienteringsbesvær), når de blev udsat for oliekoncentrationer ned til 0,0001 mg/l (ref. 61).

Forsøg har vist, at torsk som regel er en mere sensitiv art end rødspætte og flynder over for hydrokarboner. Dette gjaldt især for nybefrugtede æg og embryostadierne. Desuden tenderede æg af pelagiske arter til at være mere sensitive end dermasale arter. Der blev ikke set nogen tydelig forskel i sensitivitet mellem de forskellige arter i larvestadiet, og dette stadie var undtagen for torsk, mere sensitivt end ægstadiet. Sene ægstadier blev vurderet som mindre sensitive end nybefrugtede æg.

Effekt på torskeæg og -larver ved 7-14 dage eksponering med den vandopløselige fraktion af råolie fra Ekofisk viste en signifikant reduktion i vækst (både vægt og længde) hos larver, hvor ægstadiet havde været udsat for koncentrationer ned til 0,05 mg/l. Reduktionen i vækst var proportional med eksponeringskoncentrationen. Andre effekter fra en sådan eksponering var reduceret ændring af den specifikke vægt og afledte effekter i larvernes flydeevne. Tidlige larvestadier har ikke har fuldt udviklet svømmeblære og kan ikke bevæge sig frit i vandsøjlen. Hvis massefylden af larven bliver mindre end havvandet vil larven flyde i overfladen og dette vil have fatale effekter i naturen. Reduceret fødeindtag blev også observeret i samme forsøg. Ved eksponering for 0,15 mg/l var fødeindtaget og fangstraten nedsat. Begge effekter kan have fatale konsekvenser under naturlige forhold (ref. 61).

Der er dog ingen beviser for, at olie under naturlige forhold vil afstedkomme alvorlige ændringer i adfærden hos marine organismer.

Store variationer i vandtemperaturen, lys og andre faktorer er medvirkende til bestemmelse af årstidsvariationerne i gydeperioderne hos fisk. Der eksisterer ikke detaljerede oplysninger om udbredelse og drift af fiskeæg og larver eller hvilke faktorer, der er medvirkende til den naturlige dødelighed. Derfor kan intensiteten af gydningen indenfor de indikerede gydeområder (se fig. 9.4) variere meget. Hvis et blowout på Siri-feltet falder sammen med gydetidspunkterne er der stor sandsynlighed for dødelighed af fiskeæg og -larver, hvis oliefanen bevæger sig hen over gydeområderne. Den største effekt forventes i den øverste del af vandsøjlen, hvor især vil æg og larver af pelagiske fiskearter blive påvirket.

Selv om der sker massedød af æg og larver i området omkring Siri-feltet vil effekterne på Nordsøens torske-, makrel-, brisling-, sej- og hvillingebestande antagelig være yderst begrænsede og ikke føre til nedgang i bestandsstørrelse eller destruering af bestandene inden for de nærliggende gydeområder. De nævnte fiskearter producerer et stort antal æg over store områder. Der er endvidere stor geografisk spredning af gydepladserne. Desuden vil olien ved et spild sandsynligvis drive i nordøstlig retning pga. den fremherskende vindretning, hvilket er væk fra gydeområderne. Endvidere har æg og larver en stor og meget variabel naturlig dødelighed (ref. 62). For makrellens vedkommende er gydeområderne spredt over hele Nordsøen, og effekten af et oliespild vil derfor relativt set være mindre end for arter med mere afgrænsede gydeområder.

Gydepladserne for kuller, sperling, rødspætte og sild samt øvrige gydepladser for torsk og hvilling vil næppe blive påvirket, idet de ligger tilstrækkeligt langt fra Siri-feltet (fig. 9.4).

Da rødspætter er den eneste økonomisk vigtige art i nærheden af Siri-feltet forventes et blow-out kunne få økonomisk stor betydning for fiskeriet i Nordsøen (se endvidere kapitel 12).

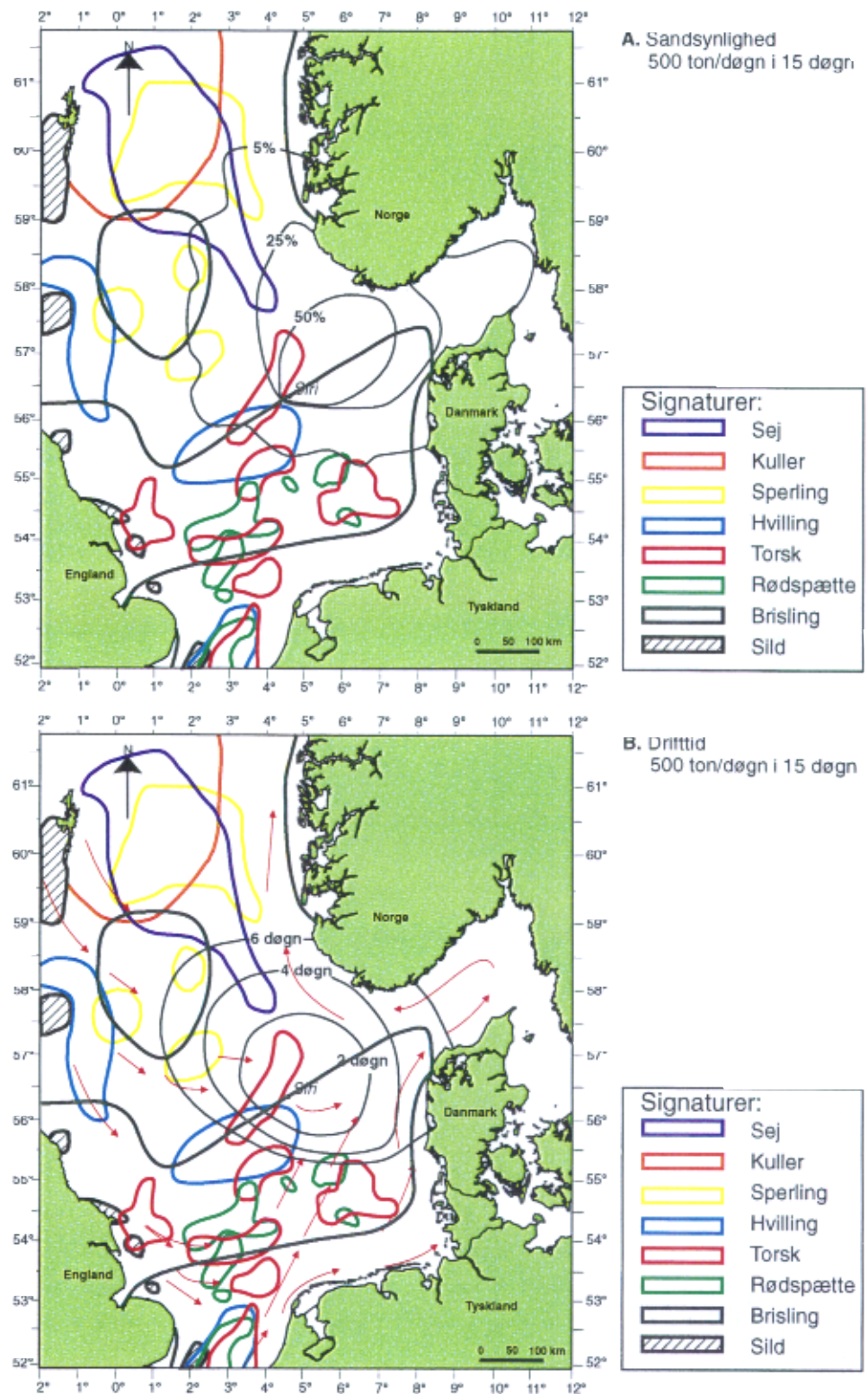
Det kan derimod have betydning for fiskefartøjer, at et oliespild passerer. Hvis et aktivt fiskerifartøj kommer i kontakt med et oliespild, kan der forekomme en del

tilsmudsning af fiskeriudstyret og af eventuelle fangster, der derved ikke vil kunne sælges til konsum.

Havpattedyr

Sælpopulationen ved Limfjorden ligger inden for 20% effektområdet og er delvist beskyttet af fjordmundingen. Sælpopulationen ved den sydnorske kyst ligger i kanten af 20% effektområdet. Marsvinet opholder sig overalt i Nordsøen, men er specielt koncentreret i den centrale del. Siri befinder sig i den yderste del af den centrale del af Nordsøen. De øvrige hvalarter opholder sig ikke i større koncentrationer i området.

Der findes relativt få dokumenterede eksempler på skader eller dødelige effekter hos marine pattedyr fra oliespild. Både hos sæler og marsvin består det varmeisolerende lag af spæk, og derfor vil kontakt med olie ikke vil give problemer med varmeisoleringen som hos fugle. Yderligere pudser sæler ikke pelsen, og marsvin har ikke pels, hvorfor de ikke vil blive påvirket ad denne vej. Begge arter befinder sig derimod sig øverst i fødekæden, og kan ved indtagelse af olieforurenede føde optage og eventuelt akkumulere oliekomponenter (ref. 63).



Figur 9.4 A) Beliggenheden af gydepladser for fisk sammenholdt med modelberegnet sandsynlighed for forekomst af olie i tilfælde af et blow-out på -Siri. Beredskabsmæssige tiltag er ikke medtaget i modellen.
B) Beliggenheden af gydepladser for fisk sammenholdt med mindste drifttid for olien.

9.1.4 Miljøeffekter af oliespild fra rørledning

Den planlagte olieledning fra platformen til lastebøjen er 2 km lang og har en ydre diameter på 14" (indre diameter: 12" \approx ca. 30 cm). Ved fuldt brud på rørledningen antages det, at hele indholdet i rørledningen udslippes til havet. Et sådant uheld vil give anledning til et oliespild på ca. 146 m³ (123 ton). Sandsynligheden for et rørbrud estimeres til 10^{-3} - 10^{-4} pr. år.

En beregning af den initielle lækagerate og spildets varighed er gennemført og vist i tabel 9.8.

Tabel 9.8 Olieudslip fra rørledning.

| Lækage størrelse | Initiel lækagerate kg/s | Varighed |
|------------------|----------------------------|------------|
| 20 mm diam. | 0,2 | "uendelig" |
| 60 mm diam. | 3,5 | "uendelig" |
| Brud, 14" rør | 245 | 50 timer |

Der er ikke gennemført modelberegninger af så lille et oliespild. Influensområdet og konsekvenserne af oliespildet vil i alle tilfælde være mindre end for det beskrevne spildscenarie for et blow-out (se afsn. 9.1.3).

9.1.5 Miljøeffekter af oliespild fra lagertank

Den planlagte lagertank har et volumen på ca. 50.000 m³ fordelt på et hovedkammer med 30.000 m³ og tre mindre kamre på knap 7.000 m³ hver. Hovedkammeret vil maksimalt indeholde ca. 25.000 tons olie. Trykket er det samme som i omgivelserne udenfor. Tanken skal beskyttes mod faldende last, såsom containere, kasser og udstyr, således at det ikke skader tanken og forvolder olieudslip. Operationelle procedurer eller beskyttelse af tanken vil blive etableret for at modvirke, at f.eks. et faldende foringsrør skader tanken og forvolder olieudslip.

Et uheldsscenario for brud på lagertank er beskrevet og analyseret. Resultaterne af beregningerne af et brud med en hul-diameter på henholdsvis 10" og 20" er vist i tabel 9.9.

Tabel 9.9 Analyse af lækage fra lagertank.

| Lækage størrelse | Initiel udslipstrate kg/s | Varighed timer | Akkumuleret udslipsmængde ton |
|------------------|------------------------------|-------------------|-------------------------------------|
| 10" (0,25 m) | 300 | 23 | 12.500 |
| 20" (0,5 m) | 1210 | 12 | 19.000 |

Beregningerne er gennemført med følgende forudsætninger:

- Hovedkammeret er 75% fyldt med olie ved lækagetidspunktet, dvs. det indeholder ca. 19.000 ton olie
- Losning af tanken til tankskib kan påbegyndes 20 timer efter at uheldet er indtruffet
- Lossekapaciteten er 2.500 m³/t.

Den samlede sandsynlighed for en lækage i lagertanksscenarioet er beregnet til 1×10^{-5} - 3×10^{-5} pr. år. Det vil sige, sandsynligheden er ca. 15-40 gange mindre end det beskrevne oliespildsscenario fra blow-out (scenarie 2), der havde en sandsynlighed på 4×10^{-4} pr. år (se tabel 9.4).

Modelberegningerne for oliespild omfattede også en modellering af to uheld med et FPSO-fartøj (se afsn. 9.1.1). De to scenarier omfattede et spild på henholdsvis 10.000 ton (scenarie 3) og 85.000 ton (scenarie 4). Et lagertankspild på ca. 19.000 ton ligger således i størrelsesorden mellem de to scenarier, men forholdsvis tættest på scenarie 3.

Ud fra tabel 9.4 ses, at sandsynligheden for stranding på mest udsatte steder i både Danmark og Norge med uheldscenariet for lagertanken må ligge mellem 10% og 15%. I det beskrevne blow-out oliespildsscenario (scenarie 2) ligger sandsynligheden for stranding mellem 30 og 40%.

Mindste drivtid til et vilkårligt punkt på den danske og den norske kyst vil for uheldscenariet med lagertanken være mellem 5 og 6 døgn. Midste drivtid for scenarie 2 er 5 dage.

Den maksimale mængde strandet olie for uheldscenariet med lagertanken vil være større end scenarie 3 (<3.600 ton), men formodentlig betydeligt mindre end scenarie 4 (>10.000 ton) i både Danmark og Norge. Den maksimale mængde strandet olie for scenarie 2 (<2.100 ton) er mindre end for lagertanksscenarioet.

Ud fra ovenstående sammenligning af scenarier er det ikke fundet nødvendigt at udføre separate oliedriftsberegninger for lagertanksscenarioet.

9.2 Kemikaliespild

Kemikalier leveres til platformen i containere med volumen på op til 2,2 m³. Disse containere er specielt designede til at kunne modstå stød i forbindelse med levering i hårdt vejr, så der er ringe sandsynlighed for at kemikalier lækker fra containerne ved håndteringen.

For at vurdere miljøpåvirkningen i tilfælde af et brud på en container er der gennemført en beregning af spredningen og effekterne for to typer af kemikalier, en korrosionshæmmer og en emulsionsbryder, som typisk leveres i containere. Disse kemikalietyper er beskrevet i afsnit 7 og er udvalgt, fordi de repræsenterer "worst case" mht. spredning og toksicitet. Beregningerne er foretaget efter PEC/PNEC-principperne, beskrevet i bilag C, simulering nr. 60-61.

Beregningerne viser, at der ved spild af denne art kan forventes effekter i det pelagiske miljø op til 1.000 meter fra platformen, og i det bentiske miljø op til 1.400 meter fra platformen.

9.3 Forebyggende og afhjælpende foranstaltninger

Formålet med forebyggende og afhjælpende foranstaltninger er at forhindre og reducere spild, så effekter på det omgivende miljø forhindres eller minimeres.

9.3.1 Oliespild

De forebyggende foranstaltninger i forbindelse med oliespild omfatter, bl.a.:

- etablering af et beredskab
- udarbejdelse af oliebekæmpelsesstrategi
- udarbejdelse af beredskabsplan, herunder
- gennemførelse af øvelser.

Oliebekæmpelse
til havs

For at minimere de mulige effekter i det omgivende miljø er det vigtigt, at bekæmpelse af oliespild sker så tæt ved kilden som muligt. Bekæmpelse af oliespild til havs er generelt lettere end bekæmpelse af strandet olie.

Første trin i beredskabet består i at standse ulykken og påbegynde mekanisk opsamling af spildt olie til havs, samt at iværksætte luftovervågning af oliens udbredelse. Indkredsning af oliespild med flydespærringer og opsamling kan ske, når olien endnu ikke er spredt over for stort et område. Ud over mekanisk opsamling kan olien bekæmpes kemisk. Effektiviteten af begge typer af handlinger vil være afhængig af vejrliget og af oliens karakter.

Bekæmpelse nær land består primært i at forsøge at hindre stranding af olie. I forbindelse med kyster og kystnære anlæg er visse områder mere følsomme over for stranding af olie end andre. Dette gælder f.eks. yngleområder og industrianlæg som akvakulturanlæg (se afsnit 5). I tilfælde af oliespild vil det derfor være nødvendigt at forsøge at hindre oliespildet i at strande i sådanne områder ved hjælp af flydespærringer.

Hvis olien alligevel strander, skal den fjernes fra de pågældende områder. Visse områder er nemmere at rense end andre, på grund af den fysiske udformning af området. Olie er f.eks. vanskelig at fjerne fra områder med mudret sediment, hvorimod det er relativt nemmere at fjerne på en sandstrand. For at påføre miljøet så lidt skade som muligt kan det i visse områder være nødvendigt at lade olien ligge, da opsamling vil medføre større påvirkning end olieforureningen.

Effektivitet af oliebekæmpelse

Effektiviteten af oliebekæmpelse ved langvarige overfladeudslip af olie er i Norge opgjort til 60-80% om sommeren og 20-30% om vinteren (ref. 63). Disse opgørelser gælder for mindre oliespild. Tilsvarende data for store oliespild er ikke tilgængelige.

Effektiviteten af oliebekæmpelsen ved undervandsudslip vil være betragteligt lavere, da spredningsmønsteret ved et sådant uheld vil bevirke, at olien spredes over et større område, når den når overfladen.

9.3.2 Kemikaliespild

Et af de mest kritiske tidspunkter med hensyn til spild af kemikalier er ved transporten ud til platformen og den efterfølgende overførsel fra forsyningskibet til platformen. I Statoil-foreskriften "Krav til afvfallshåndtering og transport av farlig gods" (KP 02-K403) er der opstillet krav til, hvorledes sådan transport skal foregå for at reducere risikoen for uheld og akutte udslip. De vigtigste elementer i foreskriften er krav til emballage/containere med hensyn til pakning, mærkning, oplagring og rengøring. Desuden er der udarbejdet Tekniske operationsbeskrivelser (TOB) og Retningslinier ombord (ROB) for, hvordan kemikalier skal håndteres.

Andre vigtige foranstaltninger for at forebygge uheld og udslip er gennemgang og identificering af, hvilke der er de mest kritiske operationer og udstyrsenheder. Dette arbejde vil blive understøttet gennem registrering af tilløb til akutte udslip.

Regelmæssige inspektioner af udstyr såsom rør, slanger og koblinger er vigtige forebyggende foranstaltninger. En anden vigtig foranstaltning er procedurer, der skal forhindre overfyldning af tanke. Tankene bør også placeres i områder, der er specielt udstyrede med systemer til opsamling af kemikaliespild, således at spillene ikke ledes til de almindelige drænsystemer.

10 Forebyggende tiltag og miljøundersøgelser

10.1 Projektets miljøstyringssystem

Statoils overordnede miljøpolitik er beskrevet i dokumenterne K/KR-17 (Bilag A) og K/KR-29 (Bilag B), som er selskabets styrende foreskrifter på området.

Projektets program for sundhed, miljø og sikkerhed (SMS-program) er et centralt dokument inden for miljøstyringen, og det skal sikre en systematisk planlægning og implementering af aspekter relateret til sundhed, miljø og sikkerhed. SMS-programmet indeholder bl.a. projektets mål, acceptkriterier og de aktiviteter som er nødvendige for at nå målene. Det beskriver ansvaret for, at SMS-aspekterne følges op og kravet til SMS-styring hos kontraktørerne. Dokumentet er baseret på Statoils styrende foreskrifter.

Der vil blive stillet krav om, at kontraktsselskaber, som får tildelt opgaver, samt deres underleverandører, udarbejder egne SMS-programmer. Kontraktsselskaberne skal have et miljøstyringssystem på linie med Britisk Standard 7750. Ved tildeling af kontrakter indgår miljø som et evalueringskriterium.

I planlægningen af projektet har der været lagt vægt på at opnå god integrering mellem VVM-arbejdet og projektets tekniske planlægning. Projektets SMS-arbejde er således koblet op på VVM-arbejdet, og VVM-arbejdet vil blive lagt til grund for videre planlægning og miljøarbejde.

10.2 Udvalgelse af kemikalier

For at styre udvælgelsen af kemikalier i forhold til miljømæssige problemstillinger, har Statoil udarbejdet sine egne procedurer, som er beskrevet i Statoildokumentet KP02/K402 "Krav til testing og valg af kemikalier". Hensigten med disse procedurer er at forhindre, at anvendelsen af kemikalier giver akutte skader i nærmiljøet eller resulterer i akkumulering af skadelige stoffer i fødekæderne. Dokumentet stiller også krav til testning af kemikalier og boremudder, samt udfærdigelse af økotoksikologiske produktblade. I det følgende gives en kort oversigt over disse procedurer.

10.2.1 Planlægning

Der er leverandørens pligt at fremskaffe de nødvendige miljødata. Oplysningerne skal specificeres i henhold til OSPAR's rapporteringsformat for offshore kemikalier og borevæsker, den såkaldte "Harmonised Offshore Chemical Notification Form" (HOCNF). Kemikalierne vurderes op mod Pariskonventionens:

- Annex A om stoffer, som anses for at være miljøfarlige i varierende grad
- A-liste over stoffer som regnes for kun at være meget lidt miljøskadelige, og hvoraf en betydelig del er naturligt forekommende.

Stofferne vurderes også i forhold til Statoils interne vurderingskriterier, som er beskrevet nærmere nedenfor. Disse vurderingskriterier vil løbende blive revideret ud fra interne vurderinger i Statoil og udviklingen inden for nationale og internationale regler og aftaler.

Valg af kemikalier skal baseres på vurderinger af effektivitet, miljødata, sikkerhedsdata og økonomi. I den samlede vurdering af produktet skal den forventede udledning/mængde og -koncentration også inkluderes. Dette opnås ved at videreudvikle og implementere evalueringssystemet "Chemical Hazard Assessment and Risk Management" (CHARM).

10.2.2 Interne vurderingskriterier

I henhold til Statoil-dokumentet K402C "Vurderingskriterier ved kemikalievalg" skal udledning af kemikalier med følgende miljøegenskaber undgås:

- Akut giftighed (EC_{50} eller LC_{50}) < 1 mg/l.
 EC_{50} er den koncentration af et kemikalie, som giver 50% hæmning af den valgte testparameter, f.eks. vækst. LC_{50} er den koncentration af et kemikalie, som giver 50% dødelighed blandt testorganismerne.
- Ikke letnedbrydelig (DOC-reduktion < 70%) og med EC_{50}/LC_{50} < 100 mg/l.
Et kemikalie anses i OECD-sammenhæng for at være letnedbrydeligt, hvis der i en 28-dages vandig nedbrydningstest med stoffet opnås en reduktion i mængden af opløst organisk stof (DOC) på mere end 70%.
- Bioakkumulerbar ($\log P_{ow} > 3$) og med EC_{50}/LC_{50} < 100 mg/l.
Et kemikalies potentiale for bioakkumulering kan estimeres ud fra dets fordeling i en octanol-vandblanding (P_{ow}). Anbefalede metoder er OECD 107 (rene komponenter) og OECD 117 (blandinger).
- Ikke letnedbrydelig og bioakkumulerbar.

10.2.3 Udførelse

Krav ved valg af kemikalier

Særligt miljøskadelige kemikalier, som beskrevet i Pariskonventionens Annex A,

del I, må ikke udledes. Der kan dog gøres undtagelser hvis kemikalierne kun forekommer som små forureninger i andre kemikalier (f.eks. barit). De kemikalier, der giver mindst forurening skal da prioriteres. Kemikalier som falder ind under Pariskonventionens Annex A, del II bør undgås, hvis der eksisterer mere miljøvenlige alternativer.

Udledninger til hav af kemikalier med høj akut giftighed, mulige langtidseffekter på grund af højt bioakkumuleringspotentialer eller langsom nedbrydelighed bør undgås. Dette gælder specielt kemikalier som udledes i store mængder og/eller i sårbare områder. For kemikalier som ikke opfylder dette, skal begrundelsen for fortsat anvendelse dokumenteres eller der skal udarbejdes en plan for substitution af kemikaliet.

Krav til testning

Laboratorierne skal være godkendt af myndighederne. Tests skal gennemføres i henhold til Pariskommissionens retningslinier.

Hver komponent i et kemisk produkt skal testes for nedbrydelighed og bioakkumulering. Der skal gennemføres giftighedstest på det formulerede kemiske produkt.

Krav til boremuddere

For vandbaserede boremuddere skal der foreligge giftighedsdata for alle de produkter, der indgår i borevæsken samt data for bionedbrydelighed og bioakkumulering af enkeltkomponenterne i henhold til HOCNF. Vurdering af nye vandbaserede boremuddere vil ske i forbindelse med behandling af operatørens ansøgning om miljøgodkendelse (udledningstilladelse).

Alle nye pseudo-oliebaserede boremuddere skal være testede for giftighed og opfylde acceptkriterierne for godkendelse. Alle enkeltkomponenter i boremudderet skal være testede for bionedbrydelighed og bioakkumulering i henhold til HOCNF. Først ved prøvetilladelse gives, kan der blive stillet krav om at udføre et simuleret havbundsstudium. Generel tilladelse kan gives efter en samlet vurdering af den præsenterede dokumentation.

For beredskabskemikalier, som af sikkerhedsmæssige grunde bliver tilsat boremudderet, skal der foreligge økotoxikologiske data i henhold til HOCNF, samt miljøkriterier angående anvendelse og dosering.

Der skal udføres giftighedstest af boremuddere.

Dokumentation af resultatet

Kemikaliers miljødata skal registreres i økotoxikologiske produktblade (HOCNF). Eventuelle yderligere test som Statoil får udført skal dokumenteres.

10.3 Baseline- og monitoringsundersøgelser

Baseline- og monitoringsundersøgelser omkring offshore platforme kræves af de danske myndigheder. Hertil har Miljøstyrelsen i Danmark udarbejdet en guideline: "Retningslinier for monitoring omkring offshore platforme i Danmark", hvortil der senere er lavet en tilføjelse om større prøveantal per station (se senere).

Monitoringsprogrammet skal aftales i detaljer mellem operatøren og myndighederne, inden det iværksættes.

Monitoringsprogrammet inkluderer både kemisk og biologisk monitoring. Koncentrationen af forurenende stoffer i sedimentet og evt. i den marine fauna skal måles. Derudover skal den bentiske infauna undersøges for eventuel påvirkning fra bore- eller produktionsaktiviteterne.

Undersøgelserne kræves normalt gennemført efter følgende tidsskema:

- Baseline-studie før boring/udbygning
- Monitoring umiddelbart efter boring/udbygning
- Monitoring under produktionsfasen samt 1, 3, 6, 9, 12, 15 osv. år efter afslutning af boringen
- Afsluttende monitoring 6 år efter at brønden er lukket.

De analyser, der normalt kræves gennemført i monitoringsprogrammet er følgende:

- Standard kemi: Koncentration af total hydrocarboner (alifatiske) og barium i den øverste centimeter af sedimentet. Derudover skal sedimentets indhold af tørstof og glødetab samt kornstørrelsen bestemmes.
- Profilkemi: Koncentration af total hydrocarboner (alifatiske), polycykliske aromatiske hydrocarboner og tungmetaller (Ba, Cd, Cr, Cu, Hg og Pb) skal måles i forskellige lag af de øverste 10 cm af sedimentet (0-1, 1-3, 3-6, 6-10 cm). Derudover skal indholdet af tørstof, glødetab og total organisk carbon (TOC) også måles. Redoxpotentialet ned gennem sedimentkernen skal måles i felten på stationer med profilkemi.
- Kemisk analyse af biota: Målinger af specifikke stoffer kræves eventuelt.
- Makrobenthos undersøgelser: Rapportering af antal arter, antal individer og arternes biomasse pr. prøve og pr. station.

Et eksempel på en oversigt over stationer og prøver, der skal indsamles ved en monitoring i den danske sektor af Nordsøen, er vist i tabel 10.1.

Tabel 10.1 Eksempel på stationer og prøver i et typisk monitoringsprogram i den danske sektor af Nordsøen

| Station* | Faunaprøver | Sedimentprøver | | | |
|-------------|---------------|-------------------------|---------------|-------------|------------------|
| | Macro-benthos | Kornstørrelsesfordeling | Standard-kemi | Profil-kemi | Redox-potentiale |
| E 100 | x | x | x | - | - |
| E 250 | x | x | - | x | - |
| E 750 | x | x | - | x | x |
| E 1500 | x | x | x | - | x |
| E 3000 | x | x | x | - | - |
| E 5000 | x | x | x | - | - |
| W 100 | x | x | x | - | - |
| W 250 | x | x | x | - | - |
| W 750 | x | x | x | - | - |
| W 1500 | x | x | x | - | - |
| W 3000 | x | x | x | - | - |
| W 5000 | x | x | x | - | - |
| N 100 | x | x | x | - | - |
| N 250 | x | x | x | - | - |
| N 750 | x | x | x | - | - |
| N 1500 | x | x | x | - | - |
| S 100 | x | x | x | - | - |
| S 250 | x | x | x | - | - |
| S 750 | x | x | x | - | - |
| S 1500 | x | x | x | - | - |
| Reference** | x | x | - | x | x |

* Indikerer retning og afstand (i meter) fra platformen

** To referencestationer

På hver prøvestation skal der indsamles tre sedimentprøver til kemiske analyser og mellem fem og ti bentiske faunaprøver til faunaanalyser. På referencestationerne skal der indsamles fem sedimentprøver til kemiske analyser. Kun én sedimentprøve fra alle stationer skal analyseres kemisk. De resterende prøver til kemiske analyser skal deponeres med mulighed for senere analyse for metaller og organiske stoffer.

11 Socioøkonomi

11.1 Afgrænsning

VVM analysens socioøkonomivurdering skal belyse de afledte økonomiske effekter som projektets miljøeffekter kan give anledning til. For Siri-projektet vurderes de relevante miljøeffekter, som potentielt kan give anledning til socioøkonomiske effekter at være forbundet med risikoen for uheld i projektets drifts- eller konstruktionsfase. Konkret vil et sådant uheld være en oliespildsulykke, som potentielt vil kunne forårsage socioøkonomiske effekter primært for fiskeri- og turist erhverv i den/de berørte regioner.

I dette kapitel vurderes den socioøkonomiske betydning af netop fiskeri- og turisterhvervet for landområder, som vurderes potentielt at kunne blive berørt i større eller mindre omfang af en oliespildsulykke fra Siri-feltet. Der opstilles et scenarie for konsekvenserne af en hypotetisk, 'værst tænkelig' oliespildsulykke fra Siri (ikke identisk med spildscenarierne i kapitel 9) og de mulige afledte socioøkonomiske effekter for de potentielt berørte regioner belyses. Det skal kraftigt understreges, at datagrundlaget for at vurdere en sandsynlig oliespildsulykkes effekter (hvor meget olie forårsager hvor store skader på hvilke geografiske lokaliteter) er stort set ikke eksisterende. Derfor er det konkret opstillede uheldsscenario udelukkende skønsmæssigt baseret.

Etablering af et nyt producerende oliefelt på Nordsøen vil påvirke lokalsamfundet positivt med hensyn til beskæftigelse og øget lokal omsætning, som naturligt vil forekomme inden for serviceydelser forbundet med drift og vedligehold af en platform. På nationalt plan vil indtægterne fra olieproduktionen bidrage til valuta-indtjening og således påvirke betalingsbalancen i positiv retning. Herudover vil produktionen fra et ikke tidligere udvindingsområde sandsynligvis øge interessen for efterforskning i omkringliggende områder, og på sigt kan der derfor blive tale om yderligere udbygning og produktion fra denne del af Nordsøen. Nærværende socioøkonomiske analyse vil imidlertid ikke redegøre for de samfundsgunstige afledte konsekvenser ved olieproduktion fra Siri-feltet, idet disse indgår i de generelle politiske overvejelser omkring olie- og gasindvending på dansk sokkel i Nordsøen.

11.2 Oliespilds betydning for fiskeri og turisme

Interessenter

Når man skal vurdere de mulige socioøkonomiske følger af et olieudslip, kan der identificeres følgende potentielt berørte parter:

- Fiskeri, som direkte omfatter fiskere, men også indirekte de tilknyttede virksomheder i baglandet. To forskellige typer af fiskeri er relevante: i) havfiskeri, hvor gydesteder kan blive berørt og fiskebestanden delvist ødelagt af kemiske stoffer benyttet ved kemisk bekæmpelse af oliespild, og ii) kystfiskeri, som direkte kan blive berørt af olie, der rammer lavvandede områder eller fjorde, bugter og strande.
- Hav- og dambrug langs kyster og de tilknyttede virksomheder i baglandet, som kan blive berørt på samme måde som kystfiskeriet.
- Turisterhverv langs kysten, som kan blive berørt af et olieudslip, der rammer strande eller trænger ind i lavvandede områder.

Følger på kort og lang sigt

Følgerne omfatter:

- Umiddelbare tab af indkomster, som skyldes tab af fiskebestande, fiskepladser, produktionsfaciliteter og rekreative faciliteter. Disse tab vil være midlertidige, dvs. at de kun vil vare, indtil oprensningen er afsluttet og fiskebestanden genskabt.
- Tab af "goodwill" forårsaget af forbrugernes manglende tiltro til fiskeprø dukter og turist-/badesteder. Tabet skyldes de problemer, der på lang sigt er forbundet med kvaliteten, f.eks. i forbindelse med afsmag i en del af de fremtidige fiskefangster eller tab af markedsandele til opportunistiske konkurrenter fra andre regioner.

Lokale versus nationale følger

Set i en makroøkonomisk sammenhæng vil den umiddelbare følge af et olieudslip være begrænset, da olieudslip ikke vurderes at ville være i stand til at beskadige større fiskebestande eller ødelægge turist- eller forarbejdningsvirksomheder på landsplan. Imidlertid kan lokalsamfundene blive ramt, især hvis disse samfund er sårbare, dvs. små og afhængige af fiskeri, hav- og dambrug eller turisme som den dominerende økonomiske aktivitet, hvoraf også de fleste andre lokale, økonomiske aktiviteter er afledt.

Tab af markedsgoodwill kan potentielt have vidtrækkende følger, især hvis der på længere sigt opretholdes en frygt for forringet produktkvalitet, hvilket kan føre til en omfattende forbrugerboycot af hele produktkategorier.

11.3 Metodetilgang

De socioøkonomiske effekter afledt af projektets miljøeffekter, som belyses her, er som beskrevet ovenfor relateret til et 'værst tænkeligt' scenarie for effekterne af en oliespildsulykke. Da det ikke er muligt at forudsige effekterne af de oliespildsulykker, som er beskrevet i kapitel 9 i denne rapport, er der anvendt en hypotetisk tilgang til at konstruere et 'værst tænkeligt' scenarie for disse effekter. Når effekter af en given oliespildsulykke således ikke kan vurderes bedre, skyldes det, at der ikke eksisterer tilgængelige data og modeller, som kan beskrive sammenhængen mellem oliespildet og primært effekterne på land. Vind og strømforhold, mv. på det givne tidspunkt for ulykken vil således være alt afgørende for retning og omfang af skaderne.

Et scenarie for et hypotetisk stort olieudslips påvirkning af den lokale økonomi er opstillet og vurderet på baggrund af nedenstående kilder:

- Omsætnings- og beskæftigelsesdata fra Kommune Statistik Data Base (KSDB), som er et kommunalt register med oplysninger for hver dansk kommune om den aktuelle (1995) beskæftigelse og omsætning i 38 sektorer, inkl. "Fiskeri etc." og "Restauranter, hoteller etc."
- De seneste (1992) input-output tabeller for Danmark, som oplyser om afledt beskæftigelse og merværdi i sektorer, der leverer input og tjenesteydelser til fiskeri- og turistsektorerne.
- Dokumentet "Regional Socio-Economic Study in the Fisheries Sector, Denmark", udgivet af EU-Kommissionen i 1992 (ref. 67). Giver oplysning om niveau og fordeling af beskæftigelsen og indkomsterne i fiskeforarbejdningsindustrien i Danmark.
- Statistikker for fiskeri og dambrug udgivet af de danske og norske myndigheder (refs. 68 og 69).

På baggrund af ovennævnte kilder beregnes den potentielle følge af en afbrydelse i fiskeriet og turismen for den overordnede beskæftigelse og indkomst i 26 kommuner ved den danske vestkyst samt i Rogaland fylke og fylkerne langs den norske Skagerrak kyst, hvor der drives havbrug. Evalueringen inkluderer påvirkning af andre sektorer, som leverer input og tjenesteydelser til fiskerierhvervet, fiskeforarbejdnings- og turistsektorerne, samt den dermed afledte omsætning og beskæftigelse, der genereres i andre sektorer.

Med henblik på at beregne den lokale påvirkning (set i modsætning til den globale påvirkning af nationaløkonomien) antages det, at den afledte, lokale påvirkning kun vil omfatte tab af direkte relateret beskæftigelse og merværdi (dvs. ved at benytte de tekniske input-output koefficienter), hvorimod der er set bort fra en yderligere påvirkning af beskæftigelsen og indkomsterne, som angives af de inverterede input-output koefficienter. Årsagen til dette er, at det antages, at disse påvirkninger vil ske andetsteds i økonomien, dvs. i resten af Danmark uden for den berørte kommune eller i udlandet.

Analysen er blevet foretaget for alle 25 kommuner på den danske Nordsøkyst samt for Frederikshavn kommune på den nordøstlige kyst af Jylland. I Norge omfatter analysen ca. 57 havbrug. Den indirekte påvirkning af forarbejdningsvirksomheder og leverandører til havbrugsektoren er blevet beregnet på basis af danske input-output koefficienter.

Denne metodetilgang er ret grov, men kan i lyset af de manglende 'tekniske modeller' for oliespildseffekter betragtes som et bedste bud på en tilnærmelse til de faktiske lokale påvirkninger, som kan forventes ved afbrydelse af fiskeriet og turismen.

11.4 Scenarieforudsætninger

Der er opstillet et hypotetisk 'værst tænkeligt' scenarie for de effekter, som et meget stort oliespild kunne tænkes at få for fiskeri og turisme i de danske og norske regioner, som forventes at ville kunne blive berørt. Der er således ikke tale om beregnede effekter af oliespildet, men derimod om meget skønsomt funderede antagelser, som efterfølgende er vurderet i socioøkonomiske størrelsesordener for de berørte lokalområder.

Scenariet antager, at en oliespildsulykke fra Siri-feltet maksimalt kan påvirke en større eller mindre del af en kyststrækning i Danmark fra Esbjerg i Vestjylland til Skagen eller en kyststrækning i Sydnorge fra Leirvik til Grimstad.

Kystfiskeri/havbrug

I det vurderede scenarie antages, at et olieudslip enten kan påvirke op til 20% af de sydvestnorske havbrug, *eller* op til 10% af kystfiskeriet i Vestjylland afhængigt af vind og strømforhold. Påvirkningen af kystfiskeriet i Jylland antages at svare til, at 1-2 kommuner i en 3-måneders periode (den tid, som en oprensning af fiskepladserne ud for kysten forventes at tage) mister 10% af landingerne fra kystfiskeri, mens påvirkningen af havbrug i Norge antages at svare til at et helt års opdræt fra 12 havbrug ødelægges.

Havfiskeri

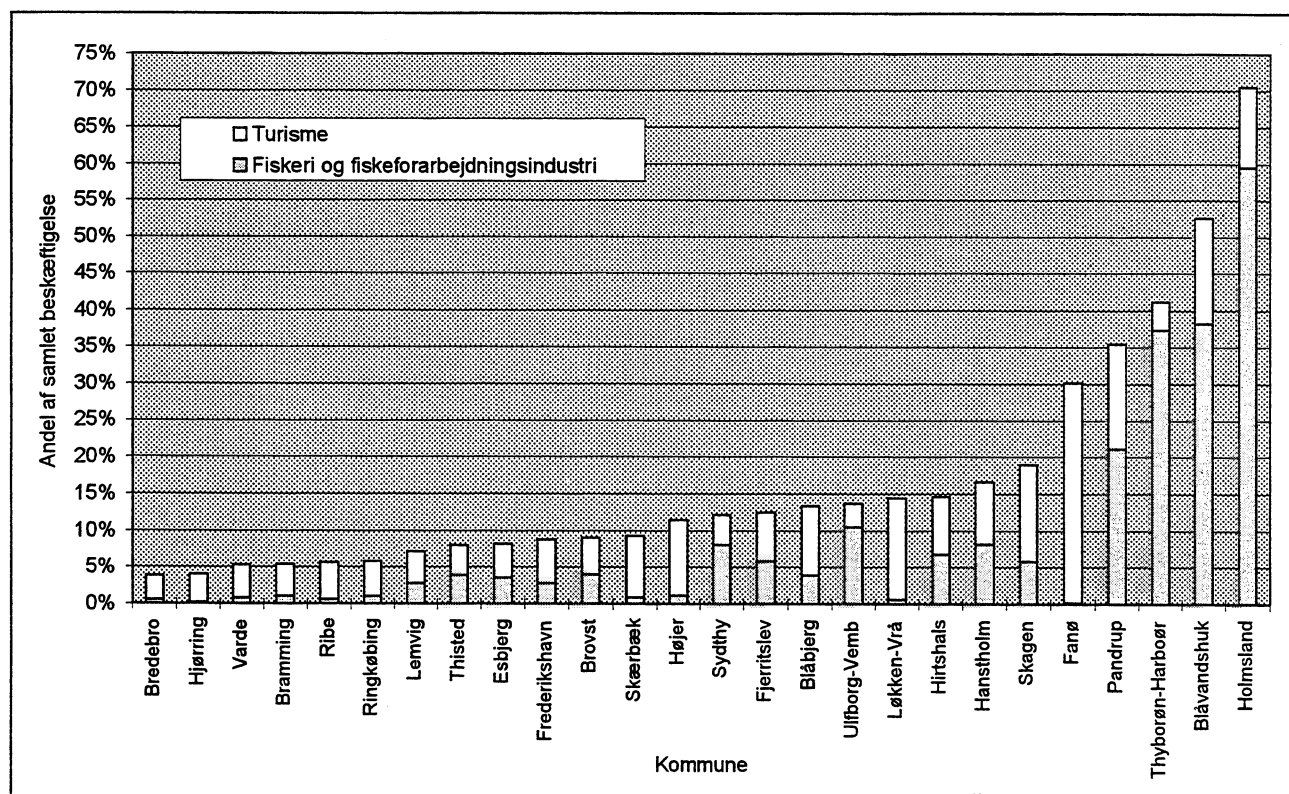
Til dette 'værst tilfælde' scenarie antages der imidlertid at et større olieudslip, også kunne resultere i en nedgang på 5% i torskefiskeriet i Nordsøen nogle år efter udslippet. Dette scenarie er ikke identisk med nogle af de i kapitel 9 beskrevne. Det antages derudover i dette hypotetiske tilfælde, at nedgangen vil blive fordelt på fiskerihavnene på vestkysten i Danmark efter havnenes nuværende omsætning.

Turisme

Med henblik på at vurdere de potentielle følger af et større olieudslip er scenarie antagelsen det, at udslippet sker på et tidligt tidspunkt i den maksimale påvirkningsperiode (turistsæssonen), f.eks. i april, og at det resulterer i afbestillinger fra 30% af de potentielle gæster under den resterende del af sæssonen. Resultatet vil være et tab på ca. 25% af det samlede antal overnatninger. Det antages, at udslippet ved en given ulykke kun vil ramme én kommune.

11.5 Afhængighed af fiskeri og turisme

Den overordnede afhængighed af fiskeri og turisme i de enkelte kommuner, udtrykt som direkte og indirekte beskæftigelse i fiskeri- og turistrelaterede sektorer i procent af den totale beskæftigelse, er vist nedenfor i figur 12.1.



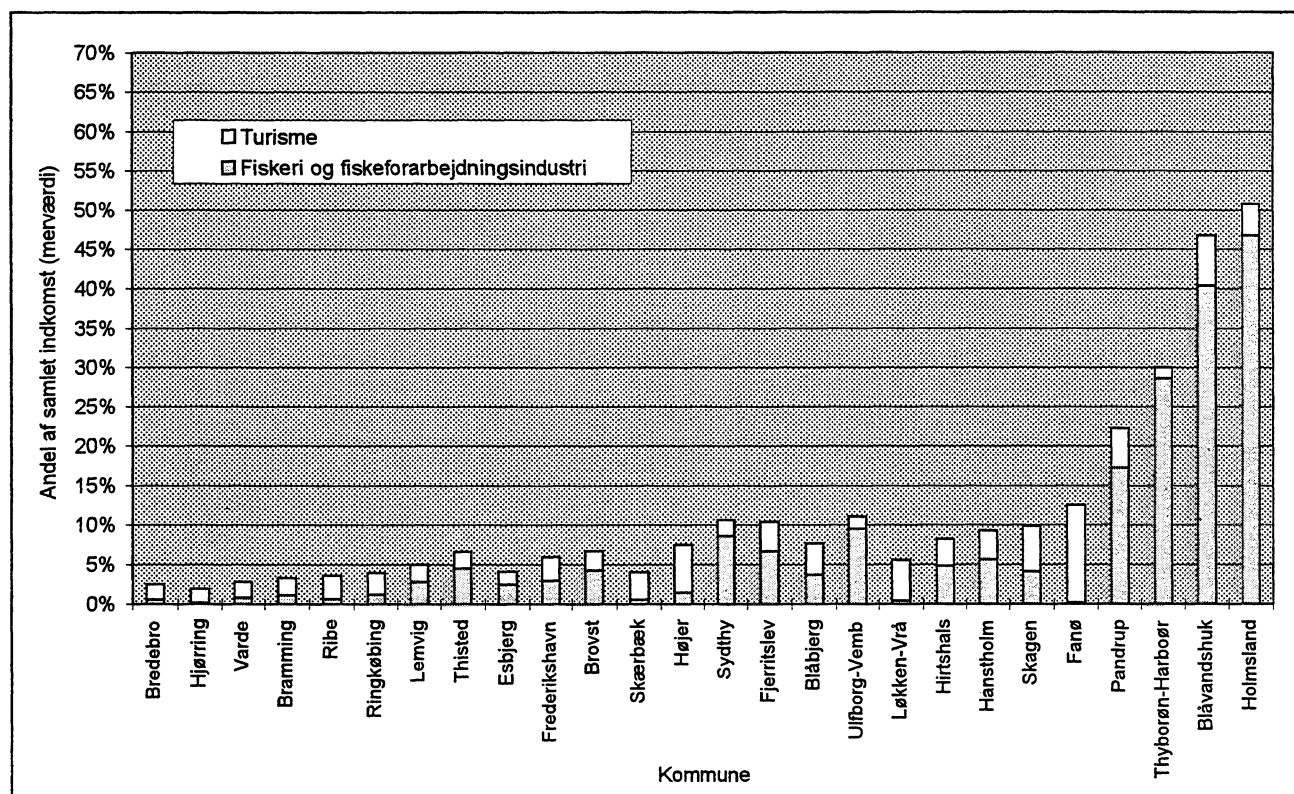
Figur 11.1 Beregnet direkte og indirekte lokal beskæftigelse i fiskeri- og turistsektoren i de danske vestkystkommuner, udtrykt i procent af den totale beskæftigelse i kommunerne (ref. 67).

De vigtigste iagttagelser om beskæftigelsesafhængigheden af fiskeri og turisme i kommunerne er:

- Fiskerierhvervet har væsentlig betydning for beskæftigelsen (5% eller mere af den totale direkte og indirekte beskæftigelse) i 9 af de 26 kommuner og er den dominerende sektor (mere end 20% af den totale beskæftigelse) i 4 kommuner.
- Turisterhvervet har væsentlig betydning for beskæftigelsen (5% eller mere af den totale direkte og indirekte beskæftigelse) i 17 af de 26 kommuner og er den dominerende sektor (mere end 20% af den totale beskæftigelse) i én kommune.

- Ser man på begge sektorer samlet, er fiskeri og turisterhvervets betydning for beskæftigelsen væsentlig (5% eller mere af den totale direkte og indirekte beskæftigelse) i 24 af de 26 kommuner og er dominerende sektorer (mere end 20% af den totale beskæftigelse) i 5 kommuner.

Betydningen af fiskeriet og turismen kan også illustreres udtrykt ved indkomsterne (merværdien), hvilket er gjort i figur 11.2.



Figur 11.2 Beregnet direkte og indirekte lokale indkomster (merværdi) i fiskeri- og turistsektoren i de danske vestkystkommuner, udtrykt i procent af de totale indkomster (merværdi) i kommunerne (ref. 67).

De vigtigste iagttagelser om indkomstafhængigheden af fiskeri og turisme i kommunerne er:

- Fiskerierhvervet udgør en væsentlig del af indkomsterne (5% eller mere af de totale indkomster) i 9 af de 26 kommuner og er den dominerende sektor (mere end 20% af de totale indkomster) i 4 kommuner.

- Turisterhvervet udgør en væsentlig del af indkomsterne (5% eller mere af de totale indkomster) i 8 af de 26 kommuner. På Fanø, hvor turisme udgør den største andel af indkomsterne, genererer sektoren 16% af de totale indkomster.
- Ser man på begge sektorer samlet, er fiskeri- og turisterhvervet i væsentlig grad med til at generere indkomster (5% eller mere af indkomsterne) i 21 af de 26 kommuner og er dominerende sektorer (mere end 20% af de totale indkomster) i 4 kommuner.

Generelt er fiskeri og turisme væsentlige indkomst- og beskæftigelseskilder i alle undtagen to danske vestkystkommuner, men de to erhvervssektorer er kun dominerende i 4 kommuner. I de 3 kommuner, som er mest afhængige af fiskerierhvervet, udgør sektoren ca. 35-55% af beskæftigelsen og ca. 25-45% af indkomsterne. I den kommune, som er mest afhængig af turismen, udgør sektoren ca. 30% af beskæftigelsen og 10-15% af indkomsterne. Ser man på begge sektorer, udgør fiskeri og turisme ca. 70% af beskæftigelsen og 50% af indkomsterne i den mest afhængige kommune.

11.6 Scenarieresultater - fiskeri

Relativ betydning af de forskellige fiskeressourcer

Omfanget af fiskefangster ud for den danske vestkyst og havbrugsopdræt i det sydvestlige Norge er beregnet i tabel 11.1.

Tabel 11.1 Beregnet antal fiskefangster (1990) og fangster fra havbrug (1993) samt deres værdi (1.000 ton og mio. DKK, 1990-priser).

| | Havbrug ¹ | Kystfiskeri | Havfiskeri inkl. fisk landet af udenlandske fartøjer |
|-------------------|----------------------|-------------|--|
| Fangst (1000 ton) | 17 | 45 | 1430 |
| Værdi (mio. DKK) | 400 | 95 | 3145 |

Kilde: Ref. 67

¹ Havbrug findes ikke på de åbne kystområder i det vestlige Danmark (se kapitel 5). Data for Norge stammer fra 1993.

I mængder udgør kystfiskeriet og fisk fra havbrug ca. 3% af de samlede fangster og produktionen, hvorimod deres værdi udgør ca. 14% af det totale salg, hvilket primært skyldes salgsværdien af laks, som er opdrættet i havbrug. Ud over havbrug i Norge er der et betydeligt antal landbaserede saltvandsdambrug i det vestlige Jylland. I denne analyse antages det, at disse dambrug kan beskyttes mod følgerne af et olieudslip.

Et simuleret tilfælde for kystfiskeri og havbrug

I denne analyse antages, at et olieudslip enten kan påvirke op til 20% af de sydvestnorske havbrug, eller op til 10% af kystfiskeriet i Vestjylland afhængigt af vind og strømforhold. Påvirkningen i Jylland svarer til 1-2 kommuner i en 3-måneders periode (den tid, som en oprensning af fiskepladserne ud for kysten forventes at tage), mens påvirkningen i Norge svarer til at et helt års opdræt fra 12 havbrug ødelægges. Det maksimale tab vil blive resultatet af en mulig effekt på de norske havbrug jvf. tabel 11.2.

Hvis man udover den direkte tabte omsætning antager, at kystfiskerne og de lokale forarbejdningsevirsomheder ikke udnytter alternative kilder, og at den indirekte beskæftigelse og de indkomster, som stammer fra kystfiskeri og havbrug, generelt kan sammenlignes med havfiskeriets forarbejdningssomkostninger pr. kg levende vægt fanget eller opdrættet fisk, kan de skønsmæssigt afledte tab i forarbejdnings- og leverandørsektorerne beregnes jvf. tabel 11.2.

Tabel 11.2 Anslået tab af omsætning og indkomster i kystfiskeri (Danmark) eller havbrug (Norge) (mio. DKK, 1990-priser).

| Sektor | Post | Fiskeri/ opdræt | Forarbejd- ning | Total |
|--------------------------------------|------------------------------------|--------------------|--------------------|-------|
| Kystfiskeri (den danske vestkyst) | Tabt omsætning | 10 | 25 | 35 |
| | Tabt indkomst (afledte erhverv) | 6 | 15 | 21 |
| Havbrug (den norske sydvestkyst) | Tabt omsætning | 80 | 56 | 136 |
| | Tabt indkomst (afledte erhverv) | 48 | 32 | 80 |

Kilde: Hypotetiske scenarie-resultater. Denne analyse.

Betydningen af tab i kystfiskeriet

I 14 af de 26 kommuner vil tab af fangster af en størrelsesorden svarende til den, der forventes for kystfiskeri, indebære et tab på 20% eller mere af det samlede, årlige fiskeri og de forarbejdningsrelaterede indkomster, og kun i 5 kommuner vil tabene udgøre 5% eller mindre af de samlede, årlige fiskerirelaterede indkomster. I ingen kommuner vil tabet af indkomster imidlertid udgøre mere end højst 2% af de samlede indkomster, som genereres i den enkelte kommune.

Det kan derfor konkluderes, at de eventuelle følger af et olieudslip for kystbaseret fiskeri i de fleste tilfælde vil være betydelige for lokale fiskere og lokale fi-

skerirelaterede erhverv, men at de vil være ubetydelige hvad angår de indkomster, som genereres i de enkelte kommuner, samt de indkomster, som stammer fra den totale fiskeproduktion og fangst langs den danske vestkyst.

Potentielle tab og deres indvirkning på havbrug

Et olieudslip, som rammer de særligt udsatte klynger af bure i havbrug, som støder op til Lista (ca. 12 anlæg) vil indebære et tab på 20% eller mere af det samlede, årlige opdræt af laks i havbrug og de afledte, forarbejdningsrelaterede indkomster i Rogaland Fylke og kysten ved Skagerrak. Sammenligner man ovennævnte resultater med de samlede indkomster fra havbrug i Norge, vil tabene være i størrelsesordenen 2-3%.

Det kan derfor konkluderes, at de eventuelle følger af et olieudslip for havbrug i det sydvestlige Norge vil være alvorlige for ejerne af (og de ansatte på) disse havbrug, og at følgerne vil være betydelige for de lokale fiskerirelaterede virksomheder, men ubetydelige i forhold til de samlede indkomster fra den nationale produktion.

Påvirkning af havfiskeri

Et olieudslips eventuelle følger for havfiskeri forventes at omfatte følgende:

- Tab af fiskeæg/larver i det omfang et olieudslip passerer fiskegydepladser.
- Midlertidigt tab af fiskepladser indtil olieudslippet er passeret.
- Eventuel, men højst usandsynlig, ødelæggelse af en fuldt udviklet fiskebestand, hvis oliepletten bekæmpes med kemikalier.

De potentielle følger af tab af æg og larver

De potentielle tab af æg og larver er beregnet i kapitel 9. Resultaterne viser, at æg og larver af torsk, hvilling, brisling og makrel, hvis gydepladser befinder sig rundt om Siri-feltet, højst sandsynligt vil blive berørt, hvis olieudslippet sker i en af gydesæsonerne. Dette vil dog, selv med massedødelighed blandt larverne, ikke nødvendigvis føre til et fald i rekrutteringskapaciteten eller en eliminering af hele bestande.

Torsk er en værdifuld fisk, som næsten udelukkende anvendes som konsumfisk. Den landes i store mængder i Danmark. I 1993 blev en samlet mængde på næsten 59.000 ton landet i Danmark til en samlet værdi af 580 mio. DKK. Af denne mængde blev næsten halvdelen (27.000 ton) landet i havne på vestkysten. Til sammenligning blev kun ca. 2.000 ton hvilling landet i 1993 (ref. 68).

En vurdering af effekter på torsk, hvilling, brisling og makrel blev foretaget i kapitel 9, hvor det konkluderedes, at olieudslip ikke kunne forventes at have en større indvirkning på fiskenes rekrutteringspotentiale. Vurderingen blev foretaget på baggrund af larvernes formeringsstrategi og det store omfang af gydesteder.

Til denne socioøkonomiske analyse opereres der imidlertid med et scenarie, hvor et større olieudslip, resulterer i en nedgang på 5% i torskefiskeriet i Nordsøen

nogle år efter udslippet. Dette scenarie er ikke identisk med nogle af de beskrevne i kapitel 9. Det antages derudover i dette hypotetiske tilfælde, at nedgangen vil blive fordelt på fiskerihavnene på vestkysten efter havnenes nuværende omsætning. Disse antagelser indebærer et tab over et år på 1.400 ton.

Tabel 11.3 Anslået tab af omsætning og havfiskeri som følge af et fald på 5% i torskelandingerne (mio. DKK, 1990-priser).

| Post | Fiskeri | Forarbejdning | Total |
|----------------|---------|---------------|-------|
| Tabt omsætning | 14 | 34 | 48 |
| Tabt indkomst | 8 | 21 | 10 |

Kilde: Hypotetiske scenarie-resultater. Denne analyse.

I dette hypotetiske scenarie vil det gennemsnitlige tab af indkomster for fiskeriet og forarbejdningssektoren på den danske vestkyst beløbe sig til 0.2%. Dette resultat vil sandsynligvis hverken være betydningsfuldt for de enkelte grupper af fiskere eller forarbejdningsvirksomheder eller for nogle specielle egne, eftersom nedgangen vil blive fordelt på det meste af den danske (såvel som alle andre nationaliteters) fiskeflåder.

Midlertidigt tab af fiskepladser

Midlertidige tab af fiskepladser kan ikke forventes at have nogen større indvirkning på fiskeriet af følgende grunde:

- Det område, som rammes af et olieudslip, vil sandsynligvis være meget lille i forhold til størrelsen af fiskepladserne i Nordsøen.
- Olien vil sandsynligvis skylle op på en kyst inden for nogle dage.

Uønskede forbrugerreaktioner

Der er en lille risiko for, at et større olieudslip generelt vil kunne forårsage forbrugerboykot af fisk fra Nordsøen.

Problemet kan f.eks. opstå, hvis oliespildet bekæmpes ved hjælp af kemikalier på det åbne hav og derved forårsager en afsmag i dele af den fuldt udvoksede fiskebestand, hvis de ildesmagende fisk af og til når frem til forbrugerne. En sådan situation kan føre til en omfattende boykot på grund af forurening. En løsning af problemet ved sortering af fangsten er måske ikke praktisk gennemførlig, enten af tekniske grunde eller på grund af høje omkostninger, eftersom en fuldstændig sortering af alle fangster ville være påkrævet for at opdage en lille andel ildesmagende fisk.

Omfanget og varigheden af en eventuel forbrugerboykot kan ikke vurderes, men erfaringerne viser, at forbrugerreaktionen kan være voldsom og vare længe, selv

om der bruges mange ressourcer på at forsøge at løse problemet og genvinde forbrugernes tillid.

11.7 Scenarieresultater - turisme

Oprensningstiden

Oprensningens varighed for forskellige typer kyster i influensområdet diskuteres kort i kapitel 9. Sandstrande på den danske vestkyst betragtes som en kysstype hvor en relativ hurtig oprensning kan gennemføres, og det er derfor ikke sandsynligt, at de vil være påvirket i mere end maksimalt én turistsæson. Oprensninger på den norske kyst eller i tidevandsmarsken i Vadehavet kan derimod være mere tidskrævende eller teknisk umulige og kan således føre til en afbrydelse i anvendelsen af rekreativt værdifulde områder i mere end én turistsæson.

Sæsonpåvirkning

En anden nøgleparameter er, hvornår et udslip finder sted i forhold til turistsæsonen. Totalt set finder 80% af alle hotel- og campingovernatninger i Danmark sted i perioden fra april til september og 60% i de 3 måneder fra juni til august. Højsæsonen i august måned står alene for 30% af det samlede antal overnatninger.

Et større olieudslip, som forekommer tidligt på turistsæsonen, indebærer risiko for afbestillinger fra gæster, som forventes at ankomme senere på sæsonen. En minimal påvirkning vil derfor kunne forventes, hvis olieudslippet sker i lavsæsonen, dvs. mellem oktober og januar, forudsat at oprensningen kan afsluttes, før den nye sæson begynder. Maksimal ødelæggelse vil kunne forventes, hvis et udslip sker umiddelbart før eller under højsæsonen, dvs. fra april til juli.

Langsigtede, uønskede forbrugerreaktioner anses for usandsynlige, forudsat at oprensningen kan udføres inden for en sæson, og at olieforurening sjældent forekommer.

Scenarie

Med henblik på at vurdere de potentielle følger af et større olieudslip antages det, at udslippet sker på et tidligt tidspunkt i den maksimale påvirkningsperiode (turistsæsonen), f.eks. i april, og at det resulterer i afbestillinger fra 30% af de potentielle gæster under den resterende del af sæsonen. Resultatet vil være et tab på ca. 25% af det samlede antal overnatninger. Det antages, at udslippet fra en given ulykke kun vil ramme én kommune. Indvirkningen på den samlede indkomstgenerering i hver af de kommuner på vestkysten som kan tænkes at blive ramt er opgjort i tabel 11.4.

Tabel 11.4 Beregnet påvirkning af indkomsterne i kommunerne af et stort, isoleret olieudslip, som rammer kommunen i den tidlige højsæson (i procent af kommunens samlede indkomster).

| Antal kommuner | Navn | Tab af indkomst i procent af den totale indkomst (%) |
|----------------|--|--|
| 14 | Thyborøn-Harboør, Ulfborg-Vemb, Esbjerg, Hjørring, Bredebro, Sydthy, Varde, Thisted, Lemvig, Bramming, Brovst, Ringkøbing, Ribe, Frederikshavn | 0,4-0,9 |
| 6 | Hirtshals, Skærbæk, Hanstholm, Fjerritslev, Blåbjerg, Holmsland | 1,0-1,4 |
| 5 | Pandrup, Løkken-Vrå, Skagen, Højer, Blåvandshuk | 1,5-1,9 |
| 1 | Fanø | 3,6 |

Kilde: Hypotetiske scenarie-resultater. Denne analyse.

Ovenstående analyse indikerer, at skønt turismen er en vigtig sektor på den danske vestkyst, vil de potentielle tab i forbindelse med et enkelt, stort olieudslip være relativt ubetydelige i de fleste kommuner. Undtagelsen er Fanø, hvor tabet relativt set ville være noget større end i de øvrige kommuner.

11.8 Konklusion

Vurderingen af socioøkonomiske effekter af et 'værst tænkeligt' scenarie for effekterne på fiskeri og turisme af et oliespildsheld fra Siri-projektet er i mangel af data foretaget på basis af skønsmæssigt forudsatte tab af fangst, fiskeopdræt og turismeindtægter. Hovedresultaterne fra det opstillede hypotetiske skadescenarie kan opsummeres som følger:

- Specifikke kystfiskerier og havbrug kan rammes hårdt af et større olieudslip, men påvirkningen på lokalt (kommunalt) niveau vil være begrænset, og påvirkningen på nationalt og sektorniveau er ubetydelig.
- Havfiskeriet forventes ikke at blive påvirket i nævneværdig grad af et muligt, midlertidigt tab af en del af konsumfiskebestanden, dvs. torsk, hvilling, brisling og makrel. Analysen viser, at i et "værst tænkeligt" scenarie vil påvirkningen være beskeden på alle niveauer, dvs. for den enkelte fisker, for kommunen, for sektoren og for landet. Andre risici omfatter en mulig, for-

brugerboykot af fisk fra Nordsøen på grund af forurening, især hvis der viser sig at være problemer med kvaliteten.

- Turismen kan rammes hårdt på lokalt niveau, men på kommunalt, sektor- og nationalt niveau er følgerne ubetydelige. En langsigtet, negativ påvirkning anses for usandsynlig, så længe olieudslippene er isolerede, sjældent forekommende begivenheder, og oprensningen foretages effektivt og hurtigt.

Der er generelt positive socioøkonomiske effekter relateret til projektets anlægs- og driftsfase, men disse er ikke søgt kvantificeret, idet rammen for denne vurdering udelukkende er Siri-projektets påvirkninger af miljøet. Endvidere kan nævnes, at Siri-feltets tilstedeværelse vil have en positiv effekt på redningsmulighederne for nødstedte skibe i området, idet platformens helikopteradgang kan fremskynde en mulig redningsaktion.

12 Datakvalitet og begrænsninger

EU-direktivets krav til at gennemføre VVM-vurderingen specificerer, at vurderingen skal indeholde en oversigt over eventuelle vanskeligheder (tekniske mangler eller manglende viden), som har forekommet i forbindelse med indsamlingen af de nødvendige oplysninger.

Udbygningen af Siri-feltet involverer en række tekniske aktiviteter, der giver berøring med det ydre miljø, enten som følge af brug, udledning, emission, håndtering, bortskaffelse eller spild af stoffer, der anvendes eller produceres i processen. Miljøkonsekvensvurderingen er således afhængig af en lang række oplysninger, bl.a.:

- Tekniske information om det valgte koncept.
- Beskrivelsen af det omgivende miljø.
- Kvantificeringer af anvendte, udledte, producerede eller spildte stoffer, samt af fysiske påvirkninger.
- Prediktive modeller for transport og fortynding.
- Metoder til miljøkonsekvensvurdering.
- Metoder, der muliggør etablering af forbindelse mellem den eksisterende viden om det omgivende miljø og resultatet af miljøkonsekvensvurderingerne.
- Metoder til sandsynlighedsanalyser af hændelser af uheld.
- Kendskab til fremtidige teknikker til nedtagning og fjernelse af installationerne og myndighedernes fremtidige krav til sådanne procedurer.
- Relevant information i forbindelse med udarbejdelsen af en socio-økonomisk vurdering.

Disse emner diskuteres nedenfor med hensyn til tilgængeligheden af de tekniske specifikationer, miljødata og metodologi.

Det omgivende miljø

Beskrivende information til støtte for en miljøkonsekvensvurdering på økosystemniveau er ikke tilgængelig. Det er derimod et mere generelt niveau, der forudsætter, at det er muligt at drage slutninger fra data for enkelte komponenter i økosystemet til hele økosystemet. Specifik information, både deskriptiv og procesrelateret, om fysiske, kemiske og biologiske træk ved Siri-feltets nærområde findes kun i begrænset omfang. Et baseline-studie vil blive gennemført på et senere tidspunkt. Dette studie vil tilvejebringe data, der kan støtte miljøbeskrivelsen i denne redegørelse. Det skal dog bemærkes, at et baseline-studie næppe ville kunne gøre miljøkonsekvensvurderingen af olie- og kemikalieudledninger fra feltet væsentligt bedre, da den beregningsmodel der er til rådighed i dag, ikke kan differentiere mellem økosystemer af forskellig karakter og følsomhed.

Miljøkonsekvensvurdering af planlagte udledninger

Generelt gælder, at der skal være overensstemmelse mellem beskrivelse af miljøforhold og den information, der benyttes i vurdering af virkningen. Yderligere skal vurderingen søge at beskrive eventuelle virkninger på hele økosystemet fremfor på enkeltkomponenter i systemet. Dette er dog sjældent muligt, da information om økosystemet og dets interaktioner oftest ikke er til rådighed.

De metoder, som anvendes af industri og myndigheder til vurdering af kemikaliers effekter i vandmiljøet, er baseret på økotoksikologiske testdata, som stammer fra test på udvalgte arter udført i laboratorier under standardiserede og kontrolrede forhold. Disse arter findes ikke nødvendigvis ved Siri-feltet, men er gennem f.eks. OECDs testguideline program valgt som repræsentative arter for vandmiljøet. For at omfatte den naturlige variation mellem de relevante arters følsomhed og for at kunne ekstrapolere til hele økosystemet anvendes ekstrapoleringsfaktorer i beregningen af en forventet nul-effekt-koncentration i miljøet (PNEC).

Med viden om udledningernes omfang, koncentrationen af miljøfremmede stoffer og den forventede fortynding i miljøet, kan et koncentrationsniveau beregnes for et udledningsområde og sammenlignes med den forventede nul-effekt-koncentration. Der beregnes herved en afstand, hvorudover effekter i økosystemet ikke forventes at forekomme. Denne afstand fortæller omfatter den generelle påvirkning af økosystemet og kan således ikke anvendes til at kvantificere specifikke effekter i bestemte dyre- eller plantesamfund.

Økotoksikologiske effektdata leveres af kemikalieleverandørerne. Da der kan være information om et produkts sammensætning, betragtes denne information som konfidentiel. Alle data kan leveres til Miljøstyrelsen, men præsenteres ikke i denne rapport.

Vanskelighederne for en specifik vurdering af miljøeffekten af enkeltstoffer og de komplekse udledninger skyldes også begrænsninger i mulighederne for ekstrapolering til de faktiske miljøforhold ved Siri-feltet. Hverken en generel miljøbeskrivelse (kapitel 5) eller en mere specifik beskrivelse baseret på et miljøovervågningsprogram (kapitel 10) kan anvendes i sammenhæng med de kendte metoder for miljøvurdering af kemikalier. En stedspecifik effektvurdering kræver både et meget detaljeret kendskab til udledningsmængder, lokale hydrologiske forhold og

effektkoncentrationer for netop de arter, der forekommer i nærområdet. Sådanne oplysninger er ikke tilgængelige. Kapitel 6 og 7 beskriver derfor generelle effekter i et økosystem som Nordsøen.

Miljøvurdering af boremudder og borespåner er særlig komplekst. Fortynding og transport af vandige udledninger (bilag C) eller oliespild (afsnit 9) er velkendte og kan modelleres, mens det ikke har været muligt at lokalisere modeller for spredning af spåner og vedhæftet boremudder. Kvantitative estimater af påvirkningen fra udledningen af spåner og mudder kan derfor ikke gennemføres. Tilførslen af barit og spormetaller til nærområdet er derfor udregnet efter en antagelse om, at bariten fordeler sig homogent inden for et område af samme størrelse som monitoringsområdet.

En egentlig effektvurdering af kemikalier udledt med produceret vand er ikke udført, da det på dette stadium af projektet ikke kan forudsiges, hvilke kemikalier der vil blive anvendt under produktion. Kemikalietyperne er derfor blot beskrevet, grupperet efter anvendelse. Denne beskrivelse er generisk og tager ikke højde for den generelle udvikling i kemikaliedesign eller overvejelser gjort af kontraktorerne i den specifikke situation.

Vurderingen af kemiske stoffers potentiale for bioakkumulering er baseret på biokoncentreringsfaktorer eller oktanol-vand forhold, som beskrevet i EU direktiv 93/21/EEC (ref. 67) og Bekendtgørelse nr. 829 af 15. oktober 1993 (ref. 68).

Miljøvurdering af nedtagning og fjernelse

Miljøvurderingen af nedtagning og fjernelse af installationerne på Siri-feltet er beskrevet meget oversigtligt. Da det planlægges, at alle installationer skal kunne fjernes, er de potentielle effekter i høj grad afhængige af de metoder, der vil blive taget i anvendelse, og tilstedeværelsen af kemikalierester og olierester. Disse forhold er vanskelige på forhånd at kvantificere. Det er endvidere et problemområde med stor politisk og offentlig fokus, hvorfor det er tænkeligt, at der vil forekomme nye retningslinier for nedtagningen og fjernelsen af installationerne, når denne fase af projektet påbegyndes.

Miljøvurdering af spild

Miljøvurderingen af konsekvenser af spild er baseret på resultaterne af de numeriske modelberegninger, som igen er afhængige af de valgte scenarier. Disse består af estimater af sandsynligheder for udvalgte hændelser, som ikke nødvendigvis vil forekomme, og beregninger af en transport, for hvilken de faktiske vind- og strømforhold ikke er kendt. Kvantificeringerne er derfor naturligt behæftet med store usikkerheder.

Oliespild

Valget af scenarier til beskrivelse af mulige spildhændelser er foretaget på baggrund af erfaringer fra spildhændelser.

Modelberegningerne af spredningen af oliespild er foretaget af IKU med modellerne OILMAP og OSCAR. Disse modeller er anderkendte og validerede imod dataserier fra reelle spildhændelser. Der er imidlertid begrænsninger ved anvendelsen af disse modeller:

- Vind- og strømdata er baseret på statistisk materiale for en årrække. I en aktuel situation, hvor der sker et egentligt oliespild fra Siri, vil de konkrete vind- og strømdata være anderledes end i de simuleringer, der er gennemført. Dette er en grundlæggende egenskab ved stokastisk modellering.
- Til simulering af oliefanen benyttes princippet med at opdele udledningen i et antal partikler (kugleformede olieklumper), hvis individuelle udvikling og bidrag til den samlede fane derefter beregnes med nogle faste tidsintervaller. Tilsvarende opdeles det geografiske område (Nordsøen) i kvadrater på 20x20 km. Herefter beregnes sandsynlighederne for, at partiklerne flyder ind i kvadraterne. Der er imidlertid ingen beregning af, hvor store mængder, der flyder ind i kvadraterne. I yderkanten af influensområderne vil der således forekomme tal for sandsynligheder større end nul, selv om oliemængden i den pågældende partikel vil være ubetydelig. Metoden vil derfor overestimerer påvirkningerne i yderområderne.

Kemikaliespild

Det er på nuværende stadium i udbygningen af Siri-feltet ikke muligt at beskrive kemikalieanvendelsen konkret nok til at foretage en miljøkonsekvensvurdering af de kemikalier, der i praksis skal anvendes. Der er derfor foretaget en beregning af konsekvenserne ved spild af indholdet af en container, under antagelse af, at den indeholder et kemikalie med høj toksicitet. Resultaterne af disse beregninger kan derfor betragtes som konservative og med store usikkerheder i forhold til det endelige kemikalievalg, jvf. Statoils retningslinier for valg af kemikalier med lavest mulig toksisk effekt.

Socioøkonomisk vurdering af effekterne af oliespild

Den gennemførte analyse er baseret på et begrænset datasæt, der er nærmere beskrevet i kapitel 11. Vurderingens begrænsninger ligger især i den viden det har været muligt at tilvejebringe omkring sammenhængen mellem olieudslippet og de resulterende effekter på erhvervs muligheder i fiskeri og turisme.

Det er tilstræbt at gennemføre analysen for både den danske og norske del af influensområdet. De dataoplysninger, der foreligger, er dog ikke nødvendigvis fuldstændig overensstemmende, idet de er baseret på forskellige landespecifikke kilder. Analysens resultat kan være påvirket af dette forhold.

13 Referencer

1. EU direktiv 85/337/EØF af 27. juni 1985 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet (VVM-direktivet).
2. Bekendtgørelse af lov nr. 552 af 29. juni 1995 om anvendelse af Danmarks undergrund (Undergrundsloven).
3. Miljø- og Energiministeriet (1993). Lov nr. 476 af 30. juni 1993 om beskyttelse af havmiljøet (Havmiljøloven).
4. Miljø- og Energiministeriet (1984). Bekendtgørelse nr. 394 af 17. juli 1984 om udledning i havet af stoffer og materialer fra visse havanlæg.
5. Miljø- og Energiministeriet (1984). Bekendtgørelse nr. 395 af 17. juli 1984 om beredskab i tilfælde af forurening af havet fra visse havanlæg.
6. Esbjerg Declaration, 4th International Conference on the Protection of the North Sea, Esbjerg 8-9 juni 1995.
7. PARCOM Decision 92/2 on the use of oil based muds.
8. PARCOM Recommendation 92/6 on best available technology for produced water management on offshore gas and oil installations.
9. Konventionen for beskyttelsen af det marine miljø i Nordøstatlanten (1992) (Oslo- og Paris-konventionerne for forebyggelse af forurening af havet).
10. PARCOM Decision 96/3 on a harmonized mandatory control system for the use and reduction of the discharge of offshore chemicals.
11. PARCOM Decision 94/1 on substances/preparations used and discharged offshore.
12. Miljø- og Energiministeriet (1992). Bekendtgørelse nr. 534 af 21. juni 1992 om udtømmning af affald fra skibe m.v.
13. North Sea Task Force 1993. North Sea Quality Status Report 1993. North Sea Task Force. Oslo and Paris Commissions. International Council for the Exploration of the Sea.

14. Kort og Matrikel styrelsen (1996). Søkort Nr. 93 (INT 1044).
15. Norwegian Geotechnical Institute (1996): Siri 1996 soil investigation. Geotechnical report no 962527-1, 20 november 1996.
16. Bird, E. & M.L. Schwartz (1985). The worlds coastline. Van Nostrand Reinhold Company New York.
17. Mark Reed, Henrik Rye, Ole Morten Aamo, Tove Strøm-Kristiansen (1996). Drivbaneberegninger - Siri. IKU Rapport Sintef Gruppen.
18. Lee, A J and Ramster, J W (Eds.; 1981). Atlas of the Seas around the British Isles. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food UK.
19. Duineveld G.C.A., A. Künitzer, U. Niermann, P.A.W.J. De Wilde and J.S. Gray (1991). The macrobenthos of the North Sea. Netherlands Journal of Sea Research 28 (1/2): 53-65.
20. Det norske meteorologiske institut: Vindregistreringer for EKOFISK feltet som benyttet i IKU rapport nr. 42.4076.00/01/96
21. Kort og Matrikelstyrelsen (1996): Søkort nr 90B (INT 1042).
22. Draper, L (1977): Maps from Offshore installations, guidance on design and construction. HMSO, Institute of Oceanographic Sciences, London for Department of Energy.
23. Daan, N, Bromley, P.J, Hislop, J.R.G and Nielsen N.A. (1990). Ecology of North Sea fish. Neth. J. Sea. Res 26 (2-4): 343-368)
24. Anon (1979). The biology, distribution and state of exploitation of fish stocks in the ICES area. Coop.Res.Rep. No 86.
25. COWI (1988). Perspektivplan for fiskerisektoren. Den danske fiskerflåde. Fiskeri og økonomi. Fase 1. Beskrivende del. Rapport 1.
26. Knijn R.J., T.W. Boon, H.J.L. Heessen and J.R.G. Hislop (1993). Atlas of North Sea Fishes. Based on bottom-trawl survey data for the years 1985-1987. ICES Coop. Res. Rep. No 194.
27. Skov H., J. Durinck, M. F. Leopold & M. L. Tasker (1995). Important bird areas for seabirds in the North Sea. Birdlife International.
28. Stone *et al.* (1995): An Atlas of Seabird distribution in north-west European waters. Joint Nature Conservation Committee, United Kingdom.
29. Anon (1987). Värt att se i Sveriges natur. Bonniers

30. Common Wadden Sea Secretariat (1995). The Wadden Sea. A shared nature area.
31. Falk, K. og S. Brøgger-Jensen (1995). Fuglene i internationale beskyttelsesområder i Danmark. Miljøministeriet, Skov-og Naturstyrelsen.
32. Stroud D, G. P. Mudge and M W Pienkowski (1990). Protecting internationally important bird sites. A review of the EEC Special Protection Area network in Great Britain.
33. Lorentsen S.H, T.Anker-Nilssen, R. T., Kroglund and Jan Eivind Østnes (1993). Konsekvensanalyse olje/sjøfugl for petroleumsvirksomhet i norsk del av Skagerrak. AKUP. Forskningsrapport No 39 NINA.
34. Marin Ressurs Data Basen (MRDBTM) Norge.
35. Hammond et al. (1995) Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent water. Life 92-2/UK-027.
36. Fiskeridirektoratet, Landbrugs-og fiskeriministeriet (1996). Udtræk fra direktoratets database
37. IUCN (1991). Protected Areas of the World. A review of National systems. Palearctic Vol 2. The World Conservation Union.
38. UNESCO (1996). World Heritage List
39. North Sea Hydrographic Commision: North Sea Fisheries Chart (D6C) 5902D1.
40. Friedheim JE & Conn HL (1996). Second generation synthetic fluids in the North Sea: Are they better? Proceedings of the IADC/SPE Drilling Conference held in New Orleans, 12-15 March 1996.
41. Boehm, P.D. (1987) Transport and transformation processes regarding hydrocarbon and metal pollutants in offshore sedimentary environments. In: Boesch, D.F. and Rabalais, N.N. (eds) Long term environmental effects of offshore oil and gas development.
42. Hartley JP (1996) Environmental monitoring of offshore oil and gas drilling discharges - a caution on the use of barium as a tracer. Mar. Poll. Bull. 32, 727-733.
43. Bengt Havnegjerde, Anchor - MI Drilling Fluids (29. nov. 96): Information om indhold af spormetaller i barit.
44. Brage Johannesen, Statoil (13 dec. 96) Anslået udledning af barit fra SIRI.

45. Davies J.M., D.R. Bedborough, R.A.A. Blackman, J.M. Addy, J.F. Appelbee, W.C. Grogan, J.G. Parker and A. Whitehead (1989) The environmental effect of oil-based mud drilling in the North Sea. In: *Drilling waste* (eds. F.R. Engelhardt, J.P. Ray and A.H. Gilliam) Elsevier Applied Science, pp 59-89.
46. Daan, R and Mulder, M (1993): 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.
47. Konfidentiel information fra udbyder om økotoxikologiske data på typisk vandbaseret boremudder med glykol.
48. European Communities Council. Hazard classification.
49. Quality Status of the North Sea, 1993
50. E&P Forum (1994). Methods for estimating atmospheric emissions from E&P operations. Report No. 2.59/197.
51. Furuholt, E (1996): Environmental effects of discharge and reinjection of produced water. In: *Produced Water 2: Environmental Issues and Mitigation Technologies*. Eds. Reed, M and Johnsen, S. Plenum Press, New York.
52. Miljø- og Energiministeriet (1996). Bekendtgørelse om bortskaffelse, planlægning og registrering af affald. Bekendtgørelse nr. 581 af 24. juni 1996.
53. International Maritime Organisation (1992). *International Maritime Dangerous Goods Code (IMDG-Code)*, London.
54. "International Regulations concerning the Carriage of Dangerous Goods by Rail" (RID) (1973-06-01).
55. "European Agreement concerning the International Carriage of Dangerous Goods by Road" (ADR) (1979-12-20).
56. IMO vejledninger og standarder (adopteret oktober 1989, ikke gældende for rørledninger)
57. IKU (1996). Drivbaneberegninger-Siri. Petroleumsforskning til Statoil. IKU rapport nr 42.4076.00/01/96.
58. Holm Joensen A. & E. Bøgebjerg (1977). Oil Pollution and seabirds in Denmark 1971-1976. *Danish Review of Game Biology* Vol. 10 No 5
59. Danielsen F., Durinck J. og H. Skov (1986). Havfugle og Olieforurening i Danske Farvande 1984-85. Oliefuglegruppen Dansk Ornitologisk Forening.

60. Ornis Consult (1992). Atlas of seabird vulnerability to oil pollution in the Danish Sector of the Open North Sea. North Sea Operators Committee, Denmark.
61. Leech, M V and Walker, M I (1992): Predicting the Fate of Oil Spilt at Sea. Underwater Technology, Vol. 18, pp 22-28.
62. William Cairns (ed, 1992). North Sea oil and the environment, Developing oil and gas resource, environmental impacts and responses. Elsevier.
63. Nærings- og energidepartementet (1993). Åpning av Trøndelag I Øst, Nordland IV, V, VI og VII, Mørebassenget, Vøringbassenget I og II for letevirsomhet. Konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn.
64. Commission of the European Communities. Directorate-General for Fisheries. Regional, Socio-economic Study in the Fisheries Sector. Danmark. Document 1992. XIV/373/92, 48 pp and annexes.
65. The Marine Pollution Laboratory, (1988): Guidelines for monitoring around offshore platforms in Denmark. The National Agency of Environmental Protection, International Division, December 1988.
66. Rapport om hel eller delvis overførsel af ansvaret for maritim miljøovervågning og maritim forureningsbekæmpelse til Forsvarsministeriet, 19 oktober 1995.
67. EU Commission Directive 93/21/EEC of 27. April 1992 adapting to technical progress for the 18th time Council Directive 67/548/EEC on the approximation of laws, regulations and administrative provisions relating to the classification, packaging and labelling of dangerous substances. O.J. L110, 4.5.1993, p. 20; L110A, 4.5.1993, p. 1.
68. Miljøministeriet (1993). Bekendtgørelse om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter. Bekendtgørelse nr. 829 af 15. oktober 1993.

Bilag A

1. **STATOIL SKAL VÆRE I FREMSTE REKKE NÅR DET GJELDER HELSE, MILJØ OG SIKKERHET**

Et høyt nivå innen helse, miljø og sikkerhet har en verdi i seg selv. Sammen med en sunn og effektiv organisasjon er dette en forutsetning for at Statoil skal være konkurransedyktig.

Statoils virksomhet medfører risiko for helse, miljø og materielle skader, men målet er at virksomhet og produkter ikke skal føre til skade eller tap. God beredskap skal minimalisere skade eller tap dersom uhell oppstår.

Hensynet til et høyt nivå innen helse, miljø og sikkerhet skal ikke fravikes av økonomiske grunner.

Statoils utvikling skal vurderes i forhold til globale mål om bærekraftig utvikling der også hensynet til kommende generasjoner skal ivaretas.

De samme holdninger, prinsipper og hensyn skal legges til grunn i alle land hvor Statoil har virksomhet.

2. **DETTE BETYR AT VI I ALL VÅR VIRKSOMHET SKAL:**

- verne om menneskers liv og helse og forebygge ulykker, skader og tap
- forutse risiko for skade og uheldige miljøvirkninger, og angripe problemene ved kilden
- la hensynet til helse, miljø og sikkerhet inngå i forretningsstrategier og planer
- utnytte erfaringer fra prosjekter og drift og innarbeide det i spesifikasjoner, funksjonskrav, standarder og prosedyrer
- etablere ambisiøse og etterprøvbare mål
- stille strenge interne krav og kontrollere at disse overholdes
- stille like strenge krav til helse, miljø og sikkerhet for leverandører av varer og tjenester som vi setter til vår egen organisasjon
- fremme bevisste holdninger til helse, miljø og sikkerhet hos alle våre ansatte, deres familier, våre leverandører og kunder, og stimulere til at

dette følges opp i praktisk handling

- samarbeide aktivt med myndigheter, industri og forskning for å fremme gode og kostnads-effektive løsninger

Helse, miljø og sikkerhet er et linjeansvar. Lederne skal aktivt og synbart fremme positive og bevisste holdninger, og skal måles etter oppnådd resultat.

Alle ansatte har ansvar for å begrense risikoen for helse- og miljøskader og utnytte muligheten til forbedringer.

2.1 Innen arbeidsmiljø og helse oppnår vi dette ved å:

- vektlegge arbeidsmiljø for å fremme helse, produktivitet og konkurranseevne
- utforme arbeidsplasser og tilrettelegge arbeidet slik at ansatte har trygghet mot skader og yrkesrelatert sykdom
- gi enhver medarbeider opplæring om arbeidsmiljøforhold og helsefare knyttet til yrke, arbeidsoppgaver og arbeidsplass
- trekke alle ansatte med i kontinuerlig forbedring av arbeidsmiljøet
- trekke leverandører av varer og tjenester inn i arbeidet med å sikre et godt arbeidsmiljø
- foreta arbeidsmiljøanalyser og utredninger slik at relevante tiltak blir planlagt og iverksatt
- overvåke og evaluere arbeidsmiljø- og helseforhold på en systematisk, regelmessig og dokumentert måte

2.2 Innen miljø oppnår vi dette ved å:

- øke kunnskapen om mulige miljøeffekter av virksomheten og produktene
- utrede mulige konsekvenser for miljøet av planer, virksomhet og produkter
- utvikle kompetansen til å møte miljø-utfordringene
- kontinuerlig forbedre effektiviteten ved ressursbruk, og minimalisere utslipp og avfall på en kostnadseffektiv måte
- sikre mot miljøskader ved opphør av virksomhet

- søke å oppnå fortjeneste gjennom å utvikle miljøkvaliteten av våre produkter og service
- trekke leverandører og kunder aktivt inn i miljøforbedringsarbeidet
- etablere styringssystemer med konkrete og etterprøvbare miljømål og planer
- måle resultatene av miljøbelastningen fra forretningsvirksomheten og konkretisere resultatansvaret
- gjennomføre internt miljøtilsyn og rapportere resultatene eksternt
- ha en aktiv og åpen dialog med de ansatte, naboer, myndigheter og andre interessegrupper i samfunnet

2.3 *Innen sikkerhet oppnår vi dette ved å:*

- gjennomføre nødvendige analyser for å identifisere risikoforhold før beslutninger fattes
- etablere systemer som sikrer overføring av kunnskap og erfaring om sikkerhetsmessige forhold
- øke kunnskapen om sikkerhet og sikkerhetsstyring så vel hos våre ledere som ansatte
- føre tilsyn med forholdene på arbeidsplassen
- stille sikkerhetskrav til leverandører av varer og tjenester
- beskytte virksomheten mot tap, tyveri, spionasje, sabotasje, terroristanslag og andre ulovlige handlinger
- rapportere uønskede hendelser og iverksette tiltak for å hindre gjentakelser
- ha en trent beredskapsorganisasjon som begrenser skadevirkninger ved ulykker og krisesituasjoner

Reg. dato: 28.08.95 av: Else Lill Kristiansen

Bilag B

K/KR-29

Styring av helse, miljø og sikkerhet i Statoilkonsernet

1 INNLEDNING



Rev.nr.: 0 Rev. dato: 18.05.94

Utgitt: 18.05.94

1.1 Formål

Dette dokumentet gir en utdyping av K/KR-17, Helse, miljø og sikkerhet i Statoilkonsernet. Dokumentet fastlegger krav og retningslinjer for hvordan helse, miljø og sikkerhet skal ivaretas som en del av den samlede ledelse og styring.

K/KR-17, K/KR-29 og annen styrende dokumentasjon på konsernnivå utgjør de overordnede rammer for internkontroll med helse, miljø og sikkerhet i virksomheten.

1.2 Virkeområde

Dokumentet er gyldig for hele konsernet. Det gjelder for alle typer enheter og virksomheter, produksjonsenheter såvel som prosjektorganisasjoner, staber og fellestjenester. Videre gjelder det for alle faser fra vurdering av ny virksomhet, gjennom prosjekt og drift, til avslutning av virksomheten. Den enkelte enhet skal etterkomme kravene på en hensiktsmessig måte, tilpasset enhetens virksomhet.

1.3 Administrasjon

Konsernstaben HMS&K utarbeider, oppdaterer og distribuerer dokumentet.

Reg. dato: 29.08.95 av: Else Lill Kristiansen

2 KRAV TIL STYRING AV HELSE, MILJØ OG SIKKERHET (HMS)

- Ansvar og organisering* 1. **Ansaret for helse, miljø og sikkerhet ligger i linjen**
- ansaret skal være klart beskrevet i den enkelte leders stillingsinstruks
- innsats og oppnådde resultater skal være en del av den årlige vurdering av ledere og medarbeidere
- HMS-kompetanse* 2. **Linjen skal ha nødvendig HMS-kompetanse til sin disposisjon**
- HMS-nettverk* 3. **Det skal etableres HMS-nettverk som sikrer faglig samarbeid og god kommunikasjon innen, og mellom, enhetene**
- Krav og retningslinjer* 4. **Krav og retningslinjer skal etableres**
- organisasjonsenhetene skal ha oversikt over gjeldende myndighetskrav og konsernkrav
- leder for forretningsområde, divisjon, selskap og driftsenhet har ansvar for å utgi og vedlikeholde krav og retningslinjer for egen enhet
- HMS-program* 5. **HMS-forhold skal inngå som en del av forretningsstrategier, planer og budsjetter**
- det skal settes målbare og realistiske mål
- aktivitetsplaner skal utarbeides
- planene skal gjøres kjent i organisasjonen
- planene skal muliggjøre separate oppstillinger av aktiviteter med betydning for helse, miljø og sikkerhet
- Opplæring* 6. **Det skal gjennomføres opplæring i HMS-styring for ledere på alle nivå**
- det skal utarbeides program for opplæringen
- opplæringen skal være tilpasset den enkelte leders plass i organisasjonen
- viktige deler av opplæringen repeteres etter behov
7. **Medarbeidere skal gis relevant HMS-opplæring**
- Informasjon* 8. **Medarbeidere skal holdes informert om relevante risikoforhold og forebyggende tiltak**
- HMS-møter* 9. **Det skal avholdes egne HMS-møter, eller møter der HMS-saker utgjør en egen del av sakslisten**
- gjennom koblede HMS-komiteer skal det sikres at ledere og medarbeidere på alle nivå i organisasjonen deltar i møter om relevante HMS-forhold

- møtene holdes regelmessig, med en frekvens tilpasset den enkelte enhets behov
 - læring og tiltak er viktigere enn ren informasjon
 - alle forhold og tiltak som bringes opp på møtene, skal følges opp
- Medvirkning* **10. Medarbeidere skal gis anledning til å medvirke i forhold som angår helse, miljø og sikkerhet**
- Risiko-
vurdering* **11. Risikoforhold, inklusiv konsekvenser, skal være identifisert, analysert og vurdert som akseptable**
- før det fattes beslutninger av større forretningsmessig betydning
 - før kjøp av virksomheter og eiendommer
 - før viktige beslutninger i planleggings-, utbyggings- og driftsfaser
 - i løpende virksomhet og daglig drift
 - før avslutning av virksomhet eller bruk
- Entreprenører* **12. Det skal stilles krav til entreprenørers styring av helse, miljø og sikkerhet**
- HMS skal vurderes i forbindelse med prekvalifisering
 - bestemmelser om HMS-styring inntas i kontrakter
 - tilsyn med entreprenørers HMS-arbeid skal gjennomføres
- Anskaffelser* **13. Ved anskaffelse av varer og tjenester skal det tas hensyn til forhold som angår helse, miljø og sikkerhet .**
- innkjøpsspesifikasjoner og kontrakter skal stille krav til helse, miljø og sikkerhet
 - nye produkter, utstyr og materialer skal vurderes med hensyn til eventuelle risiki og til miljøkvalitet
- Produktansvar* **14. Alle våre produkter skal være sikre når de brukes som anvist**
- mulige risiki skal identifiseres og vurderes
 - bruksanvisninger/prosedyrer skal utarbeides
 - produkter skal lagres, emballeres og transporteres forskriftsmessig
 - miljøpåvirkninger skal være vurdert før nye produkter og/eller emballasje introduseres
 - avfall skal minimaliseres, resirkuleres og deponeres på en forsvarlig måte
- Beredskap* **15. Alle enheter skal ha et forsvarlig beredskapsopplegg som effektivt begrenser skadevirkninger ved farlige situasjoner og ulykker**
- beredskapen skal etableres på grunnlag av analyser av aktuelle fare- og ulykkessituasjoner
 - beredskapen skal videreutvikles og forbedres, bl.a. gjennom øvelser
- Sikring* **16. De enkelte virksomheter skal beskyttes mot skade og tap som følge av tyveri, innbrudd, ran, spionasje, sabotasje, terroranslag eller andre ulovlige handlinger; uaktsomhet, misbruk, politiske omveltninger e.l.**
- sikringsanalyser og vurderinger skal gjennomføres for den enkelte enhet

- sikringsnivå skal besluttes, og sikringsplaner skal utarbeides og iverksettes

Myndighetskontakt

17. **Det skal etableres god kommunikasjon med relevante myndigheter.**

Inspeksjoner

18. **Systematiske inspeksjoner av arbeidsforhold og arbeidspraksis skal gjennomføres av ledere på alle nivå**
- inspeksjonsområder, -ansvar og -hyppighet fastlegges
 - utilfredsstillende forhold skal behandles og følges opp

Ettersyn med arbeidsmiljø

19. **Arbeidsmiljø- og helseforhold skal kartlegges, overvåkes og registreres**
- arbeidsmiljøkartlegginger skal gjennomføres for å avdekke helserisiki
 - arbeidsmiljøet skal overvåkes gjennom relevante måleprogram
 - de ansattes helse skal overvåkes med vekt på arbeids- og eksponeringsforhold
 - det skal gjennomføres analyser og vurderinger av yrkesrelatert sykdom og sykefravær

Ettersyn med

20. **Forhold som kan påvirke det ytre miljø på en uheldig måte ytre miljø skal kartlegges, overvåkes og begrenses**
- virksomhetens innvirkning på natur og miljø skal analyseres
 - måleprogram og oversikt over utslipp av forurensende stoffer skal etableres
 - oversikt over energiforbruk, energieffektivitet og annen ressursbruk skal utarbeides
 - avfallsstrømmer skal registreres slik at man har oversikt fra generering til endelig behandling/deponering

Gransking

21. **Uønskede hendelser og helseskader skal undersøkes og rapporteres**
- linjen har ansvar for at ulykker, tilløp og helseskader blir undersøkt og rapportert
 - det skal arbeides aktivt for å bedre rapporteringen av tilløp
 - tiltak foreslått i undersøkelsesrapporter skal følges opp

*Rapportering/
statistikk*

22. **Det skal utarbeides periodiske rapporter med statistikk, analyser og vurderinger**
- viktige problemområder og utfordringer skal fokuseres
 - innholdet i slike rapporter skal gjøres kjent i linjen
 - materialet skal brukes aktivt i HMS-arbeidet
 - rapporteringen skal tilpasses konsernets behov for felles rapporteringssystem og format

Miljøregnskap

23. **Det skal etableres særskilt miljøregnskap som viser resultater og definerte mål vedrørende**
- forbruk av energi og råstoffer
 - utslipp til luft, vann og jord
 - generering av avfall

Tilsyn

24. Interne revisjoner og andre tilsynsformer skal inngå som en del av den totale HMS-styringen

Erfaringsoverføring

25. Erfaringer og kunnskap skal ivaretas på en slik måte at de kommer hele konsernet til gode

- driftserfaringer skal tas med ved planlegging av nye anlegg
- konklusjoner etter gransking av uønskede hendelser skal spres til relevante miljøer
- erfaringer skal ved behov innarbeides i spesifikasjoner, standarder og prosedyrer

Reg. dato: 28.08.95 av: Else Lill Kristiansen

Bilag C

Appendix C

Environmental impact assessment of chemicals and aqueous discharges

| | |
|---|-----------|
| 1 METHODOLOGY FOR CALCULATIONS OF PEC/PNEC RATIOS | 2 |
| 2 CALCULATION OF PEC AND PNEC | 3 |
| 2.1 Calculation of PEC_{water} and $PNEC_{\text{pelagic}}$ | 3 |
| 2.2 Calculation of PEC_{sediment} and $PNEC_{\text{benthic}}$ | 3 |
| 3 DILUTION MODEL | 5 |
| 3.1 Introduction | 5 |
| 3.2 The near field | 5 |
| 3.3 The far field | 7 |
| 3.4 Uncertainty | 11 |
| 3.5 References | 15 |
| 4 DATA SHEETS | 16 |

1 Methodology for calculations of PEC/PNEC ratios

The environmental impact assessment of chemicals and aqueous discharges or spills is based on the comparison of calculated Predicted Environmental Concentration (PEC) and Predicted No Effect Concentration (PNEC). When PEC is larger than PNEC, the concentration in the environment exceeds the concentration at which the chemical is not considered to be toxic. The model corresponds with the production chemical's section of the CHARM project /Karman, 1996/. One compound of a water based mud, glycol, has been modelled using the formulas for production chemicals, assuming it is readily soluble in water.

The discharged chemicals may either stay in the water column or drop to the sediment on the seabed with settling particles. PEC and PNEC are, therefore, calculated for both water and sediment. Staying in the water column, the concentration of the chemical will decrease with time due to dilution, sedimentation and biodegradation. Once in the sediment, the concentration will depend on the partitioning of the chemical between sediment and water, and the chemical's potential for biodegradation.

By the use of the dilution model, the distance at which the chemical will impact the pelagic environment may be calculated. Due to the rapid dilution of the discharges, biodegradation in the water column is ignored.

The distance at which the chemical will impact the benthic environment is calculated under the assumption that the sedimenting particles settle evenly around the platform under the influence of a standard refreshment rate of the seawater. Biodegradation in the sediment is assumed to occur only approx. 10% of the time due to bioturbation of anaerobic marine sediments and resulting oxygen depletion.

The potential for bioaccumulation of discharged chemicals is assessed on the basis of information on bioconcentration factors (BCF) or octanol-water partition coefficients (P_{ow}). The potential for bioaccumulation is not quantified.

2 Calculation of PEC and PNEC

2.1 Calculation of PEC_{water} and $PNEC_{\text{pelagic}}$

PEC_{water} designates the predicted environmental concentration at a given distance from the point of discharge. In this assessment PEC_{water} is calculated for distances of 100 m; 250 m; 500 m; 1,000 m; 1,780 m and 5,000 m (1,780 m being the radius of a circle with the area of 10 km²). Based on the maximum concentrations at these distances, a graph showing the concentration as a function of the distance is produced and the distance at which PEC_{water} equals $PNEC_{\text{pelagic}}$ is deducted. PEC_{water} is calculated using the dilution model described in Section 2.

$PNEC_{\text{pelagic}}$ is deducted from reported results of ecotoxicological tests and the application of assessment factors. The endpoint of the ecotoxicological tests most commonly are LC_{50} and EC_{50} values. LC_{50} values designate the concentration at which 50% of the tested organisms die, whereas EC_{50} values designate the concentration at which the tested parameter (e.g. growth rate, immobilisation) is inhibited by 50%. In order to predict the concentration at which the chemical is not anticipated to cause adverse effects to the ecosystems, the ecotoxicological endpoint value is divided with an assessment factor. The size of the assessment factor depends on the amount and character of the data available for the assessment. Table 3 indicates the assessment factors applied. The assessment factor is applied to the lowest value available among the set of endpoints for the chemical.

Table 2.1 Assessment factors for converting ecotoxicological endpoint data into PNEC

| Assessment Factors | | EC ₅₀ and LC ₅₀ values | | |
|--------------------|--|---|--|--------------|
| | | At least data for algae, crustaceans and fish | Data but not for algae, crustaceans and fish | No data |
| NOEC values | At least data for algae, crustacean and fish | NOEC/10 | NOEC/10 | NOEC/10 |
| | Data but not for algae, crustaceans and fish | NOEC/10 or EC ₅₀ /100 | NOEC/10 or EC ₅₀ /1000 | Not relevant |
| | No data | EC ₅₀ /100 | EC ₅₀ /1000 | No result |

2.2 Calculation of PEC_{sediment} and $PNEC_{\text{benthic}}$

PEC_{sediment} is calculated using the following formulas:

$$PEC_{\text{sediment}} = C_w * D_{\text{regional}} * P_{\text{sw}} * (1-d_{\text{sediment}}) \quad (1)$$

$$D_{\text{regional}} = \frac{\frac{F_w}{V_p}}{r + d_1} \quad (2)$$

$$P_{sw} = f_{oc} * P_{ow} \quad (3)$$

$$d_{sediment} = 1 - (1-d_1)^{36.5} \quad (4)$$

$$d_1 = 1 - 10^{\frac{\log(1-d_{28})}{28}} \quad (5)$$

in which:

| | |
|------------------|---|
| C_w = | Concentration of the chemical before discharge (mg/l) |
| $D_{regional}$ = | Regional dilution factor |
| P_{sw} = | Partition coefficient between sediment and water |
| $d_{sediment}$ = | Degradation of a substance in the sediment after 1 year (fraction) |
| F_w = | Volume of produced water discharged (m ³ /day) |
| V_p = | Volume of water per platform (m ³); standard platform area (10 km ²) * the depth at Siri (60 m) |
| r = | Refreshment of the seawater in the area around the platform; standard value: 0.24 day ⁻¹ |
| d_1 = | 1 day biodegradation (fraction) |
| d_{28} = | 28 day biodegradation (fraction) |
| f_{oc} = | Fraction organic carbon in sediment (fraction of wet weight); standard value: 0.04 |
| P_{ow} = | Partition coefficient between octanol and water. |

$PNEC_{benthic}$ may be calculated using ecotoxicological endpoint values for sediment reworking animals and applying the assessment factors presented in Table 1.1, or by converting $PNEC_{pelagic}$ to $PNEC_{benthic}$ by the following formula:

$$PNEC_{benthic} = P_{sw} * PNEC_{pelagic}$$

3 Dilution model

3.1 Introduction

This report describes the formulas used by COWI for calculating the dilution of waste water discharged to the sea from platforms in the North Sea. This model has not been validated scientifically by COWI in the North Sea, but it is based on field work carried out by scientific workers and is recognised through the last 15-20 years where COWI has used this model in projects for municipalities and the industry in Denmark and abroad.

The formulas are valid for the case with no or only weak stratification in the sea. This means no or only small density differences between the surface water and the bottom water which is the normal situation at water depths up to about 40 m in the North Sea. Around the Siri field, situated at 60 m depth, stratification may occur occasionally, and the dilution model will not be able to model transport across the stratification layer. However, this layer will act as a boundary for the plume to pass on to the section below the layer. Therefore, as a “worst case” description, the model is used with a standard depth of 40 m, assuming that a stratification layer will limit the mixing of the plume below 40 m.

The dilution of waste water depends on many physical processes. Near to the outlet, i.e. in the so-called near field, the dilution is governed by the characteristics of the discharge: Outlet velocity, density, diameter, etc. Farther from the outlet, i.e. in the far field, the dilution is governed by the characteristics of the receiving water: Depth, current velocity, wind and waves, etc.

In sections 3.2 and 3.3, the dilution in the near field and in the far field are described.

In 3.4 the uncertainty in the dilution calculations is described.

3.2 The near field

In the near field momentum from the outlet and buoyancy phenomena dominate the dilution.

If the density of the waste water equals that of the sea water there will be no buoyancy. In this case the discharge will form a pure jet governed by the outlet momentum.

With no outlet momentum, but a density difference between the waste water and the sea water the discharge will form a pure plume. If the density of the waste water is lower or higher than the density of the sea water, the waste water will rise to the sea surface or fall down to the bottom of the sea.

If both momentum and buoyancy are present the discharge may be called either a jet or a plume, depending on the size of the so-called densimetric Froude number:

$$F_{\Delta} = \frac{V_o}{\sqrt{\Delta_o g D_o}} \quad (2.1)$$

$$\Delta_o = \frac{\rho_a - \rho_o}{\rho_a} \quad (2.2)$$

in which:

V_o : Outlet velocity (m/s)

Δ_o : Outlet density difference (no dimension)

g : Acceleration of gravity (= 9.81 m/sec²)

D_o : Diameter of outlet (m)

ρ_a : Density of ambient water, i.e. sea water (kg/m³)

ρ_o : Density of waste water (kg/m³).

If F_Δ is greater than one, momentum dominates, and the discharge will act mostly as a jet. If F_Δ is less than one, the discharge will act mostly as a plume.

Normally, the initial dilution is interpreted as the dilution from the outlet to the sea surface or the sea bottom. If the outlet is a horizontal jet, the waste water will spread horizontally. In this situation, an initial dilution cannot be defined.

The general equation describing the velocity and the dilution in the centre axis for vertical jets and plumes are /Abraham, 1963/:

$$\frac{V_{\max}}{V_o} = 6.2 \frac{D_o}{s} \left(1 + 0.33 \left(\frac{s}{D_o F_\Delta} \right)^2 \right)^{1/3} \quad (2.3)$$

$$S_{\min} = 0.18 \frac{s}{D_o} \left(1 + 0.22 \left(\frac{s}{D_o F_\Delta} \right)^2 \right)^{1/3} \quad (2.4)$$

in which:

V_{\max} : Maximum velocity, i.e. the centre axis velocity (m/s)

S_{\min} : Minimum dilution, i.e. the centre axis dilution

s : Distance from outlet (m).

Equations similar to Eqs. 2.3 and 2.4 have been developed by others, e.g. /Cederwall, 1968/.

For pure jets, i.e. $F_\Delta \rightarrow \infty$, the Eqs. 2.3 and 2.4 reads:

$$\frac{V_{\max}}{V_o} = 6.2 \frac{D_o}{s} \quad (2.5)$$

$$S_{\min} = 0.18 \frac{s}{D_o} \quad (2.6)$$

These equations are valid for all directions of jets, i.e. including horizontal and vertical jets. Instead of the constant 0.18 /Fisher, 1979/ proposes 0.20.

With no outlet momentum, i.e. $F_{\Delta} \rightarrow 0$, the Eqs. 2.3 and 2.4 describe the pure plume situation:

$$\frac{V_{\max}}{V_o} = 4.3 F_{\Delta}^{-2/3} \left(\frac{s}{D_o} \right)^{-1/3} \quad (2.7)$$

$$S_{\min} = 0.109 F_{\Delta}^{-2/3} \left(\frac{s}{D_o} \right)^{5/3} \quad (2.8)$$

Instead of the constant 0.109, /Fisher, 1979/ proposes 0.129.

If the outlet is horizontal, Eqs. 2.5 and 2.6 may be used for jets as explained above. For plumes, the following simple equation may be used /Liseth, 1977/:

$$S_{\min} = \frac{2}{3} \frac{s}{D_o} \quad (2.9)$$

This equation is valid for $s/D_o F_{\Delta}$ greater than one and less than 20. Outside this range, graphical solutions may be used, see e.g. /Liseth, 1977/.

For jets the mean dilution will be between 1.4 and 2.0 times the minimum dilution. This range may also be used for plumes as a reasonable approximation.

The maximum concentration in the centre axis is the reciprocal of the minimum dilution. If the waste water is diluted before it is discharged to the sea, the maximum concentration is:

$$C_{\max} = \frac{C_o}{S_{\min}} \quad (2.10)$$

in which C_o : Concentration of matter in outlet water.

3.3 The far field

By an analogy to molecular diffusion, see e.g. /Fisher, 1979/, the dispersion of waste water in the far field it is assumed to follow Fick's Law. This law states that the mass of waste crossing a unit area per unit time in a given direction is proportional to the gradient of waste concentration in that direction.

Using Fick's Law the one-dimensional equation describing the dispersion in case of no convection is:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (3.1)$$

in which

- C: Concentration, i.e. volume waste water to volume sea water (m^3/m^3)
- t: Time (sec.)
- x: Coordinate (m)

D: Dispersion coefficient ($m^2/sec.$)

The term dispersion describes the combined dispersal owing to turbulent diffusion and spatial velocity variations. In the ocean there will often be a velocity variation between top and bottom, leading to different velocities of waste water between top and bottom. The result will be a larger mixing than in the case of no spatial velocity variations.

In the one-dimensional case, if all waste to time $t = 0$ is placed in the plane $x = 0$, the solution to Eq. 3.1 is, see e.g. /Engelund, 1968/:

$$C = \frac{I}{2\sqrt{\pi Dt}} \exp\left(-\frac{x^2}{4Dt}\right) \quad (3.2)$$

This equation equals the well-known Gaussian equation, if

$$\sigma^2 = 2Dt \quad (3.3)$$

in which σ^2 : Variance (m^2)

In the far field the waste water follows the mean current in the sea. Calling the horizontal coordinate in the current direction x_1 , the mean velocity of the sea current is:

$$U = \frac{x_1}{t} \quad (3.4)$$

In the two-dimensional case (plume), in case of a steady outflow of waste to the sea the transport of waste is:

$$Q_o = U \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} C(x_1, x_2, x_3) dx_2 dx_3 \quad (3.5)$$

in which:

Q_o : Waste water transport ($m^3/sec.$)

x_1 : Horizontal coordinate in the flow direction (m)

x_2 : Horizontal coordinate lateral to the flow direction (m)

x_3 : Vertical coordinate lateral to the flow direction (m).

Assuming Gaussian concentration profiles, i.e. using Fick's Law we have:

$$C(x_1, x_2, x_3) = C(x_1, 0, 0) \exp\left\{-\frac{x_2^2}{2\sigma_2^2} - \frac{x_3^2}{2\sigma_3^2}\right\} \quad (3.6)$$

For the Gaussian distribution the following equation is valid:

$$\int_{-\infty}^{\infty} \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{x^2}{2}\right) dx = 1 \quad (3.7)$$

Inserting Eq. 3.7 in Eqs. 3.6 and 3.5 yields:

$$Q_o = UC(x_1, 0, 0) 2\pi\sigma_2\sigma_3 \quad (3.8)$$

$C(x_1, 0, 0)$ is the concentration at the centre line of the plume, i.e. the maximum concentration. The reciprocal of this value is the minimum dilution:

$$S_{\min} = \frac{2\pi U \sigma_2 \sigma_3}{Q_o} \quad (3.9)$$

If the waste water is discharged at the surface or near the bottom, mixing from the top or the bottom of the plume is impossible. In this case, the dilution is only 50%:

$$S_{\min} = \frac{\pi U \sigma_2 \sigma_3}{Q_o} \quad (3.10)$$

Using Eqs. 3.3 and 3.4 in Eq. 3.10 we get:

$$S_{\min} = \frac{\pi U}{Q_o} \sqrt{2D_2 \frac{x_1}{U}} \cdot \sqrt{2D_3 \frac{x_1}{U}} \quad (3.11)$$

or:

$$S_{\min} = K \frac{Ux_1 y}{Q_o} \quad (3.12)$$

in which y : Depth of water (m) and K : Constant defined by:

$$K = \frac{2\pi\sqrt{D_2 D_3}}{yU} \quad (3.13)$$

The length scale of the vertical fluctuations is considerably smaller than for the horizontal fluctuations. For this reason, the vertical dispersion coefficient, D_3 , is much smaller than the horizontal coefficient, D_2 .

Field experiments have shown, see e.g. /Koh and Fan, 1970/, that D_3 depends on the vertical density gradient. In relatively shallow waters, i.e. depths less than about 40 m, the density gradient is normally small. This means that in the Danish sector of the North Sea, the influence of density gradients may be neglected.

In coastal waters, the following dispersion coefficients may be applied /Odgaard, 1976/:

$$D_2 = Uy \quad (3.14)$$

$$D_3 = 0.004 Uy \quad (3.15)$$

In the ocean, D_2 and D_3 will be smaller than in coastal waters, especially due to smaller spatial velocity variations. To take care of this, a reduction constant, k , is introduced:

$$D_2 = k Uy \quad (3.16)$$

$$D_3 = k 0.004 Uy \quad (3.17)$$

The following values of k are used:

| | |
|-----------------------|------------|
| Coastal waters: | k = 1.0 |
| Ocean, surface layer: | k = 0.07 |
| Ocean, medium layer: | k = 0.035 |
| Ocean, bottom layer: | k = 0.0175 |

If, as an example, the water depth is 40 m and the velocity of the ocean current is 0.1 m/sec., the dispersion coefficients in the surface layer are:

$$D_2 = 0.28 \text{ m}^2/\text{sec.}$$

$$D_3 = 0.001 \text{ m}^2/\text{sec.}$$

In /Schroeder, 1976/ the following ranges are given:

$$D_2 = 0.01 - 1 \text{ m}^2/\text{sec.}$$

$$D_3 = 0.0001 - 0.01 \text{ m}^2/\text{sec.}$$

It is seen that the values based on Eqs. 3.16 and 3.17 are in the middle of the range.

Inserting the constants k in Eqs. 3.13, 3.16 and 3.17 gives the following results:

| | |
|-----------------------|-----------|
| Coastal waters: | K = 0.40 |
| Ocean, surface layer: | K = 0.028 |
| Ocean, medium layer: | K = 0.028 |
| Ocean, bottom layer: | K = 0.007 |

For the medium layer, k = 0.035 has been used, and mixing from both top and bottom of the plume. For this reason there is no difference between the surface and the medium layers.

The corresponding plume dilution equations may be established using the above given values for K and Eq. 3.12:

$$\text{Coastal waters:} \quad S_{\min} = 0.4 \frac{Ux_1y}{Q_o} \quad (3.18)$$

$$\text{Ocean, surface layer and medium layer:} \quad S_{\min} = 0.028 \frac{Ux_1y}{Q_o} \quad (3.19)$$

$$\text{Ocean, bottom layer:} \quad S_{\min} = 0.007 \frac{Ux_1y}{Q_o} \quad (3.20)$$

In case of a single puff-discharge, i.e. a momentary outlet, there will be mixing in the direction of the current as well. The dispersion coefficient in this direction, D_1 is an order of magnitude larger than D_2 , i.e.:

$$D_l = k 10 U y \quad (3.21)$$

The dilution equation corresponding to Eq. 3.10 reads:

$$S_{\min} = \frac{\pi \sqrt{2\pi} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3}{V_o} \quad (3.22)$$

in which

V_o = Total volume of waste discharge (m^3).

Using the same principles as for the plume we get:

$$\text{Coastal waters:} \quad S_{\min} = 4.45 \frac{(yx_1)^{3/2}}{V_o} \quad (3.23)$$

$$\text{Ocean, surface layer:} \quad S_{\min} = 0.082 \frac{(yx_1)^{3/2}}{V_o} \quad (3.24)$$

$$\text{Ocean, medium layer:} \quad S_{\min} = 0.058 \frac{(yx_1)^{3/2}}{V_o} \quad (3.25)$$

$$\text{Ocean, bottom layer:} \quad S_{\min} = 0.010 \frac{(yx_1)^{3/2}}{V_o} \quad (3.26)$$

The constant K for the surface layer differs from the constant K for the medium layer. The reason is that K in the puff case depends non-linearly on k, while in the plume case there is a linear dependence.

The PUFF model If the discharge is neither a plume nor a puff, COWI's PUFF model may be used. This model uses a series of puffs, simulating a discharge limited in time. Each puff is treated as a single puff and the resulting concentration is obtained by superposing these single puffs.

The sea current in the Danish sector has been measured by DHI /DHI, 82-85/.

The typical velocity in the bottom layer is 0.1 - 0.2 m/sec. and in the surface layer 0.1 - 0.3 m/sec.

As conservative values the following velocities normally have been used by COWI:

Surface and medium layer: 0.08 m/sec.

Bottom layer: 0.05 m/sec.

Other velocities may be used, for instance an actual distribution of velocities at a given site (e.g. a current rose). This may be used to establish several dilution lines, each representing a given fraction of the time in which the dilution will be greater (or smaller) than indicated by the line.

3.4 Uncertainty

The concentrations in the sea estimated by the formulas presented in chapters 2 and 3 are encumbered by uncertainties, e.g. due to fluctuations in the discharge and variations in the sea current.

To take care of such uncertainties, either conservative parameters or uncertainty factors (UF) may be used.

In the calculations performed by COWI, both concepts are used as will be explained in this chapter.

Furthermore, reference will be made to the methods used for onshore industries, illustrated by the considerations carried out in connection with the discharge of waste water from Junckers Industrier /VKI, 1991/ and /Miljøstyrelsen, 1992/.

The concept of uncertainty factors is described in these three references.

The basic idea is that the concentration of a given toxic matter in the environment (the sea) shall be less than the concentration with no effects on the environment:

$$\frac{NEC}{C} > 1 \quad (4.1)$$

in which:

NEC: No effect concentration (theoretic)

C: Concentration in the environment (theoretic)

If NEC and C are assessed using a limited or an uncertain knowledge - which is the normal situation - uncertainty factors (UF) may be introduced. By definition these factors are greater than one, and we have:

$$\frac{NEC}{C} = \frac{NOEC / UF_{NOEC}}{PEC \cdot UF_{PEC}} > 1 \quad (4.2)$$

or

$$\frac{NOEC}{PEC} > 1 \cdot UF_{NOEC} \cdot UF_{PEC} \quad (4.3)$$

in which:

NOEC: No observed effect concentration

PEC: Predicted environmental concentration, e.g. based on the formulas in chapters 2 and 3

UF_{NOEC}: Uncertainty factor, NOEC

UF_{PEC}: Uncertainty factor, PEC.

The greater the uncertainty is, the greater the UF should be.

In this report dealing with dilution, only UF_{PEC} will be treated. The analysis is based on the formulas described in chapters 2 and 3.

Referring to /VKI, 1991/ the uncertainty factor UF_{PEC} mainly depends on:

- Variation in the waste water discharge
- Uncertainty in the data and in the calculation of the dilution in the sea.

The variation in the discharge rate of toxic matter, m_o , is included in the uncertainty factor UF_{NEC} , see /VKI, 1991/.

This means that m_o may be understood as a fixed parameter when dealing with UF_{PEC} , while the discharge rate of waste water may fluctuate.

Normally, the discharge rate of toxic matter is small compared to the discharge rate of waste water. For this reason the concentration in the outlet is:

$$C_o = \frac{m_o}{Q_o} \quad (4.4)$$

in which:

m_o : Discharge rate of toxic matter (m^3/sec)

Q_o : Discharge rate of waste water (m^3/sec).

In case of a continuous discharge, combination of Eqs. 4.4, 2.6, 2.9, 3.19 and 3.20 yields:

$$\text{Near field: } PEC = \frac{C_o}{S_{\min}} = \frac{m_o D_o}{Q_o k_n s} \quad (4.5)$$

$$\text{Far field: } PEC = \frac{C_o}{S_{\min}} = \frac{m_o}{K_F U x_1 y} \quad (4.6)$$

The constant k_N is 0.18 or $2/3$ and the constant K_F is 0.028 or 0.007, as described in chapters 2 and 3.

In case of a momentary discharge, an analysis similar to the following analysis for the continuous discharge may be carried out.

The discharge rate of toxic matter, m_o , may with regard to PEC be understood as a fixed value as explained above. Furthermore, the outlet diameter, D_o , and the distance from the outlet, s or x_1 , may be regarded as well-known parameters without uncertainties.

Therefore, dealing with the near field dilution, the only parameters encumbered by uncertainties are Q_o and k_N .

In the near field, e.g. just after the termination of the initial dilution, acute effects are most important. This means that the concentration considered should correspond to peak values modified due to equalization before the outlet, e.g. in the tanks of the treatment plant.

From Eq. 4.5 it is seen that a low Q_0 results in a high concentration. /VKI, 1991/ proposes the use of the 95% fractile of the discharge flow (in the "low" end).

This concept of using conservative (i.e. small) waste water flows has been used by COWI too.

The constant k_N is well documented and with only a small uncertainty.

Far field The PEC in the far field used for the discharge from Junckers Industrier is the mean concentration from top to bottom, i.e. corresponding to full mixing in the entire water column. As the bottom concentration may be up to 1.8 times the mean concentration, /Roskilde Amt, 199x/ states that UF_{PEC} should be 2.

The dilution equation used by COWI, Eq. 4.6, does not describe the mean, but the maximum concentration. For this reason no UF_{PEC} is needed.

The influence of currents etc. has for the discharge from Junckers Industrier been treated by using data yielding the maximum concentration in a four-day-period, i.e. the concept of conservative parameters. This is in accordance with COWI's use of a small sea current, 0.05-0.08 m/sec.

In the far field, i.e. hundreds of metres from the outlet, chronic effects are most important. This is the reason why a relatively long period of four days has been used for the discharge from Junckers Industrier.

In the far field formula, Eq. 4.6, the size of K_F , y and U influence the result. U has been discussed above.

The depth of sea, y , should in principle be without uncertainty. However, in case of a stratified sea (density differences between surface and bottom layers), the depth y is only the depth of the layer in which the spreading occurs. The estimation of this depth may in some cases be uncertain. Normally, there will be no stratification, and here y is the depth of the sea, i.e. without uncertainty.

The constant K_F may be encumbered by a considerable uncertainty. However, the transformation of dispersion coefficients from coastal waters to the open sea, see Eqs. 3.16 and 3.17, using the constant k is rather conservative: A factor greater than 10 for the surface layer and a factor greater than 50 for the bottom layer.

The use of these conservative transformations shows that there is no need for uncertainty factors.

Thus, the formulas used by COWI and the way they are used does not rise a need for the introduction neither of additional uncertainty factors, UF_{PEC} , nor more conservative parameters.

The principles and concepts used are in accordance with the principles and concepts used for onshore industries, e.g. for the discharge from Junckers Industrier.

3.5 References

- /Abraham, 1963/ Abraham, G., "Jet Diffusion in Stagnant Ambient Fluid", Delft Hydraulics Laboratory. Publication No. 29, 1963
- /Cederwall, 1969/ Cederwall, K., "Hydraulics of Marine Waste Water Disposal", Report No. 42, Hydraulic Division, Chalmers Institute of Technology, Göteborg, 1968
- /DHI, 82-85/ Gorm Field Environmental and Structural Monitoring System, DHI for Mærsk Olie og Gas A/S, 1982, 1984 and 1985
- /Engelund, 1968/ Engelund, F.A. "Hydrodynamik", Den private Ingeniørfond, DTH, 1968
- /Fisher, 1979/ Fisher, H.B. et al, "Mixing in Inland and Coastal Waters", Academic Press, 1979
- /Karman, 1996/ Karman C.C. et al, "CHARM III Main Report", TNO-MEP-R96/355, TNO Institute of Environmental Sciences, The Netherlands.
- /Koh and Fan, 1970/ Koh, R.C.I, and Fan, L.N., "Mathematical Models for the Prediction of Temperature Distributions Resulting from the Discharge of Heated Water in large Bodies of Water", EPA Water Pollution Control Research Series 16140 DWO, 1970
- /Liseth, 1977/ Liseth, P. "Dykket utslipp i resipient", PRA-rapport nr. 14, Oslo, 1977
- /Miljøstyrelsen, 1992/ "Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand", Miljøprojekt nr. 188, Miljøstyrelsen, 1992.
- /Odgaard, 1976/ Odgaard, J., "Analytical Dilution Models", Lectures in Environmental Hydraulics, WHO, 1976
- /Schroeder, 1976/ Schroeder, H., "Coastal Hydraulics", Lectures in Environmental Hydraulics, WHO, 1976
- /VKI, 1991/ "Kravfastsættelse til industrispildevand, Junckers Industriens cellulosefabrik", Vandkvalitetsinstituttet, juni 1991.

4 Data sheets

Calculations are carried out using Microsoft Excel data sheets. Each output sheet consists of input data, sub-results and results to the left, and two charts to the right. The upper chart shows the time dependent PEC as a function of time from discharge for the six distances: 100 m; 250 m; 500 m; 1,000 m; 1,780 m and 5,000 m. The lower chart shows the maximum PEC as a function of distance from the point of discharge. On both charts, the PNEC level is plotted in gray as a horizontal line for comparison with the calculated PEC level. Thus, on the lower chart, the intersection of the two graphs gives the distance where PEC equals PNEC in the water column. For the benthic compartment, this distance is found by running an Excel "Goal seek" procedure by changing the size of the surrounding circular area recursively until PEC equals PNEC.

Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|-----------------|
| Simulation No. | 60 |
| Product Type | Korrosionhæmmer |
| Flow | Bulk drop |
| Flow rate | 53 m3/day |
| Duration | 1 hours |
| Cw | 1,000,000 ppm |
| Total volume | 2.2 m3 |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 10 |
| Psw | 0.40 |
| BCF | 1.0 |
| dx | 0.15 fraction |
| x | 28 days |
| d1 | 0.0058 |
| dsed | 0.19 |

| | |
|-------------------|----------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m2 |
| Near field volume | 600,000,000 m3 |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.00000036 |

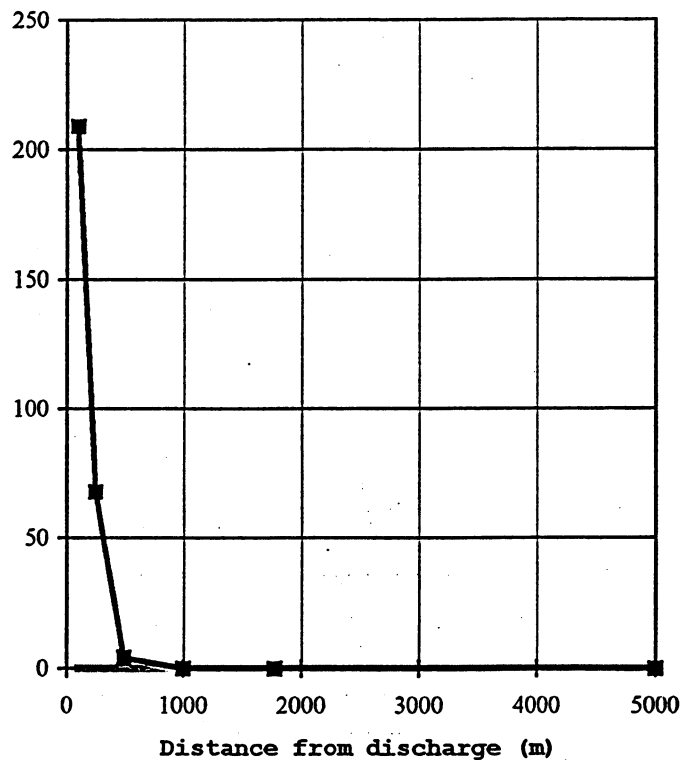
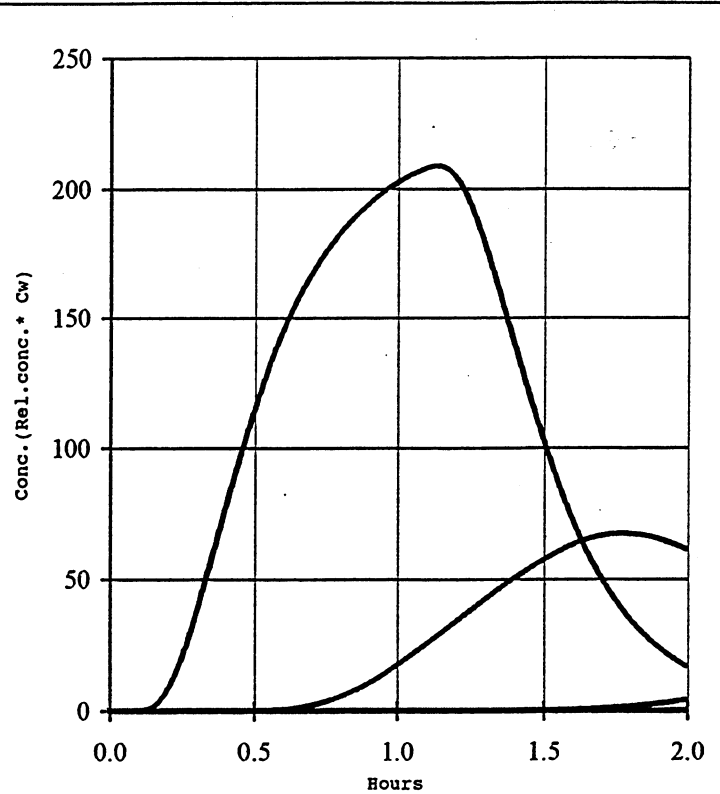
| | |
|----------------|-----------|
| Dilution, min. | 233,387 |
| Rel.conc., max | 0.0000043 |
| Distance | 500 m |

| | |
|-------------------|------------|
| PECw (500 m) | 4.3 mg/l |
| PECsed (10 km2) | 0.12 mg/kg |
| PECbiota (10 km2) | 4.3 |

| | |
|-------------|-------------|
| PNECaquatic | 0.0010 mg/l |
| PNECbenthic | 0.26 mg/kg |

| | |
|-------------------|-------|
| PEC/PNEC | |
| Water (500 m) | 4,285 |
| Sediment (10 km2) | 0.45 |

| | |
|------------------------------------|---------|
| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
| Water | 1,000 m |
| Sediment | 1,200 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|-----------------|
| Simulation No. | 61 |
| Product Type | Emulsionsbryder |
| Flow | Bulk drop |
| Flow rate | 53 m3/day |
| Duration | 1 hours |
| Cw | 1,000,000 ppm |
| Total volume | 2.2 m3 |

| | |
|------|----------------|
| Pow | 10 |
| Psw | 0.40 |
| BCF | 1.0 |
| dx | 0.010 fraction |
| x | 28 days |
| d1 | 0.00036 |
| dsed | 0.013 |

| | |
|-------------------|----------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m2 |
| Near field volume | 600,000,000 m3 |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.00000037 |

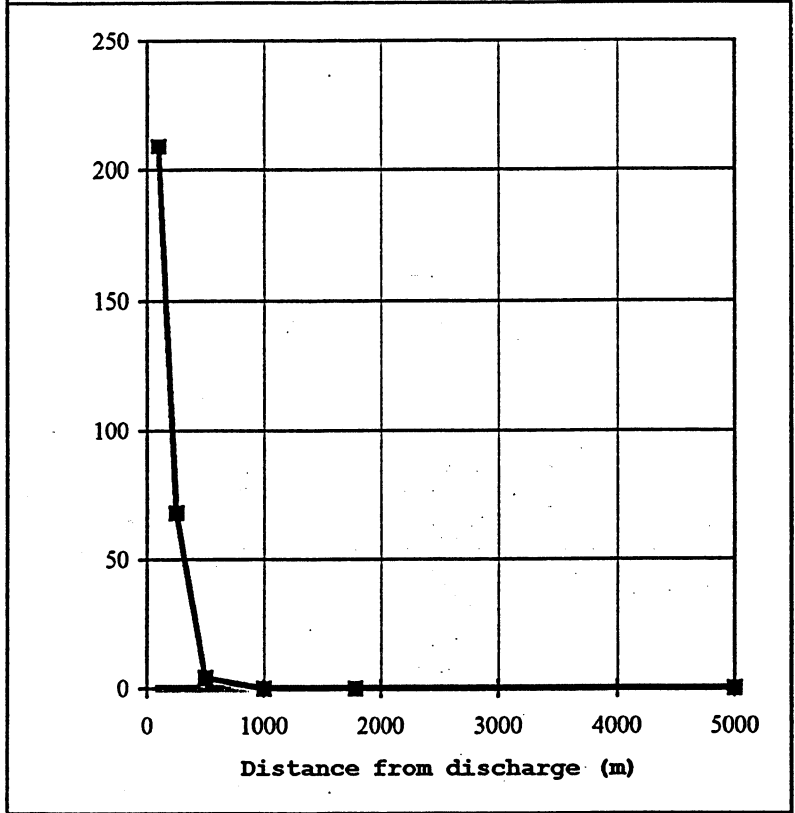
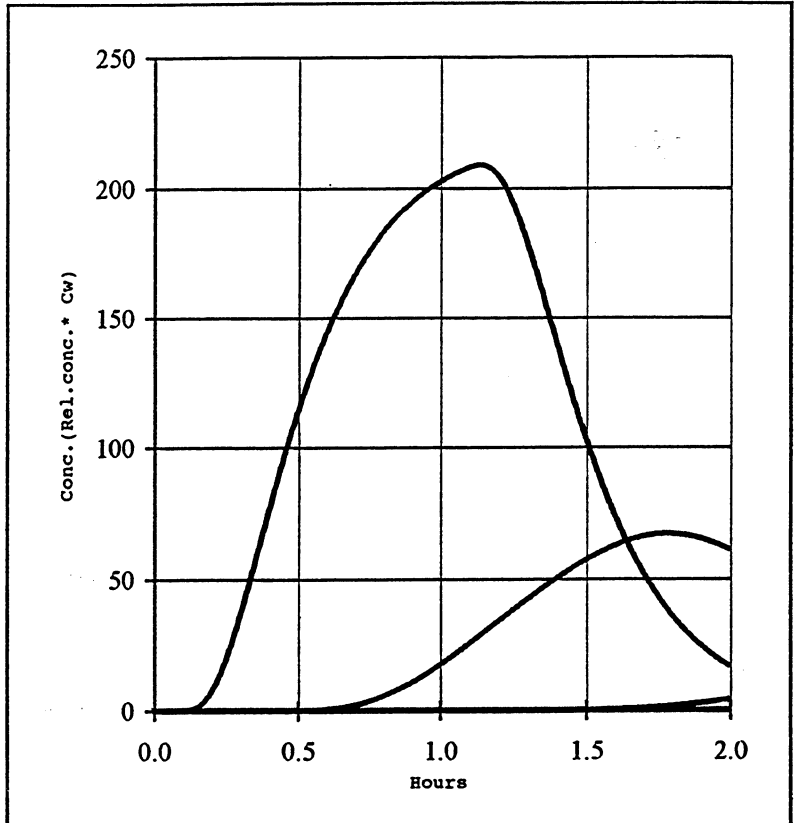
| | |
|----------------|-----------|
| Dilution, min. | 233,387 |
| Rel.conc., max | 0.0000043 |
| Distance | 500 m |

| | |
|-------------------|------------|
| PECw (500 m) | 4.3 mg/l |
| PECsed (10 km2) | 0.14 mg/kg |
| PECbiota (10 km2) | 4.3 |

| | |
|-------------|------------|
| PNECaquatic | 0.020 mg/l |
| PNECbenthic | 0.24 mg/kg |

| | |
|-------------------|------|
| PEC/PNEC | |
| Water (500 m) | 214 |
| Sediment (10 km2) | 0.60 |

| | |
|------------------------------------|---------|
| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
| Water | 1,000 m |
| Sediment | 1,400 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|---------------------------|
| Simulation No. | 62 |
| Product Type | Toluene |
| Flow | Ballastvand |
| Flow rate | 2,740 m ³ /day |
| Duration | 4 hours |
| Cw | 0.1 ppm |
| Total volume | 457 m ³ |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 490 |
| Psw | 20 |
| BCF | 49 |
| dx | 0.90 fraction |
| x | 28 days |
| d1 | 0.079 |
| dsed | 0.95 |

| | |
|-------------------|----------------------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m ² |
| Near field volume | 600,000,000 m ³ |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.000014 |

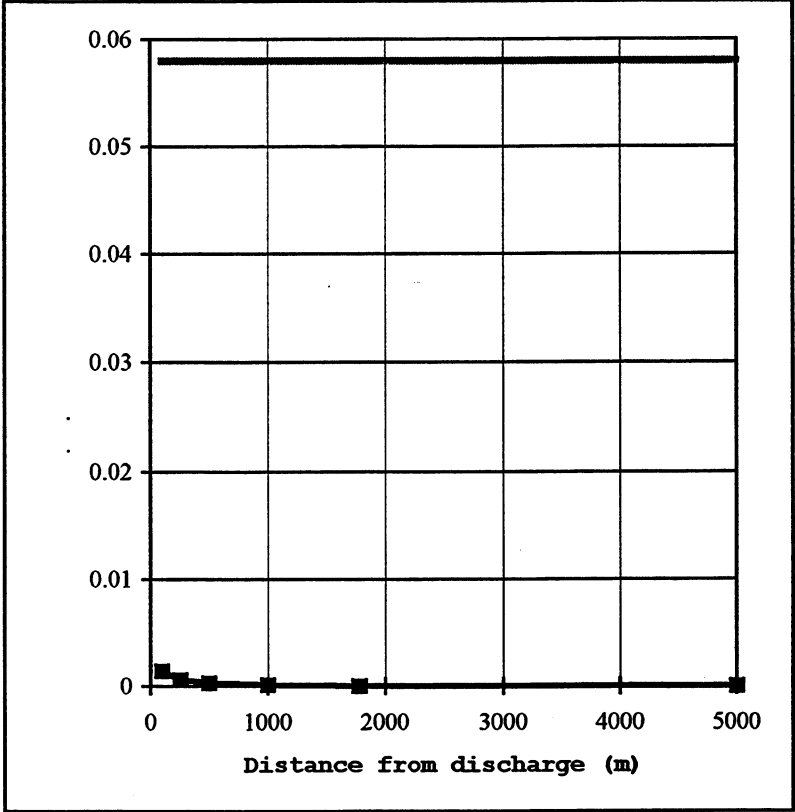
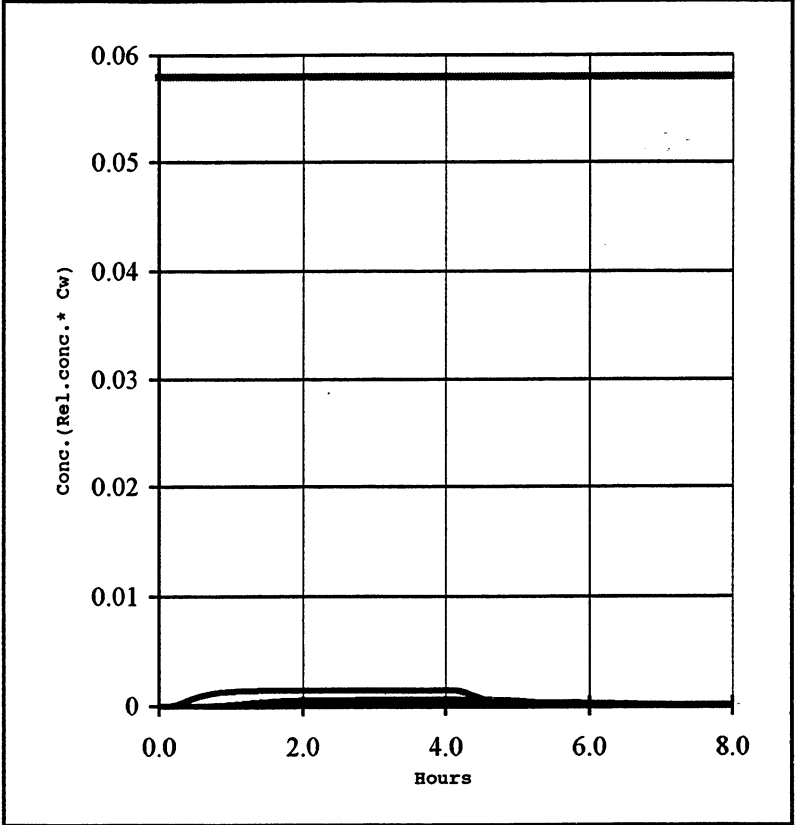
| | |
|-----------------|--------|
| Dilution, min. | 439 |
| Rel. conc., max | 0.0023 |
| Distance | 500 m |

| | |
|--------------------------------|-----------------|
| PECw (500 m) | 0.00028 mg/l |
| PECsed (10 km ²) | 0.0000017 mg/kg |
| PECbiota (10 km ²) | 0.014 |

| | |
|-------------|------------|
| PNECaquatic | 0.058 mg/l |
| PNECbenthic | 1.1 mg/kg |

| PEC/PNEC | |
|--------------------------------|-----------|
| Water (500 m) | 0.0049 |
| Sediment (10 km ²) | 0.0000015 |

| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
|-----------------------------|--------|
| Water | <100 m |
| Sediment | <100 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|---------------------------|
| Simulation No. | 63 |
| Product Type | Phenol |
| Flow | Ballastvand |
| Flow rate | 2,740 m ³ /day |
| Duration | 4 hours |
| C _w | 0.1 ppm |
| Total volume | 457 m ³ |

| | |
|----------------|---------------|
| Pow | 29 |
| Psw | 1.2 |
| BCF | 2.9 |
| dx | 0.50 fraction |
| x | 0.22 days |
| d _l | 0.96 |
| dsed | 1.0 |

| | |
|-------------------|----------------------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m ² |
| Near field volume | 600,000,000 m ³ |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.0000038 |

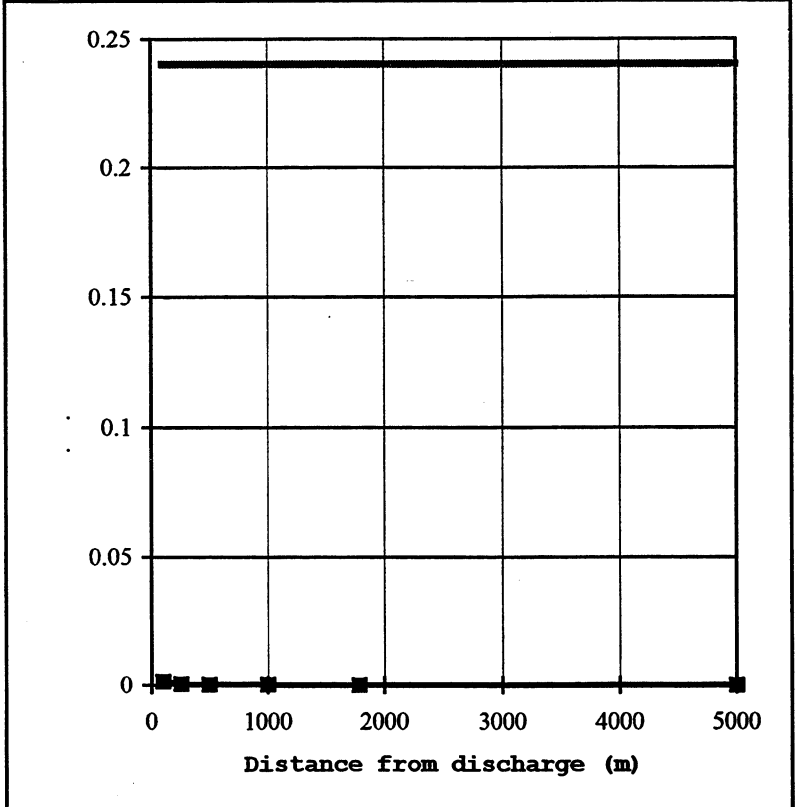
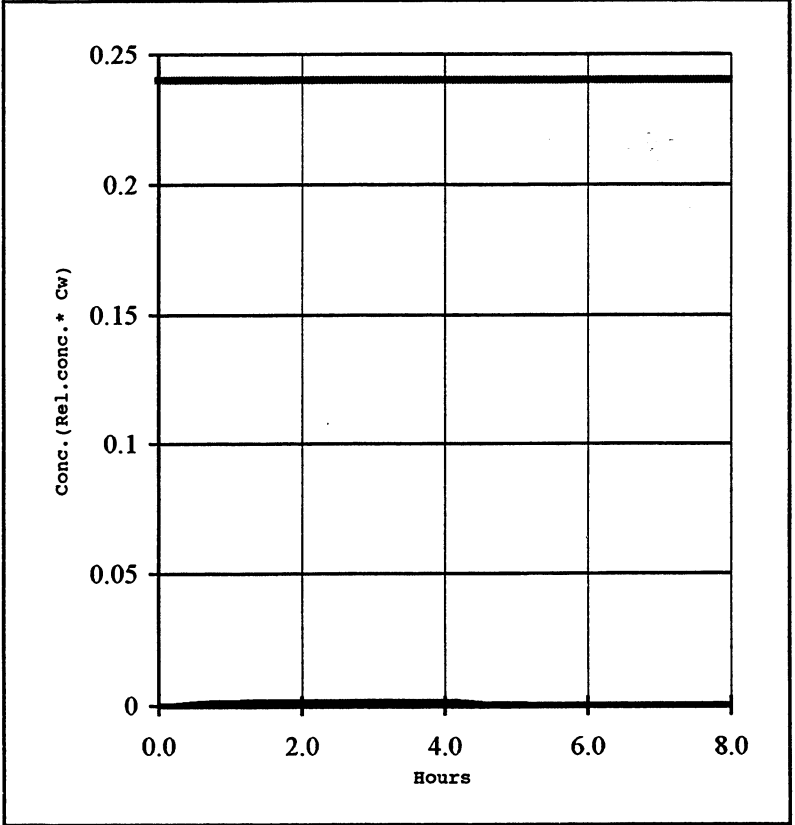
| | |
|-----------------|--------|
| Dilution, min. | 439 |
| Rel. conc., max | 0.0023 |
| Distance | 500 m |

| | |
|--|-----------------|
| PEC _w (500 m) | 0.00028 mg/l |
| PEC _{sed} (10 km ²) | 0.0000000 mg/kg |
| PEC _{biota} (10 km ²) | 0.00083 |

| | |
|-------------------------|------------|
| PNEC _{aquatic} | 0.24 mg/l |
| PNEC _{benthic} | 0.28 mg/kg |

| PEC/PNEC | |
|--------------------------------|-----------|
| Water (500 m) | 0.0012 |
| Sediment (10 km ²) | 0.0000000 |

| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
|-----------------------------|--------|
| Water | <100 m |
| Sediment | <100 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|---------------------------|
| Simulation No. | 64 |
| Product Type | Benz(a)pyrene |
| Flow | Ballastvand |
| Flow rate | 2,740 m ³ /day |
| Duration | 4 hours |
| Cw | 0.00038 ppm |
| Total volume | 457 m ³ |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 1,300,000 |
| Psw | 52,000 |
| BCF | 130,000 |
| dx | 0.50 fraction |
| x | 530 days |
| dI | 0.0013 |
| dsed | 0.047 |

| | |
|-------------------|----------------------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m ² |
| Near field volume | 600,000,000 m ³ |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.000019 |

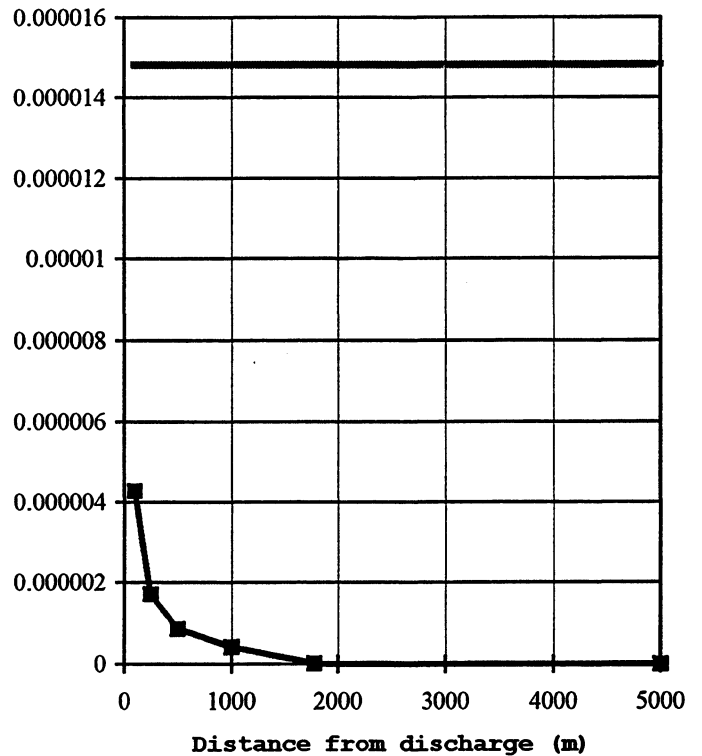
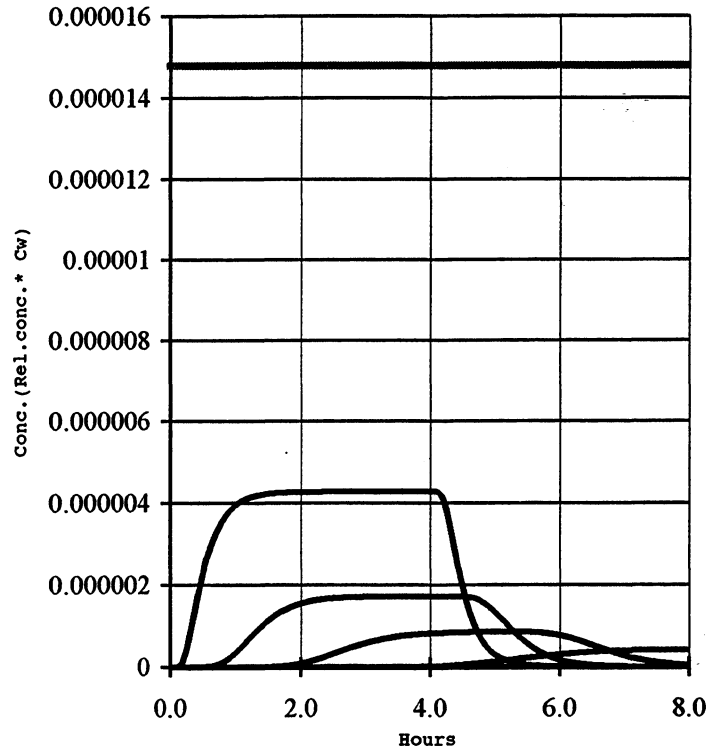
| | |
|----------------|--------|
| Dilution, min. | 439 |
| Rel.conc., max | 0.0023 |
| Distance | 500 m |

| | |
|--------------------------------|-----------------|
| PECw (500 m) | 0.00000085 mg/l |
| PECsed (10 km ²) | 0.00035 mg/kg |
| PECbiota (10 km ²) | 0.11 |

| | |
|-------------|---------------|
| PNECaquatic | 0.000015 mg/l |
| PNECbenthic | 0.77 mg/kg |

| PEC/PNEC | |
|--------------------------------|---------|
| Water (500 m) | 0.058 |
| Sediment (10 km ²) | 0.00046 |

| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
|-----------------------------|--------|
| Water | <100 m |
| Sediment | <100 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|--------------|
| Simulation No. | 65 |
| Product Type | Toluene |
| Flow | Prod. water |
| Flow rate | 1,600 m3/day |
| Duration | 4 hours |
| Cw | 1.0 ppm |
| Total volume | 267 m3 |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 490 |
| Psw | 20 |
| BCF | 49 |
| dx | 0.90 fraction |
| x | 28 days |
| d1 | 0.079 |
| dsed | 0.95 |

| | |
|-------------------|----------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m2 |
| Near field volume | 600,000,000 m3 |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.0000084 |

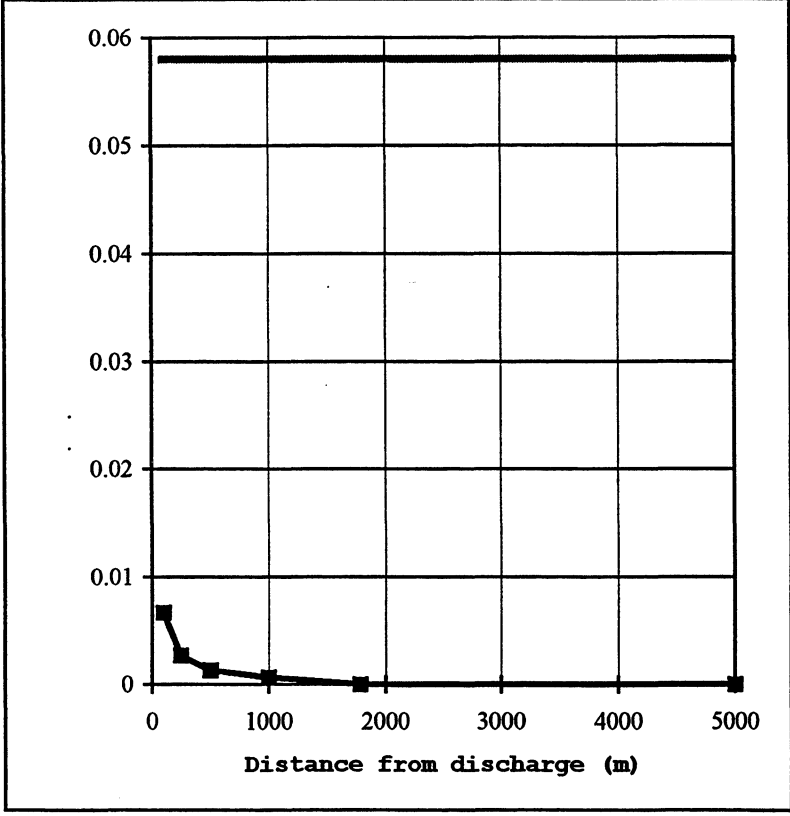
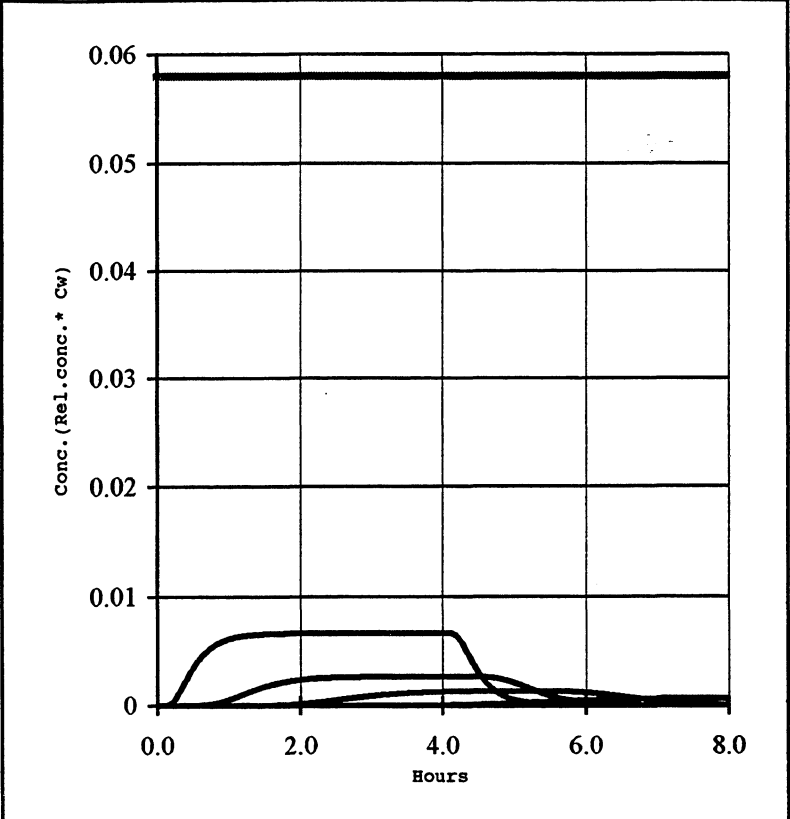
| | |
|-----------------|--------|
| Dilution, min. | 751 |
| Rel. conc., max | 0.0013 |
| Distance | 500 m |

| | |
|-------------------|-----------------|
| PECw (500 m) | 0.0013 mg/l |
| PECsed (10 km2) | 0.0000081 mg/kg |
| PECbiota (10 km2) | 0.065 |

| | |
|-------------|------------|
| PNECaquatic | 0.058 mg/l |
| PNECbenthic | 1.1 mg/kg |

| | |
|-------------------|-----------|
| PEC/PNEC | |
| Water (500 m) | 0.023 |
| Sediment (10 km2) | 0.0000072 |

| | |
|------------------------------------|--------|
| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
| Water | <100 m |
| Sediment | <100 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|----------------------------|
| Simulation No. | 66 |
| Product Type | Toluene |
| Flow | Prod. water |
| Flow rate | 10,000 m ³ /day |
| Duration | 4 hours |
| Cw | 1.0 ppm |
| Total volume | 1,667 m ³ |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 490 |
| Psw | 20 |
| BCF | 49 |
| dx | 0.90 fraction |
| x | 28 days |
| d1 | 0.079 |
| dsed | 0.95 |

| | |
|-------------------|----------------------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m ² |
| Near field volume | 600,000,000 m ³ |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.000052 |

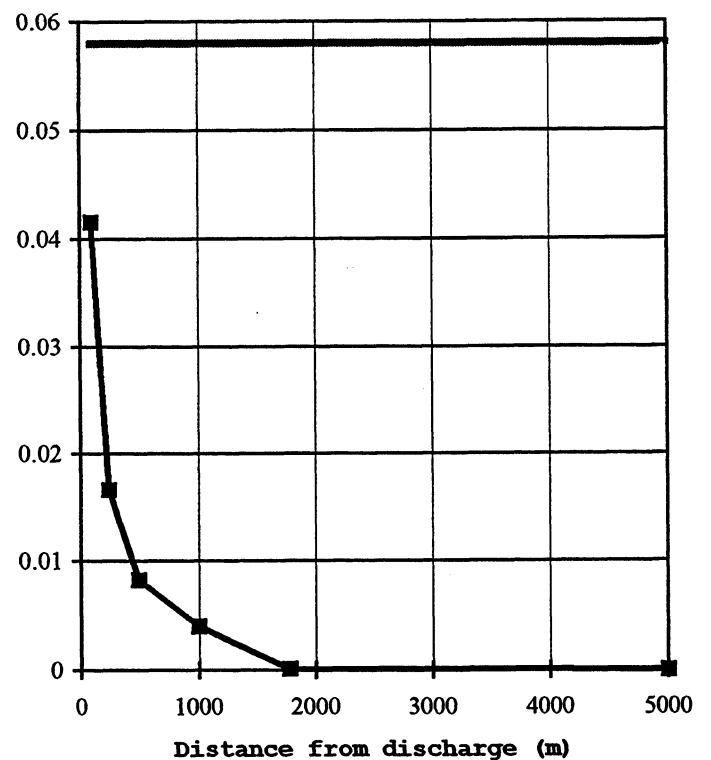
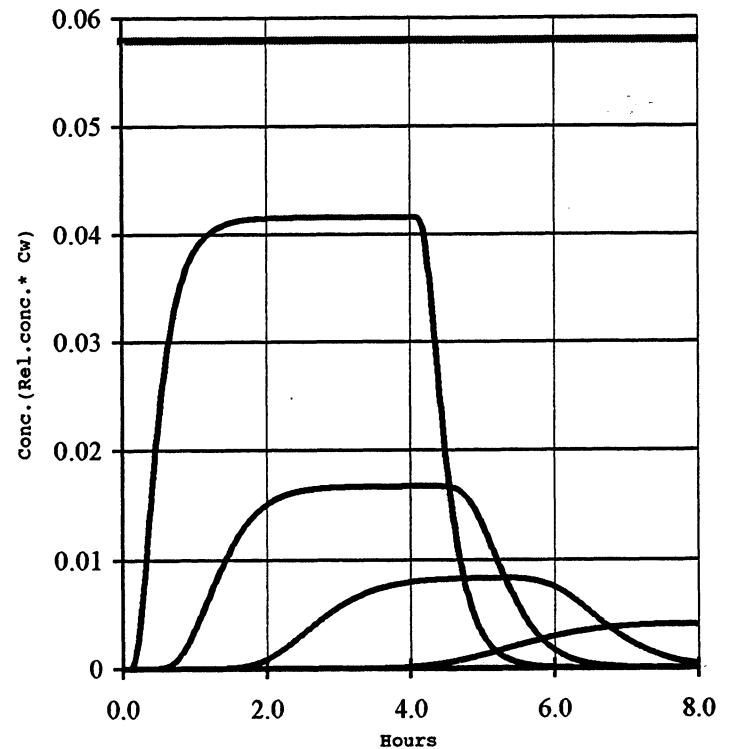
| | |
|-----------------|--------|
| Dilution, min. | 120 |
| Rel. conc., max | 0.0083 |
| Distance | 500 m |

| | |
|--------------------------------|----------------|
| PECw (500 m) | 0.0083 mg/l |
| PECsed (10 km ²) | 0.000051 mg/kg |
| PECbiota (10 km ²) | 0.41 |

| | |
|-------------|------------|
| PNECaquatic | 0.058 mg/l |
| PNECbenthic | 1.1 mg/kg |

| | |
|--------------------------------|----------|
| PEC/PNEC | |
| Water (500 m) | 0.14 |
| Sediment (10 km ²) | 0.000045 |

| | |
|------------------------------------|--------|
| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
| Water | <100 m |
| Sediment | <100 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|---------------------------|
| Simulation No. | 67 |
| Product Type | Phenol |
| Flow | Prod. water |
| Flow rate | 1,600 m ³ /day |
| Duration | 4 hours |
| Cw | 1.0 ppm |
| Total volume | 267 m ³ |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 29 |
| Psw | 1.2 |
| BCF | 2.9 |
| dx | 0.50 fraction |
| x | 0.22 days |
| d1 | 0.96 |
| dsed | 1.0 |

| | |
|-------------------|----------------------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m ² |
| Near field volume | 600,000,000 m ³ |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.0000022 |

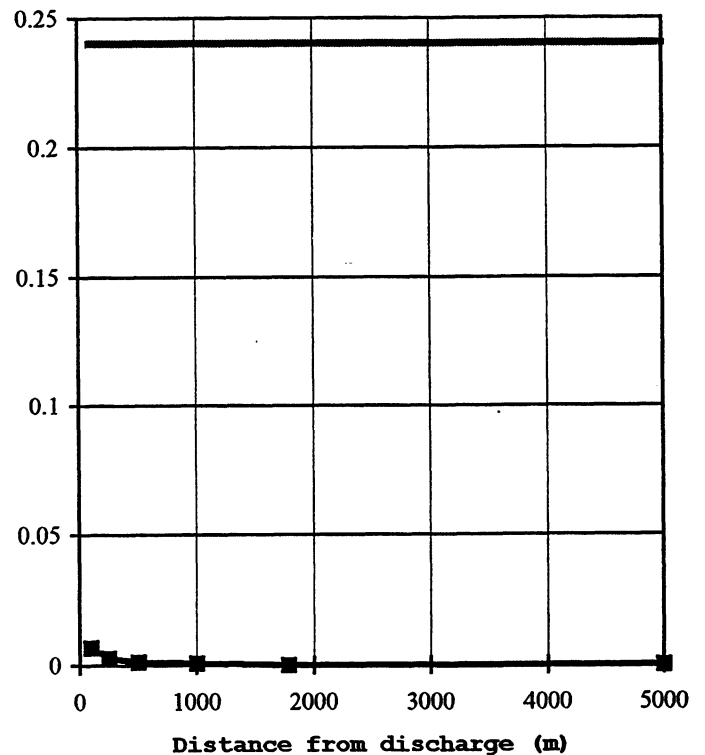
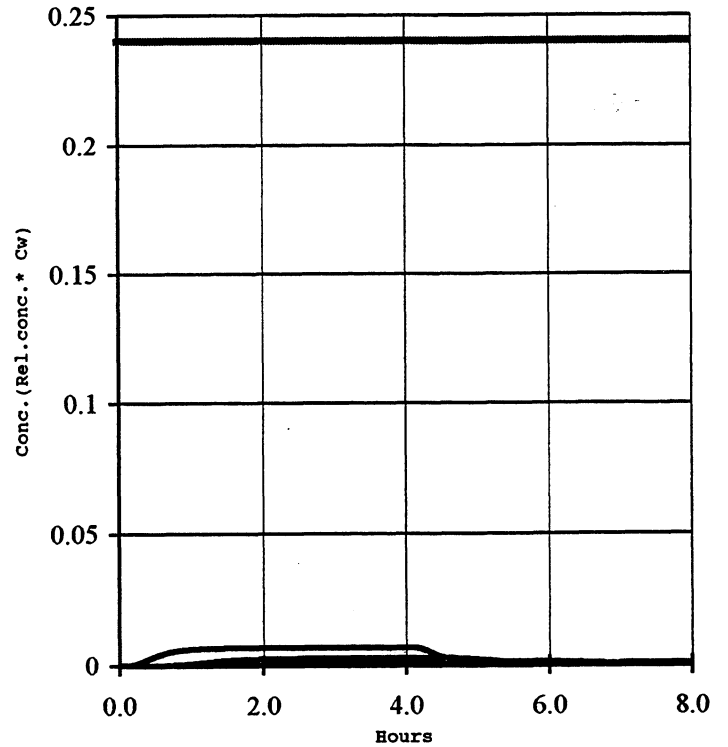
| | |
|----------------|--------|
| Dilution, min. | 751 |
| Rel.conc., max | 0.0013 |
| Distance | 500 m |

| | |
|--------------------------------|----------------|
| PECw (500 m) | 0.0013 mg/l |
| PECsed (10 km ²) | 0.000000 mg/kg |
| PECbiota (10 km ²) | 0.0039 |

| | |
|-------------|------------|
| PNECaquatic | 0.24 mg/l |
| PNECbenthic | 0.28 mg/kg |

| | |
|--------------------------------|----------|
| PEC/PNEC | |
| Water (500 m) | 0.0055 |
| Sediment (10 km ²) | 0.000000 |

| | |
|------------------------------------|--------|
| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
| Water | <100 m |
| Sediment | <100 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|----------------------------|
| Simulation No. | 68 |
| Product Type | Phenol |
| Flow | Prod. water |
| Flow rate | 10,000 m ³ /day |
| Duration | 4 hours |
| Cw | 1.0 ppm |
| Total volume | 1,667 m ³ |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 29 |
| Psw | 1.2 |
| BCF | 2.9 |
| dx | 0.50 fraction |
| x | 0.22 days |
| d1 | 0.96 |
| dsed | 1.0 |

| | |
|-------------------|----------------------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m ² |
| Near field volume | 600,000,000 m ³ |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.000014 |

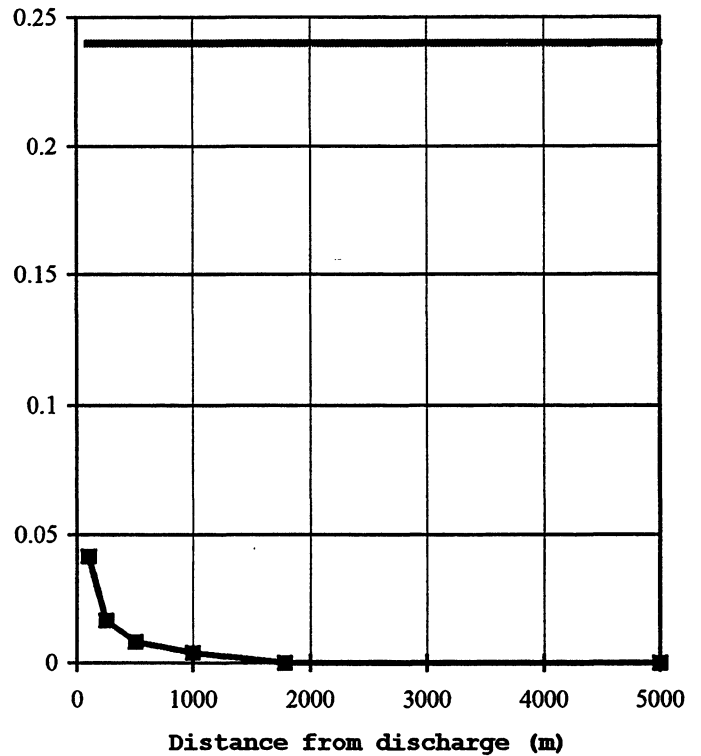
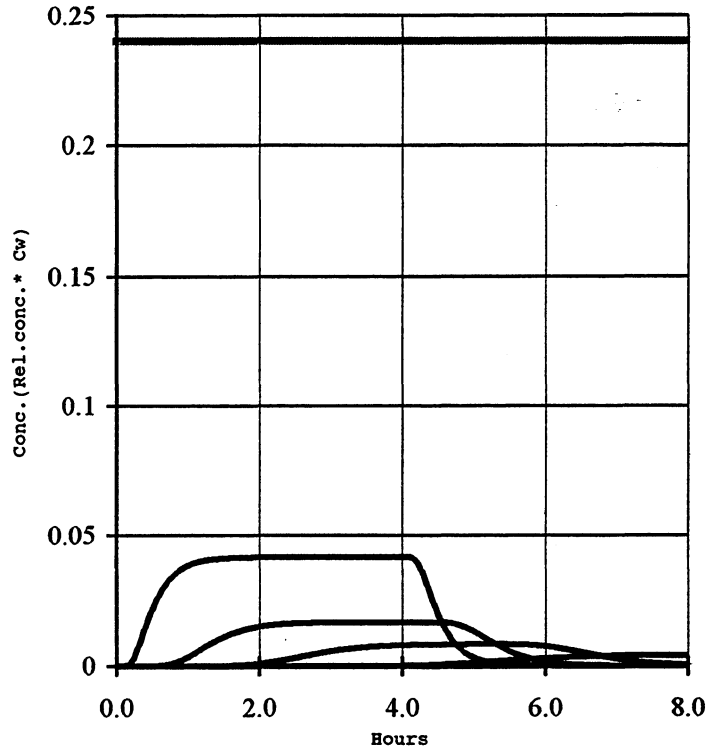
| | |
|-----------------|--------|
| Dilution, min. | 120 |
| Rel. conc., max | 0.0083 |
| Distance | 500 m |

| | |
|--------------------------------|----------------|
| PECw (500 m) | 0.0083 mg/l |
| PECsed (10 km ²) | 0.000000 mg/kg |
| PECbiota (10 km ²) | 0.024 |

| | |
|-------------|------------|
| PNECaquatic | 0.24 mg/l |
| PNECbenthic | 0.28 mg/kg |

| PEC/PNEC | |
|--------------------------------|----------|
| Water (500 m) | 0.035 |
| Sediment (10 km ²) | 0.000000 |

| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
|-----------------------------|--------|
| Water | <100 m |
| Sediment | <100 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|---------------------------|
| Simulation No. | 69 |
| Product Type | Benz(a)pyrene |
| Flow | Prod. water |
| Flow rate | 1,600 m ³ /day |
| Duration | 4 hours |
| Cw | 0.0030 ppm |
| Total volume | 267 m ³ |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 1,300,000 |
| Psw | 52,000 |
| BCF | 130,000 |
| dx | 0.50 fraction |
| x | 530 days |
| d1 | 0.0013 |
| dsed | 0.047 |

| | |
|-------------------|----------------------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m ² |
| Near field volume | 600,000,000 m ³ |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.000011 |

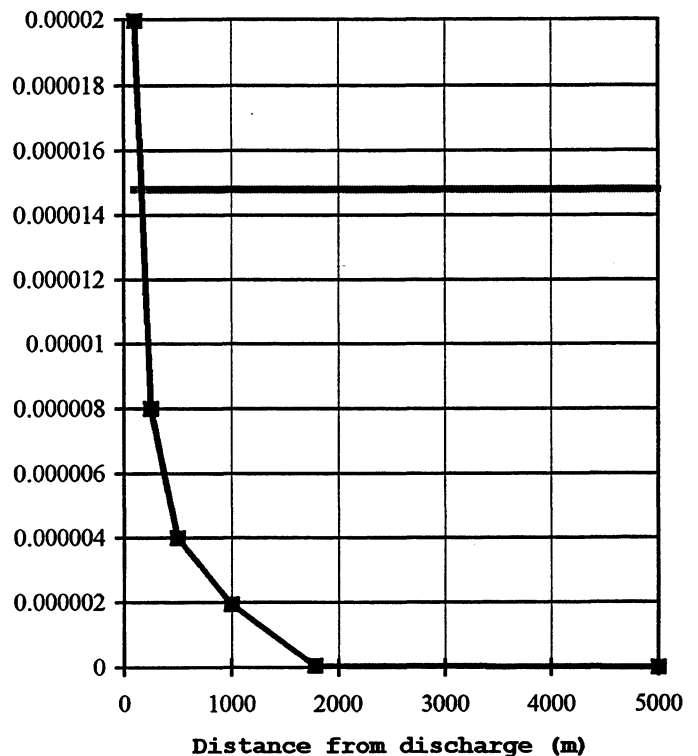
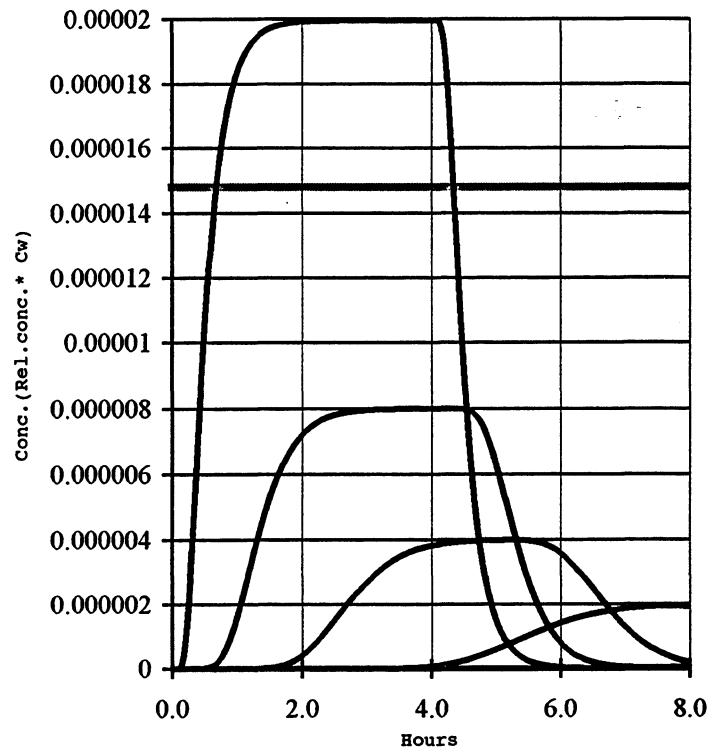
| | |
|----------------|--------|
| Dilution, min. | 751 |
| Rel.conc., max | 0.0013 |
| Distance | 500 m |

| | |
|--------------------------------|----------------|
| PECw (500 m) | 0.0000040 mg/l |
| PECsed (10 km ²) | 0.0016 mg/kg |
| PECbiota (10 km ²) | 0.52 |

| | |
|-------------|---------------|
| PNECaquatic | 0.000015 mg/l |
| PNECbenthic | 0.77 mg/kg |

| | |
|--------------------------------|--------|
| PEC/PNEC | |
| Water (500 m) | 0.27 |
| Sediment (10 km ²) | 0.0021 |

| | |
|------------------------------------|--------|
| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
| Water | 170 m |
| Sediment | <100 m |



Calculation of PEC/PNEC

| | |
|-----------------------|---------------|
| Simulation No. | 70 |
| Product Type | Benz(a)pyrene |
| Flow | Prod. water |
| Flow rate | 10,000 m3/day |
| Duration | 4 hours |
| Cw | 0.0030 ppm |
| Total volume | 1,667 m3 |

| | |
|------|---------------|
| Pow | 1,300,000 |
| Psw | 52,000 |
| BCF | 130,000 |
| dx | 0.50 fraction |
| x | 530 days |
| d1 | 0.0013 |
| dsed | 0.047 |

| | |
|-------------------|----------------|
| Sea depth | 60 m |
| Near field area | 10,000,000 m2 |
| Near field volume | 600,000,000 m3 |
| foc | 0.040 |
| r | 0.240 |
| I | 0.100 |
| Dregional | 0.000069 |

| | |
|----------------|--------|
| Dilution, min. | 120 |
| Rel.conc., max | 0.0083 |
| Distance | 500 m |

| | |
|-------------------|---------------|
| PECw (500 m) | 0.000025 mg/l |
| PECsed (10 km2) | 0.010 mg/kg |
| PECbiota (10 km2) | 3.2 |

| | |
|-------------|---------------|
| PNECaquatic | 0.000015 mg/l |
| PNECbenthic | 0.77 mg/kg |

| | |
|-------------------|-------|
| PEC/PNEC | |
| Water (500 m) | 1.7 |
| Sediment (10 km2) | 0.013 |

| | |
|------------------------------------|-------|
| Distance where PEC/PNEC = 1 | |
| Water | 900 m |
| Sediment | 210 m |

