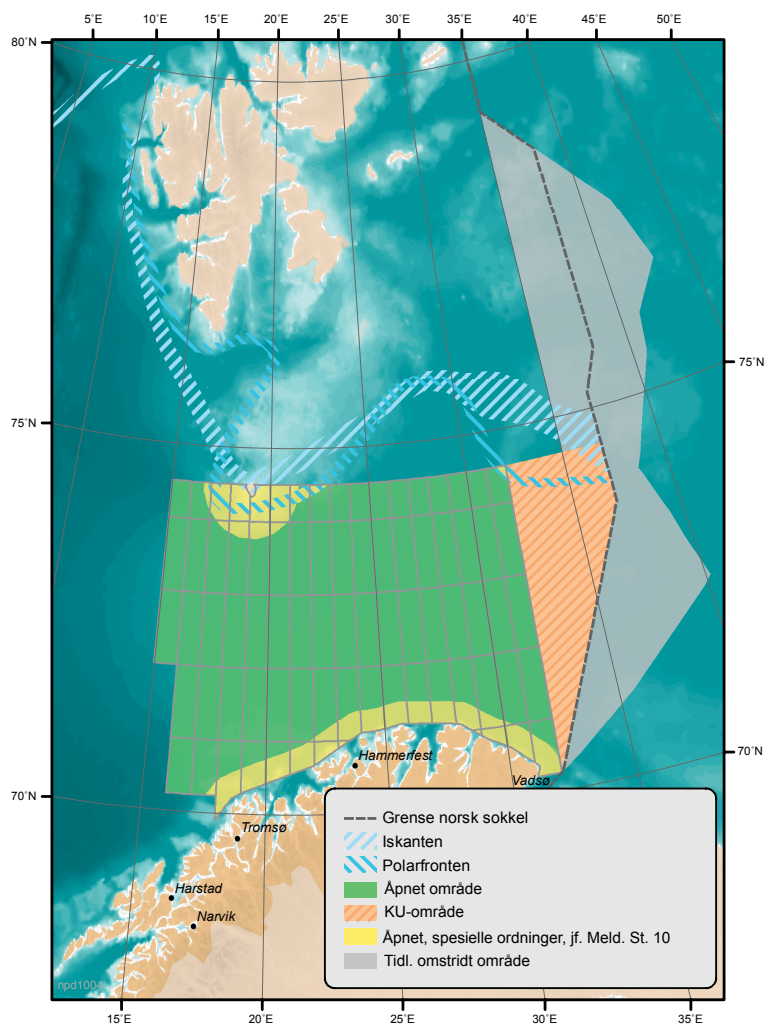
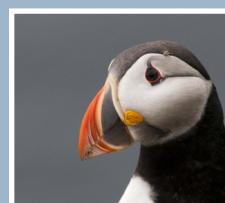
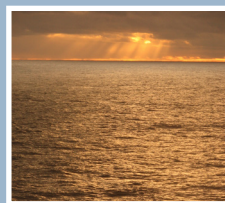




Miljørisikoanalyse

Konsekvensutredning for Barentshavet sørøst
Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet



Innledning ved Olje- og energidepartementet

Åpningsprosessen for Barentshavet sørøst

Før et område kan åpnes for petroleumsvirksomhet må det gjennomføres en åpningsprosess. En åpningsprosess har som formål å utrede det faglige grunnlaget for Stortingets beslutning om åpning av et område.

En åpningsprosess består av to hovedelementer. Den ene delen er en vurdering av ressurspotensialet i området. Den andre delen er en vurdering av de næringsmessige, miljømessige og andre samfunnsmessige virkninger av petroleumsvirksomhet i området (konsekvensutredning).

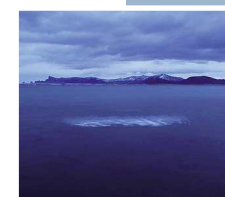
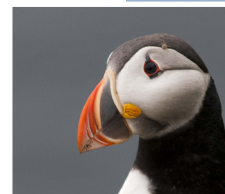
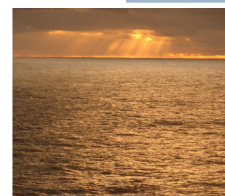
Konsekvensutredningen skal belyse spørsmål som fare for forurensning og økonomiske og samfunnsmessige virkninger petroleumsvirksomhet kan ha. En konsekvensutredning er en sentral del av en åpningsprosess og gjennomføres i regi av Olje- og energidepartementet.

Første del av konsekvensutredningsprosessen innebærer utarbeidelse av et utredningsprogram. Utredningsprogrammet angir temaene for konsekvensutredningen. For å belyse de ulike temaene utarbeides det ulike fagutredninger. Olje- og energidepartementet oppsummerer de ulike utredningene i en konsekvensutredningsrapport som sendes på offentlig høring.

Utredningene, høringsuttalelsene, vurderingen av ressurspotensialet og annen relevant informasjon som har framkommet i prosessen danner grunnlag for en melding til Stortinget. Stortinget tar stilling til åpning eller ikke åpning av hele eller deler av det aktuelle område, inklusive eventuelle vilkår.

Denne rapporten er en av flere faglige utredningsrapporter som inngår i en serie underlagsrapporter til Konsekvensutredning om virkninger av petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst. Utrederen står inne for det faglige innholdet i rapporten.

Utredningen er laget på oppdrag for Olje- og energidepartementet. Arbeidet vil inngå i en konsekvensutredningsrapport som er planlagt sendt på offentlig høring 4. kvartal 2012. Det er lagt opp til at regjeringens vurdering av spørsmålet om åpning av områder for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst legges frem for Stortinget våren 2013.





DET NORSKE VERITAS

Rapport Miljørisikoanalyse for Barentshavet sørøst

Olje- og energidepartementet



Miljørisikoanalyse for Barentshavet sørøst	DET NORSKE VERITAS AS P.O.Box 300 1322 Høvik, Norway Tlf: +47 67 57 99 00 Faks: +47 67 57 99 11 http://www.dnv.com Org. nr.:
Oppdragsgiver: Olje- og energidepartementet Postboks 8148 Dep 0033 OSLO Norway	
Oppdragsgivers referanse:	

Dato for første utgivelse:	2012-06-12	Prosjektnr.:	PP044273
Rapportnr.:	2012-1314	Organisasjonsenhet:	BDL Environmental Risk Management
Revisjon nr.:	0	Emnegruppe:	Miljørisiko
Sammendrag:			
Se konkluderende sammendrag.			
Utarbeidet av:	Navn Marte Rusten, Randi Kruuse-Meyer, Christian Sætre, Marte Braathen, Dana Medukhanova, Linn Mari Pickard, Ole Aspholm, Henrik Jonsson	Signatur <i>Randi Kruuse-Meyer</i>	
Verifisert av:	Navn og tittel Torild Nissen-Lie Head of section	Signatur <i>Torild R. Nissen-Lie</i>	
Godkjent av:	Navn og tittel Odd Willy Brude Business Manager	Signatur <i>OW Brude</i>	

☒	Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet, men fri distribusjon innen DNV etter 3 år	Indekseringstermer	
☐	Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet	Nøkkelord	Barentshavet sørøst
☐	Strengt konfidensiell	Service-område	
☐	Fri distribusjon	Markeds-segment	

Revisjon nr. / Dato:	Årsak for utgivelse:	Utarbeidet av:	Godkjent av:	Verifisert av:

Innholdsfortegnelse

FORORD.....	1
KONKLUDERENDE SAMMENDRAG.....	2
1 INNLEDNING	7
1.1 Geografisk avgrensning.....	7
1.2 Kort beskrivelse av fremgangsmåte	8
2 SCENARIER FOR OLJEDRIFTSMODELLERING OG MILJØRISIKOANALYSE.....	10
2.1 Lokasjoner.....	10
2.2 Utblåsningsrater og – varigheter	10
2.2.1 Utledning av sannsynlighetsfordeling på ratene.....	11
2.2.2 Utblåsningsfrekvenser	11
2.3 Aktivitetsbeskrivelse	12
2.4 Oljetyper.....	13
3 KUNNSKAPSSTATUS	15
3.1 Effekter av oljeutslipp i arktiske farvann	15
3.1.1 Økosystemer i arktis	15
3.2 Olje i kalde farvann	17
3.3 Mulige toksiske effekter av olje	18
3.4 Effekter på naturressurser etter uhellsutslipp av olje	19
3.5 Kunnskapsmangler	23
4 RESSURSBESKRIVELSE OG EFFEKTGRENSER FOR OLJEPÅVIRKNING.....	25
4.1 Fysisk miljø.....	25
4.2 Sjøfugl	26
4.2.1 Introduksjon.....	26
4.2.2 Ressursbeskrivelse	27
4.2.3 Fordeling av sjøfugl langs kysten	29
4.2.4 Datagrunnlaget for sjøfugl i åpent hav	32
4.2.5 Fordeling av lomvi, lunde og krykkje i åpent hav	33
4.2.6 Spesielt sårbare områder.....	35
4.2.7 Sårbarhet for olje	36
4.3 Marine pattedyr	38

4.3.1	Sel og oter	38
4.3.2	Hval.....	44
4.3.3	Effekter og sårbarhet.....	47
4.3.4	Isbjørn.....	48
4.4	Fisk.....	51
4.4.1	Sild (Clupea harengus)	51
4.4.2	Lodde (Mallotus villosus).....	51
4.4.3	Torsk (Gadus morhua).....	53
4.4.4	Effekter og sårbarhet av olje hos fisk	55
4.5	Strandhabitat.....	56
4.5.1	Strandtyper.....	56
4.5.2	Strandhabitaters sårbarhet for olje.....	61
4.6	SVO områder.....	61
4.7	Plankton.....	62
4.7.1	Sårbarhet for olje	63
4.8	Bunndyr.....	63
4.8.1	Koraller.....	64
4.8.2	Svamp	65
4.8.3	Koraller og svampers sårbarhet for olje.....	66
4.9	Iskant.....	68
5	METODIKK FOR BEREKNING AV MILJØKONSEKVENSER OG MILJØRISIKO.....	70
5.1	Sjøfugl og marine pattedyr.....	71
5.2	Strand og iskant.....	72
5.3	Fisk.....	74
5.3.1	Naturlig dødelighet	76
5.3.2	Bestandsmodell.....	77
5.3.3	Effektgrenser.....	78
5.4	Arter som inngår i kvantitativ konsekvensvurdering	79
5.5	Metodikk for kvalitativ vurdering av effektpotensial relatert til utslippsscenariene.....	80
6	KONSEKVENSPOTENSIAL RELATERT TIL UTSLIPPSCENARIENE	81
6.1	Introduksjon	81
6.2	Lokasjon B-O1	83
6.2.1	Resultater av oljedriftsmodellering.....	83
6.2.2	Sjøfugl og marine pattedyr	85
6.2.3	Iskant.....	89
6.2.4	Strand.....	94

6.2.5	Fisk	94
6.3	Lokasjon B-O2	95
6.3.1	Resultater av oljedriftsmodellering.....	95
6.3.2	Sjøfugl og marine pattedyr	96
6.3.3	Iskant.....	99
6.3.4	Strandhabitat	100
6.3.5	Fisk	102
6.4	Lokasjon B-L1.....	102
6.4.1	Resultater av oljedriftsmodellering.....	102
6.4.2	Sjøfugl og marine pattedyr	105
6.4.3	Iskant.....	109
6.4.4	Strandhabitat	114
6.4.5	Fisk	114
6.5	Lokasjon B-L2.....	115
6.5.1	Resultater av oljedriftsmodellering.....	115
6.5.2	Sjøfugl og marine pattedyr	116
6.5.3	Iskant.....	121
6.5.4	Strandhabitat	121
6.5.5	Fisk	125
6.6	Kvalitative konsekvensvurderinger	125
6.6.1	Plankton	125
6.6.2	Bunndyr	125
6.6.3	Marine pattedyr, der miljørisikoen ikke er beregnet kvantitativt	126
6.7	Transportløsninger	129
6.8	Sammenlikning av ulike lokasjoner	131
6.8.1	Sjøfugl og marine pattedyr	132
6.8.2	Strandhabitat og iskant	134
6.8.3	Konklusjon.....	136
7	MILJØRISIKOBETRAKTNINGER	139
7.1	Introduksjon	139
7.2	Sjøfugl	140
7.3	Iskant/strandhabitat	141
7.3.1	Lokasjon B-O1.....	143
7.3.2	Lokasjon B-O2.....	145
7.3.3	Lokasjon B-L1	145
7.3.4	Lokasjon B-L2	147
7.4	Oppsummering miljørisiko	148
8	VURDERING AV RISIKOREDUSERENDE TILTAK.....	149
8.1	Introduksjon	149

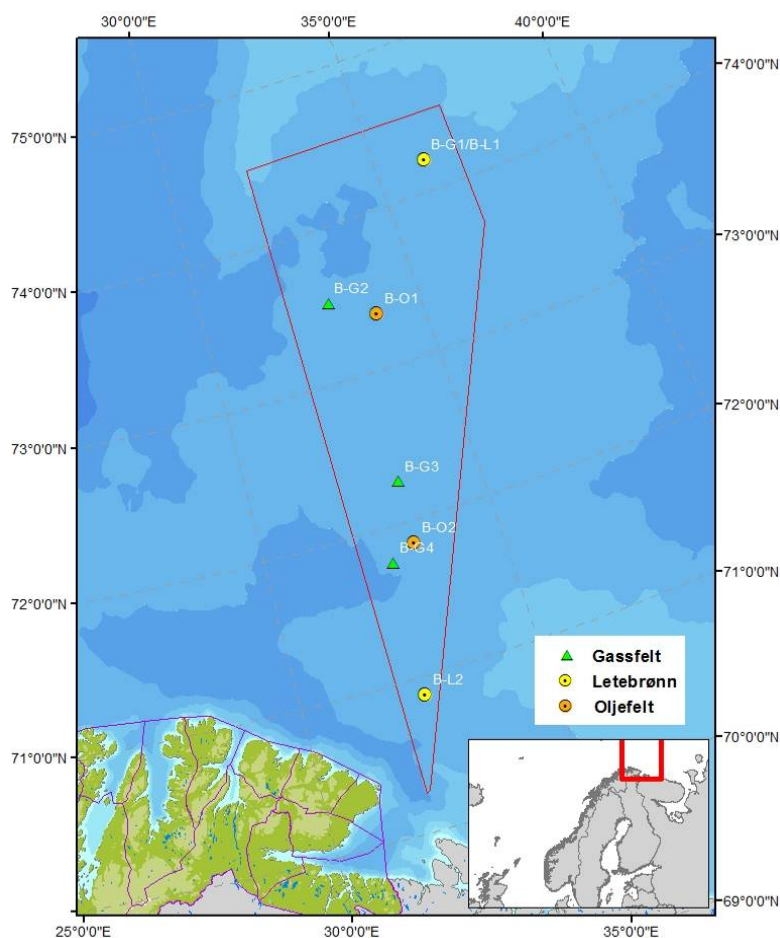
8.2	Boring og brønnkontroll	150
8.2.1	Brønnbarrierer.....	150
8.2.2	Overvåking av brønnbarrierer.....	151
8.3	Prosedyrer og organisasjon	152
8.4	Brønnkontroll ved utblåsning.....	152
8.5	Risikostyring	153
9	REFERANSER	154
Vedlegg 1	Kvantitative beregninger av mulige konsekvenser for sjøfugl - figurer	
Vedlegg 2	Kvantitative beregninger av mulige konsekvenser for marine pattedyr - figurer	
Vedlegg 3	Kvantitative beregninger av mulige konsekvenser for strandhabitat - figurer	
Vedlegg 4	Utbredelseskart sjøfugl kystnært	
Vedlegg 5	Utbredelseskart sjøfugl åpent hav	

FORORD

Regjeringen har besluttet å starte en åpningsprosess, Meld. St. 10 (2010-2011) for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst. I henhold til lovverket (Lov om petroleumsvirksomhet § 3-1), skal Olje og energidepartementet i den forbindelse utarbeide et beslutningsgrunnlag for spørsmål om åpning for petroleumsvirksomhet. Det utarbeides derfor nå en konsekvensutredning (KU) for området. Foreliggende rapport er et studie av konsekvenspotensialet ved akuttutslipp av olje fra fremtidig petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst, og vurderinger av miljørisiko knyttet til aktivitet i området. Rapporten inngår som en del av kunnskapsgrunnlaget for prosessen med åpning av det tidligere omstridte området vest for avgrensningsslinjen i Barentshavet Sør.

KONKLUDERENDE SAMMENDRAG

Foreliggende utredning er en del av kunnskapsgrunnlaget for åpningsprosessen for det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet Sør. Utredningen tar for seg mulige konsekvenser, og sannsynligheten for disse, for berørte naturressurser i Barentshavet sørøst som følge av akuttutslipp av olje. Naturressursene som er vurdert omfatter fisk, sjøfugl, marine pattedyr, strandhabitat, bunndyr og ressurser tilknyttet iskanten. Konsekvensene er vurdert basert på modellering av mulige utslippsscenarioer (OED 2012) fra fire ulike lokasjoner i Barentshavet sørøst. De modellerte lokasjonene er illustrert i Figur 1, og dekker området fra kysten av Finnmark (lokasjon B-O2 og B-L2) til iskanten (lokasjon B-O1 og B-L1), fra ca. 70,5° til 74° N. Det er således ulike problemstillinger knyttet til de ulike lokasjonene innen åpningsområdet, avhengig av om lokasjonen er langt sør (berører potensielt kystområder) eller nord (berører potensielt iskanten). Ulike hendelser kan inntreffe under petroleumsvirksomheten som kan medføre akutte oljeutslipp. For dette arbeidet er det lagt til grunn oljeutblåsninger, da disse normalt kan ha de lengste varighetene og medføre de største oljeutslippene. For hver av lokasjonene er det modellert tre ulike utblåsningsrater og tre ulike utblåsningsvarigheter for overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning. Mulige konsekvenser forbundet med hver rate- og varighetskombinasjon er vurdert og presentert i rapporten. Forventede konsekvenser gitt en utblåsning fra en av lokasjonene vil være de forbundet med korteste utblåsningsvarighet, da det er disse utblåsningsscenariene som har størst sannsynlighet.



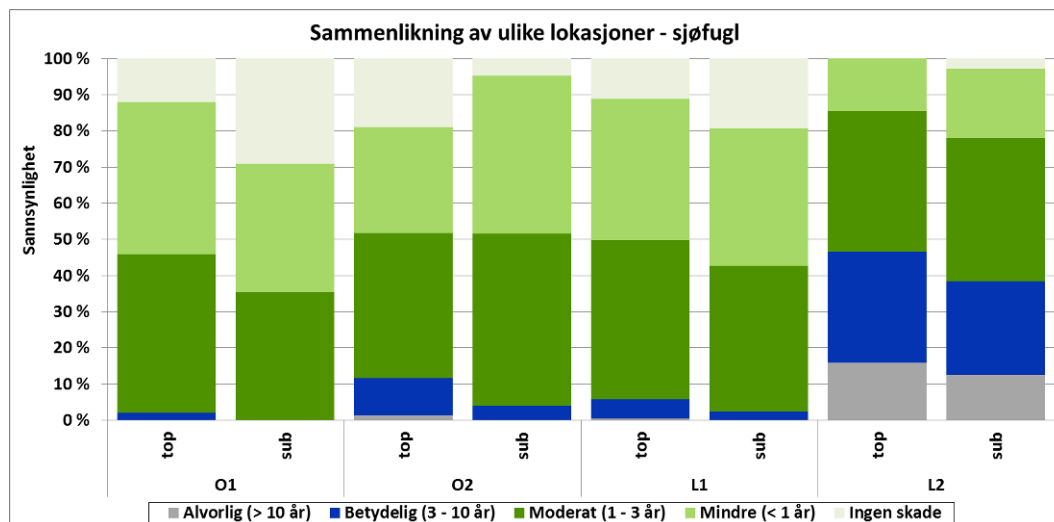
Figur 1 Lokalisering av mulige lete- og feltlokasjoner i Barentshavet sørøst. Inkluderte lokasjoner i foreliggende studie av oljeutslipp er markert med orange og gule sirkler. Grønne trekanter illustrerer ytterligere mulige lokasjoner for gassfunn. Rødt polygon avgrensar åpningsområdet.

Sjøfugl

De kvantitative konsekvensberegningene viser at sjøfugl vil være mest utsatt i åpent hav, og at lokasjon B-L2 er dimensjonerende for konsekvenspotensialet i området Barentshavet sørøst samlet (se Figur 2). Mest utsatte arter er polarlomvi og lomvi. Mulig konsekvens er kategorisert i skadekategorier definert på bakgrunn av restitusjonstid for de definerte bestandene. Kategori *mindre* skade innebærer en forventning om at bestanden vil være restituert innen 1 år, *moderat* skade innebærer restitusjonstid på 1-3 år, *betydelig* skade innebærer restitusjonstid på 3-10 år, mens *alvorlig* miljøskade innebærer en forventning om at det vil ta over 10 år før bestanden er restituert (dvs. tilbake til 99 % av opprinnelig bestand). Mulig restitusjonstid er beregnet på bakgrunn av modellert bestandstap for de ulike utblåsningsscenariene. Det er 10-20 % sannsynlighet for restitusjonstid >10 år for lomvi, gitt en utblåsning (vektet for alle rater og varigheter) fra lokasjon B-L2. For overflateutblåsning innebærer dette 24 % sannsynlighet for tap på 1-5 % av bestanden av lomvi i Barentshavet, 48 % sannsynlighet for 5-10 % bestandstap og 28 % sannsynlighet for 10-20 % bestandstap. Det er ikke beregnet sannsynlighet for tapsandeler over 20 % av totalbestand for noen av lokasjonene (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner).

B-L2 ligger nærmest kysten, og vil således kunne medføre skade på sjøfugl både i åpent hav og mer kystnært. Overflateutblåsning gir høyere konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning. For lokasjon B-L2 er høyeste konsekvenspotensial beregnet for høstperioden (september-oktober).

Risikoreduserende tiltak kan imidlertid implementeres f.eks. ved å styre aktiviteten bort fra perioder med høyest konsekvenspotensial, mens oljevernberedskap kan iverksettes for å redusere konsekvensene gitt et uhellsutslipp.



Figur 2 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for sjøfugl gitt en overflate – (top) eller sjøbunns – (sub) utblåsning fra hver lokasjon, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.

Strandhabitat/iskant

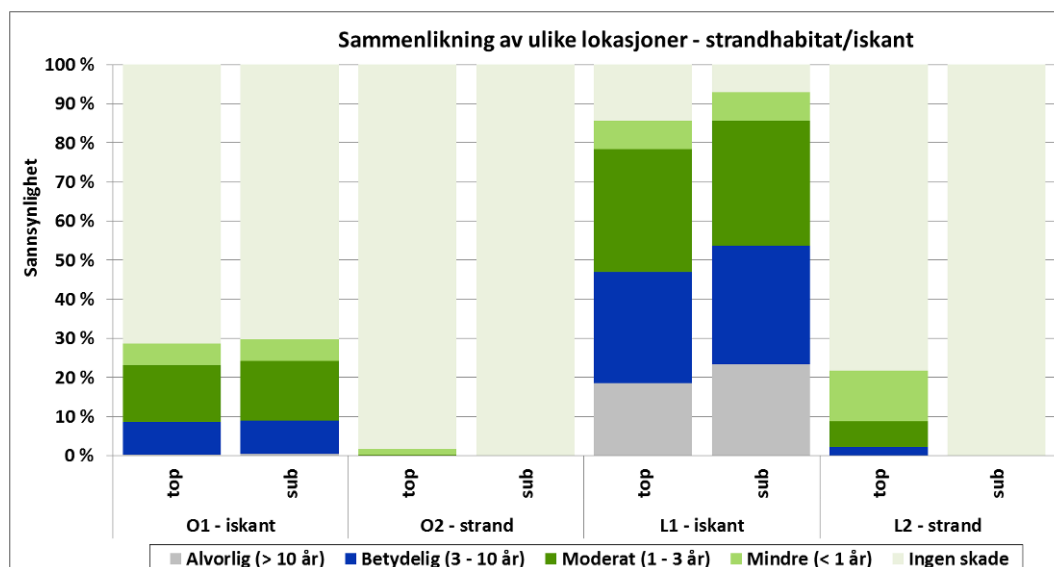
Resultatene av de kvantitative konsekvensberegningene for strandhabitat (B-L2 og B-O2) og iskant (B-L1 og B-O1) er sammenstilt i Figur 3, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Mulig konsekvens er kategorisert på tilsvarende måte som for sjøfugl og marine pattedyr i skadekategorier definert på bakgrunn av mulig restitusjonstid for strandhabitat og iskant. Beregningene av konsekvenser ved oljepåslag i iskanten er utført som for strandhabitat, der iskant er gitt høyeste sårbarhet, det vil si sårbarhet 3. Mulig restitusjonstid er beregnet på bakgrunn av modellerte oljepåslag (oljemengde) langs iskanten og stranding av olje langs kysten for de ulike utblåsningsscenariene. Ved stranding av 100-500 tonn olje per 10 × 10 km rute langs iskanten eller på strandhabitatet er det 10 % sannsynlighet for at restitusjonstiden vil bli over 10 år. Ved økende oljemengde øker også sannsynligheten for lang restitusjonstid, til 30 % for 500-1000 tonn olje og 60 % for ≥ 1000 tonn olje per 10 × 10 km rute.

Utblåsning fra lokasjon B-L1 og B-O1 gir lite/ingen stranding av olje langs kysten, men oljepåslag langs iskanten kan forventes gitt en utblåsning fra disse lokasjonene, der mulige konsekvenser kan bli alvorlige for lokasjon B-L1. Det er over 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (dvs. > 10 års restitusjonstid) i et 10 × 10 km område langs iskanten, gitt en sjøbunnsutblåsning fra denne lokasjonen (vektet for alle rater og varigheter). Dette innebærer 20 % sannsynlighet for oljepåslag i størrelsesorden 1-100 tonn i dette området, 31 % sannsynlighet for 100-500 tonn olje, 15 % sannsynlighet for 500-1000 tonn og 26 % sannsynlighet for over

1000 tonn olje i dette området (avgrenset til 10×10 km). Maksimal isutbredelse inntreffer trolig i april måned (vår), og en kan forvente størst konsekvenspotensial i denne perioden. Det er for øvrig viktig å merke seg at kvantitative beregningene er usikre for iskant som helhet fordi det ikke foreligger en omforent metodikk for hvordan beregne skade på iskant. I foreliggende analyse er metode for mest sårbare strandhabitat benyttet som en antagelse inn i disse beregningene. Det vil også være usikkerhet knyttet geografisk lokalisering av iskanten siden det er stor variasjon i isutbredelse fra år til år.

En utblåsning fra lokasjon B-L2 og B-O2 kan medføre stranding av olje langs kysten, men lite eller inget oljepåslag langs iskanten. Sannsynligheten for at strandingsmengden vil overskride 1 tonn per 10×10 km rute er $< 2\%$ for lokasjon B-O2 og om lag 22% for lokasjon B-L2 (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner).

Risikoreduserende tiltak¹ kan trolig implementeres f.eks. ved å legge boretidbegrensninger i hekkeperioden (vår/sommer), mens oljevernberedskap kan iverksettes for å redusere konsekvensene gitt et uhellsutslipp.



Figur 3 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for strandhabitat/iskant gitt en overflate – (top) eller sjøbunns – (sub) utblåsning fra hver lokasjon, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.

Marine pattedyr

For marine pattedyr er det beregnet mindre konsekvenser for havert, steinkobbe og oter langs kysten gitt utblåsning fra lokasjon B-L2 og B-O2, og *ingen* skade (dvs. ikke-kvantifiserbar skade) gitt utblåsning fra lokasjon B-L1 eller B-O1. De kvalitative vurderingene av marine pattedyr som ikke inngår i de kvantitative beregningene viser for øvrig at konsekvensene kan bli *moderate* (dvs. restitusjonstid på mellom 1 og 3 år) eller *betydelige* (dvs. restitusjonstid på mellom 3 og 10 år) dersom et akuttutslipp av olje medfører oljepåslag langs iskanten som sammenfaller med tilstedeværelse av sel eller isbjørn. Kvalitative vurderingene er også gjort for hvalarter som

¹ I denne sammenheng menes risikoreduserende tiltak som kommer i tillegg til sannsynlighetsreduserende tiltak i form av teknologi/tekniske barrierer og prosedyrer.



bruker området og den marginale issone som beiteområde. For isbjørn forventes det at et eventuelt oljesøl i iskanten vil kunne få konsekvenser på individnivå, men i og med at isbjørner sjelden vandrer i flokk er det grunn til å tro at konsekvensene av et oljesøl i iskanten er av liten betydning for populasjonsnivået av isbjørn.

Fisk og plankton

Beregningene av mulige konsekvenser for fiskeegg- og larver gir under ½ % tap for rate-/varighetskombinasjoner for alle lokasjoner, og konsekvenspotensialet for fisk vurderes dermed som ubetydelig. For plankton er det vurdert at en utblåsning kan medføre lokal effekt nær utslippspunktet, men *mindre* (dvs. restitusjonstid på mellom 1 måned og 1 år) eller *ingen* effekt på planktonsamfunnet i Barentshavet generelt.

Bunndyr

For eventuelle korallrev og svamptamfunn nede på bunnen er det vurdert at eventuell eksponeringen av olje fra sjøbunnsutblåsninger begrenser seg til et mindre område i nærheten av utslippspunktet. Det er imidlertid kun funnet kroallrev kystnært, og rett nord av Sørøya i Barentshavet, og disse områdene vil ikke bli påvirket av et eventuelt akuttutslipp av olje fra lokasjonene i åpningsområdet.

Miljørisikobetraktninger

Utblåsningsfrekvensen for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst er etablert basert på et forventet høyt anslag for aktivitetsnivået i regionen (OD 2012). Driftsfasen har den høyeste utblåsningsfrekvensen gitt utbygging av to oljefunn, henholdsvis ett med FPSO og ett med brønnhodeplattform, med to bunnrammer og totalt 20 produksjonsbrønner. Forventet utblåsningsfrekvens for dette aktivitetsnivået er på $8,13 \cdot 10^{-4}$, dvs. én hendelse per 1200 år med drift. Det er beregnet én hendelse med moderat miljøskade for sjøfugl per 4000 år med drift og én hendelse med moderat miljøskade for iskanten per 20 000 år med drift. For sjøfugl innebærer dette at det i perioder av året er inntil 80 % sannsynlighet for at mellom 1 og 5 % av en bestand dør som følge av oljeforurensning, og inntil 15 % sannsynlighet for at mellom 5 og 10 % av bestanden dør. En kan da forvente at det vil ta inntil 3 år før bestanden er restituert til tilnærmet opprinnelig nivå, som følge av reproduksjon og eventuelt migrasjon av individer fra andre områder. Mest utsatte arter er poarlomvi og lomvi. Det er svært lav risiko for *betydelig* eller *alvorlig* miljøskade (dvs. restitusjonstid over 10 år) i utbyggings- og driftsfasen.

I letefasen er utblåsningsfrekvensen lavere, men konsekvenspotensialet mer alvorlig, både for sjøfugl og for iskanten. Dette kommer av at det i letefasen er tatt utgangspunkt i månedlige resultater og valgt måneden med høyest konsekvenspotensial, mens det for utbygging og drift er gjort en midling over året. I tillegg ligger letelokasjonene både nærmere iskanten (B-L1) og nærmere kysten (B-L2). Gitt at det bores 3 letebrønner per år kan det forventes én hendelse med alvorlig miljøskade for sjøfugl per 15 000 år, og én hendelse med alvorlig miljøskade for iskanten per 11 000 år med letevirksomhet. Risikoen for moderat miljøskade er for øvrig størst også i denne fasen, og beregnet til én hendelse per 6000 år for sjøfugl og én hendelse per 7500 år for iskanten.



1 INNLEDNING

Foreliggende arbeid er utført av DNV som en del av Olje- og energidepartementets konsekvensutredningsprosess for åpning for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst. Arbeidet er en del av flere ulike delutredninger.

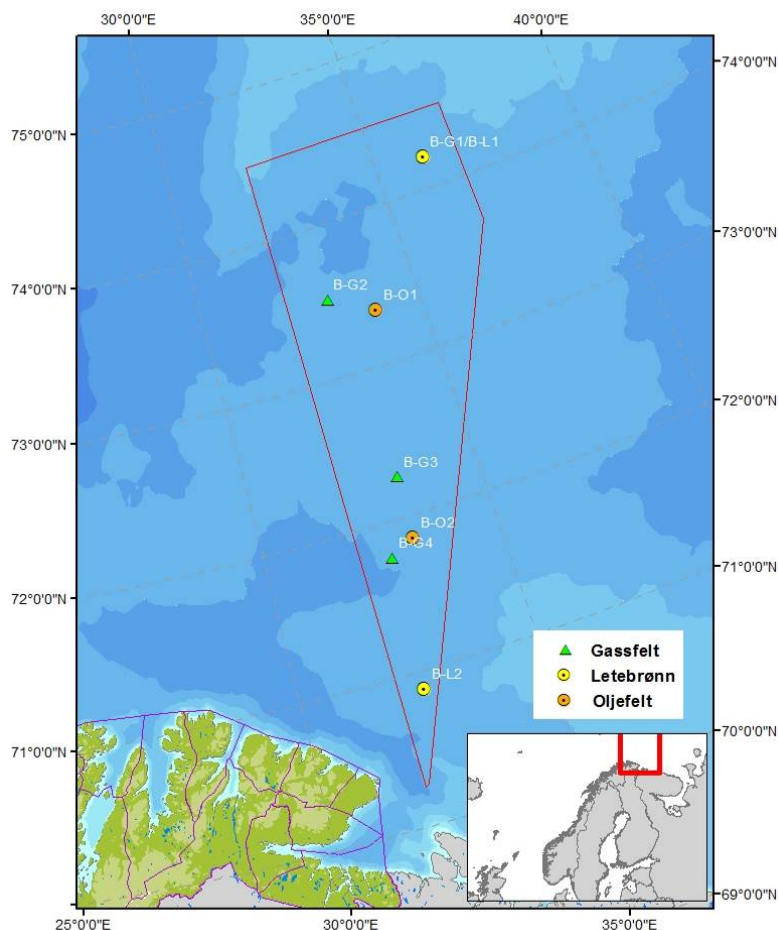
Utredningen tar for seg mulige konsekvenser, og sannsynligheten for disse, for berørte naturressurser i området, som fisk, sjøfugl, marine pattedyr, strandhabitat og ressurser tilknyttet iskanten, som følge av akuttutslipp av olje fra fire ulike lokasjoner i Barentshavet sørøst (Figur 1-1). Konsekvensberegningene og konsekvensvurderingene er basert på resultater fra oljedriftsmodelleringer for et utvalg av utblåsningsscenarier med ulike utslippsrater og -varigheter fra lokasjonene. Resultatene av oljedriftsmodelleringen er presentert i en egen rapport (se DNV 2012), med unntak av vannsøylekonsentrasjoner og strandingsmengder til iskant og kyst, som er presentert i foreliggende rapport (se kapittel 6).

Vurdering av miljørisiko er gjort for et tenkt aktivitetsnivå, som beskrevet av Oljedirektoratet (OD 2012). Sannsynlighet for uhellsutslipp, relatert til aktivitetene, er trukket inn i diskusjon av miljørisiko.

I rapporten som beskriver oljedriftsmodelleringen er det også gjort en vurdering av mulig utblåsning av gass fra sjøbunnen. Miljøkonsekvensvurderingene i foreliggende rapport dekker ikke gassutblåsning, da det forventes lite konsekvenspotensial sammenliknet med et akuttutslipp av olje. En gassutblåsning vil inneholde en blanding av hydrokarboner som er i gassform ved standardbetingelser i tillegg til andre gasser som nitrogen og karbondioksid. Ved utblåsning fra havbunnen vil gassen bli påvirket av sidestrøm og lagdeling i vannmassene. Det forventes at deler av gassplumen vil kunne nå havoverflaten, avhengig av utblåsningsrate og havdypet på lokasjonen. Gassen som når havoverflaten vil videre lekke ut til atmosfæren og danne en gass-sky som føres bort med vinden (SINTEF 2002). Det volumet med vann som plumen vil påvirke på sin vei opp til overflaten vil mettes med de letteste hydrokarbonene, inkludert de viktigste komponentene i naturgass. Influensoområdet for et gassutslipp vil avhenge av utblåsningsrate, varighet, havdyp, lokale strømforhold og sjiktning, samt vannets kjemi. Løst gass i vannsøylen vil kunne påvirke det marine miljø, men bidraget av giftighet og tilhørende konsekvenser for marine organismer fra gasskomponenter forventes imidlertid å være lite sammenliknet med løste komponenter fra et akuttutslipp av olje.

1.1 Geografisk avgrensning

Konsekvensutredningen skal dekke det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen mellom Norge og Russland i Barentshavet sørøst. Det er påvist petroleum både øst og vest for dette området. I Barentshavet sør er det gjort funn på Bjarmelandsplattformen, i Nordkappbassenget og på Finnmarksplattformen. Disse funnene er benyttet som modell for de nye områdene, grunnet et begrenset datagrunnlag i området. Det er satt i gang innsamling av seismisk data i Barentshavet sør, som forventes å være klare våren 2013. Basert på dagens kunnskap har Oljedirektoratet vurdert at sannsynligheten for gassfunn er større enn sannsynligheten for oljefunn (OD 2012). Lokasjonene som inngår i foreliggende studie av mulige effekter av akuttutslipp av olje er vist i Figur 1-1.



Figur 1-1 Lokalisering av utslippspunkter i Barentshavet sørøst. Inkluderte lokasjoner i foreliggende studie av oljeutslipp er markert med orange sirkler. Grønne trekanter illustrerer ytterligere mulige lokasjoner for gassfunn.

1.2 Kort beskrivelse av fremgangsmåte

En trinnvis tilnærming er valgt med følgende hovedkomponenter:

1. Oversikt over aktiviteter og aktivitetsnivå for petroleumsvirksomhet i analyseområdet samt etablering av frekvenser for akutte utslipp basert på historiske data for ulike hendelsestyper frem til år 2011.
2. Miljøgrunnlagsinformasjon; hovedfokus på utbredelse og sårbarhet av sjøfugl, sjøpattedyr og fisk samt sårbarheten til strandhabitater langs kysten i ulike deler av året.
3. Uttrykk for påvirkningsfaktoren; som er gitt av resultatene fra oljedriftsberegninger med fokus på hvilke oljemengder som kan berøre ressursene (sjøfugl, marine pattedyr, fisk og strandhabitat) fra mulige uhellsutslipp fra petroleumsvirksomheten, og varigheten av påvirkningen innenfor ulike deler av influensområdet.
4. Potensiell miljøskade knyttet til de ulike utslippsscenariene; tapsandeler for ulike arter i influensområdet og en beregning av potensiell restitusjonstid for bestandene.
5. Miljøriskovurderinger; sannsynlighet for de ulike hendelsestypene og deres påvirkning på bestander.

Utgangspunkt for miljørisikovurderingene er et spesifisert bilde av mulig fremtidig petroleumsvirksomhet fra år 2017.

Konsekvensvurderingene bygger på tilsvarende arbeider i forbindelse med RKU Norskehavet (2003) (ULB delrapport 7b og 7c) og utredning av petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet i forbindelse med Helhetlig forvaltningsplanen for Lofoten-Barentshavet (2010), samt nye data samlet inn i 2011-2012.

En nærmere beskrivelse av anvendt metodikk er gitt i kapittel 5.



2 SCENARIER FOR OLJEDRIFTSMODELLERING OG MILJØRISIKOANALYSE

2.1 Lokasjoner

Geografisk posisjon til de modellerte lokasjonene er angitt i Tabell 2-1 sammen med havdyp på lokasjonene og modellert fluid. Det er modellert for 2 mulige feltlokasjoner (O-) og 2 letelokasjoner (L-). Alle lokasjonene er modellert med olje som utslippsfluid.

Tabell 2-1 Modellerte lokasjoner med tilhørende havdyp. O= olje/gassfelt, L=letebrønn.

Felt/letebrønn	Geografiske koordinater		Omtrentlig havdyp (m)	Oljetype
	N	E		
B-O1	73° 21'	33° 58'	-100	Goliat Kobbe
B-O2	71° 51'	33° 13'	-1000	Goliat Kobbe
B-L1	74° 12'	36° 12'	-90	Goliat Kobbe
B-L2	70° 53'	32° 31'	-1238	Goliat Kobbe

2.2 Utblåsningsrater og – varigheter

Oljedirektoratet har utarbeidet et sett med forutsetninger for rater, oljetyper og gass/olje-forhold basert på dagens kunnskap om geologien i de enkelte områdene. Det er også gjort en sannsynlighetsvurdering av ratene (se avsnitt 0) selv om denne er beheftet med usikkerhet. Dette legges til grunn i oljedriftsmodelleringen som danner grunnlaget for konsekvens- og miljørisikovurderinger i foreliggende rapport. Rate- og varighetsmatrise for lokasjonene i Barentshavet sørøst er angitt i Tabell 2-2.

Tabell 2-2 Rate- og varighetsmatrise for Barentshavet sørøst, benyttet til modellering av oljedrift og konsekvens- og miljørisikoanalysen.

Lokasjon (top/sub)	p(top/sub)	Rater (Sm ³ /døgn)	Varigheter (døgn) og sannsynlighetsfordeling (%)			p(rate)
			5	15	50	
Overflate (top)	0,7	250	77	16	7	0,205
		750				0,59
		1500				0,205
Sjøbunn (sub)	0,3	250	60	20	20	0,205
		750				0,59
		1500				0,205



2.2.1 Utledning av sannsynlighetsfordeling på ratene

For ratene i Barentshavet sørøst foreslår Oljedirektoratet følgende sannsynlighetsvurdering p95 – 250, p50 – 750 og p05 – 1500 Sm³/døgn. Det forventes således at ratene med 95 % sannsynlighet vil ligge på nivå 250 Sm³/døgn eller høyere, med 50 % sannsynlighet at ratene vil ligge på nivå 750 Sm³/døgn eller høyere, og kun med 5 % sannsynlighet vil ratene ligge på nivå 1500 Sm³/døgn eller høyere. DNV har valgt en normalfordelt tilnærming på bakgrunn av dette til å utlede en sannsynlighetsfordeling mellom ratene. Tilnærmingen er angitt i Tabell 2-3. Det antas således at laveste rate skal favne alle rater som ligger lavere enn denne, og opp til en eventuell rate på 500 Sm³/døgn. Tilsvarende antas det at midterste rate favner alle rater ned til 500 Sm³/døgn og opp til 1000 Sm³/døgn, mens høyeste rate favner alle rater fra 1000 Sm³/døgn. Laveste rate får således sannsynlighet 20,5 %, midterste rate får sannsynlighet på 59 %, mens høyeste rate får sannsynlighet 20,5 %. Denne sannsynlighetsfordelingen er benyttet for alle lokasjoner. Konsekvensberegningene og –vurderingene er for øvrig presentert per rate- og varighetskombinasjon (kapittel 6). Sannsynlighetsvurderingen benyttes således kun i sammenstilling av resultatene (kapittel 6.8) og i miljørisikoberegningene (kapittel 7), der det er viktig å vurdere det helhetlige bildet for å kunne diskutere risiko forbundet med aktiviteten.

Tabell 2-3 Kumulativ fordeling av ratene (gitt at mulige rater er normalfordelt), med tilhørende sannsynlighetsfordeling.

Kumulativ fordeling	Rate (Sm ³ /døgn)	Sannsynlighet for modellert rate
5,0 %	250	20,5 %
20,5 %	500	
50,0 %	750	59 %
70,8 %	1000	
79,5 %	1125	20,5 %
95,0 %	1500	

2.2.2 Utblåsningsfrekvenser

Basert på generiske data fra Scandpower 2012 – «Blowout and well release frequencies based on SINTEF offshore blowout database 2011», er det satt basisfrekvenser for utblåsning, som benyttes i risikobetraktningene under kapittel 7. Utblåsningsfrekvenser for leteboringer (normale oljebrønner), produksjonsboringer (normale oljebrønner) og produksjonsbrønner, samt komplettering, brønnoverhaling (workover) og wireline-operasjoner er lagt til grunn i analysen. Frekvensene er gitt i Tabell 2-4. For boreoperasjonene er frekvensene angitt per brønn, mens de for brønner i produksjon er angitt per brønnår. For hver produksjonsbrønn som bores tilkommer én komplettering. Det er antatt 1 brønnoverhaling per 10. brønn, dvs. 0,1 per brønn. Samtidig antas det én wireline-operasjon for hver 2. brønn, dvs. 0,5 per brønn (DNV 2010).

Tabell 2-4 Basisfrekvenser for utblåsning for henholdsvis leteboring, produksjonsboring og produksjonsbrønn, samt komplettering, wireline og brønnoverhaling. (Scandpower 2012).

Aktivitet	Utblåsningsfrekvens	Enhet
-----------	---------------------	-------

Leteboring - normal brønn	$1,43 \cdot 10^{-4}$	per brønn
Produksjonsboring - normal brønn	$3,09 \cdot 10^{-5}$	per brønn
Produksjonsbrønn	$2,10 \cdot 10^{-5}$	per år
Komplettering	$1,04 \cdot 10^{-4}$	per brønn
Wireline	$4,93 \cdot 10^{-6}$	per brønn
Brønnoverhaling	$1,72 \cdot 10^{-4}$	per brønn

2.3 Aktivitetsbeskrivelse

Oljedirektoratet har beskrevet to ulike scenarioer for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst, basert på mulige ressursutfall vurdert ut fra dagens kunnskap om geologien i området. Det er størst sannsynlighet for å gjøre gassfunn i området.

Det er påvist petroleum øst og vest for utredningsområdet, noe som gir en forventning om funn også i dette området.

I beskrivelsen av Scenario 1 (OD 2012) er det antatt at første letebrønn bores i 2017, og at det bores 3 letebrønner per år. Det antas funn i hver tredje letebrønn, der første funn er et gassfunn på 40 milliarder Sm^3 . Videre blir det gjort ytterligere ett gassfunn på 40 milliarder Sm^3 og to gassfunn på 20 milliarder Sm^3 . Det antas også to oljefunn, henholdsvis ett i nord på 30 millioner Sm^3 o.e. og et i sør på 15 millioner Sm^3 o.e. Det første oljefunnet, samt landanlegg og rør for gass og havbunnsløsning for det største gassfunnet i nord, blir besluttet utbygget i 2023. De øvrige gassfunn bygges ut etter hvert som det blir ledig kapasitet på landanlegget. Det antas å ta 10 år fra funn til et felt er i gang med produksjon, og produksjonen starter i således i 2027. Det minste oljefunnet blir besluttet utbygget i 2028. Det første oljefunnet bygges ut med en flytende produksjonsinnretning, mens det minste bygges ut med en bunnfast brønnhodeplattform. Oljen stabiliseres på innretningene og transporteres med tankskip.

I beskrivelsen av Scenario 2 (OD 2012) er det antatt at første letebrønn bores i 2017, og at det bores 2 letebrønner per år. Det antas funn i hver tredje letebrønn de første årene, henholdsvis et gassfunn på 20 milliarder Sm^3 i 2017, et oljefunn på 15 millioner Sm^3 o.e i 2019 og et gassfunn på 10 milliarder Sm^3 i 2020. Etter dette bores kun tørre brønner, og letevirksomheten stanser i 2024. I 2025 besluttet det å bygge ut gassfunnet fra 2017 og oljefunnet i 2019. Oljefunnet bygges ut med en flytende eller bunnfast produksjonsinnretning, der oljen stabiliseres på innretningen og transporteres med tankskip. Det største gassfunnet bygges ut samme år med en havbunnsløsning tilknyttet plattformen. Det minste gassfunnet bygges ut i 2026 med tilsvarende løsning. Produksjonen starter i 2029.

De beskrevne scenariene er videre oppsummert i punktform:

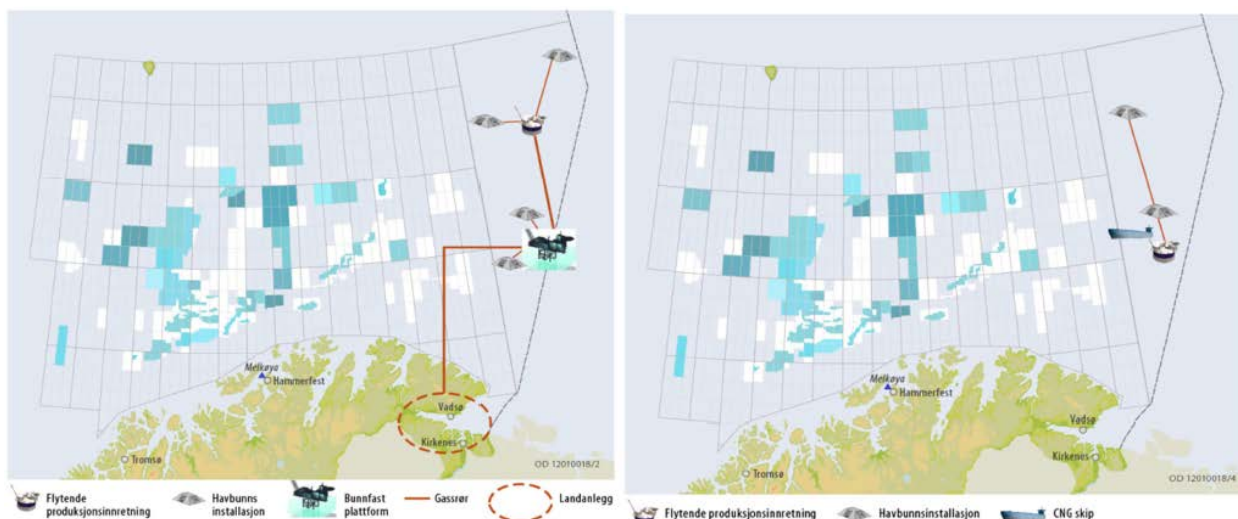
Scenario 1

- 2017: 3 letebrønner per år (funn i hver tredje brønn olje/gass)
- Første gassfunn i 2017, ytterligere ett funn hvert år fram til og med 2022.
- 2 oljefunn 2017-2022
- 2023: første oljefunn bygges ut – FPSO, landanlegg og rør for gass, samt havbunnsløsning.

- 2028: andre oljefunn bygges ut – brønnhodeplattform, oljeprosessering på innretningen
- Transport med tankskip (bøvelasting), om lag 40 anløp per år
- Gassfunnene bygges ut med havbunnsløsninger som knyttes opp mot plattformene.
- Landanlegg for gass og videre transport i rør, eller LNG-anlegg.
- Produksjonsstart 2027

Scenario 2

- 2017: 2 letebrønner per år (funn i hver tredje brønn olje/gass)
- 1 oljefunn i 2019. Ingen funn etter 2020, ingen letebrønner etter 2024.
- To gassfunn.
- 2025: første oljefunn bygges ut – FPSO eller fast plattform
- 2025: utbygging av det største gassfunnet med havbunnsløsning knyttet opp til plattformen.
- Oljetransport med tankskip, om lag 40 anløp per år
- Gasstransport med CNG-skip
- 2026: utbygging av det minste gassfunnet med havbunnsløsning knyttet opp til plattformen..
- Produksjonsstart 2029



Figur 2-1 Utbyggingsscenarier for Barentshavet sørøst. Figuren til venstre illustrerer scenario 1, mens figuren til høyre illustrerer scenario 2 (OD 2012).

2.4 Oljetyper

For modellering av oljeutslipp anbefaler Oljedirektoratet en oljekvalitet av type Goliat Kobbe for lokasjonene i Barentshavet sørøst.

Goliat Kobbe er en parafinsk råolje med relativt lav tetthet (796 kg/m^3), samt et lavt innhold av asfaltener (0,03 vekt %) og et medium innhold av voks (3,4 vekt %) (SINTEF 2008). Oljen danner meget stabile vann-i-olje emulsjoner selv etter kort tid på sjø. I løpet av 12 timer vil oljen nå sitt maksimale vannopptak på 80 % (250 °C+ residuet). Sammenliknet med andre norske råoljer har Goliat Kobbe kort levetid på havoverflaten. Dette kommer av at råoljen fordamper hurtig (ca. 50 % etter 5 dager ved vinterforhold) samt vil en stor andel av oljen dispergere i vann. Etter 5 dager ved vinterforhold (5 °C) har omtrent all overflateolje forsvunnet. Fersk olje har ved vinterforhold et stivnepunkt på ca. -10 °C, etter 5 dager med forvitring har denne økt til ca. 25 °C (SINTEF 2008).

Egenskapene til Goliat Kobbe er sammenstilt i Tabell 2-5.

Tabell 2-5 Sammenstilling av oljeparametere benyttet til spredningsberegning av en utblåsning for oljetype Goliat Kobbe.

Parameter	Goliat Kobbe
Tetthet	796 kg/m^3
Maksimalt vanninnhold	80 %
Voksinnhold	3,4 vekt %
Asfalteninnhold	0,03 vekt %
Viskositet	22 cP



3 KUNNSKAPSSTATUS

3.1 Effekter av oljeutslipp i arktiske farvann

I forbindelse med den planlagte utbyggingen av petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst, er det nødvendig med en grundig evaluering av de potensielle miljøeffektene et eventuelt oljeutslipp i disse områdene vil medføre. En rekke studier har dokumentert negative effekter av oljeforurensning på økosystem i tempererte og tropiske strøk. Eksplosjonen på Macondo i Mexicogolfen i 2010 er det største marine oljeutslippet i historien og førte til en fullstendig vertikal oljeeksposering av vannsøylen grunnet utstrakt bruk av dispergeringsmidler. En rekke akutte effekter av utslippet er rapportert, men det er for tidlig å si noe om langtidseffektene av utslippet. Det har ennå ikke forekommet store oljeutslipp i Arktiske strøk og vi har av den grunn lite kunnskap om hvordan et oljeutslipp vil påvirke økosystemet her. Arktis defineres her som områder nord for polarsirkelen. Majoriteten av kunnskapen vi har om effekter av oljesøl i mer nordlige områder kommer fra studier etter Exxon-Valdez ulykken i sub-Arktiske strøk av Alaska. Resultatene viser at oljesølet i Alaska hadde en rekke negative effekter på kyst-økosystemet (Peterson m fl 2003). Arktisk biota har en del egenskaper (beskrevet under 3.1.1) som kan gjøre at de responderer ulikt på eksponering for oljeholdige forbindelser sammenliknet med arter som lever i mer tempererte strøk. Nyere forskning har imidlertid vist at forskjellene kan være små (Bakke m fl 2012), men mer forskning er nødvendig for å øke kunnskapen om arktiske arters sårbarhet ovenfor oljeforurensning. Klimatiske faktorer som isdekke, mørke i vinterhalvåret i tillegg lite infrastruktur, kan gjøre oppryddingsarbeidet vanskelig og til tider umulig, slik at en potensiell eksponeringstid kan bli lang. I det følgende blir spesielle egenskaper ved økosystem i arktis kort beskrevet, etterfulgt av en oppsummering av hvilken kunnskap som finnes om toksiske effekter av oljesøl på organismer generelt og avslutningsvis hvilken kunnskap som er nødvendig for å kunne evaluere risikoen av oljesøl i arktiske strøk. For mer detaljerte beskrivelser av det arktiske økosystemet henvises det til (Loeng & Drinkwater 2007 og Richter-Menge m fl 2006).

3.1.1 Økosystemer i arktis

Diversitet

Arktis er et spesielt habitat på grunn av den korte sommersesongen, ekstreme kulde og spesielle lysforhold. Miljøet er preget av store forandringer i noen fysiske parametere som isdekke og lys, mens vanntemperaturen er relativt konstant. De spesielle klimatiske forholdene i arktis medfører at biodiversiteten minker med økende breddegrader (Hillebrand 2004). Barentshavet har blant annet av den grunn blitt karakterisert som et enklere og mindre mangfoldig økosystem enn Nordsjøen (Frank m fl 2007). Dette fører imidlertid også til at økosystemene i nord kan være mer sårbare for menneskelig påvirkning sammenliknet med andre økosystemer i varmere områder. Økosystemene her består av korte næringskjeder, der noen få arter er nøkkel-ledd i overføring av energi til dyr i næringskjeden. Dersom disse nøkkelartene blir skadet, eller forsvinner, vil det lett påvirke organismer både oppover og nedover i næringskjeden. En faktor som gjør systemet mindre sårbart, er at polare marine økosystem strekker seg over store geografiske områder, slik at ødeleggelser i et område kan gjenopprettes ved immigrasjon av arter fra omkringliggende områder.

Det er gjort studier som viser at lengden av næringskjeden er tilnærmet lik i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen, men at strukturen i økosystemet er annerledes. Hvis vi sammenligner biomassen i Barentshavet og Norskehavet er det mer av zooplankton, pelagisk fisk og blekksprut i Norskehavet enn i Barentshavet, mens det er større biomasse av marine pattedyr og sjøfugl i Barentshavet (Loeng og Drinkwater 2007). Ser vi på bunndyrsamfunnet i områder langs norskekysten, er resultatene mindre klare. Ellingsen og Gray (2002) fant ikke store ulikheter i bløtbunns makrobentos når de sammenlignet ulike lokaliteter langs norskekysten. I et annet studie som sammenlignet forekomst og biomasse av bunndyr mellom Barentshavet og Oslofjorden (tempererte), ble det imidlertid funnet større forekomster og artsdiversitet i Oslofjorden enn i Barentshavet (Olsen m fl 2007). En studie av Jørgensen m fl (2011) viser at sedimentfaunaen i Nordsjøen og det østlige Barentshavet er forskjellig. Bunnområdene i Barentshavet ble rapportert til å ha større innslag av arter som lever på sedimentet, mens i Nordsjøen var arter som lever i sedimentet dominerende. Slike forskjeller kan være avgjørende for bunnsamfunnets følsomhet ovenfor oljeforurensning.

Artene

Det er ikke bare økosystemet som er spesielt i arktis, polare arter har også spesielle egenskaper som kan påvirke deres følsomhet ovenfor fremmedstoffer. Generelt vokser artene her relativt langsomt, de har lav reproduksjonsrate og har ofte lange livsløp. Disse egenskapene gjør at enhver negativ påvirkning vil ha en forlenget effekt på populasjonsnivå.

I tillegg har arktiske arter ofte større kroppsstørrelse sammenlignet med arter fra andre regioner (Chapman og Riddle 2005). Stor kroppsstørrelse gir en lavere overflate-volum ratio som kan føre til et langsommere opptak av fremmedstoffer sammenlignet med biota i tempererte strøk. Den lave temperaturen i miljøet gjør at metabolske rater er lave og energiforbruket går ned, noe som i seg selv gjør organismene mer robuste for fremmedstoffer, siden livsformer med lave metabolske rater akkumulerer fremmedstoffer langsommere (Peck m fl 2004). På den annen side gjør sesongvariasjonen i næringstilgang organismene som lever i polare områder avhengig av å akkumulere fett som brukes til energilagring i perioder med lav næringstilgang. Polare arter har derfor et høyere lipidinnhold sammenlignet med arter som lever i mer tempererte strøk. Høyere lipidinnhold medfører større affinitet for lipofile miljøgifter som f.eks. PAH-er. Samtidig vil relativt lange livsløp eksponere dyrene for miljøgiftene over et lengre tidsrom. Det høye lipidinnholdet gjør at fremmedstoffer akkumuleres lettere hos disse dyrene enn for arter med lavere lipidinnhold.

En del av artene som lever her er spesielt tilpasset det ekstreme miljøet og finnes kun i arktiske strøk. Den sterke spesialiseringen kan gjøre de mindre tolerante for endringer i miljøet. Andre arter i polare områder lever i yttergrensen av utbredelsesområdene sine og har ofte et marginalt livsgrunnlag, noe som kan gjøre de mindre fleksible i forhold til endringer i miljøet.

Arktiske arter beveger seg ofte over store områder for å beite og kan samles i store flokker der næringstilgangen er god. Mange arter finner næring i området langs iskanten der vårbloomstringen av planteplankton danner grunnlaget for næringskjeden. Et annet typisk samlingssted er langs sprekker i isen der marine pattedyr og sjøfugl kan puste og hvile, eller i hekkekolonier langs kysten. Dette adferdsmønsteret påvirker følsomheten for oljesøl. I og med at artene ofte er konsentrert på relativt små områder, kan forurensning ramme en stor del av bestanden. Dersom sølet treffer fuglekolonier, eller ved at oljen aggregerer i sprekker i isen med ansamlinger av

marine pattedyr, kan store deler av populasjoner gå tapt. Men i og med at mange arter bare er konsentrert i perioder av året kan det også hende at forurensning vil ha relativt små akutte skadevirkninger. Generelt vil den store sesongvise variasjonen i produksjon, reproduksjon og geografisk lokalisering føre til en større variasjon i akutte effekter av et oljesøl i Arktis enn for eksempel i tempererte strøk med mindre variasjon i artsutbredelse.

Andre stressfaktorer

Det er ikke bare oljerelatert forurensning som truer balansen i arktiske økosystemer. Hos en del dyrearter i de øvre delene av den arktiske næringskjeden er det funnet til dels ekstremt høye nivåer av organiske miljøgifter (AMAP assessment 2009). I tillegg er økosystemet satt under press av klimaforandringer. Det er viktig å ta hensyn til også disse stressfaktorene når vi estimerer konsekvensene av potensielle oljeutslipp i nordområdene.

Økt innhold av menneskeskapte drivhusgasser i atmosfæren fører til global oppvarming. Effekten av denne oppvarmingen er sterkest i polområdene. Økningen i årlig gjennomsnittstemperatur er dobbelt så høy i Arktis som resten av kloden og effekten forsterkes ytterligere ettersom det blir mindre snø og is til å reflektere strålingen (AMAP 2011). Isen tiner raskere enn antatt og Arktis vil trolig være isfritt om sommeren innen de neste 30-40 år (AMAP 2011). Denne nedsmeltingen vil få store konsekvenser for økosystemet i Arktis og det er rapportert at en rekke is-avhengige arter, som f.eks. sel og isbjørn allerede er under sterkt press (Molnar m fl 2011, Regehr m fl 2010)

En annen følge av økt atmosfærisk innhold av CO₂ er forsuring av havet. Opptaket av CO₂ øker konsentrasjonen av hydrogen-ioner (H⁺) som fører til lavere pH og en reduksjon i konsentrasjonen av karbonat (CO₃⁻²). Karbonat er nødvendig for at marine kalk-avhengige arter som plankton, skalldyr og fisk skal danne kalsium karbonat(CaCO₃)- skall og skjelett. Den største endringen i pH på verdensbasis er forventet å skje i Arktis noe som til en stor grad vil kunne påvirke kalkavhengige arter i nordområdene (Yamamoto-Kawai m fl 2009, Comeau m fl 2010).

Effekter av persistente organiske miljøgifter er også en stressfaktor for arktiske dyr. Et stort problem er toksiske forbindelser som pesticider og industrielle biprodukter som brytes ned svært langsomt i miljøet generelt, og spesielt langsomt i områder der temperaturen er lav. Miljøgiftene kommer fra sørligere breddegrader og tilføres det arktiske miljøet via luft eller havstrømmer og akkumuleres i den arktiske næringskjeden (AMAP 2009). Studier av arktiske topp-predatorer som sjøfugl, isbjørn og polarrev har vist at miljøgiftene gir en rekke negative helseeffekter som for eksempel redusert immunforsvar, forplantningsevne og adferdsforandringer (Letcher m fl 2010).

Alle stressfaktorene som er nevnt ovenfor gjør at mange organismer som lever i arktis har fått mer marginale livsforhold. Samlet kan påkjennningene øke økosystemets følsomhet for oljesøl ytterligere.

3.2 Olje i kalde farvann

Oljens egenskaper og bevegelse avhenger av klimatiske forhold som temperatur, vind og bølger og vil være svært forskjellig i isbelagte områder enn i isfrie områder. Isen kan fungere som en



barriere for oljen og hindre spredning, eller oljen kan bli fraktet langt avgårde fra utslippsstedet om den blir liggende under, eller inne i isen. Oljesøl om høsten kan bli tatt opp i nydannet is og ikke være tilgjengelig for opprydding i mange måneder og oljen kan bli liggende under is i svært lang tid.

På grunn av lave temperaturer og lite lys går nedbrytningen av olje langsommere i nordområdene enn i mer tempererte strøk i vinterhalvåret (Garrett m fl 2003). Studier har vist at bakteriell nedbrytning av olje kan finne sted ved temperaturer rett over fryspunktet, men at nedbrytningsraten er langsommere enn ved høyere temperaturer (Brakstad m fl 2004, Brakstad og Bonaut 2006). Fordampningen går også langsommere i kaldt vann og eksponering for toksiske flyktige forbindelser, vil i motsetning til i tempererte strøk, kunne være et viktig bidrag til den helhetlige effekten av oljesøl. Eksponeringstiden for tyngre oljekomponenter kan også bli lengre, da den bakterielle nedbrytningen av olje går langsommere. Dette skyldes blant annet at temperaturen gjør oljen mindre viskøs og dermed mindre tilgjengelig for bakteriell nedbrytning. I tillegg kan bakteriell nedbrytning være begrenset av tilgangen på næringsstoffer i vannmassene. Derimot kan brenning av olje fungere godt på grunn av at de lett antennelige komponentene av oljen ikke fordamper. Den kjemiske sammensetningen og den akutte toksisiteten i vannsøylen etter *in-situ* brenning har nylig blitt undersøkt i et laboratorieforsøk (Faksness m fl 2012). Resultatene viste at det ikke ble noen økning i den akutte toksisiteten i vannsøylen under oljeflaket etter brenning og at toksisiteten synes å være lavere sammenlignet med mekanisk bekjemping eller kjemisk dispergering av olje.

3.3 Mulige toksiske effekter av olje

Olje er en blanding av forbindelser som kan ha ulik effekt på organismer hver for seg og i kombinasjon. I tillegg kan noen av kjemikaliene og metodene som blir benyttet for å rydde opp oljesøl også ha effekter på organismer. Giftighet eller skadelige effekter er avhengige av:

- Sammensetning av oljen av og type kjemikalier som brukes til å rydde opp oljen.
- Mengde av stoffene (eksponeringsdose) og varigheten av eksponeringen.
- Eksponeringsvei (innånding, spising, absorpsjon eller ytre eksponering som ødeleggelse av gjeller, fjædrakt eller opptak via huden).
- Biologiske risikofaktorer hos organismene (evne til utskilling av toksiske komponenter, alder, kjønn, reproduksjonsstrategi og helsetilstand).

Effekter av oljeforurensning undersøkes ofte på cellenivå, organnivå eller organismenivå. Dette har stor verdi i seg selv, men det kan være utfordrende å ekstrapolere til effekter på populasjonsnivå og økosystemeffekter. Det er vanskelig å ekstrapolere laboratorieforsøk til økologisk relevante effekter fordi det er så mange andre parametere som virker inn på populasjonseffekter og økosystemeffekter. Eksempler på dette inkluderer predasjonsnivå, migrasjon, tetthetsavhengige effekter på reproduksjonssuksess, fødetilgang og klimatiske endringer. Mulige effekter av langtidseksponering av olje vil også bidra til å gjøre det mer komplisert å estimere økologiske effekter. Det kan være spesielt vanskelig å forutsi effekter av olje på arktiske arter på grunn av at kunnskapen om biologi og sårbarhet fremdeles er mangelfull. Det er også usikkert i hvilken grad resultater fra eksponeringsstudier med klassiske modellorganismer som mus og zebrafisk produserer relevante resultater i forhold til arktisk biota.



Flyktige aromatiske forbindelser som benzen, toluen, etyl-benzen og xylene (BTEX) kan utgjøre opp til 5 % av råolje. Dette er svært giftige forbindelser som kan føre til akutt dødelighet (Neff m fl 2002). På grunn av rask fordamping i tempererte strøk blir de ikke vanligvis inkludert i risikovurderinger av oljeutslipp, men lav temperatur i nordområdene kan føre til at eksponeringslengden her bli lengre. Spesielt for hval og sel som kommer til overflaten for å puste kan denne effekten være betydelig. AMAP anbefaler å inkludere eksponering for flyktige organiske forbindelser i overvåkningsprogram i Arktis.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAHer) utgjør en viktig gruppe toksiske forbindelser i forvitret olje. PAHer består av mellom 2 til 10 benzenringer og effekten av individuelle forbindelser avhenger av størrelse og struktur. Studier har vist at flere PAH-forbindelser virker kreftfremkallende, induserer mutasjoner i DNA, samt skader fosterutvikling (Gil m fl 2000, Billard 2008). Studier av zebrafisk og sildeembryoer indikerer at toksisiteten først og fremst skjer via trisykliske PAHer (Hylland 2006).

Det er også kjent at sollys kan øke PAH toksisiteten (såkalt foto-forsterket toksisitet) med en faktor på opp til 400. Dette skjer hvis PAH utsettes for sollys før de kommer i kontakt med organismer, eller samtidig i tilfeller der små gjennomsiktige larver eksponeres for PAHer. En slik effekt kan være betydelig ved et oljesøl i isfrie deler under den arktiske sommersesongen med nesten konstant sollys eller et i oljesøl under isen som smelter om våren. Det er også kjent at UV-bestråling tilsvarende det som trenger ned igjennom havisen om sommeren kan gjøre amfipoden *Gammarus wilkitzkii* mer følsom for oksidativt stress.

3.4 Effekter på naturressurser etter uhellsutslipp av olje

Det best undersøkte oljeutslippet til nå er fra Exxon Valdez ulykken i Prince William Sound i Alaska. Det er over 20 år siden utslippet skjedde (1989), men fortsatt foregår det forskning rundt effekter av dette utslippet. Det er en del uenighet mellom forskere med hensyn til varighet av påvirkningene av olje etter Exxon Valdez ulykken, men det er helt klart dokumentert langtidseffekter av oljeforurensningen og ikke bare akutt toksiske effekter like etter utslippet.

Basert på en gjennomgang av over 300 publikasjoner relatert til Exxon Valdez oljeutslipp, har Harwell og Gentile (2006) konkludert med at organismer som ikke hadde en negativ populasjonsutvikling før utslippet var restituert seks år etter utslippet. For organismer med negativ populasjonsutvikling før uhellsutslippet tok det opp til 15 år å restitueres. Organismene som ble undersøkt etter Exxon Valdez utslippet inkluderte alt fra tang og virvelløse dyr til fisk, sjøfugl og sjøpattedyr. Harwell og Gentiles konklusjoner står i klar kontrast til Peterson et al (2003), som konkluderte med at lavkonsentrasjonseksponering av persistente restoljekomponenter fra Exxon Valdez utslippet fortsatt forårsaker effekter på økosystemet. Effekter som er beskrevet på arter som er relevant i arktiske strøk er detaljert gjengitt under kapittel 5 (Ressursbeskrivelse og effektgrenser for oljepåvirkning) i foreliggende rapport.

I det følgende fokuseres det på ny kunnskap om miljøpåvirkning og skade etter oljeutblåsningen på Macondo-feltet i Mexicogolfen. Miljøeffektene undersøkes av en rekke instanser som universitet og forskningsinstitutt, oljeindustrien og myndighetene. Hos myndighetene i USA er det "the National Oceanic and Atmospheric Administration" som har ansvaret for å gjennomføre en "National Resource Damage Assessment (NRDA)". Dette arbeidet baseres blant annet på innsamling av en rekke miljødata etter hendelsen. Det er så langt ikke påvist effekter på

populasjonsnivå for kommersielt viktige arter som følge av Macondo-utblåsing eller bruk av dispergeringsmidler i etterkant av uhellet. Dette gjelder både pelagisk fisk i åpent hav og bunnlevende, virvelløse dyr som blir fanget nær den amerikanske kysten i den nordre del av gulfen. For noen arter og særlig for store fiskearter lengst opp i næringskjeden som bruker mer enn to år på kjønnsmodning, er det imidlertid altfor tidlig å si noe om effekter på populasjonsnivå.

Tabell 3-1 viser offisielle fangstdata av de kommersielt mest viktige artene i Mexicogolfen (fisk og virvelløse dyr). Det ble i 2010 fanget mindre mengder fisk og skalldyr grunnet nedstenging av alt fiskeri i et stort område som følge Macondo-utblåsing, mens fangstdata for 2011 viser på normale eller høyere enn normale mengder av både pelagiske og bunnlevende dyr. For eksempel så har Gulf menhaden (*Brevoortia patronus*) ikke blitt tatt opp i større mengder siden 1999 (NOAA, 2012). Gulf menhaden er en industrifisk i sildefamilien og den klart viktigste kommersielle arten med om lag 70 % av den totale fangsten i amerikansk sektor av gulfen. Menhaden er også på mange måter en typisk representant for fiskearter i området ved at den gyter pelagisk i åpent hav men bruker grunde estuarier og våtmarker langs med den amerikanske kysten for beiting i oppvekstfasen. Voksen fisk migrerer siden ut på dypt vann og slutter sirkelen. Menhaden er også en viktig indikatorart for vannsøylelevende organismer i området fordi den lever i Mexicogolfen gjennom hele livet og kun eksisterer her. Gulf menhaden gyter om vinteren (oktober-mars) og blir kjønnsmoden etter to år. Gytebestanden i 2012 inkluderte derfor for første gang fisk som (kan ha) blitt eksponert for olje fra Macondoutblåsing som larver og umoden fisk i 2010. Til tross for at fangstdata peker mot at Menhaden har klart seg uten målbare effekter på populasjonsnivået så vil det være nødvendig å se på gytesuksessen til dette og neste års gytebestand (det vil si fangstdata for 2013 og 2014) før det er mulig å trekke endelige konklusjoner.

I våtmarker langs med kysten er "Gulf killifish" (*Fundulus grandis*) en av de mest vanlige fiskeartene. Arten er økonomisk uinteressant og det foreligger ingen fangstdata som viser på mulige populasjonseffekter. "Gulf killifish" oppholder seg i grunt vann gjennom hele året og er derfor en god indikatorart for eksponeringseffekter i strandlinje og kystnære strøk i områder hvor mye olje strandet i 2010. Fisken blir kjønnsmoden i løpet av et år og gyter i svært grunt vann i perioden mars-september. Det er trolig at årsklassen 2010 ble eksponert for olje fra Macondoutblåsing. En lang feltstudie i tilsølte våtmarker har dokumentert forandringer på cellenivå hos «Gulf killifish», som innebærer effekter på gennuttrykk og vevsmorfologi i tillegg til unormalt protein uttrykk hos både larver og voksne fisk (Whitehead et al 2011). Det er ikke beskrevet at disse forandringer har eller har hatt effekter på artens reproduksjonsevne.

Den vestatlantiske populasjonen av makrellstørje ("Atlantic Bluefin tuna", *Thunnus thynnus*) finnes over hele Atlanterhavet men har bare et kjent gytefelt som ligger nord og nordøst for Macondobrønnen. Gytesesongen er i mai-juni og larvedrift overlappet derfor både i tid og rom med oljeflak i overflaten. En første rapport fra Ocean Foundation estimerte at utslippet kan ha påvirket 20 prosent av 2010 årsklassen. ("Bluefin Tuna Hit Hard by 'Deepwater Horizon' Disaster," European Space Agency News, October 18, 2010, http://www.esa.int/esaCP/SEM1K4WO1FG_index_0.html). Dette har senere vist seg altfor konservativt da en mer nøyaktig studie av Muhling med flere (2012) estimerte at mindre enn 10 % av gytefeltet var dekket av olje og at mindre enn 12 % av gyteproduktene ble eksponert i 2010. Dette anses for å ligge innom normal, årlig variasjon i gytesuksess og larveoverlevelse og forventes ikke til å gi målbare effekter på populasjonsnivå i fremtiden. Da makrellstørjen blir kjønnsmoden etter 8-10 år vil det imidlertid ta ytterligere noen år før en kan trekke endelige

konklusjoner om effekter av Macondo-utblåsing. Det er heller ikke tvil om at fiskeritrykket på denne arten, som er rødlistet, er en langt mer avgjørende faktor for størrelsen på makrellstørjepopulasjonen enn effekter av oljeforurensning. Fordi vestlig makrellstørje kun gyter i Mexicogulften er det siden mange år forbud mot fiskeri rettet mot denne arten i gulften. Bifangster i en størrelsesorden 3-25 tonn/år er registrert i de siste 4 årene (data ikke vist).

Tabell 3-1 Fangstdata for kommersielt viktige fiskearter og virvelløse dyr i amerikansk sektor av Mexicogulften 2008-2011. Datagrunnlag hentet fra Gulf of Mexico Fishery Management Council (http://www.st.nmfs.noaa.gov/st1/commercial/landings/annual_landings.html).

Engelsk navn	Latinsk navn	Alder for kjønnsmodning	Gyteperiode	Fangst (tonn)			
				2008	2009	2010	2011
Gulf menhaden	<i>Brevoortia patronus</i>	2	Okt-Mar	420719	528871	438640	727664
Red grouper	<i>Epinephelus morio</i>	2-5	Mar-Mai	2550	1991	1583	2556
Brown shrimp	<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	1	Jan-Des	35864	56341	33334	51839
White shrimp	<i>Litopenaeus setiferus</i>	1	Apr-Okt	44586	52889	41801	40651
Blue crab	<i>Callinectes sapidus</i>	1	Apr-Okt	22284	27674	18615	25111
Eastern oyster	<i>Crassostrea virginica</i>	<1	Jun-Nov	9369	10358	7184	8314

Tabell 3-1 viser også at de kommersielt viktigste virvelløse dyrene ble høstet på nivåer som tilsvarer hva som ble registrert før Macondo-ulykken. Skalldyr vist i Tabell 3-1 lever på havbunnen og blir fisket i den nordre del av gulften fra Texas til Florida, i havdyp som strekker seg helt fra strandsonen (østers og blåkrabbe) via kystområder med 20-80 m vanndyp («white shrimp») til dypere vann for «brown shrimp» (50-360 m). Bentske arter som disse er verdifulle indikatorer for effekter i sedimenter og strandsone. Disse artene blir kjønnsmodne i løpet av et år og har derfor allerede gytt 2-3 ganger etter Macondo og det er trolig at økologiske effekter av oljesølet ville ha vært synlige nå.

Bruken av dispergeringsmidler etter Deepwater Horizon katastrofen var kontroversiell av flere grunner, men først og fremst fordi det var første gang som dispergering ble brukt under vann og direkte ved utslippspunktet i en oljevernaksjon. Det har heller aldri blitt brukt så store mengder dispergeringsmidler som følge et oljesøl til havs, totalt 7000 m³ ble brukt mens Macondobrønnen fortsatt lekket ukontrollert i perioden april-juli 2010 med om lag 3000 m³ brukt på sjøbunn 1544 m under overflaten. Det ble under en periode i april-mai sprøytet 60 m³ dispergeringsmidler hvert døgn (40 liter/minutt) over det lekkende brønnhodet på sjøbunnen til tross for at brukte dispergeringsmidler ikke hadde blitt testet for undersjøisk bruk på forhånd. Amerikanske myndigheter satte heller ikke opp noen begrensinger når det gjelder tid- eller volum for bruk av dispergeringsmidler under håndteringen av katastrofen.

BP tok i bruk to forskjellige produkter fra Nalco for dispergering av olje som lekket ut fra Macondobrønnen, Corexit 9527 som kun ble brukt under vann, og Corexit 9500, som hovedsakelig ble brukt på overflaten. Corexit er ikke godkjent for bruk i Nordsjøen eller på norsk sokkel generelt. Det eneste alternative produktet som var tilgjengelig i tilstrekkelig store volum («Sea Brat 4») ble forkastet av BP fordi det medfører dannelse av nonylfenol ved biologisk nedbryting av produktet som kan gi hormonforstyrrende effekter i fisk.

Den eksakte sammensetningen av Corexit-produktene er ikke kjent men som følge et sterkt press fra allmennheten så røpte Nalco de 6 viktigste komponentene i Corexit 9500, som for eksempel består av lette, hydrogenbehandlede oljekomponenter, propylen glykol og et patentbeskyttet, organisk sulfonatprodukt. I feltundersøkelser har det blitt brukt en ravsyrekomponent («dioctyl sulfo succinate sodium salt», DOSS) for overvåkning av spredningsmønster av oljeplak og dispergeringsmidler i dypt vann. DOSS er den viktigste tensiden i Corexit-produktene. Disse undersøkelsene har vist at Corexit som er brukt på havbunn aldri har nådd overflaten, noe som også viser at Corexit har hatt ønsket effekt. Under utblåsing og frem til høsten 2010 ble det oppdaget flere svære oljeplak på dypt vann med lengder opp til 300 km. Måleresultater fra fire ulike tokt bekreftet at oljen hadde opprinnelse i Macondo-utblåsing. Et omfattende feltstudie av Kujawinski med flere (2011) estimerte andelen DOSS til 17% i Corexit 9527, og til 10% i Corexit 9500. Basert på målte DOSS-konsentrasjoner i oljeplak på dypt vann (0,4–12 µg/liter) og på antakelsen at alle Corexit-komponenter var assosiert med oljen peker dette mot Corexit-konsentrasjoner i området 2,4-70,6 µg/liter for Corexit 9527, og 4,0-120 µg/liter for Corexit 9500. Ifølge sikkerhetsdatabladene fra Nalco så gir begge Corexit-produktene akutt toksiske effekter ved lave ppm-konsentrasjoner (mg/liter) for en rekke standard testorganismer. I en statistisk eksponeringsstudie som ble gjennomført av Hemmer med flere (2011) med to arter som lever naturlig i estuarier langs med den nordre golfkysten, en reke (*Americamysis bahia*) og en fisk (*Menidia beryllina*) ble det imidlertid observert akutt toksiske effekter ved betydelig lavere konsentrasjoner og helt ned til 2,9 µg/liter (ppb) for Corexit 9500, hvilket var i tråd med øvrige dispergeringsmidler som ble testet i den samme undersøkelsen. Når dispergeringsmidlene i stedet ble testet sammen med råolje («Louisiana sweet crude») viste resultatene at Corexit 9500 var mindre toksisk enn alle andre produkter som ble testet, noe som ikke er konsistent med den amerikanske allmenhetens oppfatning av Corexit brukt i etterkant av Macondo-uhellet. Basert på disse undersøkelsene kan det konkluderes at konsentrasjonen av Corexit på dypt vann lokalt var tilstrekkelige for å gi akutt toksiske effekter under en periode av 1-3 måneder etter uhellet. Omfattende undersøkelser av effekter på dypvannsorganismer har vist skade på dypvannskoraller, 11 km sørvest for Macondobrønnen i et område som lå rett under lokaliseringen av olje-plumen fra Macondo-brønnen (White et al 2012). Korallene her er i generelt dårlig tilstand og viser tegn til fysiologisk stress tilsvarende det som har blitt observert hos koraller eksperimentelt utsatt for råolje. Koraller i øvrige deler av Mexicogolfen ble rapportert å være upåvirket. På grunn av korallenes svært langsomme vekstrate er det imidlertid vanskelig å konkludere med hvilken effekt dette vil ha for dyphavsøkosystemet i Mexicogolfen. En tidligere undersøkelse av Scarlett med flere (2007) har vist at dispergering av olje og Corexit 9527 er mer toksisk, både når det gjelder akutte og langtidseffekter, enn olje isolert og Corexit 9527 isolert i sediment-levende organismer (*Corophium volutator*).

Den avsluttende rapporten fra det uavhengige “Operational Science Advisory Team” (OSAT, 2010), fokuserte på målte nivåer olje og dispergeringsmidler i vann og sedimenter i offshore-miljø heller enn i strandlinjen og nær kysten. Her ble det vist at omtrent 3 uker etter at oljestrømmen fra Macondobrønnen ble stoppet (15/7) så lå oljenivåene i vannsøylen, målt som PAH, under toksiske terskelnivåer satt av EPA. I sedimentprøver så lå målte PAH-nivåer under kritiske grenseverdier i 99 % av alle analyserte prøver og var begrenset til et område på 3 km fra brønnhodet. Totale hydrokarbonkonsentrasjoner nær brønnhodet ble målt i området 2-5 g/kg (ppt). En annen viktig konklusjon fra rapporten var at biologiske nedbrytingsrater av olje varierte veldig mellom ulike stasjoner og at det er trolig at dispergeringsmidlene i viss grad inhiberte biologisk nedbryting av olje.

I en undersøkelse av Allan med flere (2012) ble biotilgjengeligheten av PAHer overvåket i vannsøylen nær kysten av de fire golfstatene som fikk påslag av olje; Texas, Louisiana, Alabama og Florida. En økning i biotilgjengelige PAHer ble, som ventet, observert når oljen traff land i mai 2010. Mer uventet var at normale nivåer ikke ble målt igjen før 10 måneder etterpå, i mars 2011; og at det ble registrert en ny øking i løpet av sommeren 2011. Denne studien viser at tjæreolje kan bli liggende over lang tid under vann eller i våtmarker langs kysten og remobiliseres som følge endringer i vær og vind. Ortmann med flere (2012) har vist i et laboratorieforsøk at dispergeringsmidler og oljedispergeringer kan ha redusert overførselen av karbon i lavere trofiske nivåer (bakterier og planteplankton), noe som kan føre til en minket produksjon dyreplankton og fisk særlig i området omkring Alabama-sokkelen. Disse observasjonene har imidlertid ikke blitt bekreftet i feltstudier ennå. Det er også rapportert om forandringer i samfunnsstrukturen av eukaryote mikroorganismer i strandhabitater som følge av oljeforurensningen (Bik et al 2012). Der artssammensetningen før oljepåvirkningen var relativt variert, ble ulike oljenedbrytende sopparter dominerende etter oljesølet. Langtidseffektene av dette er ikke kjent.

Men selv om fangstdata fra 2011 viser at de kommersielt viktigste artene i gulfen ble høstet på nivåer som tilsvarer situasjonen før Macondo, og selv om feltundersøkelser viser at forurensningsnivået i sjø, sedimenter og biota ligger under kritiske terskelnivåer, så er det fortsatt en stor utfordring for fiskeindustrien i Mexicogolfen å få solgt sjømat fra gulfen på det lokale markedet. Den skeptiske holdningen mange har overfor fisk og skalldyr som er fanget i gulfen synes å være koblet til en utbredt vantro på at ansvarlige myndigheter gir tilstrekkelig og riktig informasjon i saken. Det er også tydelig at folk flest er mer opptatt av den store bruken av dispergeringsmidler som følge av utblåsing enn oljen i seg selv. Det forringede bildet av lokal sjømat, som ikke støttes av de felldata som finnes tilgjengelige, fremstår som den mest alvorlige langtidseffekten av Macondo-ulykken så langt.

Det selvsagt en rekke viktige forskjeller på naturmiljøet i den tropiske Mexicogolfen og Arktis som gjør at en direkte sammenligning av miljøkonsekvenser ikke er mulig. (Risikogruppen 2010). For eksempel drives produksjonen av dyre og planteplankton i Mexicogolfen av oppstrømning og er ikke avhengig av en sesongvis stabilisering av de øvre vannlag som i arktiske strøk danner grunnlaget for våroppblomstringen. Det er også andre fiskearter og større diversitet av fisk i Mexicogolfen enn i Arktis. En annen viktig forskjell er at arktiske fiskearter generelt gyter i begrensede perioder og områder. Når det gjelder sjøpattedyr er delfinarter dominerende i Mexicogolfen, mens Lofoten-Vesterålen, Norskehavet og Barentshavet er viktige beite og vandringsområder for andre hvalarter. Videre er det også store ulikheter i sjøfuglsamfunnet mellom de to områdene, og den kan se ut som at Barentshavet og nordlige deler av Norskehavet har flere arter som er spesielt sårbare ovenfor oljeforurensning sammenlignet med Mexicogolfen (Risikogruppen 2010).

3.5 Kunnskapsmangler

Kunnskap om effekter av olje i arktiske strøk er begrenset både på grunn av at vi har svært liten erfaringsbasert kunnskap om uhellsutslipp i arktiske strøk og fordi vi generelt har for dårlig kunnskap om den basale biologien til arktisk biota. I tillegg trenger vi mer kunnskap om effekter på arktiske organismer eksponert for hydrokarbonholdige forbindelser, da det er usikkert om arktiske og tempererte arter akkumulerer og påvirkes likt av oljeforbindelser. Sammenlignende

studier av akutte effekter av vannløslige fraksjoner av forvitret råolje på to forskjellige arter av hoppekreps; *Calanus finmarchicus*, en temperat boreal art, og *Calanus glacialis*, en arktisk art, har for eksempel vist at følsomheten for oljeforurensning mellom de to artene er forskjellig (Hansen m fl 2011). Den arktiske kopepoden syntes å være mindre følsom for oljeforurensning som muligens skyldes en forsinket respons på grunn av vekst ved lave temperaturer. I eksponeringsforsøk med råolje på torsk fra Nordsjøen og Barentshavet har vist at metabolisme av PAH og detoksifiseringsaktiviteten var også noe lavere hos Barentshavtorsken enn Nordsjøtorsken (Skadsheim m fl 2009).. I den seneste tiden er det også publisert noen studier som fokuserer effekter på nøkkelarter i det arktiske økosystemet som f.eks polartorsk og lodde (bla Nahrgang m fl 2010 og Frantzen m fl 2012). Slik informasjon er det nødvendig å implementere når man vurderer effekter av oljesøl i nordområdene På grunn av det arktiske økosystemets spesielle struktur er kunnskap om disse nøkkelartene nødvendig for å utvikle retningslinjer både for rutineoperasjoner og kriseresponser på oljesøl. Det er spesielt informasjon om tidlige livsstadier som er viktig ettersom disse er vist å være mer følsomme for oljeforurensning enn andre livsstadier.



4 RESSURSBESKRIVELSE OG EFFEKTGRENSER FOR OLJEPÅVIRKNING

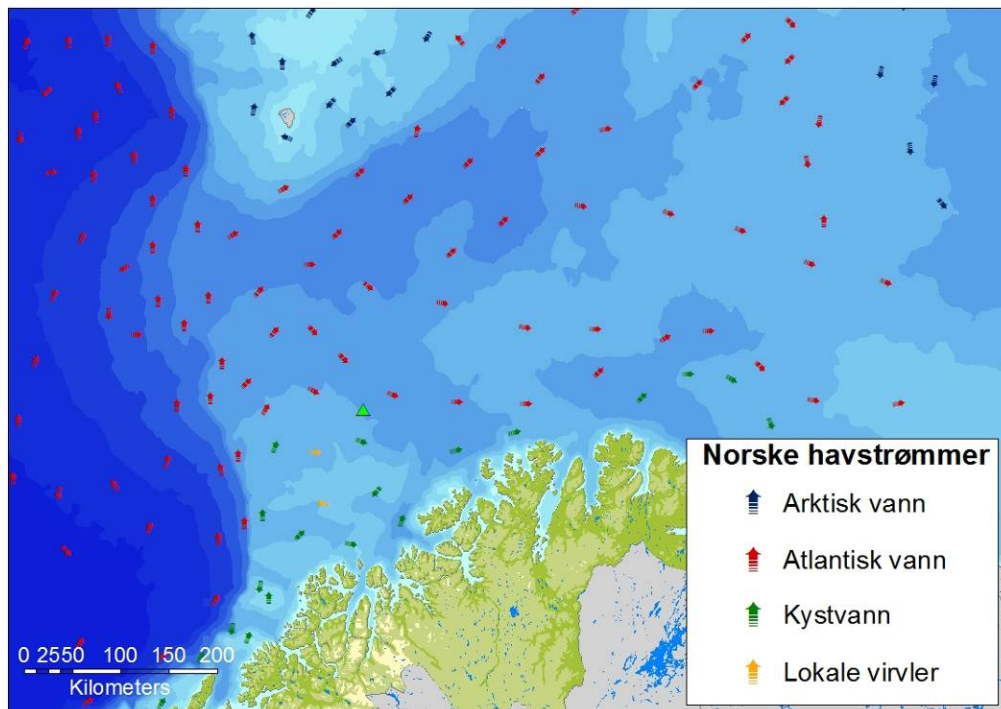
I foreliggende kapittel gis en kort beskrivelse av naturressursene innen utredningsområdet til Barentshavet sørøst, sammen med mulige effektgrenser for påvirkning av et oljeutslipp for de ulike artene. Mer detaljerte beskrivelser av naturressurser i området er gitt i Frøyn m fl. (2002), Loeng og Drinkwater (2007) og HI rapporten «Kunnskap om marine resurser i Barentshavet sørøst» (HI 2012).

4.1 Fysisk miljø

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

I Barentshavet er det tre hovedvannmasser; kystvann, atlantehavsvann og arktisk vann. Varmt atlantisk vann strømmer inn fra sydvest og kaldt, arktisk vann trenger inn fra nordøst. Kystvannet kommer inn i Barentshavet langs norskekysten og følger kysten videre østover. I møtet mellom det kalde arktiske vannet og det varme atlantehavsvannet dannes front- og virvelsystemer som gir opphav til betydelig primærproduksjon i vår- og sommerhalvåret (Frøyn m.fl., 2002), den såkalte polarfronten. Tilsvarende oppblomstring opptrer om våren i en 20-50 km bred sone langs iskanten, hvor ismeltingen danner forutsetninger for et stabilt overflatelag og frigjøring av næringssalter.

Den sesongvise smeltingen og frysing av den ettårige vinterisen er sentral for dynamikken i økosystemet i Barentshavet. Inntil 90 % av Barentshavet kan dekkes av is om vinteren, men isutbredelsen variere mye fra år til år. Iskanten ved minimumsutbredelse kan ha en årlig variasjon på flere hunder kilometer (HI 2012). Områdene rundt utredningsområdet i Barentshavet er som regel isfrie året rundt på grunn av innstrømming av varmt atlantisk vann (HI 2012).



Figur 4-1 Strømforhold i Barentshavet (Sætre 1999).

4.2 Sjøfugl

4.2.1 Introduksjon

Barentshavet er en viktig sjøfuglregion i global sammenheng. I sommersesongen finnes omkring 20 millioner sjøfuglindivider i området (Føyn m fl. 2002, HI 2010). Sjøfuglbestandene i nord må sees i sammenheng og derfor beskrives artenes utbredelse både i Norskehavet og Barentshavet i denne rapporten. En oversikt over de største sjøfuglkoloniene langs Norskekysten er gitt i Figur 4-2.

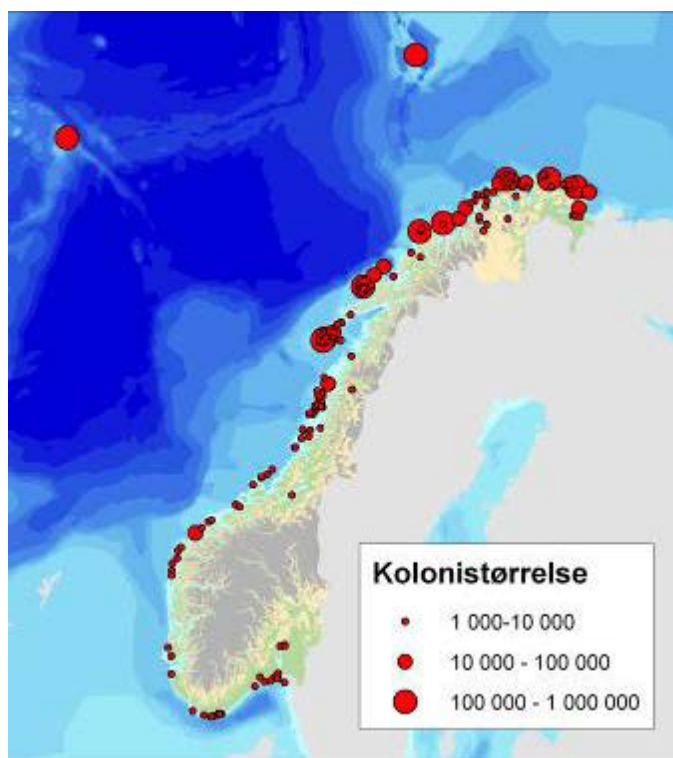
Sjøfuglartene er avhengig av de store bestandene av lodde, sild og polartorsk og utbredelsen er til en stor grad bestemt av tilgang på byttedyr. Sjøfuglene er viktige for arktisk terrestriske fugler og pattedyr ved tilførsel av næringsstoffer via ekskrementer og byttedyrrester. Vegetasjonen i nærheten av hekkekoloniene er rik.

Særlige viktige sjøfuglområder i Barentshavet er hekkeområder, næringsområder og myteområder. Hekkeområdene er hovedsakelig knyttet til store fuglefjell jevnt fordelt i kystområdene og er sentrale for bestander av hekkende alkefugler, krykkjer, havhest, lomvi og polarlomvi.

Sjøfuglartenes viktigste byttedyr; dyreplankton, krepsdyr og små pelagiske stimfisker er spesielt tallrike i de næringsrike områdene knyttet til polarfronten og iskanten. Polarfronten er spesielt viktig for lomviartene og områder i tilknytning til iskanten spesielt viktige for polarlomvi, alkekonge og teist (Føyn m fl 2002).

Myting, et fullstendig skifte av vingefjær for gjess, ender og alkefugler, varer i 3-7 uker mellom juli og august. Fuglene mister flygeferdigheten og kan finnes i konsentrerte flokker langs kysten, noe som gjør dem spesielt sårbare i denne perioden.

Den viktigste kilden til utbredelse av sjøfugl i Norge er NINAs Sjøfugldatabase og Norsk Polarinstituttets Sjøfugldatabase presentert gjennom www.seapop.no. Sjøfugldataene er delt i to, med kystdata basert på tellinger fra land, sjø og fly, og åpent hav-data som er basert på båttransekter utenfor grunnlinjen.



Figur 4-2 Store sjøfuglkolonier på fastlandet, Svalbard, Bjørnøya og Jan Mayen (HI og DN 2007).

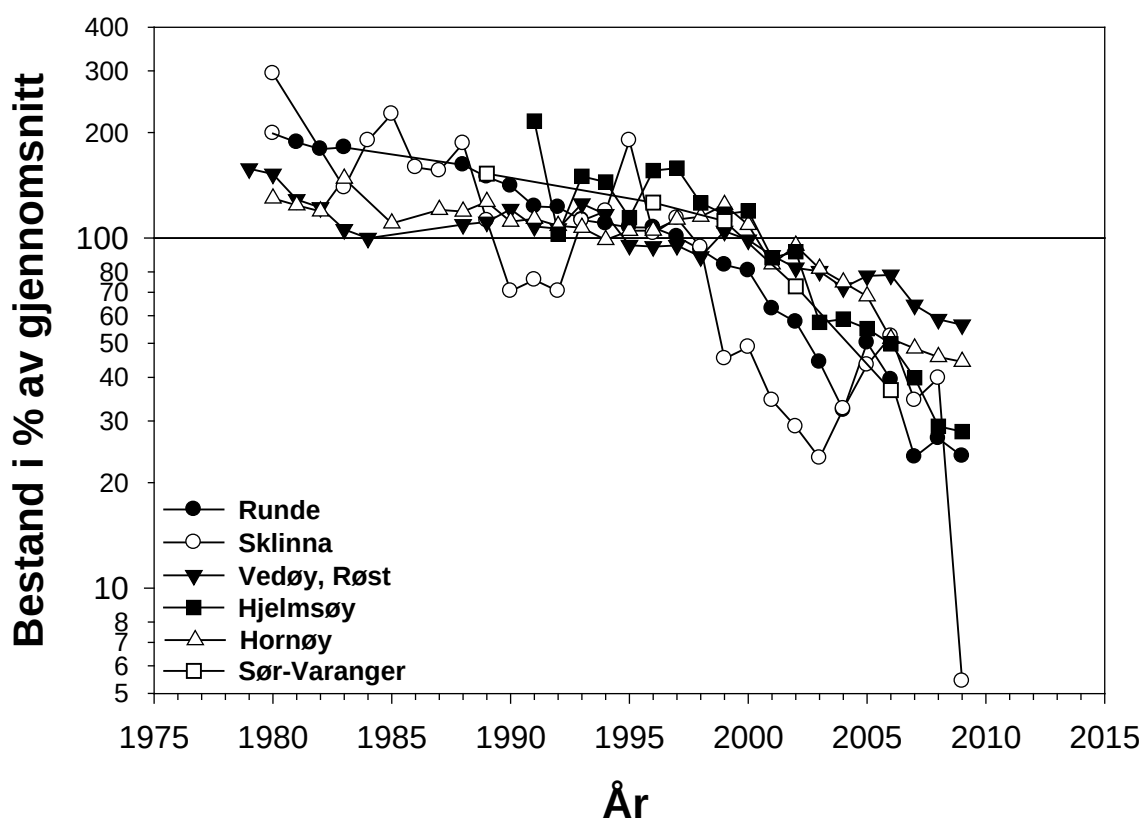
4.2.2 Ressursbeskrivelse

I Brude m fl. (2003) ble det, basert på Systad m fl. (2003), gitt en detaljert ressursbeskrivelse for fordeling av sjøfugl i Lofoten og Barentshavet og deres vitenskapelige verdi. Denne informasjonen er stadig gjeldende, og vi vil derfor her nøye oss med å beskrive de endringer som er skjedd for sjøfuglbestandene i perioden 2003-2012, samt ny kunnskap som har fremkommet gjennom senere års forskning. For ytterligere informasjon henviser vi til Brude m fl. (2003).

Siden 2000 er det skjedd en omfattende oppdatering av datagrunnlaget. I regi av overvåkingsprogrammet SEAPOP er det foretatt nye tellinger i Lofoten (vinter/vår og sommer), Vesterålen og Troms (vinter/vår, sommer og høst) og Finnmark (hovedsakelig sommer). Hovedtyngden av disse dataene er samlet inn i perioden 2005-2011 og ble dermed ikke inkludert i Brude et al. (2003).

Siden 2003 kan følgende trender nevnes for fastlandsdelen av Norge:

- Sterk bestandsnedgang for krykkje på det norske fastland (og i det meste av Nordatlanten), men stabil på Svalbard (Figur 4-3).
- Stor bestandsnedgang for polarlomvi på Hjelmsøya, der havørn er en viktig forstyrrelsesfaktor. Havørn er også en negativ faktor for andre arter, spesielt krykkje.
- Kraftig tilbakegang for lomvi som hekker åpent i Nordland, Troms og Vest-Finnmark. Stabilt for lomvi som hekker i skjul. Bestandene på Bjørnøya og Hornøya øker.
- En viss økning i kystnære bestander, f.eks. storskarv og toppskarv (Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009).



Figur 4-3 Bestandsutvikling for krykkje. Bestandsutviklingen er i prosent av gjennomsnitt for alle år de er overvåket. Legg merke til at y-aksen er logaritmisk. Gjennomsnittet er satt til 100 slik at 200 representerer en dobbelt så stor bestand, 300 tre ganger så stor bestand, 50 halvparten av bestanden osv. (Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl).

De største sjøfuglkoloniene langs fastlandskysten av Norskehavet/Barentshavet er Runde, Røst-området, Fuglenykene, Bleik, Sør-Fugløy, Nord-Fugløy, Loppa, Hjelmsøya, Gjesvær, Omgang, Syltefjord og Hornøya. Alle disse er typiske fuglefjell der pelagisk beitende arter dominerer. Lunde er den desidert mest tallrike arten på fastlandet med over 1 700 000 hekkende par, det vil si minst 3,5 millioner individer, alt etter hvor stor ungfuglandelen er i populasjonen. Krykkje

(330 000 par), gråmåke (200 000 par) og ærfugl (135 000 par) følger på de neste plassene (Tabell 4-1). Andre tallrike arter er blant andre svartbak, storskarv og rødnebbterne (Tabell 4-1).

Tabell 4-1 Estimert antall hekkende sjøfuglpar fordelt på fire regioner langs norskekysten i 2005 (fra Barrett et al. 2006/Seapop 2011b).

Art	Estimert populasjonsstørrelse				Totalt (avrundet)
					Antall par
	Barentshavet	Norskehavet	Nordsjøen	Skagerrak	
Havhest	100	7.500	1.500	20	9.000
Havsule	1.750	2.750	0	0	4.500
Storskarv, underart <i>carbo</i>	10.000	20.000	0	0	30.000
Toppskarv	6.000	13.000	5.000	0	24.000
Ærfugl	35.000	100.000	40.000	15.000	190.000
Storjo	20	90	5	0	115
Fiskemåke	10.000	75.000	30.000	20.000	135.000
Sildemåke, underart <i>fuscus</i>	<300	c. 1.000	0	0	1.300
Sildemåke, underart <i>intermedius</i>	0	c. 1.000	8.000	40.000	49.000
Gråmåke	100.000	100.000	13.000	20.000	233.000
Svartbak	15.000	30.000	6.000	2.500	53.000
Krykkje	250.000	80.000	6.000	0	336.000
Makrellterne	1.000	< 3.000	4.000	3.000	11.000
Rødnebbterne	10.000	20.000	5.000	< 100	45.000
Lomvi	< 10.000	< 5.000	150	0	15.000
Polarlomvi	< 1.500	0	0	0	1.500
Alke	< 15.000	< 10.000	300	0	25.300
Teist	20.000	15.000	350	30	35.000
Lunde	900.000	800.000	14.000	0	1.700.000
Total	1.385.670	1.283.330	133.305	101.450	2.9 mill.

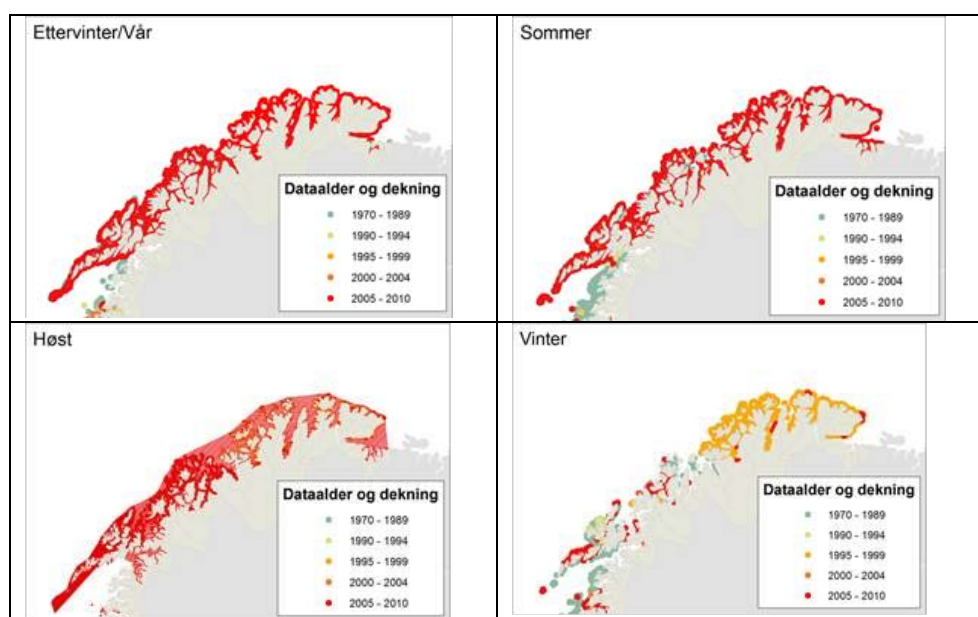
4.2.3 Fordeling av sjøfugl langs kysten

Kystdataene har flere kilder, men hovedsakelig er de bygd opp rundt den nasjonale sjøfuglbasen til NINA, som også gjenspeiles i SEAPOPOP-databasen. Etter opprettelsen av SEAPOPOP i 2004, har programmet stått ansvarlig for kartlegging av hekkebestandene fra Skomvær til Grense Jakobselv. Hele dette området er kartlagt i hekketiden i løpet av perioden 2006-2008, med enkelte oppdateringer etter dette. Enkelte arter som krever spesiell metodikk er dårligere kartlagt, slik som teist og toppskarv, men fordelingen i andeler langs kysten er likevel representativ. Områdene på innersiden av Vestfjorden og sørover er ikke oppdatert i samme grad, og materialet som er brukt fra dette området er over 20 år gammelt.

Utenom hekketiden er området fra Vestfjorden og sørover svært dårlig kartlagt på høsten, mens det finnes noe nyere data for vinterperioden etter 2000. Lofoten-Vesterålen og Troms er kartlagt tidlig høst og vinter/vår i regi av SEAPOPOP i 2009. Utenom hekkesesongen er Finnmark sist

kartlagt fullstendig i regi av NINA/NOBALES i 1998-99. Området nord for Lofoten er kartlagt i løpet av de 10 siste årene i regi av SEAPOPOP, med unntak av perioden desember til februar (vinter). Hele området er kartlagt i mars (NINA 2012). Dataalder og dekningsgrad for kartleggingen langs kysten av fastlandet er vist i Figur 4-4.

Som utgangspunkt for skadebaserte analyser på sjøfugl i kystnære områder og sjøfugl med særlig tilknytting til kystområdene (toppskarv, storskarv, teist og ærfugl) er det tatt utgangspunkt i den nasjonale sjøfugl databasen til NINA (NINA/Seapop 2012). Disse dataene er tilrettelagt for bruk i skadebaserte analyser ved bruk av ArcGIS rutiner, der datasettene er fordelt til en buffersone rundt de aktuelle hekkekoloniene. Utbredelseskart som viser datasettene er vist i Vedlegg 4.

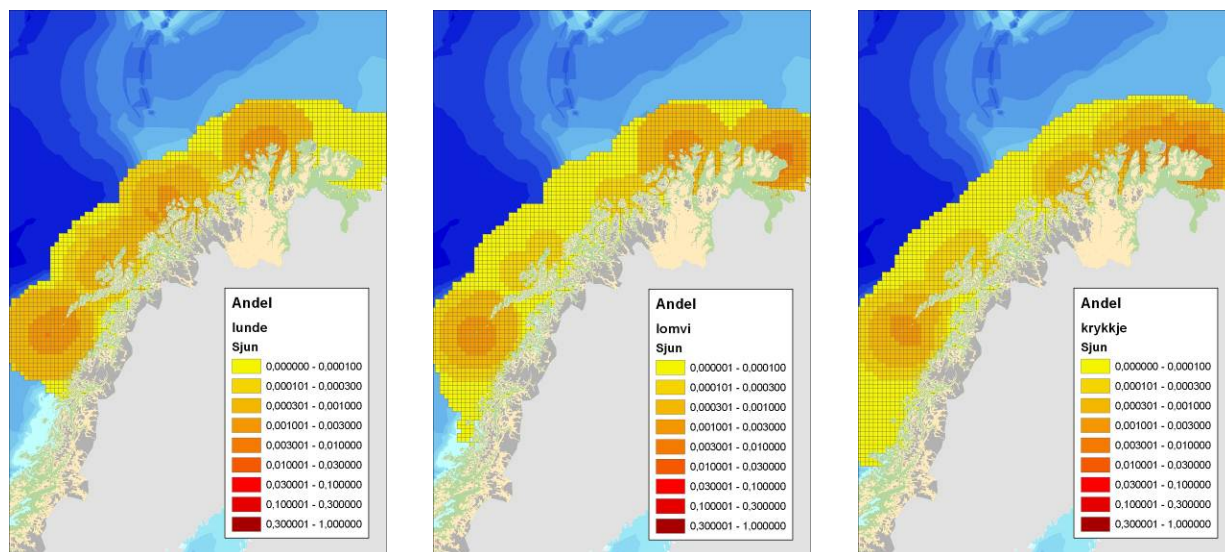


Figur 4-4 Dataalder og kartlegging/dekning langs kysten av fastlandet på norsk side til forskjellige årstider (NINA 2012).

Lunde er den mest tallrike arten i både Norskehavet og Barentshavet. De største koloniene finnes fra Røst til Gjesvær, men arten hekker også lenger øst og nord, da i mindre antall. Hornøya i Øst-Finnmark regnes som en mindre koloni i denne sammenhengen, og framtrer derfor dårlig på kartet for denne arten (Figur 4-5). Røst i sør har den største kolonien (>500 000 par), mens Gjesvær i nord har den nest største med over 400 000 par (Figur 4-5). Mellom disse ligger flere store kolonier, f.eks. i Fuglenykene og Bleik i Vesterålen, Sør-Fugløy og Nord-Fugløy i Troms og Hjelmsøya like ved Gjesværstappan i Finnmark.

Hekkebestanden av lomvi er nå redusert fra flere 100 000 på 60-tallet til under 20 000 par (Tabell 4-1). Gjenværende kolonier av betydning omfatter Røst, Hjelmsøya og Hornøya (Figur 4-5).

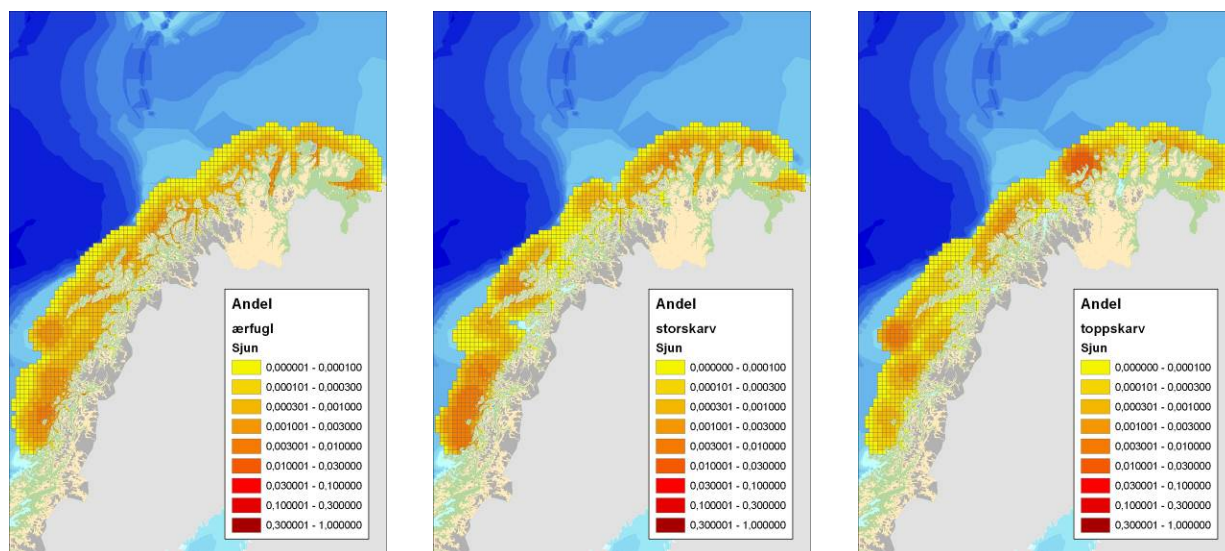
Krykkje er, etter lunde, den mest tallrike i fastlands-Norge. De største koloniene ligger i Finnmark, spesielt øst for Nordkapp. Før 1986 hekket det i Syltefjord over 100 000 par krykkje, og kolonien på Omgangsstauran (Nordkyn) var på over 70 000 par i samme periode. Kolonien i Syltefjord er nå under 40 000 par (2008). Nedgangen etter 2000 har imidlertid vært stor i hele området, slik at fordelingen av arten ikke har endret seg vesentlig (Figur 4-5).



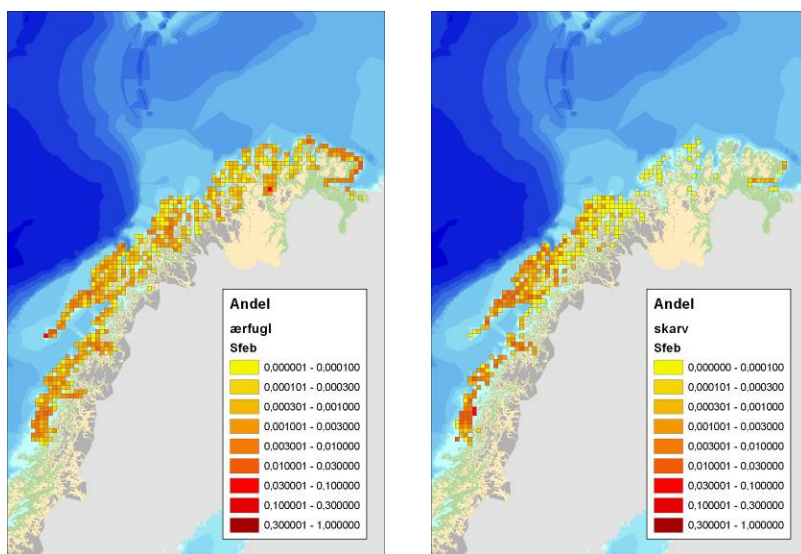
Figur 4-5 Geografisk fordeling av lunde, lomvi og krykkje i hekketiden, fordelt innenfor aksjonsradiusen til de forskjellige artene (NINA 2010).

Kystnære arter som ærfugl og skarv hekker i mindre grad i store kolonier, og finnes mer spredt langs kysten. De bruker et atskillig mindre område rundt hekkeområdene til næringssøk. Ærfugl har den største hekkeutbredelsen på Helgelandskysten, men finnes jevnt fordelt også nord for dette. Storskarv er mindre tallrik, men med en lignende utbredelse. Toppskarv har de største konsentrasjonene nord for Vega, i Røst-området og ved lille Kamøya nord for Sørøya (Figur 4-6).

Utenom hekketiden er mye av området talt opp fra fly, noe som har gjort det vanskelig å skille mellom storskarv og toppskarv. Disse artene er derfor slått sammen utenom sommersesongen. Mens ærfugl i liten grad flytter seg fra hekkeområdene i fastlands-Norge, trekker både storskarv og toppskarv sørover. Helgelandskysten er et viktig overvintringsområde for begge arter. Dette vises på kartet (Figur 4-7).



Figur 4-6 Geografisk fordeling av ærfugl, storskarv og toppskarv i hekketiden, fordelt innenfor aksjonsradiusen til de forskjellige artene (NINA 2010).



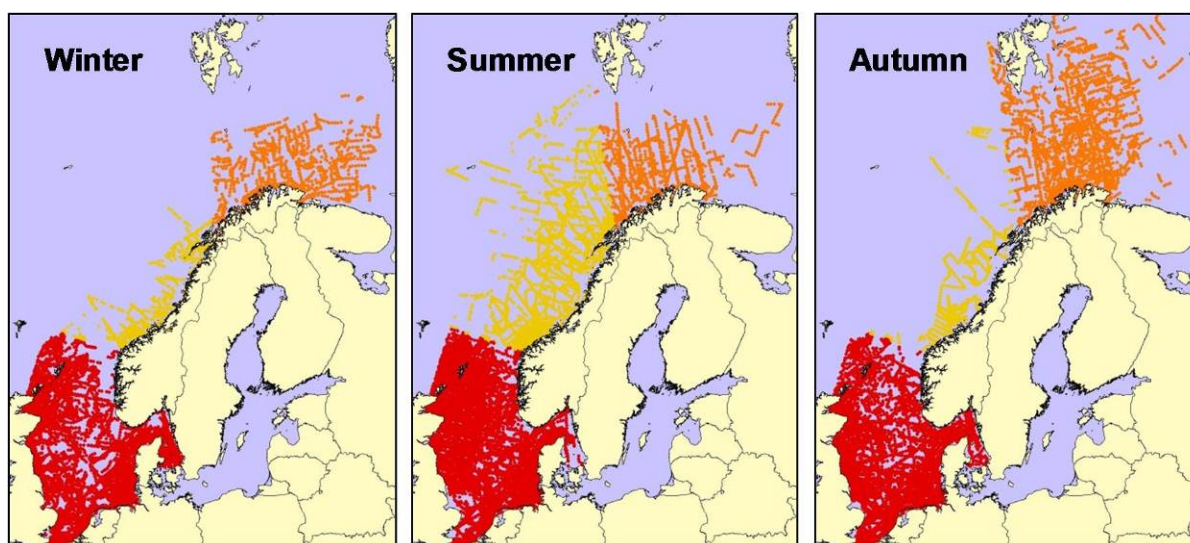
Figur 4-7 Geografisk fordeling av andeler ærfugl og skarv utenom hekketiden, februar måned (NINA 2010).

4.2.4 Datagrunnlaget for sjøfugl i åpent hav

Data er blitt samlet inn etter standard metode for linjetransekter (Tasker et al. 1984). Fuglene ble telt fra 6-10 m over havoverflaten under en konstant fart av ca. 20 km/t. Alle fugler sett innenfor en sektor av 300 m rett fram og 90° grader til en side av båten ble talt. Fordelingen av fugl ble brukt til å estimere utbredelse og tetthet gjennom en Gam-modell. Dataene (estimert antall per 10km²) ble regnet om til andeler av totalestimatet for Norskehavet og Barentshavet samlet. Lett oppdagbare arter som har en tendens til å følge båten (f.eks. måker og havhest) er sannsynligvis overestimert, mens små, mer uanselige og dykkende arter (f.eks. alkefugl) er underestimert. Siden oppdagbarhet neppe skiller seg mellom de forskjellige delene av undersøkelsesområdet, vil imidlertid dette ikke ha noen betydning for den relative romlige fordelingen innen en art.

Åpent hav dataene omfatter registreringer fra Nordsjøen (NO), Norskehavet (NW) og Barentshavet (BA). Data fra Nordsjøen er hovedsakelig fra ESAS (European Seabirds At Sea) databasen, mens dataene fra Norskehavet og Barentshavet hovedsakelig er fra SEAPOPOP-databasen (www.seapop.no). Dataene er analysert atskilt for de tre havområdene og for tre forskjellige sesonger: vinter (1. november – 31. mars), sommer (1. april – 31. juli) og høst (1. august – 31. oktober). Datadekning er vist i Figur 4-8 og Tabell 4-2.

Som utgangspunkt for skadebaserte analyser på sjøfugl i i åpent hav er det tatt utgangspunkt i datasett fra Seapop 2011. Utbredelseskart som viser datasettene er vist i Vedlegg 5.



Figur 4-8 Datadekning åpent hav. Hvert punkt representerer en aggregert 20 km linje. Forskjellige farger viser forskjellige havområder, fra sør til nord: Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Kun det siste er brukt i dette arbeidet.

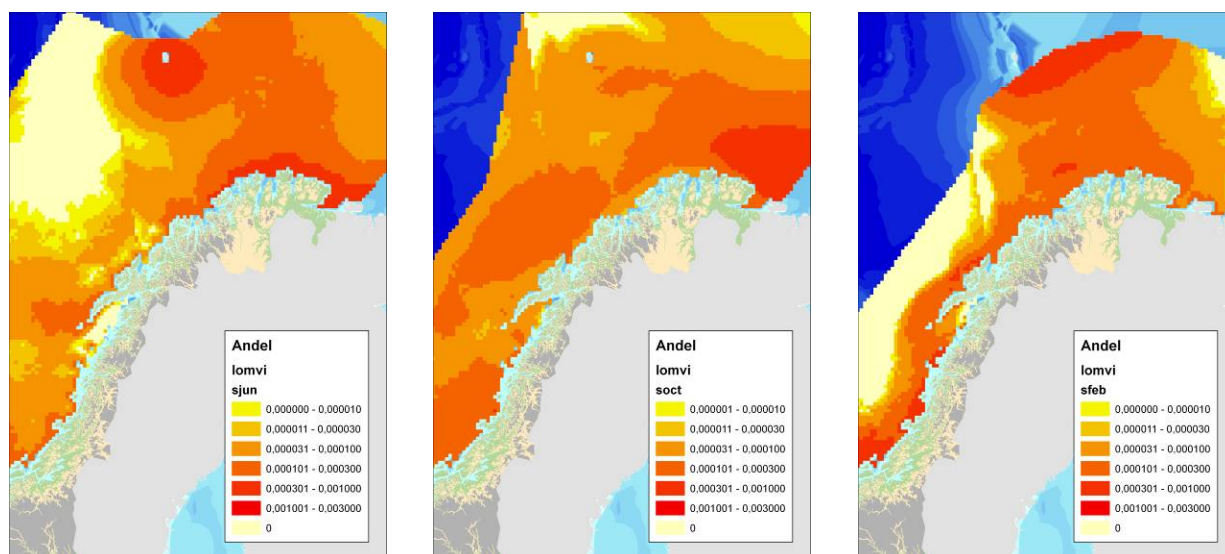
Tabell 4-2 Datadekning for åpent hav: Kilometer transekt for hver tidsperiode, sesong og havområde.

Tids-Periode	Norskehavet			Barentshavet		
	Vinter	Sommer	Høst	Vinter	Sommer	Høst
1980-85	66	165	0	0	1 182	0
1985-90	4 022	5 797	2 625	6 702	7 855	6 384
1990-95	4 830	15 106	5 806	8 974	3 207	683
1995-00	416	1 024	255	0	0	0
2000-05	0	137	58	0	0	7 639
2005-08	194	10 969	844	1 396	4 819	20 009
TOTAL	9 528	33 198	9 588	17 072	17 063	34 715

4.2.5 Fordeling av lomvi, lunde og krykkje i åpent hav

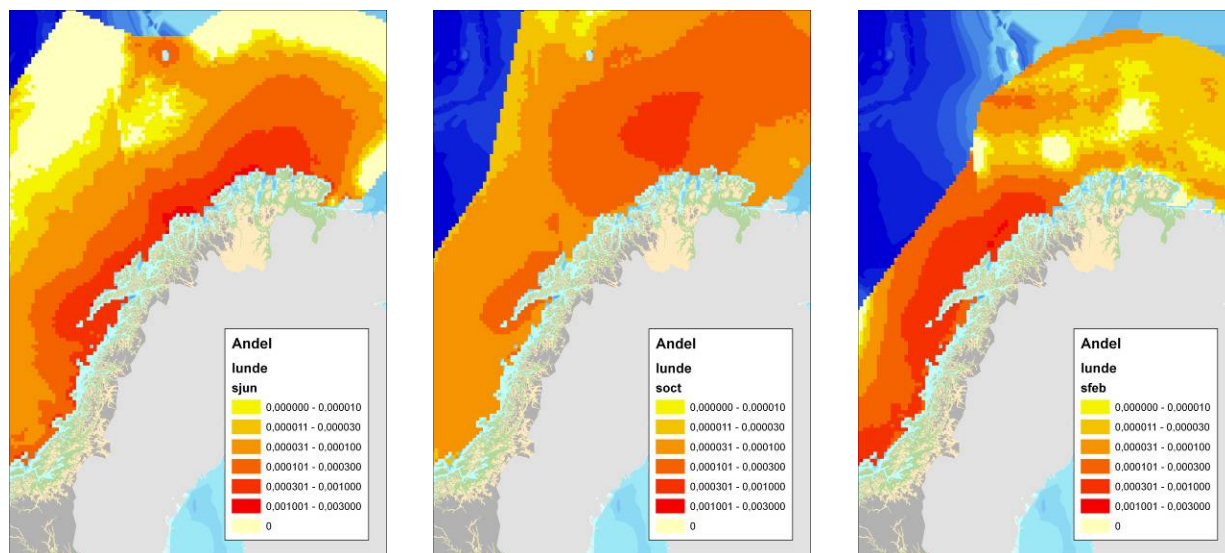
Lomvi finnes i sommersesongen tilknyttet hekkeområdene og de største koloniene. Utbredelsen av fugl i åpent hav gjenspeiler dette, der estimatene viser største tettheter rundt Bjørnøya og langs kysten av Finnmark. Også ved Røst viser modelldataene forekomster, om enn i noe lavere tettheter (Figur 4-9).

På høsten sprer arten seg mer i åpent hav, og trekker inn i østre deler av Barentshavet. Utbredelsen vinterstid er tettere i mer kystnære farvann langs Norskekysten og opp mot Polarfronten. Det er mulig at bestanden på f.eks. Bjørnøya har en annen (og kanskje mer nordlig) utbredelse enn fastlandspopulasjonene.



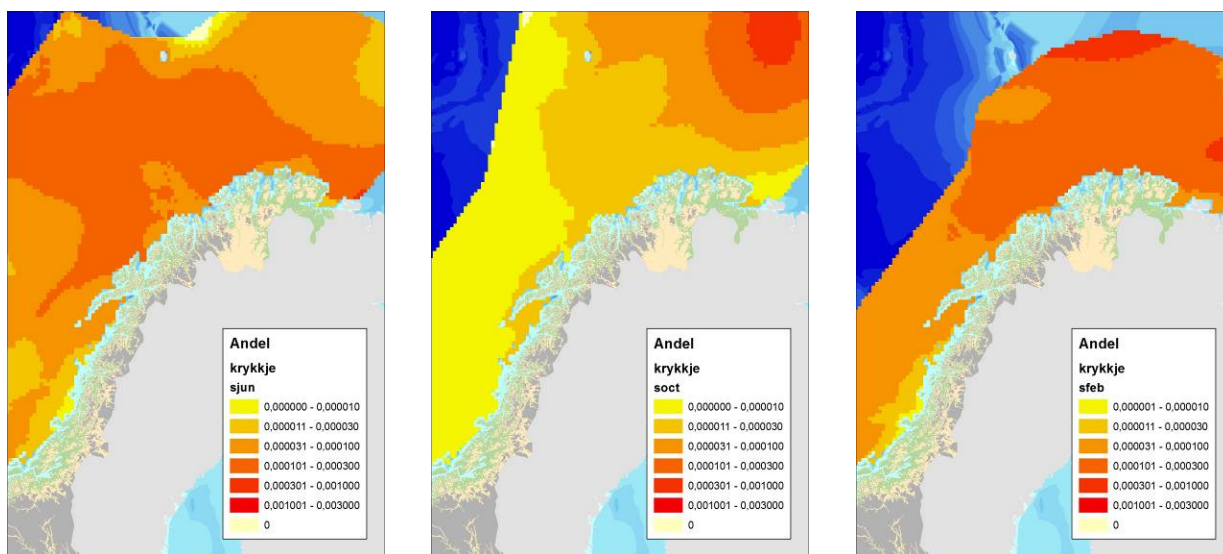
Figur 4-9 Geografisk fordeling av lomvi *Uria aalge* i Norskehavet og Barentshavet, i sommer (sjun), høst (soct) og vintersesongen (sfeb), basert på modellerte data (SEAPOP/Per Fauchald).

Utbredelsesdata for lunde (Figur 4-10) viser at i sommersesongen er tettheten av lunde størst i området mellom Røst og Båtsfjord, med en nokså kystnær utbredelse, noe som gjenspeiler hovedutbredelsen av hekkende lunde i Norge. På høsten trekker arten opp i det sentrale Barentshavet en periode før den trekker ned i søndre deler av Barentshavet og i Norskehavet om vinteren. Utbredelsen i vintersesongen er knyttet til sokkelen, også i den sesongen kystnær.



Figur 4-10 Geografisk fordeling av lunde *Fratercula arctica* i Norskehavet og Barentshavet, i sommer- (sjun), høst- (soct) og vintersesongen (sfeb) (SEAPOP/Per Fauchald).

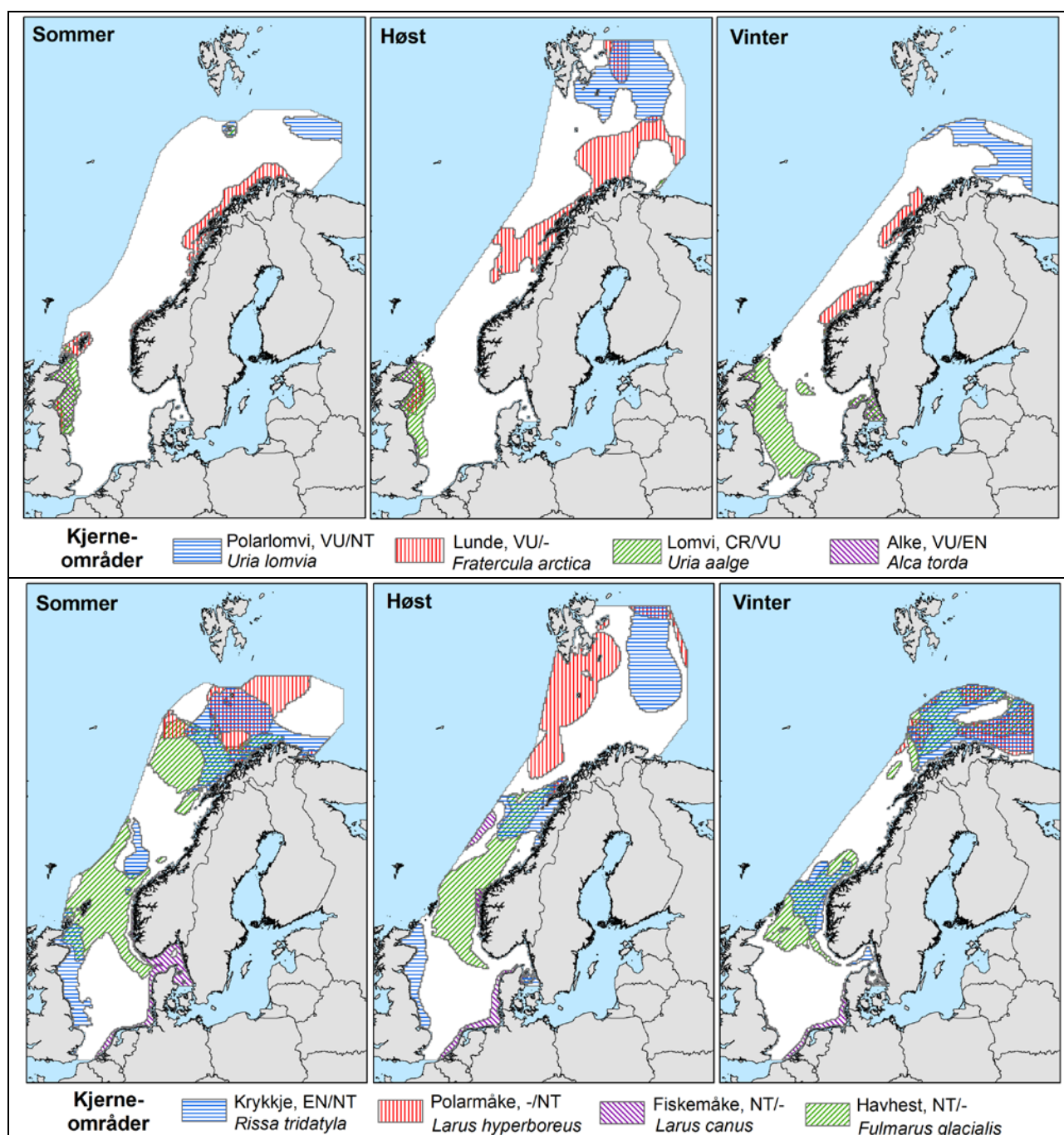
Utbredelsen av krykkje i åpent hav er i mindre grad knyttet til kjente hekkeområder (se f.eks. Figur 4-5). Arten sprer seg vidt i store deler av Barentshavet. På høsten trekker krykkjene opp i nord-østlige deler av Barentshavet, før de igjen opptrer jevnt fordelt i store områder, men med en hovedvekt i det sentrale Barentshavet.



Figur 4-11 Geografisk fordeling av krykkje *Rissa tridactyla* i Norskehavet og Barentshavet, i sommer- (sjun), høst- (soct) og vintersesongen (sfab) (SEAPO/Per Fauchald).

4.2.6 Spesielt sårbare områder

For å identifisere spesielt sårbare områder mht. arter oppført i den Norske rødlisten er det med utgangspunkt i datagrunnlaget for sjøfugl knyttet til åpent hav blitt beregnet spesielt sårbare områder, eller kjerneområder for disse artene (NINA 2011). Kjerneområde er definert som det minste området hvor 75 % av alle individer innenfor studieområdet ble modellert å være. Denne informasjonen er sentral for å forstå hvordan sjøfugl interagerer med øvrige økosystemkomponenter og vil være viktig for å evaluere miljøkonsekvensene av oljesøl. Kjerneområdet for polarlomvi dekker deler av Barentshavet i alle sesonger (Figur 4-12), men ligger i all hovedsak nord for åpningsområdet i høstsesongen. Deler av kjerneområdet for lunde ligger i tilknytning til åpningsområdet i høstsesongen. Også for krykkje, polarmåke og fiskemåke vil deler av kjerneområder ligge innenfor/grense opptil åpningsområdet.



Figur 4-12 Kjerneområdene til alkefugl og pelagisk overflatebeitende fugl oppført i den norske rødlista (NINA 2011).

4.2.7 Sårbarhet for olje

Sjøfuglers generelle sårbarhet for oljesøl er blitt beskrevet omfattende tidligere (se f.eks. Brude *et al.*, 2003, Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008, Moe *et al.*, 1999, Peterson, 2001, Piat *et al.*, 1990) og vil derfor bare kort bli oppsummert her.

Sjøfugler tilbringer det meste av tiden på sjøen, hvor de fleste artene henter all sin næring. Noen arter er kun avhengige av å oppsøke land i hekketiden. Ved oljesøl i områder hvor det



forekommer sjøfugl, enten rundt hekkekolonier eller i områder hvor de beiter, er det sannsynlig at sjøfugl kommer i kontakt med oljen. Sjøfugl er sårbar for både direkte og indirekte effekter av oljesøl. Oljen får fjærene til å klistre seg sammen slik at de mister isolasjonsevnen, sjøvannet kommer i kontakt med huden og fuglen fryser i hjel. Selv relativt små mengder olje i fjærdrakten kan få fatale konsekvenser, fordi fjærenes vannavstøtende effekt blir ødelagt. En oljeflekk på under 5 % av kroppen vil dermed kunne bli fatalt. I tillegg kan tilsølte individer bli forgiftet ved at de får olje inn i fordøyelsessystemet når de pusser fjærdrakten. Sekundært vil åtseletere og predatorer også kunne bli utsatt for forgiftning og tilgrising gjennom tilgang til svake og døde, tilgrisede sjøfugl. Effektene av forgiftning inntreffer mer gradvis og, i den grad forgiftning blir en primærårsak til dødelighet (f.eks. for arter der individene kan overleve en oljeskade ved å søke næring på land), kan dette inntreffe lenge etter den akutte hendelsen.

Den individuelle oljesårbarheten til en sjøfugl varierer med en lang rekke forhold som blant annet art, fysisk tilstand og flygedyktighet samt tilstedeværelse, atferd og arealutnyttelse i risikoområdet (Anker-Nilssen 1987). Sårbarheten er generelt størst for de artene som ligger på havoverflaten og dykker etter næring fordi disse er særlig utsatt for varmetap og har større sannsynlighet for å komme i kontakt med olje. Det gjelder især alkefugler som lomvi og lunde, lommer, skarver og marine ender. Måkefugl, svaner, gjess, og gressender er imidlertid mindre utsatt for varmetap da de ofte finner tilstrekkelig næring på land. Sjøfugler er især sårbare for oljesøl i hekketiden når de aggregerer i kolonien. Dessuten er ande- og alkefugler svært sårbare i myte (fjærfellings) perioden, hvor de ikke er flygedyktige i flere uker. Mytetiden for alkefugler er i august-september mens andefugler i Nord-Norge myter i perioden juli-september (se Tabell 4-3 for forenklet fremstilling av gruppenes sårbarhet for olje).

Tabell 4-3 Forenklet fremstilling av de forskjellige gruppenes sårbarhet for olje til ulike årstider (Anker-Nilssen 1994).

Økologisk sjøfuglgruppe	Sommerområder for				Høst- områder	Vinter- områder
	Hekking	Næringssøk	Hvile	Myting		
Pelagisk dykkende	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Pelagisk overflatebeitende	Lav	Middels	Lav	-	Middels	Middels
Kystbundne dykkende	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Kystbundne overflatebeitende	Middels	Lav	Lav	Middels	Lav	Lav

I beregningene av effektene på sjøfugl av modellerte oljeutslipp, er sannsynlighetsberegningen gjort for hvor stor en andel av bestanden som vil omkomme. Dette er gjort ut ifra fordelingen av sjøfuglene og hvor sårbare artene er overfor olje. Videre beregnes den endelige miljøskaden som restitusjonstid for en sjøfuglbestand. Det vil si tiden det tar for en sjøfuglbestand å bygges opp igjen til samme bestandsnivå som før skade av et oljesøl. Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglartene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet, noe som medfører at de fleste artene har en liten til middels restitusjonsevne (Tabell 4-4). Dette er ivarettatt i beregningene.

Tabell 4-4 Bestandskarakteristika for sjøfugler inkludert i konsekvensanalysen. Restitusjonsevne er vurdert ut fra artens livshistorieparametre (primært reproduksjonsevne og overlevelse).

Bestandstrender er vurdert på bakgrunn av resultater fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (se f.eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009). Nasjonal rødlistestatus er i henhold til Artsdatabanken (2010) og inndelt i kategoriene CR = kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = sårbar og NT = nær truet.

Art	Økologisk grp. ³	Restitusjonsevne	Bestandstrend, fastland	Status i Norge	Individuell sårbarhet (MIRA)
Havhest	PO	liten	Negativ	NT	2
Storskarv	KD	stor	Positiv	Ansvarsart ¹	3
Toppskarv	KD	stor	Stabil	Ansvarsart ¹	3
Ærfugl	KD	middels	Stabil		3
Stellerand	KD	liten	Negativ		3
Svartbak	KO	middels	Stabil	Ansvarsart ¹	1;sept.-mars/2;april- aug.
Gråmåke	KO	middels	Stabil	Ansvarsart ¹	1;sept.-mars/ 2;april- aug.
Krykkje	PO	middels	Negativ	EN ²	3
Polarlomvi	PD	liten	Negativ	VU ²	3
Lomvi	PD	liten	Negativ	CR ²	4
Lunde	PD	liten	Negativ	VU ²	3
Praktærfugl	KD	middels	Stabil		3

1) En art er definert som norsk ansvarsart når den norske bestanden er $\geq 25\%$ av Europas bestand.

2) Rødlistestatus for det norske fastland.

3) PO: pelagisk overflatebeitende, KD: kystbundne dykkende, PD: pelagisk dykkende, KO: kystbundne overflatebeitende

4.3 Marine pattedyr

Barentshavet er et viktig habitat for en rekke sel og hvalarter. 7 selarter og 17 hvalarter har helt eller delvis tilholdssted her. Næringsgrunnlaget er bunnlevende og pelagiske byttedyr (Kovacs et al 2009). Enkelte oppholder seg i Barentshavet hele året (f.eks. ringsel og storkobbe), mens andre kun i sommerhalvåret (f.eks. vågehval, knølhval og finnhval). De kvantitativt viktigste sjøpattedyrene i Barentshavet er isbjørn, ringsel, grønlandssel, storkobbe, hvalross og vågehval (Kovacs et al. 2009).

4.3.1 Sel og oter

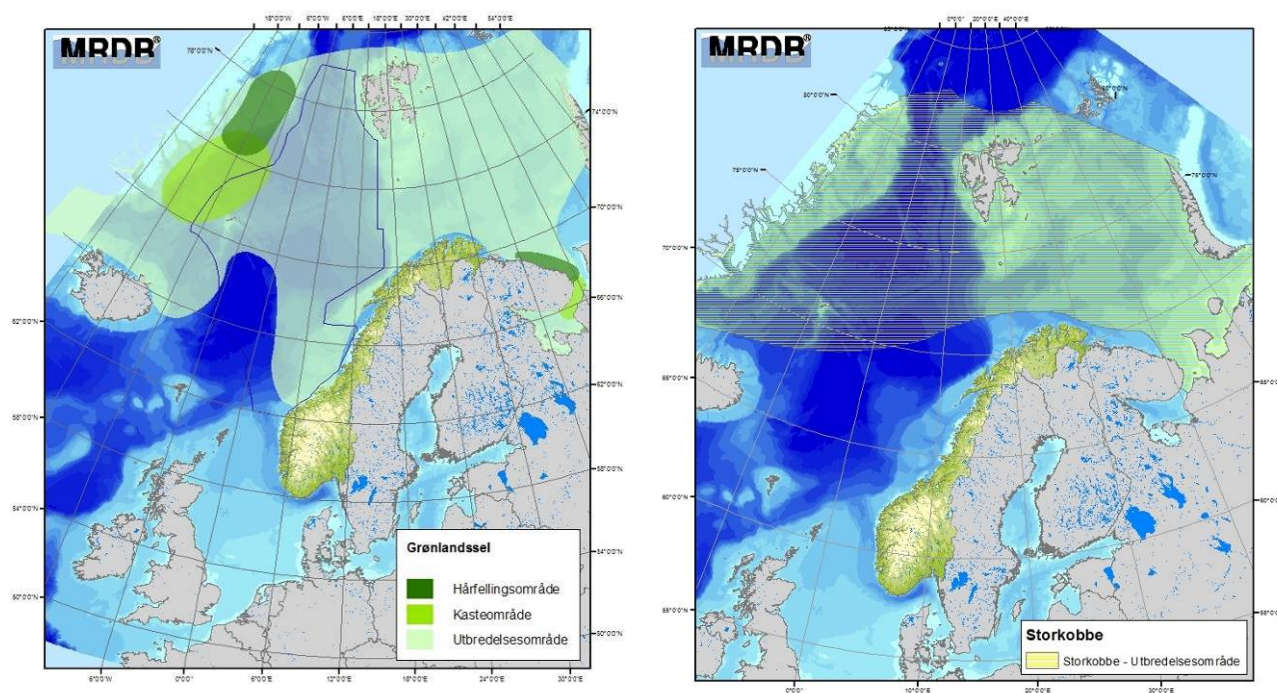
Grønlandsselene finnes bare i Nord-Atlanteren og deles inn i tre ulike bestander etter forplantningsområdene. Den største (ca. fem millioner dyr) har tilhold i Nordvest-Atlanteren og kaster (føder) unger på drivisen ved Newfoundland i Canada. En bestand på vel to millioner dyr har tilhold i Barentshavet og kaster sine unger på drivisen i Kvitsjøen (se Figur 4-13). I Norskehavet er bestanden av ett år gamle og eldre dyr beregnet til 618,000 og en årlig ungeproduksjon på 106,000. I mars hvert år samler de kjønnsmodne dyrene av

Norskehavsbestanden seg i drivisen nord for Jan Mayen for å kaste og pare seg. Utenom forplantnings- og hårfellingsperiodene er grønlandsselene på beitevandring. De opptrer ofte i store flokker både langs iskanten og i åpnere farvann. Både østkysten av Grønland, Norskehavet, områdene rundt Svalbard og det nordlige Barentshavet inngår i beiteområdene for Norskehavsbestanden (DN & HI 2007). Det er usikkert i hvilken grad området rundt utredningsområdet blir brukt til beiting av grønlandssel da dette til en stor grad er bestemt av byttedyrfordelingen (f.eks. lodde). Grønlandsselen vil være i området høst/vinter i forbindelse med de årlige beitevandringene.

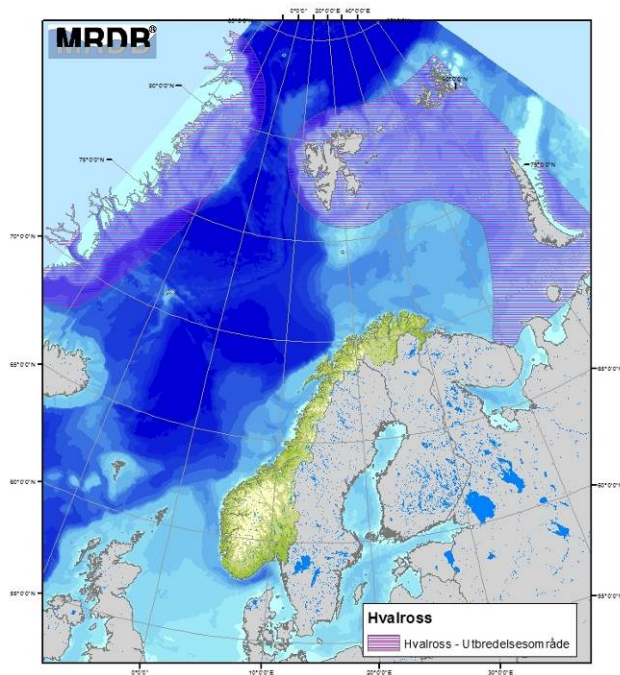
Storkobbe finnes i store områder av Barentshavet (Figur 4-13). *Storkobbe* opptrer oftest som enkeltindivider. Store forekomster finnes langs nordkysten av Spitsbergen og Nordaustlandet, i fjordene på vestkysten av Spitsbergen og i Storfjordområdet, samt i drivisen i Barentshavet. I kaste- og hårfellingsperioder (mai-juni) ligger storkobben ofte på små isflak i åpen is (Føyn m.fl. 2002).

Ringselen oppholder seg i de isfylte delene av Barentshavet og ved Svalbard, og er den mest tallrike arten i disse områdene (Føyn m.fl. 2002).

Hvalrossen forekommer i store antall i Svalbardområdet (Figur 4-14). 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 (Føyn m.fl. 2002).



Figur 4-13 Utbredelse av grønlandssel og storkobbe (HI 2007).



Figur 4-14 Utbredelse av hvalross (HI 2007).

Havert forekommer i kolonier langs hele norskekysten. Utenom kastetiden kan arten være spredt langs kysten for næringssøk, og utbredelsen fra flere kolonier kan overlappe. Under hårfellingsperioden og kasteperioden samler havert seg i store kolonier (Føyn m.fl. 2002; Bjørge 2008). En landsdekkende undersøkelse av havert i 2001-2003 konkluderte at den årlige produksjonen er på rundt 1 200 unger. Dette indikerer en havertbestand på 4 600 - 5 500 ett år gamle og eldre dyr (DN & HI 2007).

Bjørge (2008) har foreslått å dele de norske forekomstene av havert inn i tre bestander. En populasjon sør for Stad, en populasjon fra Stad til Lofoten, og en populasjon fra Vesterålen til russergrensen. Datasettet for populasjonen fra Vesterålen til russergrensen er benyttet i de kvantitative konsekvensvurderingene for havert. Geografisk utbredelse er vist i Figur 4-15. Koloniene på Froan i Sør-Trøndelag er en av de største havertkoloniene. Havert kaster i desember måned og ungene skifter pels etter 3 uker. Hårfelling foregår fra februar til april.

I følge Norsk rødliste er havert «Livskraftig» (LC) (Artsdatabanken 2010). En positiv bestandstrend for arten i perioden fra 2006 til 2010 medførte at haverten fikk endret sin rødlistekategori fra NT til LC.

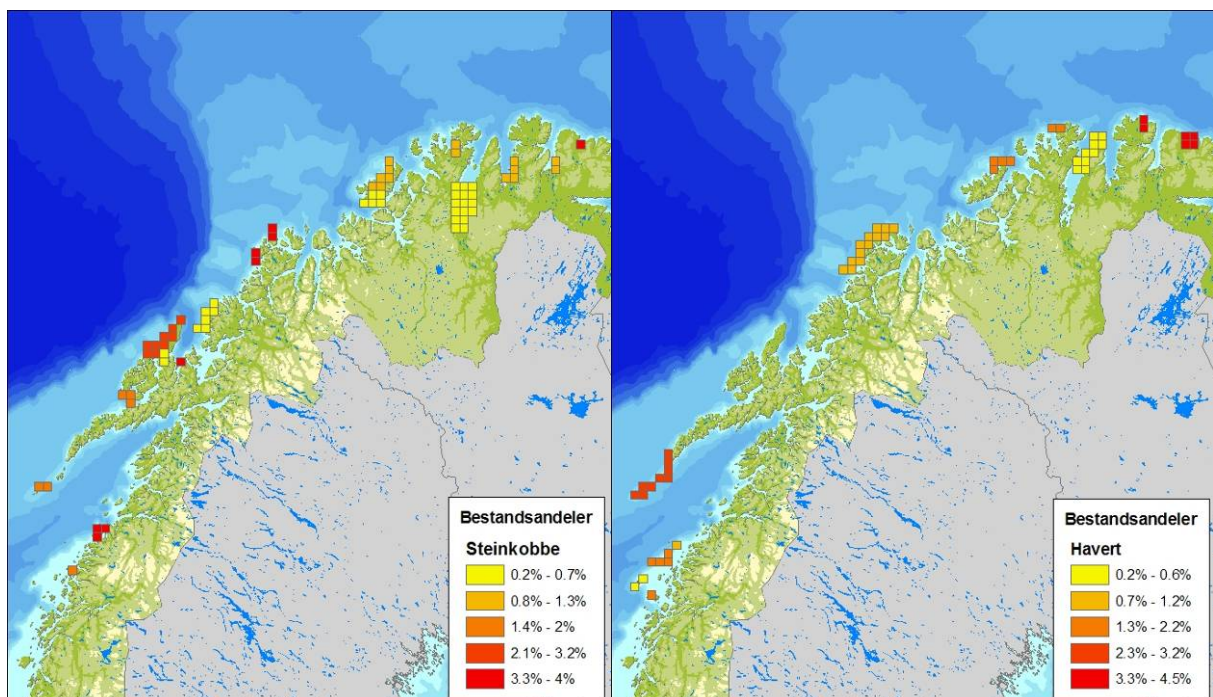
Steinkobbe forekommer i større og mindre kolonier langs hele norskekysten. Arten er relativt stedbunden og oppholder seg nær koloniene året rundt (spredning på noen titalls km).

Basert på telling av hårfellende steinkobber i perioden 1996-1999, er den norske totalbestanden beregnet til ca. 10 000, samt ca. 500 individer ved Svalbard (Føyn m.fl. 2002; Bjørge m.fl. 2007).

Steinkobbene kaster unger i siste halvdel av juni og dieperioden varer i tre til fire uker. Ungene har felt fosterpelsen ved fødselen og kan gå i vann allerede etter få timer. De er imidlertid særdeles følsomme for forstyrrelser i tiden fram til de har utviklet gode svømmeferdigheter (DN & HI 2007). For steinkobbe skjer hårfellingen i august-september.

Bjørge m.fl. (2007) har foreslått følgende bestandsinndeling basert på biologiske prinsipper; Skagerrakbestanden (fra Østfold til Vest-Agder), vestlandsbestanden (fra Rogaland til Troms/Lopphavet), Finnmarkbestanden (fra Lopphavet til russergrensen), og Svalbardbestanden (ved Prins Karls Forland). Finnmarkbestanden er benyttet i de kvantitative konsekvensberegningene for steinkobbe. Geografisk utbredelse er vist i Figur 4-15.

Steinkobbe er jaktbar i Norge, og siden 2003 har kvotene blitt satt vesentlig høyere enn forskernes anbefalinger. Arten er også utsatte for bifangst i fiskeredskap og det er sannsynlig at bestanden vil minke raskt med dagens forvaltningsordning. I noen områder vil steinkobbe være utrydningstruet. I rødlisten er steinkobbe klassifisert som sårbar (VU) (Artsdatabanken 2010).



Figur 4-15 Geografisk fordeling av steinkobbe og havert innen utredningsområdet (DN & HI 2007).

Effekter og sårbarhet av olje hos sel

Toksiske virkning av olje grunnet dens kjemiske sammensetning (aromatiske hydrokarboner)

- Oljens giftighetsgrad er avhengig av dets kjemiske komponenter, men generelt er råolje mer giftig enn raffinert/forvitret olje. Olje vil forvitte over tid ved fordampning, nedblanding og emulgering, samt biologisk nedbryting (biodegradering) og fotooksidering. Derfor vil et oljeutslipp med kort drivtid til utsatte resurser føre til mer akutte skader.
- De toksiske komponentene i fordampet olje vil reagere med selens membraner og føre til hevelse, slimdannelse og sårdannelse. Langvarig påvirkning kan gi varig skade på øyne. (St. Aubin 1990; Geraci and Smith 1976).
- Inhalering av flyktige hydrokarboner vil kunne føre til betennelse, fortettede lunger evt. kjemisk lungebetennelse hos sel. Opptak av giftstoffer via lungene vil bli transportert videre til nyrer, lever og hjerne. Synlige virkninger av dette vil trolig være atferdsendringer (Jenssen



1996; Hansen 1985; St. Aubin 1990). Hjerneskader som oppstår ved inhalering av flyktige komponenter er ikke reversible (Frost og Lowry 1993).

Inntak av olje gjennom svelging (direkte inntak eller kontaminert føde)

- Ekte seler pusser ikke pelsen og får således ikke i seg toksiske komponenter i olje på den måten (Jensen 2008b).
- Den generelle oppfatning er at sel har evne til å fordøye en liten mengde hydrokarboner, da sel har enzymer som kan nedbryte disse. Terskelverdien vil variere fra art til art, fra oljetype til oljetype, og er avhengig av individets generelle kondisjon. Farlig inntaksmengde for sel vil variere fra omlag 100ml til flere liter. (Smith og Geraci 1975; Geraci og Smith 1976; Geraci og St. Aubin 1987; Engelhardt 1982).
- Olje virker på tarmsystemet ved å irritere epitelcellene i mage/tarm som derved har innvirkning på bevegelse, fordøyelse og absorpsjon (Anon 1979 a,b og 1980 a-d; Narasimham og Ganla 1967; Rowe m.fl. 1973).

Stress

- Olje har vært påvist å kunne forårsake død hos stressede seler. Man kan anta at seler som allerede er i dårlig kondisjon vil være ekstra sårbare for olje. Dersom en hel årsklasse er i dårlig kondisjon grunnet f.eks. dårlig mattilgang vil hele årsklassen kunne være særlig utsatt for stress forårsaket av olje (Geraci og Smith 1976).

Tilsøling

- Seler er avhengig av fettlaget for å bevare varmen. Tilsøling vil dermed ikke ha konsekvenser for varmereguleringen til voksne sel. Selunger i sin første livsfase (de første dagene / ukene) er derimot svært sårbare da de er avhengige av pels for isolasjon (Geraci og St. Aubin 1990). Oljeforurensning vil klistre hårene sammen og ødelegge det isolerende luftlaget i pelsen. Kulde og vind vil i tillegg gjøre selungene ekstra sårbare da varmetapet blir større.
- Tilsøling vil føre til begrenset mobilitet, særlig hos ungsel. Luffene er utsatt for å bli klistret til kroppen som reduserer svømmeevne. Mer ømfintlige organer som øyne og værhår er også utsatt (Geraci og St. Aubin 1990; St. Aubin 1990; Engelhardt 1987).
- Jensen (2008b) mener at havertmødre vil forsøke å vaske selunger som er tilsølt. Denne adferden forstyrrer diingen og kan føre til lavere vekt for selungen ved avvenning enn normalt.

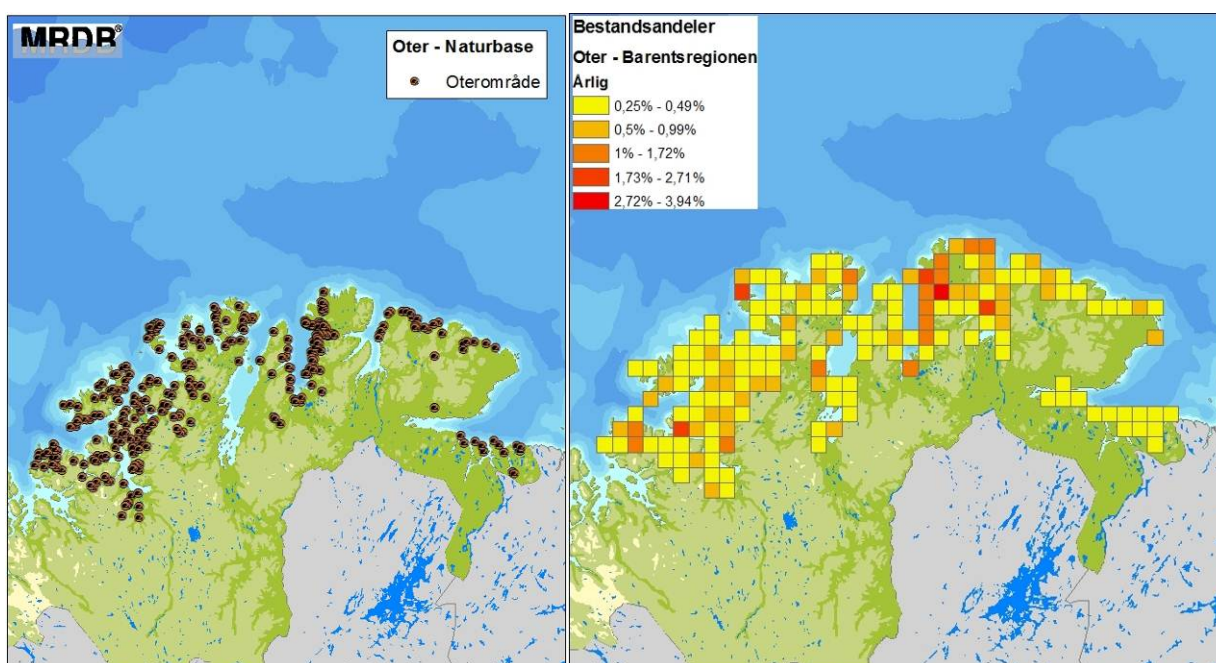
Biologi (atferd / demografi / fysiologi)

- Direkte observasjoner i forbindelser med tidligere oljeutslipp tyder på at havert, steinkobbe og ringsel ikke unngår olje aktivt (Spooner 1967; St. Aubin 1990; Geraci og Smith 1976).
- Forskjell i habitatutnyttelse vil også utgjøre en forskjell i hvordan et individ blir eksponert for olje. Særlig ung sel vil foretrekke grunt vann til fordel for dypt vann, der oljen kan samle seg i større konsentrasjon.
- Selenes store energibehov, 5 % av kroppsvekt pr dag, gjør selene sårbare både på kort og lang sikt. Hvis energibehovet ikke blir dekket vil det kunne føre til sult og nedsatt reproduksjon.
- Selens "strategi" med sen kjønnsmodning, få unger i kullet og høy overlevelse blant kjønnsmodne individer gjør at økt dødelighet hos de kjønnsmodne individene vil få langt alvorligere konsekvenser for bestandene i forhold til økt dødelighet blant unger og ungdyr.

Oteren ble fredet i Norge i 1982 som følge av bestandsnedgang i store deler av utbredelsesområdet. Det er antatt at over 25 % av den europeiske bestanden finnes i Norge

(Brude m. fl. 2003). Kart over oterens tilhold langs Finnmarkskysten, samt bestandsfordeling i Barentsregionen benyttet i de kvantitative konsekvensberegningene for oter er vist i Figur 4-16. Den nasjonale bestanden synes å være i vekst; i 1990 ble den estimert til 9000 - 11 000 dyr, mens tilsvarende tall for 1995 er 17 000 - 21 000 dyr. Dersom veksten har vært konstant, er antallet i dag opp mot 30 000 dyr. 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).

Internasjonalt har oteren status som truet rødlisteart, og er beskyttet av flere internasjonale konvensjoner. På den norske rødlista er arten plassert i kategorien sårbar (VU).



Figur 4-16 Utbredelse av oter (oterområder) og bestandsandeler i Barentsregionen.

Effekter og sårbarhet for olje hos oter

Toksiske virkning av olje grunnet dens kjemiske sammensetning (aromatiske hydrokarboner)

- Ekstracellulær lungeemfysem var en av de vanligste dødsårsakene etter Exxon Valdez-ulykken i 1989, som følge av at oljekomponenter reagerte med lungene. Oterene døde av påfølgende plager (respiratoriske effekter) (Jensen 2008c).

Inntak av olje gjennom svelging (direkte inntak eller kontaminert føde)

- Oter vil innta olje indirekte gjennom føde og direkte ved å stelle pelsen sin. Særlig muslinger, som er hovedføde for ungdyr, akkumulerer hydrokarboner. Inntatt olje som tas opp gjennom fordøyelsen vil påvirke organer som nyrer, lever og hjerne. Etter Exxon Valdez så en at svelget olje førte til blødende magesår og var den vanligste dødsårsak. Lever-nekropsi ble også observert. Mengden olje som er skadelig å innta for oter vil variere, men anslås å være mellom 0,2 og 0,9 l (Geraci og St. Aubin 1987).

Tilsøling

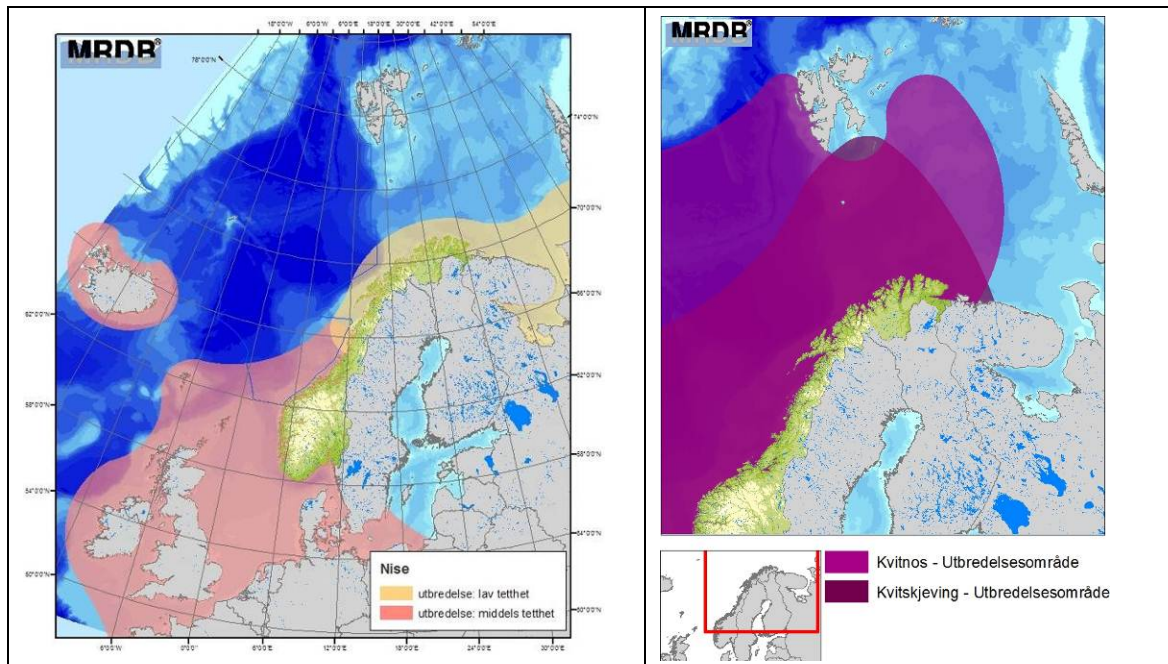
- Oter er spesielt sårbare for oljetilsøling da de er avhengige av pelsen sin for varme i motsetning til sel og hval som har spekk. Oljetilsøling vil drastisk redusere pelsens isoleringsevne. Dette kan ha en rekke konsekvenser, fra akutt død til mer kroniske plager som følge (Costa og Kooyman 1982; Siniff m.fl. 1982; Geraci and Williams 1990).
- Det er vist at oljeforurensede havotere finner tilhold på land for å hindre varmetap, men vil da risikere å sulte i hjel da fødetilgangen blir begrenset (Jensen 2008c).
- Av de tilsølte otrene etter Exxon Valdez som ikke døde akutt kan en anta at flere fikk senskader eller omkom indirekte som følge av tilsøling (Loughlin m.fl. 1996). Bl.a. ble det påvist lungeemfysem, magesår, blødninger, lever/nyre-lipidose og vevsvinn i lever (Lipscomb m.fl. 1994).

4.3.2 Hval

Den vanligste kystnære arten i Barentshavet er tannhvalen nise, mens de vanligste pelagiske artene inkluderer bardehvalene vågehval, knølhval, finnhval og tannhvalene kvitnos og kvitskjeving. De vanligste istilknyttede artene er narhval, grønlandshval og hvithval. Av disse er narhval sterkt truet, grønlandshval kritisk truet og hvithval er sårbar ettersom den har liten populasjon (Artsdatabanken 2010). I det følgende blir det fokusert på arter som har størst forekomst i de sørøstlige delene av Barentshavet og i tillegg omtales artene spekkhogger og grønlandshval på grunn av flokkdannelse og rødlistestatus.

Nise forekommer både i og utenfor utredningsområdet i Barentshavet (Figur 4-17). Nisen er generelt en kystbundet art som oppholder seg mest i grunne farvann. Nisene opptrer i små flokker, og forekommer langs hele Norskekysten. Nisene er relativt stasjonære (Føyn m.fl. 2002). Arten deles inn i følgende bestander basert på økosystem: Skagerak, Nordsjøen (Vest-Agder / Rogaland-Stad), Norskehavet (Stad-Vestfjorden) og Barentshavet Lofoten / Vesterålen – russergrensa (Bjørge 2008). Nordgrense for nise er polarfronten.

Kvitskjeving og *Kvitnos*, også kalt springere, er to mindre tannhvalarter som er vanskelig å skille fra hverandre i felt. Springerne forekommer i flokker på opp til 30 individer og beiter på sild og torskefisk, muligens også lodde og blekksprut. Kvitnosen er en sokkelart som gjerne holder seg i grunne kystnære farvann, mens kvitskjevingen fortrinnsvis finnes over dypere vann. Anslagsvis finnes det 131 500 individer springere langs norskekysten og i Barentshavet. Springerne foretar trolig ikke regelmessige sesongvandring, men flytter seg etter hvor de finner føde (DN & HI 2007).



Figur 4-17 Utbredelse av tannhvalartene nise, kvitnos og kvitskjeving langs norskekysten (HI 2007).

Vågehval finnes i alle havområder på den nordlige halvkule. Vågehvalene har sesongvandringer mellom forplantningsområder på lavere breddegrader og beiteområder i kalde farvann. Vandringsveiene og kalvingsområdene er dårlig kartlagt, men vågehvalene vandrer helst langs kystene. De kan også oppholde seg over dyphav, for eksempel i de dype områdene der Barentshavet grenser mot Norskehavet.

Havforskningsinstituttet gjennomfører årlige tellinger av vågehval med en geografisk fordeling av telleaktiviteten slik at hele utbredelsesområdet blir dekket i løpet av en seksårsperiode. Det er to bestander av vågehval som er relevante for utredningsområdet. Bestanden i Norskehavet kalles *sentralatlantisk* bestand og er beregnet til 26 700 dyr. Den *nordøstatlantiske* bestanden har tilhold i Nordsjøen, langs norskekysten, Barentshavet og ved Svalbard. Det vil si at denne bestanden forekommer langs hele den østlige delen av utredningsområdet. Den nordøstatlantiske bestanden er beregnet til 80 500 basert på tellingene mellom 1996 og 2001. (DN & HI. 2007)

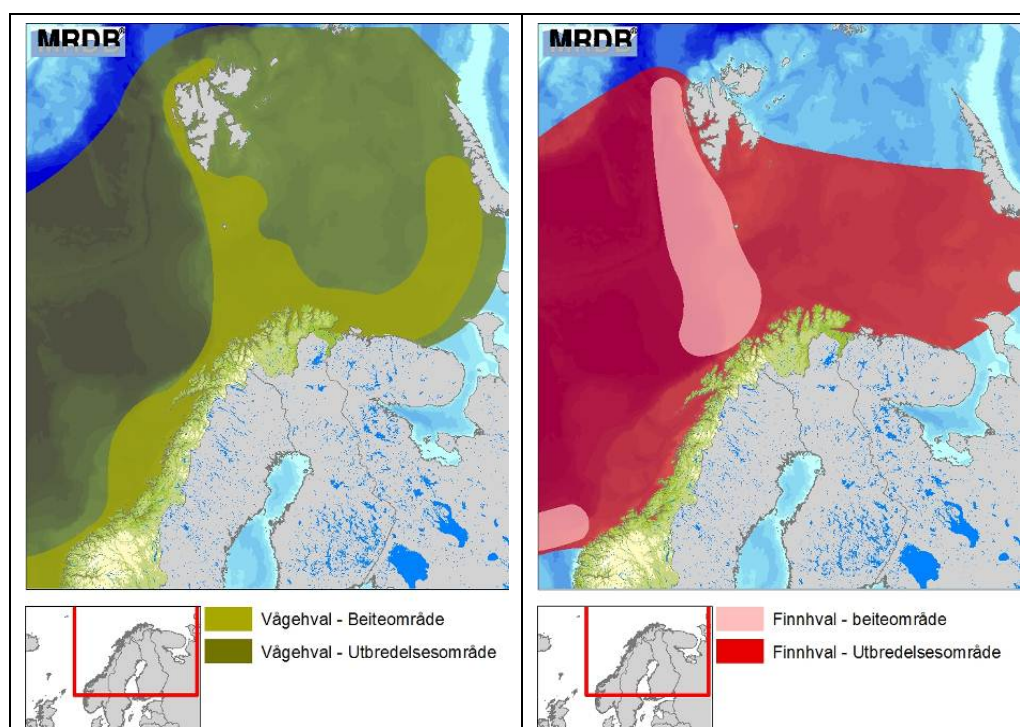
Den nordøstatlantiske bestanden trekker inn mot områdene i Barentshavet i mars-april (hunner) og april-juni (hanner), og de returnerer til sørligere farvann senhøstes (Von Quillfeldt m.fl. 2002). Det er kjent at enkelte dyr også overvintrer i nordiske farvann. Om sommeren er farvannene rundt Bjørnøya de områdene hvor vågehvalen opptrer med størst tetthet. Andre områder med høye tettheter om sommeren er utenfor Finnmarkskysten og områdene rundt Lofoten-Vesterålen. (Føyn m.fl. 2002). Vågehval er den eneste hvalarten som beskattes i Norge.

Finnhvalen er en bardehval som finnes i alle verdenshav og foretar lange sesongvandringer. I Norskehavet beiter de særlig langs polarfronten og helt opp mot iskanten om sommeren, nord i utredningsområdet. Den har ofte tilhold over dype havområder, men kan forekomme over kystbanker og sokkelområder nær kysten.

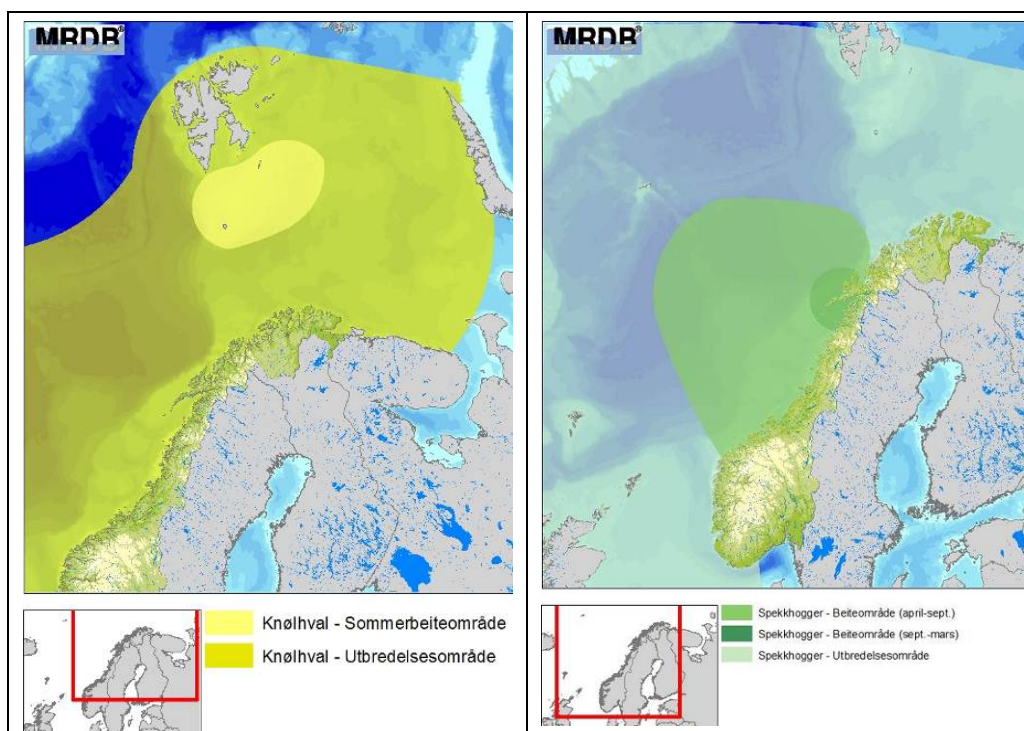
Knølhval er å finne i hele Barentshavet, men forekommer med størst tetthet (sommerbeite) i de nordøstlige delene av Barentshavet.

Spekkhoggere finnes langs hele norskekysten og i Barentshavet med kjerneområder utenfor Mørekyten, Lofoten og Finnmarkskysten. Spekkhoggerne vandrer i flokker bestående av 4-100 dyr. Om våren følger spekkhoggernes utbredelse fordelingen av vårgytende sild og om vinteren oppholder de seg i kjerneområdene, mens om sommeren kan de ha en spredt fordeling i Norskehavet og Barentshavet.

Grønlandshvalen er en stor bardehvalart som oppholder seg hele livet i arktiske farvann. De har en flekkvis sirkumpolar utbredelse som varierer med drivisen. Næringsinntaket foregår hovedsakelig om sommeren. Grønlandshvalen er i følge norsk rødliste kritisk truet. Det anslås at den gjenværende bestanden i det nordøstlige Atlanterhavet er på mindre enn 50 reprodukerende individer. Dersom individer av denne arten skulle bli berørt av et uhellsutslipp vil konsekvensen for hele bestanden være betydelig.



Figur 4-18 Utbredelse av vågehval og finnhval langs Norskekysten (HI 2007).



Figur 4-19 Utbredelse av knølhval og spekkhogger langs Norskekysten (HI 2007).

4.3.3 Effekter og sårbarhet

I det følgende gis en gjennomgang av mulige effekter for hval, som følge av oljeeksponering. Erfaringer og generelle betraktninger beskrevet her er vurdert som relevante for norske forhold. Gjennomgangen bygger på DNV (2000 og 2008c) og originalkilder er referert.

Toksiske virkning av olje grunnet dens kjemiske sammensetning (aromatiske hydrokarboner)

- Råolje avgir giftige lettflyktige komponenter til lufta. Mengden giftstoffer som avgis vil være størst de første timene og så avta over tid. Hval trekker inn luft til lungene fra det luftlaget som er nærmest overflaten. Innåndingseffekten er doseavhengig, og konsekvenser for hvalen vil være avhengig av dens kondisjon og reaksjon på stress. Utfallet kan variere fra mild irritasjon i lungene til rask død. Opptak av hydrokarboner gjennom lunger vil kunne påvirke organer som nyrer, lever og hjerne. Det er også mulig at gassene kan gi en narkotisk effekt som kan medføre drukning. (Geraci og St. Aubin 1985; Thomson og Geraci 1986; Geraci 1990; Jensen 2008a)
- Exxon Valdez ulykken viste at Spekkhoggere antakelig er den hvalarten som er mest utsatt i forbindelse med oljeforurensning. Dødsraten steg fra 1,3 % før ulykken til 20 % året etterpå. Raten var normalisert noen år etter. Dødsraten var størst blant ungdom og hunner i reproduktiv alder. Årsaken til at spekkhoggere er så utsatt er antagelig at de er utpregede flokkdyr. Dødsårsak var antagelig inhalering av oljefraksjoner. (Jensen 2008a)

Inntak av olje gjennom svelging (direkte inntak eller kontaminert føde)

- Bardehvaler som finner føden sin i øvre vannlag er trolig mer utsatt for å svelge olje enn f.eks. tannhvaler (Hansen 1985). Likevel er alle hvaler utsatt for å få i seg olje gjennom føde. Hydrokarboner fra petroleum lever lenge i næringskjeden, især hos arter som ikke har evne til å nedbryte dem, som mollusker og bentiske invertebrater

- Det finnes ikke mange forsøk å vise til når det gjelder hvilke effekter svelget olje har på hval. Geraci og Smith (1987) har beregnet at skadelig dose på vågehval er 15 l, 45 l for spekkhugger og 600 l for finnhval. Det er derfor lite sannsynlig at store hvaler vil kunne innta så store oljemengder at det blir akutt skadelig. Man tror at hval vil reagere på samme måte som sel ved inntak av skadelige mengder olje. Oljen vil irritere epitelcellene i mage/tarm som derved har innvirkning på bevegelse, fordøyelse og absorpsjon. Opptak av hydrokarboner gjennom tarm vil kunne påvirke organer som nyrer, lever og hjerne.

Tilsøling

- Hvalenes hud er omtrent ugjennomtrengelig, selv for oljens volatile komponenter (Geraci og St. Aubin 1985). Ekstern oljeforurensning av huden til hval er antakelig lite skadelig.
- Flere typer bardehvaler er utsatt for tilsøling ved at de "tråler" de øvre vannlagene etter mat. Knølhval har for eksempel koordinerte jaktmetoder der de tvinger fisk sammen i tette stimer. Deres bevegelser i overflaten gjør dem utsatt for tilsøling.
- En grønlandshval ble observert med 85 % nedsatt filtreringsevne pga. oljetilsøling av bardene. Tung olje er i så måte mest skadelig da det tar lengre tid å skylle vekk oljen (kan ta opp til flere dager) (Engelhardt 1987). Bardehval har naturlige lange fasteperioder, og dyrene vil derfor godt kunne tolerere et redusert fødeinntak i en kortere periode.

4.3.4 Isbjørn

Isbjørnen er den største av verdens bjørnearter. Den regnes som et sjøpattedyr og lever hovedsakelig av selartene ringsel, storkobbe og grønlandssel. Av den grunn er isbjørnen nært tilknyttet iskanten, men kan også søke etter mat på land, hovedsakelig egg, sjøfugl og reinsdyr kadavre. Isbjørn har en spesiell energimetabolisme ved at de kan bygge opp store energilager i form av fett. Fettet brukes som energilager i perioder med dårlig næringstilgang og det er kjent at isbjørn kan faste i over et halvt år.

Parringen skjer i april og mai, men modningen av fostrene stanser i en tidlig fase og starter først opp igjen på høsten da binnene går i hi. Ungene fødes i perioden desember-januar, som regel en eller to. Hiet forlates i mars-april og ungene følger moren i omkring to år. Bortsett fra familiegrupper er isbjørner usosiale dyr som jakter og vandrer alene. De kan bli 15-25 år gamle og det er kun binner som føder som går i hi (Artsdatabanken 2010).

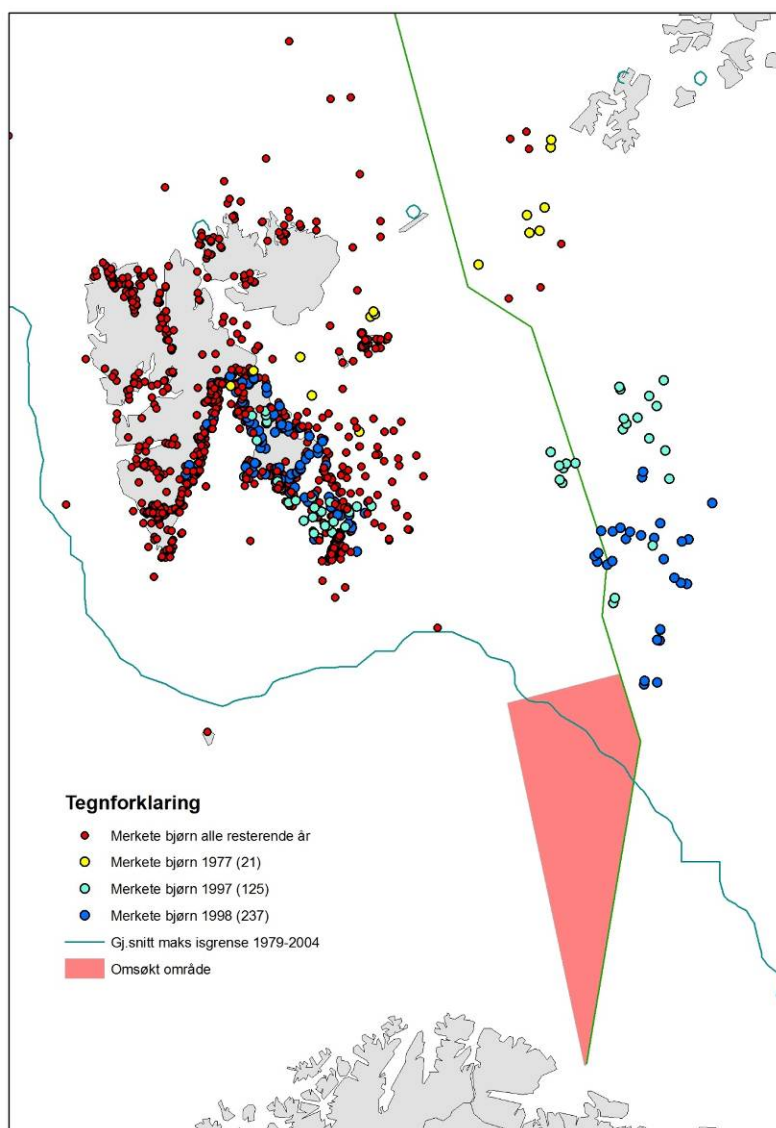
Barentshavbestanden består av mellom 2300-4100 isbjørner (Artsdatabanken 2010). Omtrent halvparten av disse oppholder seg rundt Svalbard store deler av året. Norsk Polarinstitutt (NP) har levert et notat om forekomst av isbjørn innenfor det tidligere omstridte området i Barentshavet sørøst (omsøkt område), basert på merkedata (1967-2011) og flytelling (2004), se Figur 4-20 og Figur 4-21 (NP 2012). Med basis i disse data har NP angitt en forventet tetthet av isbjørn i ulike typer habitat, bl.a. pakkis og fastis. Dette er data fra observasjoner gjort i august, men de indikerte tetthetene vil kunne ha gyldighet hele året. I pakkis i russisk territorium ligger observert tetthet mellom 1.3-3 isbjørn pr 100 km², og i norsk pakkis i området 0.2-0.6 isbjørn pr 100 km².

Basert på disse tetthetsdataene har NP gjort en faglig vurdering av tettheten av isbjørn i det omsøkte området, etter at følgende forhold er tatt i betraktning:

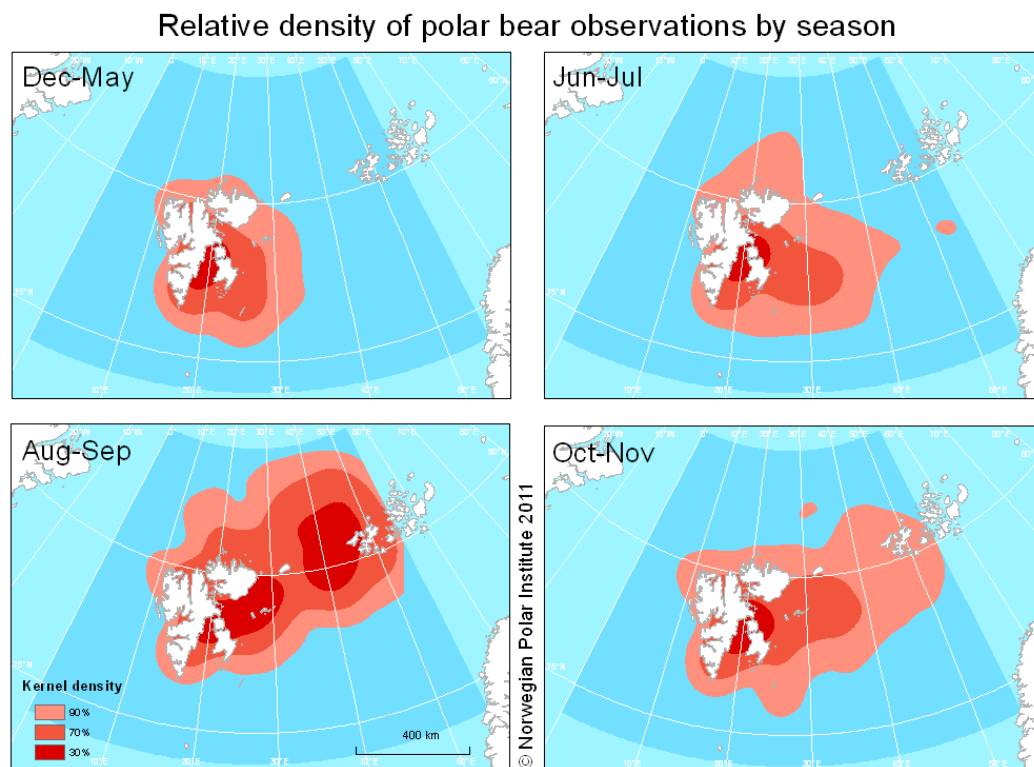
- Isbjørn foretrekker pakkis over grunt vann (mye av norsk pakkis ligger over dypt vann - derfor forholdsvis lav tetthet).

- Pakkis i det omsøkte området vil som regel være iskant eller i nærhet av iskant, og en sone på 80 nautiske mil fra iskanten har en høyere tetthet enn pakkisen for øvrig.
- Området ligger nært russisk territorium, og forventes derfor å ha tettere forekomst enn hva generelt kan forventes i norsk pakkis.
- Observerte tettheter i andre områder.

NP konkluderer med at en kan forvente en tetthet på 0.5 – 5 isbjørn pr 100 km² pakkis i det omsøkte området. Men, det er stor usikkerhet knyttet til dette estimatet i og med at det ikke foreligger noen observasjoner fra dette området.



Figur 4-20 Forekomst av isbjørn innenfor det tidligere omstridte området i Barentshavet SØ (omsøkt område), basert på merkedata (1967-2011) og flytellingene (2004) (NP 2012).



Figur 4-21 Sesongvis forekomst og relativ tetthet av isbjørn innenfor det tidligere omstridte området i Barentshavet sørøst (omsøkt område), basert på merkedata (1967-2011) og flytelling (2004) (NP 2012).

Effekter og sårbarhet

Det er kjent at isbjørner ikke forsøker å unngå oljesøl, men heller at de av nysgjerrighet oppsøker tilsølte områder (Derocher 1991). Isbjørn er sårbar for oljesøl ved at oljen setter seg i pelsen og skaper problemer for isolasjonsevnen. Den vil også kunne få i seg oljen ved vasking av pelsen eller ved å spise tilsølte byttedyr.

Studier av isbjørn i fangenskap har vist at oljing av pelsen fører til inntak av oljen ved pelsstell som igjen påvirker termoregulering og metabolisme på en negativ måte (Øritsland et al 1981). Inntak av olje førte til adferds forandringer og redusert matinntak, i tillegg til dehydrering, anemi og nyresvikt. Det er også vist at olje kan føre til hudirritasjon og hårtap under både eksperimentelle og naturlige forhold. Isbjørn kan være spesielt utsatt for oljesøl ettersom den er avhengig av pels for varme i motsetning til sel som avhenger av spekk (Geraci and St.Aubin 1990).

Spesielt er isbjørnen sårbar for oljesøl før den går i dvale og i løpet av perioder der næringstilgangen er begrenset på grunn av den fysiologiske tilleggsbelastningen oljen vil medføre. Videre vil også aktiviteter knyttet til fjerning av oljesøl kunne føre til forstyrrelse av bjørnehi og død av isbjørnunger som på grunn av forstyrrelsen kan bli forlatt.

Dersom oljesølet skjer i tilknytning til områder med høy konsentrasjon av isbjørner f.eks. i iskanten eller andre områder som er viktig for næringsinntak kan dette føre til negative effekter på populasjonsnivået.



4.4 Fisk

Barentshavet er et viktig oppvekstområde for fisk, og fiskefaunaen her omfatter om lag 150 ulike arter fordelt på 52 familier. Torsk, sild og lodde regnes som de viktigste artene både ut fra økologiske og økonomiske verdier, og vil derfor bli nærmere omtalt her. Andre viktige arter i Barentshavet er polartorsk, lusuer, kveite, hyse og sei. Det gis i det følgende en kort beskrivelse av viktige fiskearter i Barentshavet, og henvises videre til HI-rapport «Kunnskap om marine naturressurser i Barentshavet sørøst» (2012) for ytterligere informasjon.

4.4.1 Sild (*Clupea harengus*)

Norsk vårgytende sild vandrer ut fra overvintringsområdet i Vestfjorden i januar og setter kursen mot gyteområdene. Silda ankommer gyteområdene i januar – februar og gyter på kystbankene fra Egersund til Vesterålen i perioden fra februar til april, med hovedtyngden gjerne i månedsskiftet februar - mars. Selve gytingen foregår 5-10 m over bunnen på 50-150 m dyp. Gytefeltene har grusbunn, og etter at eggene er gytt synker de ned mot bunnen hvor de kleber seg fast. Inkubasjonstiden har en varighet på ca. 3 uker avhengig av temperaturen.

De nyklekkede sildelarvene svømmer opp i den eufotiske sonen hvor de begynner å spise etter 2-3 dager. Sildelarvene følger det samme transportmønsteret som torskelarvene, og i april - mai er de spredd over hele midtnorsk sokkel og videre nordover på Røstbanken, Vesterålsbankene, banken utenfor Troms og Tromsøflaket. Silda metamorfoserer ikke før den har blitt 40-50 mm lang. Samtidig samler silda seg i tette stimer som respons på de forskjellige predatorer som ernærer seg på silda.

I august - september står silda i tette stimer i Barentshavet, men med en mer vestlig fordeling enn torsken. Silda blir værende i Barentshavet i tre år, og den har da en øst-vest beitevandring hvor tyngdepunktet flytter seg vestover for hvert år inntil den vandrer ut fra Barentshavet og inn i Norskehavet hvor den slutter seg til den gytende bestanden.

Silda har vist store endringer i bestandsstørrelse i løpet av de siste 50 årene, og den forandrer også gyte- og beiteområde. Rekrutteringen er svært ujevn, men det synes som om det er en forutsetning for god rekruttering at en stor del av yngelen driver inn i Barentshavet og vokser opp der. Barentshavet er således et nøkkelområde for rekrutteringen (Føyn m. fl., 2002).

En oversikt over gjennomsnittlig sildelarveutbredelse (data fra 2008-2009) i perioden mars-september gitt i Figur 4-23.

4.4.2 Lodde (*Mallotus villosus*)

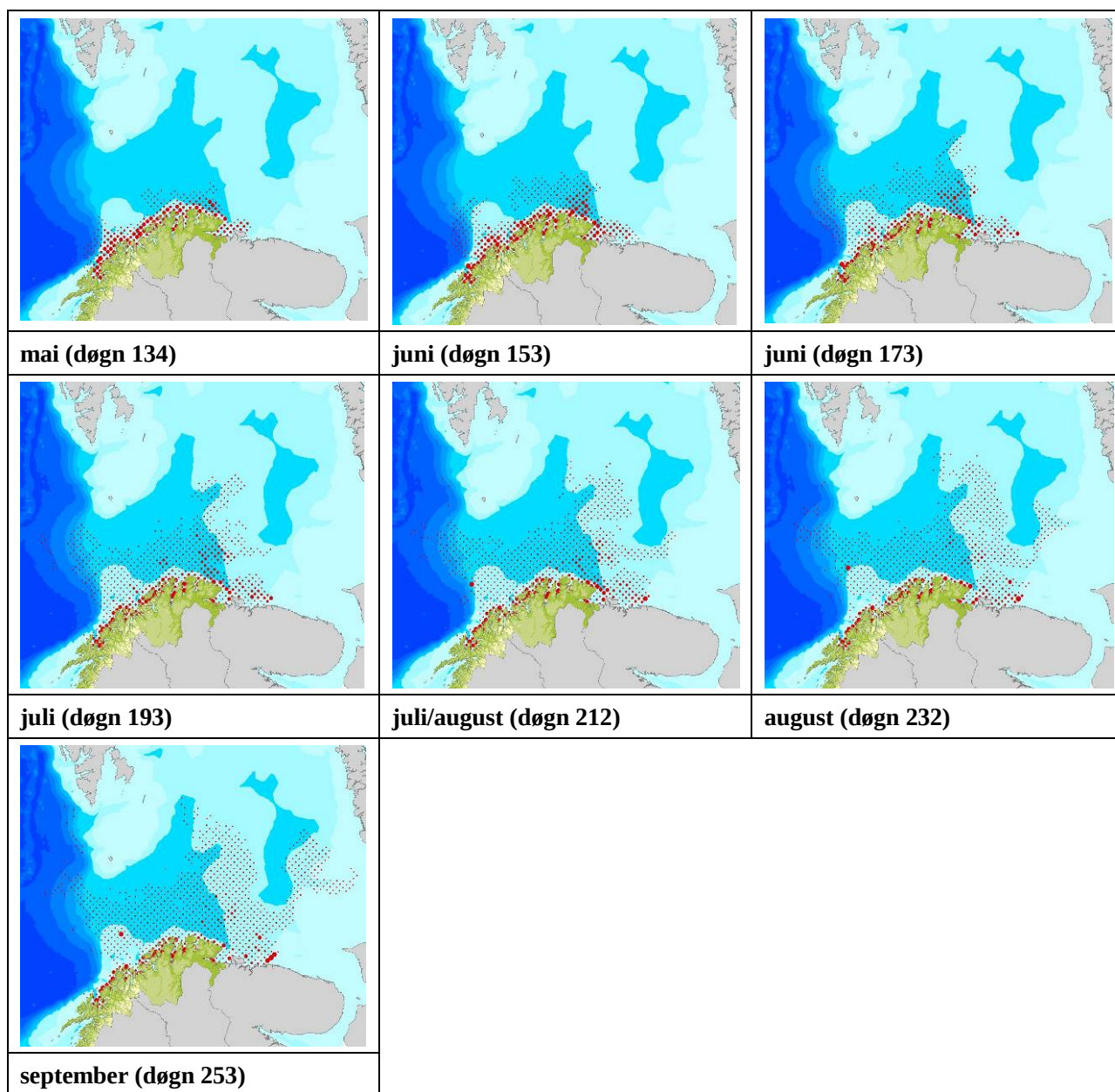
Lodda er en viktig art i Barentshavet fordi den omdanner mye av sekundærproduksjonen til fiskeprotein, og den er en viktig matkilde for både annen fisk, sjøfugl og marine pattedyr. Gytingen foregår i selve Barentshavet innenfor et område som strekker seg fra Vesterålen til øst for Murmansk fjorden, oftest med et østlig eller vestlig konsentrert gytesenter. Lodda gyter på grusbanker på 30-50 m dyp, og eggene blir gravd ned i grusen. Egg og plommesecklarver utvikler seg nede i grusen for så å svømme ut når forholdene er gode.

Loddelarvene driver med strømmen i de øvre delene av vannmassene, og drivretningen er for en stor del avhengig av hvor gytingen har foregått. I år hvor gytingen har foregått i vestlige områder (Troms og Vest-Finnmark), vil larvene transporteres langs Eggakanten mot områdene vest for

Svalbard. Ved gyting i østlige områder (Midt-Finnmark til Murmansk) vil en finne larvene igjen i nordøstlige deler av Barentshavet. Temperatur og næringsforhold i Barentshavet er begrensende for larvenes vekst, slik at lodda ikke klarer å gjennomgå metamorfose den første sommeren. Den overvintrer som larver eller "glasslodde" som den ofte blir kalt. Lodda har en nord-sør beitevandring etter som polarfronten flytter seg.

Lodda gyter som regel i en alder av 3-4 år, og ettersom lodda er en laksefisk er det vanlig at de fleste dør etter at de har gytt første gang. Den korte livssyklusen til lodda gjør den sårbar for påvirkninger. En ser for eksempel at i år med store sildeklasser som beiter på loddelarvene, vil det i de 2-3 etterfølgende år være dårlig rekruttering av lodde, noe som vil føre til en dramatisk nedgang i bestanden til den kortlivede lodda.

En oversikt over fordeling av loddelarver i ulike måneder i 2003 er gitt i Figur 4-22. Datasettene som benyttes i de kvantitative konsekvensvurderingene for lodde dekker perioden 1998-2003.



Figur 4-22 Fordeling av loddelarver i ulike måneder i 2003 (Kilde: Havforskningsinstituttet).

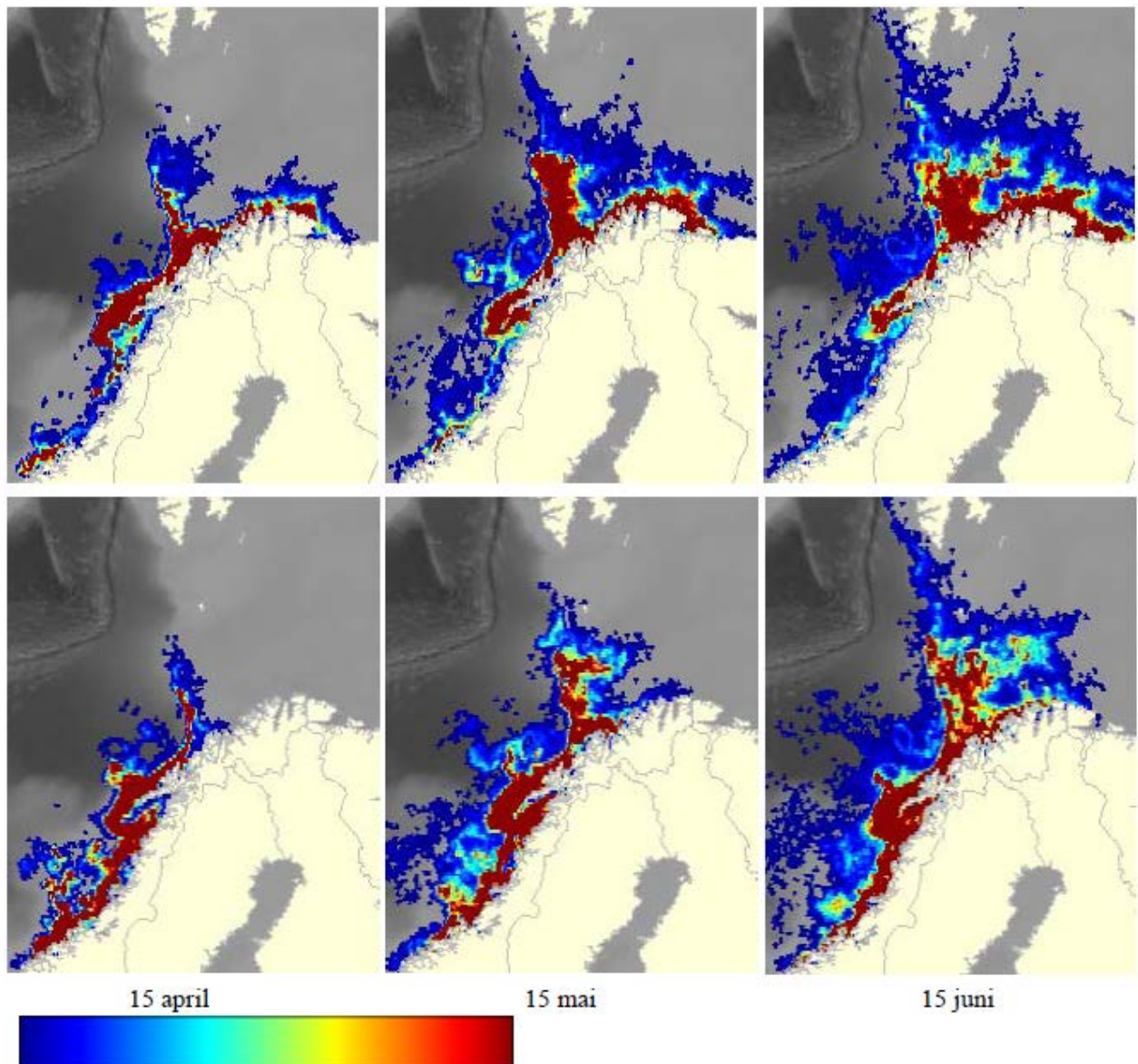
4.4.3 Torsk (*Gadus morhua*)

Den norsk arktiske torsken gyter i hovedsak i Vestfjorden og på bankene utenfor Lofoten, Vesterålen og Troms. En mindre, men viktig andel av torsken, ca. 15-20 %, gyter utenfor kysten av Møre. Gytebestanden ankommer gyteområdene i januar - februar, og gyter i de to påfølgende månedene, med hovedtyngden i mars - april. Torsken gyter i sprangsjiktet mellom kyststrømmen og det underliggende atlantehavsvannet, men ettersom eggene er lettere enn sjøvann, stiger de sakte opp mot overflaten i kyststrømmen. Vind og bølger vil blande eggene nedover i vannmassene slik at vertikalfordelingen av eggene i stor grad er styrt av værforholdene.

Eggene blir transportert nordover med kyststrømmen, og transporten er i denne perioden priggitt de rådende strømforhold. Etter ca. 3 uker, mot slutten av april, klekker torskelarvene. De er

fremdeles avhengige av de horisontale og vertikale vannbevegelsene, og de høyeste konsentrasjonene av nyklekkede larver vil være å finne på 10-20 m dyp. I juli måned finner en mesteparten av årsklassen over Tromsøflaket utenfor kysten av Nord-Troms. Larvene har nå blitt ca. 3 cm og befinner seg fremdeles høyt oppe i vannmassene, over 20 meters dyp. De er nå mindre sårbare overfor oljeforurensning. I august - september finner en torskeyngelen igjen i store deler av Barentshavet. Deler av yngelen følger strømmen til områdene vest for Svalbard, mens hovedtyngden vil fortsette innover i Barentshavet og står i et belte fra Svalbard sørøstover til Novaya Zemlja. Utbredelsen er forholdsvis stabil fra år til år, mens tetthetene varierer med 1000 ganger fra et godt til et dårlig år. Torskeyngelen har nå blitt ca. 7 cm og fordelingen i vannsøylen vil være fra 60 m og opp mot overflaten. Utover høsten i oktober - desember når torsken har blitt 10-12 cm lang, bunnslår den og den pelagiske fasen er over. Den totale bestanden av norsk arktisk torsk ble i 2006 estimert til 1,3 mill. tonn, hvorav den gytende bestanden utgjorde ca 500.000 tonn (Aglen 2007 (HI)).

Som grunnlag for vurdering av mulige konsekvenser for norsk-arktisk torsk er det benyttet modelldata fra Havforskningsinstituttet med modellert larvefordeling i perioden mars-september for årene 2008-2009. Datasettene er generert av Havforskningsinstituttet med sin høyoppløselige operasjonelle larvedriftsmodell (se Figur 4-23). De representerer en lang tidsserie for larvefordeling og drift av egg og larver fra gyteområdene nordover og inn i Barentshavet. Datasettene ble første gang benyttet i Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (DNV, SINTEF 2010).



Figur 4-23 Larvefordeling for ulike tidspunkt for torsk (øverst) og sild (nederst) i 2009, der rød farge angir høyest konsentrasjon. Figurene er fra HIs operasjonelle larvedriftsmodell (Vikebø m fl. 2009).

4.4.4 Effekter og sårbarhet av olje hos fisk

Fiskeegg og larver er fiskens mest sårbare livsstadier i forhold til oljeforurensning. Juvenile og voksne fisk klarer å unngå vannmasser med høye konsentrasjoner av hydrokarboner og det er sjelden rapportert om store mengder døde fisk etter oljesøl (Hjermann 2007). Et unntak er oljesølet som følge av Amoco Cadiz-skipsulykken som drepte store mengder voksen fisk. Ulykken skjedde nærme land og store mengder av oljen emulgerte.



Det er grunn til å tro at den enkle strukturen av arktiske økosystem gjør de mer sårbare for ytre påvirkning generelt (Hamre 1994, Hillebrand 2004) da de blir mer sårbare for endringer i forekomsten av nøkkelarter. Fiskebestander som torsk og sild er sannsynligvis nær sin klimatiske grense og på grunn av de spesielle miljøforholdene i Barentshavet har de en kort og intens gyteperiode som foregår i avgrensede områder. Egg og larver forekommer konsentrert i enkelte områder og effekten av et oljesøl i slike områder kan være stor.

For en kortfattet beskrivelse av effektgrenser for egg og larver henvises det til kapittel 5.3.3 og for mer utfyllende beskrivelser henvises det til metodikk beskrevet i OLF 2008.

4.5 Strandhabitat

4.5.1 Strandtyper

Dette kapittelet gir en generell beskrivelse av utvalgte strandtyper langs kysten som grenser til Barentshavet og hvordan disse er fordelt. Ressursbeskrivelsen er basert på tilgjengelig informasjon i MRDB, Brude m.fl. (2003) og RC Consultants og NINA (1999).

Tangstrand

Tangstrand dannes ved at løsreven tang og tare skylles opp og akkumuleres på stranda. Tangstrand utvikles på alle de andre strandtypene, men betraktes fra et botanisk synspunkt som en egen hovedtype på grunn av spesielle økologiske forhold. Et høyt innhold av organisk materiale i tangen gjør at tangstrender kan være svært produktive. Tangstrender opptrer gjerne i bukter og vikene som funksjon av lokale vind- og strømforhold, men utvikles spesielt på sterkt til middels eksponerte strender. Langs kysten av Barentshavet er det registrert om lag 100 tangstrandslokaliteter (Figur 4-24).

Sandstrand

Sandstrand kjennetegnes ved ustabil finmaterialstrand. Sandstrendene er overveiende representert ved mer eller mindre dynamisk sanddynevegetasjon og –systemer. Hvis vindeksponeringsgraden er betydelig, kan det utvikles såkalte dynelandskap, men strender av denne typen forekommer også inne i fjordene. Vegetasjonen er viktig mht. å stabilisere substratet. Vegetasjonen er lokalisert i varierende avstand fra strandlinjen. Sandstrendene regnes ikke som særlig produktive. Sandstrandslokaliteter ligger særlig tett i Nordlandsområdet. Rundt kysten av Barentshavet er det registrert over 90 lokaliteter med sandstrand (Figur 4-24).

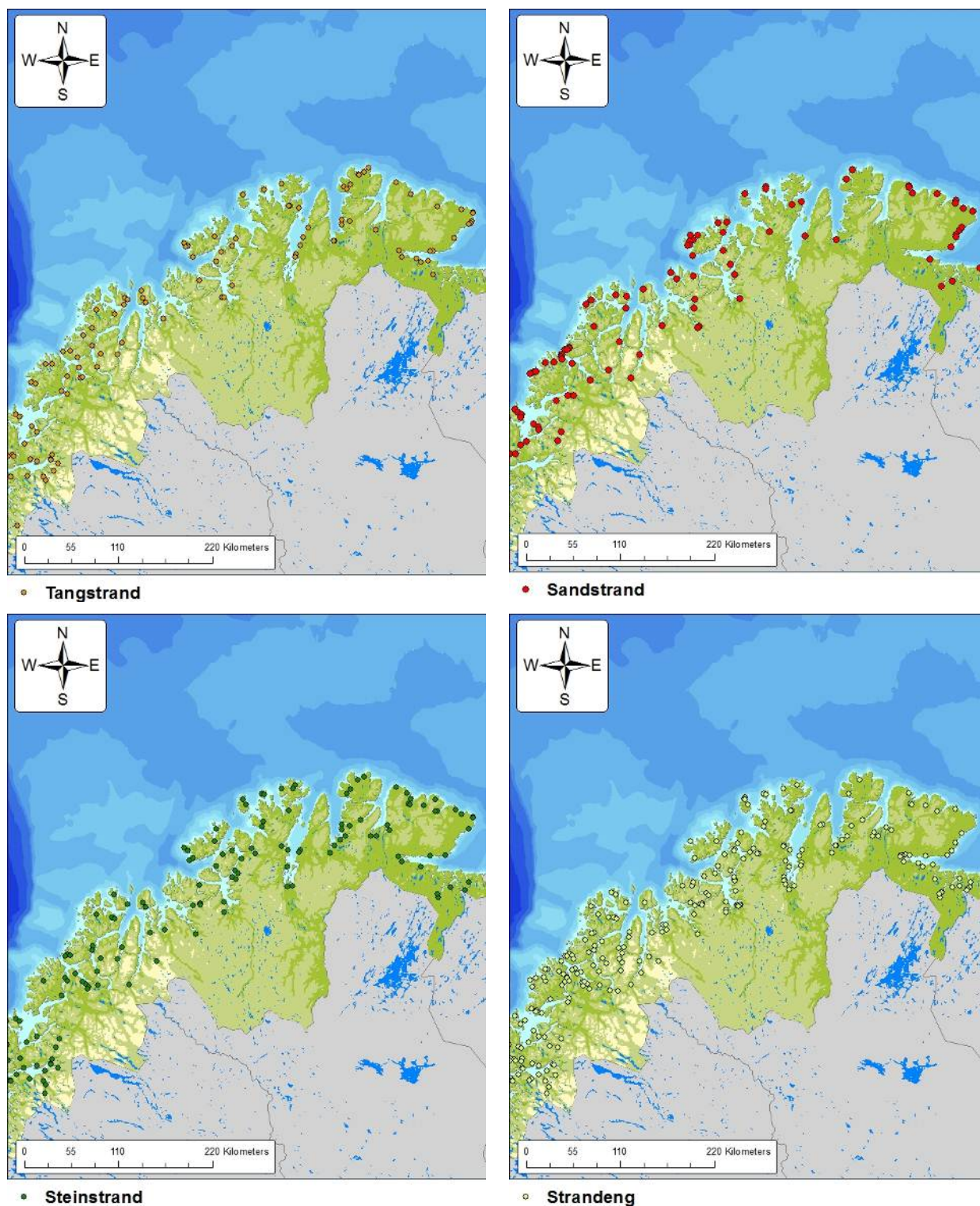
Strandeng

Strandengene kjennetegnes av finkornet substrat, men kan være blandet med grovere materiale som grus og stein. Strandtypen finnes som elvedelta og landhevingsstrender. Vegetasjonen domineres av ett- og flerårige urter som fjøresauløk og skjørbuksurt. Vegetasjonen er produktiv og av en stor betydning for stabilisering av miljøet. Strandenger er vanligvis artsrike biotoper som er viktige hekke- og rasteplasser for vadefugl. Ved skade eller ødeleggelse av vegetasjonen kan erosjon i substratet føre til utvasking og irreversible endringer av strendene.

Strandeng finnes spredt over hele landet. Rundt kysten av Barentshavet er det registrert nærmere 250 lokaliteter med strandeng (Figur 4-24).

Grus / Steinstrand

Grus- og steinstrender er utviklet i områder med morene- eller forvittringsmateriale. I slike områder finnes også rullesteinsstrender. Materialet flyttes av bølgeslag. Finkornet materiale fyller ofte rommet mellom grus og stein. Tangvoller dannes gjerne på slike strender, men strandtypen har ofte mindre botaniske interesser. Forekommer bl.a. på eksponerte kyststrekninger, ved elveutløp eller som erosjonsflater i strandeng. Det er definert 648 grus- og steinstrandlokaliteter spredt i hele Norge og langs kysten tilknyttet Barentshavet er det til sammen 134 lokaliteter med steinstrand (Figur 4-24).



Figur 4-24 Utbredelse av strandlokalitetene tangstrand, sandstrand, steinstrand og strandeng langs kysten tilknyttet Barentshavet (MRDB).



I det videre inkluderes også en beskrivelse av enkelte andre økosystem som er å anse som særlig viktige langs norskekysten. Enkelte av disse vil ha fellestrekk med strandtypene beskrevet over.

Elveos

En elveos består gjerne av mer eller mindre sortert materiale som føres med elva og avsettes i elvemunningen. Vegetasjonen kjennetegnes av blandete strandeng-dominerte komplekser, ofte med innslag av tangstrand og sandstrand. Slike lokaliteter opptrer gjerne i bunnen av fjorder. Slike lokaliteter er av stor betydning for bl.a. smolt av anadrome laksefisker samt lokaliseringsevne for gytemoden fisk av de samme artene. Det finnes to elveos lokaliteter langs kysten tilknyttet Barentshavet (Figur 4-25).

Våtmark

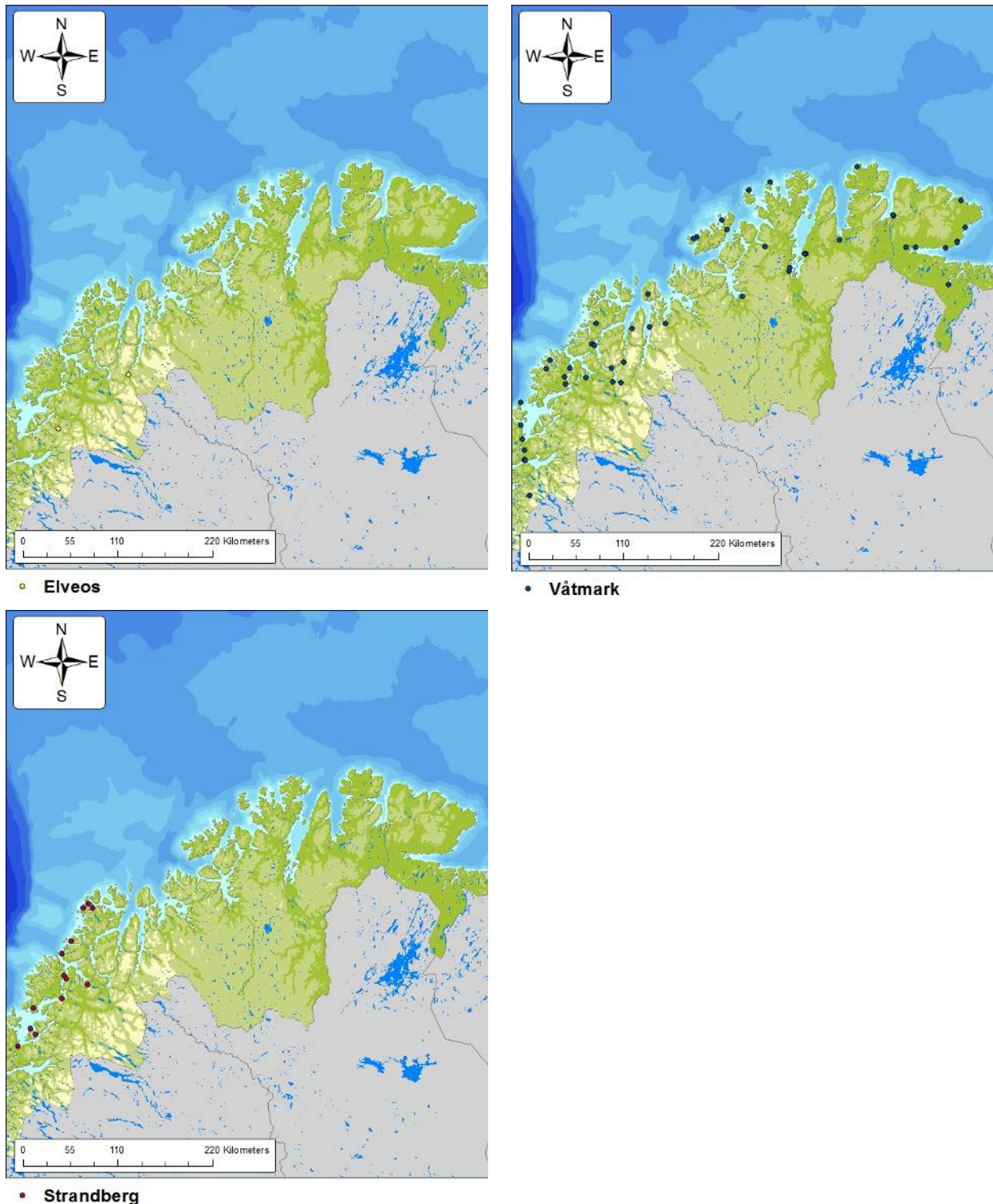
Våtmark er et sjøområde, men er oftest definert i tilknytning med landområder som skjær, holmer, øyer, og estuarier. Våtmark er et vidt begrep som omfatter mange ulike naturtyper. Fellesnevneren for dem er at områdene store deler av året er fuktige eller oversvømt av vann. Våtmarker har normalt høy produksjon av plantemateriale som gir grunnlag for et rikt og variert dyreliv. Våtmarker er også voksested for flere sjeldne plantearter, og habitat for mange fuglearter.

Norge er tilknyttet den internasjonale konvensjonen for våtmarksområde (Ramsarkonvensjonen) som har som formål å verne våtmarker. I Norge er det 51 områder med Ramsar-status, etter at 14 nye områder fikk status som Ramsarområde i 2011, deriblant Reisautløpet i Nordreisa.

Våtmarker, inkludert alle undertypene, finnes langs hele Norskekysten, totalt 747 lokasjoner. Områder med størst tetthet av våtmarkslokasjoner er på Sørøstlandet og fra Sogn og Fjordane til og med Sør Trøndelag. Langs kysten tilknyttet Barentshavet er det beskrevet 48 våtmarkslokaliteter (Figur 4-25).

Strandberg/klippekyt/svaberg

Strandberg er gjerne lokalisert i eksponerte områder og har derfor utstrakt grad av selvrensningsevne. Vegetasjonene er ofte sparsom og flekkvis fordelt. Det er til sammen 13 lokaliteter med strandberg langs kysten av Barentshavet (Figur 4-25).



Figur 4-25 Utbredelse av strandlokalitetene elveos, våtmark og strandberg langs kysten tilknyttet Barentshavet (MRDB).

4.5.2 Strandhabitaters sårbarhet for olje

Effekter av olje på strandhabitat oppstår ved en kombinasjon av oljens giftighet og dens mekaniske belastning over tid. Den samlede mengde olje vil være av betydning for skadebildet på lokalt og regionalt nivå, i tillegg til hvor mye olje som blir liggende i de ulike deler av miljøet over tid.

Viktige fysiske faktorer for oljens skjebne på kysten er dyp (-vertikal transport av olje), tidevann, bølgeeksponering (-strandens evne til selvrensning), topografi og type substrat (-strandens "lagringskapasitet" for olje) (Moe m.fl. 1993, 2000a, b).

Erfaringer fra historiske 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. Skade på en organismegruppe kan forplante seg til en annen gruppe ved at strukturerende organismer og grupper dør, byttedyrene 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 (Alpha 2003).

Tangstrand utvikles spesielt på middels til sterkt eksponerte strender. Tangstrender som er dannet ved eksponerte kyst er økosystemet ikke sårbart pga. strandens evne til selvrensing. Der tangstrender er dannet i moderat eksponert og eksponert kyst er økosystemet mer sårbart.

Sandstrand består av ustabile finmaterialer, og utvikles i alle grader av eksponering. Likevel finnes sandstrender i størst utstrekning der det er høy eksponering. I eksponerte områder kan restitusjonen ta 1-5 år, mens i beskyttede lokaliteter kan det ta inntil 10 år. Beskyttede sandstrender anses dermed som mer sårbare enn eksponerte sandstrender.

Grus / Steinstrand forekommer bl.a. på eksponerte kyststrekninger i områder med morene- eller forvittringsmateriale. Sårbarheten i slike økosystem er lav uavhengig av eksponering, med restitusjonstider på ca 3-4 år.

Strandeng dannes først og fremst ved elvedelta, og kjennetegnes ved finkornet substrat (leire eller silt). De er vanligvis artsrike biotoper, og er viktige hekke- og rasteplasser. Eksponeringsgraden er oftest beskyttet, og sårbarheten høy med restitusjonstid på over 10 år.

Elveutmunninger (elveos) er særskilt viktige for enkelte arter som for bl.a. smolt av anadrome laksefisker. Elveos har generelt en naturlig beskyttelse mot oljesøl som følge av den utgående strømmen av ferskvann. Eksponerte elveos er ikke kjent som sårbare, men beskyttede lokaliteter er kategorisert med lav sårbarhet i forhold til oljeforurensning.

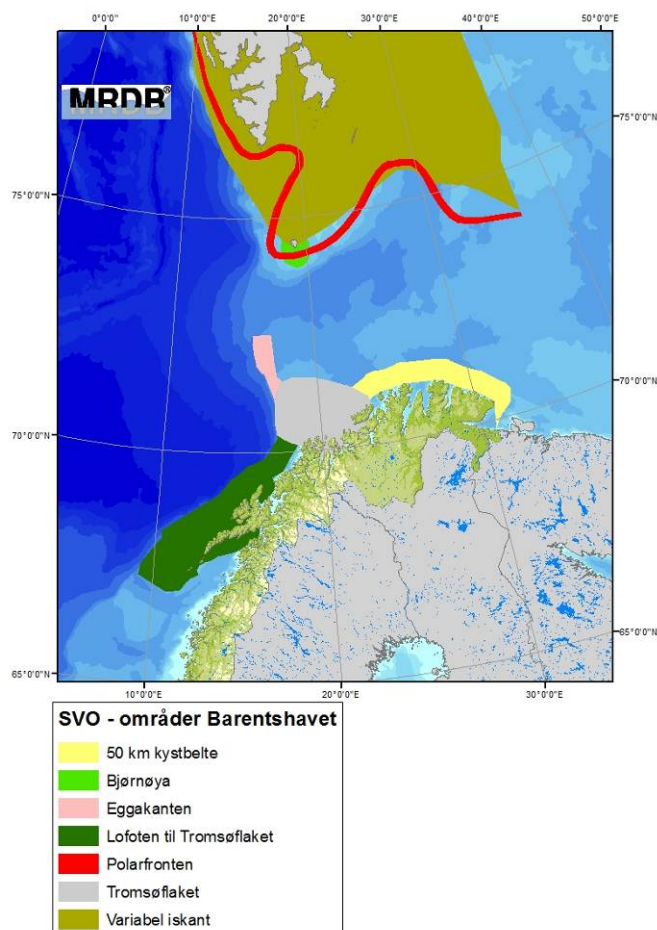
Våtmark har normalt høy produksjon av plantemateriale som gir grunnlag for et rikt og variert dyreliv. Våtmarker finnes stort sett i beskyttede lokaliteter. Sårbarhet for olje kan til dels sammenliknes med sårbarhet for strandeng, dvs. høy sårbarhet for olje.

Strandberg dannes stort sett bare i eksponerte områder og har derfor utstrakt grad av selvrensningsevne. Sårbarheten her er lav.

4.6 SVO områder

Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) definert i forbindelse med Helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet (2011) er vist i Figur 4-26. Disse inkluderer blant annet polarfronten, et 50 km kystbelte langs hele Finnmarks-kysten og iskanten. Områdene er definert på bakgrunn av følgende kriterier:

- at området har stor produksjon og konsentrasjon av arter,
- at området har stor forekomst av truede eller sårbare naturtyper,
- at området er et nøkkelområde for norske ansvarsarter,
- at området har viktige nasjonale eller internasjonale bestander av enkelte arter i hele eller deler av året (HI 2010).



Figur 4-26 Særlig verdifulle og sårbare områder (Kilde: Direktoratet for naturforvaltning).

4.7 Plankton

Oppblomstring av planteplankton skjer når overflatevannet blir varmet opp og det skjer en lagdeling som hindrer vertikal omrøring av vannmassene. Det øvre laget er næringsrikt og får samtidig nok lys. Dette danner grunnlag for en massiv vårbloomstring av planteplankton. Vårbloomstringen kommer først i gang langs kysten og i iskanten. Den første delen av oppblomstringen er dominert av kiselalger (*Cheateceros*, *Thalassiosira* og *Fragliariopsis*). Etter at silketet i vannmassen er brukt opp overtar ulike arter av flagellater (bl.a.) *Phaeocystis pouchetii* (Loeng og Drinkwater 2007).

Planteplanktonet beites på av dyreplankton og de store konsentrasjonene av dyreplankton i Barentshavet utgjør næringsgrunnlaget for fiskelarver og –yngel og er avgjørende for bestander

av lodde, sild og polartorsk. Det er stor innstrømming av dyreplankton inn til Barentshavet via Atlanterhavsstrømmen og kyststrømmen (Dalpadado et al 2012).

Isalgen er også viktig for primærproduksjonen i Barentshavet. De er spesielt viktige som næringskilde tidlig om våren før våroppblomstringen starter i sjøen. Beregninger har vist at isalger står for 16-22 % av den totale primærproduksjonen i Barentshavet (Hegeseth, 1999)

Dyreplanktonet her består hovedsakelig av hoppekreps (*Calanus spp.*) og krill (*Meganocitophanes spp.*). *C. finmarchicus* er dominerende i vårbloomstringen. I nordlige deler av Barentshavet er det mest av *C. glacialis* og *C. hyperboreus*. De har en to-årig livssyklus. *Calanus* kopepoder akkumulerer lipider i sommerhalvåret og overvintrer i dyphavet før de kommer til overflaten for å beite om våren. I likhet med hoppekrepsen beiter også krillarter på planteplankton. Krillen (f.eks *M. norvegica*) vandrer vertikalt til overflaten om natten og til dypere deler av vannsøylen om dagen. De kan forekomme i svært tette konsentrasjoner (HI 2012).

Av andre viktig dyreplankton kan nevnes amfipoder (f.eks *Themisto abyssorum*). Disse beiter på annet dyreplankton og utgjør et viktig trofisk bindeledd mellom hoppekreps og fisk, sjøfugl og sel. Amfipoder er 1- eller 2-årige med yngelperiode som sammenfaller med vårbloomstringen av planteplankton. Dyreplanktonsamfunnet er til en stor grad regulert av beitende fisk. Spesielt har bestandsstørrelsen og fordelingen av lodde vist å være viktig (Dalapadao og Skjoldal 1996).

4.7.1 Sårbarhet for olje

For planteplanktonet gjelder det at olje på havoverflaten vil hindre gassutveksling sjø-luft og i tillegg redusere gjennomtrengeligheten for lys og på den måten hemme planteplanktonets fotosyntese (Gonzalez et al 2009). Det er også vist at oljekomponenter i vannmasser påvirker biodiversiteten og artssammensetning i planteplanktonsamfunnet. Studier har vist at høye konsentrasjoner av olje ($\geq 2,28$ ppb) kan hemme veksten av planteplankton, mens lavere konsentrasjoner kan gi økt vekst (Huang et al 2011).

Det er kjent at oljesøl har medført massiv dødelighet av dyreplankton (Guzman et al 1986). Spesielt er hoppkrepsen følsom for slik påvirkning. Eksponeringsforsøk med vannløslige oljefraksjoner har vist at 96h-LC₅₀ for *C. finmarchicus* 0,8 ppb og *C. glacialis* på 0,5 ppm (Hansen et al 2011). Lignende studier med naphthalene har gitt 96h-LC₅₀tilsvarende 7 ppm (Hansen et al 2008). Responsen på akutt eksponering var langsommere og effekten var mindre tydelige for *C. glacialis* enn for *C. finmarchicus* (Hansen et al 2011). Foruten akutt dødelighet er det vist at oljens vannløselige fraksjoner kan redusere forplantningsevnen hos hoppkreps (Seuront 2011). Sublethale effekter av eksponering for oljeholdige forbindelser er rapportert for *C. finmarchicus* og *C. glacialis*, der 7,0 ppb PAH medførte lavere matinntak (Jensen et al 2012). I tillegg ble det påvist negative effekter på klekkingen. *Calanus* arter er vist å kunne bioakkumulere polykromatiske hydrokarboner (Jensen et al 2012).

4.8 Bunndyr

Det er identifisert rundt 3300 arter makro-bentiske arter i Barentshavet. Det er pigghuder (*Ctennodiscus crispatus*, *Molpadia borealis*, *Ophiura sarsi*, *Strongglyocentrotus spp.*), svamper (hovedsakelig *Geodia spp.*) og mollusker (*Alstarte spp.* og *Clinocardium ciliatum*) som dominerer. Artsammensetningen ser ut til å være kontrollert av dyp, havis, tråling og klima (HI 2012).



Kunnskapen om økologiske funksjoner til ulike typer bunndyr i dette området er per i dag begrenset (Forvaltningsplan Lofoten-Barentshavet 2010). Spesielt for bunndyrsammfunnet i Barentshavet er den sterke bentopelagisk-koblingen, der mellom 48-96% av primærproduksjonen knyttet til våroppblomstring av plankton sedimenterer til bunnen (Carmach og Wassmann 2006).

Flere dypvannsområder i Barentshavet er vurdert som sårbare. Mareano prosjektet er i gang med å kartlegge forekomsten av koraller i Barentshavet, men foreløpig er forekomsten av koraller i den sørøstlige delen av Barentshavet er ikke kjent.

I den videre beskrivelsen er det lagt vekt på korallrev og svampsamfunn fordi dette er sentvoksende arter som kan nå en høy alder og danner grunnlag for viktige økosystemer. Arter som er tilknyttet korallrev og svampsamfunn blir ikke videre diskutert.

I Havmiljø.no (www.havmiljø.no) er det presentert miljøverdivurderinger av bunndyrsamfunn i kategoriene 1-10. Kategoriene er basert på livshistorisk viktige områder der områdene tillegges ekstra vekt dersom det er viktig for truede dyrearter, nøkkelarter i økosystemet eller danner habitater som er viktig for det biologiske mangfoldet forøvrig.

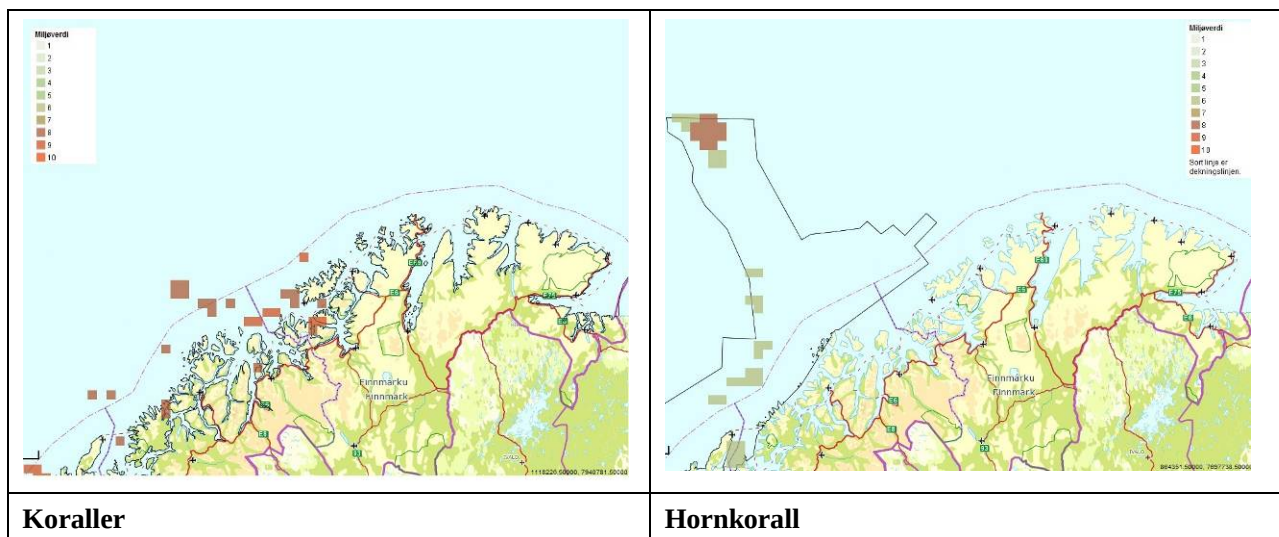
4.8.1 Koraller

Korallrev

De norske kaldtvannskorallrevene dannes av *Lophelia pertusa* som er en steinkorall. *Lophelia* har en bred geografisk utbredelse fra 55°S til 71°N, med de største forekomstene mellom 200 og 1000 m dybde. Nær sokkelkanten, utenfor Norskekysten finnes *Lophelia* revene på dyp mellom 200 og 500 m. Revene er vanligst i vann med saltholdighet høyere enn 34 ‰ og en temperatur på mellom 4 og 8 °C. *Lophelia* rev i Norge varierer i høyde fra 5-35 m og kan bli flere kilometer lange. Vekstraten til revene er imidlertid lav. *Lophelia* rev har en gjennomsnittlig årlig vertikal vekst tilsvarende 1,3 mm/år og arten har dannet rev som er opptil omtrent 9000 år gamle. Det oppdages stadig flere korallrev i Barentshavet, men kun i kystnære områder (Forvaltningsplan Barentshavet 2010). Forekomst av korallrev i Barentshavet er vist i Figur 4-27.

Hornkoraller

Kunnskapen om utbredelsen av hornkoraller, *Paragorgia arborea* (sjøtre), *Parmuricea placomus* (sjøbusk), *Primnoa resediformis* (risengrynkorall), *Isdella lofotensis* (bambuskorall) er dårligere beskrevet enn for korallrevene. Hornkoraller danner habitater som blir kalt korallskoger og de kan bli fra 3 til 8 meter høye. De er utsatt for skade fra fiskerier, men på grunn av deres spredte vekst og at korallrestene lett blir fraktet bort av havstrømmer kan det være vanskelig å oppdage skade (Forvaltningsplan Barentshavet 2010). Artsmangfoldet knyttet til denne naturtypen er mindre enn for korallrev, men faunaen er allikevel rik på arter som ikke forekommer i andre naturtyper (Havmiljø.no). På samme måte som korallrevene vokser de langsomt. Forekomster av hornkorall i Barentshavet er vist i Figur 4-27.

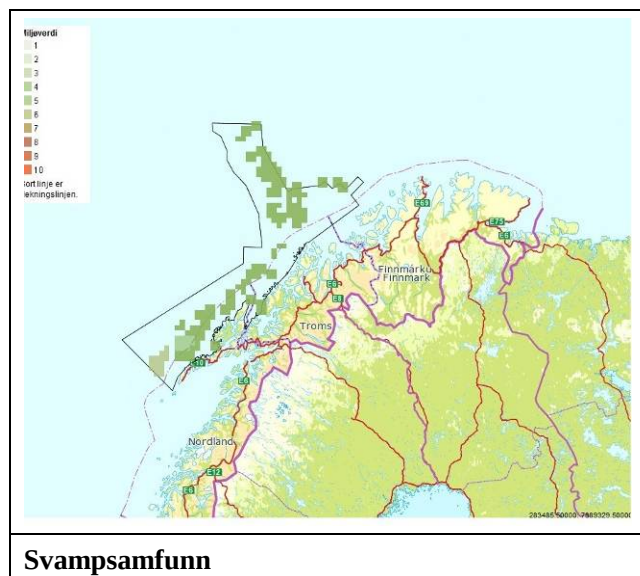


Figur 4-27 Forekomster av korallrev og hornkorall i Barentshavet. Merk at datasettet for korallskog kun dekker arealet som er kartlagt av Mareano (Havmiljø.no).

4.8.2 Svamp

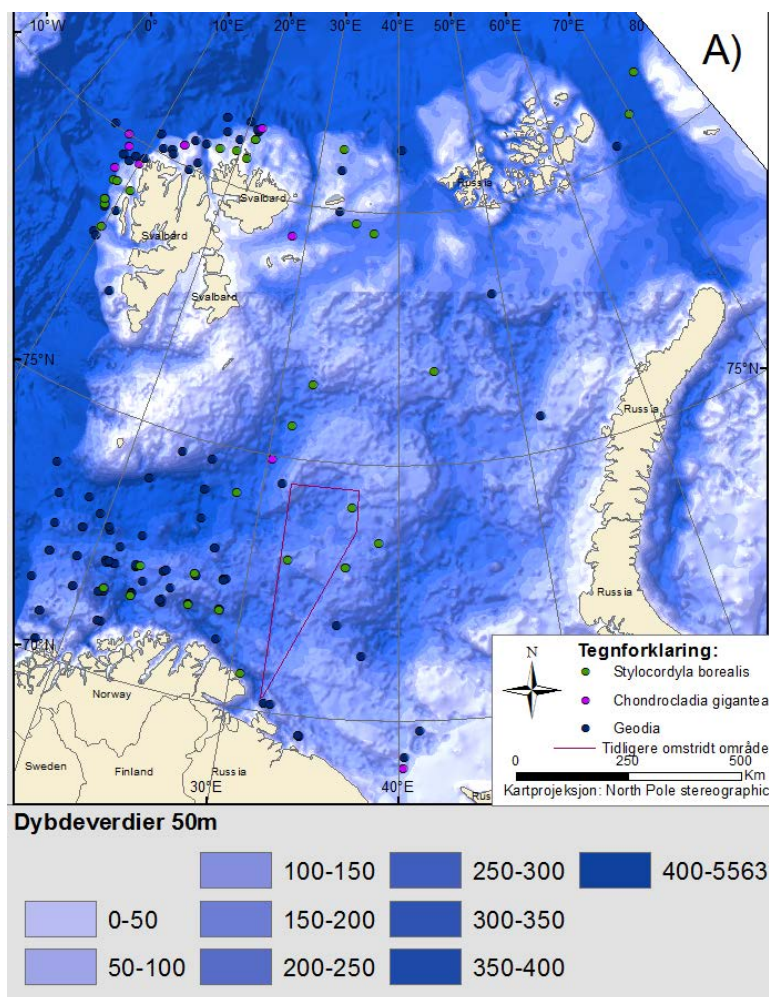
Svamp finnes på alle bunntyper og under meget forskjellige miljøbetingelser. Saltholdighet, temperatur, dyp, strømeksposering og bunntype er avgjørende for hvilke arter som forekommer. Noen arter er skorpeformede og blir aldri tykkere enn 1 mm, andre er store og klumpete. Flesteparten er 2-40 cm i størrelse. I Barentshavet er det *Geodia spp* som dominerer biomassen men det er også rapporter funn av *Stylocordyla borealis* og *Chondrocladia gigantea* (HI 2012).

Svampområder er utbredt i deler av Barentshavet, men utbredelsesområdene er kun delvis kartlagt. En oversikt over kjente svampsamfunn kartlagt gjennom MAREANO sør-vest i Barentshavet er vist Figur 4-28.



Figur 4-28 Forekomster av svampsamfunn i Barentshavet (Havmiljø.no). Merk at datasettet kun dekker arealet som er kartlagt av Mareano.

Kunnskapen om bunndyrdsamfunnet lengre nord og øst i Barentshavet kommer fra langtidsovervåkning av bunnfauna ved registrering av bifangst med bunnfisktrål ved trålstasjoner i forbindelse med de årlige Norsk-Russiske økotoktene. Undersøkelsene har vist at i de sørlige områdene av Barentshavet dominerer svamp bunndyrdsamfunnet. Det ble rapportert funn av *Geodia* spp. ved kystnære og sør-vestlige stasjoner, mens det er rapporter om funn av *C. gigantea* ofte var i større avstand fra kysten mer sentralt i Barentshavet (Figur 4-29). En mer detaljert kunnskap om bunndyrdsamfunnet i hele Barentshavet vil bli tilgjengelig gjennom MAREANO prosjektet som etter planen skal være fullført innen 2020 (Mareano.no).



Figur 4-29 Geografisk fordeling av tre taxa svamper i Barentshavet (HI 2012).

4.8.3 Koraller og svampers sårbarhet for olje

Kunnskap om kaldtvannskorallenes og svampers sårbarhet for eksponering av olje og kjemikalier er lite kjent. Trolig er kaldtvannskorallenes og svampens gyteprodukter og larvestadiet de mest sårbare livsstadier.

En oppsummering fra et litteraturstudium om effekter på svamp og svampsamfunn med spesielt fokus på olje- og gassindustrien er vist i Tabell 4-5 (DNV 2007). De påviste effektene skyldes primært operative forhold og ikke akutte utslipp. Men forsøkene som er gjort for å vurdere effekter av PAH på bunnslåing og overlevelse av larver av svamp, er relevante i forhold til akutte

utslipp. Forsøkene viste redusert bunnslåing av larver ved konsentrasjoner tilsvarende 500 og 1000 µg/kg PAH etter 10 dagers eksponering (Cebrian og Uriz 2007). Effekter på videre overlevelse av juvenile og voksne svamp er ukjent.

Studier viser at effekter av hydrokarboner på svamp varierer med hensyn til hvilke arter som er undersøkt. Generelt er det ikke funnet relevante studier med tanke på store viktige arter av svamp som finnes i Norskehavet.

Tabell 4-5 Oppsummering av effekter på svamp og svampsamfunn fra olje og gassindustrien (DNV 2007).

Parameter	Undersøkt	Potensiell effekt på svamp	Påvirkningsintensitet	Antatt utbredelse	Kommentar
Sedimentering	Ja	Redusert kondisjon, filtreringsevne og overlevelse. 10-20 mm kan påvirke.	Høy	50- 100 meter ut fra borelokasjon	Bør undersøkes for store viktige arter* i Norskehavet.
Anker	Nei	Fysisk skader, redusert fitness + sedimentering	Høy	Opptil 1,2 km ²	
Metaller	Ja	Akkumulasjon i svampvev. Redusert filtreringsevne og overlevelse	?	500 m	Avhenger av art og type metall. Bør undersøkes for store viktige arter* i Norskehavet.
PAH	Ja – kun larver/juvenile	Redusert bunnslåing, forsterket negativ effekt i kombinasjon med metallforurensing.	?	300 m	Effekt på videre overlevelse av bunnslåtte larver er ukjent. Tilsvarende generell effekt av hydrokarboner på juvenile og voksne individer. Bør undersøkes for store viktige arter* i Norskehavet.
THC	Nei	?	?	300 m	?

*: F.eks. *Geodia*, *Stryphnus*, *Isops*

Generell restitusjonstid for skadede og ødelagte korallrev varierer fra noen få år til flere tiår, avhengig av type og alvorlighetsgrad av skaden. Restitusjon av korallrev etter mindre lokale forstyrrelser, krever normalt mindre enn ti år. Etter en alvorlig skade som følge av f.eks tråling, er restitusjonstiden for tropiske grunnvannsrev forventet å være flere tiår. Det er uvisst om dette også gjelder for kaldtvannskoraller.

Akutte utslipp som fører til sedimentering av olje til havbunnen kan medføre konsekvenser for korallrev og svampsamfunn.

Kunnskapen om kaldtvannskorallers og svamps sårbarhet ved eksponering for hydrokarboner er begrenset, men foreløpige studier indikerer at både koraller og svamp påvirkes allerede ved svært

lave konsentrasjoner. Det er likevel forventet at eksponering for skadelige konsentrasjoner vil ha begrenset utbredelse og eventuelle konsekvenser vil være lokale, dvs omfatte nærliggende rev og svampsamfunn. Det er observert lokal skade dypvannskorall i området berørt av plumen fra Macondo brønnen i Mexico gulfen, men langtidsvirkningene er ennå ikke kjent (White et al 2012).

Lophelia pertusa gyter trolig en gang i sesongen, og gyteperioden er synkronisert innen større områder (Gass 2006). Gyting i Nord Atlanteren er antatt å foregå i løpet av vinteren. Gyteprodukter, egg og påfølgende larvestadier driver passivt i vannmassene og oppkonsentreres trolig i forbindelse med sprangsjikt i vannsøylen. Akutte sjøbunnsutslipp som løses i vannsøylen kan øke sannsynligheten for eksponering av oppkonsentrerte gyteprodukter, egg og larver fra koraller. Mange arter av svamp gyter i vannsøylen i likhet med koraller. Tilsvarende eksponeringsmåte er dermed også en trussel for svamp.

4.9 Iskant

Iskanten er et viktig næringsområde i Barentshavet. Isutbredelsen i Barentshavet påvirkes av lufttemperatur og mengden (m^3/s og kjernetemperatur) av innstrømmende atlantehavsvann. Smelting av is i sommerhalvåret gir et overflatelag av vann med høyere temperatur, lavere saltinnhold og mindre tetthet enn underliggende vannmasser. Det stabile overflatelaget er svært næringsrikt og utover våren, når ikke sollys lengre er en begrensende faktor, danner det gode vekstvilkår og en massiv oppblomstring av planteplankton som igjen danner grunnlag for en næringskjede bestående av zooplankton, fisk, sjøfugl og marine pattedyr. Iskanten trekker seg nordover utover sommeren og det skjer en progressivt nordgående iskantoppblomstring. Økosystemene rundt iskanten er sentralt for alt liv i Barentshavet og et eventuelt oljesøl som påvirker iskanten vil potensielt kunne få alvorlige konsekvenser for hele økosystemet. Den sesongvise maksimale isutbredelsen i Barentshavet er basert på statistikk fra 2001-2011 er vist i Figur 4-30. Det er viktig å understreke at isutbredelsen varierer i stor grad fra år til år, og også innad i en sesong. Områdene rundt utredningsområdet i Barentshavet er som regel isfrie året rundt på grunn av innstrømming av varmt atlantisk vann (HI 2012).

I oljedriftsmodelleringen som danner grunnlaget for foreliggende studie er det lagt til grunn maksimal isutbredelse for en måned, som representativ for hele sesongen. Dette er en konservativ tilnærming, da isutbredelsen i store deler av perioden (sesongen) statistisk sett vil være mindre. Det er også viktig å merke seg at det statistiske grunnlaget for isutbredelsen som er benyttet i modelleringen er ulik for vår- og vintersesongen sammenliknet med høst- og sommersesongen. Dette er gjort fordi lokasjon B-L1 havnet inni isen i de aktuelle sesongene. For vår og vinter er det derfor benyttet statistisk data fra 2009-2011 for å definere iskanten, mens det for de resterende sesongene er benyttet data fra 2001-2011. Se rapport som beskriver oljedriftsmodelleringen for mer utførlig informasjon om inngangsdata (DNV 2012).



Figur 4-30 Sesongvis maksimale isutbredelsen i Barentshavet basert på statistikk fra 2001-2011.



5 METODIKK FOR BEREKNING AV MILJØKONSEKVENSER OG MILJØRISIKO

Beregning av miljøkonsekvenser og miljørisiko utføres trinnvis i henhold til Norsk Olje og Gass (tidligere OLF) veiledning for miljørisikioanalyser (OLF, 2007). For scenariene ved Jan Mayen er det valgt å gjennomføre en skadebasert beregning av miljøkonsekvens for et utvalg sårbare miljøressursene. Miljøkonsekvensberegningene fanger opp eventuelle forskjeller i miljøfølsomhet i de ulike regioner fordi den tar hensyn til forekomst og følsomhet av miljøressursene i det enkelte analyseområdet. Dette fører til at det beregnes en høyere miljøkonsekvens i områder der det er høy andel av berørte, sårbare bestander og ressurstype. Miljøkonsekvens beregnes i henhold til angitt fremtidig aktivitetsnivå i Barentshavet sørøst, og baserer seg på miljøressursen med de høyeste beregnede konsekvensene. Aktivitetsnivået er beskrevet i kapittel 2.3 og OD 2012.

En kort metodebeskrivelse er gitt i det følgende, mens det henvises til veiledningen for utfyllende informasjon. For strandhabitater er det valgt å analysere samtlige 10 × 10 km ruter innen influensområdet, hvilket også ligger inne i veiledningen (OLF 2007).

Skadebasert miljørisiko per år for en leteboring (tidsbegrenset aktivitet - *operasjon*) beregnes ved hjelp av følgende uttrykk:

Formel 5.1

$$f_{\text{skade (skadekategori) operasjon}} = f_{0(\text{operasjon})} \times p[\text{varighet}] \times p[\text{treff}] \times p[\text{tilstedeværelse}] \times p[\text{skade (skadekategori)}]$$

der:

f_{skade} = sannsynlighet (-frekvens) for skade innen gitt skadekategori

f_0 = frekvens for hendelse per måned/sesong

p_{treff} = sannsynlighet for treff av VØK (verdsatt økosystem komponent) i 10×10 km rute, gitt at hendelsen har funnet sted

$p_{\text{tilstedeværelse}}$ = sannsynlighet for tilstedeværelsen av VØK

p_{skade} = sannsynlighet for skade innen gitt skadekategori

Trinnene i konsekvensberegningene er som følger:

Trinn 1 – tilrettelegge utbredelsesdata for den enkelte populasjon. Dette kombineres med influensområdene frembrakt av ulike oljeutblåsningsscenarier (se DNV 2012).

Trinn 2 – for 10 × 10 km ruter hvor det forekommer overlap mellom artsutbredelse og influensområde, gjennomføres et antall simuleringer der summen av antall partikler som treffer en bestemt 10 × 10 km rute representerer en gitt oljemengde. Oljemengden er inndelt i volumkategoriene 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og ≥ 1000 tonn.

Trinn 3 – Avhengig av individenes følsomhet for olje gis populasjonen en følsomhetsgrad på en skala fra 1-3, hvor 3 angir størst følsomhet og dermed potensielt størst populasjonstap.

Trinn 4 – Basert på sammenhengen angitt i trinn 3 summeres den totale dødeligheten innenfor rutene og populasjonens sannsynlighet for akutt dødelighet beregnes.

Potensielt populasjonstap inndeles i følgende kategorier; <1 % (ingen effekt i henhold til MIRA metoden), 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % and > 30 %. Beregningene tar utgangspunkt i månedlige bestandsfordelinger av artene.

For å omregne beregnede konsekvenser om til miljørisiko må hendelsesfrekvensen multipliseres med den betingende sannsynligheten for en gitt skade (som f_0 i formel 5.1).

5.1 Sjøfugl og marine pattedyr

Miljøskade for bestander av for eksempel sjøfuglarter estimeres ved å beregne skade på en bestand i form av hvor stor andel av bestanden som kan omkomme ved et eventuelt oljeutslipp. Dette gjøres ved å koble den geografiske fordelingen av sjøfugl, fordelt på 10×10 km ruter, med sannsynlighet for oljeforurensning og oljemengde i de tilsvarende rutene. Dermed beregnes andel døde sjøfugl av en art i hver rute i henhold til effektnøgkelen vist i Tabell 5-1 og Tabell 5-2 (marine pattedyr). Andelen av bestand som går tapt fordeles så i seks skadekategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Tabell 5-1 Effektnøkkel for beregning av andel sjøfugl innenfor en 10×10 km sjørute som omkommer ved eksponering av olje fordelt på fire kategorier.

Oljemengde (tonn) i 10×10 km rute	Effektnøkkel – akutt dødelighet		
	Individuell sårbarhet av VØK sjøfugl		
	S1	S2	S3
1-100 tonn	5 %	10 %	20 %
100-500 tonn	10 %	20 %	40 %
500-1000 tonn	20 %	40 %	60 %
≥ 1000 tonn	40 %	60 %	80 %

Tabell 5-2 Effektnøkkel for beregning av andel marine pattedyr innenfor en 10×10 km sjørute som omkommer ved eksponering av olje fordelt på fire kategorier.

Oljemengde (tonn) i 10×10 km rute	Effektnøkkel – akutt dødelighet		
	Individuell sårbarhet av VØK sjøpattedyr		
	S1	S2	S3
1-100 tonn	5 %	15 %	20 %
100-500 tonn	10 %	20 %	35 %
500-1000 tonn	15 %	30 %	50 %
≥ 1000 tonn	20 %	40 %	65 %

Skadenøgkelen (Tabell 5-3) er basert på informasjon om artenes populasjonsdynamiske egenskaper og på modellering av restitusjonstid for arter med lavt gjenvekstpotensiale (OLF

2007). Lomvi har i tillegg til lavt gjenvekstpotensiale også negativ populasjonstrend. For denne arten brukes en egen skadenøkkel vist i Tabell 5-4.

For hver oljedriftsimulering beregnes skadeomfanget i hver rute i henhold til bestandsandel og fastsatt skadenøkkel. Skadeomfanget for alle ruter summeres til en bestandsskade i henhold til nøkkel for restitusjonstid. Til sist sammenlignes miljørisiko som er resultat av disse beregningene med selskapets akseptkriterier.

Tabell 5-3 Skadenøkkel for sannsynlighetsfordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt reduksjon av sjøfugl- og marine pattedyrbestander med lavt restitusjonspotensiale (S3)(OLF, 2007).

Akutt bestandsreduksjon	Konsekvenskategori – miljøskade Teoretisk restitusjonstid i år			
	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
1-5 %	50 %	50 %		
5-10 %	25 %	50 %	25 %	
10-20 %		25 %	50 %	25 %
20-30 %			50 %	50 %
≥ 30 %				100 %

Tabell 5-4 Skadenøkkel for sannsynlighetsfordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt reduksjon av sjøfuglbestander med lavt restitusjonspotensiale og negativ populasjonsutviklingstrend (S4).

Akutt bestandsreduksjon	Konsekvenskategori – miljøskade Teoretisk restitusjonstid i år			
	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
1-5 %	40 %	50 %	10 %	
5-10 %	10 %	50 %	30 %	10 %
10-20 %		10 %	50 %	40 %
20-30 %			20 %	80 %
≥ 30 %				100 %

5.2 Strand og iskant

Beregning av miljøkonsekvenser og miljørisiko på strandhabitat er gjennomført etter VØK-habitat-metoden (OLF 2007). For VØK-habitat beregnes miljøkonsekvenser direkte ut fra oljedriftsstatistikken for et område (for eksempel en rute), og sårbarheten til det aktuelle habitatet (sårbarhet på habitat/ samfunnsnivå). Miljøkonsekvensene/skaden uttrykkes ved restitusjonstid. Restitusjon regnes oppnådd når det opprinnelige dyre- og plantelivet i det berørte samfunnet er tilstede på tilnærmet samme nivå som før utslippet (naturlig variasjon tatt i betraktning), og de biologiske prosessene fungerer normalt.

I VØK-habitat-metoden beregnes sannsynligheten for skade på strand for alle 10×10 km ruter innenfor influensområdet til et uhellsutslipp fra boreaktiviteten, beregnet utfra rutenes eksponeringsgrad og sammensetning av kysttyper, samt deres sårbarhet (Tabell 5-5).

Beregningene av miljørisiko ved stranding av olje på iskant er utført som for strandhabitat. Iskant er gitt høyeste sårbarhet, det vil si sårbarhet 3. Det er for øvrig viktig å merke seg at kvantitative beregningene er usikre for iskant som helhet fordi det ikke foreligger en omforent metodikk for hvordan å beregne skade på iskant. I foreliggende analyse er det tatt metode for mest sårbare strandhabitat som en antagelse inn i disse beregningene, for å være mest mulig konservative. Det er stor usikkerhet om hvor lang restitusjonstiden for økosystem tilknyttet iskanten vil være etter oljeforurensning. Det er også usikkerhet knyttet hvor langt sør iskanten strekker seg, og stor variasjon i isutbredelse fra år til år.

Tabell 5-5 Sårbarhetsindeks for strandtyper for eksponert og beskyttet kyst (DNV 2006).

Strandtype	Sårbarhetsgrad	
	Eksponert	Beskyttet
Sva	1	1
Klippe	1	1
Blokkstrand	1	2
Sandstrand	2	3
Steinstrand	1	3
Leire	2	3
Ikke data	2	3
Menneskeskapt	1	1
Sanddyne	2	3
Iskant	3	3

For hver rute forekommer informasjon om strandtype og lengden av hver strandtype. Hver strandtype tildeles en sårbarhetsindeks S1, S2 eller S3. Sårbarhetsindeksen er angitt for eksponert kyst og for beskyttet kyst, samt i forhold til substrattypen. Andelen av strandhabitat med sårbarhet S1, S2 og S3 beregnes for hver strandrute. Bidraget fra hver av sårbarhetskategoriene tilsvarer den relative fordelingen av sårbarhetskategoriene innen ruten. Sannsynligheten for skade for strand innen hver sårbarhetsindeks blir da et produkt av sannsynligheten for olje i de fire oljemengdekategoriene, andelen av kyst med sårbarhetsindeks 1, 2 eller 3 og den respektive sannsynlighetsfordelingen av konsekvenskategorier som vist i Tabell 5-6. Den totale sannsynligheten for skade i hver enkelt rute angis ved å summere sannsynligheten for hver enkelt konsekvenskategori for de tre sårbarhetsindeksene.

Den totale sannsynligheten for skade i hver enkelt rute brukes så til å beregne en skadeindeks som viser økende grad av skade i prosent i de berørte 10×10 km kystrutene. Skadeindeksen er basert på forholdstallet mellom de mest vanlig brukte akseptkriteriene for operasjonsspesifikk risiko per operasjon i hver miljøskadekategori. Forholdstallene tilsier at det sammenliknet med mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) er 4 ganger verre med moderat miljøskade, 10 ganger verre med betydelig miljøskade og 40 ganger verre med alvorlig miljøskade. Skadeindeksen er altså beregnet på følgende måte:



Formel 5.2

$$\text{Skadeindeks} = p[\text{Mindre}] \times 1 + p[\text{Moderat}] \times 4 + p[\text{Betydelig}] \times 10 + p[\text{Alvorlig}] \times 40$$

Tabell 5-6 Skadenøkkel for beregning av sannsynlighet for skade på kyst (DNV 2006).

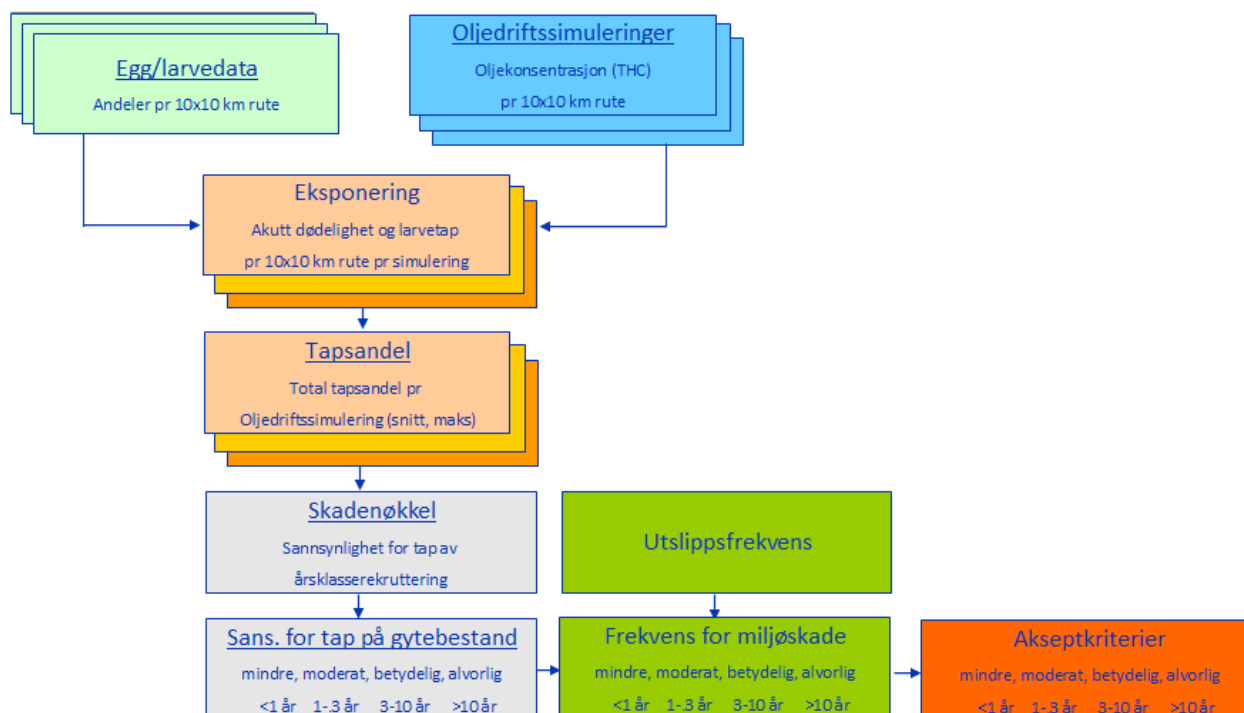
Skadenøkkel for kyst		Skadekategori			
		Teoretisk restitusjonstid			
Sårbarhet	oljemengde	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
Høy (S3)	1-100 t	20 %	50 %	30 %	
	100-500 t	10 %	60 %	20 %	10 %
	500-1000 t		20 %	50 %	30 %
	>1000 t			40 %	60 %
Moderat (S2)	1-100 t	60 %	40 %		
	100-500 t	30 %	60 %	10 %	
	500-1000 t	10 %	60 %	30 %	
	>1000 t		40 %	50 %	10 %
Lav (S1)	1-100 t	80 %	20 %		
	100-500 t	60 %	40 %		
	500-1000 t	40 %	50 %	10 %	
	>1000 t	20 %	40 %	40 %	

5.3 Fisk

En kvantifisering og vurdering av mulige konsekvenser for fisk som følge av uhellsutslipp av olje fra petroleumsvirksomhet bygger på prinsippene om eksponering av hydrokarboner i vannsøylen og effektene av en slik eksponering først og fremst på egg og larver som de mest sårbare livsstadiene. Deretter må det vurderes de videre konsekvenser som ulike effekter (dødelighet, redusert overlevelse) vil ha på årsklasserekruttering.

I foreliggende analyse er det benyttet en statistisk anvendelse hvor man ser på overlapp mellom et stort antall oljedriftssimuleringer basert på historiske vær og vindforhold, kombinert med et stort antall modellerte utbredelsesmønstre for sild og torskelarver basert på observerte historiske gytemønstre og -mengder. Eksponeringen er et resultat av andel larver som "overlapper" totale vannsøylekonsentrasjoner (både løste konsentrasjoner og oljedråper i vannet) over gitte effektgrenser som kan gi dødelighet eller redusert overlevelse.

En generell skisse over den statistiske tilnærmingen er gitt i Figur 5-1.



Figur 5-1 Skisse over statistiske eksponeringsberegninger for fiskelarver som en del av miljørisikometodikk.

De statistiske beregningene vil alltid gi et utfallsrom i forhold til hvor stor ”tapsandel” av larver de ulike oljedriftssimuleringene gir. En rekke usikkerheter og utfordringer ligger inne i en slik tilnærming og noen av hovedutfordringene er gjengitt i Figur 5-2.

gode nok inngangsdata på egg/larvefordeling til å ivareta den store variasjonen både mellom år og gjennom driftsperioden

variasjon i overlevelse/dødelighet for larver og ivaretagelse av dette i modellen for derved å si noe om effekt på årsklasserekruttering



gode nok inngangsdata til å kunne kvantifisere eksponering og effekter i tid og rom (match mellom oljedrift og larvefordeling) på egg/larver ved ulike tidspunkt

effekt av reduksjon i årsklasserekruttering på gytebestand

Figur 5-2 Hovedutfordringer i forhold til statistiske tapsberegninger for fiskeegg og – larver. Boksene inneholder samme informasjon som i Figur 5-1.

Tapsandelene tas videre til sannsynlighet for ulike tap av årsklasserekrutteringen, og deretter beregnes skade i form av restitusjonstid slik figuren over viser.

En utdyping av grunnlaget for effektgrenser er gjort i kapittel 5.3.3. Det henvises til egen rapport utført av DNV (2012) for detaljert beskrivelse av oljedriftsmodellen (OSCAR). Resultater fra oljedriftsmodelleringen med hensyn til vannsøylekonsentrasjoner er presentert i kapittel 6.

Inngangsdata på egg/larvedrift er diskutert i kapittel 4.4, og de videre konsekvenser i form av tapsandeler for både larver og for årsklasserekruttering og gytebestand er presentert i kapittel 6.

5.3.1 Naturlig dødelighet

Variasjon i overlevelse og naturlig dødelighet av egg/larver er et sentralt tema i disse analysene i og med at sannsynligheten for at en torsk vokser opp fra egg til gytemoden alder kan være så liten som 1 per 25 millioner ($4,0 \cdot 10^{-8}$). Denne romlige/temporale variasjonen i naturlig dødelighet innen en årsklasse er sannsynligvis av stor betydning for populasjonseffekten av et oljesøl. Dette er imidlertid ikke kvantifisert (eller i det hele tatt beskrevet) for mange bestander eller stadier.

For larvene handler det om timing for å få gode oppvekstvilkår som følge av mange faktorer, bl.a.:

- Direkte effekt av temperatur og klima
- Mattilgang (mellomårsvariasjon)
- Romlig variasjon (mat, habitat)
- Temporal variasjon innen sesong
- Maternale effekter
- Tetthetsavhengig dødelighet
- Predasjonsdødelighet

Når det gjelder egg og larvestadiene for norsk-arktisk torsk så vil de fleste av disse faktorene være viktige, kanskje med unntak av tetthetsavhengig dødelighet, mens det for norsk vårgytende sild trolig er mattilgang og romlig variasjon her som har størst betydning. Den viktigste perioden for å bestemme årsklassestyrken er etter at sildelarvene har begynt å ta til seg ekstern føde og før de har passert Røst. Larveoverlevelse er positivt korrelert med mengde fødeorganismer i området der larvene begynner å ta til seg ekstern føde (DNV 2008).

En teori rundt overlevelse av fiskeegg- og larver er at eggene/larvene med best overlevelsesbetingelser er flekkvis fordelt. Det vil si at egg/larver i enkelte områder har mye større naturlig overlevelsessevne enn i andre områder. I ekstreme tilfeller hevdes det at egg/larver kun fra ett område vil overleve. Argumentasjonen har derfor vært at selv svært små tapsandeler av egg derfor vil være i stand til å medføre tap av hele årskull dvs. de larvene som faktisk vokser opp til voksen fisk. En slik situasjon betinger at alle overlevende larver må være samlet innenfor et geografisk og tidsmessig avgrenset område som opplever oljekonsentrasjoner store nok til å gi effekter. Nå er det ingen data som tilsier at det kun er egg og larver i begrensede enkeltområder som overlever, selv om variasjonen i overlevelse er stor. Andre teorier hevder at overlevelse av egg og larver har en tilfeldig romlig fordeling innen ett begrenset tidsrom ved ellers like oppvekstbetingelser.

I en statistisk tilnærming så kan man ta inn variasjon i overlevelse ved å gi et utfallsrom på hvor mye et tap av larver har å si for tap av årsklasserekrutteringen dvs. av de som faktisk overlever og vokser opp. Eksempelvis så kan man legge inn at det er en viss sannsynlighet for at de larvene man har regnet en effekt på har dobbelt så god overlevelse som andre larver, men det er også da tilsvarende sannsynlighet for at de har bare halvparten så god overlevelse som andre larver. Det man imidlertid vil forvente er at de har samme overlevelse som andre larver. Dette gir et utfallsrom med ulike sannsynligheter for ulike utfall basert på en tapsandel av egg/larver. Tilnærmingen som er benyttet denne analysen tar inn er faktor 10 i overlevelsvarsiasjon i tråd med anbefalingene i metoderapporten for olje-fisk (DNV 2008) og gir sannsynligheter for ulike utfall som skissert i Tabell 5-7 under.

Tabell 5-7 Sannsynlighetsfordeling av tapsandeler på årsklasserekruttering for ulike tapsandeler av torskeegg og larver (OLF 2008).

Tapsandel årsklasse rekruttering	Tapsandel egg/larver					
	1 %	2 %	5 %	10 %	20 %	30 %
<1 %	50 %	10 %				
1 %	30 %	20 %	10 %			
2 %	15 %	40 %	20 %	10 %		
5 %	5 %	20 %	40 %	20 %	10 %	5 %
10 %		10 %	20 %	40 %	20 %	10 %
20 %			10 %	15 %	40 %	15 %
30 %				10 %	15 %	40 %
50 %				5 %	10 %	20 %
>50 %					5 %	10 %

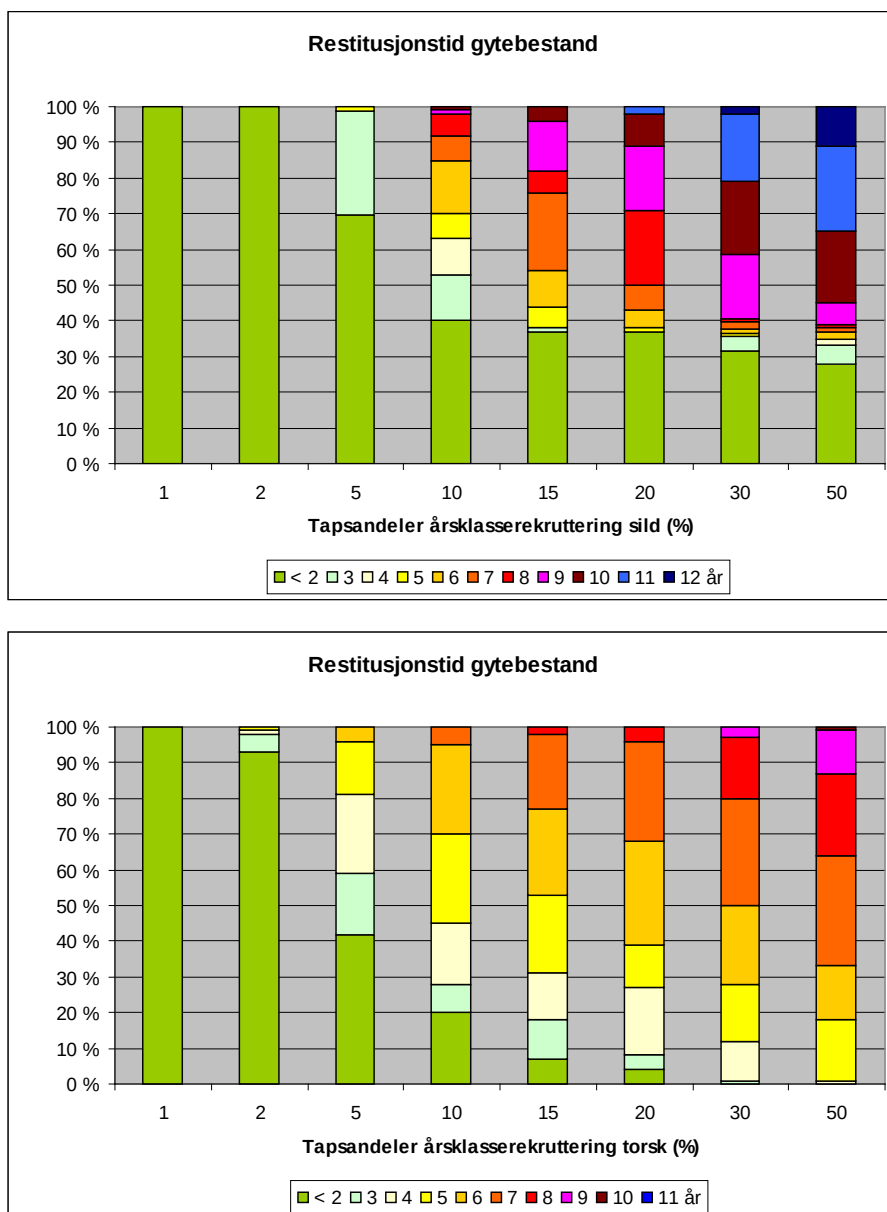
5.3.2 Bestandsmodell

I foreliggende rapport er det ikke gjort noen oppdatering av bestandsmodellen i forhold til ULB 7c fra 2003, dvs. det er benyttet samme modell (Ugland-modellen) for å predikere hva et tap i årsklasserekruttering betyr for en årsklasse. Her er det igjen et utfallsrom i forhold til om den aktuelle årsklasse er sterk eller svak og betyr mye eller lite for fremtidig gytebestand.

Modellen er ganske forenklet, bl.a. ved å anta at rekrutteringen hvert år er et tilfeldig tall fra en gitt fordeling (riktignok basert på observert fordeling av rekrutteringsstyrker). Initialbetingelsen til modellen er antall individer ved alder 3-15 år ved et gitt tidspunkt, f.eks. 1985. Ut fra denne initialbetingelsen ble det så gjort 100 kjøringene over 30 år. Dette gir dermed 100 ulike måter som bestanden kan utvikle seg på dersom man ikke har oljedødelighet. Deretter ble så antall 3-åringer redusert med en gitt prosentandel (som representerer oljedødelighet) i det første året av de 100 kjøringene. Dermed får man 100 forskjellige par (med og uten oljedødelighet) som angir fordelingen av oljeeffekten i f.eks. gytebiomasse.

NVG-sild har ennå større variasjoner i årsklassestyrke enn NA-torsk; forholdet mellom de beste og dårligste årsklassene i perioden 1980-2004 var ca. 500. Enkelte svært gode sildeårsklasser kan "bære" sildefisket i flere år, eksempelvis 1960-årsklassen og 1983-årsklassen. Figur 5-3 viser

sannsynlighetsfordeling av ulike restitusjonstider for sild og torsk som følge av ulike tapsandeler på egg og larver.



Figur 5-3 Beregnet restitusjonstid for gytebestand av sild (øverst) og torsk (nederst) som følge av ulike tapsandeler av årsklasserekruttering. Beregnet med Ugland-modellen (SINTEF 2003).

5.3.3 Effektgrenser

I forbindelser med utarbeidelse av HFB 2010 (DNV, SINTEF 2010) ble det gjort et studie for å etablere effektgrenser for dødelighet på fiskelarver (sild og torsk). Studiet baserte seg på en omfattende gjennomgang av litteratur i kombinasjon med teoretiske vurderinger av komponentutløsning fra Balder råolje til vannfasen og oljedriftsmodellering (med OSCAR) av

eksponering under de rådende forhold i analyseområdet. Grenseverdien som framkom av studiet var 375 ppb. Grenseverdien gjelder i utgangspunktet kun for silde- og torskelarver eksponert for vannløst Balder råolje, og kan således ikke uten videre generaliseres til andre arter og oljetyper. Det er derfor valgt å benytte en annen tilnærming i foreliggende analyse.

Et annet arbeid utført av DNV, Havforskningsinstituttet og Universitetet i Oslo i regi av OLF (OLF 2008) anbefaler bruk av en dose-respons funksjon som grunnlag for skadeberegninger i denne type analyser. Dose-respons funksjonen som normalt benyttes har startpunkt på 100 ppb, som gir 1 % dødelighet opp til 1 ppm som gir 100 % dødelighet. En slik dose-respons funksjon er antatt å reflektere den reelle skade som kan påføres fiskelarvene som følge av oljeeksponering. Denne funksjonen er valgt å benytte i skadeberegningene for fiskeegg og –larver i foreliggende analyse.

5.4 Arter som inngår i kvantitativ konsekvensvurdering

Artene som inngår i de kvantitative konsekvensberegningene er listet i Tabell 5-8. Datasettene for sjøfugl er inndelt etter havområde. Dette er en kunstig inndeling som kan overestimere effektene på bestandsnivå, der en antar at 100 % av en bestand er tilknyttet et havområde, og beregnet bestandstap av arten blir deretter. I virkeligheten vil de fleste sjøfuglarter i Barentshavet være del av større bestander som også bruker hav- og hekkeområder i Norskehavet, og omvendt.

Det modellert effekter på datasett for sjøfugl og marine pattedyr i Barentshavet, i og med at hele influensområdet fra oljedriftsmodelleringen inngår i dette området. I tillegg er det modellert effekter for torsk, sild og lodde, samt strandhabitat for lokasjon B-O2 og B-L2 og iskant for B-O1 og B-L1.

Datasettene som er benyttet i de kvantitative konsekvensvurderingene for sjøfugl i kystnære områder er vist i Vedlegg 4 (Seapop 2012), mens datasett for sjøfugl i åpent hav (Seapop 2011) er vist i Vedlegg 5. Datasettene inkluderer ikke sjøfuglkolonier i Russiske deler av Barentshavet, da dette ikke foreligger på nåværende tidspunkt. Det er imidlertid registrert sjøfuglkolonier langs Kolakysten (NINA 2012) som vil kunne bli berørt gitt en oljeutblåsning fra lokasjon B-L2. Dette er vurdert under avsnitt 6.5.2.

Datasettene for havert, oter og steinkobbe er vist under avsnitt 4.3.1.

Tabell 5-8 Arter av sjøfugl, fisk og marine pattedyr som inngår i de kvantitative konsekvensberegningene.

Art	Sjøfugl Barentshavet		Fisk	Marine pattedyr
	Kyst	Åpent hav	Barentshavet	Barentshavet
Alke	x	x	Torsk	Havert
Alkekonge		x	Lodde	Steinkobbe
Gråmåke		x		Oter
Havhest	x	x		
Havsule	x	x		
Krykkje	x	x		
Lomvi	x	x		
Lunde	x	x		
Polarlomvi	x	x		
Polarmåke	x	x		
Svartbak	x	x		
Fiskemåke	x			
Gråstrupedykker	x			
Havelle	x			
Islom	x			
Laksand	x			
Praktærfugl	x			
Siland	x			
Sjørørre	x			
Smålom	x			
Stellerand	x			
Storskarv	x			
Svartand	x			
Teist	x			
Toppskarv	x			
Ærfugl	x			

5.5 Metodikk for kvalitativ vurdering av effektpotensial relatert til utslippsscenariene

Miljøkomponenter som ikke inngår i den kvantitative konsekvensberegningen vil bli vurdert kvalitativt og kategorisert i forhold til konsekvenspotensialet. Relevante miljøkomponenter i denne sammenhengen er dypvannskoraller, svamphager, bunndyr, plankton, hval og sel, der det ikke foreligger datasett over bestandsfordeling, og heller ikke er tallfestet dødelighet som følge av eksponering av olje. Vurderingene vil generelt bli gjort på bestands- eller habitatnivå, men effekt på økosystem som helhet vil også diskuteres.

I foreliggende analyse er det valgt å kategorisere konsekvenspotensialet i forhold til restitusjonstid for ressursene også i de kvalitative vurderingene, tilsvarende som for naturressurser som vurderes kvantitativt. MIRA metodens kategorier for restitusjonstid benyttes dermed også i denne vurderingen for å sikre sammenlignbare resultater for de kvalitative og kvantitative vurderingene.

Konsekvensvurderingene vil gjennomføres for de ulike årstider. Konsekvenspotensialet oppsummeres i tabeller.



6 KONSEKVENSPOTENSIAL RELATERT TIL UTSLIPPSCENARIENE

6.1 Introduksjon

I dette kapittelet beskrives kvantifiserte konsekvenser for sjøfugl, marine pattedyr, strandhabitat/iskant og fisk, samt kvalitative vurderinger av mulige konsekvenser for plankton og bunndyr, samt andre arter som ikke er inkludert i den kvantitative analysen, gitt en utblåsning fra hver av de modellerte lokasjonene i området Barentshavet sørøst. Konsekvensene er evaluert på bakgrunn av oljedriftsmodellering med tre ulike rater og varigheter for utblåsning, som angitt i avsnitt 2.2. Dette gir et spenn i mulige konsekvenser fra de mindre, med kortere varigheter og mindre rater, som ofte har større sannsynlighet, til de mer alvorlige, med lang varighet og høy utblåsningsrate, som er mindre sannsynlige hendelsestyper. I foreliggende kapittel er konsekvenspotensialet presentert som betinget sannsynlighet for skade for hver rate- og varighetskombinasjon. I kapittel 6.8 er ratene og varighetene sannsynlighetsvurdert, dvs. resultatene som er sammenliknet for hver av lokasjonene er basert på vekting av alle rate- og varighetskombinasjoner.

I de kvantitative analysene er mulig skade beregnet på bakgrunn av sannsynligheten for tapsandeler for hver bestand av sjøfugl og marine pattedyr som er inkludert i analysen, i henhold til MIRA-metodikk som presentert i kapittel 5. Tapsandelene er presentert i Vedlegg 1 for sjøfugl og Vedlegg 2 for marine pattedyr. For å begrense datamengden er det valgt å presentere kun den arten som er dimensjonerende for konsekvensene (i form av tapsandel og skade) i hver måned for lokasjon B-O2 og B-L2, og per sesong for B-O1 og B-L1. Grunnen til at de to nordligste lokasjonene er modellert sesongvis i stedet for per måned er at de berører iskanten og det er benyttet sesongvis isutbredelse i modelleringen av oljedrift for disse lokasjonene. Datasettene som er benyttet for sjøfugl er ikke justert i henhold til den isutbredelsen som er benyttet i modelleringen av oljedrift, men variasjon i isutbredelse antas å være ivarettatt gjennom modelldataene fra Seapop (Seapop 2011). Vedlegg 1 og Vedlegg 2 er tapsandeler og skadesannsynlighet presentert per VØK-gruppe (sjøfugl – åpent hav, sjøfugl – kystnært og marine pattedyr), mens det i foreliggende kapittel er presentert én figur for hver rate- og varighetskombinasjon med sannsynlighet for skade for dimensjonerende arter i hver måned/sesong uavhengig av VØK-gruppe.

Skadekategoriene er inndelt etter alvorlighetsgrad, der *ingen* miljøskade beskriver ikke-kvantifiserbar skade, dvs. mindre enn 1 % bestandstap, *mindre* miljøskade beskriver 1 måned-1 års restitusjonstid, *moderat* miljøskade beskriver 1-3 års restitusjonstid, *betydelig* miljøskade beskriver 3-10 års restitusjonstid, mens *alvorlig* miljøskade beskriver >10 års restitusjonstid for en bestand. Det er benyttet samme inndeling i skadekategorier basert på restitusjonstid i de kvalitative og de kvantitative vurderingene.

For strandhabitat er mulig skade kvantifisert tilsvarende som for sjøfugl og marine pattedyr, og presentert for den dimensjonerende 10 × 10 km kystruta i hver måned. Sannsynlighet for stranding av ulike oljemengder er presentert i Vedlegg 3. For illustrasjon av utstrekningen av berørt område henvises det til strandingsfigurer under hvert delkapittel, og *skadeindeks* for strandhabitat i kapittel 7. Gitt et mulig akuttutslipp av olje fra de to nordligste lokasjonene er det lite sannsynlig at olje vil strande langs kysten, men avhengig av isutbredelsen i på det aktuelle tidspunktet er det sannsynlighet for at oljepåslag i iskanten. Som en tilnærming er det i oljedriftsmodelleringen for disse lokasjonene valgt å håndtere iskanten som strandhabitat av typen sandstrand. Sandstrand er den strandtypen som ants å gjenspeile iskanten best med hensyn



til akkumulering og utvasking av olje som treffer. Dette gir strandingsmengder i hver 10×10 km grid rute av iskanten på lik linje med olje som strander i kystruter. I videre skadeberegninger for iskanten er det benyttet skadenøkler for strandhabitat (se kapittel 5), der hele iskanten er tildelt sårbarhetsverdi 3.

For beregning av tapsandeler av fisk er det tatt utgangspunkt i vannsøylekonsentrasjonene (THC) for hver rate- og varighetskombinasjon, som presentert for hver lokasjon i de videre delkapitler. Tapsandeler av egg og larver er tatt videre i beregning av tap av årsklasserekruttering, i henhold til de beskrevne bestandsmodeller i avsnitt 5.3.2.

Resultater fra modelleringer av influensområder beskrives i en separat rapport (DNV 2012), mens resultater for oljekonsentrasjoner i vannsøylen presenteres i foreliggende rapport. Det er kun presentert vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10×10 km grid rute, og kun for sjøbunnsutblåsning, som er det scenarioet som gir de høyeste vannsøylekonsentrasjonene.

Resultatene rapporteres som totale konsentrasjonsverdier av olje (THC) i de øverste 50 meterne av vannmassene, dvs. det skilles ikke mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Oljen i vannmassene vil i hovedsak skrive seg fra olje som blandes ned i vannmassene fra drivende oljeflak (naturlig dispergering som følge av vind og bølger). Nedblanding av oljen fra overflaten beregnes på basis av oljens egenskaper og den rådende sjøtilstanden.

Omtrentlig maksimal eksponeringstid av olje i vannsøylen og på havoverflaten (per 3×3 km rute), uavhengig av THC-vannsøylekonsentrasjoner og oljemengde på havoverflaten, samt maksimal tidsmidlet oljefilmtykkelse er vist i Tabell 6-1, gitt en sjøbunnsutblåsning fra de analyserte lokasjonene. Vannmassene i nærområdet til utslippspunktet kan bli eksponert i inntil 60-70 døgn, gitt et akuttutslipp med varighet 50 døgn, men området med THC konsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10×10 km rute er lite for alle lokasjoner og rate- og varighetskombinasjoner (se videre delkapitler). Eksponeringstiden på havoverflaten er kortere, noe som henger sammen med at oljetypen er lett og har høy fordampningsgrad. Oljefilmtykkelsen på havoverflaten 15 døgn etter utslipsslutt er således også svært tynn ($\leq 0,01$ mm).

Tabell 6-1 Den maksimale eksponeringstiden (døgn) av estimerte THC-konsentrasjoner og olje på havoverflaten ved en sjøbunnsutblåsning, samt maksimal tidsmidlet oljefilmtykkelse på havoverflaten etter endt oljedriftssimulering (utblåsningstid + 15 døgn følgetid).

	Varigheter					
	5 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
Maksimal eksponeringstid	20 døgn	10-15 døgn	30 døgn	~20 døgn	60-70 døgn	~30 døgn
Maksimal tidsmidlet oljefilmtykkelse		$\leq 0,01$ mm		$\leq 0,01$ mm		$\leq 0,01$ mm

Oljedriftsmodelleringen viser at iskanten er berørt for lokasjon B-O1 og B-L1. Det er derfor valgt å presentere oljemengdene som treffer iskanten for hver lokasjon i de respektive delkapitlene, som grunnlag for diskusjon av mulige konsekvenser for oljeforurensset iskant. Det er for øvrig viktig å merke seg at det statistiske grunnlaget for isutbredelsen som er benyttet i modelleringen er ulik for vår- og vintersesongen sammenliknet med høst- og sommersesongen. Dette er gjort fordi lokasjon B-L1 havnet inni isen i de aktuelle sesongene. For vår og vinter er det derfor benyttet statistisk data fra 2009-2011 for å definere iskanten, mens det for de resterende

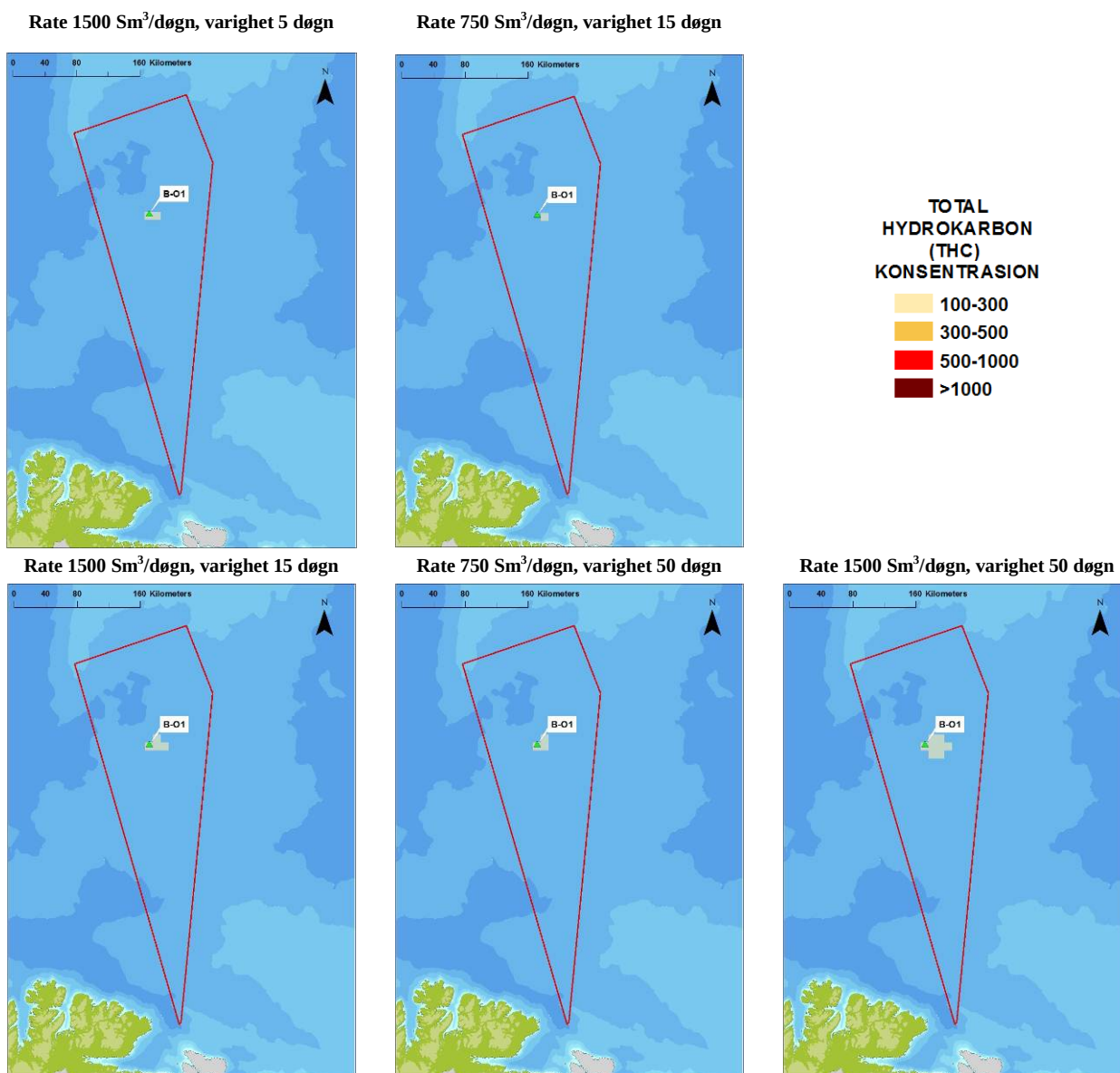


sesongene er benyttet data fra 2001-2011. Se rapport som beskriver oljedriftsmodelleringen for mer utførlig informasjon om inngangsdata (DNV 2012).

6.2 Lokasjon B-O1

6.2.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon B-O1 er vist i Figur 6-1. Kun utslippsscenarioer som gav vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % er presentert. Dette gjelder sjøbunnsscenarioer med rater på 750 Sm^3 /døgn og 15 og 50 dagers varighet, i tillegg til alle varigheter med rater på 1500 Sm^3 /døgn.



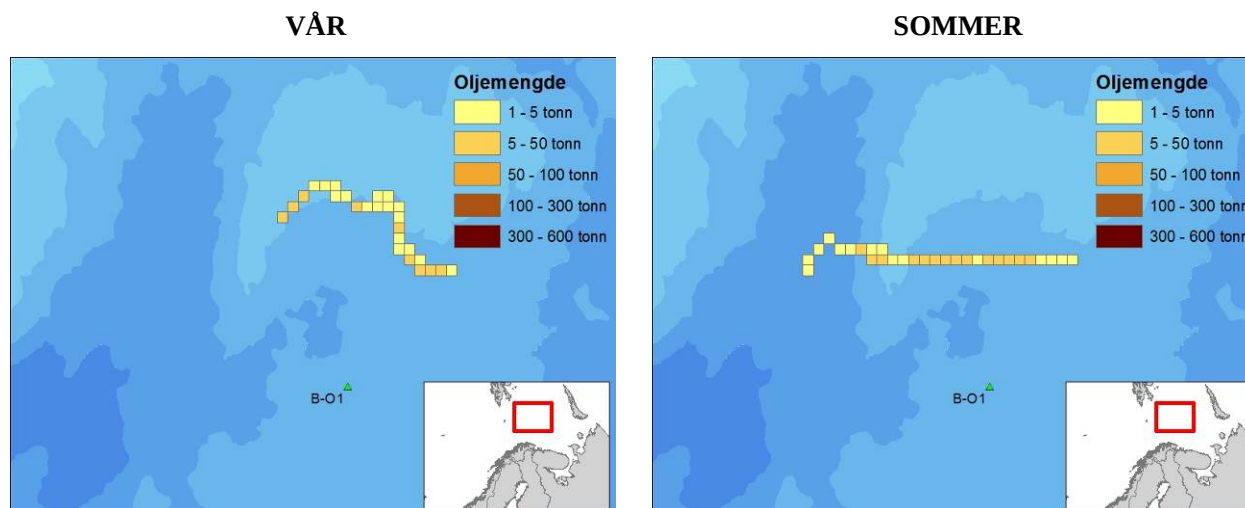
Figur 6-1 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet $\geq 5\%$ i 10×10 km ruter) for ulike utslippsscenarioer fra lokasjon B-O1 ved en sjøbunnsutblåsning, på årlig basis. Utslippsscenarioene som ikke er presentert i figuren har $< 5\%$ treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb THC vannsøylekonsentrasjon. Ved 50 døgns utslipp og rate $250 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ er kun én 10×10 km rute berørt med ≥ 100 ppb THC konsentrasjon, og denne er heller ikke presentert.

Oljedriftsmodelleringene viser at et uhellsutslipp fra lokasjon B-O1 vil kunne føre til påslag av olje til iskanten. Antallet 10×10 km ruter totalt og med ≥ 1 tonn, samt den strekningen av iskanten som vil kunne bli berørt, totalt og med ≥ 1 tonn, er vist i Tabell 6-2, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Figur 6-2 viser videre tidsmidlet påslag av olje langs iskanten i vår- og sommersesongen gitt en overflateutblåsning fra lokasjonen, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. I høst- og vintersesongen er det ikke treff av over 1 tonn olje per $10 \times$

10 km rute, og resultatene er derfor ikke illustrert. Resultatene viser iskanten i all hovedsak treffes av inn til 50 tonn olje per 10×10 km rute. Det er imidlertid viktig å understreke at det er gjort tilpassinger i etablering av iskant som input til oljedriftsmodelleringen (se avsnitt 4.9). Maksimal isutbredelse inntreffer trolig i april måned (vår), og en kan forvente størst oljepåslag i denne perioden.

Tabell 6-2 Berørt iskant i hver sesong gitt en utblåsning fra lokasjon B-O1.

	Antall 10x10 km ruter		Strekning (km)	
Sesong	Totalt	> 1 tonn	Totalt	> 1 tonn
Vår	70	26	ca 470	ca 200
Sommer	63	29	ca 420	ca 260
Høst	0	0	0	0
Vinter	55	0	ca 600	0



Figur 6-2 Tidsmidlet oljemengde som berører iskanten i hver av sesongene vår og sommer, gitt en overflateutblåsning fra lokasjon B-O1, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.

6.2.2 Sjøfugl og marine pattedyr

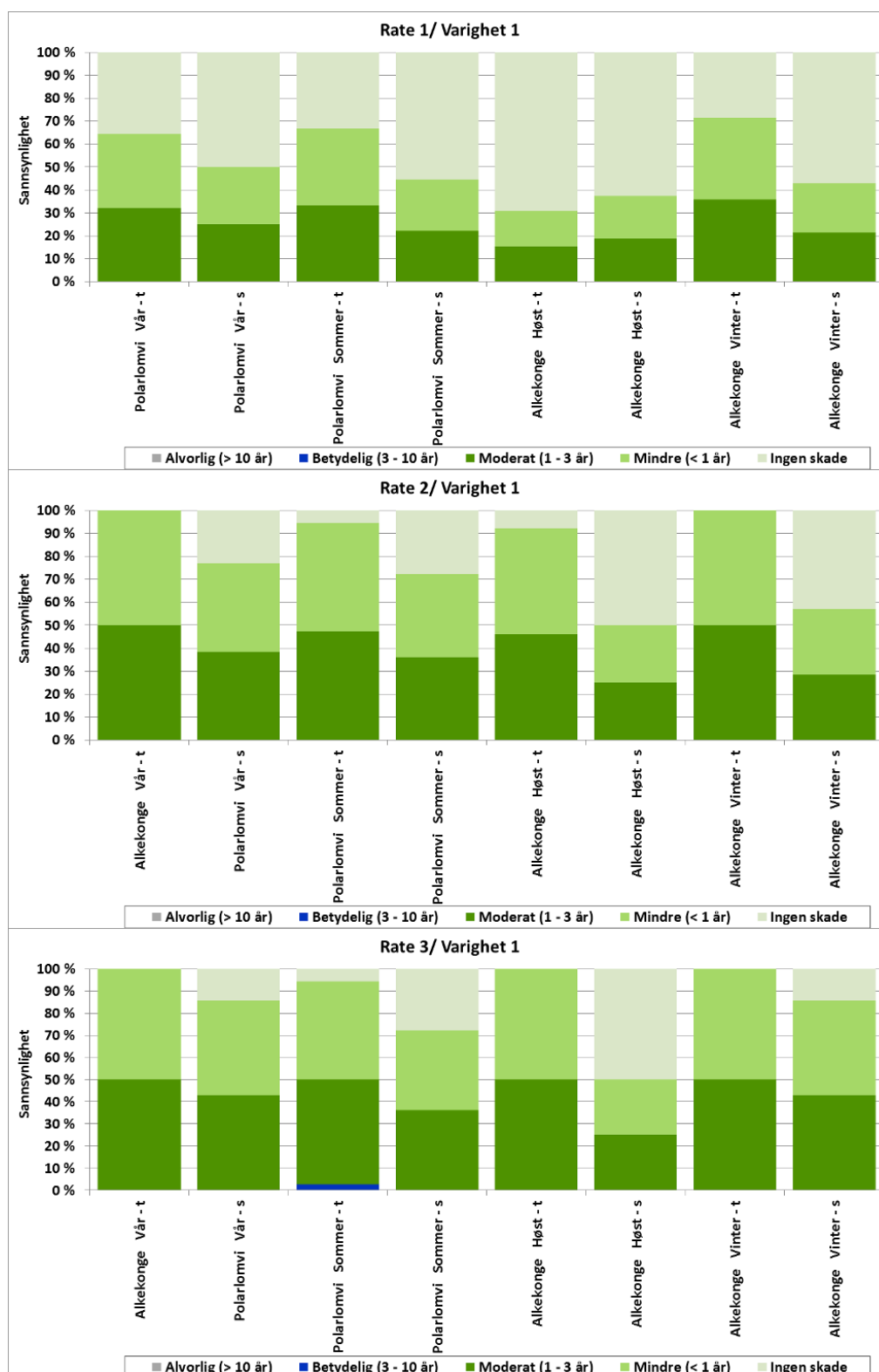
Figur 6-3 til Figur 6-5 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl. Kysttilknyttede arter er ikke relevant for denne lokasjonen da det er lite sannsynlighet for at olje vil strande gitt en utblåsning. Resultatene er derfor kun presentert for sjøfugl i åpent hav. Bestandene med høyeste sannsynlighet for skade, i hver sesong er vist. Resultatene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. De kvantitative konsensberegningene for marine pattedyr (havert, steinkobbe og oter) viser ingen sannsynlighet for over 1 % bestandstap, og mulige konsekvenser anses derfor som neglisjerbare (*ingen* skade).

Skadeberegninger i form av mulige tapsandeler av sjøfugl er gitt i Vedlegg 1.

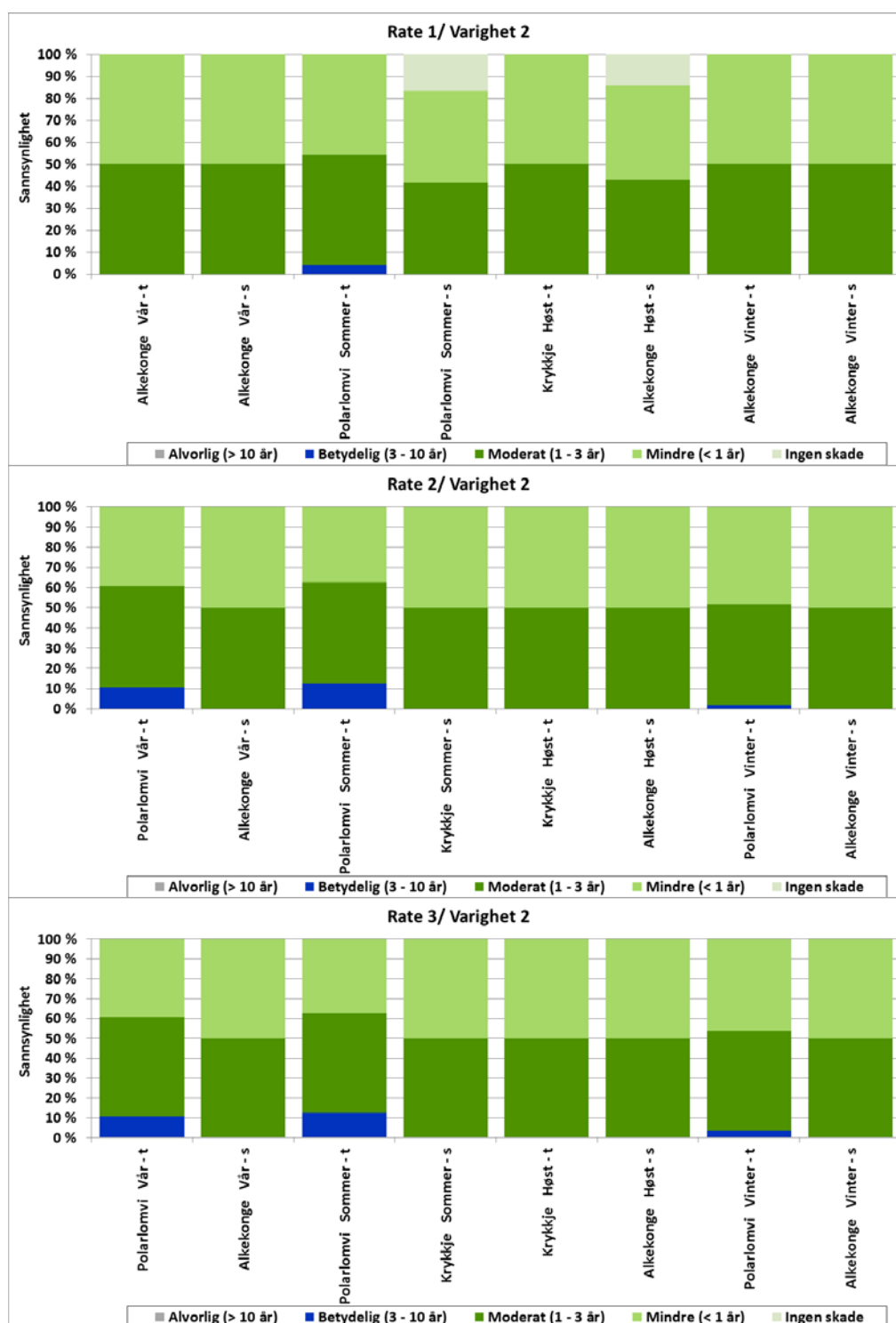
Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenarioene er det sjøfugl som har høyest sannsynlighet for skade, og overflateutblåsning gir generelt større konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning.

Om våren og sommeren er det bestanden av polarlomvi som er mest utsatt for skade, mens alkekonge eller krykkje er utslagsgivende art om høsten, og alkekonge om vinteren. Høyeste utslag er beregnet for polarlomvi i sommersesongen. Gitt en overflateutblåsing fra lokasjon B-O1 med rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det ca. 10 % sannsynlighet for betydelig miljøskade for polarlomvi, både i vår- og sommersesongen. Dersom varigheten øker til 50 døgn (med tilsvarende utblåsningsrate) øker sannsynligheten for betydelig miljøskade, særlig for alkekonge i høstsesongen, til ca. 25 %. Det vil da også være om lag 2 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade for alkekonge. Skadesannsynligheten fremkommer på bakgrunn av beregnet bestandstap for artene, som for varighet 50 døgn innebærer 100 % sannsynlighet for 5-10 % bestandstap av alkekonge i høstsesongen. Det er ingen sannsynlighet for at over 10 % av bestanden skal gå til grunne.

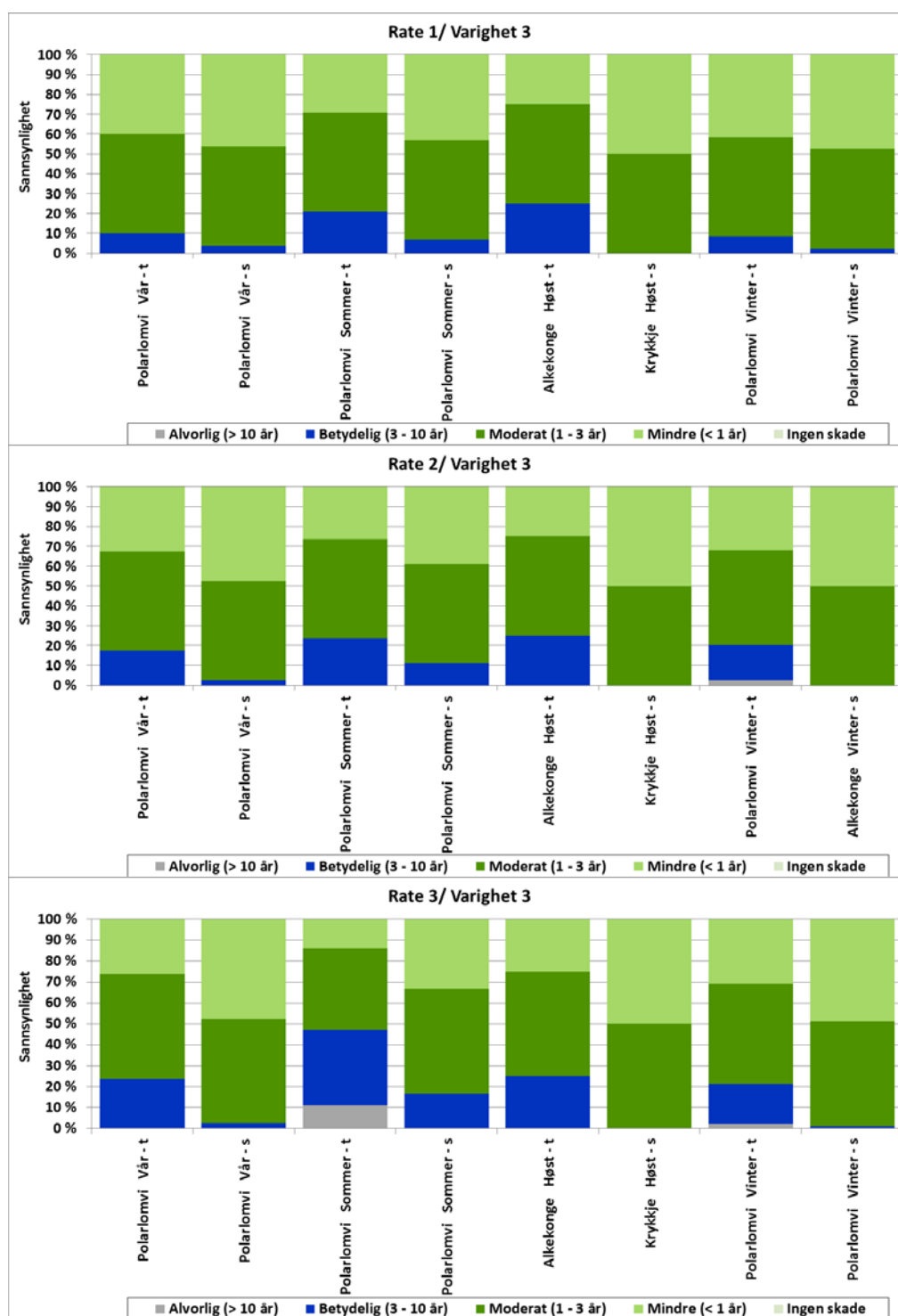
Polarlomvi og alkekonge er pelagisk dykkende sjøfugl. Særlig i vinterperioden er de spredt over store havområder, og således utsatt for eventuell olje på havoverflaten.



Figur 6-3 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver årstid gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-O1** med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 5 døgn.



Figur 6-4 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver årstid gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon B-O1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-5 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon B-O1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

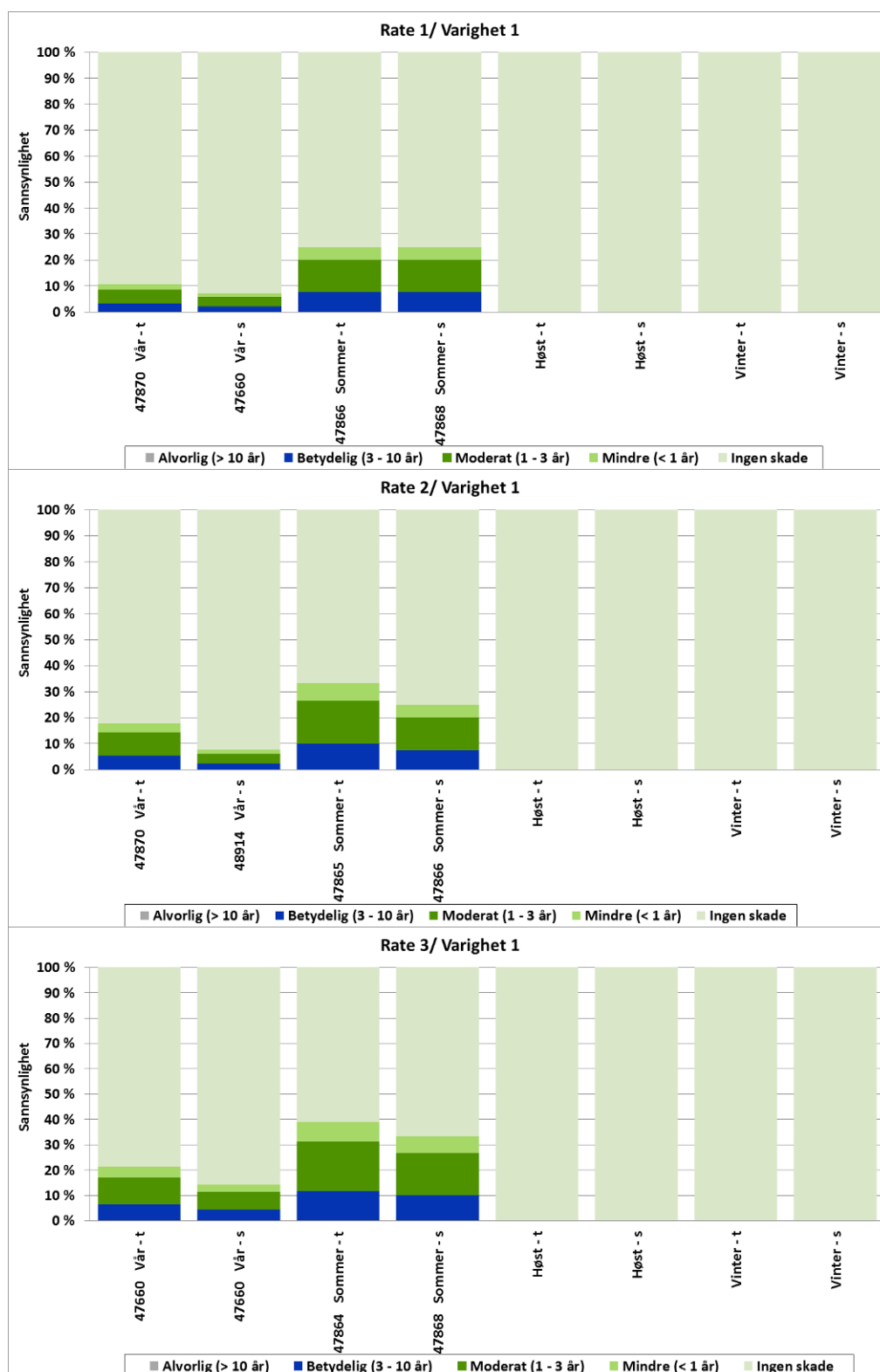
6.2.3 Iskant

Det er utført kvantitative skadeberegninger for 10×10 km is-ruter der skadekategoriene er definert på bakgrunn av restitusjonstid. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er oppgitt for den verst rammede is-ruten i hver sesong i Figur 6-6 til Figur 6-8. «Verst rammet» er for iskanten en direkte sammenheng med sannsynlighetene for oljepåslag, og størrelsen på oljepåslag per 10×10 km rute, der mulige konsekvenser (beregnet restitusjonstid) øker med økende oljemengde som påvirker habitatet/økosystemet, i henhold til skadenøkkelen i Tabell 5-6.

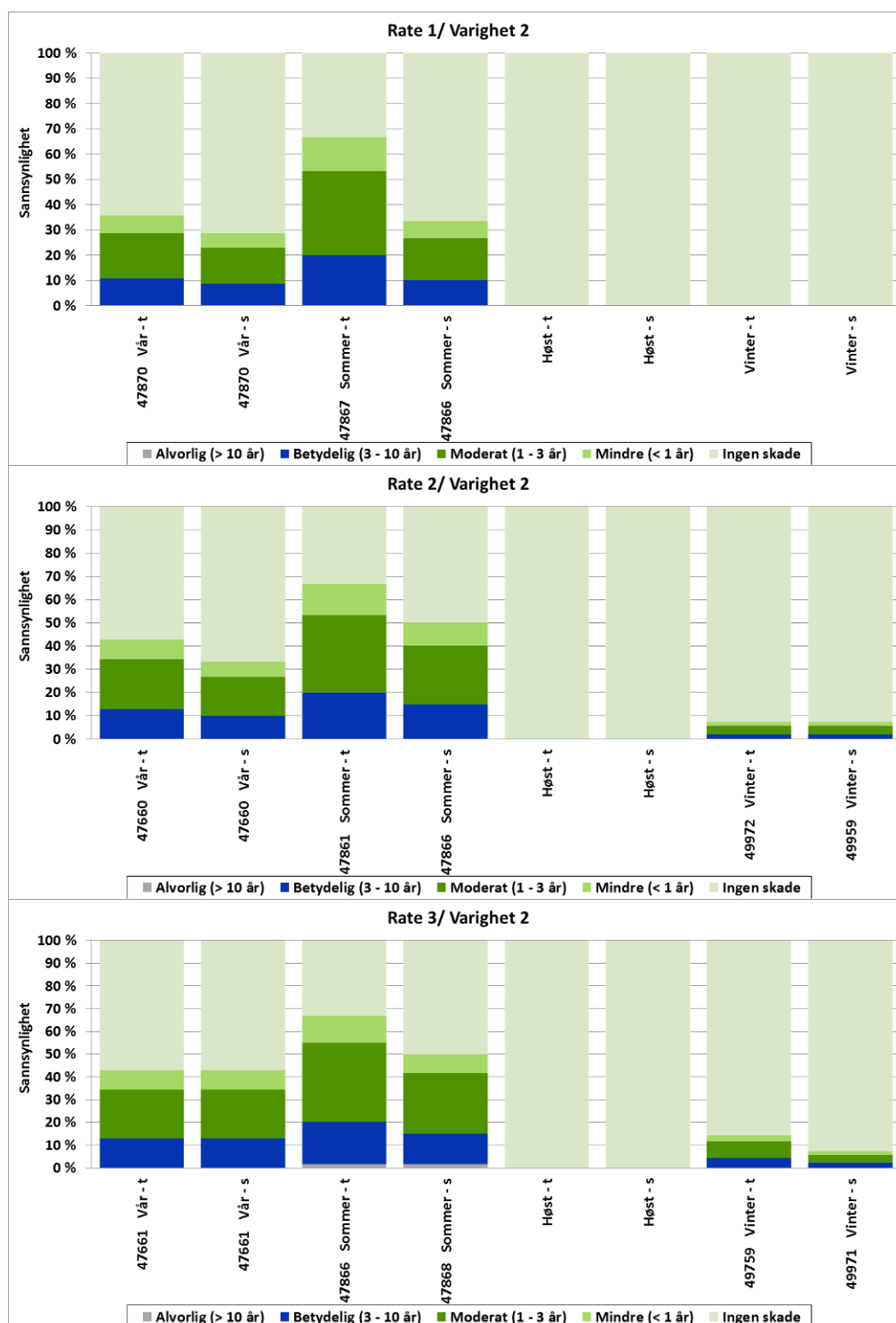
Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. Gitt en utblåsning om høsten forventes det ingen kvantifiserbar miljøskade (*ingen* miljøskade), altså kun mindre oljepåslag (< 1 tonn olje per 10×10 km rute langs iskanten). Om vinteren er det kun beregnet sannsynlighet for miljøskade for varighet 15 døgn eller 50 døgn, og konsekvenspotensialet er betydelig lavere enn i vår- og sommersesongen. Det er størst sannsynlighet (inntil 50 %) for moderat (1-3 års restitusjonstid) og (inntil 25 %) betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) i sommersesongen. Lengste utblåsningsvarighet gir høyest sannsynlighet for moderat og betydelig miljøskade. Sannsynligheten for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) er < 5 %.

At den beregnede sannsynligheten for miljøskade er størst om vår og sommer skyldes at iskanten benyttet i oljedriftsmodelleringen i denne perioden strekker seg lengre sør i Barentshavet (basert på is-utbredelsesstatistikk fra 2001-2011 for sommer- og høstsesongen og fra 2009-2011 i vår- og vintersesongen), og dermed nærmere utslippspunktene i disse periodene. Det er imidlertid viktig å understreke at det er gjort tilpassinger i etablering av iskant som input til oljedriftsmodelleringen (se avsnitt 4.9). Trenden er en mindre sørlig isutbredelse enn den som er benyttet i analysen, og en kan forvente sørligste isutbredelse i vinter- og vårsesongen. Maksimal isutbredelse inntreffer trolig i april måned (vår), og en kan forvente størst konsekvenspotensial i denne perioden.

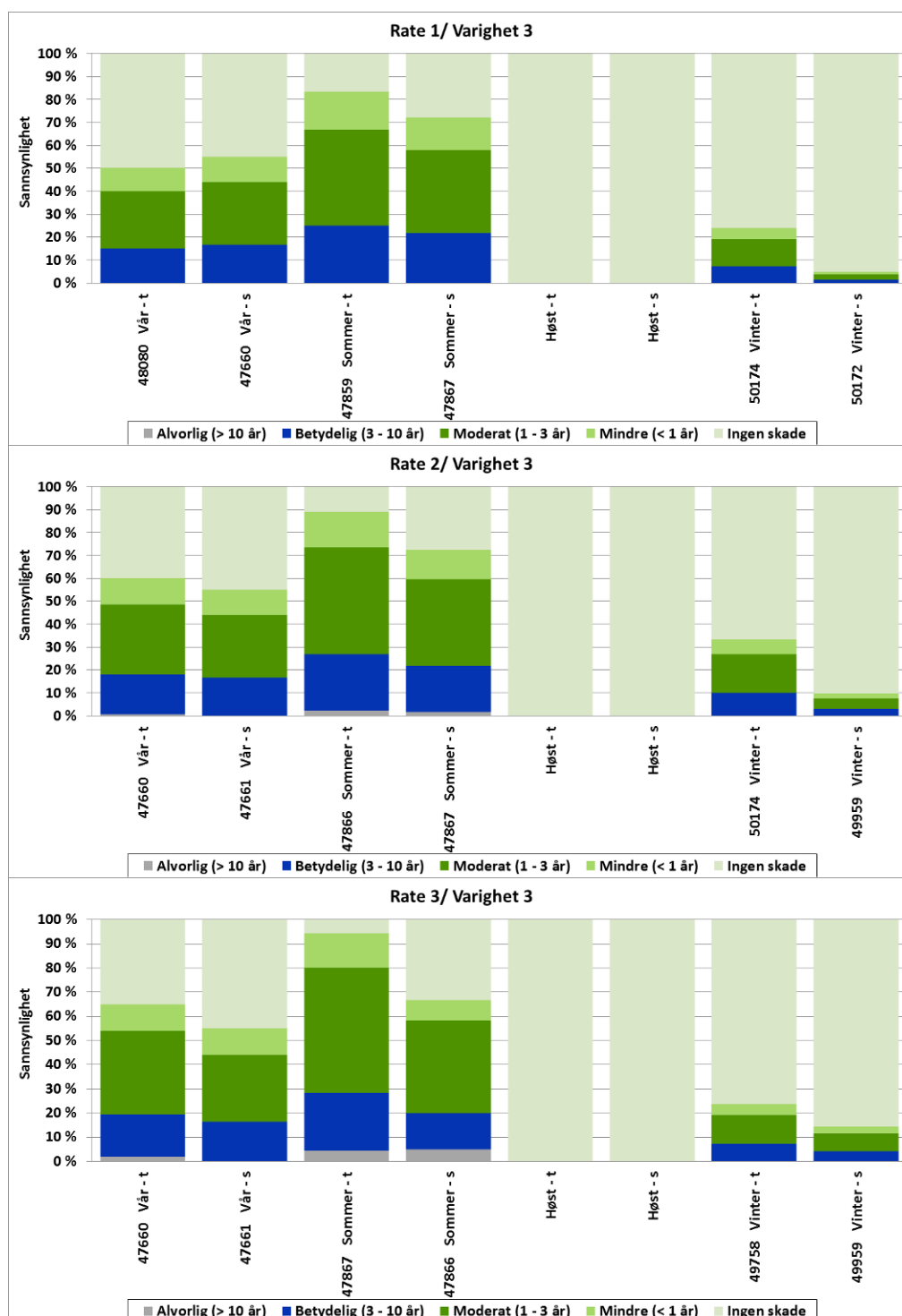
Iskanten er et særlig verdifullt og sårbart økosystem i Barentshavet. Dette skyldes høy biologiske produksjon og stort biologisk mangfold. Det er spesielt den store konsentrasjonen av sjøfugl som gjør økosystemet sårbart for akutt forurensing, men oljesøl vil potensielt også kunne skade plankton, lodde og polartorsk, i tillegg til sjøpattedyr som benytter isen i forbindelse med hvile og reproduksjon. Den store biologiske aktiviteten følger iskanten på vei nordover gjennom våren og sommeren slik at effekten av et oljesøl vil ha størst betydning i denne perioden.



Figur 6-6 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede iskantruta (10 × 10 km) i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-O1** med rate 250, 500 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 5 døgn.



Figur 6-7 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede iskantruta (10 × 10 km) i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-O1** med rate 250, 500 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-8 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede iskantruta (10 × 10 km) i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-O1** med rate 250, 500 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



6.2.4 Strand

Ingen av modelleringene viste stranding av olje til kyst og en vurdering av konsekvenser for strandhabitat ved et utslipp fra B-O1 er dermed ikke relevant.

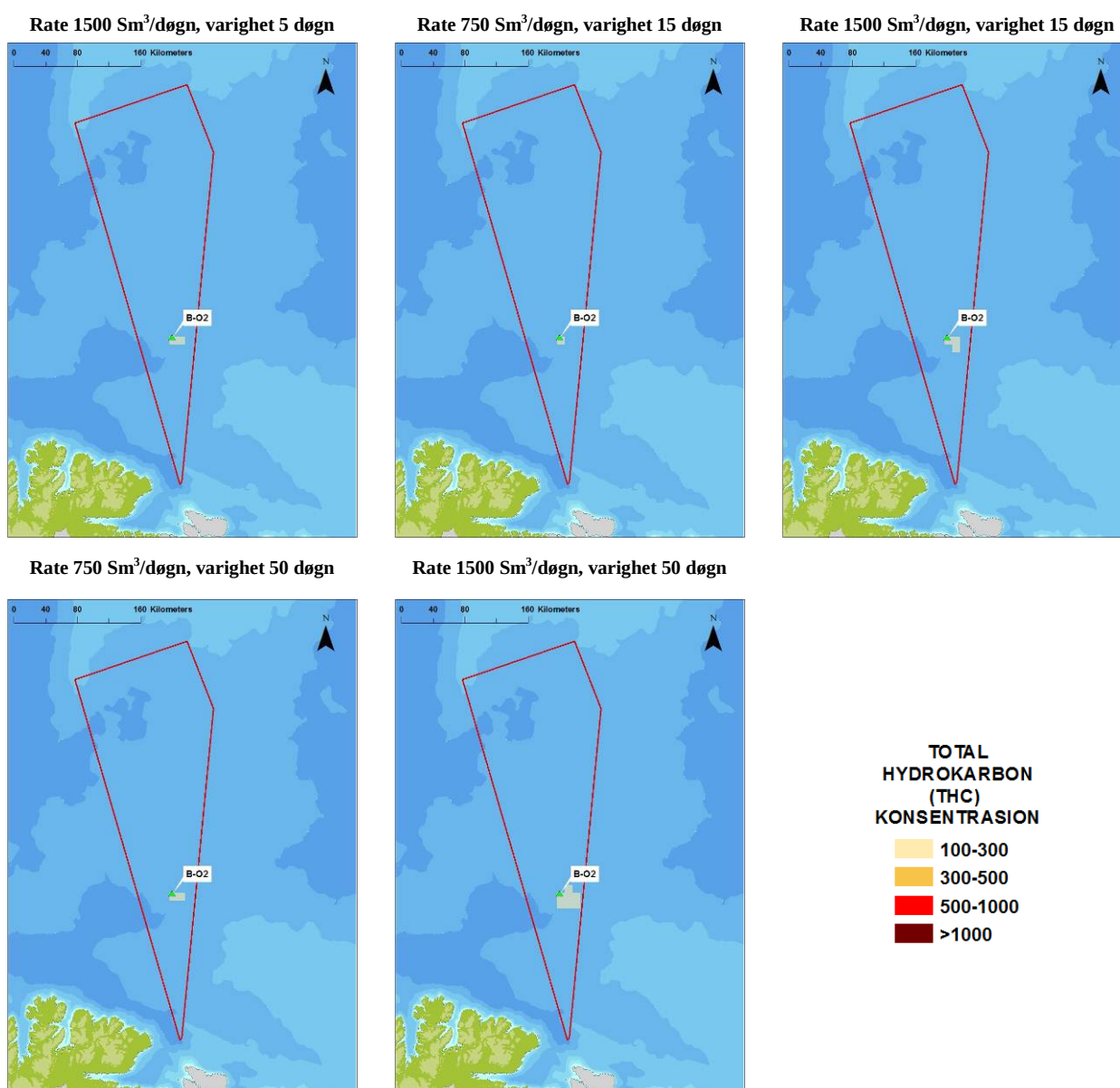
6.2.5 Fisk

De kvantitative beregningene av mulige tapsandeler av egg og larver av torsk og lodde viser ingen sannsynlighet for tapsandeler over 0,5 %. Konsekvenspotensialet for fisk vurderes dermed som lavt ved en utblåsning fra lokasjon B-O1.

6.3 Lokasjon B-O2

6.3.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon B-O2 er vist i Figur 6-9. Kun utslippsscenarioer som gav vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % er presentert. Dette gjelder sjøbunnsscenarioer med rater på 750 Sm^3 /døgn og 15 og 50 dagers varighet, i tillegg til alle varigheter med rater på 1500 Sm^3 /døgn.



Figur 6-9 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i $10 \times 10 \text{ km}$ ruter) for ulike utslippsscenarioer fra lokasjon B-O2, på årlig



basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon.

Oljedriftsmodelleringene viser at et uhellsutslipp fra lokasjon B-O2 vil kunne føre til påslag av olje langs Finnmarkskysten og russiske kystområder tilknyttet Barentshavet. Tidsmidlet oljemengde (helårsstatistikk) per 10×10 km rute langs kysten gitt en overflateutblåsning fra lokasjonen, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner, gir imidlertid kun én rute med oljemengde over 1 tonn (i Vardø), og resultatene er derfor ikke illustrert.

6.3.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-10 til Figur 6-12 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr. Bestandene med høyeste sannsynlighet for skade, i hver måned gjennom året er vist. Resultatene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon.

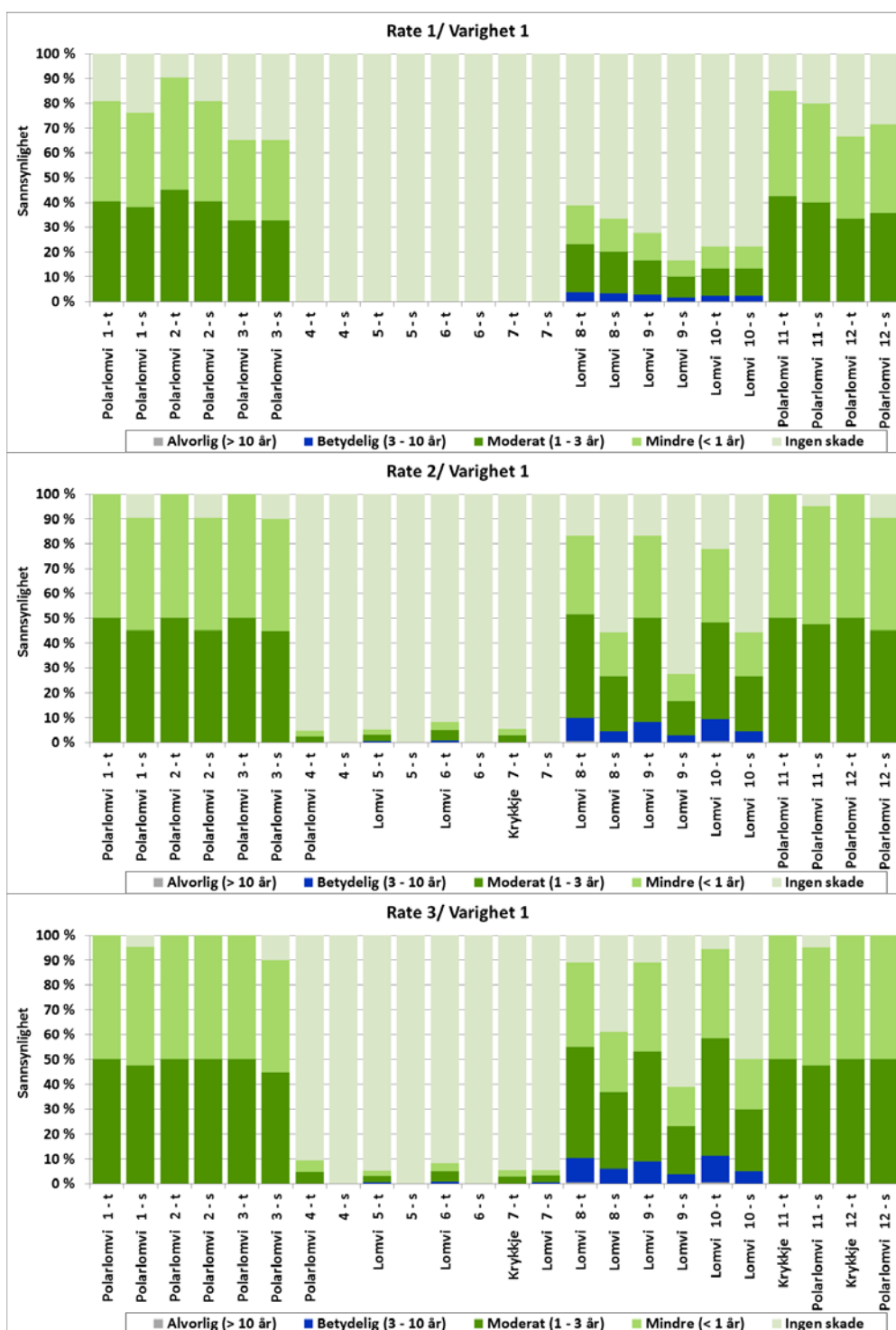
Skadeberegninger i form av mulige tapsandeler og skadesannsynlighet for hver bestandsgruppe (sjøfugl – åpent hav, sjøfugl – kystnært og marine pattedyr) er gitt i Vedlegg 1 og Vedlegg 2.

Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenariene er det sjøfugl som har høyest sannsynlighet for skade, og overflateutblåsning gir noe større konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning.

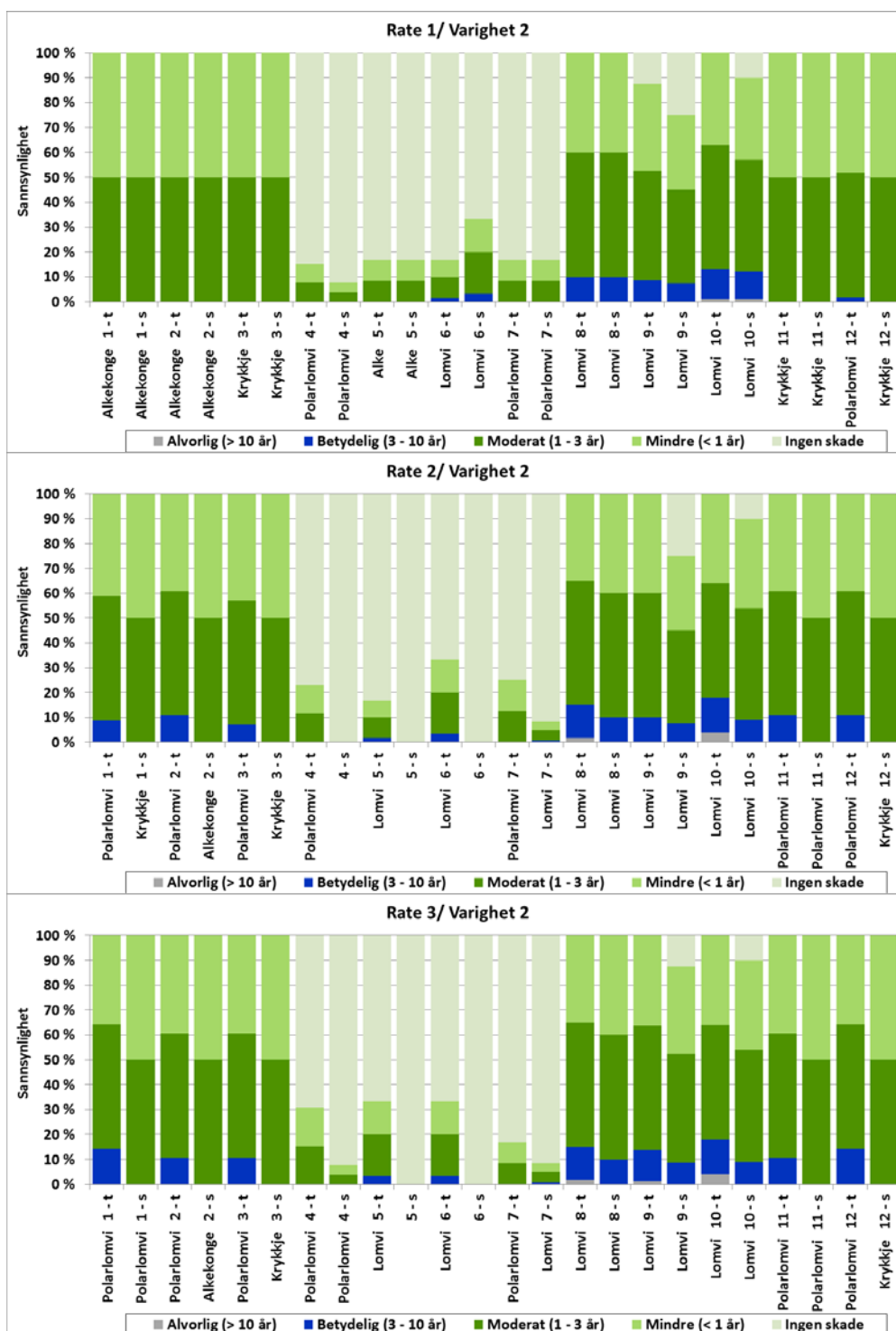
Det er ingen, eller liten sannsynlighet for skade på bestander i månedene april-juli, avhengig av utblåsningsrate og –varighet. Dette kommer av at en utblåsning fra lokasjonen i all hovedsak medfører konsekvenser for sjøfugl i åpent hav (lite olje driver inn til kystområdene), og i denne perioden store deler av fuglebestandene samler seg i hekkekoloniene langs kysten. Om vinteren er det bestander av krykkje og polarlomvi som er mest utsatt for skade, mens lomvi er utslagsgivende art om høsten. Høyeste utslag er beregnet for lomvi i høstsesongen (august-oktober). Gitt en overflateutblåsning fra lokasjon B-O2 med rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det noe under 5 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade og noe under 15 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, gitt hendelse i oktober (dimensjonerende måned). Dersom varigheten øker til 50 døgn (med tilsvarende utblåsningsrate) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til inntil 12 %, mens sannsynligheten for betydelig miljøskade øker til inntil 27 %. Skadesannsynligheten fremkommer på bakgrunn av beregnet bestandstap for lomvi, som for rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn innebærer 33 % sannsynlighet for 1-5 % bestandstap, 50 % sannsynlighet for 5-10 % tap og 17 % sannsynlighet for 10-20 % tap. Det er ingen sannsynlighet for at over 20 % av bestanden skal gå til grunne.

Krykkje er en pelagisk overflatebeitende sjøfugl, mens lomvi og polarlomvi er pelagisk dykkende. I vinterperioden er de spredt over store havområder, og således utsatt for eventuell olje på havoverflaten. Grunnet lite stranding av olje er hekkeområdene langs Finnmarkskysten og hekkeperioden mindre utsatt, da det vil være mindre sjøfugl ute i åpent hav.

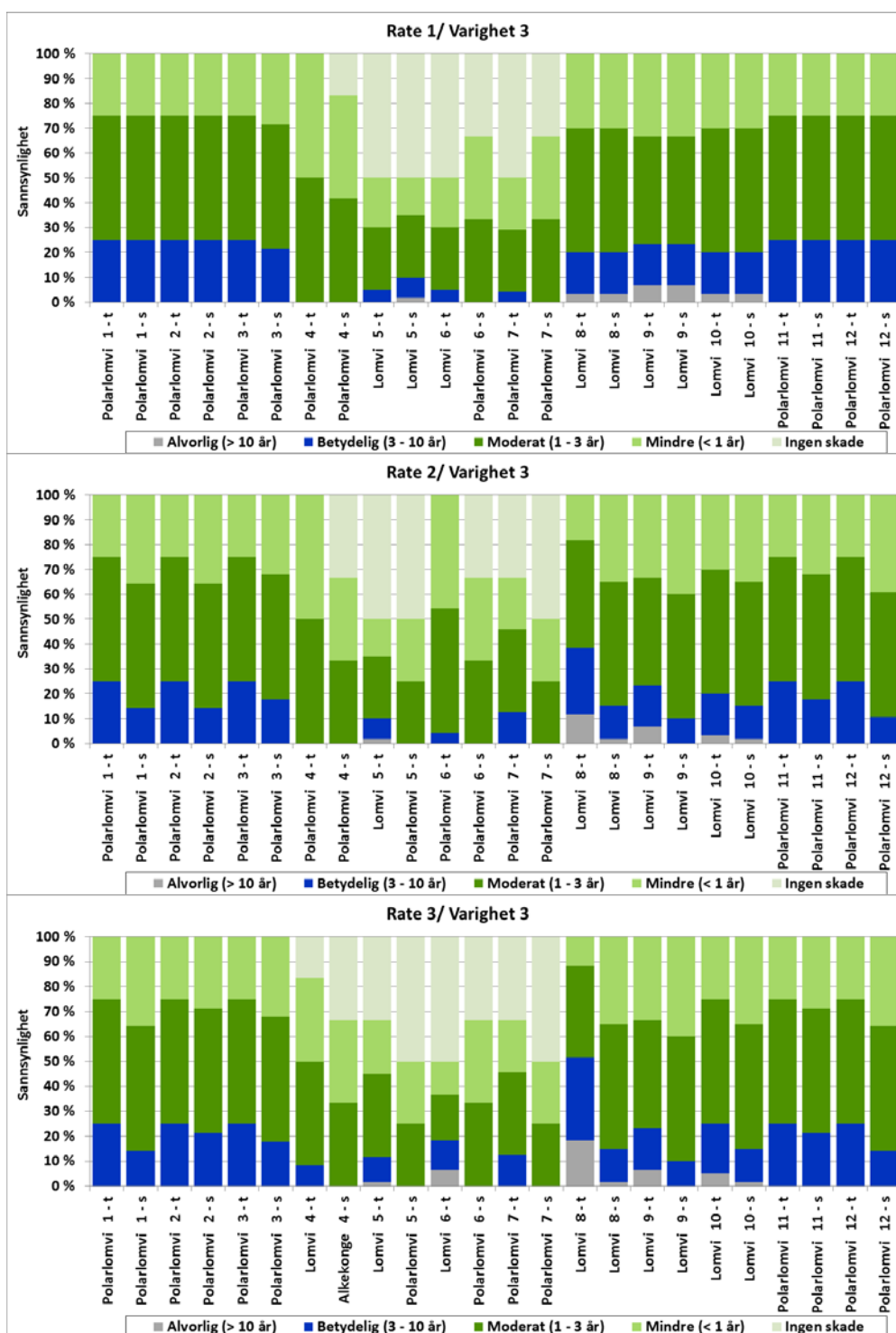
De kvantitative konsensberegningene for marine pattedyr (havert, steinkobbe og oter) viser kun sannsynlighet for 1-5 % bestandstap av steinkobbe i mai og juli, med 16 % i begge perioder, gitt en utblåsning fra lokasjonen med høyeste utblåsningsrate og lengste utblåsningsvarighet. Dette gir om lag 8 % sannsynlighet for mindre og moderat miljøskade dvs. inntil 3 års restitusjonstid.



Figur 6-10 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-O2** med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 5 døgn.



Figur 6-11 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon B-O2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-12 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon B-O2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.3.3 Iskant

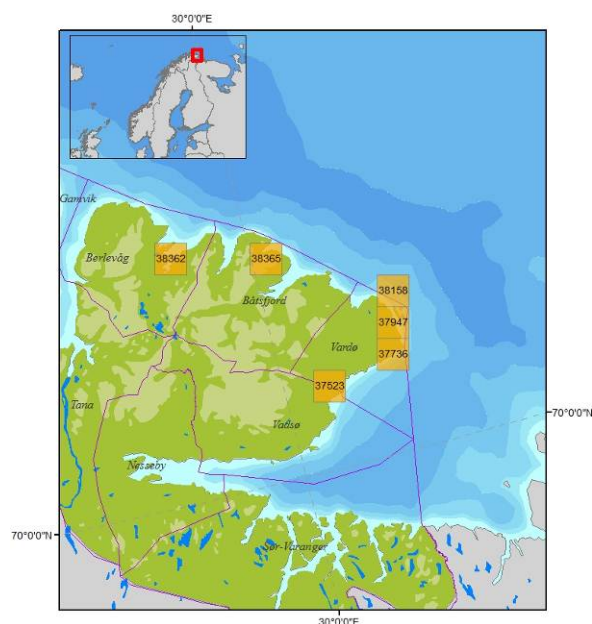
Iskanten blir ikke berørt med påslag av over 1 tonn olje per 10 × 10 km rute gitt en utblåsning fra lokasjon B-O2, og vurdering av mulige konsekvenser er derfor ikke relevant.

6.3.4 Strandhabitat

Figur 6-14 og Figur 6-15 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for 10×10 km kyststruter, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er oppgitt for den verst rammede kyststruten i hver måned.

Det er generelt liten sannsynlighet for stranding av olje ved utblåsning fra lokasjon B-O2.

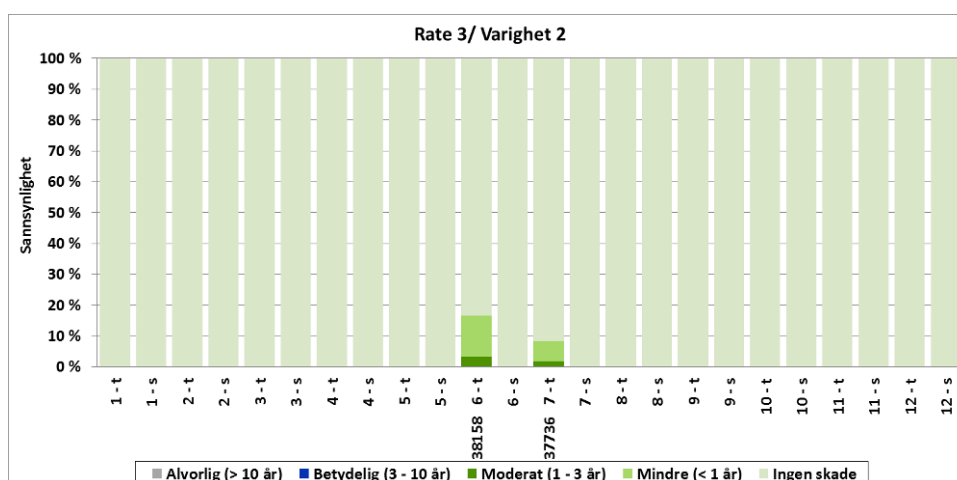
Ingen av modelleringene med 5 døgns varighet eller rate 250 eller $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og 15 døgns varighet viste stranding av olje til kyst og en vurdering av strandhabitat ved denne typen utslipp fra B-O2 er dermed ikke relevant.



Figur 6-13 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra B-O2.

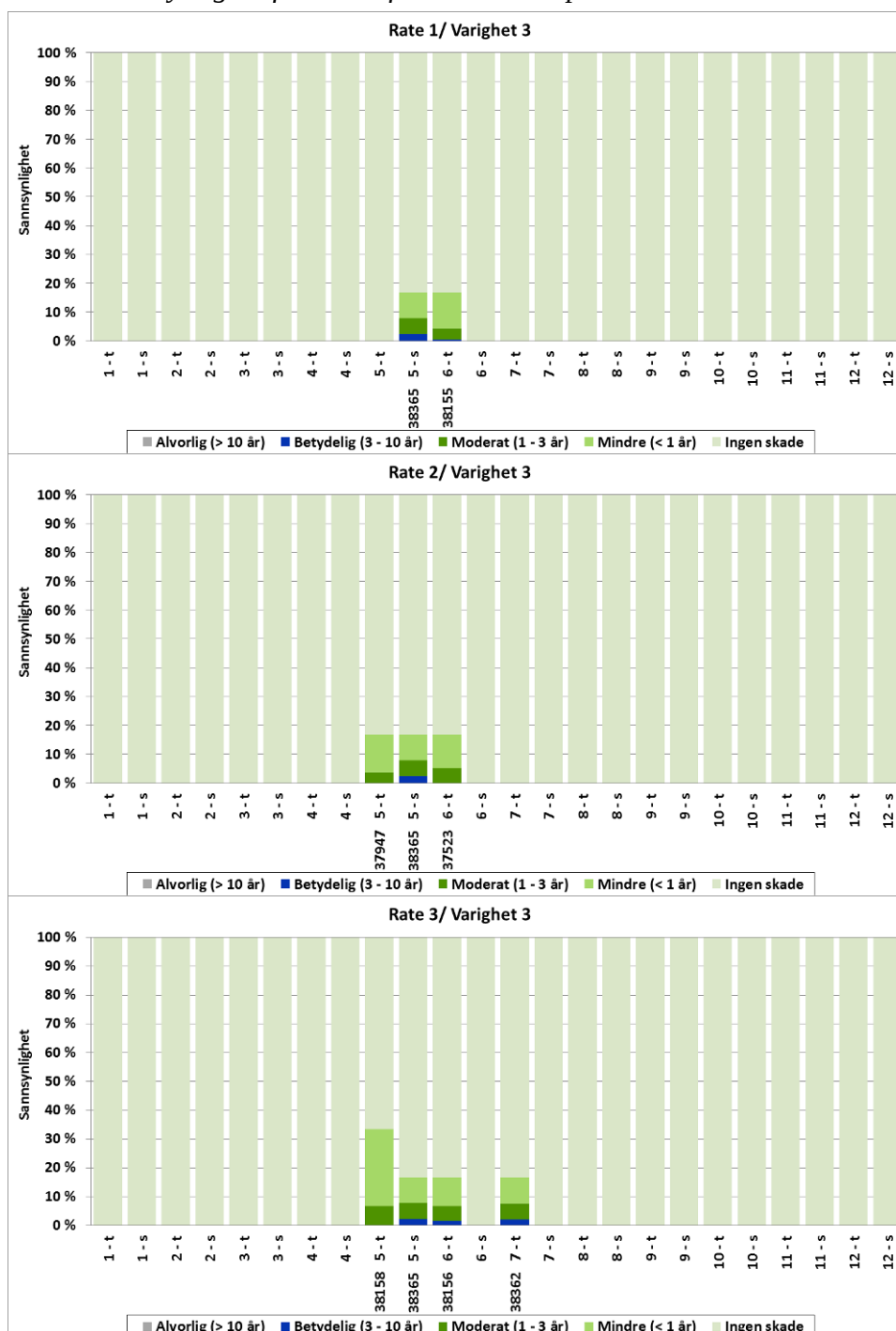
Figur 6-13 viser rutene med høyest utslag for enkelte rate- og varighetskombinasjoner. For varighet 15 døgn og høyeste rate er det kun sannsynlighet for stranding av ≥ 1 tonn olje per 10×10 km rute i to av månedene, henholdsvis juni og juli, gitt et overflateutslipp. Det er < 14 % sannsynlighet for moderat miljøskade og < 4 % sannsynlighet for betydelig miljøskade. Begge rutene er lokalisert i Vardø.

Dersom en utblåsning fra lokasjonen skulle vare i 50 døgn vil det være sannsynlighet for konsekvenser i mai, juni og juli, med inntil 2 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (i mai og juli), 7 % sannsynlighet for moderat miljøskade og 27 % sannsynlighet for mindre miljøskade (i mai). Kystområder i Berlevåg, Båtsfjord og Vardø vil bli mest berørt.



Figur 6-14 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede kystruta (10×10 km) i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon B-O2 med rate $1500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn. Mindre rater og

kortere varighet gir ingen sannsynlighet for treff av > 1 tonn olje per 10×10 km kystrute, og således heller ikke sannsynlighet for kvantifiserbar skade på strandhabitat.



Figur 6-15 Betinget sannsynlighet for ulike grader av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede kystruta (10×10 km) i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-O2** med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn.



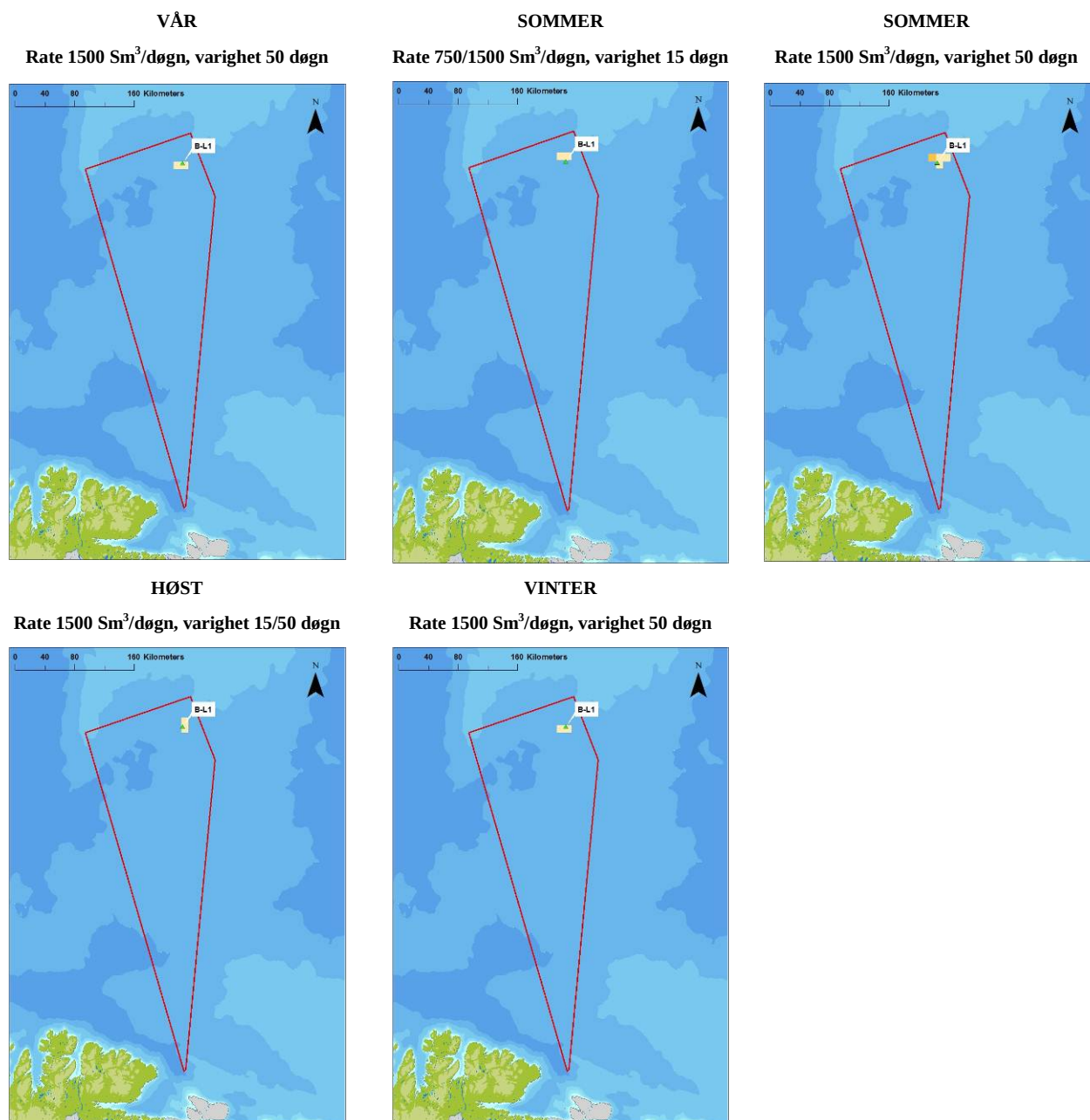
6.3.5 Fisk

De kvantitative beregningene av mulige tapsandeler av egg og larver av torsk og lodde viser ingen sannsynlighet for tapsandeler over 0,5 %. Konsekvenspotensialet for fisk vurderes dermed som lavt ved en utblåsning fra denne lokasjon B-O2.

6.4 Lokasjon B-L1

6.4.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell sjøbunnsutblåsning ved lokasjon B-L1 er vist i Figur 6-16. Resultatene er vist sesongvis, i og med at sesongvis isutbredelse er benyttet i oljedriftsmodelleringen for lokasjonen. Kun utslippsscenarioer som gav vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % er presentert. Dette gjelder sjøbunnsscenarioer med rater på $1500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og 15 og 50 dagers varighet i hver av sesongene, i tillegg til rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn i sommersesongen. Varighet 15 døgn i vår- og vintersesongen ga for øvrig bare vannsøylekonsentrasjon ≥ 100 ppb i én enkeltrute (nærmest utslippslokasjonen), og er derfor ikke illustrert.



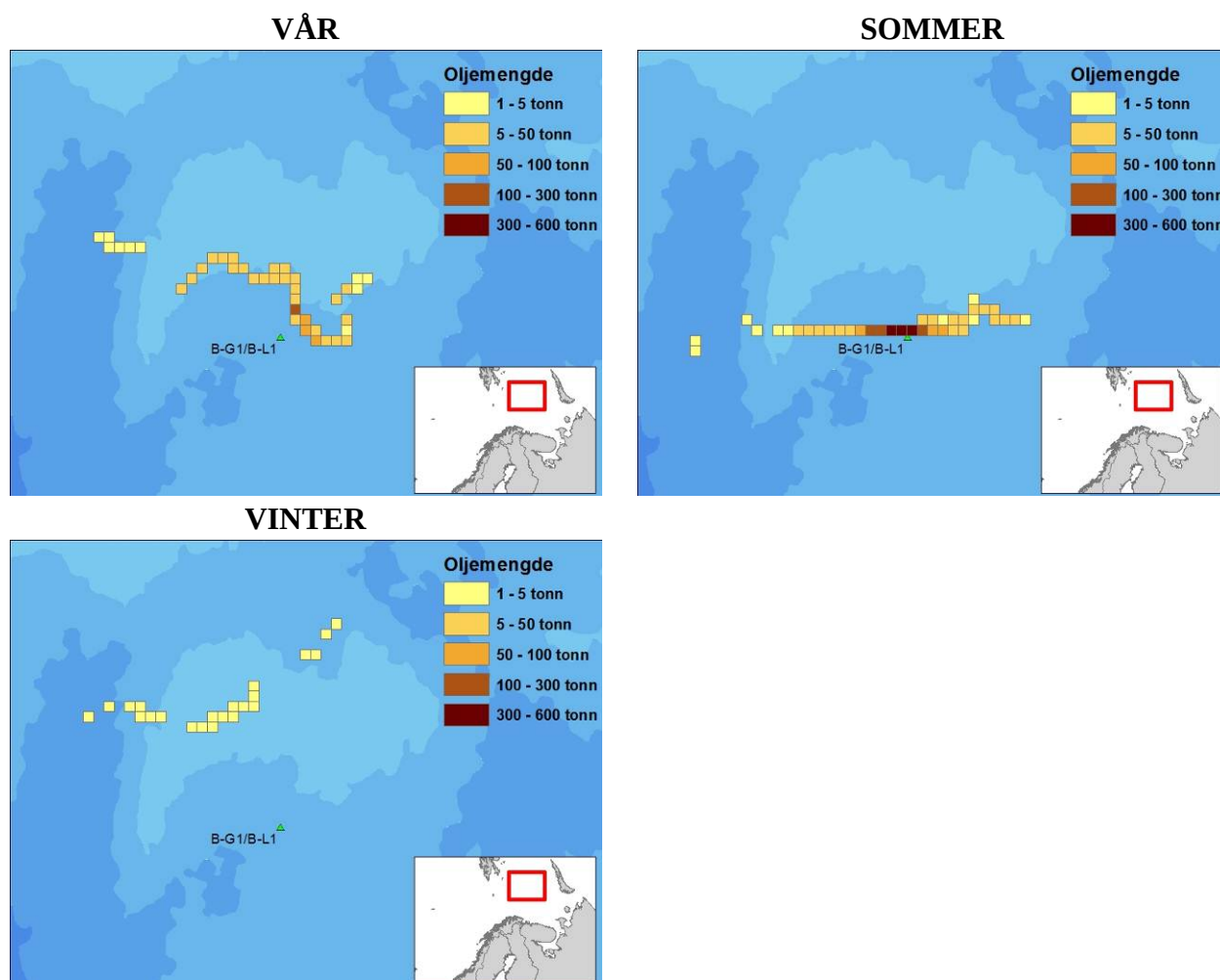
Figur 6-16 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10×10 km ruter) for ulike utslippsscenarioer fra lokasjon B-L1 ved en sjøbunnsutblåsning, på månedlig basis. Utslippsscenarioene som ikke er presentert i figuren har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb THC vannsøylekonsentrasjon. Ved 15 døgns utslipp og rate $1500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ er kun én 10×10 km rute berørt med ≥ 100 ppb THC konsentrasjon i vår- og vintersesongen, og disse er heller ikke presentert.

Oljedriftsmodelleringene viser at et uhellsutslipp fra lokasjon B-L1 vil kunne føre til påslag av olje til iskanten. Antallet 10×10 km ruter totalt og med ≥ 1 tonn, samt den strekningen av iskanten som vil kunne bli berørt, totalt og med ≥ 1 tonn, er vist i Tabell 6-3, vektet for alle rate-

og varighetskombinasjoner. Beregningene viser at uhellsutslipp fra denne lokasjonen ved gitte rater og varigheter vil føre til stranding av olje i nevnte mengdekategorier til iskanten i alle sesonger unntatt i høstsesongen. Figur 6-17 viser videre tidsmidlet påslag av olje langs iskanten i vår-, sommer og vinterseongen gitt en overflateutblåsning fra lokasjonen, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Resultatene viser at iskanten kan bli truffet av inntil 600 tonn per 10 × 10 km rute olje i sommersesongen. I vårsesongen er oljepåslaget på iskanten hovedsakelig inntil 100 tonn per 10 × 10 km rute, mens det i vinterseongen er inntil 5 tonn per 10 × 10 km rute. Det er imidlertid viktig å understreke at det er gjort tilpassinger i etablering av iskant som input til oljedriftsmodelleringen (se avsnitt 4.9). Maksimal isutbredelse inntreffer trolig i april måned (vår), og en kan forvente størst oljepåslag i denne perioden.

Tabell 6-3 Berørt iskant i hver sesong gitt en utblåsning fra lokasjon B-L1.

Sesong	Antall 10x10 km ruter		Strekning (km)	
	Totalt	> 1 tonn	Totalt	> 1 tonn
Vår	89	39	ca 600	ca 330
Sommer	67	39	ca 590	ca 330
Høst	35	0	ca 330	0
Vinter	87	22	ca 660	ca 250



Figur 6-17 Tidsmidlet oljemengde som berører iskanten i hver av sesongene vår, sommer og vinter, gitt en overflateutblåsning fra lokasjon B-L1, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.

6.4.2 Sjøfugl og marine pattedyr

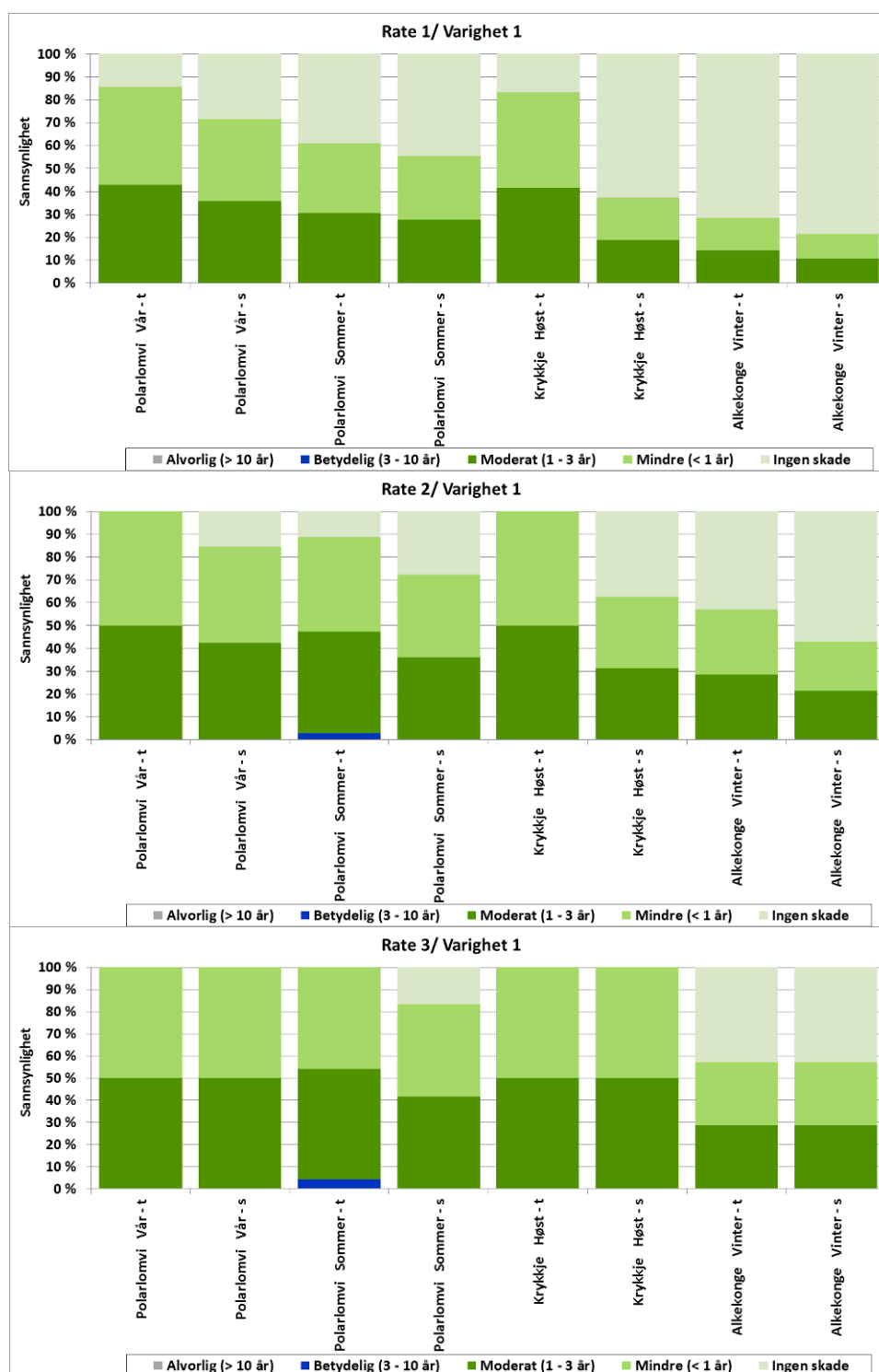
Figur 6-18 til Figur 6-20 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl. Kysttilknyttede arter er ikke relevant for denne lokasjonen da det er lite sannsynlighet for at olje vil strande gitt en utblåsning. Resultatene er derfor kun presentert for sjøfugl i åpent hav. Bestandene med høyeste sannsynlighet for skade, i hver sesong er vist. Resultatene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. De kvantitative konsensberegningene for marine pattedyr (havert, steinkobbe og oter) viser ingen sannsynlighet for over 1 % bestandstap, og mulige konsekvenser anses derfor som neglisjerbare (*ingen skade*).

Skadeberegninger i form av mulige tapsandeler av sjøfugl er gitt i Vedlegg 1.

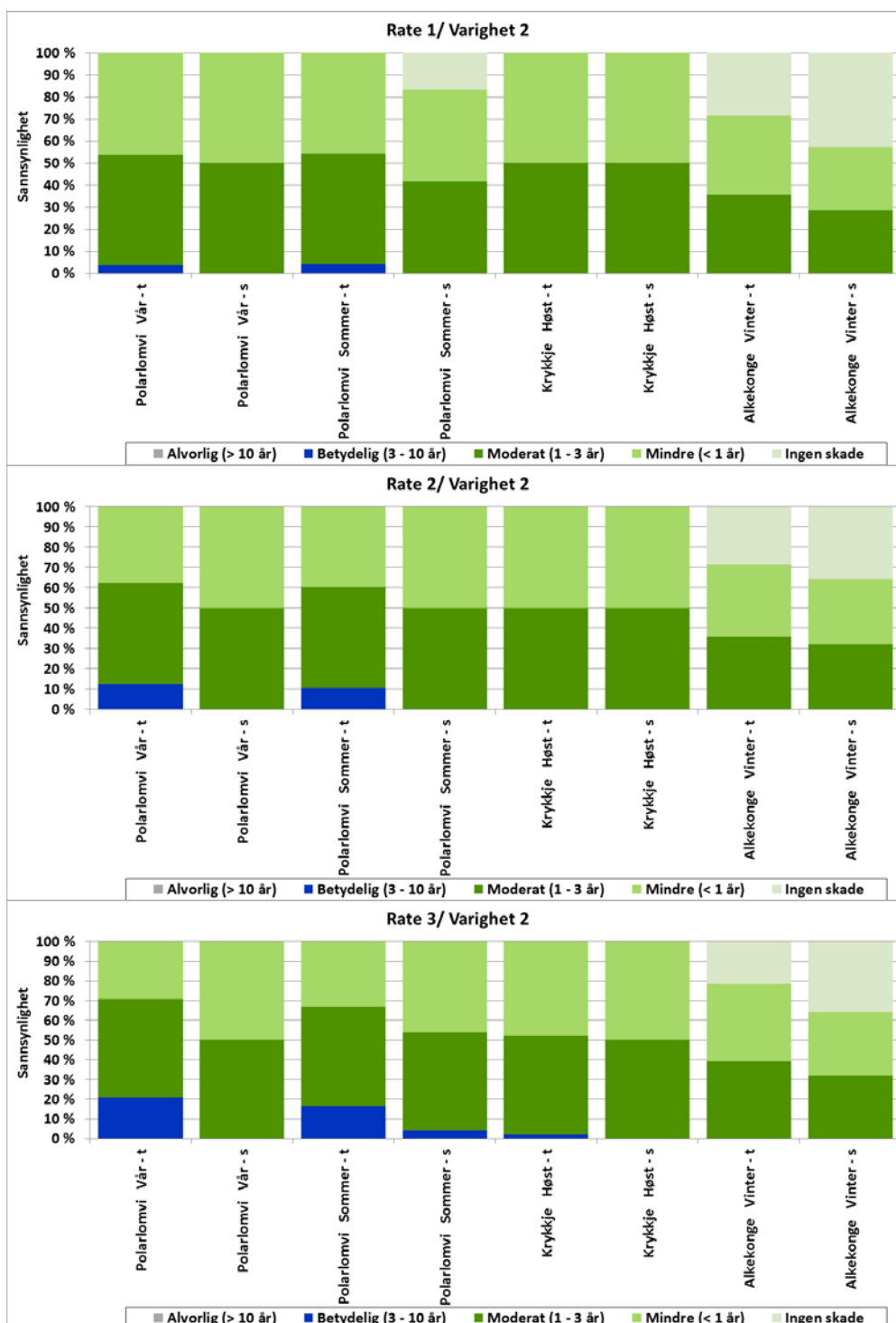
Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenarioene gir overflateutblåsning gir noe større konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning.

Om våren og sommeren er det bestanden av polarlomvi som er mest utsatt for skade, mens krykkje er utslagsgivende art om høsten, og alkekonge om vinteren. Høyeste utslag er beregnet for polarlomvi i sommersesongen. Gitt en overflateutblåsing fra lokasjon B-L1 med rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det ca. 10 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, både i vår- og sommersesongen. Dersom varigheten øker til 50 døgn (med tilsvarende utblåsningsrate) øker sannsynligheten for betydelig miljøskade til inntil 30 %, og det vil være noe under 5 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade. Skadesannsynligheten fremkommer på bakgrunn av beregnet bestandstap for polarlomvi, som for rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn innebærer 83 % sannsynlighet for 5-10 % tap og 17 % sannsynlighet for 10-20 % tap. Det er ingen sannsynlighet for at over 20 % av bestanden skal gå til grunne.

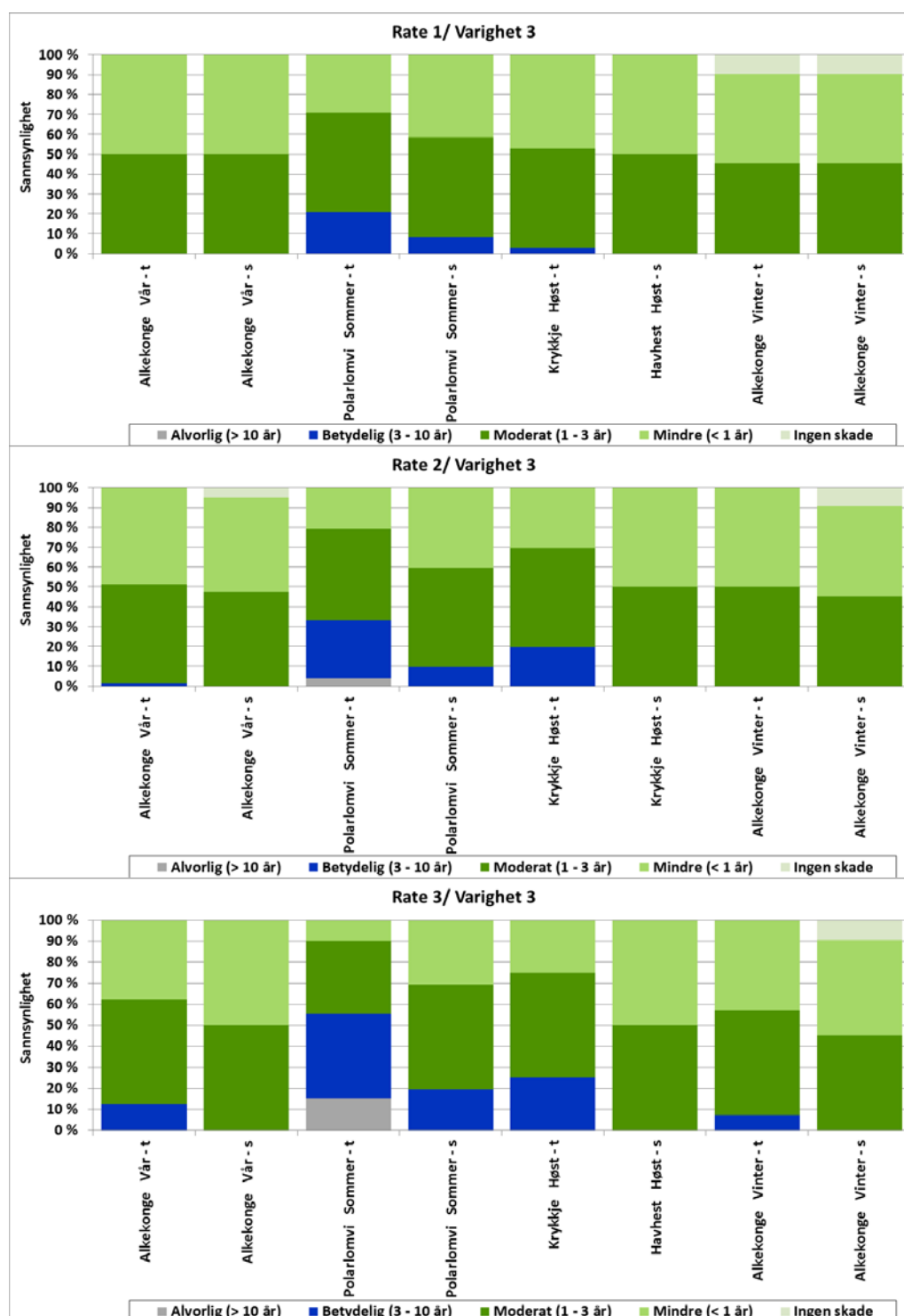
Polarlomvi er en pelagisk dykkende sjøfugl. Særlig i vinterperioden er den spredt over store havområder, og således utsatt for eventuell olje på havoverflaten.



Figur 6-18 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 5 døgn.



Figur 6-19 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-20 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.4.3 Iskant

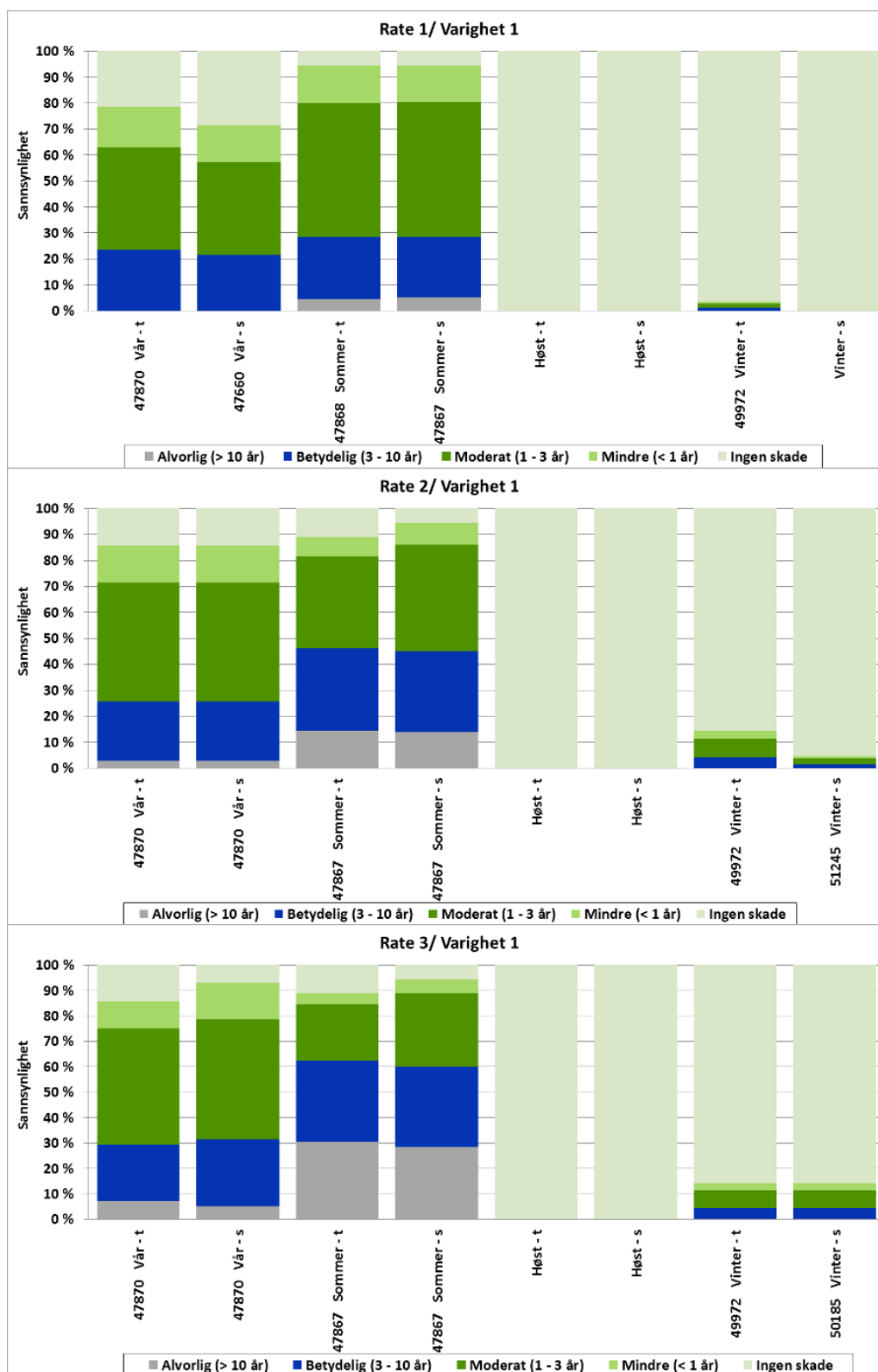
Oljedriftsmodelleringene viser at et uhellsutslipp fra lokasjon B-L1 vil kunne føre til påslag av olje til iskanten.

Figur 6-21 til Figur 6-23 viser resultatene av de kvantitative skadeberegninger for 10×10 km is-ruter, med høyest sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er oppgitt for den verst rammede isruten i hver sesong.

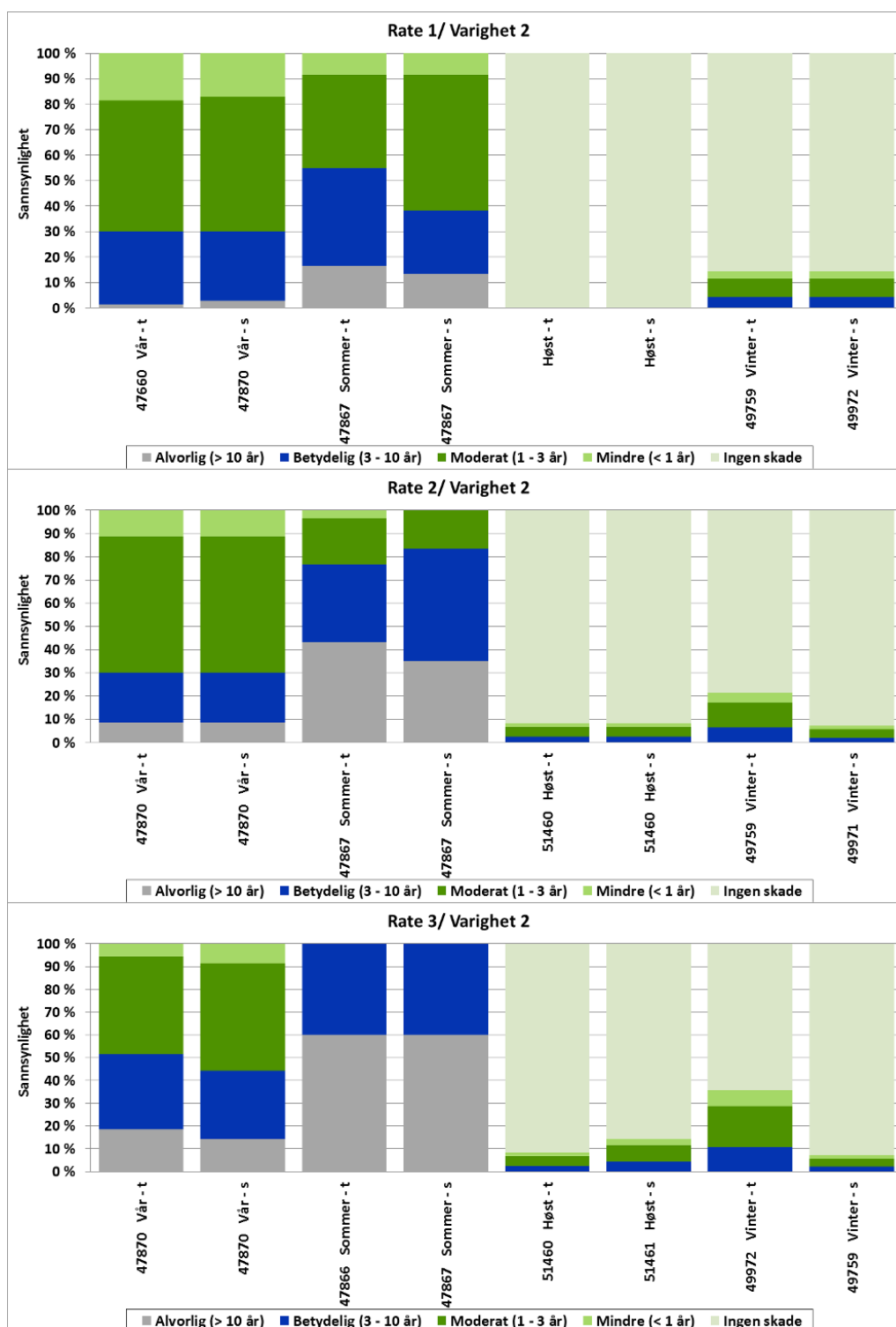
Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For korteste varighet er det ingen sannsynlighet for miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje om høsten og kun lav sannsynlighet for miljøskade om vinteren. Gitt varighet 15 eller 50 døgn er det størst sannsynlighet (inntil 60 %) for både alvorlig (>10 års restitusjonstid) og betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) i sommersesongen.

At den beregnede sannsynligheten for miljøskade er størst om vår og sommer skyldes at iskanten benyttet i oljedriftsmodelleringen i denne perioden strekker seg lengre sør i Barentshavet (basert på is-utbredelsesstatistikk fra 2001-2011 for sommer- og høstsesongen og fra 2009-2011 i vår- og vintersesongen), og dermed nærmere utslippspunktene i disse periodene. Det er imidlertid viktig å understreke at det er gjort tilpassinger i etablering av iskant som input til oljedriftsmodelleringen (se avsnitt 4.9). Trenden er en mindre sørlig isutbredelse enn den som er benyttet i analysen, og en kan forvente sørligste isutbredelse i vinter- og vårsesongen. Maksimal isutbredelse inntreffer trolig i april måned (vår), og en kan forvente størst konsekvenspotensial i denne perioden.

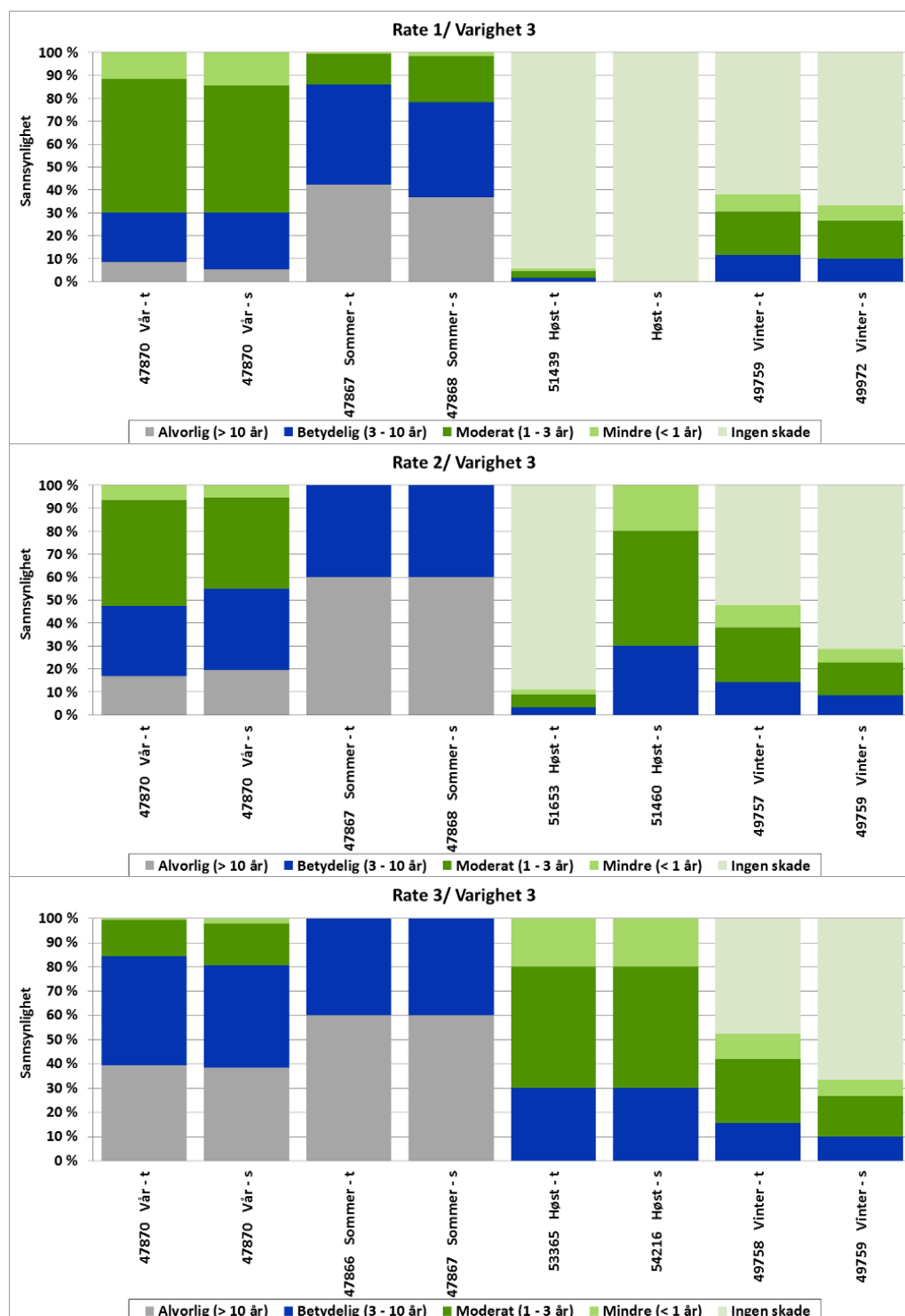
Iskanten er et særlig verdifullt og sårbart økosystem i Barentshavet. Dette skyldes høy biologiske produksjon og stort biologisk mangfold. Det er spesielt den store konsentrasjonen av sjøfugl som gjør økosystemet sårbart for akutt forurensing, men oljesøl vil potensielt også kunne skade plankton, lodde og polartorsk, i tillegg til sjøpattedyr som benytter isen i forbindelse med hvile og reproduksjon. Den store biologiske aktiviteten følger iskanten på vei nordover gjennom våren og sommeren slik at effekten av et oljesøl vil ha størst betydning i denne perioden.



Figur 6-21 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede iskantruta (10 × 10 km) i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-L1** med rate 250, 500 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 5 døgn.



Figur 6-22 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede iskantruta (10×10 km) i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-L1** med rate 250, 500 eller 1500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn.



Figur 6-23 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede iskantruta (10 × 10 km) i hver årstid, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **B-L1** med rate 250, 500 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



6.4.4 Strandhabitat

Ingen av modelleringene viste stranding av olje til kyst og en vurdering av konsekvenspotensialet for strandhabitat ved denne typen utslipp fra B-L1 er dermed ikke relevant.

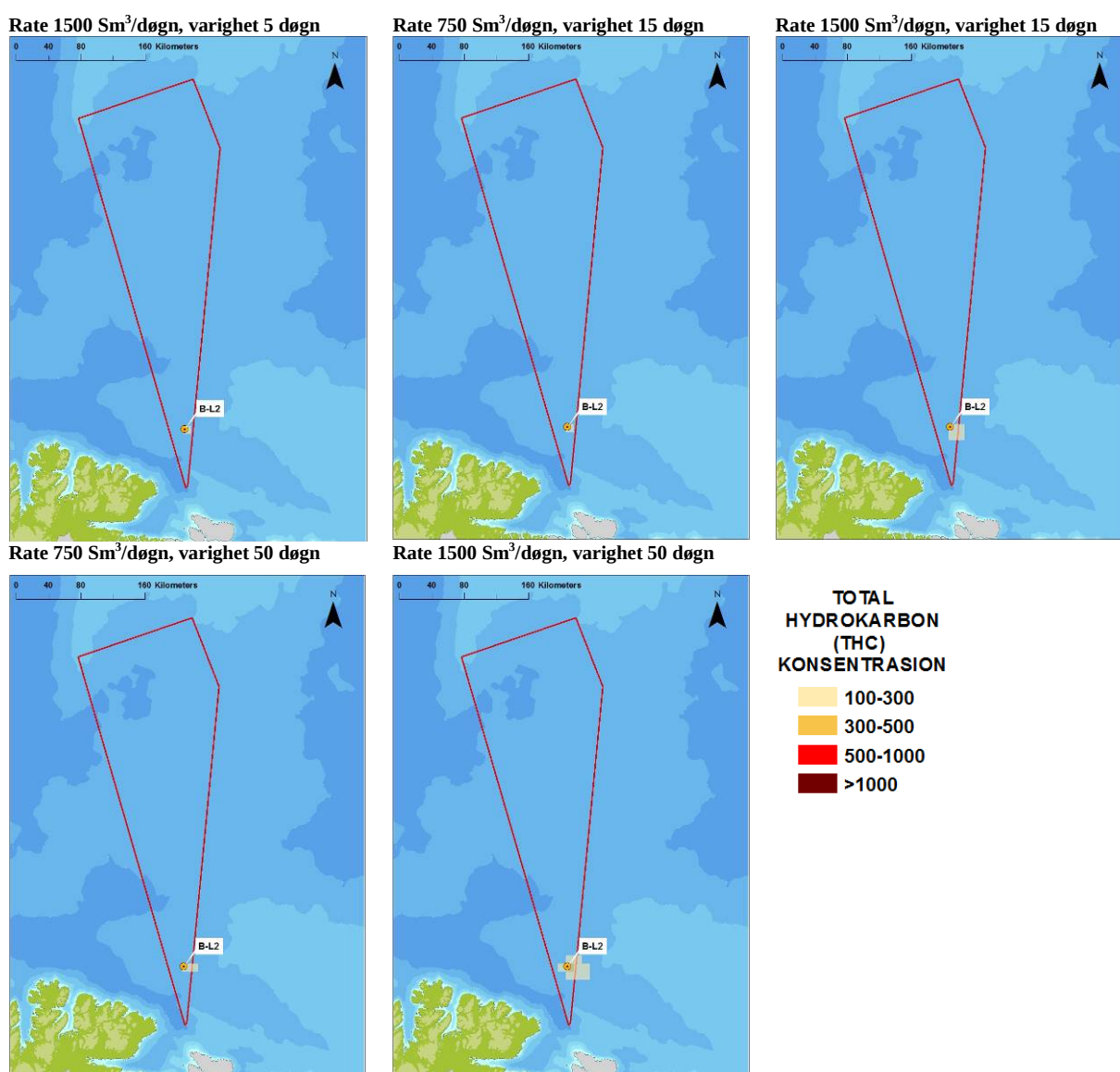
6.4.5 Fisk

De kvantitative beregningene av mulige tapsandeler av egg og larver av torsk og lodde viser ingen sannsynlighet for tapsandeler over 0,5 %. Konsekvenspotensialet for fisk vurderes dermed som lavt ved en utblåsning fra lokasjon B-L1.

6.5 Lokasjon B-L2

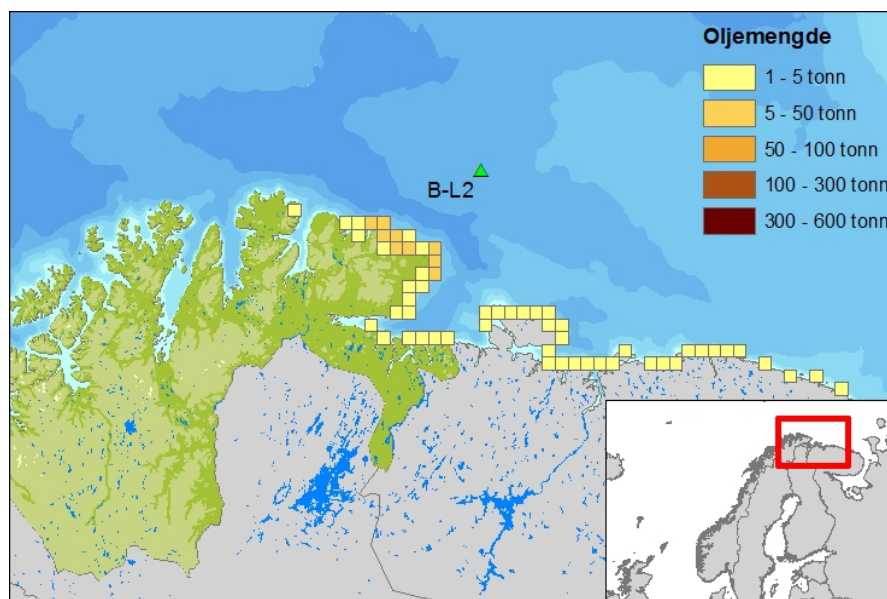
6.5.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon B-L2 er vist i Figur 6-24. Kun utslippsscenarioer som gav vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % er presentert. Dette gjelder sjøbunns-scenarier med rater på 750 Sm^3 /døgn og 15 og 50 dagers varighet, i tillegg til alle varigheter med rater på 1500 Sm^3 /døgn.



Figur 6-24 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i $10 \times 10 \text{ km}$ ruter) for ulike utslippsscenarioer fra lokasjon L2, på årlig basis. Utslippsscenarioene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Oljedriftsmodelleringene viser at et uhellsutslipp fra lokasjon B-L2 vil kunne føre til påslag av olje langs Finnamarkskysten og russiske kystområder tilknyttet Barentshavet. Figur 6-26 viser tidsmidlet oljemengde (helårsstatistikk) per 10×10 km rute langs kysten gitt en overflateutblåsning fra lokasjonen, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Resultatene viser at kysten av Båtsfjord og langs Varangerfjorden kan bli truffet av inntil 10 tonn olje per 10×10 km rute. For hoveddelen av berørt kyststrekning vil strandet oljemengde være < 2 tonn olje per 10×10 km rute.



Figur 6-25 Tidsmidlet oljemengde (helårsstatistikk) som berører kysten, gitt en overflateutblåsning fra lokasjon B-L2, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.

6.5.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-10 til Figur 6-12 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr. Bestandene med høyeste sannsynlighet for skade, i hver måned gjennom året er vist. Resultatene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon.

Resultatene av skadeberegningene i form av mulige tapsandeler og skadesannsynlighet for hver bestandsgruppe (sjøfugl – åpent hav, sjøfugl – kystnært og marine pattedyr) er gitt i Vedlegg 1 og Vedlegg 2.

Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenariene er det sjøfugl som har høyest sannsynlighet for skade, og overflateutblåsning gir noe større konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning.

Om vinteren/tidlig vår er det bestander av krykkje og polarlomvi som er mest utsatt for skade, mens lomvi er utslagsgivende art om sommeren/høsten. Sannsynligheten for miljøskade er betydelig høyere i perioden april-oktober enn resten av året. Høyeste utslag er beregnet for lomvi

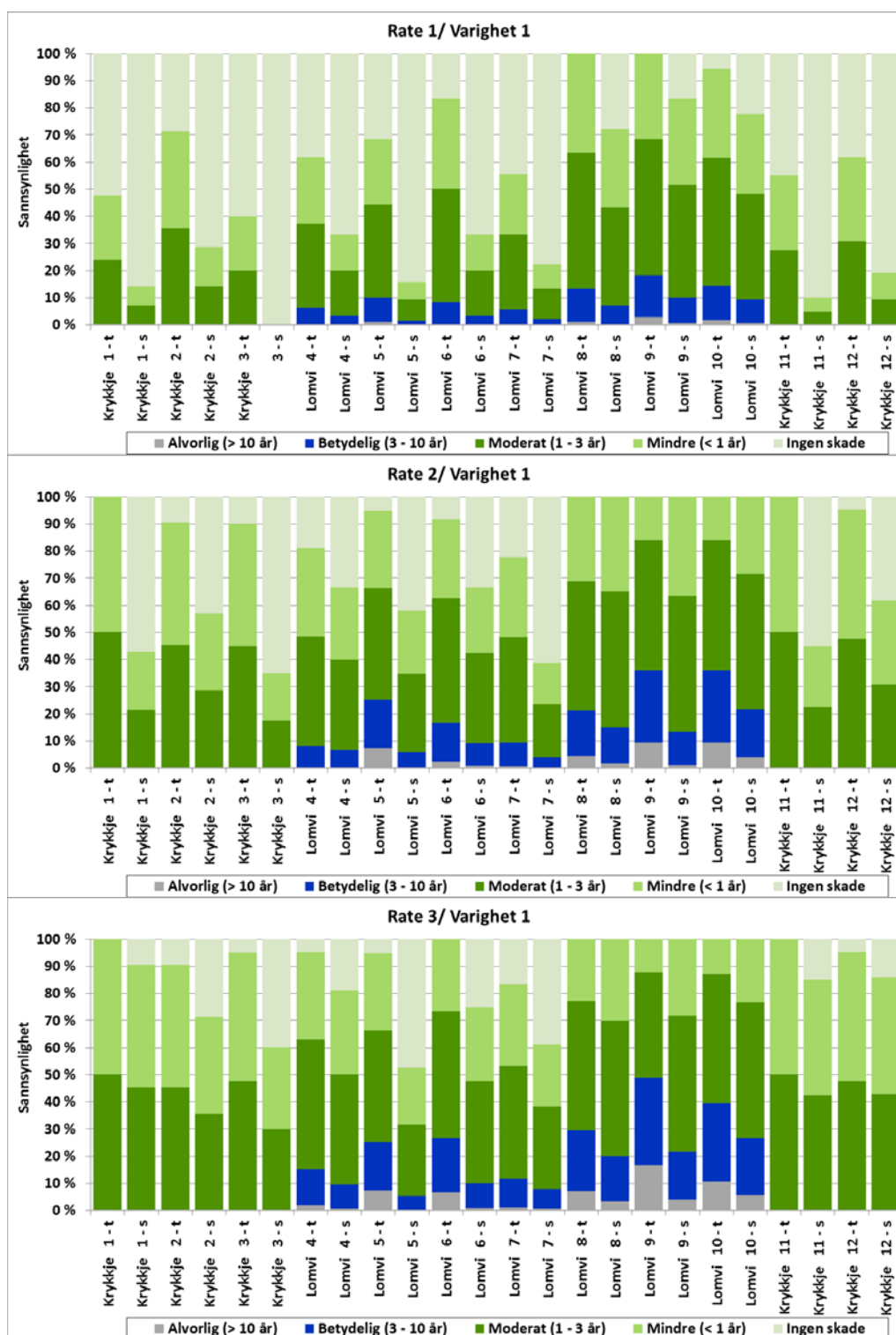
i høstsesongen (august-oktober). Gitt en overflateutblåsning fra lokasjon B-L2 med rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det om lag 40 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade, og 50 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (for lomvi), gitt hendelse i september (dimensjonerende måned). Dersom varigheten øker til 50 døgn (med tilsvarende utblåsningsrate) er sannsynligheten for alvorlig miljøskade 40 % og sannsynligheten for betydelig miljøskade 50 % i august, september og oktober. Skadesannsynligheten fremkommer på bakgrunn av beregnet bestandstap for lomvi, som for rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn innebærer 100 % sannsynlighet for 10-20 % bestandstap. Det er ingen sannsynlighet for at over 20 % av bestanden skal gå til grunne.

Lomvi er en pelagisk dykkende sjøfuglart. I vinterperioden er de spredt over store havområder, og således utsatt for eventuell olje på havoverflaten. For utblåsninger med høyeste rate og varighet er også hekkeområdene langs Finnmarkskysten svært utsatt og skadepotensialet er høyt.

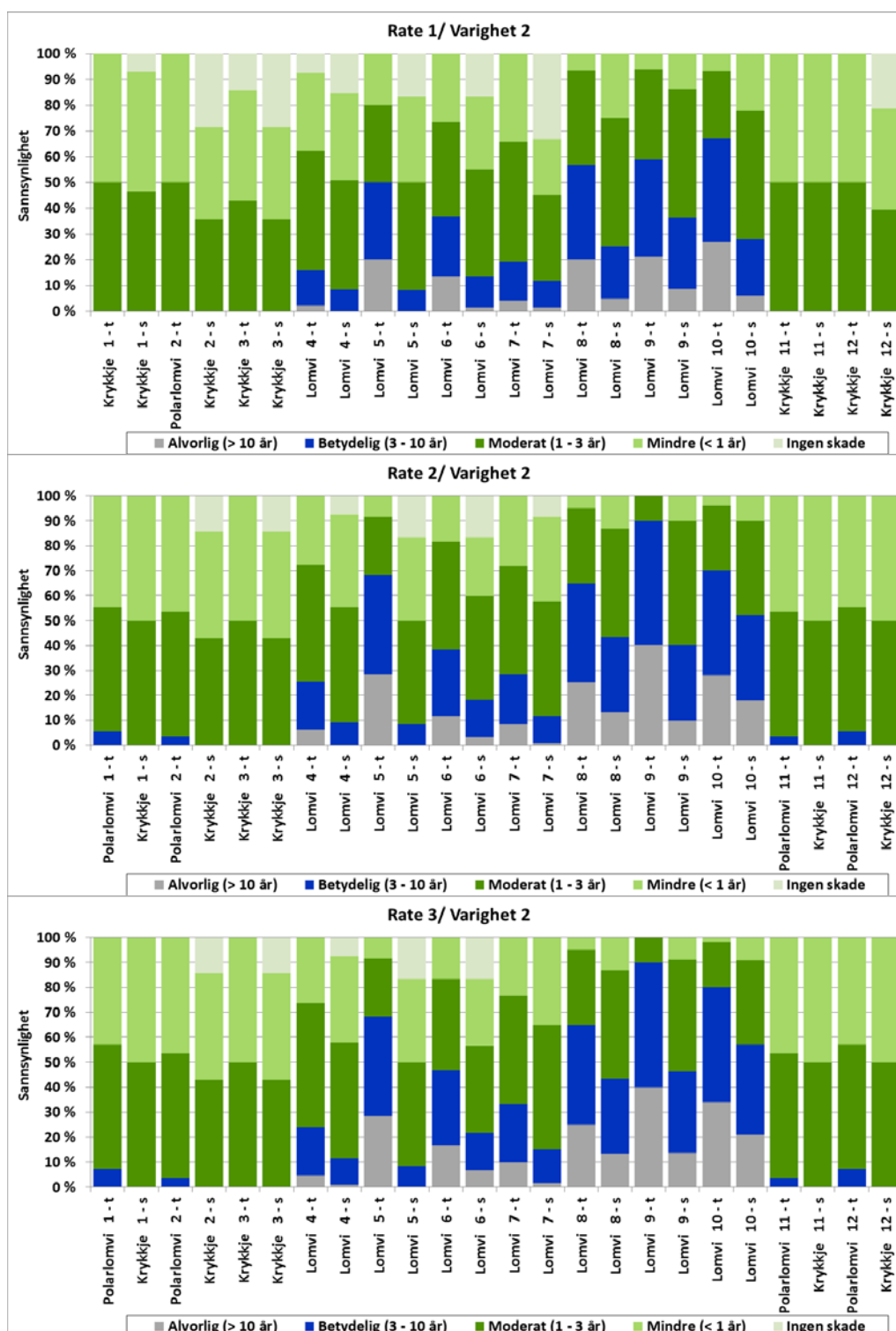
Stellerand er en kystbunden dykkende sjøfugl som tilhører andefamilien, med særlig tilknytning til berørte kystområder gitt en utblåsning fra lokasjon B-L2. Varangerfjorden er det eneste området i landet der det overvintrer stellerender av antallsmessig betydning (Seapop 2009). Mye tyder på at de tilhører en tundrahekkende bestand vest for tundrahalvøyene Taimyr, Yamal og Gyda. Stellerand er dimensjonerende for konsekvensnivået for sjøfugl kystnært i desember (gitt utblåsningsvarighet 5 døgn eller 15 døgn) og i mars måned (gitt utblåsningsvarighet 50 døgn). Gitt en utblåsning fra lokasjonen med varighet 15 døgn er det i underkant av 15 % sannsynlighet for 1-5 % bestandstap av stellerand, noe som tilsvarer om lag 7 % sannsynlighet for mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid). Gitt en overflateutblåsning med lengste utblåsningsvarighet for største utblåsningsrate øker sannsynligheten for lengre restitusjonstid for bestanden til om lag 11 % sannsynlighet for moderat miljøskade, 7 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, og 3-4 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid).

Sjøfuglkolonier i Russiske deler av Barentshavet er ikke inkludert i de kvantitative konsekvensberegningene, da det ikke foreligger data for disse på nåværende tidspunkt. Det er registrert sjøfuglkolonier langs Kolakysten (NINA 2012) som vil kunne bli berørt gitt en oljeutblåsning fra lokasjon B-L2, i henhold til resultatene fra oljedriftsmodelleringen som presentert i Figur 6-25. Det forventes imidlertid større konsekvenser for sjøfugl langs Finnmarkskysten enn langs Kolakysten, da de største strandingsmengdene av olje langs kysten er i området Vadsø/Båtsfjord. Mulige konsekvenser for sjøfugl generelt er således dekket gjennom de kvantitative vurderingene som er gjort.

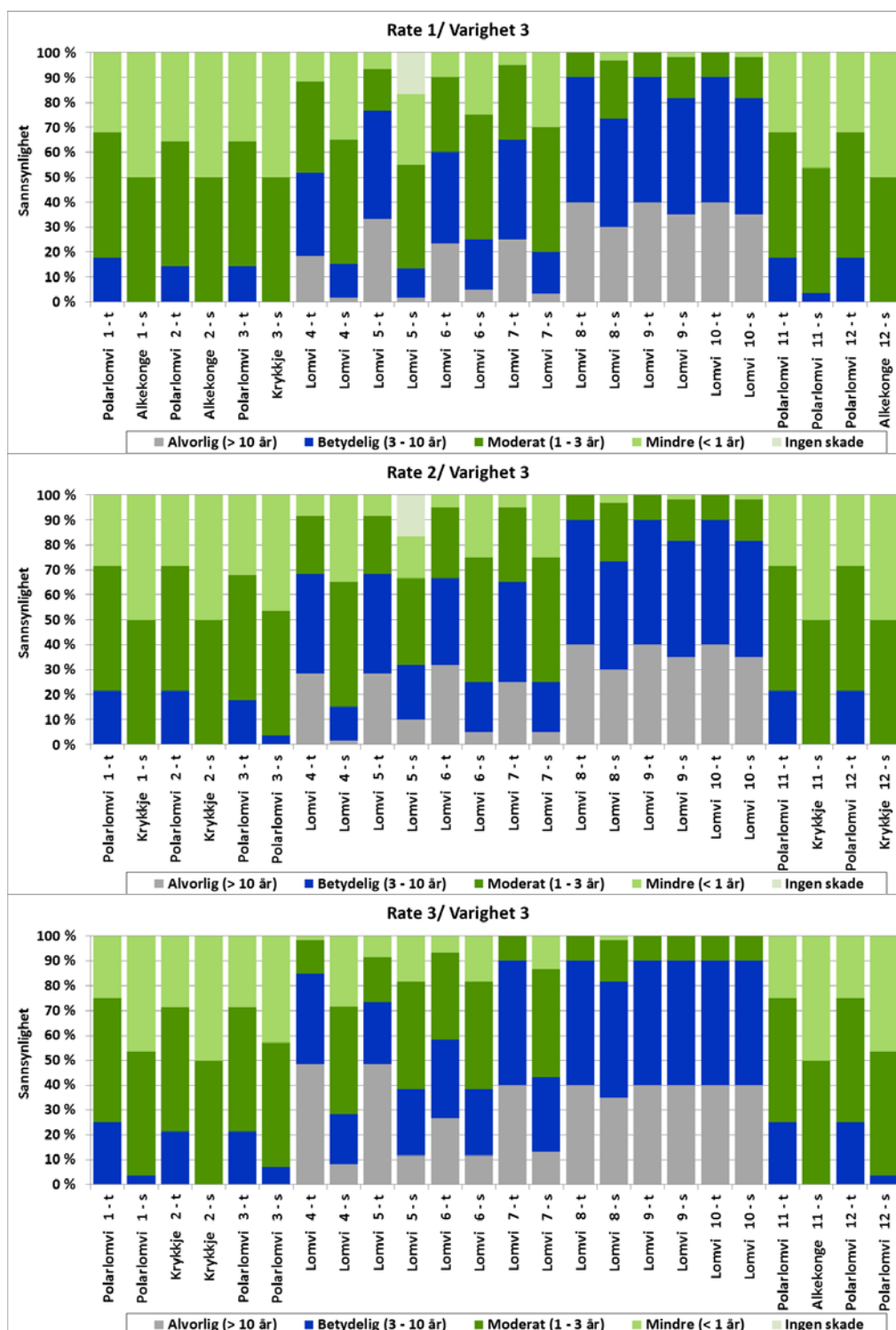
For marine pattedyr (havert, steinkobbe og oter) viser de kvantitative konsekvensberegningene kun er sannsynlighet for bestandstap over 1 % i enkelte måneder. Gitt en overflateutblåsning med rate $750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn er det om lag 16-17 % sannsynlighet for 1-5 % bestandstap av steinkobbe i august og 5-10 % bestandstap av steinkobbe i juni. Bestandstapet beregnet i juni tilsvarer om lag 4 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 8 % sannsynlighet for moderat miljøskade og 4 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid). Havert har størst sannsynlighet for bestandstap i desember, med 7 % sannsynlighet for 5-10 % bestandstap, noe som tilsvarer om lag 3,5 % sannsynlighet for mindre eller moderat miljøskade (dvs. inntil 3 års restitusjonstid).



Figur 6-26 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 5 døgn.



Figur 6-27 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-28 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

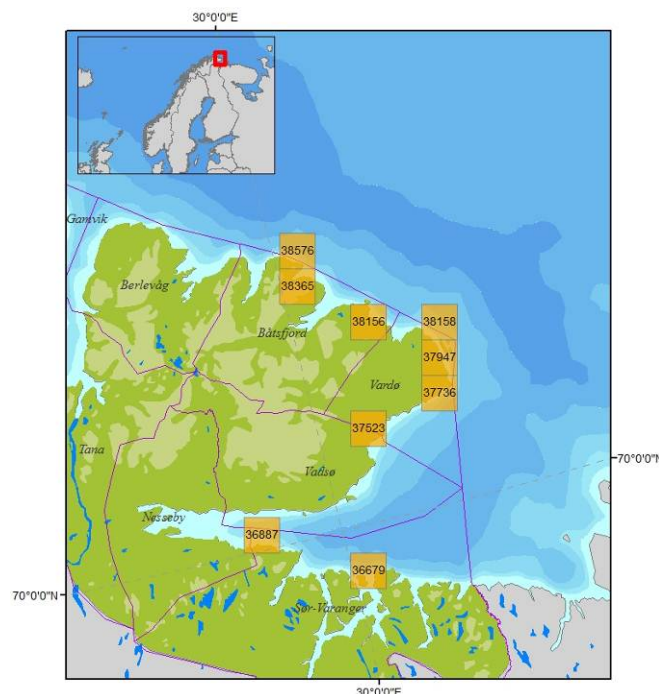
6.5.3 Iskant

Ingen av modelleringene viste stranding av olje til iskanten og en vurdering av skadepotensialet for iskant ved utslipp fra denne lokaliteten er dermed ikke relevant.

6.5.4 Strandhabitat

Figur 6-30 til Figur 6-32 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for 10×10 km kystruter, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er oppgitt for den verst rammede kystruten i hver måned.

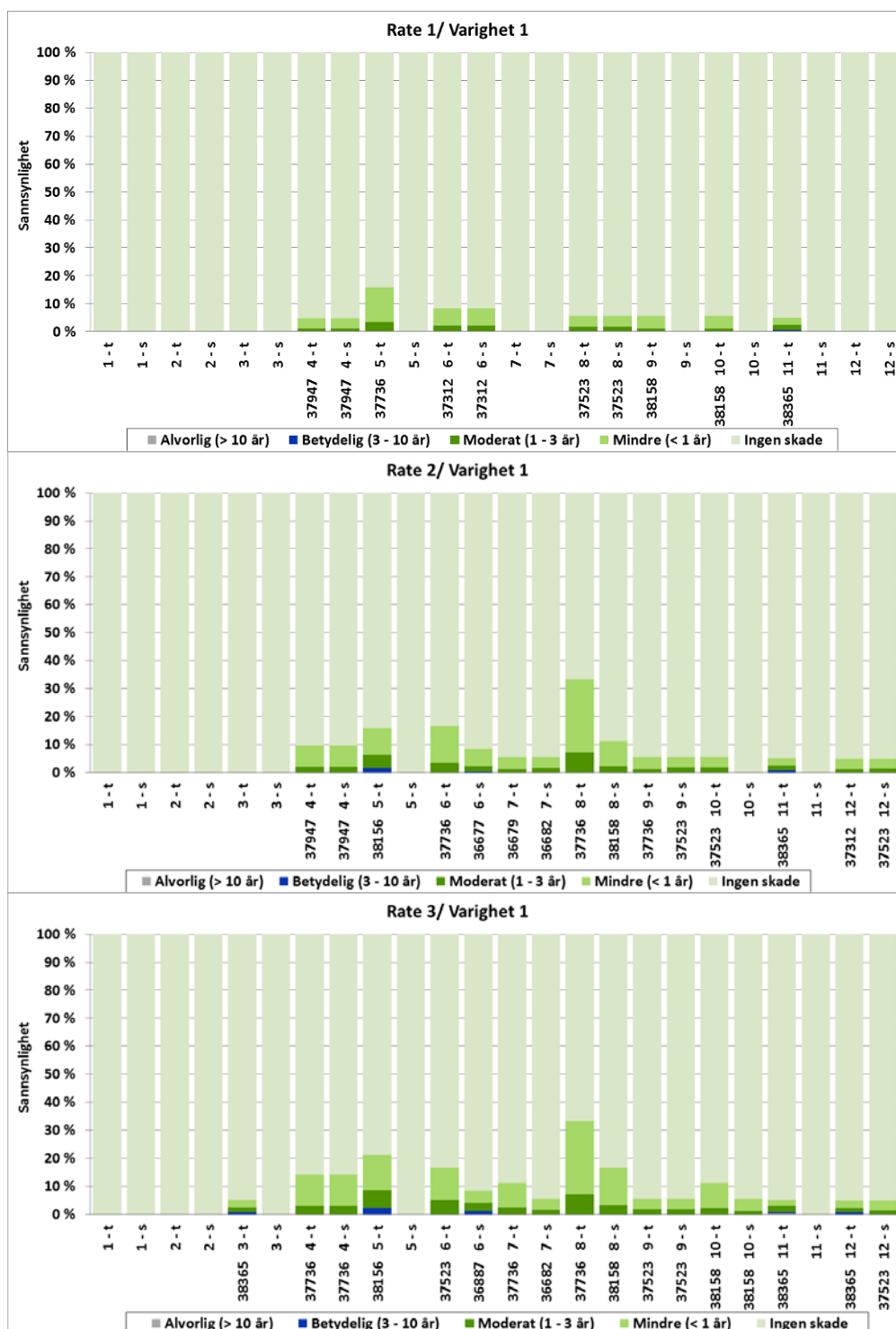
Figurene viser mest stranding og størst sannsynlighet for skade på strandhabitat i vår-/sommersesongen og tidlig høst.



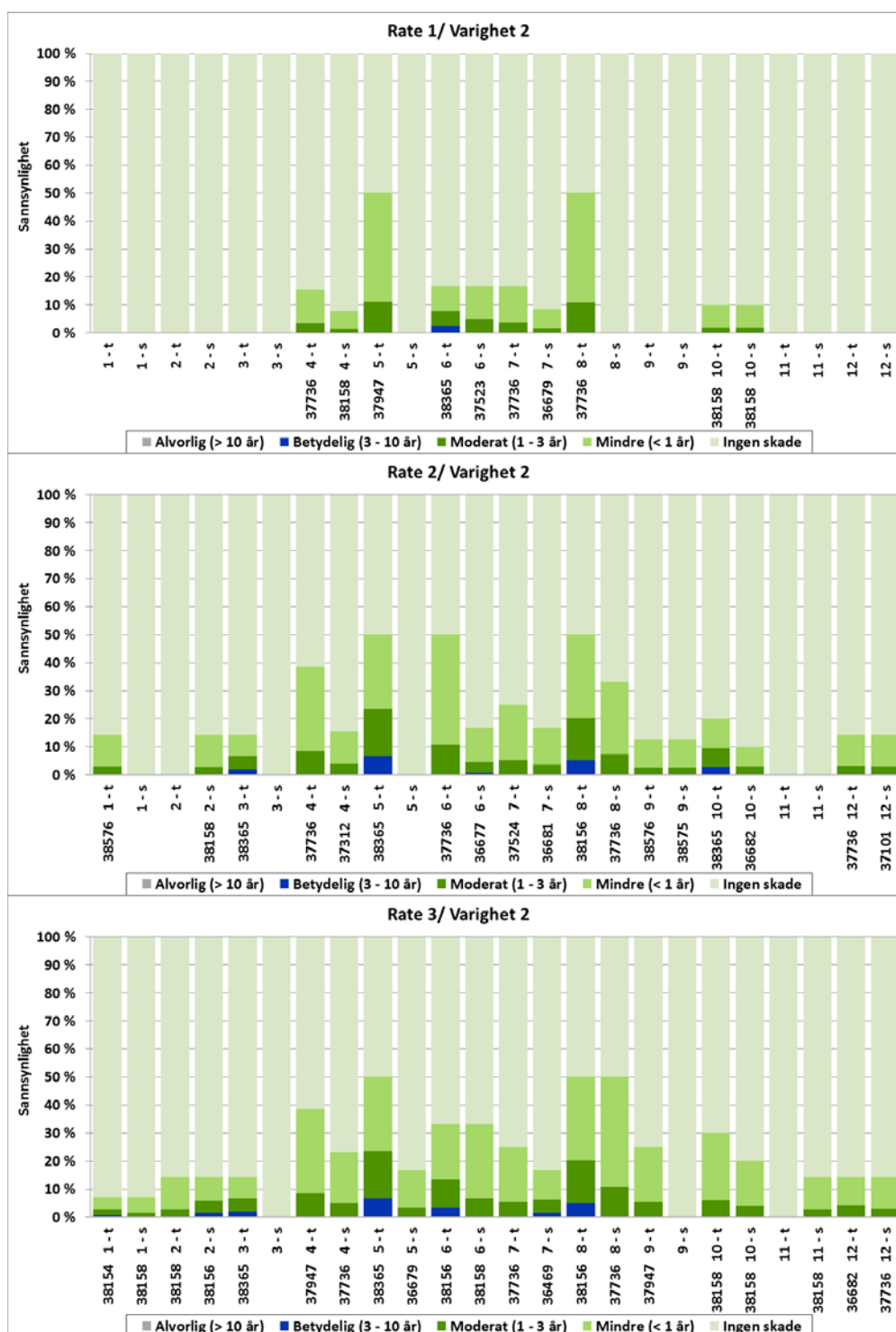
Figur 6-29 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra B-L2.

Figur 6-29 viser rutene med høyest utslag for enkelte rate- og varighetskombinasjoner. For varighet 15 døgn og høyeste rate er det inntil 7 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, 16 % sannsynlighet for moderat miljøskade og om lag 30 % sannsynlighet for mindre miljøskade, gitt en overflateutblåsning i mai. De berørte strandhabitatene er lokalisert i Vardø og Båtsfjord, men også i områdene tilknyttet Varangerfjorden.

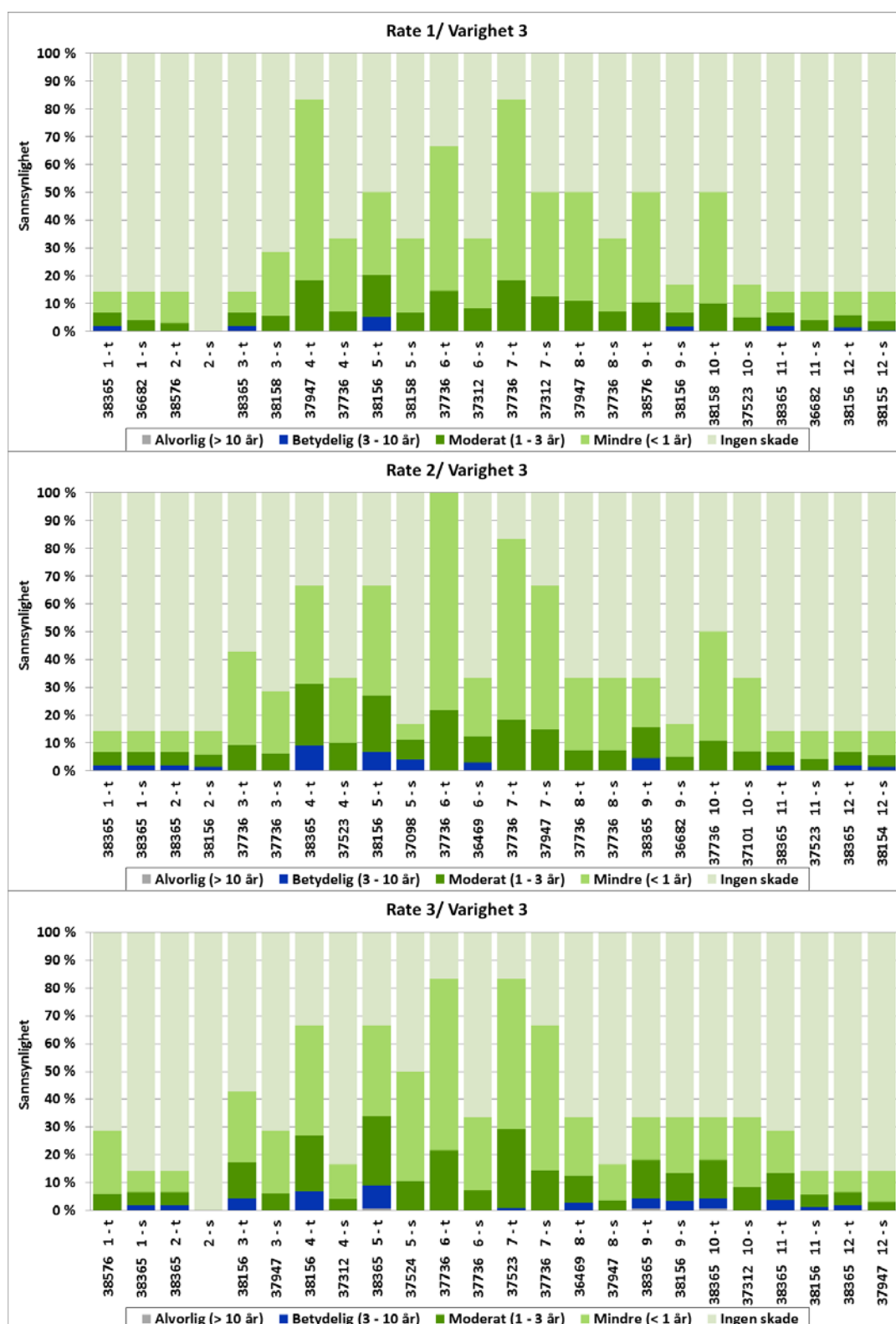
Dersom en utblåsning fra lokasjonen skulle være i 50 døgn det være < 1 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade, inntil 8 % sannsynlighet for betydelig miljøskade og nærmere 30 % sannsynlighet for moderat miljøskade.



Figur 6-30 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede kystruta (10 × 10 km) i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon **L2** med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 5 døgn.



Figur 6-31 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede kystruta (10 × 10 km) i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-32 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede kystruta (10 × 10 km) i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.5.5 Fisk

De kvantitative beregningene av mulige tapsandeler av egg og larver av torsk og lodde viser ingen sannsynlighet for tapsandeler over 0,5 %. Konsekvenspotensialet for fisk vurderes dermed som lavt ved en utblåsning fra lokasjon B-L2.

6.6 Kvalitative konsekvensvurderinger

I det følgende blir det gitt en kvalitativ vurdering av konsekvenspotensialet for VØKer som ikke er inkludert i de kvantitative analysene.

6.6.1 Plankton

Det er vist at oljeforurensning kan påvirke strukturen i planteplanktonsamfunn (Huang et al 2011), men generelt er effektene dårlig kartlagt og enda mindre kunnskap har vi om effekter i nordlige og arktiske strøk. Det er ikke kjent at oljeforurensning har langvarige konsekvenser for zooplanktonbestander. Dette skyldes trolig deres korte levetid, høye reproduksjonsrate og deres evne til aktivt å unngå oljesøl i havet (Seuront 2010). I Barentshavet vil tilførsel av zooplankton via Atlanterhavstrømmen og den Norske kyststrømmen fra uberørte områder kunne føre til en relativ rask gjenoppretting av bestanden. Erfaring fra tidligere oljesøl har vist at forekomst og samfunnsstruktur av zooplankton var gjenopprettet få uker etter ulykken (Davenport et al 1982, Varela et al 2006, Abbriano et al 2011).

Som følge av et akuttutslipp kan vannsøylekonsentrasjonene av THC være over 100 ppb i maksimalt 60-70 dager gitt et langvarig utslipp (konservativt estimat). Ved kortere varighet (5 døgn) kan det være vannsøylekonsentrasjonene av THC være over 100 ppb i maksimalt 20 dager. Dette kan føre til en lokal effekt på plankton nær utslippspunktet, men effekten på planktonsamfunnet i Barentshavet generelt er vurdert som mindre (eller *ingen*) (Tabell 6-4).

Tabell 6-4 En vurdering av forventet konsekvens ved et utslipp i Barentshavet ved gitte rater og varigheter, der kategoriseringen er basert på planktonsamfunnets restitusjonstid.

Varighet av utslipp	Konsekvenskategori			
	<i>Mindre</i> 0,1 – 1 år	<i>Moderat</i> 1 – 3 år	<i>Betydelig</i> 3 – 10 år	<i>Alvorlig</i> > 10 år
5 dager	Planteplankton			
	Dyreplankton			
50 dager	Planteplankton			
	Dyreplankton			

6.6.2 Bunndyr

Det er mangelfull informasjon om forekomst av svamp, og spesielt korall, innenfor influensområde til de ulike lokasjonene i Barentshavet. Det er derfor ikke mulig å gå videre med en lokasjonsspesifikk kvalitativ konsekvensvurdering.

Generelt utgjør akutte oljeutblåsninger en potensiell trussel for både koraller og svamp men det forventes liten og lokalt begrenset eksponering av eksisterende korallrev og svampsamfunn. Den største trusselen for koraller og svamp antas å være mindre rørledningslekkasjer fordi disse utslippene har høyere sannsynlighet enn utblåsninger og større lekkasjer, kan ha lang varighet og har større potensial for horisontal spredning av hydrokarboner langs bunnen. Eventuell eksponering av gyteprodukter og koraller på larvestadiet antas å ha mindre konsekvenser for eksisterende samfunn. I tilfellene der eksponeringen av eksisterende korallrev og svampsamfunn blir langvarig, vil det kunne forekomme skader på lokale korallrev og svampsamfunn som det vil ta lang tid å restituere (>10 år).

Ved en utblåsning fra havbunnen, vil kondensat/olje og gass strømme ut under trykk og medføre en prosess der kondensat/olje, gass og vann blander seg og danner en plume som stiger opp mot overflaten. Plumen har i utgangspunktet en begrenset diameter inntil hydrokarbonene eventuelt løses i vannsøylen og/eller vannstrømmene begynner å påvirke formen på plumen. I noen tilfeller vil utslippsdyp, hydrokarbontype, GOR og miljøforhold gjøre at utslippet innlagres i vannsøylen og spres horisontalt, mest trolig i de øverste 100 m av vannsøylen. Det er likevel forventet en økning av hydrokarbonkonsentrasjonene i ytterkant av plumen som følge av turbulensen i dette området. Lokale strømforhold vil være avgjørende for potensialet for horisontal spredning. Ved sjøbunnsutblåsninger er eksponering av eventuelle korallrev og svampsamfunn nede på bunnen antatt å begrense seg til et mindre område i nærheten av utslippet. Det er rapportert om skader på dyphavskoraller i et område rett under plumen som ble dannet i Mexicogulfen etter utblåsningen fra Macondo-brønnen i 2010 (White et al 2012).

6.6.3 Marine pattedyr, der miljørisikoen ikke er beregnet kvantitativt

Hval og isbjørn

Tidligere utredninger av petroleumsvirksomhet i norske farvann har konkludert med at skadepotensialet ved akutt oljeforurensning til havs er mindre hos hval (Thomassen m.fl. 1995; Aaserød og Loeng 1997). De fleste hvalartene er spredt over store områder eventuelle konsekvenser for disse vil trolig være på individnivå. Dette gjelder arter som grønlandshval, blåhval, finnhval, spermhval, nebbhval, knølhval, grindehval, nise og springere.

For arter som samles i større tettheter over begrensede arealer og tidsvinduer, er skadepotensialet noe mer uttrykt. Risikoen for at mange individer i en bestand kan bli berørt er større når bestanden er tett samlet. I Barentshavet gjelder dette arter som vågehval og spekkhogger. Vågehval samler seg periodevis i farvannet ved den marginale issone, og om sommeren finnes vågehvalen i store deler av Barentshavet og i områdene rundt Lofoten-Vesterålen. (Føyn m.fl. 2002). Spekkhogger er et utpreget flokkdyr (Jensen 2008). Med store forekomster i Vestfjorden og omkringliggende farvann om vinteren, er skadepotensialet vurdert som moderat. Skadepotensialet er trolig lavere i Barentshavet på grunn av at den her opptrer i mindre flokker. Dødelighet hos en gruppe spekkhogger tilhørende Prince William Sound økte fra en naturlig dødelighet på 2,2 % pr år til 19,4 %, året etter *Exxon Valdez* havariet. Det ble konkludert at oljeutslippet var hovedårsaken til endringen i dødelighet. Man kan anta at restitusjonstiden for den berørte gruppen var svært lang siden det var hunner og kalver som ble hardest rammet. En studie av Matkin m fl. (2008) viser at bestandene fremdeles var svært redusert 16 år etter utslippet.

Grønlandshvalen er i følge norsk rødliste kritisk truet. Den er sterkt knyttet til isfylte farvann gjennom hele året. Det anslås at den gjenværende bestanden i det nordøstlige Atlanterhavet er på mindre enn 50 reprodukerende individer og bestanden i Barentshavet er nærmest utryddet (Isaksen et al 1998). Dersom individer av denne arten skulle bli berørt av et uhellsutslipp vil konsekvensen for hele den bestanden være betydelig.

Enkelte bardehvaler kan grupperes som såkalte "skim-feeders", dvs. at de tråler de øvre vannlagene etter føde. Dette gjør at slike arter er mer utsatt for å komme i kontakt med olje.

Isbjørnen finnes ofte i tilknytning til iskanten, men er ikke spesielt utbredt i de sørøstlige delene av Barentshavet. Allikevel er isbjørnen sårbar for olje og et eventuelt oljesøl i iskanten vil kunne få alvorlige konsekvenser på individnivå. På grunn av at isbjørner sjelden vandrer i flokk er det grunn til å tro at konsekvensene av et mindre oljesøl i iskanten er av liten betydning for populasjonsnivået av isbjørn, men at et større utslipp vil kunne være mer alvorlig for bestanden. Det er grunn til å tro at klimaendringer og akkumulering av langtransporterte miljøgifter kan gjøre toppredatorer i arktis (inkludert isbjørn) spesielt sårbare ovenfor ytterligere miljøpåvirkninger.

For å vurdere miljørisiko er det tatt hensyn til stranding til iskant, maksimal eksponeringstid i vannsøylen og på havoverflaten, samt tykkelsen av oljefilmen (se Tabell 6-1). Konsekvenspotensialet er vurdert som mer alvorlig ved stranding av olje til iskant ettersom marine pattedyr har en tendens til å aggregere i tilknytning til iskanten på grunn av den gode næringstilgangen her og dermed kan et større antall individer bli berørt av olje. Det er kun estimert stranding til is for lokasjonene B-O1 og B-L1. Konsekvenskategoriene er basert på bestandens restitusjonstid. Det differensieres kun mellom 5 og 50 dagers varighet av utslippet. Estimerte konsekvenskategorier for et hhv 5 og 50-dagers utslipp er vist i Tabell 6-5.

Det må understrekes at det er stor usikkerhet knyttet til vurderingene på grunn av manglende informasjon om bestandenes restitusjonstid etter eksponering for oljesøl. Den eneste erfaringsbaserte kunnskapen når det gjelder restitusjonstid etter oljesøl på bestander av marine pattedyr i kalde strøk er som nevnt basert på studier av spekkhoggerbestander etter utslippet fra Exxon Valdez. Vi har av den grunn har valgt å gjøre konservative estimater.

Tabell 6-5 Konsekvenspotensialet for marine pattedyr ved et 5 og 50 dagers utslipp fra lokaliteter i Barentshavet.

	Varighet av utslipp	Konsekvenskategori			
		Mindre 0,1 – 1 år	Moderat 1 – 3 år	Betydelig 3 – 10 år	Alvorlig > 10 år
Stranding til is	5 dager		Vågehval Spekkgrogger Isbjørn Grønlandshval		
	50 dager			Vågehval Spekkgrogger Isbjørn Grønlandshval	
Uten stranding til is	5 dager	Vågehval Spekkgrogger Isbjørn Grønlandshval			
	50 dager		Vågehval Spekkgrogger Isbjørn	Grønlandshval	

Sel

Sel er sårbare for oljeforurensning og i det følgende er det gitt en kvalitativ vurdering av konsekvenspotensialet et oljesøl ville kunne ha på populasjonsnivået av viktige selbestander i området.

Grønlandsselen er sårbare hele året på grunn av at den forekommer i store flokker langs iskanten (beiter på polartorsk) der oljen vil kunne samle seg. Dette vil kunne medføre effekter på populasjonsnivå. Spesielt utsatte perioder kan være i løpet av hårfelling i mai og juni eller i forbindelse med fødsler da de ligger i ro på små isflak.

Ringsel er i mindre grad enn Grønlandsselen knyttet direkte til iskanten og den føder unger i snøhuler oppe på fastisen. Den vil være mindre følsom ovenfor i olje iskanten, men være svært sårbare ovenfor olje som blir liggende under isen.

For å vurdere miljørisiko er det tatt hensyn til stranding til iskant, maksimal eksponeringstid på havoverflaten og i vannsøylen, samt tykkelsen av oljefilmen (se Tabell 6-1).

Konsekvenskategoriene er på samme måte som i de kvantitative beregningene for steinkobbe og havert (kap 6), basert på teoretisk restitusjonstid ved akutt reduksjon av bestander som vist i tabell (Tabell 5-3). På samme måte som under vurderingene av konsekvenskategoriene for hval og isbjørn er konsekvenspotensialet vurdert som mer alvorlig ved stranding av olje til iskant på



grunn av aggregering av individer i tilknytning til iskanten på grunn av den gode næringstilgangen her. Dermed kan et større antall individer bli berørt av olje.

Konsekvenskategoriene er basert på bestandens restitusjonstid. Det differensieres i det følgende kun mellom effekter ved stranding av olje til iskanten, i tillegg til 5 og 50 dagers varighet av utslippet. Estimerte konsekvenskategorier for et hhv. 5 og 50-dagers utslipp er vist i Tabell 6-6.

Ved stranding av olje til is etter et 5-dagers utslipp vurderer vi det som sannsynlig at bestander av grønlandssel og ringsel kan påføres moderat miljøskade. I henhold til skadenøkkelen tilsvarende dette 50 % sannsynlighet for et bestandstap mellom 1 og 10 %, og 25 % sannsynlighet for et bestandstap mellom 10-20 %. Det samme gjelder for 50 dagers utslipp uten stranding til is. Videre vurderer vi det som sannsynlig at en lengre utslippstid medfører sannsynlighet for at en større andel av bestanden går tapt og dermed øker sannsynligheten betydelig miljøskade i tilfeller der oljen strander til iskanten. I henhold til skadenøkkelen tilsvarende dette 25 % sannsynlighet for 5-10 % bestandstap og 50 % sannsynlighet for 10-30 % bestandstap. Et 5-dagers utslipp uten stranding til is vurderer vi å kunne medføre mindre miljøskade som i henhold til skadenøkkelen tilsvarende 50 % sannsynlighet for 1-5 % bestandsreduksjon og 25 % sannsynlighet for 5-10 % bestandsreduksjon. Sammenlignet med de kvantitative beregningene av sel presentert i kap 6 er konsekvensene av de kvalitative vurderingene mer alvorlige. Dette skyldes først og fremst at både grønlandssel og ringsel er istilknyttede arter som av overnevnte grunner er spesielt utsatt for oljesøl. Det må understrekes at det er stor usikkerhet knyttet til disse vurderingene og estimatene er konservative.

Tabell 6-6 Konsekvenskategorier for sel ved et 5- og 50-dagers utslipp fra lokaliteter i Barentshavet.

	Varighet av utslipp	Konsekvenskategori			
		Mindre 0,1 – 1 år	Moderat 1 – 3 år	Betydelig 3 – 10 år	Alvorlig > 10 år
Stranding til is	5 dager		Grønlandssel Ringsel		
	50 dager			Ringsel Grønlandssel	
Uten stranding til is	5 dager	Grønlandssel Ringsel			
	50 dager		Ringsel Grønlandssel		

6.7 Transportløsninger

I følgende avsnitt blir potensielle effekter av uhellsutslipp knyttet til transportløsningene bøyelasting og skipsuhell av type kollisjon mellom fartøy og lagertank presentert. Det blir tatt utgangspunkt i kvantitative konsekvensberegninger presentert under avsnitt 6.2-6.3. For konsekvensvurderinger av utslippene på VØK-kategorier som ikke er inkludert i de kvantitative analysene henvises det til kvalitative konsekvensvurderinger i avsnitt 6.6.



Lasting/lossing av olje (bøyelasting)

Bakgrunn

Denne hendelsestypen inkluderer lekkasje i rør og slanger knyttet til lasting og lossing av olje offshore (bøyelasting). Det antas at utslippet detekteres etter kort tid, teknisk eller manuelt, og i hht Petroleumstilsynet 2009. Et mindre utslipp i størrelsesorden 1000 m^3 representativ for uhellsutslipp av denne typen. Utslipp i forbindelse med bøyelasting er rapportert å skje med en frekvens tilsvarende $2,3 \times 10^{-4}$ per skipning (Petroleumstilsynet 2011). I følge aktivitetsbeskrivelsen er det relevant å vurdere miljøeffekter av eventuelle uhellsutslipp som følge av bøyelasting ved lokasjonene B-O1 og B-O2.

Konsekvensvurderinger

For å vurdere effektene av et eventuelt uhellsutslipp som følge av bøyelasting ved lokasjon B-O1 og B-O2 brukes resultater fra beregninger av konsekvenspotensial relatert til utslippsscenarioer der det totale utslippsvolumet er mest likt estimerte utslippsmengder ved lekkasjer. En direkte sammenligning er imidlertid ikke mulig av følgende grunner:

- Den maksimale oljemengden som vil kunne slippes ut ved lekkasjer samsvarer kun tilnærminingsvis oljemengder som ligger til grunn for konsekvensvurderingene
- Varigheten av utslippene er ulike

Effekter på fisk er ikke beskrevet ettersom ingen av utslippsscenariene indikerer effekter på fiskeegg eller larver.

Det er resultater av modelleringer med korteste rate og varighet (Tabell 2-2) ($250 \text{ m}^3/\text{døgn}$ i 5 døgn, samlet 1260 m^3) som samsvarer best med estimert utslippsmengde ved denne typen utslipp (1000 m^3). For lokasjon B-O1 er det blant sjøfugl og marine pattedyr polarlomvi og alkekonge som har de høyeste utslagene. Det er beregnet sannsynlighet (omkring 40 %) for moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid) på bestander av polarlomvi og alkekonge i hhv sommer og høstsesongen (Figur 6-3). Det er også beregnet stranding til iskant, hovedsakelig i vår og sommersesongen (Figur 6-7).

For lokasjon B-O2 er det blant sjøfugl og marine pattedyr polarlomvi og lomvi som gir de høyeste utslagene. Det er beregnet sannsynlighet (omkring 10 %) for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) på bestander av lomvi i sommer og høstsesongen (Figur 6-10), noe som innebærer 10 % sannsynlighet for å ramme 5-30 % av bestanden. Oljedriftsmodelleringer viste ingen sannsynlighet for stranding av olje til kyst eller strand ved dette utslippsscenariet.

Oljeutslipp ved kollisjon mellom fartøy og innretning

Bakgrunn

Dette avsnittet omhandler kollisjoner mellom fartøy og innretning som gir akutte utslipp til sjø på grunn av utslipp fra lagringstanker. Lagringstankene består normalt av en eller flere celler der volumet per tank ligger på omkring 9000 m^3 . Det må gå hull på flere celler dersom de største utslippene skal skje (Petroleumstilsynet 2009). Sannsynlighetsfordelingen for antall celler som gir utslipp ved en eventuell kollisjon mellom lagringstank og skip er vist Tabell 6-7. Det representative utslippsscenarioet for denne hendelsestypen vil altså være utslipp fra en tank (80 % sannsynlighet for en lekkasje på 9000 m^3), mens sannsynligheten for at hele volumet vil lekke ut

er vurdert som betydelig mindre sannsynlig (5 % sannsynlighet for en lekkasje tilsvarende $>100\,000\text{ m}^3$). Varigheten for denne typen utslipp kan være fra noen timer til uker/måneder (Petroleumstilsynet 2009). Frekvensen for skipsuhell med oljetankere er estimert til $1,2 \times 10^{-7}$ hendelser per nautiske mil (DNV 2012). Det er viktig å understreke at dette er svært lav sannsynlighet for en slik hendelse (retuperiode på over 8 millioner år).

I følge aktivitetsbeskrivelsen er det relevant å vurdere miljøeffekter av eventuelle uhellsutslipp som følge av kollisjon mellom lasteskip og lagertank ved lokasjonene N-O1 og N-O2. Vi fokuserer på det minste (1 tank) og det største (alle tankene) uhellsutslippet. Det minste utslippet er i størrelse mest lik den totale oljemengden frigitt ved mellomste rate og varighet ($750\text{ m}^3/\text{døgn}$ i 15 døgn, samlet $11\,250\text{ m}^3$). Til tross for at det kun er 5 % sannsynlighet for utslipp fra alle tankene vil konsekvensene være store og i det følgende velges scenarioer med maksimal rate og utblåsningsvarighet ($1500\text{ m}^3/\text{døgn}$ i 50 døgn, samlet $75\,000\text{ m}^3$) for å diskutere effekten av denne typen uhellsutslipp.

Tabell 6-7 Sannsynlighetsfordelingen for antall celler som gir utslipp ved en eventuell kollisjon mellom lagringstank og skip (Petroleumstilsynet 2009).

Antall tanker	Volum (m^3)	Sannsynlighetsfordeling
1	9 000	80 %
2	18 000	15 %
Alle	$> 100\,000$	5 %

For lokasjon B-O1 er det blant sjøfugl og marine pattedyr polarlomvi, krykkje og alkekonge som vil kunne være mest utsatt ved det minste utslippet. Det er beregnet sannsynlighet (omkring 10 %) for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) for polarlomvi i sommersesongen (Figur 6-4). Det er også beregnet stranding til iskant i alle sesonger, men hovedsakelig i vår og sommersesongen (Figur 6-7). Ved det største utslippet er det fremdeles polarlomvi, krykkje og alkekonge som gir de høyeste utslagene, men det er nå beregnet 10 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) for polarlomvi i sommersesongen (Figur 6-5). Samtidig er det betydelig mer olje som strander til iskanten (Figur 6-8).

For lokasjon B-O2 er det blant sjøfugl og marine pattedyr polarlomvi, krykkje og alkekonge som vil kunne være mest utsatt ved det minste utslippet. Det er beregnet sannsynlighet (omkring 5 %) for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) for lomvi i høstsesongen (Figur 6-11). Det er også ikke beregnet stranding til kyst eller iskant. Ved det største utslippet er det fremdeles polarlomvi, lomvi og alkekonge som gir de høyeste utslagene, men det er nå beregnet omkring 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) for lomvi i sommer og høstsesongen (Figur 6-12). Samtidig er det beregnet stranding av olje til kyst i mai, juni og juli (Figur 6-15). Det er beregnet under 5 % sannsynlighet for betydelig miljøskade i alle tre måneder.

6.8 Sammenlikning av ulike lokasjoner

I foreliggende kapittel er det gjort en sammenlikning av konsekvenspotensialet for alle de analyserte lokasjoner i Barentshavet sørøst. Konsekvenspotensialet er først sammenlignet for hver ressursgruppe, og deretter er det gjort en helhetsvurdering basert på alle vurderte miljøressurser. Resultatene som er hentet ut for sjøfugl/marine pattedyr og strandhabitat/iskant er



den perioden (måned/seasonen) med høyest utslag for hver lokasjon, gitt en overflate – eller sjøbunnsutblåsning, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.

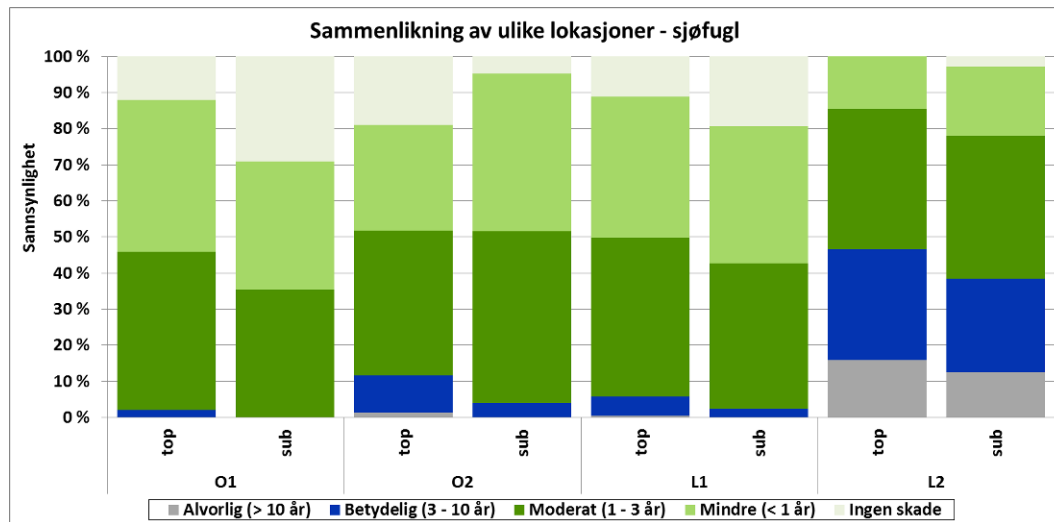
I tillegg er disse resultatene vurdert opp mot de kvalitative vurderingene som er gjennomført for arter som ikke inngår i de kvantitative vurderingene.

6.8.1 Sjøfugl og marine pattedyr

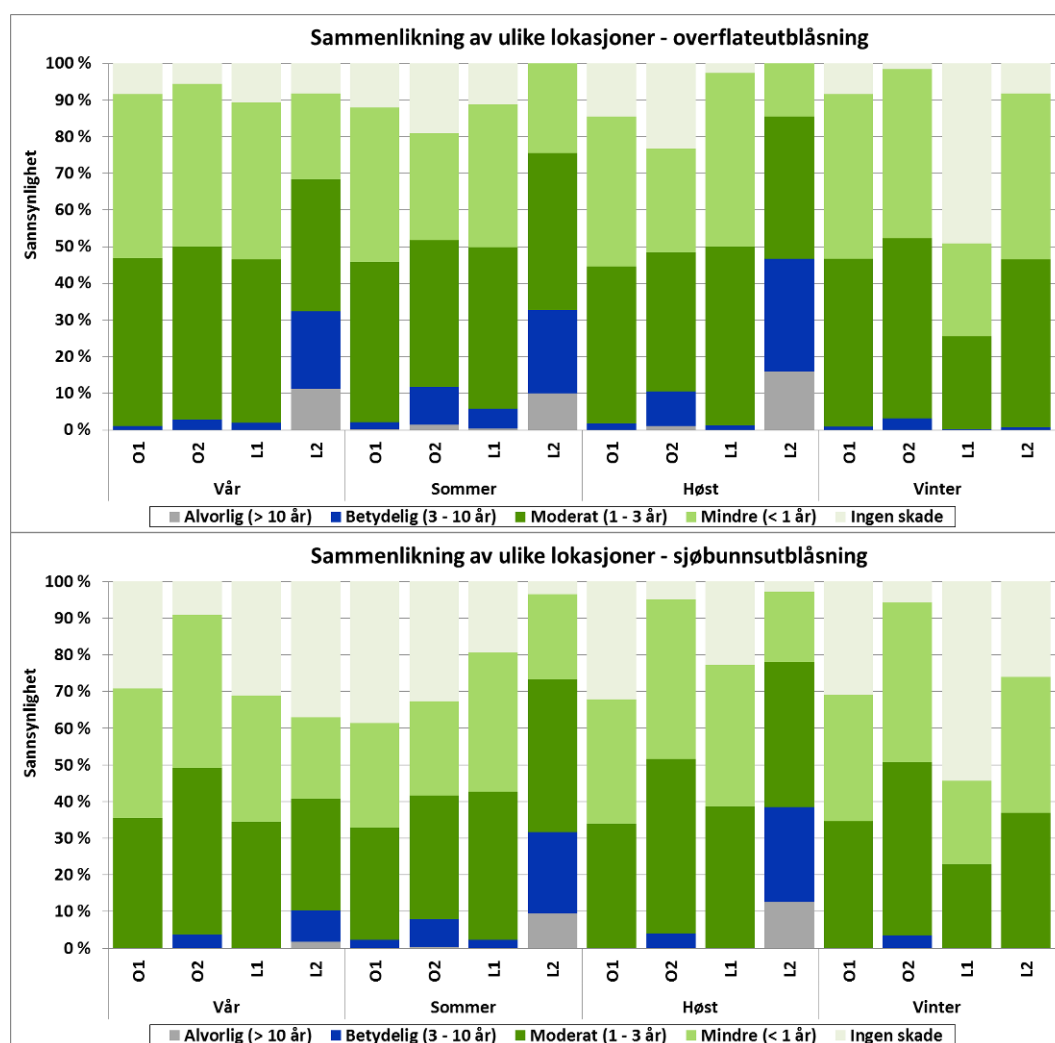
Sjøfugl er utslagsgivende for alle lokasjoner. Resultatene er vist i Figur 6-33, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Høyeste skadepotensial er beregnet for letelokasjon B-L2, med lomvi som utslagsgivende art. Overflateutblåsning gir for alle lokasjoner noe høyere skadepotensial enn sjøbunnsutblåsning. Høyeste utslag gir en betinget sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) på 16 %, gitt en overflateutblåsning i september. Sannsynligheten for mindre (< 1 års restitusjonstid), moderat (1-3 års restitusjonstid) og betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) er da henholdsvis 14 %, 39 % og 31 %. For lokasjon B-L1 er det polarlomvi som er dimensjonerende art, mens det for B-O2 er polarlomvi (sjøbunnsutblåsning) og lomvi (overflateutblåsning) og for B-O1 er alkekonge (sjøbunnsutblåsning) og polarlomvi (overflateutblåsning).

Figur 6-34 sammenlikner videre alle lokasjonene per sesong for henholdsvis overflate- og sjøbunnsutblåsning. Figurene viser at vintersesongen (desember-februar) er minst kritisk med tanke på konsekvenser for sjøfugl, alle lokasjoner sett under ett. I denne sesongen er det 3 % sannsynlighet for betydelig miljøskade gitt en utblåsning fra lokasjon B-L2, og under 1 % sannsynlighet for betydelig miljøskade gitt en overflateutblåsning fra de restende lokasjonene (ingen sannsynlighet gitt en sjøbunnsutblåsning). For lokasjon B-L1 er det i vintersesongen over 50 % sannsynlighet for *ingen* skade. Høyeste skadepotensial er beregnet i høstsesongen for lokasjon B-L2, og i sommersesongen for de resterende lokasjonene.

De kvantitative konsekvensvurderingene for marine pattedyr viser ingen sannsynlighet for tap over 1 % av bestandene av havert, steinkobbe og oter for hver av rate- og varighetskombinasjonene for lokasjon B-O1 og B-L1, og således ikke-kvantifiserbar skade (*ingen* skade). For lokasjon B-O2 er det under 9 % sannsynlighet for mindre eller moderat miljøskade for steinkobbe, gitt en overflateutblåsning i mai eller juli gitt høyeste rate og lengste varighet, og ingen skade resten av året, eller gitt lavere rate eller kortere varighet. Lokasjon B-L2 ligger noe nærmere kysten og kan medføre skade på oter i mai, steinkobbe i juni/juli og havert i september-desember, men konsekvenspotensialet er lavt sammenliknet med sjøfugl. For marine pattedyr som ikke inngår i de kvantitative beregningene er det vurdert at dersom en utblåsning medfører oljepåslag i iskanten som sammenfaller med tilstedeværelse av selbestander (for grønlandssel og ringsel) eller isbjørn, eller olje i vannsøylen/iskanten som sammenfaller med tilstedeværelse av hval, vil konsekvensene kunne bli moderate eller betydelige.



Figur 6-33 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for sjøfugl gitt en overflate – (top) eller sjøbunns – (sub) utblåsning fra hver lokasjon, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.



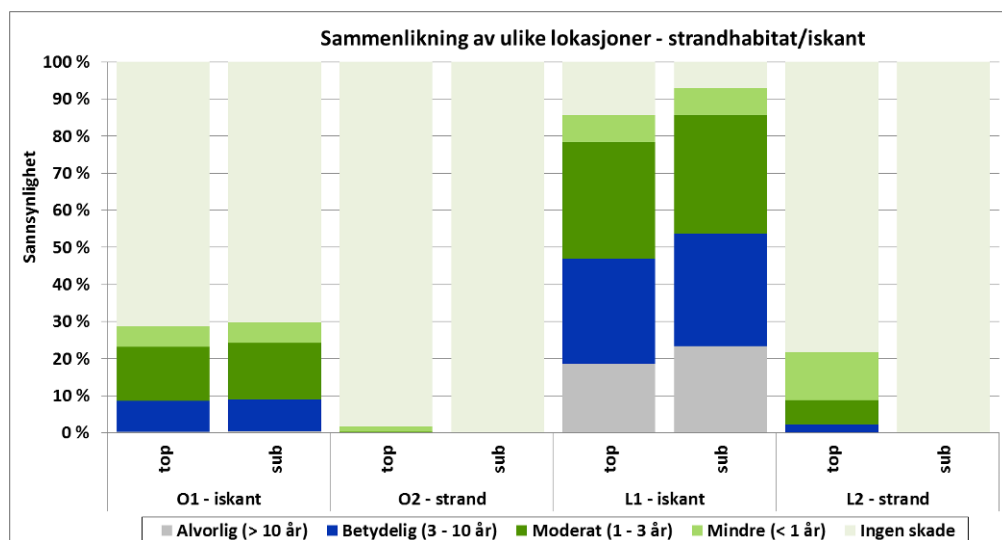
Figur 6-34 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for sjøfugl gitt en overflate – (top) eller sjøbunns – (sub) utblåsning fra hver lokasjon i hver sesong, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.

6.8.2 Strandhabitat og iskant

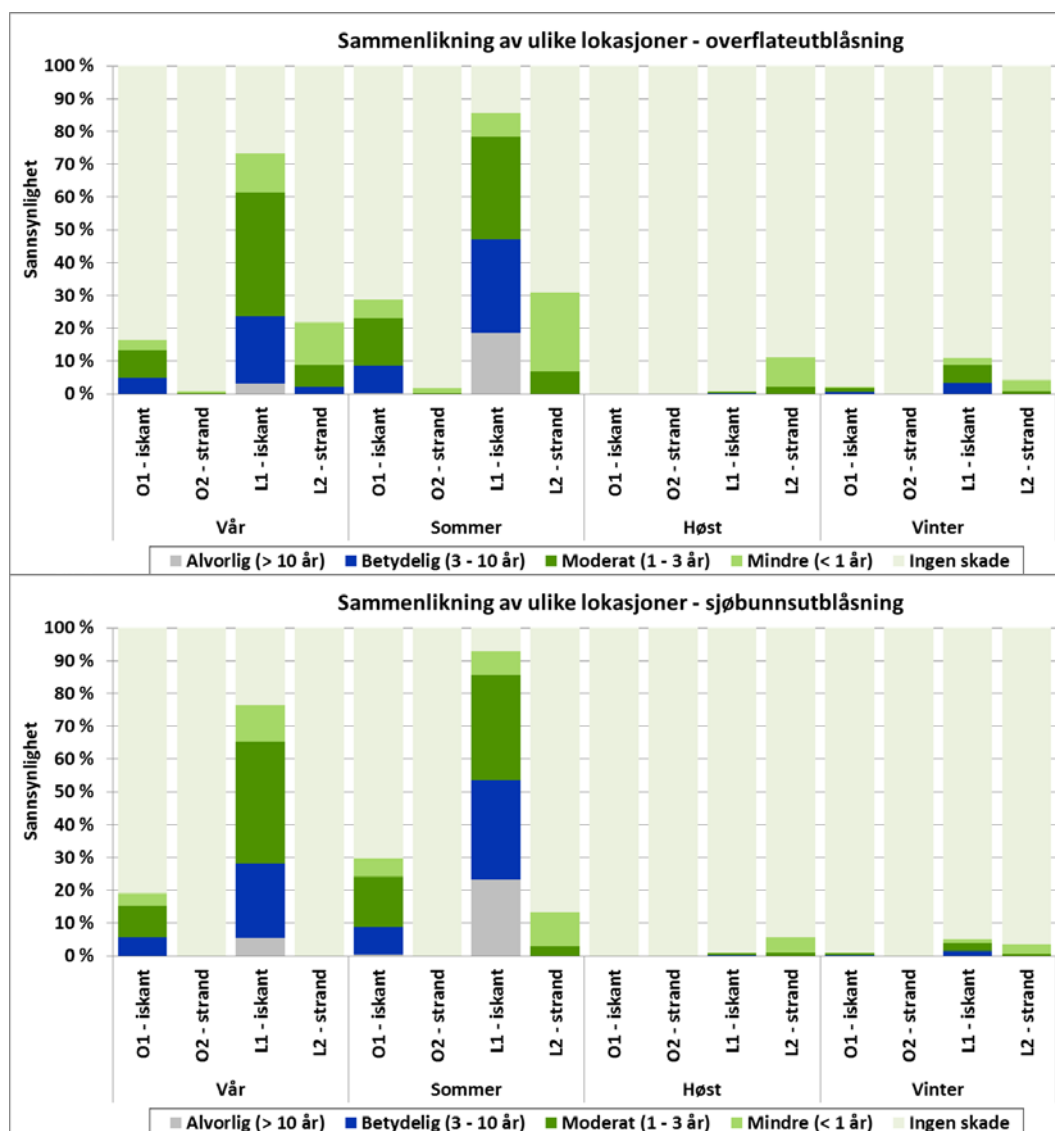
Sammenlikningen av ulike lokasjoner for potensiell skade på strandhabitat/iskant er vist i Figur 6-35, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Høyeste skadepotensial er beregnet for iskanten gitt en sjøbunnsutblåsning fra lokasjon B-L1 (i sommersesongen). Det er denne lokasjonen som ligger nærmest iskanten i nord. Høyeste utslag gir en betinget sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) på 23 %. Sannsynligheten for mindre (< 1 års restitusjonstid), moderat (1-3 års restitusjonstid) og betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) er da henholdsvis 7 %, 32 % og 30 %. Det er også 7 % sannsynlighet for *ingen* miljøskade (dvs. stranding av < 1 tonn olje per 10 × 10 km iskantrute). Lokasjon B-O1 og B-L1 befinner seg såpass langt fra Finnmarkskysten at det kun er sannsynlighet for stranding av olje langs iskanten. Lokasjon B-O2 og B-L2 ligger nærmere kysten og utblåsning fra disse medfører ikke sannsynlighet for stranding av olje langs iskanten. Det er også liten sannsynlighet for stranding av

olje på kysten fra lokasjon B-L2, og svært liten sannsynlighet for lokasjon B-O2. Skadepotensialet er således høyest for iskanten, og særlig ved boring nord i åpningsområdet.

Figur 6-36 sammenlikner videre alle lokasjonene per sesong for henholdsvis overflate- og sjøbunnsutblåsning. Figurene viser at høstsesongen (september-november) er minst kritisk med tanke på konsekvenser for strandhabitat og iskant, alle lokasjoner sett under ett. En utblåsning fra lokasjon B-O1 eller B-O2 i denne sesongen medfører ikke sannsynlighet for kvantifiserbare konsekvenser for hverken strandhabitat eller iskant, og det er liten sannsynlighet for skade gitt en utblåsning fra de restende lokasjonene om lag 90 %. Høyeste skadepotensial er beregnet i sommersesongen for alle lokasjoner. Det er imidlertid viktig å understreke at iskantlinjen er justert i vinter- og vårsesongen for å muliggjøre oljedriftsmodellering, se avsnitt 4.9. Isutbredelsen når som regel et maksimum i april måned, før issmeltingen utover sommeren inntreffer, og en kan derfor forvente størst skadepotensial for iskanten i vårsesongen. Isutbredelsen varierer også i stor grad fra år til år, og også innad i en sesong. I oljedriftsmodelleringen som danner grunnlaget for foreliggende studie er det lagt til grunn maksimal isutbredelse for en måned, som representativ for hele sesongen. Dette er en konservativ tilnærming, da isutbredelsen i store deler av perioden (sesongen) statistisk sett vil være mindre. En utblåsning fra lokasjonene medfører liten sannsynlighet for oljepåslag langs kysten.



Figur 6-35 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for strandhabitat/iskant gitt en overflate – (top) eller sjøbunns – (sub) utblåsning fra hver lokasjon, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.



Figur 6-36 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for strandhabitat/iskant gitt en overflate – (top) eller sjøbunns – (sub) utblåsning fra hver lokasjon i hver sesong, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner.

6.8.3 Konklusjon

De kvantitative konsekvensberegningene viser at sjøfugl trolig vil være mest utsatt i åpent hav, og at lokasjon B-L2 har det høyeste konsekvenspotensialet for sjøfugl ser en på området Barentshavet sørøst samlet, med høyeste utslag i høstsesongen. Denne lokasjonen ligger nærmest kysten, og vil således kunne medføre skade på sjøfugl både i åpent hav og mer kystnært, men forventede konsekvenser gitt en utblåsning (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner) vil være mindre eller moderat miljøskade (dvs. inntil 3 års restitusjonstid). Lomvi er utslagsgivende art. Overflateutblåsning gir høyere konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning.

Til sammenlikning er det sett på beregnet skadepotensial for sjøfugl i borefasen på Goliatfeltet (DNV 2008b), gitt en overflateutblåsning fra Realgrunnen-formasjonen. Her er det beregnet

høyest årlig skadepotensial for lunde, med de største konsekvensene for arten i sommersesongen. I denne sesongen er det beregnet om lag 43 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 60 % sannsynlighet for moderat miljøskade, 21 % sannsynlighet for betydelig miljøskade og om lag 4 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade. Gitt en overflateutblåsning fra lokasjon B-L2 er det 14 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 39 % sannsynlighet for moderat miljøskade, 31 % sannsynlighet for betydelig miljøskade og 16 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade. Det er imidlertid viktig å merke seg at det er gjort betydelige endringer både i oljedriftsmodelleringen (DNV 2012) og ressursgrunnlaget (kapittel 4.2) siden miljørisikoanalysen for Goliat ble utarbeidet. Feltene har heller ikke sammenliknbare utblåsningsrater eller oljetyper.

Utblåsning fra samtlige lokasjoner gir lite stranding av olje langs kysten, men oljepåslag langs iskanten kan forventes gitt en utblåsning fra lokasjon B-L1 eller B-O1. Mulig konsekvens kan bli alvorlig for iskanten som habitat gitt en utblåsning fra lokasjon B-L1, mens forventet konsekvens vil være moderat eller betydelig miljøskade (dvs. inntil 10 års restitusjonstid). Det er for øvrig viktig å merke seg at kvantitative beregningene er usikre for iskant som helhet fordi det ikke foreligger en omforent metodikk for hvordan beregne skade på iskant. I foreliggende analyse er metode for mest sårbare strandhabitat benyttet som en antagelse inn i disse beregningene. Det vil også være usikkerhet knyttet hvor langt sør iskanten strekker seg, og stor variasjon i isutbredelse fra år til år. For sommer- og høstperioden er det benyttet isutbredelsesstatistikk fra perioden 2001-2011, mens det for vår- og vinterperioden er benyttet data fra perioden 2009-2011. Maksimal isutbredelse inntreffer trolig i april måned (vår), og en kan forvente størst konsekvenspotensial i denne perioden.

Til sammenlikning er det sett på beregnet skadepotensial for strandhabitat i borefasen på Goliatfeltet (DNV 2008b), gitt en overflateutblåsning fra Realgrunnen-formasjonen. Her er det beregnet høyest årlig skadepotensial i sommersesongen. I denne sesongen er det beregnet om lag 23 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 18 % sannsynlighet for moderat miljøskade, 5 % sannsynlighet for betydelig miljøskade og 0,5 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade. Gitt en sjøbunnsutblåsning fra lokasjon B-L1 er det 7 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 32 % sannsynlighet for moderat miljøskade, 30 % sannsynlighet for betydelig miljøskade og 23 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade. Det understrekes igjen at det er gjort betydelige endringer både i oljedriftsmodelleringen (DNV 2012) og ressursgrunnlaget (kapittel 4.2) siden miljørisikoanalysen for Goliat ble utarbeidet. Feltene har heller ikke sammenliknbare utblåsningsrater eller oljetyper.

Beregningene av mulige konsekvenser for fiskeegg- og larver gir under ½ % tap for rate-/varighetskombinasjoner for alle lokasjoner, og konsekvenspotensialet for fisk vurderes dermed som lavt.

For marine pattedyr er det beregnet lavt konsekvenspotensial for havert, steinkobbe og oter langs kysten gitt utblåsning fra lokasjon B-L2 og B-O2, og ingen skade gitt utblåsning fra lokasjon B-L1 eller B-O1. De kvalitative vurderingene av marine pattedyr som ikke inngår i de kvantitative beregningene viser for øvrig at konsekvensene kan bli *moderate* eller *betydelige* dersom et akuttutslipp av olje medfører oljepåslag langs iskanten som sammenfaller med tilstedeværelse av sel. De samme vurderingene er gjort for hvaler som bruker området og den marginale issone som beiteområde. For isbjørn forventes det at et eventuelt oljesøl i iskanten vil kunne få betydelige konsekvenser på individnivå, men i og med at isbjørner sjelden vandrer i flokk er det grunn til å tro at konsekvensene av et mindre oljesøl i iskanten er av liten betydning for populasjonsnivået av isbjørn.

For plankton er det vurdert at en utblåsning kan medføre lokal effekt nær utslippspunktet, men *mindre* eller *ingen* effekt på planktonsamfunnet i Barentshavet generelt.

For eventuelle korallrev og svampsamfunn nede på bunnen er det vurdert at eksponeringen av olje fra sjøbunnsutblåsninger begrenser seg til et mindre område i nærheten av utslippspunktet. Det er imidlertid kun funnet kroallrev kystnært, og rett nord av Sørøya i Barentshavet, og disse områdene vil ikke bli påvirket av et eventuelt akuttutslipp av olje fra lokasjonene i åpningsområdet.



7 MILJØRISIKOBETRAKTNINGER

7.1 Introduksjon

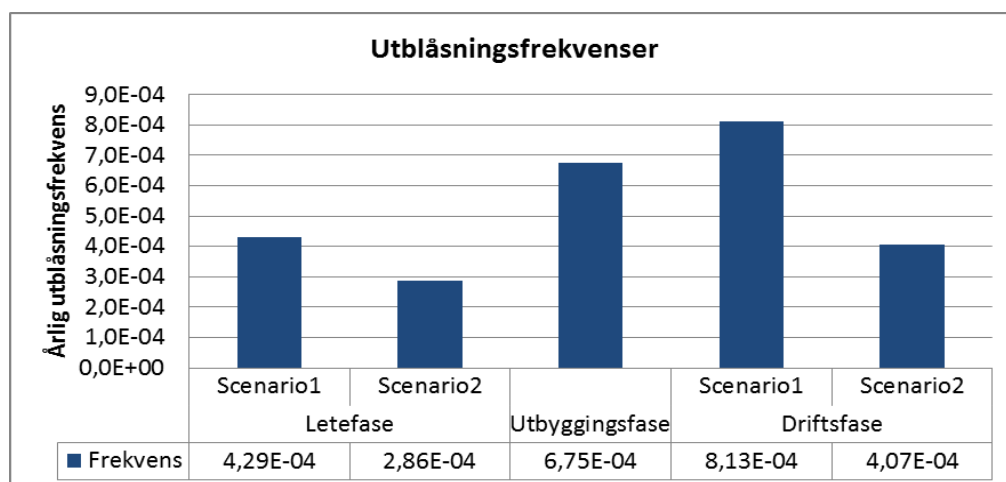
For å sette konsekvensene ved utslippsscenariene i et miljørisikoperspektiv er det tatt utgangspunkt i sannsynlighet for de ulike hendelsene presentert innledningsvis i avsnitt 2.2 og 2.3. Det er valgt å fokusere på sjøfugl og strandhabitat/iskant, da det er disse av VØK-gruppene som slår ut mest i den kvantitative konsekvensvurderingen. Det er valgt å vise miljørisiko for leteboring, produksjonsboring og produksjonsbrønn for området Barentshavet sørøst samlet. Et mulig fullt aktivitetsnivå etter utbygging er ikke tatt i betraktning, i og med at det ikke foreligger informasjon om alle mulige utslippsscenarier, kun utblåsningsrater og -varigheter for en tenkt oljebrønn.

Årlig hendelsesfrekvens for de ulike fasene og scenariene av petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst er vist i Figur 7-1. Frekvensene for de ulike scenariene er vist for henholdsvis letefasen, utbyggingsfasen og produksjonsfasen, definert ved to ulike scenarioer (1 og 2) av OD (2012). Basert på utbyggingsscenarioene og antall produserende brønner i hvert område, som er utarbeidet av OD, har DNV antatt et representativt antall brønnoperasjoner for hvert felt i drift. I Figur 7-2 er hendelsesfrekvensen illustrert som returperiode, dvs. antall år med aktivitet i de ulikefasene før en forventer en utblåsning.

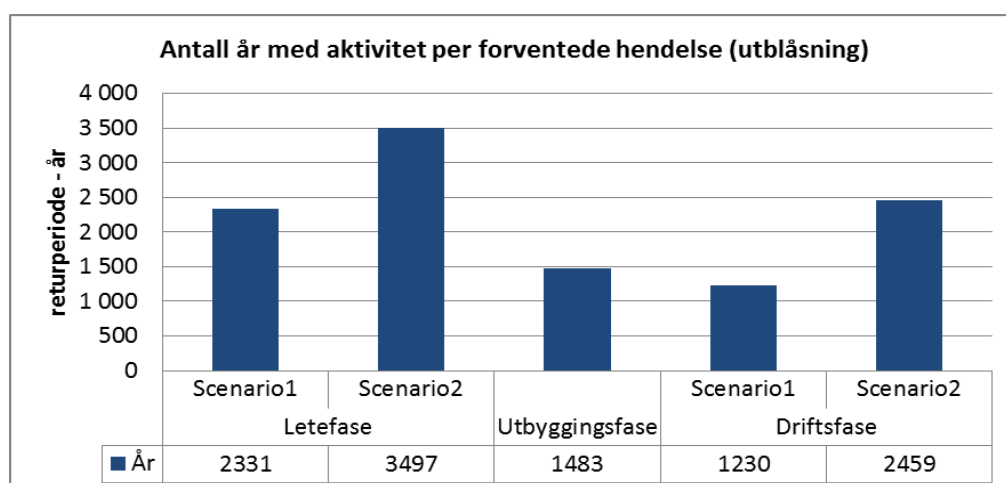
Stort sett alle boreoperasjoner har en viss sannsynlighet for utblåsning fra sjøbunnen, og i foreliggende analyse er det tatt utgangspunkt i en 70/30 fordeling på overflate- versus sjøbunnsutblåsning for leteboring og produksjonsboring. For utbygging med FPSO antas 100 % sannsynlighet for sjøbunnsutblåsning. Frekvensene for uhellsutslipp i form av utblåsning fra oljebrønner og brønnoperasjoner er hentet fra Scandpower 2012. For alle fasene er frekvensen vist per år. For letefasen er det lagt til grunn henholdsvis 3 (scenario 1) og 2 (scenario 2) leteboringer pr år. I utbyggingsfasen antas det 5 produksjonsboringer per år, og én komplettering per produksjonsbrønn. I produksjonsfasen er det for scenario 1 lagt til grunn utbygging av to oljefelt, henholdsvis ett som bygges ut med FPSO, og ett som bygges ut med brønnhodeplattform, totalt 20 produserende brønner. For scenario 2 er det lagt til grunn utbygging av ett oljefelt som bygges ut med FPSO. I henhold til datagrunnlaget i grunnlagsrapport for forvaltningsplan Nordsjøen (DNV 2011) er det lagt til grunn én brønnoverhaling per 10.brønn per år (dvs. totalt 2 brønnoverhalinger per år for scenario 1 og 1 brønnoverhaling per år for scenario 2) og fem wireline-operasjoner per 10.brønn per år (dvs. totalt 10 wireline-operasjoner per år for scenario 1 og 5 for scenario 2).

Frekvensen er høyest for driftsfasen – scenario 1, som inkluderer utbygging av 2 oljefelt med totalt 20 produserende brønner. Årlig utblåsningsfrekvens er da $8,13 \cdot 10^{-4}$, dvs. en kan forvente én utblåsning fra området per 1230 driftsår. Dersom kun ett oljefelt bygges ut (scenario 2) vil frekvensen bli halvert, og en kan forvente én utblåsning fra området per 2460 driftsår.

Til sammenlikning ble det for Goliatfeltet i Barentshavet i 2008 beregnet en utblåsningsfrekvens på $3,86 \cdot 10^{-4}$ for fremtidig aktivitet (DNV 2008b), dvs. én utblåsning per 2600 driftsår. Utblåsningsfrekvensen for Goliatfeltet er beregnet ut fra en antagelse om 8 produserende brønner i Realgrunnen-prospektet og 7 produserende brønner i Kobbe-prospektet.



Figur 7-1 Utblåsningsfrekvenser for ulike faser av utbygging og drift av petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst.



Figur 7-2 Antall år med aktivitet per forventede oljeutblåsning (returperiode), angitt for ulike faser av utbygging og drift av petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst.

7.2 Sjøfugl

For å vurdere risiko er det valgt å fokusere på artene med høyest utslag i konsekvensberegningen, lomvi og polarlomvi (se avsnitt 6.8.1). For letefasen er det tatt utgangspunkt i månedlige resultater for lokasjon L2, månedene med høyest utslag er valgt ut, mens det for utbygging og drift er tatt utgangspunkt i helårsstatistikk for lokasjon O2. Det var disse lokasjonene som kom verst ut i konsekvensberegningene (se avsnitt 6.8).

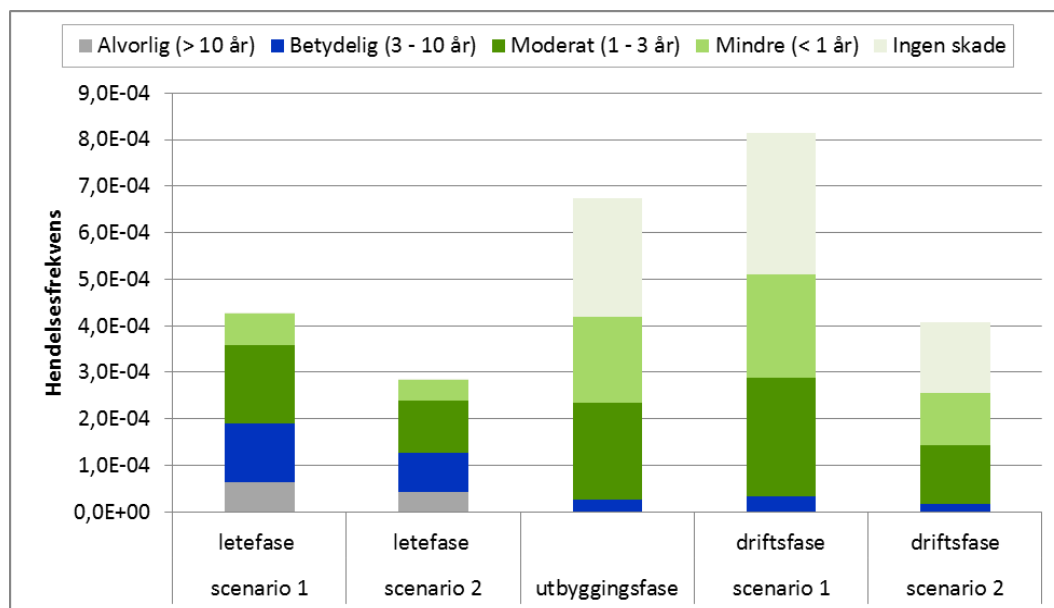
Skaden er kategorisert tilsvarende som i konsekvensberegningene slik at forventet restitusjonstid < 1 år betegnes som *mindre* miljøskade, restitusjonstid 1-3 år betegnes som *moderat* miljøskade, restitusjonstid 3-10 år betegnes som *betydelig* miljøskade og restitusjonstid > 10 år betegnes som *alvorlig* miljøskade. Resultatene er vist i Figur 7-3.

Hendelsesfrekvensen for utblåsning og medfølgende miljøskade er lavere i letefasen enn i utbygging og drift (scenario 1), men konsekvensene kan bli av større alvorlighetsgrad. Dette har sammenheng med at det er tatt utgangspunkt i perioden/måned med størst konsekvens for letefasen, mens det i de resterende er gjort et gjennomsnitt gjennom året (helårsstatistikk).

Hendelsesfrekvensen er høyest for driftsfasen (scenario 1). Det kan forventes én utblåsningshendelse per 1200 driftsår i området, der skadeomfanget med størst sannsynlighet vil være av ikke-kvantifiserbar størrelse; klassifisert som *ingen* miljøskade (dvs. < 1 % tapsandel av sjøfugl). Risikoen for *mindre* og *moderat* miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid) ligger på ca. $2,5 \cdot 10^{-4}$, dvs. det forventes én hendelse i denne størrelsesorden per 4000 år med drift. Dersom en ser på utbyggingsscenario 2 er risikonivået halvert.

Det er omtrent like stor risiko for *mindre* og *moderat* miljøskade i hver av fasene for utbygging og drift, og betydelig lavere risiko for *betydelig* og *alvorlig* miljøskade.

Risikoen for alvorlig miljøskade er om lag $6,5 \cdot 10^{-5}$ i letefasen, $1,5 \cdot 10^{-6}$ i utbyggingsfasen, og henholdsvis $1,3 \cdot 10^{-6}$ (scenario 1) og $4 \cdot 10^{-7}$ (scenario 2) i driftsfasen. Dette tilsvarer omtrent én hendelse med alvorlig miljøskade per 15 000 år med letevirksomhet, én per 680 000 år med utbygging, og henholdsvis én per 790 000 driftsår (scenario 1) og per 2.600 000 driftsår (scenario 2).



Figur 7-3 Årlig miljørisiko for sjøfugl i hver av fasene ved etablering av petroleumsvirksomhet i området Barentshavet sørøst.

7.3 Iskant/strandhabitat

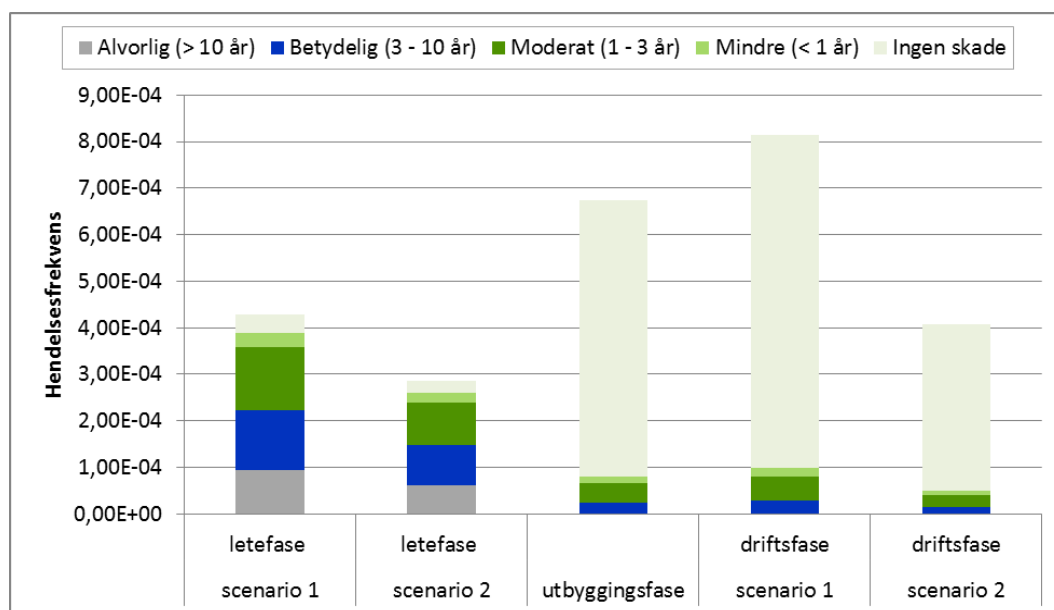
Det var henholdsvis letelokasjon B-L1 og produksjonslokasjon B-O1 som kom verst ut i konsekvensberegningene for iskant/strandhabitat (se avsnitt 6.8.2), og disse er derfor valgt å ta videre i miljørisikoberegningene. Iskanten er behandlet som strandhabitat med sårbarhet 3 i og med at det ikke foreligger egen metodikk for beregning av skade på iskant.

Skaden er kategorisert tilsvarende som i konsekvensberegningene slik at forventet restitusjonstid < 1 år betegnes som *mindre* miljøskade, restitusjonstid 1-3 år betegnes som *moderat* miljøskade, restitusjonstid 3-10 år betegnes som *betydelig* miljøskade og restitusjonstid > 10 år betegnes som *alvorlig* miljøskade. Resultatene er vist i Figur 7-4.

Hendelsesfrekvensen for utblåsning og medfølgende miljøskade er lavere i letefasen enn i utbygging og drift (scenario 1), men konsekvensene kan bli av større alvorlighetsgrad. Dette har sammenheng med at det er tatt utgangspunkt i perioden/måneden med størst konsekvens for letefasen, mens det i de resterende er gjort et gjennomsnitt gjennom året (helårsstatistikk). Det har også sammenheng med at det i driftsfasen er tatt utgangspunkt i en lokasjon for oljefelt (B-O1), som ligger lengre sør, dvs. lengre unna iskanten.

I letefasen er det størst risiko for *moderat* og *betydelig* miljøskade, med frekvenser på $1,4 \cdot 10^{-4}$ og $1,3 \cdot 10^{-4}$ (ved 3 leteboringer per år – scenario 1). Dette innebærer én hendelse med enten moderat eller betydelig miljøskade per 7 000-8 000 år med leteaktivitet. Det er størst sannsynlighet for *ingen* miljøskade i utbyggingsfasen og driftsfasen, dvs. at iskanten blir truffet av < 1 tonn olje per 10×10 km rute.

Risikoen for alvorlig miljøskade er høyest $9,4 \cdot 10^{-5}$ i letefasen, $5,6 \cdot 10^{-7}$ i utbyggingsfasen, og henholdsvis $8,4 \cdot 10^{-7}$ (scenario 1) og $5 \cdot 10^{-7}$ (scenario 2) i driftsfasen. Dette tilsvarer omtrent én hendelse med alvorlig miljøskade per 11 000 år med letevirksomhet, én per 1.800 000 år med utbygging, og henholdsvis én per 1.200 000 driftsår (scenario 1) og per 2.010 000 driftsår (scenario 2).



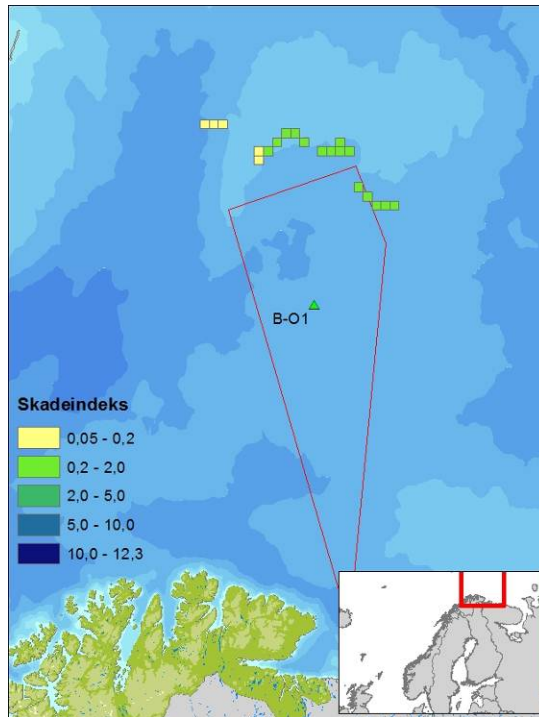
Figur 7-4 Årlig miljørisiko for berørt iskant i hver av fasene ved etablering av petroleumsvirksomhet i området Barentshavet sørøst.

I delkapitlene nedenfor er berørt strandhabitat for lokasjon B-O2 og B-L2 (årlig gjennomsnitt), og sesongvis berørt iskant for lokasjon B-L1 og B-O1 presentert (basert på alle rate- og varighetskombinasjoner).

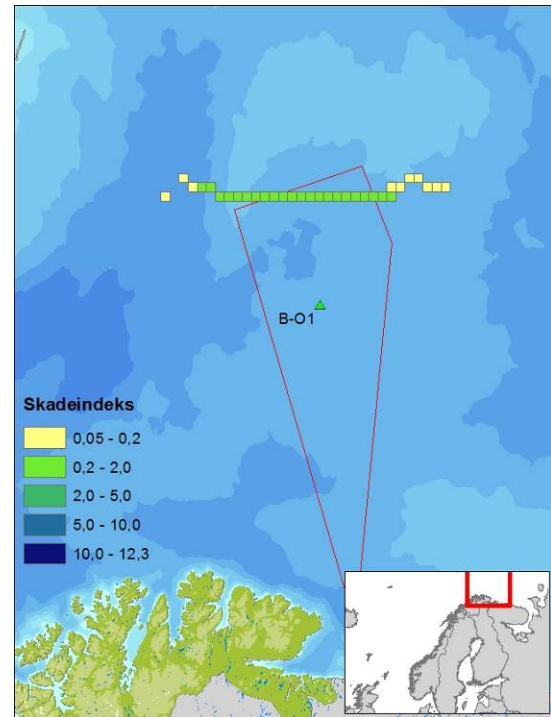
7.3.1 Lokasjon B-O1

Ved utblåsning fra lokasjon B-O1 er det kun sannsynlighet for stranding av olje langs iskanten. Iskanten som kan påvirkes av olje ved et utslipp fra lokasjonen, med tilhørende skadeindeks er vist i Figur 7-5. Skadeindeks er et forholdstall som viser grad av skade per 10×10 km rute. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadekategoriene i henhold til alvorlighetsgrad (se avsnitt 5.2), for overflate- og sjøbunnsutblåsning. Skadeindeksen kan maksimalt bli 40, noe som innebærer 100 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (over 10 års restitusjonstid) både gitt overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra lokasjonen. Skadeindeksen er kun ment som en illustrasjon av hvilket område og hvilken sesong skadepotensialet er høyest, og ikke som en tallfesting av mulig skade. En tallfesting av skadepotensialet er presentert i avsnitt 6.8.2 (for verst berørte 10×10 km rute, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner). Figurene viser høyest skadepotensial i sommersesongen, og lavest i vintersesongen (merk for øvrig at iskantlinjen i vår- og vintersesongen er justert for å muliggjøre oljedriftsmodellering, se avsnitt 4.9). I høstsesongen er det ingen berørt iskant. Høyeste skadeindeks er beregnet til 1,6, noe som tilsvarer om lag 5 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 15 % sannsynlighet for moderat miljøskade, 8 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, og $< 0,5$ % sannsynlighet for alvorlig miljøskade.

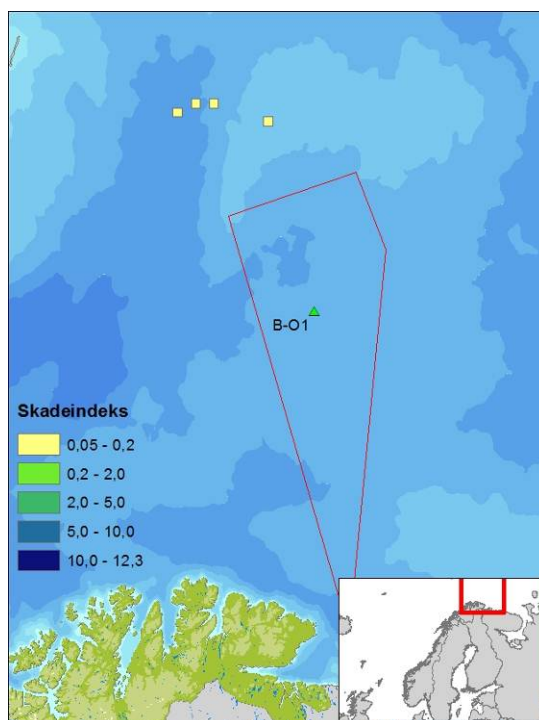
VÅR



SOMMER



VINTER



Figur 7-5 Skadeindeks for berørt iskant i hver sesong gitt en utblåsning fra lokasjon B-O1, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Skadeindeksen angir et forholdstall for konsekvens, der høyere skadeindeks angir høyere konsekvenspotensial. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadeklassene i henhold til alvorlighetsgrad.

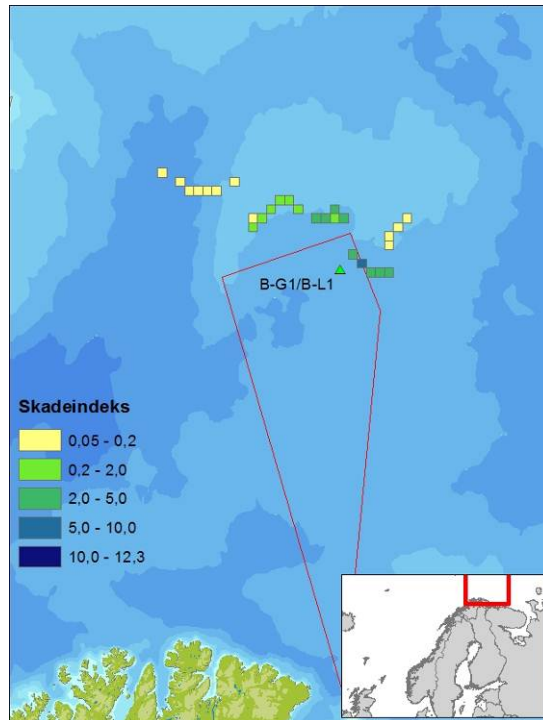
7.3.2 Lokasjon B-O2

Ved utblåsning fra lokasjon B-O2 er det lav sannsynlighet for stranding av olje, og kun sannsynlighet for stranding av olje langs kysten av nordøstlig del av Finnmark. Det er mellom 98 og 100 % sannsynlighet for *ingen* skade (dvs. < 1 måned restitusjonstid) for strandhabitat gitt en utblåsning fra lokasjonen i de ulike sesongene. Skadeindeks er et forholdstall som viser grad av skade per 10 × 10 km rute. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadekategoriene i henhold til alvorlighetsgrad (se avsnitt 5.2), for overflate- og sjøbunnsutblåsning. Skadeindeksen kan maksimalt bli 40, noe som innebærer 100 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (over 10 års restitusjonstid) både gitt overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra lokasjonen. Skadeindeksen er kun ment som en illustrasjon av hvilket område skadepotensialet er høyest, og ikke som en tallfesting av mulig skade. En tallfesting av skadepotensialet er presentert i avsnitt 6.8.2 (for verst berørte 10 × 10 km rute, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner). For lokasjonene som ikke berører iskanten er skadeindeksen beregnet helårig, da det ikke må tas hensyn til sesongvariasjon i isutbredelse. Høyeste helårige skadeindeks for berørte kystruter gitt en utblåsning fra lokasjon B-O2 er beregnet til < 0,02, noe som tilsvarer et svært lavt skadepotensial (om lag 0,1 % sannsynlighet for *mindre* miljøskade, og < 0,05 % sannsynlighet for *moderat* miljøskade). Skadeindeksen er derfor ikke illustrert. Skadepotensialet er svært lavt sammenliknet med de andre lokasjonene.

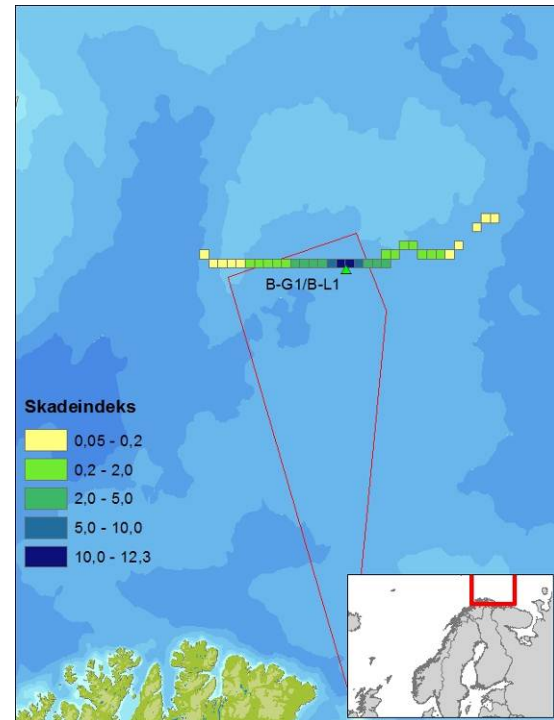
7.3.3 Lokasjon B-L1

Ved utblåsning fra lokasjon B-L1 er det kun sannsynlighet for stranding av olje langs iskanten. Skadeindeks for iskant i influensområdet til lokasjonen er vist i Figur 7-6. Skadeindeks er et forholdstall som viser grad av skade per 10 × 10 km rute. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadekategoriene i henhold til alvorlighetsgrad (se avsnitt 5.2), for overflate- og sjøbunnsutblåsning. Skadeindeksen kan maksimalt bli 40, noe som innebærer 100 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (over 10 års restitusjonstid) både gitt overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra lokasjonen. Skadeindeksen er kun ment som en illustrasjon av hvilket område og hvilken sesong skadepotensialet er høyest, og ikke som en tallfesting av mulig skade. En tallfesting av skadepotensialet er presentert i avsnitt 6.8.2 (for verst berørte 10 × 10 km rute, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner). Figurene viser høyest skadepotensial i sommersesongen, da iskanten ligger helt opptil borelokasjonen, og lavest i vintersesongen (merk for øvrig at iskantlinjen i vår- og vintersesongen er justert for å muliggjøre oljedriftsmodellering, se avsnitt 4.9). I høstsesongen er det ingen berørt iskant. Høyeste skadeindeks er beregnet til 12,3, noe som tilsvarer om lag 7 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 30 % sannsynlighet for moderat miljøskade, 30 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, og 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade.

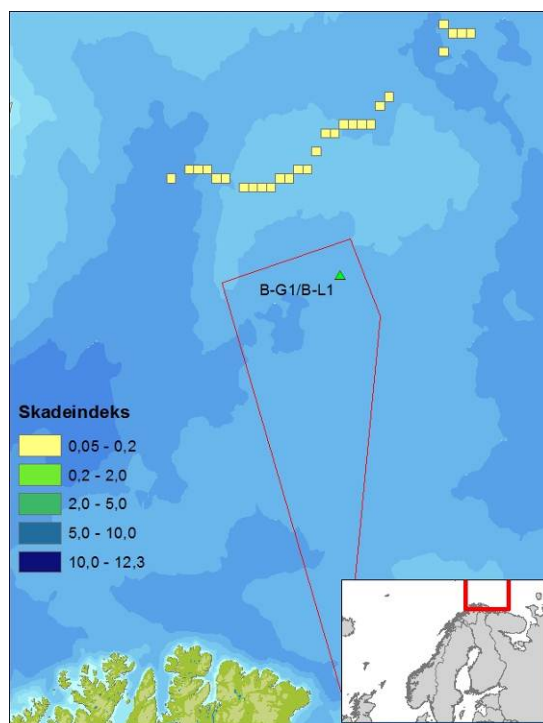
VÅR



SOMMER



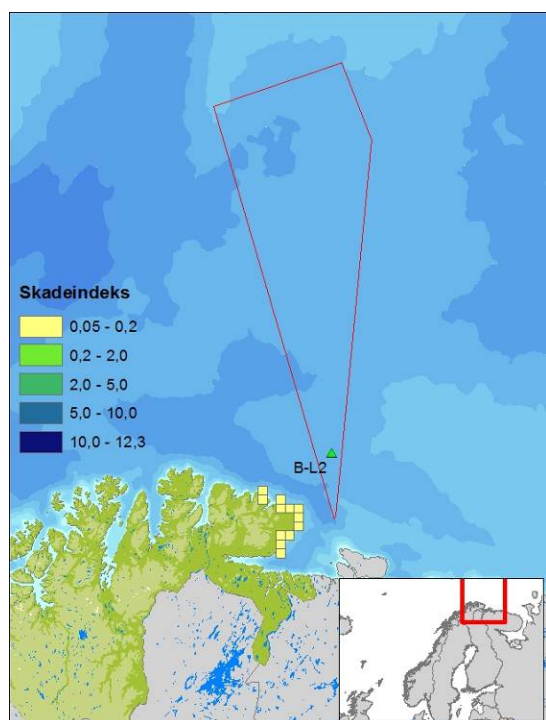
VINTER



Figur 7-6 Skadeindeks for berørt iskant i hver sesong gitt en utblåsning fra lokasjon B-L1, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Skadeindeksen angir et forholdstall for konsekvens, der høyere skadeindeks angir høyere konsekvenspotensial. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadeklassene i henhold til alvorlighetsgrad.

7.3.4 Lokasjon B-L2

Ved utblåsning fra lokasjon B-L2 er det kun sannsynlighet for stranding av olje langs kysten av nordøstlig del av Finnmark. Kyststrekningen innen influensområdet til lokasjonen og tilhørende skadeindeks er vist i Figur 7-7. Skadeindeks er et forholdstall som viser grad av skade per 10×10 km rute. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadekategoriene i henhold til alvorlighetsgrad (se avsnitt 5.2), for overflate- og sjøbunnsutblåsning. Skadeindeksen kan maksimalt bli 40, noe som innebærer 100 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (over 10 års restitusjonstid) både gitt overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra lokasjonen. Skadeindeksen er kun ment som en illustrasjon av hvilket område skadepotensialet er høyest, og ikke som en tallfesting av mulig skade. En tallfesting av skadepotensialet er presentert i avsnitt 6.8.2 (for verst berørte 10×10 km rute, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner). For lokasjonene som ikke berører iskanten er skadeindeksen beregnet helårig, da det ikke må tas hensyn til sesongvariasjon i isutbredelse. Høyeste helårlige skadeindeks for berørte kystruter er beregnet til 0,15, noe som tilsvarer et lavt skadepotensial med om lag 7 % sannsynlighet for *mindre* miljøskade, og 2 % sannsynlighet for *moderat* miljøskade gitt en overflateutblåsning. Skadepotensialet er svært lavt sammenliknet med de andre lokasjonene, men noe høyere enn for lokasjon B-O2.



Figur 7-7 Skadeindeks for berørt kystområde gitt en utblåsning fra lokasjon B-L2, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Skadeindeksen angir et forholdstall for konsekvens, der høyere skadeindeks angir høyere konsekvenspotensial. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadeklassene i henhold til alvorlighetsgrad.

7.4 Oppsummering miljørisiko

Skadefrekvensen forbundet med petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst er beregnet høyest for driftsfasen gitt scenario1 som beskrevet av OD (2012), dvs. utbygging av to oljefunn med FPSO, med to bunnrammer og totalt 20 produksjonsbrønner. Forventet utblåsningsfrekvens for dette aktivitetsnivået er på $8,13 \cdot 10^{-4}$, dvs. én hendelse per 1200 år med drift. Av hendelsene er der for øvrig forventet om lag 40 % sannsynlighet for *ingen* skade for sjøfugl (dvs. ikke-kvantifiserbare konsekvenser), og nærmere 90 % sannsynlighet for *ingen* skade for iskanten. Det er svært lav sannsynlighet for alvorlig miljøskade i denne fasen. Det er beregnet én hendelse med moderat miljøskade for sjøfugl per 4000 år med drift og én hendelse med moderat miljøskade for iskanten per 20 000 år med drift. I letefasen er utblåsningsfrekvensen lavere, men konsekvenspotensialet høyere, både for sjøfugl og for iskanten. Gitt scenario 1 med 3 leteboringer per år kan det forventes én hendelse med alvorlig miljøskade for sjøfugl per 15 000 år, og én hendelse med alvorlig miljøskade for iskanten per 11 000 år med letevirksomhet. Sannsynligheten for moderat miljøskade er for øvrig størst også i denne fasen, og beregnet til én hendelse per 6000 år for sjøfugl og én hendelse per 7500 år for iskanten.

Beregningen av *skadeindeks* for strandhabitat og iskant viser størst skadepotensial for letelokasjon B-L1 i sommersesongen (Figur 7-6). Dette er fordi denne lokasjonen ligger lengst nord med tanke på sannsynlighet for oljeforurensning i iskanten, og det statistiske grunnlaget for maksimal isutbredelse som er benyttet i oljedriftsmodelleringen er lengst sør i sommersesongen (basert på data fra 2001-2011). Det er imidlertid viktig å understreke at dette er en tilpassing som er gjort fordi iskantlinjen (basert på data fra 2001-2011) i vinter- og vårsesongen gikk sør for lokasjon B-L1 (det er derfor for disse sesongene kun benyttet data for perioden 2009-2011). Isutbredelsen når som regel et maksimum i april måned, før issmeltingen utover sommeren inntreffer, og en kan derfor forvente størst skadepotensial for iskanten i vårsesongen. Isutbredelsen varierer også i stor grad fra år til år, og også innad i en sesong. I oljedriftsmodelleringen som danner grunnlaget for foreliggende studie er det lagt til grunn maksimal isutbredelse for en måned, som representativ for hele sesongen. Dette er en konservativ tilnærming, da isutbredelsen i store deler av perioden (sesongen) statistisk sett vil være mindre. En utblåsning fra lokasjonene medfører liten sannsynlighet for oljepåslag langs kysten.



8 VURDERING AV RISIKOREDUSERENDE TILTAK

8.1 Introduksjon

Dette kapitlet beskriver viktig teknologi og organisatoriske forbedringer de seneste årene som kan føre til reduksjon av risiko for uhellsutslipp. Risikoreduksjon kan oppnås ved å redusere sannsynligheten for at en ulykke skal oppstå, preventive tiltak, og ved å redusere konsekvensen av en ulykke, konsekvensreduserende tiltak. Dette kapitlet omtaler primært preventive tiltak. Konsekvensreduserende tiltak, oljevern, er beskrevet i en egen rapport, foruten undervannskapsling og oppsamling som nevnes her.

Det har lenge vært fokus på reduksjon av risiko for ulykker på norsk sokkel. Gjennom prosjektet Risikonivå i norsk petroleumsvirksomhet måler Petroleumstilsynet årlig en rekke indikatorer for HMS risiko, inklusive risiko for tap av brønnkontroll eller utblåsning. Dette arbeidet ble enda mer aktuelt etter oljeutblåsningene i Australia (Montara) og i USA (Macondo). Det ble iverksatt en rekke studier av behovet for risikoreduserende tiltak etter disse hendelsene både av industrien selv og av myndighetsorganer.

Som nevnt var det allerede et høyt fokus på sikkerhet og risikoreduksjon i forbindelse med boring og produksjon på norsk sokkel og mange av tiltakene som ble identifisert etter Montara- og Macondo-ulykkene var allerede iverksatt og implementert på norsk sokkel. Likevel er det fortsatt et behov for ytterligere risikoreduksjon på norsk sokkel. Arbeidet med reduksjon av HMS risiko generelt, og risiko for storulykke spesielt, er en kontinuerlig prosess som innebærer tekniske, operative og ledelsesforbedringer. Dette kapitlet tar for seg sentrale tiltak for reduksjon av risikoen for store oljeutslipp i forbindelse med bore- og brønnoperasjoner. Noen av tiltakene er allerede implementert mens andre er i utviklingsstadiet. Beskrivelsen er basert på Petroleumstilsynets rapport etter Macondo-ulykken (Petroleumstilsynet 2011), OLF sin rapport om læring fra Macondo-ulykken (OLF 2012) og anbefalingene fra OGP's evaluering av behov for endringer som følge av læring fra Macondo-ulykken.

Petroleumstilsynet konkluderer i sin rapport at Macondo-ulykken demonstrerer behovet for bedre risikostyring og prosesser som fører til mer robuste løsninger som gjør virksomheten i stand til å tåle menneskelige og tekniske feil, driftsavvik, uforutsette situasjoner, pressede situasjoner, etc. Robuste løsninger bør også bidra til at farlige forhold identifiseres og håndteres effektivt og at det er tilstrekkelig tid til rådighet for å bringe en farlig situasjon under kontroll. Krav til robuste løsninger gjelder for teknologi, kapasitet, kompetanse, organisering og styring i alle faser. Dette er ekstra viktig ved operasjon i utfordrende områder som dypvann og Arktisk. Operasjon i Arktisk innebærer nye utfordringer i forhold til risikostyring. Det er derfor viktig at operatører i disse områdene kan vise til teknologi, operasjoner og organisasjon som er tilpasset regionale risikopåvirkende faktorer.

Påfølgende avsnitt beskriver viktige teknologiske og operative forbedringer innen boring og brønnkontroll som fører til reduksjon av risiko for uhellsutslipp. Disse tiltakene er ikke spesifikke for operasjon i Arktisk.



8.2 Boring og brønnkontroll

Industrien har iverksatt oppdatering av Norsok standardene som omfatter boring, Norsok D-001 (boreanlegg) og D-010 (brønnintegritet i bore- og brønnoperasjoner) for å reflektere læring etter Macondo-ulykken og ytterligere forbedre boreoperasjoner på norsk sokkel. Disse tiltakene omfatter:

- brønntilvirking, planlegging og gjennomføring
- forbedring og kontroll av kritiske sementjobber, inklusive krav om uavhengig verifisering av utformingen av kritiske sementjobber. Krav til verifikasjon av utforming av sementblanding.
- krav til at produksjons- og fôringsrør er låst på alle rørstrenger som er i kontakt med hydrokarbonførende soner.
- negativ trykktesting og krav til volumkontroll av boreslam og kompletteringsvæsker
- forbedrede brønnkontrolløvelser, mer praktiske øvelser
- oppsett av avledersystem som et sikringssystem som er utformet for å håndtere gass i stigerøret ovenfor BOPen, og for å eliminere muligheten for at en gassky slippes ut over riggen.
- forbedrede reservestyringssystemer for utblåsningssikringsventiler (BOP)
- forbedrede krav til BOP-testing.

8.2.1 Brønnbarrierer

Prinsippet om to uavhengige og testede brønnbarrierer er et viktig prinsipp innen boring på norsk sokkel, samt krav om overvåking av barrierene. Petroleumstilsynet konkluderer med at Macondo-ulykken bekrefter viktigheten av at boreoperatører og oljeselskapene videreutvikler ytelseskravene til de ulike barriereelementene. Dette gjelder ambisjonsnivået for ytelseskravene både i forbindelse med etablering, testing, vedlikehold og overvåking.

En viktig barriere mot utblåsning er utblåsningsventilen som enten står på sjøbunnen eller på boredekk, denne kalles som oftest BOP som er forkortelsen for Blow-Out Preventer. BOPen sviktet under Macondo-utblåsningen. De primære funksjonene for en BOP er å:

- tette ringrommet mellom borestreng og foringsrør,
- stenge inne borevæsken i brønnen under brønnhodet,
- stabilisere trykket i en brønn slik at ikke formasjonsvæske trenger inn i brønnen,
- regulere og overvåke trykket i brønnen,
- gjøre det mulig å injisere borevæske i brønnen,
- tillate regulering av volumet av væske som blir tappet ut av brønnen,
- sentrere borestrengen i brønnen,



- i ytterste konsekvens kutte borestreng eller foringsrør hvis dette er nødvendig for å tette brønnen.

Norske forskrifter krever overhaling og resertifisering av alle BOP-komponenter hvert femte år, et reservestyringssystem og jevnlig testing. Industrien har konkludert med at prosedyrene i Norsok D-010 skal oppdateres for å styrke testprosedyrene for BOPen, samt kontroll og beredskapsreservesystemer.

I ytterste konsekvens skal en BOP kunne kutte borestrengen eller foringsrør og forsegle brønnen. I teorien skal en moderne BOP kunne stoppe alle typer brønnstrømmer gjennom borestrengen, ringrommet eller et åpent hull, selv om én eller flere av BOP komponentene mislykkes. Macondo utblåsningen var et eksempel på at dette ikke alltid stemmer. Det er viktig å merke seg at BOPen som ble benyttet under Macondo boringen kun hadde ett sett med kutteventiler som var i stand til å kutte borestrengen. Det var en rekke andre ventiler i BOPen, men kun en som kunne kutte borestrengen. Oppdaterte prosedyrer foreslår bruk av doble kutteventiler, som kan kutte borestreng, for havbunns-BOPer. OLF konkluderer med at det ikke nødvendigvis bedrer driftssikkerheten så veldig ved kun å innføre doble kutteventiler. De mener at en større forbedring av driftssikkerheten og dermed reduksjon av risiko er at alle ventilkonfigurasjoner i BOPen, som en del av brønnplanleggingen, gjennomgår omfattende brønnspesifikke risiko- og konstruksjonsanalyser der en bruker oppdaterte pålitelighets- og ytelsesdata for BOPen. Dette er spesielt viktig i områder med ekstreme forhold som på dypvann og i Arktisk.

I Petroleumstilsynets rapport anbefales det at operatører bør vurdere om ytelseskrav inkludert pålitelighetskrav til styringssystemene for BOPer er tydelige nok eller om det er behov for å justere disse i tråd med anerkjente standarder og retningslinjer på området, slik som IEC 61508 eller OLF 070. Videre er det relevant å vurdere hvorvidt slike justeringer har konsekvenser for valg av teknisk design, vedlikehold, og modifikasjons-kontroll samt oppfølging av kravene i drift. Dette er spesielt viktig for boring i utfordrende områder som Arktisk.

8.2.2 Overvåking av brønnbarrierer

En risikoreduserende faktor i forhold til uhellsutslipp er forbedret boreteknologi og overvåking av brønnbarrierene i sanntid. To av de viktige teknologiske forbedringene som anses å ha betydelig innvirkning på påliteligheten til kontroll-systemet er kort forklart i avsnittene nedenfor:

Måling under boring (MWD)

Måling under boring (MWD) er et system som utfører nedihulls målinger og overfører informasjon til overflaten blant annet ved hjelp av fiberoptikk, avanserte sensorer, og borevæskespulstelemetri i sanntid i hvert trinn av boring. MWD systemer kan i dag dekke flere parametere som gammastråling, borehullstrykk, temperatur osv. Noen av de siste fremskrittene innen MWD gir muligheten til å ha sanntid målinger av formasjonstrykket, vibrasjoner, støt, dreiemoment osv. Bruk av MWD verktøy resulterer i bedre gjenkjenning av potensielle brønnsparke. Teknologien gir også bedre kontroll av hydrostatisk trykk og effektiv boreslam vekt. Dette fører til reduksjon i antall brønnsparke. Det er brønnsparke som kan utvikle seg til å bli brønnlekkasjer og, om ikke kontrollert, utblåsninger. Derfor vil reduksjon av brønnsparke bidra til redusert risiko for uhellsutslipp.



Vertikal Seismikk Profil (VSP)

Bruk av nye teknologier for vertikal seismisk profil (VSP) er nyttig for å øke nøyaktigheten i måling av poretrykk under boring. VSP gir forbedret informasjon nedenfor borekronen om potensielle trykk soner og forkastninger. VSP gir også forbedret informasjon om lokalisering av borekronen. Dermed har boreoperatøren mer kunnskap om hva som venter videre i boringen og kan planlegge deretter.

Petroleumstilsynet har identifisert utfordringer knyttet til prosessering av data i sanntid og grensesnitt mellom ulike systemer og ulike selskaper. Videreutvikling, kvalifisering og implementering av teknologi som muliggjør sanntidsovervåking av brønnbarrierenes tilstand og ivaretagelse av brønnkontroll vil gi en betydelig risikoreduksjon i boreoperasjoner.

OLF anbefaler at driftsrelaterte verktøy (f. eks. skisse over brønnbarrierer) bør utarbeides av operatører på norsk sokkel for å gi de forskjellige besetningsmedlemmene på brønnstedet enkle visuelle hjelpemidler, inkludert beskrivelser av overvåkingsmetoder for hvert definert barriereelement.

8.3 Prosedyrer og organisasjon

Anbefalingene i OLF's rapport inkluderer vurdering av interne verifikasjonsprosesser og brønnstyringssystemer (WMS). Sammen med en bedre styring av operative endringer, bør disse forebyggende grepene sikre at bore- og brønnansvarlige både på land og offshore holder risikonivået så lavt som praktisk mulig (ALARP) i brønnenes levetid.

OLF vil følge opp videre utarbeidelse av kompetanseretningslinjer for brønnpersonell gjennom OGPs brønneksperterkomites (WEC) HF-arbeidssgruppe. De vurderer også å innføre scenariobasert atferdsopplæring av riggpersonell og landfunksjonærer.

OLF anbefaler at opplæring og beredskapsøvelser bør omfatte flere av mannskapet på riggen, og dessuten støttestab og ledelse på land der dette er hensiktsmessig. Operatørene bør sørge for at øvelser baserer seg på ulykker og hendelser med større konsekvenser og lav sannsynlighet.

8.4 Brønnkontroll ved utblåsning

Det er viktig at en har effektive planer for tetting av brønn og stansing av en utblåsning skulle dette være nødvendig. Utstyr, ressurser, prosedyrer, planer, samarbeidsavtaler mv må være på plass i enhver aktivitet der en utblåsning er mulig. Det er dessuten viktig at ressursene er tilpasset de aktuelle forholdene som forventes i hvert tilfelle (reservoarforhold, regionale forhold mv.).

Siste utvei for å få kontroll på en utblåsning er å bore avlastningsbrønner. Dette er tidkrevende og innebærer mobilisering av en til to borerigger. I områder som dekkes av is i vinterhalvåret vil mobiliseringstid for borerigger til å bore eventuelle avlastningsbrønner være kritisk for om det lar seg gjøre å bore avlastningsbrønn før det blir for mye is. Sjøbunns kapsling av brønnhodet og oppsamling av brønnstrømmen (capping and containment) vil være et interessant alternativ til avlastningsbrønn når andre tiltak mislykkes. Det første kapslingsutstyret ble utviklet under Macondo-utblåsningen og ble brukt for å få kontroll på brønnstrømmen. Etter Macondo-ulykken er det iverksatt en rekke initiativ for å videreutvikle teknologien. Det er nå utviklet to systemer for bruk i Meksikogulfen. Som følge av anbefalinger fra OGP er det også etablert et initiativ, Subsea Well Response Project, for utvikling og produksjon av kapsling og oppsamlingssystemer

for bruk andre steder i verden. Systemet er nå ferdigutviklet og i produksjon. Første system er klart innen utgangen av 2012. Oil Spill Response Limited (OSRL) vil anskaffe, eie og vedlikeholde utstyr og gjøre den tilgjengelig for abonnenter. I løpet av 2013, vil utstyret bli flyttet til fire strategiske lagringssteder – i Nord-Europa (Stavanger), Sør-Amerika, Afrika og Asia-Pacific. Utstyret kan mobiliseres via fly og skip slik at mobiliseringstiden blir relativt kort selv for fjerne områder som Jan Mayen, gitt at det er skip som kan håndtere utstyret i området.

OLF anbefaler at Norsok D-010 bør kreve en skisse til plan og prosedyre for å kapsle og stenge en strømmende havbunnsbrønn, der operatøren også viser hvordan han får tilgang til og installerer utstyr for å avstenge brønnen innen rimelig tid.

8.5 Risikostyring

Det norske HMS-regelverket krever at risiko relatert til aktiviteter identifiseres og håndteres gjennom spesifikke risikoanalyser og gjennom operative styringssystem. Det er krav om systematisk arbeid med risikoreduksjon knyttet til aktiviteter. Behov for styring av risiko for storulykke har ført til at industrien har et økt fokus på identifisering og kontroll av barrierer som forhindrer storulykker. Dette gjelder både tekniske og organisatoriske barrierer. Grundige risikoanalyser for å identifisere, farer, potensielle ulykkeshendelser og konsekvensen av disse samt identifisering av barrierer og et kontinuerlig arbeid for å vedlikeholde og forbedre påliteligheten til barrierene er veldig viktige bidrag til reduksjon av risiko for uhellsutslipp. Barrierestyring bør være en naturlig del av operatørenes HMS-styringssystem. Det finnes i dag en rekke gode verktøy for å identifisere og synliggjøre barrierer, f.eks. BowTie som kombinerer hendelsestre og feiltreanalyser for å synliggjøre og analysere farer som kan føre til ulykkeshendelser og hvilke barrierer som eksisterer for å forhindre at en fare eskalerer til å bli en ulykkeshendelse, tilstanden til barrierene og hvordan barrierene styres/kontrolleres. Det samme gjelder for identifisering av barrierer for å redusere potensielle konsekvenser av en ulykkeshendelse.

Et annet viktig verktøy i risikostyring er industriens hendelsesdatabaser. Disse er grunnlag for å forstå sannsynligheten for at en ulykke skal skje og for å lære av ulykker slik at forbedrende tiltak kan settes inn.

En kombinasjon av risikoanalyser, barrierestyring og hendelsesdatabaser gir viktig bidrag til arbeidet med kontinuerlig reduksjon av risiko for storulykker.



9 REFERANSER

Aglen, A. 2007. Nordøstarktisk torsk. I "Havets ressurser og miljø 2007" kapittel 1: Økosystem Barentshavet. HI, Bergen.

Allan SE, Smith BW, Anderson KA, 2012. Impact of the deepwater horizon oil spill on bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons in Gulf of Mexico coastal waters. Environ Sci Technol. 46(4):2033-2039.

Alpha, NINA 2003. Uhellsutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. (ULB 7b). Alpha rapport 1157-01.

AMAP Assessment 2009 - Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Arctic. Science of the Total Environment Special Issue. 408:2851-3051. Elsevier, 2010

AMAP 2011, Snow, water, ice and permafrost in the arctic SWIPA 2011 EXECUTIVE SUMMARY.

Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrapport 44, 114 s.

Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. - NINA Oppdragsmelding 310, 18 s.

Anon 1979. Acute Toxicity Test of API 78-3 No. 2 Home Heating oil (10% Cat). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732773, 52p.

Anon, 1979b. Acute Toxicity Test of API 78-4 No. 2 Home Heating oil (50% Cat). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. July 17, 1980, 52p.

Anon, 1980a. Acute Toxicity Test of API 78-2 No. 2 Home Heating oil (30% Cat). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732771, 48p.

Anon, 1980b. Acute Toxicity Test of API 78-7 No. 6 Heavy Fuel Oil (API Gravity 17,1/0,8% S). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732774, 45p.

Anon, 1980c. Acute Toxicity Test of API 79-2 No. 6 Heavy Fuel Oil (API Gravity 5,2/1,2% S). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732813, 52p



Anon, 1980d. Acute Toxicity Test of API 78-6 No. 6 Heavy Fuel Oil (API Gravity 11,7/2,7% S). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732814, 47p.

Artsdatabanken 2010. <http://www.artsdatabanken.no/frontpageAlt.aspx?m=2>

Bakke T , Klungsøyr, J , Sanni, S. 2012. Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten. Rapport fra Forskningsrådet.

Barrett, R. T., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2006. The status of breeding seabirds in mainland Norway. - Atlantic Seabirds 8(3): 97-126

Billiard SM, Meyer JN, Wassenberg DM, Hodson PV, Di Giulio RT (2008) Nonadditive effects of PAHs on Early Vertebrate Development: mechanisms and implications for risk assessment. Toxicological Sciences 105:5-23

Bjørge m.fl. 2007. Abundance of Harbour Seals (*Phoca vitulina*) in Norway Based on Aerial Surveys and Photographic Documentation of Hauled-Out Seals During the Moulting Season, 1996 to 1999; Bjørge, Arne; Øien, Nils; Fagerheim, Kjell-Arne; Aquatic Mammals, Volume 33, Number 3, September 2007 , pp. 269-275(7)

Bjørge 2008. Notat i epost fra Arne Bjørge (HI) til Odd Willy Brude (DNV). 28.01.2008

Bjørn, T. H. 2000. Oteren I Finnmark. En kartlegging av oterbestanden i Finnmark ved bruk av sportegnmetoden. Fylkesmannen i Finnmark. Rapport 1-2000. 31 s.

Brakstad OG, Bonaunet K, Nordtug T et al. (2004) Biotransformation and dissolution of petroleum hydrocarbons in natural flowing seawater at low temperature. Biodegradation 15: 337-346

Brakstad OG, Bonaunet K (2006) Biodegradation of petroleum hydrocarbons in seawater at low temperatures (0-5 degrees C) and bacterial communities associated with degradation. Biodegradation 17: 71-82

Brude, O.W., Systad, G.H., Moe, K.A. & Østby, C. 2003. ULB Delutredning – studie7b. Uhellsutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. Alpha miljørådgivning/Norsk institutt for naturforskning rapport nr. 1157-01 revisjon 02b

Cebrian E. og Uriz, M.J. 2007. Contrasting effects of heavy metals and hydrocarbons on larval settlement and juvenile survival in sponges. Aquatic Toxicology 81; 137-143.

Chapman PM, Riddle MJ 2005. Toxic effects of contaminants in polar marine environments. Environ Sci Technol. May 1;39(9):200A-207A.

Comeau S, Jeffree R, Teyssié JL, Gattuso JP 2010. Response of the Arctic pteropod *Limacina*



helicina to projected future environmental conditions. PLoS One. 2010 Jun 29;5(6):e11362

Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J.O., Follestad, A., Systad G.H., Eriksen, J.M., Lorentsen S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. – NINA Rapport 338. 161 s.

Dalpadado, P., Ingvaldsen, R.B., Stige, L.C., Bogstad, B., Knutsen, T., Ottersen, G., Ellertsen, B. 2012. Climate effects on Barents Sea ecosystem dynamics. ICES Journal of Marine Science doi:10.1093/icesjms/fss063.

Dalpadado, P., Skjoldal, H.R. 1996. Abundance, maturity and growth of the krill species *Thysanoessa inermis* and *T. longicaudata* in the Barents Sea. Mar Ecol Prog Ser 144:175-183.

Derocher, A. E. Population estimation and monitoring of polar bears in the Svalbard area: problem analysis. Norsk Polar Institute Internal Report. 1996:1-26.

DN & HI 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Arealrapport med miljø- og naturbeskrivelse. Fisken og Havet Nr. 6 2007. Havforskningsinstituttet.

DNV, NINA 2010. Grunnlagsrapport. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akuttutslipp for sjøfugl, sjøpattedyr og strand. DNV-rapport nr. 2010-0539.

DNV 2000. Sea mammals. Oil pollution vulnerability and damage categorization. DNV report No 98-3481. rev 01. 35 pp.

DNV 2006. MIRA revisjon 2005. Rapport til OLF. DNV rapport nr. 11466, rev. 01. 41 s.

DNV 2007. Litteraturstudium Porifera. DNV rapport no 2007-1336.

DNV 2008. Om miljørisiko på fiskebestander. DNV rapport nr 19538. Rev 01. Rapport for Oljeindustriens Landsforening. 2008.

DNV 2008b. Miljørisikoanalyse for Goliat feltutbygging. DNV-rapport nr. 2008-1305.

DNV 2008c. Teknisk rapport Forvaltningsplan Norskehavet – Miljøkonsekvenser akutt utslipp. DNV report No 2008-0484.

DNV 2010. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak – Konsekvenser av akutte utslipp av olje fra petroleumsvirksomhet på fisk, sjøfugl, sjøpattedyr og strand. DNV-rapport nr. 2011-0326.



DNV, SINTEF 2010. Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akutt utslipp for fisk. DNV-rapport nr. 2010-0527.

DNV 2011. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak – Konsekvenser av akutte utslipp av olje fra petroleumsvirksomhet på fisk, sjøfugl, sjøpattedyr og strand. DNV rapport nr. 2011-0326.

DNV 2012. Oljedriftsmodellering og analyse av gassutblåsning i Nordområdene – Barentshavet sørøst. DNV-rapport 2012-1245.

Ellingsen KE and Gray JS (2002) Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? *J Animal Ecol* 71: 373-389

Engelhardt, F.R., 1982. Hydrocarbon metabolism and cortisol balance in oil-exposed ringed seals, *Phoca hispida*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 72C: 133-136.

Engelhardt, F.R., 1987. Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution. Pp. 101-115 in: Fate and effects of oil in marine ecosystems. J. Kuiper & W.J. van den Brink (eds.). Martinus Nijhoff Publ., Boston, MA.

Forvaltningsplan Lofoten - Barentshavet 2010. Det faglige grunnlaget for oppdatering av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten i 2010. Fiske og havet, særnummer 1a-2010.

Frantzen M, Falk-Petersen IB, Nahrgang J, Smith TJ, Olsen GH, Hangstad TA, Camus L.(2012) Toxicity of crude oil and pyrene to the embryos of beach spawning capelin (*Mallotus villosus*). *Aquat Toxicol.* 2012 Feb; 108:42-52. Epub 2011 Oct 8.

Faksness LG, Hansen BH, Altin D, Brandvik PJ (2012) Chemical composition and acute toxicity in the water after in situ burning--a laboratory experiment. *Mar Pollut Bull.* 2012 Jan;64(1):49-55. Epub 2011 Nov 21

Frank KT, Petrie B, Shackell NL (2007) The ups and downs of trophic control in continental shelf ecosystems. *Trends Ecol Evol.* 2007 May;22(5):236-42. Epub 2007 Mar 12 *Functional Ecology* 18(5):pp. 625-630

Frost, K.F. & Lowry, L.F., 1993. Assessment of injury to harbor seals in Prince William Sound, Alaska, and adjacent areas following the Exxon Valdez oil spill. State-Federal Natural Resource Damage Assessment, Marine Mammals Study No. 5.

Føyn, L.; von Quillfeldt, C.H.; Olsen, E. 2002. Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten-Barentshavet. *Fisken og havet* nr. 6-2002.



Gass, S.E. 2006. The Environmental Sensitivity of Cold-water Corals: *Lophelia pertusa*. Doktorgradsavhandling, UHI Millennium Institute Scottish Association of Marine Science.

Geraci, J.R. & Smith, T.G., 1976. Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. J. Fish. Res. Board Can., 33: 1976-1984.

Geraci, J.R. & St. Aubin, D.J., 1987. Effects of offshore oil and gas development on marine mammals and turtles. Chapter 12, pp. 587-617 in "Long-term environmental effects of offshore oil and gas development" (D.F. Boesch & N.N. Rabalais, eds.). Elsevier Applied Science.

Geraci, J.R. & St. Aubin, D.J., 1990. Sea mammals and oil. Confronting the risks. Academic Press, 282 pp.

Garrett MR, Rothenburger SJ, Prince RC (2003) Biodegradation of fuel oil under laboratory Spill Science & Technology Bulletin Volume 8, Issue 3, June 2003, Pages 297–302

Gil L, King L, Adonis M (2000) Trends of polycyclic aromatic hydrocarbon levels and mutagenicity in Santiago's inhalable airborne particles in the period 1992-1996. Inhalation Toxicology 12:1185-1204

González, J., Figueiras, F. G., Aranguren-Gassis, M., Crespo, B. G., Fernández, E., Morán, X. A. G., (2009). Effect of a simulated oil spill on natural assemblages of marine phytoplankton enclosed in microcosms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(3), 265–276.

Grebmeier, J.M.; Overland, J.E.; Moore S.E.; Farley E.V.; Carmack E.C.; Cooper L.W.; Frey K.E.; Helle J.H.; McLaughlin F.A.; McNutt S.L. Science. 2006 A major ecosystem shift in the northern Bering Sea.

Gro Harlaug Olsen, Michael L. Carroll, Paul E. Renaud, William G. Ambrose, Ragni Olsson and JoLynn Carroll (2007) Benthic community response to petroleum-associated components in Arctic versus temperate marine sediments. Marine Biology Volume 151, Number 6.

Guzman del Proo SA, Chavez EA, Alatrisme FM, de la Campa S, De la Cruz, Gomez L, Guadarrama R, Guerra A, Mille S, Turruco D (1986). The impact of the Ixtoc-1 oil spill on zooplankton. J. Plankton Res. (1986) 8 (3): 557

Hamre J (1994) Biodiversity and exploitation of the main fish stocks in the Norwegian–Barents Sea ecosystem. Biodivers Conserv 3:473–492

Hansen, D.J., 1985. The potential effects of oil spills and other chemical pollutants on marine mammals occurring in Alaskan waters. Rep. MMS 85-0031. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Manage. Serv., Alaska outer continental shelf reg., Anchorage.

Hansen BH, Altin D, Rørvik SF, Øverjordet IB, Olsen AJ, Nordtug T (2011) Comparative study on acute effects of water accommodated fractions of an artificially weathered crude oil on *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis* (Crustacea: Copepoda). [Sci Total Environ](#). 2011 Jan 15;409(4):704-9

Hansen BH, Altin D, Vang SH, Nordtug T, Olsen AJ (2008) Effects of naphthalene on gene transcription in *Calanus finmarchicus* (Crustacea: Copepoda). *Aquat Toxicol*. 2008 Jan 31;86(2):157-65. Epub 2007 Dec 4.

Harwell MA, Gentile JH (2006). Ecological significance of residual exposures and effects from the Exxon Valdez oil spill. *Integr Environ Assess Manag*. 2006 Jul;2(3):204-46.

Havmiljø (karttjeneste fra Direktoratet for naturforvaltning): <http://www.havmiljo.no>

Hemmer MJ, Barron MG, Greene RM, 2011. Comparative toxicity of eight oil dispersants, Louisiana sweet crude oil (LSC), and chemically dispersed LSC to two aquatic test species. *Environ Toxicol Chem*. 2011 Oct;30(10):2244-52. doi: 10.1002/etc.619. Epub 2011 Aug 19.

Hegseth, E.N. 1999. The primary production of the northern Barents Sea. *Polar Research* 17(2): 113-123.

HI 2007. Utbredelsesdata for marine pattedyr.

HI 2012. Kunnskap om marine ressurser i Barentshavet sørøst. Rapport fra Havforskningen nr. 21-2012.

Hillebrand H. (2004) On the generality of the latitudinal diversity gradient *Am Nat*. 2004 Feb;163(2):192-211. Jan 15.

Dag Ø. Hjermann, Arne Melsom, Gjert E. Dingsør, Joël M. Durant, Anne Maria Eikeset, Lars Petter Røed, Geir Ottersen, Geir Storvik, Nils Chr. Stenseth (2007) Fish and oil in the Lofoten–Barents Sea system: synoptic review of the effect of oil spills on fish populations. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES Mar Ecol Prog Ser Vol. 339: 283–299, 2007*

[Huang YJ](#), [Jiang ZB](#), [Zeng JN](#), [Chen QZ](#), [Zhao YQ](#), Liao YB, [Shou L](#), [Xu XQ](#) (2011) [Environ Monit Assess](#). 2011 The chronic effects of oil pollution on marine phytoplankton in a subtropical bay, China. May;176(1-4):517-30.

Hylland K (2006) Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) ecotoxicology in marine ecosystems. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A-Current Issues* 69:109-123

J. Maslanik, H. Melling, W. Maslowski, J. Morison, D. Perovich, R. Przybylak, V. Rachold, Letcher R J, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan M,

Gabrielsen GW (2010) Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci Total Environ.* 2010 Jul 1;408(15):2995-3043. Epub 2009 Nov 12

Jenssen, B.M., 1996. An overview of exposure to, and effects of, petroleum oil and organochlorine pollution in Grey seals (*Halichoerus grypus*). *The science of the Total Environment*, 186: 109-118.

Jensen. 2008. Bjørn Munro Jensen /
http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_sel.htm

Jensen LK, Honkanen. JO, Jæger I, Carroll J (2012) Bioaccumulation of phenanthrene and benzo[a]pyrene in *Calanus finmarchicus* [Ecotoxicol Environ Saf.](#) 2012 Apr;78:225-31.

Jorgensen LL, Renaud PE, Cochrane SKJ (2011) Improving benthic monitoring by combining trawl and grab surveys. *Marine Pollution Bulletin* 62:1183-1190

Kovacs, K.M., Haug, T., and Lydersen, C. 2009. Marine mammals of the Barents Sea. In E. Sakshaug, G. Johnsen and K.M. Kovacs (Eds.), *Ecosystem Barents Sea*

Kujawinski EB, Kido Soule MC, Valentine DL, Boysen AK, Longnecker K, Redmond MC. [Fate of Dispersants Associated with the Deepwater Horizon Oil Spill \(2012\)](#). *Environ Sci Technol.* 2011 Jan 26.

Letcher R J, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan M, Gabrielsen GW (2010) Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci Total Environ.* 2010 Jul 1;408(15):2995-3043. Epub 2009 Nov 12

Lipscomb, T.P., Harris, R.K., Rebar, A.H., Ballachey, B.E. & Haebler, R.J. 1994. Pathology of sea otters. Pp 265-279 in: "Marine mammals and the Exxon valdez", Loughlin, T.R. (ed.). Academic Press, London

Loughlin, T.R., Ballachey, B.E. & Wright, B.A., 1996. Overview of studies to determine injury caused by the Exxon Valdez oil spill to marine mammals. *Am. Fish. Soc. Symp.* 18: 798-808

Loeng, H. and Drinkwater, K. Deep-sea reserach II 54 (2007) 2478-2500. An overview of the Barents and Norwegian Seas and their response to climate variability.

Lorentsen, S.-H. & Christensen-Dalsgaard, S. 2009. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. - NINA Rapport 439. 53 pp.

MAREANO. <http://www.mareano.no/>

Matkin CO, Saulitis EL, Ellis GM, Olesiuk P, Rice SD (2008) Ongoing population-level impacts

on killer whales *Orcinus orca* following the 'Exxon Valdez' oil spill in Prince William Sound, Alaska. Mar Ecol Prog Ser Vol. 356: 269–281, 2008

Moe m.fl 2000a. The Svalbard intertidal zone; a concept for the use of GIS in applied oil sensitivity, vulnerability and impact analysis. Spill Science & Technology Bull. 6(2): 187-206

Moe m.fl. 1993 Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. SFT-rapport 93:31. Statens forurensningstilsyn

Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. 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 s. + Web-Atlas CDROM.

Moe m.fl. 2000b. Estimations of Potential damage – Seashore and Acute Oil Pollution (DamEShore). Implementantion of the concept with emphasis on Finnmark and Troms, Alpha Report 1046-1. Alpha Environmental Consultants. 61p.

Moe m.fl 2000a. The Svalbard intertidal zone; a concept for the use of GIS in applied oil sensitivity, vulnerability and impact analysis. Spill Science & Technology Bull. 6(2): 187-206

Molnár PK, Derocher AE, Klanjscek T, Lewis MA (2011) Nat Commun. 2011 Predicting climate change impacts on polar bear litter size Feb 8;2:186. doi: 10.1038/ncomms1183.

Muhling BA, Roffer MA, Lamkin JT, Ingram GW Jr, Upton MA, Gawlikowski G, Muller-Karger F, Habtes S, Richards WJ, 2012. Overlap between Atlantic bluefin tuna spawning grounds and observed Deepwater Horizon surface oil in the northern Gulf of Mexico. Marine Pollution Bulletin 64(4): 679-687.

Nahrgang J, Camus L, Gonzalez P, Jönsson M, Christiansen JS, Hop H (2010) Aquat Toxicol. 2010 Jan 21;96(1):77-83. Epub 2009 Oct 6. Biomarker responses in polar cod (*Boreogadus saida*) exposed to dietary crude oil.

Narasimhan, M.J., Jr. and Ganla, V.G., 1967. Experimental studies on kerosene poisoning. Acta. Pharmacol. (Kobenh.) 25: 214-224.

Neff MJ, Ostazeski S, Gardiner S, Stejskal I (2002) Effects of weathering on the toxicity of three offshore australian crude oils and a diesel fuel to marine animals Neff MJ, Ostazeski S, Gardiner S, Stejskal I Environmental Toxicology and Chemistry Volume 19, Issue 7, pages 1809–1821, July 2000

NINA 2011. Sjøfugl i åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder. NINA Rapport 786.



NINA 2012. Kunnskapsstatus Barentshavet sør. Sjøfugl i våre nordlige havområder. NINA Rapport 877.

NOAA OAR Special Report, NOAA/OAR/PMEL, Seattle, WA, 36 pp.

NP 2012. Norsk Polarinstitutt. Notat: Status for forekomst av isbjørn i Barentshavet SØ.

NOAA, 2012. Forecast for the 2012 Gulf and Atlantic Menhaden Purse-Seine Fisheries and Review of the 2011 Fishing Season (March 2012).
http://www.st.nmfs.noaa.gov/st1/market_news/menhaden_forecast_2012.pdf

NP 2012. Notat - Status for forekomst av isbjørn i Barentshavet SØ. Vongraven, D. 05.07.2012.

OD 2012. Notat. Scenarioer for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst. (18.06.2012)

OED 2012. Notat. Forutsetninger og grunnlag for oljedriftsmodellering, miljørisikoanalyse mm. Dato 8. mai 2012.

OLF 2007. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) – revisjon 2007. OLF rapport, 2007.

OLF 2008. Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV rapport 2007-2075. 87s

Oljeindustriens Landsforening 2012, Deepwater Horizon – lessons learned and follow-up

Oritsland, NA, Engelhardt FR, Juck FA, Hurst RJ, Watts PD (1981) Effects of crude oil on polar bears. Environmental studies NO.24. Northern affairs program, Northern Environmental protection branch, Indian and Northern Affairs, Canada 269 pp.

Ortmann AC, Anders J, Shelton N, Gong L, Moss AG, Condon RH, 2012. Dispersed oil disrupts microbial pathways in pelagic food webs. PLoS One 7(7):e42548. Epub 2012 Jul 31.

OSAT, 2010. Summary report for sub-sea and sub-surface oil and dispersant detection: sampling and monitoring. US Department of Homeland Security/United States Coast guard, report no 16461 (17 Dec 2010). (www.restorethegulf.gov/sites/.../OSAT_Report_FINAL_17DEC.pdf)

Peck, L.S. and Webb, K.E. and Bailey, D.M. (2004) Extreme sensitivity

Peter Roopnarine ScienceDaily Apr. 18, 2012,
<http://www.sciencedaily.com/releases/2012/04/120419102522.htm>

Bik HM, Halanych KM, Sharma J, Thomas WK (2012) Dramatic shifts in benthic microbial



eukaryote communities following the Deepwater Horizon oil spill. [PLoS One](#). 2012;7(6):e38550. Epub 2012 Jun 6.

Peterson CH, Rice SD, Short JW, Esler D, Bodkin JL, Ballachey BE, Irons DB. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science*. 2003 Dec 19;302(5653):2082-6. Review.

Peterson, C.H. 2001. The “Exxon Valdez” Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and Chronic Effects on the Ecosystem. - *Adv. Mar. Biol.* 39: 1-103

Petroleumstilsynet 2011, Deepwater Horizon-ulykken – Vurderinger og anbefalinger for norsk petroleumsvirksomhet.

Piatt, J.F., Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M. & Nysewander, D.R. 1990. Immediate impact of the “Exxon Valdez” oil spill on marine birds. - *Auk* 107: 387-397.

RC Consultants og NINA 1999. Beskrivelse av influensområdet til havs og til lands 1999 - Temarapport 3.

Regehr EV, Hunter CM, Caswell H, Amstrup SC, Stirling I.(2010). Survival and breeding of polar bears in the southern Beaufort Sea in relation to sea ice. *J Anim Ecol.* 2010 Jan;79(1):117-27. Epub 2009 Sep

Richter-Menge, J., J. Overland, A. Proshutinsky, V. Romanovsky, L. Bengtsson, L. Brigham, Rowe, L.D., Dollahite, J.W. and Camp, B.J., 1973. Toxicity of two crude oil and of kerosene to cattle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 162: 61-66

Richter-Menge J, Overland J, Proshutinsky A, Romanovsky V, Bengtsson L, Brigham L, Dyurgerov M, Gascard JC, Gerland S, Graversen R, Haas C, Karcher M, Kuhry P, Maslanik J, Melling H, Maslowski W, Morison J, Perovich D, Przybylak R, Rachold V, Rigor I, Shiklomanov A, Stroeve J, Walker D, and Walsh J. 2006. NOAA State of the Arctic <http://www.pmel.noaa.gov/pubs/PDF/rich2952/rich2952.pdf>

Rigor, A. Shiklomanov, J. Stroeve, D. Walker, and J. Walsh (2006) State of the Arctic Report

Risikogruppen 2010. Ulykken i Mexicogulfen- Risikogruppens vurdering. http://www.regjeringen.no/upload/FKD/Vedlegg/Rapporter/2010/2010-11-28_Risikogruppens_Mexicogulf_rapport_endelig.pdf

Rowe, L.D., Dollahite, J.W. and Camp, B.J., 1973. Toxicity of two crude oil and of kerosene to cattle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 162: 61-66.

Scandpower 2012. Blowout and well release frequencies based on SINTEF offshore blowout database 2011.



Scarlett A, Rowland SJ, Canty M, Smith EL, Galloway TS, 2007. Method for assessing the chronic toxicity of marine and estuarine sediment-associated contaminants using the amphipod *Corophium volutator*. Mar Environ Res. 63(5):457-470

Seapop 2011/2012. Sjøfugl åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder. NINA-rapport 786.

Seapop 2012. Rådata innhentet for konsentrasjoner av kystnære sjøfuglarter fra Norsk Institutt for Naturforskning ved Geir Systad, mars/april 2012.

Seapop 2011b. <http://www.seapop.no/no/population-sizes/populations-nesting/results/>

SINTEF 2003. Utredning av helårs oljevirkksomhet i området Lofoten-Barentshavet, uhellsutslipp av olje – konsekvenser i vannsøylen (ULB 7c). SINTEF, DNV, Alpha Miljørådgivning og HI. Sintef rapport STF66 F03028.

SINTEF 2008. Weathering properties of the Goliat Kobbe and two Goliat Blend of Kobbe and Realgrunnen crude oils. SINTEF F3959

Skadsheim A, Sanni S, Pinturier L, Moltu UE, Buffagni M, Bracco L (2009) Assessing and monitoring local and long-range-transported hydrocarbons as potential stressors to fish stocks. Deep-Sea Research II 56:2037-2043

SINTEF 2002. *Regional konsekvensutredning, Norskehavet underlagsrapport: Dypvannsutslipp – oppdatering av kunnskapsstatus*. Rapport nr. STF66F02046.

Spooner, M.F., 1967. Biological effects of the Torrey Canyon disaster. J. Devon. Trust Nat. Conserv., s. 12-19.

St.Aubin, D.J., 1990. Physiologic and toxic effects on pinnipeds. Pp 103-127 in: "Sea mammals and oil. Confronting the risks", Geraci, J.R. & St.Aubin, D.J. (eds.), Academic Press.

Stenevik, E.K., Huse, G. & Svendsen, E. 2005. Modellert fordeling av torske- og sildelarver langs norskekysten i perioden 1981-2004. Havforskningsinstituttet, desember 2005

Systad, G.H., Bakken, V., Strøm, H. & Anker-Nilssen, T. 2003. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i området Lofoten-Barentshavet - implementering av kriterier for identifikasjon av SVO i den norske delen av Barentshavsregionen. – NINA Notat, Tromsø.

Sætre 1999. Features of the central Norwegian shelf circulation. Continental Shelf Research.

Vikebø m. fl. 2009. <http://www.imr.no/larvedrift/larve.html>



White HK, Hsing PY, Cho W, Shank TM, Cordes EE, Quattrini AM, Nelson RK, Camilli R, Demopoulos AW, German CR, Brooks JM, Roberts HH, Shedd W, Reddy CM, Fisher CR. (2012) Impact of the Deepwater Horizon oil spill on a deep-water coral community in the Gulf of Mexico. Proc Natl Acad Sci U S A. 2012 Mar 27.

Whitehead A, Dubansky B, Bodinier C, Garcia TI, Miles S, Pilley C, Raghunathan V, Roach JL, Walker N, Walter RB, Rice CD, Galvez F (2011). Genomic and physiological footprint of the Deepwater Horizon oil spill on resident marsh fishes. Proc Natl Acad Sci U S A. 2011 Sep 26.

Yamamoto-Kawai M, McLaughlin FA, Carmack EC, Nishino S, Shimada K (2009). Aragonite undersaturation in the Arctic Ocean: effects of ocean acidification and sea ice melt. Science 2009. Nov 20;326(5956):1098-100.

Øritsland, N.A.; Engelhardt, F.R.; Juck, F.A.; Hurst, R.J. and Watts, P.D. 1981. Effects of crude oil on polar bears. Environmental studies 24, Northern Affairs Program, Department of Indian and Northern Affairs, Ottawa, Canada. 268 pp.



VEDLEGG

1

KVANTITATIVE BEREGNINGER AV MULIGE KONSEKVENSER FOR SJØFUGL - FIGURER



Kvantitative beregninger av konsekvenser for sjøfugl – åpent hav

Se eget vedlegg.

Kvantitative beregninger av konsekvenser for sjøfugl – kyst

Se eget vedlegg.

- o0o -



VEDLEGG

2

KVANTITATIVE BEREGNINGER AV MULIGE KONSEKVENSER FOR MARINE PATTEDYR - FIGURER



Kvantitative beregninger av konsekvenser for marine pattedyr

Se eget vedlegg.

- o0o -



VEDLEGG

3

KVANTITATIVE BEREGNINGER AV MULIGE KONSEKVENSER FOR STRANDHABITAT - FIGURER



Kvantitative beregninger av konsekvenser for strandhabitat

Se eget vedlegg.

- o0o -



VEDLEGG

4

UTBREDELSESKART SJØFUGL KYSTNÆRT

- o0o -



APPENDIX

5

UTBREDELSESKART SJØFUGL ÅPENT HAV



- o0o -

Det Norske Veritas:

Det Norske Veritas (DNV) er en ledende, uavhengig leverandør av tjenester for risikostyring, med global virksomhet gjennom et nettverk av 300 kontorer i 100 ulike land. DNVs formål er å arbeide for sikring av liv, verdier og miljø.

DNV bistår sine kunder med risikostyring gjennom tre typer tjenester: klassifisering, sertifisering og konsulentvirksomhet. Siden etableringen som en uavhengig stiftelse i 1864 har DNV blitt en internasjonalt anerkjent leverandør av ledelsestjenester og tekniske konsulent- og rådgivningstjenester, og er et av verdens ledende klassifiseringsselskaper. Dette innebærer kontinuerlig utvikling av ny tilnærming til helse-, miljø- og sikkerhetsledelse, slik at bedrifter kan fungere effektivt under alle forhold.

Global impact for a safe and sustainable future:

Besøk vår internettside for mer informasjon: www.dnv.com

