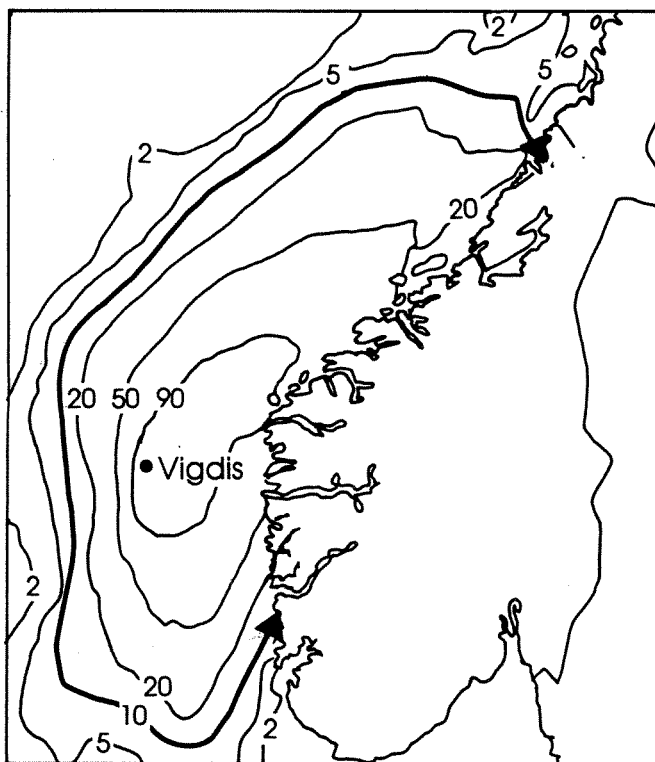




O-92053

Foreløpig miljøkonsekvensutredning for
Vigdis feltet, blokk 34/7



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-92053	Undernr.:
Løpenr.: 2850	Begr. distrib.: sperret

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 18 51 00 Telefax (47 2) 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Foreløpig miljøkonsekvensutredning for Vigdis-feltet, blokk 34/7.	Dato: 20/1-93	Trykket: NIVA 1992
	Faggruppe: Marinøkologisk	
Forfatter(e): John Arthur Berge Torgeir Bakke Bjørn Braaten Lars Golmen	Hans Olav Ibrekk Brage Rygg Torbjørn Johnsen Tor Egil Kaspersen, NINA	Geografisk område: Nordsjøen og kysten Hordaland - Trøndelag
	Antall sider: 137	Opplag:

Oppdragsgiver: Saga Petroleum A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	---

Ekstrakt:

Minste drivtid for olje til kysten er beregnet til ca. 3 døgn. Effektene som vil kunne påføres miljøet under normale forhold er i hovedsak lokalisert til utbygningsområdet og knyttet til utslipp av boreslam og -kaks, rørlednings-kjemikalier og produsert vann. Direkte effekter på fiskerier i åpent hav vil i hovedsak være knyttet til de arealbeslag som borefartøy representerer (6 km²). Innføring av begrensningssoner for fiske i driftsfasen vil påføre fiskeriene betydelig ulemper. I de åpne havområdene vil fiskeegg, fiskelarver og sjøfugl være mest utsatt ved et større utslipp av råolje. Skader i influensområdet ved kysten vil i stor utstrekning være knyttet til tilgrising. For hardt oljetilgrisede strender forventes et opptil 8 - 10 ars perspektiv eller mer for restaurering og muligens ennå lenger for sjøfugl, sel og oter. Tilgrising av redskap og utstyr brukt til næringsaktivitet (fiske, oppdrett), rekreasjon og annet, vil også være et problem. På linje med andre feltutbygninger vil også alvorlige uhell på Vigdis-feltet under spesielt ugunstige forhold kunne gi miljø- effekter av dimensjoner en ikke tidligere har sett i Norge ved oljeutslipp.

4 emneord, norske

1. Konsekvensanalyse
2. Oljevirkosomhet
3. Åpent hav
4. Kystsonen

4 emneord, engelske

1. Environmental Impact Assessment
2. Oil Industry
3. Offshore
4. Coastline

Prosjektleder

John Arthur Berge

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2241-3

O-92053

**FORELØPIG
MILJØKONSEKVENsutREDNING FOR VIGDIS
FELTET, BLOKK 34/7**

Oslo,

20. januar 1993.

Prosjektleder:
Medarbeidere:

John Arthur Berge
Torgeir Bakke
Liv Berg
Bjørn Braaten
Lars Golmen
Hans Olav Ibrekk
Torbjørn Johnsen
Tor Egil Kaspersen, NINA
Inger Midttun
Brage Rygg

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har i kontrakt K-EP-92-003 med Saga Petroleum inngått avtale om å utføre en konsekvensanalyse for utbygging av Vigdis-feltet.

Konsekvensanalysen omfatter potensielle effekter av fysisk påvirkning av sjøbunnen og utslipp av forurensende stoffer til sjø på det marine naturmiljø. Konsekvenser i utbyggingsområdet og i et antatt influensområde langs norskekysten er vurdert.

Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vært underleverandør til NIVA for de deler i rapporten som omhandler sjøfugl. NINA har utarbeidet en egen underlagsrapport knyttet til dette tema (Kaspersen, 1992).

Miljø- og ressursdatabasen MRDB har vært en sentral kilde til informasjon om ressurser i åpent hav og langs kysten. Cooperating Marine Scientists A/S (CMS) har vært underleverandør i forbindelse med bruk av MRDB og har utarbeidet et notat (Marthinsen og Behrens, 1992).

Oslo, 20. januar 1993.

*John Arthur Berge
Prosjektleder.*

INNHold	Side
FORORD	2
SAMMENDRAG	5
INNLEDNING	11
1. MILJØSTATUS FOR UTBYGNINGSOMRÅDET	17
1.1 Fysisk beskrivelse av utbygningområdet (strøm, hydrografi, bunnforhold)	17
1.2 Utslipp fra Vigdis og på nabofelter	19
1.3 Biologisk beskrivelse av utbygningområdet	28
1.3.1 Økologisk tilstand i bunnsamfunn	28
1.3.2 Primærprodusenter, sekundærprodusenter og fisk	30
1.3.3 Forekomst av sjøfugl	37
1.3.4 Forekomst av sel og hval	46
1.3.5 Fiskeressurser og firsakeriaktivitet	47
2. MILJØSTATUS FOR INFLUENSOMRÅDET VED KYSTEN	51
2.1 Fysisk beskrivelse av influensområdet langs kysten (strøm, hydrograf bunnforhold, eksponering, typiske strandtyper, etc.)	51
2.2 Forekomst av spesielt sårbare marine og maritime miljøer langs kysten og deres nåværende sårbarhetsstatus	57
2.2.1 Fugl	57
2.2.2 Marine pattedyr	66
2.2.3 Områder av vitenskapelig, kulturell og rekreasjonsmessig verdi	69
2.3 Geografisk fordeling av sentrale områder for marin næringsvirksomhet langs kysten	75
2.3.1 Kystfiske og lokale bestander (fisk, skalldyr, tare)	75
2.3.2 Havbruk	77
3. FYSISKE VIRKNINGER AV MONTERING OG FJERNING AV INSTALLASJONER PÅ BUNNEN	81
3.1 Bunndyrsamfunn	81
3.2 Fiskeriaktivitet	82
4. FORURENSNINGER UNDER REGULÆRE FORHOLD VED UTBYGGING OG DRIFT	83
4.1 Utslipp under utbygging	83
4.1.1 Mulige effekter av utslipp under utbygging	83
4.2 Utslipp i driftsfasen	87
4.2.1 Mulige effekter av utslipp i driftsfasen	87
5. AKUTT FORURENSNING VED UHELL	90
5.1 Spredningsberegninger og influensområdet ved store akutte uhell	90
5.1.1 Influensområdet	97
5.2 Sannsynlige skadevirkninger offshore	99
5.2.1 Skadevirkninger på bunnsamfunn	99
5.2.2 Skadevirkninger på plankton	99
5.2.3 Skadevirkninger på sjøfugl	100

Innhold	Side
5.2.4 Skadevirkninger på sel og hval	103
5.2.5 Skadevirkninger for fisk, fiskeegg, larver og fiskerier	105
5.3 Sannsynlig skadevirkning innenfor influensområdet langs kysten	108
5.3.1 Sannsynlig skadevirkning på fugl	108
5.3.2 Sannsynlig skadevirkning på marine pattedyr	111
5.3.3 Sannsynlig skadevirkning på områder av vitenskapelig, kulturell og rekreasjonsmessig verdi	114
5.3.4 Sannsynlig skadevirkning på kystfiske og lokale bestander (fisk, skalldyr, tare)	115
5.3.5 Sannsynlig skadevirkning på havbruk	117
5.3.6 Sannsynlige skadevirkninger på strandsamfunn	118
6. SAMLET VURDERING	123
7. BEHOV FOR AVBØTENDE OG OPPFØLGENDE TILTAK	126
8. BEHOV FOR KARTLEGGING OG OPPFØLGING	127
REFERANSER	128

Sammendrag

Vigdis er et lite felt blant flere tildels større utbygninger. Utbygging og drift av feltet vil ikke kvalitativt gi andre risikomomenter enn det som er gitt ved utbygging av nabofeltene. Sannsynligheten for hendelser på Vigdis-feltet som kan medføre miljømessige risikomomenter, er, pr enhet olje produsert, tilsvarende som for nabofeltene.

Den tilleggseffekten som utbygging og drift av Vigdis-feltet representerer under regulære forhold er liten, og av begrenset miljømessig betydning. Sannsynlige effekter alene er innenfor, eller mindre enn, det en har akseptert i forbindelse med andre utbygninger i området.

Miljøeffektene knyttet til regulære utslipp under utbygging og drift vil ha begrenset utstrekning og varighet. De effektene som vil kunne påføres miljøet under slike forhold er lokalisert til selve utbyggningsområdet og knyttet til utslipp av boreslam og -kaks, rørledningskjemikalier og produsert vann. Sannsynligheten for at slike relativt små effekter vil oppstå er imidlertid nær 100%.

Direkte effekter på fiskerier i åpent hav vil være begrenset og knyttet til de arealbeslag som borefartøy, brønnhoder, rørledningene og eventuelle sikkerhetssoner representerer. Innføring av begrensningssoner for fiske i driftsfasen vil være spesielt uheldig.

Mest alvorlig for miljøet vil være en ukontrollert utblåsing. Sannsynligheten for en slik alvorlig hendelse er imidlertid allerede før utbygging av Vigdis svært liten. Indre fjordområder langs kysten vil være relativt godt beskyttet mot tilgrising fra et slikt uhell. Mest utsatt vil være vikene i ytre kystsoner.

I de åpne havområdene vil fiskeegg, fiskelarver og sjøfugl være mest utsatt ved et større utslipp av råolje, mens voksen fisk sannsynligvis ikke direkte vil bli synlig berørt.

En må anta at den oljen som kan tenkes å nå land under normale vindforhold vil ha mistet mye av sin giftighet pga. fordampning og andre fysisk/kjemiske prosesser. Skader i slike områder vil derfor i stor utstrekning være knyttet til fysisk tilgrising. I lokale områder med stranding av større mengder olje må en i tidevannssonen og grunne områder forvente vedvarende (flere år) overkonsentrasjoner av hydrokarboner i filtrerende organismer.

Minste drivtid for olje til kysten er imidlertid beregnet til ca. 3 døgn. Under slike forhold vil således også direkte giftighet gi miljøeffekter. Dødelighet av marine organismer som funksjon av giftighet og tilgrising vil hovedsakelig være knyttet til evertebrater og alger i tidevannssonen, sjøpattedyr (oter, sel) og til sjøfugl. Direkte dødelighet av voksen villfisk vil sannsynligvis være liten og i tilfelle knyttet til littorale fisk på grunt vann.

Ved en verst tenkelig situasjon må en etter opprensing forvente et opptil 8 - 10 års perspektiv eller mer for restaurering av poulasjoner i tidevannssonen. For restaurering av desimerte bestander av oter, sel og sjøfugl må en operere med et restaureringsperspektiv som kan strekke seg over en lengre tidsperiode. I verste fall kan hele hekkebestander av sjøfugl (lunde, alke og lomvi) bli truet dersom olje når koloni-nære områder.

Tilgrising av redskap og utstyr brukt til næringsaktivitet (fiske, oppdrett), rekreasjon og annet, vil også være et problem.

Totalkostnadene for Exxon etter utslippet fra "Exxon Valdez" i Alaska dreide seg om flere milliarder dollar. Ved et utslipp av 60000 tonn råolje på Vestlandet er det beregnet økonomiske skader i området 500 - 15000 mill. kr.

Totalt sett innebærer ikke utbygningen og drift av Vigdis-feltet alene noen vesentlig øket trussel mot miljøet, men det ligger i sakens natur at store oljeutslipp fra Vigdis ikke helt kan utelukkes. På linje med andre feltutbygninger vil også alvorlige uhell på Vigdis-feltet under spesielt ugunstige forhold kunne gi miljø-effekter av dimensjoner en ikke tidligere har sett i Norge i sammenheng med oljeutslipp.

UTBYGGINGSOMRÅDET OG OMKRINGLIGGENDE INFLUENSOMRÅDE OFF-SHORE

Vigdis-feltet ligger i bunnskråningen i vestkanten av Norskerenna 150 km vest av Florø i blokk 34/7. Vanddypet på feltet varierer fra 270 til 290 m. Feltet er omgitt av flere tildels større felt. Disse er Snorre, Statfjord, Statfjord Nord, Statfjord Øst, Tordis og Gullfaks i norsk sektor. Samlede utvinnbare reserver i området er anslått til 28 millioner standard kubikkmeter (Sm^3) olje og 2 milliarder Sm^3 gass. Utvinnbare oljereserver på Vigdisfeltet utgjør ca. 3% av omkringliggende felt.

Planteplanktonmengden i utbygningsområdet varierer betydelig gjennom året og har ofte et maksimum i april. Årlig primærproduksjon er estimert til ca. 90 g C/ m^2 . Dominerende dyreplankton er ulike *Calanus* arter.

Vigdis-feltet ligger i eller like i utkanten av gyte- og larveområdet for arter som hyse, hvitting, torsk, sei og Nordsjø-makrell. Flere andre fiskearter vil kunne opptre på visse tider av året. For viktige arter som sild og makrell ligger ikke Vigdis-feltet sentralt i gyteområdene. I og med at utbygningsområdet ligger i utkanten av gytefeltene til økonomisk sett viktige fiskeartene, vil imidlertid strømforholdene kunne medføre at både egg og larver føres inn i området, alternativt at olje fra Vigdis-området føres inn i områder der det forekommer fiskeegg og yngel. I området omkring Vigdis-feltet foregår industritrålfiske etter øyepål og kolmule, konsumtrålfiske etter sei, ringnotfiske etter sild og makrell og noe garn- og linefiske.

Artssammensetning, tetthet og fordeling av sjøfugl varierer gjennom året. Typiske sjøfugler oppholder seg i marine områder hele året. Karakteristisk for typiske sjøfugler er lav reproduktiv kapasitet (få egg, høy alder ved første gangs hekking) og lav naturlig dødelighet. Til de viktigste arter i åpent hav i tilknytning til Vigdis-feltet regnes alke, lomvi, havsule, lunde, havhest, krykkje, alkekonge og polarmåke. Utbredelse av flere av artene (alke, lomvi) samsvarer tidvis med forekomsten av byttedyrene sild og brisling.

Blant hvalene er det finnhval, seihval, vågehval, spekkhogger, nise, kvitskjevling, kvitnos, grindhval, hekkhval (bottlenose) og spermhval som vil kunne tenkes å forekomme i influensområdet til Vigdis-feltet. Det foreligger imidlertid ikke systematiske observasjoner av hvilke hvalarter som finnes innenfor influensområdet til Vigdis-feltet.

Utbyggingsløsning: I denne rapporten omtales en undervannsutbygging knyttet opp mot Gullfaks C med produksjons- og vanninjeksjonsrørledninger og knyttet til Snorre LTP med testledning og kontroll navlestreng. Ialt er det planlagt boret 9 produksjonsbrønner og 4 injeksjonsbrønner på Vigdis-feltet. De utslipp som en venter vil finne sted fra Vigdis, vil kvalitativt ikke skille seg vesentlig ut fra de øvrige installasjoner en har i området.

Utslipp av kaks og slam: Ved boring på Vigdis-feltet vil det i hovedsak bli benyttet vannbasert slam og eter- eller esterbaserte slamtyper ved vanskelige brønnseksjoner. Boring av en brønn vil gi ca. 698 m³ kaks og ca. 2700 m³ boreslam. Brukt vannbasert slam og kaks er planlagt sluppet ut få meter under havoverflaten.

Modellkjøringene antyder at innlagingsdyp for "finfraksjonen" fra dette utslippet vil variere fra 17 - 35 m ved kontinuerlige utslipp under boring. Gjennomsnittlig fortykning i innlagingsdyp vil variere fra 10 til 88. Konsentrasjoner i størrelsesorden 100 mg/l vil kunne opptre opptil 2 km nedstrøms utslippspunktet vinterstid, mens konsentrasjoner i størrelsesorden 3 - 10 mg/l vil kunne opptre utover en avstand på 5 km nedstrøms utslippspunktet. Forutsatt at modellkjøringen reflekterer forholdene under boring, vil betydelig vannvolum kunne inneholde konsentrasjoner av suspendert materiale over det en naturlig har i området. Øket mengde partikulært materiale vil kunne forårsake øket lyssvekkning og dermed redusert primærproduksjon og eventuelle forandringer i dyreplanktonets adferd.

Ved støtvis utslipp av kaks og slam vil plumen pga. sin store tetthet gå til bunnen hvor gjennomsnittlig fortykningen vil være 7000 i forhold til konsentrasjonen ved utslippspunktet. Sedimentering av finpartikulært materiale (vesentlig boreslam) vil være dominert av disse støtvis utslipp.

Modellberegningene antyder at den totale mengde av finpartikulært materiale som vil nå bunne vil være omkring 3000 g/m² (dvs. ca. en sedimentdybde på 1.5 mm), mens tilsvarende mengde av grovfraksjonen (kaks) vil være 40 kg/m² (dvs. ca. 30 mm sedimentdyp). Naturlig sedimentering offshore antydes å være av størrelsesorden 1 mm pr. år. Effekter av øket sedimentering på bunnfauna (nedslamming) kan foruten eventuelle toksiske effekter (mest relevant for oljebaserte slamtyper) føre til at næringsopptak blir forstyrret. Negative effekter av vannbaserte slamtyper er funnet i forsøk, men direkte giftvirkninger av vannbasert kaks er imidlertid ikke klart påvist etter boring i Nordsjøen, selv om overvåking har vist endringer i bunnfaunaen ut til minst 250 m fra der slikt slam er sluppet ut. En har begrenset erfaring med mijløvirkningene av utslipp av kaks fra boring med ester- og eter-baserte slamtyper. Det er imidlertid indikasjoner på at restitusjonstiden etter utslipp av ester-baserte kaks er raskere enn ved utslipp av vanlige lavaromatisk kaks. En må anta at uansett hva slags slamtyper som blir anvendt, må en forvente effekter på bunnfaunaen ut til minst 250 m. Arts sammensetningen av bunndyr på Vigdis-feltet er ikke kjent. I omkringliggende felt er bunnfaunaen påvirket ut til en avstand av 250 - 1000 m.

Utslipp av produsert vann: De største samlede utslipp av produsert vann vil finne sted rundt århundreskiftet. Utslippene av produsert vann fra Vigdis vil i år 2000 utgjøre et tillegg i utslipp på 5% i forhold til de øvrige felt i området. Modellberegninger antyder at en ved utslipp av produsert vann i 30 m dyp vil få gjennombrudd til overflaten 20 - 30 m fra utslippspunktet, og at primærfortynningen gjennomsnittlig vil være ca. 60. Med en konsentrasjon av oljehydrokarboner i primærutslippet tilsvarende konsesjonsgrensen (dvs. 40 mg/l), vil en slik fortykning gi en konsentrasjon på mindre enn 0.7 ppm etter primærfortynning i nærområdet.

Spredningsberegninger antyder at en vinterstid vil ha en sannsynlighet på mindre enn omkring 0,1% for at konsentrasjoner tilsvarende en fortykning på mindre enn 1000 skal opptre. Sommerstid vil sannsynligheten for tilsvarende konsentrasjoner være svakt høyere. Maksimale konsentrasjoner tilsvarende en fortykning på mindre enn 1000 vil kunne opptre ut til en avstand av ca. 1 km fra utslippet dersom utslippet fra Vigdis finner sted på Gullfaks C sammen med andre utslipp av produsert vann fra denne plattform. Med en konsentrasjon av oljehydrokarboner i primærutslippet tilsvarende konsesjonsgrensen (dvs. 40 mg/l), vil en fortykning på 1000 tilsvare en konsentrasjon som ligger under det en tidligere har regnet med gir direkte giftvirkning i vannmassene. Til tross for at det ikke er påvist effekter av produsert vann uten muligens i nærsone av et utslipp, er det en

viss bekymring for det økende totale utslipp. Økningen i utslippene som en følge av utbygningen av Vigdis-feltet representerer imidlertid i seg selv en meget moderat økning i belastning for området.

Formasjonsvann kan også inneholde radioaktive isotoper som radium - 226. Konsentrasjonen kan ligge langt over bakgrunnskonsentrasjonen i sjøvann (0,0008 - 0.008 Bq/l). Konsentrasjonen av radium i formasjonsvannet fra Vigdis-feltet ligger innenfor det en har funnet for andre felt i Nordsjøen (2 - 6 Bq/l), men over anbefalte verdier for utslipp til kystområder i USA.

Utslipp av kjemikalier: Av kjemikalier utgjør forbruket av metanol, svovelsyre, korrosjonsinhibitorer og scale inhibitorer de største volumer. I forbindelse med tømning av rørledninger vil det også bli et utslipp av biocid, fargestoff og oksygenfjerner. En har idag ikke felldata som belyser eventuelle effekter av disse utslipp. Glutaraldehyd er det stoff som ut fra giftighet eventuelt skulle kunne gi de største effekter.

Ukontrollerte utslipp: Verst tenkelig tilfelle for offshore-området med unntak av for sjøfugl og sjøpattedyr vil være en undervannsutblåsning. Under slike forhold vil store deler av de biologiske ressurser i vannsøylen kunne påvirkes. Det vil i gjennomsnitt ta 63 dager å bore en avlastningsbrønn. Ved en utblåsning kan det tenkes å lekke ut fra 4200 til 7400 tonn olje pr. døgn. Dette skulle maksimalt gi et utslipp på ca. 466000 t over en periode på 63 dager. Fordi store utslipp av råolje vanligvis er knyttet til enkeltbrønner (eller enkelthavarier), vil verst tenkelig tilfelle være lite avhengig av størrelsen på den enkelte feltutbygging. I sammenheng med utbyggingen av Vigdis-feltet risikerer en derfor ved en utblåsning tilnærmet det samme skadeomfang som ved et uhell på et større felt i samme område.

Installasjoner på bunnen: Totalt sett anses de skader på bunndyrsamfunn som kan tenkes å ha bakgrunn i fysiske virkninger av montering og fjerning av installasjoner på bunnen å være av kortvarig natur og avgrenset til et lite areal på bunnen. Arealet på bunnen som vil bli dekket av manifolder og brønnhoder vil være ca. 2700 m². Under utbygging vil en borerigg utgjøre den største hindring for fisket. For trålfisket utgjør dette arealet ca. 6 km². I utgangspunktet skal alle de installasjoner som er planlagt permanent benyttet på Vigdis-feltet være overtrålbare. Rørledninger kan imidlertid, selv om de nedgraves, komme i noe konflikt med fiske med trål, og en må anta at de to konvensjonelle brønnrammene som er planlagt anvendt i praksis også vil utgjøre en viss hindring (2 - 3 km²). Dersom begrensningssoner rundt alle bunninstallasjonene skulle bli innført for fisket i driftsfasen, vil arealbeslaget utgjøre ca. 8% av fiskbart areal i blokken. Et slikt beslag representerer en vesentlig ulempe for fiskeriene i området, selv når Vigdis-utbyggingen vurderes alene.

INFLUENSOMRÅDET VED KYSTEN

Minste drivetid til land for større utslipp av olje fra Vigdis-feltet ble funnet til Sogn og Fjordane og beregnet til 3 dager. Ut fra sannsynlighet for stranding, synes de mest utsatte kystavsnitt å være områdene fra Øygarden i Hordaland til Frøya i Sør-Trøndelag.

Influensområdet defineres her som det kystområdet der en har større enn 10% sannsynlighet for stranding av olje. Dette området omfatter kysten av Hordaland i sør til og med deler av Nord-trøndelag.

Influensområdet innbefatter mange fjorder med sterkt varierende strømforhold, ofte utadrettet i overflaten. Utenfor fjorden dominerer den nordgående kyststrømmen. Hydrografiske fronter i kystsonen kan utgjøre konvergenssoner hvor oljesøl kan samles. Vinden har imidlertid en markert effekt på strømningsmønsteret og kan tidvis reversere vanntransporten i forhold til dominerende

strømretning. Ved et større oljeutslipp må det derfor foretas en vurdering av de faktiske forhold for å kunne utnytte oppsamlingsressursene optimalt.

Fjæresamfunn: Den mest dominerende strandtype innen influensområdet er hardbunnsstrand (svaberg, klipper, rullestensstrand og tildels tidevannsbasseng). Andre typer strender (leirstrand, sandstrand, våtmarksområder, laguner, vrakvik) opptrer også i begrenset utstrekning og hovedsakelig i beskyttede områder. Utslipp fra offshore-installasjoner direkte har til nå ikke forårsaket påviselige effekter i norske strandsamfunn. I norske kystområder er effekter i hardbunnsfjæra hovedsakelig registrert etter utslipp ved forlis. Utbygging og drift av Vigdis vil ikke gi noen kvalitative eller kvantitative tillegg til de effekter som kan tenkes å oppstå i strandsamfunn som funksjon av stranding av olje fra andre utslipp rundt Vigdis, men vil medføre en beskjeden økning i sannsynligheten for at hendelser som kan resultere i stranding av olje skal inntreffe. En vesentlig del av de skadevirkningene som en vil se ved en eventuell stranding av olje fra Vigdis, vil være knyttet til fysiske effekter av tilgrising. Sauetang er sannsynligvis den tangart som som potensielt vil kunne bli skadet mest ved at olje eventuelt når kysten. Økonomisk viktige arter som grisetang kan imidlertid også bli påvirket. Generelt synes de store tang- og tarearter å tåle oljesøl bedre enn dyr som lever i samme område. De store tang- og tarearter kan også virke som en fysisk beskyttelse for mindre arter av dyr og alger. Av de virvelløse dyrene i fjæra vil det i første omgang være blant dyr som ikke fysisk kan beskytte seg mot olje (dvs. dyr uten skall) at en vil se en umiddelbar effekt.

Nær fullstendig restitusjon av hardbunnsamfunn etter en eventuell stranding av større mengder olje fra Vigdis, vil ha et tidsperspektiv på opptil 8 - 10 år eller mer. Etter en vellykket opprenskningsaksjon vil imidlertid restitusjonen ha kommet godt igang etter 2 - 3 år, slik at strandområdene for de fleste formål vil fremstå som før påvirkningen. Effekter i bløtbunnsområder kan være vedvarende dersom olje blir liggende i sedimentet. Bløtbunnsfjæra innen influensområdet til Vigdis finnes hovedsakelig i indre fjordområder og er derfor langt mindre utsatt ved en eventuell stranding av olje fra Vigdis.

Oppdrett: Influensområdet til Vigdis er sentralt for den næringsvirksomhet som drives innen oppdrett i Norge, idet ca. 60% av matfiskproduksjonen foregår innen dette området. De fleste oppdrettsanleggene ligger i den ytre kystsonen og er derfor spesielt sårbare, men en har også et betydelig antall anlegg i fjordene. Det er matfiskanleggene og skalldyranleggene som er mest utsatt. Ved et større oljeutslipp på Vigdis-feltet er det liten sannsynlighet for direkte toksiske effekter av olje på oppdrettsfisk. Tilgrising av anlegg, livstruende aktivitetsforandringer (panikk) hos fisken, smaksetting og en eventuell renommé-effekt kan imidlertid ved større utslipp gi betydelige problemer for deler av matfisknæringen. I økonomisk sammenheng representerer ikke oppdrett av skalldyr store verdier i Norge. Pga. skjellenes filterende levevis vil de lett ta opp partikler som ved et større oljeutslipp kan gi forhøyede konsentrasjoner av oljehydrokarboner i skjellinnmat. Ved et eventuelt større uhell på Vigdis-feltet vil dette neppe gi vesentlig større dødelighet, men vil for det enkelte anlegg kunne gi 1 - 2 måneders leveringsforsinkelse, øket arbeidsmengde for å rense anlegg, eventuelt redusert pris og markedsinteresse for en lengre periode.

Kystfiske: En antar at selv ved en undervannsutblåsning der en får innblandet olje i store deler av vannsøylen (200 m), vil det hovedsakelig være overflateolje som vil nå kystområdene. Kun arter av fiskeressurser som har hovedtyngden av egg og larver i de øvre vannlag, vil derfor kunne bli utsatt for skadelige oljekonsentrasjoner i kystområdene under normale forhold. Drivende olje avgiftes i vesentlig grad etter 5 døgns drift. Sannsynligheten for at olje skal nå kysten på mindre enn 5 dager, er 1% i sommerhalvåret og ca. 2% i vinterhalvåret. Det regnes derfor ikke med at pelagisk fisk, egg og larver i det kystnære området vil bli vesentlig påvirket av toksiske komponenter fra et eventuelt oljeutslipp på Vigdis-feltet. Torsk er muligens den art som vil være

mest sårbar. Fisk som gyter eller har oppvekstområder i tidevannssonen vil kunne påvirkes, hovedsakelig på grunn av tilgrising av habitat, men også pga. patologiske effekter. Ved et eventuelt større utslipp på Vigdis-feltet vil en ikke se vesentlige effekter på voksen fisk i kystområdene. Enkelte kaste- og låsettingsplasser vil sannsynligvis kunne bli tilgriset ved større oljeutslipp.

Sjøpattedyr: Eventuelle skadevirkninger på marine pattedyr langs kysten forårsaket av utbygning og drift av Vigdis-feltet er kun mulig ved større ukontrollerte utslipp der deler av dette når kysten. Av sjøpattedyrene er sannsynligvis hval lite sårbare. De mest vanlige selarter innenfor influensområdet er steinkobbe og gråsel. Innenfor influensområdet har en de største tettheter av steinkobbe i Møre og Romsdal og de største tettheter av gråsel i Sør-Trøndelag. En viss dødelighet av enkeltindivider av sel må påregnes dersom sel kommer i kontakt med større mengder olje. Spesielt følsomme er de juvenile. Mest sårbar er gråselen under og etter kasteperioden om høsten, mens steinkobben er mest sårbar sommerstid. Desimering av nyfødte unger har imidlertid mindre populasjonsmessig betydning enn dersom kjønnsmodne individer blir rammet. Potensielle skader forårsaket av olje synes i vesentlig grad å være knyttet til kontaminering av selens overflate, men indre skader kan også forekomme. Innen deler av influensområdet opptrer også den eurasiatiske oter som en antart har flere likhetstrekk med havoter med hensyn til sårbarhet for olje. Oteren regnes som en truet dyreart, og en vesentlig del av den europeiske oterbestand finnes innenfor influensområdet til Vigdis-feltet. Basert på erfaringer med havoter vurderes et større oljespill på Vigdis-feltet å kunne gi betydelige effekter på oter dersom olje kommer inn til områder der disse finnes. Oterens sårbarhet er knyttet til dens adferd og fysiologi der termoregulering og metabolisme sannsynligvis har størst betydning.

Fugl: De viktigste hekke-, myte og overvintringslokaliteter i influensområdet ligger mellom Sognefjorden og Froan. Her finnes sjøfuglområder av nasjonal og internasjonal verdi. Runde er den viktigste hekkelokaliteten i Sør-Norge for toppskarv, havsule, havhest, krykkje, lunde, alke og lomvi. Froan er også et viktig hekke-, myte- og overvintringsområde for en rekke arter. Som hekkelokalitet er Froan av særlig stor betydning for skarver, ærfugl og teist. Lommer, dykkere, skarver, marine ender, grågås og teist myter og/eller overvintrer i betydelige antall i influensområdet. I tillegg er også Ytre Romsdalsfjord, Smøla, Hitra, Frøya, Ørlandet og Trondheimsfjorden sentrale områder for fugl. Ved store uhell er sannsynligheten for kontakt mellom olje og sjøfugl stor. Gjennom hele året vil eventuelle oljeutslipp utgjøre en alvorlig trussel mot et stort antall sjøfugl langs kysten og i åpent hav. Størst individuell sårbarhet har arter som ligger på overflaten og dykker etter næring (alkefugler, marine ender, lommer, dykkere og skarver). Ekstra utsatt er fjærfellende lommer, dykkere, andefugl og alkefugl i den perioden de ikke er istand til å fly. Sannsynligheten for å overleve en oljeskade er liten for fugl som er helt avhengig av havet for å finne næring. Bestandenestitusjonstid etter en desimering er lang og spesielt utsatt vil være stedstro hekkekolonier.

Innledning

Vigdis-feltet ligger ca. 150 km vest av Florø (Figur 1) i blokk 34/7 hvor Saga Petroleum er operatør. Vanndyppet på den aktuelle delen av feltet varierer fra 270 til 290 m. Feltet er omgitt av flere tildels større felt. Disse er Snorre, Statfjord, Statfjord Nord, Statfjord Øst, Tordis og Gullfaks i norsk sektor og blant annet Murchison i engelsk sektor (Figur 2A).

Vigdis- feltet omfatter flere mindre strukturer. Samlede utvinnbare reserver i området er anslått til 28 millioner standard kubikkmeter (Sm^3) olje og 2 milliarder Sm^3 gass.

Kommersialitetsrapport for Vigdis-feltet ble fremmet i oktober 1991.

Utvinnbare oljereserver på Vigdis-feltet sammenlignes med omkringliggende felt i tabell 1.

Tabell 1. Utvinnbare oljereserver og produksjonsstart for Vigdis-feltet og omkringliggende felt.

Felt	Utvinnbar olje (mill Sm^3)	Produksjonsstart
Statfjord	565	1979-1985
Gullfaks	230	1986
Snorre	122	1992
Statfjord Øst	19	1993
Statfjord Nord	28	1993
Tordis	18	1994
Vigdis	28	1996

Den samlede oljereserven på norsk sokkel ble i 1991 estimert til 2597 mill. Sm^3 .

Det vil ikke bli bygget en egen plattform i forbindelse med produksjonen fra Vigdis-feltet.

Aktiviteten på feltet forventes å starte i andre halvdel av 1994, forutsatt Stortingets godkjenning før sommeren 1993, - noe som kan gi produksjonsstart i 1996. En maksimal produksjonen av olje (ca. 13500 Sm^3/d) fra Vigdis-feltet er ventet i 1998 med produksjon frem til 2009.

Utbyggingsløsningen som behandles her, innebærer en undervannsutbygging knyttet opp mot Gullfaks C med produksjons- og vanninjeksjonsrørledninger og knyttet til Snorre LTP med testledning og kontroll navlestreng. En skisse av de ulike undervannsinstallasjoner ses i figur 2b og 2c. Avstanden fra Vigdis til Gullfaks C er 24 km og til Snorre 7 km.

Det er allerede boret 2 brønner, og det planlegges å bore ytterligere 8 produksjonsbrønner og 3 vanninjeksjonsbrønner.

Seks av produksjonsbrønnene (P1, P2, P4, P5, P12, P14, hvorav P1 og P12 vil være plassert ved samme brønnhode) vil være plassert i siloer gruppert rundt produksjonsmanifolden, mens de resterende 3 produksjonsbrønner (P11, P6, P7) er planlagt å være frittliggende og knyttet opp mot produksjonsmanifolden. Tilsvarende vil 3 av injeksjonsbrønnene (I3, I8, I10) være gruppert rundt vanninjeksjonsmanifolden i siloer, mens én injeksjonsbrønn (I9) vil være frittliggende.

Av de frittliggende brønnene plasseres P7 og P11 i silo, mens I9 og P6 får konvensjonell beskyttelsesstruktur. Arealet og høyde av de ulike installasjoner på bunnen ses i tabell 2.

Tabell 2. Arealet av bunnen som dekkes av de ulike installasjoner, høyde av disse over bunnen og antall.

Innstallasjon	Areal over bunnen (m ²)	Høyde over bunnen (m)	Antall
Produksjonsmanifold	497	2,9	1
Innjeksjonsmanifold	333	3,2	1
Silo	104	1	10
Konvensjonell beskyttelse	416	9,5	2

Alle rørledninger utenom vanninjeksjonsrørledningen legges i 1 m dype grøfter, som etterfylles. Rørledningene dekkes med betongmatter nær satellitter og manifolder. Vanninjeksjonsledningen legges utildekket. Alle undervannsinstallasjoner vil designes slik at de er overtrålbare.

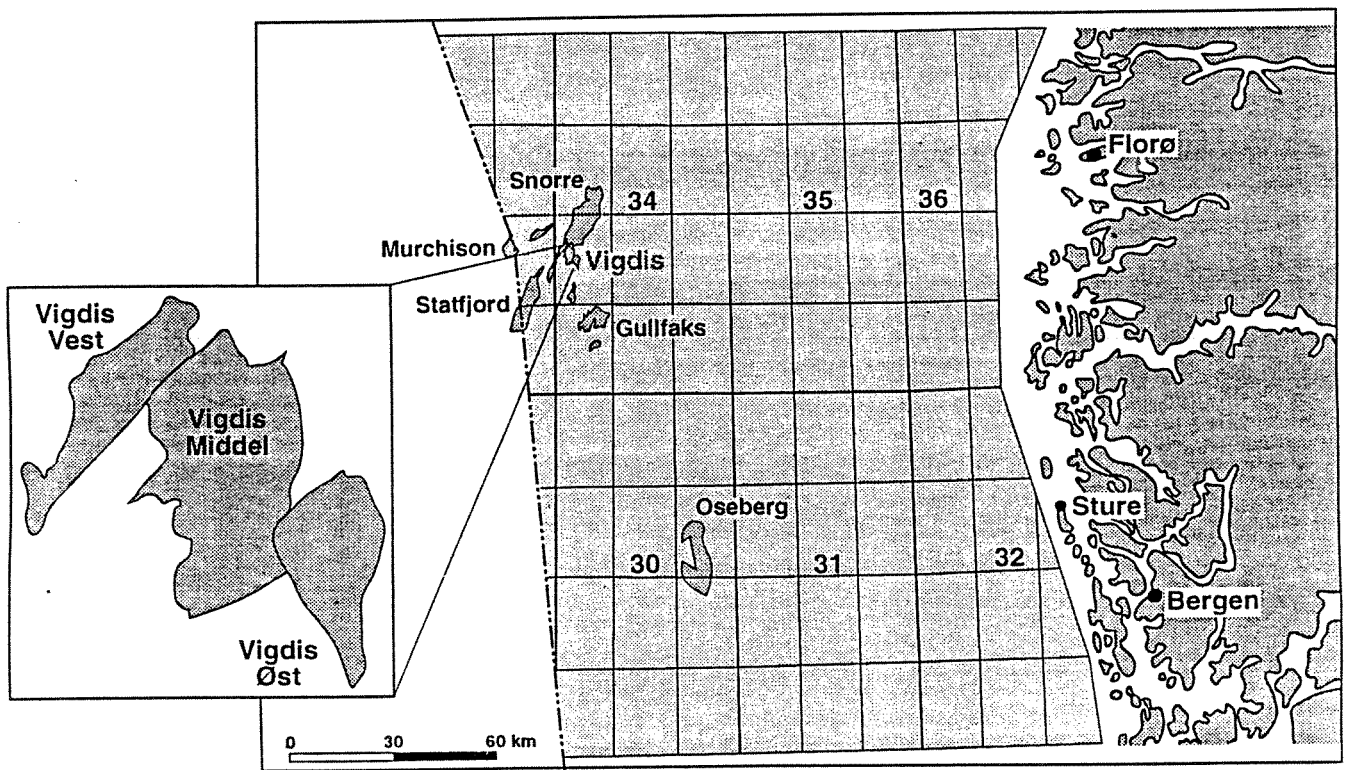
Produksjonen av olje og gass er planlagt å ville løpe over en periode på 13 år, hvorav 75% av den samlede oljeproduksjon vil skje i løpet av de første 5 år. Produksjonsstart for andre felt i området ses i tabell 1. Oppbygning av egne landbaserte drifts- og basefunksjoner vil ikke bli utført i forbindelse med utbygning av Vigdis-feltet.

Utbygningen vil medføre følgende regulære utslipp til sjø:

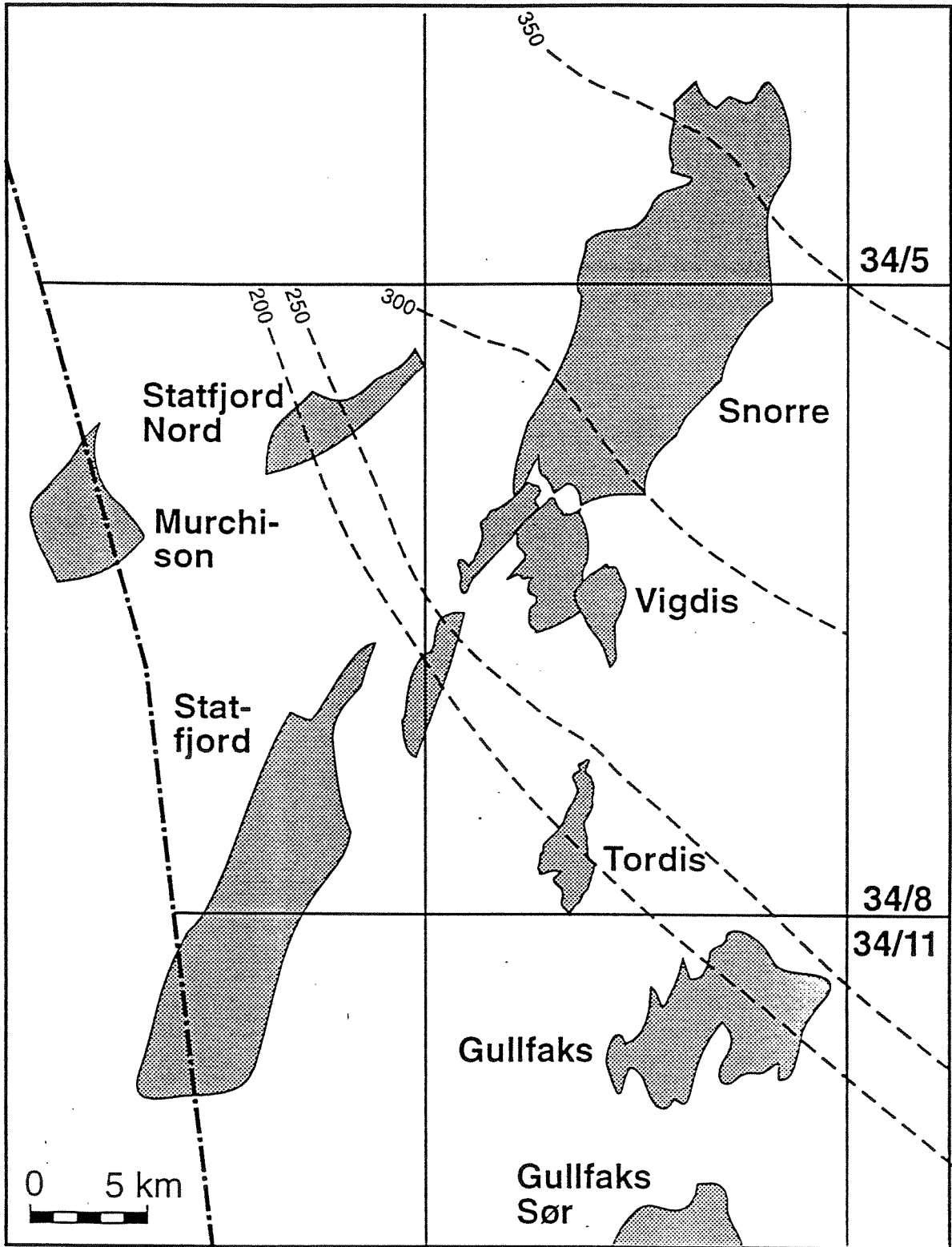
- (i) Renset oljeholdig vann (produsert vann, drenasjonsvann fra dekkarealer) som kan inneholde diverse tilsetningsstoffer.
- (ii) Kjølevann.
- (iii) Sanitært avløpsvann.
- (iiii) Borekaks og slam.

Utbygningen av Vigdis vil være en av flere forurensningskilder innenfor en liten del av norsk sokkel. Vigdis-feltet er omgitt av store, tildels allerede utbygde felter (tabell 1). Lokale transportmekanismer og transport av forurensninger mot kysten av Norge vil stort sett være de samme som for disse omkringliggende felt.

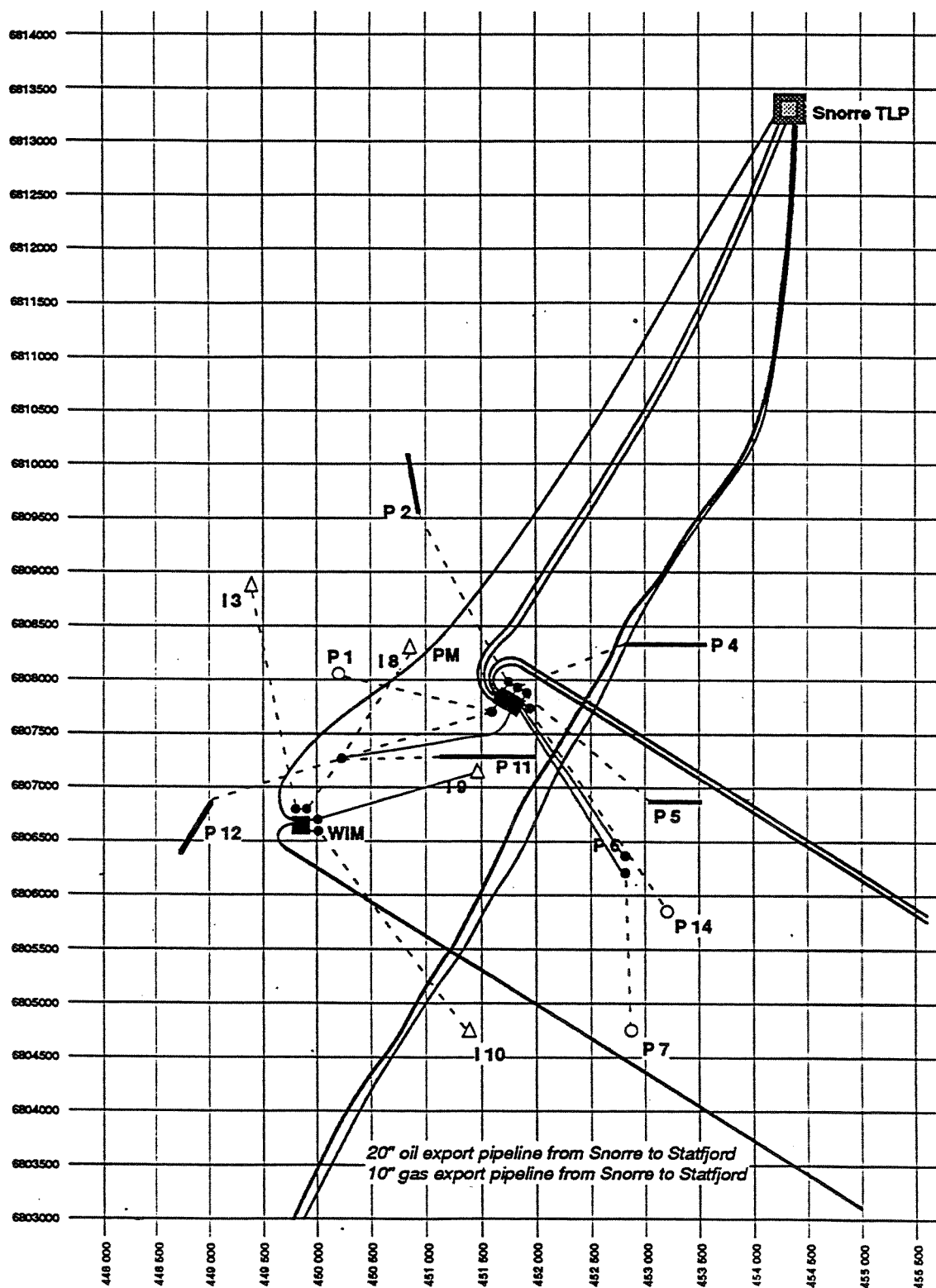
I denne konsekvensutredningen vil potensielle effekter av utbygning og drift ses i forhold til og i sammenheng med utslipp fra nabofeltene. Det finnes et relativt omfattende datamateriale fra tidligere studier og konsekvensutredninger utført i forbindelse med nabofeltene til Vigdis. Konsekvensutredningen for Vigdis vil derfor i betydelig grad lene seg til dette datagrunnlaget med oppdatering der dette er nødvendig.



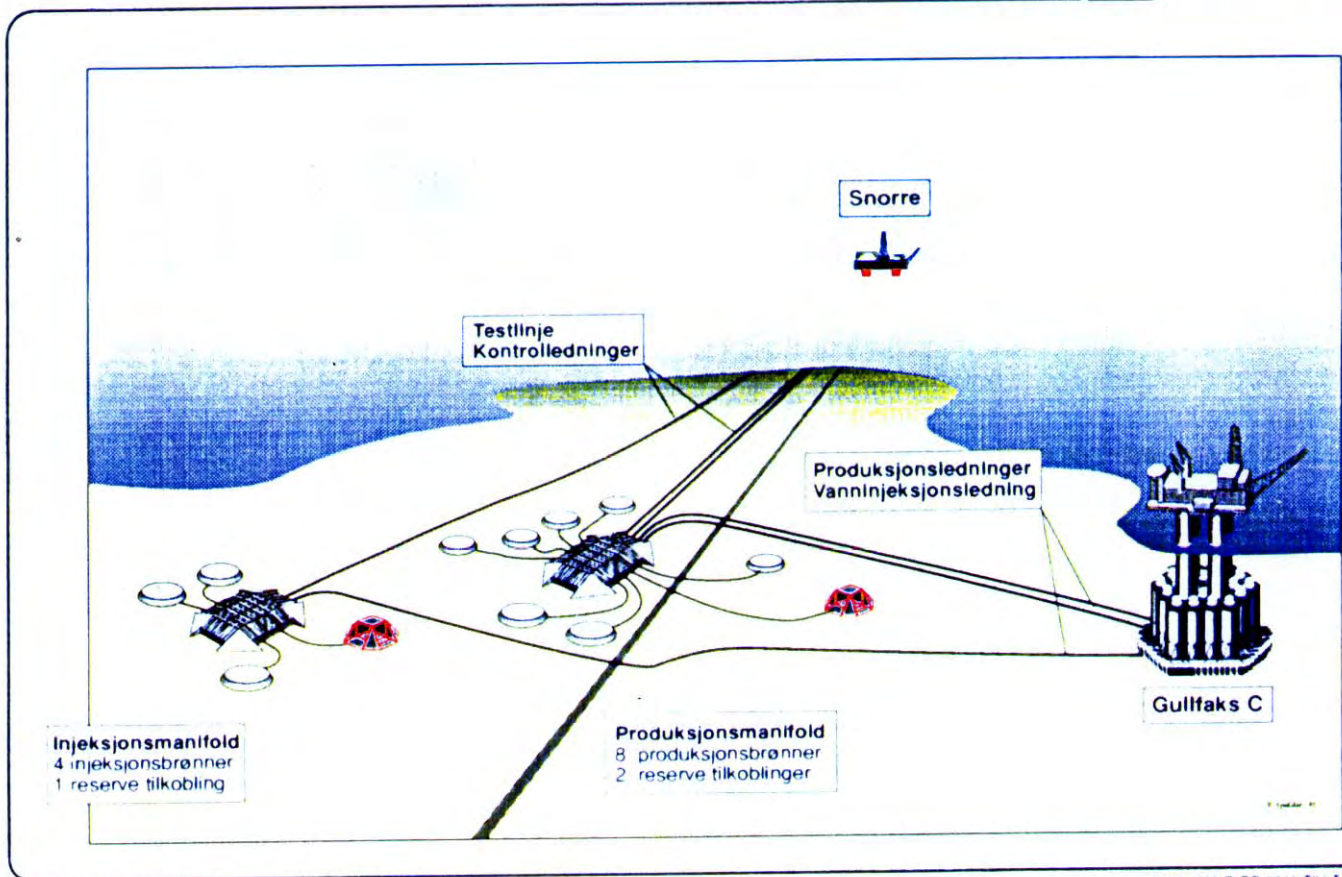
Figur 1. Kart som viser lokalisering av Vigdis-feltet i blokk 34/7. En mer detaljert skisse av de ulike delene av Vigdis er innfelt.



Figur 2A. Kart som viser Vigdis-feltet i forhold til omkringliggende felt.



Figur 2B. Skisse av de ulike undervannsinstallasjoner planlagt installert i forbindelse med drift av Vigdis-feltet.



43011503 R EP 0011 TIU ToG FS

Figur 2.C. Skisse av undervannsinstallasjon plassert på bunnen på Vigdis-feltet.

1. MILJØSTATUS FOR UTBYGNINGSOMRÅDET

1.1. Fysisk beskrivelse av utbygningssområdet (strøm, hydrografi, bunnforhold)

Vigdis- feltet ligger i blokk 34/7 i Nordsjøen. Beliggenheten til feltet er ca 61°25' N, 2°10' E, omtrent rett vest av Florø i Sogn og Fjordane. Se figur 1. Avstanden til norskekysten er 150 km og avstanden til Shetland (Lerwick) 230 km. Feltet ligger ca. 15 km fra grensen til britisk sokkel.

Bunntopografi

Vigdis-feltet ligger i skråningen på vestsiden av Norskerenna. Bunnens hellingsvinkel er av størrelsesorden 0.5°. Områder med markerte dybdegradienter har ofte et regionalt maksimum i kornstørrelse i sedimentet (og liten sorteringsgrad) som følge av ekstra sterke (bunn)strømmer. Årsaken til de sterke strømmene er den topografiske kontrollen som er knyttet til horisontalgradient i vanddyb.

Overflatesedimentet består av siltig sand og leire ifølge Saga Petroleum, 1991. Mannvik m. fl. (1991) fant at sedimentene på Snorre feltet litt lenger nord også bestod av siltig sand, med god sorteringsgrad. Gjennomsnittlig verdi for TOC var 0.43%, og for totalt organisk materiale (TOM) ca. 2%. Nordlige del av Snorrefeltet har noe grovere bunnbeskaffenhet enn den sørlige. På Gullfaksfeltet består sedimentet hovedsakelig av en blanding av grov (0.6 - 2.0 mm) og fin (0.2 - 0.063 mm) sand, men med en overvekt av fin sand på de fleste stasjoner (Rygg et al., 1986). Den totale mengde organisk materiale i sedimentet var ca. 2% (Rygg et al., 1986) og altså det samme som på Snorre. På Statfjordfeltet er det observert mye steinfall fra tidligere tiders drivis. Forøvrig har det aktuelle området rundt Vigdis-feltet mange grunne skuringsstriper fra isfjell og dessuten mange større nord/sørgående forsenkninger i bunnskråningen.

Strømforhold

Kunnskap om strømforholdene er i foreliggende sammenheng viktig for bestemmelse av drivretning/hastighet for forurensninger fra installasjonene fra Vigdis-feltet (se kap. 5.1).

Strømforholdene kan forventes å variere mye i den aktuelle delen av Nordsjøen. Foreliggende dokumentasjon stadfester dette. Særlig gjelder dette overflatestrømmene som er godt korrelert med vinden og dens variasjoner.

Overflatestrøm

Overflatestrømmen på Vigdis- feltet er påvirket av vindfeltet, men også av Den Norske Atlanterhavsstrømmen og Den Norske Kyststrømmen, som tidvis har buktninger vestover til Vigdis-/Snorre-området. Sistnevnte effekt er gjerne mest markert om sommeren da Kyststrømmen har størst bredde. Overflatestrømmen kan ha hastigheter på over 1 m/s (3.6 km/t). Langs bunnen går strømmen (på Snorrefeltet) gjerne sørøstover, inn i Norskerenna (Atlantisk bunnstrøm). Typiske residualstrømmer er 10 - 20 cm/s (Lønseth og Arntsen, 1987).

For simuleringer av oljedrift antas oftest vindgenerert strøm i overflaten, typisk 3 - 6% av vindhastigheten. Vindgenerert strøm er oftest sterkest i overflaten og avtar, gjerne eksponentielt, med dybden. For Snorrefeltet er det i tidligere analyser operert med middelvindstyrke på 7 m/s i vårmånedene (Lange, 1987), noe som eksempelvis vil tilsvare en overflatestrøm på av størrelsesorden 20 - 40 cm/s. Vårmånedene er antatt å representere den mest kritiske perioden med

hensyn til miljøkonsekvenser. Den kraftigste vinden opptrer imidlertid om høsten, i sektorer fra sørvest til nordvest. En kan da forvente kraftigere overflatestrøm enn om våren.

Bølger medfører også en horisontal vannforflytning (Stokes-drift), men bidrar mindre enn vinden til overflatestrømmen.

Det meste av oljeutslippene vil samles i overflaten eller i overflatelaget. Noen komponenter kan imidlertid innlagres dypere nede, og andre kan synke eller blandes ned etter hvert som oljen forvitres (se kap. 5.1). Frontsoner, f.eks. mellom kystvann og Nordsjøvann, danner ofte konvergenssoner hvor forurensning kan samles og blandes ned (Golmen og Mork, 1988).

Ekstrem-verdier

Målinger viser at hastigheter på 3 - 4 knop (1.5 - 2 m/s) kan opptre i den nordlige delen av Nordsjøen (Troll-feltet ca. 100 km sørøst for Snorre). For Snorre-feltet er det målt hastigheter på 60 cm/s nær overflaten, og over 50 cm/s ned til nær bunn. Sterkstrømsepisoder som er forårsaket av stormbølger er viktige for bl.a. sedimenttransport, selv om de forekommer sjelden. I følge Flather (1987) kan disse strømmene ha hastigheter rundt 50 cm/s (dybdeintegrert) i den delen av Nordsjøen som vi vurderer.

Tidevannets bidrag

Det halvdaglige (M_2) tidevannet er den dominerende faktor i dynamikken over det meste av Nordsjøen, både ved bunn og overflate (Otto m.fl., 1990). Tidevannets relative innvirkning kan imidlertid ventes å avta mot nord, bl.a. som resultat av økende vanddybde der. Dette synes å være bekreftet i de målinger som er foretatt på Snorrefeltet (Lønseth og Arntsen, 1987). Harmonisk analyse av strømmålinger derfra indikerer tidevannsstrøm (M_2) av størrelsesorden 3 - 4 cm/s, avtagende til 1 - 2 cm/s like over bunn. Dette bidraget synes å utgjøre ca. 25% av målte strømhastigheter på Snorre feltet.

Hydrografiske forhold

Hydrografiske forhold omfatter her fordeling av salinitet og temperatur i vannsøylen. Det dreier seg om et varierende bilde, både i tid og rom. Hydrografien bestemmer sjøvannets egenvekt. Lagdelingen (sjiktning) vil til en viss grad bestemme hvor dypt tyngre oljekomponenter vil synke. Videre vil temperaturforholdene i vannet ha en stor innvirkning på oljens viskositet og hvordan oljen dispergeres eller forvitres under drift.

Målinger utført på nærliggende felter indikerer at innstrømmende salt Atlanterhavsvann er viktigste faktor for hydrografi (sjøtemperatur og salinitet) på Vigdis-feltet. Særlig gjelder dette dypere sjikt i sjøen. Atlanterhavsvannet (salinitet over 34.7) kan skilles fra litt mindre salt vann i overflaten og i Kyststømmen. Om vinteren har Atlanterhavet også et karakteristisk temperaturn maksimum, gjerne på 8 - 10°C (vinter-middel på 7°C), i kontrast til overflatetemperaturer på 3 - 6°C. Tidvis kan imidlertid bunn-temperaturene om vinteren komme så lavt som 2°C (Lønseth og Hansen 1987).

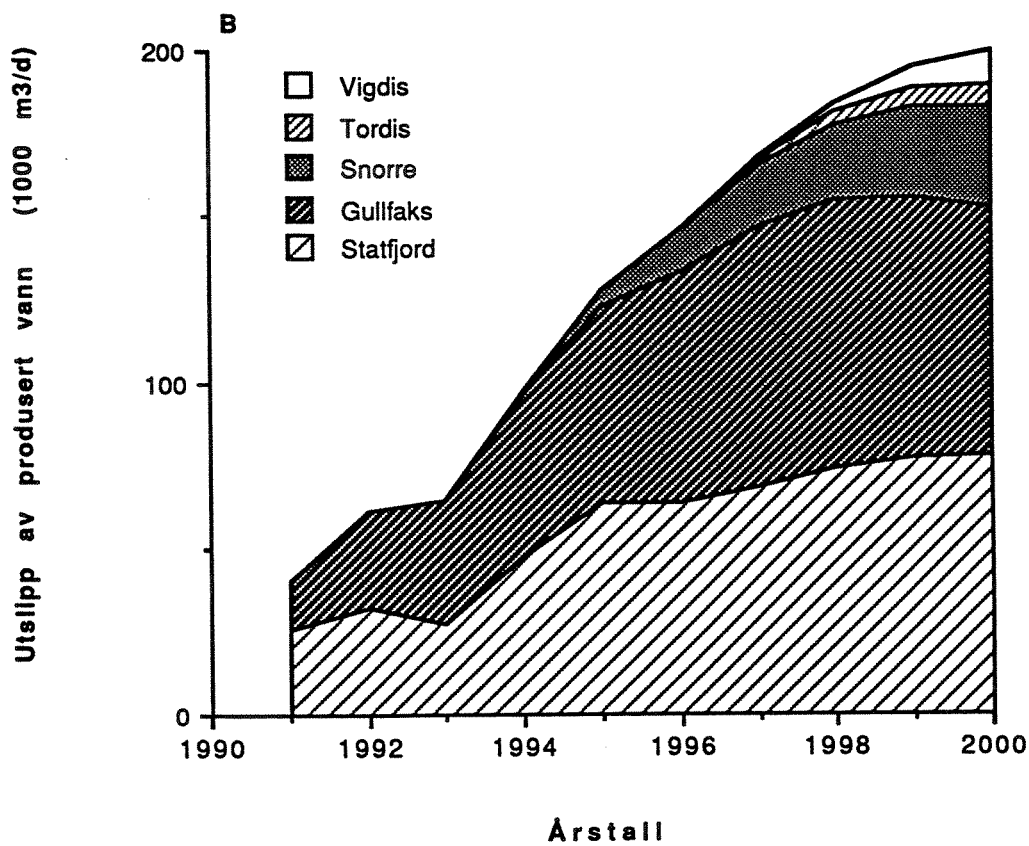
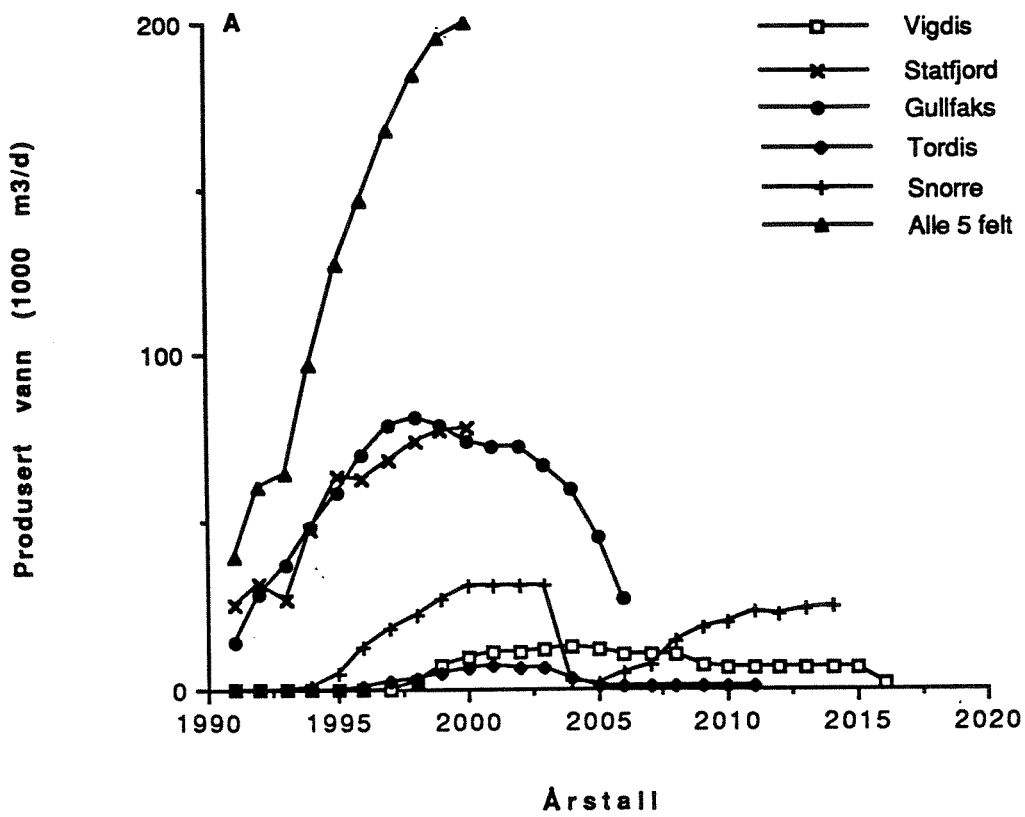
1.2. Utslipp fra Vigdis og på nabofelter

Vigdis-feltet ligger i et område med mange andre felt (figur 2). De utslipp som en venter vil finne sted fra Vigdis, vil kvalitativt ikke skille seg vesentlig ut fra de øvrige installasjoner en har i området. Oversikt over utslipp fra de øvrige felt er ikke tilgjengelig for alle typer kjemikalier. En antar imidlertid at antall brønner gir et visst estimat for den relative mengde av ulike stoffer som vil slippes ut fra de enkelte felt (tabell 3).

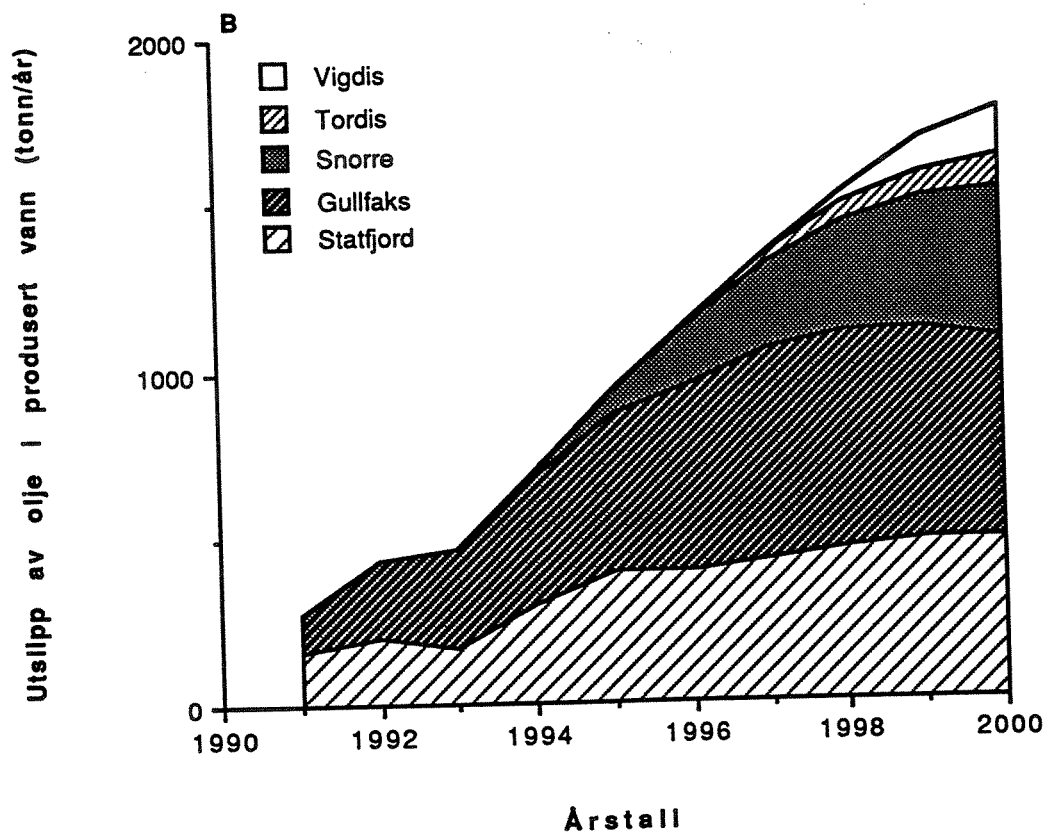
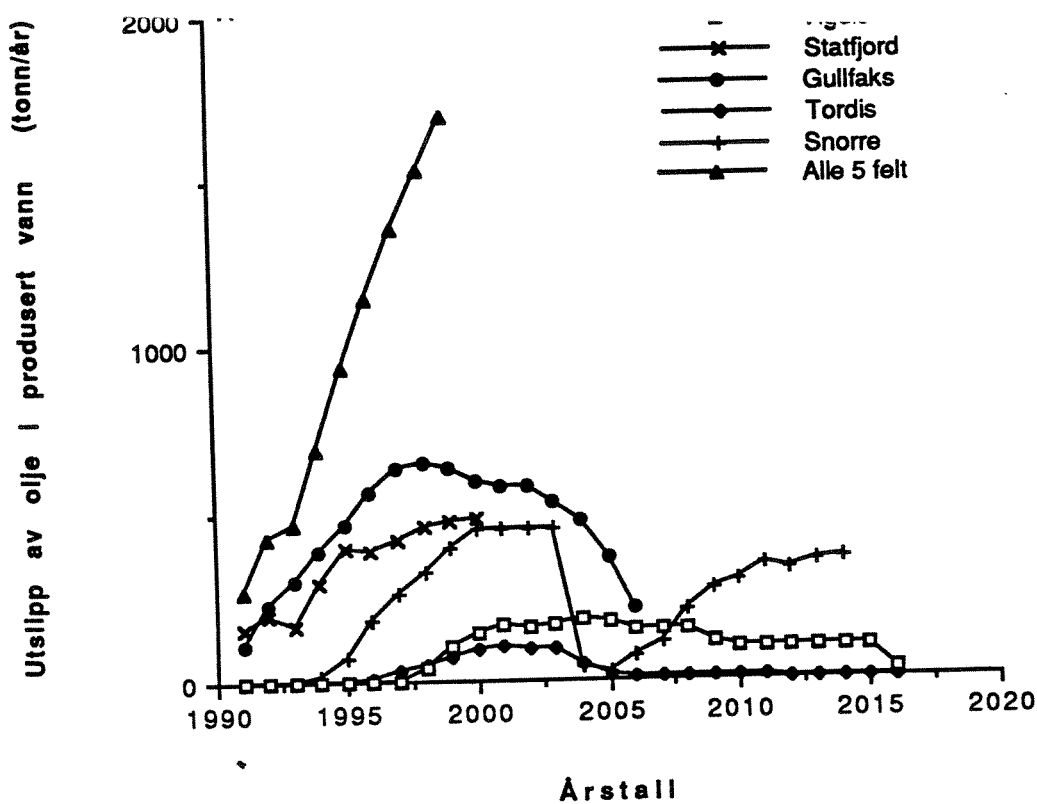
Tabell 3. Totale antall produksjons- og vanninjeksjonsbrønner planlagt boret på Vigdis-feltet og omkringliggende felt. Tall i parentes angir totale antall som allerede er utført. (Data innsamlet våren 1992).

Felt	Totalt
Statfjord (A, B og C)	137(102)
Gullfaks	120(68)
Snorre	50(4)
Statfjord Øst	8
Statfjord Nord	9
Tordis	8
Vigdis	13 (2)

Til nå er det kun på Statfjord (A, B, C), Gullfaks og Snorre at en allerede har startet produksjon. Hvor langt frem det foreligger prognoser for utslipp av produsert vann og medfølgende olje er forskjellig for de ulike felt i utbyggningsområdet (figur 3 og 4 og tabell 4). For alle felt foreligger prognoser t.o.m. år 2000. De største samlede utslipp vil finne sted rundt århundreskiftet. Utslippene av produsert vann fra Vigdis vil i år 2000 utgjøre et tillegg i utslipp på ca. 5% i forhold til de øvrige felt i området. Økningen i oljeutslipp knyttet til det produserte vannet vil være 9%, forutsatt rensing til 40 mg/l som er dagens konsesjonsgrense. Erfaringer med det aktuelle rensesystem på Gullfaks-feltet tyder imidlertid på at vesentlig bedre rensing kan oppnås. Også økningen i totalutslippene i området over tid vil være beskjedent som følge av en utbygning av Vigdis. Totalmengden av både produsert vann og olje fra feltene i området er imidlertid relativt stor.



Figur 3. A: Tilgjengelige prognoser for utslipp av produsert vann fra Vigdis-feltet og omkringliggende felt. B: Prognoser for perioden 1991 - 2000.



Figur 4. A: Tilgjengelige prognoser for utslipp av olje i produsert vann fra Vigdis-feltet og omkringliggende felt. B: Prognoser for perioden 1991 - 2000. Merk at prognosene er basert på de gjennomsnitts konsentrasjonene som er oppgitt i tabell 4a.

Tabell 4.a. Prognoser for totale utslipp av produsert vann og olje fra Vigdis og utvalgte omkringliggende felt i 1995 og 2000. Prognosene er basert på utslipp 365 dager i året.

Felt	Produsert vann i 1995 (1000 m ³)	Produsert vann i 2000 (1000 m ³)	Olje i 1995 (tonn)	Olje i 2000 (tonn)	Gjennomsnittlig konsentrasjon av olje (mg/l)
Statfjord (A, B og C, nord, øst)	64	78	395	485	ca. 17 (12.1-24)
Gullfaks	59	74	473	596	22
Snorre	5	31	73	451	40 ¹⁾
Tordis	0.001	7	0.015	97	40 ¹⁾
Vigdis	0	10	0	142	40 ¹⁾

1) Konesjonsgrense. Dette er et konservativt anslag, Saga Petroleum trenger erfaring med anleggene for å kunne gi andre anslag.

Fra et miljøsynspunkt er det innholdet av olje i det produserte vannet som hittil har vært mest i fokus. Det produserte vannet inneholder også andre forbindelser/elementer. Den kjemiske sammensetning av det produserte vannet gjenspeiles av innholdet av de ulike komponenter i formasjonsvannet. I løpet av et felts levetid vil imidlertid injeksjonsvann sette mer og mer preg på den kjemiske sammensetningen i det produserte vannet. I tabell 4b ses representative data for utvalgte fysisk/kjemiske parametere for formasjonsvann fra brønn 34/7 - 19 på Vigdis-feltet.

Formasjonsvann kan også inneholde radioaktive isotoper (tabell 4c). Konsentrasjonen av enkelte av disse kan ligge langt over bakgrunnskonsentrasjonen i sjøvann. Konsentrasjonen av radium - 226 i sjøvann ligger for verdenshavene i området 0.008 - 0.0008 Bq/l (Laane, 1992). Konsentrasjonen av radium i formasjonsvannet fra Vigdis-feltet ligger innenfor det en har funnet for andre felt i Nordsjøen (2 - 6 Bq/l). Norske myndigheter har idag ingen definerte øvre grense for utslipp av radium i produsert vann, men krever at nivået må holdes så lavt som teknisk/økonomisk forsvarlig. EPA opererer med en grense på 1.85 Bq/l for utslipp til kystområder (Sandvik og Tingvoll, 1991), som altså er lavere enn det en finner i formasjonsvann fra Vigdis. I elvevann kan en finne konsentrasjoner opp til ca. 0.1 Bq/l (Laane, 1992).

Radiumsulfat har en meget lav løselighet, og en antar at radiumsulfat vil felles ut sammen med bariumsulfat når formasjonsvannet blandes med sjøvann og kan muligens føre til økning i radioaktiviteten i sediment dersom slik utfelling vil forekomme. Utfelling forekommer allerede i rørene ("scaling") og er derfor et potensielt arbeidsmiljø-problem.

Tabell 4.b. Utvalgte fysisk/kjemiske data for formasjonsvann fra brønn 34/7 - 19. (Data fra Petrotech: Notat av Sandvik og Tingvoll, 1991.

Parameter	Strontium, Sr	Barium (Ba)	pH	Cu	Pb	Hg
Konsentrasjon	45-57 (mg/l)	25-27 (mg/l)	6.8	0.04 µg/l	0.2-0.35 µg/l	0.4 µg/l
Parameter	Zn		Cr			
Konsentrasjon	0.1-0.3 µg/l		<0.3-0.4 µg/l			

Tabell 4.c. Radioaktive isotoper (Bq/l) funnet i formasjonsvann fra brønn 34/7 - 19. (Data fra Petrotech: Notat av Sandvik og Tingvoll, 1991.

Parameter	²³⁸ U	²³⁴ U+ ²³⁰ Th	²¹⁰ Po	²³² Th	²²⁸ Th	²¹² Po	³ H	²²⁶ Ra
Konsentrasjon	<0.1	0.1	0.1	<0.1	0.2	0.7	1	3.7 - 4.7

Utslipp av borekaks og boreslam

Det er planlagt å bore 13 brønner på Vigdis hvorav 5 er horisontalbrønner (dvs. avvik større enn 60°). En typisk Vigdis brønn vil ha en lengde på 4300 m fra havoverflaten og vil totalt gi et utslipp av kaks og boreslam på henholdsvis 693 og 2700 m³ (tabell 5), mens 300 m³ av slammet vil bli stående i brønnen. Det vil ta ca. 70 dager å bore en slik brønn og 30 dager til komplettering.

Det er antatt at topphullet (36" og 24" seksjonene) vil kunne bores med bentonittslam og resten av brønnen med en KCl-basert slamtype. For horisontalbrønnene vil en imidlertid i 12.25" og 8.8" seksjonene måtte bruke et slam med boretekniske egenskaper tilsvarende oljebasert slam. Det er for slike seksjoner mest sannsynlig at en vil bruke eter-/ester-baserte slamtyper.

Under boring vil kakset bli sluppet ut noen få meter under havoverflaten. Innholdet av ulike tilsetningsstoffer i de tre mest aktuelle boreslamstyper ses i tabell 6.

Tabell 5. Utslippsdata knyttet til boring av en typisk brønn på Vigdis-feltet.

Diameter på brønn	Seksjonslengde (m)	Bore rate (m/t)	Utslipp av borekaks (m ³)	Domminerende størrelse på kaks (mm)	Utslipp av boreslam (m ³)
"Vanddyp"	330		0		
36"	160	10	120	Leire	
24"	680	20	238	20-40	
16"	1400	20	210	10-30	
12,25"	1000	5	100	5-15	
8,5	730	3	25	1-5	
"Hele brønnen"	4300		693		2700

Tabell 6. Innhold av hovedkomponenter (kg/m³) i 3 slamtyper aktuelle for bruk under boring på Vigdis.

Komponenter	Bentonittslam	KCl-slam	Eter/ester-slam
Bentonitt	70		
Ferskvann	960	710	150
Baritt		700	830
Finmalt borekaks		110	160
Kaliumklorid		160	40
Cellulosepolymerer o.l.		20	
Emulgatorer løst i baseolje			40
Eter/ester baseolje			480

Erfaringer fra boring på Snorrefeltet viser at det er mulig å bruke vannbasert slam til boring av brønner med et avvik av opptil 60° i forhold til vertikalen.

Basert på antall brønner på Vigdis-feltet (13) og utslipp av borekaks (tabell 5) kan en beregne det forventede totale utslipp av borekaks knyttet til utbygging av Vigdis-feltet (tabell 7). Tilsvarende beregninger kan gjøres for de omkringliggende felt. Under utarbeidelse av denne rapporten har en ikke hatt sammenlignbar informasjon om utslipp av kaks og boreslam for å gjøre tilsvarende beregninger for omkringliggende felt med samme pålitelighet. Som et grov-estimat (størrelsesorden) av utslippene av kaks fra de øvrige felt har en derfor benyttet antall brønner boret/blanlagt boret (tabell 3), samt mengden kaks fra en standard Vigdis-brønn (tabell 5). Mengden slam som brukes ved boring er avhengig av den slamtype som brukes. For oljebasert slam benyttes ca. 1 m³ slam for boring av 1 m³ formasjonsmasse. For KCl-slam og gipspolymer-slam benyttes henholdsvis 5 og 9 m³ slam pr. m³ formasjonsmasse. På denne bakgrunn har en ikke beregnet utslippene av boreslam for andre felt enn Vigdis, da en for flere av de øvrige felt vet at blant annet oljebaserte slamtyper har vært benyttet. En er klar over at det også for utslipp av kaks er forskjeller mellom felter og brønner. Dette gjør at beregningsmetoden for utslippmengder introduserer vesentlig større feilmarginer for de omkringliggende felt enn for Vigdis feltet.

Tabell 7. Estimert av totale utslipp av kaks og boreslam på Vigdis-feltet og et grov-estimat for omkringliggende felt.

Felt	Utslipp av kaks (m ³)	Utslipp av boreslam (m ³)
Statfjord (A, B og C)	9.5 × 10 ⁴	
Gullfaks	8.3 × 10 ⁴	
Snorre	3.5 × 10 ⁴	
Statfjord Øst	5.5 × 10 ³	
Statfjord Nord	8.2 × 10 ³	
Tordis	5.5 × 10 ³	
Vigdis	9 × 10 ³	3.5 × 10 ⁴

Oljens sammensetning

Oljen fra blokk 34/7 er en relativ lett olje (tetthet 0,87) med et aromatinhold på 26 - 27 % (tabell 8).

Tabell 8. Innholdet (%) av hovedgrupper av hydrokarboner i råolje fra Blokk 34/7.

Lokalitet	Mettet fraksjon, hovedsakelig alkaner	Aromater	Asfaltener	Organiske forbindelser som inneholder nitrogen, svovel og oksygen
34/7-16 DS2	55.6	26.2	6	12.2
34/7-16 DS3	56.4	27.3	3.7	12.6

Det er delte meninger om hvordan man skal evaluere toksisiteten av en komplisert blanding som råolje. De enkelte oljetyper oppfører seg også forskjellig i sjøvann (løselighet), selv om de i utgangspunktet ser temmelig like ut med hensyn til kjemisk sammensetning (Serigstad, 1992).

På bakgrunn av dagens kunnskapsstatus om effektene av olje, samt graden av karakterisering av de ulike råoljetyper fra Vigdis-feltet og omkringliggende felt, er det ikke mulig å rangere de ulike oljetyper fra felt omkring Vigdis mht. giftighet.

Kjemikalieforbruket

I forbindelse med en feltutbygging og produksjon brukes en rekke kjemikalier (brønnskjemikalier) til ulike formål nede i brønnen (downhole chemicals), til gass og vann separasjon (topsite) og i vanninjeksjonssystemet. Pariskommisjonen (PARCOM) definerer offshore kjemikalier i tre hovedkategorier:

- Borekjemikalier (drilling chemicals).
- Produksjonskjemikalier (production chemicals).
- Rørledningskjemikalier (pipeline chemicals).

Hver kategori inneholder grupper kjemikalier i henhold til deres funksjon (tabell 9).

Tabell 9. Offshore kjemikalier i henhold til PARCOM. Tabellen er tatt fra Österbröt, 1991.

Drilling Chemicals	Production Chemicals	Pipeline Chemicals
Weighting, gelling	Biocides	Corrosion Inhibitor
Inorganic salt	Corrosion Inhibitor	Biocides
Lost Circulation	Oxygen Scavenger	Demulsifier
Lignosulphonate	Scale Inhibitor	Oxygen Scavenger
Polymers	Demulsifier	Gel
Asphalt, Gilsonite	Coagulant/Deoiler	Detergent
Defoamers	Antifoam	Dye
Biocides	Dispersant	Carrier Solvents
Corrosion Inhibitors	Thinner	
Scale Inhibitors	Fluid Loss	
Drilling Lubricants	Viscosifier	
Pipe Release Agents	Emulsifier	
Dispersants	Surfactant/Detergent	
Oxygen Scavengers	Gas Treatment	
Surfactants	Other Chemicals	
Cuttings Cleaning		
Shale Inhibitors		
Emulsifiers		
Other Chemicals		

Mengdeestimat for forbruk av ulike kjemikalier under ordinær drift av undervannssystemet på Vigdis-feltet ses i tabell 10. På produksjonsplattformen (Gullfaks C) benyttes også andre typer kjemikalier.

Nede i brønnen brukes kjemikalier til å forebygge skader på formasjonen (scale inhibitor) og eventuelt behandle slike skader (stimulation fluids).

De mest anvendte "scale inhibitors" brukt i produksjonsbrønner består av polyacrylat og organiske fosforforbindelser (organic phosphonates). Sammen med slike "scale inhibitors" brukes også biocider (glutaraldehyd), oksygenfjernere (NaHSO₄)

Skader på formasjonen behandles med ulike kjemikalier avhengig av skadetype. "Stimulation fluids" kan bestå av ulike syrer (15% HCL, 3% HF/12% HCl, NH₄Cl) samt 1 - 5 % av diverse tilsetningsstoffer som korrosjonsinhibitorer, leire stabilisatorer, etc. Disse kjemikalier er alt vesentlig vannløselige og vil følgelig bli sluppet ut sammen med vannfasen (produsert vann). Over kortere tidsrom kan en også komme til å måtte behandle brønnen med xylen eller dieselolje for å fjerne avsatt voks. Disse stoffene vil imidlertid følge oljefasen og derfor i liten grad slippe ut i miljøet.

Som "Completion and packer fluid" vil en bruke saltlake (NaCl) eventuelt andre salter (CaCl₂, CaBr₂, ZnBr₂).

Tabell 10. Mengde estimater for forbruk hovedgrupper av kjemikalier i undervannsinstallasjoner på Vigdis-feltet. (Data gitt av Saga Petroleum).

Kjemikalietype	Prognoser for forbruk
Avleiringshemmer	0.52 (m ³ /sd ¹)
Korrosjonshemmer	1,0 (m ³ /sd ¹)
Methanol	150 (m ³ /år)

¹) Streaming day.

Forbruket av kjemikalier på de øvrige felt i utbygningsområdet er ikke kjent i detalj. En må imidlertid anta at de samme hovedgrupper av kjemikalier brukes på de øvrige felt og at mengden forbrukt er avhengig av antall brønner.

Ingen nye kjølevannssystemer vil bli bygget spesielt for Vigdis-feltet. Kjølekapasitet vil dekkes ved integrering i eksisterende kjølesystem på den plattform som velges for produksjon fra Vigdis.

Produksjonen fra Vigdis vil ikke medføre noen personelløkning på Gullfaks C eller Snorre. Det vil derfor heller ikke være noen økning i utslipp av sanitært avløpsvann knyttet til produksjonen fra Vigdis-feltet. I utbygningsperioden vil en imidlertid ha en viss personelløkning.

1.3. Biologisk beskrivelse av utbygningsområdet

1.3.1. Økologisk tilstand i bunnsamfunn

Miljøforstyrrelser fra operasjonelle utslipp fra olje- og gassplattformer kan merkes på den omgivende havbunn og skyldes både fysiske og kjemiske faktorer (Gray et al., 1990; Kingston, 1987). Bløtbunnfaunaen representerer et egnet biologisk samfunn for overvåking av de kumulative virkningene over tid. Bunnfaunaundersøkelser er nå inkludert i så godt som alle norske off-shore overvåkingsprogrammer. Siden undersøkelse av bløtbunnfauna ikke er utført på Vigdis-feltet, representerer bunnfaunaen på omkringliggende felt det beste estimat av tilstanden i området og hva en kan vente å finne på Vigdis-feltet.

Beskrivelsen av tilstanden i bunnfaunasamfunn i utvalgte nabofelt til Vigdis, basert på rapporter fra regulær overvåking rundt installasjoner på disse felter, er derfor utført.

Snorre 1991: Sedimentene består av godt sortert siltig sand. Stasjonene nærmest sentrum hadde en noe mindre divers og mer ujevnt fordelt fauna enn i 1989. Antall arter pr. 100 individer varierte fra 31.1 til 49.9, som er litt lavere enn det som ble funnet i 1989 på stasjonene nærmest sentrum. Merkbare biologiske effekter etter 1 års produksjonsboring var begrenset til en enkelt stasjon 250 m sørøst av sentrum. (Mannvik et al., 1992.)

Statfjord 1990: Sedimentene består hovedsakelig av medium sand. De biologiske undersøkelsene etter opptil 11 års produksjon viste sterkt påvirkede soner nær plattformene, omgitt av en sone med middels effekter. Virkningene strakte seg lengst ut langs snittet i sørøstlig retning (sterke effekter til og med 250 m ved Statfjord A, til og med 500 m ved Statfjord C; middels effekter til og med 1000 m ved Statfjord A og C og 500 m ved Statfjord B). På de ytterste stasjonene ble det funnet liten eller ingen forstyrrelse på faunaen. Ved Statfjord A, hvor sammenlignbare data fra tidligere år finnes, så det ikke ut til at influensområdet hadde blitt vesentlig endret siden 1984. (Aamot et al., 1991.)

Gullfaks A/B 1989: Sedimentene består av middels til grov sand. Siden den biologiske bakgrunnsundersøkelsen i 1984, før plattformaktivitetene startet, har forstyrrelser fra boring, produksjon i 3 år og annen virksomhet bare hatt en begrenset biologisk virkning på havbunnen rundt Gullfaks A, og hovedsakelig på 250 og 500 m i sørøstlig retning fra plattformen (i den overveiende strømrretning). (Sjøgren og Duff, 1989.)

Gullfaks C 1988: Arts sammensetning, antall arter og individtetthet tilsvarte det som er funnet i upåvirkete deler av Nordsjøen. (Hasle, 1989.)

Vigdis ligger mellom Snorre, Statfjord og Gullfaks (figur 2). Dypet i utbyggingsområdet på Vigdis er 270 - 290 m. Dyp og sedimenttype endrer seg i nordøstlig retning ned mot norskerenna (større dyp, finere sediment).

Av omkringliggende felt er Snorre og Gullfaks C de felt som har størst likhet med Vigdis mht. dyp, og sannsynligvis mht. sediment /tabell 11).

Tabell 11. Dyp, sedimenttype og viktige faunaparametre på ikke påvirkede stasjoner på nærliggende felter til Vigdis. Tot. S = totalt antall taxa; gr = antall grabber à 0.1 m²; S = antall taxa; N = antall individer; H = Shannon-Wiener diversitetsindeks. Verdiene for S, N og H på de forurensede stasjonene på Statfjord-feltet er ekskludert. (Referanser, se beskrivelse av de enkelte felt på forrige side).

Felt	Dyp	MdØ	Sediment	Tot. S	S/0.5m ²	N/0.5m ²	H
Snorre	290-350	3.02-4.04	Svært fin sand	271(115gr)	68-125	305-1323	4.14-5.83
Statfjord	145-160	1.10-2.10	Middels sand		55-124	281-1883	3.26-5.51
Gullfaks A/B	130-190	0.35-1.65	Middels/grov sand		51-129	360-1196	4.04-5.15
Gullfaks C	206-231	2.79-3.22	Fin/svært fin sand	271(60gr)	99-138	773-1389	4.69-5.32

Tabell 12. De 10 vanliste artene på Snorre og Gullfaks C sett under ett på alle stasjoner.

Rangert etter dominans	Snorre 1989, 1991	Gullfaks C, 1988
1	<i>Onchnesoma steenstrupi</i>	<i>Ophiura affinis</i>
2	<i>Sabellidae indet.</i>	<i>Aricidea spp.</i>
3	<i>Axinus sp.</i>	<i>Spatangoidae indet juv.</i>
4	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	<i>Thyasira spp.</i>
5	<i>Harpinia pectinata</i>	<i>Prionospio spp.</i>
6	<i>Lumbrineris sp.</i>	<i>Owenia fusiformis</i>
7	<i>Parvicardium minimum</i>	<i>Spiophanes spp.</i>
8	<i>Axinus ferruginosus</i>	<i>Glycera capitata</i>
9	<i>Tharyx marioni</i>	<i>Caulleriella spp.</i>
10	<i>Onchnesoma squamatum</i>	<i>Euchone spp.</i>

De dominerende artene på Snorre og Gullfaks C var totalt forskjellige (tabell 12). Det er derfor vanskelig å forutsi artssammensetningen på Vigdis.

1.3.2. Primærprodusenter, sekundærprodusenter og fisk

Primærprodusenter

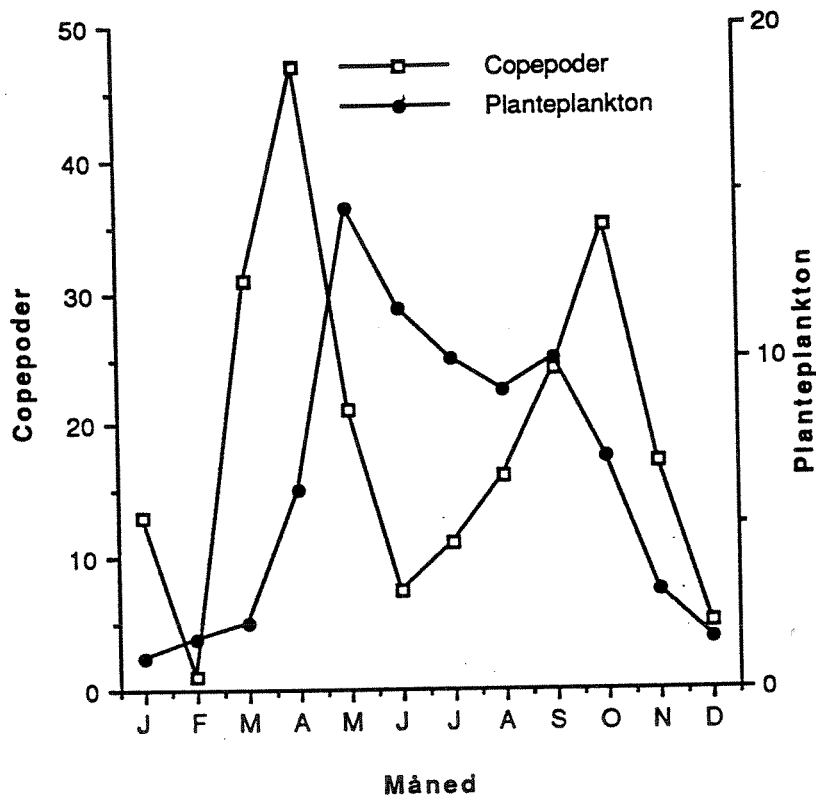
Planteplanktonmengden i den nordlige delen av Nordsjøen varierer betydelig gjennom året. Høyest algebiomasse finner en normalt om våren (ofte i april) under den årlige våroppblomstringen.

Tidspunktet for starten på våroppblomstringen påvirkes sterkt av vindforholdene i området. Når det oppstår en stratifisering av vannmassene som et resultat av redusert vindstress og oppvarming av de øvre delene av vannsøylen, fører dette til fysiske betingelser som gjør det mulig raskt å omdanne overskuddet av oppløste uorganiske plantenæringsstoffer til biomasse. Tidlig på året bringes næringsrikt dyppvann til overflaten gjennom vertikal miksing. På samme tid er forbruket av plantenæringsstoffer lavt fordi planteplanktonet er energibegrenset på grunn av for liten tilførsel av solenergi. Når stratifiseringen finner sted, begrenses samtidig tilførselen av næring og i tillegg øker forbruket. Dette gir en skarp topp i algebiomassen som etterfølges av en kraftig reduksjon i reduksjon i algemengden. Reduksjonen i algemengde er et resultat av både begrensning i næringsstilførsel og økt beiting fra dyreplankton.

De viktigste næringsstoffene for det pelagiske planteplanktonet er nitrat, fosfat og silikat. Den viktigste algeklassen under våroppblomstringen er kiselalgene (diatomeene) som har skall av silisium. Denne algeklassen dominerer så lenge det er tilstrekkelig med silikat tilstede i vannsøylen. Senere på året er det flagellater av ulikt slag som er de viktigste primærprodusentene.

Sent på høsten finner det ofte sted en høstopplomstring hvis værforholdene er gunstige. Denne medfører en betydelig økning av algemengden, men med en biomasse som er lavere enn det våroppblomstringen gir (figur 5) (Colebrook & Robinson, 1961).

Området i den nordlige delen av Nordsjøen som Vigdis-feltet ligger i, ble av Braarud et al. (1953) karakterisert som et område med blandede vannmasser og dermed også et svært sammensatt algesamfunn. Årlig primærproduksjon for denne delen av Nordsjøen er estimert til 90 g C/m² (Raymont, 1980), mens produksjonen i den sentrale delen av Nordsjøen er estimert til 250 g C/m² (Gieskes & Kraay, 1984). Den store forskjellen i primærproduksjon i de to delene av Nordsjøen forårsakes av at den nordlige delen ligger i et område som påvirkes lite av næringsstilførselene fra de store elvene som munner ut langs Nordsjøkysten.



Figur 5. Relative mengder dyreplankton (copepoder pr. prøve) og planteplankton (fargeenheter) i den nordlige Nordsjø gjennom et år (etter Colebrook og Robinson, 1961).

Sekundærprodusenter

Dyreplanktonet i den nordlige delen av Nordsjøen er dominert av copepoder med *Calanus* som den viktigste herbivor (konsument av primærprodusenter). Copepodene når normalt sitt antallsmessige maksimum i mai. Oppbyggingen av denne dyreplanktongruppen skjer som en respons på at fødetilgangen (algebiomassen) i vannsøylen øker (Colebrook & Robinson, 1965; Colebrook, 1982). Antallet copepoder holder seg relativt jevnt fra våren og utover mot høsten (jfr. figur 5), men forekomstene er normalt svært flekkvis (Colebrook & Robinson, 1961).

Fisk, fiskeegg og fiskelarver

Den norske kontinentalsokkel er et viktig gyte- og oppveksområde for en rekke fiskearter (tabell 13), hvorav en vesentlig andel er viktige kommersielt (se kap. 1.2.5). Det er de kommersielle fiskearter som er best undersøkt, og man har relativt god kjennskap til de enkelte arters biologi. I forbindelse med planlegging av utbygging av Snorre-feltet ble det laget en utredning om sårbare fiskeressurser (Christiansen og Schaanning, 1987). I denne utredning er viktige deler av den enkelte arters biologi er beskrevet. Siden Vigdis-feltet har tilnærmet samme influensområde som Snorre-feltet og derfor også de samme fiskeslag, vil en her ikke ta for seg disse arters biologi i sin helhet, men vil istedet konsentrere seg om en beskrivelse av områder i eller i nærheten av Vigdis-feltets influensområde, hvor det kan tenkes at egg og larver av viktige fiskeslag kan opptre gjennom året. En slik prioritering kan rettfærdiggjøres ved at de unge stadier vanligvis regnes som mer sårbare for oljeforurensning enn de voksne individer (Teal og Howarth, 1984).

Gyting

Vannmassenes fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper er med å bestemme hvor en fiskeart gyter.

Bakgrunns materialet for vurdering av fiskeressursene er hentet fra CMSs Marin Ressurs Data Base (MRDB). Informasjonene i MRDB over fiskeressurser er i hovedsak hentet fra rapporter utført av Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt i forbindelse med instituttets egg- og larveprogram (HELP), samt instituttets årlige ressursoversikter i "Fisken og Havet". Toktene under HELP har for en stor del blitt utført i tidsrommet mars – august. Dette dekker perioden under og etter gyting for de fleste fiskearter i norske farvann. Fordelingen av ressurser vist i figur 6 – 10 er hentet fra HELP-rapporter og tidspunkt for toktene er oppgitt i hvert enkelt tilfelle.

Tabell 13 viser gytetid for kommersielt viktige arter i tilknytning til influensområdet for Vigdis-feltet.

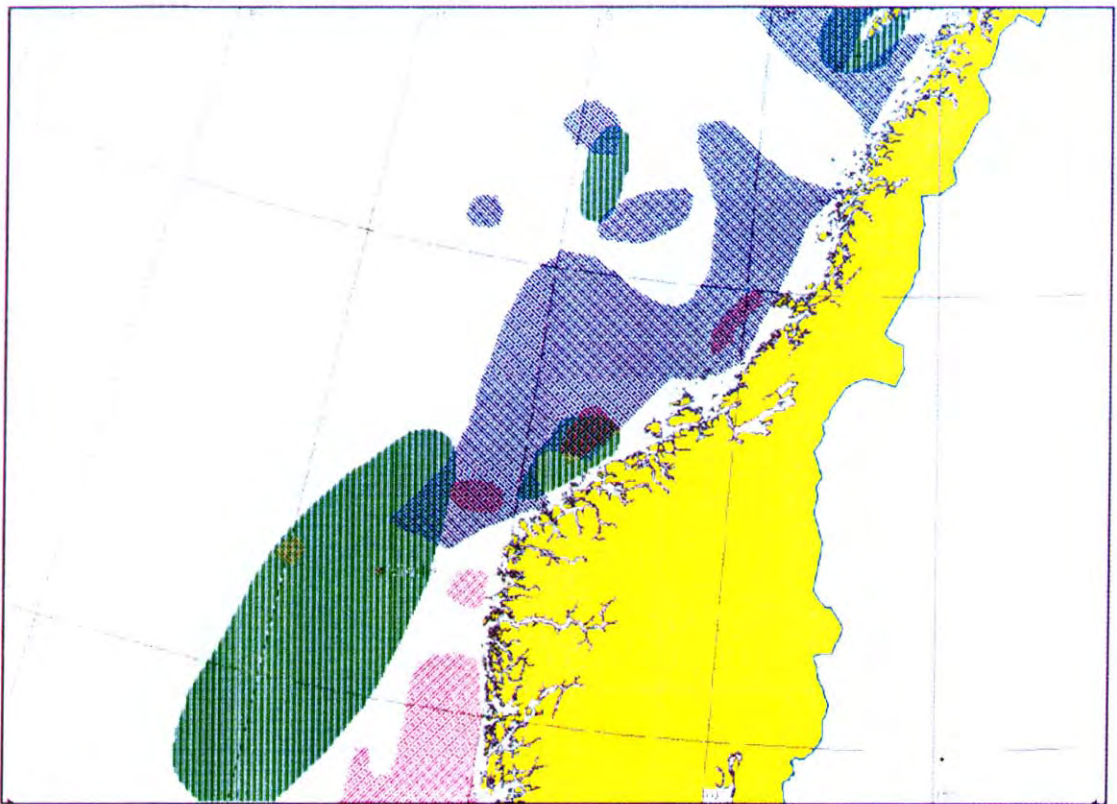
Figur 6 - 10 presenterer foreliggende informasjon om gytefelt, samt larve-/yngel-fordelingen (der det foreligger). Larve-/yngelutbredelsene angitt i figurene er maksimal observert larveutbredelse de undersøkte årene i de angitte perioder.

Vigdis-feltet ligger i eller like i utkanten av gyte- og larveområdet for arter som hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) (figur 6), hvitting (*Merlangus merlangus*), torsk (*Gadus morhua*) (figur 7), sei (*Pollachius virens*) (figur 8) og nordsjømakrell (*Scomber scombrus*) (figur 9). Flere andre fiskearter har imidlertid tilknytning til influensområdet til Vigdis-feltet og vil kunne opptre der på visse tider av året (tabell 13).

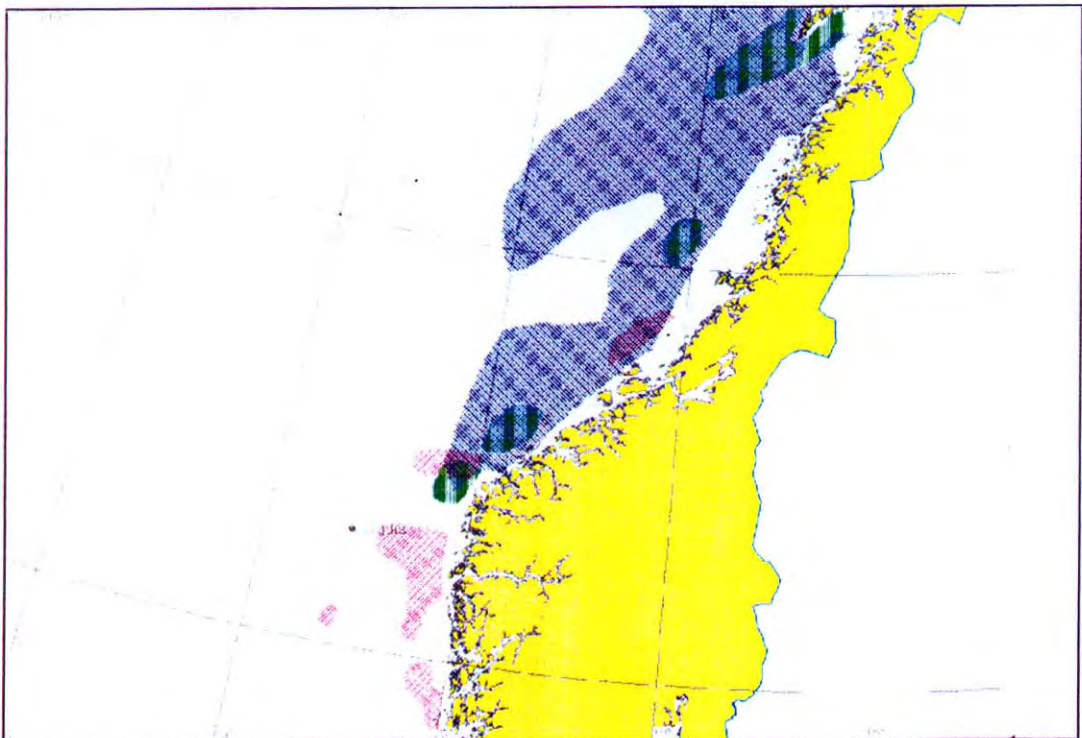
For flere arter (eksempelvis sild (figur 10) og makrell (figur 9)) ligger ikke Vigdis-feltet sentralt i gyteområdene. I og med at utbygningsområdet ligger i utkanten av gytefeltene til økonomisk sett viktige fiskeartene, vil imidlertid strømførholdene kunne medføre at både egg og larver fra disse føres inn i området, alternativt at olje fra Vigdis-området føres inn i områder der det forekommer fiske-egg og yngel.

Tabell 13. Gyteperioder for kommersielt viktige fiskearter med tilknytning til influensområdet for Vigdis-feltet. Markeringene angir: * = gytetopp; x = registrert gyting. (Tabellen er laget av CMS med bakgrunn i MRDB).

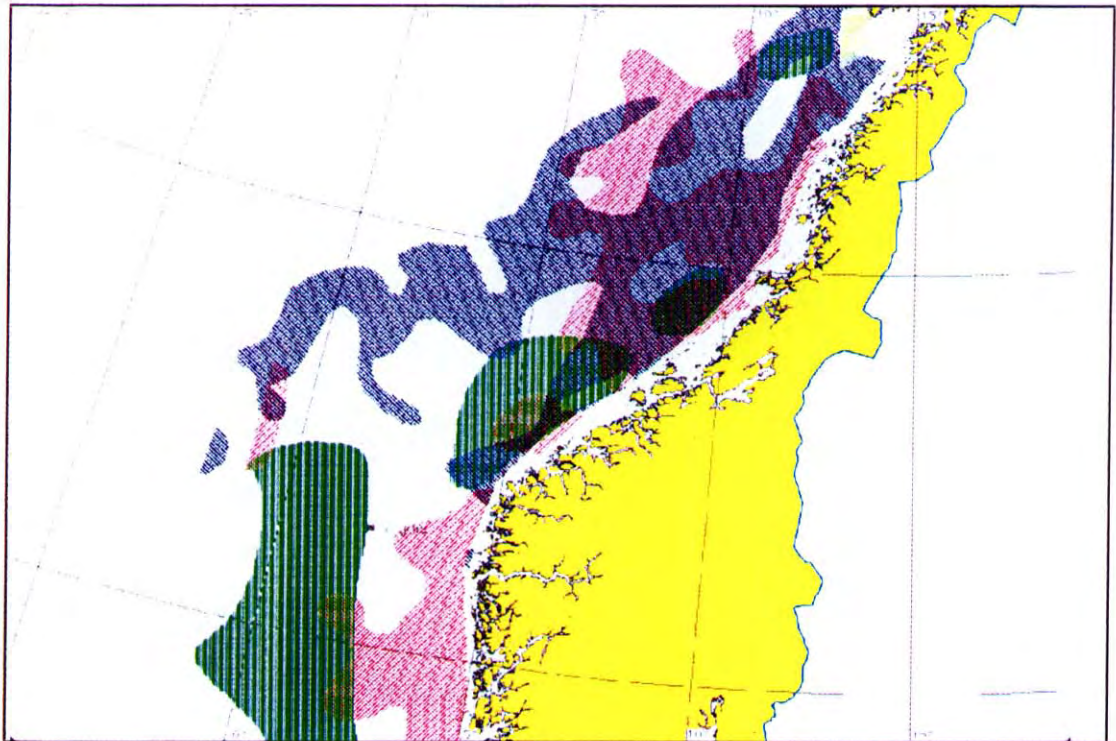
	Jan.	Feb.	Mars	April	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Des..
Torsk	x	x	*	*								
Hyse		x	x	*	*	x						
Sei	x	*	*	x								
Sild (vårgytende)		x	x									
Brosme				x	x	x	x					
Kolmule			x	x	*	x	x					
Vassild		x	x	x	x	x	x	x				
Vanlig uer				x	x	x						
Lusur						x	x	x				
Øyepål		x	x	x								
Nordsjømakrell					x	*	x					
Små/Havsil	x	x									x	x
Storsil				x	x	x	x	x				
Lange				x	x	x						
Blålange				x	x	x						
Kveite	x	x	x	x	x							x



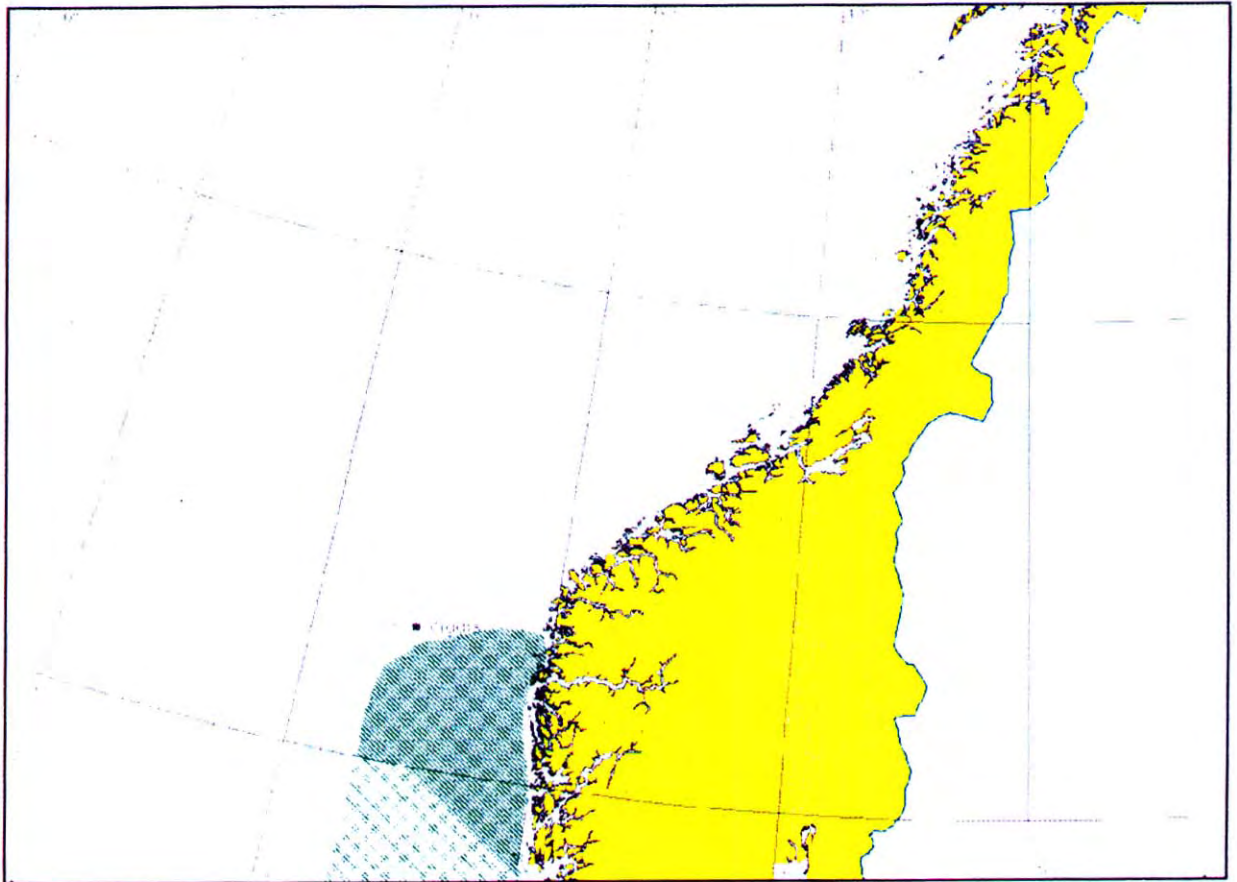
Figur 6. Gyteområde (grønn) og yngelforekomster for hyse i juli - august 1988 (blå) og i april - mai 1990 (rød). Etter hhv. Bjørke et al. (1989); Senneset (1990) og Øiestad (1990). Kartet er hentet ut fra MRDB.



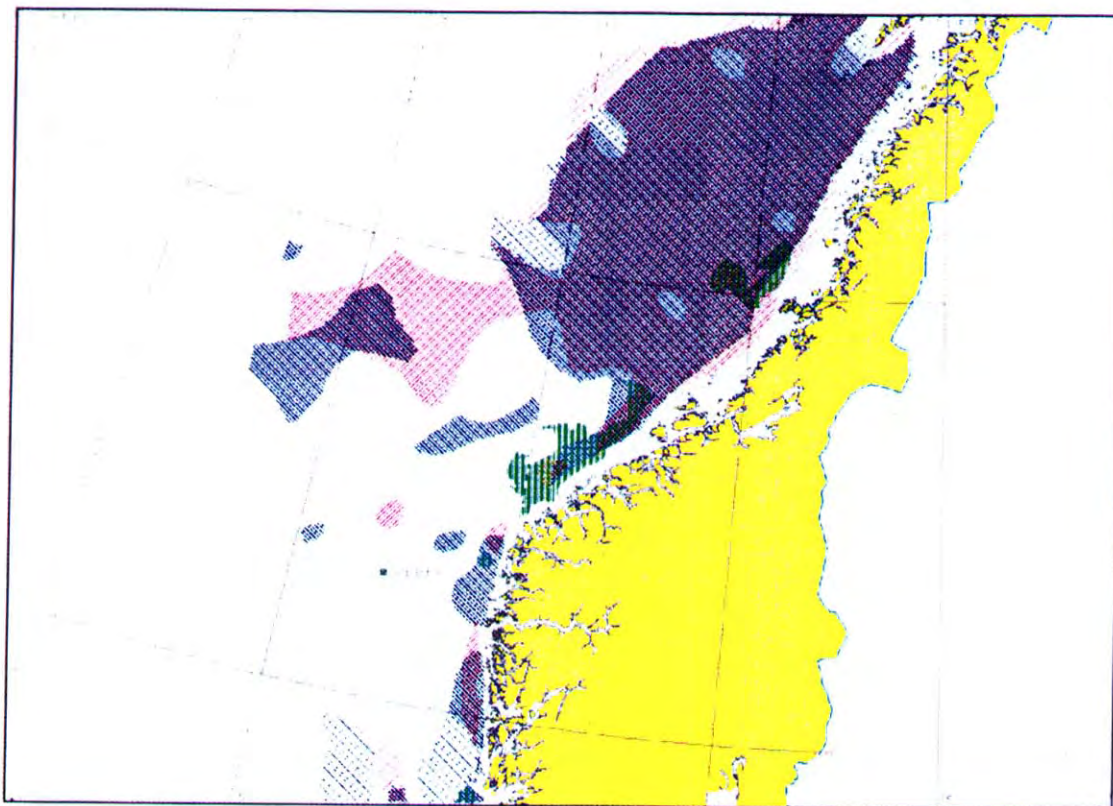
Figur 7. Gyteområde (grønn) og yngelforekomster for torsk i juli - august 1988 (blå) og i april - mai 1990 (rød). Etter hhv. Bjørke et al. (1989); Senneset (1990) og Øiestad (1990). Kartet er hentet ut fra MRDB.



Figur 8. Gyteområde og yngelforekomster for sei i april - mai 1989 (blå) og 1990 (rød). Etter hhv. Nederaas et al. (1989); Senneset (1990) og Øiestad (1990). Kartet er hentet ut fra MRDB.



Figur 9. Gyteområde for Nordsjømakrell. Etter Bakken et al., 1987. Kartet er hentet ut fra MRDB.



Figur 10. Gyteområde (grønn) og larveutbredelse av norsk vårgytende sild i april - mai 1989 (blå) og 1990 (rød). Etter hhv. Nederaas et al. (1989) og Senneret (1990). Kartet er hentet ut fra MRDB.

1.3.3. Forekomst av sjøfugl

Gruppen sjøfugler inkluderer arter som hovedsaklig er avhengig av havet for å skaffe seg næring. I denne sammenheng vektlegges arter som er sårbare for oljesøl ut fra ulike kriterier, f.eks. individuell sårbarhet, populasjonsstørrelse, adferd og habitat.

Artssammensetning, tetthet og fordeling av sjøfugler varierer gjennom året. Typiske sjøfugler oppholder seg i marine områder hele året. Alke (*Alca torda*), lomvi (*Uria aalge*), lunde (*Fratercula arctica*), teist (*Cepphus grylle*), krykkje (*Rissa tridactyla*), havhest (*Fulma glacialis*), havsule (*Sula barsona*) og ærfugl (*Somateria mollissima*) hører til denne kategorien, sammen med alkekonge (*Alca alca*) som utelukkende er en overvintringsgjest i området. Andre arter er avhengig av havet i kortere eller lengre perioder under hekking, myting og/eller overvintring (lommer, dykkere, svartand, sjøorre, havelle (*Clangula hyemalis*), siland (*Mergus serrator*), grågås (*Anser anser*)).

Karakteristisk for typiske sjøfugler er lav reprodutiv kapasitet (få egg, høy alder ved første gangs hekking) og lav naturlig dødelighet blant voksenfugl. Økt dødelighet blant voksne individer kan få alvorlige konsekvenser for en sjøfuglpopulasjon.

Datagrunnlaget for denne rapporten er hentet fra sjøfugldatabasen til Norsk institutt for naturforskning (NINA). Takseringene som ligger til grunn er utført etter standard metoder (se Anker-Nilsen, 1987). Materialet er delt i hekkesesong (hekketaksering), sommersesong (åpent hav-

taksering), vintersesong (åpent hav- og kysttaksering sammenslått) og mytesesong (taksering av fjærfellende fugl). Data over sjøfuglers fordeling og antall er særlig mangelfull for åpent hav. Dekningsgraden er svak, særlig sør for Stadt, og artskartene er tegnet ut på grunnlag av sammenslåtte data for flere år. Data er aggregert innen 15 x 15 km ruter, og antall fugl er summert uten hensyn til dekningsgrad innen ruten. Kartene omfatter kystområder fra Rogaland i sør til Nord-Trøndelag i nord, samt tilgrensende havområder.

a) Vinterfordeling i åpent hav

Vintersesongen defineres som perioden november - april.

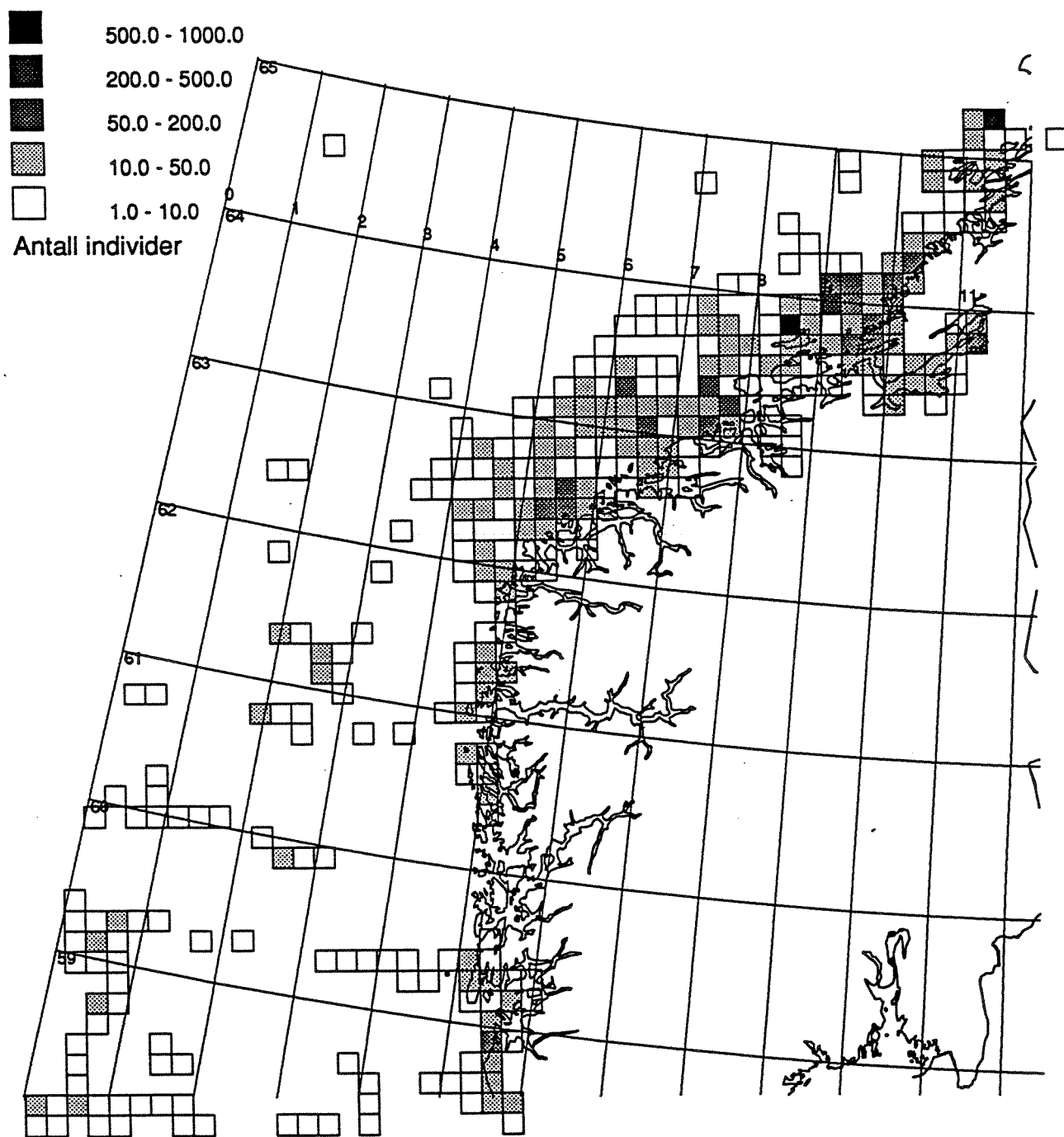
Tilgangen på passende byttedyr bestemmer i vesentlig grad fuglenes fordeling utenfor hekkesesongen (figur 11 - 13). Havhest, krykkje, polarmåke og alkekonge kan i perioder søke næring i frontsystemet mellom Atlanterhavsstrømmen og Kyststrømmen (Kaspersen, 1992). Utbredelsen av alke og lomvi samsvarer tidvis med forekomsten av byttedyrartene sild og brisling.

I oktober, november og desember 1991 ble det observert svært få lunder i de undersøkte delene av influensområdet. Data fra 1990 underbygger antagelsen om at lundefuglene stort sett forlater norske havområder om høsten. Detaljkunnskap om trekket mangler, og forslag til tidspunkt for tilbakekomst utledes indirekte. I februar 1989 ble det observert et stort antall lunder i influensområdet. Det samme var tilfelle i mars 1991.

Figur 11 viser vinterobservasjoner av lomvi/alke mellom 1986 og 1991. I november - desember 1991 ble de fleste alker og lomvier observert i kystnære farvann med forekomster av 0-gruppe sild/brisling (eks. Trondheimsfjorden). Den observerte tettheten av alke var større i denne perioden enn i sommermånedene. Dette tyder på at det trekker inn alker fra andre områder, eller at alkene flokker seg. Tettheten av lomvi varierte lite gjennom året 1991.

LOMVI - ALKE

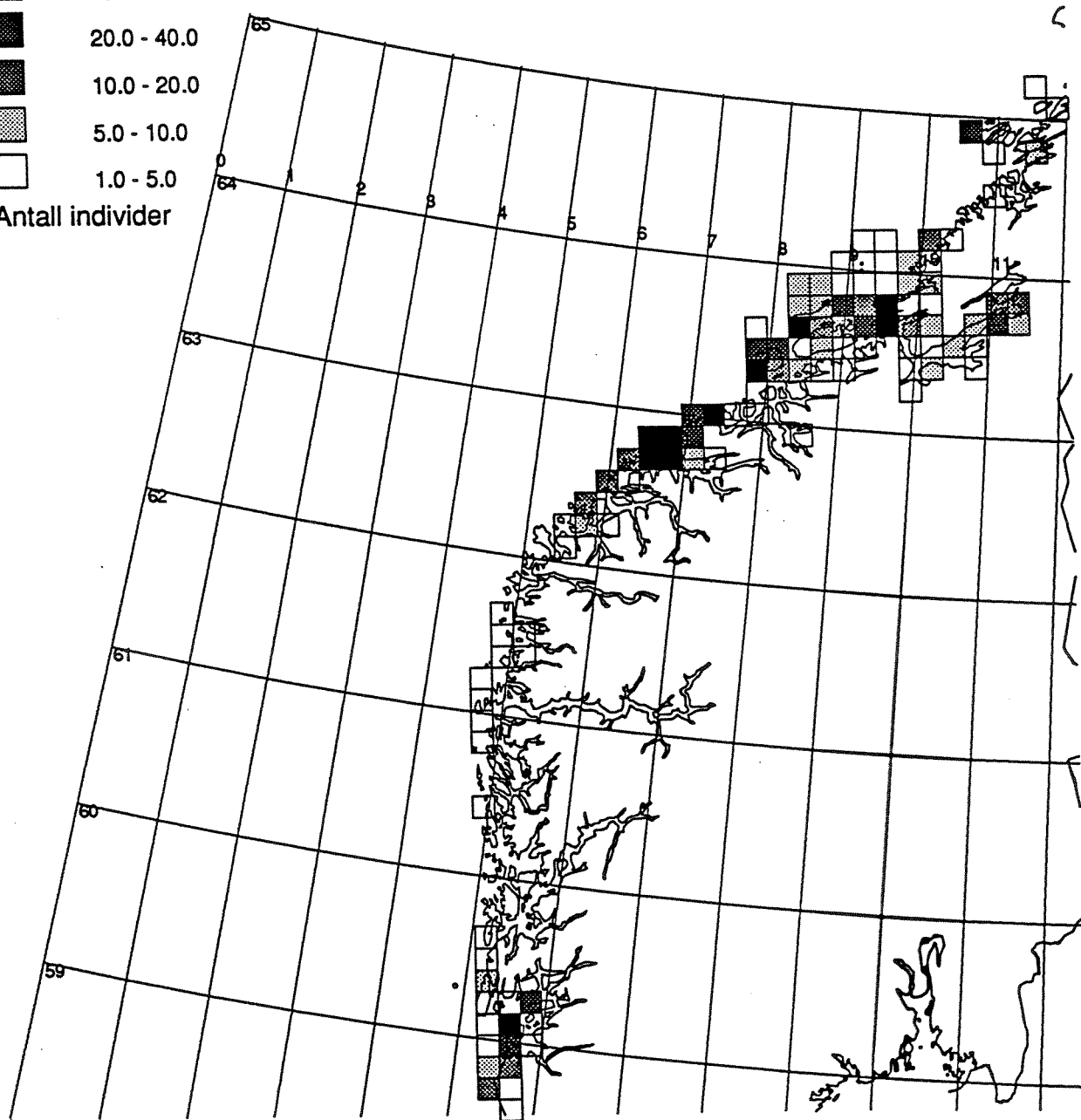
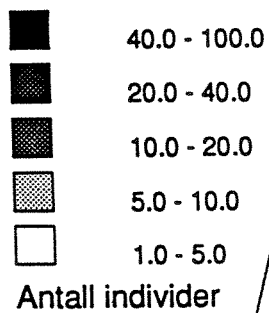
Vinter



Figur 11. Vinterobservasjoner av lomvi/alke mellom 1986 og 1991.

DYKKERE

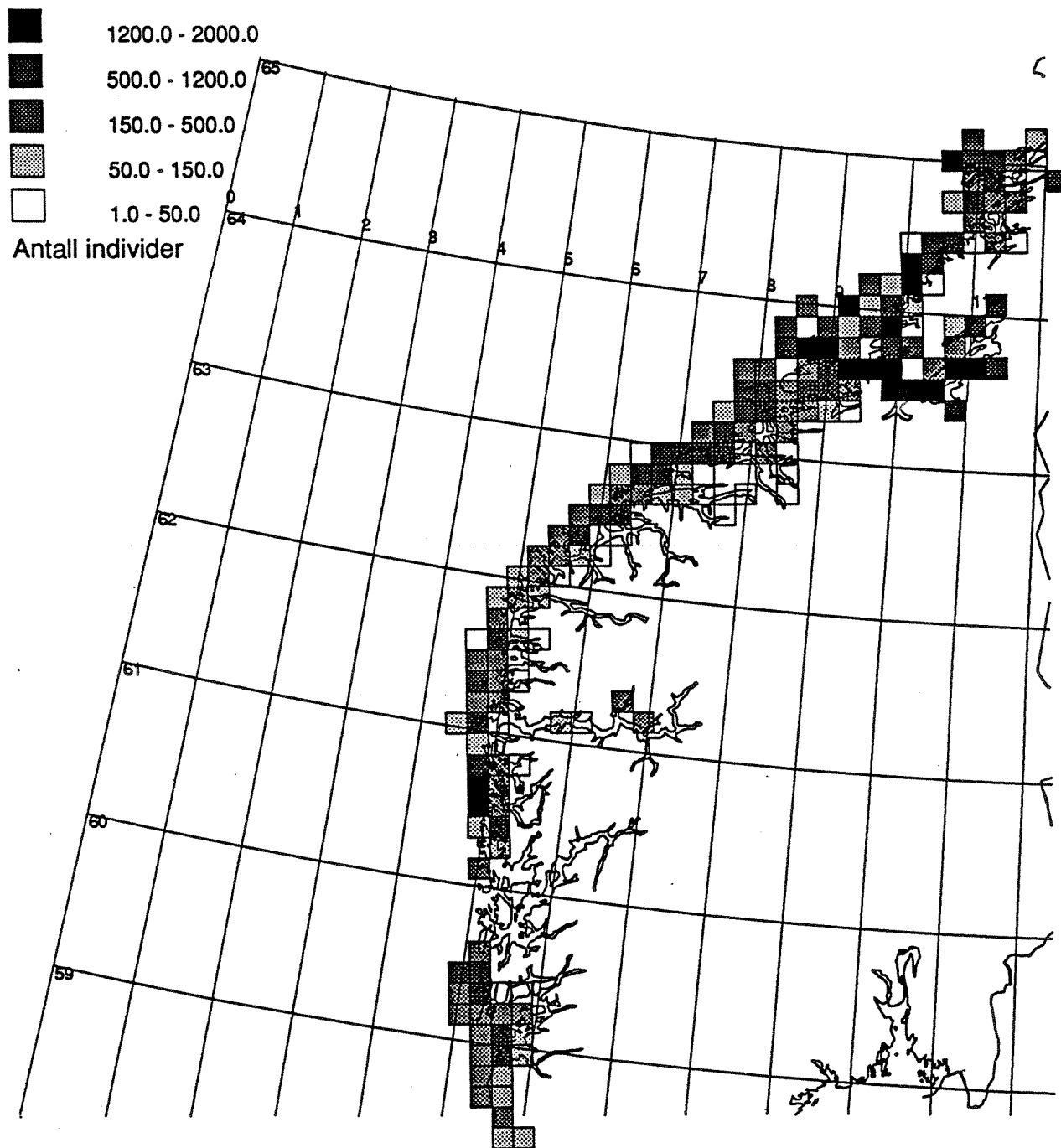
Vinter



Figur 12. Vinterfordeling av dykkere.

ÆRFUGL

Vinter



Figur 13. Vinterfordeling av ærfugl.

Fra februar samler lomvi, alke og lunde seg i havområdene utenfor Runde og koloniene i Sogn og Fjordane, og disse områdene er frem til hekkesesongens avslutning av vital betydning for de sør-norske alkefuglene.

Alkekonge trekker hovedsakelig inn i området fra oktober og forlater området i mars - april. I vinterhalvåret er alkekongen tildels svært tallrik og vidt utbredt i influensområdet. Mange observasjoner er gjort i tilknytning til frontsystemer utenfor Møre og Trøndelag (se Follestad, 1990).

De fleste havsulene trekker ut av influensområdet om vinteren. I oktober - november 1991 ble det bare registrert enkelte ungfugler i havområdene utenfor Runde. Fra mars - april ble det igjen observert havsuler i voksendrakt i influensområdet.

Krykkje og havhest er tallrike året rundt og har vid pelagisk utbredelse. Flest observasjoner er gjort i havområdene utenfor Møre og Romsdal. De største konsentrasjoner av krykkje og havhest er registrert i tilknytning til fiskeriaktivitet.

b) Sommerfordeling i åpent hav

Sommersesongen defineres som perioden mai - oktober. Sommerfordelingen av sentrale arter ses i figurene 14 - 16.

Arter som delvis overvintrer i influensområdet (alkekonge og polarmåke) har forlatt området i begynnelsen av mai, mens sildemåke og joer trekker inn fra overvintningsområdene.

Ved sommersesongens innledning er alkefuglene nært knyttet til koloniområdene (figur 14 og 15). For influensområdet innebærer det at den sør-norske hekkebestanden av lunde, lomvi og alke stort sett befinner seg ved fuglefjellet på Runde (og koloniene i Sogn og Fjordane) eller på matsøk i hav- og fjordområder rundt fuglefjellet. Bestandstilhørigheten til alkefugl observert i influensområdets sørlige havområder er mer usikker.

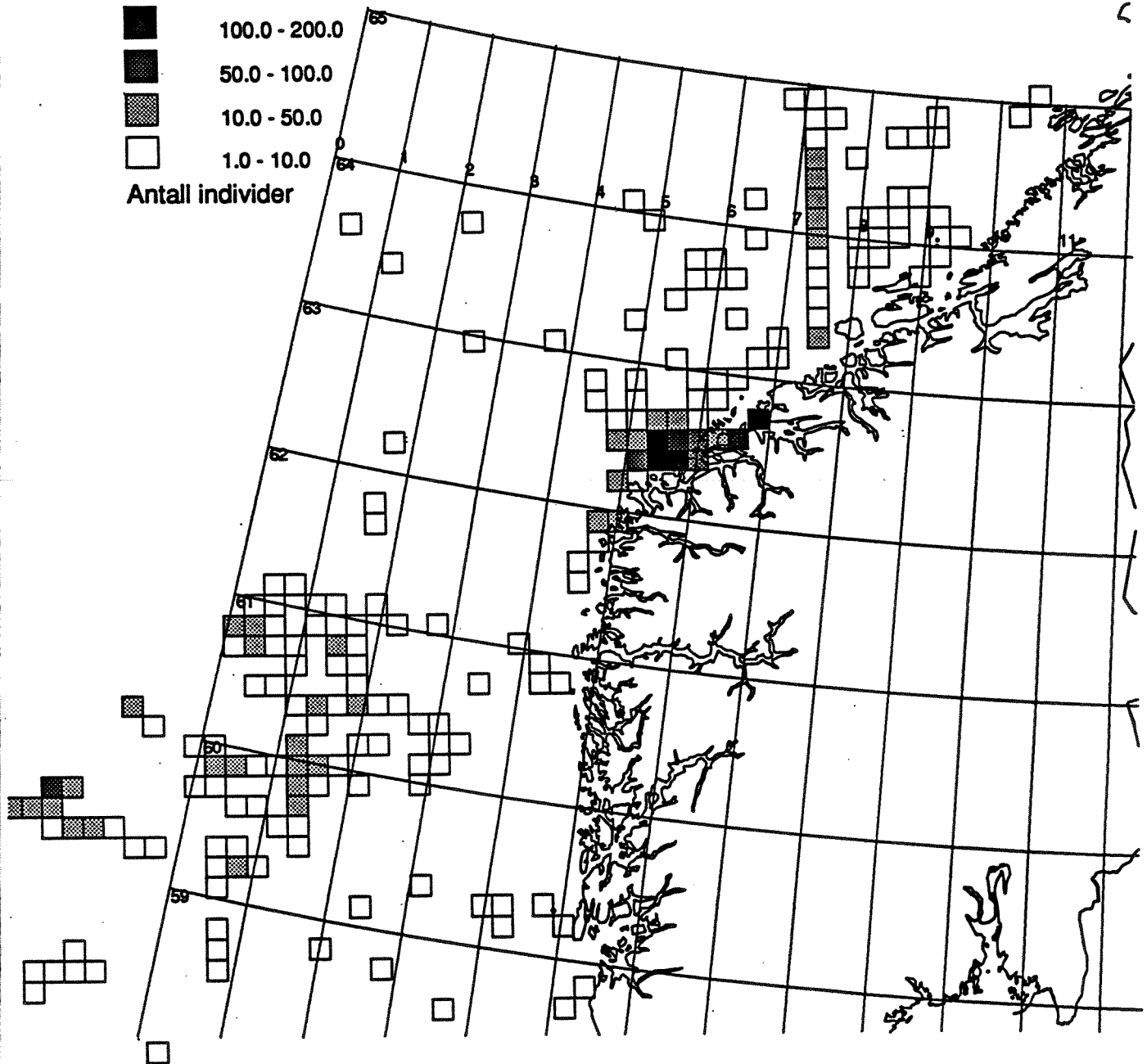
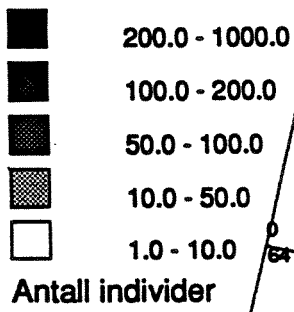
Lunden forlater sannsynligvis havområdene utenfor Runde ved hekkesesongens avslutning i august. Hvor de drar og når de returnerer er usikkert. Lomvi regnes som en truet art i Norge. Kunnskapen om artens trekkadferd og habitatbruk er begrenset. Etter ca. 20 dager på reirhylla, svømmer ikke-flygedyktige lomvi- og alkeunger bort fra kolonien sammen med en av foreldrene (hannen). På Runde skjer dette vanligvis i juli. Voksenfuglen gjennomgår svingfjærmyting samtidig som ungen fullfører fjærveksten. Etter 40 - 50 dager er både ungen og voksenfuglen flygedyktige. Ringmerkingsgjennfunn og observasjonsdata viser at en del alker med unger trekker sørover om høsten. Lomvier fra Runde ser i større grad ut til å svømme nordover. Flere observasjoner av lomvi med unge er gjort på Haltenbanken. Bildet er imidlertid uklart, og mye tyder på at lomvien velger en sørlig trekkretning enkelte år, og at den også kan svømme inn i fjordene. I juli 1986 ble et betydelige antall lomvi/alke registrert på svømmetrek sør for Sognefjorden. Dette kan ha vært britiske fugler (Follestad, 1987).

Havsula lever stort sett av stimfisk. Den har et utpreget pelagisk levesett og observeres ofte i områder med fiskeriaktivitet. De fleste registreringer er gjort ved hekkeområdene på Runde (figur 16).

Havhest og krykkje er tallrike i området. De er typiske "båtfølgere" og vanskelige å få gode data på. Den største tettheten av krykkje finner en ved Runde. I hekkesesongen er det stort sett ungfugler som observeres langt til havs.

LUNDE

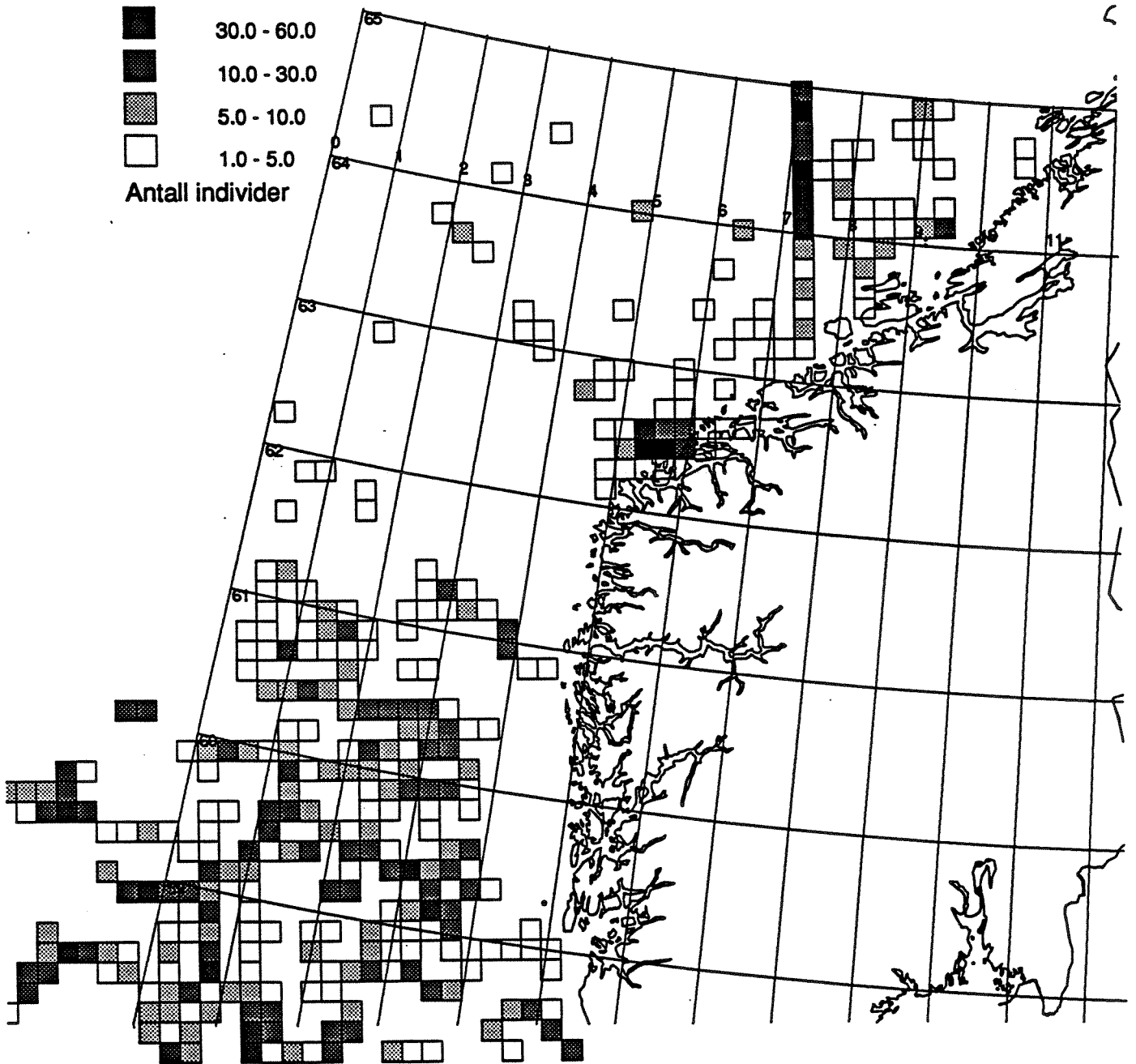
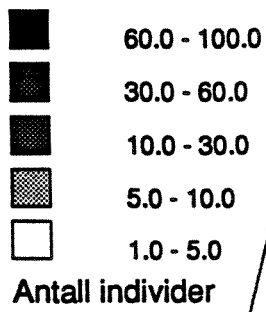
Sommer, åpent hav



Figur 14. Sommerfordeling av lunde i åpent hav.

LOMVI - ALKE

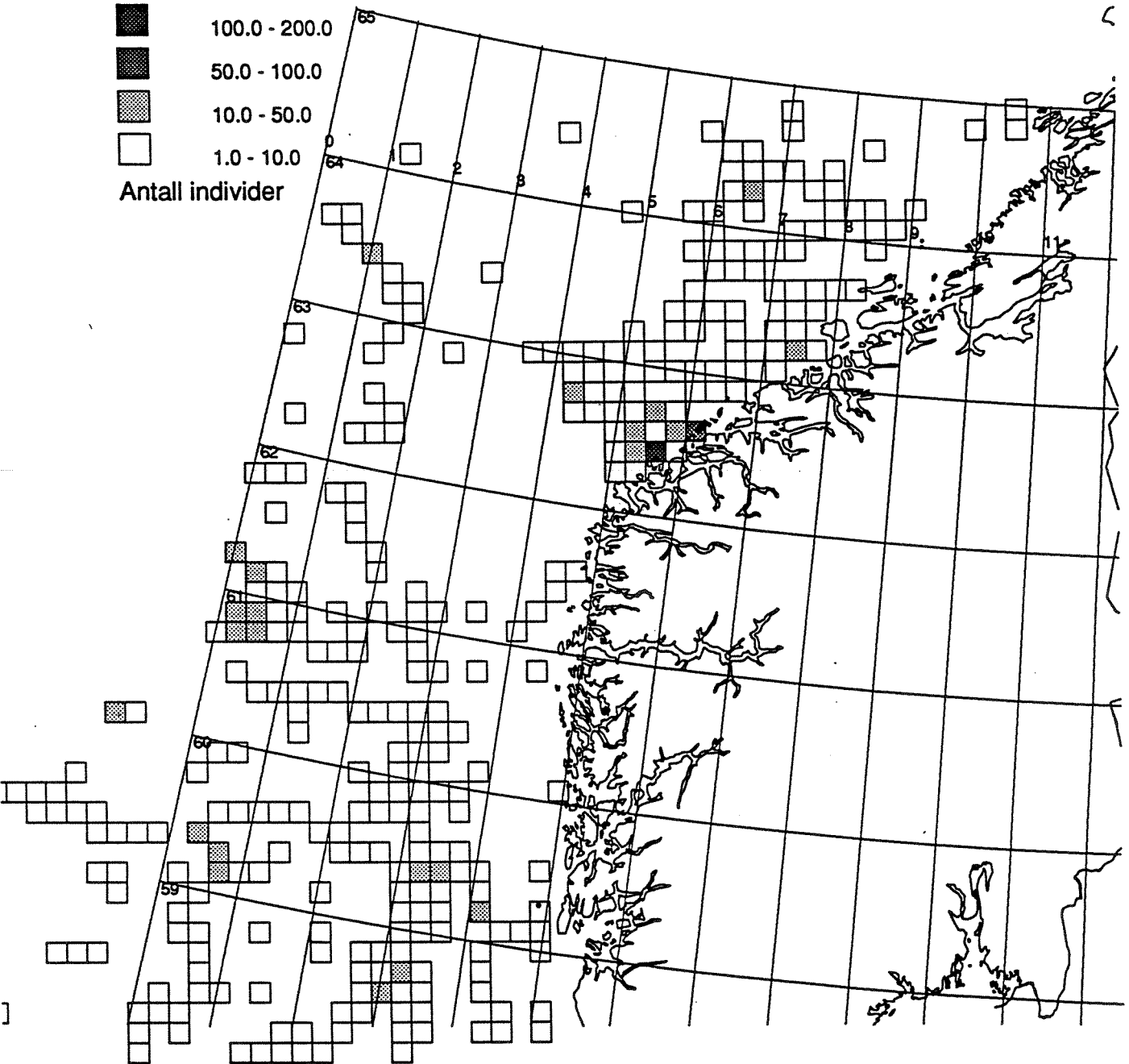
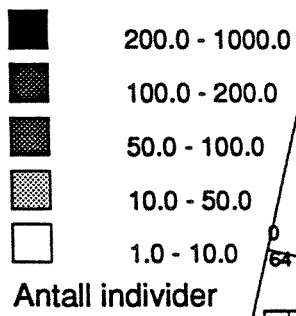
Sommer, åpent hav



Figur 15. Sommerfordeling av lomvi/alke i åpent hav.

HAVSULE

Sommer, åpent hav



Figur 16. Sommerfordeling av havsule i åpent hav.

1.3.4. Forekomst av sel og hval

Sel og hval er pattedyr som er spesielt godt tilpasset et liv i det marine miljø. Både sel og hval er avhengig av å komme til overflaten for å puste. Alle deler av livssyklus hos hval foregår fritt i vannet, mens sel er avhengig av et fast substrat som land eller is til ungekasting. Generelt gir dette at sel er mer knyttet til kystområdene eller områder med is enn hvalartene. Forekomst av sel i det åpne havområdet ved Vigdis-feltet, vil i utgangspunktet kun knytte seg til individer på vandring (næringssøk) fra andre kystområder med permanente bestander. Noen permanent selbestand rundt Vigdis-feltet finnes således ikke. Uregelmessig oppreden av enkeltindivider av noen selarter (gråsel, fjordsel og muligens grønlandssel) kan imidlertid tenkes å forekomme. Siden forekomsten av sel er langt større langs kysten, vil en komme tilbake til dette tema under behandlingen av miljøstatus for influensområdet ved kysten (kap. 2.2.2).

Forekomst av sel og hval som her fremlegges for Vigdis-feltet vil i vesentlig grad basere seg på materiale samlet i forbindelse med utarbeidelse av konsekvensanalyse for det nærliggende Snorre-feltet (Moe, 1987) og et notat som er utarbeidet av CMS for Vigdis-feltet (Marthinsen og Behrens, 1992). Dersom ikke andre referanser gis er informasjonen hentet fra disse kilder.

Det foreligger ikke systematiske observasjoner av hvilke hvalarter som finnes innenfor influensområdet til Vigdis-feltet. Fremstilling av hvalartenes forekomst innenfor influensområdet vil derfor i stor grad basere seg på generelle kunnskaper om vandringsmønster og populasjonsestimater.

Blant hvalene er det bardehvalene: finnhval (*Balaenoptera physalus*), seiqual (*Balaenoptera borealis*), vågequal (*Balaenoptera acutorostratus*) og tannhvalene: spekkhogger (*Orcinus orca*), nise (*Phocoena phocoena*), kvitskjeving (*LagenoryhnCUS acutus*), kvitnos (*LagenoryhnCUS albirostris*), grindhval (*Globicephalus melaena*), bottlenose (*Hyperoodon ampullatus*) og spermhval (*Physeter catodon*) som vil kunne tenkes å forekomme i influensområdet til Vigdis-feltet.

Vågequalen er den eneste hvalart som det i norske havområder har vært drevet kommersiell fangst på. Denne fangsten ble imidlertid stoppet etter sesongen 1987. En fangst i forskningsøyemed ble imidlertid igangsatt sommeren 1992.

Bardehvalene er gjennomgående større enn tannhvalene. Bardehvalene lever hovedsakelig av planktoniske organismer og mindre fisk som inntas ved at sjøvann siles gjennom bardene, slik at byttedyr og eventuelle andre partikler blir holdt tilbake på innsiden av bardene, mens tannhvalene lever av fisk og blekksprut som vanligvis inntas selektivt. Måten bardehvalene ernærer seg på, kan variere noe fra art til art. Seiqualen "skimmer" horisontalt i overflatevannet og kan derfor tenkes å få i seg mer olje enn finnhvalen som ernærer seg ved å svømme vertikalt mot overflaten. Generelt sett antas at tannhvaler, pga. sin mer selektive form for næringssøk, har mindre sannsynlighet til å få i seg olje enn bardehvalene som "filtrerer" vannet. Spermhval ernærer seg på dypt vann og kan følgelig i liten grad bli påvirket av oljesøl.

Alle hvalartene har en lang drektighetsperiode (10 - 16 måneder) med en påfølgende dieperiode. Generelt sett føder de store bardehvalene sitt avkom vinterstid på sydlige breddegrader for så å vandre mot mer nordlige farvann for næringssøk sommerstid. Dette betyr at finnhval, seiqual og vågequal, som er de mest aktuelle bardehvalartene i influensområdet til Vigdis, hovedsakelig kan forventes å observeres i dette området i perioden mars - oktober.

Flokker av tannhvaler kan variere fra noen få dyr (nebbhval, nise) og opp til et hundretalls (grindhval).

Også tannhvalene foretar næringsvandring fra sydligere forplantningsområder til næringsområder i våre farvann. Imidlertid opptrer både nise, kvitnos, kvitskjevling og spekkhogger langs kysten vår hele året. Nise antas imidlertid å vandre relativt lite.

1.3.5. Fiskeressurser og fiskeriaktivitet

Nordsjøen er et fiskerikt sjøområde med tildels store fangstverdige fiskebestander av sild, makrell, sei, torsk, hyse, hvitting og øyepål (*Boreogadus esmarkii*). Beskatningene av disse fiskeressursene har imidlertid vært så store at bestandenes størrelse har variert kraftig og for flere av fiskeartene er det avtagende gytebestander.

Bestandsutvikling

Sei danner hovedgrunnlaget for det norske konsumtrålfisket i Nordsjøen. Seibestanden har vært hardt beskattet, og etter 1985 har både norsk og utenlandsk fiske avtatt betraktelig. Gytebestanden nådde et lavmål i 1986. Etter 1983 har det ikke vært noen sterke årsklasser, men det er indikasjoner på at 1991-årsklassen er tallrik.

Torskebestanden i Nordsjøen er fisket ned til et meget lavt nivå, og overlevningen er så lav at rekrutteringen de fleste år ikke kan opprettholde bestanden. Alle årsklasser etter 1985 er av middels eller under middels styrke, og fortsettelsen av nåværende fiskeintensitet vil redusere gytebestanden ytterligere.

Også for hysa er situasjonen foruroligende. Hysebestanden er overbeskattet, og i årene 1984 – 89 ble det ikke registrert noen årsklasser over middels styrke. Men 1990-årsklassen ser ut til å være over middels sterk.

Gytebestanden av hvitting er nå på et høyt nivå, og det er ventet at den vil holde seg på et slikt nivå i noen år fremover.

Totalbestanden av øyepål var på et lavmål i 1988. Etter en periode med relativt svak rekruttering og redusert totalbestand, tyder observasjoner fra tokt i Nordsjøen høsten 1991 på en tallrik 1991-årsklasse som vil kunne styrke bestandgrunnlaget vesentlig.

Totalbestanden og fangsten av tobis har vært på et høyt nivå i senere år, og fangsten nådde en topp i 1989. Den norske fangsten ble halvert i 1990 i forhold til toppåret, dette tilsvarer et nivå på linje med årene 1980 – 85. Sammenlignet med 1990, synes rekrutteringen i 1991 å være adskillig bedre.

Sildefangstene har stadig økt etter gjenåpningen av fisket i 1983. Men fangstene har stadig ligget over de anbefalte kvoter. Bestanden av nordsjøersild har de siste årene vist små forandringer. Veksten har stoppet opp, og rekrutteringen de siste to – tre årene er på et middelnivå og lavere enn i perioden midt i 1980-årene. Prognosene viser en nedgang i gytebestanden også i 1992 og 1993, hvis fiskedødeligheten holder seg på omlag samme nivå som i 1990. Skal gytebestanden opprettholdes på et ønsket nivå, krever dette reduksjon i fisket.

Gytebestanden av makrell har ikke endret seg mye etter 1990. Bestanden er fortsatt på et lavmål. Det er anbefalt av ICES at det bør fiskes så lite nordsjømakrell som mulig i årene fremover. Det

anbefales at fisket ikke bør åpnes før 1. august, - det vil si etter gyteperioden og etter at vestlig makrell er kommet inn i Nordsjøen.

Fisket i området rundt Vigdis-feltet

Fiskeriaktiviteten i Nordsjøen vil variere både med hensyn til fiskearter, redskapstyper og tidspunkt for fisket. Når det gjelder redskaper, skilles det mellom passive redskaper (line/garn) og aktive redskaper (trål, ringnot og snurrevad).

Det foreligger ikke registreringer av fiskeaktivitet, slik at fangstkavantum kan knyttes til området rundt selve Vigdis-feltet. De mest detaljerte data gjelder trål- og ringnotfisket der en lokalisasjon tilsvarer seks oljeblokker. Fra fiskeriforvaltningen er det imidlertid påpekt at selv fiskeristatistikken på dette nivået kan inneholde feil av ulike slag. Til tross for slike innvendinger kan materialet gi en mulighet for å vurdere hvilke fiskerier som drives innenfor et område.

I området omkring Vigdis-feltet foregår følgende fiskerier:

- Industritrålfiske, dvs. fiske for oppmaling til fiskemel og -olje.
- Konsumtrålfiske, med sei som viktigste fiskeslag.
- Ringnotfiske.
- Garn- og linefiske.

Fangsten i områder omkring Vigdis fremgår av tabell 14.

Tabell 14. Norsk trål- og ringnotfiske i området omkring Vigdis. Fangstkvanta er angitt i 1000 tonn rundvekt. (Tabellen er omarbeidet etter et notat av Aaserød, 1992, som har innhentet data fra Fiskeridirektoratet).

	Blokkene 34/1-6				Blokkene 34/7-12				Blokkene 33/1-6 ¹⁾				Blokkene 33/7-12 ¹⁾			
	1983	1986	1988	1989	1983	1986	1988	1989	1983	1986	1988	1989	1983	1986	1988	1989
Konsumtrålfiske ²⁾	-	0,0	0,0	0,0	3,5	1,7	0,8	0,5	2,9	3,4	1,2	0,4	3,0	1,9	1,3	1,0
Ringnotfangster	-	0,5	1,2	0,3	-	3,7	6,7	12,0	-	0,0	0,2	1,9	-	0,8	1,1	5,7
- sild	-	0,4	0,5	0,1	0,1	0,6	6,1	0,6	-	0,0	0,0	-	-	-	8,9	-
Industri-trålfiske	0,5	0,2	0,3	0,2	14,4	14,5	11,2	12,4	-	1,6	0,8	0,6	-	0,2	0,2	-
- øyepål	0,0	-	-	-	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
- tobis	-	-	-	-	-	0,1	0,3	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
- sild	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Industrietrålfiske drives hovedsakelig på øyepål, med et mindre innslag av sild de senere årene. Det fremgår at konsumtrålfiske er betydelig redusert gjennom 80-årene. Fangsten i dette fisket er i hovedsak sei, men også noe torsk og hyse.

De dominerende fiskeslag i ringnotfisket er sild og makrell. Av disse fiskeslagene har sild vært dominerende i de senere år. Sildefisket i Nordsjøen har vært i vekst etter at dette fisket ble gjenåpnet i 1983.

Industrietrålfiske

Industrietrålfiske etter øyepål er i stor grad konsentrert til områdene langs Eggakanten. Regnet i kvantum har dette på 80-tallet vært det viktigste fisket i det berørte området. Vigdis-feltet ligger midt i dette industrietrålfeltet. Det karakteristiske ved industrietrålfisket etter øyepål langs Eggakanten er at fisken ofte står på en bestemt dybde, og at trålingen dermed foregår langsetter dybdekontene.

Det mest omfattende industrietrålfisket foregår i perioden mars – juli. Fisket etter kolmule har foregått i september og oktober. I januar og februar foregår det et dansk industrietrålfisket i det aktuelle området.

Hovedvekten av industrietrålerne er hjemmehørende på strekningen fra Møre til Rogaland. Karmøy og Bømlo er kommunene med flest industrietrålere.

Konsumtråling

Konsumtrålfiske med sei som viktigste fiskeslag foregår vestover fra eggaskråningen. Fiskeridirektoratet opplyser at det ikke er tale om noen bestemt trålretning for konsumtrålerne i dette området. Tråltrekkemønster fra området (Larsen, 1990) antyder imidlertid at hovedretning for tråltrekk går i retningen NV-SØ. For konsumtrålfisket etter sei er andre halvår den viktigste fangstperioden, med størst fangststigning i tredje kvartal.

I det berørte området langs Eggakanten driver stortrålerne et uerfiske ned til 350 meters dyp. Dette fisket foregår i hovedsak i perioden januar – april, med hovedvekten på de tre første månedene.

Det foregår ikke bomtrålfiske i dette området.

Ringnotfiske

Ringnotfiske etter sild og makrell er strengt kvoteregulert. Det fiskes sild på gytevandring i dette området. Fisket foregår i hovedsak i perioden januar – mars. Hvor fisket finner sted og når det foregår, avhenger både av fiskens vandring og de fangstreguleringer som gjennomføres.

Garn og line

Statistikk for fiske med konvensjonelle redskaper som garn og line foreligger ikke på lokasjonsnivå. På slutten av året foregår det garn- og linefiske langs eggakanten i det aktuelle området.

2. MILJØSTATUS FOR INFLUENSOMRÅDET VED KYSTEN

2.1. Fysisk beskrivelse av influensområdet langs kysten (strøm, hydrografi, bunnforhold, eksponering, typiske strandtyper, etc.

Influensområdet

I dette avsnittet gis en beskrivelse av influensområdet for utslipp fra Vigdis; områdets karakteristikk, utstrekning og dets avgrensing mot norskekysten.

Influensområdet for et konkret utslipp vil være situasjonsbetinget og bestemmes av utslippets størrelse og karakter, samt rådende strøm, vind og bølgeforshold. Det kan være tale om influensområder på bunn, i omgivende vannmasser og på sjøoverflaten. Sistnevnte har størst utstrekning for oljefelt til havs, og påfølgende tekst fokuserer på dette.

Beregnete influensområder er basert på statistiske verdier og sannsynlighet for sammenfall av ulike fysiske faktorer. Modellresultatene er også statistiske (sannsynlighetsberegninger). Av størst betydning for beregningene er statistiske opplysninger om vindfeltet. Ofte benyttes s.k. hindcast data, som er basert på lang tids statistikk. En bakgrunnsstrøm, også basert på statistikk, adderes til den beregnede vindgenererte strømmen. Ulike prosesser, slik som forvitring og bølgenedblanding av oljen legges også inn i modellene.

Verste tilfelle vil være samtidige større utslipp fra flere brønner/rigger, kombinert med gunstige spredningsbetingelser. Det vil da være snakk om et influensområde som er summen av influensområder for flere felt/brønner. Et slikt scenario er svært lite realistisk, med dagens sikkerhetsnivå på installasjonene. Foreliggende beregninger baserer seg på utslipp/uhell på enkeltinstallasjoner, hvor realistiske data for utslippets mulige størrelse er lagt inn (kap. 5.1).

Influensområdet for Vigdis-feltet har en asymmetrisk form, med lengste akse i retning SW-NE (kap. 5.1). Største deler av arealet er hav. Den østlige delen av området grenser mot norskekysten. Således består området både av hav, kyst/skjærgård og fjorder, i tillegg til tilgrensede strandsoner i sistnevnte områder. Fjordene er ikke nevnt like ofte som kyst-skjærgården i samband med oljesøl til havs. I fjordene har en ofte en utoverrettet overflatestrøm som hindrer overflatesøl i å drive inn. Fjordene kan imidlertid også bli rammet ved at vind reverserer strømningsmønsteret, eller ved at nedblandet olje føres innover med kompensasjonsstrømmen under overflaten.

Influensområdets utstrekning langs norskekysten for utslipp/uhell i samband med aktiviteter på Vigdis-feltet, er beregnet til strekningen fra munningen av Hardangerfjorden i syd til søndre del av Nord-Trøndelag fylke i nord (se kap. 5.1.1).

Influensområdet omfatter imidlertid også tilgrensede områder lenger til havs som kan berøres av olje (se kap. 5.1).

Det må understrekes at forhåndsregninger for influensområder er til liten nytte under beredskapsoperasjoner ved et konkret utslipp/uhell. I et slikt tilfelle må en ta utgangspunkt i rådende strøm, vind og bølgeforshold for å beregne faktisk drivbane og ta forholdsregler deretter.

Hydrografiske forhold i influensområdet

De hydrografiske forhold som ble presentert som gjeldende for Vigdis-feltet i kapittel 1, vil i store trekk også gjelde for sentrale deler av influensområdet. Det er relativt svake horisontalgradienter i salinitet og temperatur både i sørlig, vestlig og nordlig retning. For overflaten vil temperaturen i disse sektorene typisk variere mellom 4 - 5°C og 12 - 14°C gjennom året, mens saliniteten ligger innenfor intervallet 32 - 25 promille.

De sterkeste gradientene innenfor influensområdet er mot øst, inn mot kysten. På kysten og videre inn i fjordene finnes både de sterkeste gradientene og de største tidsvariasjonene. Her kan temperaturen (overflate) variere mellom frysepunktet og 20°C eller over. Saliniteten varierer fra nær null opp mot 34 promille. De laveste salinitetene finnes i brakkvannssonene inne i fjordene. Sjøvannets densitet avtar mot kysten. En hydrografisk front (figur 17) markerer vestgrensen til kyststrømmen, som består av lettere vann enn Nordsjøvannet og Atlanterhavsvannet. Lenger inne finnes gjerne ytterligere en front, grensende mot brakkvannet i fjordene. Disse frontene kan utgjøre konvergenssoner, hvor oljesøl samles og oppkonsentreres. Frontsonene er åsted for stor biologisk produksjon på grunn av god vertikalutveksling. Der samles derfor gjerne også sjøfugl.

I frontsonene kan også olje bli ført nedover ved subduksjon eller vertikalstrømning (figur 18). Senere kan så denne oljen stige til overflaten igjen, lenger inne ved kysten eller i fjordene ("ghost slicks") (Golmen og Mork, 1988). Slike effekter er ennå ikke tatt inn i oljedriftmodellene.

Kjennskap til hydrografiske fronter kan således være viktig ved tiltak mot oljeforurensing. Kyststrømsfronten flytter seg raskt og skifter karakter med årstiden. Nord for Stad ligger den gjerne lenger ut enn sønnenfor (følger Eggakanten). Lags Vestlandet er typisk avstand 20 - 60 km fra land.

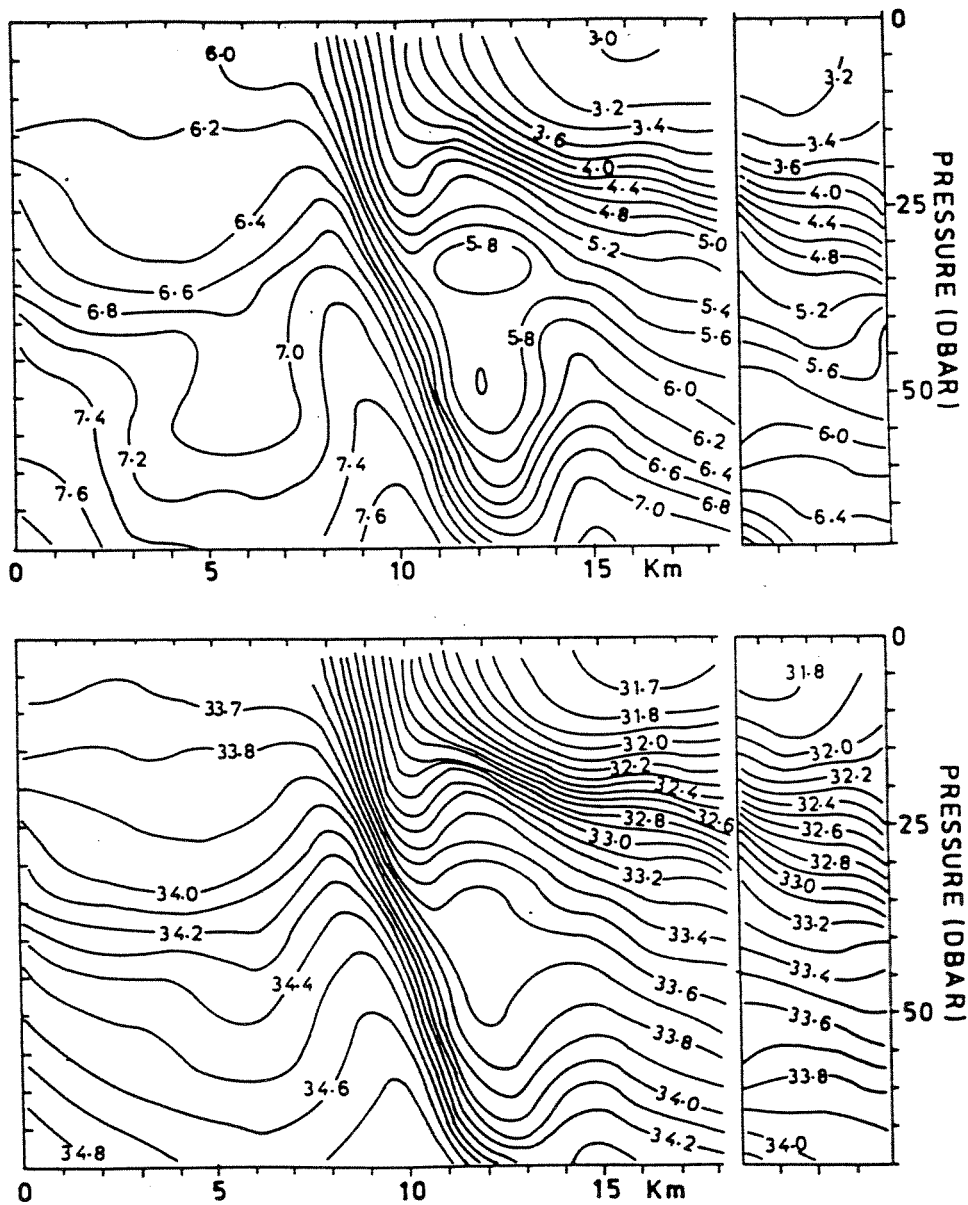
Strømforhold i influensområdet

Strømforholdene er den viktigste miljøfaktoren som definerer influensområdet. I den sørvestlige sektoren er det hyppige innslag av strøm med retning sør-sørøst. Typisk hastighet kan være 25 cm/s (0.5 knop). I kyststrømmen er det hyppig nordgående strøm med hastigheter mellom 15 og 50 cm/s. Strømvirvler, gjerne knyttet til kyststrømsfronten, medfører et fluktuerende strømfelt der. Tidvis bremses eller reverseres kyststrømmen på grunn av særskilte vind eller lufttrykksgradienter.

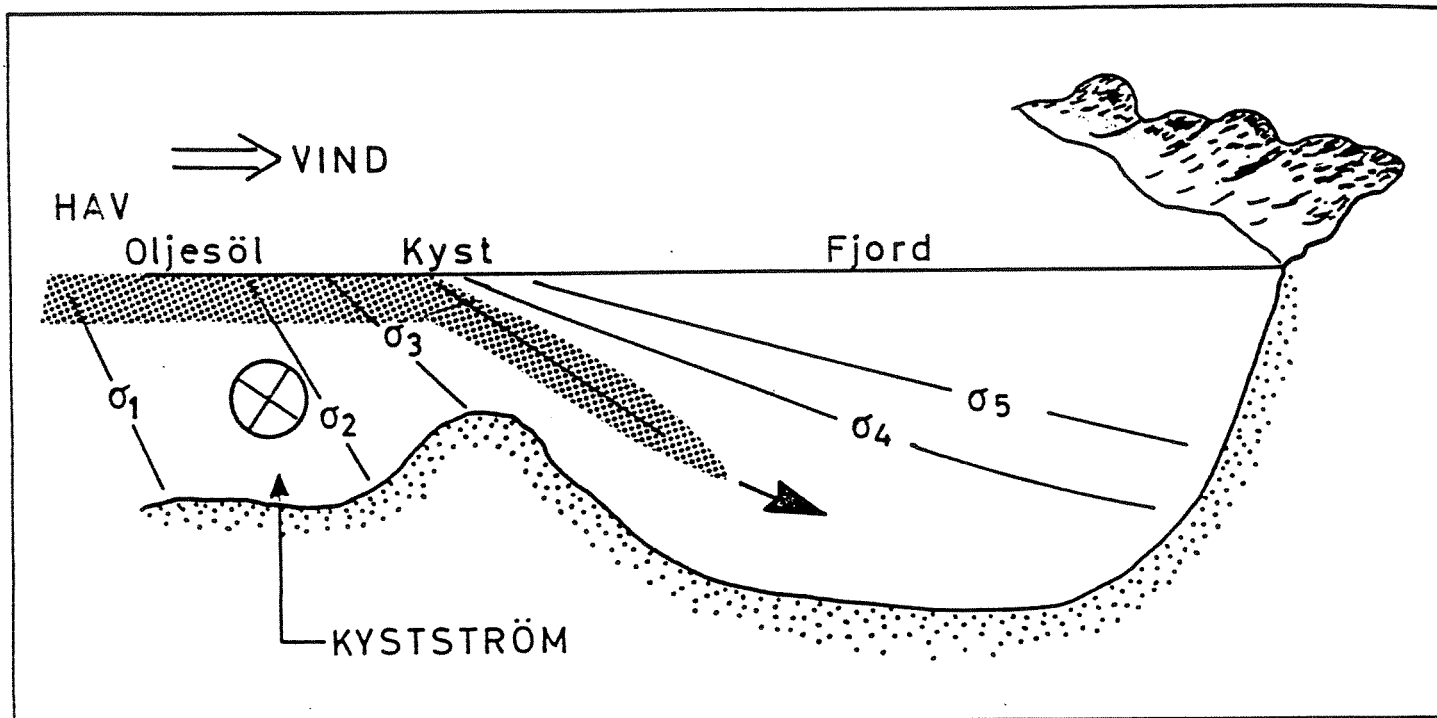
På kysten og i havet er strømmen oftest ensrettet nedover i dypet (hastigheten kan variere). I fjorder og sund kan imidlertid strømmen være lagdelt med sjikt med motsatt rettet strøm. Der er tidevannsgenerert strøm en viktig faktor med halvdaglige fluktuasjoner. Tidevannet påvirker også strømbildet lenger ute fra kysten, men der med mindre strømhastigheter.

Det forventede influensområdet innbefatter mange fjorder både i sør og i nordlige del. I fjordene er også strømforholdene sterkt varierende. I fjorder med markert ferskvannstilrenning vil det gjerne dannes en utoverrettet strøm i overflaten og en dypere kompensasjonsstrøm rettet innover. Vinden har imidlertid en markert effekt på strømningsmønsteret og kan tidvis reversere det beskrevne bildet.

I en beredskapssituasjon på kysten og i fjordene må det foretas en faglig vurdering av de faktiske forhold med hensyn til vind, lufttrykk, tidevann og nedbør/avrenning for å kunne utnytte oppsamlingsressursene på gunstigst mulig måte. Slik vurdering er forløperen for vurderinger av sårbare områder m.m.



Figur 17. Fordeling av temperatur (øverst) og salinitet (nederst) i et vest-øst snitt (langs 60°, 50'N) gjennom kyststrømmen i mars 1985 (etter Golmen og Hackett, 1986). 1 DBAR tilsvarer en dybde på ca. 1 m.



Strandbiotoper

Kystlinjen som omfattes av influensområdet for oljeutslipp fra Vigdis er meget kompleks og utgjør en strandlinje på ca. 2.0×10^4 km, hvorav 65% på øyer og holmer. Området omfatter også flere av Norges største og lengste fjorder. En klassifisering av hovedtypene strandbiotoper langs denne strandlinjen er gitt nedenfor, sammen med en rangering etter sårbarhet for oljespill.

Grovt klassifiseres biotopene i tre kategorier:

Biotoper over høyeste høyvannsnivå (supralittoralen).

Biotoper i tidevannssonen (littoralen).

Biotoper under laveste lavvannsnivå (sublittoralen) og ned til ca 20 m.

Nedre grense er satt så dypt som man kan forvente oljemengder av betydning ved et oljespill. Normalt vil dette omfatte de øvre ca. 20 m, selv om allerede strandet olje blandet med sand og stein kan transporteres til langt større dyp under og etter uvær.

En inndeling etter bunnsubstratets mobiliserbarhet (Håkanson, 1981) er også relevant i denne sammenheng:

- Deposisjonsbunn. Områder hvor også små silt- og leirpartikler (dvs. partikler med diameter i området 0.063 - 0.0039 mm) akkumuleres.
- Transportbunn. Områder hvor små partikler deponeres, men resuspenderes igjen.
- Erosjonsbunn. Områder der små partikler ikke legger seg.

Den første kategori omfatter jordområder på land, og mudder- og leir-bunn i sjøen. Sandbunnsområder klassifiseres som transportbunn. Erosjonsbunn omfatter svaberg, hardbunn nedenfor tidenvannssonen, rullesteinsstrender og grov grusbunn.

Supralittoral-biotoper

Ved uvær transporteres olje til områder over tidevannssonen (f.eks. Wikander, 1982; Falk-Petersen et al., 1983). Følgelig er strandvegetasjonsområdene utsatt. Slike biotoper finnes spredt i hele influensområdet. Hovedtypene er:

- Fjell-, grus- og rullesteinsområder. Forekommer på bølgeeksponert kyst og der terrenget skråner bratt mot sjøen. Vegetasjon og assosiert fauna finnes i sprekker og på beskyttede steder der plantemateriale samler seg og blir brutt ned til jord.
- Sandstrender og -dyner. Grovere sandområder finnes helst i indre deler av bølgeeksponerte bukter. Finsandområder og sanddyner finnes helst på åpen kyst.
- Vrakviker. Finnes i småbukter på bølgeeksponerte steder der løsevet tang og tare og vrakgods samler seg over flomål.
- Våtmarksområder. Finnes hovedsakelig i indre del av fjorder ved elveutløp og der landhevingen og avsetninger gradvis har gjort mudderstrender supralittorale.

En rekke supralittoral-biotoper er beskrevet langs Norskekysten (Holtén et al., 1986) på basis av strandvegetasjons-type. Plantene i disse assosiasjonene tåler høyt saltinnhold i jorda og tidvis oversvømmelse eller sprøyt med sjøvann. Noen er avhengig av det salte miljøet (obligate halofyter), andre tolererer det. Den viktigste gradient i artssammensetning finnes fra ytre kystlinje til indre områder i fjordene. Jordfaunaen assosiert med strandvegetasjonen har relativt lav diversitet og er dominert av småformer som kollemboler, nematoder og insekter.

Littorale hardbunnsbiotoper

Dette er den dominerende strandbiotop-typen i influensområdet. Typiske hardbunnsamfunn finnes på svaberg og på stabile blokk- og rullesteinsstrender. Samfunnsstrukturen er bestemt av to hovedfaktorer: horisontalt av bølgepåvirkning/beskyttelse, vertikalt av tidevannet. Karakteristisk er et fåtall dominerende arter som dekker substratet som tang (*Fucus*), rur, og blåskjell (*Mytilus edulis*), noen få dominerende arter beitere og rovdyr som strandsnegl (*Littorina*), albuskjell (*Patella*), purpusnegl (*Nucella lapillus*) og et vidt spekter av andre arter. Der bølgepåvirkningen er middels, dominerer tangarter som blæretang (*Fucus vesiculosus*) og grisatang (*Ascophyllum nodosum*). Artene har lang levetid, og en grisatang-assosiasjon er ekstremt stabil så lenge selve grisetangen ikke ødelegges. Når bølge-påvirkningen øker, erstattes tangdekket mer og mer av et tett dekke av rur, blåskjell og små busk- og moseaktige algearter. Karakteristisk for samfunnet er en klar inndeling av de fastsittende organismene i horisontale belter, bestemt av grad av tørrlegging med

tidevannet. Det er liten forskjell i artssammensetning fra nord til sør i influensområdet og meget stor gradient fra ytre kyst til indre beskyttede fjordarmer.

Littorale bløtbunnsbiotoper

Finnes på transport- og depositions-bunn. Slike biotoper er betydelig mer horisontale enn hardbunnsbiotopene og danner et mye bredere fjærområde. Bløtbunns strandbiotoper kan deles inn i:

- grusstrender
- finsand-strender
- mudderfjære
- ålegress-strender
- våtmarksområder.

Grus- og sandstrender finnes helst på bølge-eksponerte strender og følgelig helst i ytre og midtre kystområder. Mudderfjære, ålegress (*Zostera*) og littoral våtmark forekommer på beskyttede steder, i fjordarmer og nær elveutløp.

Den vertikale soneringen i samfunnsstruktur er ikke tydelig slik som på hardbunn. Våtmarksområdene er en overgangsbiotop mellom supralittoral og littoral. Likeledes er ålegress-områder en overgang mellom littoral og sublittoral.

Med unntak av ålegress-strender synes bløtbunns-biotopene å ha lite plante- og dyreliv. Vegetasjonen består for det meste av mikroskopiske, encellede eller trådformede alger. Faunaen finnes enten i hulrom som de graver selv (makrofauna) eller mellom sandkorn og stein (meiofauna). Makrofaunaen (over 1 mm) består i hovedsak av snegl, muslinger, børstemark og krepsdyr. En viktig del av faunaen er reker, krabber og kutlinger som trekker inn i området på flo sjø, og fugl som trekker inn på fjære for å søke næring.

Fauna og flora på bløtbunnsstrender vil ikke normalt bli utsatt for uttørking eller de ekstreme temperatur- og salt-fluktuasjoner som på hardbunn og er derfor ansett som mindre hardføre. Tidvis oksygenmangel og slitasje fra sandkorn i bevegelse er mer karakteristiske stressfaktorer i bløtbunns-littoralen.

De eneste littorale bløtbunnsbiotoper med makrovegetasjon av betydning, er ålegress og våtmarksområder. Ålegressområdene er i Nord-Europa begrenset til små beskyttede områder med lav saltholdighet. Den dominerende planten, ålegresset, danner grunnlaget for et rikt og mangfoldig samfunn av snegl, børstemark, krepsdyr og fisk. Ålegresset virker også som en felle for sand- og leirpartikler i suspensjon, og etter hvert som bunnen stiger og tidevanns-påvirkningen minker, vil ålegress-biotopen gå over til våtmark.

Sublittorale hardbunnsbiotoper

Disse biotoper er de dominerende innen potensielt oljepåvirket dyp i influensområdet og finnes som fortsettelse av hardbunnsfjæra ganske bratt ned til 10 - 40m dyp og dypere, der de stopper mot flattere sand og grusbunn. Substratet er glatt fjell eller stabil rullestein. Fra overflaten til ca. 30 m dyp er de dominert av fastsittende alger, hvorav de mest karakteristiske er de store tareartene stortare (*Laminaria hyperborea*), fingertare (*Laminaria digitata*) og sukkertare (*Laminaria saccharina*). Mellom disse finnes en meget rik flora av mindre arter grønn-, rød- og brunalger. Typiske dyr er også for en stor del fastsittende som svamp, sjøanemoner, kalkrørsmark, mosdyr og sekkedyr, som

lever av å filtrere næring fra vannet. På og mellom algene finnes en rik bevegelig fauna av snegl, krepsdyr, sjøpinnsvin, sjøstjerner og fisk. Tarebeltene er meget viktige oppvekstområder for larver og ungfisk av kommersielle fiskeslag.

Kamp om næring og plass er viktige strukturerende faktorer. Endringer i samfunnssammensetning innen influensområdet er også her liten fra nord til sør, men betydelig fra ytre kyst til indre fjordstrøk.

Sublittorale bløtbunns-biotoper

En rekke typer bløtbunnsbiotoper finnes på grunt vann i influensområdet, fra grus, skjellsand og sandbunns-samfunn på ytre kyst og i strømrrike sund, til mudder og leirbunnsbiotoper i beskyttede bukter, fjorder og poller. Disse samfunnene er dominert av dyr som i vesentlig grad finnes nedgravd i bunnsedimentet. Sesongvariasjonen er preget av en sommer- og høst-rekruttering av larver som slår seg ned fra vannmassene over, og en mer stabil vinterperiode. Denne bunnfellingsintensiteten kan variere betydelig fra år til år og skape dramatiske forandringer i tetthet og artssammensetning. Endringen i samfunnstruktur med breddegrad er også her liten i sammenligning med variasjonen fra eksponert til beskyttet område (vesentlig fordi substratet forandres) og med dyp.

2.2. Forekomst av spesielt sårbare marine og maritime miljøer langs kysten og deres nåværende sårbarhetsstatus

2.2.1. Fugl

De viktigste hekke-, myte- og overvintringslokalitetene i influensområdet ligger mellom Sognefjorden og Froan. Her finnes sjøfuglområder av nasjonal og internasjonal verdi. Disse ligger innen influensområdet til de fleste norske oljefelt i den nordlige delen av Nordsjøen og sentralt i forhold til skipsleia. Oljesøl fra skipsfarten kan ha forårsaket betydelige skader på sjøfugl i dette området (eks. Arisan, januar 1992).

Hekking

Mellom 2 og 3 millioner sjøfuglpar hekker årlig langs norskekysten (Røv et al., 1984), de langt fleste utenfor influensområdet til Vigdis-feltet. Fuglefjellsartene er mest tallrike. Det eneste større fuglefjellet i Sør-Norge finnes på Runde. Her hekker årlig anslagsvis 100 000 par lunde, 8000 par lomvi og 3200 par alke. Follestad & Thomassen (1985) opplyser at ca. 150 par alke, 225 par lomvi og 14 000 par lunde hekker ved Veststeinen, Einvarden og Klovningen i Sogn og Fjordane (figur 19). Lundebestanden på Runde har vært relativt stabil de seinere år, mens det for lomvi ble registrert en tilbakegang på ca. 40% fra 1980 til 1988. Lomvibestanden økte noe fra 1988 til 1989.

Teist hekker som enkeltpar eller i kolonier langs den ytre kystsonen. De største koloniene i influensområdet ligger i Froan.

Havsulekolonien på Runde (1184 par i 1988) er i sterk vekst (Lorentsen, 1990).

Forøvrig hekker bl.a. et betydelig antall krykkje (ca. 60 000 par), havhest (ca. 5000 par) og toppskarv på Runde. Det er en relativt stor bestand av toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) i undersøkelsesområdet (figur 21). De viktigste hekkeområdene er Runde (en av landets to største kolonier), Froan i Sør-Trøndelag med en rekke mindre kolonier, samt Utvær og Askvær i Sogn og Fjordane. Toppskarvbestanden på Runde gikk tilbake fra ca. 5000 par i 1975 til ca. 1600 par i 1988, mens bestanden på Utvær gikk tilbake fra ca. 280 par i 1984 til ca. 90 par i 1988.

Storskarv (*Phalacrocorax corbo*) hekker i det aktuelle området bare i Sør-Trøndelag, med et desidert tyngdepunkt i Froan naturreservat. Etter en generell tilbakegang i hekkebestanden i perioden 1985 - 87, har enkelte kolonier hatt en relativt kraftig bestandsøkning (Sula og Grogna). Hekkebestanden på Froan har vært stabil eller hatt en svak nedgang (Lorentsen, 1990).

Ærfugl hekker langs hele norskekysten, og totalbestanden ble i 1984 vurdert til 70 000 - 100 000 par (Røv et al., 1984), et anslag som sannsynligvis er for lavt (Follestad, 1987). Hekkeområder med mer enn 500 par finner en fra Sunnmøre og nordover (figur 20).

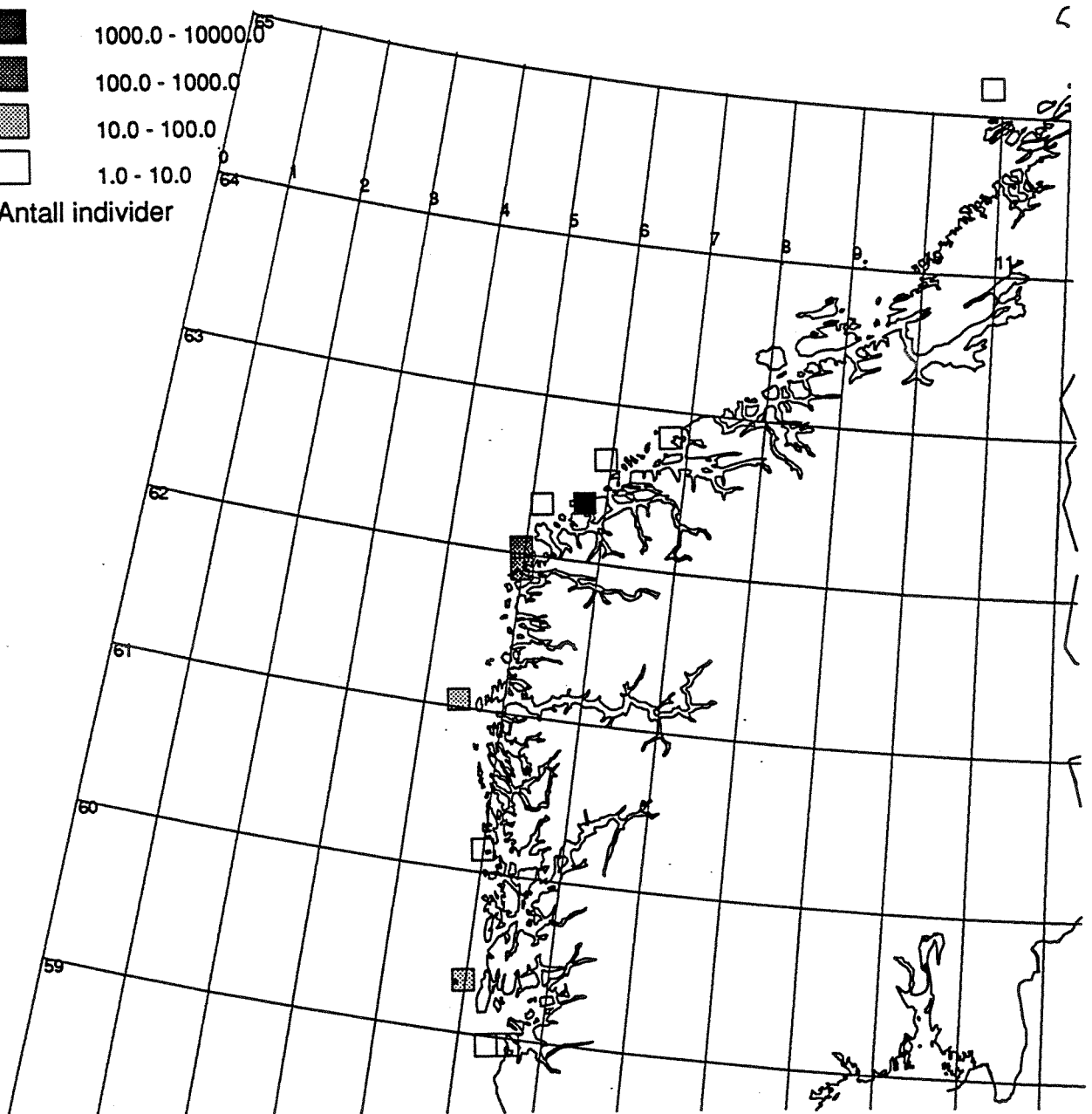
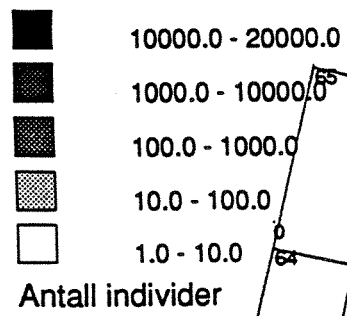
Siland hekker for en stor del ved ferskvann, men er også en vanlig hekkefugl langs kysten av influensområdet.

Myting

Andefuglene feller (myter) alle de store vingefjærene i juni - september, og er ute av stand til å fly i 3 - 4 uker. Tidspunkt for myting kan variere mellom arter, kjønn og aldersklasser. Typisk for ærfugl, sjøorre, siland og grågås er at de samles i store flokker i den ytre skjærgård i myteperioden. Innen influensområdet for Vigdis-feltet finnes de viktigste myteområdene for grågås i Froan og på Smøla.

LOMVI - ALKE

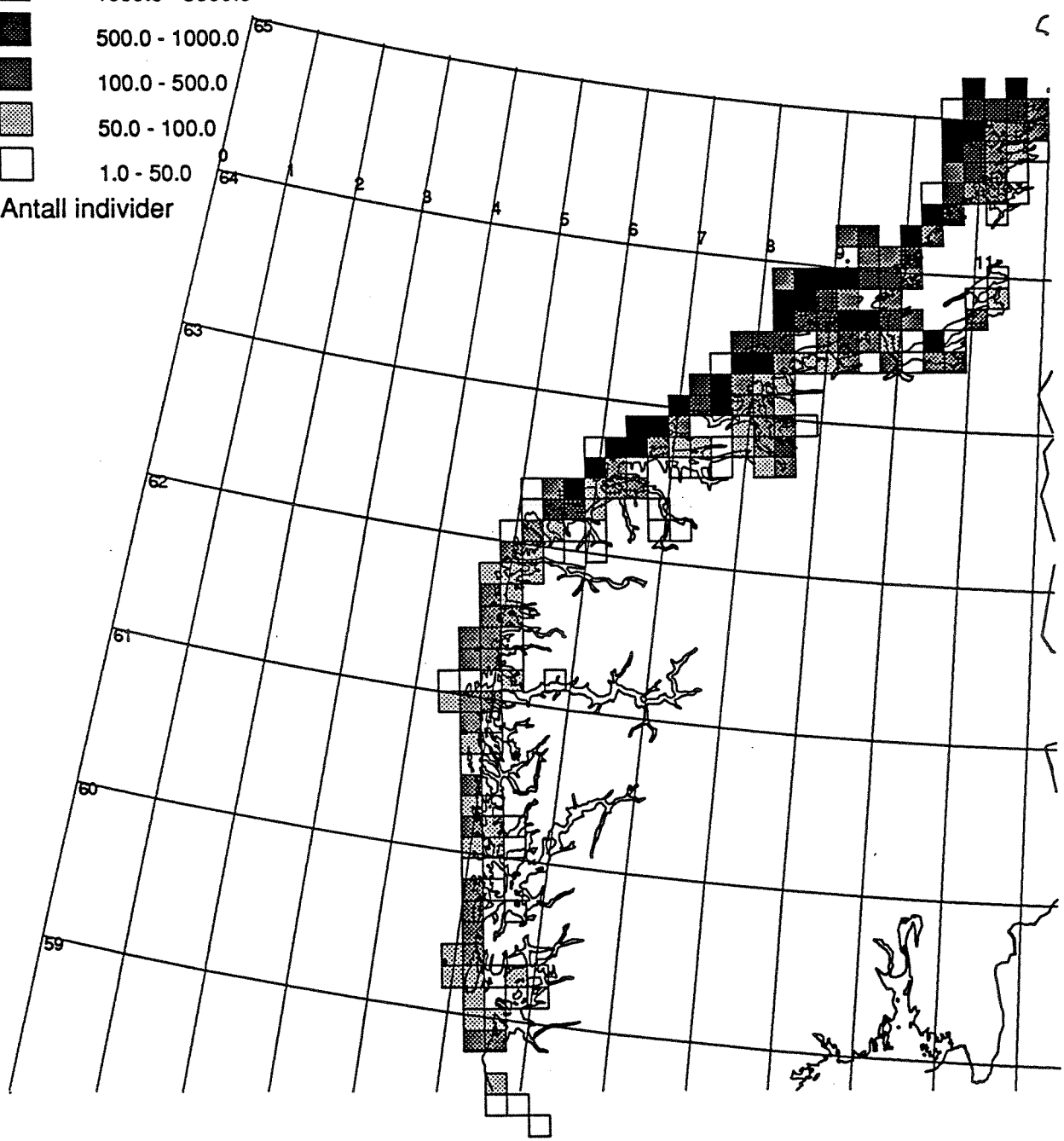
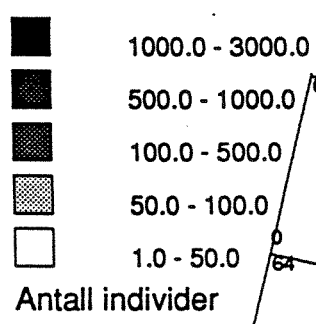
Hekking



Figur 19. Hekkeområde for lomvi/alke.

ÆRFUGL

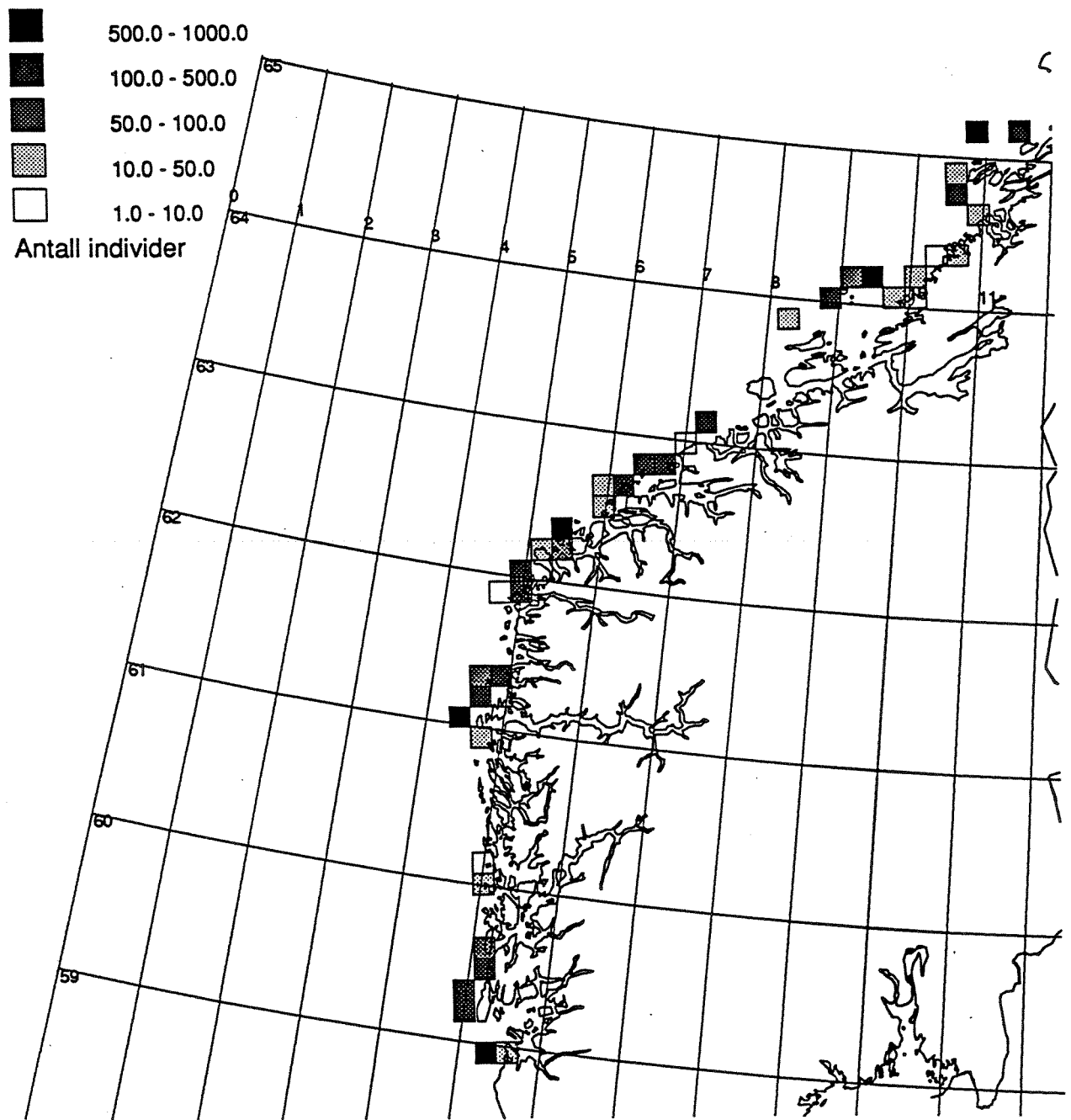
Hekking



Figur 20. Hekkeområde for ærfugl.

TOPPSKARV

Hekking



Figur 21. Hekkeområde for toppskarv.

Inntil 35 000 mytende ærfugl er registrert i Froan naturreservat, og dette området kan være et av de viktigste myteområdene for denne arten i Norge (figur 24). Data fra 1990 (Follestad & Lorentsen, 1990) indikerer imidlertid at mytebestanden kan variere betydelig.

Det finnes flere myteområder for siland fra Sognefjorden og nordover. Froan, Hitra, Smøla og Ytre Romsdal kan være særlig viktige områder (figur 22). Data fra 1990 indikerer store variasjoner i mytebestanden også for siland (Follestad & Lorentsen 1990).

Ørlandet i Sør-Trøndelag kan være landets viktigste myteområde for sjøorre med 5000 - 7000 mytende individer (figur 23).

Alkefugler, lommer og dykkere myter også svingfjærene samtidig. Hos alke/lomvi sammenfaller mytingen med svømmetrekket. Lunde myter i januar - februar, teist i august - september, smålom i oktober - november, islom og gulnebbblom i februar - april og dykkerne i august - oktober (Anker-Nilsen, 1987). De fleste av disse artene oppholder seg i influensområdet i den sårbare myteperioden, kanskje med unntak av lunde og storlom. Det foreligger ingen aktuelle mytetakseringer for disse artene.

Vinter

Resultatene for de viktigste andefuglene er summert for Vestlandet (Rogaland - Sogn og Fjordane) og Midt-Norge (Møre og Romsdal - Nord-Trøndelag) i tabell 15. Arter med utpreget pelagisk utbredelse er omtalt under avsnitt 1.2.3.

Tabell 15. Regionale og nasjonale bestandsestimater for vanlige overvintrende ender i Norge (etter Nygård et al., 1988).

Art	Vestlandet	Midt-Norge	Norge totalt
Ærfugl	33000	120000	450000
Praktærfugl	5000	25000	80000
Sjøorre	1800	16000	30000
Svartand	1200	1900	4000
Havelle	16000	27000	100000
Siland	7500	12000	30000

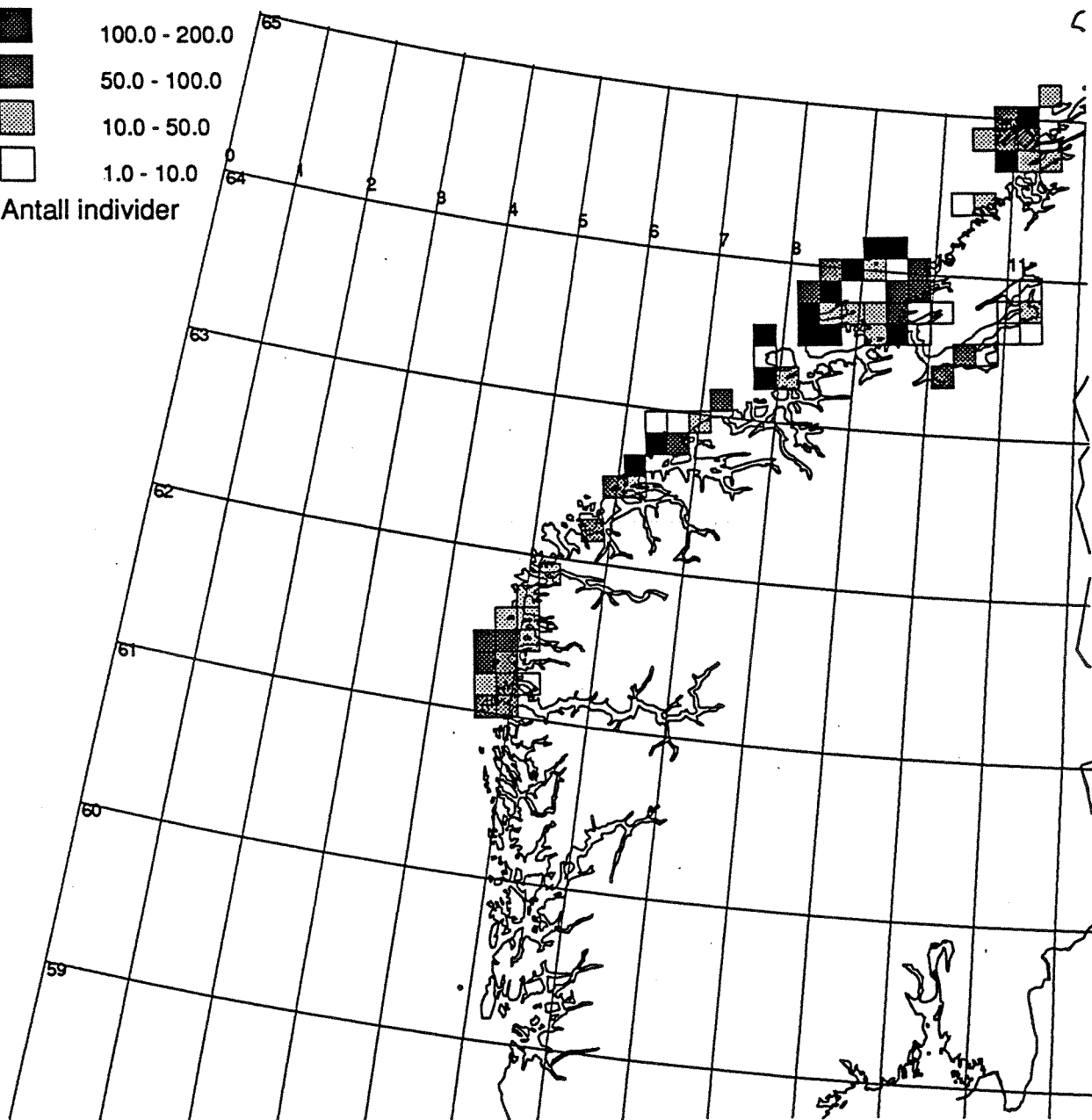
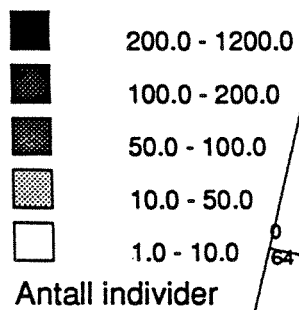
Ærfuglen er desidert mest tallrik av de overvintrende ender og finnes i betydelige antall langs kysten fra Rogaland og nordover. Innen influensområdet finnes flest overvintrende ærfugl i Sør-Trøndelag. Trondheimsfjorden er kanskje det viktigste området med en bestand på ca. 20 000 individer (figur 24).

Praktærfuglen (*Somateria spectabilis*) overvintrer hovedsaklig i Nord-Norge. I influensområdet er arten mest tallrik i Sør-Trøndelag. De viktigste lokalitetene kan være Hitra/Frøya, samt Ytre Trondheimsfjorden. Det er anslått at ca. 80% av praktærfuglbestanden i Vest-Europa overvintrer i Norge (Nygård et al., 1988).

Omlag 12% av Vest-Europas sjøorrebestand overvintrer i Norge. De betydeligste overvintningslokalitetene i influensområdet finner en mellom Romsdal og Froan.

SILAND

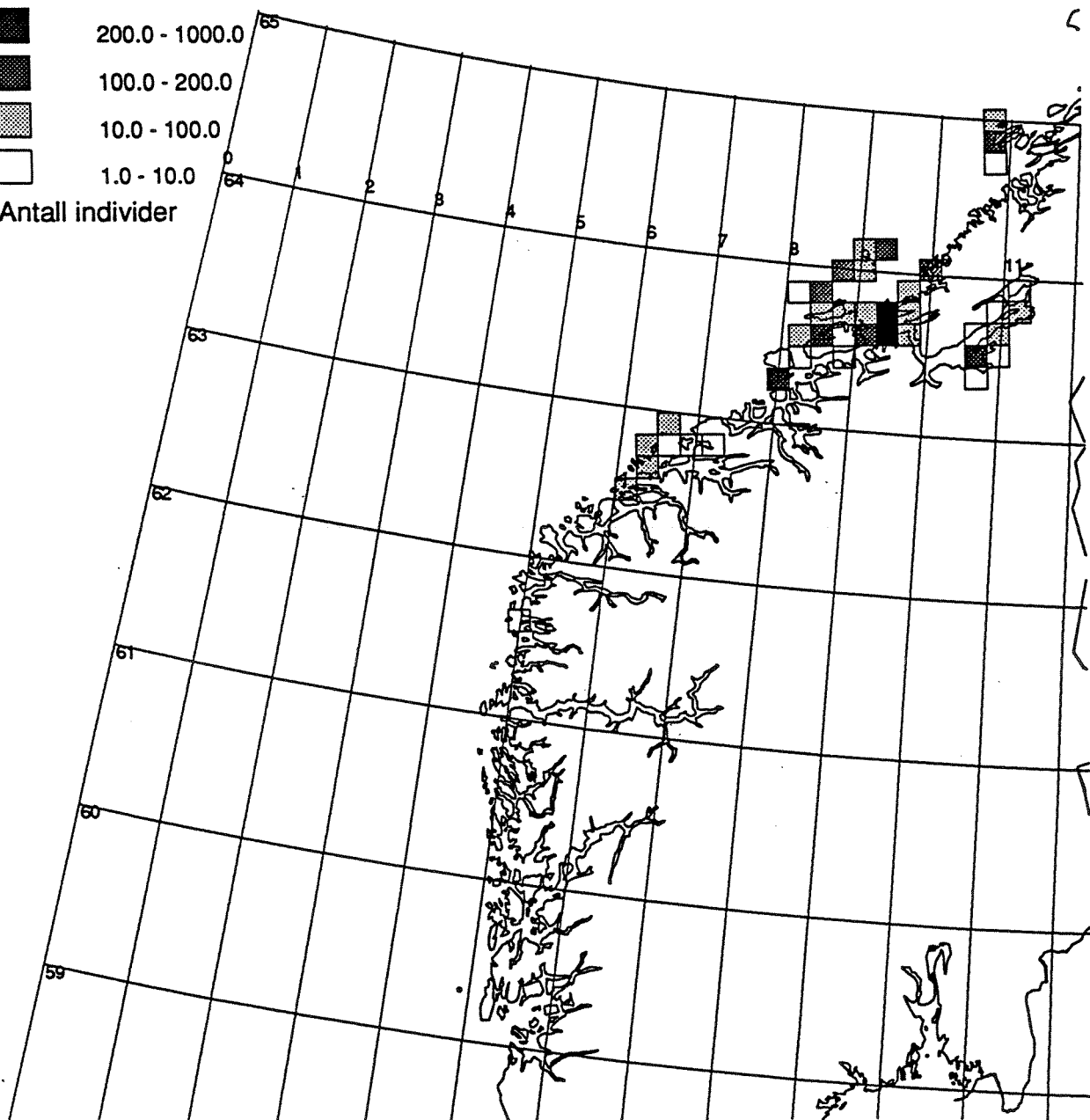
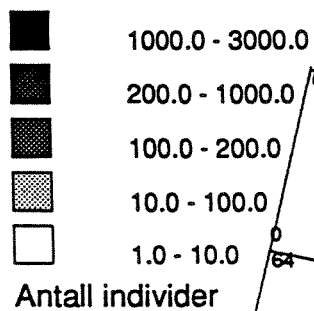
Myting



Figur 22. Myteområde for siland.

SJØORRE

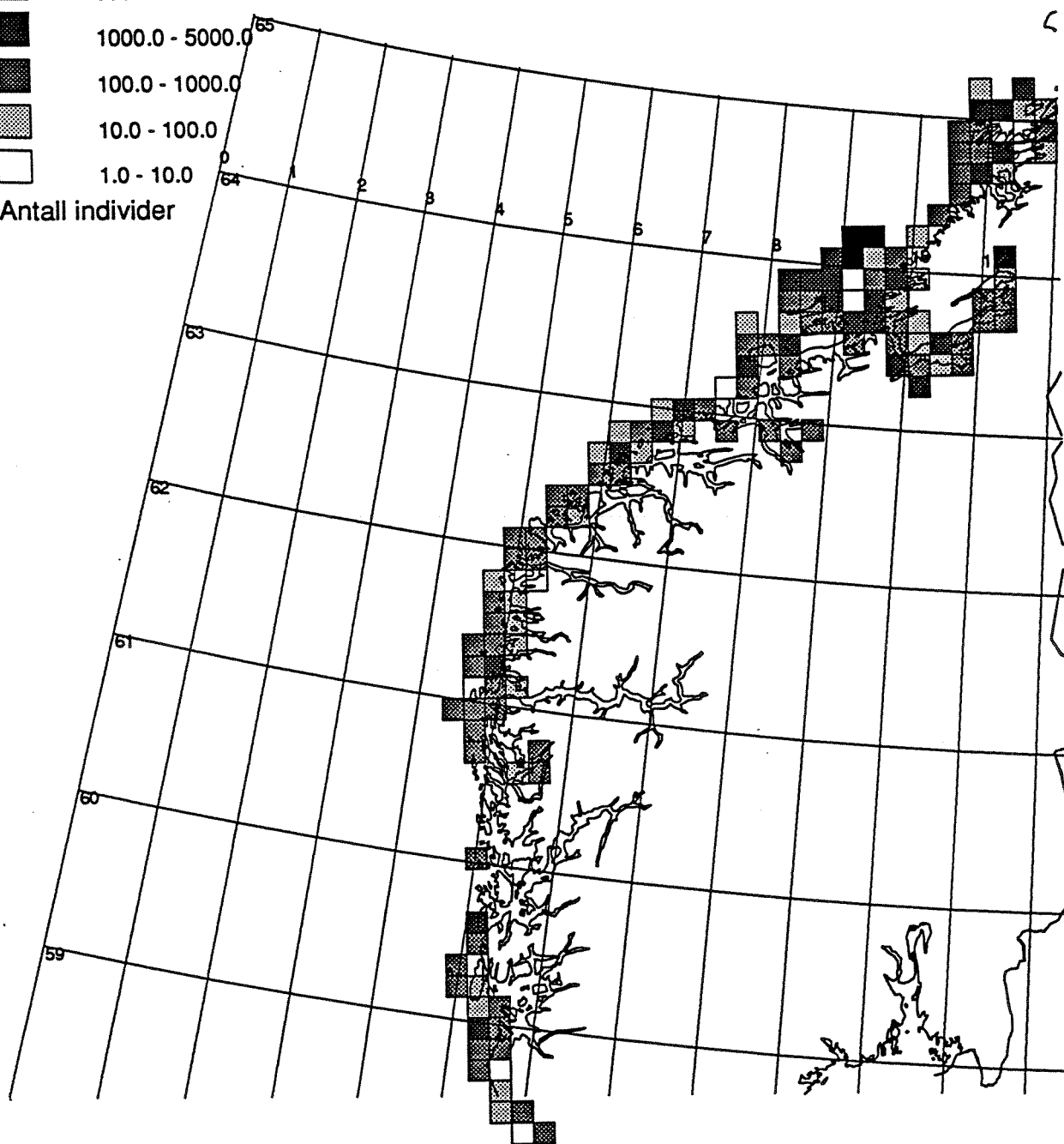
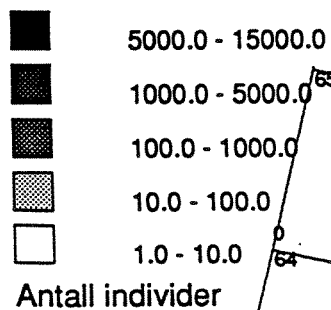
Myting



Figur 23. Myteområde for sjøorre.

ÆRFUGL

Myting



Figur 24. Myteområde for ærfugl.

I internasjonal sammenheng er den norske overvintringsbestanden av svartand liten. En relativt stor andel av den norske svartandbestanden overvintrer i Sør-Trøndelag og Vest-Norge. Flest observasjoner er gjort i Trondheimsfjorden og ved Hitra/Frøya.

Havelle er antagelig den vanligste andefuglen i Norge nest etter ærfuglen. Av sjøendene er det havella som har det mest utpregede pelagiske levesettet i vinterhalvåret. Den overvintrer i betydelige antall langs hele kysten.

En relativt stor andel av silandbestanden i Vest-Europa oppholder seg langs kysten av Norge om vinteren. Arten er svært mobil og forflytter seg i forhold til forekomsten av byttedyr (eks. sil). Arten er relativt jevnt utbredt over hele området.

Teist oppholder seg langs store deler av kysten om vinteren. Froan utgjør det viktigste enkeltområdet, med inntil 2000 registrerte individer.

Lommer (hovedsaklig smålom, islom og gulneblom) er registrert i størst antall mellom Romsdal og Froan, med Smøla som det viktigste enkeltområdet. Smøla-skjærgården kan være et landets mest betydningsfulle overvintringsområder, særlig for smålom og islom. Områder rundt Frøya, Tarva, Linesøya, Ørlandet/Storfosna og Grogna er viktige lokaliteter for lommer i Sør-Trøndelag.

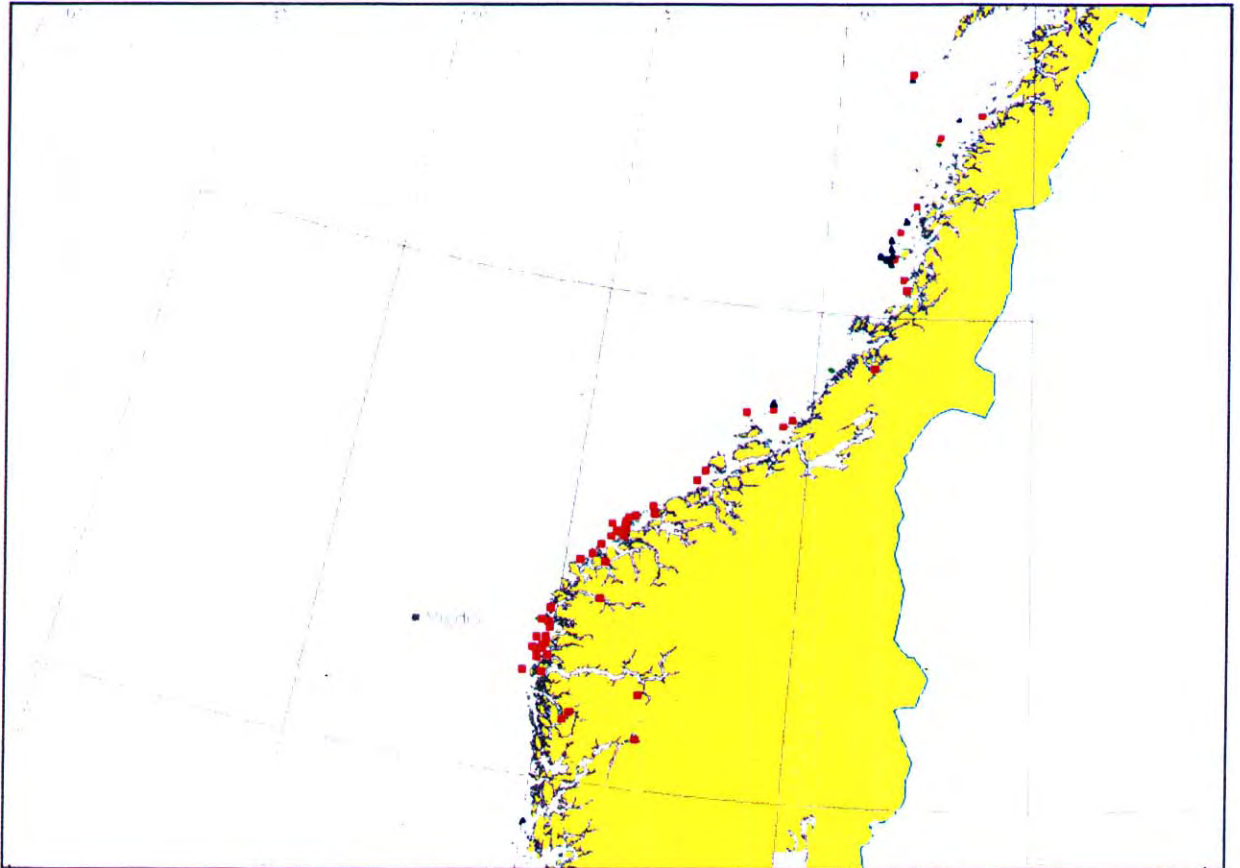
Dykkere (horndykker og gråstrupedykker) overvintrer regelmessig i området. Særlig viktig er kysten fra Romsdal til Frøya. Ytre Romsdal, Hustadvika, Smøla, Frøya og Ørlandet/Storfosna er sentrale områder for overvintrende dykkere (figur 12).

Storskarv er en mer utpreget trekkfugl enn toppskarven, men begge artene er vanlig overvintrende i hele området. Viktige lokaliteter for storskarv er Frøya (Sør-Trøndelag), Smøla, Hustadvika, Ytre Romsdal (Møre og Romsdal), Solund og Askvoll (Sogn og Fjordane). Viktige lokaliteter for toppskarv er Froan (Sør-Trøndelag), Hustadvika, Ytre Romsdal (Møre og Romsdal) og Askvoll (Sogn og Fjordane).

2.2.2. Marine pattedyr

Tradisjonelt anses de ulike sel og hvalarter å utgjøre de marine pattedyr. Imidlertid har oteren et levevis som gjør at det også er naturlig å inkludere denne arten i en konsekvensanalyse som tar for seg kystsonen. Dette rettfærdiggjøres også ved at det ved større oljeutslipp har vist seg at sjøoter (en nærstående art til den norske oter) er spesiell følsom for oljeforurensning (Bayha og Kormendy, 1990).

Innefor influensområdet langs kysten er det to selarter som kan sies å ha et permanent tilhold (figur 25). Disse er havert (også omtalt som gråsel) (*Halichoerus grypus*) og steinkobbe (*Phoca vitulina*) som har både ernærings- og forplantingsområde innenfor influensområdet. Periodisk opptreden av grønlandssel sannsynligvis på næringssøk, kan også forekomme, mens ringsel (*Phoca hispida*), klappmyss (*Cystophora cristata*) og hvalross (*Codobenus rosmarus*) kan forekomme som sjeldne gjester. Grønlandssel, ringsel, klappmyss og hvalross har naturlig tilhold i mer nordlige farvann og vil ikke bli omtalt nærmere.



Figur 25. Forekomst av kystsel på strekningen Hordaland - Nordland. Havert (trekantet symbol), steinkobbe (stort kvadratisk symbol), havert og steinkobben sammen (lite kvadratisk symbol). Kartet er hentet fra MRDB utarbeidet ved CMS.

Havert

Den østatlantiske kystbestand av havert finnes fra den engelske kanal og Irland til Kola. Også i Østersjøen finnes en bestand av havert. Haverten er den største av våre kystseler og er ikke så kystbunden som steinkobbe. Hunner av havert blir kjønnsmodne etter 6 - 7 år, mens hannene blir kjønnsmodne etter 3 år. Kastetiden for haverten er spredt over to måneder om høsten med hovedtyngden i oktober. Kastingen foregår på land ofte på værdharde skjær et stykke ut fra kysten. Etter kasting blir ungene diet i en periode på 2 - 3 uker. Etter avvenning blir ungene på land i ytterligere ca. 2 uker for felling av ullhårspelsen.

Haverten tar primært næring fra kystområdene. Næringen består hovedsakelig av fisk, men også krepsdyr og bløtdyr inngår i dietten.

Langs norskekysten forekommer haverten hovedsakelig fra Rogaland og nordover. Hovedmengden av havert finnes i Sør-Trøndelag (tabell 16). Haverten migrerer ikke selv om en generell spredning finner sted etter forplantingssesongen (King, 1964), og enkeltindivider kan foreta relativt lange vandringer. Haverten vender tilbake til fødestedet for å reprodusere.

Tabell 16. Bestandsestimater for havert og steinkobbe i de ulike fylker fra Hordaland til Trøndelag. Etter NOU (1990).

Fylke	Havert	Steinkobbe
Hordaland	15	23
Sogn og Fjordane	53	397
Møre og Romsdal	10	1240
Sør-Trøndelag	1381	447
Nord-Trøndelag	230	227
Norskekysten	3100	4520

Steinkobbe

Den europeiske steinkobbe (*Phoca vitulina vitulina*) forekommer langs kysten fra Portugal i sør til Finnmark i nord (King, 1964). En gruppe på noen hundre dyr har imidlertid også etablert seg på Vest-Spitsbergen (Krog og Bjarghov, 1973).

Steinkobben er noe mindre enn haverten. Steinkobben foretrekker mindre eksponerte skjærgårdsområder enn haverten, men opptrer også i fjordområder. Hannene blir kjønnsmodne ved 3 - 6 årsalderen og hunnen når de er 2 - 5 år. Hovedtyngden av de kjønnsmodne hunnene kaster hvert år. Ungekastingen foregår på land i perioden mai - juli. Ungene er født uten ullhår, kan svømme fra første dag og blir diet i ca. 3 uker. Hunnen foretar i denne perioden daglige søk etter næring i sjøen. Hårfelling hos de voksne dyrene skjer i juli og august rett før parringstiden.

Steinkobbeungene ernærer seg etter avvenning i stor grad av ulike bunnlevende krepsdyr. De eldre individer ernærer seg av fisk, krabber, muslinger og blekksprut. Både steinkobbe og havert har en relativt tynn pels med dårlig varmeisolerende effekt. Som andre ekte seler baserer disse to kystselene sin varmeisolasjon på et tykt spekklag.

Også den europeiske steinkobben anses som en ikke-migrerende art, men også hos denne arten kan en viss sesongmessig forflytning finne sted, og enkeltindivider kan forflytte seg lengre avstander (100 km).

Forekomst av steinkobbe langs norskekysten innenfor influensområdet til Vigdis ses i figur 25. . Totalt sett har man en selstamme på 4 - 5000 individer av steinkobbe langs norskekysten (NOU, 1990).

Hovedtyngden av steinkobbe langs norskekysten finnes i Møre og Romsdal og Nordland fylke. (Tabell 16). I 1988 forekom en epidemi på steinkobbe som medførte en viss nedgang i steinkobbebestanden.

Som det fremgår av figur 25 og tabell 16, er det relativt store forekomster av kystsel innenfor sentrale deler av influensområdet til Vigdis (se kap. 5.1). Froan naturreservat i Sør-Trøndelag regnes som spesielt viktig både for steinkobbe og havert og regnes som den viktigste kasteplass for havert i Norge. Dette medfører at kystselen i dette området er fredet året rundt mot jakt, fangst, skade og unødige forstyrrelser.

Oter

Langs kysten finnes den eurasiatiske oter (*Lutra lutra*) som i adferd og fysiologi og sårbarhet for olje har mange likhetstrekk med havoter (*Enhydra lutris*) som ikke finnes på norskekysten.

Oteren er en av de største artene innen mårfamilien og er ingen ren marin art, idet den finnes også i vassdrag og innsjøer. På midt-norsk sokkel er oteren mest utbredt i tilknytning til store kystøyer, mens de er noe mindre utbredt i den ytterste skjærgården og på fastlandskysten (Heggeberget og Moseid, 1992). Siden oteren er et solitært dyr som lever en forholdsvis skjult tilværelse, er bestandsestimeringer problematisk (Heggeberget og Moseid, 1992).

Selv om oteren er tilpasset et liv i vann tilbringer den også store deler av tiden på land. Hiet ligger ofte i en steinur eller i jordhuler nær vannkanten med lett adkomst til sjøen. Hvileplassene til oteren er vanligvis nær vannkanten, og næringssøk foregår i og ved vannet (Griffiths og Øritsland, 1986). Oteren ernærer seg hovedsakelig av fisk, krabber og andre hvirvelløse dyr og beveger seg sjelden mer enn ca. 100 m fra land. Til forskjell fra de ekte selene har oteren et tynt spekklag og baserer sin varmeisolasjon på en spesialtilpasset pels (Ralls og Siniff, 1990).

Idag finnes oteren i Norge i gode bestander i de tre nordlige fylkene. Hvert år mottar DN et stort antall fallvilt av oter. Mer enn 99% av disse dyrene stammer fra kysten fra Sogn og Fjordane til Finnmark. De fleste av disse individer er druknet i torskeruser eller er påkjørt av bil. Levedyktige bestander finnes sørover til Sogn og Fjordane, mens en i Hordaland bare har få restforekomster (Christensen, 1991).

I Europa har det vært en klar negang i oterbestanden de senere år. Også i Norge har en sett en slik nedgang. Det er fremsatt flere teorier om hvilke faktorer som kan ha vært ansvarlig for nedgangen i oterbestanden. Disse er: jakt, vassdragsreguleringer, menneskelige forstyrrelser, forsurening av ferskvann, miljøgifter og dertil påfølgende nedsatt reproduksjon, samt konkurranse med mink (Christensen, 1991).

2.2.3. Områder av vitenskapelig, kulturell og rekreasjonsmessig verdi

I det følgende gjennomgås kystressurser som forekommer innenfor influensområdet langs kysten (Hordaland - N.-Trøndelag). Grunnlagsmaterialet er hentet ut av Marin Ressurs Data Base (MRDB) utviklet ved Cooperating Marine Scientists a.s.

Naturområder

Innenfor influensområdet er det en rekke sjøfuglområder, våtmarker, kvartærgeologiske områder, havstrender og områder for marine pattedyr. Tabell 17 viser fylkesvis fordeling av antall sjøfuglområder, botaniske områder og andre områder. Andre områder omfatter kvartærgeologiske verdier, sjøpattedyr og våtmarksområder (i de fleste tilfeller overlappende med sjøfugl og/eller botaniske områder). Materialet for Sogn og Fjordane er ikke fullstendig oppdatert. Det foreligger

ingen opplysninger om den arealmessige utbredelsen av disse områdene. Flere av de angitte naturområdene har sammenfallende verneinteresser (Marthinsen og Behrens, 1992).

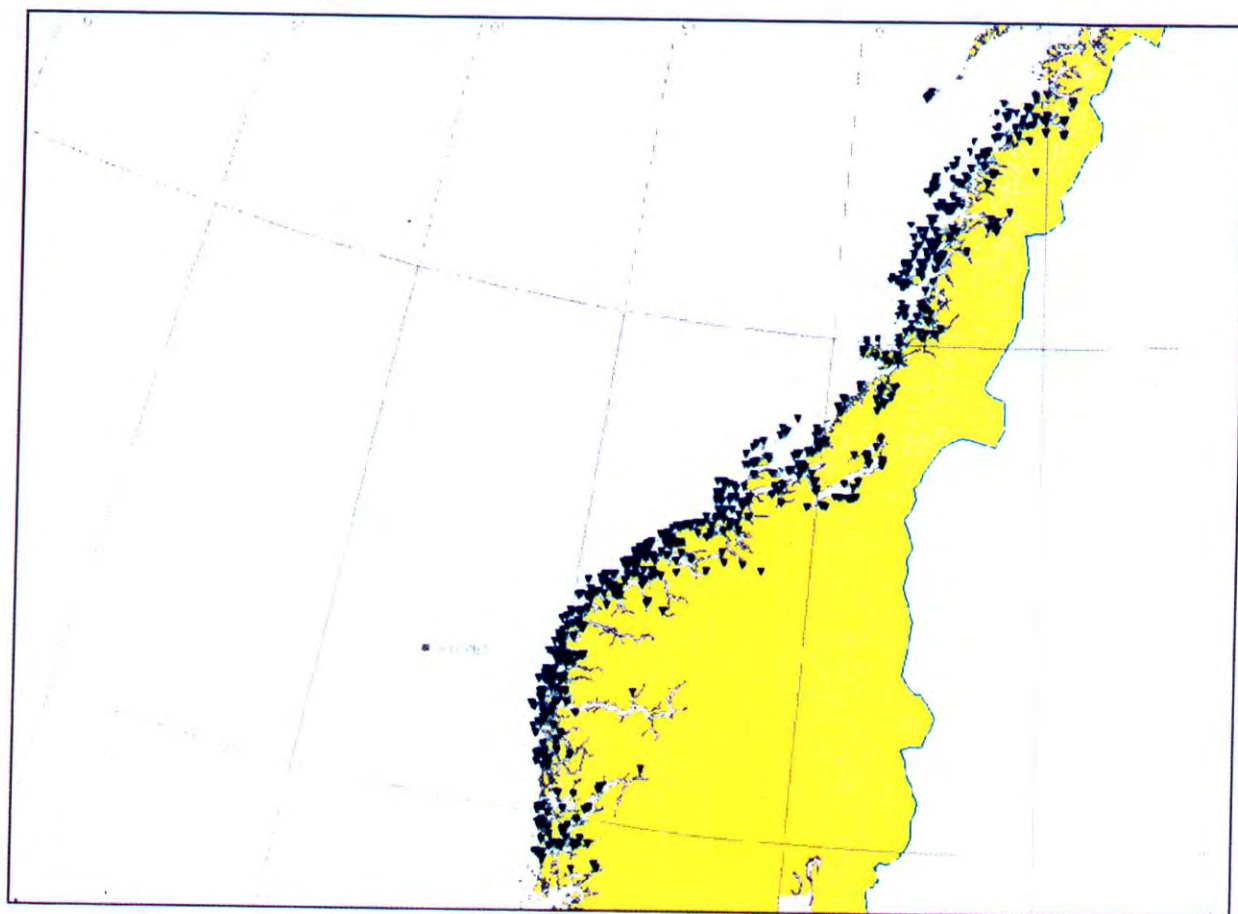
Tabell 17. Fylkesvis fordeling (antall) av sjøfuglområder, botaniske områder og andre naturfaglige verdier innenfor influensområdet. Materialet er hentet fra MRDB.

Fylke	Sjøfugl	Botaniske verdier	Andre naturomr.
Nord-Trøndelag	14	34	16
Sør-Trøndelag	20	41	38
Møre og Romsdal	109	47	82
Sogn og Fjordane	103	5	35
Hordaland	35	21	20

I forslag til "Ny landsplan for nasjonalparker" (NOU 1986:13) er det foreslått opprettet flere nye landskapsvernområder innenfor den aktuelle kyststrekningen. Så langt er det ikke opprettet nasjonalparker innenfor den vestnorske lyngheiregionen (region 38) og Møre og Trøndelags kystregion (region 40). Følgende nye verneområder innenfor influensområdet er foreslått i NOU 1986:13:

- Ytre Fensfjord, Hordaland og Sogn og Fjordane fylke. Fedje, Austrheim og Gulen kommuner. Ca. 200 km². Områder bør sikres som en "skjærgårdspark".
- Fitjarøyene. Hordaland fylke. Bømlo og Fitjar kommuner. Ca. 120 km². Områder bør sikres som en "skjærgårdspark".

Figur 26 viser naturområder av høy verneverdi langs kyststrekningen. Figuren omfatter områder som i kildematerialet er gitt verneverdi/verneinteresse, nasjonal eller internasjonal, høy verdi, meget høy verdi, eller vernestatus fredet/vernet, fuglefjell eller naturreservat. Områder som er vurdert vernet i forskjellige verneplaner eller gitt høy prioritet i fylkenes oljevernberedskap, er også tatt med.



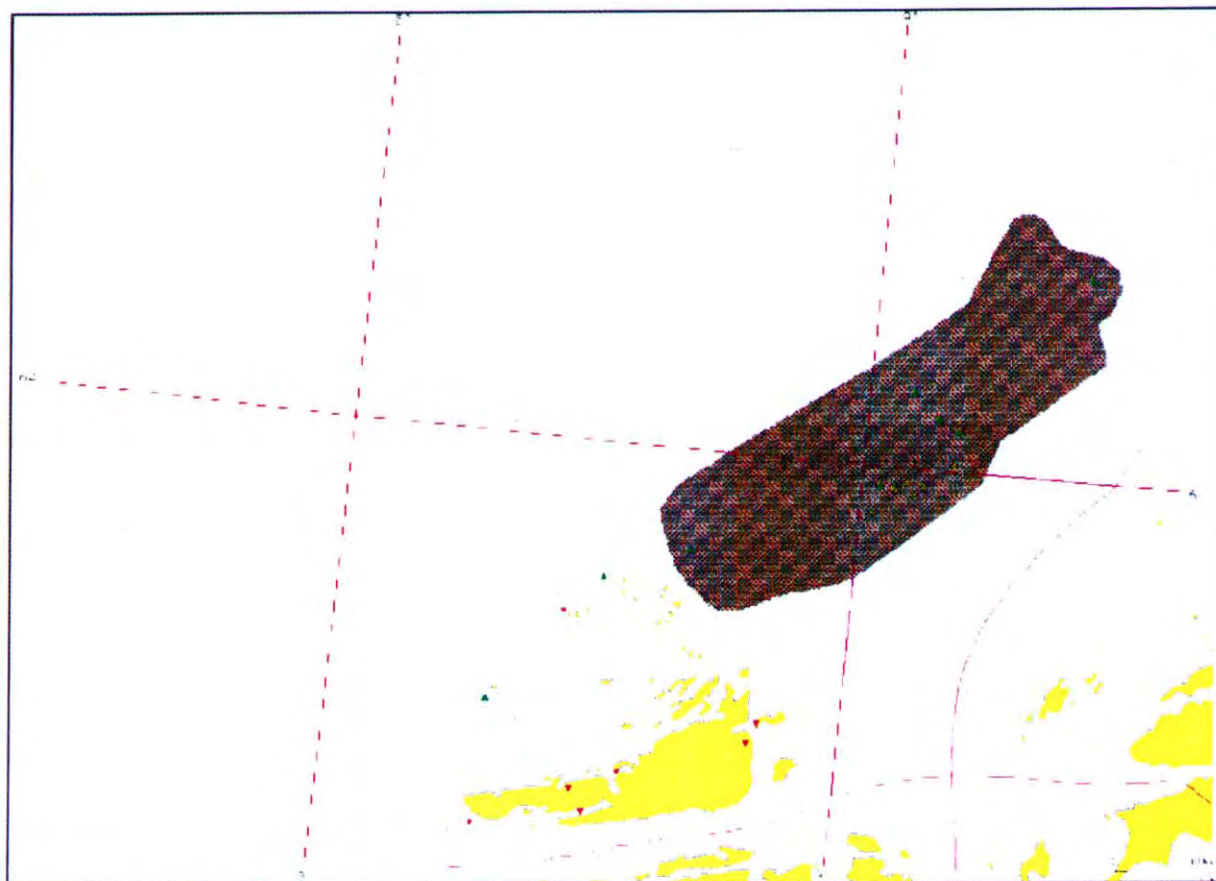
Figur 26. Naturområder av høy verneverdi langs kyststrekningen 59°30'N – 67°30'N. Materialet er hentet fra MRDB utviklet ved CMS a.s. Merk at de verneverdige områder som er avmerket i Nordland ligger utenfor influensområdet til Vigdis.

Mange av områdene som det knytter seg verneinteresser til, ligger i den ytre kystsonen og vil derfor være sårbare overfor oljeutslipp. Områder av verneverdi som ligger i indre kyststrøk, er ikke så sårbare. I områder med store fjorder, men også i mindre fjordarmer, vil verneområdene være relativt godt beskyttet.

Som et eksempel på en særlig sårbar kommune er vist Frøya kommune i Sør-Trøndelag. Fordelingen av områder med høy verneverdi langs kysten slik den fremkommer i figur 26, kan ikke brukes i en aktuell spillsituasjon til å identifisere lokale områder som bør skjermes mot oljesøl. Til slike oppgaver trengs det kartmateriale med bedre oppløsning. I en spillsituasjon har Saga Petroleum A/S direkte tilgang til MRDB. Fra denne basen kan en få plottet ut oppdaterte kart i et format som er tilpasset forventet strandingsområde for det aktuelle oljesølet. I figurene 27, 29 og 32 ses eksempler på slike kart fra Frøya kommune, der en har flere typer verneverdige områder. Frøya kommune er valgt ut fordi en kan ha en rekke ulike typer sårbare ressurser i et meget begrenset område. Sannsynligheten for at oljesøl skal nå Frøya er imidlertid lavere enn eksempelvis området rundt Stadt (se kap. 5.1).

I Frøya kommune er det registrert 52 naturområder av verneverdi. Av disse er det 18 områder med botanisk verdi, 1 område med kvartærgeologisk verdi, 27 sjøfuglområder, 6 områder for marine pattedyr og 13 naturområder med andre verneinteresser (viltområder, våtmarksområder,

landskapsmessige verdier, zoologiske verdier, etc.). Flere av naturområdene har sammenfallende verneinteresser.



Figur 27. Naturområder med høy verneverdi og friluftsområder i Frøya kommune. Fiolett angir friluftsområder, blått marine pattedyr, rødt botaniske områder og grønt sjøfuglområder. Det største området på kartet er Froan dyrelivsfredning. I dette området er det foretatt vern både med hensyn på marine pattedyr og sjøfugl, samt botaniske områder. Data er hentet fra MRDB utviklet ved CMS.

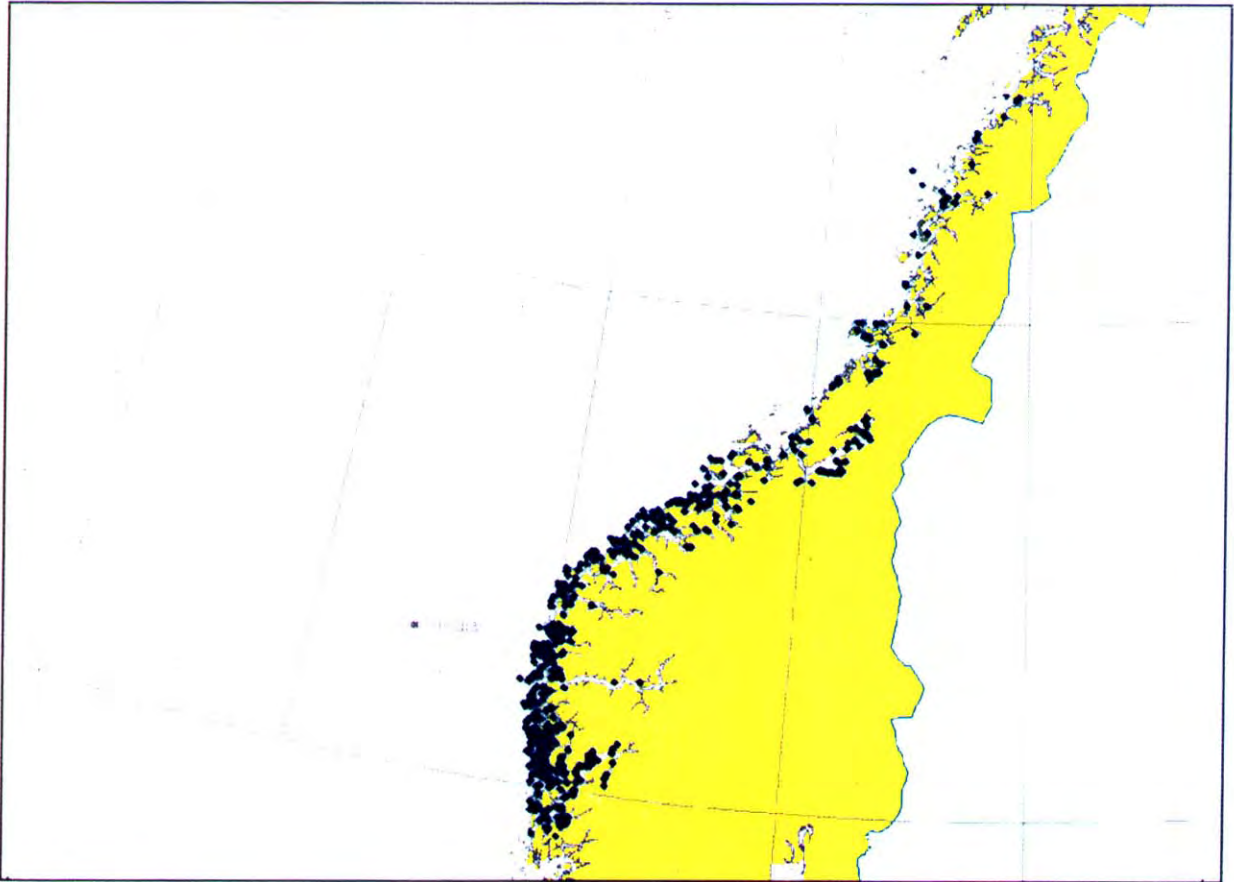
Froan-området i Frøya kommune er fredet etter Naturvernloven. Det er vernet et naturreservat (400 km²), landskapsvernområde (landareal anslått til 40 km²) og artsfredningsområder (2 km sone rundt reservat og landskapsvernområde og en del større øyer innen landskapsverområdet) (Miljøverndepartementet, 1985).

Friluftsliv/rekreasjon

Bruken av skjærgården langs kysten har vært i vekst de siste årene. Almen bruk av kystmiljøet har økt som følge av økt fritid, økt antall fritidsbåter og økt tilgjengelighet. Den aktiviteten forventes å øke ytterligere i fremtiden.

Områder av stor betydning for friluftsliv er ofte sammenfallende med verneområder, spesielt gjelder dette for verneområder av stor regional og/eller nasjonal betydning. Disse områdene tiltrekker folk fra ulike steder av landet. Nærområder til større befolkningsskonsentrasjoner vil være av stor rekreasjonsmessig verdi for lokalbefolkningen.

Friluftsområder innenfor influensområdet (59°30'N – 67°30'N) er kartfestet i figur 28. Angivelsene omfatter områder som er blitt gitt verneverdi/verneinteresse regional eller høyere, samt områder som er sikret for friluftsliv (Marthinsen og Behrens, 1992).



Figur 28. Oversikt over viktige friluftsområder innenfor influensområdet (59°30'N – 67°30'N). Materialet er hentet fra MRDB utviklet ved CMS a.s. Merk at de verneverdige områdene som er avmerket i Nordland ligger utenfor influensområdet til Vigdis.

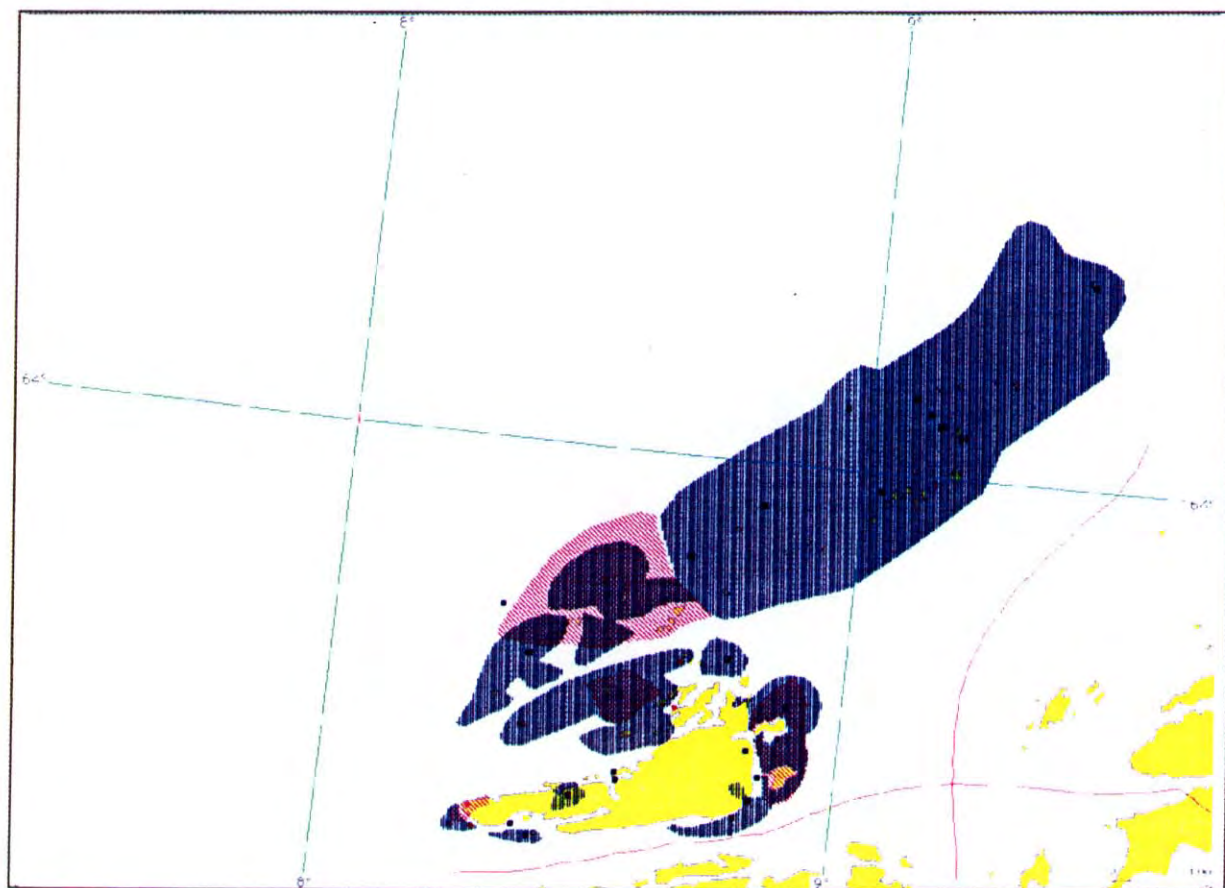
Friluftaktivitetene er ofte konsentrert til områder av stor regional eller lokal betydning, men næraktiviteter foregår stort sett langs hele kyststrekningen. Hovedtyngden av friluftaktivitetene foregår i sommerhalvåret. Avhengig av årstiden vil derfor et oljeutslipp kunne redusere mulighetene for friluftaktiviteter betydelig.

På grunn av store variasjoner i strøm, vind og lokale forhold, er det vanskelig å forutsi hvordan et eventuelt oljeutslipp vil påvirke kysten og dermed rekreasjonsaktivitetene. Som et eksempel på muligheten Saga Petroleum A/S har til å ta ut kartmaterialet og tabellarisk informasjon for et sårbart

område har en valgt Frøya kommune, Sør-Trøndelag (se figur 29 og tabell 18). Tabell 18 gir en oversikt over friluftsområder i Frøya kommune.

Tabell 18. Friluftsområder i Frøya kommune. Materialet er hentet fra MRBD utarbeidet ved CMS og baserer seg i hovedsak på FRIDA-registret og beredskapsplanen for Sør-Trøndelag fylke. * angir områder som er vurdert i den kommunale oljevernberedskapsplanen.

Område/navn	Type friluftaktivitet
Værø-Frøya Øst (Inntian-Uttian)*	Båtutfart, fiske
Storendsvågen-Husvatnet	Nærområde, bading
Stabben*	Nærområde, fiske, utsiktspunkt, rasteplass
Storfjorden	Turområde, bading, fiske, båtutfart
Titran*	Fiske
Kvernøstraumen*	Båtutfart, fiske
Vågsvær-Lungvær-Tjørnøya*	Båtutfart
Hestøy*	Båtutfart, fiske
Sula-Mausundvær*	



Figur 29. Naturområder og friluftsområder i Frøya kommune anmerket i Sør-Trøndelag fylkes beredskapsplan. I beredskapsplanen er det ikke foretatt prioritering av områdene. Data er hentet fra MRDB utviklet av CMS a.s.

Ved store oljeutslipp fra Vigdis-feltet og ved stor sannsynlighet for at oljen når land og forurenses strandområdene, vil flere av disse friluftsområdene kunne bli sterkt påvirket. I første rekke vil det være aktiviteter nært knyttet til vannet som påvirkes. Aktivitetene fiske, bading og båtutfart vil bli sterkest påvirket, men også turaktiviteter vil påvirkes på grunn av estetiske og muligens luktmessige forhold.

I Frøya kommune bor det ca. 4200 mennesker. Antallet hytter og fritidshus er relativt høyt. Frøya er på grunn av kommunikasjonsmessige forhold nærrekreasjonsområde for øyas innbyggere og fjernrekreasjonsområde (helger og ferier) for et stort antall mennesker, i første rekke bosatt i Sør-Trøndelag fylke.

2.3. Geografisk fordeling av sentrale områder for marin næringsvirksomhet langs kysten

2.3.1. Kystfiske og lokale bestander

Ilandføring av fisk generelt

Fiskeriaktiviteten innenfor influensområdet er betydelig. Tabell 19 viser den totale fangstmengde etter ilandføringsfylke og fiskeslag i 1988. Tabellen reflekterer imidlertid i liten grad hvor fisken er fanget. Fangstområdet har vært dominert av fangster tatt i Nordsjøen (eksempelvis Nordsjø-sild) eller i mer kystnære farvann (eksempelvis torsk). Møre og Romsdal og Sogn og Fjordane er de fylkene der det ilandføres mest fisk, skalldyr og tare. Førstehåndsverdien er henholdsvis 1.160 millioner kroner og 381 millioner kroner i disse fylkene. Fangstverdien av fisk ilandført i 1988 på strekningen Hordaland - Nord-Trøndelag var ca. 1,9 milliarder kroner (SSB, 1991).

Tabell 19. Fangstmengde etter ilandføringsfylke og fiskeslag 1988. Tonn rund vekt. Kilde: Statistisk årbok 1991, SSB.

Fiskeslag	Hordaland	Sogn og Fjordane	Møre og Romsdal	Sør-Trønd.	Nord-Trønd.
I alt	142000	217291	365570	38085	10073
Brosme	124	2538	11655	947	281
Hyse	77	586	7591	387	352
Torsk	185	4801	34793	1220	1303
Øyepål	4687	11421	5499	-	-
Sei	1733	10584	34135	2628	809
Lange	92	4894	14114	1583	366
Vintersild	2344	12690	10192	2083	-
Feitsild	1090	11340	11283	5723	2325
Nordsjø-sild	25837	46557	18446	1902	278
Brisling	4602	2939	761	-	-
Makrell/pir	22192	56975	55892	3271	18
Tobis	12936	8727	5494	-	-
Uer	40	75	10232	720	479
Pigghå	345	653	40	164	1300

Møre og Romsdal er det fylket som totalt har flest yrkesfiskere her i landet. Som yrkesfiskere regnes både deltidsfiskere (Blad A) og hovedyrkesfiskere (Blad B). Møre og Romsdal har flest hovedyrkesfiskere med 4911 (se tabell 20) og for Norge totalt en prosentvis andel på 24,6.

Tabell 20. Antall fiskere pr. 31.12.91 innenfor influensområdet. Kilde: Fiskets Gang nr. 2-1992.

Fylke	Blad A (deltid)	Blad B (hoved)
Hordaland	601	1141
Sogn og Fjordane	400	1243
Møre og Romsdal	1017	4911
Sør-Trøndelag	398	698
Nord-Trøndelag	268	443

Kystfiske

Informasjon om kystfiske langs norskekysten er av svært varierende kvalitet og i enkelte fylker er denne typen informasjon ikke komplett. Pr. dags dato (april 1992) foreligger det informasjon i MRDB over kystfiske innenfor den aktuelle kyststrekningen for fylkene Sør-Trøndelag og delvis for Hordaland (kaste- og låssettingsplasser). Dette materialet er presentert i figur 30.

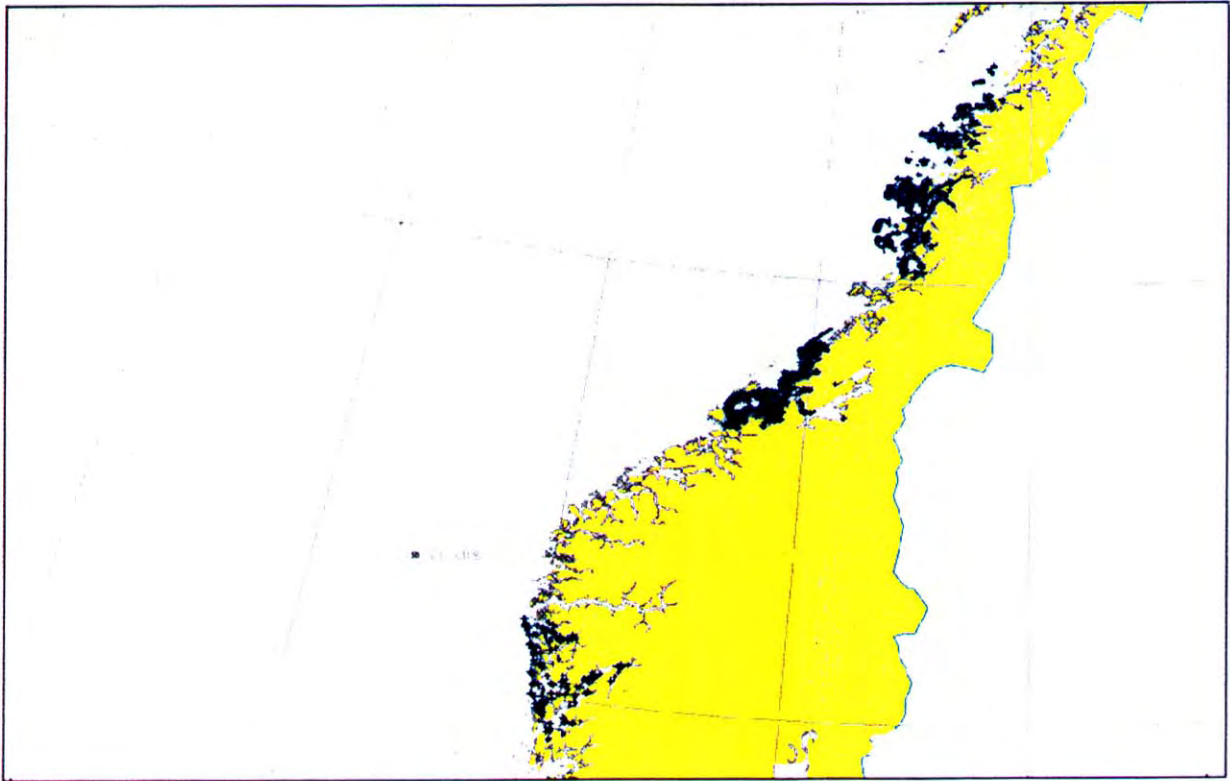
Totalt er det 2398 områder i Nordland, Sør-Trøndelag og Hordaland som er registrert under kystfisket. I figuren er områder som er mye brukt eller meget viktige i Nordland og Sør-Trøndelag presentert, samt alle kaste- og låssettingsplassene i Hordaland. Dette utgjør 1090 registreringer. Kystfisket presentert i figuren er i hovedsak garn- og linefiske, samt kaste- og låssettingsplasser.

I de resterende fylkene er følgende status gitt:

Møre og Romsdal og Nord-Trøndelag: Materiale foreligger, men er av noe varierende kvalitet og er ikke systematisert.

Sogn og Fjordane: Det foreligger kun systematisert informasjon for kaste- og låssettingsplasser i fylket. Annet kystfiske er ikke kartlagt tilfredsstillende.

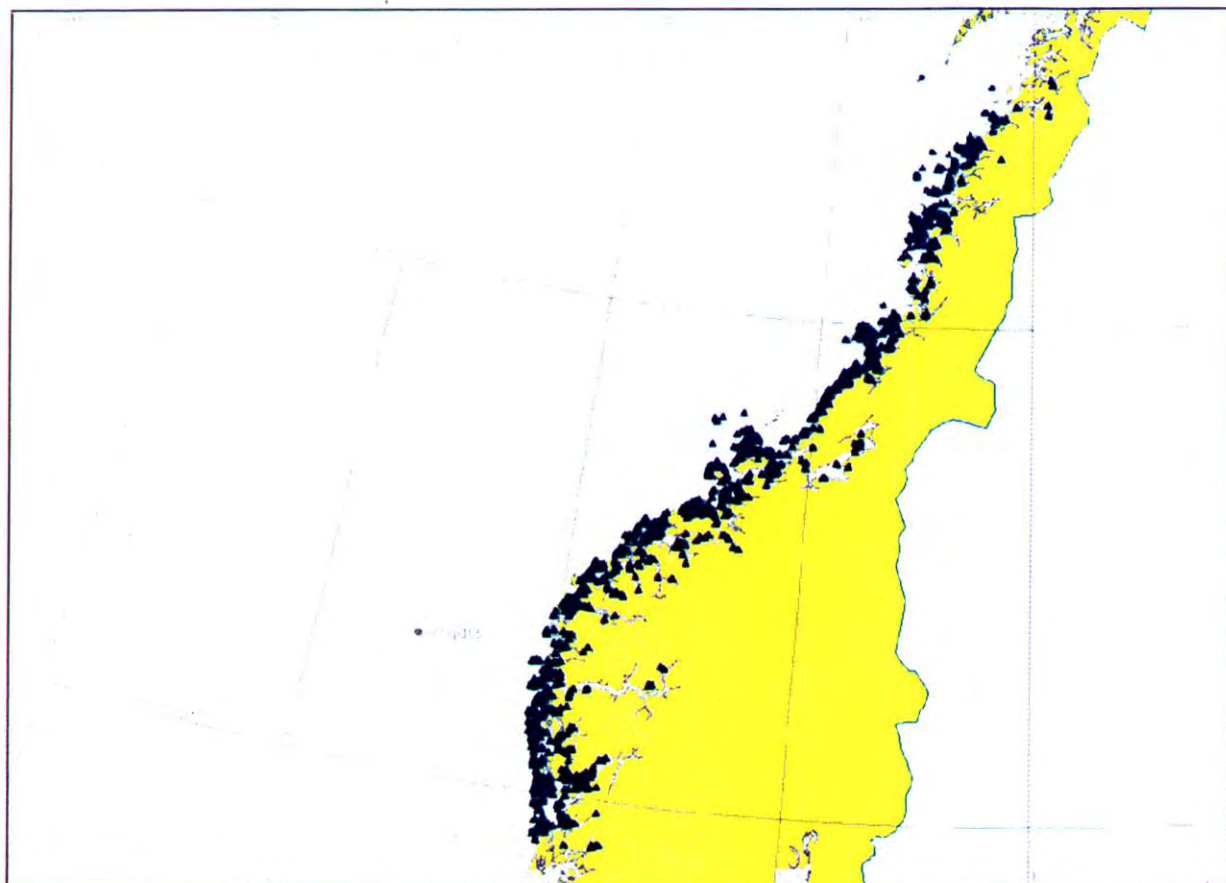
Kommuneadministrasjonen i hver enkelt kommune sitter inne med detaljerte opplysninger om kystfisk-aktiviteten lokalt. En oversikt over lokal fiskeriaktivitet innenfor hver kommune faller utenfor rammen av denne rapporten. I en aktuell spillsituasjon vil det imidlertid være naturlig at operasjonsledelsen tar kontakt med kommuneadministrasjonen i berørte kommuner for å få nødvendig oppdatert informasjon om lokal fiskeriaktivitet.



Figur 30. Kystfiske innenfor Hordaland, Sør-Trøndelag og Nordland fylke. For nærmere spesifiseringer, se tekst. Materialet er hentet fra MRDB. Merk at områdene for kystfiske i Nordland ligger utenfor det definerte influensområdet til Vigdis.

2.3.2. Havbruk

Oppdrett av fisk og skalldyr i marint miljø (havbruk) er blitt en viktig næringsvirksomhet langs kysten. Kystområdet som kan bli influert, - Hordaland - N.-Trøndelag, er helt sentral i denne sammenheng.



Figur 31. Oppdrettsanlegg innenfor kyststrekningen 59°30'N - 67°30'N. Materialet er hentet fra MRDB.

Av totalt 2588 konsesjoner langs kysten for oppdrett av marine organismer er 1361 stedfestede lokaliteter innenfor den aktuelle kystgrense. Produksjonen i 1990 var på 160 000 tonn til en førstehandsverdi på 4,6 milliarder kroner. Av dette ble ca. 60% produsert i influensområdet til en førstehandsverdi på ca. 2,8 milliarder kroner. Hordaland produserte mest fisk (31 500 tonn, fulgt av Nordland (30 500 tonn), Møre og Romsdal (23 500 tonn), Sogn og Fjordane (18 000 tonn), Sør-Trøndelag (14 000 tonn) og Nord-Trøndelag (10 000 tonn).

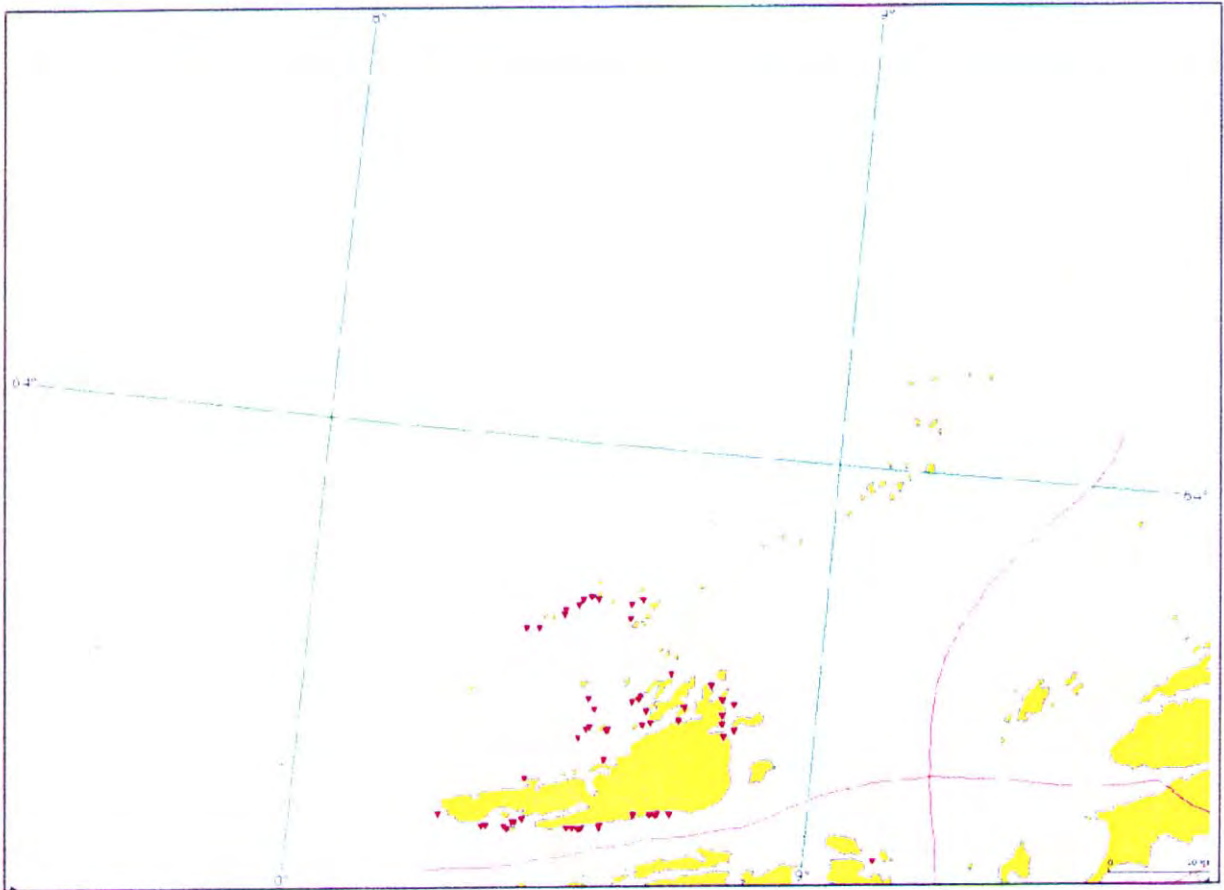
I løpet av det siste året har det skjedd en del endringer i næringen som følge av problemer med omsetningen av laks og lave priser. En rekke settefisk og matfiskanlegg er gått konkurs, men de fleste konsesjoner og spesielt av matfisk blir kjøpt opp og drevet videre i ny regi. Innføring av importrestriksjoner til viktige markeder har også vært et problem. De informasjonen som ligger til grunn for denne rapporten er fra oktober 1991. Tabell 21 gir en oversikt over antall konsesjoner i de aktuelle fylker er ajourført pr. oktober 1991. Materialet er gitt av Fiskeridirektoratet og tilrettelagt for Marin Ressurs Data Base (MRDB) av CMS.

Tabell 21. Fylkesvis fordeling av antall konsesjonstyper innenfor influensområdet til Vigdis. Samme konsesjon kan dekke flere typer, og alle konsesjonstyper er ikke medregnet. Materialet er fra databasen MRDB.

Fylke	Matfisk	Settefisk/ yngel	Klekkerier	Stamfisk	Totale antall konsesjoner
Nord-Trøndelag	167	8	4	7	202
Sør-Trøndelag	178	5	2	4	230
Møre og Romsdal	298	37	1	14	394
Sogn og Fjordane	143	13	1	1	168
Hordaland	321	44	50	26	367

De fleste oppdrettsanleggene ligger i den ytre kystsonen og vil derfor være meget sårbare overfor oljeutslipp. I områder med store fjorder, Sognefjorden, Hardangerfjorden, Nordfjord, men også mindre fjordarmer, er det et betydelig antall anlegg som er relativt godt beskyttet.

På grunn av store variasjoner i strøm og vind og lokale forhold, er det meget vanskelig å forutsi hvordan et eventuelt oljeutslipp vil påvirke kysten og oppdrettsanleggene. Som et eksempel på muligheter som Saga Petroleum A/S i en aktuell spillsituasjon har til å ta ut lokaltilpasset kartmateriale over lokalisering av havbruksanlegg fra mrdB, vises et kart for Frøya kommune i Sør-Trøndelag (figur 32) som pr. oktober 1991 hadde 74 registrerte matfiskanlegg, 4 settefiskanlegg, 4 yngelanlegg og 2 skalldyr-anlegg. Av matfiskanleggene var 65 for laksefisk og 9 for torsk. Ved en større katastrofe på Vigdis-feltet og ved stor sannsynlighet for at oljen når land og forurenses anlegg, er det en mulighet for borttauing av anlegg. Dette ble gjort i Rogaland og Hordaland under det store algeangrepet av *Chrysocromulina polylepis* i 1988.



Figur 32. Oppdrettsanlegg i Frøya kommune. Materialet er hentet fra MRDB utviklet ved CMS. Opplysningene i figuren kan ikke benyttes ved oljeutslipp eller i varslingsøye-med. I slike situasjoner skal Fiskeridirektoratet varsles.

Det er matfiskanleggene og skalldyranleggene som er utsatt. Settefiskanleggene og klekkeriene ligger på land og vil i svært liten grad bli berørt ved oljesøl. For de anlegg som tar inn sjøvann, er det viktig at inntaksledningen tar inn dypvann. Det største problemet kan bli problemer med å levere smolt og settefisk til matfiskanleggene til avtalt dersom et større oljeutslipp finner sted i perioden mai - juni.

I løpet av det siste år har det vært en tendens til at matfiskanleggene skifter lokalisering fra lune, beskyttede fjorder og sund til mer værharde og eksponerte lokaliteter. Samtidig finner det sted en teknologisk endring til større og tyngre anlegg som i langt større grad er bygget for mer "off-shore" lignende betingelser. Det er også en tendens til å legge anleggene på land, men landbaserte anlegg har hittil vært for kostbare å bygge og derfor lite lønnsomme i drift. Det er grunn til å forvente at det blir en økende tendens til å legge anleggene lenger ut mot kysten og i mer åpne og eksponerte farvann. Slike anlegg vil også bli mer sårbare mot oljesøl. Selv om oppdrettsnæringen har omsetningsproblemer for tiden, kan vi på lang sikt forvente en økning i produksjonen både for laksefisk og særlig for marine arter som kveite, piggvar, torsk, steinbit etc. De mest positive prognoser har antydnet en produksjon på nærmere en million tonn fisk og sjømat i år 2010. Av dette antas at laks og ørret vil utgjøre ca. 400 000 tonn og resten andre marine arter. Den samlede produksjonverdi er stipulert til ca. 30 milliarder 1990-kroner.

3. FYSISKE VIRKNINGER AV MONTERING OG FJERNING AV INSTALLASJONER PÅ BUNNEN

3.1. Bunndyrsamfunn

Potensielle negative effekter er knyttet til:

- Fysiske forstyrrelser av sedimentet i forbindelse med oppankring av boreinstallasjoner etc.
- Fysiske forstyrrelser forårsaket av utgraving av grøfter og siloer på bunnen.
- Fysiske forstyrrelser av omkringliggende bunnarealer pga nedslamming som følge av utgraving (spyling) og oppankring.

I utbyggingsfasen vil det være nødvendig med oppankring av ulike typer installasjoner/fartøy. Dette vil medføre en viss fysisk forstyrrelse av bunnen. Effekten av denne forstyrrelse på marine bunndyrsamfunn vil imidlertid vær ubetydelig arealmessig og av kort varighet.

Arealet på bunnen som vil bli dekket av manifolder og brønnhoder vil være ca. 2700 m². Tidligere sedimentsamfunn i disse arealer vil kunne bli erstattet av fastsittende organismer som over tid vil dekke deler av strukturene.

Alle rørledningene som er planlagt å forbinde Vigdis med Gullfaks C og Snorre, med unntak av ledningen til vanninjeksjon, legges i 1 m dype grøfter som etterfylles.

Stive rør vil imidlertid vanskelig kunne følge mindre høydeforskjeller i havbunnen. Tildekking vil derfor sannsynligvis ikke bli fullstendig, slik at en risikerer at deler av rørledningssystemet ligger på eller noe over bunnen.

Skader på bunndyrsamfunn vil i hovedsak være forårsaket av utgraving av grøfter og siloer som under utspyling vil medføre en nedslamming av området der disse lages. Under slike operasjoner vil bunnfaunaen i de araler som utgraves, bli gjenstand for en tilnærmet total desimering. En vil også ha en sone nær utgravingsarealene der sedimentering av det bunnmaterialet som graves/spyles opp vil kunne ha en ugunstig nedslammende effekt for bunnfaunaen. Denne effekten vil være temporær (1 - noen få år) fordi fyllmaterialet og nysedimenterte partikler over tid vil rekoloniseres av andre organismer.

De arealer av havbunnen som på kort sikt vil påvirkes, vil også være avhengig av lengden på rørledningssystemene som vil bli brukt og bredden på grøften som graves.

Totalt sett anses de skader på bunndyrsamfunn som kan tenkes å være forårsaket av montering og fjerning av installasjoner på bunnen å være av kortvarig natur og avgrenset til et lite areal av bunnen.

3.2. Fiskeriaktivitet

Med utbygging av Vigdis-feltet med manifolder og frittliggende brønner med tilknytning til Gullfaks C og Snorre, vil utbyggingsfasen medføre ulemper i form av arealbeslag for alle fiskeriene i området (Aaserød, 1992). Under utbygging er det i første rekke boreriggen som i praksis utgjør en hindring for fisket. Det er beregnet at en borerigg vil gi et arealtap på rundt 6 km² for trålfisket i området (Aaserød, 1992). Arealbeslaget for ringnotfisket vil være mindre enn dette.

De to konvensjonelle brønrammene er designet for å være overtrålbare, men vil for skeptiske fiskere i praksis allikevel kunne utgjøre en hindring for fisket. En antar at selv de største skeptikere vil kunne tråle over lave manifolder og siloer. Dersom en under trålfiske vil unngå de to konvensjonelle brønrammene, vil arealbeslag pga. dette utgjøre 2 - 3 km² (Aaserød, 1992).

Ankergroper etter rørleggingsfartøy kan imidlertid også medføre ulemper for trålfisket (Aaserød, 1992).

Rørledninger kan imidlertid, selv om de nedgraves, komme i konflikt med fiske med trål. Risikoen for skader på trål er imidlertid liten ved kryssing av en rørledning så lenge vinkelen mellom tråltrening og rørledning er 45° eller mer (Waldemarsen, 1989). I forbindelse med konsekvensutredningen for Tordis-feltet ble det konkludert med at rørledninger ikke gir noe tap i fangstareal eller fangsttid, og at risiko for skade/tap av redskap er ubetydelig (Larsen, 1990) så lenge disse er overtrålbare. En antar at det samme vil være tilfelle for Vigdis-feltet.

Med utbygging av Vigdis med undervannsinstallasjoner og tilknytning til Gullfaks C og Snorre, vil arealbeslaget for trålfisket uten begrensningssoner utgjøre mindre enn 2% av det fiskbare arealet i blokken. Det største anslaget (2%) er knyttet til perioder med borerigg i aktivitet (Aaserød, 1992). Dersom det allikevel skulle bli innført begrensningssoner for fiske i driftsfasen, vil arealbeslaget bli vesentlig større (ca. 8% av fiskbart areal i blokken). Et slikt beslag representerer en vesentlig ulempe for fiskeriene i området, selv når Vigdis-utbyggingen vurderes alene (Aaserød, 1992).

Det er søkt om sikkerhets-/begrensningssoner for Statfjord Nord, Statfjord Øst og Tordis. På grunn av deres innbyrdes beliggenhet i forhold til hovedtråltreningen i området, vil det være spesielt uheldig å innføre begrensningssoner både på Vigdis og Statfjord Nord. Innføring av begrensningssoner på begge disse felt vil medføre at en i praksis vil få et større arealbeslag enn summen av arealbeslagene for disse felt (Aaserød, 1992).

4. FORURENSNINGER UNDER REGULÆRE FORHOLD VED UTBYGGING OG DRIFT

4.1. Utslipp under utbygging

Utbyggingen på Vigdis-feltet består av undervannsbrønner lokalisert rundt to undervanns manifolder, en for vanninjeksjon og en for produksjon. Totalt skal det bores 13 brønner (9 produksjons- og 4 injeksjonsbrønner). Brønnhoder, manifolder og prosesseringsplattform kobles sammen med rørledninger langs bunnen.

Utbyggingen vil medføre utslipp til sjø av

- borekaks og -slam
- rørledningskjemikalier

Med øket offshore-aktivitet øker båt- og helikoptertrafikken i området, og en vil kunne få endringer i støy-regimet som må vurderes med hensyn til eventuelle effekter for fugl og sjøpattedyr.

4.1.1. Mulige effekter av utslipp under utbygging

Boreslam og -kaks

Effektene på omgivelsene vil først og fremst være knyttet til utslipp av boreslam og -kaks.

Estimerte totale utslippsmengder av kaks og boreslam ses i tabell 7.

Modellstudier av spredning av boreslam og kaks i forbindelse med boreaktiviteten på Vigdis-materialet er utført (Johansen et al., 1992a). I denne undersøkelsen har en 1) bestemt spredningen og fortynningen i vannsøylen av eventuelle løste forbindelser og finpartikulært materiale ("finfraksjonen") som i første fase etter utslipp i vesentlig grad vil følge utslippsplumen, og 2) beregnet sedimenteringen av partikler (mud, kaks med adsorbert mud) i ulik avstand fra utslippet.

Modellkjøringene antyder at innlagringsdyp for "finfraksjonen" vil variere fra 17 - 35 m ved kontinuerlige utslipp under boring. Gjennomsnittlig fortynningen i innlagringsdyp vil variere fra 10 (innlagringsdyp 17 m) til 88 (innlagringsdyp 35 m). Innlagringsdyp vil være avhengig av årstid, stratifiseringen av vannmassene, samt i hvilket dybdenivå boringen foregår. Mengden suspendert materiale i vannsøylen vil variere med årstid og avstand fra utslippspunktet.

Konsentrasjoner i størrelsesorden 100 mg/l vil kunne opptre opptil 2 km nedstrøms utslippspunktet vinterstid, mens konsentrasjoner i størrelsesorden 3 - 10 mg/l vil kunne opptre utover en avstand på 5 km nedstrøms utslippspunktet. Under normale forhold vil en offshore ha konsentrasjoner av suspendert materiale som ligger lavere enn 1 mg/l. Forutsatt at modellkjøringen reflekterer forholdene under boring, vil betydelige vannvolum kunne inneholde konsentrasjoner av suspendert materiale som er over det en naturlig har i området. Øket mengde partikulært materiale vil i seg selv kunne forårsake øket lyssvekking (heving av dyp for 1% lysnivå) og dermed redusert primærproduksjon og eventuelle forandringer i dyreplanktonets vandring vertikalt i vannsøylen. For organismer som lever av planteplankton, vil øket mengde partikulært materiale også kunne resultere i en "fortynning" av mengden tilgjengelig mat, idet de må bearbeide et større antall partikler for få i seg samme mengde organisk karbon. I tillegg til disse forhold kommer eventuelle toksiske effekter.

Under boring vil en også få støtvis utslipp av større mengder boreslam. Ved slike utslipp vil plumen, ifølge modellberegningene pga. sin store tetthet, gå til bunnen, hvor gjennomsnittlig fortykningen vil være 7000 i forhold til konsentrasjonen ved utslippspunktet. Sedimentering av finpartikulært materiale (vesentlig boreslam), vil være dominert av disse støtvis utslipp pga. den relativt store mengde boreslam i disse utslippene sammenlignet med det som følger den mer grovpartiklede kaksen.

Beregnet areal for fordelingen av sedimentert fin- og grov-partikulært materiale antyder at den maksimale mengde av boreslam som vil nå bunnen fra boring av en brønn, vil være 600 - 700 g/m², mens mengder over 10g /m² vil kunne forekomme ut til en avstand av 2 km fra borepunktet. Finfraksjonen består vesentlig av boreslam og mindre kakspartikler, mens grovfraksjonen består i alt vesentlig av den resterende mengde kaks. Den maksimale mengde av grovfraksjonen som vil nå bunnen fra boring av et hull, vil være 5000 - 7000 g/m². Mengder over 500 g/m² ble antydnet begrenset til avstander mindre enn 300 m fra borepunktet. Ved utbygging av Vigdis vil en i alt ha boret 13 hull. Den totale mengden av partikulært materiale som når bunnen ved utbyggingen av Vigdis får en ved å addere de sedimenterte mengder i de ulike bunnområder. Modellberegningene antyder at den totale mengde av finpartikulært materiale som vil nå bunnen vil være omkring 3000 g/m² (dvs. ca. en sedimentdybde på 1.5 mm), mens tilsvarende mengde av grovfraksjonen (kaks) vil være 40 kg/m² (dvs. ca. 30 mm sedimentdyp). Naturlig sedimentering offshore antydes å være av størrelsesorden 1 mm pr. år. Effekter av øket sedimentering på bunnfauna kan foruten eventuelle toksiske effekter, føre til at næringsopptak blir forstyrret (nedslamming av filtreringsorganer) eller at det naturlige organiske karbonet i sedimentet blir fortyknet, slik at dyrene får et øket energibehov for å få i seg samme mengde organisk karbon (fortynnings-effekt) eller at dyrene rett og slett blir "begravd" og dermed dør. Relevante kvantitative studier som belyser hvor mye et bunnfaunasamfunn tåler av ren nedslamming, er få. Nichols et al. (1978) antyder imidlertid at de fleste vanlige arter i et bunndyrsamfunn kan tåle en episodisk nedslamming på 5 -10 cm. Det er imidlertid usikkert hvorvidt disse undersøkelser er representative for en offshore- situasjon.

I hovedsak vil det ved utbygging av Vigdis bli brukt vannbasert slam (bentonitt- og KCL-slam), for vanskelige brønnseksjoner eter- eller esterbasert slam. Ved eventuelt kortvarig bruk av eter-/esterbasert slam, vil brukt slam bringes til land og kaks renses før utslipp.

Grunnet lavere vedhengskrefter og mindre vannavstøtning, vil kaks fra boring med vannbasert slam gi mindre partikkelstørrelse og større spredning i vannmassene enn oljebasert kaks (Sørbye, 1989). I tillegg er slamforbruket pr. enhet utboret formasjonsmass 6 - 9 ganger større. Arealet som får tilført kaks- og slam-partikler forventes derfor å være klart større enn for like stort utslippsvolum oljebasert kaks. Vigdis-feltet ligger i sentrum av flere store felter med til dels flere års boreprogram bak seg. Beliggenheten og avstanden til disse feltene og de utbredelsessoner for kontaminering som er påvist rundt feltene, tilsier likevel at man ikke kan forvente at tidligere utslipp har kontaminert bunnen på Vigdis.

Negative effekter av vannbasert slam er funnet i giftighetstester i laboratoriet og i modelløkosystemer (eks. Bakke et al., 1989; Duke and Parrish, 1984; Menzie 1982; Neff et al., 1989; Parrish et al., 1989; Tagatz et al., 1982). Generelt skyldes giftigheten av borevæsker en kombinasjon av direkte kjemisk toksisitet av slamkomponentene, dels fysisk irritasjon og skade på ømfintlige organer som f.eks. gjeller fra selve slampartiklene (Neff, 1987).

Direkte giftvirkninger (kjemisk toksisitet) av vannbasert kaks er imidlertid ikke klart påvist i miljøet rundt plattformer i Nordsjøen. Dette kan dels skyldes at en stor fraksjon av de potensielt giftige komponentene løses ut i vannmassene før kakset havner på bunnen, mens de fleste eksperimenter har

anvendt nytt slam eller kaks der disse har vært til stede, dels at det generelt vil være vanskelig å påvise svake giftvirkninger ved den overvåking som gjøres rundt plattformene.

Overvåkingen har imidlertid påvist endringer i bunnfaunaen også rundt plattformer der bare vannbasert slam er sluppet ut. Addy et al. (1984) fant faunaforandringer ut til 250 meters avstand, men ikke ved 750 meter, etter boring av 13 brønner på Beatrice-feltet i engelsk sektor. Det kunne ikke avklares hvorvidt virkningen skyldtes nedslamming eller giftighet. Hartley og Ferbrache (1983) fant lokal faunareduksjon under 4 plattformer som kun hadde boret vannbasert på Forties-feltet i engelsk sektor, men ingen gradienter koblet til fordeling av kaks. Det samme ble funnet ved Buchanan-feltet i engelsk sektor (Hartley, pers. inf.) og etter boring av en brønn med vannbasert slam i nederlandsk sektor (Mulder et al., 1988). Fellesmønsteret indikerer at utslipp av vannbasert kaks kan gi fysiske virkninger på bunnfaunaen nær plattformene hvor kaks-nedfallet er stort, men at den kjemisk-toksiske belastningen som vi finner ved oljebasert kaks, ikke forekommer, og at påvirkningssonen rundt plattformene derved blir liten.

Man kan heller ikke utelukke at tilførselen av slam- og kakspartikler til bunnen vil kunne endre rekrutteringsmønsteret av de bunndyrslarver som slår seg ned og derved gi en faunaendring over tid. Selv svake fysiske og kjemiske endringer i overflatesedimentene kan teoretisk sett gi slike faunaendringer hvis de er vedvarende. Slike årsakssammenhenger er så vidt vi vet ikke direkte påvist rundt plattformene, men i et toårig feltforsøk var rekrutteringsmønsteret til bunnområder tilført kaks fra boring med et lignosulfonat-slam forskjellig fra kontroll-områder uten slamtilførsel, antakelig primært forårsaket av endringer i kornstørrelse. Samfunnstrekk som diversitet, artsrikhet og dominans utviklet seg imidlertid normalt (Bakke et al., 1985).

Ved utslipp av vannbasert kaks på Vigdis kan man derfor ikke utelukke at svake endringer i faunasammensetningen vil kunne skje over større områder som tilføres finfraksjon av kaks. Erfaringen fra overvåkingen hittil rundt felter i Nordsjøen tilsier imidlertid at effektene ikke vil bli alvorlige. En gradvis blanding av partiklene med naturlig bunnmateriale gjennom bunndyraktivitet (bioturbasjon) tilsier også at eventuelle effekter vil være marginale og ha kort varighet etter at boreprogrammet er avsluttet.

Det er begrenset erfaring med miljøvirkninger av utslipp av kaks fra boring med ester- og eter-basert slam.

Esterbasert slam er brukt ved boring av en brønn på Ula-feltet i 1990. Totalt 748 tonn kaks ble sluppet ut, inneholdende 96 tonn ester (Oreld et al., 1991). En feltundersøkelse ble gjort rett etter avsluttet boring og ett år senere (Oreld et al., 1991; Gjøs et al., 1991). Utslipet ga en betydelig anrikning av estere i bunnsedimentene like etter boringen, med overkonsentrasjoner påvist ut til 500 meter nedstrøms. Ett år senere var utbredelsesområdet ikke nevneverdig forandret, men ester-konsentrasjonene i sedimentet var klart redusert (Gjøs et al., 1991). Dette indikerer en raskere nedbrytning/utlekking av komponentene i esterbasert slam enn i vanlig lavaromatisk slam. Det samme er funnet ved nedbrytningstester med kaks fra boring med samme type slam under naturlige betingelser i modelløkosystemer (Bakke og Laake, 1991). Overvåkingen på Ula viste også en endring i bunnfaunaen ut til 100 m avstand rett etter boringen, men at bunnfaunaen allerede året etter var tilbake til normale forhold (Gjøs et al., 1991). Dette indikerer at restitusjonstiden etter utslipp av denne type kaks er raskere enn ved utslipp av vanlig lavaromatisk kaks.

Vi kjenner ikke til at eterbasert slam er benyttet ved boring på norsk sokkel, og heller ikke til informasjon om miljøeffekter ved utslipp av kaks fra slik boring. Det er gjort modelløkosystemforsøk over lengre tid med en type eterbasert kaks, men resultatene fra disse undersøkelsene er

foreløpig ikke tilgjengelige. Det er derfor ikke informasjonsgrunnlag for å bedømme eventuelle skadevirkninger av utslipp av eter-basert kaks i sammenligning med andre kakstyper.

Rørledningskjemikalier

Under feltutbygging fylles vanligvis rørledninger med sjøvann tilsatt kjemikalier i perioden fra de legges til de blir satt i drift.

I forbindelse med tømning og trykktesting av rørledninger vil det bli utslipp av biocid, oksygenfjerner og fargestoff. Biocid brukes for å hindre groptæring forårsaket av bakterieproduisert H₂S. Oksygenfjerner tilsettes for å beskytte mot oksydativ korrosjon på innsiden av rørledningene. Fargestoff blir brukt for å detektere eventuelle lekkasjer under trykktesting.

Sannsynligvis vil de samme kjemikalier bli brukt på Vigdis som på Tordis (se tabell 22).

Tabell 22. Rørledningskjemikalier planlagt brukt på Tordis-feltet i utbyggningsfasen.

Bruksområde	Handelsnavn	Konsentrasjon ved bruk (ppm)
Biocid	NAT B-883 Glutaraldehyd Blend	100
Oksygenfjerner	NAT C-111	285
Fargestoff	TROS/Seadye	60

Det aktive stoffet i biocid, oksygenfjerner og fargestoff er henholdsvis glutaraldehyd, natrium hydrogensulfitt og di-natrium fluoresceine.

Produktet NAT B-883 er ikke testet for giftighet, ettersom det står på SFT's liste over kjemikalier der slik testing ikke er påkrevet. Et lignende stoff (NAT B-822) med en antatt noe høyere giftighet er imidlertid testet og viser sin biocid-karakter ved en relativ høy giftighet (EC₅₀=0,4-130 ppm for 5 ulike organismegrupper, Opplysninger gitt av Saga Petroleum A/S), NAT C111 er pga. sin sammensetning regnet for ufarlig og står også på SFTs liste over stoffer som ikke krever testing. Fargestoffet har med EC₅₀-verdier i størrelsesorden 1000 ppm en vesentlig lavere giftighet enn biocidet.

Rørledningsvolumene der disse kjemikalier vil bli brukt er som følger:

- Produksjonsrørledninger Vigdis-Gullfaks 1685 m³
- Vanninjeksjonsrørledning Vigdis-Gullfaks 2532 m³
- Testrørledning Vigdis-Snorre 147 m³

Basert på prognosene for utslipp på Gullfaks C fra tømning av rørledninger, antydes en fortykning ved innlagring tilsvarende 1:1200. (Opplysninger gitt av Saga Petroleum A/S).

Informasjonsgrunnlaget for en vurdering av konsekvensene av utslipp når rørledningen tømmes, er svakt. Man kan imidlertid forvente at største delen av utslippet foregår på Gullfaks C, at utslippperiodene er kortvarige (antatt under 1 dag pr. rørledning), at det samordnes med utslipp av produsert vann for denne plattformen og at det vesentlig vil kunne påvirke de frie vannmassene. Den

antatte varighet av utslippet, de oppgitte kjemikalie-volumer, giftighet og sekundærfortynning, tilsier at utslippet bør kunne arrangeres slik at det ikke får konsekvenser av betydning for produksjonen i vannmassene ut over nærsone.

4.2. Utslipp i driftsfasen

4.2.1. Mulige effekter av utslipp i driftsfasen

Økningen i de regulære utslipp i området som en følge av drift av Vigdis-feltet vil i hovedsak være knyttet til produsert formasjonsvann. Prognosene for utslipp av produsert vann viser at en frem mot år 2000 vil ha et ca. 5 - 6-doblet utslipp til Nordsjøen fra norsk oljeindustri (Österbröt, 1991). Økningen i disse utslipp fra feltene rundt Vigdis er således ikke enestående. Utslippene av produsert vann er forutsigbare med hensyn til mengde og med hensyn til maksimal konsentrasjon av olje (konesjonsgrense).

Vurderinger vedrørende utslipp av produsert vann er vanligvis begrenset til dets innhold av olje hydrokarboner. Imidlertid har det vist seg at produsert vann også inneholder en rekke andre forbindelser (Somerville et al., 1987; Lange, 1987). Noen av disse er polare forbindelser (vannløselige, ikke-hydrokarboner), fenoler, karboksylsyrer. Også lavt oksygeninnhold, endret saltholdighet og ionesammensetning i forhold til sjøvann, samt diverse tilsetningsstoffer (blant annet biocider) er faktorer som potensielt kan bidra til miljøeffekter. Et kritisk spørsmål er hvor persistente de ulike forbindelsene i produsert vann er etter utslipp. Når det gjelder de organiske komponenter antas en halveringstid på ca. 15 dager (Nguyen og Prandle, 1991).

Kunnskaper om innholdet og eventuelle effekter av "ikke-hydrokarboner" i produsert vann er idag begrenset. Prognosene for utslipp fra norsk oljeindustri vil imidlertid sannsynligvis føre til at en i fremtiden vil fokusere mer på eventuelle effekter av slike utslipp.

Modellberegninger for spredning av produsert vann ved ulike utbyggingsalternativer for Vigdis-feltet er utført av Johansen et al. (1992b). Her vil en i hovedsak referere resultater fra modellkjøringer som omhandler utbyggingsalternativer der det produserte vannet blir sluppet ut på Gullfaks C. Alle beregningene er utført på basis av prognosene for de utslipp som vil finne sted i år 2000. I modellen er blant annet innlagingsdyp og gjennomsnittlig fortytningen i innlagingsdyp beregnet. I modellen skiller en mellom 1) spredning i nærområdet (20 - 30 m fra utslippet) som skyldes tetthetsforskjeller mellom det produsert vann og sjøvannet i resipienten, samt den påtrykte massefarten som det produserte vannet har i utslippspunktet og 2) etterfølgende spredning (fjernområdet) som i hovedsak skyldes strøm og vind.

Modellberegningene antyder at utslipp på Gullfaks C av produsert vann i 30 m dyp (utslippsrate 0,4 - 0,5 m³/s) vil få gjennombrudd til overflaten (innlagingsdyp = 0 m) 20 - 30 m i horisontal retning fra utslippspunktet, og at primærfortynningen gjennomsnittlig vil være 50 - 60. Med en konsentrasjon av oljehydrokarboner i primæruetslippet tilsvarende konsesjonsgrensen (dvs. 40 mg/l), vil en slik fortytning tilsvare en konsentrasjon på mindre enn 0,7 ppm etter primærfortynning i nærområdet. Ved utslipp nærmere overflaten vil primærfortynningen bli mindre. De høyeste konsentrasjoner vil en imidlertid finne noe under overflaten (antydningssvis 15 - 25 m).

Johansen et al. (1992b) har ikke utført egne modellberegninger for den videre spredning av produsert vann i fjernområdet, men antyder at en kan bruke modellberegninger for Gullfaks A. For å anskueliggjøre forholdene ved utslipp av produsert vann fra Gullfaks C må en imidlertid ta hensyn til de reduserte utslippsrater der. Ved denne fremgangsmåte antydes at en vinterstid vil ha en sannsynlighet på mindre enn omkring 0,1% for at konsentrasjoner tilsvarende en

sekundærfortynning på 1000 skal opptre. Sommerstid vil sannsynligheten for tilsvarende konsentrasjoner være svakt høyere. Maksimale konsentrasjoner tilsvarende en fortytning på mindre enn 1000 vil kunne opptre ut til en avstand av ca. 1 km fra utslippet dersom utslippet fra Vigdis finner sted på Gullfaks C sammen med andre utslipp av produsert vann fra denne platformen. Med en konsentrasjon av oljehydrokarboner i primærutslippet tilsvarende konsesjonsgrensen (dvs. 40 mg/l), vil en fortytning på 1000 tilsvare en konsentrasjon på 40 ppb og altså under det en tidligere har regnet gir direkte giftvirkning i vannmassene. Dersom en hadde valgt en produksjonsskipsløsning for Vigdis-feltet, ville maksimale konsentrasjoner tilsvarende en fortytning på mindre enn 1000 kunne opptre ut til en avstand av ca. 1 km fra utslippet, og hadde man valgt å føre det produserte vannet til Snorre, ville tilsvarende avstand ha vært 3 km.

Erfaringer fra oljeindustrien synes å være at fortytning og nedbrytning medfører at eventuelle toksiske effekter av produsert vann på marint liv er begrenset til utslippets umiddelbare nærhet (Sommerville et al., 1987; Middleditch, 1984). Effekter av produsert vann i pelagialen er imidlertid vanskelige å påvise under feltforhold. Giftighetstester (laboratorietester) med produsert vann fra Brent-feltet i engelsk sektor viser at dette vannet først var giftig ved en fortytning som var mindre enn tyve ganger og antyder at en 100 gangers fortytning vil medføre at en ikke får noen akutt giftighet.

Totalt sett synes det som om utslippet av produsert vann til nå ikke har gitt store miljøeffekter. Forbehold må imidlertid tas da effekter i pelagialen kan være vanskelig å påvise under feltforhold, samt at det kan være vanskelig å avgjøre om adekvat teknikk har vært benyttet for å avdekke eventuelle effekter (Lange, 1987).

Til tross for at det ikke er påvist effekter av produsert vann uten muligens i nærsone av utslippene er det en gryende bekymring for det økende totale utslipp av oljehydrokarboner og andre forbindelser i produsert vann. Spesielt mangler en kunnskap om spredning, akkumulering og sedimentasjon av kjemikalier i produsert vann.

Produksjonsvann slippes vanligvis ut over termoklinen. Dette bidrar til at det produserte vannet blir maksimalt spredt i bølgesonen og gir god lufting og dermed gode forhold for ulike typer nedbrytning av hydrokarboner, samt fordamping av lette komponenter (Anonymus, 1989). Utslipp nær overflaten betyr imidlertid også at det produserte vannet kommer ut i et dybdeintervall der en har stor biologisk aktivitet (eufotiske sone) og hvor hovedmengden av de sårbare fiskeresurser (egg og larver) finnes deler av året (se kap. 1.2.2). En står derfor overfor valget av å slippe det produserte vannet ut nær overflaten der de fysiske forhold ligger best til rette for fysisk spredning og nedbrytning men der en også har de potensielt mest sårbare organismesamfunn, eller å slippe det produserte vannet ut på dypere vann med dåligere spredningsegenskaper, men som er mindre dominert av sårbare ressurser.

For Snorre-feltet ble det anbefalt at det produserte vannet skulle slippes ut på mer enn 100 m dyp (Lange, 1987). I områder med relativt mange feltinstallasjoner med utslipp av produsert vann, vil en kunne oppnå en miljøgevinst ved å legge utslippene av produsert vann i ulike dyp, slik at en fikk maksimal spredning.

Det maksimale utslipp av produsert vann fra Vigdis-feltet er 12500 m³/døgn. Forutsatt at utslippet av hydrokarboner ikke overstiger konsesjonsgrensen på 40 mg/l (40 ppm), vil en med en grense på 50 ppb for skadelige effekter (Lange, 1987) teoretisk kunne påvirke et vannvolum på 10400000 m³ ved en dags utslipp av produsert vann. Regner en at det produserte vannet innlagres i et lag som er 50 m tykt, tilsvarer dette ca. 0.2 km². Havstrømmer vil imidlertid føre til at nye vannvolum stadig blir påvirket. Ved en teoretisk betraktning anslo Lange (1987) at utslippene av produsert vann fra Snorre ville kunne påvirke et sjøareal på 55 km² i løpet av mars - mai som er den mest sårbare

perioden for fiskeegg og larver. En tilsvarende betraktning for Vigdis-feltet ville gi ca. 19 km² (0.2 x 90 dager).

Fra arbeidet til Johansen et al. (1992b) er det vanskelig å beregne de sjøområder som vil bli påvirket av konsentrasjoner større enn 50 ppb. Fra figur 6.16a og figur 6.17a i Johansen et al. (1992) antydes imidlertid at en sommerstid kan finne høyere konsentrasjoner i større avstand fra utslippspunktet enn vinterstid. Under forutsetning av at mengden av olje i det produserte vannet tilsvarer konsentrasjonsgrensen (40 ppm), vil en kunne finne maksimalkonsentrasjoner høyere enn ca. 50 ppb ut til en avstand av ca. 0.5 - 1 km vinterstid og ca. 2 km sommerstid.

De totale utslipp av produsert vann fra Vigdis-feltets omkringliggende felter er betydelige og representerer på sikt en potensiell fare for miljøpåvirkning på sårbare fiskeressurser (egg og larver). Økningen i utslippene som en følge av utbygningen av Vigdis-feltet representerer imidlertid i seg selv en moderat øket belastning på området.

Som kjent benyttes også en rekke kjemikalier (se tabell 9) til ulike formål. Mengden og hvilke kjemikalier som vil bli brukt, bestemmes vanligvis først når en bestemt oppgave skal løses. En kan derfor ikke i detalj vurdere eventuelle konsekvenser av disse tildels ukjente kjemikalier. Bruk og eventuelt utslipp av kjemikalier i norsk offshoreindustri forutsetter imidlertid SFT's tillatelse.

Normal anleggsvirksomhet, økt helikopter- og baseaktivitet, samt Vigdis-feltets konstruksjoner antas å påvirke sjøfugl- og sjøpattedyrbestandene i området i liten grad. En utbyggingsløsning som innebærer lossing med tankskip, betraktes som mer risikofylt enn rørledningstransport av oljen. Regulære utslipp av produsert vann og annet oljeholdig vann innebærer en viss risiko for sjøfugler nær utbyggingsområdet dersom blåskimmer dannes på overflaten.

Innlagringsberegningene (se kap. 4.2.1) antyder at produsert vann vil nå overflaten.

Havhest, krykkje, måker, havsule og joer kan tiltrekkes av utbyggingsområdet, særlig dersom matrester kastes overbord fra installasjoner eller forsynings- og/eller tankbåter. Havhest som i stor grad unngår å slå seg ned i områder definert som sterkt forurenset av olje, kan legge seg på vannet i områder med blåskimmer (Lorentsen & Anker-Nilsen, 1992).

5. AKUTT FORURENSNING VED UHELL

5.1. Spredningsberegninger og influensområdet ved store akutte uhell

Boring, produksjon og transport av olje vil alltid innebære en viss risiko for uhell med bl.a. utslipp av olje som en av følgene. Risikonivået for aktiviteten på Vigdis forventes ikke å skille seg ut fra det man finner ved andre offshore-utbygginger. En sammenligning med feltene Snorre og Tordis viser omtrent samme sannsynlighet for utblåsning pr. enhet olje produsert på de tre feltene ($1.5 - 3 \times 10^{-3}$ hendelser pr. 10^6 m^3 produsert olje).

Dersom en antar at den samme sannsynlighet også gjelder for de øvrige felt i området (tabell 1) og antar at all utvinnbar olje blir produsert (se tabell 1), vil sannsynligheten for en utblåsning i området øke med ca. 3% ved utbygging av Vigdis-feltet.

Siden utbyggingen i sin helhet er undersjøisk, bør man skille mellom uhell på selve Vigdis-feltet, som vil forårsake et utslipp av olje ved bunnen, og uhell på prosesseringsstedet, som vil gi utslipp av samme karakter som må forventes på disse plattformene allerede.

Det vil i gjennomsnitt ta 60 dager å bore en avlastningsbrønn i tilfelle dette er påkrevet i forbindelse med et uhell (utblåsning). Før boring må en regne 3 dager til å få riggen på plass og klargjøre for boring. Ved en blowout kan det tenkes å lekke ut fra 4200 til 7400 tonn olje pr. døgn. Dette skulle maksimalt gi et utslipp på ca. 466000 t over en periode på 63 dager.

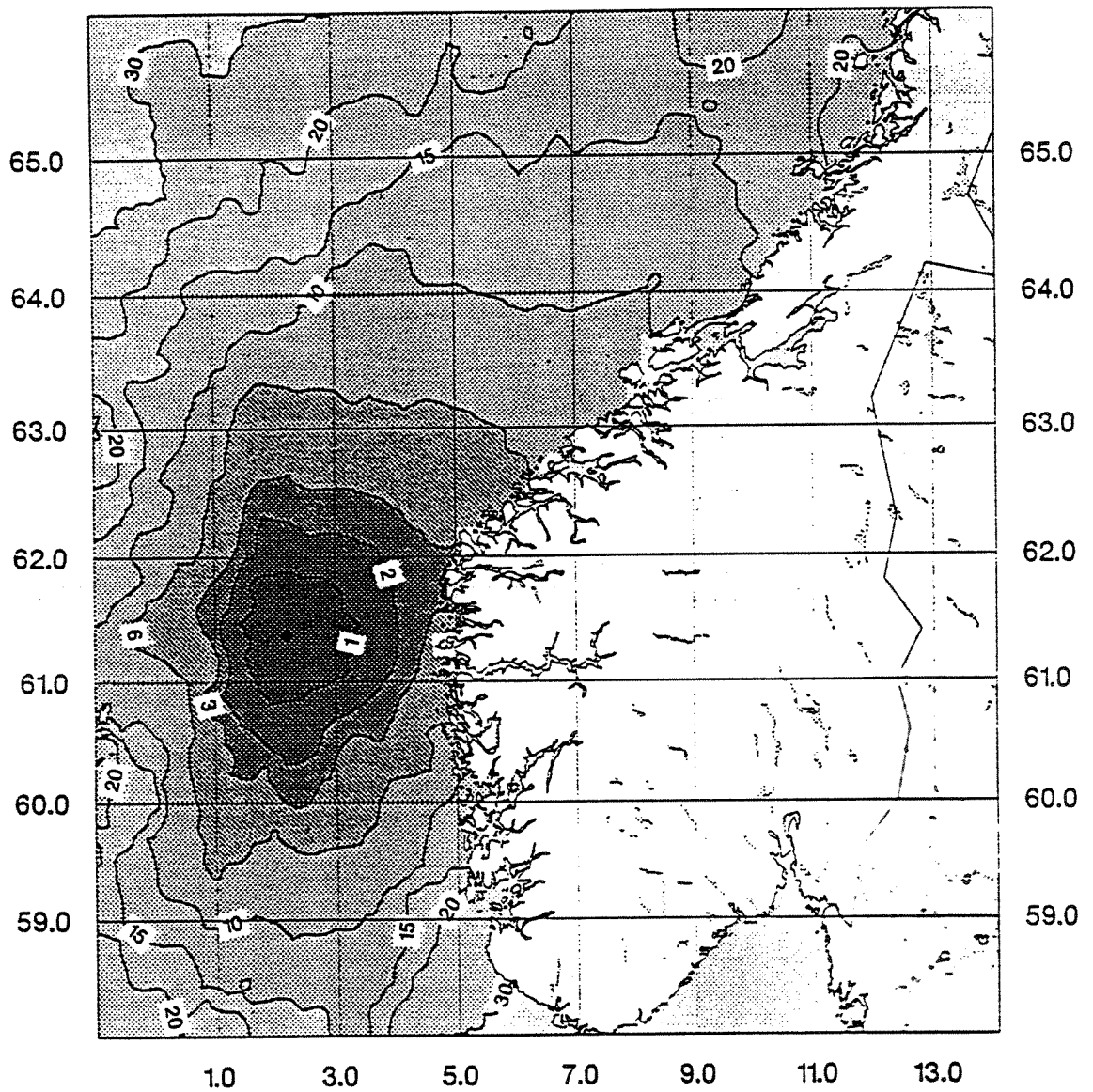
Ved uhellsutslipp på prosesserings-plattformen bør man i store trekk kunne bygge på de konsekvensvurderinger som allerede er gjennomført på den aktuelle plattform, fordi tilkoblingen til Vigdis ikke innebærer noen prinsipiell ny situasjon. Det nye vil være at det etableres nye rørledninger til plattformen (se figur 2b), med tilknyttet uhellsrisiko, og at mengden olje som prosesseres på plattformen vil øke. De totale utvinnbare reservene på Vigdis utgjør 12% av reservene på Gullfaks. Koblingen til en produksjonsplattform skjer via rørledninger med diverse avstengningsmuligheter, derfor er det liten sannsynlighet for et søl av langvarig karakter på selve plattformen.

Ved konstante vindforhold tyder beregningene på at størrelsen av forurenset vannvolum vil være tilnærmet likt for undervanns- og overflate-utslipp. Varierende vindforhold vil ikke entydig føre til større utbredelse av den ene eller andre type utblåsning.

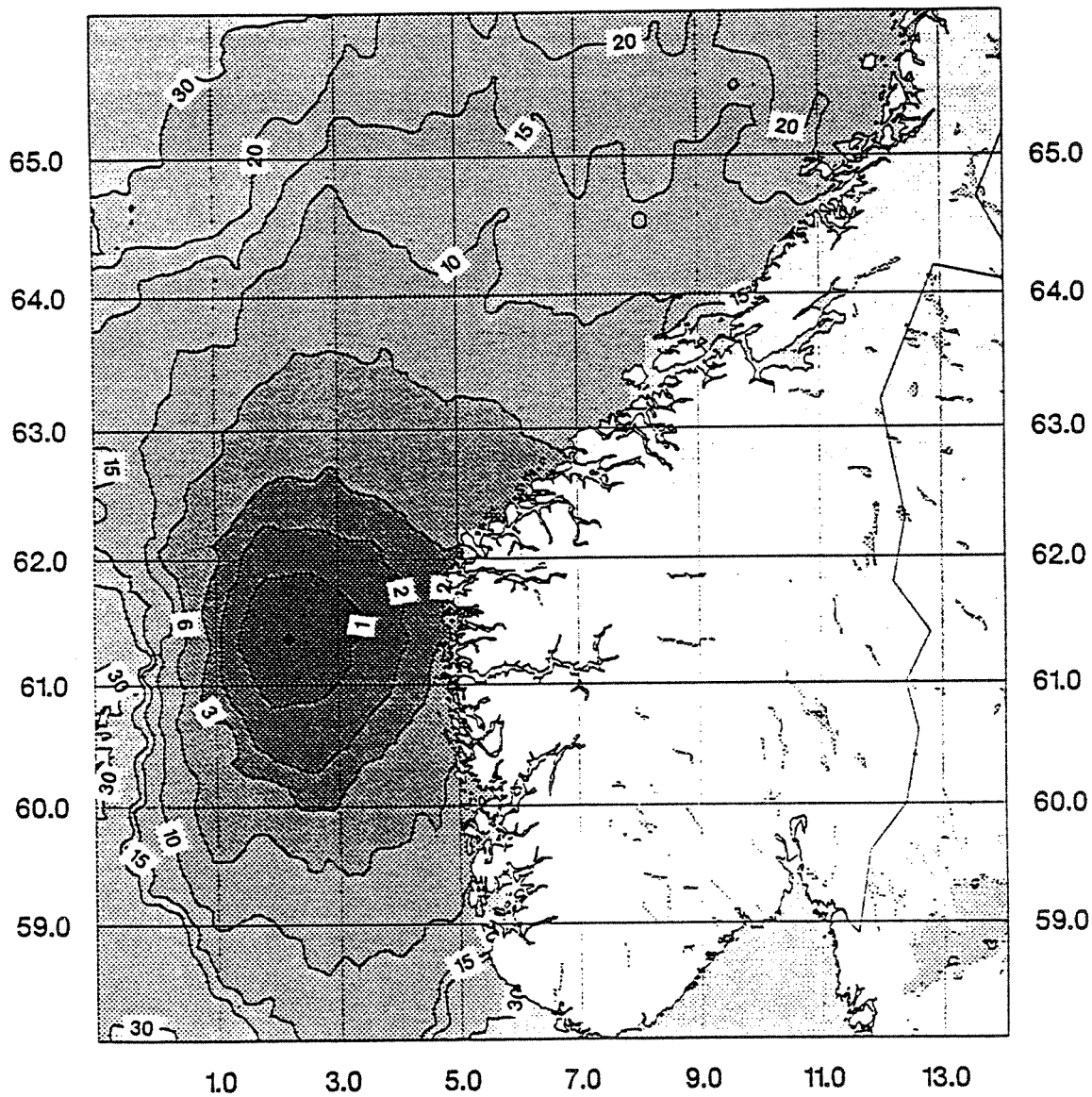
Oljespredningsberegninger for et utslipp fra Vigdis-feltet er utført (Johansen og Thendrup, 1992). I det følgende blir det gitt en oppsummering av hovedresultatene fra disse oljespredningsberegningene. Forutsetningene for de modellberegninger som er utført av OCEANOR, er:

Utslippssted:	N 61°22', E 02°10'
Oljetype:	Råolje med tetthet 844 kg/m^3
Utslippsrate:	300 tonn/time
Oljeutslippets varighet:	63 dager
Tid en drivbane blir fulgt:	30 dager

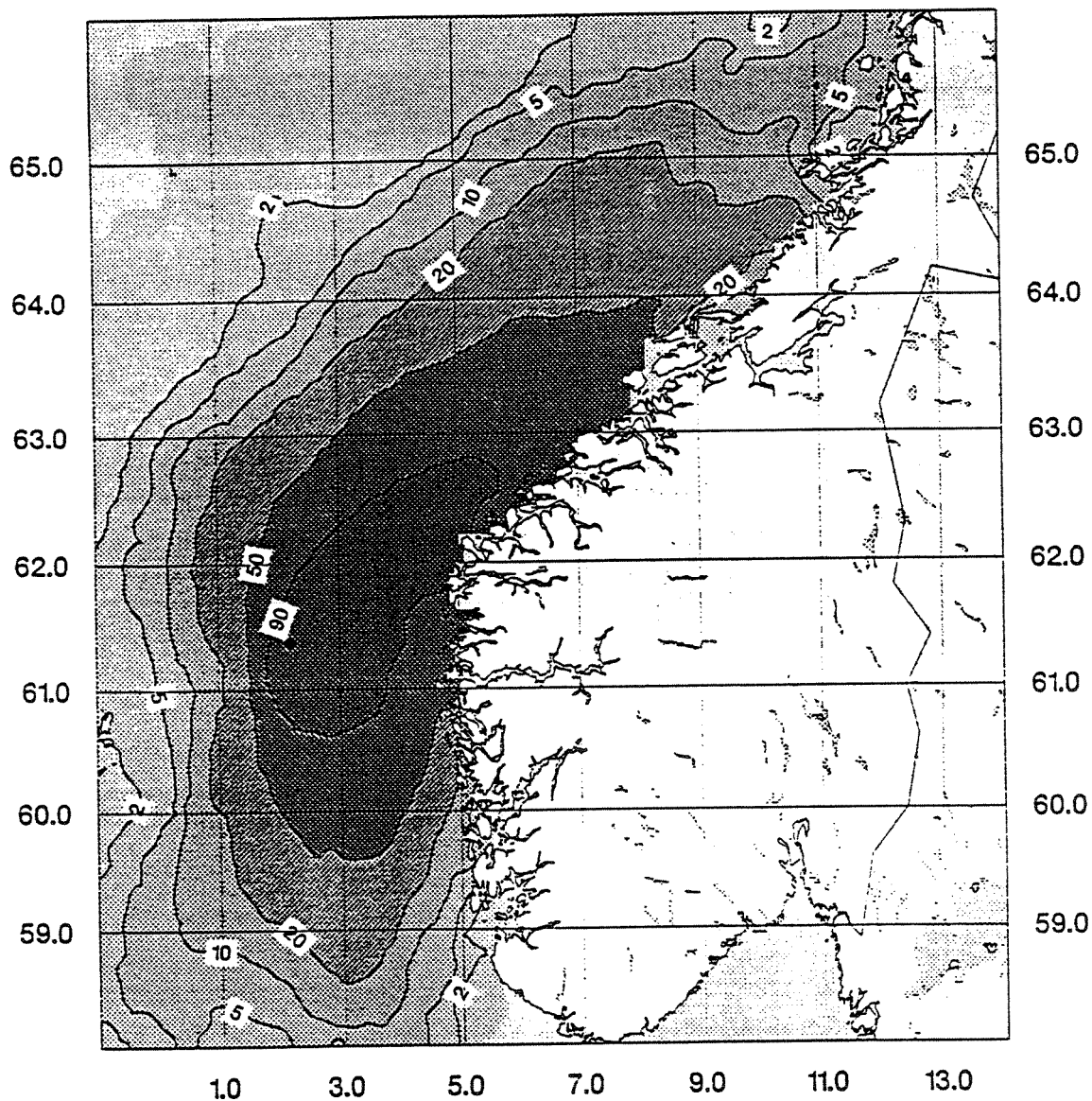
Ved hjelp av modellen (SLIKMAP) ble det for henholdsvis sommerhalvåret (april - september) og vinterhalvåret (oktober - mars) utført 400 drivbanesimuleringer. Hver simulering ble startet på et vilkårlig tidspunkt innen en representativ periode med historiske vindata. Resultatene fra de ulike drivbaneberegningene er presentert kartografisk, slik at isolinjer for minste drivtid og sannsynlighet for kontaminering kan identifiseres. I figur 33 og 34 er isolinjer for beregnede minste drivtid i henholdsvis sommer og vinterhalvåret inntegnet, mens en i figur 35 og 36 ser sannsynligheten for kontaminering etter et oljespill på et tilfeldig tidspunkt.



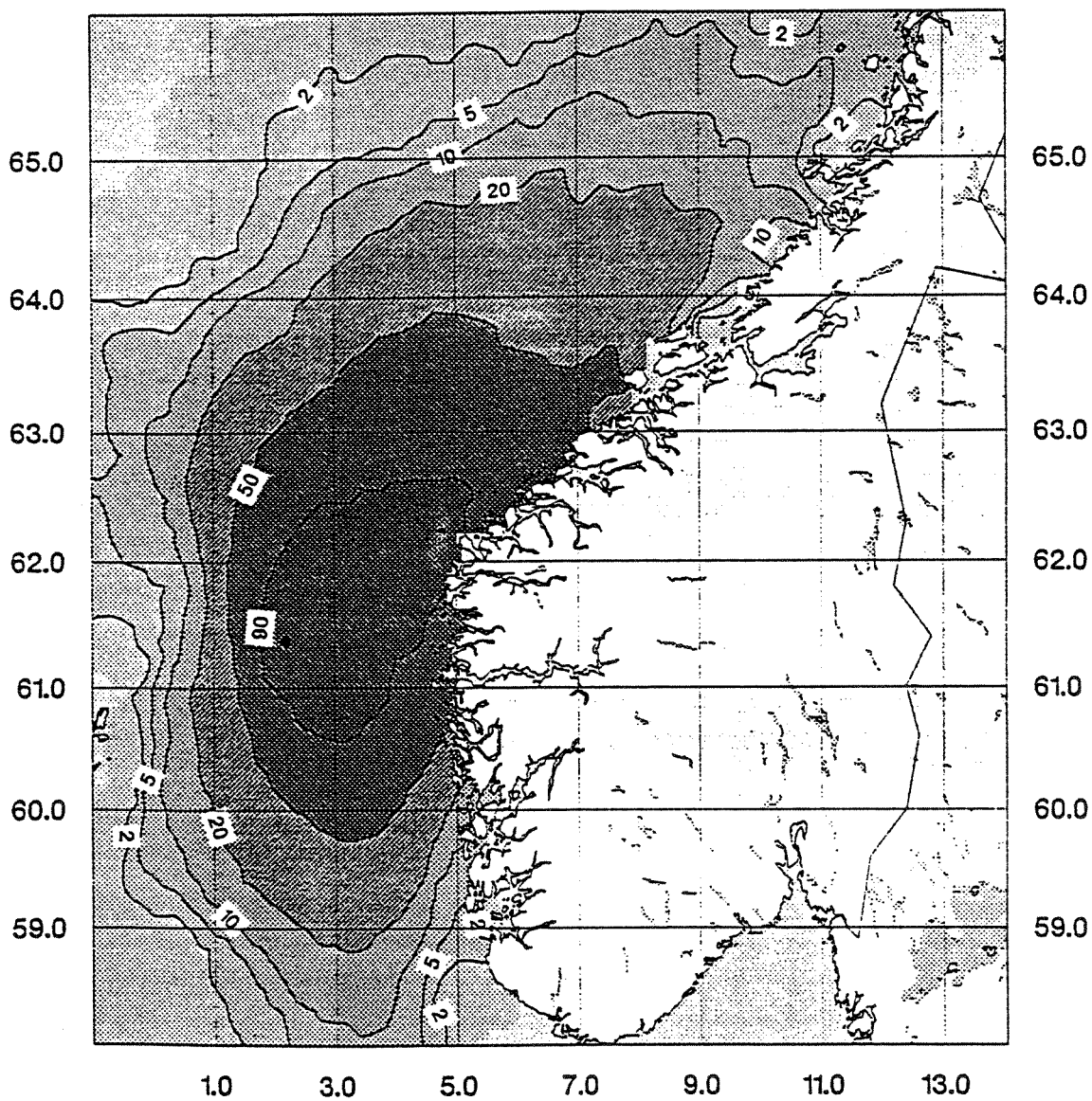
Figur 33. Minste drivtid i dager til åpne havområder i sommerhalvåret (Johansen og Thendrup, 1992).



Figur 34. Minste drivtid i dager til åpne havområder i vinterhalvåret (Johansen og Thendrup, 1992).



Figur 35. Sannsynlighet for kontaminering av åpne havområder etter et oljespill på et tilfeldig tidspunkt i sommerhalvåret. Tallene som er avmerket på de ulike isolinjer viser sannsynligheten i prosent (Johansen og Thendrup, 1992).



Figur 36. Sannsynlighet for kontaminering av åpne havområder etter et oljespill på et tilfeldig tidspunkt i vinterhalvåret. Tallene som er avmerket på de ulike isolinjer viser sannsynligheten i prosent (Johansen og Thendrup, 1992).

Minste drivtid til land fra Vigdis-feltet ble funnet i Sogn og Fjordane og beregnet til ca. 3 dager for begge halvår. De utførte beregninger tyder på at sannsynligheten for drivtider på mindre enn 10 dager er ca. 15% i sommerhalvåret og 35% i vinterhalvåret. Tilsvarende er sannsynligheten for drivtider på mindre enn 5 dager henholdsvis 1 og 2%. Også sannsynligheten for stranding av olje synes tilnærmet lik for begge årstider (figur 35 og 36). Sannsynlighet for stranding av mer enn 10% av det totale utslipp er ca. 25% i sommerhalvåret og mindre enn 10% i vinterhalvåret.

De mest utsatte områder (>50% sannsynlighet for stranding) synes å være området fra Øygarden i Hordaland til Frøya i Sør-Trøndelag. Ser en imidlertid både på sannsynlighet for stranding og på størrelsen av korteste drivtid, synes området fra Måløy i Sogn og Fjordane til Ålesund i Møre og Romsdal å være mest utsatt (Johansen og Thendrup, 1992).

Figurene 33 - 36 gir et statistisk bilde av minste drivtid og sannsynlighet for stranding av olje etter et oljeutslipp på et tilfeldig tidspunkt, men sier lite om spredning av olje fra ett utslipp. Ved bruk av historiske vinddata fra DNMI og oljedriftsmodellen DOOSIM har Johansen og Thendrup (1992) gjennomført simuleringer av et sommer- (21/6-1976) og et vinter- (30/10-1971) scenarie som må oppfattes som verst tenkelig tilfelle.

Modellkjøringene etter 20 dager viste at en fikk spredt oljen utover et større område i vinterstid enn sommerstid (figur 37).

Tabell 23. Beregnet fordeling av olje i ulike deler av miljøet 20 (sommer-) og 21 (vinter-) dager etter et utslipp fra Vigdis-feltet. Vinter-senarie: 30/10-1971, sommer-senarie: 21/6-1976. Data fra Johansen og Thendrup, 1992.

	Sommer	Vinter
Mengde olje sluppet ut (tonn)	144000	151200
Gjenværende olje på overflaten (tonn)	75720	38190
Mengde nedblandet olje (tonn)	7260	47220
Mengde fordampet olje (tonn)	48030	50430
Mengde strandet olje (tonn)	12990	15360

Man fikk i vinter-scenariet nedblandet langt mer olje pga. sterkere vind, mens gjenværende mengde olje på overflaten var størst under sommer-senariet. Mengden strandet olje etter 20 dager var imidlertid tilnærmet den samme på begge årstider.

Ved et uhell på undervannsinstallasjonene på Vigdis vil oljen strømme ut like over havbunnen. Både på grunn av høyt trykk, gassinnhold og oljens lavere tetthet enn sjøvannet, vil oljestrømmen skyte opp mot overflaten og underveis blandes med store mengder sjøvann. Modellering av et undervannsutslipp på Vigdis-feltet (Johansen og Thendrup, 1992), antyder at både øket stratifisering (dvs. tetthetsforskjeller mellom ulike vanddyb) av vannmassene og øket horisontal strømhastighet medfører at man får innblandet mer olje i vannmassene. I en avstand på 3 km fra utslippspunktet vil konsentrasjonen av dispergert olje være under 500 ppb i alle dyp, mens konsentrasjoner større enn 100 ppb vil være begrenset til de øverste 50 m ved strømhastigheter på 10 m/s. Ved sterke strømhastigheter (30 m/s) vil konsentrasjoner over 100 ppb kunne observeres ned til 250 m dyp 3 km fra utslippet.

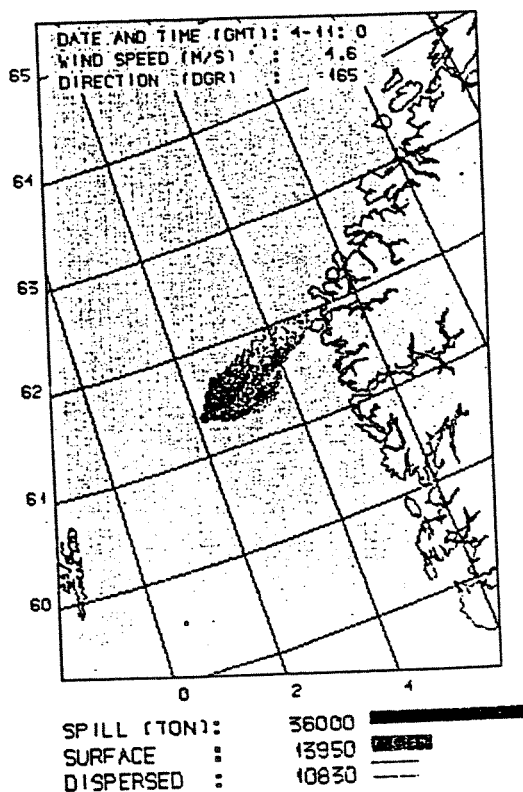
Forutsatt at modellkjøringene reflekterer forholdene under et virkelig uhell, vil en nedstrøms, ved et større utslipp av olje fra bunnen, kunne observere skadelige konsentrasjoner av olje (> 50 ppb) i store deler av vannsøylen og ut til en avstand på minst 3 km.

De sammenligninger som er gjort mellom overflate- og undervanns-utslipp viser at den største forskjellen skyldes mindre fordampning av oljekomponenter og større innblanding/oppløsning i sjøvannet ved sistnevnte. Det er de lettere oljekomponentene som både har størst fordampning og størst oppløsningssevne. Ved en undervannsutblåsning vil derfor betydelig større mengder av de lettere komponentene finnes igjen i vannet enn ved spill på overflaten. Totalt sett kan man forvente at større deler av sårbare ressurser i de frie vannmasser (f.eks. fiskelarver) blir utsatt for skadelige konsentrasjoner av oljehydrokarboner ved en undervannsutblåsning enn ved utblåsning på overflaten.

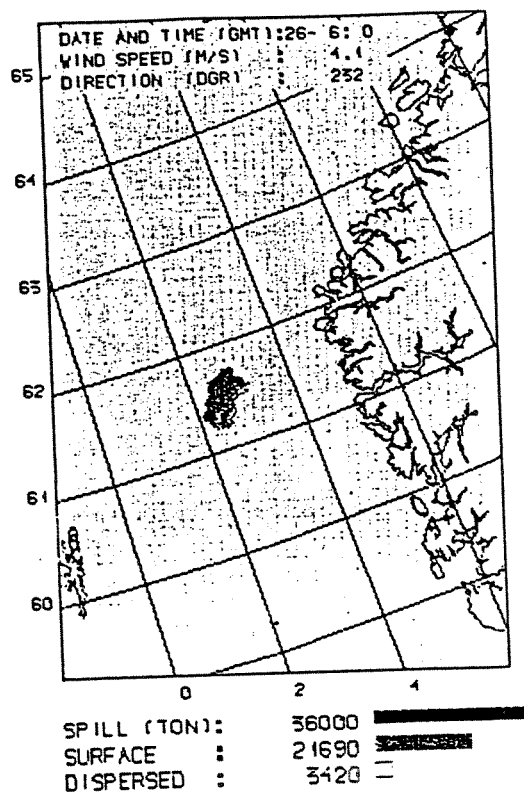
5.1.1. Influensområdet

I utgangspunktet kan en definere influensområdet til et oljeutslipp fra Vigdis-feltet på mange måter. Det har imidlertid vært vanlig å bruke isolinjen for 10% sannsynlighet som utgangspunkt for definering av influensområdet. Dette vil også bli brukt for Vigdis-feltet. Det er imidlertid av betydning å være klar over de anvendte vinddrevne oljedriftsmodeller tildels bryter sammen når oljen når kysten der også andre lokale faktorer (topografi, lokale strømforhold) har vesentlig betydning for oljedrift. Isolinjen for 10% sannsynlighet slår i sør inn til kysten i Hordaland ved munningen av Hardangerfjorden, mens den i nord - sommerstid - slår inn i Nord-Trøndelag (se figur 35 og 36). Det nordlige innslagspunktet for 10% isolinje for sannsynlighet - vinterstid - er noe vanskelig å identifisere (se figur 36). **Influensområdet for et større oljeutslipp på Vigdis-feltet defineres derfor her som kystområdene i fylkene Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag.**

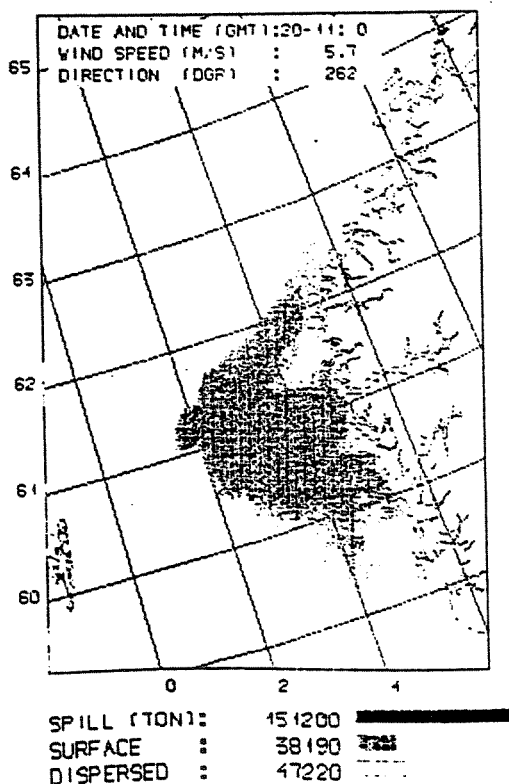
A SPILL SITE : 61:22.0 N
2:10.0 E



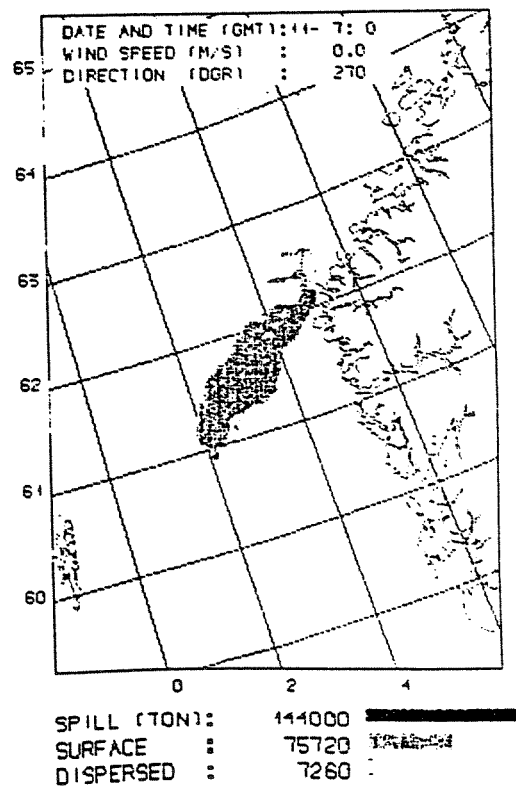
B SPILL SITE : 61:22.0 N
2:10.0 E



C



D



Figur 37. Fordeling av olje i sjøen etter et utslipp fra Vigdis-feltet. Figurene er tatt fra Johansen og Thendrup, 1992.

- A: Etter 5 dagers utslipp, vinter-scenarie.
- B: Etter 5 dagers utslipp, sommer-scenarie.
- C: Etter 20 dagers utslipp, vinter-scenarie.
- D: Etter 21 dagers utslipp, sommer-scenarie.

5.2. Sannsynlige skadevirkninger offshore

5.2.1. Skadevirkninger på bunnsamfunn

Den verst tenkelige akutte forurensningssituasjon vil være en undervannsutblåsning. Under slike forhold vil olje og eventuelt gass stige relativt raskt mot overflaten (se kap. 5.1) der oljen samles for deretter å bli transportert vertikalt av vind. En direkte toksisk effekt av en slik utblåsning på bunndyrsamfunn er ikke sannsynlig fordi oljen har liten eller ingen mulighet til å komme i kontakt med bunnen i en offshore situasjon med relativt store dyp og liten sedimentasjon av uorganiske partikler.

På sin vei mot overflaten og under den videre vinddrevne transport vil imidlertid eventuelle giftige komponenter i oljen kunne komme i kontakt med larver av de bunndyr som har pelagiske stadier på utslippstidspunktet. Bunndyr som har et pelagisk spredningsstadium frigir vanligvis mange larver for at sannsynligheten for vellykket bunnslåing og videre vekst skal være tilstede. Årsaken til dette er at et planktonisk levevis i utgangspunktet er meget usikkert med hensyn til de naturlige miljøfaktorer som bestemmer om et individ skal overleve.

Ved en undervannsutblåsning vil en over en begrenset tidsperiode (så lenge utblåsningen varer) kunne oppnå konsentrasjoner av hydrokarboner som er så høye at larver kan skades. Med dagens kunnskapsbasis kan en imidlertid ikke med noen rimelig grad av sikkerhet tallfeste sammenhengen mellom mengden planktoniske larver og fremtidig tetthet av den enkelte art i et bunndyrsamfunn. På basis av at en undervannsutblåsning neppe skader bunndyrsamfunnene direkte, slik at "gytebestanden" påvirkes og at en utblåsning kun vil påvirke en begrenset del av pelagialen, konkluderes det med at bunndyrsamfunn ikke påvirkes i påviselig grad ved en utblåsning.

5.2.2. Skadevirkninger på plankton

Effekter på primærprodusenter

Det pelagiske miljøet er det første som berøres og eventuelt påvirkes ved et oljeutslipp. Derfor er det utført mange laboratorie- og felteksperimenter for å teste hvilken effekt hydrokarboner fra oljekomponenter har på planktoniske primærprodusenter. Resultatene slik de fremkommer i litteraturen, er ikke entydige. Likevel kan en del konklusjoner trekkes når det gjelder oljens påvirkning på planktonalger.

I laboratorieforsøk er det vist at både råolje og oljekomponenter har en negativ effekt på planktoniske alger. Effekten er imidlertid avhengig av råoljetype eller oljekomponent. Dessuten er effekten artsspesifikk, slik at virkningen av en oljeforurensning avhenger av hvilke alger som dominerer algesamfunnet (eks. Shulyakovskiy, 1981; Lambert-Castel & Penot, 1982; Bate & Crafford, 1985; Morales-Loo & Goutx, 1990). Vannløselige hydrokarboner kan generelt klassifiseres som ikke-klassifiserte metabolske inhibitorer. Kroniske effekter på marine mikroalger inkluderer nedsatte fotosyntetiske egenskaper og en reduksjon i den cellulære ATP-poolen med eller uten en medfølgende reduksjon i veksthastigheten (Armstrong et al., 1981; Østgaard et al., 1984). Dessuten er effekten av en akutt oljeforurensning avhengig av temperaturen i sjøen. Forsøk har vist at planteplanktonets sensitivitet overfor olje øker ved avtagende temperatur (Bate & Crafford, 1985).

Til forskjell fra eksperiment utført i laboratorier, viser flere eksperimenter på enkeltarter av planktoniske alger i større tanker og basseng, en høy grad av resistens mot olje. Lang tids påvirkning av oljebelastning i større basseng har ofte gitt en økning i planteplanktonmengden som et

resultat av nedsatt beiting (Lacaze, 1983a). Et felteksperiment med et kontrollert oljeutslipp gjennomført sommeren 1982 på Haltenbanken, ga som resultat at det ikke ble funnet vesentlige effekter på primærprodusentenes produksjonsrater (Rey, 1983). Årsaken til at det i mange laboratorieforsøk er påvist sterke effekter av olje, begrunnes i en del tilfeller med at det er benyttet urealistisk høye hydrokarbonkonsentrasjoner (Davenport, 1982).

Effekten av olje på planteplankton-produksjon etter aktuelle oljeutslipp er lite undersøkt. Med dette forbehold, samt på bakgrunn av erfaringer fra eksperimenter fra større tanker og basseng, samt felteksperimenter antydes at oljen i liten grad gir betydelige negative effekter på primærproduksjonen i en offshoresituasjon. I de tilfeller der effekter opptrer vil disse sannsynligvis være i noen dager eller i noen tilfelle opptil noen uker (Spies, 1987) og vil være vanskelig å kunne påvise på bakgrunn av den store variabilitet en vanligvis finner i et planktonsamfunn.

Oljedriftsberegningene antyder at en betydelig del av oljen i perioder med sterk vind nedblandes i vannmassene (se tabell 23, vinter-senariet). Det er under slike forhold at en har de største mulighetene for at skadelige konsentrasjoner skal opptre nede i vannmassene.

Siden planteplanktonmenden er størst i perioden april - november (figur 6), er det ved et utslipp i en hardvindsperiode i denne tidsperioden og særlig under våroppblomstringen at det kan være mulig at skadelige effekter oppstår.

Effekter på sekundærprodusenter

Oljeutslipp har vist seg å ha en negativ effekt på metazooplankton og da spesielt copepoder (krepser), mens microzooplankton (ciliater) har en høy grad av resistens mot olje (Lacaze, 1983a, b). I forbindelse med akutte oljeutslipp er det registrert forandringer i zooplanktonets artssammensetning (Toral Almazan et al., 1981). Effekten av et oljeutslipp på zooplanktonet er imidlertid avhengig av til hvilken tid på året forurensingen skjer, hvilke livsstadier av zooplanktonet som er tilstede og hvor stor den direkte kontakten med oljen er.

De største konsekvenser av effekter på dyreplankton vil være dersom bestanden av næringsdyr (eksempelvis copepoder) for fiskelarver ble vesentlig desimert i den mest kritiske perioden etter klekking (dvs. når de er avhengig av spesielle planktoniske byttedyr innefor et helt bestemt tidsintervall).

5.2.3. Skadevirkninger på sjøfugl

Når det kommer olje på fjærdrakten til sjøfugler, reduseres isolasjonseffekten, og fuglene kan omkomme av hypothermia. Olje kan også overføres til egg, slik at hekkesuksessen reduseres. Det er en viss fare for at fuglene får i seg olje når de spiser eller steller fjærdrakten. Dette kan gi både direkte og indirekte effekter (akutt forgiftning, redusert fekunditet).

Sjøfuglenes sårbarhet for oljeforurensning avhenger av en rekke forhold, slik som adferd, årstid, næringsvaner, bestandssituasjon og restitusjonstid. Det er vanlig å dele artene i tre grader av sårbarhet overfor oljesøl. Lommer, dykkere, marine ender og alkefugler regnes alle som svært sårbare. Folkestad (1983) har ført opp følgende situasjoner som spesielt farlige når det gjelder oljeskader på sjøfugl:

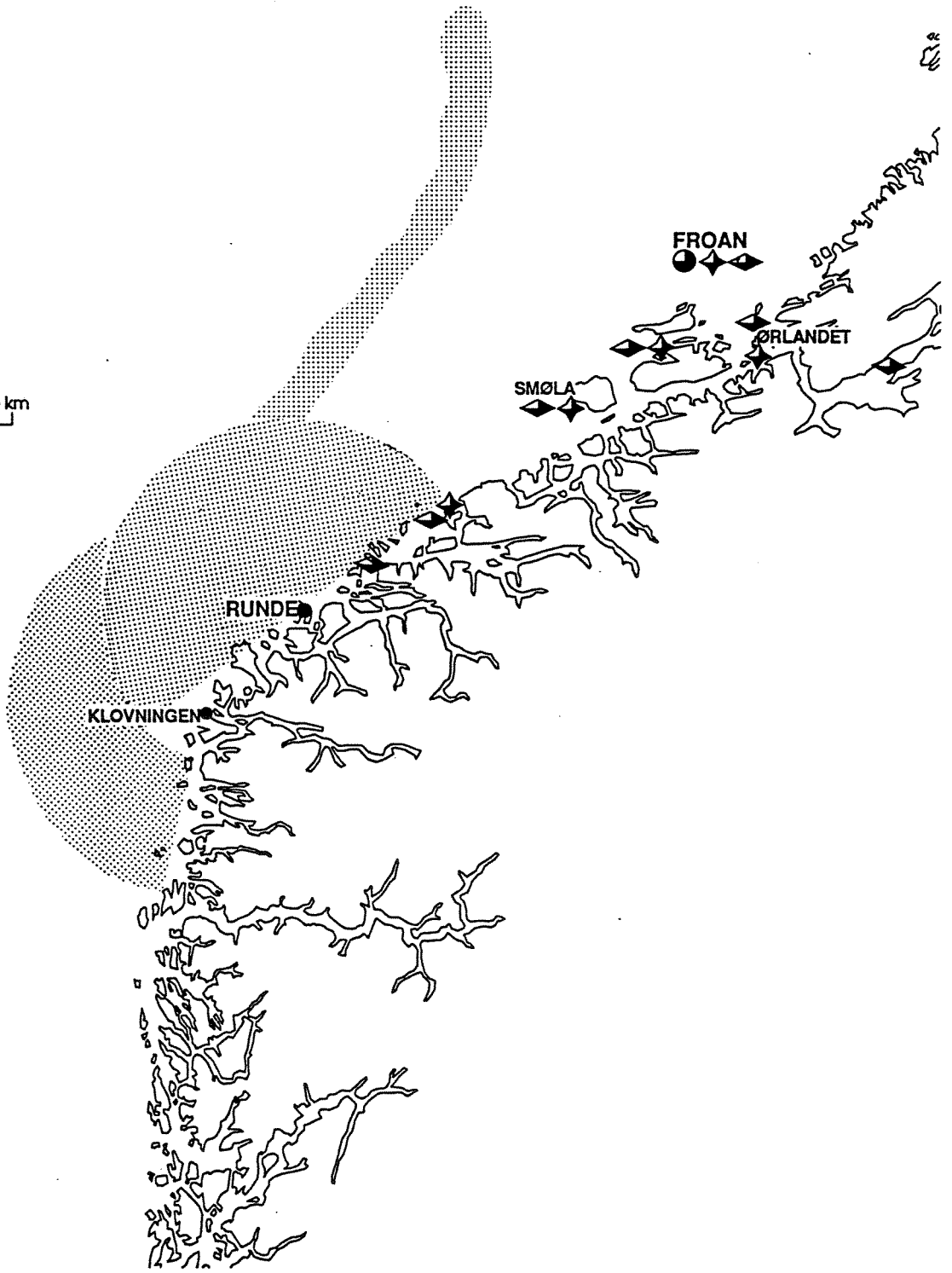
1. Samlinger av ikke flygedyktige fugler
 - a) Myteområder/myteflokker
 - b) Oppvekstområder for unger.
2. Overnattingslokaliteter.
3. Dårlige lysforhold, særlig nattemørke.
Dette vil gjelde spesielt i vinterhalvåret og i betydelig grad i nord.

Ut over dette vil selvsagt svømmetrekk, samlinger på beiteplasser, hekkelokaliteter og trekkplasser gi høy sårbarhet ved eventuelt oljesøl.

Når en vurderer mulig skadeomfang, er det viktig å være oppmerksom på datamaterialets begrensninger. Sjøfugler har et dynamisk utbredelsesmønster. I mange tilfeller fanger observasjoner opp et øyeblikksbilde. Dette bildet behøver ikke å representere den aktuelle situasjonen ved et eventuelt oljesøl. Ved et oljesøl kan det i enkelte tilfeller være viktig å rekognosere på forhånd før en vurderer hvilke tiltak som kan eller bør iverksettes. I denne sammenheng må det presiseres at det finnes lokaliteter innenfor influensområdet som en med sikkerhet kan karakterisere som særdeles viktige (figur 38). Runde og Froan står her i en særstilling.

- Fuglefjell
- ▨ Åpent hav
- ◀ Overvintring
- Hekking
- ◆ Myting

0 60 km



Figur 38. Områder innenfor influensområde som er særdeles viktig for fugl.

Åpent hav, sommer

I store deler av sommerhalvåret er havområdene utenfor Runde (samt Veststeinen, Klovningen og Einvarde) matfat for praktisk talt hele den sør-norske bestand av lunde, lomvi og alke. Oljesøl i disse områdene i perioden februar - august/september kan forårsake store skader på alkefuglene. Sammenhengen mellom skadevirkning og omfang av oljesøl kan vanskelig forutsies. Utbredelse av fugl på sjøen varierer gjennom sesongen. Mye tyder på at fuglenes beiteområder utvides når næringstilgangen er dårlig (Barrett, 1991). Redusert næringstilgang som følge av naturlige svingninger og/eller miljøforstyrrelser kan derfor medføre økt eksponering for oljesøl til havs.

Alke og lomvi foretar et svømmetrekk fra hekkekoloniene i juli/august. På bakgrunn av de eksisterende data kan en ikke utelukke at fugler fra Runde, Veststeinen, Klovningen og Einvarde oppholder seg i influensområdet til Vigdis frem til de er flygedyktige. Disse fuglene representerer årsproduksjonen av unger, samt alle voksne hanner med hekkesuksess. Under svømmetrekket er de særdeles sårbare for oljesøl. Et oljesøl som rammer svømmetrekket vil kunne forsterke den negative bestandsutviklingen hos lomvi dramatisk.

Oljesøl i influensområdets sørlige del kan antagelig skade alkefuglbestander fra Storbritannia, Færøyene, Island og Norge. I perioden juli - september antas det at alker (og lomvi?) på svømmetrekk fra sør-norske kolonier kan befinne seg i området.

Krykkje, havhest og havsule finner mye av føden i åpent hav. Avfall fra fiskerivirksomhet representerer en del av mattilgangen. I åpent hav er de fleste observasjoner av disse artene gjort utenfor hekkeområdene eller ved fiskefartøy. Oljesøl som rammer fiskefeltene eller koloni-nære havområder kan utgjøre en trussel mot disse artene, som normalt regnes som middels eller lite sårbare for oljesøl.

Åpent hav, vinter

Marine fronter kan være viktige næringsområder for sjøfugl. I mars - april er det registrert mange alkekonger utenfor Møre i tilknytning til frontsystemet mellom Kyststrømmen og Atlanterhavsstrømmen (Follestad, 1990). Oljeforurensning i disse havområdene kan potensielt ramme et stort antall alkekonger. Perioder med dårlig vær og lite lys vil forsterke risikoen. Havelle er en sårbar art som kan være utsatt for oljesøl såvel langs kysten som til havs.

Alke og lomvi observeres i influensområdet året rundt. Om vinteren synes de for en stor del å oppholde seg i kyst- og fjordområder på næringssøk. Oljesøl i disse områdene kan antagelig være vel så kritisk for disse artene som oljesøl til havs. Dersom oljesøl når havområdene utenfor hekkekoloniene (særlig Runde) etter at alkefuglene har samlet seg der, vil dette kunne få katastrofale følger for hekkebestandene.

5.2.4. Skadevirkninger på sel og hval

Eventuelle skadevirkninger på marine pattedyr er mest sannsynlig ved større ukontrollerte utslipp, - skader forårsaket av utslipp av produsert vann, borekaks og kjemikalier er imidlertid lite studert og sannsynligvis ubetydelig. Mulige skader på marine pattedyr forårsaket av olje kan skyldes fysiologiske og toksiske effekter som følge av inhalering av flyktige komponenter, overflatekontakt, konsum av olje og kontaminering av dyrets overflate (barder, pels) (Geraci og Aubin, 1990).

Potensielt er det ikke bare olje som kan påvirke marine pattedyr offshore. De ulike offshoraktivitetene genererer også støy. Generelt har marine pattedyr en god hørsel og kan detektere frekvenser fra 10 Hz til 50 kHz (Bakke et al., 1987). Det er også vist at miljøfremmed lyd kan påvirke adferden til noen hvalarter. Effekter av miljøfremmed lyd som funksjon av oljevirkosomhet offshore anses imidlertid ikke å være signifikant (Bakke et al., 1987). Forbehold må imidlertid tas for lyd generert ved eventuelle sprengninger, da en for slike forhold har lite data. Ved slike hendelser må en anta en viss dødelighet av enkeltindivider dersom hval eller sel skulle befinne seg i nærheten.

Hval

Tilstedeværelse av olje i det marine miljø representerer et øket risikomomentet for hval (Geraci, 1991).

Selv etter store oljeutslipp (Santa Barbar oilspill i 1969; Amoco Cadiz; Exxon Valdez) har det imidlertid vært vanskelig med sikkerhet å knytte funn av døde hval til oljeutslipp (Geraci, 1990). Observasjoner av hval i en spillsituasjon er også noe begrenset og reduserer muligheten for å trekke entydige konklusjoner. Flertallet av feltobservasjoner i en spill-situasjon synes imidlertid å antyde at hval enten ikke oppdager oljeflak eller ikke lar seg synlig affisere. Noen observasjoner i felt viser imidlertid at hval kan unngå eller forandrer svømmeadferd når konfrontert med oljeflak. Laboratorie-forsøk antyder at i alle fall tannhval (delfiner), - hovedsakelig ved hjelp av syn og reseptorer i huden, kan detektere et oljelag og lære å holde seg unna dette (Geraci, 1990). Tykke oljeflak (12 mm) kan også detekteres ved ekkolokalisasjon.

Etter oljeutslippet fra Exxon Valdez i Alaska ble det observert fravær av knølhval på noen lokaliteter som tidligere var preferert, øket dødelighet hos spekkhugger ble antydnet, samt at den sosiale struktur i grupper av spekkhuggere ble noe endret (Barton et al., 1992). Dette tyder på at fersk råolje også i en spillsituasjon kan gi skadelige effekter på hval.

Frisk råolje med dets flyktige forbindelser, kan skade sensitive vev (Geraci, 1991). Særlig følsomme er slimhinner i øyne, munn og respirasjonssystem. Ut fra beregninger som er foretatt for å bestemme den mengden olje som hval i åpent hav må inhalere for å gi toksiske effekter, synes imidlertid sannsynligheten for vesentlige skader kun å være knyttet til forhold med stor fordampning i tiden rett etter at olje er sluppet ut (Geraci, 1991).

Effekter kan også tenkes å være knyttet til inntak av olje direkte eller via kontaminert mat. Eventuelle effekter av konsumert olje vil være avhengig av mengde og giftighet. Metabolske avgiftningssystem påvist hos hval (blant annet vågehval og nise) (Geraci og St Aubin, 1982; Goksøyr et al., 1986) vil imidlertid muligens kunne redusere effekten av eventuelle konsumerte oljekomponenter.

Også tilgrising av barder, etc. og andre deler av hvalens overflateceller kan muligens gi potensielle skader. Etter konkrete oljeutslipp har det imidlertid ikke med sikkerhet vært mulig å påvise skader på hval som kan knyttes til inntak av oljekomponenter eller tilgrising (Geraci, 1991).

Som gruppe anses bardehvalene å være mer sårbare enn tannhvalene (Würsig, 1991). Offshore er oljeforurensning hovedsakelig og med unntak av situasjoner med ekstrem sterk vind, et problem som er knyttet til vannoverflaten. Som en konsekvens av dette er hvalarter som ernærer seg i eller nær vannoverflaten mer utsatt en de som ernærer seg i vannsøylen forøvrig. Dette betyr at av seihvalen som ernærer seg i vannoverflaten muligens er mer sårbar enn finnhval som ernærer seg ved å svømme vertikalt i vannsøylen. Også vågehval som vanligvis ernærer seg av krill og fisk på litt

dypere vann, burde være mindre sårbar enn seiqual. Seiqualen kan på sin årlige næringsvandring nordover fra de mer varmere deler av Atlanteren, ventes å opptre i området rundt Vigdis-feltet i midten av april. Seiqualen trekker vanligvis ikke lenger nord enn Finnmark og kan påny ventes å passere Vigdis-feltet i fra slutten av august. Også juvenile seiqual som er avhengig av melk kan tenkes å forekomme i området rundt Vigdis-feltet i løpet av denne næringsvandringen.

Tannhvalene som gruppe er relativt lite sårbare og vil ha mindre sannsynlighet for å bli nevneverdig påvirket av olje enn bardehvalene. En antar derfor at et oljeutslipp fra Vigdis-feltet vil få relativt liten betydning for hval som måtte befinne seg i tilgrisede områder.

5.2.5. Skadevirkninger for fisk, fiskeegg, larver og fiskerier

I utgangspunktet kan et ukontrollert oljeutslipp fra Vigdis-feltet gi skader på alle fiskens livsyklusstadier (dvs. egg, larver, umoden/moden fisk).

Effekter på voksen fisk

Erfaringer fra flere oljeutslipp (eksempelvis utslippet fra "Exxon Valdez") har vist at det har vært vanskelig å spore vesentlig dødelighet hos voksen fisk som kan tilskrives olje.

Ved analyse av fisk etter store utslipp av råolje ("Exxon Valdez") har det vist seg at konsentrasjonen av hydrokarboner i spiselige deler i hovedsak var sammenlignbare med nivåene i fisk fra uforurensede områder og derfor ikke utgjør noen vesentlig helseisiko. I galle derimot, kunne en påvise klare overkonsentrasjoner (Varanasi et al., 1990). Også en biokjemisk påvirkning (induksjon av Cytochrom P-450E) ble påvist i voksen fisk 1 år etter utslippet (Anonymus, 1990). Disse funn viser at et større oljeutslipp tross minimal akutt dødelighet kan påvirke også voksen fisk. Det er imidlertid uklart i hvilken grad denne påvirkningen skyldes effekter av pelagisk olje på vannmassene direkte, effekter av strandet olje som blir remobilisert, eller at fisk kommer i kontakt med olje i tidevannssonen.

Ved et ukontrollert utslipp fra Vigdis-feltet vil det offshore i første omgang kun være snakk om en påvirkning fra pelagisk olje på pelagialen direkte, mens effekter av strandet olje kun vil være relevant for influensområdet langs kysten. En påvirkning av voksen fisk i dette området kan tenkes, spesielt i Sogn og fjordane der minste drivtid er ca. 3 dager, slik at olje som strander, ikke vil være helt avgiftet før den når kysten. I kystområder der olje kan lagres i sediment over lengre tid, har det vært påvist patologiske effekter på voksen fisk etter større oljeutslipp, som etter utslippet fra "Amoco cadiz" (Haensly et al., 1982; Brule, 1987).

Sannsynligheten for effekter på voksen pelagisk fisk offshore ved ukontrollerte utslipp fra Vigdis-feltet er imidlertid meget liten fordi den tiden voksen fisk vil være i oljekontaminerte havområder vil være begrenset, samt at voksen fisk potensielt har muligheten til å unngå hydrokarbonforurensset vann (Bøhle, 1983).

Smakssetting av fisk kan potensielt opptre på enkelte fisk, men det er lite som tyder på at smakssetting på fisk etter et ukontrollert utslipp (utblåsning) er et stort problem (Tidmarsh og Ackeman, 1986).

Skulle større mengder olje bli inkorporert i sediment innenfor influensområdet langs kysten, er det en viss mulighet for at patologiske effekter på fisk kan opptre.

Som hovedkonklusjon kan en slutte at effekter av et ukontrollert utslipp på Vigdis-feltet vil ha minimal akutt effekt på mengden fiskbare ressurser offshore.

Effekter på egg og larver

Egg og larver er mer sårbare for oljeforurensning enn voksen fisk (Teal and Howarth, 1984). Effekter på egg og larver ble således dokumentert etter utslippet fra "Exxon Valdez" (Anonymus, 1992). Effektene var imidlertid i vesentlig grad knyttet til egg og larver i grunne områder nær land og er derfor ikke relevant for en offshoresituasjon knyttet til Vigdis-feltet.

Bestemmende for effekten av olje fra et ukontrollert utslipp på egg og larver av fisk, er graden av overlapp (vannvolum, tidspunkt) mellom olje og biologiske ressurser. For den enkelte fiskeart er tidspunkt på året hvor utslippet finner sted spesielt viktig fordi egg og larver kun opptrer i vannmassene deler av året (tabell 13). Geografisk fordeling av egg og larver for en del sentrale fiskearter ses i figurene 7 - 10, mens dybdeutbredelsen for egg og larver av disse og en del andre arter ses i tabell 24. I kap. 5.1 ses resultatet fra spredningsberegninger for olje.

Siden de høyeste konsentrasjoner av olje etter et ukontrollert utslipp finnes i de øvre vannlag (0 - 20 m) vil det være egg og larver som befinner seg der, som er mest sårbar. Ut fra tabell 24 ses at det hovedsakelig vil være torsk, hyse, sei, sild og makrell som har pelagiske egg/larver i dette dybdeintervallet. Geografisk fordeling av av egg og larver av disse fiskeslag ses i fig. 7 - 10. Ut fra antatt gyttetidspunkt for disse fiskeslag (tabell 13), vil den mest sårbare perioden være mars - mai. Ukontrollerte utslipp i februar vil imidlertid kunne også gi skader på sei, mens et utslipp i juni vil kunne gi skader på makrell dersom oljen blir ført i sydøstlig retning.

Det er imidlertid viktig å være klar over at skadelige effekter på egg og larver ikke påvirker mengden fiskbare ressurser før de ville ha nådd fiskbar størrelse. Dette betyr at det vil være en tidsforsinkelse mellom påvirkning og det tidspunkt hvor eventuelle skader kommer til uttrykk i mengden fiskbare ressurser.

Sentralt i vurderinger av eventuelle skader på egg og larver står den konsentrasjonsgrensen av olje i sjøvann som antas å ikke gi sublethale virkninger av økologisk betydning. I forbindelse med konsekvensanalyser i Norge de senere år, har det vært vanlig å benytte en konsentrasjonsgrense på 50 mikrogram totaloljehydrokarboner/l (se Lange, 1987). Imidlertid er det i laboratorieforsøk påvist at også konsentrasjoner nær 50 ppb kan påvirke overlevelse hos fiskelarver (Fyhn og Tilseth, 1986; Serigstad, 1986). Et oljeflak antas å kunne gi toksiske konsentrasjoner til deler av underliggende vannsøyle i løpet av de første 5 døgn av sin levetid (se Lange, 1987). Dette betyr at et betydelig sjøområde, spesielt vinterstid, har mulighet til å bli påvirket (se figur 37A og B).

For et utslipp fra Vigdis-feltet er sjøarealet hvor mindre enn 5 døgn gammel olje sannsynligvis ville ha forekommet, blitt beregnet (se figur 37) fra to senarier som må omfattes som verst tenkelig tilfelle. Ved en enkelt planimetrering av påvirkede arealer etter 5 dagers utslipp, finner en at disse har en størrelse på 2×10^3 km² og 6×10^3 km² for de to ekstremsenariene sommer- og vinterstid. Dette vil si at det er arealer av denne størrelsesorden der en under ugunstige værforhold kan ha mulighet til å finne toksiske konsentrasjoner i deler av vannsøylen.

Modellberegninger antyder at skadelige konsentrasjoner av olje (> 50 ppb) ved en undervannsutblåsning på Vigdis kan opptre i hele vannsøylen nedstrøms utslippspunktet (kap. 5.1, eventuelt Johansen og Thendrup, 1992, for nærmere beskrivelse). Modellberegningene beskriver ikke hvor stor del av den totale oljemengde i vannet som er løst. En antar at den vannløselige andelen utgjør mindre enn 10% (Johansen og Thendrup, 1992). Dispergerte oljepartikler kan imidlertid også gi skadelige effekter for planktoniske organismer, idet de kan tas

opp under søk etter næring. Dersom modellberegningene beskriver forholdene under et virkelig utslipp, må en anta relativt betydelige effekter på egg og larver og annet plankton.

Den korteste drivtiden for olje fra Vigdis-feltet til viktige gytefelter på Mørkysten, er 4 - 8 dager. Drivtiden er derfor såpass lang at oljen for pelagialen langt på vei vil være avgiftet før den når disse viktige områder.

I konsekvensutredningen for Snorre-feltet ble sjøarealet der 50 ppm olje kan tenkes å forekomme, ned til 20 meters dyp, beregnet. Sjøarealet ble beregnet til 350 km² ved en middelvindstyrke på 7 m/s og til 4500 km² som et verst tenkelig tilfelle ved en vindstyrke på 15 m/s (Lange, 1987). Arealet som kan tenkes påvirket ved oljesøl under verst tenkelige forhold, er således av samme størrelsesorden for utslipp fra Vigdis-feltet (6×10^3 km²) og det nærliggende Snorre-feltet (4.5×10^3 km²). I utredningen for Snorre-feltet ble det konkludert med at potensielt påvirkede arealer var relativt små i forhold til de arealer der det er registrert forekomster av fiskeegg og -larver, slik at de forventede skadevirkninger etter et oljeutslipp ville få et begrenset omfang på fiskbare ressurser.

En må imidlertid være klar over at områder der det er registrert forekomst av yngel av sårbare fiskeslag, er større enn de arealer der en på et spesielt tidspunkt virkelig finner store konsentrasjoner av fiskelarver. Dette betyr at det under spesielt ugunstige omstendigheter kan forekomme en betydelig dødelighet av fiskelearver ved utslipp fra Vigdis-feltet.

Konsekvensen av et ukontrollert utslipp under utbygning eller drift av Vigdis-feltet, vil i utgangspunktet ikke gi andre skader enn utslipp fra omkringliggende felt. Tilleggsbelastningen for utbygning og drift fra Vigdis-feltet ligger også her i at en i kraft av øket aktivitet og mengden av tekniske installasjoner av ulike slag, øker sannsynligheten for at uhell på disse skal oppstå.

Tabell 24. Dybde for gyteaktivitet og dybdeutbredelse for egg og larver for fiskearter med tilknytning til influensområdet for Vigdis-feltet (fra Peton, 1985).

Fiskeart	Gytedyp (m)	Dybdeutbredelse av egg og larver
Torsk (K)	50-200	0-40
Hyse (K)	100-150	10-40
Sei (K)	100-200	0-40
Sild (K)	10-250	0-40
Brosme	200-400	Pelagisk
Kolmule	310-400	Pelagisk
Vassild	300-500	400-500?
Uer	200-400 ?	10-160
Lusuer	?	Pelagisk
Øyepål	ca. 100	Pelagisk
Makrell (K)	Nær overflaten	Nær overflaten
Tobis (3 arter)	Ved/nær bunnen	På bunnen (egg)
Lange	100-300	50-200
Blålange	500-1000	600-1000
Kveite	300-700	Under overflatelaget

5.3. Sannsynlig skadevirkning innenfor influensområdet langs kysten

Utbygging og drift av Vigdis-feltet vil ikke kvalitativt gi andre risikomomenter for influensområdet langs kysten enn det som er gitt ved utbygging av nabofeltene.

Kvantitativt vil imidlertid sannsynligheten for at olje skal forurense kysten øke i takt med aktiviteten offshore. Effekter av offshore aktivitet på områder langs kysten er i hovedsak knyttet til store ukontrollerte utslipp, da det er ved slike hendelser at større mengder olje har mulighet til å nå kysten (se kap. 5.1). Sannsynligheten for en slik hendelse er imidlertid allerede før utbyggingen av Vigdis-feltet svært liten. Erfaringer har vist at sannsynligheten for oljesøl av deler av kysten, i hovedsak er knyttet til skipsforlis.

Ved en betraktning der en bruker sannsynligheten for en utblåsning (se kap. 5.1) og produserbar oljemengde som styrende parametre for sannsynligheten av at olje skal nå kysten, vil utbygging og drift av Vigdis-feltet medføre at sannsynligheten for at olje når kysten, øke med ca. 3%.

5.3.1. Sannsynlig skadevirkning på fugl

Drivbanestatistikk viser > 50% sannsynlighet for at oljesøl fra Vigdis-feltet skal ramme kystlinjen mellom Sognefjorden og Kristiansund (inkludert Smøla) og < 50% sannsynlighet for at kystlinjen nord for Kristiansund skal rammes. Sannsynligheten for at den ytre delen av Hitra og Froan-området skal rammes er ca. 20%. Sjansen for at kystlinjen mellom Hardangerfjorden og Sognefjorden vil rammes, er kalkulert til ca. 20 - 50%. Det er en tendens til at oljen driver nordover langs en bredere front i vinterhalvåret enn i sommerhalvåret, og at oljedriften i åpent hav mot sør vil avgrensnes noe. Sesongvariasjonene er imidlertid små.

Kyst, sommer

De fleste betydelige hekkeområdene for sjøfugl i Sør-Norge kan trues av et større oljeutslipp fra Vigdis-feltet. Skadeomfanget av et eventuelt oljesøl vil hovedsakelig avhenge av tidspunkt, areal som berøres og varighet av utslippet.

Før hekkesesongen samles store flokker alkefugl (lunde, alke, lomvi) i nærheten av koloniene. De fleste av disse fuglene er potensielle hekkefugler. Senere i sesongen kan også yngre, ikke-hekkende individer oppholde seg ved kolonien. Lundebestanden på Runde har vært relativt stabil de senere år, mens bestandsnedgangen hos lomvi synes å ha avtatt noe (Lorentsen, 1990). Oljeforurensning etter skipsforlis (Sonata og Arisan) kan imidlertid ha økt presset på alkefuglbestandene. Follestad (1987) antyder at dersom halve hekkepopulasjonen av lomvi blir utradert, kan det gå 50 år før den er restituert.

Teist hekker spredt langs den ytterste skjærgård, med Froan som et kjerneområde. De eksponerte hekkelokalitetene gjør denne arten svært sårbar overfor oljesøl.

Froan er et viktige hekkeområde for storskarv, toppskarv og ærfugl. Dersom et oljesøl når Froan i hekketiden, vil dette kunne påvirke den fremtidige status til disse artene i regionen.

Myting

Mytende andefugl samler seg ofte i tette flokker på særskilte lokaliteter. De er ikke i stand til å fly og er derfor særdeles utsatte for oljesøl. Vi har liten kunnskap om mytende dykkere, lommer og alkefugler i området.

Grågås og ærfugl myter på eksponerte områder av skjærgården, mens eksponeringsgraden varierer mer hos sjøorre og siland. Mytebestanden av siland i området er stor i forhold til den totale europeiske bestand, langt større enn hekkebestanden i området rekrutterer. Betydelige tap kan derfor ha konsekvenser for hekkebestander over et vidt geografisk område. Dette kan også gjelde andre arter, men detaljerte data over bestandstilørighet mangler. Dersom oljeforurensning når Froan, Smøla eller Ytre Romsdal i perioden juli - september, vil det potensielle skadeomfanget på mytende andefugl være meget betydelig.

Vinter

Sjansen for at fugler skal omkomme som en følge av oljesøl om vinteren, er på flere måter større enn om sommeren. Kort periode med dagslys og generelt dårligere sikt gjør at fuglene i mindre grad er i stand til å oppdage oljesøl på vannet. Sjansen for å omkomme av hypothermia, selv etter mindre skader på fjærdrakten, forventes å være størst om vinteren. En generell svakhet med det tilgjengelige materialet er mangelen på informasjon over hvilke bestander som overvintret i området. Konsekvensvurderinger vil stort sett begrense seg til antall fugl og i liten grad til langtidseffekter for ulike bestander.

Lommer og dykkere hekker spredt over hele utbredelsesområdet. Et relativt stort antall individer overvintret i influensområdet. Dette indikerer at lommer og dykkere fra et vidt geografisk område oppholder seg her om vinteren. Ytre Romsdal, Smøla og Ørlandet/Storfosna er viktige lokaliteter. Oljesøl i disse områdene antas å kunne påvirke hekkebestander over større deler av utbredelsesområdet.

Storskarv overvintrer på flere lokaliteter i området. De største konsentrasjonene er registrert i Ytre Romsdal, Smøla og Froan. Storskarv hekker ikke sør for Sør-Trøndelag, og mange norske storskarver trekker ut av landet om høsten. Det er derfor vanskelig å vurdere hvilke bestander som er mest sårbare.

Toppskarv regnes for å være mer stasjonær enn storskarv. Innen influensområdet har de to skarveartene omtrent samme vinterutbredelse. Toppskarven oppholder seg imidlertid ofte på mer eksponerte lokaliteter og må derfor regnes som mest sårbar. En av landets største toppskarvkolonier, Runde, har hatt tilbakegang de seinere år. All påvirkning som forsterker den negative trenden betraktes som alvorlig.

Ærfugl finnes langs hele kysten. Trondheimsfjorden, Frøya og Froan synes å være de viktigste overvintringsområdene. Sjansen for at oljesøl fra Vigdis skal nå de indre fjordområdene er liten. De ytre fjordområdene og Froan/Frøya er mer utsatte. Det finnes ikke data som viser hvilke bestander som rammes dersom olje strander i overvintringsområdene for ærfugl.

Sjøorre er meget sårbar for oljesøl, noe som er godt dokumentert etter oljeutslipp i utlandet. Store tap av sjøorre må forventes dersom olje strander mellom Ytre Romsdal og Froan. Overvintrende sjøorrer i Indre Trondheimsfjord er lite utsatt for eventuelt oljesøl fra Vigdis. Heller ikke her foreligger informasjon om hvilke bestander som kan berøres.

Havelle oppholder seg ofte i områder som er eksponert for oljesøl. Arten er relativt jevnt fordelt og tallrik langs kysten. Havelle kan berøres av oljesøl relativt langt til havs. Konsekvenser på bestandsnivå kan ikke forutsies på grunnlag av eksisterende data.

Siland er sårbar for oljesøl, men oppholder seg ofte i områder som er relativt lite eksponert. Arten er mobil, og fordelingen på et gitt tidspunkt er vanskelig å forutsi. Skadeeffekter på bestandsnivå kan ikke angis på grunnlag av eksisterende data.

Alkefugler er svært sårbare for oljesøl. Alke og lomvi befinner seg ofte i kystnære områder om vinteren. En del av alkene i området kan tilhøre nordlige bestander, men gode populasjonsdata mangler. En må imidlertid anta at oljesøl som rammer disse artene, særlig lomvi, vil bidra til å forsterke den negative bestandsutviklingen i Norge. De viktigste overvintringsområdene for teist synes å ligge mellom Ytre Romsdal og Froan, med et klart tyngdepunkt på Froan. Bestandsutviklingen for teist er lite kjent i Norge, og effekten av regionale skader på overvintringsbestanden er uviss.

Konklusjon

Influensområdet til Vigdis er viktig for mange sjøfuglarter. Året gjennom vil eventuelle oljeutslipp utgjøre en alvorlig og veldokumentert trussel mot et stort antall sårbare sjøfugler langs kysten og til havs.

Viktige sør-norske hekkelokaliteter for skarv, ærfugl og alkefugl ligger i influensområdet. Skarv og ærfugl er særlig utsatt for oljesøl som rammer den ytre skjærgården. Hele hekkebestander av lunde, alke og lomvi kan rammes dersom oljeforurensning når koloni-nære kyst- og havområder. Alke og lomvi er særlig sårbare under svømmetrekket. Et stort antall lommer, dykkere, skarver, andefugler og alkefugler oppholder seg i området utenom hekkesesongen. Alkekonge er tidvis den mest tallrike arten, men det potensielle skadeomfanget av et oljesøl kan være like stort eller større for andre arter.

Runde og Froan peker seg ut som de viktigste sjøfugllokalitetene i influensområdet, men også andre områder er av stor betydning.

NINA anbefaler at det utarbeides beredskapsplaner med tanke på best mulig sikring og vern av sjøfugler under utbygging og produksjon på Vigdis-feltet. Eksisterende data over sjøfugler i influensområdet er begrenset. Bedre populasjons- og utbredelsesdata for de mest sårbare artene vil være til stor nytte i den fremtidige forvaltning av sjøfuglressursene.

5.3.2. Sannsynlig skadevirkning på marine pattedyr

Eventuelle skadevirkninger på marine pattedyr langs kysten av utbygging og drift av Vigdis-feltet er sannsynligvis kun mulig ved større ukontrollerte utslipp der deler av dette når kysten. Mulige skader på marine pattedyr forårsaket av olje kan skyldes fysiologiske og toksiske effekter som følge av inhalering av flyktige komponenter, overflatekontakt, konsum av olje og kontaminering av dyrets overflate (barder, pels) (Geraci og Aubin, 1990; Aubin, 1990).

Hval

Hval er et naturlig faunaelement blant de marine pattedyrene langs kysten. Som gruppe er imidlertid hval mer vanlig og utsettes potensielt for en større risiko offshore, nærmere utbygningsområdet enn ved kysten. Dette har sammenheng med at det er her hval har størst sannsynlighet til å komme i kontakt med store mengder fersk olje. Den generelle behandlingen av potensielle effekter av olje på hval finnes derfor i seksjonen som omhandler effekter i åpent hav (kap. 5.2.4).

Ved et oljeutslipp fra Vigdis vil en vesentlig del av de letteste komponentene ha fordampet fra den olje som eventuelt når kysten, slik at eventuelle effekter av inhalasjon burde være sterkt redusert. Langs kysten vil derfor skader på hval være knyttet til konsum av olje (noe forvitret) direkte eller via kontaminerte byttedyr. Også tilgrising av barder, etc. og andre deler av hvalens overflateceller kan muligens gi potensielle skader.

Etter konkrete oljeutslipp har det imidlertid ikke med sikkerhet vært mulig å påvise skader på hval som kan knyttes til inntak av oljekomponenter eller tilgrising (Geraci, 1991).

Etter oljeutslippet fra Exxon Valdez i Alaska ble det imidlertid i kystnære områder observert fravær av knølhval på noen lokaliteter som tidligere var preferert. Øket dødelighet hos spekkhugger ble også antydnet, samt at den sosiale struktur i grupper av spekkhuggere ble noe endret (Barton et al., 1992). Utslippet av råolje fra Exxon Valdez fant imidlertid sted inne ved kysten i et område der hval potensielt kunne ha kommet i kontakt med olje kort tid etter utslippet, slik at oljen fremdeles var relativt giftig. Olje fra Vigdis-feltet som eventuelt skulle komme inn til kysten, vil være noe forvitret og derved ha mistet mye av sin giftighet.

Olje i det marine miljø representerer et øket risikomomentet for hval (Geraci, 1991). Skader på hval i kystsonen forårsaket av oljesøl fra Vigdis-feltet kan derfor ikke utelukkes, men er lite sannsynlig og vil i tilfelle gi meget liten effekt på den hval som måtte befinne seg i den berørte delen av kysten. Som gruppe anses bardehvalene å være mer sårbare enn tannhvalene (Würsig, 1991). Imidlertid er tannhvalene der nise, kvitskjevling og spekkhugger sannsynligvis er de hyppigst forekommende, mer tallrike ved kysten og i fjordene enn bardehvalene og vil muligens derfor ut fra en ren antalls-vurdering, ha større sannsynlighet til å komme i kontakt med olje.

En totalvurdering gir at hval, selv om de skulle komme i kontakt med olje fra Vigdis-feltet, ikke vil bli utsatt for vesentlige skadelige effekter i kystsonen.

Sel

En oversikt over episoder der sel er observert å ha kommet i kontakt med olje, er utarbeidet av Aubin (1990). Rapporterte skadeomfang varierer fra hendelser der kun tilgrising er observert, til tilfeller der en betydelig mengde sel sannsynligvis er omkommet. Storskala dødelighet er imidlertid ikke dokumentert, selv etter svært store oljeutslipp (Aubin, 1990). Oversikten viser imidlertid klart at en viss dødelighet av enkeltindivider må påregnes dersom sel kommer i kontakt med større mengder olje. Spesielt følsomme er sannsynligvis de juvenile. Sel viser imidlertid relativt liten adferdsmessig respons i forhold til et oljesøl og er observert svømmende i oljeflak. Effektene på sel synes også å være relativt begrenset ved tilfeldig inntak av olje via føde under naturlige forhold og ved begrenset tilgrising (Aubin, 1990). Sel som blir tvunget til å være stasjonære i områder med større mengder olje vil sannsynligvis være mest utsatt. Særlig dersom oljen der er relativt fersk, slik at inhalasjon av flyktige komponenter kan finne sted. Selv forvitret olje vil imidlertid kunne få uheldige konsekvenser, særlig for yngre stadier. Etter oljesøl er det blant annet observert at unger av gråsel har druknet, da de har vært så tilgriset at de ikke kunne svømme fordi sveivene var klistret til kroppen (Davis and Anderson, 1976).

Potensielle skader forårsaket av olje synes således mest sannsynlig som følge av kontaminering av dyrets overflate (pels), og særlig sårbare er de ungene som ikke har de voksne selers styrke til å kompensere for den motoriske hemming som oljetilgrising kan medføre. For de ekte selene har spekklaget den viktigste funksjonen i termoregulering (oppretholdelse av kroppstemperatur). For voksne gråsel og steinkobbe skulle derfor tilgrising av pels ha mindre betydning. Nyfødte gråsel og steinkobbe har imidlertid et relativt tynt spekklag, og pelsen har sannsynligvis relativt større betydning for termoregulering. Ungene må derfor også av denne grunn anses som spesielt sårbare.

På Froan har frekvens av havert tilsølt med olje øket de siste årene, slik at en i 1989 fant at 50.6 % av ungene (<1 måned gammel) og 60.8% av noe eldre sel var tilsølt (Ekker et al., 1992) Dette skyldes sannsynligvis utslipp av olje fra skip og fra offshoreindustrien på norsk sokkel. På Froan har en Norges viktigste område for kasting av gråsel. Froan ligger slik til i kysstrømmen at olje som driver med den, lett strander på kasteplassene på de ytterste skjærene, slik at selen blir tilgriset ved forflytning mellom sjø og land. Sannsynligheten for stranding av olje ved et utslipp fra Vigdis-feltet er ca. 20% (se figur 35 og 36). Ved større stranding av større oljemengder, vil dette ut fra erfaringer fra andre områder (Aubin, 1990), kunne få konsekvenser for enkeltindivider. Hvorvidt dette vil få konsekvenser på bestandsnivå, er usikkert og blant annet avhengig av årstid og omfang av tilgrising. Mest sårbar er sannsynligvis haverten under og etter kasteperioden om høsten, mens steinkobbe er mest sårbar sommerstid. Det må imidlertid påpekes at det ved ingen oljeutslipp har vært mulig å påvise storskala dødelighet som kan tilskrives olje (Aubin, 1990). I en oppsummering av effektene etter utslippet fra Exxon Valdes i Alaska, er det antydnet at 200 individer av steinkobbe omkom. Det ble også påvist skader på indre organer på enkelte sel som var hardt tilgriset, samt et forhøyet nivå av hydrokarboner i galle. Skulle midlertid en bestandsdesimering finne sted langs norskekysten som en funksjon av utslipp fra Vigdis-feltet, vil restitusjonstiden være avhengig av den opprinnelige bestand og hvilke aldersgrupper som blir hardest rammet (tabell 25). Lengst restitusjonstid vil en ha dersom populasjonen før desimering var i likevekt og kjønnsmodne individer blir rammet (tabell 20). Det antydes videre at en desimering av nyfødte unger har langt mindre betydning enn når de voksne individer blir rammet.

Tabell 25. Restitusjonstid for en hypotetisk selpopulasjon etter ulike typer katastrofepreget desimering, antatt å inntreffe umiddelbart etter kasting. (Etter McLaren, 1990).

Scenario	Reduksjon av populasjon (%)	Tiden det tar (år) for å oppnå 95 % av opprinnelig populasjon
<u>Populasjonen i likevekt</u>		
Alle nyfødte omkommer	23	2
Alle alderstrinn påvirket like mye	23	37
Alle kjønnsmodne individer påvirket like mye	23	43
<u>Populasjonen er på et nivå tilsvarende 50 % av likevekt</u>		
Alle nyfødte omkommer	20	1
Alle alderstrinn påvirket like mye	23	6
Alle kjønnsmodne individer påvirket like mye	23	7

Oter

Oter (*Lutra lutra*) har i adferd og fysiologi og sårbarhet for olje mange likhetstrekk med havoter (*Enhydra lutris*) som ikke finnes på norskekysten. Det er imidlertid utført flere studier/observasjoner på effekter av olje på havoter enn på den eurasiske oter som finnes på norskekysten. I det følgende omtales derfor også erfaringer som er knyttet til sjøoter, da disse antas å ha relevans også for oter i influensområdet til Vigdis-feltet.

I laboratorieforsøk er det vist at sjøoter har et sanseapparat som gjør at den kan unngå olje (Siniff et al., 1982). Historiske oljeuhell viser imidlertid at oter i praksis ikke eller i liten grad effektivt nyttegjør seg denne mulighet til å unngå olje (Geraci og Thomas, 1990).

For det enkelte individ representerer tilsøling av olje en nær sikker død. Ved tilsøling blir flere elementer av dens enorm adferd forstyrret (fødeinntak, hvile, yngelpleie), og dyret avsetter det meste av sin tid til stell av pelsen i forsøk på fjerne olje (Ralls og Siniff, 1990).

Oter har et dårlig utviklet fettlag under huden og er avhengig av pelsen som varmeisolasjon. Ved tilsøling av pelsen blir dens varmeisolerende evne redusert, og dyret øker sin metabolisme for å kompensere for varmetapet og risikerer å komme i en negativ energibalanse som over noe tid vil medføre at dyret dør.

Den negative effekten av olje på pelsen til oter er størst når oljen er relativt fersk fordi forvitret olje ikke har samme evne til å ødelegge det vannavstøtende fettlaget i pelsen. Dette vil muligens bidra til at et eventuelt oljesøl fra Vigdis-feltet, som skulle nå områder langs kysten med sjøoter, vil få mindre akutt effekt enn det en eksempelvis fant etter oljeutslippet fra Exxon Valdez i Alaska. Der ble en betydelig del av sjøoter-bestanden gjenstand for akutt dødelighet, og levende dyr som ble tatt inn til et rehabiliteringssenter, hadde leverskader (Berge et al., 1991). Fysiologiske parametre viste også en signifikant påvirkning selv 2 år etter utslippet og tyder på at langtidseffekter er tilstede, muligens som en funksjon av inntak av oljekontaminert mat (Barton et al., 1992).

Av de pattedyrene som er knyttet til kystsonen er (sjø)oteren den som har størst sannsynlighet for å bli påvirket av oljesøl, både akutt og som langtidseffekt (Geraci og Williams, 1990). Dette skyldes både dens adferd og dyrets fysiologi der termoregulering og metabolisme sannsynligvis har størst betydning. Denne sårbarheten forsterkes av det forhold at oteren regnes som en truet dyreart under Bern-konvensjonen, og at en meget vesentlig del av den europeiske oterbestand finnes innenfor influensområdet til Vigdis-feltet.

5.3.3. Sannsynlig skadevirkning på områder av vitenskapelig, kulturell og rekreasjonsmessig verdi

På grunn av variasjoner i strøm, vind og lokale forhold, er det vanskelig å forutsi hvordan et eventuelt oljeutslipp vil påvirke kysten og verneområdene. I første rekke vil de kystnære områdene, dvs. strandsonen, fuglefjell og de åpne vannmasser, bli sterkest påvirket. Innenfor disse områdene er det betydelig fugle- og dyreliv og planter.

Erfaringer fra andre konsekvensanalyser viser at strandingslokaliteter som defineres fra drivbanestatistikk, ikke nødvendigvis er identiske med de reelle strandingsområder. En skadeberegning basert på de teoretiske områder vil derfor lett kunne bli misvisende. Det har derfor ikke vært mulig å tallfeste mulige skader på kystens sårbare ressurser.

I tabell 26 ses sannsynlighetsfordelingen for stranding av ulike mengder olje i 7 kystavsnitt fra Hordaland til Nord-Trøndelag. Tabellen viser at det er 96.5% sannsynlighet for at området rundt Stadt vil bli berørt av olje (oljemengde strandet > 0%). Sannsynligheten for at mer enn 10% av den totale oljemengde skal havne i dette kystavsnittet er imidlertid kun 4.5% i sommerhalvåret og 0.5% i vinterhalvåret.

Tabell 26. Sannsynlighetsfordelingen (%) for stranding av ulike mengder olje (i % av totalutslippet) i forskjellige kystavsnitt fra Hordaland (16) til Nord-Trøndelag (22) i sommerhalvåret. Merk at Stadt ligger i avsnitt 20. (For nærmere forklaring, se Johansen og Thendrup, 1992).

Stranding i %	KYSTAVSNITT						
	16	17	18	19	20	21	22
> 0%	10.5	22.3	46.3	82.5	96.3	84	70.3
> 1 %			6.3	47.5	88.8	42.3	4
>3 %			0.5	9.8	60	3.3	
> 5 %				1	38.5	0.5	
> 8 %					9.5		
> 10 %					4.5		

Kyststrekningen innenfor hvert område blir nødvendigvis ikke berørt i sin helhet.

I områder der olje eventuelt strander, kan det forutsies en viss skadeeffekt. Fra det øyeblikk råoljen slippes ut i sjøen, starter en omdanningsprosess, som involverer fordamping til atmosfæren av flyktige komponenter, løsnings i vannmassene av de vannløselige oljefraksjonene, nedblanding av ikke vannløselige komponenter, opptak av vann og dannelse av "oil mousse", klumping og sedimentering

og biologisk nedbrytning. Disse prosessene er tildels sterkt avhenging av værforholdene (temperatur og vind). Massebudsjettene (Johansen og Thendrup, 1992) viser at fordamping og løsnings, med et mulig unntak for Sogn og Fjordane, for det meste er over før stranding inntreffer. Karakteren av oljen ved stranding vil da sannsynligvis være eldet, forvitret olje ("oil mousse") med et vanninnhold på ca. 50 – 70%.

Innvirkning av strandet olje på fauna og flora i littoralsonen og på den bentiske sublittorale fauna er velkjent og har blitt utførlig dokumentert fra tidligere oljesøl (se kap. 5.3.6) i en rekke publiserte arbeider. De umiddelbare følgene har i de fleste tilfeller vært en massiv mortalitet med desimering av store deler av floraen og faunaen i områdene med høyest kontaminering. Langtidseffekter, som følge av sub-letale oljekonsentrasjoner, har vært registrert på individnivå hos en rekke arter med følger som redusert vekst, genetiske abnormiteter, forstyrrelser i immunsystemet, redusert reproduksjonsevne og forandring i adferd.

Effekter av olje har blitt påvist på populasjonsnivå og for grad av påvirkning synes reproduksjonsstrategi, levested (om dyrene lever oppå sedimentflaten eller i sedimentet), habitatkrav (bløtbunn–hardbunn, eksponert eller beskyttet), trofisk nivå (predator–bytte) og mobilitetsevne, å være av betydning. Forandringer i artssammensetningen, diversiteten og tetthet som følge av oljeeksponering, kan skape et samfunn som temporært ikke er representativt for de abiotiske faktorer i miljøet og derved redusere et verneområdes vitenskapelige og rekreasjonsmessige verdi. Uten kjennskap til de eksakte forekomster som eventuelt rammes, synes det i denne sammenheng for omfattende å gå inn på hver enkelt art og samfunnstype for om mulig å beskrive effekter på disse.

Et hvert naturlig miljø har imidlertid en rehabiliteringsevne, og oljen er ikke å betrakte som permanent tilstede, men brytes ned over tid. Tidligere kontaminerte områder utvikler seg over tid, ved at arter i de forskjellige samfunnstypene kan bli rekruttert fra omkringliggende upåvirkede arealer. Selv om noen arter kan forsvinne, og særlig de som lever på grensen av sitt utbredelsesområde, tyder forskningsresultater på at tidevannssonens fauna og flora vil komme tilbake over tid til normale tilstander gjennom en suksesjonsprosess. FOH's Avslutningsrapport, 1984, gir sannsynlig tid som medgår før en oljeskadet strand er tilbake til en normalsituasjon, - bølgeeksponerte områder i verste fall etter 2 – 3 år og etter 10 – 15 år i mer beskyttede områder.

Ved et større oljeutslipp på Vigdis-feltet vil betydelige områder kunne bli påvirket, - noe som vil skade områder av vitenskapelig, kulturell og rekreasjonsmessig verdi. Hvor store skadene vil bli, avhenger av utslippets størrelse, varighet og strandingsområde. Ut fra usikkerhetene i forbindelse med eksakt avgrenset arealdefinisjon av sårbare kystområder, basert på de statistiske drivbanesimuleringer, har vi i denne forbindelse valgt å ikke spesifisere et skadeomfang ved eventuelt driftsavvik fra oljefeltet Vigdis. Kartlegginger av sårbare ressurser som bør beskyttes ved et eventuelt oljeutslipp, vil være av verdi ved oljevernaksjoner.

5.3.4. Sannsynlig skadevirkning på kystfiske og lokale bestander (fisk, skalldyr, tare)

Kun arter av de sårbare fiskeressurssene som har hovedtyngden av egg og larver i de øverste vannlag, vil kunne bli utsatt for skadelige oljekonsentrasjoner under normale værforhold. Torsk er muligens den art som vil være mest sårbar (Norske Shell, 1987).

Stranding av olje vil kunne skje innenfor influensområdet etter en viss tid etter utslippet. Oljen antas avgiftet etter 5 døgn, fordi de flyktige forbindelser i drivende olje da er fordampet (Lange, 1987). Det regnes derfor ikke med at pelagisk fisk, egg og larver i det kystnære området vil bli vesentlig påvirket av toksiske komponenter fra et eventuelt oljeutslipp. Fisk som gyter eller har oppvekstområder i

tidevannssonen, vil kunne bli påvirket, hovedsakelig på grunn av ødeleggelse av habitat, men også pga. patologiske effekter (se kap. 5.2.5). Strandet olje kan også i begrenset grad redistribueres til områder under tidevannssonen ved at oljen fester seg til partikler som transporteres ut og sedimenterer.

Lokale bestander av torsk finnes innenfor hele influensområdet. Disse lokale bestandene lever og gyter i kystområder og fjorder. Den norsk-arktiske torskestammen (vandretorsken) vandrer sydover langs kysten av nord- og midt-Norge for å gyte. Det er ikke grunn til å tro at toleransen for olje er forskjellig mellom de ulike bestandene av torsk. Effektene av oljeutslipp på gyting av kyst-torsken antas å bli liten. Egg og larver vil under normale værforhold finnes i de øverste vannmassene og vil således kunne påvirkes av et oljeutslipp.

For de andre kommersielle fiskeslagene ventes virkningen av et eventuelt oljeutslipp å bli små i den nære kystsonen.

Anadrome fisk, laks og sjørøret har oppvekstområdene i havet og vandrer opp i elver for å gyte. Gytingen skjer i ferskvann og vil derfor ikke bli påvirket av et oljeutslipp. Elveutløpene er stort sett lokalisert innerst i fjorder. Sannsynligheten for at olje vil nå disse områdene er liten. Under vandring kan laks og sjørøret komme i kontakt med olje i overflaten. Dette vil imidlertid neppe skade bestanden, og eventuelle skader regnes ikke med å bli omfattende.

Sannsynligheten for at annen bunnfisk og krabber i de nære kystområdene vil bli påvirket av et utslipp, antas ikke stort, hovedsakelig på grunn av liten innvirkning på habitatet.

Den begrensede utbredelse av olje i skadelige konsentrasjon, både vertikalt og horisontalt i relasjon til fordelingen av fiskeressursene, gjør at vi kan konkludere med at skadevirkninger på sårbare fiskeressurser ved en oljeutblåsning på Vigdis vil bli tilsvarende begrenset i kystsonen.

Enkelte kaste- og låssettingsplasser vil sannsynligvis kunne bli tilgriset ved et større oljeutslipp. På grunn av usikkerheter i modellene som brukes for å estimere strandingslokaliteter, har vi ikke gjort forsøk på å tallfeste mulige skader på kystfiske og lokale bestander. Beregninger av skadeomfang basert på så usikre forutsetninger, ville ha svært liten verdi som beslutningsgrunnlag i forbindelse med konsekvensvurderinger. Datagrunnlaget er i tillegg for dårlig for sentrale deler av influensområdet til å kvantifisere konsekvensene.

Det er utviklet vernetiltak som ved uhell kan iverksettes for å beskytte kaste- og låssettingsplasser som er i fare for å bli berørt i tilfelle utslipp.

Innholdet av løste komponenter i strandet olje fra et eventuelt oljeutslipp på Vigdis-feltet antas å bli lavt og vil sannsynligvis ikke påføre kystfiskeriene skader av betydning.

Kommersielt utnyttes idag grisetang (*Ascophyllum nodosum*), fingertare (*Laminaria digitata*) og stortare (*Laminaria hyperborea*) av alginat-industrien. En antar at ved en tilgrising av kysten, vil de største negative effektene ses hos grisetang, da denne arten hovedsakelig finnes i tidevannssonen. Tareartene vokser under tidevannssonen og vil derfor i langt større grad gå fri fra tilgrising.

Grisetang blir ikke merkbart påvirket av små mengder olje, men nekrotiske skader vil kunne oppstå ved sterk tilgrising av forvitret olje (se Lein et al., 1992).

Ved tilgrising av strandsonen, vil ulemper for alginat-industrien kunne opptre som følger av skader på lokale algeblander og som følge av redsel for kontaminering av råvarer og utstyr.

5.3.5. Sannsynlig skadevirkning på havbruk

For å vurdere mulige skadevirkninger på havbruk, er spredningsberegninger lagt til grunn (se kap. 5.1). De berørte feltene er vesentlig Møre og Romsdal og Sogn og Fjordane. For områder lenger syd og nord blir det berørte kystområdet mindre.

Selv om modellsimuleringer indikerer hvilke områder som med størst sannsynlighet kan bli berørt, kan resultatene ved reelle utslipp bli forskjellige. Modellene kan bare angi hvor på kysten oljen kan lande, men kan ikke i detalj forutsi hvordan de enkelte kystavsnitt vil bli berørt. Lokale variasjoner i vær og vind vil være helt avgjørende for hvor mange anlegg som blir berørt. Anlegg som ligger lenger vekk fra kysten, kan sannsynligvis unngå søl.

Modellene forutsetter også at når oljen er ca. 15 km fra kysten, ansees den som strandet. I tidligere konsekvensutredninger har en ikke søkt å tallfeste mulige skader på kystens sårbare ressurser, som oppdrettsanlegg er. Derimot er det mulig å si mer om hva som trolig vil skje på det enkelte anlegg hvis det rammes av olje.

Det er viktig å være klar over at oljen vil starte en omdanningsprosess i det øyeblikk den slippes ut. Massebudsjetter antyder at de flyktige og særlig giftige komponentene i de fleste tilfeller vil være borte før stranding finner sted. Det er komponenter i aromatfraksjonen som er særlig giftige, men etter ca. 5 døgn er tilnærmet alle flyktige komponenter fordampet. Hvor langt prosessen vil gå, er helt avhengig av temperatur, vær og vind.

Matfiskanlegg for laks i sjøen har normalt fisk i størrelse fra 50 - 60 gram og opp til 5 - 6 kg. Så stor fisk kan tåle relativt høye oljekonsentrasjoner uten at de dør. Det er rapportert om økt dødelighet på littoral fisk ved konsentrasjoner ned under 1 ppm (Berge et al., 1983). Fisk som er eksponert til den vannløselige delen av råolje, har vist 96 timers LC-50 verdier mellom 1.2 og 65 ppm (Connell og Miller, 1981). Dette er verdier som er betydelig høyere enn det som kan forventes ved kysten etter et utslipp fra Vigdis-feltet.

Det kan likevel oppstå betydelige skade, men av en helt annen karakter. I forbindelse med uhellet i britisk sektor i Nordsjøen ved "Claymore pipeline" i november 1986, rant ca. 3000 tonn olje ut under overflaten. Dette resulterte i tap av 100 - 1000 fisk i Sandøy fiskeoppdrett på Bulandet i Sogn og Fjordane. Det antas at oljeutslippet utløste en panikkreaksjon hos fisken som resulterte i høy svømmeaktivitet og kollisjon med annen fisk og notveggen. Fisken døde av fysiske skader på gjeller og hud og muligens O₂-mangel (Anonymus, 1987).

Reiersen og Berge (1985) fant økt aktivitet på fisk ved vannløselige fraksjoner av råolje mellom 25 og 100 ppb og redusert aktivitet over 200 ppb for littoral fisk. Det er rimelig å anta at fluktesponsen hos fisk utløses av en ukjent, men lav kritisk konsentrasjon enn av komponentene i oljen (Bakke et al., 1987). Dette betyr at anlegg langs hele kysten som blir eksponert for olje, kan bli utsatt for tilsvarende reaksjoner hos fisk i merder, uansett om de ligger i en sone med stor eller liten sjanse for å bli rammet av olje (Bakke et al., 1987).

Fisk kan også bli utsatt for smakspåvirkning av olje ved at det foregår et vevsopptak av enkelte petroleumderivater. Selv om både vertebrater og evertebrater er utsatt for smakspåvirkning, hevdes det ifølge U.S. Departement of the Interior Minerals Management and Service, at det er lite sannsynlig at smakspåvirkning finner sted under naturlige betingelser, selv etter oljeutslipp. Derimot

er sjansene større i innelukkede bukter og estuarier. Fisk som oppholder seg i merder har ingen mulighet til å unnsnippe og vil derfor være betydelig mer utsatt enn villfisk.

Selv om fisk får oljebismak, har den evne til selvrensing, slik at de skadelige effektene må betraktes som midlertidige. Det finnes få opplysninger om hvor lang tid det tar før fisk som har fått oljesmak igjen er klar for markedet. Ifølge upubliserte data av Grahl-Nielsen (Bakke et al., 1987), ble fisk som ble holdt i rent vann kvitt all bismak etter en uke. Det må forventes store variasjoner i graden av utskilling fordi prosessen er avhengig av en rekke faktorer som vannkvalitet, graden av vanngjennomstrømning, vanntemperatur og mengden stoff som er akkumulert i fisken (Persson, 1984).

En annen uheldig effekt av et oljeutslipp, er den såkalte "renommè-effekten" ved at fisk som blir eksponert for olje, eller bare mistanke om dette, vil bli vanskelig å markedsføre og omsette (Lange, 1987). Verdien av fisk i et gjennomsnittsanlegg i Norge på 250 tonn laks, representerer 8 - 9 millioner kroner. Problemer med omsetningen vil derfor få meget alvorlige følger for de oppdrettere som rammes. Ved større utslipp kan store deler av næringen bli rammet for lengre tid.

Produksjon av skalldyr

Det finnes idag ingen oversikt over produsert kvantum blåskjell og østers i Norge etter at Fiskeoppdretternes Salgslag (FOS) ble innstilt. En rekke anlegg er registrert, men produksjonen er neppe så stor på grunn av de hyppige oppblomstringene av giftige alger.

Muslingene filtrerer vannet for partikler og velger ut partikler på grunn av størrelse og mindre på grunn av kvalitet. Olje som har klebet seg fast til partikler vil derfor lett kunne samles opp av muslinger. I følge Craddock (1977) tåler blåskjell høye konsentrasjoner av hydrokarboner (5 - 1000 mg/l) før det gir dødelighet. Lengre tids eksponering til lave konsentrasjoner kan gi fysiologiske endringer som senere kan øke dødeligheten, og verdier på 30 ppb har gitt uheldige effekter (Widdows et al., 1982). I likhet med fisk er muslinger i stand til å gå seg helt rene for olje etter eksponering i rent vann. Widdows et al. (1985) påviste fullstendig bedring av fysiologisk tilstand og eliminering av hydrokarboner etter 55 dager i rent vann. Etter utslippet fra "Exxon Valdez" fant en imidlertid vedvarende høye konsentrasjoner av oljehydrokarboner i muslinger i tidevannssonen (Varanasi et al., 1990). Konsentrasjonen var i oljekontaminerte områder så høye at lokalbefolkningen ble advart mot konsum. Det betyr at smakstilsetning er et alvorlig, men ikke uløselig problem i skalldyroppdrett. Tilsvarende fiskeoppdrett er skadene som kan oppstå ved omsetning av skjell, potensielt store. I økonomisk sammenheng representerer ikke oppdrett av skalldyr store verdier i Norge idag.

For alle typer oppdrettsanlegg vil oljesøl bety tilgrising av hele anlegget, inklusive fortøyninger, etc. Dette vil hindre daglig aktivitet og alt utstyr må rengjøres. Ekstraarbeid og utgifter i forbindelse med et oljeutslipp er omfattende. I tillegg vil produksjonen på anlegget bli forsinket som følge av ekstraarbeidet, foring må innstilles for en periode, og det må påregnes en periode før alle uheldige effekter som smakspåvirkning og "renommè-effekt" er eliminert. For det enkelte anlegg kan det dreie seg om 1 - 2 måneders arbeid og forsinkelser og en redusert pris og markedsinteresse for en lengre periode.

5.3.6. Sannsynlige skadevirkninger på strandsamfunn

Oljedriftsbergninger antyder at en på kystavsnittet fra Hustadvika i Møre og Romsdal til Sognesjøen i Sogn og Fjordane har den høyeste sannsynlighet for stranding av olje som skyldes eventuelle utslipp

i området rundt Vigdis-feltet (se kap. 5.1). De aktuelle vind- og strømforhold offshore og langs kysten vil imidlertid ved et akutt utslipp bestemme hvor oljen virkelig vil strande.

Innenfor influensområdet finner en flere typer strandsamfunn avhengig av substrattypen, lokal topografi og eksponeringsgrad (se kap. 2.1). De mest dominerende strandtyper er imidlertid ulike typer hardbunnsstrender (rullestensstrand, svaberg og klipper og tildels tidevannsbasseng). Andre typer strender (leirstrand, sandstrand, våtmarksområder, laguner, vrakvik) opptrer også i noe begrenset utstrekning og hovedsakelig i indre fjordavsnitt.

Uten relativt omfattende undersøkelser er det pga. et oljehells natur ofte vanskelig å dokumentere annet enn de mest dramatiske effekter av olje i fjæra. Erfaringer fra en rekke virkelige utslipp har imidlertid gitt et vesentlig bidrag til den kunnskapen idag har om effekter av olje i fjæra (se under). De mer sammensatte sublethale effekter av olje er imidlertid i stor grad basert på erfaringer fra eksperimentelle undersøkelser i felt og i laboratorier.

Utslipp fra offshore-installasjoner direkte har til nå ikke forårsaket påviselige effekter i norske strandsamfunn. Dette skyldes at en til nå ikke har hatt utslipp fra offshore installasjoner som har resultert i stranding av større mengder olje innenfor et avgrenset strandavsnitt. I norske havområder er effekter i hardbunnsfjæra hovedsakelig registrert som en funksjon av oljeutslipp ved forlis (se Hjøhlman et al., 1991; Lein et al., 1991 og Wikander, 1982 og under) og etter stranding av olje av ukjent opprinnelse (Falk-Petersen et al., 1982).

Erfaringer etter oljeutslipp

"Dei Fovos": Ved dette oljeutslippet ble det sølt ca. 1000 tonn tung bunkersolje på Helgelandskysten. Hovedinntrykket var at til tross for en betydelig tilgrising spesielt i supralittoralen, var det små synlige effekter på dyr (Wikander, 1982). Det må imidlertid påpekes at undersøkelsene som ble igangsatt i første rekke var ment som en test av eksisterende beredskapsplaner (NEAP), og at en hadde betydelige problemer med gjennomføring av en del av de kvantitative undersøkelsene. Innsatsen som ble satt inn for å dokumentere eventuelle skader var sannsynligvis kun egnet til å påvise dramatiske effekter. Erfaringene fra "Dei Fovos"-spillet viste imidlertid at selv et relativt lite oljespill (1000 tonn) kan føre til at store områder tilgrises (Wikander, 1982).

"Mercantil Marica": I denne ulykken ble mesteparten av de 340 tonn tungolje og 60 tonn dieseloje som skipet hadde ombord sluppet ut. Oljen drev inn til kysten i den ytre del av Sognesjøen, dvs. innenfor det som må anses som influensområdet til Vigdis-feltet. Effekter av dette oljesølet i strandsonen er relativt godt dokumentert (Lein et al., 1991; Hjøhlman et al., 1991). Tungoljen hadde en tung konsistens og medførte at den i enkelte områder kunne bli liggende igjen i lag som var flere cm tykke. Langs bølgebeskyttede strender og delvis også på mer eksponerte områder var det en sone med tykk olje på fjellet over tangen, mens mye av oljen var vasket bort på eksponert kyst 4 dager etter at oljen nådde land.

Av 51 arter av alger og dyr som ble undersøkt, fant en indikasjoner på at 29 var påvirket direkte eller indirekte av oljeutslippet, hvorav 25 i negativ retning. Oljeutslippet i Sognesjøen resulterte i forandringer i hardbunnsfjæra som en ved multivariate metoder har kunnet spore minst 22 måneder etter utslippet (Hjøhlman et al., 1991). Av de negativt påvirkede artene var den økonomisk viktige grisetangen. Grisetangen er en sentvoksende art, og den biomasse-reduksjonen som ble observert, vil først kunne gjenopprettes etter 4 - 8 år.

"Torrey Canyon": Dette utslippet av Kuwait råolje skjedde i 1967 utenfor kysten av Cornwall i England. Ialt strandet ca. 14000 tonn "weathered" olje (Southward and Southward, 1978). Lasten

ombord i "Torrey Canyon" var totalt på ca. 117000 tonn (Smith, 1968), hvorav det meste havnet i sjøen. Store mengder dispergeringsmiddel ble brukt, og en antar at en stor del av de effekter som ble påvist skyldes disse midler. Årsaken til at oljen direkte sannsynligvis hadde begrenset effekt, skyldes at hovedmengden av de lette komponenter hadde fordampet før oljen strandet (Smith, 1968). Tilsvarende forhold vil gjøre seg gjeldende ved et utslipp fra Vigdis-feltet. En viss dødelighet av albueskjell og rur i hardbunnsfjæra kunne imidlertid tilskrives oljen direkte. Resultatene fra undersøkelsene etter utslippet fra "Torrey Canyon" viste at olje og de anvendte dispergeringsmidler påvirket de herbivore dyr langt sterkere enn algene. Til tross for dette ble algesamfunnene indirekte sterkt påvirket fordi de herbivore ved sin beiting i stor grad er med å strukturere algenes sonering i tidevannssonen.

"Tsesis": Ved denne ulykken ble det sluppet ut ca. 1000 tonn brenselolje i skjærgården ca. 65 km syd for Stockholm (Johansson et al., 1980). Mesteparten av de effektene som ble funnet ble observert i bløtbunnsamfunn (Boehm et al., 1982; Elmgren et al., 1983). I hardbunnsfjæra ble det ikke registrert signifikante skader på bentiske alger (*Fucus*). Imidlertid ble det registrert en betydelig dødelighet av dyr som lever i *Fucus*-beltet (Linden et al., 1979). Eksempelvis manglet gammaride amphipoder umiddelbart etter uhellet, og blåskjell (*Mytilusedulis*) viste et raskt opptak av hydrokarboner (Boehm et al., 1982). Etter 12 måneder hadde det imidlertid skjedd en betydelig restitusjon av dyresamfunn i *Fucus*-beltet. Enkelte arter som amphipoden *Jaera* manglet imidlertid fremdeles på noen stasjoner, mens innholdet av hydrokarboner i blåskjell var tilbake til nær utgangspunktet før utslippet.

Sammenlignbare resultater til det som ble funnet i *Fucus*-beltet etter utslippet med "Tsesis", er også funnet ved andre uhell i området (Notini, 1978).

Hovedkonklusjonen etter utslippet fra "Tsesis" er at skadene på hardbunnsfjæra var mindre og sannsynligvis av kortere varighet enn det en fant for områder med bløtbunn/sand.

"Amoco Cadiz": Ved denne ulykken ved Portsall i Frankrike ble det sølt ca. 230000 tonn råolje (Arabian light). Bedømt ut fra mengden tilgjengelig litteratur som omhandler dette utslippet, synes det som interessen i liten grad har vært knyttet til studier av hardbunnsfjæra til tross for at en har en rekke sterkt bølgeeksponerte stenklipper (Exposed rocky headlands) i området (Hayes et al., 1979). Det er imidlertid en rekke undersøkelser som beskriver effekter på ulike typer bløtbunnsamfunn (se eksempelvis J.-C. Dauvin, 1982; Cabioch et al., 1980 og Bodin, 1988 med referanser). Mangel på undersøkelser av hardbunnsfjæra kan ha sammenheng med bølgerrefleksjon som i betydelig grad kan ha forhindret at olje strandet på slike klipper (Hayes et al., 1979). Slike forhold ble også observert i enkelte områder i forbindelse med utslippet fra "Torrey Canyon" (Southward and Southward, 1978). I mer beskyttede områder er det imidlertid beskrevet at en har hatt en betydelig tilgrising av hardbunnsfjæra (Hayes et al., 1979), slik at en trolig må ha hatt en viss dødelighet av dyr. En befaring i området antyder også dette (Vandermeulen et al., 1978).

"Exxon Valdez": Ved denne ulykken ble det i Prince William Sound i Alaska sølt ca. 40000 tonn råolje fra Prudo Bay, og i størrelsesorden 2000 km strandlinje ble tilsølt (Anonymus, 1991). De økologiske effektene i strandsonen er tildels omstridt og avhengig institusjonstilhørighet (Berge et al., 1991). Miljømyndighetene i Alaska har rapportert negative effekter på dominerende alger som *Fucus*, som igjen har gitt plass for øket dominans av opportunistiske alger. En rekke organismegrupper som rur, albueskjell, amphipoder, isopoder og polychaeter ble redusert i antall (Anonomus, 1991). I bløtdyr nær forurensede strender fant en så høye konsentrasjoner av hydrokarboner at konsum ikke kunne anbefales. Ved dette utslippet ble det igangsatt en formidabel opprenskningsaksjon, som blant annet omfattet bruk av varmt vann og høytrykkspyling. Effekter i

strandsonen i Prince William Sound kunne tilskrives både oljen alene og selve opprenskningsaksjonen. Det er tegn som tyder på at effektene av opprenskningsaksjonen dominerte.

Noen eksperimentelle erfaringer relevant for hardbunnsfjæra i Norge

Her vil en hovedsakelig konsentrere seg om eksperimentell erfaringer som knytter seg til forsøk i felten og forsøk i større eksperimentelle bassenger som har direkte relevans for norske forhold. Tradisjonelle laboratorieforsøk vil ikke bli omtalt i vesentlig grad.

Ved gjenntatte doseringer av eldet (3 dager) Nordsjøolje i den øvre del av en hardbunnsfjæra, ble det funnet liten eller ingen effekt på voksne dyr (Nelson, 1982). Av voksne dyr var det kun snegl (*Littorina*) som var negativt påvirket. De dyrene som ble undersøkt, var typisk for denne type fjæra (*Balanus balanoides*, *Mytilus edulis*, *Patella vulgata*, *Nucella lapillus*, *Jaeraalbifrons*, *Idotea pelagica*, *Hyale nilsoni* og flere arter av *Littorina*).

Voksne *Balanus* og *Mytilus* har også i forbindelse med andre eksperimentelle undersøkelser og ulykker vist seg å være relativt tolerant for akutte oljesøl (Nelson, 1982 med referanser). En signifikant negativ effekt ble imidlertid funnet for juvenile rur. En slik effekt på rur er dokumentert også i andre forsøk (Bonsdorff og Nelson, 1981; Nelson, 1981), der relativt store mengder olje er benyttet (2 l m⁻²), mens en i forsøk der langt mindre mengder ble benyttet (14-112 g m⁻²) fant et stimulert nedslag av *Balanus* (Holland et al., 1984).

Littoralbasseng er også en del av hardbunnsfjæra. I slike basseng kan en ofte finne ulike bentisk alger (eksempelvis *Corallina officinalis*, *Enteromorpha*) som danner skjulested for en rekke mobile krepsdyr. Ved kontaminering av slike basseng med olje vil mobile amphipoder og andre krepsdyr forsøke å rømme unna (Bonsdorff og Nelson, 1981). Dette forhindrer imidlertid ikke at en betydelig lokal dødelighet kan inntreffe (Bonsdorff og Nelson, 1981), særlig hos amphipoder som regnes som spesielt følsomme (Bonsdorff, 1983). Tiden det tar før faunasammensetningen i slike littoralbasseng på ny er tilbake til utgangssituasjonen, er avhengig av mengden olje tilført bassenget (Bonsdorff, 1983) og hvor ofte bassenget flushes ved flo sjø. Ved små oljeutslipp vil slike littoralbasseng relativt raskt bli restituert (dag - uker) pga. innvandring fra uberørte nabobasseng. Ved større mengder vil effektene kunne bli mer alvorlige, særlig hvis tettheten av alger blir sterkt redusert eller blir dekket av olje. Oljen som ble benyttet i ovenfor refererte forsøk, var sannsynligvis mindre eldet og derfor mer toksisk enn det en kan forvente av eventuell strandet olje fra Vigdis-feltet.

Mulige effekter ved stranding av olje fra Vigdis

Ut fra gjennomgangen av flere oljeulykker kan det synes som om hvert uhell i vesentlig grad har sin egen dynamikk fordi fysiske, kjemiske og biologiske forhold sjelden er de samme. De fysiske forhold er også bestemmende for de organismetyper en finner i fjæra, og som dermed potensielt kan bli påvirket. Viktigste fysiske forhold er eksponeringsgrad som blant annet er bestemmende for selvrensningspotensialet. Påviste effekter etter et oljeutslipp vil imidlertid også være avhengig av den selektive natur som vanligvis kjennetegner effektstudier etter oljeutslipp (Vandermeulen, 1982).

Pga. de ulike prosesser som råoljen er utsatt for før stranding, vil den andelen som måtte strande sannsynligvis være eldet, forvitret olje med et vanninnhold på 50 - 70% (Lange, 1987), som har mistet en stor del av sin rent toksiske effekt og dermed sannsynligvis har mindre effekt enn det erfaringer fra skipsforlis i kystnære farvann tilsier (se over). Den vesentligste skadevirkning i strandsonen vil derfor være knyttet til fysiske effekter av tilgrising og eventuelle effekter av opprenskningsaksjoner.

Øket dødelighet av organismer i strandsamfunn innenfor influensområdet vil imidlertid kunne finne sted dersom en tilstrekkelig mengde olje fra Vigdis-feltet når og tilgriser denne type habitat.

Fysisk stress på tang og tare forårsaket av tilsøling vil være synlig først etter flere dager eller uker. For dyr som ikke fysisk kan beskytte seg mot olje (dvs. dyr med skall), vil en imidlertid kunne få en mer umiddelbar effekt. Sautang (*Pelvetia caniculata*) er sannsynligvis den tangart som potensielt vil kunne bli skadet mest ved at olje når kysten (Lein et al., 1991). Dette skyldes at denne tangarten vokser høyest i tidevannssonen der strandet olje ofte havner. Økonomisk viktige arter som grisetang (*Ascophyllum nodosum*) kan imidlertid også bli påvirket. Generelt sett synes imidlertid tang å tåle oljesøl rimelig bra og bedre enn dyr (eksempelvis krepsdyr) som lever i samme område, men det kan være store lokale effekter der oljen eventuelt blir liggende lenge. Under og innimellom tangen vokser det imidlertid en rekke mindre algearter. Mye tyder på at disse algene blir beskyttet mot påvirkning av tangdekket der dette finnes. Til forskjell fra de større tang- og tarearter skiller disse mindre algearter ikke ut slim som virker beskyttende mot oljesøl, slik at disse vil bli hardere rammet. Etter oljesøl er det rapportert skader på mange slike rød- og grønnalger i tidevannssonen (Floc'h og Diouris, 1980; Lein et al., 1991).

Erfaringer fra utslipp utenfor Norge (eksempelvis "Amoco Cadiz") tyder på at effekter av store oljeutslipp kan være vel så omfattende og langvarig på bløtbunn (transport- og depositions-bunn) som i hardbunnsfjæra. Effektene på bløtbunn er imidlertid ikke så direkte synlige og får derfor vanligvis ikke den samme oppmerksomhet etter et utslipp. Der hvor slike undersøkelser er utført, har en imidlertid kunnet påvise vedvarende effekter dersom olje blir liggende i sedimentet. Bløtbunnsfjære innen influensområdet til Vigdis-feltet finnes hovedsakelig i indre fjordområder der det er liten sannsynlighet for stranding av olje fra Vigdis-feltet og vil derfor ikke bli kommentert ytterligere.

Fra oljeutslipp utenfor Norge har en erfart at en må operere med minst et 10-årsperspektiv før utgangssituasjonen er gjenopprettet på hardt belastede strender (Southward and Southward, 1978), mens en ved oljesølet i Sognesjøen opererer med et opp til 8 års perspektiv for den mest langlivede algearten.

Utbygging og drift av Vigdis-feltet vil ikke gi noen kvalitative eller kvantitative tillegg til de effekter som kan tenkes å oppstå i strandsamfunn som en funksjon av stranding av olje fra andre utslipp rundt Vigdis-feltet. Utbygging og drift av Vigdis-feltet vil imidlertid gi en beskjeden økning i sannsynligheten for at en hendelse som kan resultere i stranding av olje skal inntreffe (se kap. 5.3).

6. SAMLET VURDERING

Vigdis er et lite felt blant flere tildels større utbygninger i et område ca. 150 km fra land. Utbygging og drift av feltet vil ikke kvalitativt gi andre risikomomenter enn det som er gitt ved utbygging av nabofeltene. Sammenlignet med feltene Snorre og Tordis har Vigdis omtrent samme sannsynlighet for utblåsning pr. enhet produsert olje ($1.5 - 3 \times 10^3$ hendelser pr. 10^6 m³ produsert olje).

Andre feltutbygninger tyder på at miljøeffektene knyttet til regulære utslipp under utbygning og drift vil ha begrenset utstrekning og varighet. Dette antas også å være tilfelle for Vigdis. De effektene som vil kunne påføres miljøet under slike forhold er lokalisert til selve utbygningsområdet og knyttet til utslipp av boreslam og -kaks, rørledningskjemikalier og produsert vann. De lettest påviselige effekter ved tidligere utbygninger i Nordsjøen har vært knyttet til utslipp av boreslam og -kaks. Ved bruk av mindre miljøskadelige slamtyper (vannbasert, esterbasert og muligens også eterbaserte), antar en at påviselige effekter på bunnsamfunn vil være begrenset til anslagsvis noen hundre meter fra utslippet og ha en varighet på fra ett til noen få år. Sannsynligheten for at slike relativt små effekter vil oppstå, er imidlertid nær 100%.

Direkte effekter på fiskerier i åpent hav vil være begrenset og knyttet til de arealbeslag som boreaktivitet, brønnhoder og rørledninger og eventuelle sikkerhetssoner representerer. En innføring av sikkerhetssoner vil imidlertid medføre spesielt uheldige effekter for trålfisket pga. feltets beliggenhet i forhold til hovedtrålfretning og andre planlagte sikkerhetssoner.

Den tilleggseffekten som utbygning og drift av Vigdis-feltet representerer under regulære forhold er liten og derfor sannsynligvis av begrenset miljømessig betydning alene og innenfor, eller mindre enn det en har akseptert i forbindelse med andre utbygninger i området. På den annen side er de samlede utslipp av produsert vann fra alle felt i området betydelige over en lang periode og kan på sikt muligens representere et uavklart miljøproblem.

Erfaringer fra en rekke oljehell har vist at hvert uhell har sin egen dynamikk avhengig av fysiske, kjemiske og biologiske forhold som sjelden er de samme. Mest alvorlig for miljøet offshore vil være en ukontrollert utblåsning på bunnen, mens miljøet ved kysten sannsynligvis vil bli mest påvirket ved en ukontrollert utblåsning til overflaten. Indre fjorområder langs kysten vil være relativt godt beskyttet mot tilgrising fra et slikt uhell. Mest utsatt vil være viker i ytre kystsoner. Sannsynligheten for slike alvorlige hendelser er imidlertid allerede før utbygning av Vigdis svært liten.

I et verst tenkelig tilfelle kan en risikere et utslipp på opptil 466000 tonn over en periode på 63 dager, hvorav den beregnede maksimale mengde strandet olje er 87000 tonn i sommerhalvåret og 69000 tonn i vinterhalvåret. Dette er et volum av råolje som er langt mer enn de 40000 tonn som ble sølt ved grunnstøtingen av "Exxon Valdez" i Alaska. Tar man det området som var påvirket av olje i Alaska 3 måneder etter utslippet og legger det på Norskekysten, vil det dekke det meste av det kystavsnitt som er definert som influensområde for Vigdis (figur 38). Dette illustrerer at en under ugunstige forhold kan risikere å tilsøle meget store hav og kyststområder.

Fordi store utslipp av råolje vanligvis er knyttet til enkeltbrønner (eller enkelthavarier), vil dimensjonene på verst tenkelig tilfelle være lite avhengig av størrelsen på den enkelte feltutbygging. I sammenheng med utbyggingen av Vigdis-feltet risikerer en derfor ved en utblåsning tilnærmet det samme skadeomfang som ved et uhell på et større felt i samme område.

I de åpne havområdene vil fiskeegg, fiskelarver og sjøfugl være mest utsatt ved et større utslipp av råolje, mens voksen fisk sannsynligvis ikke direkte vil bli synlig berørt.

En må anta at den oljen som som kan tenkes å nå land under normale vindforhold vil ha mistet mye av sin giftighet pga. fordampning og andre fysisk/kjemiske prosesser. Skader i slike områder vil derfor i stor utstrekning være knyttet til fysisk tilgrising. I lokale områder med stranding av større mengder olje må en i tidevannssonen og grunne områder forvente vedvarende (år) overkonsentrasjoner av hydrokarboner i filtrerende organismer.

Minste drivtid for olje til kysten er imidlertid beregnet til ca. 3 døgn. Under slike forhold vil således også direkte giftighet gi miljøeffekter. Dødelighet av marine organismer som funksjon av giftighet og tilgrising vil hovedsakelig være knyttet til evertebrater og alger i tidevannssonen, sjøpattedyr (oter, sel) og til sjøfugl. Direkte dødelighet av voksen villfisk vil sannsynligvis være liten og i tilfelle knyttet til littorale fisk på grunt vann.

Ved en verst tenkelig situasjon må en etter opprensing forvente et 1 - 8 års perspektiv for restaurering av poulasjoner i tidevannssonen. For restaurering av desimerte bestander av oter, sel og sjøfugl må en operere med et restaureringsperspektiv som kan strekke seg over en vesentlig lengre tidsperiode. I verste fall kan hele hekkebestander av sjøfugl (lunde, alke og lomvi) bli truet dersom olje når koloni-nære områder.

Tilgrising av redskap og utstyr brukt til næringsaktivitet (fiske, oppdrett), rekreasjon og annet vil også være et problem.

Totalkostnadene for Exxon etter utslippet med "Exxon Valdez" i Alaska dreide seg om flere milliarder dollar. Ved et utslipp av 60000 tonn råolje på Vestlandet, er det beregnet økonomiske skader i området 500 - 15000 mill. kr. (NOU, 1991:15).

Totalt sett innebærer ikke utbygningen og drift av Vigdis-feltet alene noen vesentlig øket trussel mot miljøet. Det ligger i sakens natur at store oljeutslipp fra Vigdis ikke helt kan utelukkes. På linje med andre feltutbygninger vil også alvorlige uhell på Vigdis-feltet under spesielt ugunstige forhold kunne gi miljøeffekter av dimensjoner en ikke tidligere har sett i Norge i sammenheng med oljeutslipp og av samme størrelsesorden som en har hatt etter utslippet i Alaska i 1989.



Figur 39. Utstrekningen av oljesølet fra "Exxon Valdez" i Alaska (etter ca. 3 måneder), plassert på norske-kysten i et område som overlapper med influensområdet til Vigdis-feltet. Piler i figuren angir nordre og søndre grense for influensområdet til Vigdis-feltet. (Figuren er modifisert etter NOU 1991:15).

7. BEHOV FOR AVBØTENDE OG OPPFØLGENDE TILTAK

Avbøtende tiltak av generell karakter vil være knyttet til:

- (i) Sikkerhetsrutiner som sikrer at alvorlige uhell ikke inntreffer.
- (ii) Beredskapsplaner for alvorlige uhell. Disse må holdes ved like ved revisjoner og øvinger.
- (iii) Prioritert bruk av de mest miljøvennlige kjemikalier.

Ulempene for fiskeriene vil være minimale ved bruk av overtrålbare installasjoner der det ikke er behov for å innføre sikkerhetssoner.

Av mer spesielle tiltak kan en nevne:

I områder med relativt mange feltinstallasjoner med utslipp av produsert vann vil en muligens kunne oppnå en miljøgevinst ved å legge utslippene av produsert vann i ulike dyp slik at en oppnår maksimal spredning.

8. BEHOV FOR KARTLEGGING OG OPPFØLGING

Det foreligger ingen informasjon om sammensetningen av bløtbunnsfaunaen på Vigdis-feltet. Undersøkelser fra omkringliggende felt antyder betydelige geografiske forskjeller i sammensetningen av bløtbunnsfauna i området. Undersøkelser av bløtbunnsfauna før boring av gjenværende hull vil derfor øke mulighetene til å bekrefte eller avkrefte eventuelle påsteander om effekter på bunnfauna fra ulike utslipp (eksempelvis borslam og -kaks) knyttet til utbygning og drift.

Informasjonsgrunnlaget for vurdering av konsekvenser av utslipp når rørledninger tømmes er svakt. En vil imidlertid ved de planlagte miljøundersøkelser knyttet til tømming av nylig ferdige rørledninger til kontinentet få noe bedre kunnskaper om eventuelle effekter av rørledningskjemikalier.

Til tross for at det ikke er påvist effekter av produsert vann uten muligens i nærsone av utslippene, er det en gryende bekymring for det økende totale utslipp av oljehydrokarboner og andre forbindelser fra produsert vann. Årsaken til denne bekymring skyldes at det under feltforhold kan være vanskelig å påvise effekter i pelagialen, samt at det kan være vanskelig å avgjøre om adekvat teknikk har vært benyttet for å avdekke eventuelle effekter. Spesielt mangler en kunnskap om spredning, akkumulering og sedimentasjon av kjemikalier fra produsert vann. Også når det gjelder eventuelle biologiske effekter av produsert vann, burde kunnskapsbasis økes. Dette kunne eksempelvis gjøres ved bruk av modelløkosystemer (poseforsøk, bassengforsøk) eller ved andre felteksperimenter.

Data over sjøfugls fordeling og antall er noe mangelfull for åpent hav. Bedre populasjons- og utbredelsesdata for de mest sårbare artene vil være til stor nytte i den fremtidige forvaltning av sjøfuglressurser.

Modellberegninger for spredning av olje, produsert vann og kaks brukes idag som et av flere verktøy til å vurdere eventuelle miljøeffekter av offshore-aktiviteten. Modellberegninger for produsert vann, kaks og undervannsutblåsninger er relativt nye, mens modeller for spredning av olje i overflaten har vært brukt noe lenger. Ved gjennomføring av konsekvensanalysen for Vigdis-feltet var det spesielt tankevekkende å se resultatet fra modellberegningene for spredning av olje i vannsøylen fra en undervannsutblåsning. Dersom modellresultatene er riktige, vil en overlappning mellom en slik utblåsning og gyting (egg, larver) av fisk kunne ha uheldige konsekvenser for deler av fiskeriene. Feltverifikasjon av modellene er mangelfull. Det ligger i sakens natur at en feltverifikasjon av større utslipp (blowout) er problematisk. Det er imidlertid for disse utslipp en vil kunne få de største miljøkonsekvenser og derfor i utgangspunktet sannsynligvis har mest bruk for pålitelige resultater.

Derimot skulle det være mulig å gjennomføre feltverifikasjoner av de utslipp som er planlagt (kaks, produsert vann). Tilliten til de anvendte spredningsmodeller generelt ville også øke dersom noe feltverifikasjon kunne fremskaffes. Det anmodes således om at offshore-industrien generelt starter arbeidet med å verifisere de anvendte sprednings-modeller som brukes i forbindelse med miljøkonsekvensanalyser.

REFERANSER

- Aamot, E., H. Mair, og G. Maisey, 1991. 1990 environmental survey at the Statfjord Field. Chemical, biological and physical characterization. Institutt for kontinentalsokkelundersøkelser og petroleumsteknologi A/S, 247 s.
- Aaserød, M. 1990. Fiskeriaktivitet omkring Vigdis. Notat fra Asplan Analyse.
- Anker-Nilsen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyse olje/sjøfugl. - Viltrapport 44: 1-114.
- Anker-Nilsen, T., Ø. Johansen og L. Kvenild, 1992. SIMPACT. Et analysesystem for konsekvensutredning av petroleumsvirksomhet. Modellbeskrivelse og brukerveiledning.
- Anonymus, 1987. Oljesøl utenfor Vest-Norge 4. - 11. desember 1986. Beskrivelse av de tiltak SFT iverksatte, samt kort omtale av tiltak iverksatt av de interkommunale oljevernutvalg. Rapport fra SFT, 28 s.
- Anonymus, 1989. Heidrun filed environmental impact assessment. Rapport utarbeidet av CONOCO Norway INC. Desember 1989, 110s.
- Anonymus, 1990. Effects of the Exxon Valdez oil spill: Cytochrome P-450E induction in fish. Manuskript mottatt fra Alaska Department of Environmental Conservation 1990.
- Anonymus, 1991. Summary of the effect of the Exxon Valdez oil spill on natural resources and archaeological resources. Utgitt av U.S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska, 19 s.
- Anonymus, 1992. Exxon Valdez Oil spill Restoration, Volume I, Restoration Framework, Prepared by Exxon Valdez oil Spill Trustees, 645 "G" Street, Anchorage, Alaska.
- Armstrong, J.E., S.W.G. Fehler og J.A. Calder, 1981. Effects of petroleum hydrocarbons on the growth and energetics of marine microalgae. - Biological monitoring.
- Bakke, T. og M. Laake, 1991. Tests on degradation of a new drill mud type under natural conditions. NIVA-rapport nr. 2538. 42 s.
- Bakke, T., J.A. Berge, A. Follestad, R. Guldbrandsen, E.A. Martinsen, K. Næs, A. Pedersen, B. Rygg, J. Skei og N.A. Øritsland, 1987. Environmental Impact Assessment for the Heidrun Field Development. NIVA-rapport nr. 2049, 464p.
- Bakke, T., N.W. Green, K. Næs, A. Pedersen, S. Sporstøl og F. Oreld, 1985. Drill cuttings on the sea bed. Field experiment on recolonization and chemical changes. Phase 1. Thick (10 mm) layers of cuttings 1982-1983. NIVA-rapport nr. 1752. 202 s.
- Bakke, T., S. Johnsen, G.H. Maisey, E. Oug og E. Stokland, 1989. Baseline Environmental Survey of the Heidrun Field, June 1988. Volume 1: Main Report. NIVA Report no. 2204. 131 pp.
- Barlindhaug. 1990. Fiskeriaktiviteten på Tordis-feltet - Blokk 34/7. Contract No. ERP-90-2. Saga Petroleum a.s. 28 pp + vedlegg.

- Barrett, R., 1991. Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport. - NINA Forskningsrapport 17: 1-85.
- Barton, M.A., C.V. McVee, C.L. Rosier, C.E. Cole, S. Pennoyer og J.A. Sandor (eds), 1992. Exxon Valdez Oil Spill Restoration. Vol. I, Restoration Framework, Prepared by "Exxon Valdez Oil Spill Trustees", Anchorage., Alaska.
- Bate, G.C. og S.D. Crafford, 1985. Inhibition of phytoplankton photosynthesis by the WSF of used lubricating oil. - Mar. Pollut. Bull., 16: 401-404.
- Bayha, K. og J. Kormendy (eds), 1990. Sea Otter Symposium: Proceedings of a Symposium to Evaluate the Response Effort on Behalf of Sea Otters After the T/V Exxon Valdez Oil Spill Into Prince William Sound, Anchorage, Alaska, 17-19 April 1990. Biological Report 90(12) from U.S Fish and Wildlife Service, 485s.
- Berge, J.A., G. Halmø, R. Hindrum, O. Carlsen og L.O. Reiersen, 1991. Oljesølet i Prince William Sound, Alaska. Befaring september 1990. - Erfaringer, opprensning og effekter. NIVA-rapport nr. 2655, 80 p.
- Bodin, P., 1988. Results of ecological monitoring of three beaches polluted by the "Amoco Cadiz" oil spill: development of meiofauna from 1978 to 1984. Mar. Ecol. Prog. Ser., 42: 104-123.
- Boehm, P.D., J.E. Barak, D.L. Fiest og A. Elskus, 1982. A chemical investigation of the transport and fate of petroleum hydrocarbons in littoral and benthic environments: The Tsesis oil spill. Mar. Environ. Res. 6: 157-188.
- Bonsdorff, E., 1983. Effects of experimental oil exposure on the Fauna associated with *Corallina officinalis* L. in intertidal rock pools. Sarsia, 68: 149-155.
- Bonsdorff, E. and W.G. Nelson, 1981. Fate and effects of crude oil in the littoral of a Norwegian fjord. Sarsia, 66: 231-240.
- Braarud, T., K.R. Gaarder og J. Grøntvedt, 1953. The phytoplankton of the North Sea and adjacent waters in May 1948. - Rapp. Cons. Perm. Int. Explor. Mer., 133.
- Brule, T., 1987. The reproductive biology and the pathological changes of the plaice *Pleuronectes platessa* (L.) after the "Amoco Cadiz" oil spill along the north-west coast of Brittany. J.mar. biol Ass. U.K., 67, 237-247.
- Bøhle, B. 1983. Unnvikelse fra hydrokarboner hos torsk (*Gadus morhua*). In: Proceedings fra symposium Adferd Hos Marine Dyr, Os 9-10 februar 1983, Holm, Fernø og Valdemarsen (eds.), pp 121-122.
- Cabioch, L., J.C. Dauvin, J. Mora Bermudez og R. Babio, 1980. Effects de la marée noire l'"Amoco Cadiz" sur le benthos sublittoral dy nord de la Bretagne. Helgoländer Meeresunters. 33: 192-208.
- Christensen, H., 1991. Hva skjedde med oteren i Norge. Fauna, 44, 237-242.
- Christiansen, R. og M. Schaanning, 1987. Sårbare fiskeressurser i Snorrefeltets influensområde. CMS-rapport nr. 410.29/87/02, 52 s.

- Christiansen, R. og M. Schaanning, 1987. Sårbare fiskeressurser i Snorrfeltets influensområde. Rapport utarbeidet for Saga Petroleum a.s. CMS-rapport nr. 410.29/87/02.
- Colebrook, J.M., 1982. Continuous plankton records: seasonal variations in the distribution and abundance of plankton in the North Atlantic Ocean and the North Sea. - *J. Plankton Res.*, 4: 435-462.
- Colebrook, J.M. og G.A. Robinson, 1961. The seasonal cycle of plankton in the North Sea and the North-Eastern Atlantic Ocean. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.*, 26: 156-165.
- Colebrook, J.M. og G.A. Robinson, 1965. Continuous plankton records: seasonal cycles of phytoplankton and copepods in the North-Eastern Atlantic and the North Sea. - *Bull. Mar. Ecol.*, 6: 123-139.
- Davenport, J., 1982. Oil and planktonic ecosystems. - *Philos. Trans. R. Soc. Lond., Ser. B.*, 297 (1087): 369-384.
- Dauvin, J.-C., 1982. Impact of Amoco Cadiz oil spill on the muddy fine sand *Abra alba* and *Melinna palmata* community from the Bay of Morlaix. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 14: 517-531.
- Davis, J.E. og S.S. Anderson, 1976. Effects of oil pollution on breeding gray seals. *Mar. Pollut. Bull.* 7, 115-118.
- Duke, T.W. og P.R. Parrish, 1984. Results of the drilling fluids research program sponsored by the Gulf Breeze Environmental Research Laboratory, 1976 - 1984, and their application to hazard assessment. EPA-600/4-84-055. Environmental Research Laboratory Sabine Island, Gulf Breeze, Florida 32561.
- Elmgren, R., S. Hansson, U. Larsson, B. Sundelin og P.D. Boehm, 1983. The "Tsesis" oil spill: Acute and long-term impact on the Benthos. *Mar. Biol.* 73: 51-65.
- Falk-Petersen, I.-B., E. Kjørsvik, R. Kleven, S. Lønning, A.M. Naley, A. Stene, L.K. Sydnes Log W. Vader, 1983. Some field and laboratory data from an oil spill in northern Norway during April 1982. *Sarsia*, 68: 263-273.
- Flather, R.A., 1987. Estimates of extreme conditions in tide and surge using a numerical model of the northwest European continental shelf. *Coast. Shelf. Science* Vol 24, 69-93.
- Floch, J.-Y. og M. Diouris, 1980. Initial effects of Amoco Cadiz oil on intertidal algae. *Ambio*, 9, 284-286.
- Folkestad, A.O., 1983. *Sjøfugl og oljesøl*. Tapir, Trondheim. 70 s.
- Follestad, A. og S.-H. Lorentsen, 1990. Undersøkelser av sjøfugl og havert i forbindelse med leteboring på "Møre I" høsten 1990. - NINA Oppdragsmelding 60: 1-29.
- Follestad, A. og J. Thomassen, 1985. Konsekvensvurdering av oljesøl/sjøfugl i forbindelse med mulig åpning av Møre I og Troms II. - *Viltrapport* 37: 1-60.

- Follestad, A., 1987. Om sjøfuglessursene i influensområdet til oljefeltet "Snorre". - Rapport til Saga Petroleum a.s. 94 s.
- Follestad, A., 1990. Pelagic distribution of Little Auk (*Alle alle*) related to a frontal system off central Norway, March/April 1988. - Polar Research 8: 23-28.
- Geraci, J.R. og D.J. St. Aubin, 1982. Study of the Effects of Oil on Cetaceans, Final Rep. U.S. Dept. of the Interior, Bur. Land Manag., Washington, D.C.
- Geraci, J.R. og D.J. St. Aubin, (1990). Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks, Academic Press, Inc., p 282.
- Geraci, J.R. og T.D. Williams, 1990. Physiological and toxic effects on sea otters. pp. 211-221 in: J.R. Geraci, og D.J. St. Aubin (eds.). Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks, Academic Press, Inc., p 282.
- Gieskes, W.W.C., og G.W. Kraay, 1984. Phytoplankton, its pigments, and primary production at a central North Sea station in May, July and September 1981. - Netherlands Journal of Sea Research, 18: 51-70.
- Gjøs, N., F. Orelid, T. Øfsti, J. Smith, og S. May, 1991. Ula well site 7/12-9 environmental survey 1991. SI-rapport nr. 910216-3.
- Golmen, L. G. og B. Hackett, 1986. Sea-Soar cruises in the Norwegian Coastal Current, winter and spring 1985. Rapp. nr. 64, Geofysisk inst, Universitetet i Bergen.
- Golmen, L. G. og M. Mork, 1988. Investigations of Coastal Fronts. Rapp. C.M. 1988/C:15, ICES, København, 14 pp.
- Gray, J.S., K.R. Clarke, R.M. Warwick og G. Hobbs, 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: An example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. Marine Ecology Progress Series 66: 285-299.
- Grønvik, A., 1992. Årsmelding for rettleidingstjenesten i kommunene Frøya, Hemne, Hitra og Snillfjord. 1991. 34 pp.
- Haensly, W.E., J.M. Neff, F.R. Sharp, A.C. Morris, M.F. Bedgood and P.D. Boem, 1982. Histopathology of *Pleuronectes platessa* L. from Aber Wrach and Sher Benoit, Brittany France: long-term effects of the "Amoco Cadiz" oil spill. J.Fish Diseases, 5, 365-391.
- Hartley, J.P. og J. Ferbrache, 1983. Biological monitoring of the Forties Oilfield (North Sea). Proc. 1983 Oil Spill Conference. Feb. 28-March 3, San Antonio, Amer. Petr. Inst. Publ. 4356, 407-414.
- Hasle J.R. (red.), 1989. Gullfaks C environmental survey. Baseline study. A/S Miljøplan, 29 s + App.
- Hayes, M.O., E.R. Gundlach og L. D'Ozouville, 1979. Role of dynamic Coastal Processes in the Impact and Dispersal of the Amoco Cadiz oil spill (March, 1978). In: Proceedings 1979 Oil Spill Conference, March 19-22, 1979, California, pp. 193-198.

- Heggberget, T.M. og K.-E. Moseid, 1992. Oterbestanden i influensområdet for midt-norsk sokkel. pp 7-10 (seksjon II) in: J.A. Børresen og K. Moe, (eds.). AKUP -årsrapport 1991. Utgitt av Olje og Energidepartementet.
- Hjohlman, S., T.E. Lein, R. Kufner og G. Futsæter, 1991. Skadevurdering av tilsølte strender i Sognesjøen, Årsrapport 1991. IFM-rapport nr. 37, 36 s.
- Holland, D.L., D.J. Crisp, R. Huxley, og J. Sisson, 1984. Influence of oil shale on intertidal organisms: Effect of oil shale extract on settlement of the barnacle *Balanus balanoides* (L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 75: 245-255.
- Håkanson, 1981. Lake sediments in aquatic pollution control programs; principles, processes and practical examples. Statens Naturvårdsverk, PM 1398, 242 pp.
- Johansson, S., U. Larsson og P. Boehm, 1980. The Tsesis oil spill, Impact on the pelagic ecosystem. Mar. Pollut. Bull. 11: 284-293.
- Johansen, Ø. og A. Thendrup, 1992. Oil drift and dispersion simulations for the Vigdis field. Oceanor rapport nr. OCR R-92056, 70s.
- Johansen, Ø., J.P. Mathisen, G. Mørk, A. Thendrup og S. Bjerken, 1992a. Dispersion and settling of drilling discharge from the Vigdis field. Oceanor rapport nr. OCN R-92055, 77s.
- Johansen, Ø., J.P. Mathisen, G. Mørk, A. Thendrup og S. Bjerken, 1992b. Dispersion of produced water from the Vigdis field. (Revised version). Oceanor rapport nr. OCN R-92094, 9104s.
- Kaspersen, T., 1992. Seabirds at sea in the influence area of the Haltenbanken oil fields. Results from 1991. - NINA Oppdragsmelding 107: 1-46.
- Kaspersen, T.E., 1992. Sjøfugler i influensområdet til oljefeltet Vigdis. NINA Oppdragsmelding 144:1-23.
- King, J.E., 1964. Seals of the world. British Museum (Natural History), 154 s.
- Kingston, P.F., 1987. Field effects of platform discharges on benthic macrofauna. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 316: 545-565.
- Krog, J. and R. Bjarghov, 1973. Fjordsel på Svalbard. Fauna, 26, 217-216.
- Lacaze, J.C., 1982a. Etude ecotoxicologique des pollutions petrolieres dans le milieu oceanique par experimentations en bassins de simulation. - Rev. Fr. Sci. Eau/Fr. J. Water. Sci., 2(2): 311-319.
- Lacaze, J.C., 1982b. Interet des ecosystemes controles en ecotoxicologie marine. - Pp. 493-514 in: Impacts physiologiques et ecophysiologiques des polluants sur les etres marins (1 ere partie). Institute Oceanographique; Paris (France). Oceanis (Doc. Oceanogr.), vol. 9, no. 6.
- Lambert-Castel, F. og M. Penot, 1982. Action des petroles de l'Amoco Cadiz sur la croissance et certains aspects du metabolisme d'une algue phytoplantonique *Pavlova lutheri* (Droop) Green. Pp. 411-422 in: Indices Biochimiques et Milieux Marins. Journees de Gabim, Brest, 18-20 Novembre 1981.

- Lange, R., 1987. Fysiske og biologiske miljøkonsekvenser, Snorre feltet. Rapport CMS nr. 410.29/87/1, Oslo, 82 pp.
- Larsen, S., 1990. Fiskeriaktiviteten på Tordisfeltet. Rapport fra Barlindhaug, prosjekt nr. 834092, 28 s + kart.
- Lein, T.E., S. Hjøhlman, R. Küfner og G. Futsæter, 1991. Skadevurdering av tilsølte strender i Sognesjøen. Sluttrapport 1990. IFM rapport nr. 9., 45 s+ plansjer.
- Lein, T.E., S. Hjøhlman, J.A. Berge, T. Jacobsen og K.A. Moe, 1992. Oljeforurensning i hardbunnsfjæra. Effekter av olje og forslag til sårbarhetsindeks for norskekysten. Rapport nr. 32 fra IFM, 44 s.
- Linden, O., R. Elmgren, R og P. Boehm, 1979. The Tsesis oil spill: Its impact on the coastal ecosystem of the Baltic sea. *Ambio*, 8: 244-253.
- Lorentsen, S.-H. og T. Anker-Nilsen. Behaviour and oil vulnerability of Fulmars *Fulmarus glacialis* during an oil spill experiment in the Norwegian Sea. I manus.
- Lorentsen, S.-H., 1990. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1988 og 1989. - NINA Oppdragsmelding 34: 1-72.
- Lønseth, L. og S. E. Hansen, 1987. Hydrographic condition at the Snorre Field. U-publ. rapp. OCEANOR A/S, Trondheim, 46 pp.
- Lønseth, L. og Ø. Arntsen, 1987. Evaluation of current conditions at the Snorre Field. U-publ. rapp. OCEANOR A/S, Trondheim, 161 pp.
- Laane, R.W.P.M., 1992. Background concentrations of natural compounds in rivers, seawater, atmosphere and mussels. Report DGW-92.033, ISBN 90-369-0212-6.
- Mannvik, H.-P., K. Hansen og T. Pearson, 1992. Environmental monitoring survey of the Snorre Field.
- Marthinsen, I. og H.L. Behrens, 1992. Ressursgrunlaget i åpent hav og kyst innenfor influensområdet for Vigdis-feltet. Notat av 29/4-92 fra CMS, 28s.
- Marthinsen, I., 1992. Notat. Friluftsområder og naturområder i Frøya kommune. Cooperating Marine Scientists a.s. 8 pp.
- Marthinsen, I. og H.L. Behrens, 1992. Notat. Ressursgrunlaget i åpent hav og kyst innenfor influensområdet for Vigdis-feltet. Cooperating Marine Scientists a.s. 28 pp.
- May, 1991. Volume I: Main report. Akvaplan-niva AS / Unilab analyse AS / Seas Ltd, 148 s + App.
- McLaren, I.A., 1990. Pinnipeds and Oil: Ecological perspectives. In: Sea Mammals and Oil: Confronting the risk, Geraci, J.R. and D.J.St. Aubin (eds.), pp. 55-101. Academic Press Inc., 282 pp.

- Menzie, C.A., 1982. The environmental implications of offshore oil and gas activities. *Environ. Sci. Technol.* 16, 454A-472A.
- Middlitch, b.S., 1984. Ecological effects of produced water effluents from offshore oil and gas production platforms. *Ocean Management* 9: 191-310.
- Miljøverndepartementet, 1985. Oversikt over naturområder og forekomster i Norge og polarområdene som er fredet eller vernet pr. 1. januar 1985. Rapport 2. opplag. 96 pp.
- Miljøverndepartementet, 1992. Pressemelding. Stortingsmelding om ny landsplan for nasjonalparker. 3 pp.
- Moe, K., 1987. Sårbare ressurser innenfor influensområdet til Snorre-feltetI: Marine pattedyr. CMS-rapport nr. 410.29/87/03-III, 56s.
- Moe, K.A., 1987. Sårbare ressurser i nære kystområder innenfor influensområdet til Snorre-feltet. Delrapport II: Verneverdige områder. CMS-rapport nr. 410.29/87/03-11. 91 pp.
- Morales-Loo, M.R. og M. Goutx, 1990. Effects of water-soluble fractions of the Mexican crude oil "Isthmus Cactus" on growth, cellular content of chlorophyll a, and lipid composition of planktonic microalgae. - *Mar. Biol.*, 104: 503-509.
- Mulder, M., W.E. Lewis and M.A. van Arkel, 1988. Biological effects of the discharge of contaminated drill-cuttings and water-based drilling fluids in the North Sea. Boorspoeling II, NIOZ-rapport 1988-3. NIOZ, Texel, The Netherlands: 1-126.
- Nguyen, V.T. og D. Prandle, 1991. The dispersion of produced water. pp39-46 in *Proceedings from The First International Conference on Health, Safty & Environment In Oil and Gas Exploration and Production*, Vol. 2, 856 s.
- Neff, J.M., 1987. Biological Effects of Drilling Fluids, Drill Cuttings and Produced Waters. In "Long-term Environmental Effects of Offshore Oil and Gas Development". D.F. Boesch and N. Rabalais (Eds.). Elsevier Applied Science Publishers Ltd., 469-539.
- Neff, J.M., R.S. Breteler og R. Scott Carr, 1989. Bioaccumulation, food chain transfer, and biological effects of barium and chromium from drilling muds by flounder, *Pseudopleuronectes americanus*, and lobster, *Homarus americanus*. Pp. 439-459 in F.R. Engelhardt, J.P. Ray and A.H. Gillam (Eds.). *Drilling Wastes*. Elsevier Applied Science, N.Y.
- Nelson, W., 1982. Experimental studies of oil pollution on the rocky intertidal community of a Norwegian fjord. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 65: 121-138.
- Nelson, W., 1981. Inhibition of Barnacle Settlement by Ekofisk Crude Oil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 5: 41-43.
- Nichols, J. A., G.T. Rowe, C.H. Clifford og R. A. Young, 1978. In situ experiments on the burial of marine invertebrates. *Journal of Sedimentary Petrology*, 48: 419-425.
- NINA Oppdragsmelding. 32 s. Foreløpig utgave.
- Norges offentlige utredninger. NOU 1986:13. Ny landsplan for nasjonalparker.

- Norske Shell, 1987. Draugen-feltet. Konsekvensutredning. 63 pp.
- Notini, M., 1978. Long-term effects of an oil spill on Fucus Macrofauna in a small Baltic bay. J.Fish. Res. Board Can., 35: 745-753.
- NOU, 1990. Landsplan for forvaltning av kystsel. NOU rapport. ISSN 0333-2306/ISBN 82-583-027-8.
- Nygård, T., B.H. Larsen, A. Follestad og K.-B. Strann, 1988. Numbers and distribution of wintering waterfowl in Norway. - Wildfowl 39: 164-176.
- Oreld, F., N. Gjøs og T. Øfsti, 1991. Ula well site 7/12-9 environmental survey 1990. Part II. Chemical analysis of Petrofree ester in the seabed sediments at Ula well site 7/12-9. SI-rapport nr. 900510-9. 37 s.
- Otto, L., J.T.F. Zimmermann, G.K. Furnes, M. Mork, R. Sætre og G. Becker, 1990: Review of the physical oceanography of the North Sea. Netherlands Journ. of Sea Res., Vol 26, 161- 238.
- Parrish, P.R., J.M. Macauley og R.M. Montgomery, 1989. Acute toxicity of two generic drilling fluids and six additives, alone and combined, to mysids (*Mysidopsis bahia*). Pp. 415-426 in F.R. Engelhardt, J.P. Ray and A.H. Gillam (Eds.). Drilling Wastes. Elsevier Applied Science. N.Y.
- Pethon P., 1985. Aschehougs store fiskebok. H. Aschehoug & Co A/S, 447s.
- Ralls, K. og D. Siniff, 1990. Sea Otters and oil: Ecological perspectives. pp. 199-210 in: J.R. Geraci og D.J. St. Aubin (eds.). Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks, Academic Press, Inc., p 282.
- Reiersen, L.-O. og J.A. Berge, 1985. Increased swimming activity of the sand goby, *Pomatoschistus minutus*, exposed to low concentrations of water soluble fraction of North sea crude oil. In: Marine Biology of Polar Regions and Effects of stress on marine Organisms, G.S. Gray and M. Christiansen (eds.); pp. 379-387, John Wiley & Sons Ltd., 636 pp.
- Rey, F., 1983. Eksperimentelt oljeutslipp på Haltenbanken 1982. Sluttrapport fra delprosjekt 3a: "Virkning av et kontrollert oljeutslipp på primærproduksjonen og planteplankton i havet". - Rapport nr. BKO 8509. Havforskningsinstituttet i Bergen. 32 s.
- Rygg, B, F. Oreld og S. Sporstøl, 1986. Miljøundersøkelse på Gullfaksfeltet 1986. NIVA-rapport nr. 1911, 81 s.
- Røv, N., J. Thomassen, T. Anker-Nilsen, R. Barrett, A.O. Folkestad og O. Runde, 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. - Viltrapport 35: 1-109.
- SAGA, 1990: Tordis feltet, blokk 34/7. Plan for utbygging og drift. Vol IV: Konsekvensvurderingen, Saga Petr. AS, Sandvika, 59 s.
- SAGA 1991: Program for konsekvensutredninger Vigdis blokk 34/7. Rapp. R-EPR 0022 Saga Petroleum AS, Sandvika, 21 s.

- SAGA, 1992: Årsrapport 1991 til aksjonærene. Rapp. Saga Petroleum a.s., Oslo.
- Sandvik og Tingvoll, 1991. Well 34/7-19 Chemical and physical analyses of formation water, gas and oil. Notat fra Petrotech a.s.
- Serigstad, B., 1992. Marine organismers følsomhet for olje. I: Arbeidsgruppen for konsekvensutredninger av petroleumsvirksomhet - Årsrapport 1991, J.A. Børresen og K.A. Moe (red.).
- Shulyakovskiy, Yu. A., 1981. Experimental evaluation of the effect of petroleum derivatives on photosynthesis by phytoplankton in Curland Lagoon in the Baltic Sea. - *Oceanol. Acad. Sci. USSR.*, 21: 776-780.
- Siniff, D.B., T.D. Williams, A.M. Johnson og D.L. Garshelis, 1982. Experiments on the response of sea otters. *Science* 215,1503-1505.
- Sjøgren, C.E. og A. Duff, 1989. Miljøundersøkelse på Gullfaks A og B i 1989. Senter for industriforskning, 84 s. + App.
- Smith, J.E. (ed.), 1968. "Torrey Canyon" Pollution and Marine Life. A report by the Plymouth Laboratory of the Marine Biological Association of the United Kingdom. University Printing House, Cambridge, 196 s.
- Sommerville, H.J., D. Bennett, J.N. Davenport, M.S. Holt, A. Lynes, A. Mahieu, B. McCourt, J.G. Parker, R.R. Stephenson, R.J. Watkinson og T.G. Wilkinson, 1987. Environmental effect of produced water from North Sea oil operations. *Mar. Pollut. Bull.*, 18, 549-558.
- Southward, A.J. og E.C. Southward, 1978. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the "Torrey Canyon" spill. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 682-706.
- Spies, R.B., 1987. The Biological Effects of Petroleum Hydrocarbons in the Sea: Assessment from the field and Microcosms. In: "Long-term Environmental Effects of offshore Oil and Gas Development". Boesch, D.F. and N. Rabalais, (Eds), Elsevier Applied Science Publishers Ltd., 411-469.
- St. Aubin, D.J., 1990. Physiological and toxic effects on Pinnipeds. pp. 103-127 in: J.R. Geraci og D.J. St. Aubin (eds.). *Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks*, Academic Press, Inc., p 282.
- Statistisk sentralbyrå, 1991. Statistisk årbok 1991. Norges offisielle statistikk B 980. 496 pp.
- STATOIL, 1989: Konsekvensutredning Statfjord Øst. Vedlegg til plan for utbygging og drift Statfjord Øst, Statoil, Stavanger, 84 s.
- Sørbye, E., 1989. Technical performance and ecological aspects of various drilling muds. *Proceedings Petro Piscis 89, MS K3*. Bergen Næringsråd.
- Tagatz, M.E., J.M. Ivey, C.E. Dalbo og J.L. Oglesby, 1982. Responses of developing macrobenthic communities to drilling fluids. *Estuaries*, 5, 131-137.
- Teal, J.M. og R.W. Howarth, 1984. Oil spill studies: a review of ecological effects. *Environmental Management*, 9, 27-44.

- Tidmarsh, W.G. and R.G. Ackman, 1986. Fish tainting and hydrocarbons in the environment: a perspective. *Spill Technology Newsletter*, 11, 76-86.
- Toral Almazan, R.E., S. Toral Almazan & J.A. Ruiz Nuno, 1981. Impacto sobre el zooplanton en la Sonda de Campeche por el derrame de hidrocarburos del Ixtoc I. - Secretaria de marina, Mexico D.F. (Mexico). 39 pp.
- Valdermarsen, J.W., 1989. Trawling across pipelines. Paper I2 i in section 8 in proceedings from 1st International Conference on Fisheries & Offshore Petroleum Exploitation, Bergen Oct. 1989.
- Vandermeulen, J.H., D.E. Buckley, E.M. Levy, B.F.N. Long, P. McLaren og P.G. Wells, 1978. Preliminary report - Bedford Institute of Oceanography, Scientific visit to "Amoco Cadiz" spill site. *Spill Technology Newsletter*, 8: 69-76.
- Varanasi, U., S.-L. Chan, W.D. MacLeod, J.E. Stein, D.W. Brown, D.G. Burrows, K.L. Tilbury, J.T. Landahl, C.A. Wigren, T. Hom and S.M. Pierce, 1990. Survey of Subsistence Fish and Shellfish for Exposure to oil Spilled from the "Exxon Valdez" First Year: 1989. NOAA Technical Memorandum NMFS/NWC-191, 151s.
- Wikander, P.B., 1982. "Dei Fovos" - spillet på Helgeland. Erfaringer med iverksettelse av "Norwegian ecological action plan for oil spills (NEAP). NDH-rapport 1982: 18, 77 s.
- Würsig, B., 1991. Cetaceans and oil: Ecologic perspectives. pp. 129-165 in: J.R. Geraci og D.J. St. Aubin (eds.), *Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks*, Academic Press, Inc., p 282.
- Östebröt, A., 1991. OLF environmental program. Report phase I, Part B, Discharges to Sea. Report prepared for the Norwegian Oil Industri Association, 72 s.
- Østgaard, K., E.N. Hegseth & A. Jensen, 1984. Species-dependent sensitivity of marine planktonic algae to Ekofisk crude oil under different light conditions. - *Bot. Mar.*, 27:309-318.
- Aaserød, M., 1992 . Fiskerimessige konsekvenser av Vigdis-utbygging, Dokumentasjonsrapport. Rapport fra Asplan Analyse.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2241-3