

RAPPORT

ULB Delutredning – studie 7-b

Uhellsutslipp til Sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv.

OLJE- OG ENERGIDEPARTEMENTET

RAPPORT NR: 1157-01
MÅNED: 06-03
Rev.: 02b

Tittel: ULB Delutredning – studie 7-b Uhellsslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv.

Forfatter(e): Brude, O.W. ¹ , Systad, G.H. ² , Moe, K.A. ¹ & Østby, C. ¹		¹ Alpha Miljørådgivning ² NINA
Oppdragsgiver(e): Olje- og energidepartementet	Oppdragsgiver ref.: Christer af Geijerstam	

Dokumentnr.:	Prosjektnr.:	Utgivelsesdato:	Revisjon nr.:	Verifisert av:	Godkjent av:
1157-01	1157	19.05.03 / 10.06.03	02b	KAM	GMS

Sammendrag: Foreliggende arbeid er utført av Alpha Miljørådgivning og Norsk institutt for naturforskning i felleskap som en del av Olje- og energidepartementets utredningsprosess av helårlig petroleums-virksomhet i området Lofoten-Barentshavet. Arbeidet fokuserer på mulige konsekvenser for strand, sjøfugl, marine pattedyr, iskant mv., ved uhellsslipp av olje, og retter seg etter styrende dokumenter for utredningsprosessen. Den faglige tilnærmelsen er forankret i kunnskapsgrunnlaget for de respektive miljøkomponentene, uttrykk for oljens drift og spredning, og erfaringer fra tidligere uhellsepisoder. Foreliggende arbeid er fokusert på mulige konsekvenser på strand, iskant, sjøfugl, marine pattedyr og andre forhold inkl. kulturminner. En trinnvis tilnærming er valgt med følgende hovedkomponenter: - Miljø grunnlagsinformasjon; hvor det er gitt en kortfattet beskrivelse av miljøkomponenter i utredningsområdet med tanke på å identifisere de viktigste komponentene for videre vurderinger av skadepotensialet. - Uttrykk for påvirkningsfaktoren; som er gitt av resultatene og fra oljedriftsberegningene og er tilrettelagt for å vurdere mulig miljøbelastning. - Mulige effekter og skade; som ved kombinasjon av miljøforhold, oljens drift og spredning, og erfaringer fra historiske episoder, gir uttrykk for hvilke virkninger uhellsslipp av olje kan ha på de respektive ressursene. Opplysningen i grunnlagsdata setter som kjent premisser for detaljeringsgraden av selve vurderingene, hvilke metoder som kan brukes og hvilken grad av detaljer som kan forventes av resultatene. I foreliggende arbeid er det valgt en kvalitativ tilnærming for enkelte ressurskomponenter, mens kvantitative anslag for skadepotensialet er valgt for strand og kystnær sjøfugl. Dette er også reflektert i tilnærmelsen til miljørisiko, som er utarbeidet på en relativ skala. I foreliggende versjon er det tatt hensyn til oppdaterte beskrivelser av forekomstene av sel i SVO-dokumentet fra HI og NP (jf. fotnote 1 og 2).
--

Omhandler: Strand, Sjøfugl, Sjøpattedyr, Iskant Miljøkomponenter Olje, akutt utslipp Lofoten -Barentshavet	Klassifisering: <table border="1"> <tr> <td></td> <td>Fri distribusjon</td> </tr> <tr> <td>X</td> <td>Begrenset distribusjon</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver</td> </tr> </table>		Fri distribusjon	X	Begrenset distribusjon		Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver
	Fri distribusjon						
X	Begrenset distribusjon						
	Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver						

INNHold

SAMMENDRAG	3
1. INNLEDNING	5
2. MATERIALE OG METODER	6
2.1 Forutsetninger og tilnærming	6
2.1.1 Overordnede forutsetninger	6
2.1.2 Faglig og praktisk tilnærming	6
2.2 Områdebeskrivelse	7
2.3 Grunnlagsdata	9
2.3.1 Miljøkomponenter og -ressurser	9
2.3.2 Uhellsslipp	11
2.4 Datarutiner og modellverktøy	13
3. MILJØ - MILJØKOMponenter	14
3.1 Valg og prioriteringer	14
3.2 Miljø og miljøkomponenter; utvalgte egenskaper og karakteristika	17
3.2.1 Strand	17
3.2.2 Sjøfugl	19
3.2.3 Marine pattedyr	27
3.2.4 Iskant	32
3.2.5 Andre forhold	34
4. DRIFT OG SPREDNING AV OLJE	37
4.1 Uhellsslipp av olje – noen enkle forutsetninger	37
4.1.1 Hendelsesstatistikk	37
4.1.2 Oljens skjebne	38
4.2 Oljens drift og spredning	39
4.2.1 Influsjonsområder	40
5. MULIGE MILJØKONSEKVENSER	44
5.1 Generelle effekter og skade	44
5.2 Strand	45
5.2.1 Generell sårbarhet	45
5.2.2 Mulige konsekvenser	50
5.3 Sjøfugl	53
5.3.1 Generell sårbarhet	53
5.3.2 Mulige konsekvenser	54
5.4 Marine pattedyr	58
5.4.1 Generell sårbarhet	59
5.4.2 Mulige konsekvenser	59
5.5 Iskant	63
5.5.1 Generell sårbarhet	63
5.5.2 Mulige konsekvenser	64
5.6 Andre forhold	65
6. MILJØ RISIKO	66
6.1 Overordnede prinsipper	66
6.2 Komponenter i konfliktmatrisen	66
6.3 Konkluderende bemerkninger	70
7. KUNNSKAPSHULL, AVBØTENDE - OPPFØLGENDE TILTAK	72
7.1 Kunnskapsstatus	72
7.1.1 Strand	72
7.1.2 Sjøfugl	72
7.1.3 Marine pattedyr	74
7.1.4 Iskant	74
7.1.5 Andre forhold	74
7.2 Forebyggende - Avbøtende tiltak	75
REFERANSER	76

SAMMENDRAG

Foreliggende arbeid er utført av Alpha Miljørådgivning og Norsk institutt for naturforskning i felleskap som en del av Olje- og energidepartementets utredningsprosess av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet. Arbeidet fokuserer på mulige konsekvenser for strand, sjøfugl, marine pattedyr, iskant mv., ved uhellsutslipp av olje, og retter seg etter styrende dokumenter for utredningsprosessen. Den faglige tilnærmelsen er forankret i kunnskapsgrunnlaget for de respektive miljøkomponentene, uttrykk for oljens drift og spredning, og erfaringer fra tidligere uhellsepisoder.

Foreliggende arbeid er fokusert på mulige konsekvenser på strand, iskant, sjøfugl, marine pattedyr og andre forhold inkl. kulturminner. En trinnvis tilnærming er valgt med følgende hovedkomponenter:

- *Miljø grunnlagsinformasjon*; hvor det er gitt en kortfattet beskrivelse av miljøkomponenter i utredningsområdet med tanke på å identifisere de viktigste komponentene for videre vurderinger av skadepotensialet.
- *Uttrykk for påvirkningsfaktoren*; som er gitt av resultatene og fra oljedriftsberegningene og er tilrettelagt for å vurdere mulig miljøbelastning.
- *Mulige effekter og skade*; som ved kombinasjon av miljøforhold, oljens drift og spredning, og erfaringer fra historiske episoder, gir uttrykk for hvilke virkninger uhellsutslipp av olje kan ha på de respektive ressursene.

Opplysningen i grunnlagsdata setter som kjent premisser for detaljeringsgraden av selve vurderingene, hvilke metoder som kan brukes og hvilken grad av detaljer som kan forventes av resultatene. I foreliggende arbeid er det valgt en kvalitativ tilnærming for enkelte ressurskomponenter, mens kvantitative anslag for skadepotensialet er valgt for strand og kystnær sjøfugl. Dette er også reflektert i tilnærmelsen til miljørisiko, som er utarbeidet på en relativ skala.

Skadepotensialet er vurdert på en tredelt skala (små, moderate, store), tilsvarende skaleringen som ble gjort i utredningsarbeidet for Barentshavet Nord. Små konsekvenser gir indikasjon av mulig skade på individnivå, mens tilsvarende skader på populasjonsnivå antydes som store. Merk at denne angivelsen er relativ så vel som kvalitativ; utledet på skjønnsmessig basis, og derfor ikke må betraktes som absolutt. Kumulative virkninger er ikke vurdert.

Strand

Foreliggende arbeid har fokusert på miljøet i fjæra, uttrykt ved fordelingen av nøkkelarter og –samfunn og deres respektive mengdeforhold. Med basis i dette, samt en beregning av prinsippal sensitivitetsindeks er skadepotensialet og mulige konsekvenser for strand vurdert som store for utslipp fra Nordland VI og VII. For utslipp fra Finnmark Øst er konsekvensene vurdert som moderate og for resterende felt som små eller ubetydelige.

Sjøfugl

Sjøfugl er svært sårbare for direkte effekter av oljesøl, men også mer langvarige effekter som forgiftning av næringsgrunnlaget samt degradering av beiteområder kan bidra til konsekvensbildet for sjøfugl. Alkefuglene er den gruppen som er sterkest utstatt for oljesøl, og konsekvenser av uhellsutslipp er vurdert å være store for pelagisk dykkende sjøfugl fra utslippspunktene Bjørnøya Vest, Troms I, Nordland VI og VII i hekkeperioden fra april til september. For kystbundne dykkende sjøfugl er konsekvensene vurdert som store for Troms I og Nordland VII i samme periode. For sjøfugl på åpent hav er datagrunnlaget så vidt mangelfullt at det kun er foretatt generelle vurderinger.

Sjøpattedyr

For sjøpattedyr er skadepotensialet vurdert å være størst for havert, steinkobbe og oter. For hval er skadepotensialet vurdert som lite, dyrene er i utgangspunktet mindre sårbare for olje. Skadepotensialet for isbjørn vil overveiende være knyttet til de dyrene som oppholder seg i iskanten om våren, og som

kan rammes av utslipp fra Bjørnøya Vest. Mulige konfliktsituasjoner synes imidlertid å være begrenset til individnivå og konsekvensene er vurdert som moderate.

Oljedrift fra Nordland VI og VII vil kunne berøre flere viktige steinkobbekolonier i Lofoten og Troms, mens utslipp fra Troms I vil kunne medføre forurensning av det viktige havetområdet på Sørøya. Uhellsutslipp fra Nordland VI vinterstid antas å kunne gi moderate konsekvenser for spekkhugger i Vestfjorden. Siden selen er mest sårbare for fersk olje, vil de være mest utsatt fra utslipp fra kystnære felt som Nordland VI og VII og delvis Troms I og Finnmark Øst, hvor oljedriftsberegninger i enkeltperioder tilsier korte drivtider til kystområdene. For Nordland VI og VII er konsekvensene vurdert som store, mens de for øvrige felt er vurdert som moderate eller små.

Iskant

Iskanten er i foreliggende arbeid anvendt som et uttrykk for våroppblomstringen av plankton. I hht. beregningene av oljedrift er det kun uhellsutslipp ved Bjørnøya Vest som kan berøre iskanten i vesentlig grad. Resultatene viser at enkeltscenarier for oljens drift og spredning kan berøre inntil 10 % (~ 200 km) av iskantens utstrekning fra Svalbard til Kola i en vinter- /tidlig vårsituasjon. Dette er betraktet som en vesentlig berøring av en viktig ressurskomponent i Barentshavets økosystem. I kombinasjon med den relative lave sårbarheten, men hvor også skadepotensialet til den stedbundne isflora og -fauna er trukket inn, vurderes mulige konsekvenser som moderate. For Lopparyggen Øst, som synes marginalt berørt, vurderes skadepotensialet som lavt. Oljedrift fra de andre utslippspunktene synes ikke å berøre den marginale issone, og skadepotensialet for disse betegnes som ubetydelige.

Miljørisiko

De komponentene med antatt størst skadepotensiale er vurdert i forhold til miljørisiko. Resultatene av valg og vurderinger er avslutningsvis lagt til grunn for forslag til avbøtende tiltak. På dette grunnlaget er de ulike parametrene som inngår i et risikouttrykk karakterisert og belyst. Det er også gitt en relativ miljørisiko forbundet med utslipp fra de enkelte feltene.

Størst miljørisiko er knyttet til uhellsutslipp fra feltene Nordland VI og VII, hvor det er vurdert høy miljørisiko for sjøfugl og strand, samt for feltene Bjørnøya Vest, Troms I og Finnmark Øst med høy miljørisiko for sjøfugl.

Kunnskapshull

Der er gjort en kort vurdering av kunnskapsstatus for hver i sær av de respektive ressurskomponentene, og de største kunnskapsbehovene omfatter blant annet:

- oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for sårbare bløtbunnshabitat
- systematisk oppdatering av sjøfuglenes bestandsstørrelser og utbredelse; samt kunnskap om sjøfugløkologi og livshistoriske parametre.
- generell styrking av kunnskapsgrunnlag for kystsel og oter
- bedre integrering av resultater fra forskning og overvåkning som grunnlag for risikoanalyser og konsekvensutredninger (f.eks. forbedring av de forvaltningsmessige verktøy i den marginale issonen)

Avbøtende tiltak

Overvåking betraktes som et avbøtende tiltak dersom uhellet er ute. Det er anbefales også at identifiserte kunnskapshull tettes; primært for å styrke beslutningsgrunnlaget for eventuelle fremtidige utbygginger, men også for å vurdere eventuelt skadeomfang og -varighet i etterkant av en hendelse. I tillegg anbefales bl.a. at etterkantundersøkelser bør igangsettes så snart som mulig ved en hendelse og at opprensningstiltak vurderes i hht. gjeldende veiledning. Som forebyggende tiltak er det viktig at oljevernberedskap implementeres i hht. dimensjonerende utslipp og miljørisiko og at aktuelle beredskapstiltak (mekanisk, kjemisk, brenning etc.) bør være avklart i hht. gjeldende forskrifter. Det forutsettes at effektive (operasjonsspesifikke) varslingsrutiner etableres som en del av en eventuell helårlig petroleumsvirksomhet.

1. INNLEDNING

Foreliggende utredning er utarbeidet av Alpha og NINA i felleskap, og utgjør en av flere delutredninger i OEDs utredningsprosess for helårlig petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet. Utredningen fokuserer på mulige konsekvenser for strand, sjøfugl, marine pattedyr, iskant etc., ved uhellsutslipp av olje, og retter seg etter styrende dokumenter for utredningsprosessen. Den faglige tilnærmelsen er forankret i kunnskapsgrunnlaget for de respektive miljøkomponentene, uttrykk for oljens drift og spredning, og erfaringer fra tidligere uhellsepisoder.

Barentshavet er ingen jomfruelig provins i petroleumssammenheng. Deler av Tromsøflaket ble åpnet allerede i 1979, og de første utvinningstillatelsene ble tildelt i femte konsesjonsrunde (1980). Området ved Tromsøflaket ble vedtatt utvidet i 1985, mens Barentshavet sør formelt ble åpnet for letevirksomhet i 1989 etter den første større utredningsprosessen på norsk sokkel (Børresen et al. 1988).

Pr. dato er det tildelt ialt 39 utvinningstillatelser og boret 62 brønner i området (OED 2003). Det er påvist en rekke mindre og middels store funn, hovedsakelig gass. Snøhvit, Albatross og Askeladd, med produksjon av gass på Melkøya utenfor Hammerfest, er de eneste feltene som hittil er vedtatt utbygget. Det er også påvist olje i Barentshavet, men det er foreløpig ikke levert inn planer for utbygging og drift av disse funnene. Deler av Nordland VI ble åpnet for letevirksomhet i 1994 som en del av utredningsprosessen for Midt-norsk sokkel, og i 1999 ble det boret en letebrønn i dette området.

På begynnelsen av 2000-tallet ble det fattet beslutninger om at forutsetninger for helårlig petroleumsvirksomhet i Barentshavet skulle utredes nærmere. Olje- og energidepartementet (OED) er tillagt ansvaret for dette arbeidet, som i hht. Semærklæringen også skal være en integrert del av Forvaltningsplanen for Barentshavet. Forslag til program for utredningsprosessen ble lagt fram juni 2002, hvor også noen av premissene for det videre arbeidet ble trukket opp. Prosessen ble ytterligere presisert da OED i september 2002 skisserte tre scenarier for videre utvikling av petroleumsvirksomheten i området (OED 2002):

- *Basisnivå*, bestående av påviste ressurser: gassfelt i Troms I (Snøhvit), oljefelt i Troms I (Goliat), samt tilleggsressurser til gassfeltet i Troms I.
- *Middels aktivitetsnivå* inkluderer i tillegg felt med relativt sett høy funnsannsynlighet, dvs. oljefelt i Nordland VI, Lopparyggen Øst og Finnmark Øst, samt gassfelt i Finnmark Øst og Nordkappbassenget. Funnsannsynligheten for hvert enkelt felt er likevel så vidt lav at det ikke forventes at samtlige områder vil gi funn som leder til utbygging.
- *Høyt aktivitetsnivå* inkluderer i tillegg felt i områder som i dag er vurdert å ha svært lav funnsannsynlighet (Bjørnøya Vest), pluss felt i områder som ikke er åpnet for letevirksomhet (Nordland VII). Scenariet er ment å belyse konsekvenser av virksomhet i hele utredningsområdet.

Endelig utredningsprogram ble fastsatt januar 2003 (OED 2003). I tillegg er det utarbeidet egne miljøbeskrivelser (Føyn et al. 2002; Moe & Brude 2002) og beregninger av oljens drift og spredning (DNV 2003) som skal ligge til grunn for alle delutredninger i prosessen.

Foreliggende arbeid utgjør en av disse delutredningene; spesifikt gjeldende for uhellsutslipp av olje til sjø og mulige virkninger på strand, iskant, sjøfugl, marine pattedyr og andre forhold. Arbeidet er utført av Alpha Miljørådgivning (Alpha) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) i felleskap. Utredningen er harmonisert mot gjeldende styringsdokumenter som ovenstående miljøbeskrivelser, felles konsekvensvariable, samt spesielt miljøfølsomme og verdifulle områder (SMO/SVO), mens den faglige tilnærmelsen er forankret i kunnskap om og forståelsen av det marine miljø i kombinasjon med de beregnede uttrykk for oljens drift og spredning, parret med erfaringer fra tidligere uhellsepisoder. Det er også utarbeidet uttrykk for miljørisiko og identifisert forslag til avbøtende tiltak. Kunnskapsgrunnlaget så vel som alle valg og prioriteringer er dokumentert i henhold til best tilgjengelig praksis for denne type arbeider.

2. MATERIALE OG METODER

I det følgende er det gitt en kort presentasjon av den faglige forankringen til foreliggende vurdering; hvilke overordnede forutsetninger som ligger til grunn for selve studiet så vel som de valg og prioriteringer som er nødvendig for denne type arbeider. Resultatene av disse valgene, samt anvendte grunnlagsdata, datarutiner og -verktøy er dokumentert.

2.1 Forutsetninger og tilnærming

Alle utredningsarbeider må harmoniseres mot gjeldende føringer og rammer; feks. i form av enkelte valg, prioriteringer og forenklinger. Dette gjelder også prosessen for arbeider under OEDs utredning av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet (ULB). I det følgende er det gitt en kort presentasjon av viktige forutsetninger for den faglige og praktiske tilnærming som er anvendt for foreliggende delutredning.

2.1.1 Overordnede forutsetninger

Foreliggende vurdering av mulige konsekvenser ved uhellsutslipp av olje utgjør en del av OEDs utredningsprosess for helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet. Forutsetningene for denne prosessen er gitt i styrende dokumenter fra myndighetene og deres institusjoner, som nødvendigvis også legger premisser for den enkelte delutredning:

- Programmet for utredningsprosessen (OED 2002 og 2003), hvor det pekes på utredningsbehov og -mål for arbeidet, så vel som utredningsarbeidets integrerte del av Forvaltningsplan for Barentshavet.
- Mulige utviklingsscenarier for petroleumsvirksomheten i området er gitt i et eget notat fra OED (2002), hvor tre ulike aktivitetsnivåer er antydnet (hvh. basisnivå, middels og høyt aktivitetsnivå).
- Grunnlagsinformasjon miljø, hvor Havforskningsinstituttet (HI) og Norsk Polarinstitutt (NP) i fellesskap har utarbeidet en miljøbeskrivelsene som skal ligge til grunn for delutredningene (Føyn et al. 2002). For temaene sjøfugl og strand foreligger det utdypende arbeider med egne datasett og -beskrivelser av strandmiljøet (Moe & Brude 2002) og av særlig viktige sjøfuglområder (Systad et al. 2003).
- Drift og spredning av olje, hvor det i regi av OED er gjennomført omfattende oljedriftsberegninger, tilsvarende 3.600 enkeltscenarier for hver varighet (DNV 2003).

Foreliggende arbeid fokuserer på strand, iskant, sjøfugl, marine pattedyr og andre forhold, inkl. kulturminner. Tilstøtende emner som olje-fisk, olje-fiskerier og oljevernberedskap vurderes i egne delutredninger (jf. studie 7-c: Johansen et al. in prep.; studie 8-b: Aaserød et al. 2003; studie 7-d: Sintef in prep.).

2.1.2 Faglig og praktisk tilnærming

Petroleumsvirksomheten på norsk sokkel har vært gjenstand for omfattende utredningsarbeid siden tidlig 1980-tall. Konsekvensutredningene (KU) og miljørisikoomanalysene (MRA) varierer imidlertid både i bredde og dybde så vel som i faglig tilnærming. Foreliggende delutredning er tilpasset en form for standard som er tilkjennegitt i et flertall av disse, hvor det er valgt en trinnvis tilnærming til følgende hovedkomponenter:

- *Miljø grunnlagsinformasjon*; hvor det er gitt en kortfattet beskrivelse av miljøkomponenter i utredningsområdet med tanke på å identifisere de viktigste komponentene for videre vurderinger av skadepotensialet.
- *Uttrykk for påvirkningsfaktoren*; som er gitt av resultatene og fra oljedriftsberegningene og er tilrettelagt for å vurdere mulig miljøbelastning.
- *Mulige effekter og skade*; som ved kombinasjon av miljøforhold, oljens drift og spredning, og erfaringer fra historiske episoder, gir uttrykk for hvilke virkninger uhellsutslipp av olje kan ha på de respektive ressursene.

Miljø grunnlagsinformasjon er med unntak av temaene strand og sjøfugl, utledet fra Føyn et al. (2002), et arbeid som er ment å stille informasjon og data tilgjengelig for alle delutredninger i ULB og forvaltningsplanen. For strand er informasjon og data utledet fra tilsvarende arbeid av Moe & Brude (2002), mens sjøfugldata er basert på NP og NINAs sjøfugldatabase, implementert i SVO-konseptet (Systad et al. 2003). Materialet er i tillegg supplert med resultater fra arbeidene med Spesielt Miljøfølsomme Områder – SMO (Moe et al. 1999a), verneverdier rundt Svalbard (von Quillfeldt et al. 2002) og andre relevante datasett. I foreliggende arbeid er det lagt vekt på forekomstene av de viktigste komponentene, deres fordeling i tid og rom, samt øvrige egenskaper av betydning for skadepotensialet. Geografiske informasjonssystemer (GIS) er i utstrakt grad benyttet for presentasjon og videre vurderinger.

Barentshavet rommer et stort antall miljøkomponenter. Miljøbeskrivelsen favner tilsvarende bredt, og en avgrensning av ressursgrunnlaget – i tråd med vanlig praksis for KU – har derfor vært nødvendig. Valg og prioriteringer er imidlertid gjort som del av foreliggende arbeid og er ihht. myndighetenes prioriteringer (bl.a. felles konsekvensvariable og SVO arbeidene).

Oppløsningen i grunnlagsdata setter som kjent premisser for detaljeringsgraden av selve vurderingene, hvilke metoder som kan brukes og hvilken grad av detaljer som kan forventes av resultatene. Oppløsningen i miljøbeskrivelsen til Føyn et al. (2002) er på enkelte punkter mindre spisset og i foreliggende arbeid er det valgt en kvalitativ tilnærming for enkelte ressurskomponenter. Kvantitative anslag for skadepotensialet har bare vært mulig for strand og kystnær sjøfugl. Dette er også reflektert i tilnærmelsen til miljørisiko, som er utarbeidet på en relativ skala.

Tilsvarende identifikasjon av mulig berørt område – influensområdet – er avgrenset felt for felt på grunnlag av oljedriftsdata og -resultater.

Mulige effekter og skade er basert på erfaringer fra tidligere episoder med uhellsslipp av olje, og er forankret i forståelsen av at eventuelle skader måles i forhold til integrasjonen av omfang og varighet på bestandsnivå. I disse vurderingene er gjort utstrakt bruk av GIS. I og med at oppløsningen i grunnlagsmaterialet så vel som det metodiske verktøyet varierer fra komponent til komponent, er også de respektive faglige tilnærmelsene noe forskjellig. Kunnskapsgrunnlaget og forutsetningene for vurderingene er imidlertid dokumentert i henhold til best tilgjengelig praksis for denne type arbeider.

Skadepotensialet er forsøkt antydnet på en tredelt skala (små, moderate, store), tilsvarende skaleringen som ble gjort i utredningsarbeidet for Barentshavet Nord (Aaserød & Loeng 1997). Små konsekvenser gir indikasjon av mulig skade på individnivå, mens tilsvarende skader på populasjonsnivå antydes som store. Merk at denne angivelsen er relativ så vel som kvalitativ; utledet på skjønnsmessig basis, og derfor ikke må betraktes som absolutt. Kumulative virkninger er ikke vurdert. Dette må baseres på en helhetlig tilnærming som bl.a. forutsetter adgang til øvrige resultater fra ULB. Slike vurderinger antas derfor å være en naturlig del av OED's konkluderende arbeide.

De komponentene med antatt størst skadepotensiale er vurdert i forhold til miljørisiko. Resultatene av valg og vurderinger er avslutningsvis lagt til grunn for forslag til avbøtende tiltak.

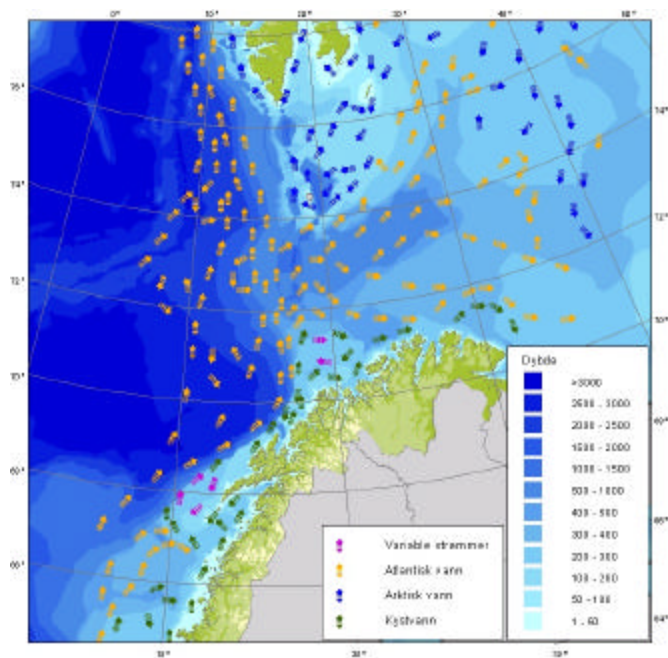
2.2 Områdebeskrivelse

Barentshavet er et grunt sokkelhav hvor den norske delen omfatter ca. 1,4 millioner km² med et gjennomsnittlig dyp på omlag 230 m (figur 2.1). Bunntopografien er dominert av større bankområder (100-200 m, eksempelvis Spitsbergenbanken, Sentralbanken og Storbanken) og dypere renner (300-400 m, eksempelvis Bjørnøyrenna) mellom disse. I vest følger Barentshavet den bratte kontinentalskråningen mot Norskehavet.

Hydrografisk sett er Barentshavet et konfrontasjonsområde mellom varmt atlantisk vann som strømmer inn fra sydvest og kaldt, arktisk vann som trenger inn fra nordøst. De store mengdene varmt næringsrikt Atlanterhavsvann er av stor betydning for Barentshavet og i møtet mellom disse vannmassene og kaldt arktisk vann (Polarfronten) foregår en betydelig vertikalblanding som gir

grunnlaget for en stor primærproduksjon i vår- og sommerhalvåret (Føyn et al. 2002). Tilsvarende vil det i en 20-50 km bred sone langs iskanten være stor algeoppblomstring som resultat av issmelting med et stabilt overflatelag samtidig med en frigjøring av næringssalter i isen.

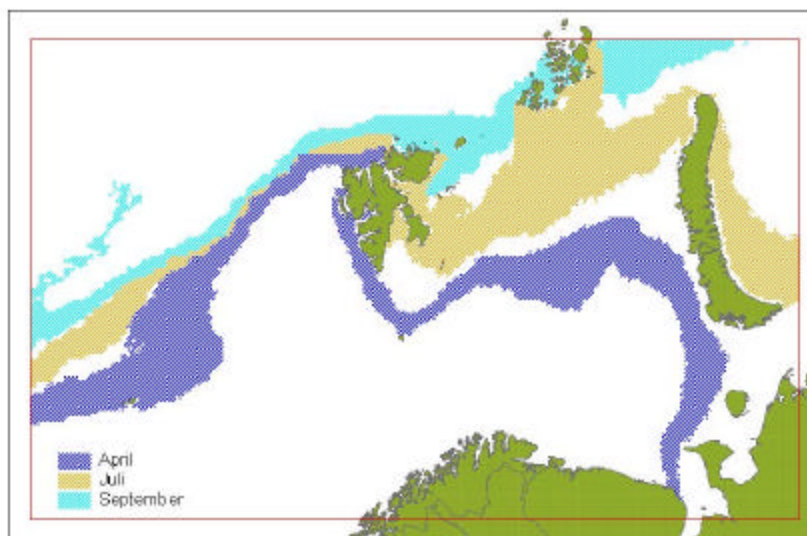
Kyststrømmen følger Norskekysten hele veien oppover fra sitt utgangspunkt i Østersjøen. Dette vannet er relativt varmt og opprettholder en viss vertikal stabilitet hele året. Et av de mest dominerende trekk utenfor Troms og Finnmark er sirkulasjonen over Tromsøflaket og Ingøydjupet. I disse områdene dannes mange små virvler med begrenset levetid. Det samme gjelder i frontområdene mellom Kystvann og Atlanterhavsvann og i Bjørnøyrenna. I Bjørnøyrenna er strømbildet komplisert, men hovedretning er østover (Sakshaug et al. 1992).



Figur 2.1. Skisse av strøm- og dybdeforhold i Norskehavet og Barentshavet. Etter Føyn et al. (2002).

Klimaet i Barentshavet varierer i takt med den varmemengden som transporteres inn i Barentshavet med Atlanterhavsstrømmen. Det er store år til år variasjoner, og forskjellen mellom det varmeste og kaldeste året er nesten 2 °C. Dersom resultatene midles over flere år, kan det synes periodiske svingninger i systemet. Den sesongmessige variasjonen i isdekket er også stor, og varierer mye fra år til år. Om sommeren er mesteparten av Barentshavet isfritt, mens maksimal isutbredelse observeres vanligvis mellom mars og mai og følger ofte den oseanografiske Polarfronten. I vest vil da Svalbardbanken vanligvis være isdekket sør til Bjørnøya, mens iskanten i øst går vest av Novaja Semlja og ned til østspissen av Kola (figur 2.2).

Vind, strøm og bølgeforholdene i Barentshavet ligger til grunn for modelleringen av oljens drift- og spredning. Basert på statistikk fra Det norske meteorologiske institutt (DNMI) som er tilrettelagt i NOFOs Planverk (<http://planverk.nofo.no>), fremgår det at frekvensandelen av bølgehøyder over 2,5 m i Barentshavet er 32 % for Nordland VI og 41 % for Tromsøflaket (årsmiddel). Tilsvarende frekvensandeler lengre sør er noe høyere, med 44 % på Haltenbanken og hele 52 % i Statfjordområdet.



Figur 2.2. Polygoner for georeferert angivelse av den marginale issonen i april (maksimum isutbredelse), juli og september (minimum isutbredelse) tilsvarende 40-80% sannsynlig isdekning. Dekningsområdet for de aggregerte isdataene er markert med en indre ramme. Datasettet er opparbeidet fra NPs isdatabase, som igjen er basert på observasjoner av DNMI, og gitt ved månedlige iskart for hyppighet av isdekke 1966-1989. Etter Alpha (2000)

2.3 Grunnlagsdata

I det følgende er det gitt en kort presentasjon av grunnlagsinformasjon som er stillet tilgjengelig i regi av ULB så vel som annet supplerende materiale som er anvendt i foreliggende vurderinger.

2.3.1 Miljøkomponenter og -ressurser

Med miljøkomponenter menes de naturlige forekommende ressurser eller naturgitte ressurser av naturmiljøet, og kan omfatte en eller flere arter, biotoper og/eller naturtyper. Foreliggende arbeid er avgrenset til *strandmiljøet*, uttrykt ved nøkkelarter og -samfunn, *iskant*, som et uttrykk for primærproduksjon og issamfunn, *sjøfugl*, uttrykt ved bestander av viktige arter, og *marine pattedyr*, primært gitt ved sel, hval og isbjørn. *Kulturminner* inngår som eneste menneskeskapte aktivitet.

Strand

Som en del av arbeidet med forvaltningsplanen for Barentshavet er det sammenstillet dokumentasjon av tilgjengelig data på strand; tilsvarende nøkkelarter og -samfunn, og deres respektive romlige fordeling (Moe & Brude 2002). Grunnlagsdataene er opparbeidet ved systematiske studier på 1980- og 90-tallet i regi av bl.a. Universitet i Tromsø (UiTø), senere Institutt for Fiskeri- og Marinbiologi (IFM) ved Universitetet i Bergen (UiB), og Institute of Oceanology, Polish Academy of Sciences, hvor Alpha, delvis i samarbeid med IFM, i ettertid har analysert og bearbeidet materialet ved bruk av biofysiske modeller og GIS.

De metodiske prinsipper og resultater for Svalbard, Hopen og Bjørnøya er publisert i sin helhet av Moe et al. (2000a), og har vært anvendt i OEDs utredningsarbeid for Barentshavet nord (jf. strandkapitlene i Aaserød & Loeng 1997) og under Samordnet leteboring i Barentshavet 2000-2001 (Moe et al. 1999a), hvor resultatene for Finnmark og Troms er publisert som egne fagrapporter av IFM (Stige et al. 1999) og Alpha (Moe et al. 2000b), mens kysten fra og med Nordland til Rogaland vil bli dokumentert på et senere tidspunkt (Brude et al. *in prep.*).

Den marginale issone

Georeferte uttrykk for den marginale issone i form av ArcView shapefiler (polygoner) er opparbeidet fra NPs isdatabase, som igjen er basert på observasjoner av DNMI, og gitt ved månedlige iskart for hyppighet av isdekke 1966-1989. Materialet er opparbeidet av Alpha (2000) og et eksempel på dette er gitt i figur 2.2.

Den marginale issone er brukt som uttrykk for primærproduksjon, hvor våroppblomstringen av phytoplankton starter i april og følger iskanten som et omlag 20-50 km bredt belte etterhvert som isen trekker seg tilbake (Sakshaug & Skjoldal 1989; Sakshaug et al. 1992). Både skadepotensialet til disse planktonforekomstene så vel som den mer "stedbundne" isflora og -fauna er vurdert.

Den marginale issone utnyttes imidlertid også av andre miljøkomponenter og ressurser. I foreliggende arbeid er vurderingen av disse forekomstene tilkjennegett tematisk, eksempelvis er skadepotensialet til isbjørnforekomstene ved iskanten adressert under marine pattedyr. For vurderinger av polartorsk og de istilknyttede forekomstene av denne arten vises det til ULB delstudie 7-c (Johansen et al. 2003).

Sjøfugl

Forekomstene av sjøfugl i utredningsområdet er beskrevet i rapporter som f.eks. Lorentsen (2002), Systad & Bustnes (1999a, 1999b) og Strøm et al. (2002). De sentrale datakildene er NP's og NINA's sjøfugldatabaser. Datagrunnlaget for sjøfugldelen av SMO-arbeidet er hentet fra en tidligere oppdatering av dette materialet. I tillegg foreligger enkelte arbeider i regi av bl.a. NOBALES (Systad & Bustnes 1999a, 1999c). Kvaliteten på dataene er variabel. Gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl, overvåkes årlig (eller tredjehvert år) hekkkoloniene på Røst (lomvi, alke, lunde, krykkje, teist, toppskarv, storskarv, ærfugl og havhest), Vest-Finnmark (storskarv og toppskarv), Hjelmsøya (lomvi, polarlomvi, alke, krykkje og storjo), Gjesværstappan (lunde og havsule), Kongsfjorden (storskarv) og Hornøya (lomvi, lunde, toppskarv og krykkje) (Lorentsen 2002). Tilsvarende oppdateres data fra Bjørnøya for lomvi, polarlomvi og polarmåke årlig (Lorentsen 2002). Dette arbeidet er (med enkelte unntak som for lunde på Røst og Gjesværstappan) rettet inn mot overvåkning av bestandstrender i utvalgte prøvefelt og gir således ikke totalestimer for koloniene.

Bestandsdata for andre hekkkolonier og arter har høy gjennomsnittsalder (jf. Follestad 1993). Det meste av dette datagrunnlaget ble opparbeidet under AKUP-arbeidet som var ferdigstilt i 1997. For store deler av området er nyeste data mer enn 15 år gamle, og tyngdepunktet i datagrunnlaget stammer fra slutten av 80-tallet. I perioden både før og etter dette har sjøfuglbestandene gjennomgått store forandringer (bl.a. Lorentsen 2002). Den største omveltningen foregikk i 1986-87, da flere av hekkkoloniene innenfor utredningsområdet ble kraftig redusert (Lorentsen 2002). Noen av disse bestandene er senere restituert opp mot det nivået de hadde før krakket, f.eks. lomvikolonien på Bjørnøya (Strøm under utarbeidelse). Lomvibestandene på fastlandet er derimot ikke restituert, og viser fortsatt synkende tendenser (Lorentsen 2002).

Sjøfugldata fra kystområdene til andre årstider enn hekkesesongen er av høyst variabel karakter. Data på overvintrende sjøfugl finnes ikke for store deler av kysten. Dette utgjør en særdeles alvorlig mangel i det tilgjengelige datagrunnlaget. Bortsett fra overvåkingen som gjennomføres gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (Vesterålen, Troms og Varangerfjorden) (Lorentsen & Nygård 2001) er det kun utført enkelte arbeider av kortere varighet. Det mest omfattende arbeidet av nyere karakter i denne sammenheng, er tellinger fra fly av kysttilknyttede arter i Finnmark i 1998-99 og 1999-2000 (Systad & Bustnes 2000, 2001). Disse arbeidene er ikke innarbeidet i SMO- eller SVO-konseptene ennå, men er vurdert for de berørte områdene.

Data fra åpent hav er av tilsvarende karakter som kystdataene, og er ikke oppdatert siden midt på 90-tallet. Gjennomsnittsalderen på dette materialet er også over 10 år, og i store deler av området har sjøfuglforekomstene aldri vært kartlagt. I tillegg er det vist at variabiliteten i åpent hav er så stor på flere nivåer at det vanskelig lar seg gjøre å utarbeide en forutsigbar fordeling av sjøfugl på annet enn

svært stor skala (Fauchald et al. 2002). Barentshavet er imidlertid et svært viktig område for pelagiske sjøfugl til alle årstider.

Et sentralt problem er at man ikke kjenner bestandstilhørigheten til flere av de overvintrende sjøfuglbestandene i Barentshavet, selv ikke for de kysttilknyttede artene. Alle bestandene vest for Taymyr befinner seg i regionen på et eller annet tidspunkt av året, men man kjenner dårlig til hvor i Barentsregionen de befinner seg. Dette har stor betydning i forhold til vurderinger av sårbarhet og restitusjonstid. Med unntak av de artene og koloniene som overvåkes gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (f.eks. Lorentsen 2002) vet man svært lite om bestandstrender for sjøfugl i området (Lorentsen & Nygård 2001). Det er utført to trekkstudier med satellittsendere i området, henholdsvis på stellerand i Varangerfjorden (Bustnes upubl. data) og på noen få individer av lunde på Røst (Anker-Nilssen et al. i manus). Stellerandstudiet avdekket viktig informasjon om trekkveier, myteområder og potensielle hekkeområder for arten utenfor utredningsområdet, mens det andre studiet avslørte at lundene på Røst trekker nordøstover inn i Barentshavet etter avsluttet hekking og oppholder seg der en periode tidlig på høsten.

Tilgjengelig kunnskap gjør det mulig å utrede mulige konsekvenser ved petroleumsvirksomhet i utredningsområdet for viktige kolonier av pelagiske sjøfugl, de viktigste hekkeområdene for kyst-tilknyttede arter som ærfugl, storskarv, toppskarv og teist, samt noen viktige områder for overvintrende kysttilknyttede arter som ærfugl, praktærfugl, havelle, stellerand m.fl. De viktigste områdene i åpent hav kan imidlertid ikke lokaliseres med tilstrekkelig pålitelighet ut fra eksisterende data.

Under utarbeidelsen av konseptet med sværtverdifulle områder (SVO) for sjøfugl (Systad et al. 2003), ble det konkludert med at det kan være hensiktsmessig å arbeide med økologiske grupper i stedet for enkeltbestander. Dette vanskeliggjør vurdering av bestandsparametere som restitusjonsevne, bestandstrender og populasjoners trekkveier, men kunnskapsnivået er likevel som regel ikke tilstrekkelig til å beregne restitusjon med noen grad av pålitelighet. Artene i samlegruppene er ofte utsatt for de samme truslene, har tilsvarende sårbarhet og deler flere viktige fellestrekk. De er ofte gjensidig avhengige av hverandre, spesielt i hekkekoloniene, hvor en viktig faktor er predasjon. Mange arter beiter tidvis på det samme næringstilbudet, f.eks. lodde og lodderogn under loddeinnsiget til norskekysten.

I tillegg er iskanten et viktig område for noen arktiske sjøfuglarter (teist, lomvi, polarlomvi, ismåke).

SVO-dataene er brukt i ressursbeskrivelsen. Sårbarhet er i tillegg vurdert for de gjeldende ressursene på samme måte som i SMO-arbeidet (Moe et al. 1999a), dvs. med utgangspunkt i en modell utviklet til AKUP-arbeidet (Anker-Nilssen 1987).

Marine pattedyr

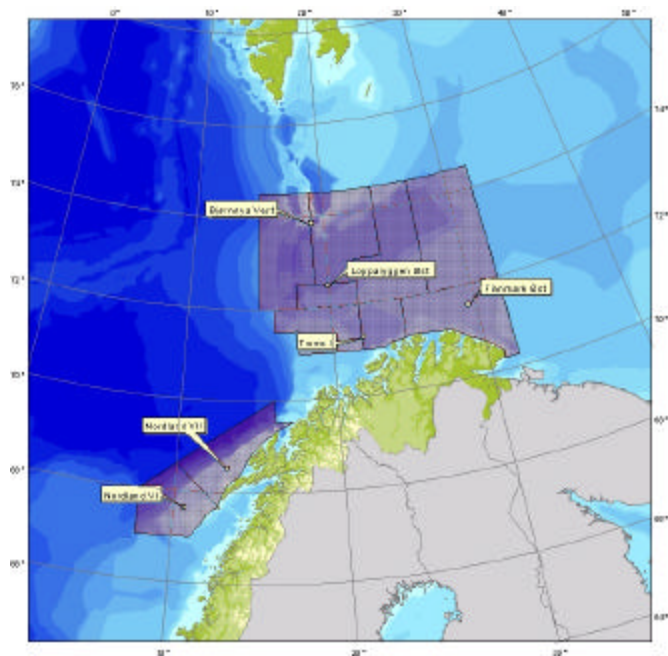
Grunnlagsinformasjon for marine pattedyr er i utgangspunktet utledet fra Føyn et al. (2002). Materialet er i tillegg supplert med resultater fra arbeidene med Spesielt Miljøfølsomme Områder – SMO (Moe et al. 1999a) og verneverdier rundt Svalbard (von Quillfeldt et al. 2002), samt andre relevante tekniske rapporter og vitenskapelige publikasjoner.

Andre forhold / Kulturminner

Grunnlagsinformasjon for andre forhold (- primært områder som har vært gjenstand for vurdering av vern) og kulturminner er i utgangspunktet utledet fra Føyn et al. (2002). Materialet er supplert med resultater fra arbeidene med marine verneverdier (Brattegard & Holthe 1995, 1997) og verneverdier på og rundt Svalbard og Bjørnøya (Theisen 1997; Theisen & Brude 1998; von Quillfeldt et al. 2002), i tillegg til Direktoratet for naturforvaltning's (DN) base for naturvernområder (DN 2003).

2.3.2 Uhellsutslipp

OED har utarbeidet en produksjonsskisse med angivelse av fiktive felt i analyseområdet som grunnlag for konsekvensutredningen. Scenariene er nærmere beskrevet i OED (2002). Lokalisering av feltene som er benyttet i utbyggingsscenariet er vist i figur 2.3.



Figur 2.3. Lokalisering av oljefelt benyttet i utbyggingsscenariet . Kilde: OED (2002).

For hvert felt er det foretatt beregninger av oljens drift og spredning (DNV 2003). De modellerte oljetypene og utslippsratene for de respektive utslippspunktene er gitt i tabell 2.1.

Tabell 2.1. Modellparametre for feltene i utbyggingsscenariet.

Utslippspunkt	Oljetype	Utslippsrate (Sm ³ /d)	GOR	Utslippsdyp sjøbunn (m)
Bjørnøya Vest	Svale	3000	50	250
Finnmark Øst	Norne	6000	150	350
Lopparyggen Øst	Norne	3000	45	356
Troms I	Goliat	1000	85	379
Nordland VI	Svale	3000	50	179
Nordland VII	Svale	3000	50	150

Til grunn for den videre behandling av oljedriftsresultatene ligger vektete utslippsvarigheter basert på varigheter og frekvensandeler gitt i tabell 2.2. For hvert av feltene er det modellert 3600 enkeltscenarier for hver varighet. Dataene er senere bearbeidet og tilrettelagt på måneds-, sesong-, og halvårsnivå i regi av NOFO (<http://planverk.nofo.no>).

Tabell 2.2. Varigheter og frekvensandeler som er lagt til grunn for drivbaneberegningene.

Lokasjon	Hendelse	Varighet 1 (d)	Frekvens- andel (%)	Varighet 2 (d)	Frekvens- andel (%)	Varighet 3 (d)	Frekvens- andel (%)
Samtlige	Overflateutblåsning	0 – 2	70	2 - 5	17	5 - 60	13
	Sjøbunnsutblåsning	0 – 2	30	2 - 14	15	14 - 60	55
	Havari (FPSO)	1	100				

De største konsekvensene på miljø- og miljøressurser kan erfaringsmessig oppstå ved store og langvarige utslipp. Til grunn for foreliggende delutredning er derfor valgt å benytte resultater fra overflateutslipp, da olje på overflaten i alt overveiende vil være dimensjonerende konsekvensparameter for de vurderte miljøressursene. Resultater fra modellering av uhellsutslipp i forbindelse med totalhavari av FPSO er beskrevet under kapittel 4.2.

2.4 Datarutiner og modellverktøy

Til grunn for delutredningen ligger både grunnlagsdata og spredningsberegninger av oljedrift på GIS format (ArcView). Data fra Føyn et al. (2002), samt andre relevante grunnlagsdata er lagt til rette på ContAct 10x10 km rutenett, dvs. på samme format som oljedriftsresultatene og eksisterende SMO data. Dette har tilgjengeliggjort data for enklere overlappsanalyser i GIS.

3. MILJØ - MILJØKOMPONENTER

I det følgende er det gitt en kort presentasjon av miljøforhold og -komponenter som ligger til grunn for den videre vurdering av mulige konsekvenser og analyser av miljørisiko. Beskrivelsen fokuserer på komponentenes egenskaper som er av betydning for skadepotensialet, primært i form av respektive forekomster og deres fordeling i tid og rom. Forutsetningene for de nødvendige prioriteringer og utvalg er drøftet og grunnlagt innledningsvis.

3.1 Valg og prioriteringer

Det ligger i konsekvensutredningers natur et visst behov for forenkling og prioritering; målet er som kjent å opparbeide et grunnlag for beslutninger og strategier, hvor konsekvensene av de respektive beslutninger skal tilkjennegjøres for alle berørte parter. Alle temaer kan nødvendigvis ikke belyses i like stor dybde og bredde; det må fokuseres på de deler av tiltaket som erfaringsvis er mest viktige. Fokuseringen foregår gjerne i de innledende faser av KU-prosessen (jf. f.eks. AEAM; Hansson et al. 1990). Valg og prioriteringer skal dokumenteres; både de temaene som blir med videre i prosessen så vel som de som nedprioriteres og velges ut, slik at resultatene blir gjennomsiktlige og etterprøvbare for alle involverte parter. Dette gjelder også for foreliggende delutredning, hvor det i fokuseres på mulige virkninger av uhellsslipp av olje på strand, sjøfugl, marine pattedyr og iskant. I tillegg skal det utvikles en enkel og robust tilnærme for å adressere miljørisiko.

Barentshavet er hevdet å være særlig sårbart så vel som tilsvarende robust, alt avhengig av ståsted og hvilke faktorer som velges vektlagt. Med utgangspunkt i dette bør relevante forhold vurderes objektivt ut i fra en helhetlig tilnærme og eventuelt avklares på grunnlag av faglige prinsipper og mål. Alle relevante miljøkomponenter og påvirkningsfaktorer bør adresseres. I en slik sammenheng utgjør foreliggende tematiske vurderinger bare en del av de samlede saksforhold, f.eks. vurderes mulige virkninger av uhellsslipp på fisk i en annen delutredning. I foreliggende arbeid er det derfor bare adressert relasjoner som belyser potensialet for kumulative effekter (jf. kapittel 5.7); mer omfattende økosystembetraktninger er ikke en del av delutredningen.

Den tematiske inndelingen er i samsvar med tidligere utredninger av petroleumsvirksomhet, selv uten at seleksjonsprosessen har vært gjenstand for bredere diskusjoner i større fora. Dette er ikke unaturlig da petroleumindustrien har vært gjenstand for mange miljøutredninger og -analyser over de seneste 10-20 årene, og konfliktområdene er rimelig godt dokumentert. Inndelingen er imidlertid stedvis lite spisset slik at det er behov for ytterligere fokusering. På den ene siden er miljøet i utredningsområdet høyst divers med variasjoner fra delområde til delområde så vel som til ulike tider av året. Forskjellene fra år til år kan også være signifikante; Barentshavets marine miljø er kjent for store svingninger (Sakshaug et al. 1992). På den annen side favner mye av grunnlagsmaterialet som er opparbeidet i de første faser av arbeidet med forvaltningsplanen (Føyn et al. 2002; Moe & Brude 2002; Systad et al. 2003) relativt bredt. Selv om arbeidet har vært gjenstand for en viss prioritering, er oppløsningen i data- og informasjonsgrunnlaget ikke alltid tilstrekkelig for kvantifisering og behørig anskueliggjørelse av skadepotensialet ved uhellsslipp av olje.

Foreliggende vurderinger, som i utgangspunktet er forankret i ovenstående miljøbeskrivelser, er derfor i første rekke kvalitative. I tillegg har det vært nødvendig å foreta visse tematiske valg for mer detaljerte vurderinger. Disse valgene er primært foretatt i forhold til arter og forekomster innenfor hvert av hovedtemaene, med målsetting om å adressere problemstillinger for:

- nøkkelkomponenter og -ressurser i økosystemet, eksempelvis arter, artsgrupper og habitater som er av stor betydning eller representative for utredningsområdet
- komponenter og ressurser hvor skadepotensialet kan synes særlig uttrykt, eventuelt vurdert som dimensjonerende.

Disse overordnede kriteriene avviker ikke vesentlig fra AEAM eller liknende tilnærmer.

I foreliggende arbeid er det videre valgt å fokusere på komponenter hvor skadepotensialet kan forankres i og substansieres for kjente forekomster. Dvs. at det stilles krav til et minimum av kunnskap om artenes fordeling i tid og rom. For enkelte komponenter har det derfor vært nødvendige å supplere deler av data- og informasjonsgrunnlaget. Referanse til kilde er gitt i hvert enkelt tilfelle.

Spørsmål om hvordan de utvalgte komponentene kan bli eksponert for uhellsutslipp av olje, og i så fall, hvordan eventuelle effekter og skade kan komme til uttrykk, utgjør alltid utfordringer. For flere av komponentene kan dose-responsforhold være lite kjent eller av mer generell karakter, slik at presisjonen i anslag av skadepotensialet blir relativt lav. Dette gjelder eksempelvis tilfeller hvor det vanskelig kan pekes på områder eller tidsvinduer som synes særlig viktig for en eller flere bestander, at bestandsstatus er usikker, eller hvor interaksjoner mellom ulike bestander og/eller trofiske nivåer er mindre kjent. I slike tilfeller kan enhetlige, kvantitative vurderinger vanskelig gjennomføres.

Den metodiske tilnærmelsen er derfor forsøkt tilpasset kunnskaps- og erfaringsgrunnlaget for den aktuelle problemstillingen. Med ovenstående to (tre) kriterier vil ikke vurderingene utelukkende være rettet mot ”verst tenkelig tilfelle”; omfang og varighet av skadepotensialet er forsøkt nyansert og tilkjennegitt også i tilfeller hvor mulighetene for skade synes lite. Men – det skal også bemerkes at vurderingene favner om en tenkt situasjon – uhellsutslipp av olje. Ethvert oljesøl har som kjent sin egen natur som funksjon av de naturgitte forholdene i miljøet, og spennvidden i erfaringsmaterialet er stort. De dokumenterte virkningene varierer fra små til store, alt etter hvor, når og hvordan oljen entrer miljøet. Begrepet representativitet er i så måte intet absolutt, men i høyeste grad relativt; -sannsynliggjøring av hvilken del av virkningspotensialet som eventuelt realiseres kan ikke umiddelbart gis et entydig innhold. Noen av de faktorene som bestemmer dette er diskutert i kapittel 6 for miljørisiko.

I det følgende er det gitt en kort oppsummering av ovenstående prioriteringer som basis for videre dokumentasjon av de utvalgte miljøkomponentens egenskaper i kapittel 3.2 og vurderinger av deres respektive skadepotensiale i kapittel 5.

Strand

Foreliggende arbeid fokuserer på miljøet i fjæra, uttrykt ved fordelingen av nøkkelarter og -samfunn og deres respektive mengdeforhold. Denne tilnærmelsen følger tradisjonen fra tidligere, større utredningsprosesser (Lein et al. 1992; 1993), men gjennomføres for første gang på et enhetlig, sammenhengende datamateriale som er tilrettelagt i GIS (Moe & Bude 2002). Havstrandsdata, gitt ved en oversikt over (georefererte) tangstrand- og strandenglokaliteter av særlig interesse, er utledet av Marin Ressurs Data Base (MRDB).

Sjøfugl

For sjøfugl er det valgt et perspektiv der artene vurderes gruppevis, i tråd med SVO: Hver ressurs er i utgangspunktet vurdert for seg. I tillegg er de forskjellige ressursene samlet i økologisk enhetlige grupper (tabell 3.1) etter modell fra Anker-Nilssen et al. (1994) og som er benyttet i SMO og SVO. Som felles konsekvensvariable for sjøfugl er det valgt å fokusere på:

- Truede og sårbare arter: Stellerand, praktærfugl
- Sjøfugl: Lomvi, polarlomvi, ærfugl.

Denne utvelgelsen ble gjort i forkant av SVO-arbeidet (Systad et al. 2002), som forutsetter en annen tilnærming. Imidlertid er disse artene fanget opp i SVO-konseptet, gjennom disse artenes verne- og bestandsstatus.

Tabell 3.1. Oppdeling av utvalgte sjøfuglarter i økologiske grupper.

Pelagisk dykkende sjøfugl	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	Kystbundne dykkende sjøfugl	Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	Fjæretilknyttede arter
Alkekonge Alke Polarlomvi Lomvi Lunde	Havhest Havsvale Stormsvale Havsule Storjo Tyvjo Ismåke Krykkje Sabinemåke	Smålom Islom Gulnebbblom Gråstrupedykker Storskarv Toppskarv Bergand Havelle Ærfugl Praktærfugl Svartand Sjøorre Stellerand Laksand Siland Teist	Grågås Kortnebbgås Ringgås Hvitkinngås Gravand Stokkand Fiskemåke Gråmåke Sildemåke Svartbak Polarmåke Makrellterne Rødnebbterne	Gråhegre Fjæreplytt

Disse gruppene ble tildels opprettet på grunnlag av artsmessige likheter i sårbarhet. Samtidig opptrer ressursene i hver gruppe relativt enhetlig, og stort sett beiter de på samme trofiske nivå og har samme fødesøks- og beiteatferd. For eksempel er mange av alkefuglene samlokalisert i hekkesesongen på grunn av kolonitilknytningen deres, og utbredelsen vinterstid er forholdsvis overlappende for flere av artene. I tillegg fungerer gruppene ofte som en enhet, f.eks. i de store fuglefjellene hvor avhengigheten mellom artene er stor, blant annet i form av minsket predasjonsrisiko. For flere av artene er oppløsningen av dataene dårligere enn den valgte månedsinndelingen. Dermed vil resultatene vise lik verdi for flere av månedene. Datagrunnlaget gir dessverre ikke muligheter for nyansering av dette.

Viktige perioder gjennom året for sjøfugl er hekkesesongen i april (mai) – august (september), fjærfellingsperioden (myteperioden) på ettersommeren for de fleste andefugler (juli-august) og alkefugler (august-september), trekketidene vår og høst og overvintringsperioden (november/desember-februar/mars) hvor i alle fall de kysttilknyttede artene er forholdsvis stasjonære.

Marine pattedyr

Referanseverk som Miljøbeskrivelsen (Føyn et al. 2002) så vel som beskrivelsen av verneverdier rundt Svalbard (von Quillfeldt et al. 2002) omtaler forekomstene av marine pattedyr på relativt bred basis; deres respektive fordeling i tid og rom er med få unntak ikke angitt. Materialet er således mindre egnet til kvantifisering og substansiering av skadepotensialet. Foreliggende arbeid fokuserer derfor i første rekke på arter som havert og steinkobbe, og for disse er det opparbeidet egne georefererte datasett som angir nøkkelområder og bestandstall. I tillegg er det adressert en del relevante problemstillinger for spekkhogger og isbjørn. Oter er betraktet som særlig sårbar for oljeforurensning og dette forholdet er diskutert og dokumentert. Det er også pekt på kjente forekomster av flere sel- og hvalarter i kapittel 3.2, men uten at disse er gjenstand for detaljerte analyser.

Iskant

Iskanten, gitt ved statistisk fordeling av den marginale issone, er i foreliggende arbeid betraktet som et uttrykk for den initiale fasen av våroppblomstringen. Vurderingene adresserer således primærproduksjon og tilsvarende skadepotensiale. Ressursene på høyere trofiske nivåer er adressert i forhold til deres respektive tematiske tilhørighet; skadepotensialet for isbjørn er f.eks. vurdert under marine pattedyr.

Andre forhold - kulturminner

Med andre forhold er det valgt å fokusere på verneområder og områder som av ulike årsaker er vurdert vernet. Slike områder tas som uttrykk for myndighetenes prioriteringer, men siden egenskapene (dvs.

motivet for vern og de politiske forhold bak verneprosessene) varierer, er sårbarheten for olje ikke umiddelbart gitt.

For kulturminner er det gitt en oversikt over registrerte objekter med antatt sjønær tilknytning. Sårbarheten for oljeforurensning er som for ovenstående, imidlertid ikke eksplisitt gitt.

3.2 Miljø og miljøkomponenter; utvalgte egenskaper og karakteristika

I beskrivelsene av de respektive miljøkomponentene i det følgende er det lagt vekt på egenskaper av betydning for skadepotensiale ved akutt oljeforurensning; andre egenskaper av generell eller vitenskapelig interesse kan derfor være utelatt.

3.2.1 Strand

Strandmiljøet kjennetegnes av en rekke mer eller mindre distinkte soneringer, *vertikalt* fra sprutsonen i øvre del av fjæra, fjæresonen som tilsvarer miljøet mellom tidevannsmerkene, og sjøsonen som strekker seg fra fjæra og ned i dypet, så vel som *horisontalt*; fra indre beskyttede fjordbotner til de ytterste skjær hvor bølgeeksponeringen er signifikant. Innenfor hver av disse gradientene, utgjør substratets egenskaper; hardbunn og bløtbunn, grunnlaggende forutsetninger for livet i det strandnære marine miljø.

Sprutsonen

Havstranda, som i denne sammenheng behandles som synonym for sprutsonen, utgjør møtesonen mellom det marine og det terrestre miljø, men er samtidig et eget økosystem med organismer og økologiske faktorer som dels er svært forskjellig fra både sjø og land. Floraen domineres av høyere planter, hvor artenes salttoleranse er en viktig faktor for utformingen av de respektive samfunn og vegetasjonskomplekser, som f.eks. strandenger, tangstrender, rullesteinsstrender, sandstrender, fuglegjødslete lokaliteter etc.

Havstrandslokaliteter er systematisk dokumentert for nær sagt hele kysten. Men for enkelte områder, inklusivt deler av utredningsområdet, er datagrunnlaget av varierende alder. Resultatene er samlet og tilrettelagt for utredningsformål i Marin Ressurs Data Base (MRDB), hvor det i denne sammenheng er gjort et utvalg begrenset til strandenger av nasjonal og internasjonal botanisk interesse. Strandenger er produktive habitater i overgangen mellom sjø og land. Foruten de botaniske kvalitetene, hvor samfunnene ofte er dominert av et mindre antall arter med høy dekningsgrad, er strandengene ofte av stor betydning som oppvekstområder for fisk og næringsområder for fugl. Et av kjennetegnene ved strandenga er planterøttenes betydning for å binde substratet; plantene beskytter i praksis stranda mot erosjon.

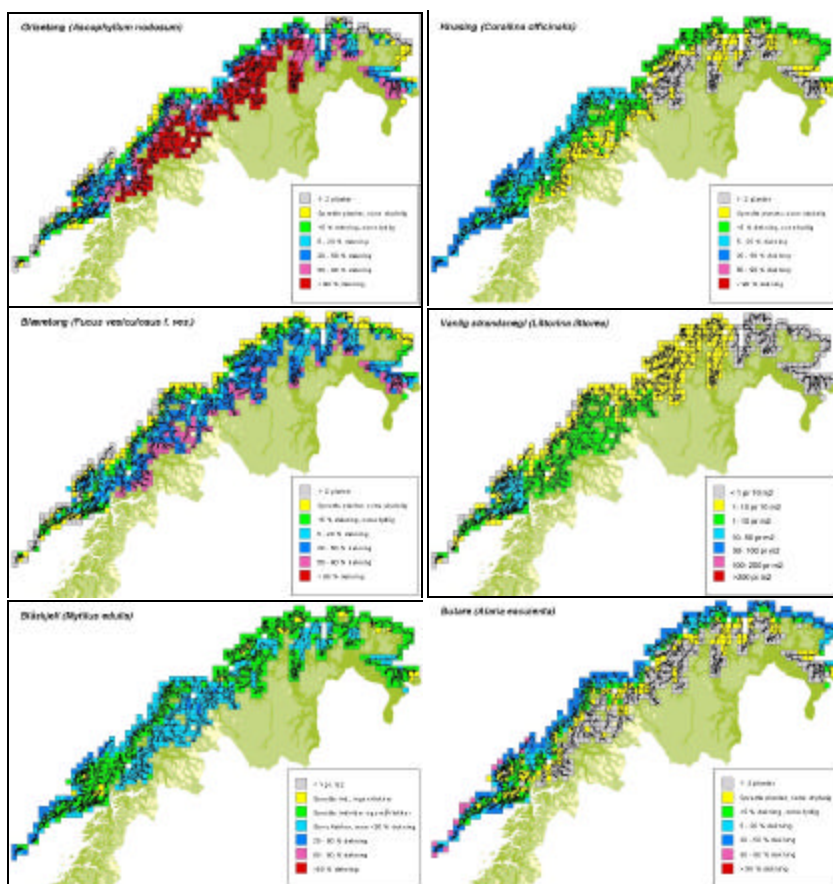
Fjæresonen - Hardbunn

Noe av det mest iøynefallende ved en hardbunnsstrand langs norskekysten er den vertikale soneringen. Fra lavvannsnivå til den høyeste sjøsprøytonen er stranden delt opp i bånd som kjennetegnes ved forskjellige dominerende alger og dyr. Tare vokser bare i den laveste sonen. Høyere oppe danner ofte alger som grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) tette bestander. Blåskjell (*Mytilus edulis*), fjærerur (*Semibalanus balanoides*) eller albusnegl (*Patella vulgata*) kan også dominere enkelte steder. Veksten i den øverste delen av fjæra er typisk begrenset av fysiologisk stress (uttørking, frost) som de enkelte arter tolererer i forskjellig grad. Vanlig fjærehinne (*Porphyra umbilicalis*) er blant de artene man finner høyest oppe i fjæra (Moe et al. 2000).

Dette mønsteret er ikke ensartet langs en strandlinje. I tillegg til lokal variasjon forårsaket av topografi, forskjeller i bakgrunn med hensyn til forstyrrelser og suksesjon, ujevnt sporenedslag etc., finnes trender på større skala som er korrelert med viktige miljøfaktorer. Det har lenge vært kjent at bølgeeksponering kan være av stor betydning for samfunnsstrukturen i fjæresonen (f.eks. Lewis 1964; Dalby et al. 1978). Blæretang med blærer (*F. vesiculosus* f. *vesiculosus*) og grisetang er eksempler på alger som har høyeste forekomster ved lav til moderat bølgeeksponering. Andre alger som blæreløs

blæretang (*F. vesiculosus* f. *evesiculosus*) og båetang (*Fucus distichus* f. *anceps*) finnes bare der bølge-eksponeringen er høy.

Bølgeeksponeringens påvirkning på fjæresamfunn er grundig studert og dokumentert, i Norge ofte med bruk av biologisk eksponeringsskala-metodikk (se f.eks. Lein et al.s utredninger for midt-norsk sokkel; Moe et al. 2000). Substrattype er en annen viktig faktor som påvirker artsfordelingene. På bratte klipper vil mindre lys treffe substratet og vannet renner lettere av slik at organismene raskere tørker ut. Dette favoriserer rur og blåskjell på bekostning av alger som grisetang. Strender med små steiner har mindre stabilt substrat enn strender med større steiner eller svaberg. Organismene som vokser på strender med ustabilt substrat risikerer periodiske katastrofale begivenheter når steinene forflyttes under uvær. Dette favoriserer kortlivede arter i forhold til spesielt grisetang, som trenger flere år på å nå reproduktiv alder. Andre miljøfaktorer som kan påvirke artsfordelingen på en mellomskala er ferskvannspåvirkning, temperatur og isskuring.



Figur 3.1. Forventet artsmengde (abundance) for viktige strandressurser langs kysten fra Lofoten til Finnmark. Etter Moe & Brude (2002).

Fjæresonen - Bløtbunn

For bløtbunn antas det på generelt grunnlag at diversiteten øker med økende dyp, dvs. at de mest artsrike samfunnene vil opptre i midtre og nedre deler av littoralen. Her vil en også finne de fleste større arter som børstemark, mollusker og krepsdyr. I mer eksponerte områder, hvor substratet kan være gjenstand for hyppig forstyrrelse og omveltning, er faunaen sparsom og ofte dominert av krepsdyr. I lavenergi områder, hvor også sedimentet er mer stabilt og det organiske innholdet høyere, opptre gjerne en rikere fauna. Her dominerer gjerne anelider, få- og mangebørstemark og mollusker. Fjæremarken (*Arenicola marina*) derimot, som kan opptre med stor tetthet i moderat eksponerte områder, trives ikke på leirbunn da rørene tilsynelatende kollapser.

Moe et al. (2000) har indikert følgende to hovedgrupper bløtbunnssamfunn innen utredningsområdet:

- *Arenicola*-*Oligochaeta*-samfunn; samfunn på sandstrender med økende grad av finkornet materiale i beskyttede områder.
- *Macoma*-*Oligochaeta*; samfunn på silt-leirstreder, hvor det ved siden av større antall fåbørstemark, *M. balthica* og andre mollusker, også kunne være betydelig innslag mindre flerbørstemark som *Capitella capitata* og *Polydora elegans*.

Svalbard og Bjørnøya

I littoralen på Svalbard er det identifisert 21 forskjellige kysttyper og påvist mer enn 60 invertebrate arter. Weslawski et al. (1995a) har gruppert denne floraen og faunaen i fire hovedsamfunn, med følgende karakteristika:

- *Oligochaeta*-samfunn (Børstemark-samfunn). Disse samfunnene forekommer hyppigst på ustabile grus- og sandstreder.
- *Onisimus*-samfunn (Tangloppe I-samfunn). Disse samfunnene er mest fremtredende på tidevannsflater, morenestreder og laguner.
- *Gammarus*-samfunn (Tangloppe II-samfunn). De rikeste samfunnene er registrert i beskyttede bukter med innslag av større stein.
- *Fucus*-*Balanus*-samfunn (Tang-rur-samfunn). Denne typen representerer det rikeste samfunnet, med tettheter på 50-5.000 individer pr. m², og biomasse i størrelsesorden 100-6.000 kJ/m².

Littoralfloraen og -faunaen på Hopen er sparsom (Weslawski et al. 1996), ikke ulik forholdene på Øst-Spitsbergen. Kun et fåtall arter er begrenset til fjæresonen

Strendene på Bjørnøya er i nord og nordvest dominert av lav klippekyst med strandflater (Weslawski et al. 1995b). Mot sør og sørvest er det større lokale innslag av løsmassestreder med varierende profil og korntørrelse. Fjæresonens flora og fauna består av mer enn 20 forskjellige alger og 40 ulike invertebrater, hvor et engere utvalg tangarter og tanglopper kunne dominere tallmessig. I tillegg til samfunn dominert av fåbørstemark (uten innslag av makrofauna og -alger), tilsvarende *Oligochaeta*-samfunn på Svalbard, er det avgrenset ytterligere to karaktersamfunn. Begge disse har innslag av grønналger (*Enteromorpha* spp.) og brunalger (*Fucus* spp.).

Sjøsonen

Miljøet i de dypere deler av stranda kan i denne sammenheng eksemplifiseres ved tareskogen, som på fastlandskysten danner et høyst produktivt miljø med stor artsdiversitet. Biomasse på 10-20 kg/m³ er vanlig, men det dobbelte er påvist i særlig rike tareskoger (Fosså & Sjøtun 1993). Stortaren er en nøkkelart, som igjen danner forutsetninger for en rik og mangfoldig flora og fauna som vokser på og i vannvolumet mellom tareplantene. Tareskogen utgjør på denne måten et viktig oppvekstområde for fisk som sei, torsk, lyr og leppefisk.

3.2.2 Sjøfugl

Avhengig av årstid finnes 30-50 sjøfuglarter innenfor influensområdet. Artsutvalget er størst i sommersesongen da omlag 40 arter hekker i denne regionen (Anker-Nilssen et al. 2000). I foreliggende arbeide er det nødvendigvis gjort utvalg av de viktigste sjøfuglressursene i regionen med

bakgrunn i SVO-arbeidet (Systad et al. 2003). Dette utvalget er også vurdert i forhold til de berørte artenes sårbarhet for oljesøl (Moe et al. 1999). I tillegg er materialet komplettert med data fra nyere tellinger langs kysten av Finnmark (Systad & Bustnes 1999a, 2001). Forekomster av sjøfugl i åpent hav er også vurdert, men datagrunnlaget er gammelt og variabiliteten så stor at det ikke er forsvarlig å definere viktige områder for disse ressursene. Ressursene er presentert under områdene Lofotodden-Russegrensa, Bjørnøya og Svalbard uten Bjørnøya. Bjørnøya er skilt ut fra Svalbard på grunnlag av øyas særegne posisjon for sjøfugl i området. De viktigste artene er presentert i eget vedlegg med beskrivelse av bestandsstatus, leveområder og sårbarhet for olje

Ressursbeskrivelsene i det følgende er i hovedsak gjengitt etter Systad et al. (2003).

Lofotodden-Russegrensa

Både stellerand, alke, lomvi, teist og lunde oppfyller de nasjonale og internasjonale kriteriene for SVO. Disse områdene er i vinterhalvåret konsentrert rundt Tromsø, ved Hammerfest og på strekningen Vardø-Vadsø, om sommeren ved Arnøy-Vannøy, fra Sørøya til Porsanger, samt langs Nordkinnhalvøya til Kirkenes. Det er betegnende at kun de overvåkede områdene kommer ut som SVO-er i vinterhalvåret når dataene som ble benyttet i SMO legges til grunn. Flytellingene foretatt i senere år (Systad & Bustnes 1999a, 2001) viser meget betydelige konsentrasjoner av havdykkender langs større avsnitt av Finnmarkskysten. Det er sannsynlig at slike konsentrasjoner også forekommer i Troms og Nordland.

Det er betydelige forekomster av sjøfugl i hele regionen. Store sjøfuglkolonier er fordelt langs hele kysten med mindre enn 100 km mellom hver koloni. Ellers forekommer enkelte større gruntvanns- og skjærgårdsområder med SVO-status for sjøfugl. Det foregår forskning og overvåkning i flere kolonier i området.

Vitenskapelig verdi

Det drives overvåkning av sjøfugl på følgende lokaliteter i området: Hekkende sjøfugl på Hornøya, Gjesvær, Hjelmsøy og Røst, samt i skarvekoloniene på Kongsfjordøyene og i området fra Magerøya til nordre deler av Sørøya. I tillegg overvåkes grågjess på Ingøy. Overvintrende sjøfugl overvåkes i Vesterålen, området rundt Tromsøya og i Balsfjorden, samt i Varangerfjorden. Det utføres trekkstudier av kvitkinngås og kortnebbgås i Lofoten-Vesterålen. I Varangerfjorden og i Tromsø-området er det utført og foregår flere studier, spesielt på havdykkender, både i vinterhalvåret og i hekketiden.

Områdene med lengst vitenskapelig oppfølging er Røst, Hornøya og Tromsø-området, mens nyere studier er startet bl.a. på Loppa (miljøgifter, Bustnes pers. medd.). Røst og Hornøya er, sammen med Bjørnøya og Svalbard, nøkkelområdene for langsiktig overvåkning av viktige populasjonsøkgiske parametere (bestandsutvikling, reproduksjon, overlevelse og næringsvalg) for sjøfugl i utredningsområdet. De lengste dataseriene er innsamlet årlig siden 1964 på Røst og 1980 på Hornøya. I dag omfatter denne overvåkingen de mest tallrike fuglefjellsartene på begge lokaliteter (krykkje, lunde, lomvi og alke), samt havhest, toppskarv, storskarv, ærfugl og teist på Røst og polarlomvi på Hornøya. På disse lokalitetene blir det også stadig utført en rekke kortvarige forskningsprosjekter som belyser ulike sider ved sjøfuglenes økologi.

Kolonihekkende sjøfugl

De store fuglefjellene utgjør de viktigste og mest karakteristiske sjøfuglressursene på fastlandet sommerstid. Disse omfatter med få unntak kolonier av pelagisk dykkende arter som lomvi, alke og lunde, samt kolonier av pelagisk overflatebeitende krykkje og havsule. Andre viktige kolonihekkende arter med høy sårbarhet for olje er storskarv og toppskarv, begge kystbundne dykkende arter. De største fuglefjellene i regionen er Røst, Værøy, Fuglenyken/Måsnyken ved Nykvåg, Bleiksøy, Sør-Fugløya, Nord-Fugløya, Loppa, Hjelmsøy, Gjesværstappan, Sværholt, Omgang, Syltefjord og Hornøya/Reinøya. Kolonier av hekkende måker og terner er ikke beskrevet, da det i liten grad er funnet særlig viktige områder for disse.

De to største lundekoloniene er Røst og Gjesværstappan med nærmere 500.000 par i hver koloni. Kolonien på Røst har vært i kraftig nedgang over lengre tid. Kolonien på Gjesværstappan, derimot, har sannsynligvis økt noe de siste årene (Lorentsen 2002). Andre viktige lundekolonier er Fuglenyken og Måsnyken i Vesterålen, Nord-Fugløy og Sør-Fugløy i Troms og Hjelmsøy i Finnmark. Kolonien på Hornøya er liten, men viktig på grunn av den pågående overvåkingen.

En av de andre pelagisk dykkende artene, alke, er mest tallrik på Nord-Fugløy (10.000 par), Hjelmsøy (7.000 par), Loppa (3.000 par) og Gjesværstappan (2.500 par).

Lomvi har gått dramatisk tilbake i området de siste 40 årene. Bestanden er nå nede på ca. 150.000 par, tilsvarende om lag 5 % av hva den var midt på 60-tallet (Lorentsen 2002). De største koloniene i dag er Hjelmsøy, Hornøya og trolig også Syltefjordstauran. Tidligere utgjorde fastlandsbestandene en atskillig større andel av den totale bestanden i Barentsregionen.

Av pelagisk overflatebeitende arter dominerer krykkja på fastlandet. De største koloniene forekommer i Finnmark, med ca. 50.000 par på Hjelmsøy, 70.000 par på Omgangstauran og over 140.000 par på Syltefjordstauran. I Sør-Varanger finnes det flere småkolonier på til sammen rundt 15 000 par. Disse koloniene fungerer i prinsippet som en koloni. I Troms hekker det kun 3000-4.000 par, mens bestanden i Lofoten og Vesterålen teller mange titalls tusen par. Krykkjebestanden har også gått tilbake (Lorentsen 2002).

En annen overflatebeitende, pelagisk art er havsule. Dette er en relativt ny hekkeart i Norge og har vært i kraftig vekst (Lorentsen 2002). I det berørte området finnes kolonier på Hovsflesa, Flatvær-området utenfor Nord-Kvaløya i Troms, på Gjesværstappan og Syltefjordstauran.

Hekkeområder, gruntvanns- og skjærgårdsområder

De kystbundne, dykkende artene velger ofte andre typer hekkeområder enn de pelagiske artene og de kystbundne overflatebeitende artene. Grunnen til dette er at de er avhengige av gode beiteforhold i umiddelbar nærhet av hekkeplassen. Mange av artene hekker forholdsvis spredt og koloniene er ofte dårligere definerte enn for artene i de to andre gruppene.

I hekketiden peker Røst-området seg ut for de kystbundne, dykkende artene, sammen med nordenden av Sørøya og Kongsfjorden. Dette er samtidig områdene med best datadekning. I disse områdene finner vi større storskarv- og toppskarvkolonier samt viktige forekomster av teist og ærfugl i hekkesesongen. Området rundt Revsbotn, med nordre deler av Sørøya, Rolvsøy og Ingøy, er et av de viktigste hekkeområdene for teist i Norge. Bestanden i Vest-Finnmark er beregnet til over 10.000 par (Systad et al. 1998). Dette området er samtidig svært viktig for toppskarv og storskarv. Toppskarvkolonien på Lille Kamøya er på rundt 2000 par. Disse artene hekker ellers spredt eller i mindre kolonier langs hele kysten. Slike hekkeforekomster utgjør isolert sett for små andeler av hekkebestanden til at de blir vurdert som særlig viktige.

Generelt er den kritiske tiden for kystbundne dykkende sjøfugl vinterhalvåret og mytetiden, da bestandene i enkelte områder er betraktelig større enn i hekketiden på grunn av overvintrende bestander som hekker lenger nord og øst. Det vil si at høst- og vintersesongene får en økt betydning for denne gruppen.

Enkelte ressurser som f.eks. nordlig sildemåke (*Larus f. fuscus*) slår ut med høy verdi for mange av hekkekoloniene. Da SMO-dataene ble samlet inn forekom denne underarten i kolonier i Porsangerfjorden, på Loppa, Nord-Fugløy og Andørja samt flere steder i Lofoten-Vesterålen. Flere av disse koloniene er nå kraftig redusert eller forsvunnet. Underarten har status som truet i influensområdet.

Raste- og hvileplasser for gjess

Arktiske gjess raster i økende grad i Lofoten og Vesterålen under vårtrekket. Et annet rasteområde med ukjent status er Ingøy-arkipelaget. Ingen av disse områdene er tilstrekkelig dekket av

grunnlagsdataene. Rasteområdene berøres imidlertid ikke av eventuelle utslipp til sjø. I enkelte tilfeller kan gåseflokker bli skremt bort fra disse områdene, og kan forekomme i marine områder.

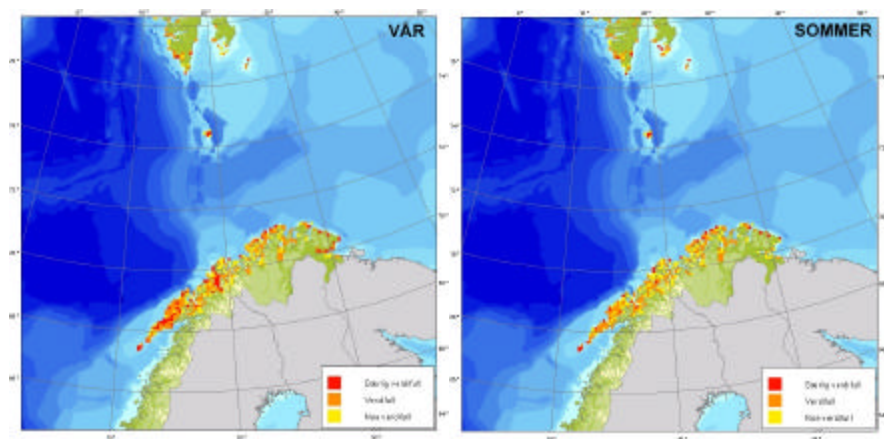
Myteområder

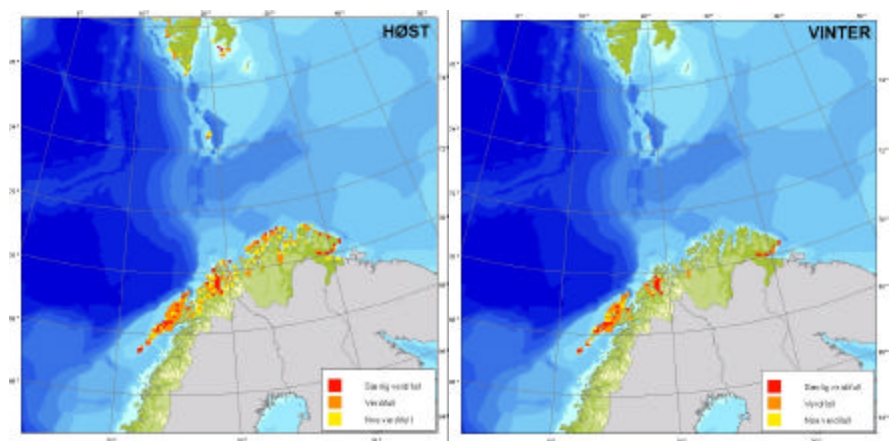
Ærfuglartene og gress foretar en fullstendig utskifting (myting) av alle vingefjærene samtidig etter endt hekkesesong i juli til september, og artene samles da i konsentrerte myteflokker på grunne områder langs kysten. På grunn av flokkat ferden og manglende flygeevne er fuglene svært sårbare for oljesøl i denne perioden. Alkefuglene foretar også et fullstendig skifte av vingefjærene, men dette skjer i åpent hav seinere på høsten. De viktigste myteområdene for de ulike artene er derfor ikke kjent.

I munningen av Tanavassdraget myter opp til 25.000 laksender i perioden juli-september. Antallet varierer fra år til år, sannsynligvis i sammenheng med forekomstene av sil (tobis) i Tana-munningen. Enkelte år er antallet lavere, men da finnes mindre flokker spredt over større områder i Troms og Finnmark. Ellers er det i seinere tid observert store myteflokker med ærfugl på Varangerhalvøya, sannsynligvis individer fra hekkeområder i Russland. Lokale bestander myter i nærområdene sine og er spredt i hele utredningsområdet, uten at spesifikke lokaliteter peker seg spesielt ut. Kunnskapen om viktige myteområder er svært mangelfull.

Overvintringsområder

Størstedelen av utredningsområdet er svært dårlig kartlagt. Nordsiden av Varangerfjorden, Tromsø-området og områder i Vesterålen inngår i Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (overvåking av overvintrende sjøfugl). Disse områdene er viktige overvintringsområder, særlig for gulnebbblom og islom (Lofoten-Vesterålen og Tromsø-Balsfjorden), stellerand (Varangerfjorden), praktærfugl og havelle (alle områdene) og ærfugl (flere forskjellige bestander og områder). Andre arter som overvintrer i særlig betydelige antall er smålom, svartand og sjøorre, spesielt i Lofoten-Vesterålen. Dette området huser svært mange viktige bestander i vinterhalvåret. Det kan imidlertid ikke utelukkes at dette også gjelder andre deler av kysten. Bestander som kommer trekkende til Norge fra nord og øst, forflytter seg suksessivt nedover kysten i løpet av vinteren og tilbake igjen på våren (Systad & Bustnes 1999). Det er påvist store ansamlinger av havdykkender, måker og alkefugl under gyteinnsiget for lodde (bl.a. Systad & Bustnes 1999), da stort sett alle arter beiter på lodde eller loddeegg. Loddeinnsiget til Norskekysten i mars-april treffer ikke de samme områdene hvert år, og lokaliseringen er blant annet avhengig av vanntemperaturen. Dette forventes å ha stor betydning for hvor vi finner de største sjøfuglkonsentrasjonene på denne årstiden.





Figur 3.2. Alle identifiserte SVO for sjøfugl i hhv. vårsesongen, sommersesongen, høstsesongen og vinter-sesongen.

Bjørnøya

Bjørnøya og de nære havområdene omkring er identifisert som viktige sjøfuglområder i de definerte sesongene, bortsett fra vinterperioden, hvor det ikke foreligger data. På Bjørnøya er det særlig betydelige hekkebestander av alkefugler (lomvi og polarlomvi), havhest, storjo, krykkje og polarmåke.

Forekomstene av fugl på Bjørnøya er så spesielle at de her behandles for seg, selv om øya i naturgeografisk forstand hører til Svalbard. Bjørnøya ligger i et høyproduktivt havområde, omgitt av Polarfronten på tre kanter. Øya ligger dermed særlig strategisk plassert som hekkeplass for pelagisk beitende arter.

Vitenskapelig verdi

Det er etablert et overvåkingsprogram for hekkende sjøfugl på Bjørnøya, og øya inngår som en av tre nøkkellokaliteter i det nasjonale overvåkingsprogrammet, sammen med Røst og Hornøya på fastlandet. Overvåkingen på Bjørnøya omfatter havhest, krykkje, polarmåke, lomvi og polarlomvi. Arbeidet startet i 1986, og har siden vært fulgt opp nærmest årlig. Bestandsutvikling overvåkes for alle artene, mens det for lomvi og polarlomvi i tillegg overvåkes demografiske parametere, næringsvalg og fenologi. Det føregår også flere forskningsprosjekter knyttet opp mot den årlige overvåkingsaktiviteten, bl.a. på havhest, polarmåke og lomvi/polarlomvi.

Bestandene av gress som benytter Bjørnøya som rasteplass på vei sørover om høsten har siden tidlig på 1980-tallet også vært gjenstand for overvåking.

Sjøfuglkolonier

Bjørnøya har noen av de største hekkekoloniene av sjøfugl i Barentsregionen og i Nord-Atlanteren. Spesielt gjelder dette hekkebestanden av lomvi, som i 1986 ble estimert til 245.000 par (Bakken & Mehlum 1988). Øya huser i tillegg meget betydelige bestander av havhest, storjo (største koloni i Barentshavs-regionen), krykkje, polarmåke og polarlomvi. Bestanden av lomvi gjennomgikk en dramatisk nedgang i 1986-87 (fra 245.000 par i 1986 til 36.000 par i 1987), trolig pga. en tilsvarende kollaps i loddebestanden i Barentshavet. Nedgangen reflekterte i stor grad (men ikke utelukkende) vinterdødelighet av voksne fugler i Barentshavet pga. næringsmangel. Bestanden har siden tatt seg opp igjen og er nå over nivået i 1986 i tellefeltene. Områder som ikke dekkes av tellefeltene er imidlertid ikke rekolonisert i like stor grad, slik at det totale antallet sannsynligvis er noe lavere enn før 1996 (Halvard Strøm, in prep.)

Våtmarksområder

Bjørnøya har også betydelige forekomster av våtmarksfugl knyttet til de flate områdene nord på øya. Bl.a. utgjør Bjørnøya eneste kjente hekkeplass for islom i Norge. Flere av disse artene henter sin føde i sjøen, og spesielt før hekkestart og i perioden etter hekking vil noen av artene med tilhold i våtmarkssystemene kunne tilbringe lengre perioder på sjøen like utenfor øya. Dette gjelder spesielt islom og storjo. Områdene vil dessuten være sårbare i forhold til tiltak på land i forbindelse med en utslippshendelse.

Raste- og hvileplasser for gjess

Bjørnøya har stor betydning som rasteplass for Svalbardbestanden av hvitkinngås under høsttrekket. Øya brukes også av gjessene under vårtrekket, men da i mindre omfang. Rasteplassene er ikke utsatte for utslipp til sjø.

Spitsbergen

I områdene rundt Svalbard (ekskl. Bjørnøya) er fuglefaunaen dominert av arter med mer nordlig utbredelse, herunder ringgås, sabinemåke, alkekonge og polarlomvi, men også havhest, hvitkinngås, ærfugl, praktærfugl, krykkje, polarmåke og lomvi.

Viktige områder sommerstid er knyttet til store hekkekolonier langs kysten (primært pelagisk dykkende arter), eller viktige hekkeområder for kystbundne arter som ærfuglartene og gjess. Viktige enkeltlokaliter slår også ut, som hekkeplasser for truede eller sjeldne arter som sabinemåke og ismåke.

Vitenskapelig verdi

Det er etablert overvåkingsfelt for sjøfugl i til sammen 12 kolonier på Spitsbergen, hhv. Sofiekammen (Hornsund), Ingeborgfjellet og Midterhuken (Bellsund), Diabasodden, Tschermak-fjellet, Grumant-Fuglefjella og Alkhornet (Isfjorden), Fuglehuken og Ossian Sarsfjellet (Kongsfjorden), Haklyutodden (Nordvest-Spitsbergen) og Koval'skiifjella (Storfjorden). Overvåkingslokalitetene på Spitsbergen ble etablert i 1988, og overvåkingen omfatter bestandsutvikling hos utvalgte arter (havhest, krykkje, polarlomvi). I tillegg pågår det overvåking av ærfugl og gjess i Kongsfjorden, i tilknytning til forskningsstasjonen i Ny-Ålesund. En rekke forskningsprosjekter med fokus på sjøfugl foregår også i dette området.

Sjøfuglkolonier

De største sjøfuglkoloniene på Svalbard ligger jevnt fordelt langs kysten, med hovedvekt på områdene Hopen, Storfjorden og vestkysten av Spitsbergen, i tillegg til Bjørnøya. Denne fordelingen henger sammen med Polarfronten, som i disse områdene utgjør et viktig fødesøksområde. Sjøfuglkoloniene på Svalbard domineres av polarlomvi, krykkje, havhest, polarmåke, og mindre forekomster av lunde og teist. I tillegg finnes meget store kolonier av alkekonge, særlig i Hornsund-området og på Nordvest-Spitsbergen. Alkekongen er trolig Svalbards mest tallrike fagleart, og den er den eneste av alkefuglene som primært lever av dyreplankton. Flere av de kolonihekkende artene (bl.a. alkefuglene) har stor aksjonsradius i hekkeperioden, og store deler av havområdet innenfor en radius av 100 km fra kolonien må regnes som svært viktige næringsområder.

Det største fuglefjellet på Spitsbergen er Koval'skiifjella/Stellingfjellet i Storfjorden, der det primært hekker polarlomvi. I Hornsund finnes store hekkekolonier for alkekonge. På vestkysten er det ellers særlig Bellsund med koloniene på Midterhuken og i Ingeborgfjellet, samt Fuglehuken på Prins Karls Forland som peker seg ut som spesielt viktige hekkeområder for artene.

Andre SVO-er for sjøfugl på Spitsbergen er representert ved kolonier av sjeldne og truede arter som ismåke og sabinemåke. Ismåke er en høyarktisk art som gjennom hele året er knyttet til områder med drivis. Koloniene på Svalbard ligger primært i de østlige delene av øygruppa. Imidlertid er status for bestanden på Svalbard dårlig kjent. Nyere undersøkelser fra Canada har vist at arten har hatt en meget dramatisk tilbakegang de siste årene, noe som også gir grunn til bekymring for bestanden på Svalbard. Sabinemåke er en meget fåtallig art på Svalbard, med kun noen svært få kjente hekkeplasser. Et kjent hekkeområde er øya Moffen, på nordsiden av Spitsbergen.

Viktige hekkeområder for gjess, ærfugl og praktærfugl.

Viktige hekkeområder for bl.a. ærfugl og ringgås er Tusenøyane, Sørkappøya og områdene omkring, fuglefredningsområdene langs vestkysten av Spitsbergen, inkludert Kongsfjorden, og Moffen på nordsiden av Spitsbergen.

Generelt er kystområdene på vestsiden av Spitsbergen, inkludert Prins Karls Forland, Nordvest-Spitsbergen, de vestlige delene av Nordaustlandet og de vestlige delene av Barentsøya, Edgeøya og Tusenøyane viktige hekkeområder for ærfugl, praktærfugl, hvitkinningsgås, kortnebbgås og ringgås.

Myteområder

Myteområdene til gåseartene, ærfugl og praktærfugl ligger ofte i nærheten av de respektive artenes hekkeområder. Viktige myteområder for disse artene på Svalbard er vestsiden av Spitsbergen nordover til og med Prins Karls Forland, hjørnet av Nordvest-Spitsbergen, vest på Nordaustlandet, i tillegg til vest av Barentsøya, Edgeøya og Tusenøyane. I løpet av myteperioden konsentreres gjess og ærfugl i flokker som trekker sørover langs både vest- og østkysten og f.eks. store konsentrasjoner av ærfugl og praktærfugl er observert i området mellom Hornsund og Sørkapp.

Overvintringsområder

Data fra vinterperioden på Svalbard inngår ikke i det vurderte arbeidet, da disse dataene er svært mangelfulle. På bakgrunn av mer tilfeldig innsamlet informasjon kan vi imidlertid peke på noen områder som må antas å være av betydning.

Den isfrie sørvestlige delen av Barentshavet, inkludert norskekysten huser de viktigste overvintrende bestandene i området. For flere av de mest tallrike artene skjer det en sørvestlig forskyvning, slik at bestander som normalt befinner seg i Svalbardområdet og den norske delen av Barentshavet, trekker ut av området, enten videre nedover Norskekysten eller mot Grønland og Newfoundland, og at disse erstattes av trekkende bestander fra de russiske delene av Barentshavet. Man har imidlertid utilstrekkelig kunnskap om i hvilken grad deler av bestandene blir igjen i Barentshavet. Iskantsonen er trolig et viktig område for pelagiske alkefugler, som f.eks. polarlomvi.

Undersøkelser gjort på 1990-tallet har vist at vestsiden av Spitsbergen har en viss betydning som overvintringsområde for enkelte arter. Spesielt gjelder dette for havelle, hvor det ikke er usannsynlig at store deler av Svalbardbestanden overvintrer i de isfrie områdene. Ærfugl, praktærfugl og teist overvintrer også, men i mindre antall. Fordi Akselsundet vanligvis er isfritt hele året kan området ha betydning for overvintrende sjøfugl, men dette er dårlig kartlagt.

I Hinlopenstredet er det observert sjøfugl fra helikopter vinterstid. Sannsynligvis dreier dette seg hovedsakelig om teist og ærfugl.

Åpent hav

Sjøfugldataene ble samlet inn i perioden 1983-1994 av NINA. Gjennomsnittsalderen for dette materialet er dermed over 15 år og i store områder er sjøfuglforekomstene i tillegg aldri blitt kartlagt.. Dataene har vært gjenstand for diverse analyser etter at de ble samlet inn. Et arbeid ble gjort for NOBALES i 1999 (Systad et al. 1999), basert på definering av vannmasser i større områder og sjøfuglenes fordeling i forhold til disse. I seinere tid dataene som ble behandlet i denne rapporten grundigere analysert av Fauchald et al. (2002). Konklusjonen av dette arbeidet var at det ikke var mulig å forutsi fordelingen av sjøfugl i åpent hav på grunnlag av eksisterende datasett, tildels på grunn av manglende datagrunnlag, men primært på grunnlag av høy variabilitet i forklaringsvariablene (fysisk-oseanografiske faktorer). Dette arbeidet peker på viktigheten av å utvikle metoder som kan kvantifisere hvordan uforutsigbare forhold påvirker sårbarheten til sjøfuglpopulasjoner i åpent hav. I det følgende er gjort noen generelle betraktninger fra det foregående studiet, da det bl.a. viser noen tallmessige forhold mellom artene.

Dataene ble aggregert i et $10 \times 10 \text{ km}^2$ rutenett. Med denne størrelsen tilsvarer datasettet 1.397 kartlagte ruter i vintersesongen, 1470 i vår-/sommersesongen og 888 i høstsesongen. Som funksjon av

omfanget av toktene ble studieområdet for vintersesongen satt til 5.695 ruter, vår-/sommersesongen 7.269 ruter og høstsesongen 10.510 ruter. Antall dekte ruter innenfor studieområdene varierte således betydelig mellom sesongene (tabell 3.2). Toktene har gått mest spredt i høstsesongen og mest konsentrert i vintersesongen.

Tabell 3.2. Størrelse på studieområdet og dekningsgrad.

Sesong	Antall ruter i studieområdet	Dekte ruter	Dekningsgrad (%)
Vinter	5.695	1397	25
Vår/sommer	7.268	1470	20
Høst	10.510	888	8,5

Til analysene valgte ble det valgt ut følgende arter: Havhest, havsule, polarjo, gråmåke, svartbak, polarmåke, krykkje, lunde, alkekonge, lomvi og polarlomvi. Disse artene var de mest tallrike artene i toktdataene, og representerer dykkende pelagisk levende arter (lomvi, polarlomvi, alkekonge, lunde) og overflatebeitende pelagisk levende arter (havhest, havsule, polarjo og krykkje). Noen av de artene som normalt klassifiseres som kystbundne overflatebeitende (gråmåke, svartbak og polarmåke) oppholder seg tidvis i åpent hav, og ble vurdert sammen med de pelagisk overflatebeitende artene i dette arbeidet. En stor del av lomviene ble ikke bestemt til art. I analysene er det brukt en omregningsfaktor hvor forholdet mellom antall individer bestemt til henholdsvis lomvi og polarlomvi angir forekomstene av disse artene. På noen tokt ble måkefugler og havhest ikke taksert. Utvalgsstørrelsen varierte derfor mellom arter.

I vinter- og vår-/sommersesongene var polarlomvi, havhest og krykkje de mest tallrike artene. I høstsesongen var havhest den klart mest tallrike, etterfulgt av krykkje, gråmåke, alkekonge og polarlomvi. De logaritmiske frekvensdiagrammene over tetthet ved treff viste at alle artene hadde en klumpet fordeling. Det vil si at det ved treff av fugl sjelden finner fuglene jevnt fordelt, men tette konsentrasjoner på mer enn 100 fugl innenfor hver 10x10 km² rute. Tettheten av disse konsentrasjonene ser ut til å være relativt lik for alle arter uavhengig av total tetthet eller gruppe.

De sørlige havområdene over kontinentalskråningen mellom Norskehavet og Barentshavet (Eggakanten) er spesielt produktive og viktige for de mest pelagiske artene som havhest, krykkje og lunde. Alle har internasjonal verneverdi, krykkje er også norsk ansvarsart og lunde er oppført som hensynskrevende på den norske rødlista. Slike områder er utpekt som særlig betydelige for sjøfugl i mange geografiske områder. Det tilgjengelige datagrunnlaget gir dessverre ikke grunnlag for å kartfeste SVO-er i slike områder innen området Lofoten-Barentsregionen. Tidligere rapporter har påpekt større, viktige områder fra Lofotodden til Vest-Finnmark, der Eggakanten virker som et matreservoar for hekkende, pelagiske arter langs kysten.

Polarfronten danner i stor grad grunnlaget for de store sjøfuglbestandene i området Bjørnøya-Storfjorden-Hopen. Dette er et viktig næringsområde for sjøfugl, trolig gjennom hele året. Viktigheten gjenspeiler seg ikke med sikkerhet i det tilgjengelige materialet, sannsynligvis på grunn av stor temporær variabilitet i tilgjengelighet av næringsemner innen og mellom år. Tilgjengelige datasett fra åpent hav gir etter nyere vurderinger ikke grunnlag for presise kartfester av SVO (bl.a. Fauchald et al. 2002).

Man vet at alkefuglene myter i åpent hav. Selv om disse områdene er dårlig kartlagt er det rimelig å anta at Polarfronten utgjør et viktig område. Fordi arter som polarlomvi, lomvi og andre alkefugler er flygeudyktige i 45–50 dager under mytingen vil de være ekstra sårbare for oljeforurensning. Hos lunde foregår denne mytingen om vinteren på en tid da de fleste fuglene trolig oppholder seg utenfor regionen.

I den nordlige delen av Barentshavet er iskanten et viktig næringsområde, særlig om våren og forsommeren. Iskantsonen flytter seg stadig avhengig av vind og strøm. Denne sonen med åpen drivis og råker inne i fastere is, er meget produktiv i vår- og sommermånedene. Flere arter sjøfugl utnytter denne produksjonen, og tilbringer mye tid i iskanten. Det er kjent at særlig polarlomvi og alkekonge

kan forekomme i store konsentrasjoner langs iskanten og inne i råker om våren. I tillegg er teist vanlig forekommende i slike områder. Enkelte arter er tilpasset et liv i isen, og er tilknyttet havisen i store deler av året, som f.eks. ismåke. Områder hvor det er kjent at det stadig dannes store råker, og hvor det er funnet høye tettheter av bl.a. polarlomvi, er på Spitsbergenbanken og i områdene nordøst for Hopen mellom Spitsbergenbanken og Storbanken. (Se temaet iskant for mer informasjon.)

Sårbar periode

Sjøfugl er spesielt sårbar i hekketiden, når de er bundet til kolonien, samt i myteperioden, når andefugler og alkefugler er fullstendig flygeudyktige i flere uker. Mytetiden for andefuglene strekker seg fra juli til september, mens alkefuglene skifter fjær fra august til begynnelsen av oktober. Noen arter er også spesielt sårbar for oljesøl i beiteområdene, særlig der tilgangen til slike områder er begrenset. Trekktiden kan også være en sårbar periode for noen arter, f.eks. gjess. Tabellen under er hentet fra SMO-arbeidet (Moe et al. 1999), og er en grei oppsummering av sårbarhet for de forskjellige gruppene.

Tabell 3.3. Forenklet sårbarhetstabell for sjøfugl etter Anker-Nilssen (1994a). I SMO-analysen er sårbarheten for bestanden av hver enkelt art og måned angitt etter en samlet vurdering av alle publiserte indeksanalyser utført ved hjelp av en standardisert analysemodell (Anker-Nilssen 1987). De eksakte verdiene er gitt i Moe et al. (1999a). Verdisettingen av indeksene er i stor grad basert på en sammenligning av de indekser som er utledet i ulike konsekvensanalyser (Anker-Nilssen 1987; Anker-Nilssen et al. 1988; Lorentsen et al. 1993; Strann et al. 1993; Fjeld & Bakken 1993), men for enkelthets skyld er det operert med bare med én verdi for hver art og sesong, uavhengig av område.

Økologisk gruppe	hekking	Sommerområder for			Vinter-områder
		næringssøk	hvile	myting	
Pelagisk dykkende sjøfugl	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	Lav	Middels	Lav	-	Middels
Kvstbundne dykkende sjøfugl	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	Middels	Lav	Lav	Middels	Lav

3.2.3 Marine pattedyr

Beskrivelsene i det følgende er basert på Føyn et al. (2002) og supplert med utvalgt informasjon fra von Quillfeldt et al. (2002), Larsen et al. (in prep.) og annen relevant informasjon. Hval er å betrakte som relativt sett mindre sårbar for uhellutslipp av olje til havs, og mye av beskrivelsene fokuseres derfor på sel og oter.

Hval

De nordlige havområdene er viktige områder for en rekke hvalarter. Arter som kvitnos, kvitskjeving, spekkhogger, nise, narhval, hvithval, spermhval, nebbhval, blåhval, finnhval, seiqual, vågequal, knøqual, grønlandshval kan forekomme i utredningsområdet. Arter som oppholder seg i Barentshavet året rundt er foreksempel hvithval, narhval, grønlandshval, springere og niser. Andre arter (f.eks. spekkhogger, finnhval, knøqual og vågequal) vandrer nordover og inn i Barentshavet om sommeren for å beite, mens de drar sørover til tempererte parrings- og kalvingsområder om høsten (Føyn et al. 2002).

Grønlandshval

Grønlandshvalen står på listen over direkte truede arter. Arten følger iskanten nordover om våren og forlater sommeroppholdsstedene først når isen begynner å legge seg. Den overvintrer ved drivisens sørlige utbredelse eller i polynyaer. Arten er opprinnelig cirkumpolar med fem bestander, men Spitsbergen-bestanden er nær utryddet (Theisen 1997; von Quillfeldt 2002). Arten forekommer hovedsaklig nord for utredningsområdet.

Spekkhogger

Spekkhogger forekommer langs hele norskekysten og i Barentshavet i et antall på rundt 3.000 dyr. Om vinteren oppholder de seg i kjerneområder utenfor Mørkekysten, Lofoten og Finnmarkskysten, mens om sommeren kan de ha en spredt fordeling i Norskehavet og Barentshavet. Om vinteren, når

silda samles i Vestfjorden, kan det være rundt 500 dyr i Vestfjorden og omliggende områder (Føyn et al. 2002).

Vågehval

Vågehvalen foretar sommervandringer til iskanten. Arten trekker inn mot områdene i Barentshavet i mars-april (hunner) og april-juni (hanner) og returnerer til sørligere farvann senhøstes (von Quillfeldt et al. 2002). Om sommeren er farvannene rundt Bjørnøya de områdene i Barentshavet hvor vågehvalen opptrer med størst tetthet; i 1995 ble disse sommerbestandene anslått til 46.800 individer, av en total norsk bestand på 118.300 dyr (Føyn et al. 2002). Andre områder med høye tettheter om sommeren er utenfor Finnmarkskysten og områdene rundt Lofoten-Vesterålen.

Sel

Utredningsområdet utgjør et viktig habitat for mange selarter, bl.a. storkobbe, ringsel, grønlandssel, havert og steinkobbe.

Havert¹

Haverten forekommer i kolonier langs hele norskekysten. Den kan foreta lengre vandringer, men oppholder seg stort gjennom hele sin livssyklus i kystnære områder. Under kasteperioden (september-desember) og hårfellingsperioden om sommeren samler haverten seg i store kolonier. De æsterende deler av året kan arten være spredt langs kysten for næringssøk. Haverten er mindre knyttet til faste lokaliteter utenom kasteperioden enn andre selarter som f.eks. steinkobbe. Den norske bestanden er på rundt 4.400 dyr, hvorav omlag 2.000 dyr er fordelt i Nordland og 1.100 i Troms og Finnmark (Føyn et al. 2002).

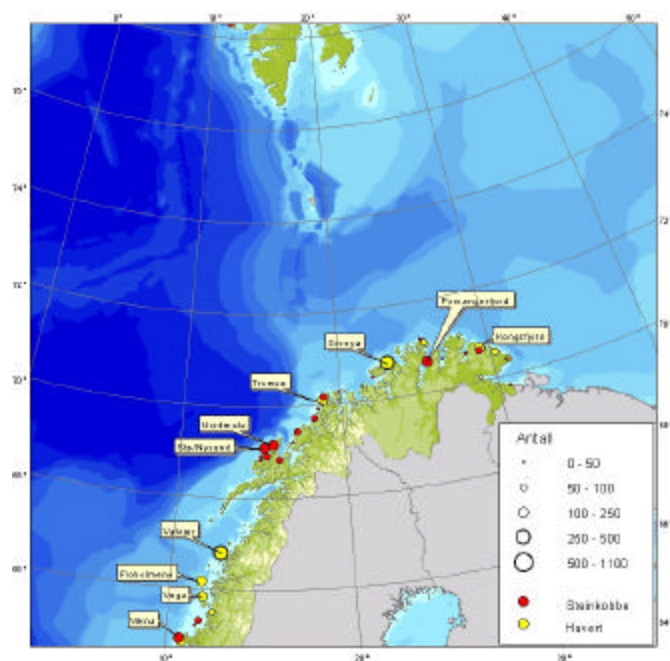
Sørøya har den største bestandsandel innen utredningsområdet med ca. 300 dyr. I dette området er Lille og Store Kamøy de viktigste kasteplassene, mens Revsholmen trolig er det viktigste området for hårfelling. Hoveddelen av kastinga foregår her midt i november, mens mesteparten av hårfellinga skjer i mars-april. Andre områder med store bestander er Valvær (kasteplass) i Nordland med en bestand på ca. 300 dyr og Kongsfjord (kaste, hvile og hårfellingsplass) i Finnmark med ca. 120 dyr.

Steinkobbe

Steinkobbe forekommer i større og mindre kolonier langs hele norskekysten. Arten er relativt stedbundet og oppholder seg nær koloniene året rundt. Den legger seg regelmessig på land for å hvile. Den norske bestanden er på rundt 6.700 dyr, med et anslag på i underkant av 1.300 individer langs kysten av Troms og Finnmark, samt ca. 500 individer ved Svalbard, hovedsaklig ved Prins Karls Forland (Føyn et al. 2002).

Andre områder med større bestander er Nordmele med ca. 250 dyr, samt Stø-Nysund (kaste- og hvileområde) og Porsangerfjord (kaste- og hårfellingssted) med i størrelsesorden 150 dyr hver (jf. figur 3.3).

¹ I etterkant av ferdigstillingen av foreliggende dokument er det presentert oppdaterte beskrivelser av forekomstene av havert og steinkobbe i utredningsområdet (jf. SVO dokumentet fra HI og NP). Dette dokumentet opererer med langt høyere bestandstall enn det som har vært tilgjengelige tidligere. Bl.a. er området Stø, Anda, Gisløy, Nordmele og nordvestsiden av Andøya nå vurdert som et av landets viktigste områder for steinkobbe med minst 1200 dyr. Dette har naturlig nok betydning for konsekvensvurderingene, slik at skadepotensialet i kap. 5.4.2. nå er noe oppjustert (jf. tabell 5.8 og fotnote 2). Øvrig tekst i foreliggende dokument er ikke endret.



Figur 3.3. Viktige områder for steinkobbe og havert. Kilde: Moe et al. (1999a).

Ringsel

Ringselen oppholder seg i de isfylte delene av Barentshavet og ved Svalbard, og er den mest tallrike arten i disse områdene. Arten opptrer oftest som enkeltindivider. Viktige kaste- og hvileområder om vinteren og våren er fastisområdene i fjorder og langs kysten av Svalbard, spesielt brefronter hvor snøen akkumuleres. Ungene fødes hovedsaklig i perioden mars-april (Føyn et al. 2002).

Storkobbe

Arten er vanlig i isfylte deler av Barentshavet og opptrer oftest som enkeltindivider. Store forekomster finnes langs nordkysten av Spitsbergen og Nordaustlandet, i fjordene på vestkysten av Spitsbergen og i Storfjordområdet, samt i drivisen i Barentshavet. I kaste- og hårfellingsperioder (mai-juni) ligger storkobben ofte på små isflak i åpen is (Føyn et al. 2002).

Grønlandssel

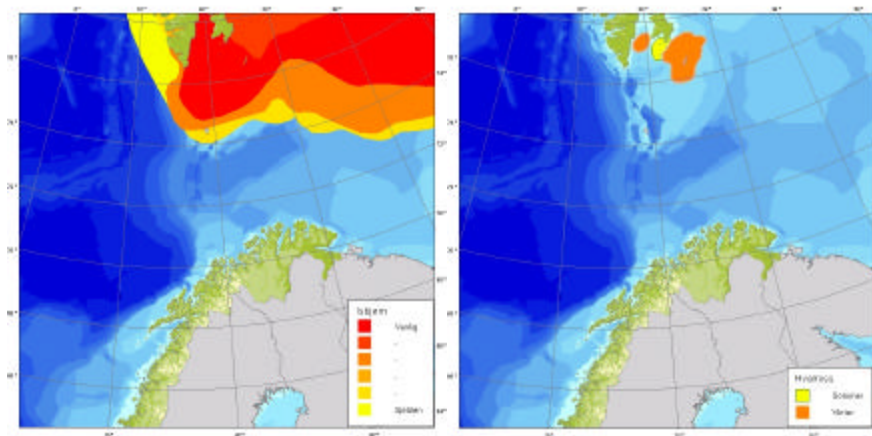
Grønlandssel er vanlig i Barentshavet hvor rundt 1,7 millioner individer som overvintrer i Østisen. Hver vår etter kasteperioden foretar selene næringsvandring nordover og vestover i Barentshavet. I oktober-november trekker grønlandsselen tilbake til overvintringsområdene i Østisen. Arten kan forekomme i store flokker i åpent hav på vandring mot isområdene (Føyn et al. 2002).

Hvalross

Hvalrossen forekommer i store antall i Svalbardområdet. Arten foretrekker drivisområdene, men har faste liggeplasser på land når isen er borte. Hvalrossen forekommer vanligvis i mindre flokker, men kan sted- og tidvis også opptre i større flokker. Utbredelsen styres delvis av isutbredelsen. Viktige sommerområder er nord av Spitsbergen og Nordaustlandet, ved Kvitøya og sør for Edgeøya. Mens antatt viktige vinterområder er sør for Nordaustlandet, omkring Hopen og sørøst av Tusenøyene, samt sørøst av Kvitøya (Føyn et al. 2002).

Isbjørn

Isbjørnen lever det meste av sitt liv i drifisen der det er mest sel. Om sommeren trekker mange dyr nordøstover til områdene nord for 80 °N, mens de vandrer sørvestover til iskanten på rundt 76 °N om vinteren-våren (Føyn et al. 2002). Farvannene rundt Bjørnøya er viktige leveområder i mens det er drifis i området (Theisen 1997). Isbjørnen ved Svalbard tilhører en bestand med utbredelse fra Øst-Grønland til nordvestlige deler av Russland. Hele bestanden er på ca. 5.000 dyr, hvorav anslagsvis 3.000 har tilhørighet i Svalbardområdet.



Figur 3.4. Utbredelse av isbjørn og hvalross innen influensområdet. Kilde: Larsen et al. (in prep.).

Oter

Oteren har vært fredet i Norge siden 1982 som følge av bestandsnedgang i store deler av utbredelsesområdet. Internasjonalt har oteren status som truet rødlisteart, og er beskyttet av flere internasjonale konvensjoner. På den norske rødlista er arten plassert i kategorien "bør overvåkes". Det er antatt at over 25 % av den europeiske bestanden finnes i Norge. Den nasjonale bestanden synes å være i vekst; i 1990 ble den estimert til 9.000-11.000 dyr, mens tilsvarende tall for 1995 er 17.000-21.000 dyr. Dersom den videre veksten har vært konstant, er antallet i dag opp mot 30.000 dyr (Bjørn 2000). Det er særlig bestandene i Midt- og Nord-Norge som synes rimelig sterke; i kyststrøkene fra og med Sør-Trøndelag og nordover antas oteren å ha en sammenhengende utbredelse (Bjørn 2000).

Resultater fra feltregistreringer i Finnmark (Bjørn 2000) viser at oterforekomstene er meget store og at oteren har en sammenhengende utbredelse i fylket, men med noe lavere tetthet innerst i de større fjordene. Muligens er det relativt sett lavere tettheter øst av Båtsfjord kommune.

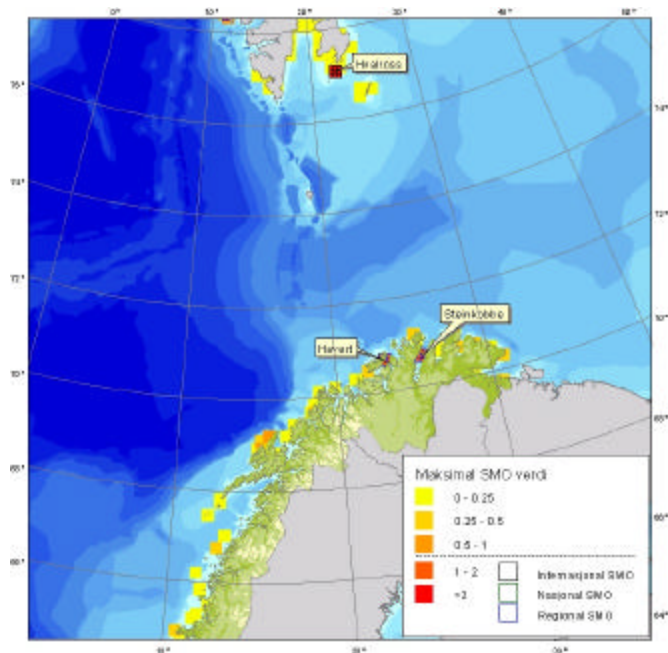
Registreringer i Troms fra 1991/92 viser tilsvarende trend som i Finnmark, med en sterk og livskraftig oterbestand med vid utbredelse. Nyere vurderinger (Heggberget 2001) konkluderer imidlertid med at økningen i oterbestanden i Troms stagnerte på midten av 1990-tallet, etter en jevn økning siden arten ble fredet. Det er også antatt at bestandsveksten har stagnert i Lofoten-Vesterålen og på Helgeland, men bestanden i Nordland er enda vurdert som sterk.

Spesielt Miljøfølsomme områder

Et spesielt miljøfølsomt område (SMO) defineres som et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere spesielt betydelige forekomster av naturressurser som er sårbar(e) for en gitt påvirkningsfaktor (akutt oljeforurensning), og som i beste fall vil trenge lang tid for å restituere til et naturlig nivå etter en vesentlig skade. Enhver skade på en populasjon med en restitusjonstid lengre enn 10 år kvalifiserer til internasjonal SMO ved en reduksjon på mer enn 5 % av den nordøstatlantiske

bestanden. Tilsvarende tilfredsstilles kravene for nasjonal- og regional SMO ved en reduksjon på mer enn henholdsvis 10 % i en norsk bestand og 20 % i en regional bestand (Moe et al. 1999a).

En oversikt over SMO for marine pattedyr (inkludert havert, steinkobbe, hvalross og isbjørn) er presentert i figur 3.5. Det er identifisert et internasjonalt SMO for hvalross på Svalbard i perioden august-desember. Havert tilfredsstiller i tillegg det regionale kriteriet for SMO i områdene Bondøya, Store og Lille Kamøy og Revsholmen gjennom hele året, mens Steinkobbe tilfredsstiller på samme måte det regionale kriteriet i Porsangerfjorden.



Figur 3.5. SMO for marine pattedyr innen analyseområdet Lofoten/Barentshavet. Kilde: Moe et al. (1999a).

Sårbare perioder

I MOB-arbeidet er det utviklet en sårbarhetstabell som viser variasjoner i ulike grupper av marine pattedyrs sårbarhet i ulike perioder gjennom året (jf. tabell 3.1). Kystseler som steinkobbe og havert er tildelt høyere sårbarhetsverdi enn isseler som ringsel og storkobbe med grunnlag i at disse ofte forekommer i store ansamlinger i strandsonen i forbindelse med flere sentrale aktiviteter som kasting og yngling, hvile og hårfelling (SFT & DN 1996). Hval er angitt med MOB-sårbarhet 0 (1) for både yngleperioder og næringsområder. Dvs. at sårbarheten er lik over året og nærmere angivelser av perioder og sårbarhet gjennom året for ulike arter er ikke spesifisert i tabell 3.4.

Tabell 3.4. Månedsvise angivelse av kaste/ynge (KY)- og hårfellingsperioder (H) samt næringssøk (N) (Skeie et al. 1999), samt MOB-sårbarhetsverdier (SFT & DN 1996). Sårbarhetsverdi: 3 (mørkest), 2, 1, 0 (hvit). Faktorverdiene angir henholdsvis sårbarhet høy, midlere, lav og ingen. Sårbarhetsverdi angitt i parentes kan nyttes i unntakstilfeller dersom det er helt spesielle forhold som legges til grunn (SFT & DN 1996).

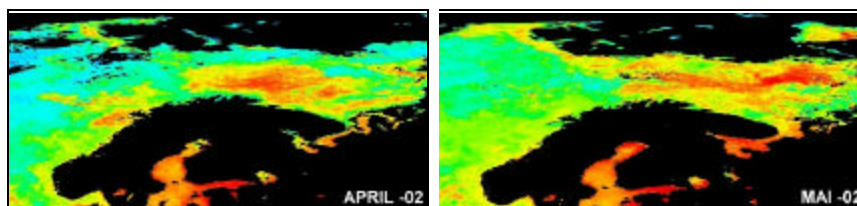
Art	Sårbarhet	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Steinkobbe	2 - (3)	N	N	N	N	N	KY	KYH	H	N	N	N	N
Havert	2 - (3)	N	H	H	N	N	N	N	N	KY	KY	KY	KY
Hvalross	2 - (3)	N	N	N	KY	KY	(KY)	H	H	N	N	N	N
Ringsel	1 - (2)	N	N	KY	KY	N	N	N	N	N	N	N	N
Storkobbe	1 - (2)	N	N	(KY)	KY	KY	N	N	N	N	N	N	-
Grønlandssel	1*	N	KY	KY	H	H	N	N	N	N	N	N	N
Isbjørn	3	N	N	N	NY	NY	N	N	N	N	N	N	NY
Hval**	0 (1)												

*Flokker langs iskanten sommer og høst (Theisen 1997).

** Hval er angitt med MOB sårbarhet 0 (1) for både yngleperioder og næringsområder, dvs. at sårbarheten er lik gjennom hele året og nærmere angivelse av perioder ikke er spesifisert.

3.2.4 Iskant

Forholdene ved iskanten og den marginale issone utgjør viktige forutsetninger for dynamikken i Barentshavets økosystem og representerer det mest produktive området i arktisk vann nord for Polarfronten. Tilfrysningen av isen starter i september ved 79-81 °N, og når en maksimal utbredelse i mars-april (jf. figur 1.2) ned til 73-75 °N. På sitt raskeste, i juni/juli, kan iskanten trekke seg tilbake med 150-350 km i løpet av en måned (Sakshaug et al 1992).



Figur 3.6. Våroppblomstringen i Barentshavet, representert ved klorofyllinnhold i vannmassene registrert av SeaWiFS satellitt (<http://seawifs.gsfc.nasa.gov/SEAWIFS.html>) i april og mai 2002. Klorofyllmengde angitt fra lav til høy verdi. Merk at sorte områder ikke er dekket.

Mengden av isalger i Barentshavet varierer gjennom året avhengig av innstrålt lys og hvor langt isen er kommet i smelteprosessen. Våroppblomstringen av plankton oppstår ved iskanten og følger denne suksessivt etter hvert som isen smelter utover sommeren (figur 3.6). Den høyproduktive sonen kan strekke seg 20-50 km fra selve iskanten (Sakshaug & Skjoldal 1989). Algeproduksjonen danner igjen forutsetninger for vekst av dyreplankton som på sin side utgjør viktig føde for fisk, sjøfugl og marine pattedyr. I Barentshavet kan iskanten og den marginale issone derfor betraktes som et svært viktig (opp)vekst- og beiteområde (Sakshaug et al. 1992).

Iskanten er imidlertid ingen biologisk komponent eller ressurs i seg selv, men kan betraktes som et habitat som utnyttes i ulik grad, gjennom ulike tider av året, av forskjellige organismer fra ulike deler av næringskjeden. Iskanten alene kan derfor ikke representere en økologisk enhet for angivelse av biologiske skader. Habitategenskapene vil imidlertid være av betydning for organismenes eksponering for olje, tilnærmet på lik linje med substratets egenskaper mht. akkumulering og retensjon av olje på strand, og utgjør derfor en viktig faktor i evaluering av skadepotensialet.

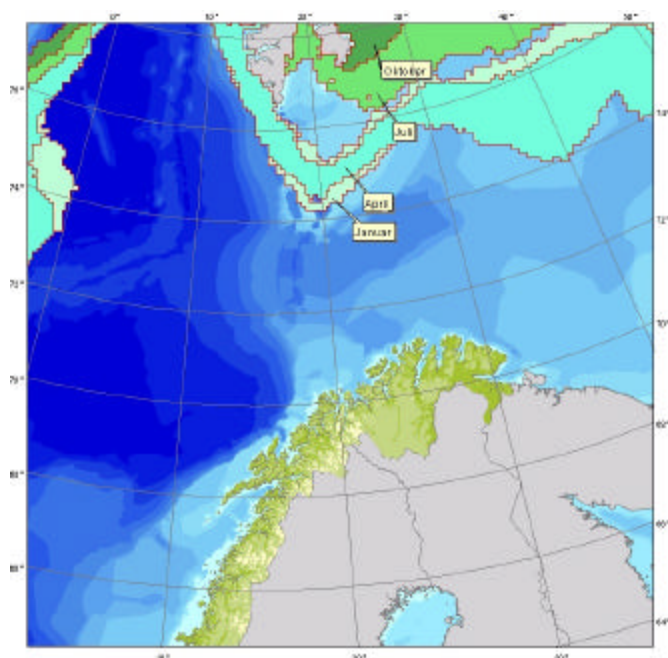
Hvilke ressurser og i hvilket omfang ressursene utnytter den marginale issone til ulike tider av året kan i mange tilfeller ikke tallfestes med særlig stor sikkerhet. Kunnskapen om iskantens dynamikk er derimot langt bedre kjent. Forutsatt ovenstående relasjoner mellom iskant som habitat og aggregering av miljøkomponenter, kan den marginale issone derfor indirekte gi et bedre uttrykk for forekomstene av enkelte ressurser enn det er mulig å oppnå på grunnlag av mer fragmentariske observasjonsdata.

Tabell 3.5 presenterer en grov oversikt over ressurser/ressursgrupper som kan opptre i større antall i tilknytning til den marginale issone i avgrensede perioder av året. Disse artene/artsgruppene møter således det overordnede kriteriet om tilstedeværelse. Merk at forekomstene nødvendigvis ikke representerer avgrensede "iskantbestander". F.eks. kan sjøfugl som opptre i tilknytning til iskanten forvaltningsmessig sett på samme tidspunkt utgjøre deler av en nærmere spesifisert hekkebestand. Tabellen viser således primært iskantens betydning for de respektive forekomstene, dvs. gjennom aggregerte forekomster.

Tabell 3.5. En grov oversikt over arter og artsgrupper med særlig tilknytning til iskanten og den marginale issone. Betydningen uttrykkes i form av andeler av større bestander som opptre i tilknytning til iskanten, og er antydnet ved økende grad av skyggelegging. Etter Alpha (2000).

Art/artsgruppe	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Planteplankton												
Dyreplankton												
Isflora												
Isfauna												
Polartorsk (juv.)												
Havhest												
Ismåke												
Polarlomvi												
Alkekonge												
Ringsel												
Storkobbe												
Grønlandssel												
Hvithval												
Isbjørn												

Som støtte for ressursenes referanse til iskanten er det utviklet et datasett som indikerer iskantens bevegelse gjennom året (Alpha 2000). Det kartfestede resultatet, som vist i figur 3.7, er utledet av observasjoner av DNMI og isdatabasen ved NP, og danner videre grunnlag for mulige virkninger i kapittel 5.

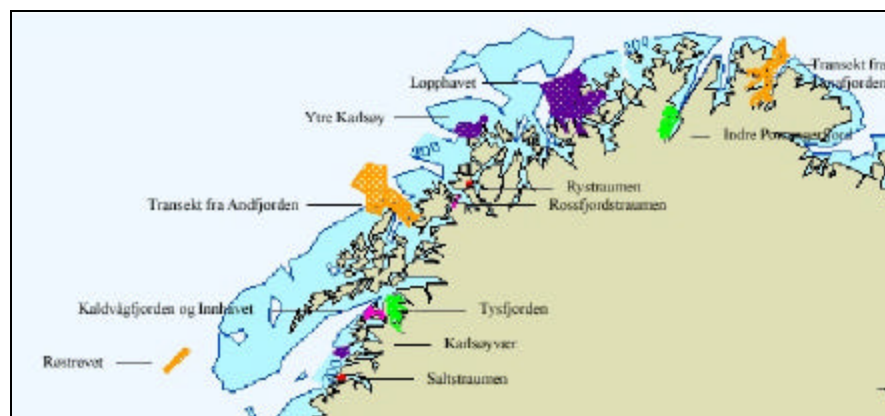


Figur 3.7. Iskantens utbredelse i ulike måneder indikert ved 40-80% sannsynlighet for påtreff av is.

3.2.5 Andre forhold

Verneområder

Gjennom Brattegard-utvalgets arbeid med kartlegging av egnede marine verneområder i Norge, ble ulike arters utbredelse kartlagt for å identifisere eventuelle fauna- og floraområder og beliggenheten av grenser mellom de ulike områdene (DN 1995). Rådgivende utvalg for marin verneplan har i sin foreløpige tilrådning av februar 2003, til utforming av marin verneplan prioritert 36 områder, hvorav 12 befinner seg fra Saltstraumen og nordover, dvs. innenfor foreliggende influensområde (figur 3.8).



Figur 3.8. Prioriterte områder til marin verneplan. Etter DN (2003).

For de fleste områdene er det sjøbunnen med det tilhørende dyre- og planteliv som utgjør verneverdiene. Dette gjelder strømrrike lokaliteter, spesielle gruntvannsområder, åpne kystområder og transekter kyst-hav og sokkelområder. Pollene har begrenset vannutskiftning og fungerer som små og særegne økosystemer. For disse er både sjøbunnen og vannsøylen inkludert i verneverdiene. For alle områdene er vannkvaliteten og strømforholdene av stor betydning for verneverdiene (DN 2003).

Indre Porsangerfjord prioritert som fjordsystem fordi den skiller seg vesentlig fra de andre områdene ved å være et i hovedsak grunt fjordområde. Utformingen med noe dypere basseng i indre del gjør at det her blir liggende spesielt kaldt vann. Dette gir et arktisk preg til faunaen og det finnes flere høyarktiske arter her. Bl.a. kan det være en egen stamme av polartorsk. Området er også prioritert marinarkeologisk område.

Av åpne kystområder er LoppHAVet og Ytre Karlsøy prioritert på grunn av stor spennvidde i naturtyper mht. dybde- og bunnforhold og eksponeringsgrad. I LoppHAVet finnes det flere forekomster av dype korallrev. Området er meget variert med dyp renne og bratte undersjøiske fjellvegger, grunne fjorder og vikar i et alpint landskap, i tillegg til grunne eksponerte havområder og strender.

Av transektområder er Røstrevet, Andfjorden og Tanafjorden prioritert. Transektet fra Andfjorden er et representativt tverrsnitt fra kyst til dyphav nord i den vestnorske subprovinsen hvor sokkelen er på det smaleste. Området inneholder et stort mangfold av undersjøiske naturtyper og har også særegne kvaliteter som rennen i kontinentalskråningen i Bleiksdypet. Verneverdiene er knyttet til bunn og bunnorganismer og det store mangfoldet av naturtyper. Transektet fra Tanafjorden er et representativt utsnitt fra fjord til åpent lav vest i Finnmark subprovins. Her er verneverdiene knyttet til bunn og bunndyr og til mangfoldet av naturtyper. Røstrevet er et særegent område med det største kjente korallrev i en raskant ved egga på kontinentalsokkelen (DN 2003).

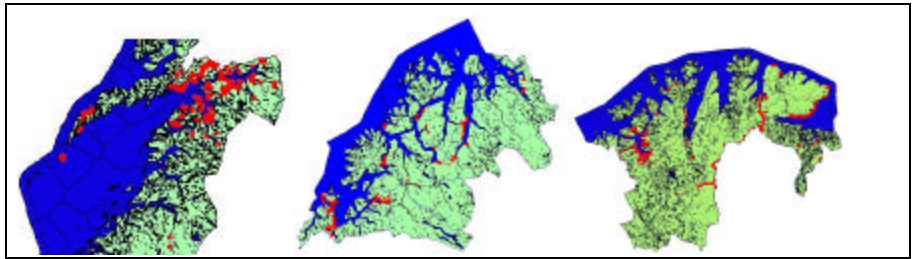
Kulturminner

Den norske kulturminneforvaltningen har generelt en meget begrenset oversikt over marine kulturminner i Barentshavet (Føyn et al. 2002). For kulturminner under vann er dette i all hovedsak skipsforlis fra krigen og posisjonene til disse er ofte usikre.

På Svalbard er alle faste kulturminner fra tidligere enn 1945 automatisk fredet. Av disse er en stor andel kulturminner knyttet til norsk og russisk overvintringsfangst og hvalfangst, og har en svært kystnær beliggenhet (Theisen & Brude 1998). Områdene er likevel utenfor influensområdene fra foreliggende aktivitet og vil i så måte ikke påvirkes direkte av eventuell oljeforurensning.

I området fra Lofoten til og med Finnmark finnes en rekke kulturminner med tilhørighet i kystsonen. I forhold til disse områdene er fredning av verdifulle brygger, fyrstasjoner og annen kystrelatert virksomhet som vitner om folks bo- og arbeidsforhold langs kysten viktig for kulturminnevernet.

Fornminneregisteret er en nasjonal database som inneholder registrerte automatisk fredede kulturminner. Registeret er i prinsippet landsdekkende. Databasen inneholder også opplysninger om en del arkeologiske kulturminner av nyere dato som ikke automatisk er fredet. Databasen inneholder omlag 74.000 lokaliteter, hvor en lokalitet kan inneholde fra en til flere hundre enkeltminner. En oversikt over arkeologiske kulturminner innen utredningsområdet er gitt i figur 3.9.



Figur 3.9. Arkeologiske kulturminner i området Lofoten-Finnmark. Kilde: Riksantikvarens fornminnedatabase (http://www.riksantikvaren.no/tema/kulturminnebasen/fornminnedatabasen_register_index.htm).

4 DRIFT OG SPREDNING AV OLJE

I det følgende er det gitt en kort presentasjon av beregninger av oljens drift og spredning. Resultatene, uttrykt som statistisk fordeling av berørte områder for totalt 3.600 enkeltscenarier pr. delområde, er i sin helhet utledet fra OEDs arbeide med oljedriftsberegninger for ULB. Forutsetninger for uhellsutslipp, gitt ved sannsynlighet for hendelse og oljens skjebne i det marine miljø er drøftet innledningsvis. Resultatene tilsvarer uttrykket for påvirkningsfaktoren, både mht å identifisere influensområder så vel som mulig eksponering, i de videre vurderinger av mulige konsekvenser og miljørisiko (seksjon 5).

4.1 Uhellsutslipp av olje – noen enkle forutsetninger

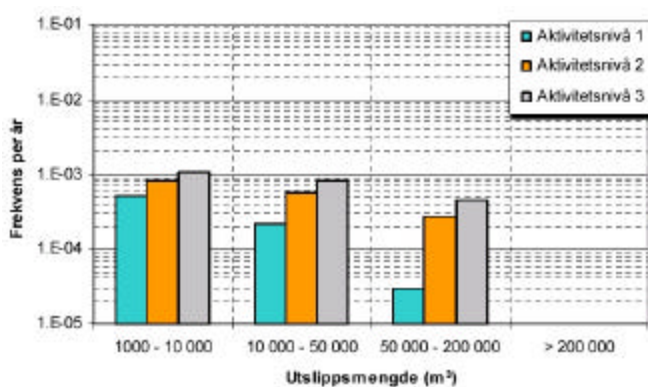
4.1.1 Hendelsesstatistikk

Sannsynligheten for uhellsutslipp og påfølgende oljeforurensning av det omfang som er lagt til grunn for denne delutredningen er presentert i et eget arbeide av Dervo & Olsen (2003; studie 7-e). Basert på OEDs utredningsprogram og antall produksjonsbrønner (tabell 4.1) er det anslått et antall brønnoperasjoner for hvert felt pr. år.

Tabell 4.1. Antall produksjonsbrønner for de ulike feltene. Kilde: OED(2002).

Felt	Antall produksjonsbrønner
Bjørnøya Vest	5
Finnmark Øst	7
Lopparyggen Øst	17
Troms I	6
Nordland VI	5
Nordland VII	5

Basert på statistikk for de siste 20 årene har Scandpower (Dervo & Olsen 2003) beregnet historiske utblåsningsfrekvenser for oljebrønner. I scenariebeskrivelsen (OED 2002) opplyses at for flytende installasjoner og flytende rigger vil overflateutslipp og sjøbunnsutslipp ha om lag lik sannsynlighet. Spesifikke sannsynligheter for havari av FPSO er ikke beregnet, og det er heller ikke funnet argumenter som underbygger en annen sannsynlighet for utblåsninger i utredningsområdet enn det man har i norsk oljevirkksomhet i dag (Dervo & Olsen 2003). Beregnede frekvenser for utblåsninger er vist i figur 4.1.



Figur 4.1. Beregnede frekvenser av oljeutslipp pga. utblåsninger og rørledningsbrudd innen utredningsområdet (gjennomsnitt pr. år i perioden 2005-2020). Kilde: Dervo & Olsen (2003).

4.1.2 Oljens skjebne

Olje på vann

Olje som frigjøres i vannmassene vil umiddelbart gå gjennom en serie naturlige prosesser som over tid vil endre sølets kjemiske og fysiske egenskaper og sammensetning:

- *Spredning og drift*; hvor oljens som funksjon av egenvekt og flyteegenskaper vil spre seg på havoverflaten over et gitt område
- *Fordampning*; ved at lettere og mer flyktige komponenter damper av og blandes i og spres med luften over flaket
- *Løselighet*; med utløsning av de mest vannløselige fraksjoner til de omkringliggende vannmasser
- *Dispergering og nedblanding*; hvor bølgeenergien bryter opp oljen i små dråper og betinger en vertikal transport og innblanding av olje (olje-i-vann emulsjon) i de øvre vannlag
- *Emulsjonsdannelse*; hvor oljen tar opp vann (vann-i-olje emulsjon), som igjen fører til økning av sølets volum så vel som endring i dets flyteegenskaper
- *Sedimentasjon*; hvor oljen kan binde eller klebe seg til partikler i vannmassene, og med tilsvarende endring i egenvekt, kan dette føre til at olje synker ned i dypere vannlag og sedimenter på havbunnen
- *Fotooksidasjon*; hvor sollys i nærvær av oksygen initierer kjemiske reaksjoner og dannelse av bl.a. polare forbindelser med varierende løselighet og giftighet
- *Biodegradering*; hvor naturlige forekommende stammer av bakterier og sopp i sjøvannet bidrar til å bryte ned og omsette olje og oljederivater til oksiderte forbindelser.

Disse reaksjonene er styrt av de til enhver tid rådende fysiske og kjemiske forhold i "resipienten". Spontane reaksjoner mellom olje-luft (fordampning) og olje-vann (løselighet, emulgering) er som de fleste kjemiske reaksjoner mer eller mindre temperaturavhengige. I kalde, arktiske farvann vil derfor ratene være noe langsommere enn i sørligere klimaregimer. Når olje blandes med is og issørpe, forsterkes disse forskjellene ytterligere. I slike tilfeller vil det sjelden være tilstrekkelig bølgeenergi til at det blandes ned større oljemengder. Det kan derfor sluttet at oljens opprinnelige egenskaper opprettholdes over noe lengre tidsvinduer i kalde farvann; oljen opptrer "uforvitret" over noe lengre tid, og at de nedblandede fraksjonene og nedblandingsdypet gradvis avtar ettersom oljen driver inn i isfylte farvann.

I denne sammenhengen er det verdt å merke seg at de fysiske forholdene, særlig sommerstid og i de sørligere deler av Barentshavet, ikke avviker vesentlig fra f.eks. Norskehavet. Lysforholdene om sommeren vil f.eks. øke bidraget til nedbrytning ved fotooksidasjon. Totalt sett kommer nok forskjellene i oljens aldringsprosesser mest til uttrykk i de nordlige deler av Barentshavet og langs den marginale iskanten. Hvis oljens stivnepunkt er høyt, vil den f.eks. ved lave temperaturer opptre i en tykflytende tilstand.

Olje på strand

I den første fasen av en strandingsepisode vil oljens videre skjebne primært være knyttet til interaksjoner mellom oljens tilstand og egenskaper i strandingsøyeblikket og de sammenfallende fysiske forhold i strandingsområdet:

- *Forvitring*; hvor olje som strander etter dager i sjøen gjerne er sterkt forvitret, ofte som en vann-i-olje emulsjon, med tilsvarende vanninnhold og flyteegenskaper
- *Substrat og topografi*; hvor olje på fjell- og berggrunn gjerne samler seg i groper og fordypninger, mens den trenger ned i løsmasser og blir liggende i mellomrommet mellom stein, grus og sand
- *Tidevann og bølger*; som hele tiden vil bidra til oljens fysiske forvitring og tilsvarende refordeling – av olje som en gang blir ført opp på stranda vil noe bli liggende ved påslagspunktet, mens noe vil refordeles ved neste bølge (eller tidevann).

Etter at oljen har strandet vil den mikrobielle aktiviteten styres av tilgang på oksygen og andre elektronakseptorer samt biotilgjengeligheten av næringsstoffer, dvs. at tilsvarende bidrag til nedbrytning av olje på strand over tid er lite. I så måte er bølgeenergien trolig den viktigste faktoren;

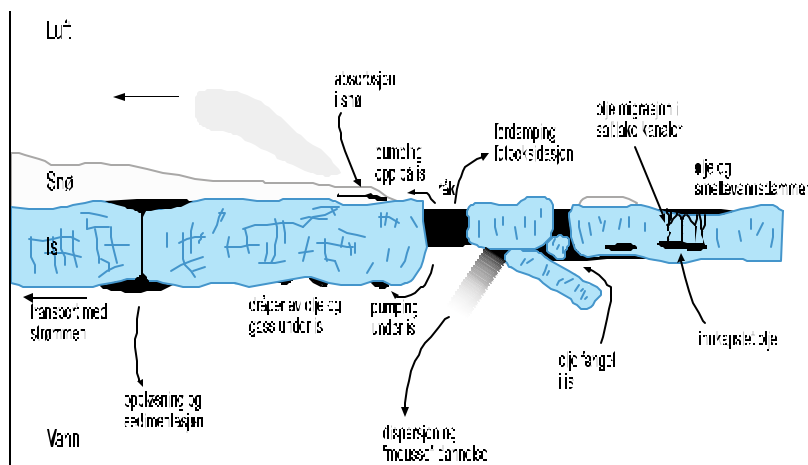
erfaringer viser at strandas evne til selvrensning er særlig stor i bølgeeksponerte områder, mens olje som strander i bølgebeskyttede områder, eventuelt også trenger ned i sedimentet, kan bli liggende i tiår (Moe et al. 2000a).

Olje i is

På samme måte som for strand, vil isen i første rekke representere en fysisk hindring for drivende olje. Oljens videre skjebne, vil være en funksjon av flere mer eller mindre sammenfallende faktorer, hvor bl.a. følgende forhold vil gjøre seg gjeldende:

- Olje kan aggregeres i is, både på og under isen, i tillegg til å samle seg i sprekker, råker - mellom is og isflak
- Olje kan fryse inn i is og deretter frigjøres ved "neste års" issmelting.

En skisse av disse prosessene er gitt i figur 4.2. Oljebudsjetten i og på is vil i utgangspunktet være påvirket av de samme prosessene som beskrevet for sjø og strand, men med en innbyrdes virkningsgrad som vil være styrt av de rådende is-klimatiske forhold. Reaksjonsratene vil eksempelvis være lave som resultat av lave temperaturer. Sammenlignet med strand, hvor oljen kan ligge i årevis, vil imidlertid oppholdstiden av olje i den marginale issone være betydelig kortere; det er implisitt gitt av "substratets" flyktige natur. Olje som fryser inn i is, og eventuelt transporteres til og frigjøres i andre geografiske områder på et senere tidspunkt, representerer imidlertid et unntak. Slike tilfeller vil kunne føre til gjentatt kontaminering og eksponering av den marginale issone så vel som de istilknyttede miljøkomponentene.



Figur 4.2. Olje i is; en skisse av mulige interaksjoner.

4.2 Oljens drift og spredning

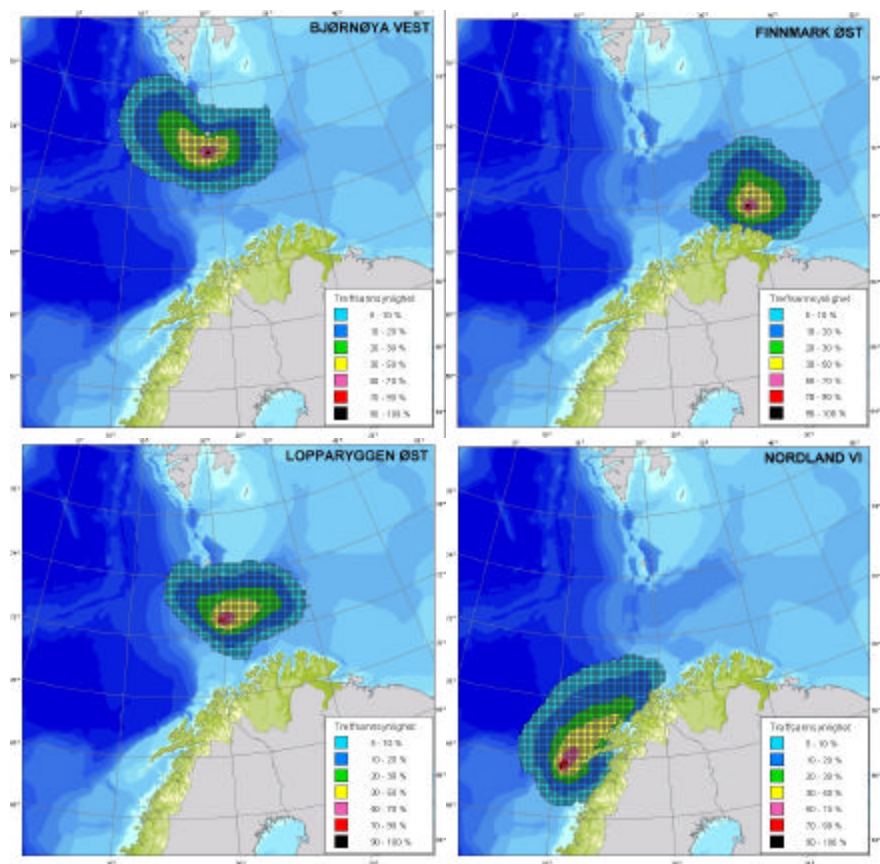
Som en del av arbeidet med beregninger av oljens drift og spredning for ULB (studie 7-a), er det simulert totalt 3.600 enkeltscenarier på årsbasis for hvert av de valgte utslippspunktene (jf. seksjon 3).

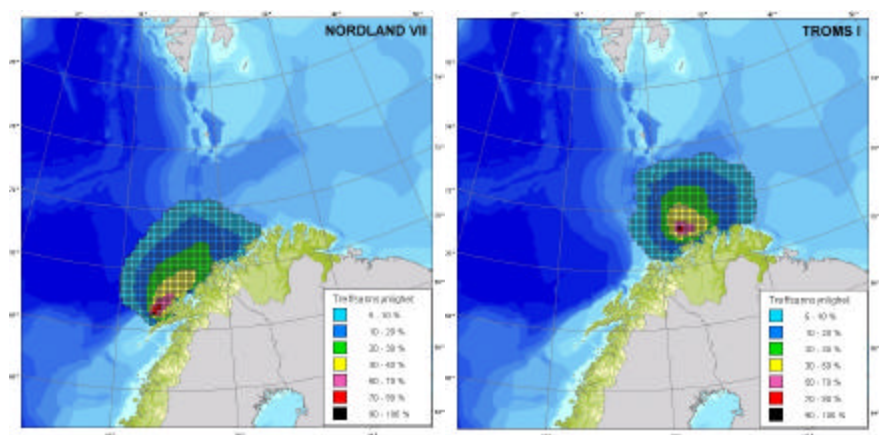
I foreliggende arbeid er resultatene anvendt for avgrensning av influensområdet for de respektive delområdene (og utslippspunktene) som er definert av OED (2002, 2003). I tillegg utgjør både oljedriftsstatistikken og resultatene fra enkeltscenarier viktig inngangsverdi for vurdering av skadepotensialet (jf. kapittel 5). I det følgende er det presentert et utvalg av disse resultatene som dokumentasjon for disse vurderingene. Det er ikke tatt hensyn til oljevern og eventuelle beredskapsmessige virkemidler i den videre beskrivelsen.

4.2.1 Influensområder

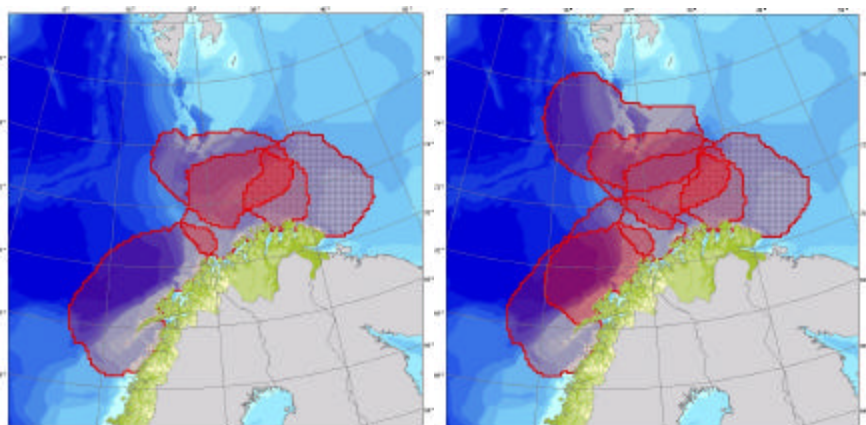
Influensområder fra oljedriftsmodelleringen er definert ved områder som har større enn 5 % sannsynlighet for treff av olje innen en 10x10 km modellrute. Resultatene gir dermed uttrykk for hvilke områder som kan berøres av et uhellsutslipp, men gir ingen indikasjon på den faktiske utbredelsen av en enkelt hendelse. Influensområdene for hver av delområdene basert på helårsstatistikk (gjennomsnitt av 3.600 enkeltscenarier) for overflateutslipp er vist i figur 4.3. Utblåsningsrater og varigheter er gitt i kapittel 2.3.2 tilsvarende den vektete varighet for på omlag 10 døgn for overflateutslipp og 35 døgn for sjøbunnsutslipp. Det modellerte, samlede utslippsvolum for overflateutblåsninger vil da ligge mellom 10.000 og 60.000 tonn olje.

Influensområder for uhellsutslipp som gitt i scenariebeskrivelsen (OED 2002), jf kapittel 1, er skissert i figur 4.4 for middels og høyt aktivitetsnivå. Til sammenligning vil influensområdet for basisnivået samsvare med kart for Troms I i figur 4.3. Arealmessig vil det samlede influensområdet for høyeste aktivitetsnivå være over 4 ganger så stort som tilsvarende areal for basisnivået (131.000 km²). En oppsummering av nøkkelinformasjon for de modellerte uhellsutslippene er gitt i tabell 4.2 - 4.4.





Figur 4.3. Statistisk helårlig influensområde for overflateutslipp i de ulike utslippspunktene.



Figur 4.4. Statistisk helårs influensområde for overflateutslipp for hhv. middels aktivitetsnivå (venstre) og høyt aktivitetsnivå (høyre). Basisnivå vil tilsvare omriss av kart for Troms I i figur 4.3.

Tabell 4.2. Strandingsmengder og influensområde kyst for overflateutslipp basert på helårlig statistikk.

Utslippspunkt	Influensomr. kyst (km)	Midl.strandet oljemengde (t)	Oljemengde(tonn) i strandingsruter 10x10 km		
			Gjennomsnitt	Maks. mengde	Min. mengde
Bjørnøya Vest	76	3.356	230	481	42
Finnmark Øst	804	1.711	160	658	28
Lopparyggen Øst	-	105	-	-	-
Troms I	2.148	975	37	282	5
Nordland VI	9.952	1.559	51	315	7
Nordland VII	4568	6.339	179	1466	9

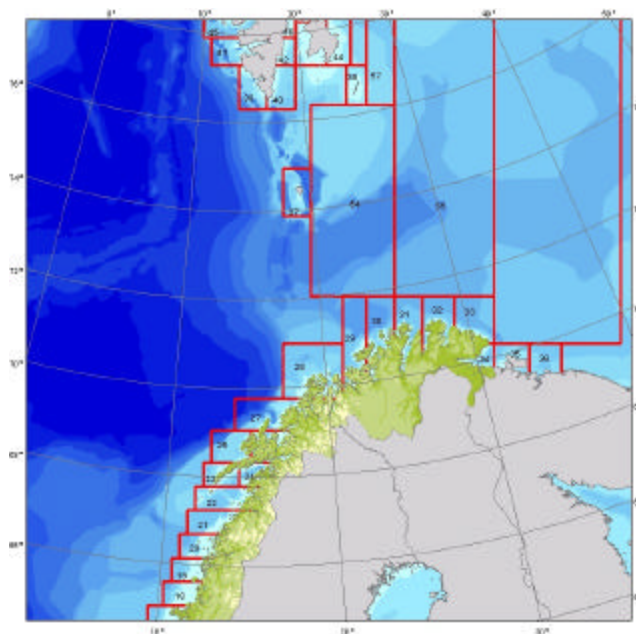
* Merk at for utslippspunkt Bjørnøya Vest er iskanten definert som potensielt strandingsareal, men inngår ikke i influensområde kyst.

Tabell 4.3. Strandingsmengder og influensområde kyst for uhellsscenarie med totalhavari av FPSO.

Utslippspunkt	Influensområde kyst (km)	Midlere strandet oljemengde (t)
Bjørnøya Vest	76	14.417
Finnmark Øst	114	5.322
Lopparyggen Øst	-	1.215
Troms I	765	12.029
Nordland VI	2.178	5.915
Nordland VII	2.219	20.357

* Merk at for utslippspunkt Bjørnøya Vest er iskanten definert som potensielt strandingsareal, men inngår ikke i influensområde kyst.

Blant utslippspunktene er det uhellsslipp fra Nordland VI som vil kunne berøre størst kystområde, mens mengden olje som forventes strandet vil være størst for slipp fra Nordland VII. En nærmere beskrivelse av strandingsmengder fordelt på aktuelle kystsegmenter er vist i tabell 4.4.



Figur 4.5. Kystsegmenter for indikasjon av strandede oljemengder i tabell 4.4.

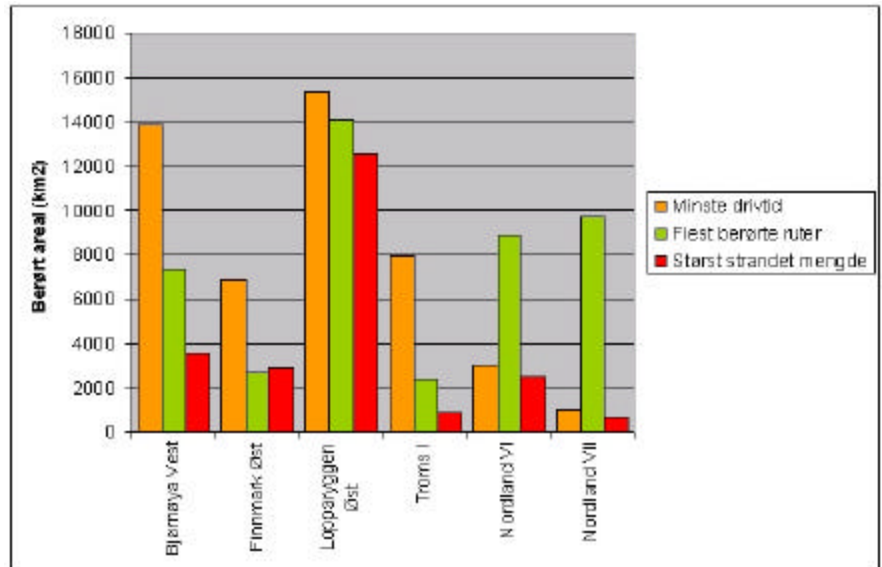
Tabell 4.4. Maksimal strandingsmengder (tonn olje) fordelt på kystsegmenter (jf. figur 4.5). For Bjørnøya Vest, Lopparyggen Øst og Troms I er det benyttet data fra mai måned**, for resterende felt er det benyttet helårsdata

Utslippspunkt	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	37
Bjørnøya Vest														2274
Finnmark Øst										38	232	1345	917	
Lopparyggen										216	3	2		13
Troms I								49	152	815	205	118	31	1
Nordland VI	180	153	1005	120	398	243	287	98	20	10	4			
Nordland VII			1624	435	3366	1628	1412	384	83	66	7	1		

* Merk at det ikke er tatt hensyn til sannsynligheten for stranding i tabellen, dvs. at tabellen ikke nødvendigvis korresponderer med influensområdene i figur 4.3.

** Resultater fra kystsegmenter foreligger kun på månedsbasis for de angitte utslippspunktene.

Da influensområdene kun gir uttrykk for hvilke områder som kan berøres av et uhellsutslipp og ikke gir noen indikasjon på den faktiske utbredelsen av en enkelt uhellshendelse, er det sett nærmere på den arealmessige utbredelsen av enkeltscenarier. I modelleringen av oljens drift og spredning (DNV 2003) er det identifisert tre enkeltscenarier for ekstremverdier i forbindelse med stranding av olje (minste drivtid til land, fleste berørte landruter og størst strandet mengde). En oversikt over berørt areal for disse scenariene er gitt i figur 4.6. Eksempelvis vil arealet av enkeltscenariene for Troms I ligge i størrelsesorden 1-6 % av influensområdets omfang for dette utslippspunktet.



Figur 4.6. Totalt berørt areal (km²) basert på utvalgte enkeltscenarier (minste drivtid, flest berørte landruter og størst strandet mengde) i mai måned for de ulike utslippspunktene. (Merk at berørt areal er beregnet på bakgrunn av registreringer av hvilke 1x1 km ruter som berøres i tidssteg på 1 time. Vektet utslippsvarighet er ca. 10 døgn. Jf. også figur 5.3 som viser utbredelsen av noen av enkeltscenariene slik de er beregnet)

5 MULIGE MILJØKONSEKVENSER

I det følgende er det gitt en vurdering av mulige konsekvenser for hver av de valgte komponentene som er beskrevet i seksjon 3. Oljedriftberegningene i foregående seksjon er brukt som uttrykk for påvirkningsfaktoren, mens vurderingene er forankret i komponentenes egenskaper i kombinasjon med dokumenterte erfaringer fra tidligere hendelser. I og med at oppløsningen i kunnskapsgrunnlaget og potensialet for skade varierer fra komponent til komponent, er det anvendt ulike faglige tilnærmelser for disse vurderingene; både tilnærmede og empiri er imidlertid dokumentert. Avslutningsvis er det gitt en samlet vurdering av skadepotensialet – felt for felt. Konsekvensvurderingene er videre brukt i betraktninger av miljørisiko i seksjon 6 og forslag til avbøtende tiltak i seksjon 7.

5.1 Generelle effekter og skade

Olje i det marine miljø kan forårsake akutte, skadelige effekter enten som følge av oljens giftighet, og/eller i form av mekanisk påvirkning ved at organismer, eventuelt habitat, blir dekket med olje og sentrale funksjoner som fotosyntese, næringsopptak, termoregulering eller naturlig adferd hemmes. Selv om et oljesøl i utgangspunktet kan betraktes som en punktbelastning, kan olje som blir liggende i miljøet representere en form for kronisk belastning over lengre tid.

Gitt en uhellshendelse, må olje og miljøkomponenter reagere sammen over tid for at det skal kunne oppstå effekter; dvs. at det må foregå en eksponering. I et økologisk perspektiv vil effektene da kunne forplante seg suksessivt fra et nivå til et annet; fra kjemiske, molekylære prosesser, via enzymatiske og fysiologiske reaksjoner, og opp til individdødelighet med reduksjon av bestander, populasjoner og samfunn som resultat. Organismer som ikke skades direkte, kan således indirekte bli påvirket ved endringer i betingelser for sameksistens og konkurranse.

Både olje og ressurs endrer seg imidlertid over tid. Effektene vil da være relatert til den til enhver tid rådende tilstand av olje og ressurs ved eksponering – initielt så lenge de overlapper i det gitte influensområdet – suksessivt så lenge det er avvik i sentrale miljøfaktorer og -forhold mellom påvirkede og upåvirkede områder. Det samlede skadeområdet kan således:

- utledes som en funksjon av skadens størrelse (alvor) og skadens varighet, og
- gjenspeiles i endringer på bestands-, populasjons- og/eller samfunnsnivå, som et resultat av effekter på reproduksjon, overlevelse og migrasjon.

Dette innebærer en integrering av direkte og indirekte effekter i samsvar med etablerte normer for vurderinger av skadepotensialet ved forurensningsepisoder (Moe et al. 1999a, c, 2000a, c). I denne sammenheng tilfører den geografiske utstrekningen av det påvirkede området ytterligere en dimensjon til skadebildet.

Det er imidlertid ikke gitt at skadene står i direkte forhold til mengde olje. Dette har vist seg ved flere historiske hendelser; omfattende skader kan oppstå selv ved mindre oljemengder. Oljens skjebne, tilsvarende aldringsprosessene som er beskrevet i kapittel 4, vil derimot være en viktig parameter i konfliktmatrisen. For pelagiske ressurser som plankton og fisk er det de nedblandede oljefraksjonene som er av størst betydning for eksponering, effekter og skade. Trusselbildet for sjøfugl er hovedsakelig forbundet med mekanisk påvirkning av olje på havoverflaten, men forgiftning spiller en viss rolle hos arter som beiter på oljetilsølte kadavre og fastsittende organismer. Skadepotensialet på strand og for pattedyr kan erfaringsvis knyttes både til oljens giftighet og den mekaniske påvirkningen.

Ovenstående prinsipper kan i utgangspunktet legges til grunn for vurdering av sårbarhet; tilsvarende forutsetningene for at skade kan oppstå og hvilket omfang og varighet skaden kan komme til uttrykk. Sårbarhet for olje blir således en funksjon av oljens skjebne og de ulike komponentenes egenskaper mht. fysiologi, ernæring, adferd, habitatvalg, reproduksjonsstrategi og livshistorie. Hver ressurs – også ulike utviklingsstadier innenfor enkeltstående grupper – har derfor en mer eller mindre individuell

form for sårbarhet. Dette er kortfattet belyst for de respektive miljøkomponentene i det følgende, som forankring for mer kvalitative og kvantitative vurderinger av skadepotensialet felt for felt.

5.2 Strand

5.2.1 Generell sårbarhet

Erfaringer fra hist oriske uhellsutslipp av olje viser at skadene på strandmiljøet kan variere i omfang og varighet; - fra nærmest total desimering av samfunnene til marginale, subletale effekter på individnivå. Effektene oppstår ofte ved en kombinasjon av oljens giftighet og mekaniske belastning over tid. Skade på en organismegruppe kan forplante seg til en annen gruppe ved at strukturerende organismer og grupper dør, byttedyra faller fra, eller at andre økologiske interaksjoner i samfunnene forrykkes. I de tilfeller hvor det har forekommet omfattende dødelighet på samfunnenes strukturerende arter, reflekteres dette i relativt lange restitusjonstider.

For skadebildet på lokalt og regionalt nivå er den samlede mengde olje som strander av en viss betydning; - hvor mye olje som blir liggende i de ulike deler av miljøet over tid kan synes vel så viktig. Dyp (vertikal transport av olje) og tidevann, samt bølgeeksponering (strandens evne til selvrensning), topografi og type substrat (-strandens "lagringskapasitet" for olje) er kritiske faktorer for oljens skjebne på stranda (Moe et al. 1993, 2000a, b). Disse faktorene danner samtidig viktige fysiske forutsetninger for hvilke samfunn som utvikler seg i gitte områder, og gir således den faglige rammen for å vurdere strandens sårbarhet for olje.

Sprutsonen

Olje som strander kan føres opp i sprutsonen under gitte betingelser, f.eks. ved kombinasjon av tidevannskrefter og bølger. Erfaringer fra tidligere strandingsepisoder er imidlertid begrenset. 7-8 år etter sølet fra *Florida* ble det på vist manglende rekruttering av saltengkrabber (Krebs & Burns 1978) og disse krabbene viste også etter 20 år indikasjoner på oljeeksponering (Teal et al. 1992). Etter strandingen av olje fra *Arrow* ble det påvist stor dødelighet av *Spartina*-arter. Thomas (1978) konkluderte med at restitusjonen var i gang etter 2 år, og at saltenga var tilnærmet restituert 5 år etter sølet. Også oljen fra *Bouchard* førte til betydelig dødelighet av nøkkelarter. Dette resulterte i erosjon av substratet, og saltengene var ikke restituert 3 år etter episoden (Hampson & Moul 1978). Samme mønster, med dødelighet av nøkkelarter og etterfølgende erosjon, ble også påvist etter *Amoco Cadiz* (Baca et al. 1987), *Dickinson Bayou* (Aleksander & Webb 1987) og Naim-episodene (Fischel et al. 1989). I alle tilfellene forlenget erosjonen restitusjonstiden, først 3-8 år etter sølene var samfunnene tilnærmedesvis på samme nivå som før sølene. *Zostera*-samfunnene i Prince William Sound ble tildels betydelig påvirket av *Exxon Valdez* oljen (Juday & Foster 1990), men nøkkelartene var relativt intakte og forholdene var tilnærmet normalisert i 1991 (Berge 1993).

Fjæresamfunn - Hardbunn

Disse samfunnene karakteriseres ofte ved en eller flere dominerende arter, i eksponerte områder ofte rur og blåskjell, mens tangarter som bl.a. blæretang, grisetang og sagtang, ofte dominerer i mer beskyttede områder. Omfanget og varigheten av eventuell skade kan synes å være en funksjon av hva som skjer med disse artene.

I bølgeeksponerte områder vil oljen vaskes relativt raskt av. Miljøtypens selvrensningsevne er stor, og erfaringene viser at skadeomfanget overveiende er mindre enn i mer beskyttede områder (Vandermeulen 1982; Teal & Howarth 1984; Baker et al. 1990; Lein et al. 1992; Moe et al. 1993). Restitusjonstiden vil samtidig være kortere, anslagsvis i størrelsesorden 1-3 år. På moderat eksponerte områder er selvrensningsevnen dårligere og oljen kan bli liggende over lengre tid. Erfaringer fra tidligere strandingsepisoder tyder på at både tangbeltet og den assosierte fauna kan bli nærmest totalskadd i områder som blir belastet med mye fersk olje og hvis oljen blir liggende over tid. I slike tilfeller vil både skadeomfanget og varigheten kunne være betydelig. I beskyttede områder er selvrensningsevnen lav. I intermedieære områder som er dominert av arter med lang levetid, f.eks..

grisetang, og hvor dette algebeltet blir hardt skadet, kan restitusjonstiden strekke seg over 20 år (Lein et al. 1992).

Et moderat oljesøl synes sjelden å gi total ødeleggelse over større områder, men lokalt kan restitusjonstiden like fullt være lang. Skadene etter sølene fra *Irini*, *Argo Merchant*, *Tsesis*, *Esso Bernica*, *Antonio Gramsci* og trolig også *Amoco Cadiz*, var stort sett restituert innenfor en periode på 5 år (Notini 1978; Vandermeulen 1982; Notini 1980; Rolan & Gallagher 1991; Bonsdorff 1981; Conan 1982; Gundlach et al. 1983), mens restitusjonstiden etter skadene fra *Arrow* er estimert til 5-10 år (Thomas 1978). I tilfellet *Exxon Valdez* er det antydnet restitusjonstider på 315 år (Mearns & Shigenaka 1993), men utviklingen har vist at virkeligheten ikke alltid stemmer overens med teoretiske prognoser (Holloway 1996; Short et al. 2002). Skadene etter f.eks. *Mercantil Marica*-sølet var 4 år etter fremdeles ikke fullt ut restituert (Hjohlman & Lein 1994). Forfatterne anslår her restitusjonstiden til 4-8 år etter at gjenværende olje ikke lenger forurensrer strendene.

Fjæresamfunn - Bløtbunn

Kornstørrelsen i sedimentet er viktig for hva slags fauna som finnes i bløtbunnsmiljøet, og dette vil variere som en funksjon av bl.a. bølgeenergi og strømforhold. I bølgeeksponerte områder er det dominans av grovkornet materiale som sand og grus, mens leire- og siltstrender vil være begrenset til mer beskyttede områder.

På mer eksponerte sandstrender er substratet ustabilt og betingelsene for fordampning og utvasking av olje er gode. Olgens oppholdstid i slike miljøer er begrenset (Strain 1986; Hayes et al. 1991). I tillegg er faunaen ofte dominert av organismer med kort levetid og hurtig generasjonsskifte, slik at skadene av et oljesøl mest trolig vil være begrenset.

I mer beskyttede områder, som mudderflater med innslag av mer finkornet materiale, kan oppholdstiden for olje bli betydelig lengre. Sterk forvitret olje fra *Arrow* og *Florida* er påvist i finkornet sediment 20 år etter havariene (Teal et al. 1992; Vandermeulen & Singh 1994). Fra oljeforsøk på tidevannsflater i Skagerrak, er det antydnet en gjenveksttid på mer enn 10 år hvis alle artene utrykkes fra tidevannsflaten (Leinaas & Christie 1991). Dette er ment å tilsvare et meget stort oljesøl. Ved mindre søl, hvor bare de mest sårbare artene dør, vil samfunnene restitueres i løpet av få år. Erfaringer fra historiske episoder understøtter anslagene på 5-10 år før stabile samfunn utvikles i de områdene som har vært hardest belastet, jf. sølene fra *Florida* (Sanders et al. 1980; Teal et al. 1992), *Arrow* (Thomas 1978; Vandermeulen & Singh 1994), *Tsesis* (Elmgren et al. 1983) og *Amoco Cadiz* (Gundlach et al. 1983; Dauvin & Gentil 1990).

Sjøsonen

Selv om det er dokumentert signifikante skader på samfunnsnivå i grunne, strandnære deler av sjøsonen (jf. uhellsutslippene fra *Florida*, *Arrow*, *Amoco Cadiz*, *Tsesis*, *Exxon Valdez*, *Braer* og *Sea Empress*), er de skadelige effektene overveiende av mindre omfang enn i tidevannssonen. Bløtbunnsmiljøet, med potensial for innblanding av olje, er mest sårbart, og for de mest dramatiske hendelser (*Florida*, *Arrow* og *Amoco Cadiz*), er det diskutert restitusjonstider i overkant av 10 år (Vandermeulen 1982; Gundlach et al. 1983; Dauvin & Gentil 1990; Sanders et al. 1980; Teal et al. 1992; Vandermeulen & Singh 1994). Det sublittorale hardbunnsmiljøet synes mindre berørt, noe som også reflekteres i at tareskogen er vurdert som mindre sårbar enn de fleste algksamfunnene i fjæresonen (Lein et al. 1993; Moe et al. 2002b, Brude et al. in prep.).

Samlet vurdering

Restitusjonstid utgjør som nevnt i kapittel 5.1 en av de to hovedmålene for anslag av skadepotensialet, men gir i seg selv, uten innhold av skadens omfang, ingen helhetlig økologisk mening. I skadefunksjonen er disse to variablene samvirkende, dvs. begge har et innbyrdes avhengighetsforhold, og supplerer således hverandre (jf. f.eks. skade på nøkkelarter under havstrand). Ovenstående vurderinger er basert på kunnskap om gjenvekstpotensial gjennom gitte suksessjons- og livshistoriemønstre i et miljø hvor tetthetsavhengige faktorer stort sett dominerer; dvs. både som relativt forutsigbare biologiske kjensgjerninger og faglige vurderinger. Avvikende anslag som av og til

kommer til uttrykk i kjølvannet av uhellsutslipp er som regel forankret i andre, ikke-økologiske tilnærmelser til og definisjoner av suksessjon og samfunnsøkologi. På den annen side er det vanskelig å skille mellom naturlige fluktuasjoner og variasjoner, som naturlig nok også påvirker utviklingen i kjølvannet av uhellsutslipp. Signifikante effekter og skade som dokumenteres over tid på enkeltstående lokaliteter behøver nødvendigvis ikke være av vital økologisk betydning.

Mange av ovenstående eksempler beskriver episoder med inndrift av store mengder fersk olje som resultater av skipsforlis. Oljen som eventuelt strander fra en kilde langt til havs vil være betydelig forvitret, og med tilsvarende begrenset giftighet. Den mekaniske belastningen vil imidlertid fremdeles utgjøre en tussel, særlig dersom oljen blir liggende over tid. Eksempelene kan under gitte betingelser betraktes som gyldige for norske forhold. Selv om enkelte av nøkkelartene som omtales ikke nødvendigvis er typiske for norske farvann, er det i våre farvann beslektede arter med samme biologiske egenskaper og samfunnsmessige funksjoner. Slike skademekanismer blir således representative.

Episoder med stranding av moderate-mindre mengder forvitret olje, kan delvis eksemplifiseres ved erfaringer fra forliset av *Deifvos* (Sklinnadjupet, 1981), hvor det ble frigjort 1.000 tonn bunkersolje. Etter 34 dager drev oljen på land ved Helgelandskysten som en typisk vann-i-olje emulsjon (Wikander 1982) og anslagsvis 2.500 km² strand ble tilgriset (Wikander 1982). Hovedinntrykket etter ulykken var til tross for betydelig olje spesielt i øvre del av strandsonen, var det små synlige effekter på dyra (Wikander 1982). Sveum et al. (1983) betegnet effektene som kvalitative(!). Bare unntaksvis ble det påvist dødelighet av tang, og nye skudd ble observert i november samme år (Wikander 1982). Fullstendig tilsølte individer av rur, strandsnegl og albuskjell ble utryddet lokalt, mens det for mindre tilsølte individer ikke ble funnet klare effekter. Det skal imidlertid nevnes at oppfølgingen var en test av Norwegian Ecological Action Plan for Oil Spills (NEAP), og at det var betydelige problemer med å gjennomføre mer kvantitative studier (Lein et al. 1992). Senere studier viste at de mest belastede områdene ikke var restituert etter 3 år (Danielsen et al. 1985).

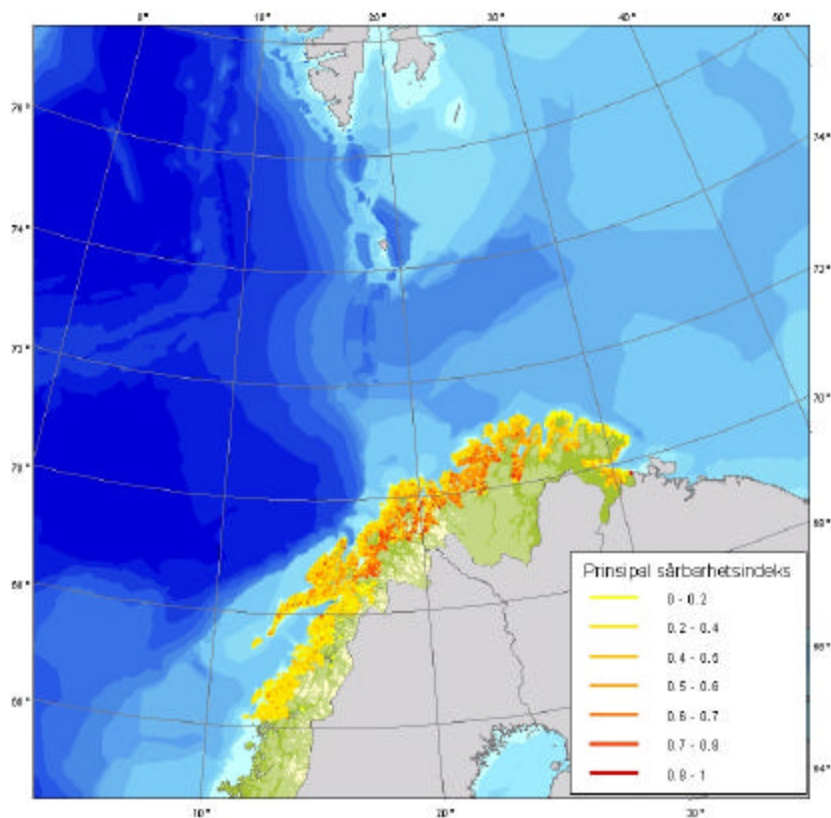
Eksempelene må derfor ikke vurderes som absolutte; ethvert oljesøl har sin egen natur hvor oljens drift og spredning så vel som utløsning av effekter og skade vil være bestemt av de rådende biofysiske forhold under utslippet. Oljetype og -egenskaper utgjør et sett av flere kritiske faktorer for hvordan episoden kan utvikle seg.

Tabell 5.1. Relativ sårbarhet for forskjellige strandhabitater og eksponeringsgrad. Modifisert etter Moe et al. (1993, 2002b).

Hovedtype	Undertype		Eksponert	Moderat eksponert	Beskyttet
Havstrender	Saltenger		-		
	Tangstrand		-		
	Sandstrand				
	Strandberg			-	-
	Grus og steinstrand				
Fjæresonen	Hardbunn				
	Bløt bunn	Fint sediment	-		
		Grovt sediment			
Sjøsonen					

Med basis i grunnlagsdata for strandressurser (jf. kapittel 3) og ovenstående vurderinger, er det ved hjelp av Dam-Å-Shore konseptet beregnet en prinsippal sensitivitetsindeks (Pi) for strandområdene i influensområdet. Modellene ble i sin tid utviklet for Svalbard under AKUP (jf. Moe et al. 1999b), har i ettertid vært brukt under Samordnet leteboring i Barentshavet (Moe et al. 2000b), og er for tiden under implementering for resten av fastlandskysten av Brude et al. (in prep.). Indeksen gir et representativt uttrykk for både skadens omfang og skadens varighet og ivaretar nøkkelartenes og -samfunnernes

sårbarhet, substratets egenskaper og grad av eksponering. Figur 5.1 viser beregnet Pi innenfor det samlede influensområdet for ULB

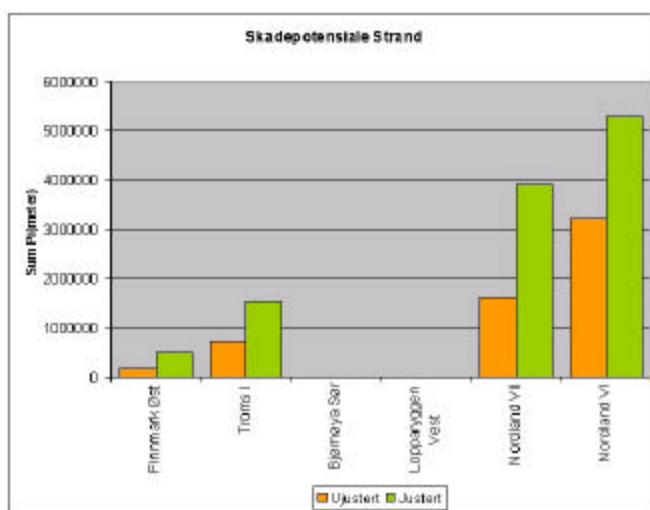


Figur 5.1. Prinsippal sensitivitetsindeks (Pi) beregnet for strandområder fra Nordland til Finnmark. Etter Brude et al. (in prep.)

I DamE-Shore betraktes fjære- og grunnavannressursene som en sammenhengende ressurs, ikke som enkeltlokaliteter eller -bestander. Figur 5.1 angir beregnet total "belastning" fra akutte oljeutslipp gitt ved sum av Pi pr. kystsegment innenfor influensområdet til hvert av de aktuelle utslippspunktene. Resultatene sammenfaller i stor grad med graden av stranding av olje fra de ulike utslippsposisjonene (tabell 4.2), hvor et utslipp fra Nordland VI statistisk kan berøre mer enn dobbelt så mye kyst som utslipp fra Nordland VI, og nesten 5 ganger så mye kyst som et uhellsutslipp fra Troms I.

Ved modellering av oljens drift og spredning indikeres stranding ved akkumulering av olje på de første landrutene i 10x10 km rutenettet. Selv om noen modeller slipper partiklene videre etter stranding, dog med redusert mengde, vil oljedrift inn mellom øyer og videre inn i fjorder underestimeres. For strandressurser vil dette bli direkte koblet til en underestimert av skadeomfanget ved at enkelte kystområder blir "utilgjengelige" i oljedriftsmodelleringen. Figur 5.2 gjengir derfor et "justert" skadepotensiale ved å inkludere kystsegmenter inntil 20 km fra strandingsruter fra oljedriftsmodelleringen. Hovedbildet med at Nordland VII vil gi det største skadeomfanget på strand opprettholdes, mens både utslipp fra Nordland VI, Troms I og Finnmark Øst

mer enn fordobler skadeomfanget da de berører områder med høyere sensitivitetsindeks dypere inn i kystfarvannet (figur 5.1 og 5.2).



Figur 5.2. Totalt belastning (gitt ved sum Pi) på strandområder basert på berørt kystlinje innen influensområde for hvert av utslippspunktene. Ujustert indikerer opprinnelig influensområde, mens justert influensområde inkluderer kystsegmenter inntil 20 km fra strandingsrutene fra oljedriften

Tilsvarende trend som i figur 5.2 er å finne i tallmaterialet på prioriterte strandeng lokaliteter, hvor influensområdet fra Nordland VI og VII begge omfatter et stort antall identifiserte og prioriterte lokaliteter ihht. MOB (tabell 5.2).

Tabell 5.2. Antall prioriterte (MOB B og C) strandeng og tangstrand lokaliteter innen influensområdene fra de ulike utslippspunktene. Ingen MOB A lokaliteter er identifisert.

Utslippspunkt	MOB B	MOB C
Bjørnøya Vest	-	-
Finnmark Øst	1	5
Lopparyggen Øst	-	-
Troms I	3	7
Nordland VII	7	38
Nordland VI	28	70

De mest sårbare områdene med sannsynlighet for stranding berøres derimot av utslippspunkt Troms I, med en gjennomsnittlig sensitivitetsindeks på 0,35 for de kystsegmenter med sannsynlighet for stranding av olje. Legges det til grunn et justert influensområde vil gjennomsnittlig Pi verdi for berørte kystsegmenter øke for samtlige utslippspunkt (tabell 5.3).

Tabell 5.3. Gjennomsnittlig sensitivitetsindeks (Pi) for berørte kystsegmenter innen ujustert og justert influensområde fra de ulike utslippspunktene.

Utslippspunkt	Pi (gj.snitt) – Ujustert	Pi (gj.snitt) – Justert
Bjørnøya Vest	-	-
Finnmark Øst	0,21	0,29
Lopparyggen Øst	-	-
Troms I	0,35	0,40
Nordland VII	0,32	0,35
Nordland VI	0,31	0,32

5.2.2 Mulige konsekvenser

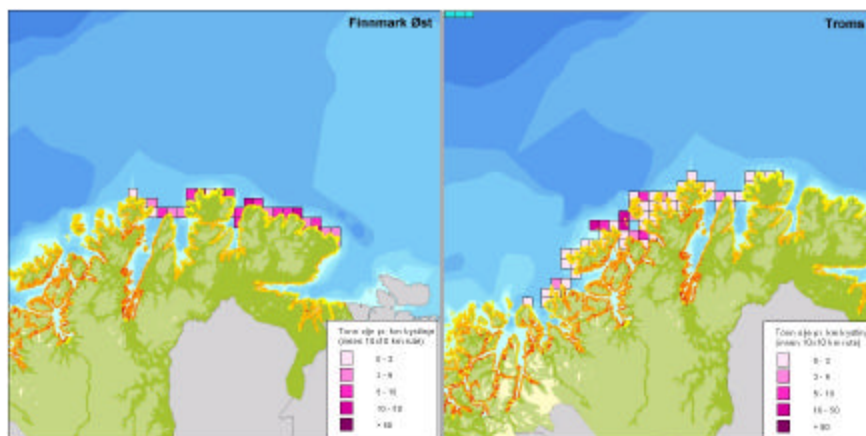
De største totale strandingsmengdene knyttet til overflateutslipp er fra Nordland VII med beregnet stranding av inntil 6.300 tonn olje. Det bemerkes at emulsjonsmengdene vil være vesentlig høyere for de fleste av utslippspunktene (inntil 34.000 tonn oljeemulsjon for Nordland VII).

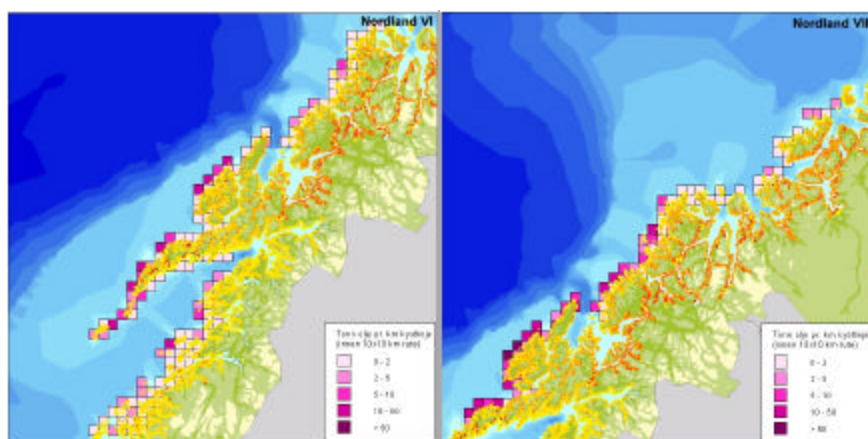
Dersom mengde olje som kan berøre kysten betraktes i detalj, viser det seg at det kan strande inntil 184 tonn pr. km kyst innen en 10x10 km rute (forutsatt en jevn fordeling innen ruta) Gjennomsnittlige strandingsmengder pr. km kyst er høyest for utslippspunkt Finnmark Øst (84 tonn pr. km), mens tilsvarende maksimale strandingsmengder er størst for utslipp fra Nordland VII (tabell 5.4 og figur 5.3).

Tabell 5.4. Beregnede strandingsmengder på enkeltruter (10x10 km)

Utslippspunkt	Gj.snitt. strandingsmengde (t/km)	Maksimal strandingsmengde (t/km)
Bjørnøya Vest	18	30
Finnmark Øst	86	184
Lopparyggen Øst	-	-
Troms I	3	36
Nordland VI	7	96
Nordland VII	14	167

En illustrasjon av konfliktpotensialet innen de ulike influensområdene er gitt i figur 5.3, som viser gjennomsnitt oljemengde (tonn) pr. km kystlinje innen hver 10x10 km rute sammen med beregnet sensitivitetsverdi (P_i). En oppsummering av mulige konsekvenser for hvert av utslippspunktene er gitt i det følgende.





Figur 5.3. Illustrasjon av konfliktpotensialet for stranding av olje fra utslippspunktene Finnmark Øst, Troms I, Nordland VI og VII her vist ved strandingsmengder (tonn pr. km kystlinje) sammen med prinsipal sensitivitetsindeks for kystlinjen (jf. figur 5.1).

Bjørnøya Vest

Stranding av olje fra Bjørnøya Vest vil kun berøre Bjørnøya. Vurdert i forhold til Bjørnøyas nåværende status som naturreservat og at den er svært lite påvirket av inngrep og aktiviteter kan konsekvensene i utgangspunktet betraktes som store. Strandmiljøet på Bjørnøya er imidlertid lite komplekst, samfunnene er som følge av isskuring "umodne", og målt i forhold til begrepene omfang og varighet er skadepotensialet derfor relativt lite. På den annen side må miljøet trolig rekrutteres fra fastlandskysten, noe som i seg selv vil forlenge restitusjonstiden. Utslippene vil heller ikke berøre andre kystområder og det samlede konsekvensbildet for strandressurser vil være begrenset. Tilsvarende konklusjoner ble trukket i utredningsarbeidet for Barentshavet nord (Aaserød & Loeng 1997).

Lopparyggen Øst

Det forventes ikke stranding av olje fra dette feltet og konsekvenser for strandressurser er derav vurdert som ubetydelige.

Finnmark Øst

Stranding av olje fra Finnmark Øst vil forventelig berøre kysten av Øst-Finnmark i noen grad. Det er beregnet stranding av inntil 1.350 tonn olje i kystsegment 32 (Nordkynhalvøya) og inntil 920 tonn olje i kystsegment 33 (Varangerhalvøya). Områdene som berøres vil i stor grad være eksponert kyst med mye klippe, strandberg og steinstrand, og disse er betraktet som mindre sårbare enn områdene lengre sør og innover i kystområdene. Imidlertid vil strandingsmengdene være store for de områdene som kan berøres, og skadepotensialet vurderes derfor som moderat.

Troms I

Uhellsutslipp av olje fra Troms I vil kunne medføre stranding av inntil 1.560 tonn olje med de største mengdene i området Sørøya-Hammerfest-Rolvsøy. Dette er områder med moderat til høy sårbarhet for oljeforurensning. De beregnede strandingsmengdene pr. kilometer kyst er imidlertid små og det samlede skadepotensialet betraktes derfor som mindre.

Nordland VII

Utslippspunktet for Nordland VII ligger kun 32 km fra land og kan medføre stranding av inntil 6.300 tonn olje, hvorav inntil 3.350 tonn innenfor kystsegment nr 25 (Langøya i Vesterålen); jf tabell 3.4. Større strandingsmengder kan også forventes i kystsegment 23 (Lofoten), og kystsegment 26-28

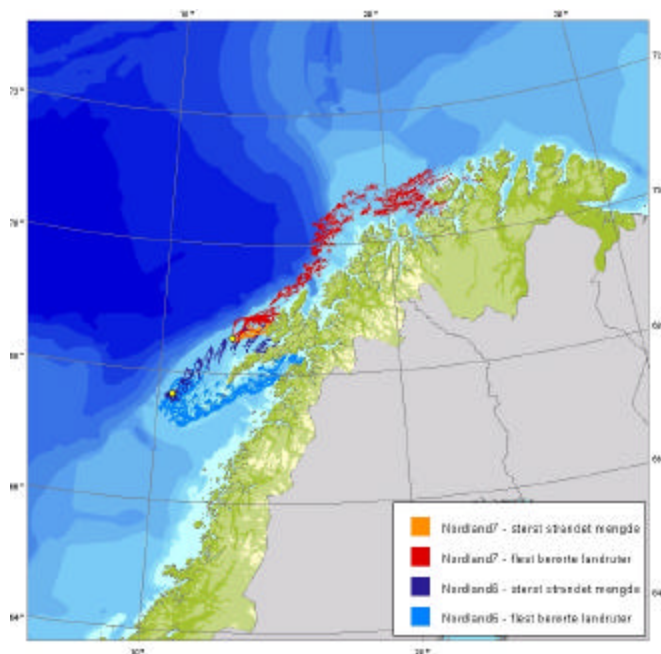
(Vesterålen til Ringvassøy). Kystområdene som berøres vil i stor grad være eksponerte med en moderat sårbarhet for oljeforurensning. Olje vil imidlertid kunne bevege seg mellom øyer og berøre mer beskyttede og sårbare lokaliteter. Strandingsmengdene kan i enkelte områder være betydelige og det totale strandingsvolumet stort. Det samlede skadepotensialet vurderes derfor som relativt stort

Nordland VI

Stranding av olje fra Nordland VI vil i stor grad kunne berøre de samme kystområder som utslipp fra Nordland VII, men kan også omfatte områder i den sørlige delen av Lofoten og Vestfjorden nord av Bodø. Områdene har generelt en moderat sårbarhet. For Nordland VI er de maksimale strandingsmengdene gjennomgående langt lavere enn for Nordland VII, med strandingsmengder inntil 1.000 tonn olje innen kystsegment 22 og 23 (Røst – Lofoten og Vestfjorden nord av Bodø). Samlet sett vurderes skadepotensialet som noe mindre enn for Nordland VII, men like fullt som relativt store.

Samlet vurdering

Det skal bemerkes at områdene som berøres i en gitt uhellssituasjon aldri vil dekke hele influensområdet slik disse fremgår i figur 4.2. For enkeltscenarier er det beregnet at for Troms I vil disse maksimalt berøre 6 % av det totale influensområdet (inkl. åpent hav), mens det for Bjørnøya Vest er beregnet en maksimal berøring med inntil 200 km iskant for et enkeltscenarie. Utvalgte enkeltscenarier med stranding fra Nordland VI og VII er vist i figur 5.4.



Figur 5.4. Utbredelse av olje fra utvalgte enkeltscenarier (størst strandet mengde og flest berørte landruter) modellert for Nordland VI og VII.

Resultater fra oljedriftsberegningene viser i all hovedsak stranding av olje i ytre eksponerte kystområder med en gjennomgående lav sårbarhet for oljeforurensning. Generelt er ikke oljedriftsmodellene særlig egnet for å modellere drift og spredning i kystnære områder hvor lokale strømforhold vil dominere. Følgelig underestimeres drift og spredning inn i mindre eksponerte områder, hvor nettopp sårbarheten for olje vil være økende pga. strandressursenes fordelingsmønster i forhold til påvirkning av bølgeeksponering. I foreliggende materiale er dette høyst relevant da det er

relativt stor avstand mellom indre og ytre kystområder. Samlet sett er det likevel vurdert at det er de minst sårbare kyst- og strandområdene som primært vil berøres. Den totale utstrekning og påvirkning på strandressursene blir da sammen med aktuelle strandingsmengder de viktigste parametrene for å vurdere mulige konsekvenser for strandressurser. Av dette vurderes konsekvensbildet som størst for utslipp fra Nordland VI og VII, samt Finnmark Øst (tabell 5.5).

Tabell 5.5. Konsekvenser av uhellsutslipp av olje til sjø for strand.

Utslippspunkt	Konsekvenser
Bjørnøya Vest	Små
Finnmark Øst	Moderate
Lopparyggen Øst	Ubetydelige
Troms I	Små
Nordland VI	Store
Nordland VII	Store

5.3 Sjøfugl

Sjøfuglers sårbarhet for olje er behandlet i svært mange arbeider. Grundigere behandling av dette temaet kan finnes i f.eks. Anker-Nilssen (1987), Isaksen et al. (1998) og Peterson (2001).

5.3.1 Generell sårbarhet

Sjøfugl er svært sårbare for den direkte effekten av oljesøl, (se f.eks. Anker-Nilssen et al. 1988; Strann et al. 1993; Isaksen et al. 1998; Peterson 2001). Fjædrakten mister isolasjonsevnen hurtig selv ved liten grad av tilsøling, noe som fører til massedød i tiden etter en oljesølshendelse. Størrelsen på skaden er ofte vanskelig å fastslå utfra størrelsen på oljesølet, og det er påvist skader tildels svært langt fra kilden. Eksempler på dette finnes bl.a. i forbindelse med *Prestige*-ulykken utenfor Galicia i Spania november 2002, hvor store deler av kysten ble forurenset i flere omganger på grunn av lekkasjer fra havaristen (Klunderud pers. medd.), i våre farvann etter oljesølet fra *JohnR* (Kvitvær-området i Troms i desember 2000, Systad 2001), et oljesøl i åpent hav utenfor Sørøya i Finnmark april 1999 (Systad & Bustnes 1999) samt en oljesølsituasjon i Varangerfjorden i mars 1979. Alle disse hendelsene var relativt små i omfang, men førte likevel til betydelig skade for flere av artene. Etter *Deifvos*-ulykken på Helgelandskysten i 1982 klarte likevel ærfuglbestanden å restituere seg relativt raskt.

I tillegg oppstår en forgiftningssituasjon når tilsølte individer pusser fjædrakten slik at de får olje inn i fordøyelsessystemet. Åtseletere og predatorer er utsatt for forgiftning og tilgrising gjennom økt tilgang på svake og døde, tilgrisede sjøfugl.

Mer langvarige effekter på sjøfugl er forgiftning av næringsgrunnlaget samt degradering av beiteområder gjennom nedgang i byttedyrtettheter. Disse faktorene virker gjerne sammen, der skadet fugl i utgangspunktet fort kommer i dårlig kondisjon på grunn av økt varmetap samtidig som næringselementene er forgiftede eller er redusert i tetthet. Når oljesølet forsvinner, gjenstår ennå nedgangen i byttedyrtettheten. Viktigere enn effekt på næringstilbudet er trolig likevel nedsatt funksjondyktighet pga. oljeskaden og derved mindre evne til å ta til seg næring - samtidig som matbehovet er større enn normalt for å kunne kompensere for varmetapet.

Andre mer subtile, men alvorlige effekter ble også påvist etter grunnstøtingen av *Exxon Valdez*: Den massive forurensningssituasjonen førte til forsinket hekkstart for bestandene av lomvi i området, som igjen kan ha ført til redusert hekkesuksess og dermed bestandsnedgang (Fry 1993; Nysewander et al. 1993). De bakenforliggende mekanismene for dette kan være faktorer som øket andel unge fugler i kolonien, oppbrutte parforhold som en konsekvens av døde partnere m.m.

Andre grupper kan også påvirkes når olje strander, enten i form av oljesøl eller strandet, tilsølt sjøfugl. Etter *JohnR*-ulykken ble det funnet døde åtseletere som kråke, ravn og måker. I området ble det også observert flere havørn og kongeørn, arter som gjerne tar åtsler. Ved iskanten vil ismåke være utsatt i en slik sammenheng. Etter *Exxon Valdez* ble det påvist skade på flere slike arter som en indirekte effekt (Peterson 2001). Skadebildet vil imidlertid normalt være lavere for disse artene enn for sjøfugl.

Pelagisk dykkende sjøfugl

Alkefuglene er den gruppen som er sterkest utsatt for direkte oljesøl. Det virker som om de dør hurtig selv med tilsynelatende lite olje i fjædrakten. De synes å kunne tiltrekkes av oljeflak på sjøen, som kan virke som stille øyer i et ellers opprørt hav. Fordelen denne gruppen har, er at de ofte oppholder seg i åpent hav og derfor ikke har de samme begrensningene i områdevalg som de kystbundne artene. Samtidig har de en mye større aksjonsradius enn disse artene, og benytter områder opp til 100 km ut fra kolonien under hekketiden. Konsentrasjonen av svært mange fugler i hekkkoloniene er dessuten en annen viktig faktor. En oljesølshendelse under ungetrekket ut fra koloniene i august vil kunne ha store konsekvenser for lomvi, alke og polarlomvi, der hannen ledsager sin flygeudyktige unge på sjøen i mange uker etter at de har forlatt kolonien.

Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

Denne gruppen er mindre utsatt for oljesøl. Under *Braer*-havariet ved Shetland i 1993 var krykkje den vanligst forekommende måkearten under innsamlingen av døde og tilsølte fugler, med 9 % av det totale antallet. Det samlede antall døde fugl etter *Braer*-episoden var imidlertid lite. Krykkje utgjorde forøvrig 4 % av de 45.000 døde sjøfuglene som funnet etter Styli-episoden i Skagerrak 1980/81.

Kystbundne dykkende arter

Denne gruppen omfatter havdykkender, teist og lommer, alle arter som er svært utsatt for oljesøl, i likhet med pelagisk dykkende arter. Etter *Exxon Valdez*-ulykken var den akutte dødeligheten relativt sett nest størst (-etter alkefugl) for denne gruppen (Piatt 1990). De er alle avhengig av å dykke etter føden. Varmetapet vil dermed bli ekstra stort ved oljesøl, noe som hurtig fører til avmagring (Isaksen et al. 1998). I tillegg er særlig havdykkendene utsatt, da de beiter på bentiske organismer som kan være forurenset i lang tid etter hendelsen (Peterson 2001). Hos islandsender (*Bucephala islandica*) i Prince Williams Sound, Alaska, ble det på vist økte verdier av P450 1A-ensym i 1998, 9 år etter at *Exxon Valdez* gikk på grunn (Trust et al. 2000). Ensymet er en indikator på forurensingsstress hos fuglene. Andre havdykkender har imidlertid ikke vist slike langvarige effekter etter denne episoden (jf. f.eks. Irons et al. 2000).

Kystbundne overflatebeitende arter

Som nevnt over er bl.a. måker utsatt for tilsøling og forgiftning også ved at de betrakter døde og halvdøde, tilgrise sjøfugl som byttedyr. Artene i denne gruppen er mindre utsatt for redusert varmetap, da de i større grad har muligheten for å sette seg på land / finne tilstrekkelig næring på land.

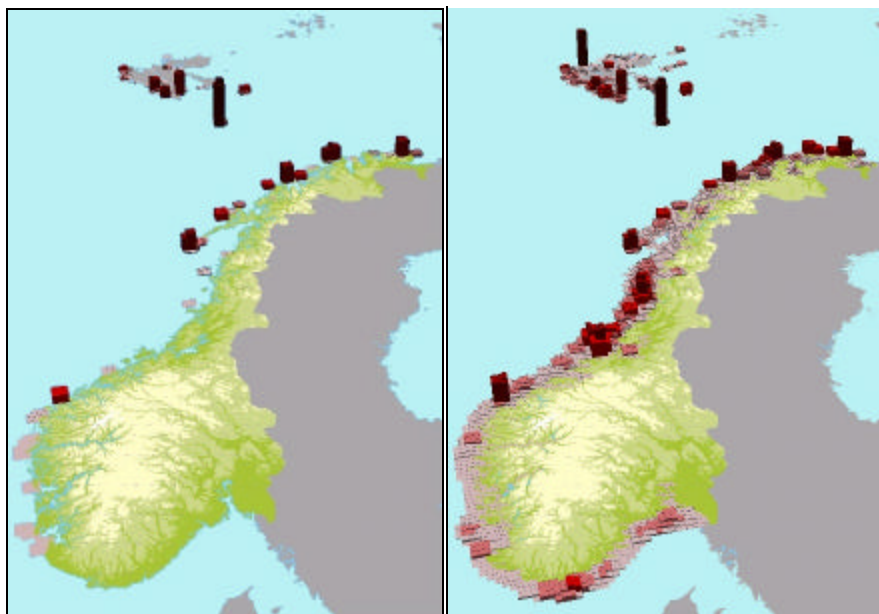
Fjæretillknyttede arter

Peterson (2001) peker ut denne gruppen som utsatt for langtidsvirkninger av en oljesølssituasjon. Hos Amerikasvartjeld (*Haematopus bachmani*), en nærtstående art til vår tjeld, ble det etter *Exxon Valdez* episoden påvist langvarig nedgang i tetthet langs tilsølte strender i forhold til strender uten skade (Klosiewski & Laing 1994). Det ble også påvist at unger av Amerikasvartjeld som ble matet med forurensede blåskjell hadde lavere vekt enn unger som ble matet med ikke-forurensede skjell (Andres 1996, 1997).

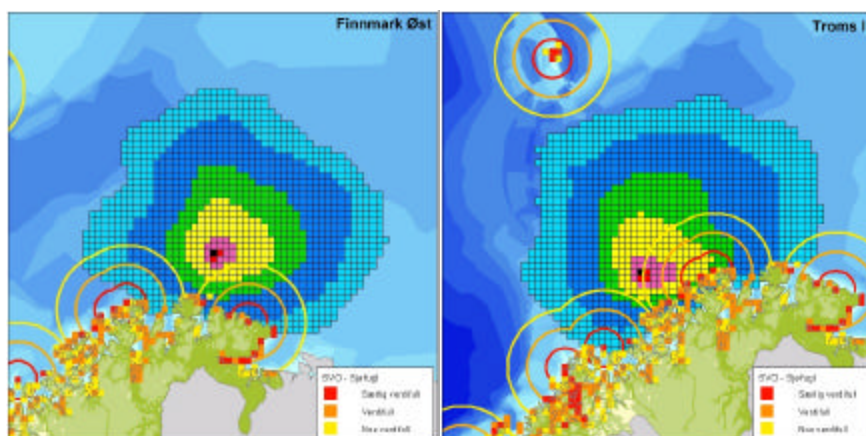
5.3.2 Mulige konsekvenser

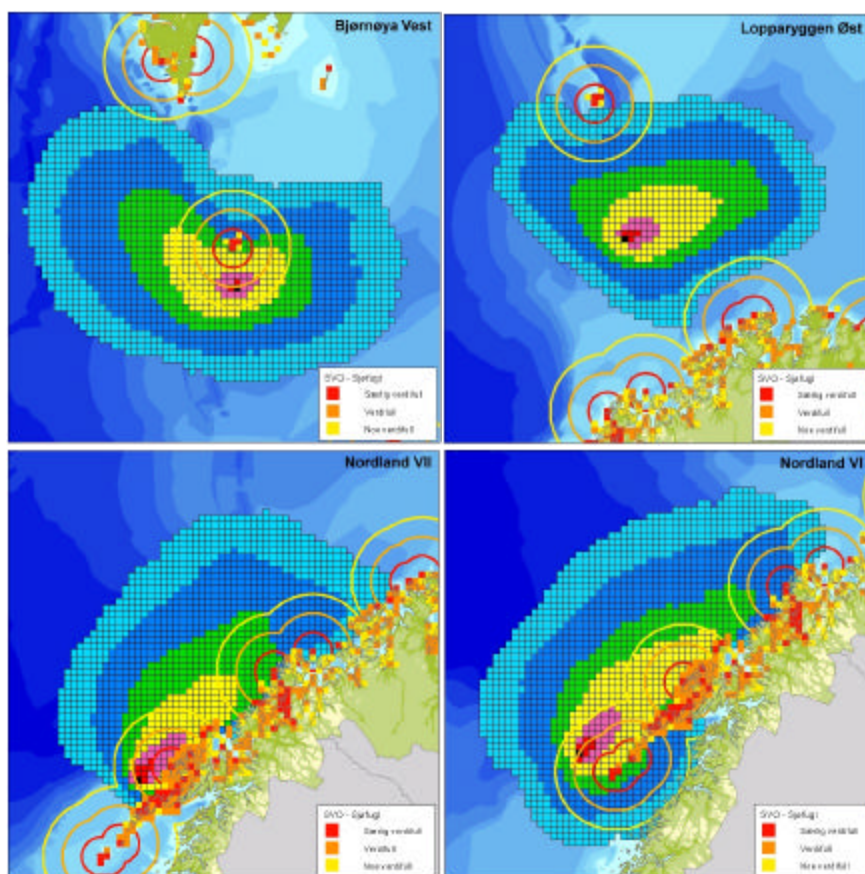
Konsekvensen av oljesøl i utredningsområdet er i utgangspunktet vanskelig å kartlegge helt presist. Ovenstående vurderinger viser at noen ressurser er mer sårbare enn andre (tabell 3.3), hvor pelagisk dykkende og kystbundne dykkende sjøfugl er å betrakte som mest sårbare. Ut fra dette danner disse to gruppene grunnlaget for videre vurderinger, med tilføyelser av kommentarer der andre viktige grupper er vurdert som betydningsfulle.

De store sjøfuglkoloniene kommer klart ut som de mest verdifulle utfra summerte SMO for sjøfugl (figur 5.5). For pelagisk dykkende arter er det kun en koloni på fastlandet utenom influensområdene (Runde på Sunnmøre). For de andre gruppene dominerer ikke verdier i influensområdene like sterkt, men regionen er likevel betydningsfull for sjøfugl generelt (figur 5.5).



Figur 5.5. Summerte SMO-verdier for sjøfugl i hekketiden. Kartet til venstre viser pelagisk dykkende arter, mens kartet til høyre viser alle grupper samlet.





Figur 5.6. Sammenstilling av buffere rundt viktige sjøfuglkolonier for pelagisk dykkende arter og de forskjellige oljedriftsberegningene for vårsesongen. Buffersoner er gradert ut fra koloniene på skalaen noe verdifull til særlig verdifull, med utgangspunkt i SVO-vurderingen og på bakgrunn av artenes aksjonsradius i hekketiden.

I det følgende er det gitt en vurdering av konsekvensene for hvert felt med bakgrunn i verdifulle forekomster av sjøfugl fra SVO- og SMO-arbeidet. Materialet er komplett med data fra flytelling langs kysten av Finnmark (Systad & Bustnes 1999a, 2001). Antall arter som vurderes øker jo lenger sør man kommer, noe som påvirker de summerte verdiene noe.

Bjørnøya Vest

Pelagisk dykkende arter og pelagisk overflatebeitende arter er dimensjonerende for dette feltet. Havhest er identifisert ved internasjonal SMO, krykkje, lomvi og polarlomvi med nasjonal SMO og alke med regional SMO. Aksjonsradiusen til disse artene er mellom 40 og 100 km i hekketiden, jf. figur 5.6. Det vil si at arter med høy (alke, lomvi og polarlomvi) og middels (havhest) sårbarhet med høy sannsynlighet vil bli berørt av oljesøl fra feltet.

Finnmark Øst

Utslipp fra dette feltet berører kysten av Øst-Finnmark i noen grad. Dette området er svært viktig for overvintrende havdykkender, spesielt praktærfl, ærfugl og stellerand. Store mengder sjøfugl samles i dette området under loddeinnsiget, noe avhengig av sjøtemperaturen og hvor langt øst innsiget

kommer. I tillegg trekker flere arktiske bestander av sjøfugl langs dette kystavsnittet vår og høst. De identifiserte SMOene i området ligger hovedsakelig i Varangerfjorden, dominert av stellersand. I hekketiden er det identifisert nasjonale SMOer for krykkje (Omgangsstauran, Nordkyn) og lomvi (Syltefjordstauran), samt noen regionale SMOer (toppskarv, storskarv og havsule).

SVO- og SMO-dataene er i dette området vinterstid avgrenset av Varangerfjorden, noe som skyldes manglende datagrunnlag for resten av Finnmark i materialet som lå til grunn for analysen. Sårbare arter som havelle, ærfugl og praktærfugl oppholder seg imidlertid i området store deler av vinteren. I området fra Nordkynn til Vardø ble det i 1998-99 observert over 35.000 ærfugl i dette området. Tilsvarende tall for praktærfugl var over 15.000 (Systad & Bustnes 2000). Også i mytetiden finnes det viktige forekomster i området, spesielt av laksand og ærfugl. Mytende ærfugl i området hører mest sannsynlig til østlige populasjoner som trekker dit før myting. Laksendene samles fra store deler av Europa i dette området.

Siden oljedriftsmodellen viser relativt lav strandingssannsynlighet i dette området, vurderes konsekvensene som moderate i perioden oktober-april. I hekketiden vurderes konsekvensene som små.

Lopparyggen Øst

Utslipp fra dette feltet berører ikke kystområdene. Siden datagrunnlaget ikke gir rom forstedfestelse av ressursene i åpent hav (Fauchald et al. 2002), er det ikke grunnlag for å vurdere konsekvensene av et oljeutslipp fra dette feltet utenom hekkesesongen. Konsekvensene er sannsynligvis ubetydelige til små i mai-juli. Feltet ligger utsatt til i forhold til Polarfronten, som er et potensielt rikt fugleområde.

Troms I

Oljedriftsberegningene fra dette feltet berører flere viktige sjøfuglressurser. Det er identifisert et internasjonalt SMO i området (Lunde på Gjessværstappan), to nasjonale SMOer (teist i området Sørøya-Rolvøy og toppskarv på lille Kamøy) og flere regionale SMOer. Flere av de pelagiske artene har beiteområder som strekker seg ut mot utslippspunktet for oljedriftssimuleringen. SVO-vurderingen klassifiserer dessuten vinterdata for området som ikke-eksisterende i SVO- og SMO-grunnlaget. Data innsamlet i regi av NOBALES (Systad et al. 2000, 2001) viser imidlertid at ytre kyst i dette området er viktig for ærfugl og praktærfugl. Ærfuglene ankommer til dette området på den tiden ærfuglene forlater Svalbard. Også her varierer mengden med sjøfugl kraftig med hvor loddeinnsiget kommer.

På grunnlag av at flere viktige sjøfuglkolonier i området og beiteområdene utenfor berøres av oljedriftssimuleringene med en treffsannsynlighet opp mot 100 %, vurderes konsekvensene til å være meget store i hekketiden. I perioden oktober-februar vurderes konsekvensene til å være store på grunnlag av forekomstene av overvintrende ærfugl og praktærfugl.

Nordland VI

Oljedriftsberegningene fra dette feltet berører en av de største sjøfuglkoloniene i Norge. (Det gjør forsåvidt alle feltene untatt Lopparyggen.) Utslagsgivende er beiteområdet for lunde (internasjonalt SMO) som treffes med opp til 70 % sannsynlighet tidlig under hekkingen. I vinterhalvåret er området viktig for overvintrende ærfugl og praktærfugl samt en rekke andre kystbundne arter. Sannsynligheten for stranding av olje er noe mindre enn for Nordland VII.

Konsekvensene for dette feltet vurderes derfor som meget store i hekkesesongen for lunde, og moderate til store i oktober-mars utfra forekomstene av kystbundne, dykkende arter.

Nordland VII

Olje i drift fra Nordland VII vil kunne strande over et lengre kystavsnitt i Vesterålen og Troms. I dette området er det identifisert nasjonale SMO for lunde ved Nykvåg i Vesterålen. Beiteområdet til denne kolonien vil påvirkes kraftig av et oljesøl fra dette feltet. Siden oljedriftsberegningen viser en bane nært kysten nordover, vil flere mindre fuglefjell (Anda, Bleiksøya og Sør-Fugløya) påvirkes. Det er liten sannsynlighet for treff av Nord-Fugløya i Troms, men beiteområdene til et internasjonalt SMO

for lunde vil kunne berøres med en viss sannsynlighet. Deler av Troms er dårlig dekket i SOM-grunnlaget for vinterhalvåret, slik at det er vanskelig å definere konsekvensen i denne perioden. *JohnR*-ulykken viste imidlertid at mange kystbundne, dykkende arter ble påvirket over en svært lang kyststrekning (Systad & Helberg in prep.)

Grovt sett vurderes konsekvensene til meget store i hekketiden (april-september) utfra forekomstene av pelagisk dykkende sjøfugl og store resten av året utfra forekomster av kystbundne dykkende sjøfugl.

Samlet vurdering

Som et uttrykk for dimensjonerende konsekvenser av uhellsslipp av olje på sjøfugl er det i det følgende gitt en samlet oppsummering av konsekvenser for pelagisk dykkende sjøfugl (tabell 5.6) og kystbundne sjøfugl (tabell 5.7). Merk at angivelsen er foretatt på en tre-delt, relativ skala, som også er anvendt for og harmonisert mot de øvrige ressursene. Ovenstående beskrivelser må derfor vurderes i forhold til nyanser i forholdet store og meget store konsekvenser. Samlet sett er konsekvensene vurdert som størst for feltene Bjørnøya vest, Troms I, Nordland VI og Nordland VII. Finnmark øst ligger i et viktig havområde for sjøfugl, men den direkte faren for kystnære ressurser er noe mindre. For kystnære ressurser faller Lopparyggen ut med små konsekvenser. Da er ikke ressurser i åpent hav vurdert, men Barentshavet generelt er av svært høy verdi for pelagisk overflatebeitende og pelagisk dykkende arter. Det gjenspeiles ikke i tabellene under. I de nordlige områdene reduseres konsekvensene noe i vinterhalvåret, i alle fall på kort sikt, på grunn av redusert lys og isdekke. Langs norskekysten, derimot, kan konsekvensene bli like store som i hekketiden, på grunn av overvintrende, internasjonalt viktige bestander.

Tabell 5.6. Konsekvenser av uhellsslipp av olje til sjø for sjøfugl med vektlegging på pelagisk dykkende sjøfugl. Siden dataene for åpent hav ikke er egnet for stedfestelse, er konsekvens ikke oppgitt utenom hekkesesongen for denne gruppen.

Utslippspunkt	Konsekvenser											
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Bjørnøya Vest	-	-	-	Store	Store	Store	Store	Store	-	-	-	-
Finnmark Øst	-	-	-	Mod	Mod	Mod	Mod	Mod	Små-	-	-	-
Lopparyggen Ø	-	-	-	-	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	-	-	-	-
Troms I	-	-	-	Store	Store	Store	Store	Store	Store	-	-	-
Nordland VI	-	-	-	Store	Store	Store	Store	Store	Store	-	-	-
Nordland VII	-	-	-	Store	Store	Store	Store	Store	Store	-	-	-

Tabell 5.7. Konsekvenser av uhellsslipp av olje til sjø for sjøfugl med vektlegging av kystbundne dykkende sjøfugl.

Utslippspunkt	Konsekvenser											
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Bjørnøya Vest	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet
Finnmark Øst	Mod	Mod	Mod	Mod	Små	Små	Små	Små	Små	Mod	Mod	Mod
Lopparyggen Ø	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet	Ubet
Troms I	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store
Nordland VII	Store	Store	Store	Store	Mod	Mod	Mod	Mod	Store	Store	Store	Store
Nordland VI	Mod	Mod	Mod	Store	Store	Store	Store	Store	Mod	Mod	Mod	Mod

5.4 Marine pattedyr

Sel og hval har et spekklag som sikrer termoregulering og er derfor i utgangspunktet mindre sårbare for ytre, mekanisk belastning av olje. Dyra kan imidlertid skades ved tilgrising av hud/skinn (sårskader med infeksjon), og som funksjon av oljens giftighet ved opptak gjennom hud og lunger og inhalering av flyktige hydrokarbonforbindelser. Isbjørn og oter, hvor pelsen er av stor betydning for termoreguleringen, er begge sårbare for mekanisk belastning av olje. Slike effekter er nærmere belyst i seksjon 5.4.1. Mulige skader på bestandsnivå er mer en funksjon av overlappende opptreden av ressurser og olje, og dette konsekvensbildet er nærmere vurdert i seksjon 5.4.2.

5.4.1 Generell sårbarhet

Etter gjennomgang av historiske sølsituasjoner konkluderer Geraci & St.Aubin (1990) at betydelig dødelighet av hval og sel, selv etter episoder i nærheten av reproduserende kolonier, ikke er observert. Forfatternes konklusjon er imidlertid ikke fullt ut nyansert, bl.a. mangler det i flere tilfeller dokumentasjon av hvorvidt dyr i realiteten er blitt berørt, og det respektive omfang og varighet av eksponering.

Erfaringene fra Prince William Sound etter *Exxon Valdez* havariet gir noe mer utfyllende beskrivelse av dette forholdet. Her drev fersk, uforvitret olje gjennom kaste plasser for steinkobbe. Omfattende subletale skader og betydelig dødelighet ble påvist (minimum 302 individer, eller omlag 10-15 % av bestanden), og senere tellinger viste at det ble produsert 26 % færre avkom i de oljekontaminerte områdene enn forventet. Det ble konkludert at oljen forsterket effektene av en allerede eksisterende bestandsnedgang (Frost et al. 1994). Manglende observasjoner av 14 spekkhoggere over en 3-års periode etter sølet, som er unormalt høyt, er også tolket som sterke indisier på at oljen, alene eller i kombinasjon med andre faktorer (inkl. de svært så omfattende opprensningsaksjonene), rammet lokale bestander (Dahlheim & Matkin 1994).

Det ble ikke observert skade på marine pattedyr etter *Braer* og *Sea Empress* episodene (The Scottish Office 1993; SEECC 1998). Dette kan forklares ved at episodene og tilsvarende drift og spredning av olje, ikke sammenfalt med større forekomster av marine pattedyr i tid og rom; dvs. forutsetningene for omfattende eksponering var ikke tilstede.

På samme måte som hos sjøfuglene har sjøpattedyr generelt sen kjønnsmodning, få unger i kullet og høy overlevelse blant de kjønnsmodne individene. Denne type strategi fører til at økt dødelighet blant de kjønnsmodne individene vil få langt alvorligere konsekvenser for bestandene i forhold til økt dødelighet blant unger og ungdyr.

I Prince William Sound ble det antatt at innhalering av giftige oljekomponenter utgjorde et vesentlig bidrag til seldøden. For spekkhogger er antagelsene om årsak-virkning mer vage. I denne sammenheng blir risikoen for tilsvarende skader på norske bestandene av steinkobbe og havert derfor mindre i tilfeller hvor drivtiden er betydelig og oljens som eventuelt strander er forvitret, enn i tilfeller hvor drivtiden er kort og oljen strander i relativt uforvitret tilstand. Skulle et oljesøl ramme en koloni med kystsel er det rimelig å anta at det kan oppstå dødelighet blant enkeltindivider.

Isbjørn har et spekkelag, men er avhengig av pelsens isolerende evne. Det er antatt at oljetilgriset pels vil kunne føre til et varmetap som er dødelig (Isaksen et al. 1998). I tillegg kan isbjørnen få i seg olje når den renser pelsen. Isbjørnbinner vil utgjøre den mest sårbare delen av bestanden, særlig når de forlater hiområdene sammen med ungene i april.

Oter, med pels som varmeisolering, er særlig sårbar for olje. Den mekaniske påvirkningen utgjør trolig den største trusselen, men giftvirkninger kan komme til uttrykk både gjennom direkte eksponering og kontaminiert fôr. Dersom olje strander er sannsynligheten for å bli eksponert i tillegg stor; oterens habitat er knyttet til strand- og gruntvannområder. Disse forholdene tilkjennegis i erfaringer fra tidligere uhellsepisoder, hvor tap av mellom 10 og 50% av lokale bestander er dokumentert fra begrensede sølsituasjoner på Shetland (Baker et al. 1981). Oterbestandene i deler av Prince Williams Sound var også blant de hardest rammede etter *Exxon Valdez* havariet, med en estimert dødelighet på 4.028 individer (Ballachey et al. 1994).

5.4.2 Mulige konsekvenser

Ovenstående erfaringer og generelle betraktninger er vurdert som relevante for norske forhold. Spørsmålet om hvordan de respektive forekomstene kan berøres, og eventuelt omfang og varighet av en eventuell eksponering, er således av avgjørende betydning for skadepotensialet.

Hval

Tidligere utredninger av petroleumsvirksomhet i norske farvann har konkludert med at skadepotensialet ved akutt oljeforurensning til havs er mindre hos hval (Thomassen et al. 1993; Aaserød & Loeng 1997). Hvalene har et isolerende spekklag, og beregninger viser dyra skal sluke svært så store oljemengder for at kritiske giftvirkninger skal kunne utløses. Hvalen kan imidlertid påføres stress som resultat av større oppresningsaksjoner.

De fleste hvalartene er spredt over store områder, og for disse er konsekvensene vurdert som små. For arter som samles i større tettheter over begrensede arealer og tidsvinduer, er skadepotensialet noe mer uttrykt. Dette gjelder arter som grønlandshval og vågehval som periodevis kan samle seg i farvannet ved den marginale issone. For spekkhugger, med store forekomster i Vestfjorden og omkringliggende farvann om vinteren, er skadepotensialet vurdert som moderat.

Grønlandssel

Konsekvensene for grønlandssel er i utgangspunkt vurdert som små. Denne arten overvintrer i Østisen, og trekker nord og vestover i vårmånedene. Omfanget av dette næringstrekket varierer fra år til år, og under særlige år med selinvasjon på Finnmarkskysten, er det mulig at et større antall dyr kan berøres av eventuelle uhellsutslipp. Bestanden er imidlertid stor, og det er lite trolig at et enkelt oljesøl er i stand til å påføre bestanden signifikante skader.

Steinkobbe og havert²

Skadepotensialet for både steinkobbe og havert er mest uttrykt når dyra samles i større antall under kasting og hårfelling. Dersom olje driver inn i en selkoloni er det grunn til å anta at flere individer vil dø. Dette gjelder særlig hvis oljen er relativt fersk og uforvitret. Nyfødte selunger har et mindre velutviklet spekklag enn voksne, og disse blir trolig hardest rammet.

Slike perioder og lokaliteter har vært vurdert under arbeidet med SMO, hvor resultatene viser at bare havertkolonien ved Sørøya kvalifiserer til SMO på regionalt nivå (Moe et al. 1999a). De større koloniene i Nordland synes ikke å bli berørt av den beregnede drift og spredning av olje (figur 5.7). Totalt har Troms og Finnmark fylke omtrent 20 % av den norske bestanden av steinkobbe og om lag 25 % av havertbestanden. Med unntak av steinkobbekolonien i Porsangerfjorden vil de fleste av disse områdene ligge innenfor et eller flere av influensområdene for oljedrift. Blant annet gjelder dette de større steinkobbeområdene på Nordmele og Stø-Nysund, samt havert-området i Tromsø som alle ligger innenfor influensområdene til Nordland VI og VII.

² Ved vurdering av nyere bestandstall for havert og steinkobbe fra SVO dokumentet fra HI og NP (jf. fotnote 1), er konsekvensene for disse selene vurdert som noe høyere, hhv. store konsekvenser for Nordland VI og VII og moderate i perioder av året for Finnmark Øst og Troms I. Dette er vist i tabell 5.8. og 6.5. Øvrig tekst i foreliggende dokument er ikke endret.

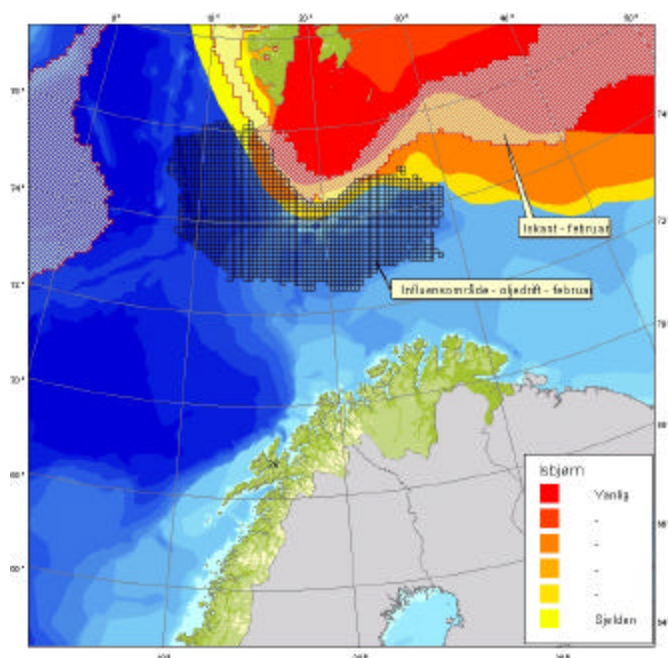


Figur 5.7. Summerte SMOverdier for steinkobbe, havert, isbjørn og hvalross.

Isbjørn

Skadepotensialet for isbjørn vil alt overveiende være knyttet til dyra som oppholder seg i iskanten om våren (jf. figur 5.8). Det er ikke kjent hvor mange individer som totalt finnes spredt langs iskanten, men antallet i det aktuelle influensområdet er trolig begrenset. Området ved Bjørnøya kan utgjøre et unntak; her kan isbjørnen tidvis opptre i noe større antall.

Selv om olje kan fryse fast i isen og frigjøres etter hvert som isen trekker seg nordover, vil forurensning nær viktige hiområder, som f.eks. områdene ved Hopen, være lite sannsynlig. Isbjørn vil være tilstede i iskantområdene fra november til april, mens faren for eksponering av olje vil være størst i perioden mars-mai. Mulige konfliktsituasjoner synes derfor å være begrenset; skadene vil trolig komme til uttrykk som dødelighet av enkeltindivider – bestanden i seg selv er ikke truet av et enkelt oljesøl.



Figur 5.8. Utbredelse av isbjørn, samt indikasjon av influensområde oljedrift fra Bjørnøya Sør kombinert med iskantens posisjon i februar. Kilde: Larsen et al. (2002).

Oter

Oterbestandene i utredningsområdet er betegnet som relativt sterke, med en kontinuerlig utbredelse fra Nord-Trøndelag og nordover. Foekomstene er imidlertid såvidt spredt og flekkvis fordelt, med kjerne-områder i ytre og midtre kystegmenter, at skadepotensialet på regionale bestander i utgangspunktet er noe begrenset. Dødelighet av enkeltindivider er sannsynlig dersom olje strander i områder med oter, og hvis oljen i tillegg berører store arealer, kan dette gi seg utslag i at lokale bestander blir kraftig påvirket.

Samlet vurdering

I det følgende er det gitt en kort oppsummering av ovenstående vurderinger felt for felt. Vurderingene er parett med resultater fra oljedriftsberegningene og avslutningsvis sammenstillet på en tre-delt, relativ skala.

Bjørnøya Vest

Uhellsutslipp av olje fra Bjørnøya Vest kan berøre iskanten i vårperioden. For hval er skadepotensialet vurdert som lite; dyra er i utgangspunktet mindre sårbare for olje. Mulige lønsekvensene for grønlandssel er også vurdert som små, da disse dyra først vil trekke vest- og nordover fra overvintringsområdene i Østisen utpå vårparten. På den tiden vil de være spredt over store områder i Barentshavet opp til iskanten. Skadepotensialet for hvalross er heller ikke særlig uttrykt da den beregnede oljedriften ikke berører viktige hvalrossområder som f.eks. Tusenøyene (internasjonal SMO i perioden august -desember). For isbjørn er skadepotensialet vurdert som moderat; konsekvensene vil trolig komme til uttrykk ved dødelighet av enkeltindivider. Større bestandstap er lite trolig.

Øvrige felter

Med unntak av Lopparyggen Øst, hvor det ikke er beregnet vesentlig olje påslag i kystnære områder, synes skadepotensialet for øvrige felt å være størst for havert, steinkobbe og oter. Oljedrift fra

Nordland VI og VII vil kunne berøre flere viktige steinkobbekolonier i Lofoten og Troms, mens utslipp fra Troms I vil kunne medføre forurensning av det viktige havert området på Sørøya. Uhellstuslipp fra Nordland VI vinterstid antas å kunne gi moderate konsekvenser for spekkhugger i Vestfjorden. Siden selen er mest sårbare for fersk olje, vil de være mest utsatt fra utslipp fra kystnære felt som Nordland VII og delvis Troms I og Finnmark Øst, hvor oljedriftsberegninger i enkeltperioder tilsier korte drivtider til kystområdene.

Ovenstående vurderinger er sammenstilt felt for felt og tilkjennegitt på en tredelt, relativ skala i tabell 5.8.

Tabell 5.8. Konsekvenser av uhellstuslipp av olje til sjø for marine pattedyr. Tabellen er oppdatert i hht. fotnote 1 og 2.

Utslippspunkt	Konsekvenser											
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Bjørnøya Vest	Mod	Mod	Mod	Mod	Mod	Små	Små	Små	Små	Små	Små	Mod
Finnmark Øst	Små	Små	Mod	Mod	Små	Små	Små	Små	Små	Mod	Mod	Mod
Lopparyggen Øst	Små	Små	Små	Små	Små	Små	Små	Små	Små	Små	Små	Små
Troms I	Små	Små	Mod	Mod	Små	Små	Små	Små	Små	Mod	Mod	Mod
Nordland VI	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store
Nordland VII	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store	Store

5.5 Iskant

Iskanten er i foreliggende arbeid anvendt som et uttrykk for våroppblomstringen av plankton (jf. kapittel 2.3 og 3.2.4). Dette utgjør for så vidt bare den ene delen av dette miljøet; den marginale issone er også habitat for en rik og mangfoldig ”stedbunden” flora og fauna (såkalt isflora og isfauna). Disse komponentene er tilstede hele året og utgjør næring for fisk og fugl i de øvre deler av den arktiske næringskjeden. Utviklingene av disse samfunnene er imidlertid avhengig av hvor mye flerårsis som importeres til Barentshavet hvert år, i og med at kolonisering av ettårsis foregår via overføring av organismer fra flerårsis (von Quillfeldt 1998).

Et eventuelt uhellstuslipp fra Bjørnøya Vest vil i hht. oljedriftsberegningene bare berøre områder med ettårsis; dvs. områder hvor de stedbundne samfunnene er mer umodne. Samfunnene er her karakteristisk nok forgjengelige; ettersom isen smelter forsvinner substratet og dermed også forutsetningene for videre vekst og utvikling. Konfliktpotensialet vurderes derfor å være mindre uttrykt, selv om det ikke kan ses bort fra temporære virkninger, særlig under isens fremrykning da mulighetene for innkapsling av olje er tilstede.

5.5.1 Generell sårbarhet

Ved nedblanding av oljedråper og løste oljefraksjoner i de øvre deler av vannsøylen kan et oljesøl endre sammensetningen i planktoniske samfunn både ved direkte toksiske effekter, hvor enkelte organismegrupper er mer følsomme enn andre, eller ved indirekte effekter som følge av at positive eller negative effekter på én organismegruppe kan forplante seg via økologiske interaksjoner til andre deler av systemet (Thingstad 1990).

Dette understøttes av resultater fra forsøk i laboratorier og mesokosmos, samt studier av enkelte historiske uhellsepisoder. Pga. planktonets flekkvise og omskiftelige fordelingsmønstre, samt hurtige generasjonsvekslinger, er imidlertid skadeomfanget *in situ* vanskelig å dokumentere. I de tilfeller hvor skader på planktonsamfunn er påvist, er effektene dokumentert som relativt kortvarige (dager/uker), og begrenset til få kilometer i utslippets nærområde (Spies 1987). Skadepotensialet er tilsynelatende størst i områder med begrenset vannutskifting, dvs. i tilfeller hvor oljen driver inn i kystnære farvann under våroppblomstringen.

Zooplankton er følsomme for olje; opptak og dødelighet ved eksponering for løste fraksjoner er dokumentert i flere laboratoriestudier. I tillegg kan krepsdyra ta opp olje som små dråper (partikler). Dette opptaket kan i seg selv gi toksiske effekter, samtidig som denne form for akkumulering i teorien

kan resultere i at andre organismer høyere opp i næringskjeden får i seg oljekontaminert fôr. Siden olje er fettløselig, er slike mekanismer trolig mest aktuelle for organismer med høyt lipidinnhold, og i perioder hvor lipidnivået i organismene er på sitt høyeste (dvs. vår og sommer), jf. også Falk-Petersen et al. (1992) for overføring av lipider fra våroppblomstringen via herbivore dyreplankton til høyere trofiske nivåer.

Dette innebærer et skadepotensiale som i utgangspunktet kan komme til uttrykk på flere trofiske nivåer. Betydningen er like fullt vurdert som begrenset, jf. også delstudie 7-c, Johansen et al. (in prep.). Selv om skadeomfanget på dyreplankton lokalt kan være signifikant, vil varigheten være mindre både som følge av lokal rekruttering, og ikke minst, som funksjon av at de mest sentrale dyreplanktonpopulasjonene i Barentshavet alt overveiende rekrutteres fra bestandene i Norskehavet (jf. Melle et al. 2001).

Virkninger på bestandsnivå anses derfor som lite trolig. Omfanget og varigheten av eventuell overføring av hydrokarboner i næringskjeden er mer usikre. Eventuelle nivåer vil sannsynligvis være så vidt lave at det her trolig mest er tale om subletale stressvirkninger, som over tid restitueres som funksjon av de høyerestående organismenes evne til utskillelse og nedbrytning av olje.

5.5.2 Mulige konsekvenser

På grunnlag av det kartfestede uttrykket for iskant er det beregnet overlapp mellom oljedrift og iskant pr. måned. Kun utslippspunkt Bjørnøya Vest vil ha influensområde inn i iskanten og sannsynligheten er størst (inntil 16 %) i perioden desember til april (tabell 5.9). Det statistiske området som kan berøres omfatter inntil 440 kilometer av iskanten, og strekker seg nordøst og nordvest av Bjørnøya, mens tilsvarende områder som kan berøres av enkeltscenarier er omlag halvparten så store (~ 200 km). Til sammenligning kan det nevnes at iskanten ved maksimal utbredelse i mars-april strekker seg over 2000 kilometer fra sørspissen av Svalbard til Kola. Utslipp fra Lopparyggen Øst kan for enkeltscenarier (jf. tabell 4.5) gå inn i iskantområdene, men treffsannsynligheten vil her ligge under de 5 % som er lagt til grunn for definisjon av influensområdet. Feltet er derfor utelatt fra videre beregninger med iskantberøring.

Maksimale oljemengder i iskanten er modellert til i overkant av 6000 tonn for januar og februar. Olje som når iskanten kan i mange tilfeller akkumuleres ved iskanten eller i sprekker og råker i isen. Dette kombinert med en langsom nedbrytning kan føre til at organismer i iskanten eksponeres gjentatte ganger eller kontinuerlig over lengre tid.

Tabell 5.9. Syntese av oljedriftsstatistikk for Bjørnøya Vest: Beregnet total treffsannsynlighet (prosent), antall kilometer berørt iskant og akkumulerte oljemengder (tonn).

Utslippspunkt	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Treffsannsynlighet	16	16	13	11	6	5	-	-	-	-	5	12
Berørt ant. km	440	440	395	340	50	20	-	-	-	-	50	400
Akkumulert oljem.	6470	6120	4010	3270	780	110	-	-	-	-	20	3140

Bjørnøya Vest

Oljeutslipp fra dette feltet vil kunne medføre til dels stor berøring med iskanten i perioden fra desember til april. For planktonsamfunnet vil de største virkningene være knyttet til våroppblomstringen. Denne starter vanligvis rundt midten av april (Sakshaug et al. 1992). Ettersom iskanten i denne perioden begynner å trekke seg nordover, vil algeveksten i den spesielt produktive iskantsonen følge etter, og i de nordligste delene av Barentshavet kan vårbloomstringen komme så sent som i juli. Samtidig utvider sonen seg og algeoppblomstringen vil etter hvert bre seg over "hele" Barentshavet (jf. figur 3.6).

Lopparyggen Øst

Oljeutslipp fra dette feltet vil kunne berøre områder svært nær iskanten i perioden desember-mars. Selve iskanten, slik den er definert i foreliggende arbeide, vil imidlertid ikke berøres.

Øvrige felter

Uhellsutslipp av olje fra Finnmark Øst, Troms I, samt Nordland VI og VII vil i svært liten grad berøre den marginale issone, og for disse feltene vurderes mulige konsekvenser som ubetydelige.

Samlet vurdering

I hht. beregningene av oljedrift er det kun uhellsutslipp ved Bjørnøya Vest som kan berøre iskanten i vesentlig grad. Resultatene viser at enkeltscenarier for oljens drift og spredning kan berøre inntil 10 % (~ 200 km) av iskantens utstrekning fra Svalbard til Kola i en vinter- /tidlig vårsituasjon. Dette er betraktet som en vesentlig berøring av en viktig ressurskomponent i Barentshavets økosystem. I kombinasjon med den relative lave sårbarheten (jf. ovenstående diskusjon), men hvor også skadepotensialet til den stedbundne isflora og -fauna er trukket inn, vurderes mulige konsekvenser som moderate. Treffsannsynligheten er imidlertid lav. For Lopparyggen Øst, som synes marginalt berørt, vurderes skadepotensialet som lavt. Oljedrift fra de andre utslippspunktene synes ikke å berøre den marginale issone, og skadepotensialet for disse betegnes som ubetydelige. (Konsekvenser for andre ressurser med særlig tilknytning til iskanten, f.eks. sjøfugl og sjøpattedyr, er omtalt i de respektive vurderinger for disse ressursene.)

Tabell 5.10. Mulige konsekvenser av uhellsutslipp av olje til sjø for iskantkomponenten, dvs. primært plankton-oppløst blomstringen. Merk at den stedbundne isflora og -fauna bidrar til indikasjonen av skadepotensialet for Bjørnøya Vest. (Ubetydelige konsekvenser er indikert ved -.)

Utslippspunkt	Konsekvenser											
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Bjørnøya Vest	Mod	Mod	Mod	Mod	Mod	Små	-	-	-	-	Små	Mod
Finnmark Øst	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lopparyggen Øst	-	-	Små	Små	Små	-	-	-	-	-	-	-
Troms I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nordland VI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nordland VII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

5.6 Andre forhold

De fleste av de foreslåtte marine verneområder er vurdert på grunnlag av representativitet og mangfold, og sårbarheten for olje er således ikke umiddelbart gitt. Akutt forurensning i slike områder vil uansett ha en negativ totaleffekt på området selv om de ressursene som befinner seg der ikke nødvendigvis er spesielt sårbare ovenfor olje. Mulige virkninger på komponentnivå er vurdert under de respektive miljøtypene. Samlet sett kan konsekvensene komme til uttrykk som tap av diversitet og artsmangfold og tilsvarende tap av områdets verneverdi. I så måte er det de grunne deler av verneområdene som kan rammes; transport av olje ned i dypere vannlag og sjøsonen er erfaringsvis begrenset.

For strandnære kulturminner vil stranding av olje kunne føre til tilgrising og generell forringelse av objektene som eventuelt blir berørt. Sårbarheten vil imidlertid variere avhengig av objektenes egenskaper og sårbarhet. I slike situasjoner vil selve opprenskningen og tilstøtende aktiviteter trolig være av vel så stor betydning. For objekter på havbunnen vurderes skadepotensialet som ubetydelig.

6. MILJØ RISIKO

I det følgende er det gitt en faglig vurdering av miljørisiko forankret i forståelsen om at dette er produktet av sannsynlighet for hendelse og konsekvensen av denne hendelsen. Hendelsesbildet er utledet fra andre ULB studier, mens konsekvensene er utledet av vurderingene i foregående kapitler. Resultatene gir således uttrykk for miljørisiko på overordnet nivå. Ved eventuell fremtidig virksomhet i utredningsområdet skal det i hht. gjeldende reguleringer utarbeides felt- og operasjonsspesifikke miljørisikoanalyser, som også skal vurdere den samlede miljørisikoen i regionen.

6.1 Overordnede prinsipper

Skade på det ytre miljø oppstår dersom en påvirkningsfaktor, i dette tilfellet akutt oljeforurensning, rammer en eller flere naturlig forekommende biologiske komponenter i økosystemet. Både miljøkomponent og påvirkningsfaktor må således være tilstede i samme område og over samme tidsvindu for at skade overhodet kan oppstå. Det er derfor gitt at teoretiske anslag for skadens omfang og varighet, enten det dreier seg om kvalitative eller kvantitative analyser, forutsetter kjennskap til:

- de biologiske komponentene som kan rammes, deres fordeling i tid og rom samt deres biologiske egenskaper i forhold til å motstå eller kompensere for skadelige effekter på kort og lang sikt
- påvirkningsfaktorens skjebne, i betydning av oljen som kilde til skadelige effekter, og derav dens drift, spredning og forvitring i tid og rom
- interaksjoner mellom miljøkomponentene og påvirkningsfaktoren i form av selve skadepotensialet, og hvordan dette utvikler seg i omfang og varighet.

Miljørisikoanalyser (MRA) er i prinsippet ment å gi et kvantitativt uttrykk for utviklingen av dette skadepotensialet, grovt forenklet som en kombinasjon av sannsynlighet for en hendelse og konsekvensen av denne. Ved akutt oljeforurensning utgjør basisfrekvensen for selve hendelsen (P_{utslipp}), f.eks.. hyppighet av uhellsutslipp av en gitt størrelse, første ledd i sannsynlighetsbetraktningen. Frekvensen av interaksjoner mellom miljøkomponent og olje utgjør betraktningens påfølgende ledd, og kan uttrykkes ved å kombinere resultater av oljedriftssimuleringer (oljens aldring, drift og spredning; P_{eff}) med fordelingen av utvalgte miljøkomponenter ($P_{\text{tilstedeværelse}}$). Miljømessige følger av interaksjonene kan videre angis ved en antatt sammenheng mellom olje (mengde og fordeling), sårbarhet og skade (P_{skade}), hvor også skadens alvor (konsekvens) avslutningsvis kan klassifiseres. Summen av alle disse sannsynlighetsparametrene og konsekvensen gir et uttrykk for den samlede miljørisiko.

6.2 Komponenter i konfliktmatrisen

Med utgangspunkt i ovenstående prinsipper er det i det følgende gitt en vurdering og klassifisering av hver enkelt av parametrene som til sammen gir et overordnet uttrykk for miljørisiko for de utvalgte komponentene. Bildet må ikke vurderes som komplett; miljørisikoen for f.eks. fisk utledes i et annet delstudie.

Sannsynlighet for uhellsutslipp (P_{utslipp})

Dervo & Olsen (2003) konkluderer med at det ikke er funnet argumenter som underbygger andre sannsynligheter for utblåsninger for foreliggende felter enn det man har i norsk oljevirkomhet i dag. For aktivitetsnivå 1 (Troms I) er det beregnet at utslipp mellom 10000 og 50000 tonn statistisk sett vil kunne skje hvert 4600 år. For aktivitetsnivå 2 vil dette kunne skje hvert 1700 år og for aktivitetsnivå 3 omtrent hvert 1200 år. Sannsynligheten for enda større utslipp (mellom 50000 og 200000 tonn) er svært lav for aktivitetsnivå 1 (en gang hvert 340000 år), men omtrent en gang hvert 3600 år for aktivitetsnivå 2 og hvert 2200 år for nivå 3. Sannsynlighet for utslipp større enn 200000 tonn er ekstremt liten (Dervo & Olsen 2003; jf figur 4.1).

Sannsynlighet for berøring med olje (P_{eff})

Ved beregning av miljørisiko er det knyttet en usikkerhet til alle ledd som inngår i risikouttrykket. Ser man på modellering av oljens drift og spredning så er helårs influensområde definert på bakgrunn av

3600 enkeltscenarier (ca. 300 scenarier for hver måned) som alle har ulikt utfall. I en enkelt hendelse vil selvfølgelig bare et utfall være gjeldende og det er et utfall som aldri vil være nøyaktig lik t noen av de 3600 modellerte scenariene. For den enkelte ressurs så vil den enten påvirkes eller ikke, og treffsannsynligheten vil predikere sannsynligheten for dette.

Tabell 6.1. Forventede treffsannsynlighet er (Ptreff; 0-1) for ulike ressurser innen influensområdet for de ulike utslippspunktene

Felt	Iskant	Åpent hav	Kyst
Bjørnøya Vest	0,11	0,16	0,23**
Finnmark Øst	0	0,19	0,11
Lopparyggen Øst	0	0,20	0
Troms I	0	0,17	0,15
Nordland VI	0	0,18	0,14
Nordland VII	0	0,17	0,19

Treffsannsynlighet for åpent hav er beregnet som gjennomsnittlig treffsannsynlighet for alle 10x10 km havruter innen influensområdet. Tilsvarende er treffsannsynlighet for kyst beregnet på landruter og i iskanten på "iskantruter" slik de er definert (jf. figur 4.2)

**Gjelder Bjørnøya

Treffsannsynligheten som fremstilt i tabell 6.1. gir små variasjoner mellom utslippspunktene. Sannsynlighet for stranding av olje er høyest for utslipp fra Bjørnøya Vest, men dette er begrenset til stranding på selve Bjørnøya. "Stranding" av olje i iskanten fra dette utslippspunktet har generelt lavere sannsynlighet enn stranding av olje på land fra de ulike utslippspunktene, med unntak av Lopparyggen øst, hvor stranding av olje ikke er sannsynlig innenfor et 95 prosents konfidensintervall. Det bør bemerkes at sannsynlighet for stranding av olje i enkeltområder vil være langt høyere enn de midlere verdiene for influensområdet som helhet.

Sannsynlig tilstedeværelse ($P_{\text{tilstedeværelse}}$)

Ser en videre på neste parameter i miljørisikobegrepet, ressursenes tilstedeværelse, så er den med unntak av for strandressursene også et dynamisk begrep. Grad av tilstedeværelse vil i denne sammenhengen derfor inkludere både den fysiske tilstedeværelse av ressursen innen influensområdet, men også implisitt en vurdering av mengden ressurs som kan påvirkes og den bestandsmessige betydningen av dette samlet sett. For ressurser med kontinuerlig utbredelse (som strandressurser og iskan fauna) vil dermed influensområdets størrelse i stor grad gjenspeile graden av tilstedeværelse (jf. tabell 6.2).

Siden det ikke eksisterer gode nok sjøfugldata fra åpent hav, er tilstedeværelsen ikke vurdert for dette deltemaet på Lopparyggen. At det befinner seg sårbare sjøfugl i det berørte området fra dette feltet, er nokså sikkert, men det er ikke grunnlag for å vurdere graden av denne. For de andre feltene baserer sjøfuglvurderingen seg utelukkende på kystdataene.

Tabell 6.2. Grad av tilstedeværelse ($P_{\text{tilstedeværelse}}$) skalert fra liten (*) til stor (***) for ulike ressurser innen de ulike influensområdene. Siden det ikke eksisterer gode nok sjøfugldata fra åpent hav, er tilstedeværelsen ikke vurdert for Lopparyggen.

Felt	Strand	Iskant	Sjøfugl	Sjøpattedyr
Bjørnøya Vest	*	**	***	**
Finnmark Øst	*	-	**	**
Lopparyggen Øst	*	-	-	*
Troms I	**	-	***	**
Nordland VI	***	-	***	**
Nordland VII	**	-	***	**

Sannsynlighet for skade og konsekvens (P_{skade})

Legges ressursenes sårbarhet for oljeforurensning sammen med skadepotensialet (gitt oljens fordeling og mengde) for de respektive felter, så gir det et uttrykk for den konsekvens som en slik oljeforurensning kan gi i de ulike områdene. I denne sammenheng er det relevant å angi konsekvensen,

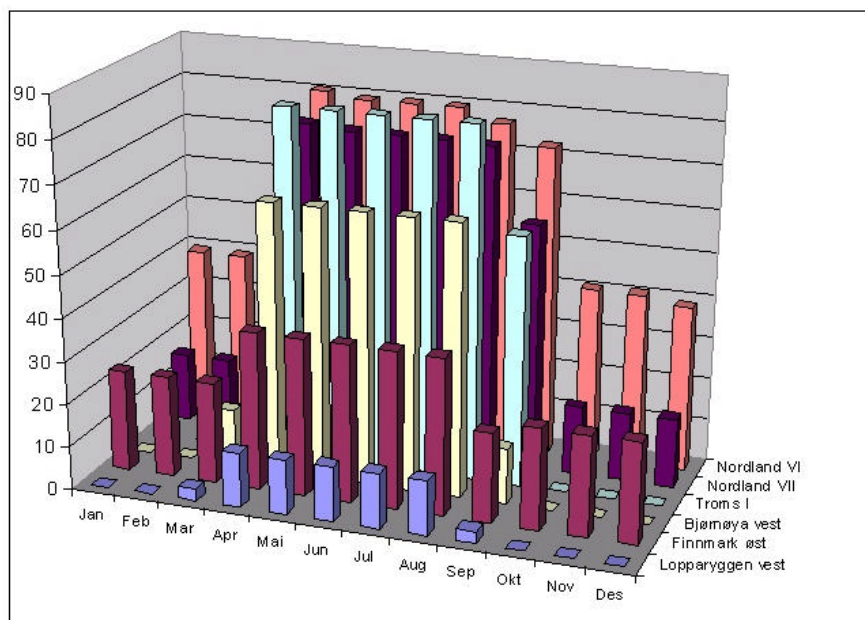
basert på dimensjonerende art eller artsgruppe for den enkelte ressurs. For iskant så er det primærproduksjonen som er vurdert spesifikt, mens isbjørn og sjøfugl i iskanten er vurdert under sjøpattedyr og sjøfugl.

Som ytterligere grunnlag for screening av miljørisiko er det valgt å benytte oppsummeringer fra SMO (Moe et al. 1999b) på sjøfugl og pattedyr innen de respektive influensområder. Dette er i samsvar med vurderinger av regionalt risikonivå (Alpha 2002) og senere utviklingsarbeid på dette området. En oppsummering av totalt berørt SMO areal og maksimalt antall arter innen enkeltområder er eksemplifisert for sjøfugl (tabell 6.3) og sjøpattedyr (tabell 6.4). Tilsvarende er samlet SMO verdi angitt i figur 6.1 og 6.2 som et mål på den totale sårbare ressursforekomst innen influensområdene.

- *Sjøfugl* Antallet SMO-arter for hver måned varierer mellom feltene både i antall og i fordeling i tid. For de fleste feltene er hekkesesongen utslagsgivende for defineringen av SMO, slik at samlet antall arter i denne perioden gjennomgående er høyest. Et unntak er feltet *Finnmark øst* som er et viktig overvintringsområde for flere sjøfuglbestander. Relevansen i å summere SMO for Lopparyggen er lav, da SMO ikke er vurdert for forekomster i åpent hav. Dersom det hadde vært mulig å inkludere slike data i modellen, ville bildet sannsynligvis forandre seg betydelig for alle feltene. I tillegg er SMO-dataene fragmentariske for store områder i vintermånedene. Vinterdataene domineres av overvåkningsområdene.

Tabell 6.3. SMO areal (i km²) og maksimalt antall SMO arter innen et SMO gjennom året (månedlig) for sjøfugl. Åpent hav data er ikke vurdert her. SMO vinterdata finnes ikke for Lopparyggen vest, Bjørnøya vest og for Troms I. I den forstand er de lave verdiene i vintermånedene ikke nødvendigvis representative.

Felt	Regional SMO	Nasjonal SMO	Internasjonal SMO
Bjørnøya Vest	1200 0 0 0 2 2 3 3 1 0 0 0 0 0 1 4 4 4 4 1 0 0 0	900 0 0 1 1 1 1 1 1 1 0 0	900 0 0 1 1 1 1 1 1 1 0 0
Finnmark Øst	2300 5 5 2 2 2 2 2 1 5 5 5 1 1 1 2 2 2 2 2 1 1 1 1	2300 1 1 1 0 0 0 0 0 1 1 1	600 0 0 0 0 1 1 1
Lopparyggen Øst	200 0 0 0 0 2 2 2 0 0 0 0 0 0 1 4 4 4 4 1 0 0 0	200 0 0 1 1 1 1 1 1 1 0 0	200 0 0 1 1 1 1 1 1 1 0 0
Troms I	3800 0 0 1 4 4 4 4 3 0 0 0 0 0 0 2 2 2 2 2 1 0 0 0	2700 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0	1300 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0
Nordland VI	2000 1 1 1 1 1 3 4 4 4 2 2 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0 0	1800 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0	900 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0
Nordland VII	1900 1 1 1 2 2 2 2 2 1 1 1 0 0 0 0 2 2 2 2 2 1 0 0 0	1900 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0	900 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0

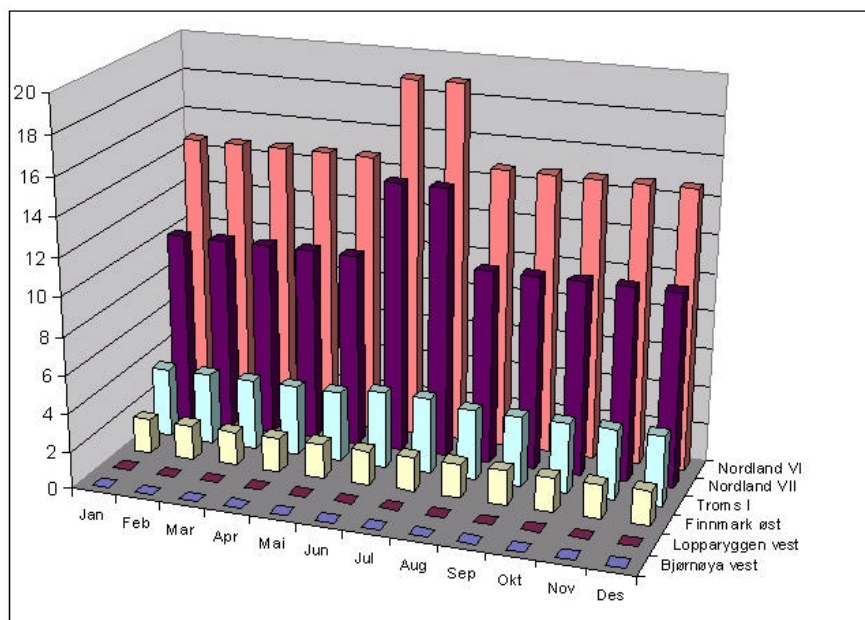


Figur 6.1. Sum av SMO for sjøfugl berørt av de forskjellige oljedriftsberegningene. Antallet arter reduseres med økende breddegrad. Dette er noe av årsaken til lave tall for de nordlige områdene. SMO vinterdata finnes ikke for Lopparyggen vest, Bjørnøya vest og for Troms I.

- *Sjøpattedyr.* De summerte SMO-verdiene viser liten variasjon gjennom året og er høyest innen influensområdene fra Nordland VI og VII. Kun ett regional SMO er berørt (fra Troms I) og sårbarheten her er vurdert lik gjennom hele året.

Tabell 6.4. SMO areal (i kn²) og maksimalt antall SMO arter innen et SMO gjennom året (månedlig) for sjøpattedyr.

Felt	Regional SOM												Nasjonal SMO												Internasjonal SMO											
Bjørnøya Vest	0												0												0											
Finnmark Øst	0												0												0											
Lopparyggen Øst	0												0												0											
Troms I	500												0												0											
Nordland VI	0												0												0											
Nordland VII	0												0												0											



Figur 6.2. Sum av SMO for sjøpattedyr berørt av de forskjellige oljedriftsberegningene. Analyserte arter er havert, steinkobbe, isbjørn og hvalross. Isbjørnutbredelse i iskanten inngår ikke i beregningene.

Samlet vurdering (miljørisiko)

Basert på vurderingene av mulige konsekvenser (kapittel 5.2-5.6), ovenstående tabeller og figurer, samt uttrykkene for ressursenes tilstedeværelse og sannsynlighet for berøring med olje, er det i tabell 6.5 indikert et miljørisikonivå for de respektive ressursene og feltene. Det bemerkes at det for sjøfugl på åpent hav ikke eksisterer tilstrekkelig data materiale og hensiktsmessige analyseresultater til at miljørisikoen kan anslås spesifikt.

Tabell 6.5. Relativ miljørisiko (ved uhellsutslipp av olje) for de respektive felt og ressurser indikert ved relative nivåer fra lav (*) til høy (***). Tabellen er oppdatert i hht. fotnote 1 og 2.

Felt	Strand	Iskant	Sjøfugl	Sjøpattedyr
Bjørnøya Vest	*	**	***	**
Finnmark Øst	**	-	**	**
Lopparyggen Øst	-	*	-	*
Troms I	*	-	***	**
Nordland VI	***	-	***	***
Nordland VII	***	-	***	***

Størst miljørisiko er knyttet til uhellsutslipp fra feltene Nordland VI og VII, hvor det er vurdert høy miljørisiko for sjøfugl, strand og sjøpattedyr, samt for feltene Troms I og Finnmark Øst med vurdert høy miljørisiko for sjøfugl.

6.3 Konkluderende bemerkninger

Miljørisiko, tilsvarende uttrykket i tabell 6.5, indikerer relativ dimensjonerende miljøskade klassifisert på en tredelt skala. Miljørisikoen er bl.a. avhengig av restitusjonstiden til ressursene. Restitusjonstiden er f.eks. for sjøfugl og sjøpattedyr avhengig av livshistorieparametere, bestandstrender m.m. og vil påvirkes forskjellig etter hvorvidt en bestand er i nedgang, er stabil eller i oppgang. Dette vil igjen påvirke utfallet av en miljørisikovurdering. For å realisere bildet av miljøskade slik det her

fremkommer, kreves imidlertid mange sammenfallende omstendigheter. Tilstedeværelse av ressurs og olje på samme tid og sted og i slike mengder som skissert i foreliggende delutredning er to av elementene som inngår. I en faktisk situasjon vil alltid de gitte vind- og værforhold under eksponering styre hvilke doser og hvilke responser som kan bli realisert i et slikt skadebilde. Ethvert søl har *sin egen natur* og realiseringen av skadepotensialet vil således være fra ubetydelig og lite opp til dimensjonerende miljøskade som belyst i kapittel 5.

7. KUNNSKAPSHULL, AVBØTENDE - OPPFØLGENDE TILTAK

I det følgende er det gitt en kort gjennomgang av kunnskapshull; utelukkende vurdert i forhold til beslutningsgrunnlaget for helårlig petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet, og spesifikt gjeldende for akutt oljeforurensning og de komponenter som er vurdert i foreliggende arbeid. Tilsvarende innfallsvinkel er anvendt for identifikasjon og beskrivelse av et engere utvalg avbøtende og oppfølgende tiltak.

7.1 Kunnskapsstatus

Alle vurderinger av mulige virkninger av akutt oljeforurensning må forholde seg til ressursgrunnlaget; hvilke ressurser som kan berøres og i hvilket omfang berøringen eventuelt kan komme til uttrykk, er kritiske spørsmål som skal adresseres. Selv om enkelte tilnærmelser tilsynelatende overser dette faktum, er det også av avgjørende betydning for å kunne vurdere miljørisiko i et helhetlig (helårlig) perspektiv (jf. P^{tilstedeværelse} i risikomatrisen). Kunnskapsnivået er kritisk for hvor nøyaktig prediksjonen av mulige virkninger til enhver tid kan være, så vel som for vurdering av skade i etterkant av en episode (Moe et al. 1999c). I utredningssammenheng ligger utfordringen ofte i å vurdere virkninger i fremtiden (- i dette tilfellet ved eventuell helårlig virksomhet) på grunnlag av miljøets nå-tilstand. Dersom denne kunnskapen er mangelfull blir vurderingene naturlig nok lite holdbare, men kan også avbøtes ved f.eks. overvåking dersom tiltaket ligger langt fram i tid.

På den annen side bør alle ledd i konfliktmatrisen vurderes på lik linje; øket oppløsning i grunnlagsdata alene er nødvendigvis ingen garanti for at vurderingene av mulige virkninger blir bedre. Samtidig er det viktig å ta hensyn til det man tross alt vet, selv om det tilsynelatende er fristende å fokusere på begrensninger fremfor fortrinn; - det er i alles interesse at grunnlaget for viktige politiske beslutninger til enhver tid er best mulig.

I det følgende er gjort en kort vurdering av kunnskapsstatus for hver i sær av de respektive ressurskomponentene. Vurderingene er basert ovenstående forutsetninger, dvs. at forbedring av kunnskapsstatus skal gi et bedre beslutningsgrunnlag for vurdering av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet, spesifikt gjeldende for uhellsutslipp av olje og de respektive komponentene som er vurdert i foreliggende arbeid. Vurderingene tar ikke mål av å være fullt ut dekkende på alle områder – det er en egen utredning i seg selv – i det følgende er det fokusert på de større trekk og trender.

7.1.1 Strand

DamøShore, som er anvendt i foreliggende vurderinger, utgjør et relativt nytt konsept som allerede har vært anvendt i flere utredninger og analyser av miljøskade og -risiko ved akutt oljeforurensning på strand (jf. f.eks. Moe et al. 2000b). Konseptet implementeres vha. GIS, og forholder seg til målte så vel som beregnede verdier for et kontinuerlig fordelingsmønster av nøkkelarter og -samfunn. Således gis det uttrykk for en helhetlig tilnærming både til ressursfordeling og skadepotensialet. Både Svalbard, Bjørnøya, Hopen og Troms- og Finnmarkskysten er dekket (se Moe & Brude 2002 for en oppsummering), mens den øvrige fastlandskysten er under utarbeidelse (Brude et al. in prep.)

Inngangverdiene til modellen er basert på feltundersøkelser av varierende alder og dekningsgrad. Hardbunn er rimelig bra dekket, mens dokumentasjonen av bløtbunnlokaliteter og deres respektive egenskaper er mangelfull. Bløtbunnlokaliteter har vist seg å være dimensjonerende for miljøskade og -risiko, og det anbefales at kunnskapsgrunnlaget for dette habitatet oppgraderes ved innsamling av nye data.

7.1.2 Sjøfugl

Sjøfugl er sårbare for akutt oljeforurensning til havs, og i utredningssammenheng vurderes derfor skadepotensialet ofte som stort. Arbeidet med å stedfeste disse vurderingene er utfordrende og krever nøye kjennskap til artenes økologi, bestandsstatus og andre sårbarhetsfaktorer enn

petroleumsvirksomhet. Siden fugler kan forflytte seg over store avstander på relativt kort tid, gir dette et meget komplekst utbredelsesbilde i tid og rom. Variasjonen i utbredelse er stor både mellom år, gjennom året og mellom arter. Kartlegging av disse prosessene krever svært mye ressurser. I tillegg er livshistoriske parametre dårlig kjent for mange arter. Dette medfører begrensninger i vurderingene av konsekvensene for disse artene og bestandene, da konsekvensene er avhengige av også disse parametrene.

Datagrunnlaget for denne rapporten er primært hentet fra SMO-arbeidet. Bestandstrender og populasjonsstørrelser ble oppgradert under arbeidet med utvikling av SVO, særlig verdifulle områder for sjøfugl (Systad et al. 2003). I dette arbeidet ble det forutsatt at det ikke var skjedd større forandringer i fordelingen av bestandene langs kystområdene. Majoriteten av dataene i den nasjonale sjøfugldatabasen ble innsamlet på 1980-tallet. Nyere data finnes imidlertid fra enkelte områder, spesielt fra områder der det foregår overvåkingsaktivitet (f.eks. Lorentsen & Nygård 2001; Lorentsen 2002). Datagrunnlaget fra disse områdene blir således regelmessig oppdatert, men selv her er ikke de totale bestandsstørrelser for hekkende arter alltid kjent. Det er ikke gjort optellinger i andre kolonier utover disse, eller det har ikke vært ressurser til rådighet for å tilføye slike data. I vintersesongen finnes det bl.a. nyere data for kysten av Finnmark, samlet inn i regi av NOBALES. Disse dataene er vurdert i dette arbeidet, men er foreløpig ikke implementert i SMO-grunnlaget. Gjennomsnittsalderen på datagrunnlaget for SMO ligger dermed på mellom 15 og 20 år. Bare for et fåtall områder er den vesentlig bedre enn dette.

Sjøfuglenes utbredelse er i stor grad bestemt av hvor de finner egnet næring. Vår kunnskap om endringer i deres fordelingsmønstre over tid, spesielt i åpent hav, er imidlertid svært mangelfullt. Det anvendte grunnlagsmaterialet for sjøfuglenes fordeling ble hovedsakelig samlet inn i perioden 1986-1992. I disse årene var bestandene av bl.a. sild og lodde svært variable (f.eks. Toresen 1998), og denne ubalansen i fiskebestandene kan ha resultert i betydelige avvik fra fuglenes "normale" fordelingsmønstre. Dessuten er forutsigbarheten til forekomstene i åpent hav utenom hekkesesongen generelt dårlig (jf. Fauchald & Erikstad 1995; Fauchald et al. 2002), i alle fall så lenge dataene ikke kan kobles direkte mot den samtidige utbredelsen av bestandene av de viktigste byttedyrene. Av den grunn er det ikke beregnet konsekvens eller miljørisiko for åpent hav.

Behovet for en systematisk oppdatering ble påpekt allerede tidlig på 90-tallet (bl.a. Follestad 1993), men lite ny kunnskap om sjøfuglenes bestandsstørrelser og utbredelse er innhentet siden den gang. Dette ble også bemerket under SMO-arbeidet (Moe et al. 1999a), og er i ennå større grad aktuelt nå. Bestandsdata bør oppdateres jevnlig, helst ikke sjeldnere enn hvert tiende år. De største kunnskapshullene omfatter bl.a.:

- Bestandstilørighet, i første rekke hvilke hekkeområder rekrutteres de respektive bestandene fra
- Livshistorie og populasjonstrender
- Temporær dynamikk; variasjoner i antall over områder og tidsvinduer (sesonger og fra år til år)
- Sammenhengen mellom utbredelse av næringsorganismer og sjøfuglforekomster, særlig i åpent hav utenom hekkesesongen.

Et grundig forslag til hvordan disse kunnskapshullene kan tettes er gitt i SEAPOP-konseptet (Anker-Nilssen et al. 2000), og det anbefales at dette konseptet realitetsvurderes under det videre arbeidet med forvaltningsplanene for Barentshavet.

Det er utført nyere undersøkelser på sjøfugl langs kysten av Spitsbergen, Kola og Finnmark (Strøm 2002; Strøm et al. 2002; Systad 2002; Bustnes & Systad 2000; Systad et al. 1999; Nygård et al. 1994). Som i de fleste andre tilfeller gjenspeiler disse arbeidene kun øyeblikksbilder som ikke løser problemet med at en tilstrekkelig systematisk oppdatering og oppfølging av sjøfuglbestandene i nordområdene mangler. Imidlertid er dette materialet vurdert i forhold til vinterutbredelsen av sjøfugl i Finnmark. Dersom det igangsettes helårlig petroleumsvirksomhet i Barentshavet er det viktig at også disse dataene inkluderes fullt ut i beslutningsgrunnlag som f.eks. SMO.

7.1.3 Marine pattedyr

For hval har man generelt mangelfull kunnskap om artenes vandringer, habitatkrav, tallrikhet og fordeling. I miljøbeskrivelsen av Føyn et al. (2002) er det f.eks. gitt fordelingskart for flere hvalarter basert på tilfeldige observasjoner og enkelte spesifikke telletokt. Kartene gir en grov indikasjon på utbredelse i perioder av året, men er svært avhengig av hvor det har vært observatører. I regi av HI foregår det noe overvåkningsarbeid med bl.a. telleprogram og prøvetaking av vågehval, satelittsporing av springere, lyttebøyer for niseregistrering i norske fjorder etc.

Kunnskapen om de kommersielle selartene er noe bedre, men også for disse er det generelt et behov for bedre kjennskap til bestandsstørrelser og artenes økologi. Sjøpattedyr bør derfor i større grad innlemmes i nasjonale overvåkningsprogrammer både med hensyn til enkeltarter og populasjoner, men også med tanke på utviklingen i økosystemer og biologisk mangfold. Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen (MOSJ) er ment å styrke kunnskapsgrunnlaget i disse områdene og inkluderer overvåking av bl.a. arter som isbjørn, grønlandssel og løppemyss som indikatorparametere. I tillegg foregår det regelmessig overvåking av havertsbestandene i regi av HI.

Dersom det åpnes for helårlig petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet vil det være naturlig å fokusere på enkelte selarter (bl.a. kystselene) og iver i konsekvensutredninger og miljørisikoanalyser; og behovet for øket kunnskap vil da kunne komme til uttrykk. Hval er vurdert som mindre sårbar for akutt oljeforurensning, og behovet for styrke kunnskapsgrunnlaget for beslutningsstøtte om petroleumsvirksomhet er derfor noe mindre uttrykt.

7.1.4 Iskant

Foreliggende tilnærming til iskanten er vurdert som "best tilgjengelig". Ideelt sett burde miljøforholdene i den marginale issen kunne uttrykkes noe mer nyansert, f.eks. i form av kartfestede forekomster av arter (fisk, fugl og pattedyr) som i særlig grad utnytter dette habitatet i nærings-sammenheng. Slike problemstillinger vil delvis adresseres i MOSJ, hvor det i regi av NP utføres flere prosjekter relatert til iskanten og den marginale issen, inkl. studier av bl.a.:

- samfunns- og næringskjedestruktur
- variabilitet i biologisk diversitet
- satelittsporing og bevegelsesmønstre hos isbjørn, ringsel og storkobbe relatert til sjøshabitater
- variabilitet av oseanografiske prosesser i iskanten
- studier av phytoplankton, is-assosiert dyreplankton og isflora, samt studier av lipidtransport i næringskjeden i den marginale issen

Dersom det åpnes for helårlig petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet bør både problemstillinger i og resultater fra slike forskningsprogrammer og -studier i større grad relateres til forvaltningsmessige verktøy for å forbedre grunnlaget for risikoanalyser og konsekvensutredninger i den marginale issen.

Olje i is er et annet felt med forbedringspotensiale. Koblingen av de faktiske (geofysiske, dynamiske) iskantdataene fra DNMI til oljedriftsmodellene er en utfordring (Aaserød & Loeng 1997), mens interaksjonen oljedrift i is også kan belyses med større sikkerhet. Ved eventuell helårlig petroleumsvirksomhet i farvann hvor iskanten kan berøres, er dette problemstillinger som kan synes noe uforløste.

7.1.5 Andre forhold

Kulturminner, i denne sammenheng begrenset til objekter i det strandnære miljøet, kan vurderes på lik linje med forekomstene av sårbare ressurser; mulige konsekvenser skal predikeres og det må tas hensyn til objektene dersom det skjer en strandingsepisode. Med tanke på å styrke integrasjon av slike objekter i utrednings- så vel som etterkantsituasjoner av akuttutslipp er det viktig med systematiske oversikter; hvor finnes slike objekter og hvilke egenskaper har de med hensyn på skadepotensialet er i

så må relevante spørsmål som bør adresseres. Ved eventuell helårlig petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet kan det derfor være behov for nøyaktig posisjonering av kulturminner, særlig for spesielt strandnære lokaliteter, sammen med en dokumentasjon av sårbarhet, slik at dette kan integreres i fremtidige konsekvensutredninger og risikoanalyser såvel som beredskapsanalyser og -planer. Marine kulturminner, i all hovedsak skipsvrak, ansees som svært lite sårbare mht. akutt oljeforurensning.

7.2 Forebyggende - Avbøtende tiltak

Forebyggende og avbøtende tiltak kan vurderes i forhold til miljørisiko; på den ene siden tiltak som begrenser sannsynligheten for at en hendelse kan skje – på den andre siden tiltak som begrenser konsekvensene dersom en hendelse har skjedd. Den første typen dekkes stort sett av de forebyggende tiltakene, mens de avbøtende tiltakene grovt sett kan betraktes som konsekvensreducerende.

Ved eventuell helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet anbefales bl.a. følgende forebyggende tiltak:

- For alle operasjoner som kan føre til akutt oljeforurensning bør det anvendes best tilgjengelig teknologi.
- Det bør utvises særlig aktsomhet ved operasjoner i nærheten av områder og under perioder med særlig høy sårbarhet.
- Oljevernberedskap bør implementeres i hht. dimensjonerende utslipp og miljørisiko, og være gjeldende for de aktuelle oljetyper og rådende klimatiske forhold.
- Fartøyer til oljevernberedskap så vel som til assistanse ved skipshavari bør kunne allokere både i et tilstrekkelig antall og fra gitte havner slik at den respektive responstiden holdes innenfor et akseptabelt nivå.
- Aktuelle beredskapstiltak (mekanisk, kjemisk, brenning etc.) bør være avklart i hht. Gjeldende forskrifter.
- Det forutsettes at effektive (operasjonsspesifikke) varslingsrutiner etableres som en del av en eventuell helårlig petroleumsvirksomhet.

Overvåking kan betraktes som et avbøtende tiltak dersom uhellet er ute. Det er også nærliggende å anbefale at ovenstående identifiserte kunnskapshull tettes; primært for å styrke beslutningsgrunnlaget for eventuelle fremtidige utbygginger, men også for å vurdere eventuelt skadeomfang og -varighet i etterkant av en hendelse. I tillegg anbefales bl.a. følgende:

- Relevante problemstillinger bør integreres i allerede igangsatte og planlagte forskningsprogrammer og -studier slik at resultatene i større grad kan anvendes til beslutningsstøtte i f.eks. miljørisikoanalyser og konsekvensutredninger.
- Etterkantundersøkelser bør igangsettes så snart som mulig ved en hendelse. Undersøkelsene bør gjennomføres i hht. gjeldende veiledning (Moe et al. 1999c) og i følge de prioriteringer som identifiseres i de respektive beslutningsstøtteanalyser og -planer. Dette gjelder også skadebehandlingstiltak som f.eks. innsamling av døde sjøfugl og pattedyr.
- Opprensningstiltak bør vurderes i hht. gjeldende veiledning (Carroll et al. 1999) og i følge de prioriteringer som identifiseres i de respektive beslutningsstøtteanalyser og -planer.

Det forutsettes at andre delutredninger i ULB adresserer tilsvarende forebyggende og avbøtende tiltak for andre deler av petroleumsvirksomheten.

REFERANSER

- Aleksander, S.K. & Webb, J.W. 1987. Relationship of *Spartina alterniflora* growth to sediment oil content following an oil spill. I: "International Oil Spill Conference 1987, Conf. Proc." Am. Petr. Inst. Publ. no. 4452.
- Alpha 2000. Uttrykk for enkelte inntrykk av utvalgte metoder for miljøkonsekvens og -risiko med fokus på tilpasninger til den marginale issone. Alpha Notat Kam170300_1. 35 s.
- Andres, B.A. 1996. Consequences of the "Exxon Valdez" oil spills on black oystercatchers inhabiting Prince Williams Sound, Alaska. PhD Thesis, State University, Columbus, OH.
- Andres, B.A. 1997. The "Exxon Valdez" oil spills disrupted the breeding of black oystercatchers. Alaska. Jour. Wildlife Management 61, 1332-1328.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Antall hekkende par av de mest tallrike sjøfuglartene i Norge (ekskl. Svalbard) i begynnelsen av 1990-årene. I Brunvoll, F., Schøning, P., Rübberdt, S., Theodorsen, P., Kielland, G. & Midtland, S. (red.): The natural environment in numbers 1994. Universitetsforlaget, Oslo, 286 s.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V. & Strann, K.-B. 1988. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl ved petroleumssaktivitet i Barentshavet sør for 74°30'N. Viltrapport 46: 1-99.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P. (red.) 2000. The status of marine birds breeding in the Barentssea region. Norsk Polarinst. Rapportser. nr. 113, 213 s.
- Anker-Nilssen, T., Bustnes, J.O., Fauchald, P., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.-H. & Tveraa, T. 2000. SEAPOP. Seabird population management and petroleum operations. Et program for beslutningsstøtte i miljøspørsmål relatert til sjøfugl og petroleumsvirksomhet samt andre inngrep i kystsonen. - Rapport til Statoil, Norsk institutt for naturforskning, 34 s.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Lorentsen, S.-H. 1996. Aims and effort in seabird monitoring: an assessment based on Norwegian data. Wildl. Biol. 2(1): 17-26.
- Anker-Nilssen, T., Østnes, J.E., Smiseth, P.T. & Heggberget, T.H. 1994. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved petroleumsvirksomhet på Nornefeltet, Midt-norsk sokkel. Dokumentasjonsrapport. - NINA Oppdragsmelding 260: 1-66.
- Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrapport 44: 1-114.
- Baca, B., Lankford, T.E. & Gundlach, E.R. 1987. Recovery of Brittany coastal marches in the eight years following the Amoco Cadiz incident. S. 459-464 i: "International Oil Spill Conference 1987, Conf. Proc." Am. Petr. Inst. Publ. no. 4452.
- Ballachey, B.E., Bodkin, J.L. & DeGange, A.R. 1994. An overview of sea otter studies. Pp. 47-60 in Loughlin, T.R. (Ed.): Marine mammals and the *Exxon Valdez*. Academic Press, San Diego.
- Baker, J.M., Clark, R.B., Kingston, P.F. & Jenkins, R.H. 1990. Natural recovery of cold water marine environments after an oil spill. Presentation at the 13th annual Arctic and marine oil spill program technical seminar. Rapport.
- Baker, J.R., Jones, A.M., Jones, T.P. & Watson, H.C. 1981. Otter *Lutra lutra* L. mortality and marine pollution. Biol. Conserv. 20: 311-321.
- Ballachey et al. 1994. Pattedyr
- Berge, J.A. 1993. Effekter på benthos av oljeutslippet fra *Exxon Valdez* - opprensknings-metoder og helserisiko. S. 1-19 i: Kleiven, J. (red.) "Oljesøl Alaska - sluttrapport." NINA-rapport: 1-60.
- Bjørn, T. H. 2000. Oteren i Finnmark. En kartlegging av oterbestanden i Finnmark ved bruk av sportegnmetoden. Fylke smannen i Finnmark. Rapport 1-2000. 31 s.
- Bonsdorff, E., 1981. The *Antonio Gramsci* oil spill. Impact on the littoral and benthic ecosystem. Mar. Poll. Bull. 12 (9): 301-305.
- Brattegard, T. & Holthe, T. (red.) 1997. Distribution of marine, benthic macro-organisms in Norway. A tabulated catalogue. Preliminary edition. Research report for DN 1997-1. Directorate for Nature Management. 409 p.
- Brattegard, T. & Holthe, T. (red.) 1995. Kartlegging av egnede marine verneområder i Norge. Tilrådning fra rådgivende utvalg. Utredning for DN Nr. 1995-3. Direktoratet for naturforvaltning. 179 s.

- Brude, O.W., Moe, K.A., Stige, L.C. & Østby, C. Implementering av DamØshore; et integrert konsept for vurdering av sårbarhet, effekter og skade på strand ved akutt oljeforurensning. Alpha rapport in prep.
- Bustnes, J.O., og Systad, G.H. 2000. Vinterøkologi hos stellersand. Oppsummering av resultater fra forskningsprosjekt i Varangerfjorden., 1996-2000. NINA Oppdragsmelding 662: 1-22.
- Børresen, J.A., Christie, H. & Aaserød, M.I. 1988. Åpning av Barentshavet Syd, Troms II, Troms III og sydlige del av Finnmark Vest for petroleumsvirksomhet. Konsekvensutredning. Olje- og energidepartementet. 90 s.
- Børresen, J.A., Christie, H. & Aaserød, M.I. 1988. Åpning av Barentshavet Syd, Troms II, Troms III og sydlige del av Finnmark Vest for petroleumsvirksomhet. Konsekvensutredning. Olje- og energidepartementet. 90 s.
- Carrol, M., Evenset, A., Kögeler, J., Langfeldt, J.N. & Johansson, T. 1999. Sanering av akutt forurensning på strand. Del 1: Teoretisk grunnlag for anbefalte praktiske tiltak og organisering. SFT Veiledning 99:06. Statens forurensningstilsyn. 90 s.
- Conan, G. 1982. The long-term effects of the *Amoco Cadiz* oil spill. Royal Soc. Lond., Phil. Trans. 297: 323-330.
- Dahlheim, M.E. & Matkin, C.O. 1994. Assessment of injuries to Prince William Sound killer whale. S. 163-172 i Loughlin, T.R. (red.) "Marine mammals and the *Exxon Valdez*." Academic Press, San Diego.
- Danielsen, A., Denstad, J.P., Halmø, G., Hoddø, T., Klock, T., Marion, P., Sveum, P. & Aarseth, A.V. 1985. Oljesøl på strand. Effektivitet og biologiske effekter av opprenskningsmetoder. Program for oljevernberedskap - PFO. Prosjekt nr. 1713, NTNF, Oslo.
- Dauvin, J.C. & Gentil, F. 1990. Conditions of the Peracarid populations of subtidal communities in the Northern Brittany ten years after the *Amoco Cadiz* oil spill. Mar. Poll. Bull. 21(3): 123-130.
- Dervo, H.J. & Olsen, J. 2003. Sannsynlighet for hendelser med store oljeutslipp i Lofoten-Barentshavet. Studie 7-e. Scandpower rapport nr 27.730.001/R1. 44 s.
- DN 2003. Verneområder / vernebasen. Direktoratet for naturforvaltning.
- DNV 2003. ULB studie 7-a. Beregninger av oljens drift og spredning. In prep
- Elmgren, R., Hansson, S., Larsson, U., Sundelin, B. & Boehm, P.D. 1983. The *Tsesis* oil spill: Acute and long-term impact on the benthos. Marine Biology 73: 51-65.
- Falk-Petersen, I.B., Falk-Petersen, S., Savinova, T., Wassman, P., Gabrielsen, G.W. & Matishov, G. 1992. Marine ecosystem dynamics and the state of the environment in arctic waters. S. 107-122 i: Extended abstract, Symposium on the State of the Environment and Environmental Monitoring on the Northern Fennoscandia and the Kola Peninsula, Oct.6-8, 1992. Rovaniemi, Finland.
- Fauchald, P. & Erikstad, K.E. 1995. The predictability of the spatial distribution of guillemots (*Uria* spp.) in the Barents Sea. S. 105-122 i Isaksen, K. & Bakken, V. (red.): Seabird populations in the Northern Barents Sea. Source data for the impact assessment of the effects of oil drilling activity. Norsk Polarinst. Medd. nr. 135.
- Fauchald, P., Erikstad, K.-E. og Systad, G.H. 2002. Seabirds and marine oil activity: Is it possible to predict the spatial distribution of pelagic seabirds? J. Appl. Ecol. 39: 349-360
- Fischel, M., Grip, W. & Mendelsohn, I.A. 1989. Study to determine the recovery of a Louisiana salt marsh from an oil spill. S. 383-388 i: "International Oil Spill Conference 1989, Conf. Proc." Am. Petr. Inst. Publ. no. 4479.
- Fjeld, P.E. & Bakken, V. 1993. Sårbarhets- og verneverdianalyse for sjøfugl i forbindelse med leteboring etter olje/gass i Barentshavet Nord. Forslag til supplerende undersøkelser. Norsk Polarinst. Medd. nr. 123: 1-67.
- Follestad, A. 1993. Sjøfuglkartverket. Dekningsgrad og alder på dataene i kystdatabasen. NINA Oppdragsmelding 237: 1-50.
- Fosså, J.H. & Sjøtun, K. 1993. Tareskogsøkologi – fisk og taretråling. Fiskets gang nr. 2: 16-26.
- Frost, K.J., Lowry, L.F., Sinclair, E.H., Ver Hoef, J. & McAllister, D.C. 1994. Impacts on distribution, abundance, and productivity of harbor seals. S. 97-118 i Loughlin, T.R. (red.) "Marine mammals and the *Exxon Valdez*." Academic Press, San Diego.
- Føyn, L., von Quillfeldt, C.H. & Olsen, E. (red.) 2002. Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten – Barentshavet. Havforskningsinstituttet. Fisker og Havet – nummer 6 - 2002. 84 s.

- Geraci, J.R. & St. Aubin, D.J. (eds.), 1990. Sea mammals and oil: Confronting the risks. Academic Press, San Diego.
- Gjershaug, J.-O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) 1994. Norsk Fugleatlas. Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. 551 s.
- Gundlach, E.R., Boehm, P.D., Marchand, M., Atlas, R.M., Ward, D.M. & Wolfe, D.A. 1983. The fate of *Amoco Cadiz* oil. Science 221: 122-129.
- Hampson, G.R. & Moul, E.T., 1978. No. 2 fuel oil spill on Bourne, Massachusetts: Immediate assessments of the effects on marine Invertebrates and a 3-year study of growth and recovery of a salt marsh. J. Fish. Res. Bd. Can. 35: 731-744.
- Hanssen, S.A., Systad, G.H., Fauchald, P. & Bustnes, J.O. 1998. Fordeling av sjøfugl i åpent hav: Nordland VI. NINA Oppdragsmelding 554: 1-81.
- Hansson, R., Prestrud, P. & Øritsland, N.A. 1990. Assessment system for the environment and the industrial activities in Svalbard. Norsk Polarinstitutt Rapport 68. 267 s.
- Hayes, M.O., Michel, J. & Noe, D.C. 1991. Factors controlling initial deposition and long-term fate of spilled oil on gravel beaches. S. 453-460 i: International Oil Spill Conference, Conf. Proc. 1991. Am. Petr. Inst. Publ. no. 4529.
- Hjohlman, S. & Lein, T.E. 1994. Skadevurdering av tilsøkte strender i Sognesjøen. Oppsummering 4 år etter forliset av Mercantil Marica. IFM-rapport nr. 23. 1994.
- Holloway, M. 1996. Sounding out science. Sci. Am. (October): 82-88.
- Irons, D.B., Kendall, S., Erickson, W., McDonald, L. and Lance, B. 2000. Nine years after the Exxon Valdez oil spill; effects on summer marine bird populations in Prince Williams Sound, Alaska. Condor
- Isaksen, K. & Bakken, V. (red.) 1995. Seabird Populations in the Northern Barents Sea. Source data for the impact assessment of the effects of oil drilling activity. Norsk Polarinst. Medd. nr. 135, 134 s.
- Isaksen, K., Bakken, V. & Wiig, Ø. 1998. Potential effects on seabirds and marine mammals of petroleum activity in the northern Barents Sea. Norsk Polarinstitutt meddelelser No 154. Oslo. 66 pp.
- Juday, G.P. & Foster, N.R. 1990. A preliminary look at effects of the *Exxon Valdez* oil spill on Green Island. Agroborealis 22: 10-17.
- Johansen, Ø., Skognes, K., Aspholm, O.Ø., Kelly, A., Østby, C., Moe, K.A. & Fossum, P. 2003. Utredning av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet, uhellssutslipp av olje – Konsekvenser i vannsøylen (ULB 7-c). SINTEF Rapport STF66 F03028. Revidert foreløpig utkast.
- Klosiewski, S.P. and Laing, K.K. 1994. Marine bird populations of Prince Williams Sound, Alaska, before and after the Exxon Valdez oil spill. Exxon Valdez Oil Spill State / Federal Natural Resource Damage Assessment Final Report. (Bird Study Number 2). US Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska
- Krebs, C.T. & Burns, K.A. 1978. Long-term effects of an oil spill on populations of the salt-march crab *Uca pubnax*. J. Fish. Res. Bd. Can. 35: 648-649.
- Larsen, T., Andersen J.R. & Nagoda, D. A biodiversity assessment of the Barents Sea Ecoregion. WWF-Norge. Rapport in prep.
- Lein, T.E., Hjohlman, S., Berge, J.A., Jacobsen, T. & Moe, K.A., 1992. Oljeforurensning i Hardbunnsfjæra. Effekter av olje og forslag til sårbarhetsindekser for norskekysten. IFM-rapport nr. 23. 1992.
- Lein, T.E., Hjohlman, S., Fosså, J.H., Årrestad, K. & Mortensen, P.B. 1993. Oljeforurensning på hardbunn. Fjæresonene og tareskogsområder i Midt-Norge. IFM-rapport nr. 4. 1993.
- Leinaas, H.P. & Christie, H. 1991. Innvirkning av olje på strukturerende prosesser i littoralsonen - bløtbunn. NINA forskningsrapport 17: 24-41.
- Lloyd, C.S., Tasker, M.L. & Partridge, K. 1991. The status of seabirds in Britain and Ireland. T & A D Poyser, London. 355 s.
- Lorentsen, S.-H. & Nygård, T. 2001. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra overvåkningen av overvintrende sjøfugl fram til 2000. NINA Oppdragsmelding 717: 1-62.
- Lorentsen, S.-H. 2002. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2002. NINA Oppdragsmelding 766: 1-33.

- Mearns, A.J. & Shigenaka, G. 1993. NOAA's long-term ecological recovery monitoring program: Overview and implications of recovery trends and treatment effects. S. 83-86 i: "Exxon Valdez Oil Spill Symposium - Program and Abstract." Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council, Anchorage, Alaska.
- Mehlum, F. & Bakken, V. 1995. Seabirds in Svalbard (Norway): Status, recent changes and management. S. 155-171 i Nettlehip, D.N., Burger, J. & Gochfeld M. (eds.): Seabirds on Islands. Birdlife Conserv. Ser. No. 1.
- Melle, W., Serigstad, B. & Ellertsen, B. 2000. Environmental risk of deep water oil drilling – A preliminary analysis. Rapport no. 1/2001. Senter for Marint Miljø, Havforskningsinstituttet, Bergen. 50 s.
- Moe, K.A. & Brude, O.W. 2002. Strand – Miljøkomponenter i littoralen. Forekomster og fordeling i området Lofoten - Barentshavet. Alpha Rapport 1137-01. Norsk Polarinstitutt. 21 s.
- Moe, K.A., Skeie, G.M., Brude, O.W., Løvås, S.M., Nedrebø, M. & Weslawski, J.M. 2000a. The Svalbard intertidal zone; a concept for the use of GIS in applied oil sensitivity, vulnerability and impact analyses. Spill Science & Technology Bull. 6(2): 187-206.
- Moe, K.A., Brude, O.W., Skeie, G.M., Stige, L.C. & Lein, T.E. 2000b. Estimations of Potential damage – Seashore and Acute Oil Pollution (DamE-Shore). Implementation of the concept with emphasis on Finnmark and Troms. Alpha Report 1046-1. Alpha Environmental Consultants. 61 p.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999a. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. Statens Forurensningstilsyn (SFT) og Direktoratet for Naturforvaltning (DN). Alpha Rapport 1007-1. 51 p. + Web-Atlas CD-ROM.
- Moe, K.A., Brude, O.W. & Østby, C. 1999b. The Intertidal Zone Communities at Svalbard, Bjørnøya and Hopen. Implementation of the MOB concept. Alpha Report 1038-1. Alpha Environmental Consultants. 30 p.
- Moe, K.A., Andersen, O.K., Anker-Nilssen, T., Bakke, T., Berge, J.A., Bjørge, A., Brandvik, P.J., Christie, H., Daling, P.S., Finstad, B., Lorentsen, S.H., Lund, E., Melbye, A.G., Moum, T., Ramstad, S., Serigstad, B., Skeie, G.M. & Stabbetorp, O. 1999c. Veiledning for etterkantundersøkelser etter akutt oljeforurensning i marint miljø. SFT Veiledning 99:05. Statens forurensningstilsyn. 110 p.
- Moe, K.A., Lystad, E., Nesse, S. & Selvik, J.R. 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. SFT-rapport 93:31. Statens forurensningstilsyn.
- Myklebust, M. 1996. Truete fuglearter i Norge. NOF Rapportserie Rapport nr. 51996, Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu, 78 s.
- Notini, M. 1978. Long term effects of an oil spill on Fucus macrofauna in a small Baltic bay. J. Fish. Res. Bd. Can. 35: 745-753.
- Notini, M. 1980. Impact of oil on the littoral ecosystem. S. 129-168 i: Kineman, J.J., Elmgren, R. & Hansson, S. (red.) "The Tsesis oil spill." U.S. Dept. of Commerce.
- NOU 1983. Naturfaglige verdier og vassdragsvern. NOU 1983:42.
- Nygård, T. 1994. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for overvintrende vannfugl i Norge 1980-93. NINA Oppdragsmelding 313: 1-83.
- Nygård, T., Larsen, B.H., Follestad, A. & Strann, K.-B. 1988. Numbers and distribution of wintering waterfowl in Norway. Wildfowl 39: 164-176.
- OED 2003. Utredning av konsekvenser av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet. Fastsatt utredningsprogram Januar 2003. Olje- og energidepartementet. (<http://odin.dep.no/oed/norsk/publ/p10001888/026031-080002/index-dok000-b-n-a.html>)
- OED 2002. Scenarier for helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten og Barentshavet i 2005 – 2020. Olje- og energidepartementet. (<http://odin.dep.no/oed/norsk/publ/p10001888/026031-080002/index-dok000-b-n-a.html>)
- Peterson, C.H. 2001. The "Exxon Valdez" Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and Chronic Effects on the Ecosystem. Adv. in Mar. Biol. 39: 1-103.
- Peterson, M., Bustnes, J.O. & Systad, G.H. unpublished data. Tracking migrating Steller Eiders with satellite transmitters.

- Piatt, J.F. and Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M. and Nysewander, D.R. 1990. Immediate impact of the "Exxon Valdez" oil spill on marine birds. *Auk* 107: 387-397.
- Piketty, G. 1981. Amoco Cadiz. Fates and effects of the oil spill. Proc. of the International Symposium Centre Océanologique de Bretagne. November 19-22, Brest (France), 1979. CNEXO, Paris.
- Rolan, R.G. & Gallagher, R. 1991. Recovery of biotic communities at Sollum Voe following the *Esso Bernicia* oil spill of 1978. S. 461-465 i: "International Oil Spill Conference, Conf. Proc." 1991. Am. Petr. Inst. Publ.
- Rose, P.M. & Scott, D.A. 1997. Waterfowl Population Estimates. Second edition. Wetlands International Publ. 44: 1-106.
- Sakshaug, E. & Skjoldal, H.R. 1989. Life at the ice-edge. *Ambio* 18: 60-67.
- Sakshaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B. Loeng, H. & Mehlum, F. (red.) 1992. Økosystem Barentshavet. Sluttrapport fra Pro Mare prosjektet. NAVF/ Norges Fiskeriforskningsråd/ Miljøverndep. Mesna-Trykk, Lillehammer. 304 s.
- Sanders, H.L., Grassle, J.F., Hampson, G.R., Morse, L.S., Garner-Price, S. & Jones, C.C., 1980. Anatomy of an oil spill: long term effects from the grounding of the barge *Florida* off West Falmouth, Massachusetts. *J. Mar. Res.* 38: 265-380.
- SEEEC 1998. The environmental impact of the Sea Empress oil spill. Summary report. Published by the Stationary Office. Sea Empress Environmental Evaluation Committee (SEEEC).
- Sintef 2003 in prep. ULB – studie 7-d. Oljevernberedskapsanalyse. In prep.
- Southward, A.J. & Southward, E.C. 1978. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersant to clean up the *Torrey Canyon* spill. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 35: 682-706.
- Spies, R.B. 1987. The biological effects of petroleum hydrocarbons in the sea: Assessments from the field and mesocosms. S. 411-467 i Boesch, D.F. & Rabalais, N.N. (red.) "Long-term environmental effects of offshore oil and gas development." Elsevier Appl. Sci., Lond.
- Stige, L.C., Lein, T.E., Moe, K.A. & Brude, O.W. 1999. Models on the distribution of hard-bottom littoral organisms in Finnmark, Norway, based on wave exposure. IFM Rapport Nr. 16, 1999. Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB. 29 s.
- Strain, P.M. 1986. The persistence and mobility of light crude oil in a sandy beach. *Mar. Environm. Res.* 19(1): 49-77.
- Strøm, H., Opheim, J. & Høitomt, G. 2002. Seabird censuses and monitoring at Midterhuken, Bellsund, June-July 2002. In: Strøm, H. (red.). Studies of seabirds in the Bellsund - Van Mijenfjorden - Van Keulenfjorden area 2002. Norwegian Polar Institute, Report series. Preliminary report.
- Strøm, H. 2002. Survey of moulting eiders and geese in the Bellsund - Van Mijenfjorden - Van Keulenfjorden area, August 2002. In: Strøm, H. (red.). Studies of seabirds in the Bellsund - Van Mijenfjorden - Van Keulenfjorden area 2002. Norwegian Polar Institute, Report series. Preliminary report.
- Størkersen, Ø.R. 1992. Truete arter i Norge. Norwegian Red List. DN-rapport 1992-6: 1-96.
- Sveum, P., Sendstad, E., Klock, T., Halmø, G. & Hoddø, T. 1983. *Deifovos* forlis: Behandling av oljeholdig masse. Biologiske effekter på strand. SINTEF rapport STF21 A 83070.
- Systad, G.H., Bakken, V., Strøm, H. og Anker-Nilssen, T. 2003. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i området Lofoten-Barentshavet. NINA Oppdragsmelding in prep.
- Systad, G.H. & Bustnes, J.O. 2001. Flytelling av sjøfugl i Finnmark. Kompletterende undersøkelser november 2000. NINA Notat: 1-22.
- Systad, G.H. 2001. Sjøfugl og olje i forbindelse med grunnstøtingen av "JohnR" - Rapport for perioden fram til 6. januar 2001. NINA-notat:1-10.
- Systad, G.H. og Bustnes, J.O. 1999a. Fordeling av kystnære sjøfugler langs Finnmarkskysten utenom hekketida: Kartlegging ved hjelp av flytelling. NINA oppdragsmelding 605:1-66.
- Systad, G.H. & Bustnes, J.O. 1999b. Oljeskader på sjøfugl etter oljeutslipp i Vest-Finnmark april 1999, NINA -notat
- Systad, G.H. 2002. Sjøfuglregisteringer i forbindelse med verneområder langs kysten av Troms fylke sommeren 2001. NINA Notat: 1-50
- Systad, G.H. og Bustnes, J.O. 1999b. Fordeling av sjøfugl i åpent hav: Barentshavet. NINA oppdragsmelding 621:1-31.

- Systad, G.H., Hanssen, S.A. & Bustnes, J.O. 1998. Utbredelse av sjøfugl i Troms og Finnmark: En ressursoversikt i forbindelse med borestart på Snøhvitfeltet. NINA Oppdragsmelding 561: 1-26.
- Teal, J.M. & Howarth, R.W. 1984. Oil spill studies. A review of ecological effects. Environm. managem. 8: 27-44.
- Teal, J.M., Farrington, J.W., Burns, K.A., Stegemann, J.J., Tripp, B.W. & Phinney, C. 1992. The West Falmouth oil spill after 20 years. Fate of fuel oil compounds and effects on animals. Mar. Poll. Bull. 24: 607-614.
- The Scottish Office 1993. An interim report on survey and monitoring, May 1993. The ecological steering group on the oil spill in Shetland, The Scottish Office, Environmental department. 45 pp.
- Theisen, F. 1997. Dokumentasjon og vurdering av verneverdier på Bjørnøya. Norsk Polarinstitutt meddelelser Nr. 143. 95 s.
- Theisen, F. & Brude, O.W. 1998. Evaluering av områdevernet på Svalbard. Representativitet og behov for ytterligere vern. . Norsk Polarinstitutt meddelelser Nr. 153. 144 s.
- Thingstad, T.F. 1990. Olje i Barentshavets økosystem. En oppsummering av resultater fra forskningsprogrammet Pro Mare med relevans for vurdering av konsekvenser av oljevirksomhet i Barentshavet nord. Rapport, Nærings- og energidepartementet/ AKUP.
- Thomas, M.L.H. 1978. Comparison of oiled and unoled intertidal communities in Chedabucto Bay, Nova Scotia. J. Fish. Res. Bd. Can. 35: 707-717.
- Thomassen, J., Andresen, K.H. & Moe, K.A. 1995. Petroleumsvirksomheten og Barentshavet nord – letevirksomheten. Arbeidsdokument fra AKUP/AEAM seminar i Trondheim 22. og 23. feb. 1995. NINA oppdragsmelding 355. 154 s.
- Toresen, R. (red.) 1998. Havets ressurser 1998. Fisken og havet, Særnummer 1, 1994: 1-104.
- Trust, K.A., Esler, D., Woodin, B.R. and Stegeman, J.J. 2000. Cytochrome P450 1A induction in sea ducks inhabiting nearshore areas of Prince Williams Sound, Alaska. Marine Pollution Bull. 39
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. Birds in Europe. Their conservation status. BirdLife International, Cambridge. 600 s.
- Vandermeulen, J.H. 1982. Some conclusions regarding long-term biological effects of some major oil spills. Royal Soc. Lond. Phil. Trans. 297: 335-349.
- Vandermeulen, J.H. & Singh, J.G. 1994. ARROW oil spill, 1970-90: Persistence of 20-yr weathered bunker C fuel oil. Can. J. Fish Aquat. Sci. 51: 845-855.
- von Quillfeldt, C.H. 1998. Ice algae and phytoplankton in the North Norwegian and Arctic waters: species composition, succession and distribution. Ph.D. thesis, Dept. of Aquatic Biology, UiTø.
- von Quillfeldt, C.H. (red.), Eliassen, J.-E., Føyn, L., Gulliksen, B., Lysersén, C. & Marstrander, L. 2002. Marine verider i havområdene rundt Svalbard. Oversikt over marine områder i territorialfarvannet og fiskevernsonen med behov for vern eller andre forvaltningstiltak. Norsk Polarinst. Rapports. nr. 118, 2002. 100 s.
- Weslawski, J.M., Wiktor, J., Zajaczkowski, M. & Malinga, M. 1996. Tidal zone project VI. Hopen 1996.
- Weslawski, J.M., Wiktor, J. & Zajaczkowski, M. 1995a. Environmental map of Svalbard coasts. Vulnerability assessment of Svalbard intertidal zone for the oil spills. Rapport. Institute of Oceanology, Polish Academy of Sciences.
- Weslawski, J.M., Wiktor, J., Zajaczkowski, M. & Duris, Z. 1995b. Tidal zone project 1994. Bjørnøya. Rapport. Institute of Oceanology, Polish Academy of Sciences.
- Wikander, P.B. 1982. *Deifovos*-spillet på Helgeland. Erfaringer med iverksettelse av "Norwegian ecological action plan for oil spills (NEAP). NDH-rapport 1982.
- Aaserød, M.I. & Loeng, H. (red.) 1997. Oljeleting i det nordlige Barentshavet. Sammenfatning av mulige virkninger for miljø, naturressurser og samfunn. Rapport. Olje- og energidepartementet. 121 s. + Appendix.
- Aaserød, M.I., Moe, K.A. & Østby, C. 2003. Utredning av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet. Konsekvenser for fiskerivirksomhet. Temarapport 8-b. AGENDA-Alpha. Rapportutkast av 14.03.2003.