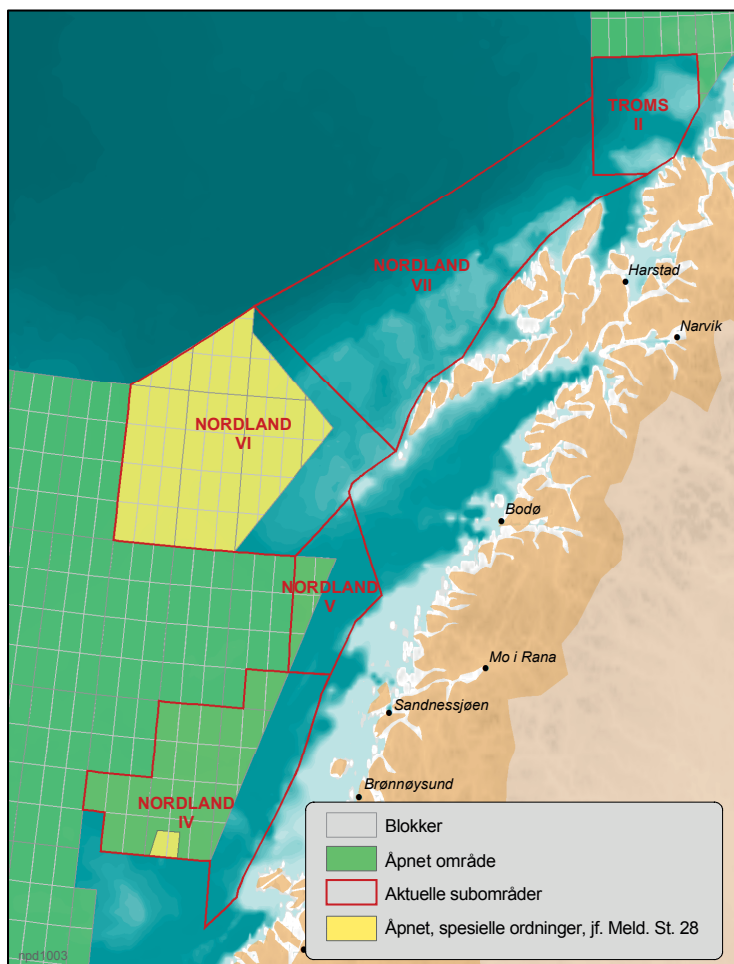
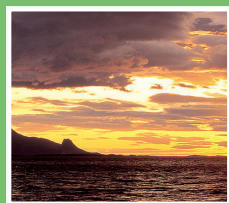




Miljørisikoanalyse

Kunnskapsinnhenting for det nordøstlige Norskehavet
Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet



Innledning ved Olje- og energidepartementet

Kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Norskehavet

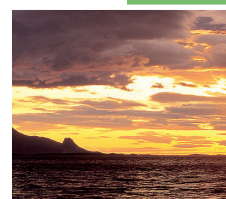
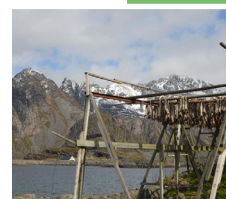
Olje- og energidepartementet gjennomfører nå kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i områder i det nordøstlige Norskehavet som ikke er åpnet for petroleumsvirksomhet. Arbeidet følger av Stortingets behandling av Meld. St. 10 (2010-2011) Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.

Temaene for kunnskapsinnhenting er fastsatt etter innspill fra lokale og regionale myndigheter samt sektormyndigheter, fagmiljøer og andre berørte parter. Det er utarbeidet et program for kunnskapsinnhenting som er tilgjengelig på departementets nettside, se: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/aktuelt/nyheter/2012/kunnskapsinnhenting.html?id=696281>

Denne rapporten er en av flere faglige utredningsrapporter som belyser ulike tema i kunnskapsinnhenting. Rapporten er laget på oppdrag for Olje- og energidepartementet, men utrederen står selv inne for det faglige innholdet.

Olje- og energidepartementet vil legge frem resultatene fra kunnskapsinnhenting i en sammenstillingsrapport. Det vil bli gitt anledning til å kommentere på den faglige sammenstillingsrapporten i løpet av vinteren 2012/2013.

Kunnskapen som hentes inn, skal kunne brukes i en eventuell senere konsekvensutredning etter petroleumsloven. En slik konsekvensutredning vil være en del av en åpningsprosess som har til hensikt å utrede det faglige grunnlaget for Stortingets beslutning om åpning av et område for petroleumsvirksomhet. Kunnskapen skal også kunne brukes i neste oppdatering av forvaltningsplan for Barentshavet - Lofoten.





DET NORSKE VERITAS

Rapport Miljørisikoanalyse for Norskehavet nordøst

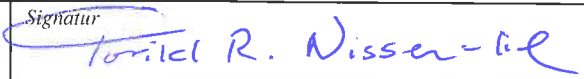
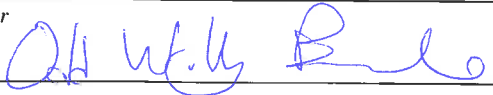
Olje- og energidepartementet

Miljørisikoanalyse for Norskehavet nordøst	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:	2012-06-13	Prosjektnr.:	PP044273
Rapportnr.:	2012-1312	Organisasjonsenhet:	BDL Environmental Risk Management
Revisjon nr.:	0	Emnegruppe:	Miljørisiko

Sammendrag:

Se konkluderende sammendrag.

Utarbeidet av:	Navn Randi Kruuse-Meyer, Marte Rusten, Christian Sætre, Marte Braathen, Dana Medukhanova, Linn Mari Pickard, Ole Aspholm	Signatur 
Verifisert av:	Navn og tittel Torild Nissen-Lie Head of section	Signatur 
Godkjent av:	Navn og tittel Odd Willy Brude Business Manager	Signatur 

☒	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	
☐	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	10
1.1 Geografisk avgrensning.....	11
1.2 Kort beskrivelse av fremgangsmåte	13
1.3 Hovedendringer siden HFB 2010.....	14
2 SCENARIER FOR OLJEDRIFTSMODELLERING OG MILJØRISIKOANALYSE.....	15
2.1 Lokasjoner.....	15
2.2 Utblåsningsrater og – varigheter	15
2.2.1 Utledning av sannsynlighetsfordeling på ratene.....	17
2.2.2 Utblåsningsfrekvenser	17
2.3 Aktivitetsbeskrivelse	18
2.4 Oljetyper.....	20
3 KUNNSKAPSSTATUS	22
3.1 Økosystemer i Norskehavet – sårbarhet for olje	22
3.2 Mulige toksiske effekter av olje	24
3.3 Effekter på naturressurser etter uhellsutslipp av olje	25
3.4 Kunnskapsmangler	31
4 RESSURSBESKRIVELSE OG EFFEKTGRENSER FOR OLJEPÅVIRKNING.....	32
4.1 Fysisk miljø.....	32
4.2 Sjøfugl	33
4.2.1 Introduksjon.....	33
4.2.2 Ressursbeskrivelse	34
4.2.3 Kysttilknyttede sjøfugler	36
4.2.4 Datagrunnlaget for sjøfugl i åpent hav	39
4.2.5 Fordeling av lomvi, lunde og krykkje i åpent hav	40
4.2.6 Spesielt sårbare områder.....	42
4.2.7 Generell sårbarhet av olje på sjøfugl	44
4.3 Marine pattedyr	45
4.3.1 Effekter og sårbarhet.....	55

4.4	Fisk	58
4.4.1	Effektgrenser og sårbarhet	61
4.5	Strandhabitat	62
4.5.1	Sårbarhet	66
4.6	SVO områder	67
4.7	Plankton	67
4.7.1	Sårbarhet for olje	68
4.8	Bunndyr	68
4.8.1	Koraller	69
4.8.2	Svamp	71
4.8.3	Koraller og svampers følsomhet for olje	72
5	METODIKK FOR BEREGNING AV MILJØKONSEKVENSER OG MILJØRISIKO	73
5.1	Sjøfugl og marine pattedyr	74
5.2	Strand	76
5.3	Fisk	77
5.3.1	Metode	77
5.3.2	Naturlig dødelighet	79
5.3.3	Bestandsmodell	81
5.3.4	Effektgrenser	82
5.4	Arter som inngår i kvantitativ konsekvensvurdering	83
5.5	Metodikk for kvalitativ vurdering av effektpotensial relatert til utslippsscenariene	84
6	KONSEKVENSPOTENSIAL RELATERT TIL UTSLIPPSCENARIENE	85
6.1	Introduksjon	85
6.2	Lokasjon N-O1	86
6.2.1	Resultater av oljedriftsmodellering	86
6.2.2	Sjøfugl og marine pattedyr	88
6.2.3	Strandhabitat	93
6.2.4	Fisk	97
6.3	Lokasjon N-O6	100
6.3.1	Resultater av oljedriftsmodellering	100
6.3.2	Sjøfugl og marine pattedyr	102
6.3.3	Strandhabitat	106
6.3.4	Fisk	110
6.4	Lokasjon N-O8	112
6.4.1	Lokasjon N-O8S – akuttutslipp av olje (Svale)	112
6.4.1.1	Resultater av oljedriftsmodellering	112

6.4.1.2	Sjøfugl og marine pattedyr	114
6.4.1.3	Strandhabitat	118
6.4.1.4	Fisk	122
6.4.2	Lokasjon N-O8 – akuttutslipp av kondensat (Huldra).....	125
6.4.2.1	Resultater av oljedriftsmodellering	125
6.4.2.2	Sjøfugl og marine pattedyr	127
6.4.2.3	Strandhabitat	132
6.4.2.4	Fisk	136
6.5	Lokasjon N-O9	140
6.5.1	Resultater av oljedriftsmodellering	140
6.5.2	Sjøfugl og marine pattedyr	141
6.5.3	Strandhabitat	145
6.5.4	Fisk	149
6.6	Lokasjon N-O13	152
6.6.1	Resultater av oljedriftsmodellering	152
6.6.2	Sjøfugl og marine pattedyr	154
6.6.3	Strandhabitat	159
6.6.4	Fisk	163
6.7	Lokasjon N-O14	166
6.7.1	Resultater av oljedriftsmodellering	166
6.7.2	Sjøfugl og marine pattedyr	167
6.7.3	Strandhabitat	172
6.7.4	Fisk	176
6.8	Lokasjon N-O15	178
6.8.1	Lokasjon N-O15 – akuttutslipp av olje (Svale)	178
6.8.1.1	Resultater av oljedriftsmodellering	178
6.8.1.2	Sjøfugl og marine pattedyr	180
6.8.1.3	Strandhabitat	184
6.8.1.4	Fisk	188
6.8.2	Lokasjon N-O15 – akuttutslipp av kondensat (Huldra).....	190
6.8.2.1	Resultater av oljedriftsmodellering	190
6.8.2.2	Sjøfugl og marine pattedyr	192
6.8.2.3	Strandhabitat	196
6.8.2.4	Fisk	200
6.9	Lokasjon N-L1	202
6.9.1	Resultater av oljedriftsmodellering	202
6.9.2	Sjøfugl og marine pattedyr	203
6.9.3	Strandhabitat	208
6.9.4	Fisk	212
6.10	Lokasjon N-L2	212
6.10.1	Resultater av oljedriftsmodellering	212
6.10.2	Sjøfugl og marine pattedyr	212

6.10.3	Strandhabitat	217
6.10.4	Fisk	221
6.11	Lokasjon N-L3	221
6.11.1	Resultater av oljedriftsmodellering.....	221
6.11.2	Sjøfugl og marine pattedyr	223
6.11.3	Strandhabitat	227
6.11.4	Fisk	231
6.12	Kvalitative konsekvensvurderinger	235
6.12.1	Plankton	235
6.12.2	Bunndyr	235
6.12.3	Marine pattedyr.....	238
6.13	Transportløsninger	241
6.13.1	Rørledningslekkasjer	241
6.13.2	Lasting/lossing av olje (bøyelasting).....	245
6.13.3	Oljeutslipp ved kollisjon mellom fartøy og innretning	246
6.14	Sammenlikning av ulike lokasjoner	249
6.14.1	Sjøfugl og marine pattedyr	249
6.14.2	Strandhabitat	251
6.14.3	Fisk	251
6.15	Sammenlikning med resultater i HFB 2010.....	252
6.16	Effekt av beredskapstiltak	253
6.16.1	N-O1	254
6.16.2	N-O6	255
6.16.3	N-O13	255
6.17	Konklusjon	256
7	MILJØRISIKOBETRAKTNINGER	258
7.1	Introduksjon	258
7.2	Miljørisiko for sjøfugl/marine pattedyr.....	260
7.3	Miljørisiko for strandhabitat.....	264
7.3.1	Berørt område – skadeindeks for strandhabitat	268
7.4	Sammenlikning av miljørisiko mellom områdene i Norskehavet nordøst og skipstrafikk	272
7.5	Oppsummering miljørisiko	276
8	VURDERING AV RISIKOREDUSERENDE TILTAK.....	277
8.1	Introduksjon	277
8.2	Boring og brønnkontroll.....	278
8.2.1	Brønnbarrierer.....	278

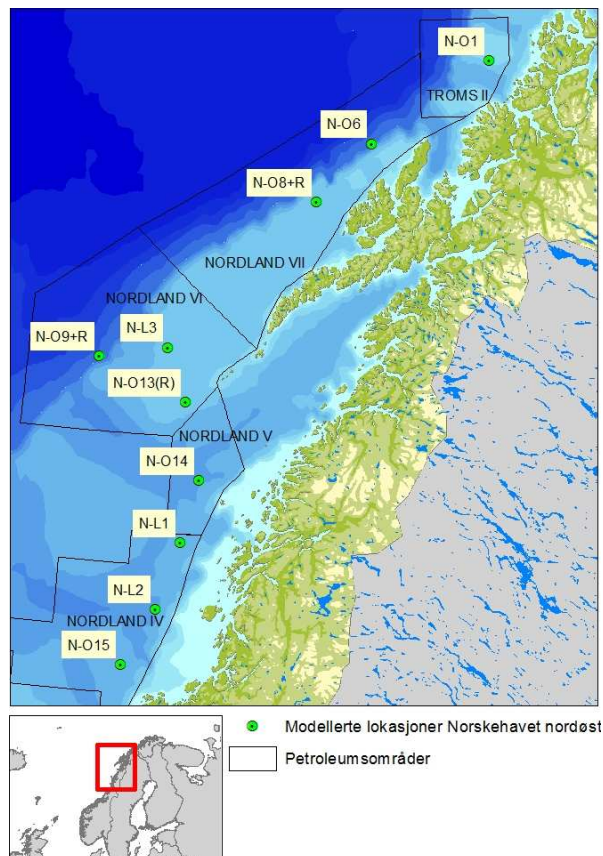
8.2.2	Overvåking av brønnbarrierer.....	279
8.3	Prosedyrer og organisasjon	280
8.4	Brønnkontroll ved utblåsning.....	280
8.5	Risikostyring	281
9	REFERANSER	282
Vedlegg 1	Kvantitative beregninger av mulige konsekvenser for sjøfugl - figurer	
Vedlegg 2	Kvantitative beregninger av mulige konsekvenser for marine pattedyr - figurer	
Vedlegg 3	Kvantitative beregninger av mulige konsekvenser for strandhabitat - figurer	
Vedlegg 4	Kvantitative beregninger av mulige konsekvenser for fisk - figurer	
Vedlegg 5	Utbredelseskart for sjøfugl kystnært	
Vedlegg 6	Utbredelseskart for sjøfugl i åpent hav	

FORORD

Ved behandling av St. Meld. 10 (2010-2011) ble det besluttet at OED skal gjennomføre kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i uåpnede deler av Norskehavet nordøst, dvs. Nordland IV, V, VI, VII og Troms II. Foreliggende rapport er en delutredning til denne prosessen. Emner som dekkes i denne delutredningen er mulige konsekvenser og vurdering av miljørisiko for strand, sjøfugl, marine pattedyr og fisk som følge av akuttutslipp av olje fra fremtidig petroleumsvirksomhet i nordøstlige Norskehavet. Det er også gjort konsekvensvurderinger for andre typer naturressurser, som bunndyr og plankton.

KONKLUDERENDE SAMMENDRAG

Foreliggende utredning er en del av kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i uåpnede deler av Norskehavet nordøst. Utredningen tar for seg mulige konsekvenser, og sannsynligheten for disse, for berørte naturressurser i området, som følge av akuttutslipp av olje. Naturressursene som er vurdert omfatter fisk, sjøfugl, marine pattedyr, strandhabitat, plankton og bunndyr. Konsekvensene er vurdert basert på modellering av mulige utslippsscenarioer (OED 2012) fra ti ulike lokasjoner i henholdsvis Nordland IV, Nordland V, Nordland VI, Nordland VII og Troms II. De modellerte lokasjonene er illustrert i Figur 1, og dekker området fra Sør-Helgeland (N-O15/N-L2) til Nord-Troms (N-O1), fra ca. 65,2° til 69,9° N. Lokasjon N-L3 ligger i Nordland VI i utvinningsslisens (PL) 219. Denne lisensen ble åpnet i 1994, men har vært midlertidig stengt siden 2001. Lisensen tilhører Statoil. To av lokasjonene (N-O8 og N-O15) er modellert for akuttutslipp av både olje (Svale) og kondensat (Huldra), mens de resterende lokasjonene kun er modellert for oljeutslipp.



Figur 1 Lokalisering av mulige lokasjoner for leteboring og oljefelt i Norskehavet nordøst. Inkluderte lokasjoner i foreliggende studie er markert med grønn sirkel, samt navngitt med N- (for Norskehavet), O/L (oljefelt/letebrønn) og nummer. Lokasjon N-O8 og N-O15 er modellert både for olje og kondensat. Lokasjon N-O8, N-O9 og N-O13 var inkludert i Risikogruppens arbeid fra 2010 (R).

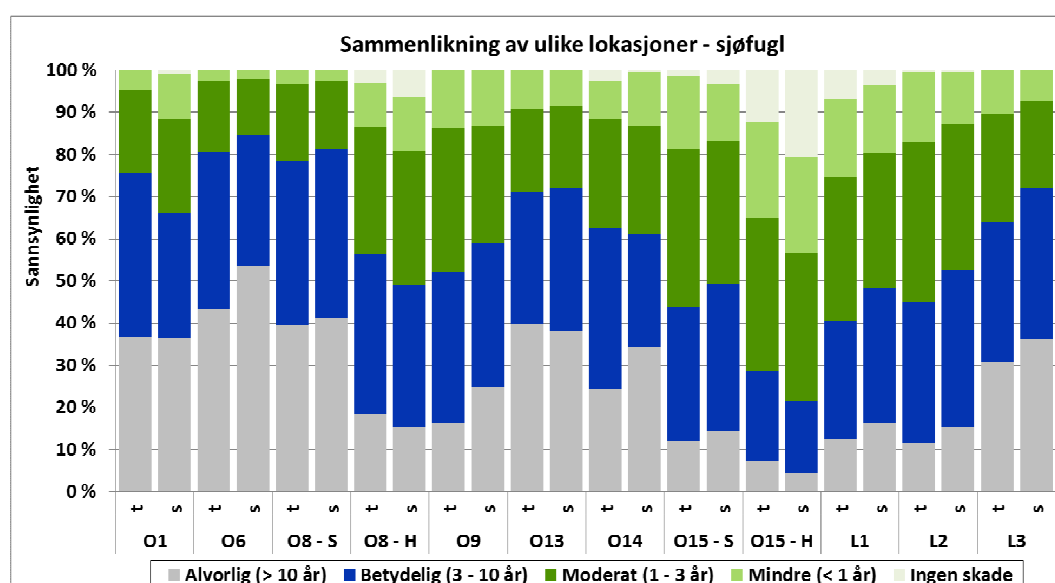
Ulike hendelser kan inntreffe i petroleumsvirksomhet som kan medføre akutte oljeutslipp. For dette arbeidet er det lagt til grunn oljeutblåsninger, da disse normalt kan ha de lengste varighetene og medføre de største oljeutslippene. For hver av lokasjonene er det modellert tre ulike utblåsningsrater og tre ulike utblåsningsvarigheter for overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning. Mulige konsekvenser forbundet med hver rate- og varighetskombinasjon er vurdert, men 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. I forbindelse med oppdateringen av det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen i 2010 (HFB – Helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten – Konsekvenser av akuttutslipp for sjøfugl, sjøpattedyr og strand), ble tre av de aktuelle lokasjonene modellert, henholdsvis N-O8 (Nordland VII), N-O9 (Nordland VI) og N-O13 (Nordland VI). Det er imidlertid implementert flere endringer i inngangsdata som påvirker resultatene, siden analysen i 2010. Dette dreier seg om oppdatering av bestandsdatasettene for sjøfugl kystnært og i åpent hav (Seapop 2011/2012) som danner grunnlaget for den kvantitative analysen av mulige konsekvenser for sjøfugl, samt endringer i mer høyoppløselige strømdata (4x4 km). Strømdataene er inngangsdata til oljedriftsmodelleringen som danner grunnlaget for miljøkonsekvensanalysen. Resultatene i foreliggende analyse er således ikke direkte sammenliknbar med resultatene i rapporten fra 2010 (DNV, NINA 2010). De nye høyoppløselige strømdataene er av særlig betydning for oljens skjebne i kystsonen.

Sjøfugl

De kvantitative beregningene viser at sjøfugl er den ressurs-gruppene med høyest konsekvenspotensial for alle lokasjoner. En sammenstilling av resultatene for sjøfugl er vist i Figur 2, som *betinget* sannsynlighet for skade av ulik alvorlighetsgrad (restitusjonstid), dvs. gitt en utblåsning fra hver av lokasjonene. 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. Resultatene er fremkommet ved å vekte alle rate- og varighetskombinasjoner. Perioden (måneden) med høyest utslag for hver lokasjon er presentert. Høyest skadepotensial er beregnet for lokasjon N-O6, med lunde som dimensjonerende art (i november), både for overflate- og sjøbunnsutblåsning fra lokasjonen. Det er beregnet høyere skadepotensial for sjøbunnsutblåsning enn for overflateutblåsning. Dette har sammenheng med at sjøbunnsutblåsning har høyere sannsynlighet for lengste varighet (50 døgn) enn overflateutblåsning, henholdsvis 20 % versus 7 % (se avsnitt 2.2). Høyeste utslag gir en betinget sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) på nesten 54 %, gitt en sjøbunnsutblåsning fra lokasjonen i november. Sannsynligheten for mindre (< 1 års restitusjonstid), moderat (1-3 års restitusjonstid) og betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) er da henholdsvis 2 %, 13 % og 31 %. Dette er beregnet på bakgrunn av en sannsynlighetsfordeling av mulig bestandstap av arten, som i dette tilfellet er modellert til 9 % sannsynlighet for 5-10 % bestandstap, 36 % sannsynlighet for 10-20 % bestandstap, 22 % sannsynlighet for 20-30 % bestandstap og 33 % sannsynlighet for > 30 % bestandstap.

For lokasjon N-O1, N-O15 og N-L2 er det alke som er dimensjonerende art, mens det for lokasjon N-O6, N-O8, N-L1 og N-L3 er lunde. For lokasjon N-O9 er alkekonge dimensjonerende art, mens det for de resterende lokasjonene (N-O13 og N-O14) er en kombinasjon av alke og lunde som avgjør konsekvenspotensialet. For lokasjon N-O8 og N-O15 vil skadepotensialet være lavere dersom oljetypen er en lettölje (i analysen er det benyttet Huldra - H), enn dersom oljen har egenskaper tilsvarende Svale olje - S.

Blant de vurderte lokasjonene er det generelt lokasjonene lengst sør i Norskehavet (N-L1, N-L2 og N-O15) som relativt sett har det laveste konsekvenspotensialet med hensyn på konsekvenser for sjøfugl og marine pattedyr. Men det er likevel over 10 % sannsynlighet for restitusjonstid >10 år, gitt et alvorlig utslipp fra disse lokasjonene.

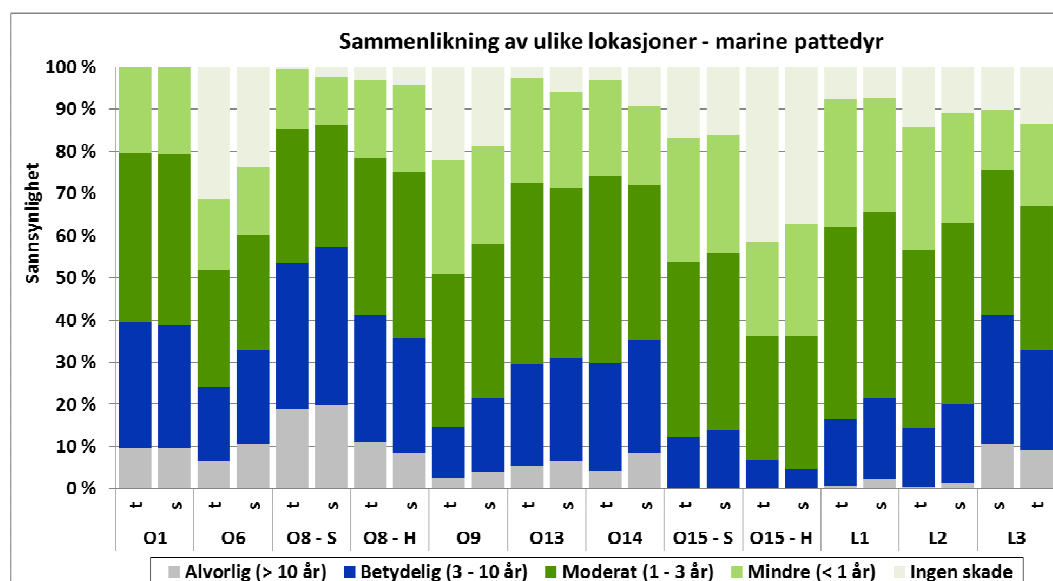


Figur 2 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den måneden med høyest utslag for sjøfugl, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner, vist for hver av lokasjonene. - S angir oljetype Svale, - H angir oljetype Huldra.

Marine pattedyr

For marine pattedyr som er vurdert kvantitativt (havert, oter og steinkobbe) er det havert og steinkobbe som gir høyest konsekvenspotensial for alle lokasjoner gjennom hele året. De to selartene veksler på å være dimensjonerende i ulike måneder og for ulike lokasjoner.

Konsekvenspotensialet for oter er lavere. En sammenstilling av resultatene for marine pattedyr er vist i Figur 3, som *betinget* sannsynlighet for skade av ulike alvorlighetsgrad (restitusjonstid), dvs. gitt at en utblåsning fra hver av lokasjonene skulle skje. Resultatene er fremkommet ved å vekte alle rate- og varighetskombinasjoner. Perioden (måneden) med høyest utslag for hver lokasjon er presentert. Skadepotensialet for marine pattedyr er størst ved oljeutblåsning fra lokasjon N-O8, med nærmere 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for steinkobbe gitt en utblåsning i juli, noe som tilsvarer 11 % sannsynlighet for 1-5 % bestandstap, 24 % sannsynlighet for 5-10 % bestandstap, 46 % sannsynlighet for 10-20 % bestandstap og 17 % sannsynlighet for 20-30 % bestandstap.

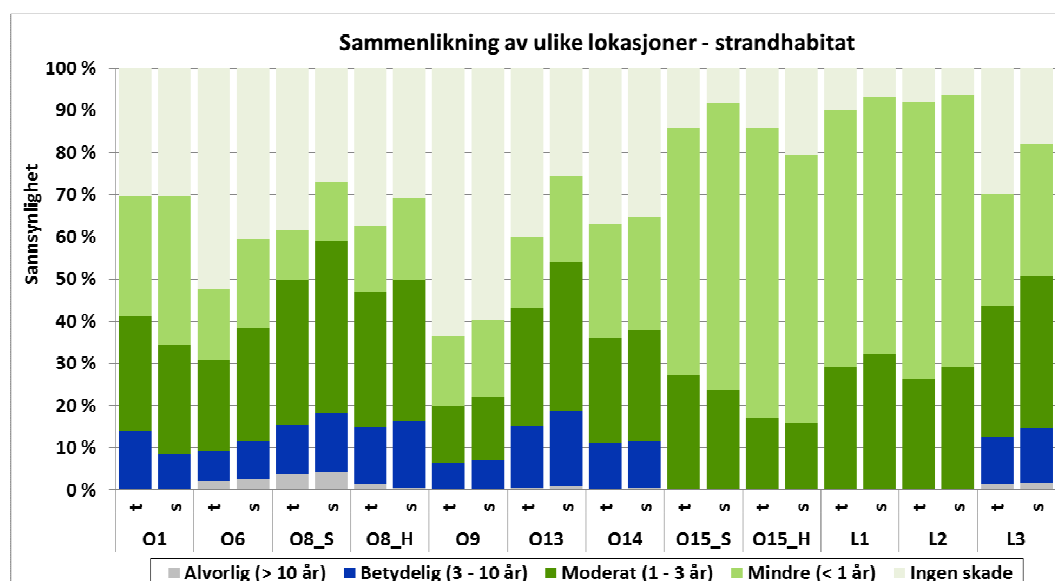


Figur 3 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den måneden med høyest utslag for marine pattedyr, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner, vist for hver av lokasjonene.- S angir oljetype Svale, - H angir oljetype Huldra.

Hvalarter inngår ikke i de kvantitative vurderingene, men det gjort en kvalitativ vurdering. For arter av hval som primært opptrer enkeltvis er konsekvenspotensialet generelt vurdert å være lavt (mindre miljøskade). Men, konsekvenspotensialet ved eventuell eksponering av individer av grønlandshval er vurdert som høyere i og med at restbestanden av denne kritisk truede arten er på mindre enn 50 reproduserende individer. Uhellsutslipp fra lokaliteter med estimerte influensområder i Vestfjorden (N-O13, N-O14, N-L1 og N-L2) vurderes å ha størst konsekvenspotensial for hval.

Strandhabitat

Sammenlikningen av ulike lokasjoner for potensiell skade på strandhabitat er vist i Figur 4, som betinget sannsynlighet for skade av ulike alvorlighetsgrad (restitusjonstid), dvs. gitt at en utblåsning fra hver av lokasjonene skulle skje. Resultatene er fremkommet ved å vekte alle rate- og varighetskombinasjoner. Perioden (måneden) med høyest utslag for hver lokasjon er presentert. Høyeste skadepotensial er beregnet for lokasjon N-O8 (i juli). Lokasjonene N-O1, N-O6, N-O8, N-O9, N-O13 og N-O14 har fra 6-17 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (lavest for N-O9, høyest for N-O13), gitt en utblåsning. Den betingede sannsynligheten for alvorlig miljøskade er < 5 % for alle lokasjoner, men høyst gitt en sjøbunnsutblåsning fra N-O8. For lokasjon N-O8 innebærer dette om lag 20 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje og 53 % sannsynlighet for treff av 100-500 tonn olje i én 10 × 10 km rute. Lokasjon N-O15 og letelokasjonene N-L1 og N-L2 har liten sannsynlighet for betydelig og alvorlig miljøskade. Sannsynligheten for mindre miljøskade er over 60 %, mens sannsynligheten for moderat miljøskade er fra 16-32 %.



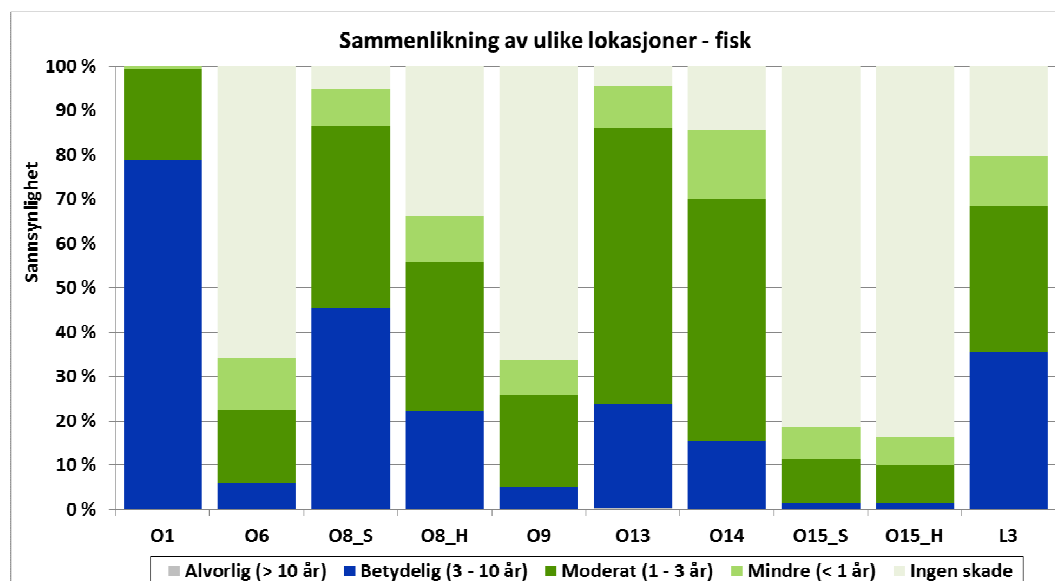
Figur 4 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den måneden med høyest utslag for strandhabitat, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner, vist for hver av lokasjonene.

Fisk og plankton

For fisk er konsekvenspotensialet størst ved sjøbunnsutblåsning, der konsekvensene vil kunne bli betydelige (3-10 års restitusjonstid) forutsatt en utblåsning med varighet 50 døgn og utblåsningsrate 4500 Sm³/døgn i starten av gyteperioden (februar/mars). Konsekvensene ved laveste utblåsningsvarighet (som har størst sannsynlighet) vil være *neglisjerbare*, dvs. < ½ % tap av egg og larver.

Sammenlikningen av ulike lokasjoner for potensiell skade på strandhabitat er vist i Figur 4. Sammenlikningen gjelder kun for sjøbunnsutblåsning med høyeste rate og lengste varighet for hver lokasjon fordi det kun er høyeste rate og lengste varighet som gir utslag på fisk for alle lokasjonene (unntatt N-L1 og N-L2). Konsekvensene for fisk vil være betydelig mindre ved lavere rater og varigheter. For letelokasjonene N-L1 og N-L2 er det ikke beregnet tap av egg og larver over ½ %, og således *neglisjerbare* konsekvenser, de er derfor ikke med i sammenlikningen.

Skadepotensialet, gitt høyeste rate og lengste varighet, er størst ved utblåsning fra lokasjon N-O1, der den betingede sannsynligheten for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) er nærmere 80 %. Skadepotensialet er laveste for lokasjon N-O15, med 1-2 % sannsynlighet for betydelig miljøskade.



Figur 4 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den perioden med høyest utslag for fisk, gitt en sjøbunnsutblåsning med høyeste rate og lengste varighet for hver lokasjon.

De kvalitative konsekvensvurderingene for plankton konkluderer med mulig lokal effekt i nærheten av utslippspunktene, men kun *mindre* eller *neglisjerbare* konsekvenser.

Bunndyr

Ved akuttutslipp av olje er det generelt forventet liten og lokalt begrenset eksponering av eksisterende korallrev og svampsamfunn. Eventuell eksponering av gyteprodukter og koraller på larvestadiet antas å ha mindre konsekvenser for eksisterende samfunn. Dersom 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).

For korallskog vil forekomster på innsiden av Andøya kunne bli berørt, gitt uhellsutslipp fra lokalitetene; N-O8, N-O13, N-O14 og N-L1. For korallrev er det kystnære forekomster langs Vesterålen og Senja som kan bli utsatt ved uhellsutslipp fra de fleste av lokasjonene (N-O8, N-O9, N-O13, N-O14, N-L1 og N-L2). Korallrev kystnært langs kysten av Nordland og den nordlige delen av Nord-Trøndelag vil kunne bli berørt av uhellsutslipp fra den sørligste lokasjonen (N-O15), mens korallrevforekomster kystnært i Finnmark vil bli berørt av nordlige lokasjoner (N-O1 og N-O8) i tillegg til utslipp fra lokasjonene N-O8, N-O9 og N-O13.

Generelt

Blant de vurderte lokasjonene er det generelt lokasjonene lengst syd i Norskehavet (N-L1, N-L2 og N-O15) som relativt sett har det laveste konsekvenspotensialet for både sjøfugl, marine pattedyr, standhabitater og fisk. Disse lokasjonene har lavere forventet utblåsningsrater enn de resterende lokasjonene i Norskehavet nordøst. Det er likevel over 10 % sannsynlighet for restitusjonstid >10 år for sjøfugl, gitt oljeutslipp (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner) fra disse lokasjonene.

Lokasjonene N-O1, N-O6, N-O8 og N-O13 er de lokasjonene som har det høyeste konsekvenspotensialet for en eller flere av miljøressursene det er gjennomført beregninger for. Det relativt sett mest alvorlige konsekvenspotensialet er beregnet for lokasjon N-O6 med litt over 50 % sannsynlighet for restitusjonstid >10 år for lunde gitt en sjøbunnsutblåsning (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner). Dette betyr at det er 33 % sannsynlighet for at > 30 % av lundebestanden omkommer, og at det vil ta over 10 år før bestanden er tilbake til før-tilstanden.

Sammenlikning med tidligere utført analyse i området (HFB 2010)

Konsekvenspotensialet beregnet i foreliggende analyse er sammenliknet med resultatene fra tilsvarende analyse gjort i forbindelse med Helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet i 2010. Sammenlikningen viser at nåværende analyse gir et mer alvorlig konsekvenspotensiale for berørte ressurser enn hva tilfellet var i 2010. Dette gjelder både for strandhabitat og for sjøfugl. For sjøfugl foreligger det nye bestandsdatasett som analysen er basert på, og resultatene er således ikke direkte sammenliknbare, mens det for strandhabitat benyttes samme inngangsdata som i 2010. Forskjellene henger derfor i stor grad sammen med at oljedriften nå er modellert med mer høyoppløselige strømdata. Dette er av særlig betydning for oljens skjebne i kystsonen, og påvirker således både sjøfugl i kystnære områder (hekkebestander) og strandhabitat.

Effekt av beredskapstiltak

Det er valgt å se på effekt av beredskapstiltak på mulige konsekvenser for sjøfugl, gitt en overflateutblåsning fra lokasjon N-O1, N-O6 og N-O13. Konsekvenspotensialet er beregnet for de modellerte scenarioene i beredskapsanalysen for området (DNV 2012b), og sammenliknet med tilsvarende scenarioer uten effekt av beredskapstiltak. Analysen viser god effekt av beredskapstiltakene, med særlig reduksjon i sannsynligheten for betydelig (3-10 års restitusjonstid) og alvorlig (> 10 års restitusjonstid) miljøskade i vår- og sommersesongen.

Miljørisiko

Det er i foreliggende rapport også gjort en vurdering av miljørisiko for et tenkt aktivitetsnivå med *høyt* og *lavt* ressursanslag, som beskrevet av Oljedirektoratet (OD 2012). Sannsynlighet for uhellsutslipp, relatert til aktivitetene, er trukket inn i diskusjon av miljørisiko.

Skadefrekvensen er høyest for utbyggingsfasen gitt et høyt ressursanslag, som inkluderer utbygging av fire oljefelt i Nordland IV/V og Nordland VII/Troms II med 10 produksjonsboringer per år (5 per område). Årlig utblåsningsfrekvens er da $1,35 \cdot 10^{-3}$ for hvert av områdene, dvs. en kan forvente én utblåsning fra hvert av områdene per 750 utbyggingsår. For Nordland VI er utblåsningsfrekvensen høyest i driftsfasen gitt et høyt ressursanslag, med en forventning om én utblåsning per 1200 driftsår.

Miljøriskoen forbundet med petroleumsvirksomhet i Nordland VI eller Nordland IV/V forventes å medføre 1-3 års restitusjonstid (*moderat* miljøskade) for sjøfugl og marine pattedyr, men det er også risiko for lengre restitusjonstid. Én hendelse med moderat miljøskade for sjøfugl og marine pattedyr per 2000 utbyggingsår i Nordland IV/V, og én hendelse per 3700 år med drift i Nordland VI vil kunne forventes. Det er størst risiko for betydelig miljøskade i utbyggingsfasen for Nordland VII/Troms II, og hendelsesfrekvensen for denne skadekategorien tilsvarer én hendelse per 2600 år med utbygging.

Det er størst risiko for alvorlig miljøskade for sjøfugl og marine pattedyr gitt en utblåsning fra Nordland VII/Troms II i driftsfasen, med en hendelsesfrekvens på $3,7 \cdot 10^{-4}$. Dette tilsvarer omtrent én hendelse med alvorlig miljøskade per 2700 år med drift.

For strandhabitat er det størst risiko for mindre (inntil 1 års restitusjonstid) eller ikke-kvantifiserbar miljøskade (*ingen* miljøskade). Risikoen for alvorlig miljøskade for strandhabitat er liten i alle områder, men størst for Nordland VII/Troms II, der en kan forvente én hendelse med alvorlige konsekvenser per 42 000 år med drift.

Sammenlikning av miljørisikonivået forbundet med petroleumsaktivitet i Norskehavet nordøst og miljørisikonivå forbundet med skipstrafikk i området, viser at det generelt er lavere for petroleumsaktivitet, men det er forskjeller mellom områdene. For Nordland IV er miljørisikoen på om lag samme nivå som fra skipstrafikk i samme område (som forventes å øke frem mot 2025). For Nordland V er samlet risikonivå noe lavere enn fra skipstrafikk i kystsegment 23, men med noe høyere årlig risiko for de mest alvorlige konsekvenskategoriene. For områdene i Nordland VI og spesielt for Nordland VII er miljørisikonivået fra skipstrafikk mye høyere enn fra utblåsninger fra oljevirkosomheten.

1 INNLEDNING

Foreliggende arbeid er utført av DNV som en del Olje- og energidepartementets kunnskapsinnhenting (KI) om virkninger av petroleumsvirksomhet i Norskehavet nordøst. 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, plankton og bunndyr, som følge av akuttutslipp av olje fra ti ulike lokasjoner i henholdsvis Nordland IV, Nordland V, Nordland VI, Nordland VII og Troms II (se Figur 1-2). Konsekvensberegningene og konsekvensvurderingene er basert på resultater fra oljedriftsmodelleringer for et utvalg av utblåsningsscenarier med ulike utslippsrater og -varigheter fra lokasjonene, som beskrevet i OED 2012. Resultatene av oljedriftsmodelleringen er presentert i en egen rapport (se DNV 2012), med unntak av vannsøylekonsentrasjoner, som er presentert i foreliggende rapport (se kapittel 6 samt Vedlegg 4).

Arbeidet er en oppdatering av - og et supplement til tilsvarende analyse som ble gjort i 2010 (HFB delutredninger – *Konsekvenser av akuttutslipp for sjøfugl, sjøpattedyr og strand og Oljedriftsmodellering; spredning av olje ved akuttutslipp til sjø*). Tre av lokasjonene som ble modellert i denne analysen er også inkludert i foreliggende rapport. For to av lokasjonene er det modellert både olje- og kondensatutblåsning.

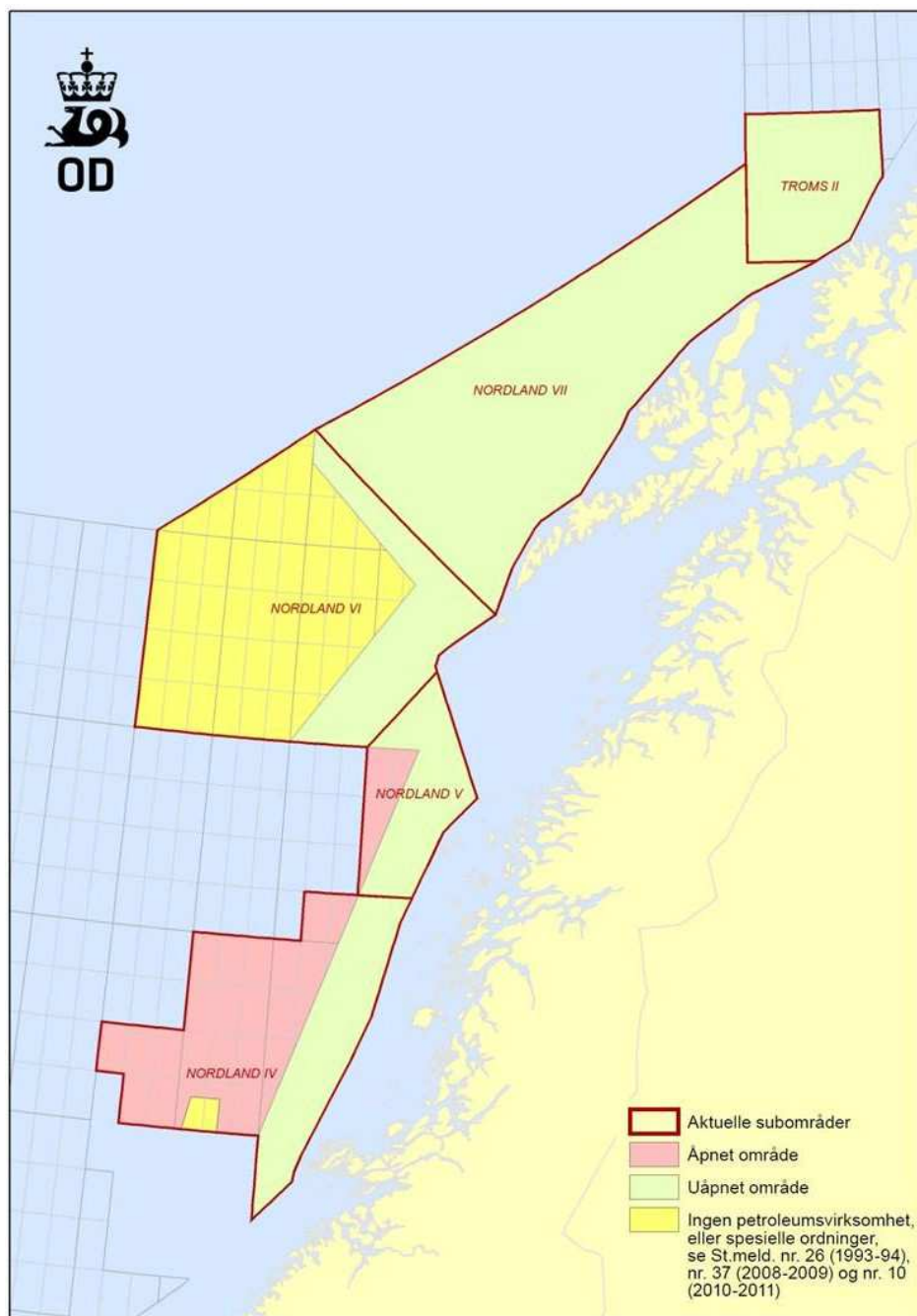
Vurdering av miljørisiko er gjort for et tenkt aktivitetsnivå, som beskrevet av Oljedirektoratet (OD 2012). Sannsynlighet for uhellsutslipp, relatert til aktivitetene, er trukket inn i diskusjon av miljørisiko.

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. Influensområdet 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.

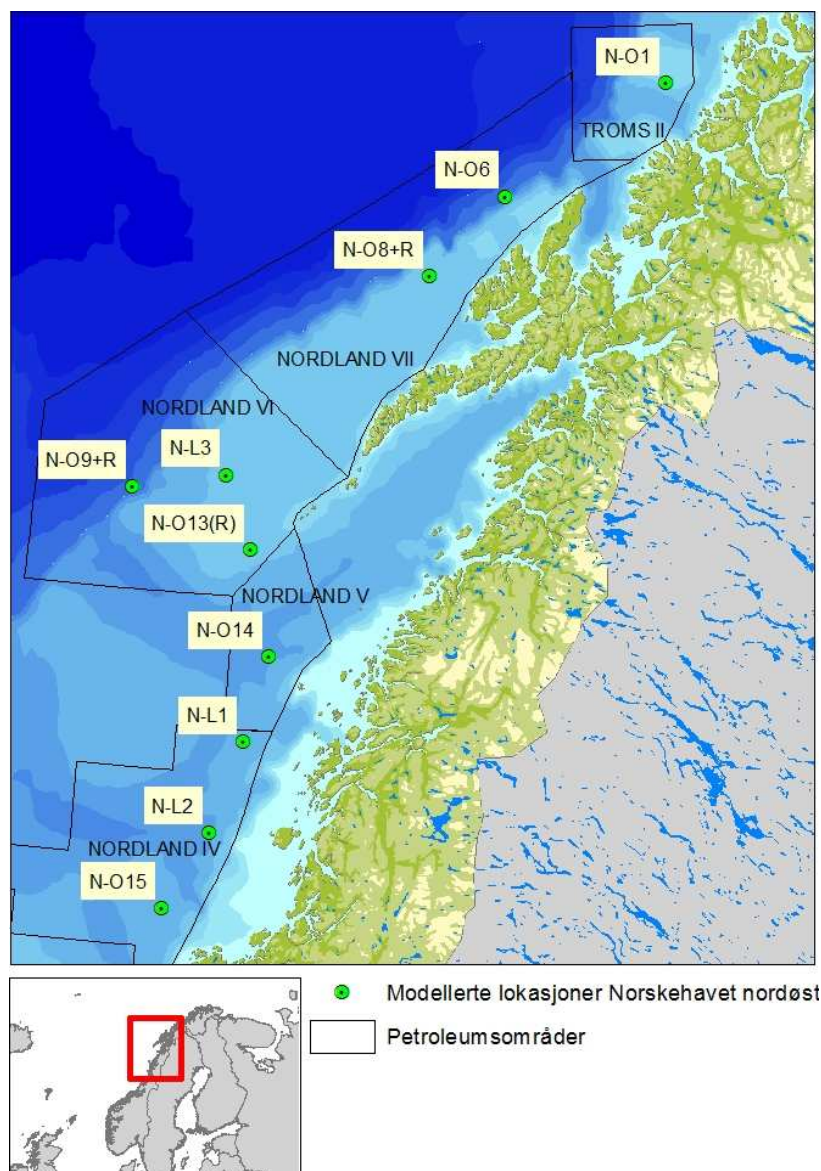
1.1 Geografisk avgrensning

Utredningen av mulige konsekvenser for naturressurser omfatter petroleumsaktivitet i havområdene utenfor Nord-Trøndelag, Nordland og Troms, og omfatter delområdene Nordland IV, V, VI, VII og Troms II. Delområdene er illustrert i Figur 1-1, mens de spesifikke lokasjonene som er modellert er illustrert i Figur 1-2. Norskehavet nordøst er i denne forbindelse definert som havområdet utenfor kysten av Sør-Helgeland i sør til Nord-Troms i nord, med potensielle utslippslokasjoner i nord som til kunne medføre effekter for ressurser i Barentshavet gitt et akuttutslipp av olje.

Kontinentalsokkelen utenfor Nordland VI, VII og Troms II er smal og under 20 km enkelte steder, og havdypet går ned til om lag 400 meter. Utenfor kontinentalsokkelen stuper havbunnen ned til dypvannsslettene på over 2500 meter under havoverflaten. Både Nordland VI og VII har markante grunnfjellsrygger. Mellom disse er det bassenger av sedimentære bergarter. Den mest markante ryggen er Lofotryggen. Mellom Lofotryggen og fastlandet ligger Vestfjordbassenget, mens i vest og nord ligger henholdsvis Ribbebassenget og Harstadbassenget, der flere prospekter er identifisert (OD 2012).



Figur 1-1 Delområdene Nordland IV, Nordland V, Nordland VI, Nordland VII og Troms II (OD 2012).



Figur 1-2 Lokalisering av mulige lokasjoner for leteboring og oljefelt i nordøstlige Norskehavet. Inkluderte lokasjoner i foreliggende studie er markert med grønn sirkel, samt nummerert. Lokasjon N-O8 og N-O15 er modellert både for olje og kondensat. Lokasjon N-O8, N-O9 og N-O13 var inkludert i Risikogruppens arbeid fra 2010 (R).

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. Miljørisikovurderinger; sannsynlighet for de ulike hendelsestypene og deres påvirkning på bestander.

Utgangspunkt for miljørisikovurderingene er et spesifisert bilde av mulig fremtidig petroleumsvirksomhet fra 2014.

Konsekvensvurderingene bygger på tilsvarende arbeider i forbindelse med RKU Norskehavet (2003) (ULB delrapport 7b og 7c), utredning av petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet i forbindelse med forvaltningsplanen for Lofoten-Barentshavet (2007), og oppdateringen av det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen i 2010 (HFB – Helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten – Konsekvenser av akuttutslipp for sjøfugl, sjøpattedyr og strand), samt nye data samlet inn i 2011-2012 (se avsnitt 1.3).

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

1.3 Hovedendringer siden HFB 2010

Siden forrige utredning av mulige miljøkonsekvenser av akuttutslipp av olje er det kommet endringer i ressursgrunnlaget. For sjøfugl både kystnært og i åpent hav er det gjort oppdateringer i bestandsdatasettene for hele analyseområdet gjennom SEAPOPOP-programmet (www.seapop.no). I tillegg foreligger det nå nye, mer detaljerte strømdata for området. Disse benyttes som inngangsdata i oljedriftsmodelleringen som danner grunnlaget for miljøkonsekvensanalysen. Disse er videre beskrevet i rapporten for oljedriftsmodellering (DNV 2012).

I forrige utredning ble det særlig bemerket at krykkje har hatt sterk bestandsnedgang de senere år. Det ble derfor gjort et sensitivitetsstudie der krykkje ble tildelt en høyere sårbarhetsverdi enn normalt. I foreliggende studie har krykkje fått forhøyet sårbarhetsverdi (3).

I kapittel 6.15 er det gjort en sammenlikning av resultatene i foreliggende analyse med resultatene i HFB 2010.

2 SCENARIER FOR OLJEDRIFTSMODELLERING OG MILJØRISIKOANALYSE

2.1 Lokasjoner

Det er tidligere utført oljedriftsmodellering og analyse av miljørisiko for en rekke lokaliteter innen områdene Nordland VI og VII, samt enkelte for Nordland V og Troms II. For KI-prosessen har OED derfor gjort noen utvalg av utslippslokaliteter slik at en får en bredest mulig geografisk dekning samt ivaretar scenariene for petroleumsvirksomhet som foreslått av OD. Samtidig finnes kunnskap fra ytterligere modellpunkter fra tidligere arbeider.

Geografisk posisjon til de modellerte lokasjonene er angitt i Tabell 2-1 sammen med havdyp på lokasjonene og modellert fluid. Det er modellert for 7 ulike mulige feltlokasjoner (-O), og 3 letelokasjoner (-L). To av feltlokasjonene er modellert med både olje (Svale) og kondensat (Huldra), henholdsvis N-O8 og N-O15, mens de resterende kun er modellert med olje som utslippsfluid.

Tabell 2-1 Modellerte lokasjoner med tilhørende havdyp. O= olje/gassfelt, L=letebrønn (R=fra Risikogrupperen arbeid i 2010).

Felt/letebrønn	Geografiske koordinater		Omtrentlig havdyp (m)	Oljetype	Leteområde
	N	E			
N-O1	69° 55'	17° 34'	-100	Svale	Troms II
N-O6	69° 18'	14° 55'	-1000	Svale	Nordland VII
N-O8 (R)	69° 18'	13° 54'	-90	Svale og Huldra kondensat	Nordland VII
N-O9 (R)	68° 40'12''	09° 9'36''	-1238	Svale	Nordland VI
N-O13 (R)	67° 16'12''	11° 13'12''	-156	Svale	Nordland VI
N-O14	66° 40'	11° 35'	-300	Svale	Nordland V
N-O15	65° 13'	10° 20'	-200	Svale og Huldra kondensat	Nordland IV
N-L1	66° 11'	11° 18'	-300	Svale	Nordland IV
N-L2	65° 39'	10° 54'	-300	Svale	Nordland IV
N-L3	67° 40'	10° 45'	-180	Svale	Nordland VI

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 2.2.1) 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 hvert område er angitt i Tabell 2-2 til Tabell 2-4.

For Nordland IV forventes reservoar i bergarter av trias eller perm alder. Disse har dårligere reservoaregenskaper enn reservoar i jura alder, som forventes i Nordland V. Ratene for Nordland IV er derfor lavere.

Tabell 2-2 Rate- og varighetsmatrise for Nordland IV, 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)
			2	15	50	
Overflate (top)	0,7	250	55	38	7	0,205
		750				0,59
		1500				0,205
Sjøbunn (sub)	0,3	250	42	38	20	0,205
		750				0,59
		1500				0,205

Tabell 2-3 Rate- og varighetsmatrise for Nordland V, 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)
			2	15	50	
Overflate (top)	0,7	1000	55	38	7	0,205
		2000				0,59
		4000				0,205
Sjøbunn (sub)	0,3	1000	42	38	20	0,205
		2000				0,59
		4000				0,205

Tabell 2-4 Rate- og varighetsmatrise for Nordland VI, VII og Troms II, 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)
			2	15	50	
Overflate (top)	0,7	1500	55	38	7	0,205
		3000				0,59
		4500				0,205
Sjøbunn (sub)	0,3	1500	42	38	20	0,205
		3000				0,59
		4500				0,205

2.2.1 Utleddning av sannsynlighetsfordeling på ratene

For ratene i Nordland IV foreslår Oljedirektoratet følgende sannsynlighetsvurdering p95 – 250, p50 – 750 og p05 – 1500 Sm³/døgn. Ratene for Nordland VI og VII er i utgangspunktet ikke sannsynlighetsvurdert, men det er valgt å benytte samme forenklede tilnærming i sannsynlighetsvurderingen for alle lokasjoner. 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 2-5 for ratene i Nordland IV. 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 (for Nordland IV). 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 for 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 6.14) og i miljørisikoberegningene (kapittel 7), der det er viktig å vurdere det helhetlige bildet for å kunne diskutere risiko forbundet med aktiviteten.

Tabell 2-5 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 2-6. 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 2-6 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 mulige utbyggingsløsninger for hhv. et høyt og et lavt aktivitetsnivå i nordøstlige Norskehavet for et estimert høyt og lavt ressursanslag. De totale forventede utvinnbare ressursene i området er anslått til 202 millioner Sm^3 o.e. med et usikkerhetsspenn på mellom 76 og 371 millioner Sm^3 o.e. 76 MSm^3 er således et lavt ressursanslag, mens 371 MSm^3 er et høyt ressursanslag i denne sammenhengen. Samtidig er det et usikkerhetsspenn på antall funn som vil bli gjort, på mellom 14 og 28 funn, der forventningsverdien ligger på 20-21 funn (OD 2012).

Høyt aktivitetsnivå inkluderer utbygging til havs i Nordland VI, ilandføring av olje i Troms II og Nordland VII, og utbygging i Nordland IV og V. Lavt aktivitetsnivå inkluderer utbygging til havs i Nordland VI og et lite landanlegg for Troms II. Løsningene er illustrert i Figur 2-1.

Det forutsettes første letebrønn bores i Nordland VI i 2014. Fra 2015 forutsettes det at det bores inntil to letebrønner per år i både Nordland VI og Troms II. Leteboring i Nordland VII er forutsatt noe senere. Også her legges det til grunn to leteboringer per år. Det antas å ta 10 år fra funn til et felt er i gang med produksjon.

Antatt aktivitetsnivå kan oppsummeres som to ulike scenarioer (Scenario 1 tilsvarer høyt aktivitetsnivå, scenario 2 tilsvarer lavt aktivitetsnivå):

Scenario 1 (høyt)

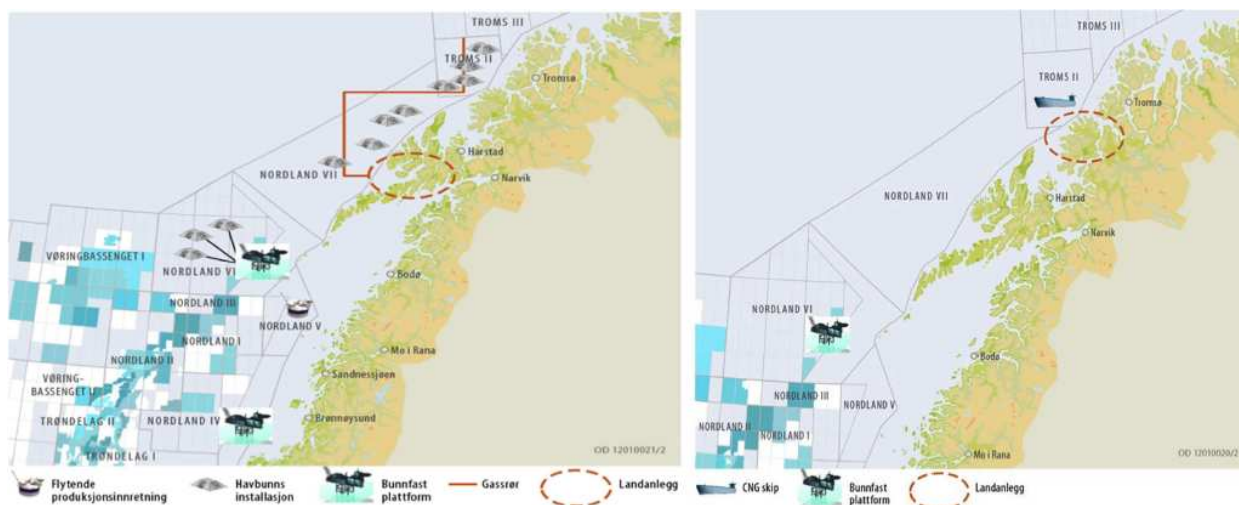
- Nordland IV og V
 - 2015: 2 letebrønner per år i hvert av områdene
 - 2016: et oljefunn i hvert av områdene. Ingen funn etter 2016.
- Nordland VI
 - 2014: første letebrønn, med funn.
 - Innen 2024 er det gjort åtte funn.
- Nordland VII og Troms II
 - 2015: første letebrønner.
 - Innen 2024 gjøres det 7 funn.
 - Innen 2030 gjøres 2 funn i Nordland VII.

- 2024: beslutning om utbygging av Nordland VI med feltsenter for de påviste ressurser:
 - Bunnfast plattform med prosessanlegg
 - Havbunnsinnretninger
 - Bøyelasting av olje
 - Gasstransport i rørledning til Haltenbanken
- 2024: beslutning om utbygging av Nordland VII og Troms II mot et landanlegg for prosessering av olje og gass:
 - Gassevakuerer enten i rør til Haltenbanken,
 - eller LNG-anlegg.
- 2020: beslutning om utbygging av Nordland IV og V:
 - Flytende produksjonsinnretning i Nordland V
 - Bunnfast plattform i Nordland IV
 - Begge med bøyelasting av olje
- 2025: produksjonsstart

Scenario 2 (lavt)

Nordland IV og V

- 2015: 2 letebrønner per år i hvert av områdene
- 2019: letingen opphører grunnet tørre brønner.
- Nordland VI
 - 2014: første letebrønn.
 - 2017: første oljefunn.
- Nordland VII og Troms II
 - 2015: første letebrønner.
 - 2023: første gassfunn i Troms II.
 - Leting i Nordland VII gir ingen funn.
- 2024: beslutning om utbygging av Nordland VI med feltsenter for de påviste ressurser:
 - Bunnfast plattform med prosessanlegg
 - Bøyelasting av olje
- 2027: beslutning om utbygging av gassfunnet i Troms II:
 - Landanlegg og CNG-skip
- 2028: produksjonsstart



Figur 2-1 Til venstre: mulig utbyggingsløsning gitt et høyt aktivitetsnivå i nordøstlige Norskehavet. Til høyre: mulig utbyggingsløsning gitt et lavt aktivitetsnivå (OD 2012).

2.4 Oljetyper

For modellering av oljeutslipp anbefaler Oljedirektoratet en oljekvalitet av type Svale for lokasjonene i nordøstlige Norskehavet. For modellering av kondensatutslipp anbefales Huldra kondensat å legges til grunn.

Svale er en naftensk olje med en tetthet på 914 kg/m^3 med et lavt voksinnhold (2,12 vekt %), det lave voksinnholdet gir Svale et meget lavt stivnepunkt ($<-30 \text{ }^\circ\text{C}$). Forsøk viser at stivnepunktet holder seg stabilt lavt selv etter 5 dager med forvitring (SINTEF 2010). Oljen når et maksimalt vannopptak på 70 % (vinter $5 \text{ }^\circ\text{C}$) og 75 % (sommer $15 \text{ }^\circ\text{C}$) etter 9-12 timer på sjø. Vann-i-olje emulsjonen som dannes er stabil ved vintertemperatur ($5 \text{ }^\circ\text{C}$) og brytes kun delvis ved tilsetning av emulsjonsbryter. Svale viser et høyt potensiale for bruk av dispergeringsmidler ved alle predikerte vindforhold, med effektivitet fra 70 til 91 %. Svale er en relativt tung råolje, noe som gir den et lavt fordampningstap på ca. 12 % etter 5 dagers forvitring. Bakgrunnsinformasjonen for oljetype Svale er innhentet fra et forvitringsstudium gjennomført i 2010 (SINTEF 2010). Karakteristikk for Svaleoljen er sammenfattet i Tabell 2-7.

Tabell 2-7 *Parametere for Svale olje benyttet i oljedriftsmodelleringen (SINTEF 2010).*

Parameter	Svale råolje
Tetthet	913,8 kg/m ³
Maksimalt vanninnhold	75 % (sommer 15°C) 70 % (vinter 5°C)
Voksinnhold	2,12 vekt %
Asfalteninnhold	0,33 vekt %
Viskositet	257 cP (10s ⁻¹)

Huldra er et parafinsk kondensat (809 kg/m³) med et relativt høyt innhold av flyktige komponenter og lite asfalter (<0,01 vekt %) (SINTEF 1998). Et høyt innhold av flyktige komponenter medfører at kondensatet har et høyt fordampningstap på 40-50 % etter ett døgn. Et relativt høyt voksinnhold (5,2 vekt %) gjør at kondensatet hurtig emulgerer vann, men tar kun opp ca. 40 vol. % vann. Vann-i-olje emulsjonen som dannes er svært ustabil grunnet et lavt innhold av asfalter, det antas dermed at det er unødvendig med emulsjonsbrytere (SINTEF 1998). Fersk Huldra har et lavt stivnepunkt (-16 °C), dette øker til 27 °C for 250 °C+ residuet. Huldra kondensatet er dispergerbart opp til 200 °C+ residuet, 250 °C+ residuet er ikke dispergerbart da det høye stivnepunktet hindrer dispergeringsmidlet å trenge inn i kondensatet. Bruk av kjemiske dispergeringsmidler er likevel meget effektivt den første tiden etter søl (0,5 uker). Viskositeten til fersk olje er 4 cP, denne øker til 1000 cP etter noen dager med forvitring. Bakgrunnsinformasjonen for Huldra kondensat er innhentet fra et forvitningsstudium gjennomført i 1998 (SINTEF 1998). Karakteristikk for Huldra kondensat er sammenfattet i Tabell 2-8.

Tabell 2-8 Parametere for Huldra kondensat benyttet i oljedriftsmodelleringen (SINTEF 1998).

Parameter	Huldra kondensat
Tetthet	809 kg/m ³
Maksimalt vanninnhold	40 %
Voksinnhold	5,2 vekt %
Asfalteninnhold	<0,01 vekt %
Viskositet	4 cP (10s ⁻¹)

3 KUNNSKAPSSTATUS

I forbindelse med kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i den nordøstlige delen av Norskehavet er det nødvendig med en grundig evaluering av de potensielle miljøeffektene et oljeutslipp i disse områdene vil kunne medføre. I følgende kapittel vil vi først trekke fram noen spesielle egenskaper ved økosystemet i Norskehavet nordøst. Deretter oppsummeres erfaringer fra tidligere uhellsutslipp på norsk sokkel og andre relevante farvann. Kunnskap om miljøeffekter som er blitt dokumentert etter Macondo utblåsningen i Mexicogolfen blir også belyst. Avslutningsvis diskuteres hvilke kunnskapsbehov som bør dekkes for å bedre kunne forutsi økosystemers følsomhet ovenfor oljesøl.

3.1 Økosystemer i Norskehavet – sårbarhet for olje

Norskehavet nordøst er et spesielt habitat på grunn av den korte sommersesongen, vinterkulde og spesielle lysforhold. Miljøet er preget av store sesongmessige forandringer i noen fysiske parametere som lys og temperatur og gjennomgår i tillegg store årlige klimavariasjoner. Dette skyldes i stor grad variasjoner i temperatur i det innstrømmende atlantehavsvannet, i mengden av kaldt arktisk vann fra vest og i varmetap fra hav til atmosfæren. Det innstrømmende varme atlantehavsvannet gjør at Norskehavet er isfritt og har høy biologisk produksjon. Norskehavet er også preget av variasjon i biologiske faktorer. Dette gjelder spesielt variasjoner i artsutbredelse. Artene beveger seg ofte over store områder for å beite og kan samles i store flokker der næringstilgangen er god. Dette gjør at sjøfuglene for eksempel har et svært dynamisk utbredelsesmønster i vintersesongen. Sommersesongen domineres derimot av hekkende bestander. Adferdsmønsteret påvirker følsomheten for oljesøl. I og med at artene kan være konsentrert på relativt små områder, kan forurensing ramme en stor del av bestanden. Dersom oljesølet treffer fuglekolonier, 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 forurensing 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 her, enn i strøk med mindre variasjon i artsutbredelse. Økosystemene strekker seg også over store geografiske områder, slik at ødeleggelser i et område kan gjenopprettes ved immigrasjon av arter fra omkringliggende områder.

Strukturen i økosystemene og lengden av næringskjeden er med på å avgjøre økosystemers følsomhet ovenfor oljeforurensning. Økosystemer som består av korte næringskjeder, der noen få arter er nøkkel-ledd i overføring av energi til andre ledd i næringskjeden er mer sårbare enn andre. Dersom nøkkelartene blir skadet, eller forsvinner, vil det lett påvirke organismer både oppover og nedover i næringskjeden. Det er gjort studier som viser at lengden av næringskjeden er tilnærmet lik i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen, men 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). En annen viktig forskjell mellom Norskehavet og de andre norske havområdene er tilstedeværelsen av et organisk lag på mellom 400-800 meters dyp. Det organiske laget består hovedsakelig av små krepsdyr og forskjellige fiskearter som omsetter organisk materiale som synker ned fra de øvre vannlagene. Laget har trolig en funksjon tilsvarende funksjonen bunndyr har i Barentshavet og Nordsjøen.

De fleste artene i Norskehavet har byttedyr i ulike ledd av næringskjedene. Sei lever for eksempel av både plankton og fisk, og de største krillartene (planktonisk krepsdyr) spiser både dyre- og planteplankton. Hval og sel beiter både på dyreplankton og fisk. Eksempler på nøkkelarter i Norskehavet er raudåte og sild. Næringskjedene og sannsynligvis også økosystemenes produksjonsevne, vil kunne endre seg dersom disse artene blir påvirket. Raudåte utgjør en stor del av den totale dyrebiosmassen i Norskehavet, og er et viktig element i næringskjeden som føde for blant annet store fiskebestander. Silda beites på av en rekke arter fra torsk og sei til hval og sjøfugl, og sildas gyteprodukter er viktig føde for fisk, flere sjøfuglarter og en rekke bunndyr og mikroorganismer.

Generelt er kunnskapen om utbredelse av nøkkelarter, bestandenes status og trender godt dokumentert i havområdet (von Quillfeldt m fl 2010). I den siste rapporten fra overvåkningsgruppen blir de fleste fiskebestander vurdert til å være i god forfatning mens det for flere arter av sjøfugl har vært sterk bestandsnedgang de siste 10 år. For sjøpattedyr vurderes tilstanden som stabil. Flere nye arter er observert introdusert og flere arter enn tidligere er vurdert som truet. (Sunnanå m.fl 2012)

Miljøtilstanden i Norskehavet er generelt vurdert som god (forvaltningsplanen), men det er kjent at miljøtilstanden i havområdet påvirkes av miljøgifter som transporteres over store områder med luft og havstrømmer. Det er rapportert at innholdet av kvikksølv ligger over miljøkvalitetsstandarden i prøver fra flere arter og i enkeltindivider av blåkveite og torsk er det funnet dioksiner og dioksinlignende PCB er i konsentrasjoner som ligger over grenseverdien for mattrygghet (Sunnanå m.fl 2012). Det er usikkert i hvilken grad miljøgifter påvirker økosystemenes følsomhet for andre ytre påkjenninger.

Klimaendringer, som følge av økt innhold av menneskeskapte drivhusgasser som CO₂ og CH₄ i atmosfæren er en annen mulig stressfaktor for økosystemer i Norskehavet. Predikerte effekter inkluderer stigende havnivå, endringer i havstrømmer, saltinnhold, sol- og UV-stråling. Det er stor usikkerhet knyttet til hvor raskt klimaendringene vil finne sted og hvordan de vil påvirke havmiljøet i Norskehavet.

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 (CO_3^{-2}). Karbonat er nødvendig for at marine kalk-avhengige arter som plankton, skalldyr og fisk skal danne kalsium karbonat (CaCO_3)- skall og skjelett. . Forsuring vil kunne ha en betydelig påvirkning både på plante- og dyreplankton. Mange av planktonartene har kalkbasert skall og vil være sårbare for forsuring av havet. Endring i artssammensetningen kan ha en stor betydning for planktonspisende organismer. Det er allerede påvist en svak forsuring i dypvannet i Norskehavet og merkbare endringer er forventet i løpet av de nærmeste tiårene (von Quillfeldt m fl 2010).

For en detaljert beskrivelse av arter og naturtyper i Norskehavet nordøst henvises det til en detaljert ressursbeskrivelse under kapittel 4.

3.2 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 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, fjærdrakt 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.

Flyktige aromatiske forbindelser som benzen, toluen, etyl-benzen og xylen (BTEX) kan utgjøre opp til 5 % av råolje. Dette er giftige forbindelser som kan føre til dødelighet (Neff m fl 2002). På grunn av rask fordamping i tempererte strøk blir de ikke vanligvis inkludert i risikovurderinger av oljeutslipp, men de lave vintertemperaturene i Norskehavet nordøst kan føre til at eksponeringstiden her bli lengre. Spesielt for hval og sel som kommer til overflaten for å puste kan denne effekten være av betydning.

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 (Bla Gil m fl 2000, Billard 2008, Holth m fl 2009). Studier av zebrafisk og sildeembryoer indikerer at toksisiteten først og fremst skjer via trisykliske PAHer (Hylland 2006).

I regi av forskningsprogrammet PROOFNY er det gjort en rekke studier av nivåer og biologiske effekter av produsert vann (Bakke m fl 2012). Det har vært størst fokus på PAHer og alkylfenoler, både på grunn av forekomst og kjente toksiske virkninger. Flere av arbeidene viser at stoffer i produsert vann kan forstyrre kjønnsutvikling og reproduksjon hos fisk (bla Meier 2007, Tollefesen m fl 2007 Thomas m fl 2009, Meier m fl 2011). I tillegg til en rekke naturlige stressreaksjoner hos fisk og andre marine dyr er det også rapportert om DNA-skade, celledød og endret fettsyresammensetning. De rapporterte effektene er imidlertid påvist ved konsentrasjoner som normalt kun finnes i vannmasser et par km fra utslippene, men gir viktig informasjon om stoffenes virkningsmekanismer som kan være relevant ved andre eksponeringsscenarier.

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 av betydning ved et oljesøl i Norskehavet i sommersesongen.

3.3 Effekter på naturressurser etter uhellsutslipp av olje

I Norge har vi opplevd to store og mange små uhellsutslipp på sokkelen. Det største var Bravo-utblåsningen på Ekofisk feltet i 1977, der 12000 kubikkmeter med olje slapp ut før brønnen ble stengt. I 2007 røk en lasteslange ved Statfjord A og 4000 kubikkmeter olje lekket ut. I begge tilfellene ble konsekvensene for miljøet rapportert som små og kortvarige (HI 2007). Kartlegging av konsekvenser på fisk og miljø etter oljeutslippet fra Statfjord A

Erfaringer etter oljeutslipp i forbindelse med de fire største oljeutslipp fra fartøy i de norske kystfarvann i de siste ti årene; «Rocknes» – forliset i 2004, «Server»- forliset i 2007, «Full City»-forliset i 2009 og «Godafoss»-forliset i 2011, har nylig blitt sammenstilt av Boitsov m fl (2012). Dette gjelder kystnære skipshavarier med utslipp av tung bunkersolje og ikke uventet er det naturressurser i sjøoverflaten, de øvre deler av vannsøylen og strandsonen som blir mest utsatt. Miljøundersøkelsene som ble utført i etterkant av ulykkene var av ulikt omfang. Til tross for at store naturlige variasjoner har gjort det utfordrende å vurdere miljøskaden knyttet til hvert av utslippene konkluderte. Sjøfugl er ofte mest utsatt for skade, men virkningene av hendelsene ble rapportert som kortvarige på grunn av tilsig av individer fra omkringliggende områder.

Innen analyseområdet har det tidligere forekommet flere akuttutslipp av olje – fra skip. Noen eksempler er *Gallic Stream* ved Hamarøy (1975), *Deifovos* utenfor Sør-Helgeland (1981), og olje av ukjent opprinnelse utenfor Troms (1982). Den største mengden var tilknyttet *Deifovos* (1000 tonn) og olje rammet betydelige strandområder og anslagsvis 20-30 000 sjøfugl på Helgelandskysten (Moe m.fl., 1993). Skadevirkning på strandvegetasjon ble omtalt som liten, men ingen oppfølging av langtidsvirkninger ble gjennomført. Situasjonen antas restituert naturlig i løpet av en periode på ett til tre år.

Konsekvensene av oljesølet etter Exxon-Valdez ulykken i sub-Arktiske strøk av Alaska er alvorligere enn det som er rapportert for uhellsutslipp langs Norskekysten og en rekke negative effekter på kyst-økosystemet er dokumentert (Peterson m fl 2003). Det best undersøkte oljeutslippet til nå og til tross for at det er over 20 år siden utslippet skjedde (1989), trekker forskere lærdom fra 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 m fl (2003), som konkluderte med at lavkonsentrasjonseksposering av persistente restoljekomponenter fra Exxon Valdez utslippet fortsatt forårsaker effekter på økosystemet.

Ekspløsjonen 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.

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 genuttrykk og vevsmorfologi i tillegg til unormalt protein uttrykk hos både larver og voksne fisk (Whitehead m fl 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 nordost 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 inntil 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 Mexicogolfen er det siden mange år forbud mot fiskeri rettet mot denne arten i gulfen. 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 Mexicogolfen 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 listet i Tabell 3-1 lever på havbunn og blir fisket i den nordre del av gulfen fra Texas til Florida, i havdyp som strekker seg helt fra strandsonen (østers og blåkrabbe) via kystområder med 20-80 m vanddyp («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 er trolig at økologiske effekter av oljesølet ville ha vært synlige nå.

Bruken av dispergeringsmidler i etterkant av katastrofen ombord Deepwater Horizon riggen var kontroversiell av flere grunner, men 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 like store mengder dispergeringsmidler som følge et oljesøl offshore, totalt 7000 m³ ble brukt mens Macondo-brønnen 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 sjøbunn til tross for at brukte dispergeringsmidler ikke hadde vært testet for bruk subsea på forkant. Det ble heller ikke satt opp noen begrensinger av amerikanske myndigheter for bruk av dispergeringsmidler i etterkant av katastrofen, hverken tids- eller volumbaserte begrensinger.

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 volumer

(«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 monitorering av spredningsmønster av oljeflak og dispergeringsmidler i dypt vann. DOSS er den viktigste tensiden i Corexit-produktene. Disse undersøkelser 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 oljeflak på dypt vann med lengder opp til 300 km. Måleresultater fra fire ulike tokt bekreftet at oljen hadde opprinnelse i Macondo-utblåsing.

En 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 oljeflak 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 statisk 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 isteden 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 undersøkelser 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 monitorert 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 observasjoner 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 m fl 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 sålt sjømat fra gulfen på det lokale markedet. Den skeptiske holding som 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 utblåsingene enn oljen i seg selv. Det forringete 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 Norskehavet som gjør at en direkte sammenligning av miljøkonsekvenser ikke er mulig. (Risikogruppen 2010). For eksempel drives produksjonen av dyre og planteplankton i

Mexicogolfen av upwelling og er ikke avhengig av en sesongvis stabilisering av de øvre vannlag som i våre strøk danner grunnlaget for våroppblomstringen. Det er også andre fiskearter og større diversitet av fisk i Mexicogolfen. En annen viktig forskjell er også at fiskearter i Norskehavet generelt gyter i begrensede perioder og områder. Når det gjelder sjøpattedyr, er delfinarter dominerende i Mexicogolfen, mens Norskehavet er et viktig beite og vandringsområder for hval. Videre er det også store ulikheter i sjøfuglsamfunnet mellom de to områdene, og det kan se ut som at nordlige deler av Norskehavet har flere arter som er mer sårbare ovenfor oljeforurensning sammenlignet med Mexicogolfen (Risikogruppen 2010). Til tross for en rekke ulikheter i naturmiljøet er det viktig å lære av erfaringer og kunnskap som opparbeides i kjølevannet av hendelsen.

3.4 Kunnskapsmangler

Kunnskapen om enkeltarters sårbarhet ovenfor oljeforurensning øker stadig. Det er imidlertid ikke gjort studier av alle relevante arter, selv om kunnskap om konsekvenser for en art ofte muliggjør vurderinger også for andre beslektede arter. Kunnskapen om økosystemeffekter, dvs. hvordan skade på en økosystemkomponent (for eksempel en fiskepopulasjon) vil påvirke andre økosystemkomponenter (for eksempel sjøfugl eller sjøpattedyr), er mindre kjent. Det må understrekes at enkeltarters sårbarhet for oljeforbindelser ikke alene kan benyttes som et mål for å vurdere økosystemers sårbarhet for fremmedstoffer. Vel så viktige momenter i en slik vurdering er utslippsforhold, klima, sesongvariasjon i økologi og artsutbredelse samt øvrige ytre påkjenninger som havforsuring og miljøgifter. I en ny rapport fra forskningsrådet (Bakke m fl 2012) som oppsummerer resultater fra forskningsprogrammet PROOFNY konkluderes det med at det er et stort behov for økt kunnskap om hvordan disse faktorene påvirker den totale økologiske sårbarheten ovenfor olje og andre utslipp fra petroleumsvirksomhet.



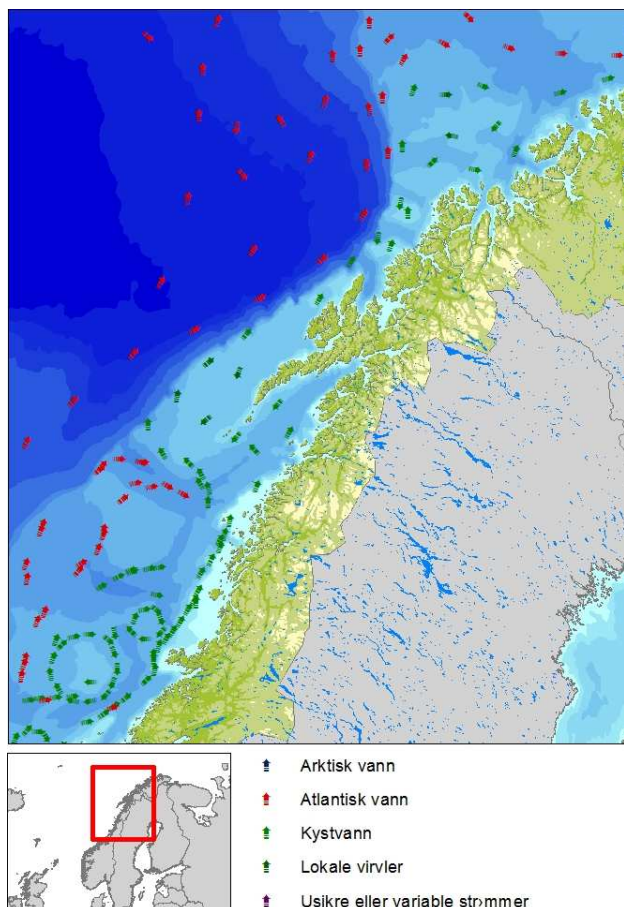
4 RESSURSBESKRIVELSE OG EFFEKTGRENSER FOR OLJEPÅVIRKNING

I foreliggende kapittel gis en beskrivelse av naturressursene innen utredningsområdet til den nordøstlige delen av Norskehavet, sammen med mulige effektgrenser for påvirkning av et oljeutslipp for de ulike artene.

En generell ressursbeskrivelse av forvaltningsområdet Norskehavet er gitt i Helhetlig Forvaltningsplan for Norskehavet (DN & HI 2007). Det er i det følgende gitt en kort oppsummering av de mest sårbare artene i Norskehavet i forhold til mulige konsekvenser av oljeutslipp. Ressursgrunnlaget ved Jan Mayen blir beskrevet i en separat rapport.

4.1 Fysisk miljø

Norskehavet er havområdet mellom Norge, Island, Grønland og Svalbard og domineres av to dypvannbassenger; Norskehavsbassenget og Lofotbassenget, med dybder på mellom 300 og 400 meter. Området er preget av nordgående strømmen, hvor den norske kyststrømmen forårsaker virvler i de grunnere områdene inne ved kysten (se Figur 4-1). Den norske kyststrømmen er svært viktig for transport og fordeling av planktoniske organismer, og fiskeressursene varierer med dybdeforholdene, mengdene ferskvann fra elver, samt vindretningen og vindstyrken. Den fremherskende strømretningen er nordlig, og egg og larver som gytes i søndre del av Norskehavet fraktes nordover med strømmene (Sætre 1999). Norskehavet er preget av både årlige og sesongmessige klimaendringer. Dette skyldes variasjoner i temperaturen i innstrømmende atlantehavsvann og mengden kaldt arktisk vann som strømmer inn fra vest. Det innstrømmende varme atlantehavsvannet gjør at Norskehavet er isfritt. Økosystemet i Norskehavet består av en forholdsvis enkel næringskjede og relativ lav biodiversitet. Derimot finnes de dominerende livsformene i store mengder og Norskehavet har høy biologisk produksjon (NINA 2008).



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

4.2 Sjøfugl

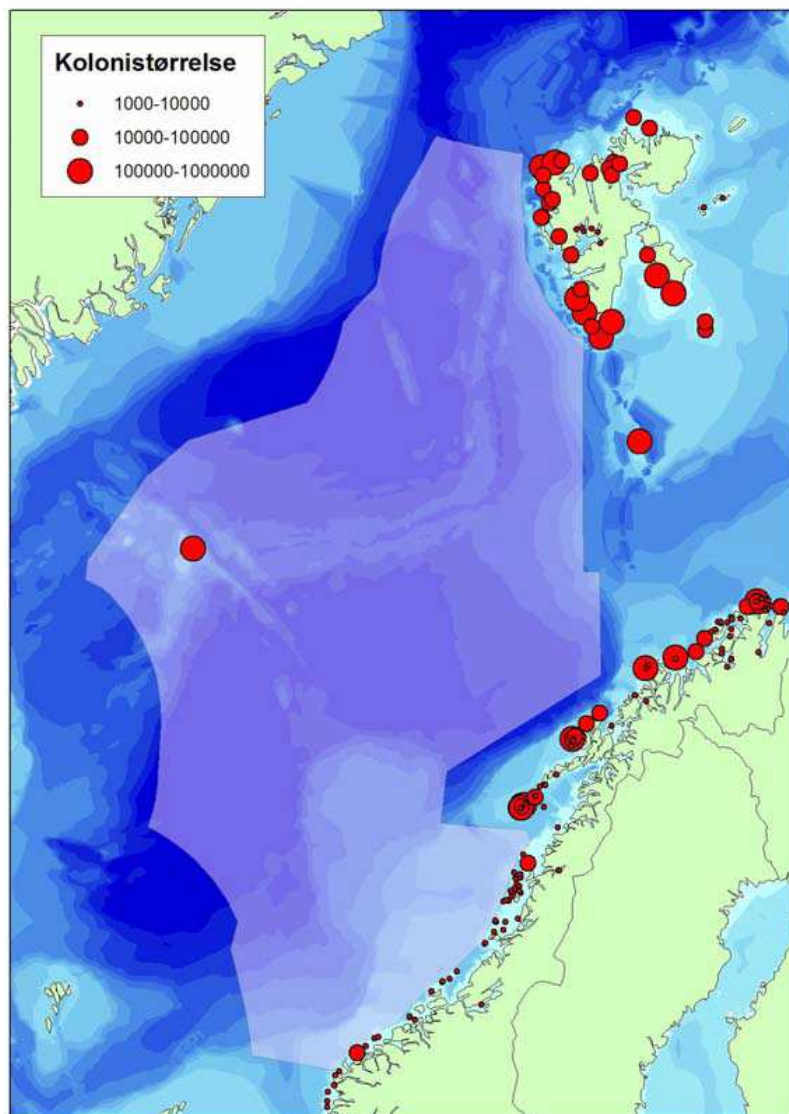
4.2.1 Introduksjon

Norskehavet er et viktig område for noen av de største forekomstene av sjøfugl i nordøst Atlanteren og i hekketiden er det over 1,6 millioner sjøfugl knyttet til havområdet (NINA 2008). Området rundt Lofoten-Vesterålen og Barentshavet er spesielt viktig for sjøfugl og siden sjøfuglbestandene i nord må sees i sammenheng og derfor beskrives artenes utbredelse både i Norskehavet og Barentshavet i denne rapporten. En rekke store forekomster av kolonihekkende sjøfugl er knyttet til de gode næringsbetingelsene som finnes her. En oversikt over de største sjøfuglkoloniene langs Norskekysten er gitt i Figur 4-2.

Sjøfugler er arter som helt eller delvis er avhengige av havet for næringstilgang. Typiske sjøfugler som havhest, havsule, skarver, alkefugler i tillegg til en del måkefugler og enkelte andefugler, tilbringer det meste av tiden til havs. Andre arter som f.eks. lappedykkere, lommer andefugler og noen måkefugler er kun periodevis avhengig av havet. Dette kan være i forbindelse med myting (fjærfelling) og overvintring (NINA 2008).

Den viktigste kilden til utbredelse av sjøfugl i Norge er NINAs Sjøfugldatabase og Norsk Polarinstitutt's 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 båttransektorer utenfor grunnlinjen.



Figur 4-2 Store sjøfuglkolonier på fastlandet, Svalbard, Bjørnøya og Jan Mayen (HI og DN 2007). Merk at kartutsnittet dekker hele Forvaltningsområdet for Norskehavet, ikke bare Norskehavet nordøst.

4.2.2 Ressursbeskrivelse

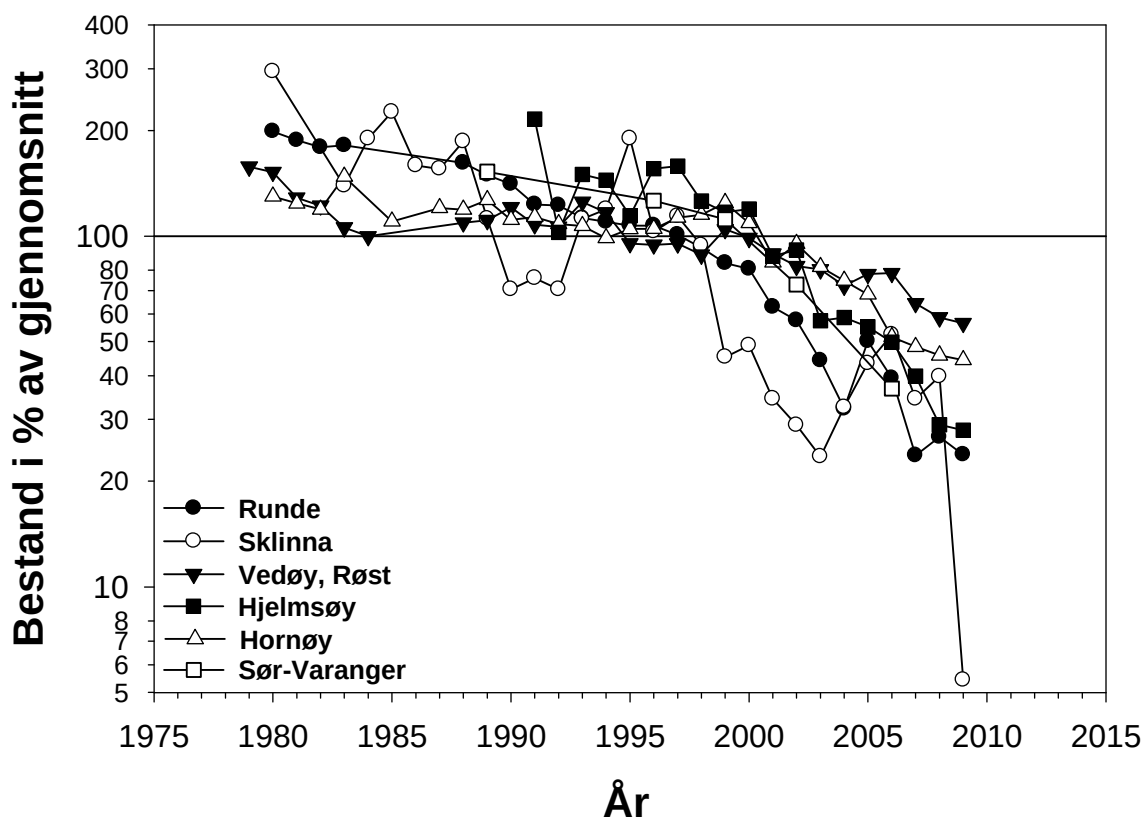
I Brude m fl. (2003) ble det, basert på Systad m fl. (2003), gitt en detaljert ressursbeskrivelse for fordeling av sjøfugl i Lofoten og Barentshavet og deres vitenskapelige verdi. Denne informasjonen er stadig gjeldende, og vi vil derfor her nøyes med å beskrive de endringer som er skjedd for sjøfuglbestandene i perioden 2003-2011, samt den kunnskap som i de mellomliggende årene er tilveiebrakt. 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 blitt 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 Nordatlanteren), 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. Bestanden på Bjørnøya øker. Bestanden på 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. Gjennomsnitt 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, Røstområdet, 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).

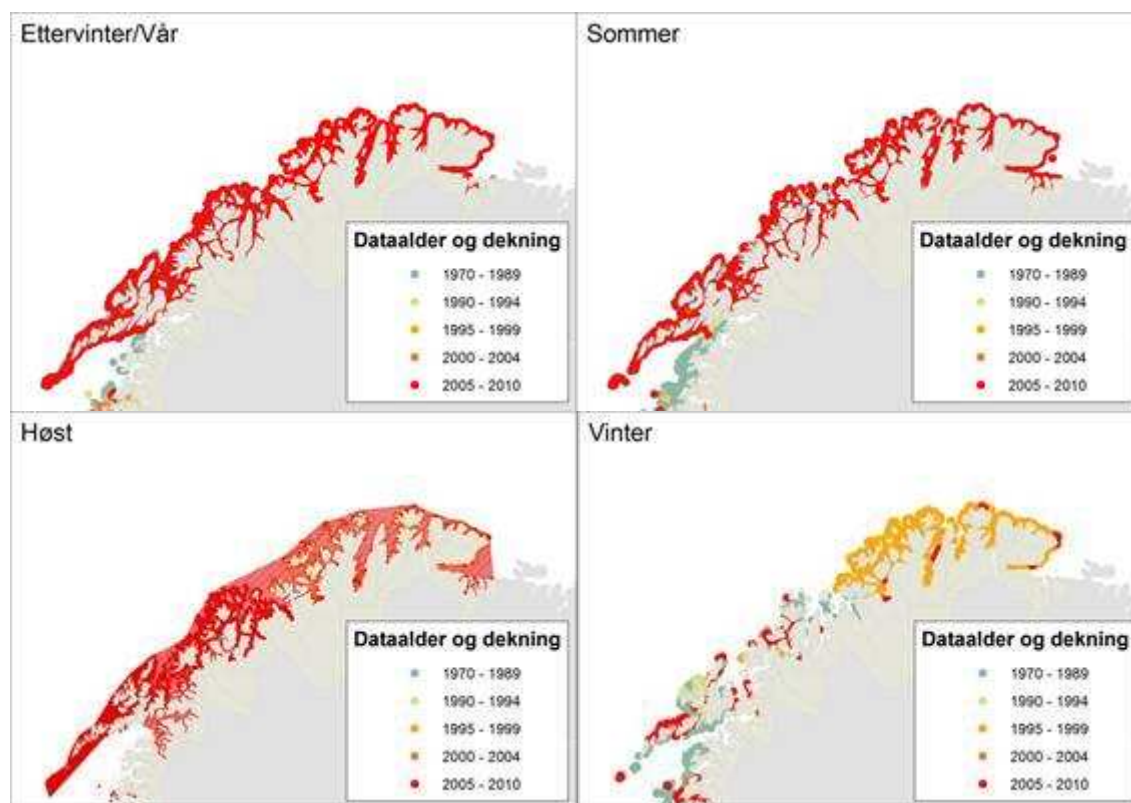
Art	Estimert populasjonsstørrelse				Totalt (avrundet)
	Barentshavet	Norskehavet	Nordsjøen	Skagerrak	Antall par
Havhest	100	7.500	1.500	20	9.000
Havsule	1.750	2.750	0	0	4.500
Storskarv, underart <i>carbo</i>	10.000	20.000	0	0	30.000
Toppskarv	6.000	13.000	5.000	0	24.000
Ærfugl	35.000	100.000	40.000	15.000	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 Kysttilknyttede sjøfugler

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 2005-2008, 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 SEAPOP 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 SEAPOP, med unntak av perioden desember til februar (vinter). Hele området er kartlagt i mars (Seapop 2011/2012). Dataalder og dekningsgrad for kartleggingen langs kysten av fastlandet er vist i Figur 4-4.



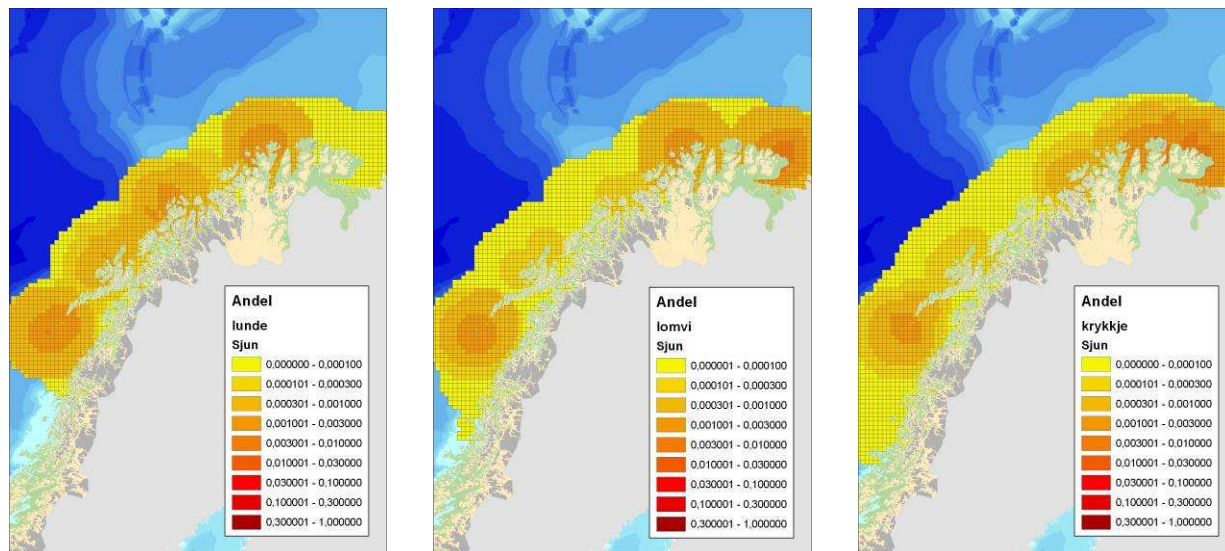
Figur 4-4 Dataalder og kartlegging/dekning langs kysten av fastlandet på norsk side til forskjellige årstider.

Lunde er som tidligere nevnt, 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 er den største kolonien (>500 000 par), mens Gjesvær i nord er den nest største med over 400 000 par (Figur 4-5). Mellom disse ligger flere store kolonier, f.eks. Fuglenykene og Bleik i Vesterålen, Sør-Fugløy og Nord-Fugløy i Troms og Hjelmsøya like ved Gjesværstappan i Finnmark.

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

Krykkje er som nevnt den nest mest tallrike sjøfuglen i fastlands-Norge. De største koloniene ligger i Finnmark, spesielt øst for Nordkapp. Før 1986 hekket det i Syltefjord over 100 000 par

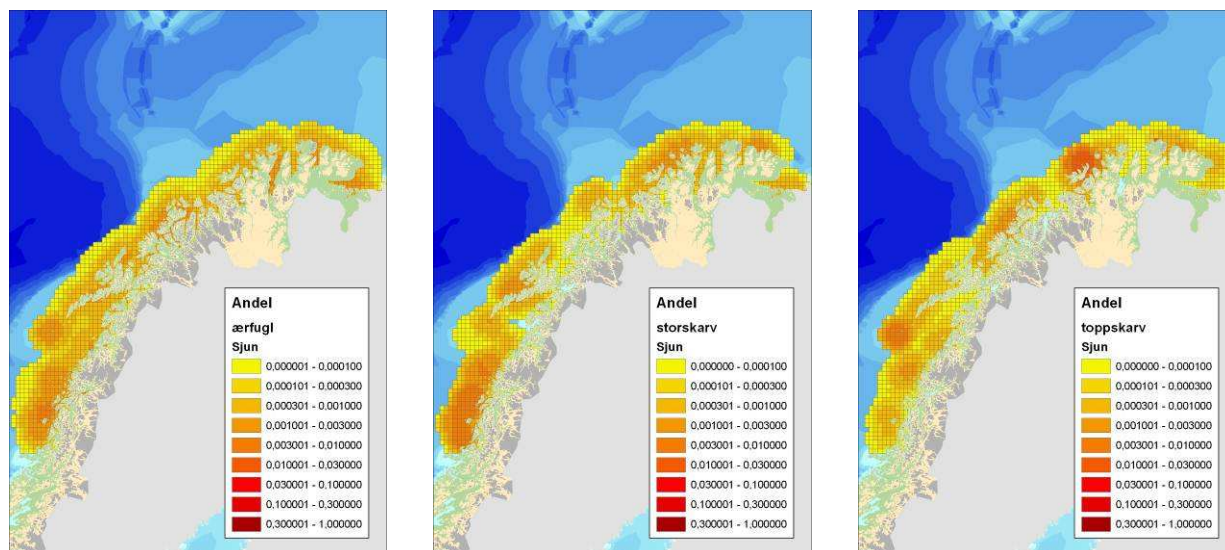
krykkje, og kolonien på Omgangsstauran (Nordkyn) var på over 70 000 par i samme periode. Kolonien i Syltefjord er nå under 40 000 par (2008). Nedgangen etter 2000 har imidlertid vært stor i hele området, slik at fordelingen av arten ikke har endret seg vesentlig (Figur 4-5).



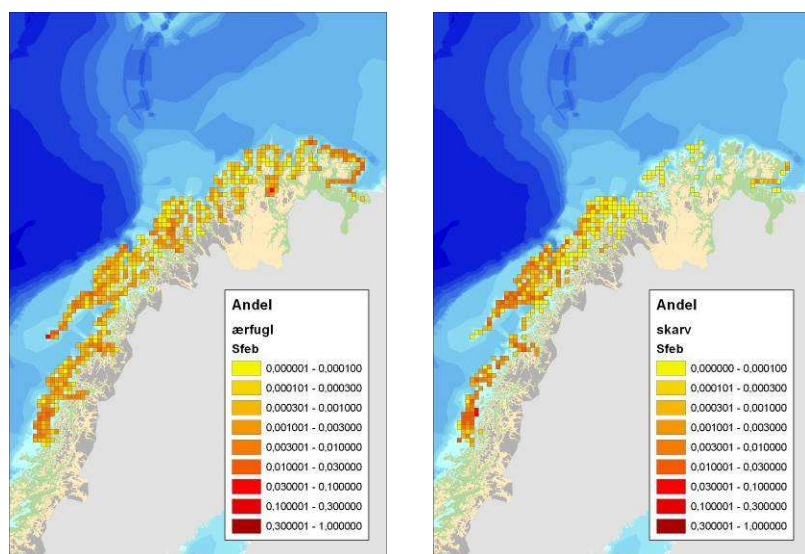
Figur 4-5 Geografisk fordeling av lunde, lomvi og krykkje i hekketiden, fordelt innenfor aksjonsradiusen til de forskjellige artene (Systad, G./DNV og NINA 2010).

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 (Systad, G./DNV og NINA 2010).



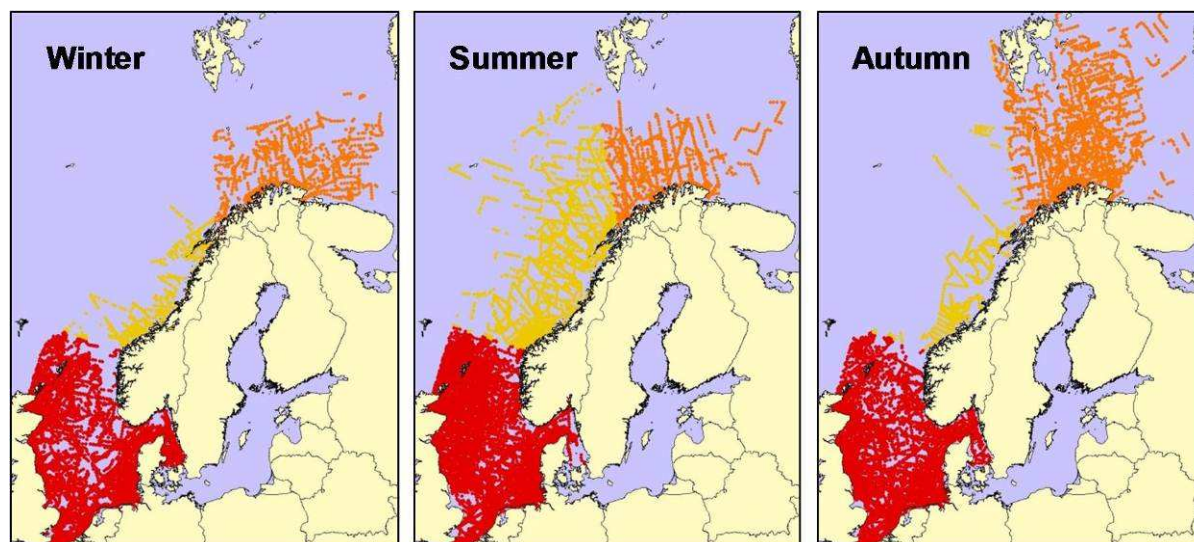
Figur 4-7 Geografisk fordeling av ærfugl og skarv utenom hekketiden, februar måned (Systad, G./DNV og NINA 2010).

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/h. 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 i Tabell 4-2.



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 de to siste er brukt i dette arbeidet.

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

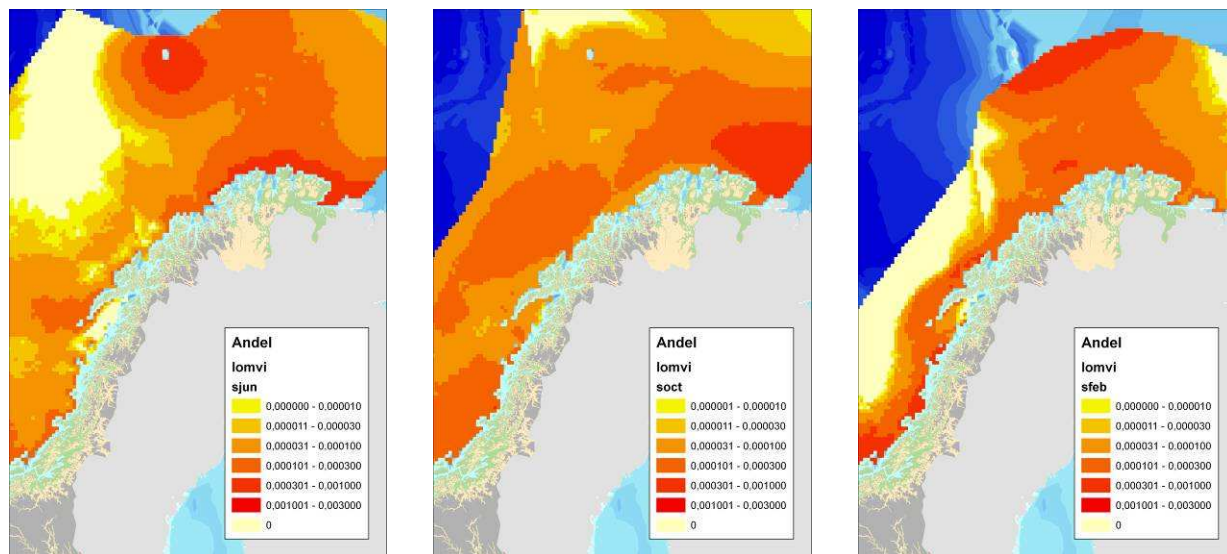
Tids-Periode	Norskehavet			Barentshavet		
	Vinter	Sommer	Høst	Vinter	Sommer	Høst
1980-85	66	165	0	0	1 182	0
1985-90	4 022	5 797	2 625	6 702	7 855	6 384
1990-95	4 830	15 106	5 806	8 974	3 207	683
1995-00	416	1 024	255	0	0	0
2000-05	0	137	58	0	0	7 639
2005-08	194	10 969	844	1 396	4 819	20 009
TOTAL	9 528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

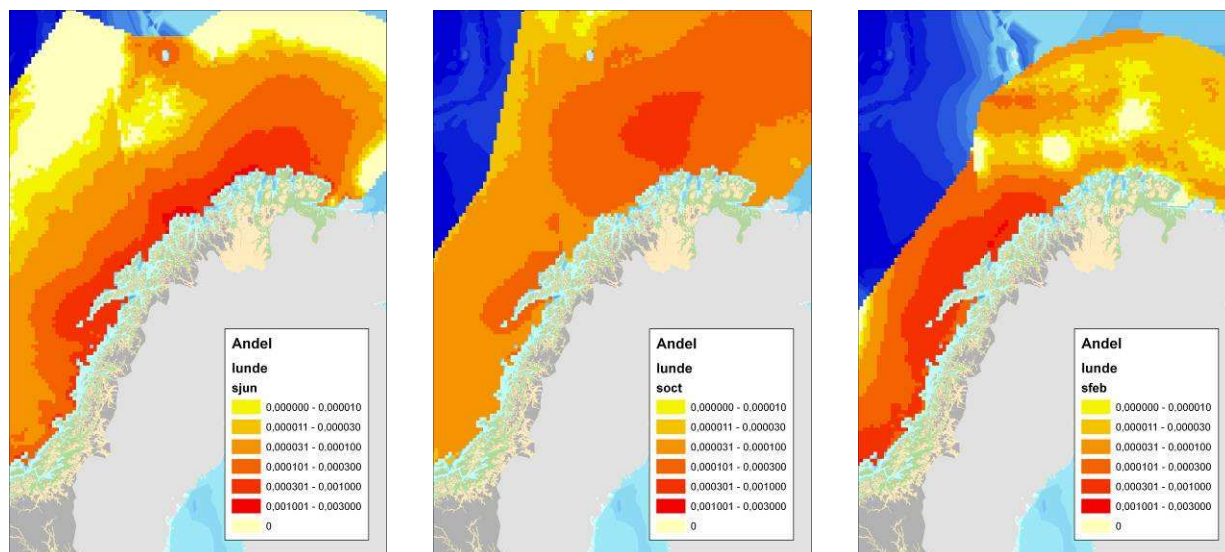
kysten av Finnmark. Også ved Røst viser modelldataene forekomster, om enn i noe lavere tettheter (Figur 4-9).

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.



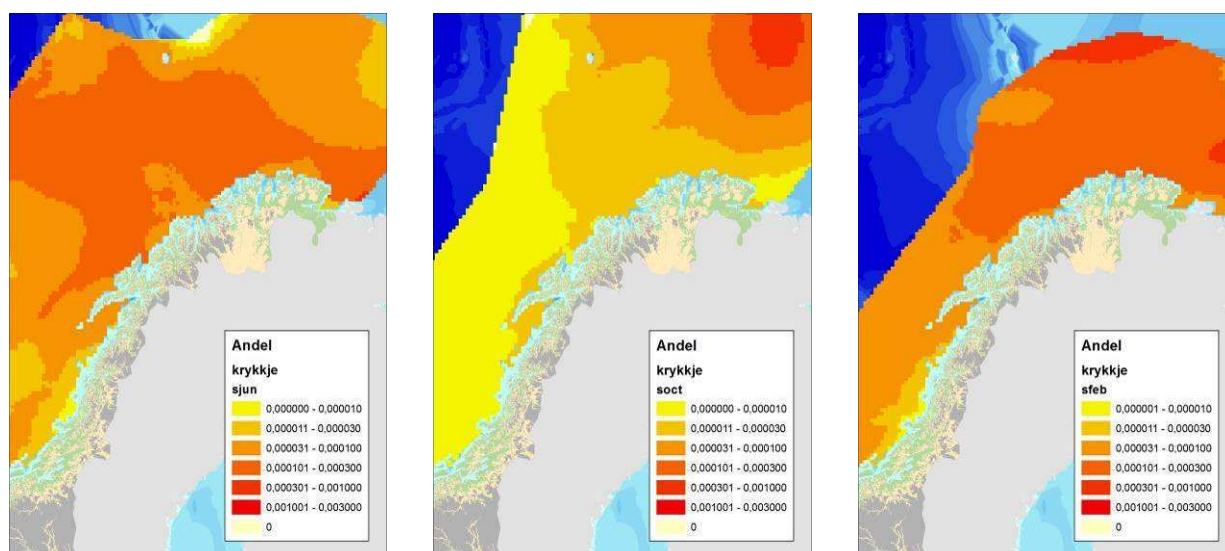
Figur 4-9 Geografisk fordeling av lomvi *Uria aalge* i Norskehavet og Barentshavet, i sommer (sjun), høst (soct) og vintersesongen (sfeb), basert på modellerte data (SEAPOPOP/Per Fauchald).

Utbredelsesdata for lunde (Figur 4-10) viser at i sommersesongen er tettheten 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 *Fratrula 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 og nordlige deler av Norskehavet i sommersesongen (Figur 4-11). 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 i vintersesongen.

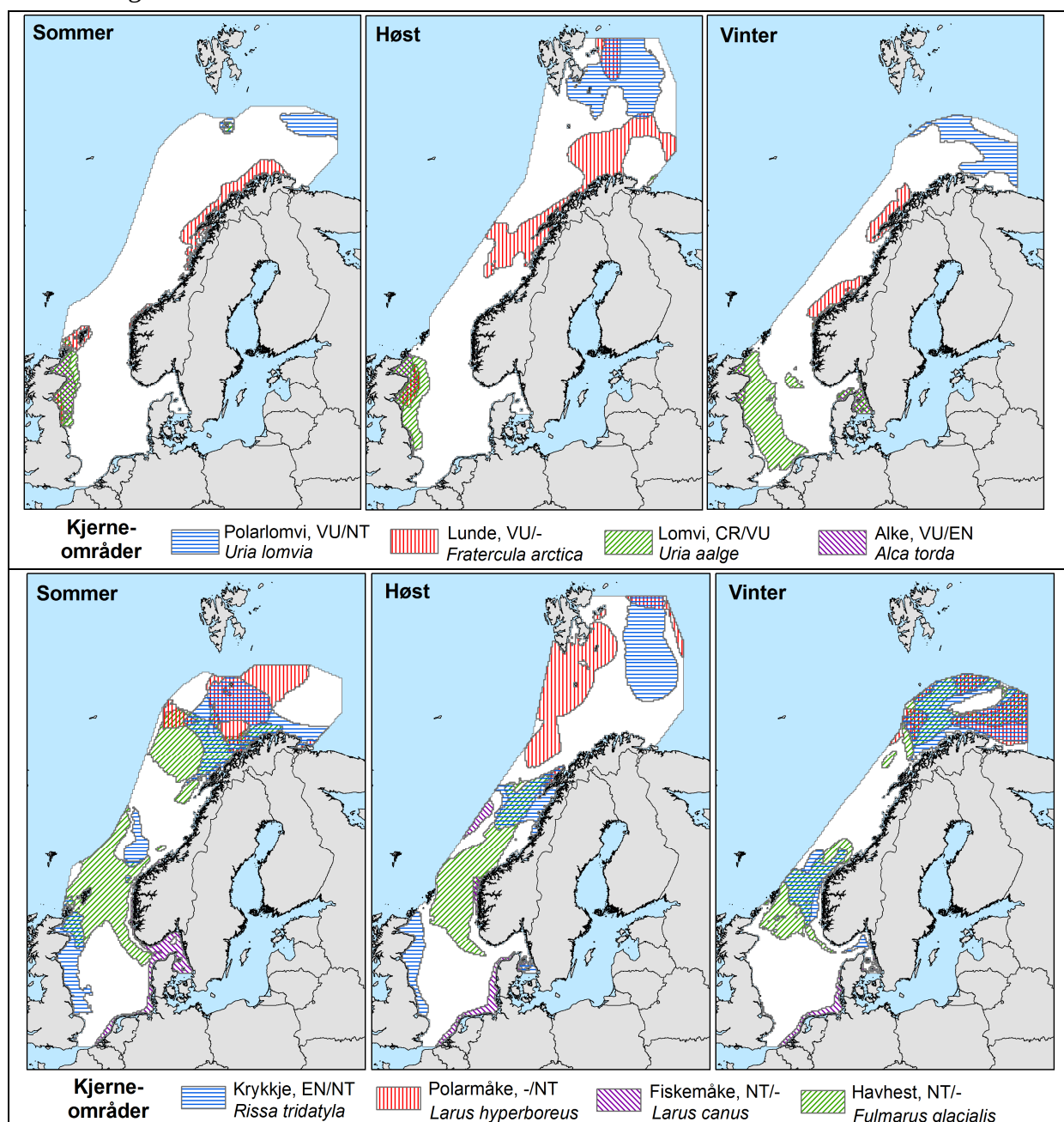


Figur 4-11 Geografisk fordeling av krykkje *Rissa tridactyla* i Norskehavet og Barentshavet, i sommer- (sjun), høst- (soct) og vintersesongen (sfeb) (SEAPOP/Per Fauchald).

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 opparbeidet for sjøfugl knyttet til åpent hav blitt beregnet spesielt

sårbare områder, eller kjerneområder for disse artene (Fauchald 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 lunde dekker deler av Norskehavet i alle sesonger (Figur 4-12). Området rundt Lofoten-Vesterålen er viktig i alle sesonger, mens den sørlige kystnære delen av Norskehavet inngår i kjerneområdet på vinterstid. Havhest og krykkje har kjerneområder i Norskehavet i alle sesonger, mens kjerneområdet til polarmåke og fiskemåke dekker deler av Norskehavet i høstsesongen.



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

4.2.7 Generell sårbarhet av olje på sjøfugl

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 åtselere 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 gruppens sårbarhet for olje).

Tabell 4-3 Forenklet fremstilling av de forskjellige gruppens 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 i fra 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, dette 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 livshistorie-parametere (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.	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	2
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

Norskehavet er et åpent økosystem, dvs. at det er forbundet med andre økosystem i større eller mindre grad. Mange av artene i Nord-Atlanteren forekommer bare i deler av Norskehavet, og/eller har en utbredelse som strekker seg utenfor dets grenser.

I nord forekommer det arter som hele året er tilknyttet iskant-økosystemet eller høyarktiske kystområder, blant annet grønlandshval, narhval, hvithval, storkobbe og ringsel. Disse forekommer i nordlige deler av Norskehavet om vinteren, tilknyttet drivisen.

Arter som blåhval, finnhval, vågehval og knølhval benytter områder i Norskehavet som beiteområder om sommeren i deres sesongmessige næringsvandring. Spesielt viktige områder er polarfronten, kontinentalsokkelen og eggakanten. Grønlandssel og klappmyss benytter Norskehavet til deres forplantning. Deler av bestandene kaster i Vestisen nord for Jan Mayen.

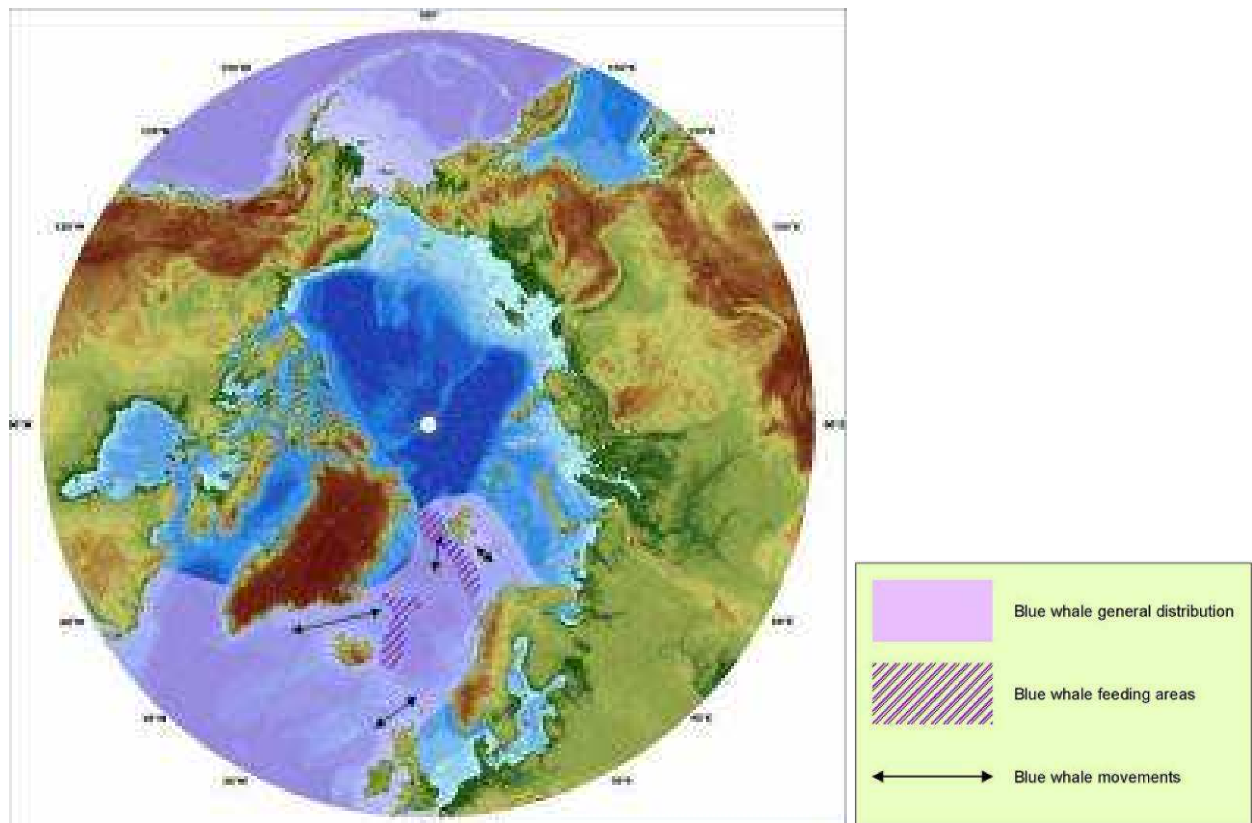
Sør i Norskehavet finner vi arter som er tilknyttet mer tempererte vannmasser, og disse omfatter blant annet spermhval, nebbhval, grindhval, nise, springere, seihval, Risso's delfin og Sowerby's spissihval. Disse benytter også Norskehavet primært til næringsformål.

Selartene steinkobbe og havert er primært tilknyttet de helt kystnære områdene langs norskekysten.

Hval

Grønlandshvalen er en bardehval som er sterkt knyttet til isfylte farvann gjennom hele året og forekommer hovedsakelig nord for Norskehavet. Bestanden er klassifisert som kritisk truet (CR) både i internasjonale konvensjonslister og i den nasjonale norske rødlisten på grunnlag av svært liten populasjon (Artsdatabanken 2010, DN & HI 2007).

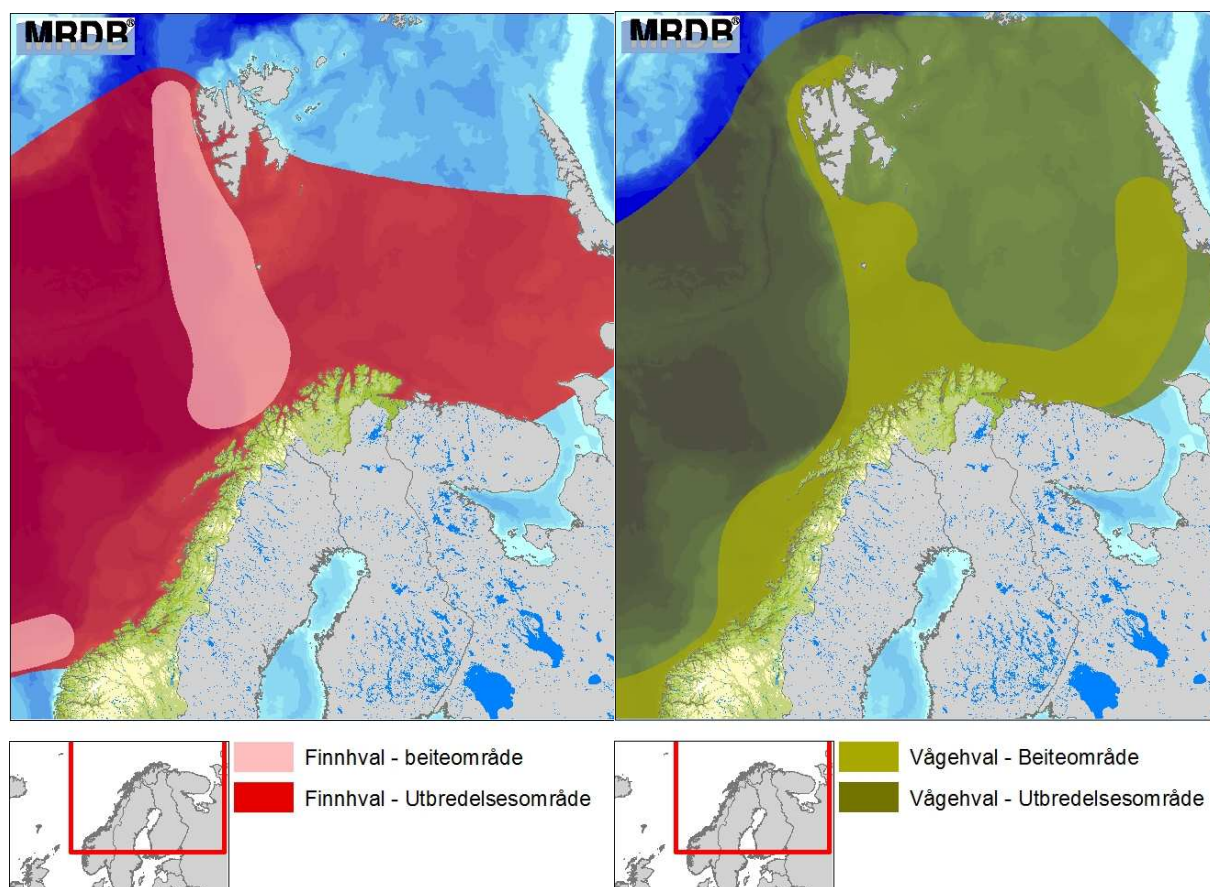
Blåhvalen er en bardehval som finnes i alle verdenshav og foretar lange sesongvandring utenfor kontinentalsokkelkantene (Figur 4-13). I Norskehavet finnes de oftest ved polarfronten hvor de hovedsakelig beiter på krill, men de kan trolig også ta små stimfisk. I dag finnes det trolig mellom 1 000 og 2 000 individer i våre farvann. Alle individene som oppholder seg i Norskehavet om sommeren er ansett som del av én bestand (Bjørge 2008). Arten er listet som nær truet (NT) på den nasjonale norske rødlisten.



Figur 4-13 Utbredelse av blåhval på den nordlige halvkule (DN & HI 2007).

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 (Figur 4-14). Den har ofte tilhold over dype havområder men kan forekomme over kystbanker og sokkelområder nær kysten.

Bjørge (2008) anser alle individene som oppholder seg i Norskehavet om sommeren som del av én bestand. Nå er bestanden sannsynligvis i en gjenvekstfase etter tidligere beskatning, og nærmer seg trolig bestandsnivået fra før beskatning. Bestanden i norsk farvann er beregnet til 5400 dyr. I områdene rundt Island var bestanden ca. 25000 i 2001 og med en økende trend (DN & HI 2007).



Figur 4-14 Utbredelse og beiteområde for finnhval (venstre) og vågehval (høyre) i nordiske farvann (HI 2007).

Vågehval finnes i alle havområder på den nordlige halvkule. En nærstående art (antarktisk vågehval), som er en mer spesialisert krillspiser, er tallrik på den sydlige 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, men kan også oppholde seg over dyphav, for eksempel i Norskehavet (Figur 4-14).

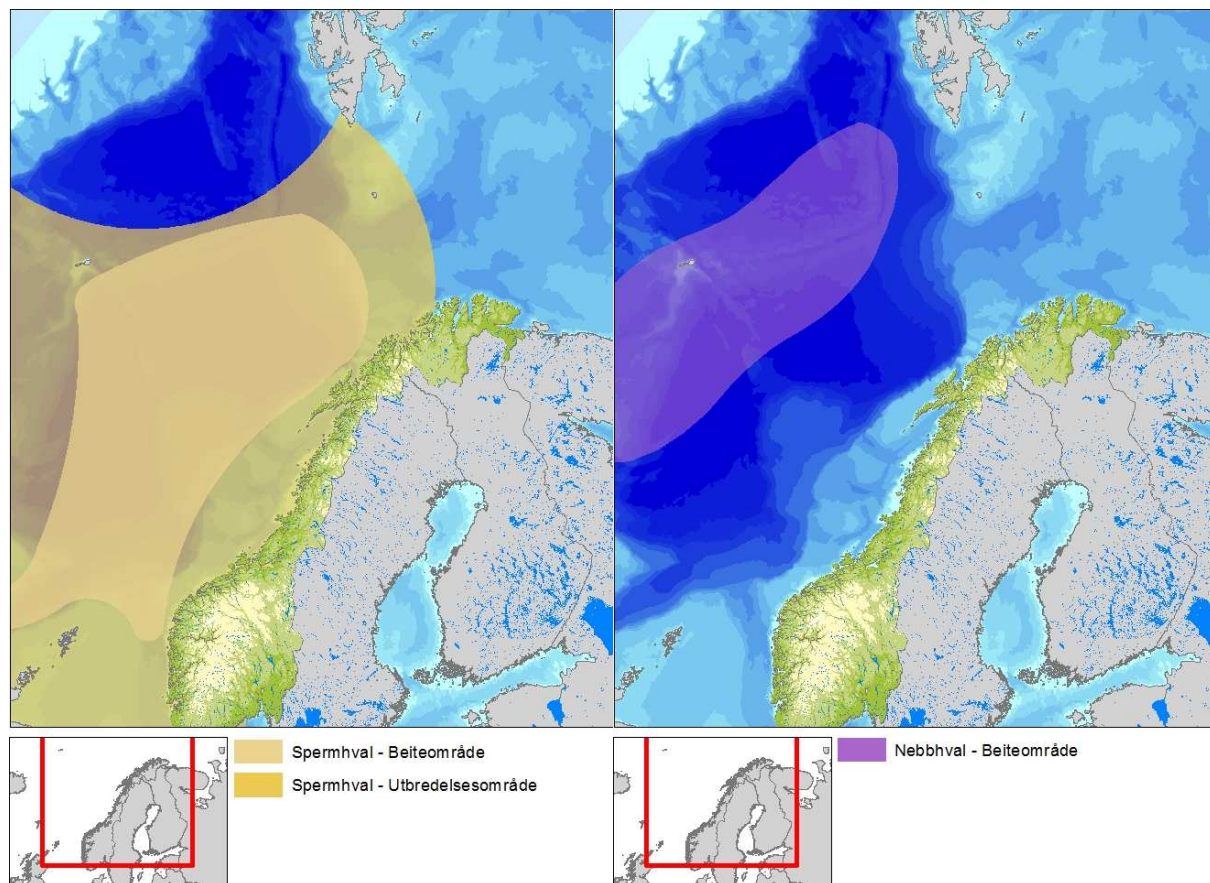
Havforskningsinstituttet gjennomfører årlige tellinger av vågehval med en geografisk fordeling av telleaktiviteten slik at hele utbredelsesområdet blir dekket i løpet av en seksårsperiode. Det er to bestander av vågehval som er relevante for utredningsområdet. Bestanden i Norskehavet kalles *sentralatlantisk* bestand og er beregnet til omtrent 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 omtrent 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 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 i Barentshavet 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.

Spermhvalen er en tannhval som finnes i alle verdenshav, og den reproduserende delen av bestanden har tilhold i områder mellom 45°N og 45°S hvor vanntemperaturen er over 15°C. Voksne hanner synes å ha mindre spesifikke temperaturkrav, og de finnes over dyphav og langs sokkelskråningene også i kaldtempererte områder. De kan dykke til over tusen meter og hovedføden er blekksprut som de fanger på dypt vann. I Norskehavet er det i dag omkring 6,000 spermhval, og de treffes som regel utenfor og langs eggakanten. Spesielt store ansamlinger finnes der det ser ut som topografien bidrar til konsentrasjon av byttedyr som for eksempel ved Bleiksdypet vest av Andøya (Figur 4-15).

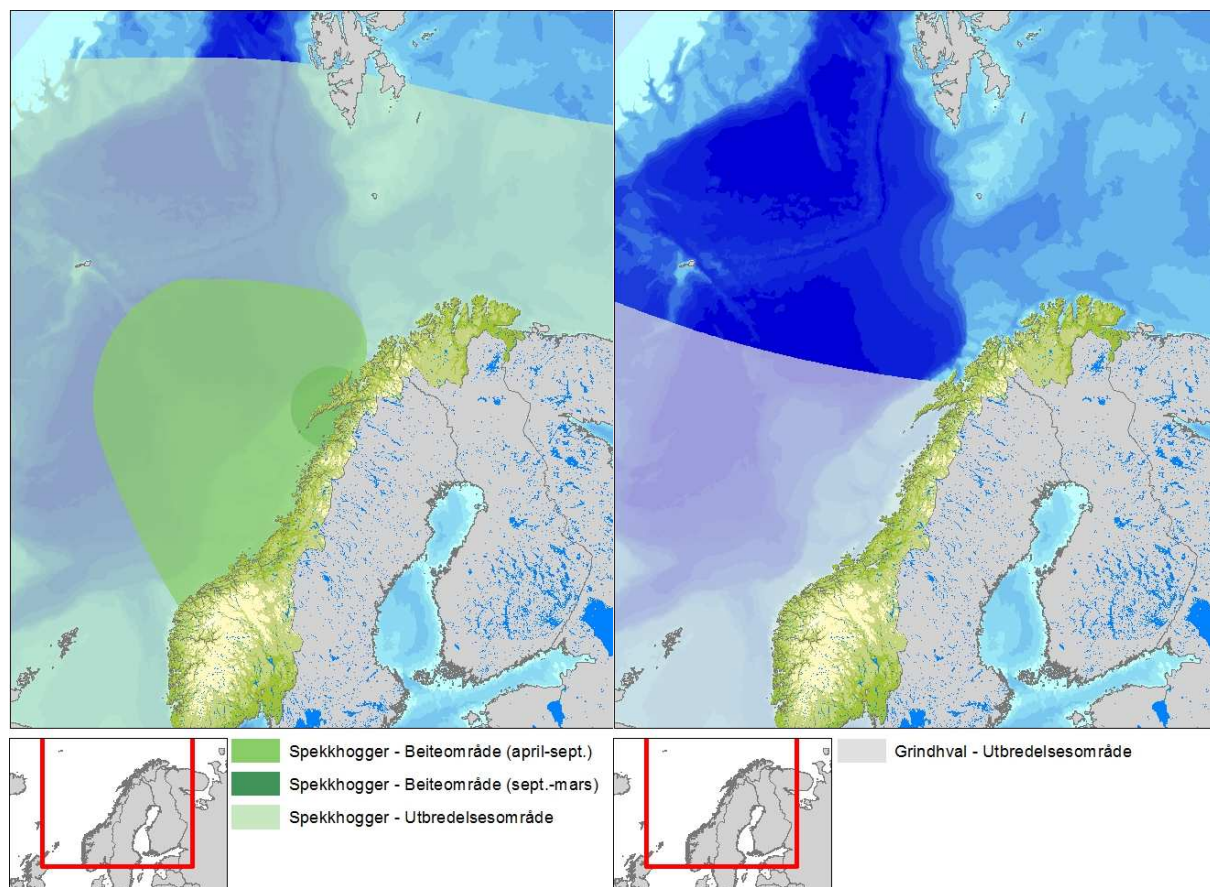
Nebbhval (nordlig bottlenose hval) er en tannhval som kun finnes i Nord-Atlanteren (Figur 4-15). Den forekommer oftest over sokkelskråningene hvor den beiter på blekksprut. Det er noen indikasjoner på sesongvandringer, men observasjoner tyder på at i det minste deler av bestanden blir stående langt nord i Atlanteren året gjennom. Bestanden ble trolig sterkt overbeskattet i perioden fra 1890 til 1903. Fangst foregikk fram til 1973. Arten er fortsatt meget fåtallig i våre farvann men det er tegn på gjenvekst, særlig i områdene rundt Jan Mayen og vest av Svalbard.



Figur 4-15 Beiteområde og utbredelsesområde for spermhval (venstre) og beiteområde for nebbhval (høyre) i nordiske farvann (HI 2007).

Spekkhogger forekommer langs hele norskekysten og i Barentshavet i et antall på rundt 3.000 dyr (Figur 4-16). Om vinteren oppholder de seg i kjerneområder utenfor Mørkekysten, Lofoten og Finnmarkskysten, mens om sommeren kan de ha en spredt fordeling i Norskehavet og Barentshavet. Om vinteren, når silda samles i Vestfjorden, kan det være rundt 550 dyr i Vestfjorden og omliggende områder (Føyn m.fl. 2002).

Grindhval forekommer både i og utenfor utredningsområdet i Norskehavet (Figur 4-16). Den foretar ikke regelmessige sesongvandringar men forflytter seg etter føde. Grindhval har en bestandsstørrelse på ca 880 000 individer i Nord-Atlanteren. I perioder kan de opptre i store flokker i Norskehavet, særlig i sør (DN & HI 2007).



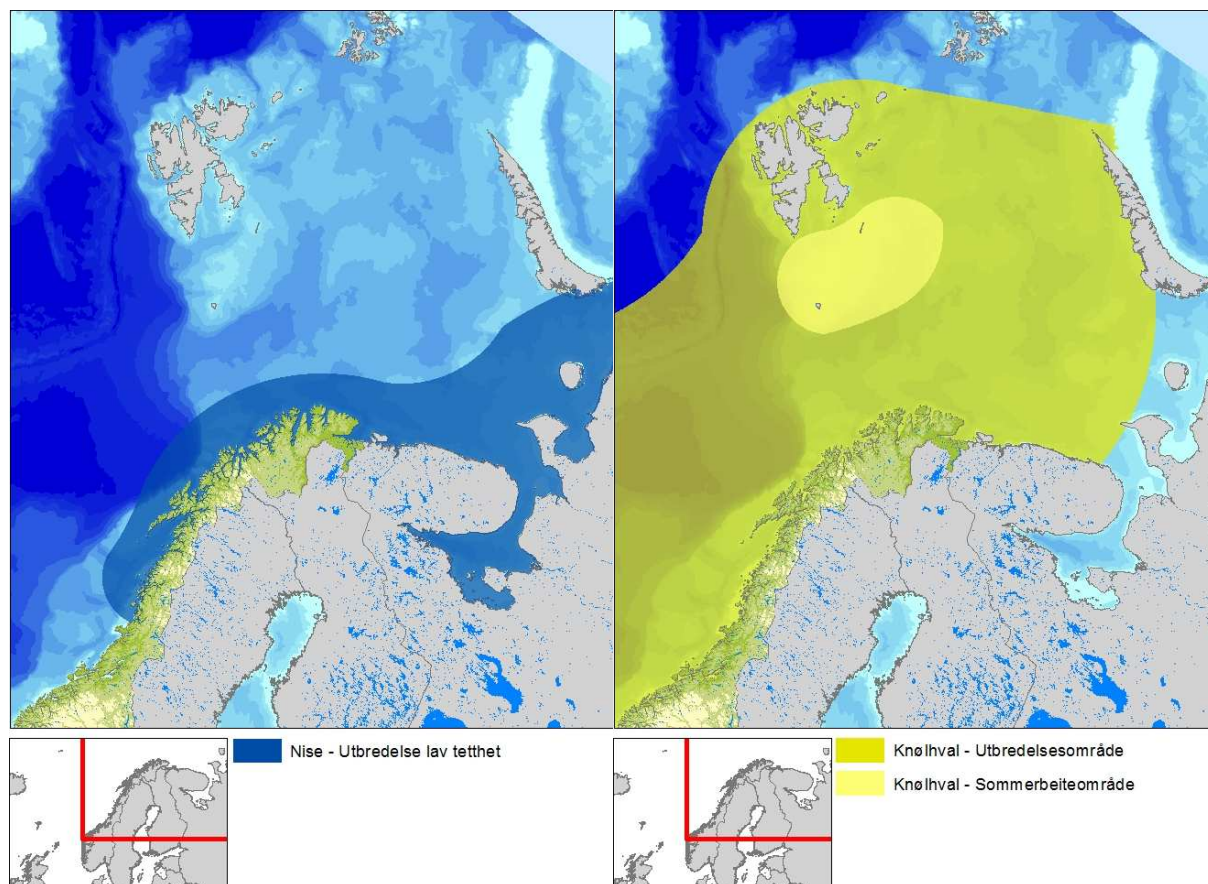
Figur 4-16 Utbredelse og beiteområder for spekkhogger (venstre) og utbredelsesområde for grindhval (høyre) i nordiske farvann (HI 2007).

Nise forekommer både i og utenfor utredningsområdet i Norskehavet (Figur 4-17). Nisen er generelt en kystbundet art som oppholder seg mest i grunne farvann. Nisene opptre i små flokker, og forekommer langs hele norskekysten. Nisene 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, og kanskje også på lodde og blekksprut. Kvitnosen er en sokkelart som gjerne holder

seg i grunne kystnære farvann, mens kvitskjelvingen fortrinnsvis finnes over dypere vann. Anslagsvis finnes det 131 500 springere langs norskekysten og i Barentshavet. Springerne foretar trolig ikke regelmessige sesongvandringer men flytter seg etter hvor de finner føde (DN & HI 2007).

Knølhval er å finne innen hele Norskehavet, men de områdene der den er forekommer med størst tetthet (sommerbeite) ligger utenfor Norskehavet (Figur 4-17).



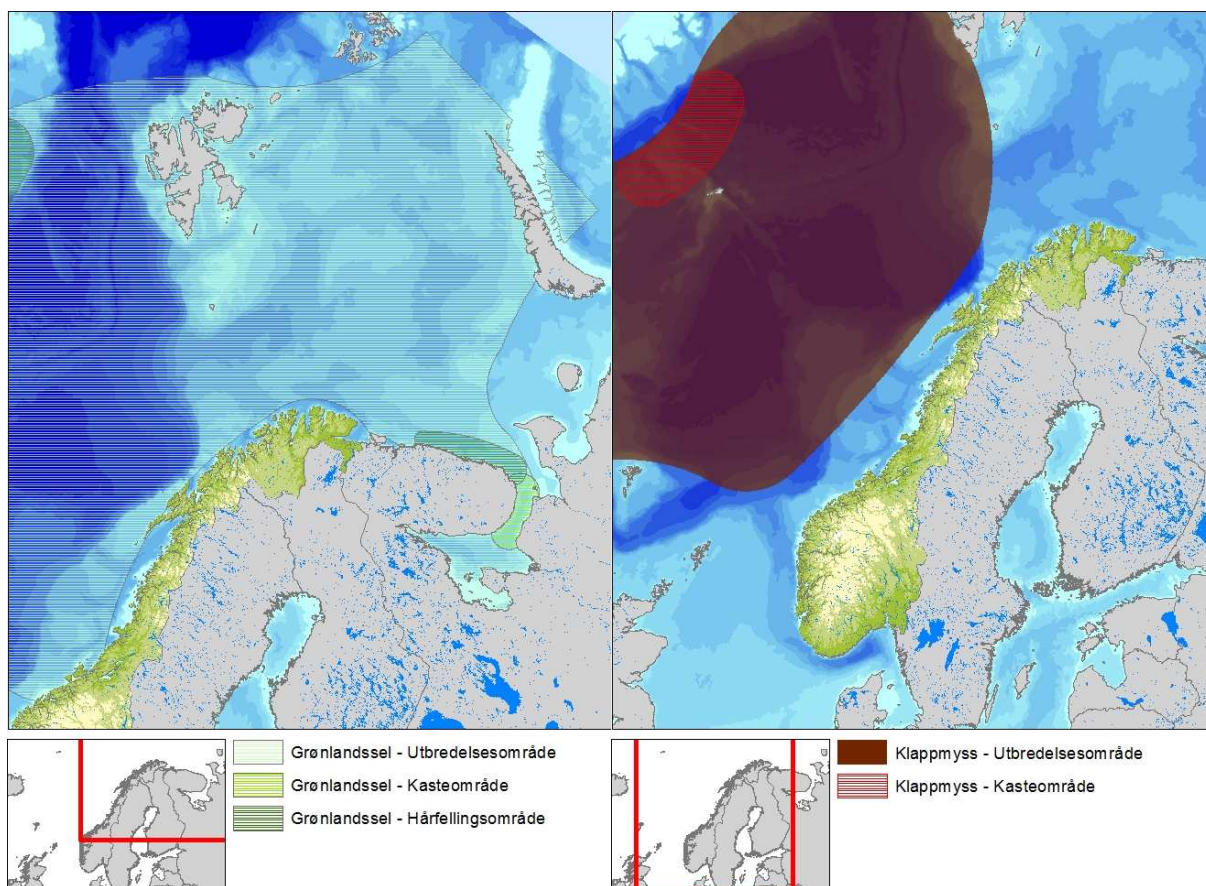
Figur 4-17 Utbredelse og beiteområder av nise (venstre) og knølhval (høyre) i nordiske farvann (HI 2007).

Seler

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 4-18). 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).

Klappmyss finnes kun i Nord-Atlanteren. En bestand kaster ved Newfoundland, en nord i Davisstredet og den tredje i drivisen i Norskehavet nord for Jan Mayen (Figur 4-18). Ungeproduksjonen i Norskehavet (Vesterisen) ble på grunnlag av en telling i 2005 beregnet til 15 200. Det tilsier en bestand av ett år gamle og eldre dyr på 71 400. Utenom forplantnings- og hårfellingsperiodene er klappmyssen på til dels lange beitevandringar bare avbrutt av kortere "hvileperioder" når de legger seg opp på iskanten. Klappmyssen beiter ofte enkeltvis. Klappmyss foretrekker følgende beiteområder; sokkelskråninger (3-500 m dyp) og bankområder vest av Svalbard, på store dyp ikke langt fra iskanten, øvre vannmasser langs polarfronten, langs eggakanten helt sør til Hebridene, rundt Færøyene, Island og Øst- Grønland. (DN & HI 2007; Bjørge 2008).

I Vesterisen foregår kastingen i mars (etterm vinteren). Hårfelling foregår 3-4 måneder senere langs iskanten i Danmarkstredet. Klappmyss er sårbar (VU) ifølge norsk rødliste på grunnlag av observert bestandsreduksjon i løpet av de siste 10 år (Artsdatabanken 2010). Klimaendringer har redusert utbredelse og kvalitet på havis som er egnet for klappmyss, og dette er antatt å være en av påvirkningsfaktorene.



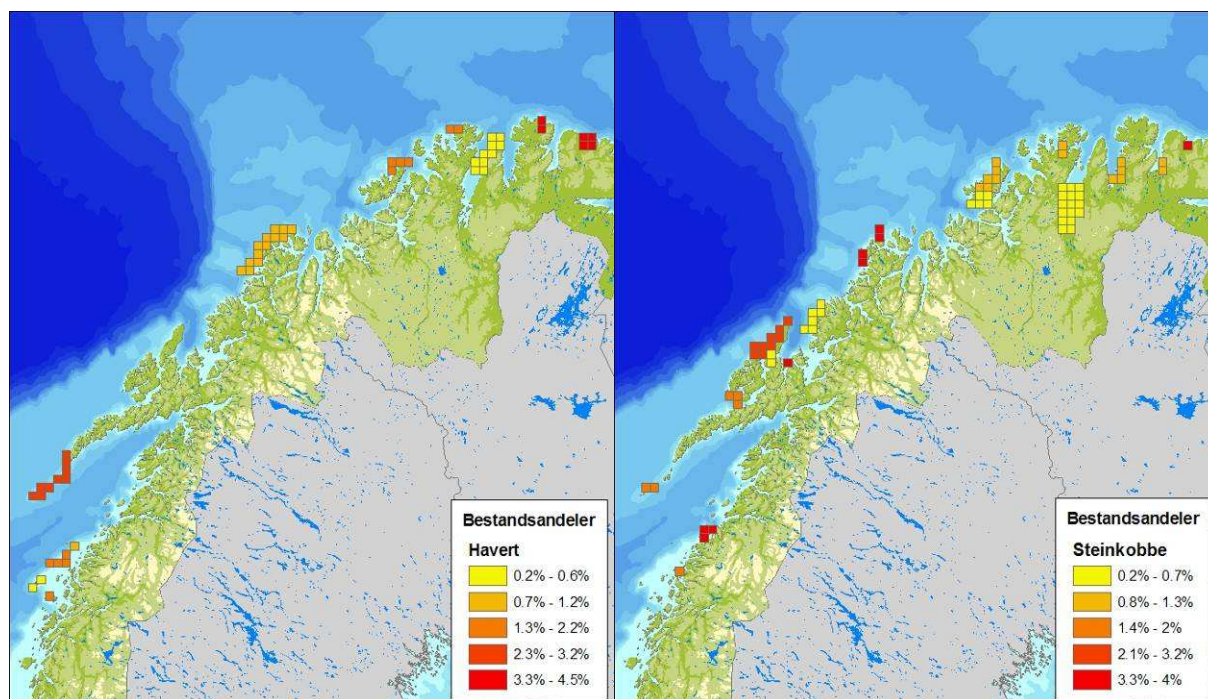
Figur 4-18 Utbredelse av grønlandssel (venstre) og klappmyss (høyre) i Nordøst-Atlanteren (HI 2007).

Haverten forekommer i kolonier langs hele norskekysten Figur 4-19. Utenom kastetiden kan arten være spredt langs kysten for næringssøk, og utbredelsen fra flere kolonier kan overlappe (Figur 4-19). Under hårfellingsperioden og kasteperioden samler haverten 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, noe som 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. Koloniene på Froan i Sør-Trøndelag er en av de største havertkoloniene. Haverten føder 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.



Figur 4-19 Geografisk fordeling av havert (venstre) og steinkobbe (høyre) innen utredningsområdet (DN & HI 2007).

Steinkobbe forekommer i større og mindre kolonier langs hele norskekysten (se Figur 4-19). 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. Men de er 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) foreslår følgende hensiktsmessige bestandsinndeling basert på biologiske prinsipper; Skagerrakbestanden (fra Østfold til Vest-Agder), vestlandsbestanden (fra Rogaland til Troms / Lofphavet), Finnmarksbestanden (fra Lofphavet til russergrensa), og Svalbardbestanden (ved

Prins Karls Forland). De tre største forekomstene av steinkobbe er i Nordland (2 874), Sør-Trøndelag (1 750) og i Møre og Romsdal (1 447). 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 (Artsdatabanken 2010).

Storkobbe, ringsel og hvalross forekommer i Norskehavet men er ikke utbredt her. Storkobbe opptrer i Norskehavet, men er først og fremst typisk for Barentshavet. 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).

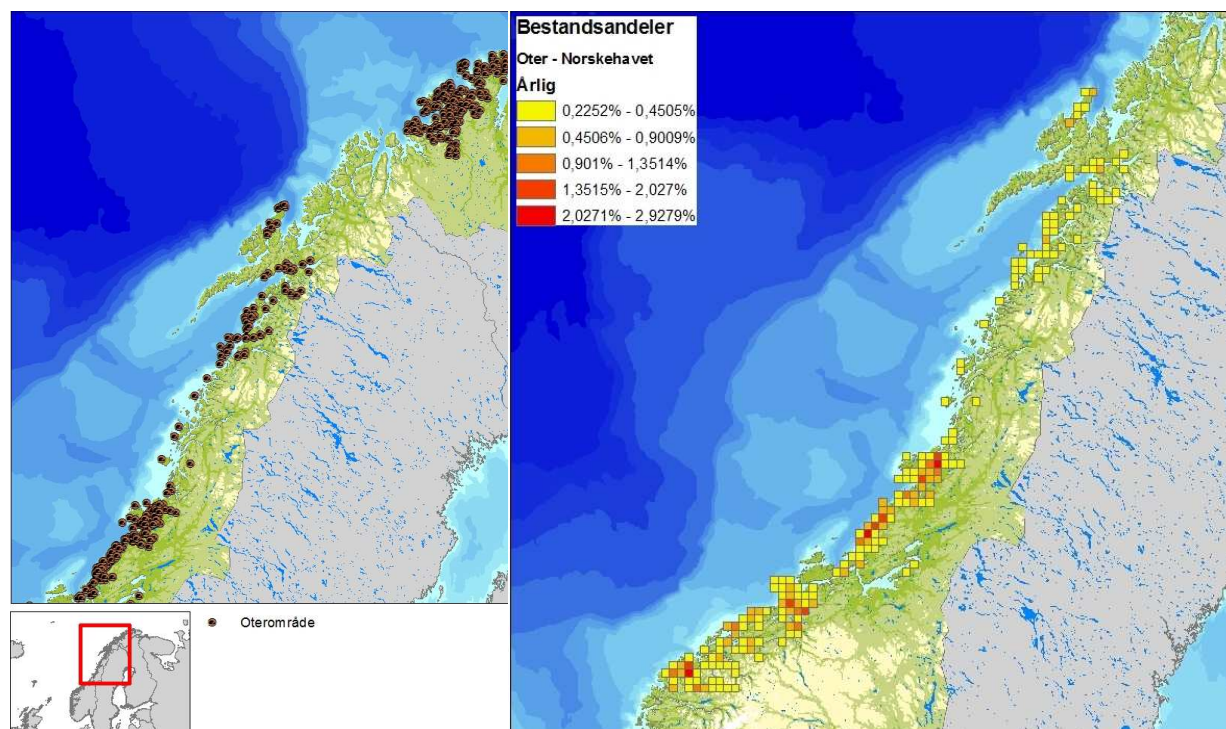
Ringselen oppholder seg i de isfylte delene av Barentshavet og ved Svalbard, og er den mest tallrike arten i disse områdene. (Føyn m.fl. 2002).

Hvalrossen forekommer i store antall i Svalbardområdet. 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).

Eurasisk Oter

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 (Alpha 2003). Kart over oterens tilhold innen utredningsområdet er vist i Figur 4-20.

Bestandsindeksen indikerer en bestandsnedgang på 75 % over 15 år (3 generasjoner). Mens oterbestanden tidligere var utbredt i hele landet er det nå uvisst om det finnes faste bestander i store områder i sør og sør-østlige deler av Norge. 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) (Artsdatabanken 2010).



Figur 4-20 Utbredelse av oter (oterområder) langs norskekysten og bestandsandeler tilknyttet kystområdene i Norskehavet.

4.3.1 Effekter og sårbarhet

I det følgende gis en gjennomgang av mulige effekter for hval, sel og oter som følge av mulig oljeeksponering. Effektene er punktvis beskrevet knyttet opp mot ulike eksponeringsforhold/effektgrupper. Erfaringer og generelle betraktninger beskrevet her er vurdert som relevante for norske forhold. Gjennomgangen bygger på DNV (2000) og originalkilder er referert.

Hval

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 dens 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 1982; 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 virker 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 1982, 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 (Würsig m.fl. 1985). 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 1985). Bardehval har naturlige lange fasteperioder, og dyrene vil derfor godt kunne tolerere et redusert fødeinntak i en kortere periode.

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. 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). Hjerneskadene 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

varierte 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 varmeregulering 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 i tillegg til vil 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 noe som reduserer svømmeevne. Mer ømfintlige organer som øyne og værhaar 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 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 (Spooners 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.

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 man 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 man 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).

4.4 Fisk

Norskehavet er et viktig habitat for en rekke fiskearter som norsk vårgytende sild, kolmule, sei, makrell, nordøstarktisk torsk og nordøst arktisk hyse, vanlig uer, blåkveite, vassild, lange, blålange, brosme, kysttorsk, laks og blekksprut (HI og DN 2007). De viktigste artene, utpekt i den regionale konsekvensutredningen for Norskehavet, var sild, torsk, sei og hyse (Brude *et al.*, 2003) og blir i det følgende kort beskrevet mht. bestandsutvikling og gyteområder. Det henvises til Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (HI og DN 2007) for ytterligere beskrivelse av fiskebestander i Norskehavet.

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 (Føyn *et al.*, 2002). Den norske vårgytende sildestammen gyter på Mørkekysten, på Haltenbanken og i området ved Karmøy i perioden februar-april. I de senere år har i størrelsesorden en tredel av gytingen foregått på Røstbanken. Gytingen foregår på 40-100 m dyp og de befruktede eggene fester seg på bunnen. Eggene klekkes etter ca. 3 uker og sildelarvene føres med strømmen nordover langs kysten. I april-mai er larvene spredt over store områder fra Møre til Vesterålen og områder lengre nord. I juli har silda samlet seg i stimer og vil i hovedsak være spredt over store havområder nord for 65° N (Føyn *et al.* 2002; Johansen *et al.* 2003). Gyteområder og gytevandring er vist i Figur 4-22.

Nordøstatlantisk torsk gyter i februar-april i kystområdene fra Møre til Sørøya. Andelen egg som gytes i de ulike områdene varierer fra år til år, men de viktigste gyteområdene er i Lofoten og Vesterålen der mellom 2/3 og 3/4 av eggene gytes (Føyn *et al.* 2002). Torsken har pelagiske egg og transporten nordover starter derfor umiddelbart etter gyting (Stenevik *et al.* 2005). I juli måned finner en mesteparten av årsklassen over Tromsøflaket utenfor kysten av Nors-Troms. Gyteområder og fordeling av egg er vist i Figur 4-22.

Seien gyter om vinteren (februar) og de viktigste gytefeltene for sei i norske farvann er Lofoten, Haltenbanken, bankene utenfor Møre og Romsdal i tillegg til Tampen og Vikingbanken i Nordsjøen. Egg og larver driver nordover og yngelen utvikler seg i strandsonen langs kysten helt opp mot den sørøstlige delen av Barentshavet. Bestanden har god reproduksjonsevne, noe som

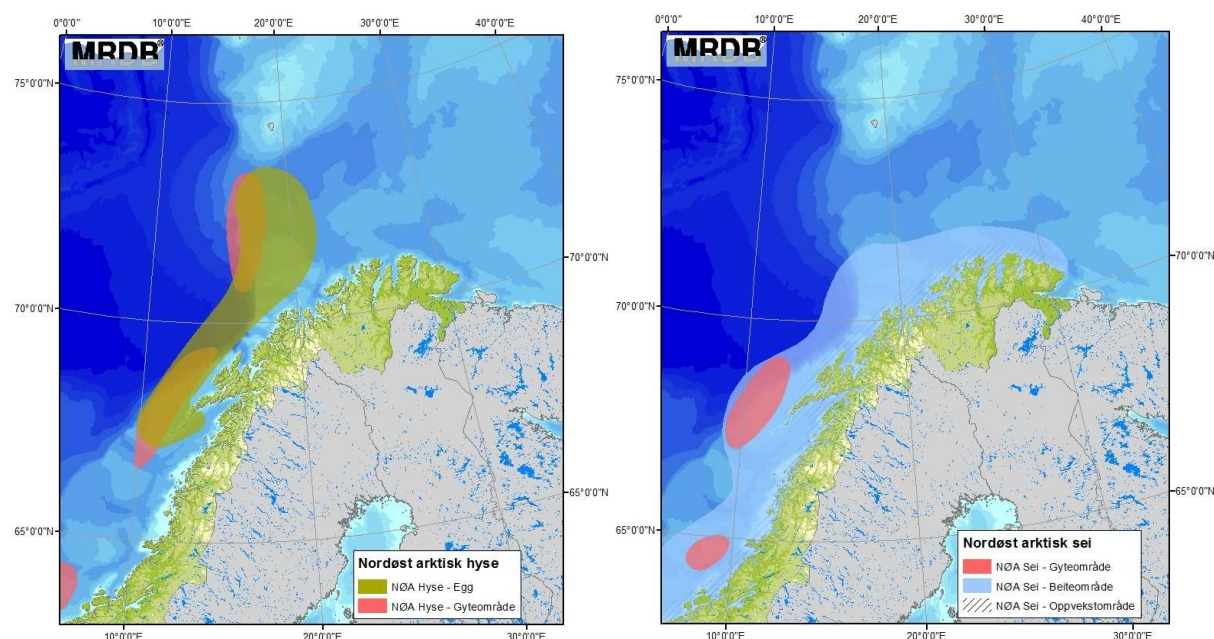
delvis skyldes god tilstand av bestander av byttedyr som sei (Forvaltningsplanen 2009). Gyteområder, beiteområder og oppvekstområder for sei er vist i Figur 4-21.

Nordøstarktisk hyse finnes langs kysten fra Stadt, i Barentshavet og på vestsiden av Svalbard. De viktigste gyteområdene er på kontinentalsokkelen og langs eggakanten i perioden mars-juni, med hovedtyngde i slutten av april. Egg og larver driver nordover langs kysten og den voksne fisken har hovedsakelig oppholdssted i Barentshavet (www.imr.no). Gyteområder og fordeling av egg nordøstarktisk hyse er vist i Figur 4-21.

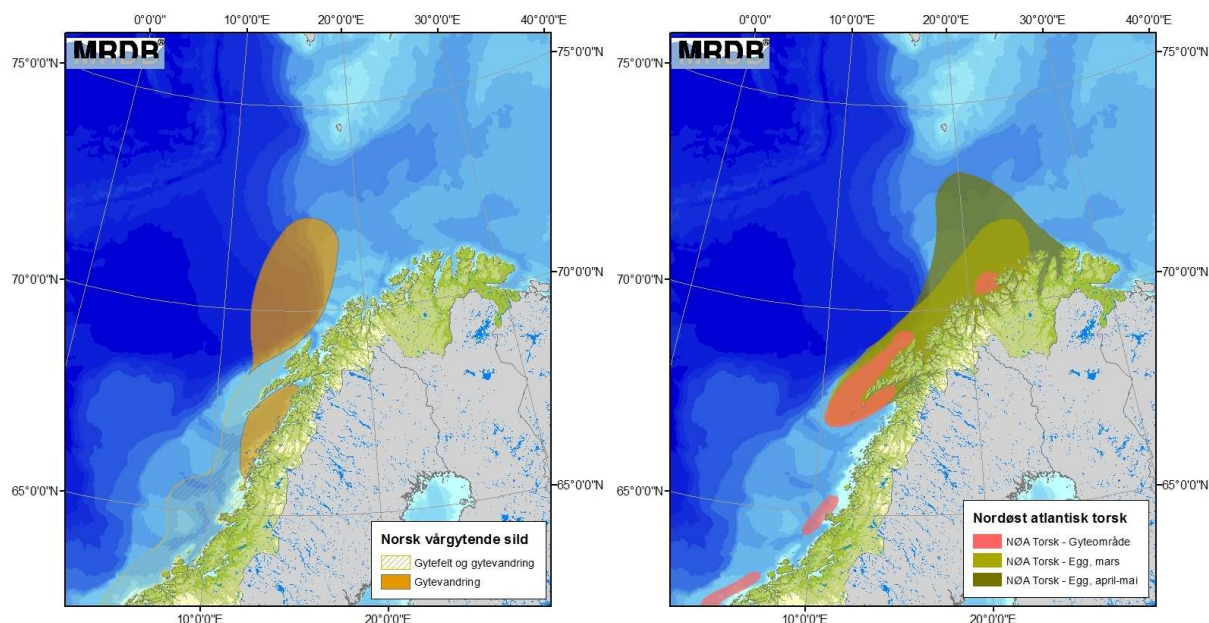
Gyteperiode for de nevnte artene er gitt i Tabell 4-5.

Tabell 4-5 Tabell med gytetidspunkt for sild, torsk, sei og hyse i Norskehavet.

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Sild												
Torsk												
Sei												
Hyse												



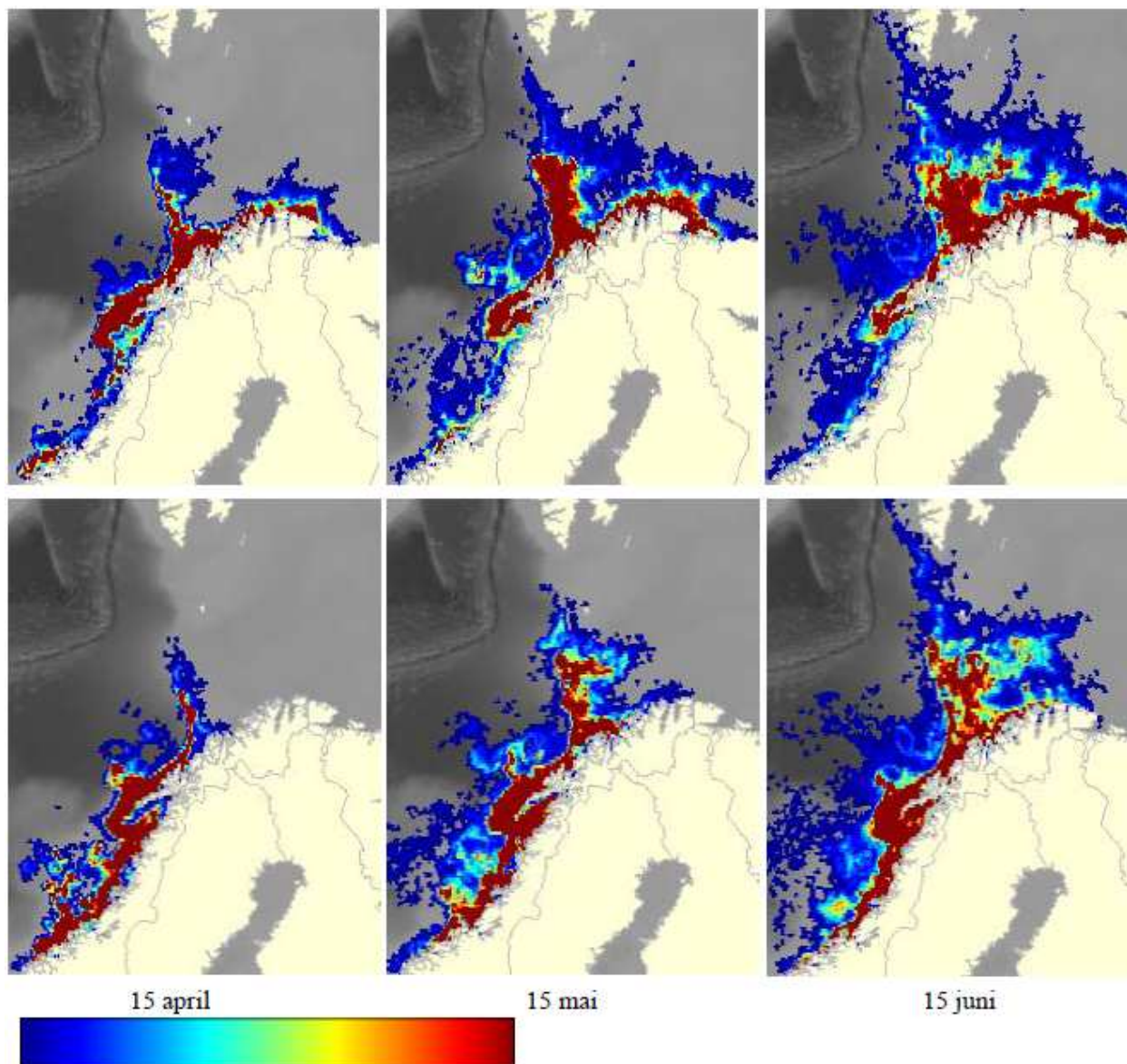
Figur 4-21 Gyteområder og egg av nordøst arktisk hyse (til venstre) og gyteområde, beiteområde og oppvekstområde for nordøst arktisk sei (HI 2007).



Figur 4-22 Gyteområde/gytevandring av sild (til venstre) og gyteområder samt egg av nordøst atlantisk torsk (HI 2007).

Av disse artene vurderes sild og torsk å være de viktigste gytebestandene med hensyn til mulig petroleumsvirksomhet i Norskehavet.

Som grunnlag for vurdering av mulige konsekvenser for norsk vårgytende sild og 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 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).

4.4.1 Effektgrenser og sårbarhet

Voksen fisk og yngel er ansett som mer robust enn tidlige livsstadier med hensyn til effekter av akutt oljeforurensning. Egg og larver av fisk er ansett som mer sårbare for oljeforurensning (SFT, 2004). Konfliktpotensialet vs. akutt oljeforurensning vurderes ofte som størst for arter som gyter i eller har betydelige andeler egg og larver innen et avgrenset geografisk område. Langs den norske kontinentalsokkelen mellom 62° N og 70° N finnes de viktigste gyteområdene for noen av våre største og økonomisk mest viktige fiskebestander som norsk vårgytende sild, nordøstarktisk torsk, nordøstarktisk sei og nordøstarktisk hyse (Stenevik et al., 2005).

Generelt har de viktigste fiskeressursene som sild, torsk, sei og hyse gyteperiode på våren, og etter gyting føres de pelagiske eggene nordover mot oppvekstområdene i Barentshavet og spres over store områder. Hovedtyngden av gyteprodukter er til stede i mars/april.

For en kortfattet beskrivelse av effektgrenser for egg og larver henvises det til kapittel 5.3.4 og for mer utfyllende beskrivelser henvises det til metodikk beskrevet i OLF 2008.

4.5 Strandhabitat

I dette delkapittelet analyseres hvilke kyst- og strandområder som vil kunne bli berørt av et akutt oljeutslipp i Norskehavet, og hvilke strender/kystområder som er mest sårbare i så tilfelle.

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 Norskehavet er det registrert nærmere 700 tangstrandslokaliteter (Figur 4-24).

Sandstrand

Sandstrand kjennetegnes ved ustabil finmaterialstrand. Strandstrendene 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. Strandstrendene regnes ikke som særlig produktive. Sandstrandlokaliteter ligger særlig tett i Nordlandsområdet og langs kysten av Norskehavet er det til sammen registrert nærmere 300 lokaliteter med sandstrand (Figur 4-24).

Strandeng

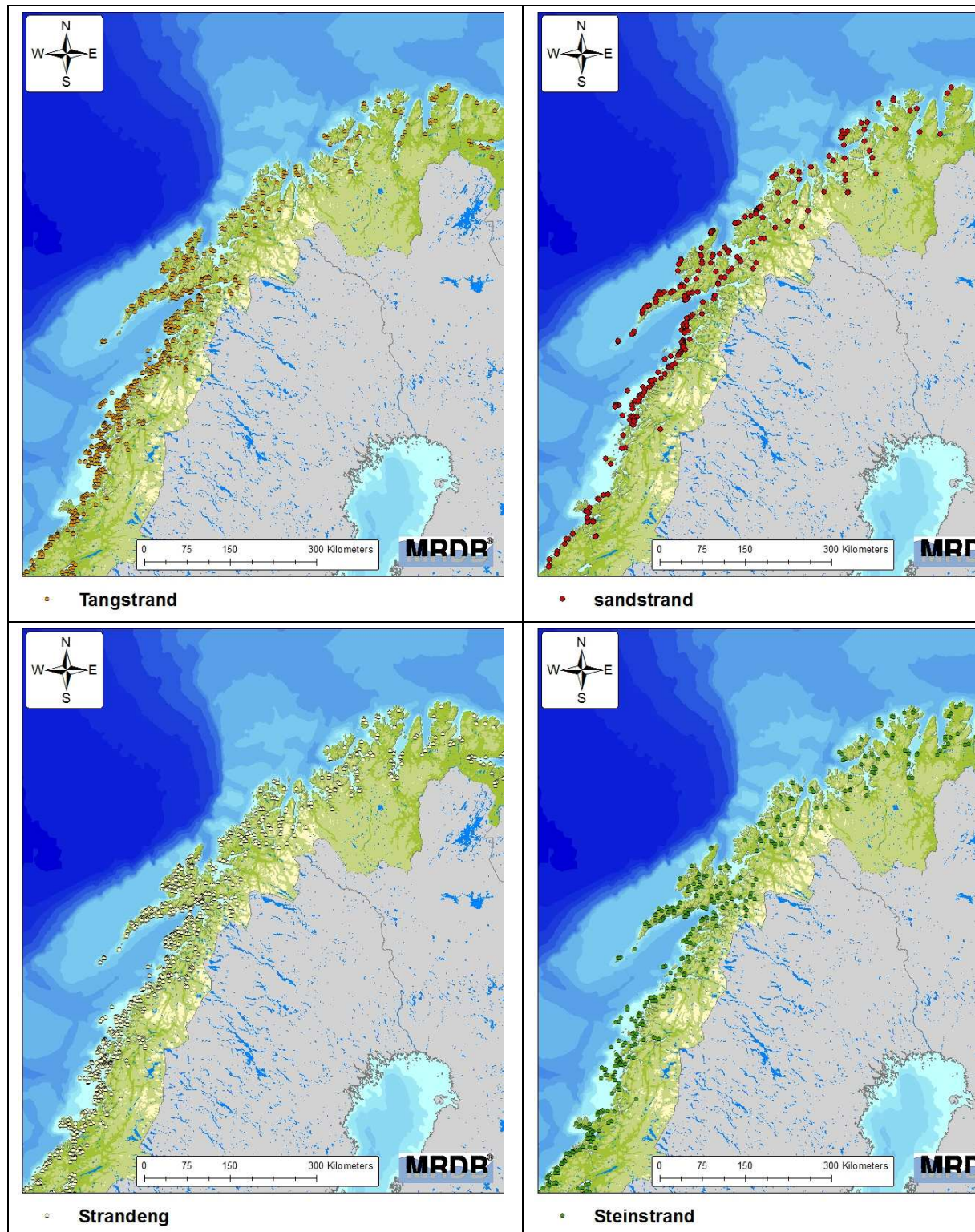
Strandengene kjennetegnes av finkornet substrat, men kan være blandet med grovere materiale som grus og stein. Strandtypen finnes som elvedelta og landhevingsstrender. Vegetasjonen domineres av ett- og flerårige urter som fjøresauløk og skjorbuksurt. Vegetasjonen er produktiv og av en stor betydning 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 Norskehavet er det registrert over 900 lokaliteter med strandeng (Figur 4-24).

Grus / Steinstrand

Grus- og steinstrander er utviklet i områder med morene- eller forvittringsmateriale. I slike områder finnes også rullesteinstrander. 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 mellom 600 og 700 grus- og

steinstrandlokaliteter spredt i hele Norge og langs kysten av Norskehavet er det til sammen over 400 lokaliteter med steinstrand (Figur 4-24).



Figur 4-24 Utbredelse av strandlokalitetene tangstrand, sandstrand, strandeng og steinstrand langs Norskehavet (Kilde: 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 om lag 100 elveoslokaliteter langs kysten av Norskehavet (Figur 4-25).

Våtmark

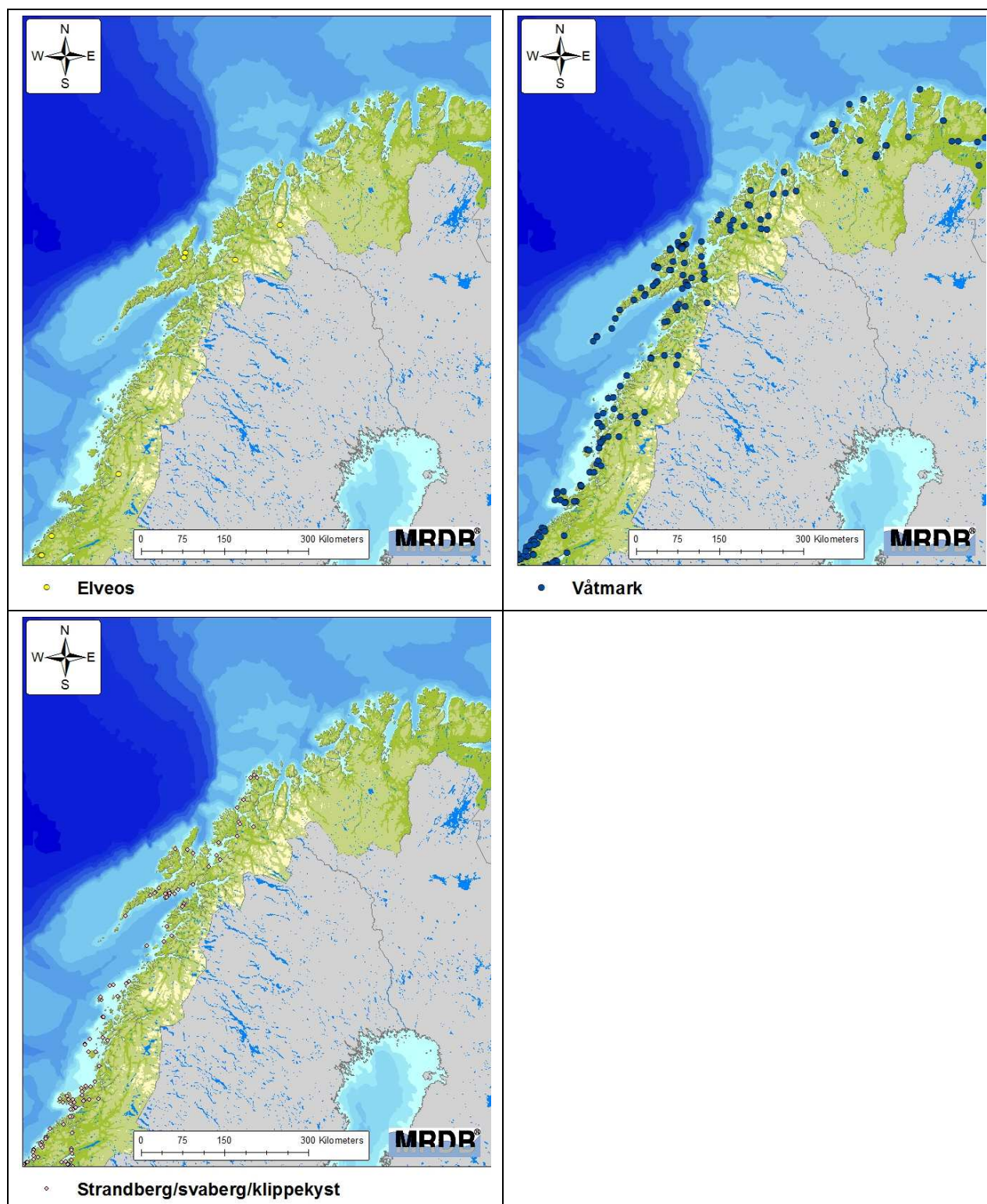
Våtmark er et sjøområde, men er oftest definert i tilknytning med landområder som skjær, holmer, øyer, og estuarier. Våtmark er et vidt begrep som omfatter mange ulike naturtyper. Fellesnevneren for dem er at områdene store deler av året er fuktige eller oversvømt av vann. Høy produksjon av plantemateriale 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 Røstøyan i Røst.

Våtmarker, inkludert alle undertypene (botanisk, ornitologisk og uspesifisert verdi), finnes langs hele Norskekysten, totalt 747 lokaliteter. Områder med størst tetthet av våtmarkslokaliteter er på Sørøstlandet og fra Sogn og Fjordane til og med Sør Trøndelag. Langs Norskehavet er det beskrevet 337 våtmarkslokaliteter (Figur 4-25).

Strandberg/klippekystr/svaberg

Strandberg er gjerne lokalisert i eksponerte områder og har derfor utstrakt grad av selvreinsningsevne. Vegetasjonen er ofte sparsom og flekkvis fordelt. Det er til sammen 145 lokaliteter med strandberg langs kysten av Norskehavet (Figur 4-25).



Figur 4-25 Utbredelse av strandlokalitetene elveos, våtmark og strandberg langs Norskehavet (Kilde: MRDB).

4.5.1 Sårbarhet

Effekter av olje på strandhabitat oppstår ved en kombinasjon av oljens giftighet og dens mekaniske belastning over tid. Den samlede mengden av olje vil være av en viss 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 selvrensing), 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.

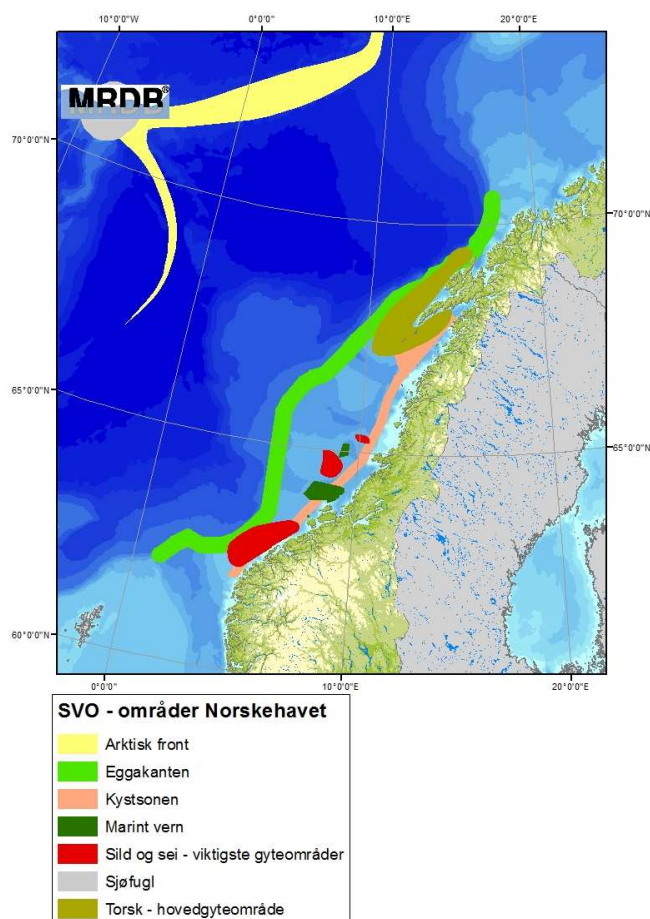
Våtmark har normalt høy produksjon av plantemateriale som gir grunnlag for et rikt og variert dyreliv. Våtmarker finnes stort sett i beskyttede lokaliteter. Sårbarhet for olje kan til dels sammenliknes med sårbarhet for strandeng, dvs høy sårbarhet for olje.

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 Norskehavet (2008-2009) er vist i Figur 4-26. Disse inkluderer blant annet hovedgyteområde for torsk utenfor Lofoten, kystsonene og eggakanten, samt arktisk front i vest. 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 m. fl. 2008).



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

4.7 Plankton

Kiselalger er den viktigste planteplanktonarten i Norskehavet. I vinterhalvåret frem til ut på våren er nivåene lave både når det gjelder biomasse og primærproduksjon. Primærproduksjonen begynner tidlig i mars og når et høydepunkt i våroppblomstringen i mai. Diatomeer er dominerende og populasjonen holdes nede av beitende zooplankton, i første rekke hoppekrepsen

Calanus finmarchicus Utover sommerhalvåret synker produksjonen og andelen diatomeer blir lavere og erstattes delvis med coccolithophorides, dinoflagellater og andre flagellater (Rey 2004).

Dyreplankton utgjør størstedelen av dyrebiomassen i Norskehavet, og er en sentral matkilde for både fisk og sjøpattedyr. Det utgjør et sentralt bindeledd mellom planteplankton og høyere trofiske nivåer. Kopepoder, spesielt *Calanus* spp. Krill og pelagiske amfipoder er dominerende blant dyreplankton. *C. finmarchicus* er den dominerende arten i kystnære strøk og i Atlanterhavsvann, mens *C. hyperboreus* finnes i vestlige deler av Norskehavet, i kaldere vann. 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 (Falk-Petersen et al 2009). Kopepodene er igjen mat for andre zooplaktonarter, amfipoder og krill (Loeng and Drinkwater 2007).

I tillegg til å være næring for livet i vannmassene er de også en viktig næringskilde for økosystemer på havbunnen ved sedimentering av dødt og delvis nedbrutte plankton-rester. I de senere år har det vært en svak nedadgående trend i biomasse av dyreplankton i Norskehavet.

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 (Guzmanet al 1986). Spesielt er hoppkrepsen følsom for slik påvirkning. Eksponeringsforsøk med vannløslige oljefraksjoner har vist at 96h-LC₅₀ for *C. finmarchicus* er 0,8 ppb og *C. glacialis* på 1 ppm (Hansen et al 2011). Lignende studier med naphtalene 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 også vist at oljens vannløselige fraksjoner også kan redusere forplantningsevnen hos hoppekreps (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. I tillegg ble det påvist negative effekter på klekkingen. *Calanus* arter er vist å kunne bioakkumulere polyaromatiske hydrokarboner (Jensen et. al 2012).

4.8 Bunndyr

Norskehavet dekker store arealer og har stor variasjon med hensyn på bunnforhold, dybde og vannmasser, noe som gjør at variasjonen i bunndyrsamfunn er stor. Viktige økosystemer i Norskehavet er knyttet til korallrev, svampsamfunn og tareskog, men det forekommer også spesielle økosystemer knyttet til muddervulkaner, "cold seeps" og "black smokers" (Ottersen og Auran 2007). I den videre beskrivelsen er det lagt vekt på korallrev, korallskog 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 to 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. Studier av Sula revet viste at *Lophelia* rev har en gjennomsnittlig årlig vertikal vekst tilsvarende 1,3 mm/år. Brooke og Jarnegren (2012) har vist at *Lophelia pertusa* gyter fra slutten av januar til midten av mars.

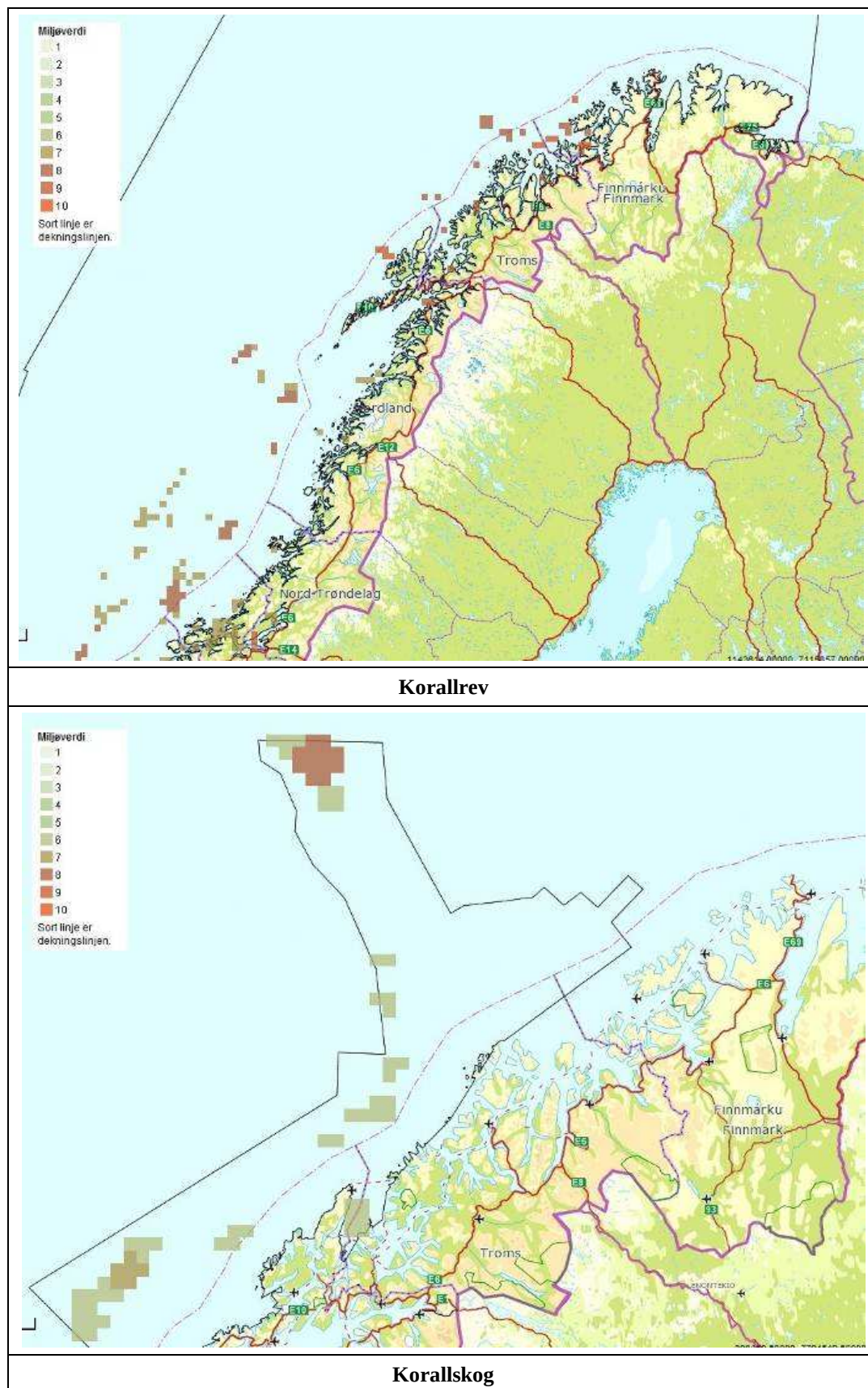
Korallrev er store biologiske konstruksjoner med en kompleks romlig struktur som gjør dem til et egnet leveområde for mange fastsittende og frittlevende organismer. Det er stor variasjon i mikrohabitatene og dermed høyt artsmangfold på revene (Ottersen og Auran 2007). Det er funnet 614 arter på *Lophelia* revene langs norskekysten, men undersøkelser tyder på at antallet arter tilknyttet revene er langt høyere.

Midtnorsk sokkel inneholder de største *Lophelia* rev kompleksene og den største tettheten av slike korallrev som er kjent. De fleste ligger på dyp mellom 200 og 350 m. I en studie av distribusjon, forekomst og størrelse av *Lophelia* rev i langs Haltenpipe (62°30' - 65°30'N), fant man en gjennomsnittlig tetthet av rev tilsvarende 0,1 per km². Noen av de viktigste områdene for *Lophelia* rev er Storegga og nordover langs kontinentalsokkelkanten opp til og med Røstrevet. På sokkelen er det viktige forekomster i Breisunddjupet, Sularyggen og langs Haltenpipe, på Iverryggen, i området utenfor Bodø og ikke minst i Trænadypet (Figur 4-27).

Datasettet for utbredelse og størrelse av *Lophelia*-rev er landsdekkende (Mareano.no og HI), men det er usikkerhet knyttet til hvor stor andel av korallrevene som har blitt oppdaget.

Hornkoraller

Kunnskapen om utbredelsen av hornkoraller, *Paragorgia arborea* (sjøtre), *Parmuricea placomus* (sjøbusk), *Primnoa resediformis* (risengrynkoral), *Isdella lofotensis* (bambuskorall) er dårligere beskrevet enn for korallrevene. Hornkoraller danner habitater som blir kalt korallskog 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 er faunaen er allikevel rik på arter som ikke forekommer i andre naturtyper (Havmiljø.no). Likt som korallrevene vokser de langsomt. Forekomster av hornkorall i Norskehavet er vist i Figur 4-27. Datasettet for korallskog dekker kun arealet som er kartlagt av Mareano (Mareano.no).

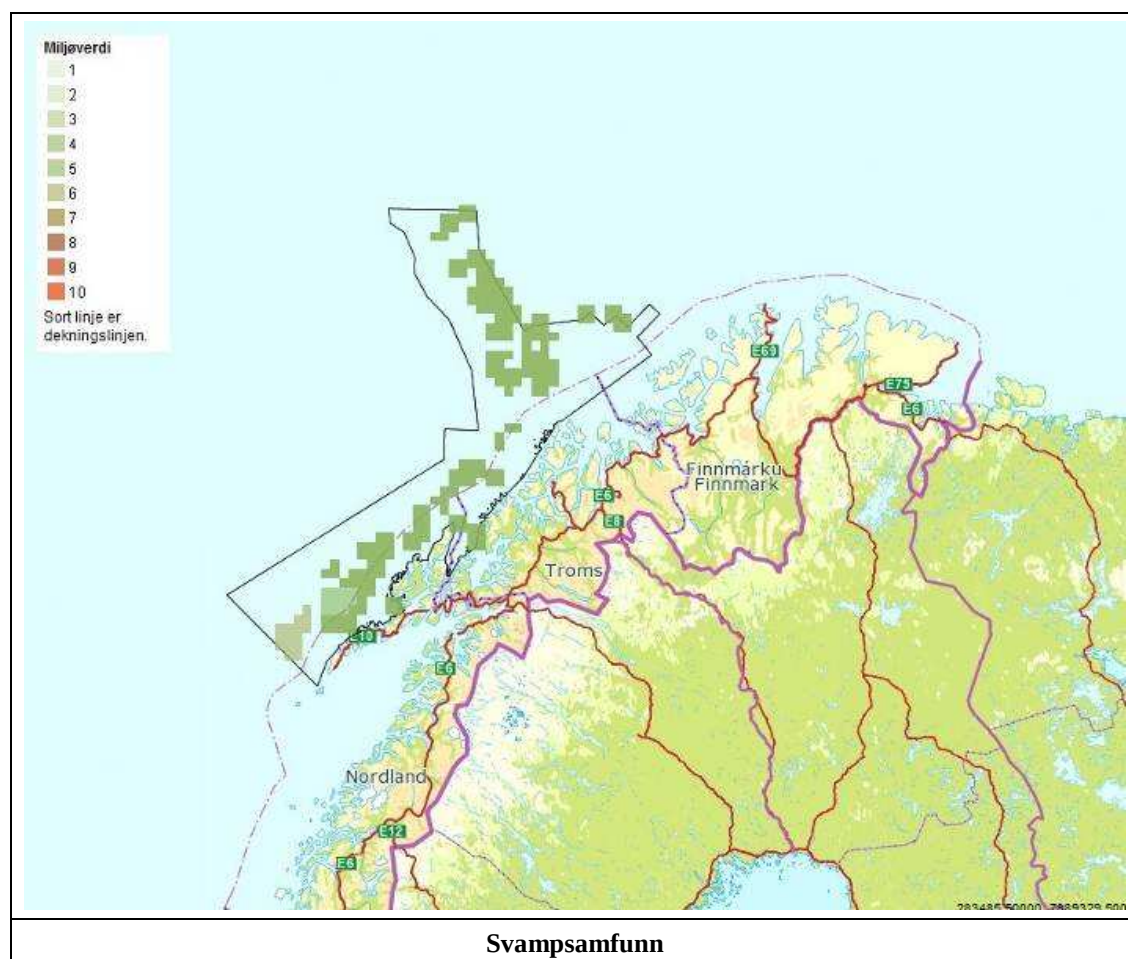


Figur 4-27 Forekomst av korallrev og korallskog i Norskehavet (Havmiljø.no)

4.8.2 Svamp

Det er kjent at svampområder er utbredt i deler av Norskehavet, men det foreligger ikke noen nøyaktig oversikt over utbredelsen av svampsamfunnene (Ottersen og Auran 2007). Forskjellige arter foretrekker forskjellige bunntyper, men generelt er det forventet at svampene vokser i strømrike områder på bunntyper som sand og grus med mer eller mindre innslag av større steiner. Men svamp finnes på alle bunntyper og under meget forskjellige miljøbetingelser. Saltholdighet, temperatur, dyp, strømeksponering 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 Norskehavet er det artene *Geodia barretti*, *G. macandrewi*, *Isops phlegraei*, *Stryphnus ponderosus* og *Henea muricata* som dominerer biomassen.

Det er registrert spesielt mye svamp langs eggakanten i Norskehavet. Det er grunn til å anta at svampene har en viktig økologisk betydning både for fisk og mange evertebrater. Dette er imidlertid lite undersøkt. Datasettet for svamp i Norskehavet Figur 4-28 dekker kun arealet som er kartlagt av Mareano (Mareano.no).



Figur 4-28 Utbredelse av svampsamfunn i Norskehavet. Merk at datasettet kun dekker arealet som er kartlagt av Mareano.

4.8.3 Koraller og svampers følsomhet 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 gassindustrier er vist i Tabell 4-6 (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 4-6 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	?

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 miljørisikoanalyser (OLF 2007). For scenariene ved Nordland V, Nordland VI, Nordland VII og Troms II 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. Miljørisiko beregnes i henhold til angitt fremtidig aktivitetsnivå i Norskehavet nordøst, 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 (her installasjonsspesifikk, sesongene har lik varighet). Hele året tilsvarende summen av årets måneder.

p_{treff} = sannsynlighet for treff av VØK 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 overlapp 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 sårbarhetsgrad på en skala fra 1-3, hvor 3 angir størst sårbarhet 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 miljörisiko 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 x 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 %

Skadenøkkelen (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

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 uhellsslipp fra boreaktiviteten, beregnet utfra rutenes eksponeringsgrad og sammensetning av kysttyper, samt deres sårbarhet (Tabell 5-5).

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

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 %	

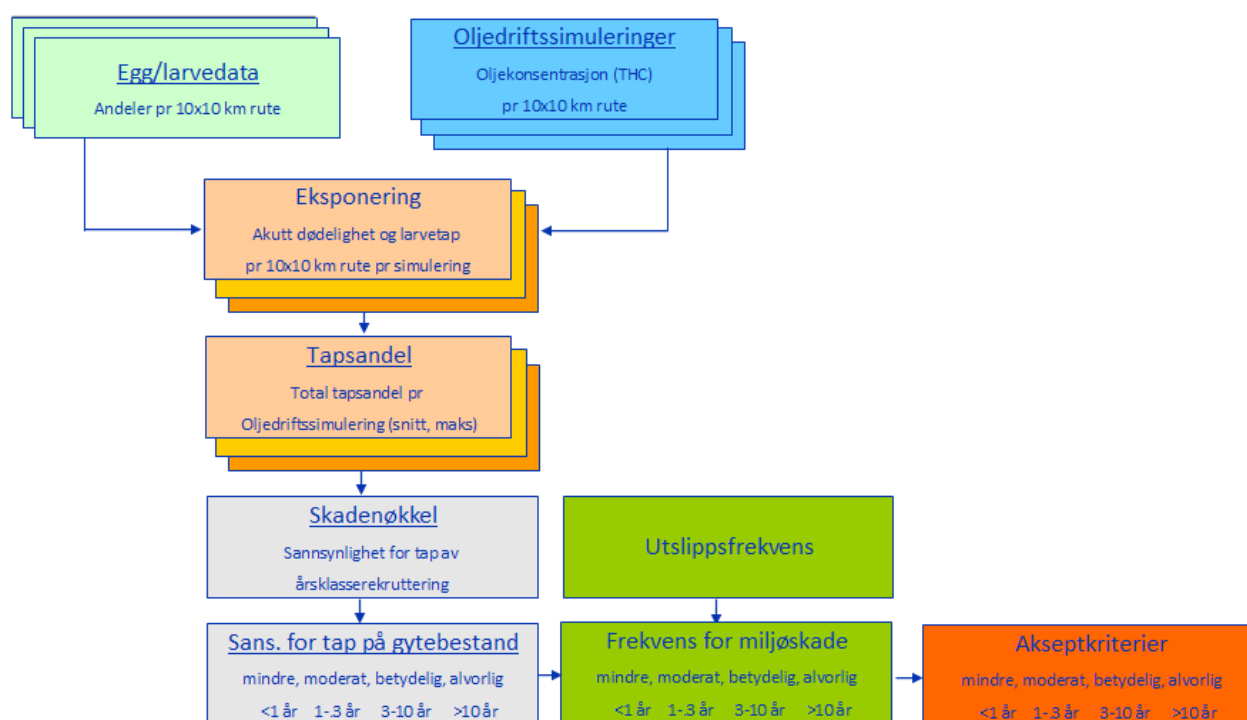
5.3 Fisk

5.3.1 Metode

En kvantifisering og vurdering av mulige konsekvenser for fisk som følge av uhellsutslipp av olje fra petroleumsvirksomhet bygger på prinsippene om eksponering for hydrokarboner i vannsøylen og effektene av en slik eksponering først og fremst på egg og larver som de mest sårbare livsstadier. 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" vannsøylekonsentrasjoner (både løste konsentrasjoner og oljedråper i vannet) over gitte effektgrenser som kan gi dødelighet eller redusert overlevelse.

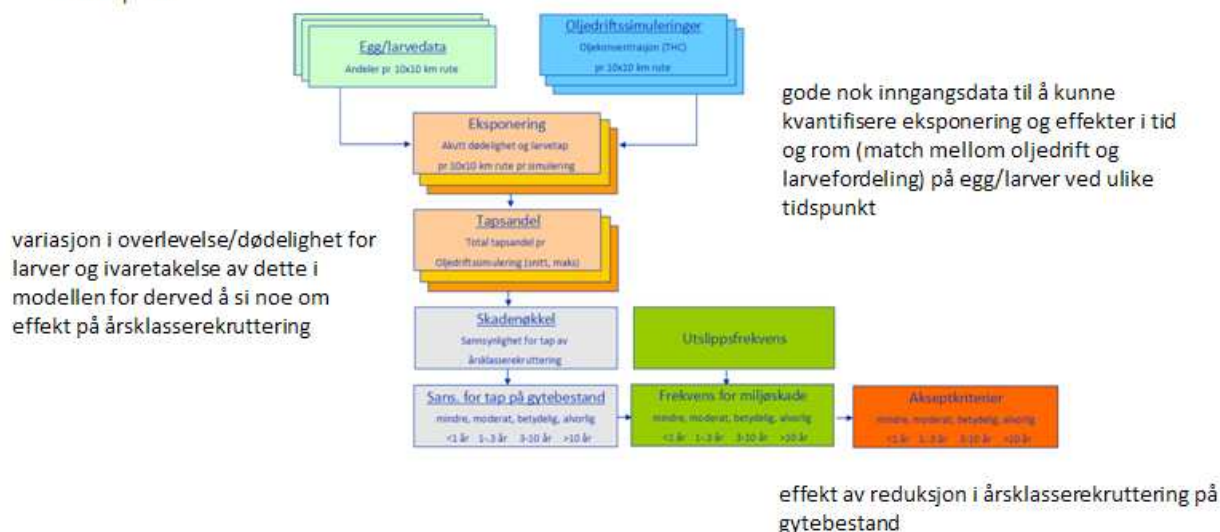
En generell skisse over den statistiske tilnærmingen er gitt i Figur 5-1.



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



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 5.3.4. 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.

5.3.2 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 oppvekstsvilkår 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 overlevelsesvariasjon i tråd med anbefalingene i metoderapporten for olje-fisk (DNV 2008) og gir sannsynligheter for ulike utfall som skissert i tabellen under.

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

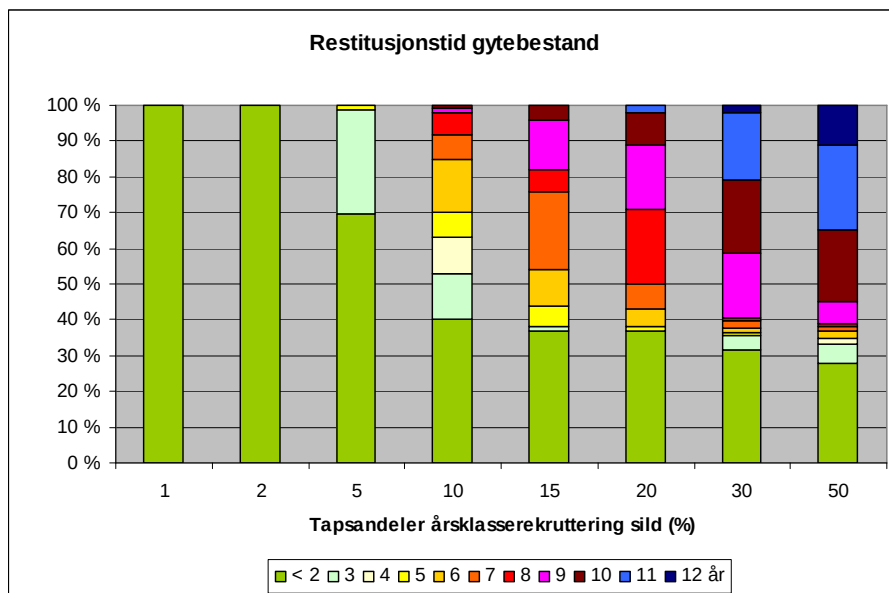
Tapsandel årsklasse rekruttering	Tapsandel egg/larver					
	1 %	2 %	5 %	10 %	20 %	30 %
<1 %	50 %	10 %				
1 %	30 %	20 %	10 %			
2 %	15 %	40 %	20 %	10 %		
5 %	5 %	20 %	40 %	20 %	10 %	5 %
10 %		10 %	20 %	40 %	20 %	10 %
20 %			10 %	15 %	40 %	15 %
30 %				10 %	15 %	40 %
50 %				5 %	10 %	20 %
>50 %					5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

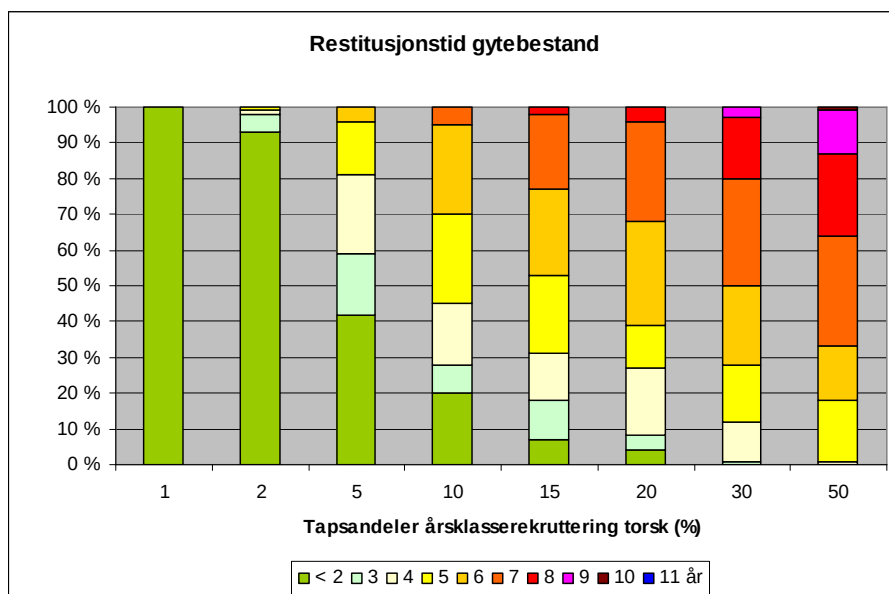
5.3.3 Bestandsmodell

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 kjøring 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.

Norsk vårgytende -sild har ennå større variasjoner i årsklassestyrke enn nordøstatlantisk-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.

5.3.4 Effektgrenser

I forbindelser med utarbeidelse av ULB 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.

Modelldataene for egg/larver er tilrettelagt i 10 døgns intervall. For utslipp med varighet 2 døgn er det beregnet tapsandeler kun på ett tidssteg (10 døgn) med larver. For utslipp med varighet 15 døgn er det summert tapsandeler for 2 tidssteg, dvs. man antar en eksponeringstid i vannsøylen på inntil 20 døgn. For utslipp med varighet 50 døgn er det antatt en tilsvarende eksponeringstid i vannsøylen, og valgt å summere tapsandeler for 5 påfølgende tidssteg. Antatt eksponeringstid er satt med basis i en representativ eksponeringstid for ressursene, og praktiske hensyn i forhold til hvordan ressursdataene er tilrettelagt. Modellert eksponeringstid for enkeltsimuleringer vil kunne være både kortere og i noen tilfeller lengre enn antatt eksponeringstid.

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 Norskehavet være del av større bestander som også bruker hav- og hekkeområder i Barentshavet, og omvendt.

For nordligste lokasjon (N-O1) er det modellert effekter på datasett for sjøfugl og marine pattedyr i Barentshavet, i og med at omtrent hele influensområdet fra oljedriftsmodelleringen strekker seg inn i Barentshavet. I tillegg er det modellert effekter for torsk, sild og lodde, samt strandhabitat.

For lokasjon N-O6 og N-O8, der influensområdet befinner seg i grenseland mellom Norskehavet og Barentshavet, er det modellert effekter på datasett for sjøfugl og marine pattedyr i både Barentshavet og Norskehavet. I tillegg er det modellert effekter for torsk og sild, samt strandhabitat.

For lokasjon N-O9, N-O13, N-O14, N-O15, N-L3, N-L1 og N-L2, der influensområdet hovedsakelig befinner seg i Norskehavet, er det modellert effekter på datasett for sjøfugl og marine pattedyr i Norskehavet. I tillegg er det modellert effekter for torsk og sild, samt strandhabitat.

Datasettene som er benyttet i de kvantitative konsekvensvurderingene for sjøfugl i kystnære områder er vist i Vedlegg 5 (Seapop 2012), mens datasett for sjøfugl i åpent hav (Seapop 2011) er vist i Vedlegg 6.

Datasettene for havert, oter og steinkobbe er vist under avsnitt 4.3.

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

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

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 UTSLIPPSSCENARIENE

6.1 Introduksjon

I dette kapitlet beskrives kvantifiserte konsekvenser for sjøfugl, marine pattedyr, strandhabitat 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 Norskehavet nordøst. 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 er presentert som betinget sannsynlighet for skade for hver rate- og varighetskombinasjon. I kapittel 6.14 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. Mulige tapsandeler 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. 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 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 beregningene 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.

For beregning av tapsandeler av fisk er det tatt utgangspunkt i vannsøylekonsentrasjonene (THC) for hver rate- og varighetsmatrise, 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 5.3.3.

Resultater fra oljedriftsmodelleringer av influensområder beskrives i en separat rapport (DNV 2012), mens resultater for oljekonsentrasjoner i vannsøylen presenteres i foreliggende rapport, under hvert delkapittel for hver lokasjon. Det er kun presentert vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10×10 km grid rute, og det er valgt å presentere resultatene for sjøbunnsutblåsning (som gir de største influensområdene i vannsøylen) her, mens resultatene for overflateutblåsning (som gir mindre olje i vannsøylen) er lagt i Vedlegg 4.

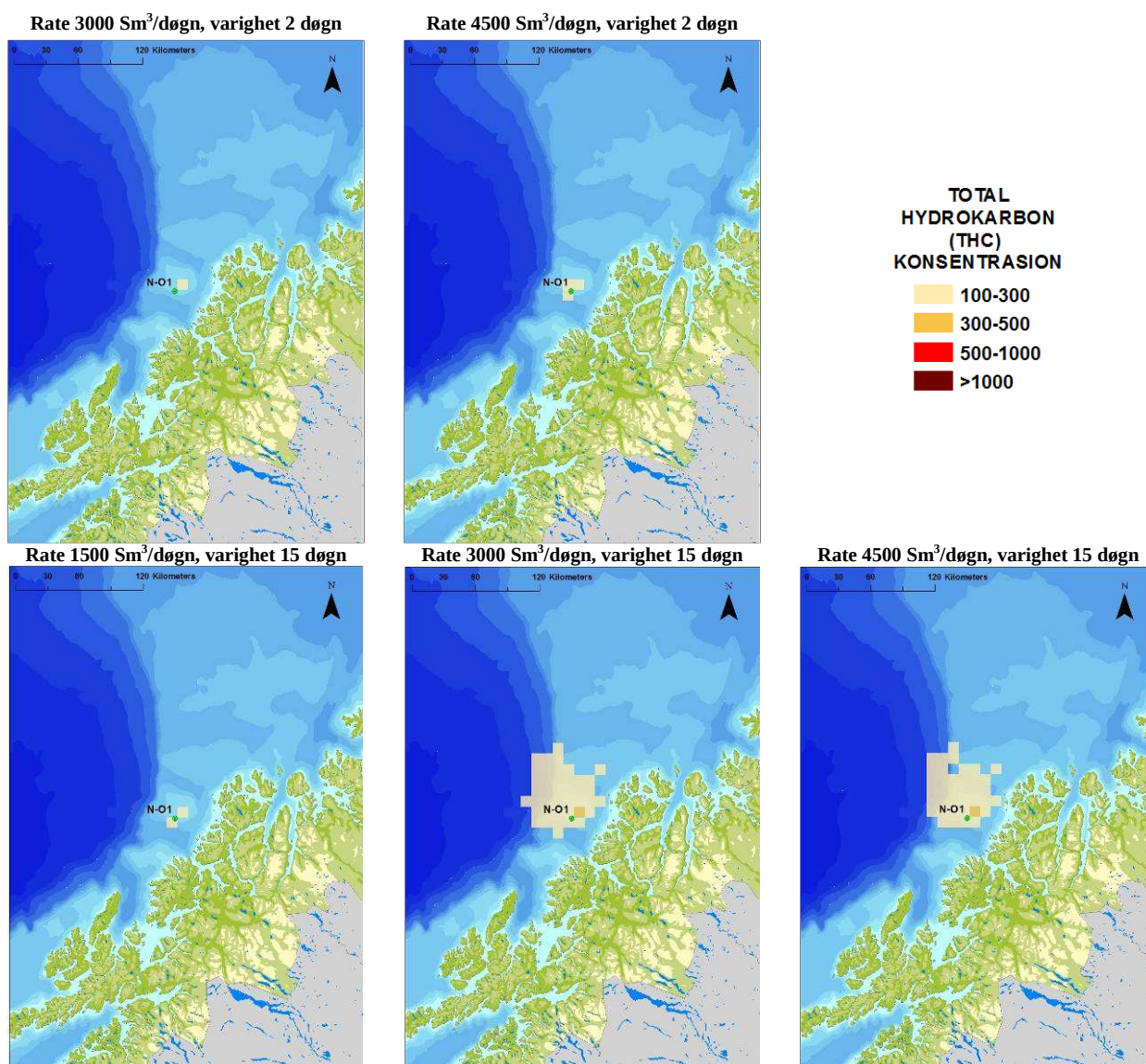
Resultatene rapporteres som totale konsentrasjonsverdier av olje (THC) i de øverste 50 meterne av vannmassene, dvs. det skilles ikke mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Oljen i vannmassene vil i hovedsak skrive seg fra olje som blandes ned i vannmassene fra drivende oljeflak (naturlig dispergering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

6.2 Lokasjon N-O1

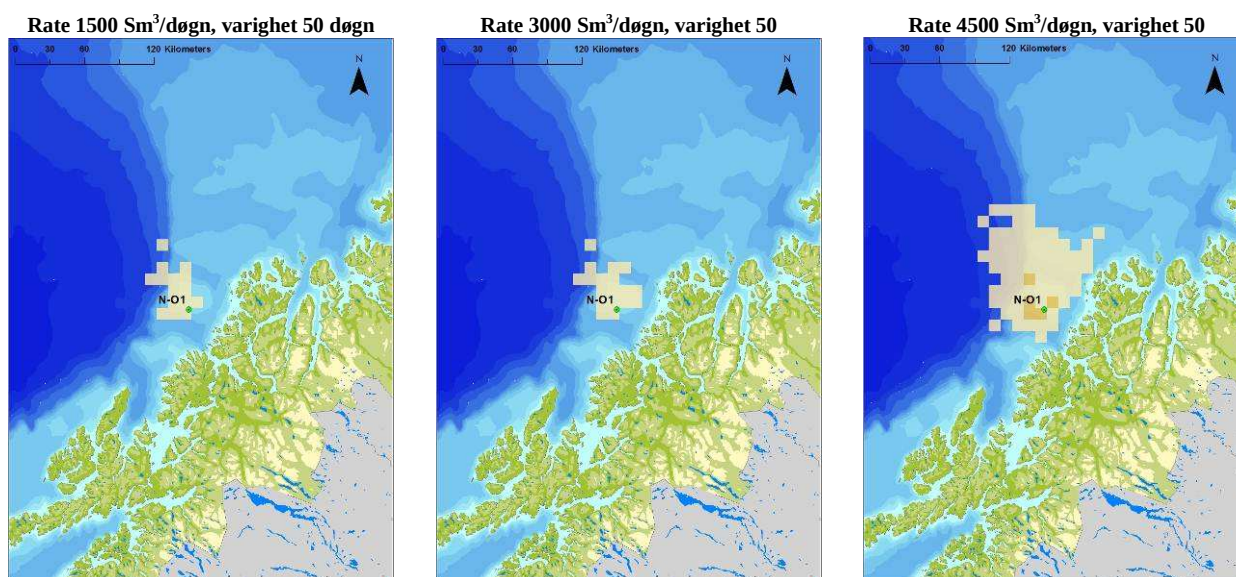
6.2.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon N-O1 er vist i Figur 6-2 og Figur 6-2. Alle utslippsscenarioer unntatt laveste rate og korteste varighet ga vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i enkelte 10×10 km ruter. Med økende rate og varighet er berørt område større.

Tabell 6-1 presenterer eksponeringstiden av olje på havoverflaten (per 3×3 km rute), uavhengig av oljemengde, og i vannsøylen, uavhengig av konsentrasjon, samt oljefilmtykkelsen på havoverflaten for sjøbunnsutslipp med henholdsvis 2 døgn, 15 døgn og 50 døgn varighet. Vannmassene i nærområdet til utslippspunktet kan bli eksponert i inntil 60 døgn, gitt et akuttutslipp med varighet 50 døgn, men området med THC konsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10×10 km rute er forholdsvis begrenset for alle rate- og varighetskombinasjoner. Eksponeringstiden på havoverflaten er kortere, noe som henger sammen med at oljen fordamper og blandes ned, samt driver avgårde. Oljefilmen på havoverflaten 15 døgn etter utslippsslutt er tynn (0,04 mm gitt et utslipp på 50 døgn).



Figur 6-1 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10×10 km ruter) for utblåsningsscenarier med 2 og 15 døgn varighet fra lokasjon N-O1, på årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.



Figur 6-2 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet $\geq 5\%$ i 10×10 km ruter) for utblåsningsscenarier med 50 døgns varighet fra lokasjon N-O1, på årlig basis.

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

	Varigheter					
	2 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
Maksimal eksponeringstid	20 dager	7 dager	30 dager	20 dager	60 dager	40 dager
Maksimal oljefilmtykkelse		$\leq 0,01\text{mm}$		0,03mm		0,04mm

6.2.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-3 til Figur 6-5 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr, 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 vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer.

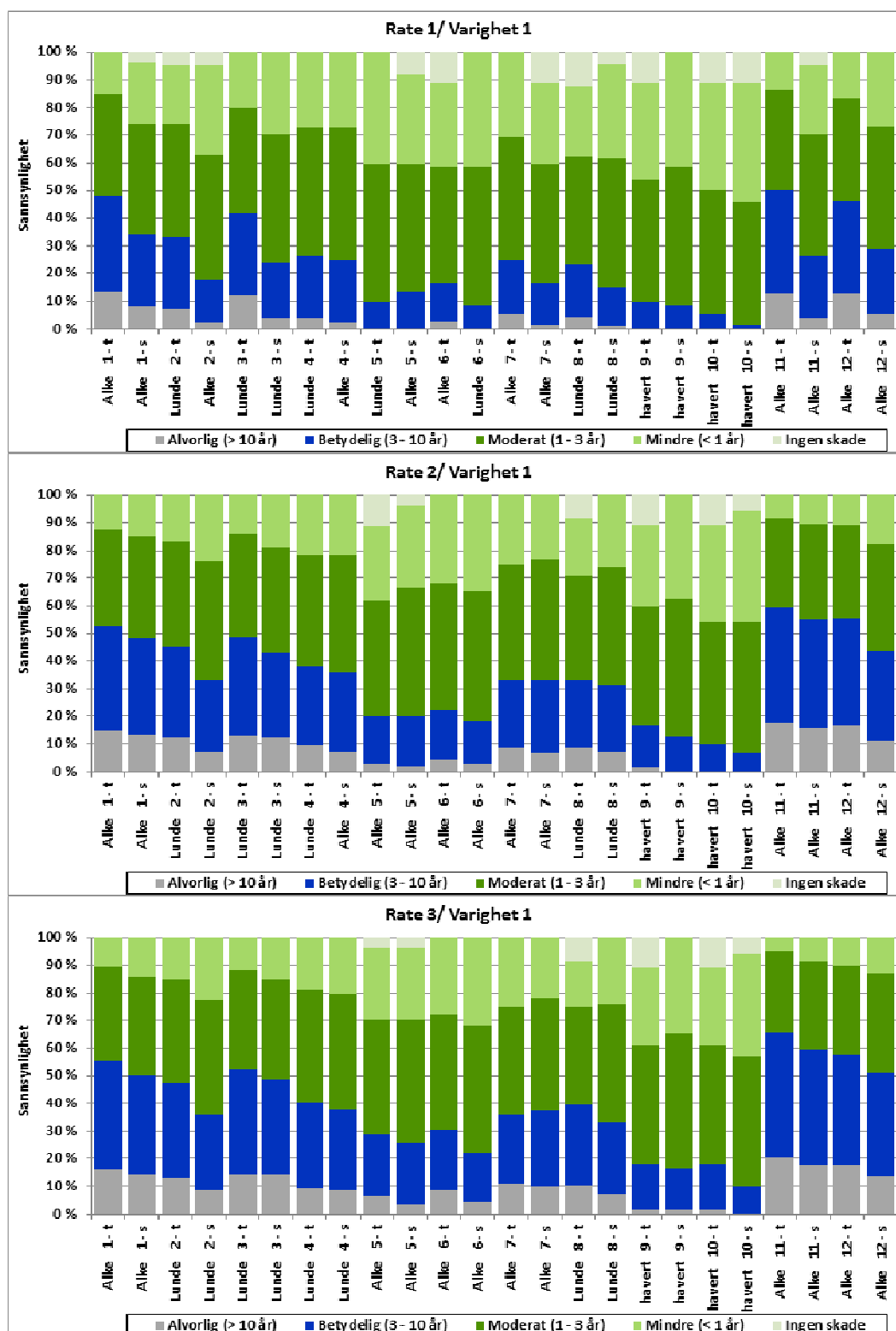
Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenarioene er det sjøfugl som kommer verst ut i vinter-, vår- og sommerperioden, mens det i høstperioden og tidlig vinter er marine pattedyr som gir de høyeste utslagene. I vinterperioden er det sjøfugl i åpent hav som vil bli hardest rammet i tilfelle et akuttutslipp av olje, mens det i vår-/sommerperioden (april-august) er sjøfugl kystnært (hekkekoloniene). Om høsten er havert dimensjonerende for konsekvensnivået.

Overflateutblåsning gir et noe større konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning, der forskjellene varierer fra varighet- til varighet. For sjøfugl har alke og lunde de høyeste utslagene. Gitt en utblåsning fra lokasjon N-O1 med utslippsrate på $3000 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet på 15 døgn

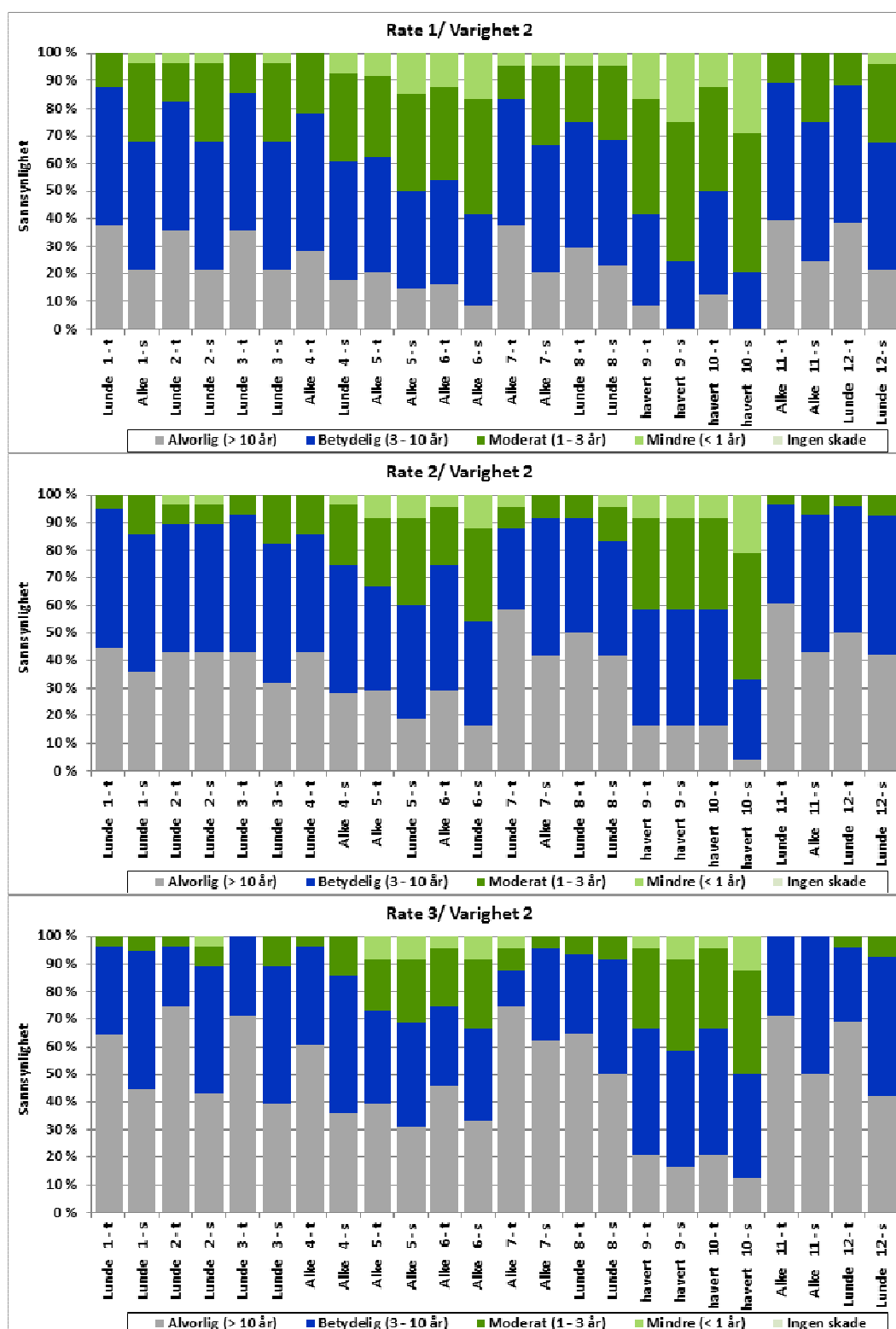
vil en i deler av året ha over 50 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid). Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade med inntil 100 % gitt en hendelse.

Både alke og lunde er pelagisk dykkende sjøfuglarter. Fuglene er spredt ut over store havområder i vinterperioden, og kan således bli utsatt for påvirkning av olje på havoverflaten. I hekkeperioden er de samlet i store kolonier i kystområdene, og således mest utsatt for olje som strander langs kysten.

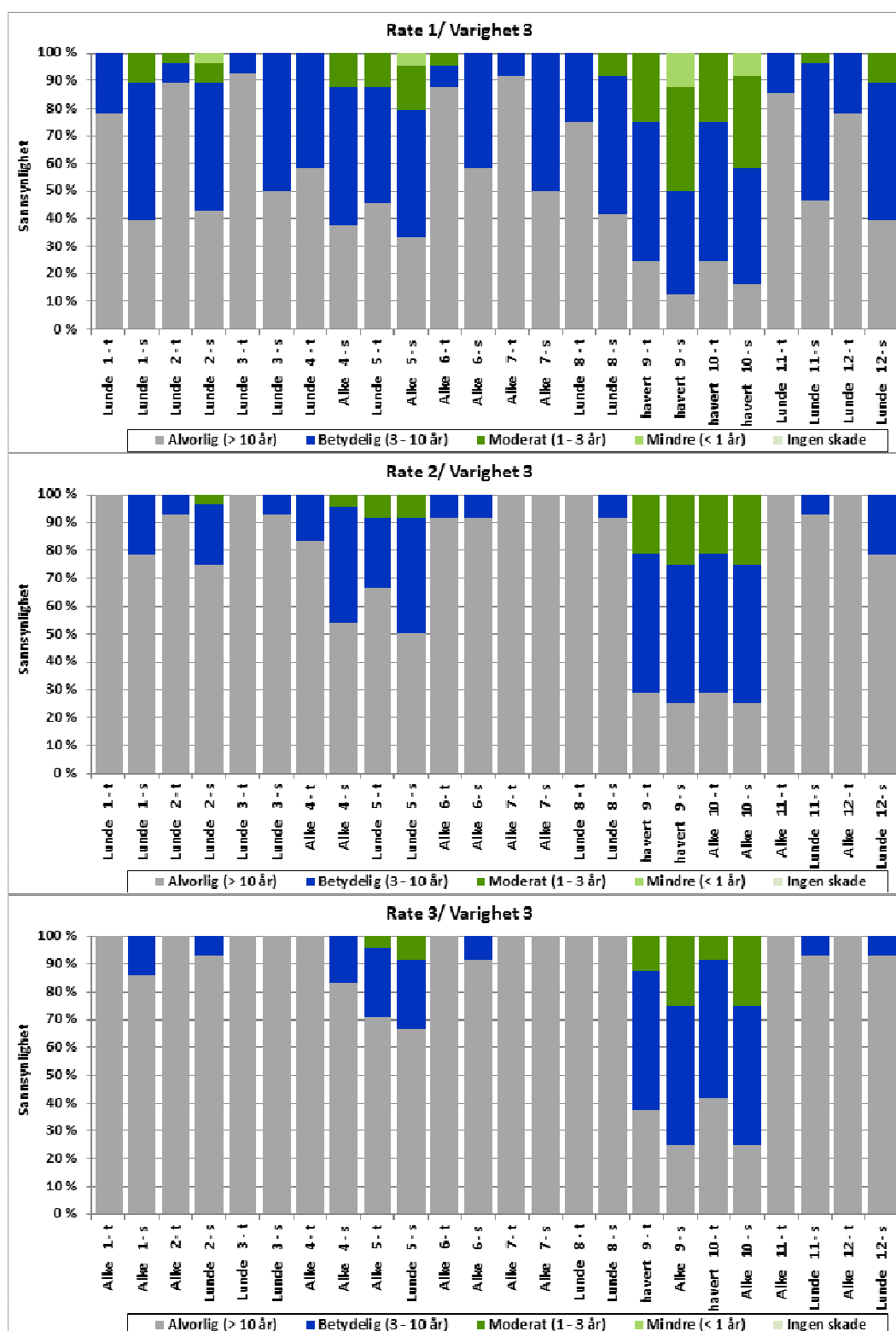
Et oljeutslipp i Troms II vil potensielt kunne ha svært negative konsekvenser for en rekke sjøfuglarter. De viktigste hekkekoloniene som vil kunne bli påvirket er Sør-Fugløy og Nord-Fugløy (i Karlsøy kommune). Hekkesesongen varer fra april til ut august. På grunn av kaldt klima vil de være mer utsatt for varmetap som følge av olje på fjærdrakten. Effekten av et oljesøl vil ha størst betydning dersom det overlapper med hekke- og næringsområder (polarfront og iskant). Her vil mange individer være samlet og effekter på populasjonsnivå (bestandtap) kan forventes. Myteperioder er en spesielt sårbar tid for gjess, ender og alkefugler.



Figur 6-3 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 N-O1 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



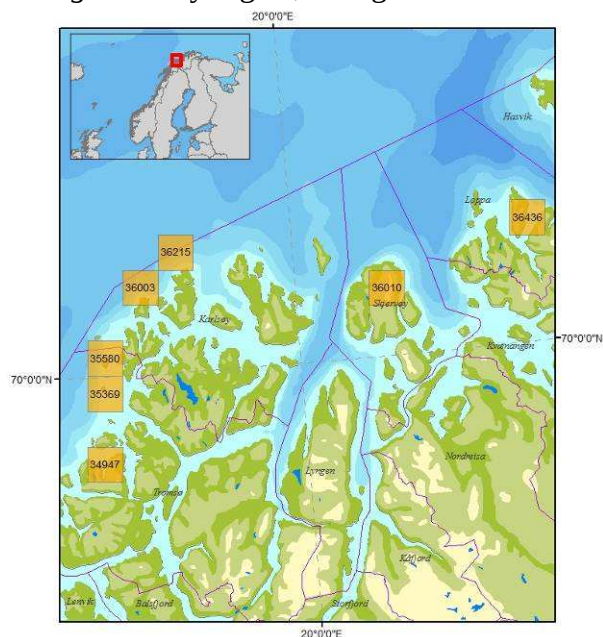
Figur 6-4 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon N-O1 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-5 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 N-O1 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn.

6.2.3 Strandhabitat

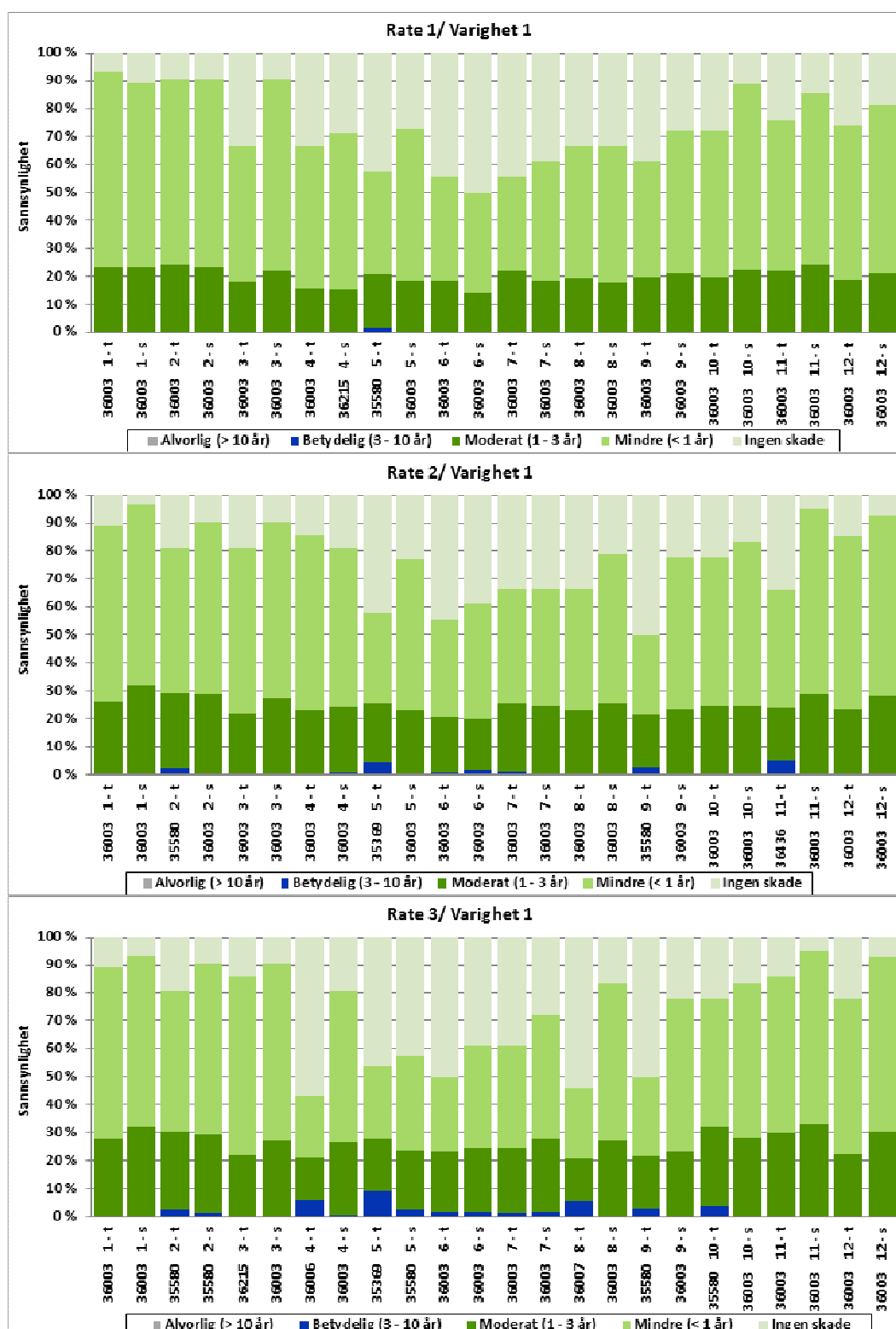
Figur 6-7 til Figur 6-9 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for 10×10 km kyststruter, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er oppgitt for den verst rammede kyststruten i hver måned som *betinget sannsynlighet*, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer.



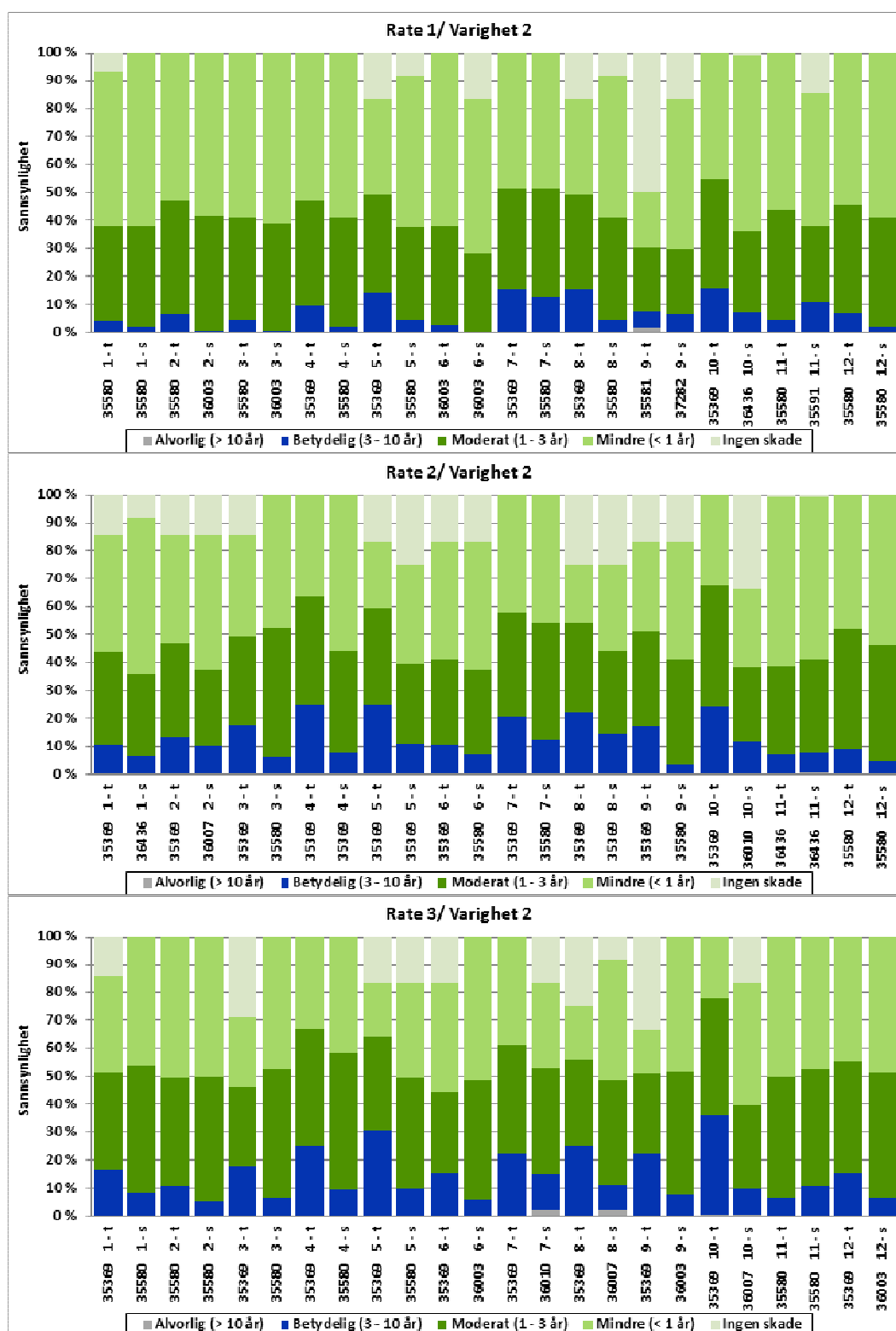
Figur 6-6 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-O1.

Figur 6-6 viser de verst rammede områdene (rutene). For varigheter 2 og 15 døgn er det i all hovedsak øyområdene i Tromsø kommune (Rebbenesøya, Sandøya og områder tilknyttet Vengsøyfjorden), og Karlsøy kommune (Nordkvaløya og Grøtøya) som blir berørt. For lengste varighet (50 døgn) er det mer olje som driver lengre nord og strander i henholdsvis Skjervøy kommune (Arnøy) og Loppa kommune (Silda). For korteste varighet er det i all hovedsak > 70 % sannsynlighet for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje, uavhengig av når på året det skulle skje. Det er mindre enn 10 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) og ingen sannsynlighet for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid).

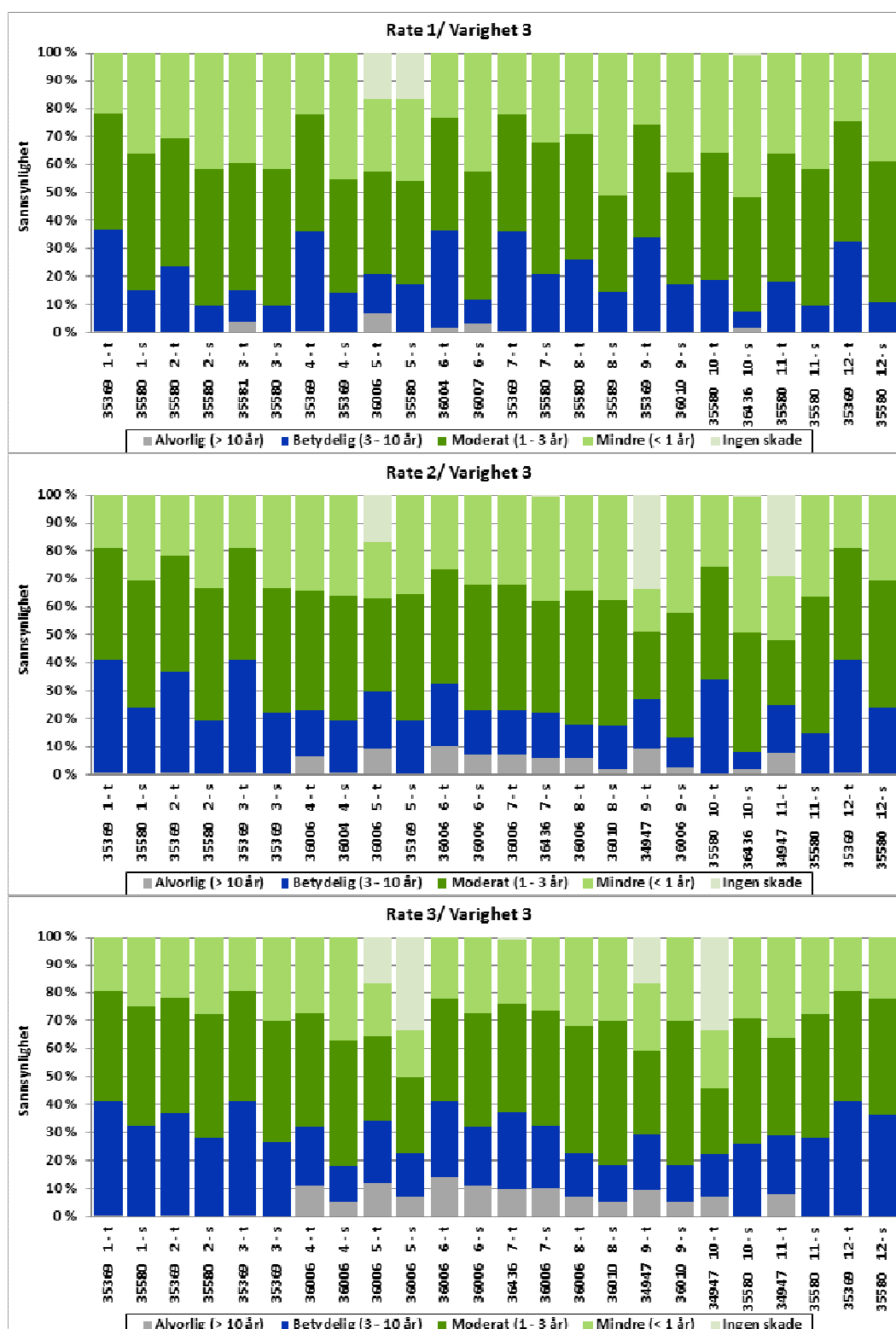
Med moderat utslippsvarighet (15 døgn) er det større sannsynlighet for moderat (1-3 års restitusjonstid) og betydelig miljøskade (inntil 35 % ved høyeste rate). Med lengste utslippsvarighet (50 døgn) vil det også være markant sannsynlighet for alvorlig miljøskade i perioden april-november, med inntil 15 %. Overflateutslipp gir generelt større sannsynlighet for lengre restitusjonstider for strandhabitatene enn sjøbunnsutslipp.



Figur 6-7 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 N-O1 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-8 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 N-O1 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-9 Betinget sannsynlighet for ulike 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 N-O1 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



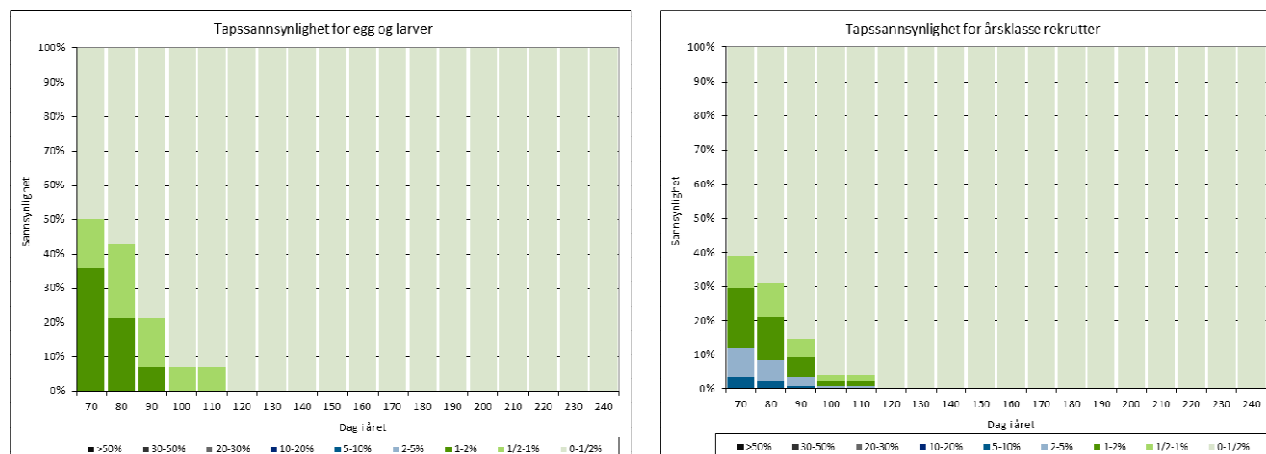
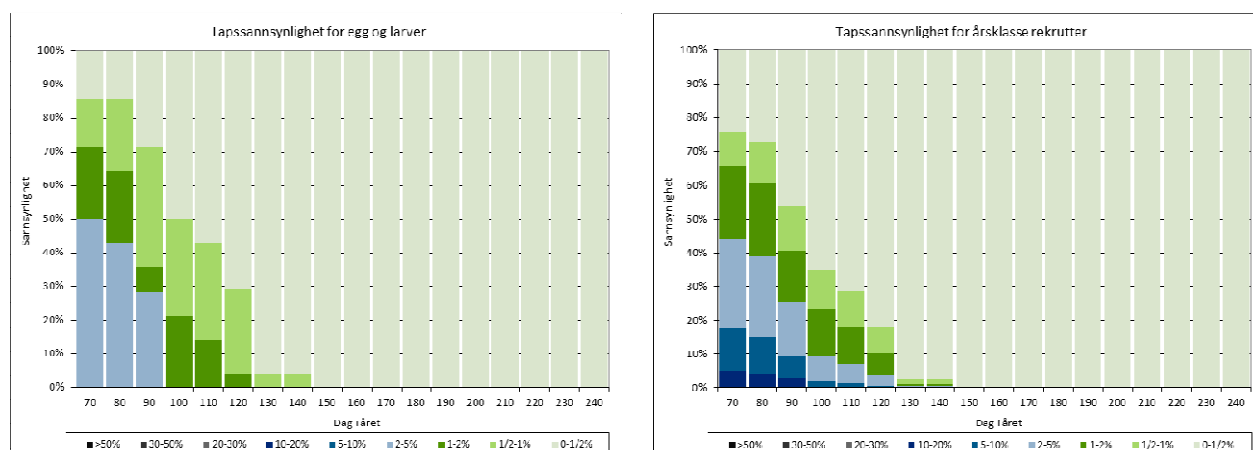
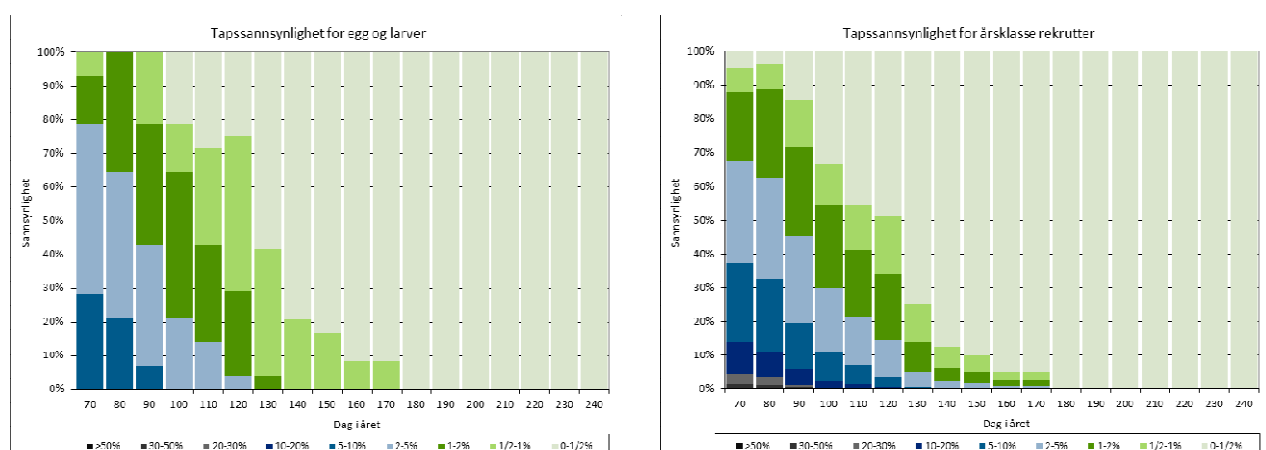
6.2.4 Fisk

På bakgrunn av resultatene av oljedriftsmodelleringene er det beregnet mulige tapsandeler av gyteprodukt av torsk og sild, i henhold til metodikk som beskrevet i kapittel 5.3. I det følgende er resultatene for sjøbunnsutblåsning presentert for utslagsgivende art, som tapsannsynlighet av egg og larver og årsklasserekuttering. Resultatene er vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. I tapsandelene av årsklasserekuttering er tapsandelene av egg og larver justert for ulik overlevelse av de tapte larvene (som beskrevet i avsnitt 5.3.2). For utblåsningsscenariene der det er liten eller ingen sannsynlighet for $> \frac{1}{2}$ % tap av gyteprodukt er det valgt å ikke presentere figurer i hovedrapporten, men resultatene er å finne i Vedlegg 4, også for overflateutblåsning.

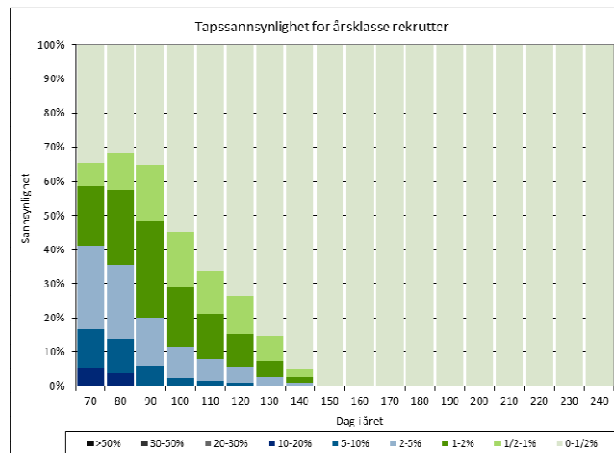
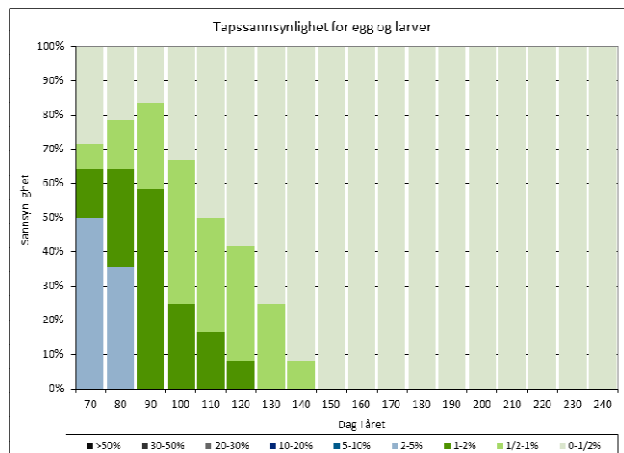
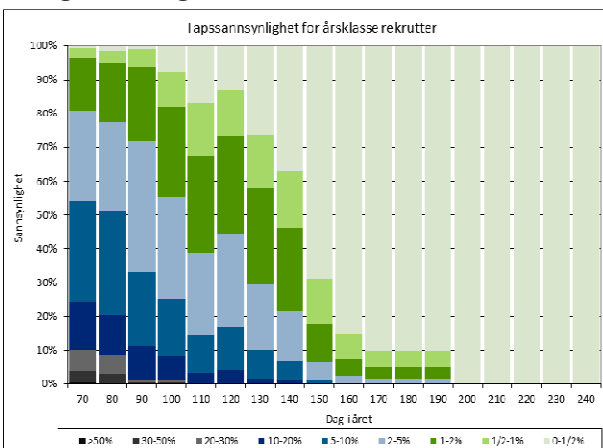
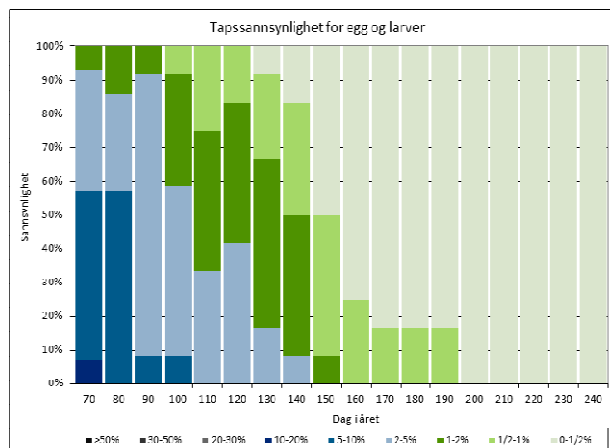
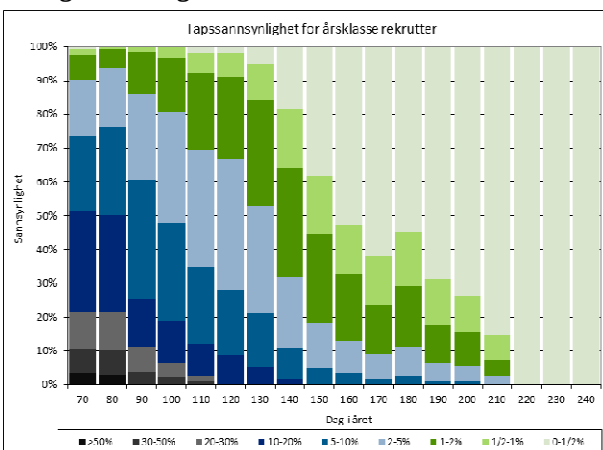
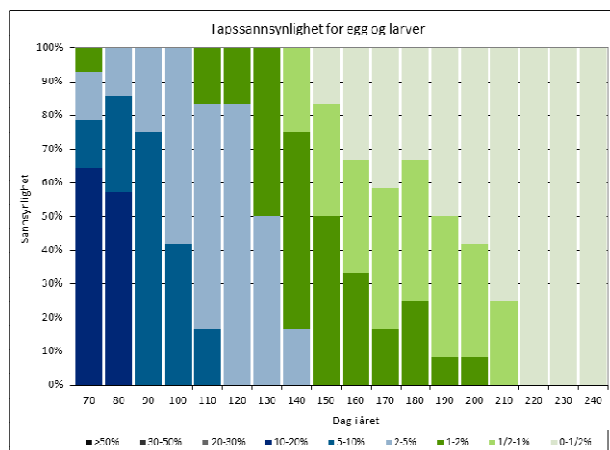
Resultatene viser de høyeste tapsandelene for torsk. Figur 6-10 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn (alle rater), mens Figur 6-11 viser tilsvarende for varighet 50 døgn (alle rater).

Tapsandelene er størst i starten av gyteperioden (mars) og avtar utover våren/sommeren. Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate $3000 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det inntil 5 % sannsynlighet for 20-30 % tap av årsklasserekuttering. Dersom en utblåsning skulle pågå i 50 døgn med tilsvarende utblåsningsrate vil det være inntil 3 % sannsynlighet for 30-50 % og $<0,5$ % sannsynlighet for > 50 % tapsandel av årsklasserekutteringen av torsk.

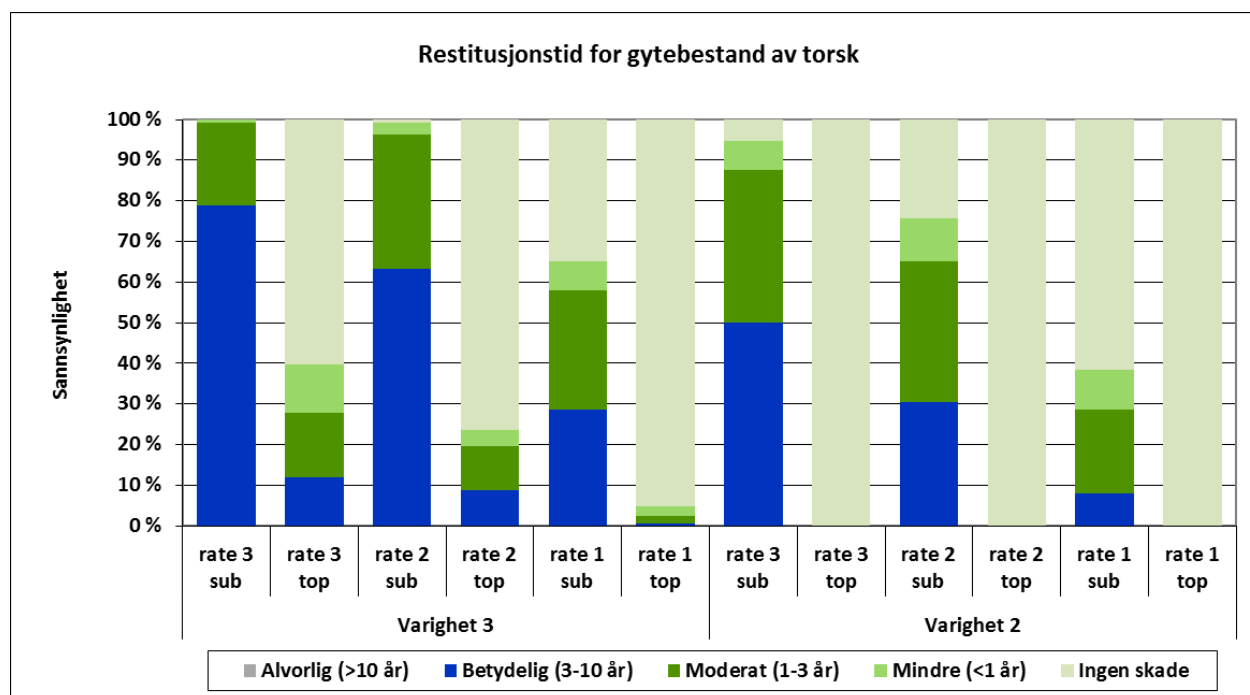
Tapsandelene av årsklasserekuttering av torsk, for tidssteget med høyest utslag (70 – mars), er tatt videre i beregning av skade i form av mulig restitusjonstid, i henhold til bestandsmodellene som beskrevet i kapittel 5.3.3. Resultatene er presentert i Figur 6-12. Ved overflateutblåsning med varighet 15 døgn vil tapsandeler være $< 0,5$ %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). For sjøbunnsutblåsning med tilsvarende varighet og høyeste rate er det inntil 50 % sannsynlighet for betydelig miljøskade. Dersom varigheten øker til 50 døgn er det 65-80 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, gitt rate $3000 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ eller $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$. Gitt en overflateutblåsning med samme varighet er det over 60 % sannsynlighet for *Ingen skade* på gytebestand av torsk, avhengig av utblåsningsrate.

Rate 1500 Sm³/døgn, varighet 15 døgn**Rate 3000 Sm³/døgn, varighet 15 døgn****Rate 4500 Sm³/døgn, varighet 15 døgn**

Figur 6-10 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-O1 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.

Rate 1500 Sm³/døgn, varighet 50 døgnRate 3000 Sm³/døgn, varighet 50 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn

Figur 6-11 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-O1 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



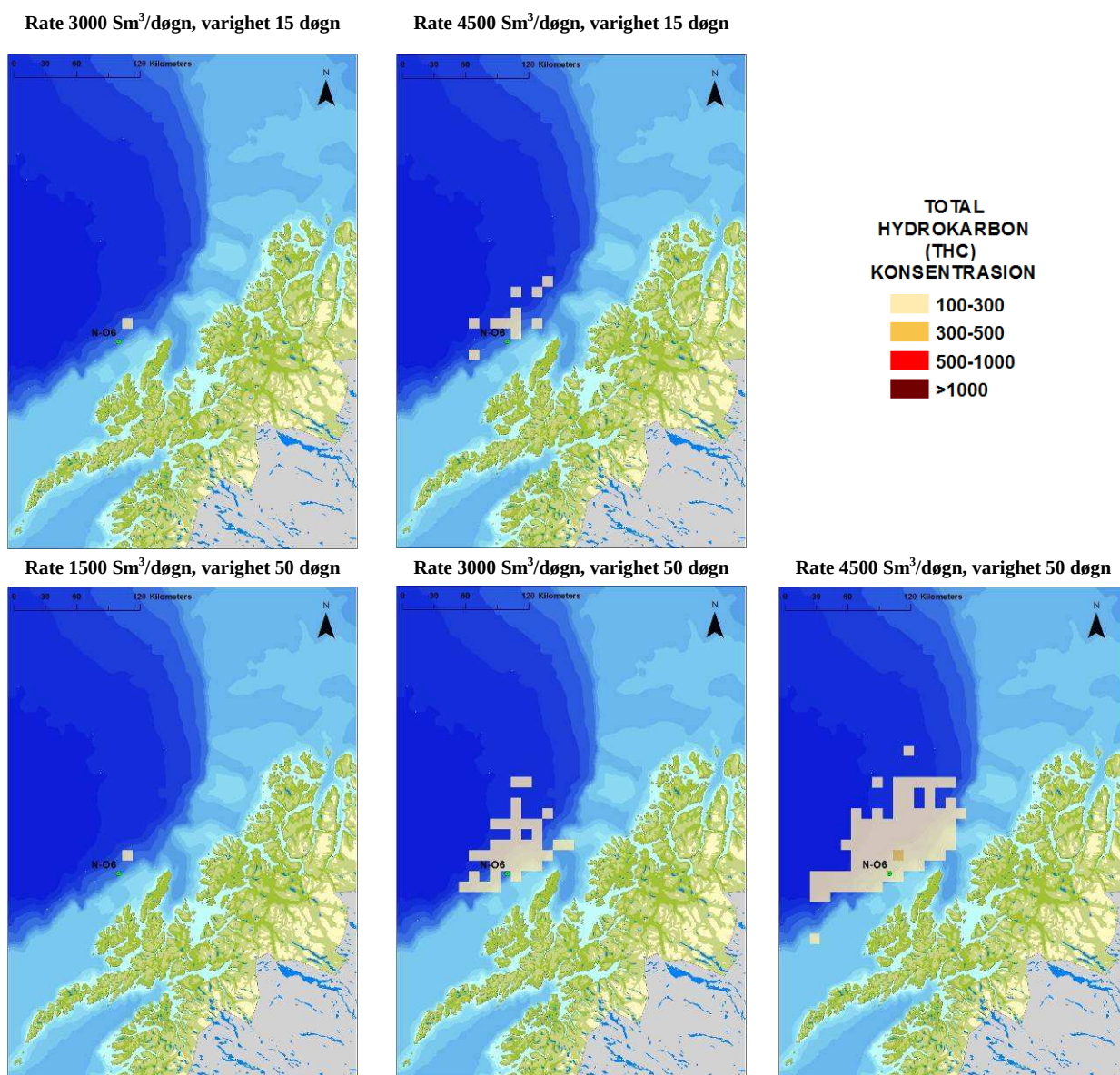
Figur 6-12 Mulig restitusjonstid for gytebestand av torsk gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning fra lokasjon N-O1 med varighet 50 døgn eller 15 døgn og rater 1500, 3000 eller 4500 Sm³/døgn.

6.3 Lokasjon N-O6

6.3.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon N-O6 er vist i Figur 6-13. Utslippsscenariene med varighet 2 døgn, samt laveste rate og varighet 15 døgn gir ikke vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute, og figurer for disse er derfor ikke presentert. Med økende rate og varighet er berørt område med over 100 ppb større.

Tabell 6-2 presenterer eksponeringstiden av olje på havoverflaten (per 3×3 km rute), uavhengig av oljemengde, og i vannsøylen, uavhengig av konsentrasjon, samt oljefilmtykkelsen på havoverflaten for utslipp med henholdsvis 2 døgn, 15 døgn og 50 døgn varighet. Vannmassene i nærområdet til utslippspunktet kan bli eksponert i inntil 60 døgn, gitt et akuttutslipp med varighet 50 døgn, men området med THC konsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute er forholdsvis begrenset for alle rate- og varighetskombinasjoner. Eksponeringstiden på havoverflaten er kortere, noe som henger sammen med at oljen fordamper og blandes ned, samt driver avgårde. Oljefilmen på havoverflaten 15 døgn etter utslippsslutt er tynn (inntil 0,1 mm gitt et utslipp på 15 eller 50 døgn).



Figur 6-13 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet $\geq 5\%$ i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier fra lokasjon O6, på årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har $< 5\%$ treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-2 Den maksimale eksponeringstiden (døgn) av estimerte THC-konsentrasjoner og olje på havoverflaten ved en sjøbunnutblåsning, samt maksimal oljefilmtykkelse på havoverflaten etter endt oljedriftssimulering (utblåsningstid + 15 døgn følgetid).

	Varigheter					
	2 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
Maksimal eksponeringstid	15	10	30	10	60	20

	Varigheter					
	2 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
(døgn)						
Maksimal oljefilmtykkelse		0,01-0,30mm		0,03-0,1		0,03-0,1

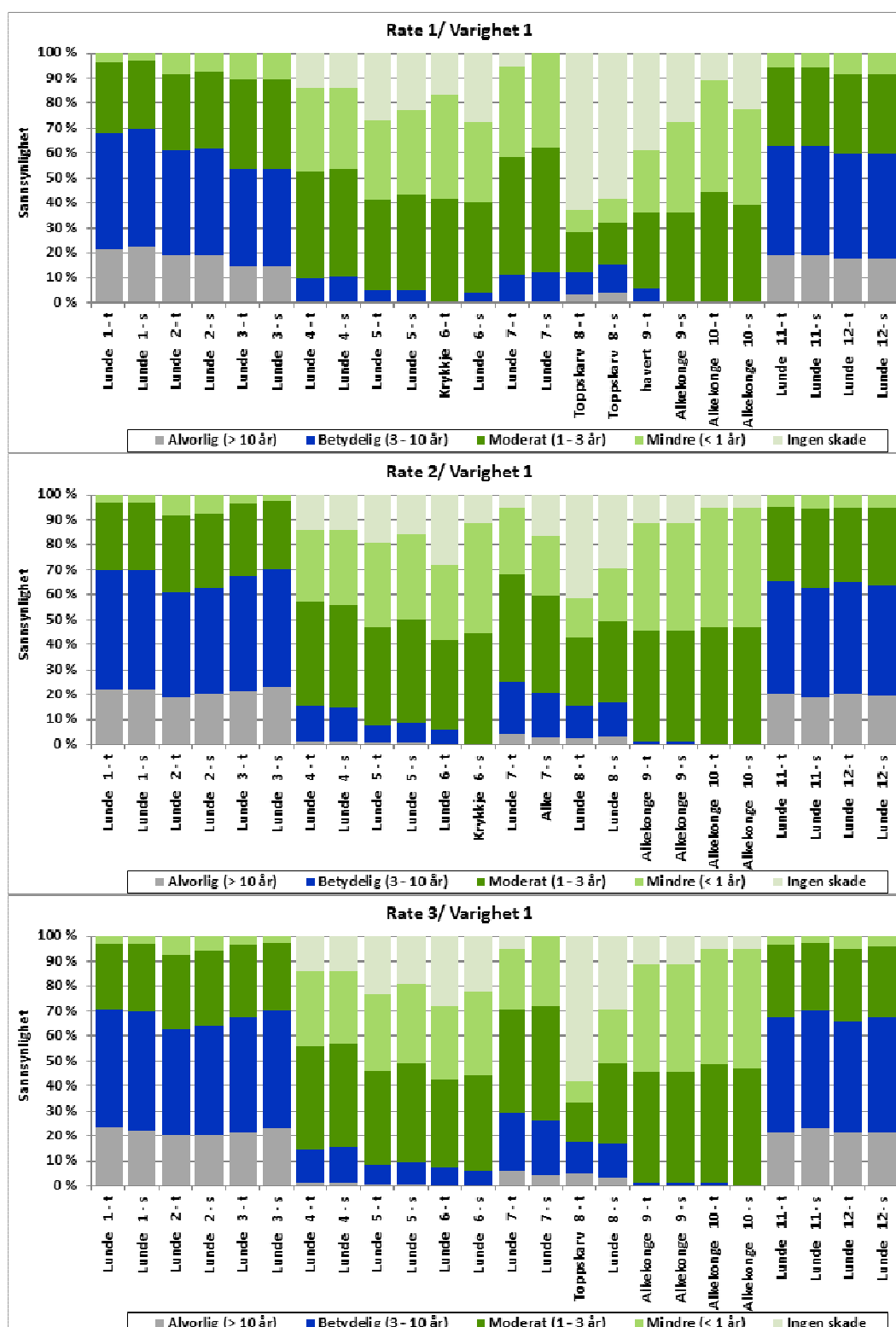
6.3.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-14 til Figur 6-16 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr, 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 vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer.

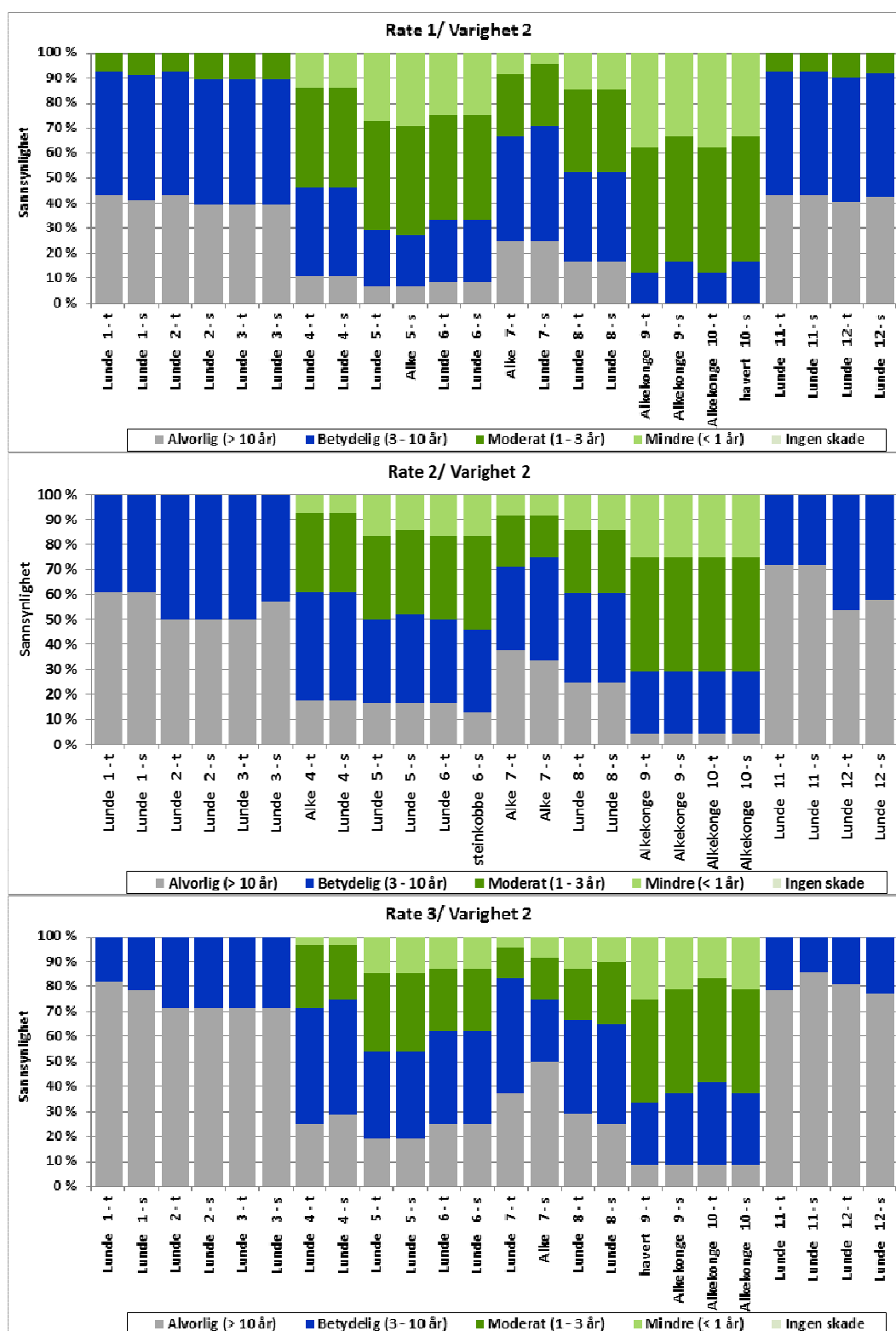
Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenariene er det hovedsakelig sjøfugl som kommer verst ut gjennom hele året, mens havert har slått ut mest i enkelte scenarier i perioden september-oktober, og steinkobbe i juni. Det er hovedsakelig alkefugl (lunde, alke og alkekonge) som har de høyeste utslagene i miljøskade, men også toppskarv i enkelte perioder. Overflateutblåsning gir et noe større konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning, der forskjellene varierer fra varighet- til varighet. Gitt en utblåsning fra lokasjon N-O6 med utslippsrate på 3000 Sm³/døgn og varighet på 15 døgn vil en i deler av året ha over 80 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid). Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade opptil 100 % gitt en hendelse med utslippsrate 3000 eller 4500 Sm³/døgn. Det er høyest sannsynlighet for alvorlig miljøskade for lunde i perioden november-mars.

Lunde er en pelagisk dykkende sjøfuglart. Fuglene er spredt ut over store havområder i vinterperioden, og kan således bli utsatt for påvirkning av olje på havoverflaten. I hekkeperioden er de samlet i store kolonier i kystområdene, og således mest utsatt for olje som driver inn mot kysten.

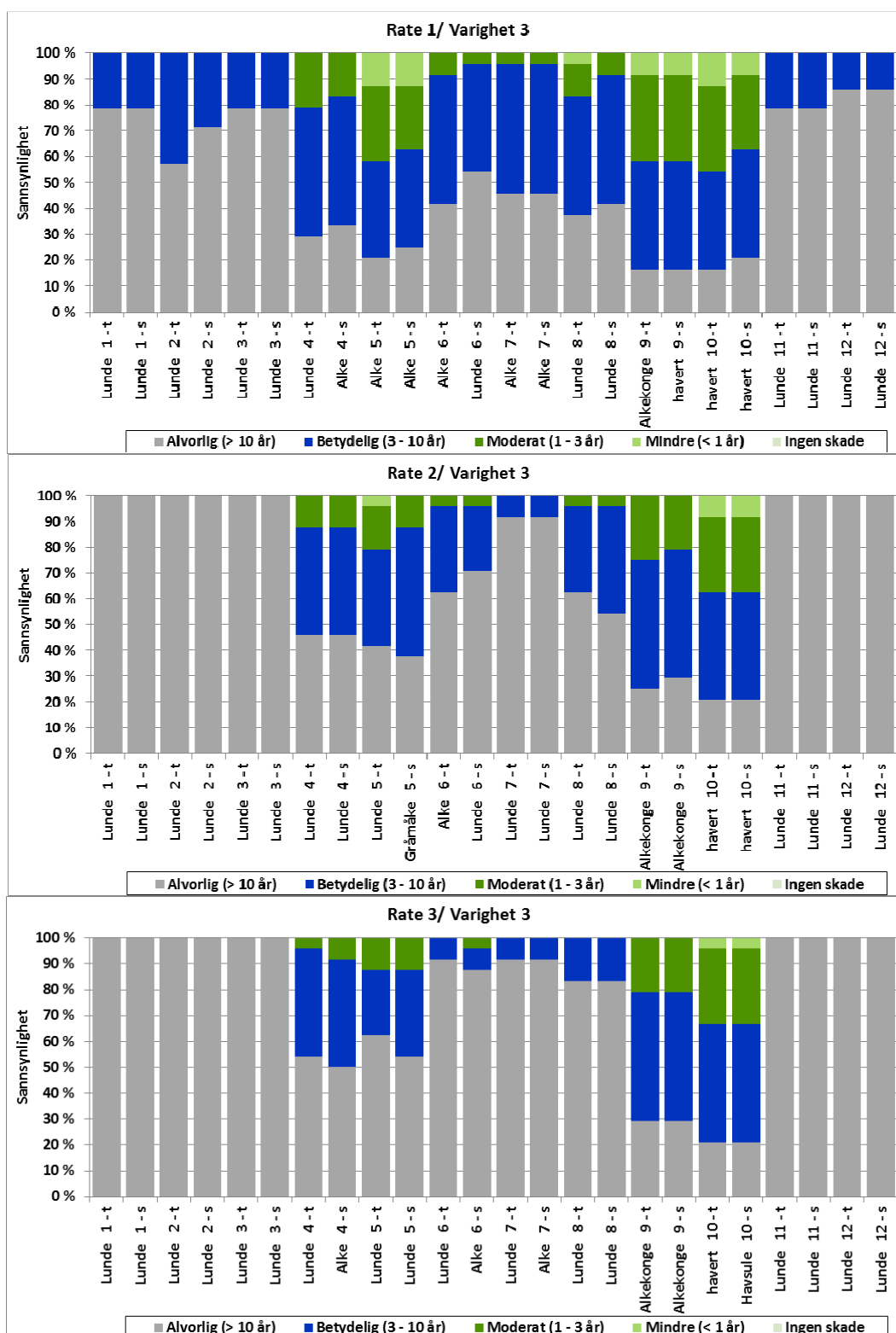
Et oljeutslipp i Nordland VII vil potensielt kunne ha svært negative konsekvenser for en rekke sjøfuglarter. De viktigste hekkekoloniene som vil kunne bli påvirket er i det nordlige Vesterålen samt Sør-Fugløy og Nord-Fugløy. Hekkesesongen varer fra april til ut august. På grunn av kaldt klima vil de være mer utsatt for varmetap som følge av olje på fjærdrakten. Effekten av et oljesøl vil ha størst betydning dersom det overlapper med hekke- og næringsområder. Her vil mange individer være samlet og effekter på populasjonsnivå (bestandstap) kan forventes. Myteperioder er en spesielt sårbar tid for gjess, ender og alkefugler.



Figur 6-14 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 N-O6 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



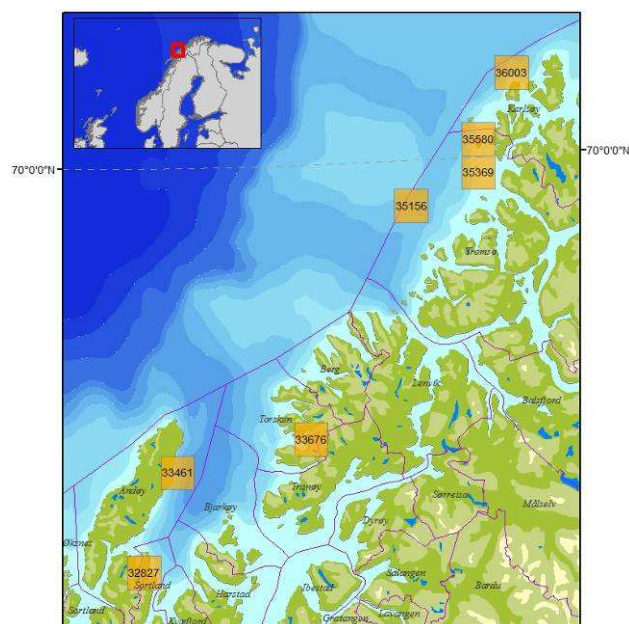
Figur 6-15 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon N-O6 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-16 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 N-O6 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.3.3 Strandhabitat

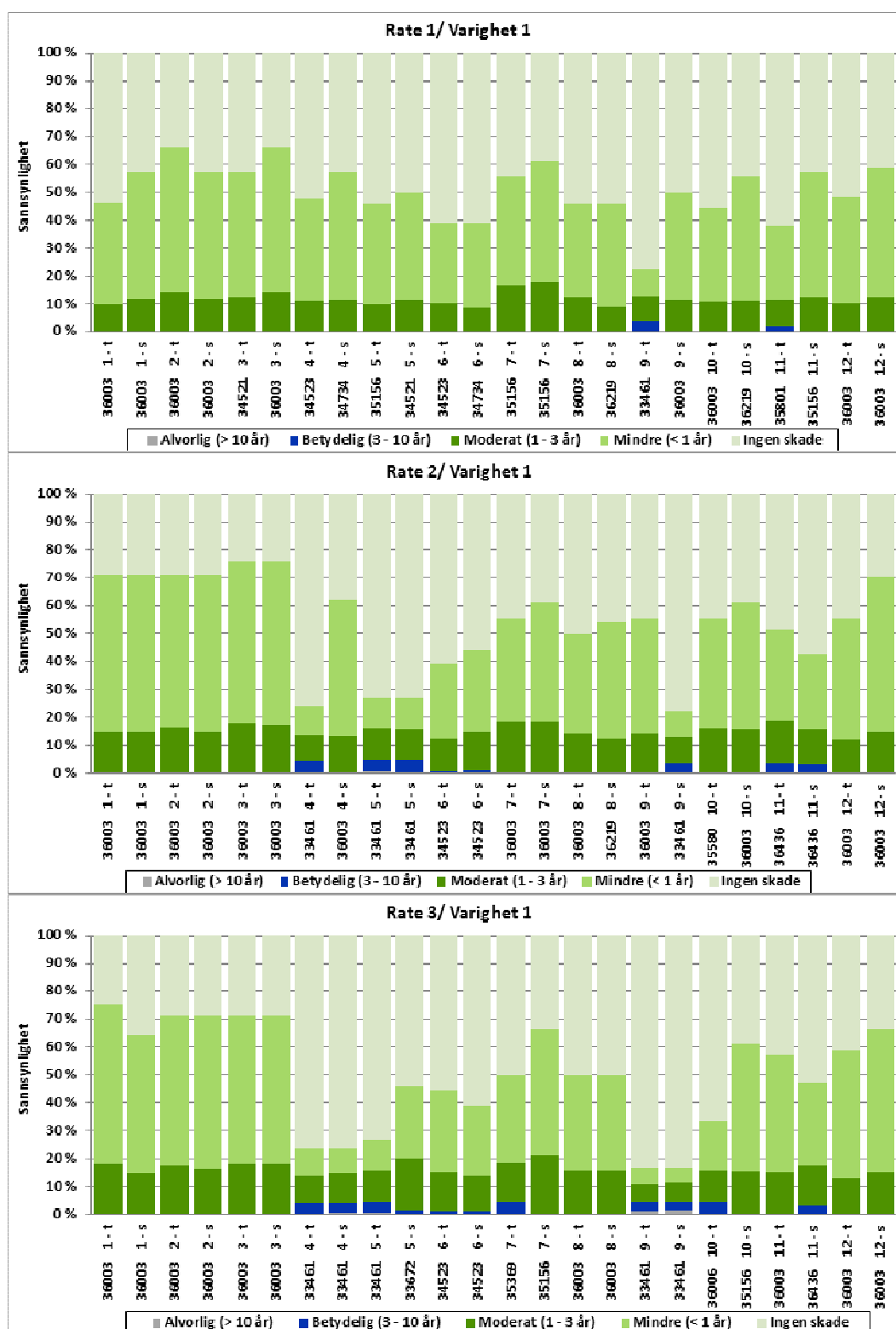
Figur 6-18 til Figur 6-20 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for en kystrute, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året, som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon.



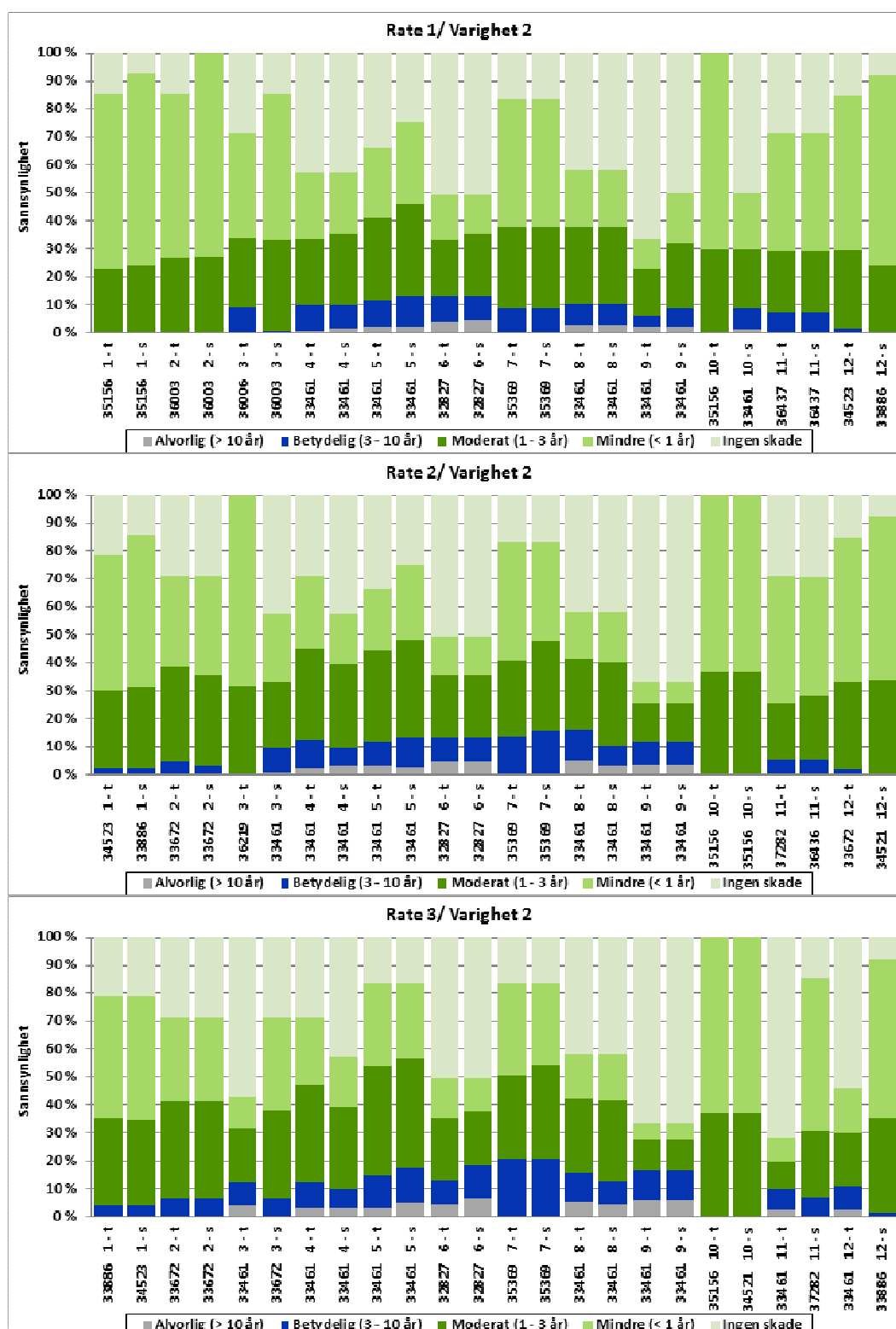
Figur 6-17 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-O6.

Figur 6-17 viser de verst rammede områdene (rutene) med fokus på vektete resultater for alle utslippsscenarioene, og på lengste varighet og høyeste rate. For alle utslippsscenarioer er det mange ulike kystruter som kan bli rammet i ulike perioder av året. En del olje vil kunne drive inn Andfjorden og strande på østsiden av Andøya. For lengste varighet (50 døgn) er det mer olje som driver lengre nord og strander i Karlsøy kommune. For korteste varighet er det i all hovedsak > 70 % sannsynlighet for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje, uavhengig av når på året det skulle skje. Det er mindre enn 5 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) og svært lav sannsynlighet for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid).

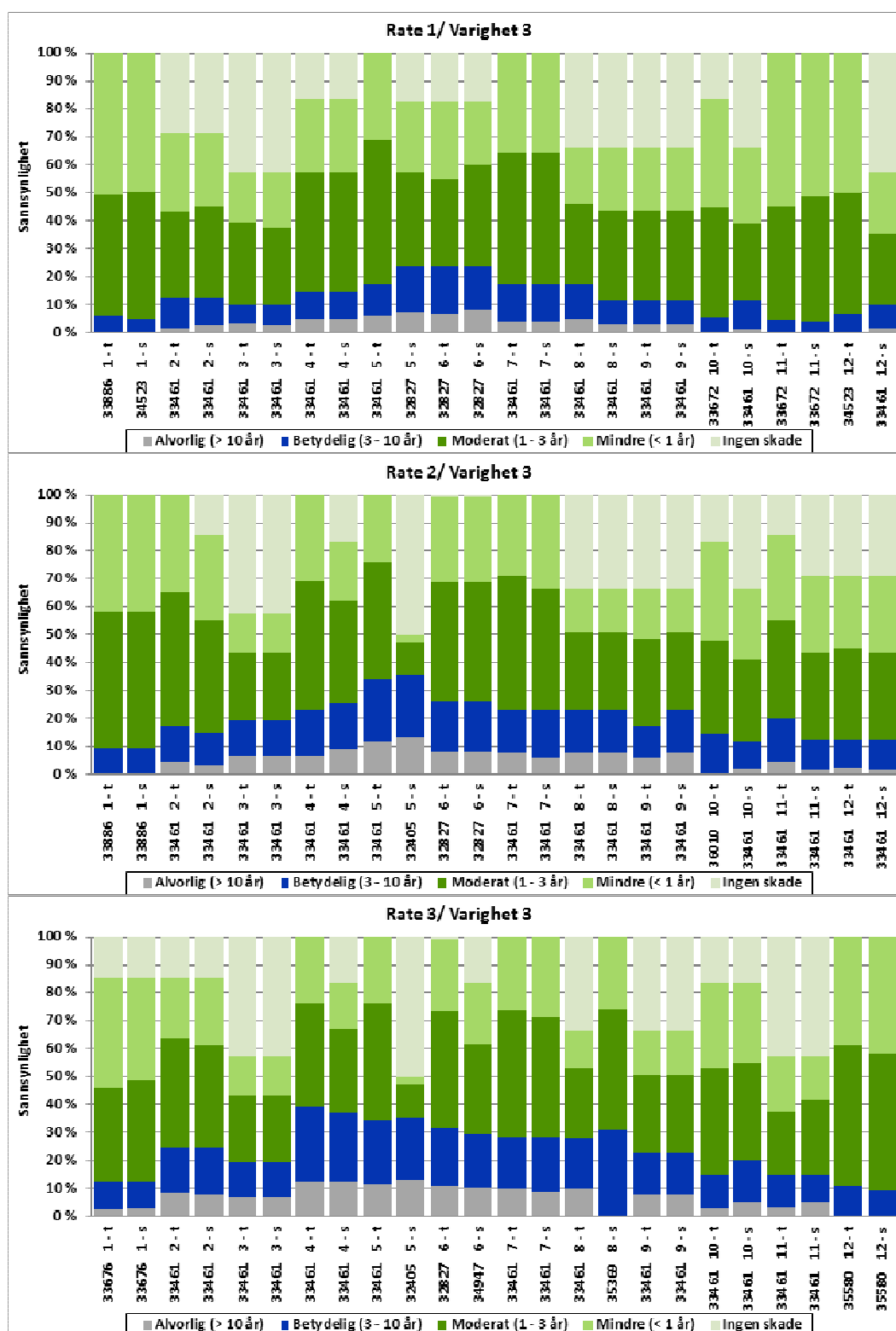
Med moderat utslippsvarighet (15 døgn) er det større sannsynlighet for moderat (1-3 års restitusjonstid) og betydelig miljøskade (inntil 20 % ved høyeste rate). Med lengste utslippsvarighet (50 døgn) vil det også være opp mot 15 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade i perioden april-november. Overflateutslipp gir generelt større sannsynlighet for lengre restitusjonstider for strandhabitatene enn sjøbunnsutslipp.



Figur 6-18 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 N-O6 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-19 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 N-O6 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-20 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 N-O6 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

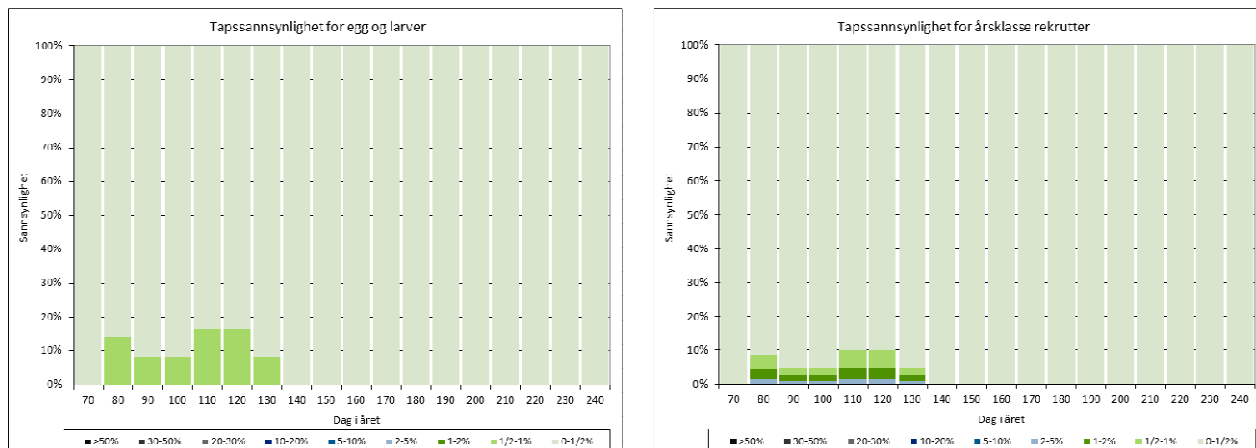
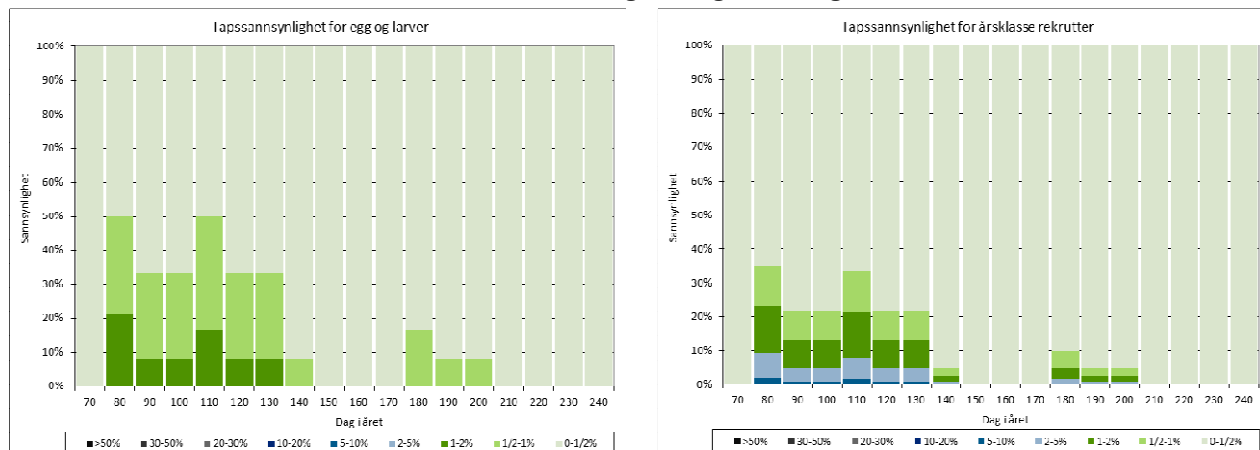
6.3.4 Fisk

På bakgrunn av resultatene av oljedriftsmodelleringene er det beregnet mulige tapsandeler av gyteprodukt av torsk og sild, i henhold til metodikk som beskrevet i kapittel 5.3. I det følgende er resultatene for sjøbunnsutblåsning presentert for utslagsgivende art, som tapsannsynlighet av egg og larver og årsklasserekuttering. Resultatene er vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. I tapsandelene av årsklasserekuttering er tapsandelene av egg og larver justert for ulik overlevelse av de tapte larvene (som beskrevet i avsnitt 5.3.2). For utblåsningsscenariene der det er liten eller ingen sannsynlighet for $> \frac{1}{2}$ % tap av gyteprodukt er det valgt å ikke presentere figurer i hovedrapporten, men resultatene er å finne i Vedlegg 4.

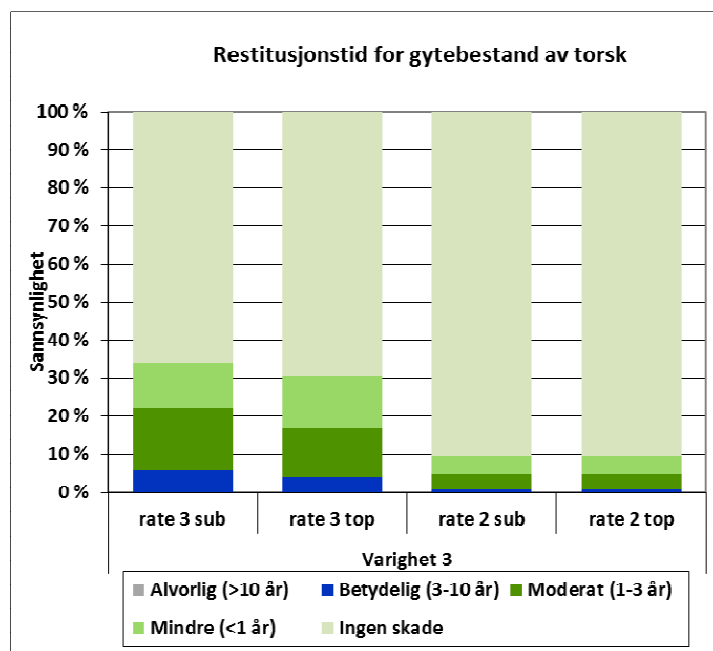
Resultatene viser de høyeste tapsandelene for torsk. For utblåsningsscenariene der det er ingen sannsynlighet for $> \frac{1}{2}$ % tap av gyteprodukt er det valgt ikke å presentere figurer. Resultatene for overflateutblåsning gir generelt lavere vannsøylekonsentrasjoner og tapsandeler, og er derfor også lagt i vedlegget. Figur 6-21 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 50 døgn (rater 3000 og 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$).

Tapsandelene er størst i april/mai og avtar deretter utover tidlig sommer. Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate 3000 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn er det inntil 2 % sannsynlighet for 2-5 % tap av egg og larver. Med høyeste rate øker tapsandelene til inntil 2 % sannsynlighet for 5-10 % tap.

Tapsandelene av årsklasserekuttering av torsk, for tidssteget med høyest utslag (80 – mars), er tatt videre i beregning av skade i form av mulig restitusjonstid, i henhold til bestandsmodellene som beskrevet i kapittel 5.3.3. Resultatene er presentert i Figur 6-22. Ved både overflate- og sjøbunnsutblåsning utblåsning med varighet 50 døgn og rate 3000 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ vil det være 90 % sannsynlighet for tapsandeler mellom 0 % og 0,5 %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). Med høyere utblåsningsrate øker sannsynligheten for skade til om lag 6 % for betydelig miljøskade, 16 % for moderat miljøskade og 12 % for mindre miljøskade (alle for sjøbunnsutblåsning). Skadepotensialet for overflateutblåsning er noe lavere.

Rate 3000 Sm³/døgn, varighet 50 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn

Figur 6-21 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-O6 med rate 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



Figur 6-22 Mulig restitusjonstid for gytebestand av torsk gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning fra lokasjon N-O6 med varighet 50 døgn og rater 3000 eller 4500 Sm³/døgn.

6.4 Lokasjon N-O8

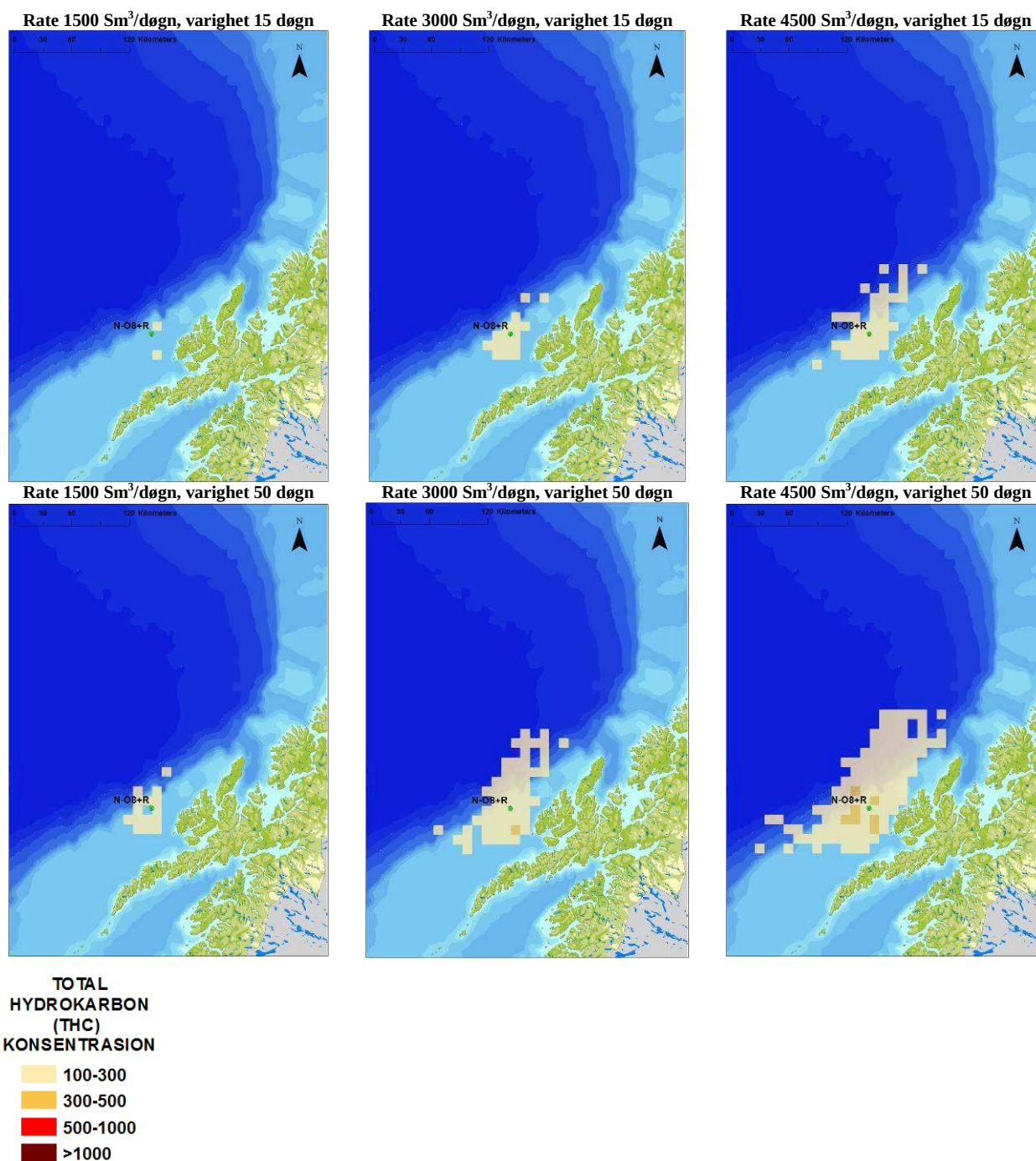
For lokasjon N-O8 er det modellert oljedrift med både olje (Svale) og kondensat (Huldra), og resultatene er presentert i to ulike delkapitler.

6.4.1 Lokasjon N-O8S – akuttutslipp av olje (Svale)

6.4.1.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell oljeutblåsning fra lokasjon N-O8S er vist i Figur 6-23. Utslippsscenariene med varighet 2 døgn, gir ikke vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute, og figurer for disse er derfor ikke presentert. Med økende rate og varighet er berørt område med over 100 ppb større, og for lengste varighet har en også enkeltruter med 300-500 ppb THC konsentrasjon.

Tabell 6-3 presenterer eksponeringstiden av olje på havoverflaten (per 3×3 km rute), uavhengig av oljemengde, og i vannsøylen, uavhengig av konsentrasjon, samt oljefilmtykkelsen på havoverflaten for utslipp med henholdsvis 2 døgn, 15 døgn og 50 døgn varighet. Vannmassene i nærområdet til utslippspunktet kan bli eksponert i inntil 50 døgn, gitt et akuttutslipp med varighet 50 døgn, men området med THC konsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute er forholdsvis begrenset for alle rate- og varighetskombinasjoner. Eksponeringstiden på havoverflaten er kortere, noe som henger sammen med at oljen fordampes og blandes ned, samt driver avgårde. Oljefilmen på havoverflaten 15 døgn etter utslippsslutt er tynn (inntil 0,1 mm gitt et utslipp på 15 eller 50 døgn).



Figur 6-23 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier med olje fra lokasjon N-O8S, på årlig basis. Utslippsscenarioene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-3. Den maksimale eksponeringstiden (døgn) av estimerte THC-konsentrasjoner og olje på havoverflaten ved en sjøbunnutblåsning av olje, samt maksimal oljefilmtykkelse på havoverflaten etter endt oljedriftssimulering (utblåsningstid + 15 døgn følgetid).

	Varigheter					
	2 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
Maksimal eksponeringstid	16	10	30	15	50	30
Maksimal oljefilmtykkelse		0,01 – 0,030mm		0,03-0,1 mm		0,03-0,1 mm

6.4.1.2 Sjøfugl og marine pattedyr

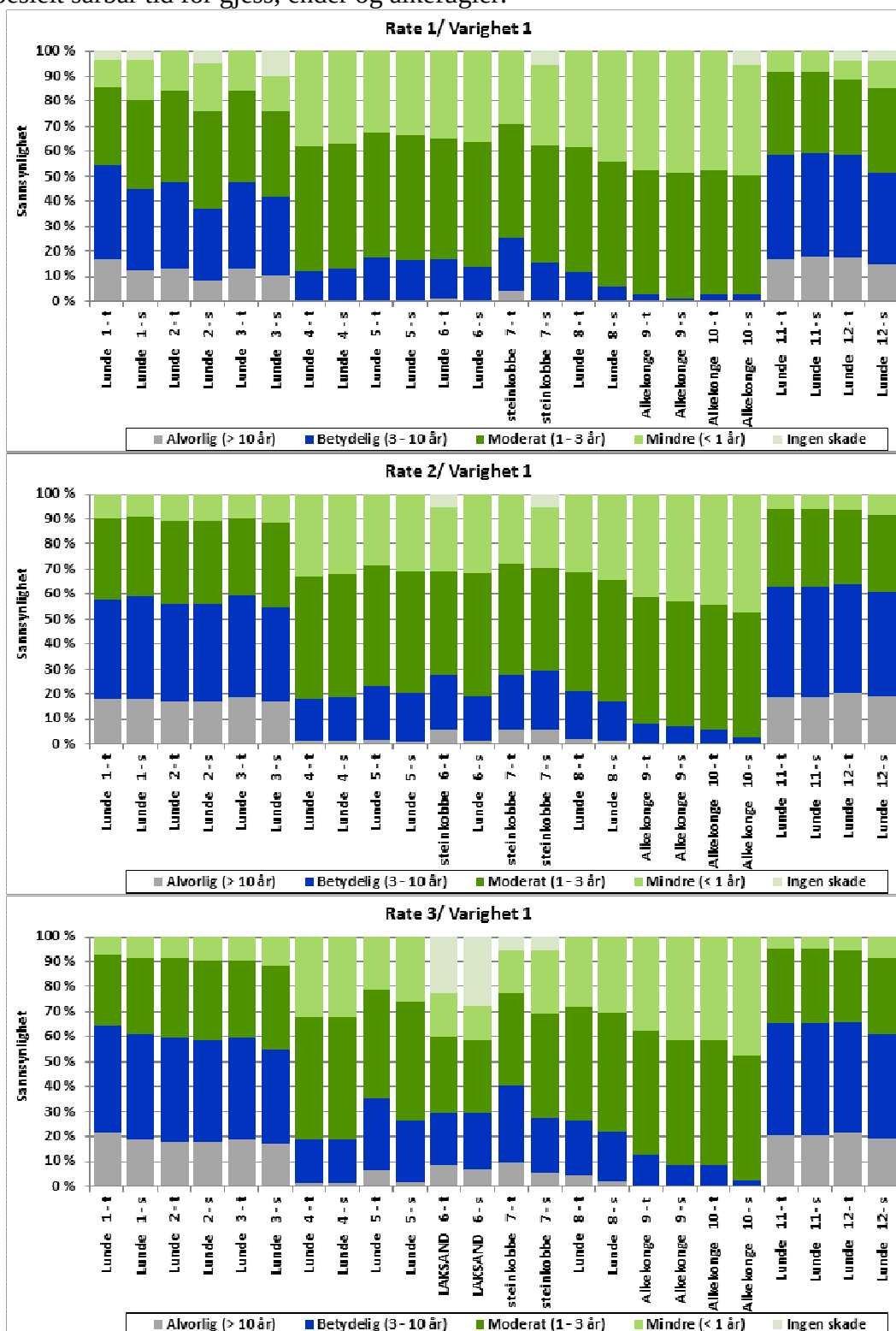
Figur 6-24 til Figur 6-26 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer.

Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenariene er det hovedsakelig sjøfugl som kommer verst ut gjennom hele året, mens steinkobbe har slått ut mest i enkelte scenarier i perioden juni-juli. Det er hovedsakelig alkefugl (lunde og alkekonge) som har de høyeste utslagene i miljøskade. Overflateutblåsning gir et noe større konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning, der forskjellene varierer fra varighet- til varighet. Gitt en oljeutblåsning fra lokasjon N-O8 med utslippsrate på 3000 Sm³/døgn og varighet på 15 døgn vil en ha fra 10 % til nærmere 70 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) gjennom året. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade opptil 100 % gitt en hendelse med utslippsrate 3000 eller 4500 Sm³/døgn. Konsekvenspotensialet er noe lavere i høstperioden (august-oktober) enn resten av året. Det er høyest sannsynlighet for alvorlig miljøskade for lunde i perioden november-februar. Laksand gir høyest utslag i juni måned. Dette er perioden da både han- og hunfugl ankommer for å skifte fjær (myting). Laksender fra hele fra hele Nord-Europa drar til Nord-Norge for å myte, og ytre kyst av Troms og nordre Nordland er viktige myteområder for denne arten. Bestandsdatasettene vil for øvrig overestimere konsekvensene for laksand som «bestand» i og med at de er inndelt etter havområdene og ikke etter faktisk fordeling. Flest fugl drar til Finnmark for å myte, og inngår således ikke i bestandsdatasettet som er benyttet i beregningene.

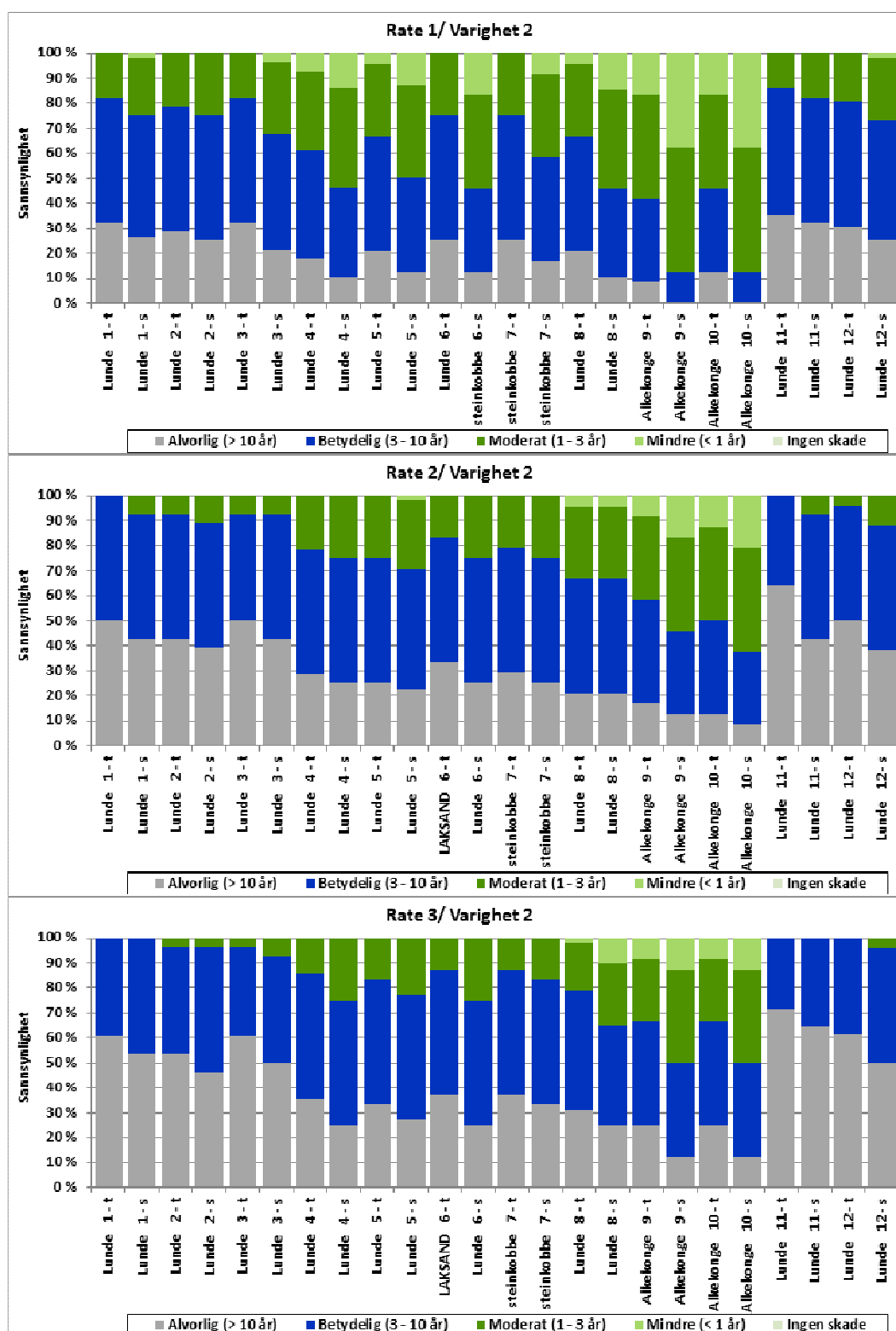
Lunde og alkekonge er pelagisk dykkende sjøfuglarter. Fuglene er spredt ut over store havområder i vinterperioden, og kan således bli utsatt for påvirkning av olje på havoverflaten. I hekkeperioden er de samlet i store kolonier i kystområdene, og således mest utsatt for olje som driver inn mot kysten.

Et oljeutslipp i Nordland VII vil potensielt kunne ha svært negative konsekvenser for en rekke sjøfuglarter. De viktigste hekkekoloniene som vil kunne bli påvirket er i det nordlige Vesterålen samt Sør-Fugløy og Nord-Fugløy. Hekkesesongen varer fra april til ut august. På grunn av kaldt klima vil de være mer utsatt for varmetap som følge av olje på fjædrakten. Effekten av et oljesøl vil ha størst betydning dersom det overlapper med hekke- og næringsområder. Her vil mange

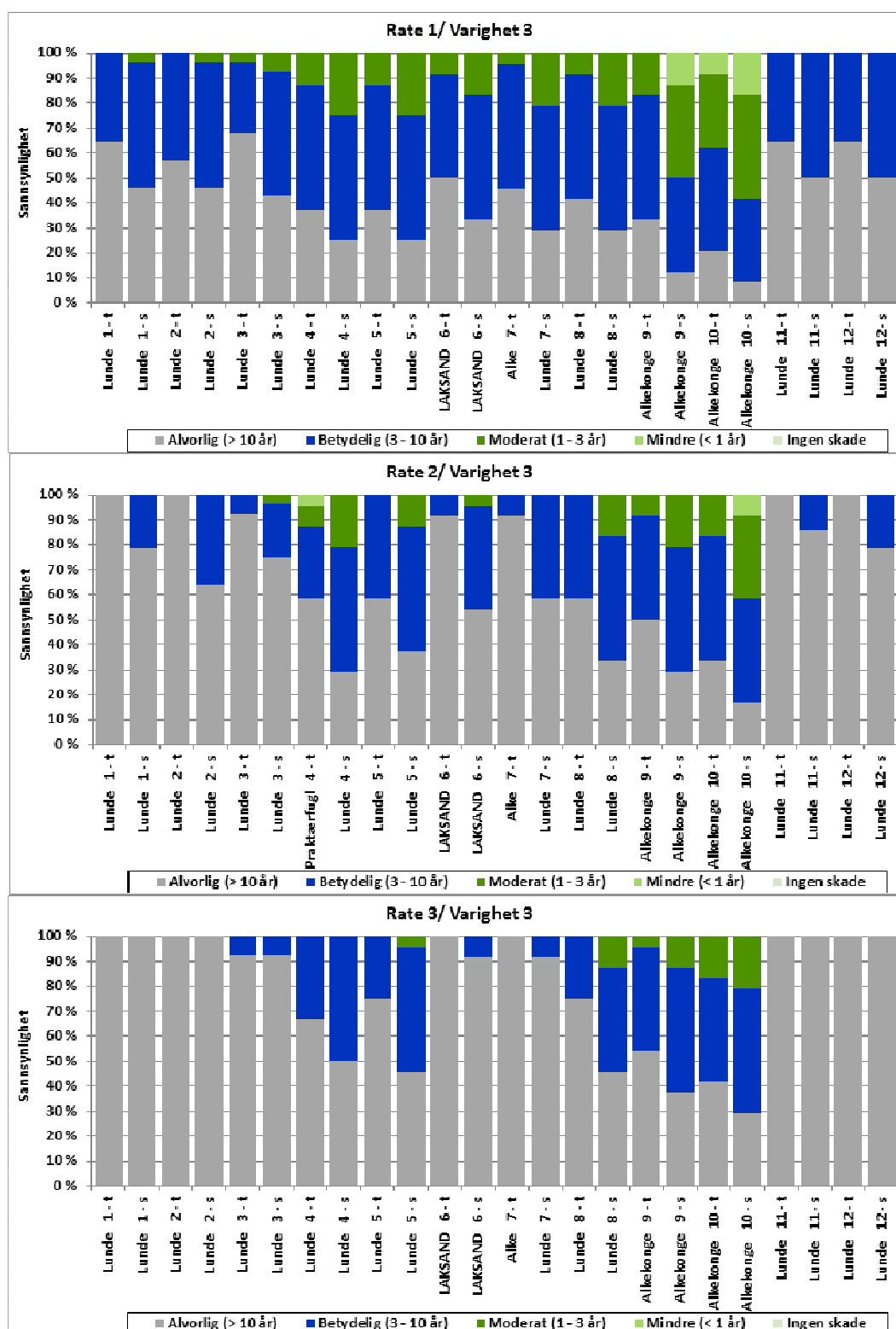
individer være samlet og effekter på populasjonsnivå (bestandstap) kan forventes. Myteperioder er en spesielt sårbar tid for gress, ender og alkefugler.



Figur 6-24 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 av olje fra lokasjon N-O8S med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



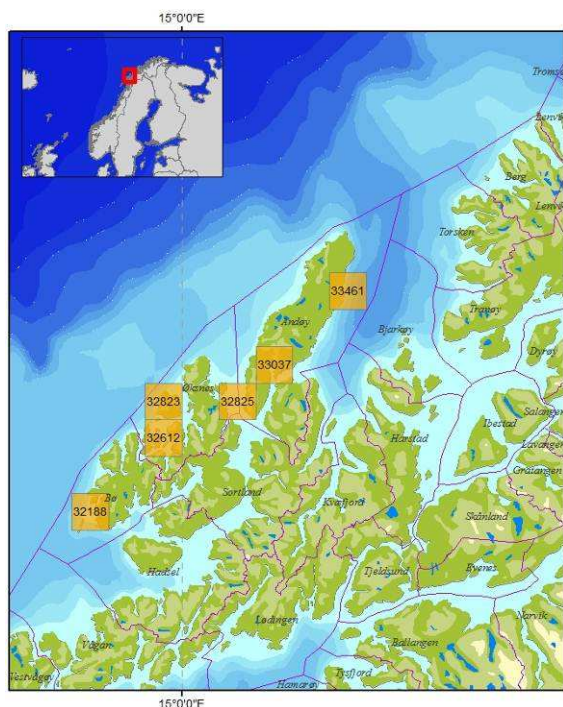
Figur 6-25 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning av olje fra lokasjon N-O8S med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-26 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 av olje fra lokasjon N-O8S med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.4.1.3 Strandhabitat

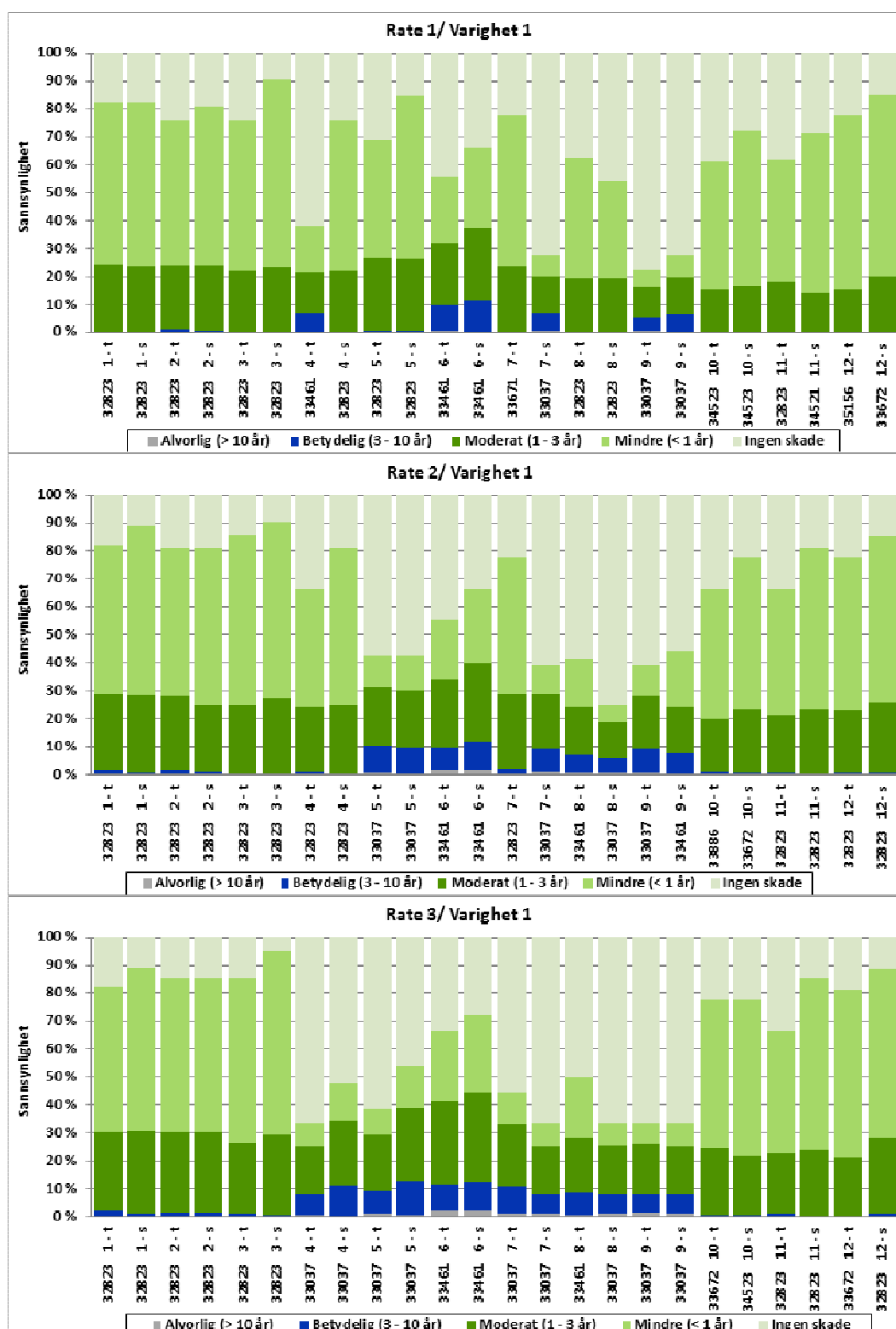
Figur 6-28 til Figur 6-30 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for en kystrute, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon.



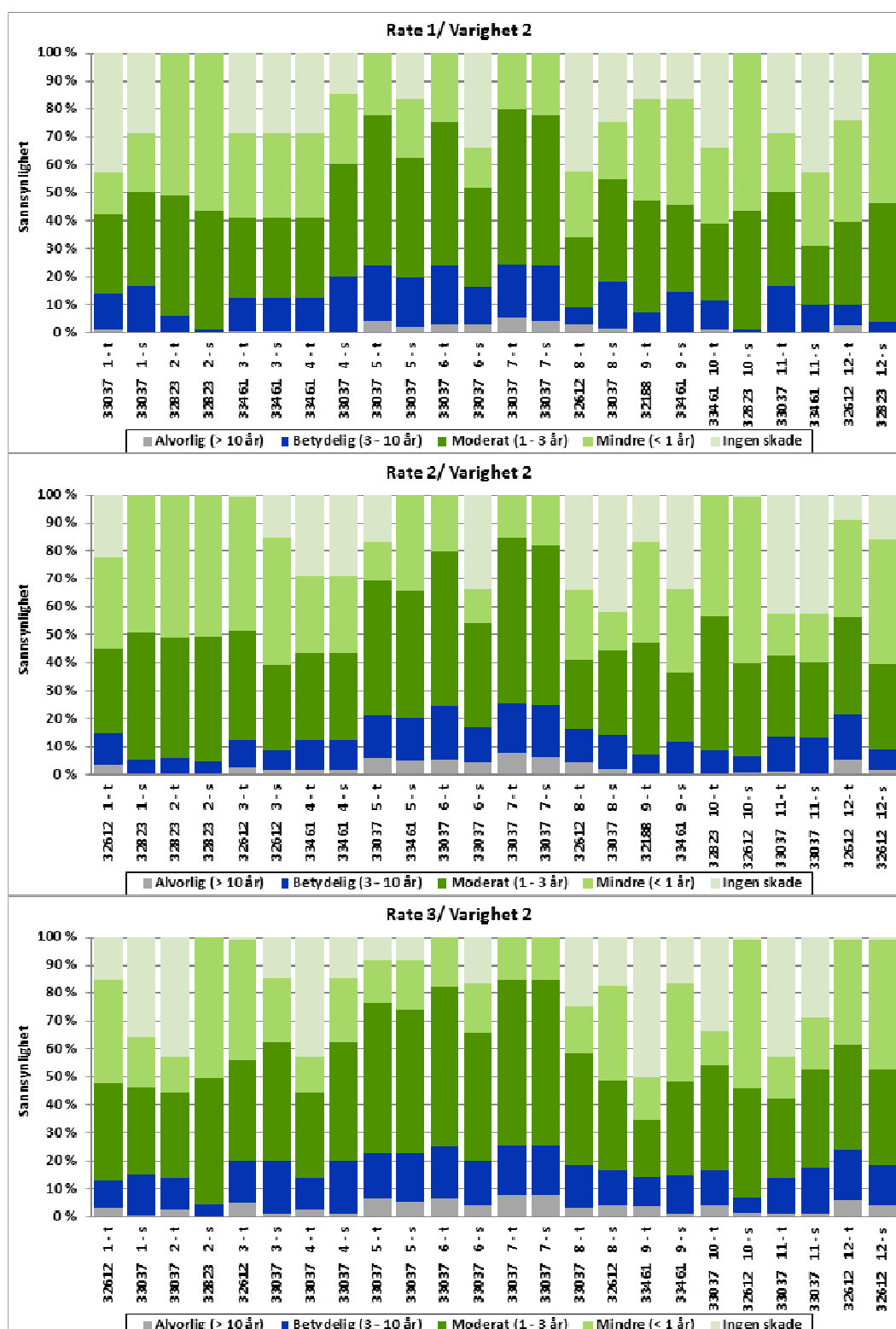
Figur 6-27 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-O8S.

Figur 6-27 viser de verst rammede områdene (rutene) generelt ved oljeutblåsning fra lokasjon N-O8. Vesterålen, med Andøy, Øksnes og Bø kommune vil bli berørt i størst grad gitt en slik hendelse. De mest berørte rutene omfatter særlig områder på Andøya og Langøya. For korteste varighet er det størst sannsynlighet for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje, uavhengig av når på året det skulle skje, men det er også 20-30 % sannsynlighet for moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid), og inntil noe over 10 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid). Sannsynligheten for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) er < 2 % for alle rater gitt at utblåsningen stanser innen 2 døgn. Med økende utblåsningstid øker alvorlighetsgraden av konsekvenser for strandhabitat, med inntil 25 % sannsynlighet for restitusjonstid over 10 år gitt høyeste rate og lengste varighet.

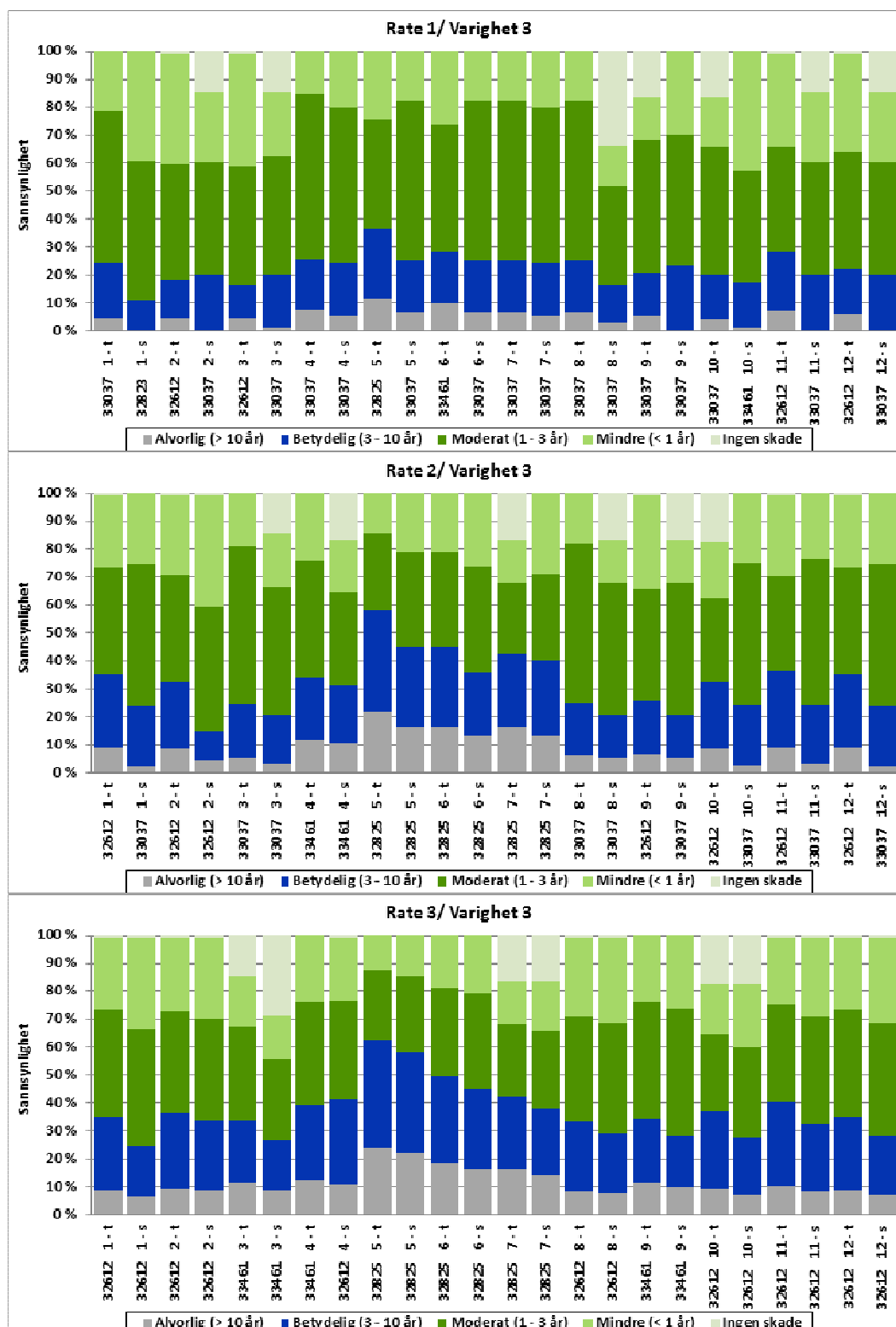
Det er ingen markante skiller mellom alvorlighetsgraden for enkelthabitater (definert som 10 × 10 km ruter) for overflate- versus sjøbunnsutblåsning.



Figur 6-28 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 N-O8S med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-29 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 N-O8S med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-30 Betinget sannsynlighet for ulike 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 N-O8S med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

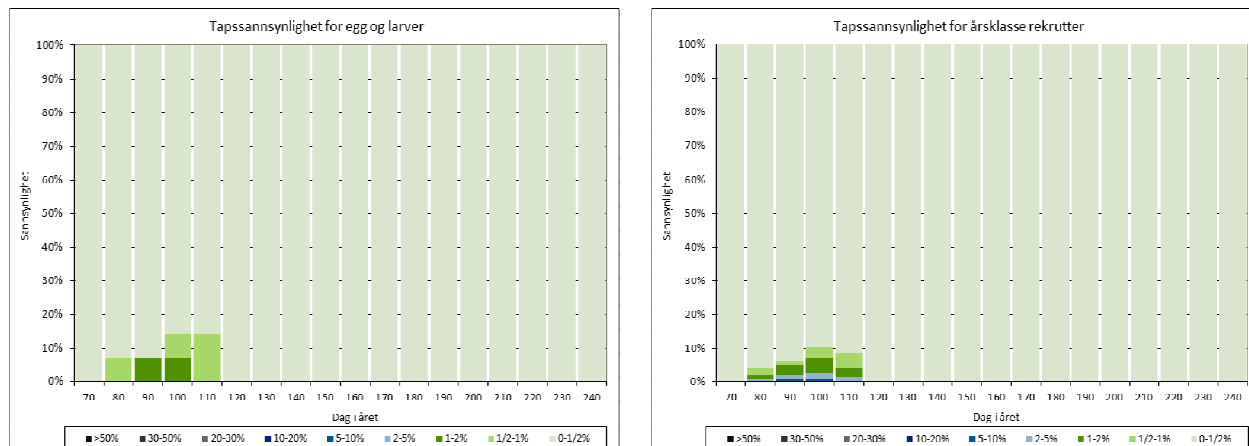
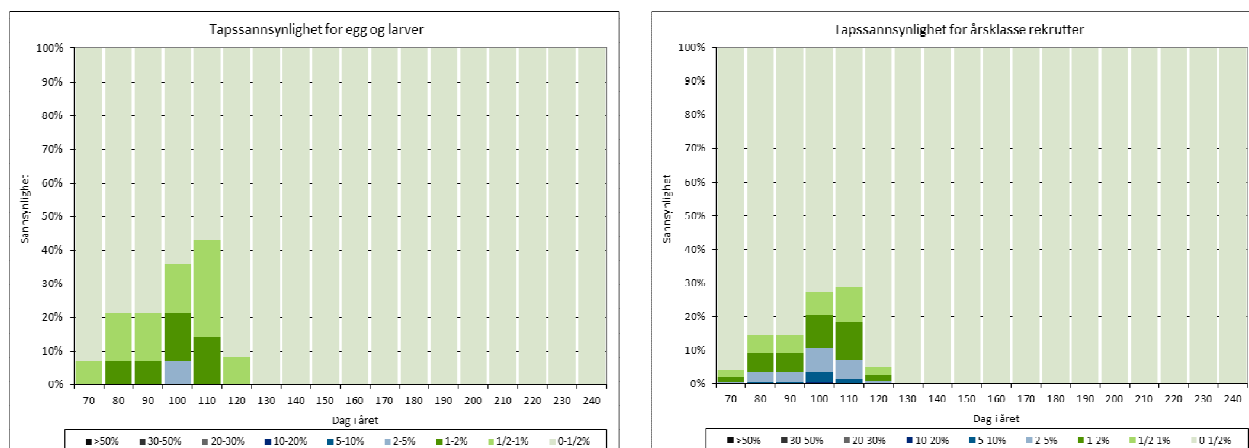
6.4.1.4 Fisk

På bakgrunn av resultatene av oljedriftsmodelleringene er det beregnet mulige tapsandeler av gyteprodukt av torsk og sild, i henhold til metodikk som beskrevet i kapittel 5.3. I det følgende er resultatene for sjøbunnsutblåsning presentert for utslagsgivende art, som tapsannsynlighet av egg og larver og årsklasserekuttering. Resultatene er vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. I tapsandelene av årsklasserekuttering er tapsandelene av egg og larver justert for ulik overlevelse av de tapte larvene (som beskrevet i avsnitt 5.3.2). For utblåsningsscenariene der det er liten eller ingen sannsynlighet for $> \frac{1}{2}$ % tap av gyteprodukt er det valgt å ikke presentere figurer i hovedrapporten, men resultatene er å finne i Vedlegg 4.

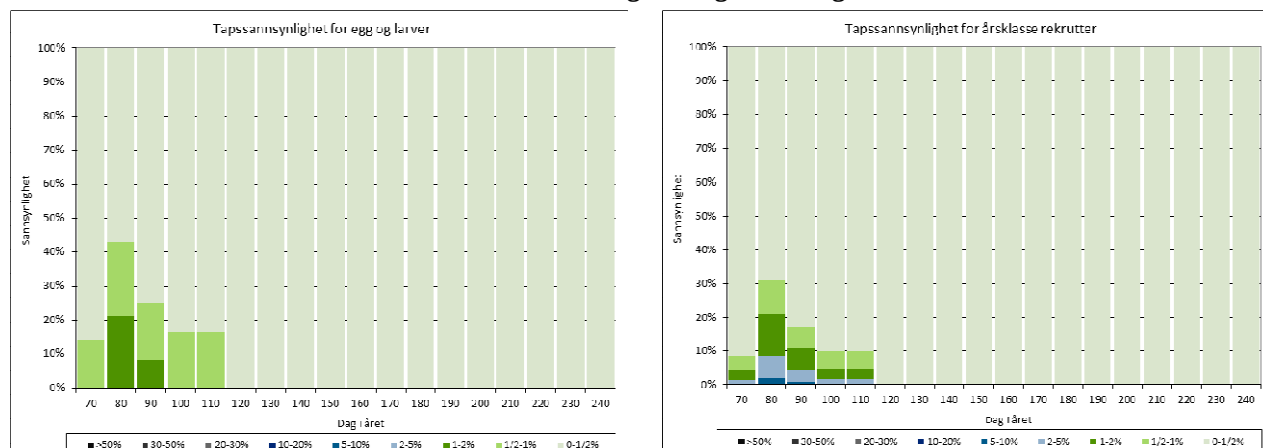
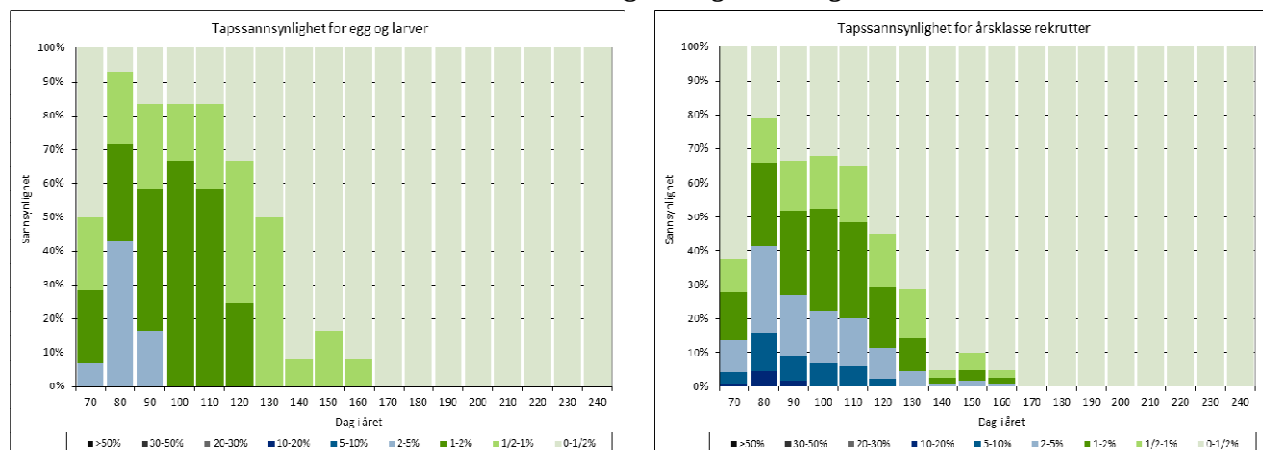
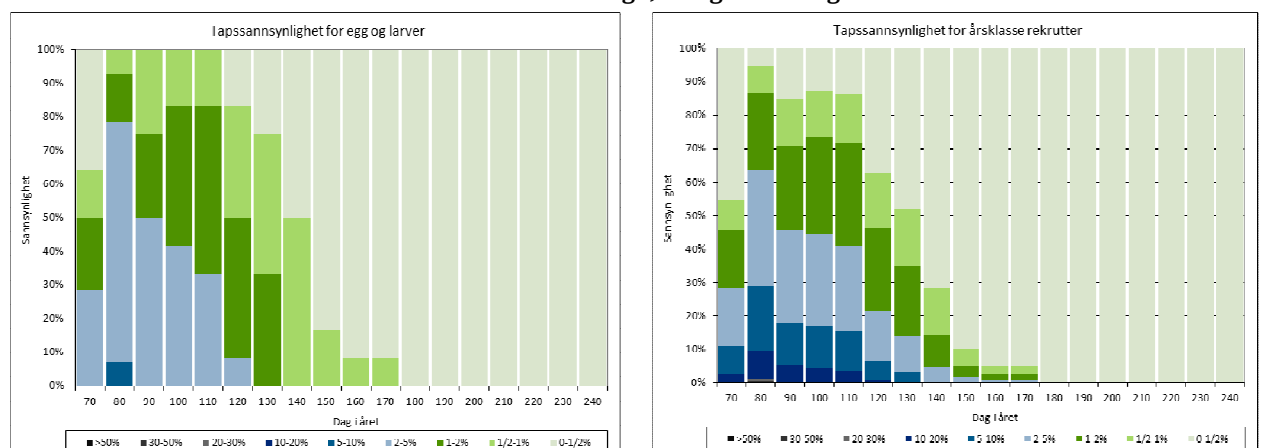
Resultatene viser de høyeste tapsandelene for torsk. Figur 6-31 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn (rate 3000 eller 4500 Sm³/døgn), mens Figur 6-32 viser tilsvarende for varighet 50 døgn (alle rater).

Tapsandelene er størst i starten av gyteperioden (mars/april) og avtar utover våren/sommeren. Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate 3000 Sm³/døgn og varighet 15 døgn er under 1 % sannsynlighet for 5-10 % tap av årsklasserekuttering. Dersom en utblåsning skulle pågå i 50 døgn med tilsvarende utblåsningsrate vil det være inntil 3 % sannsynlighet for 5-10 % tapsandel og < 1 % sannsynlighet for 10-20 % tap av årsklasserekutteringen av torsk.

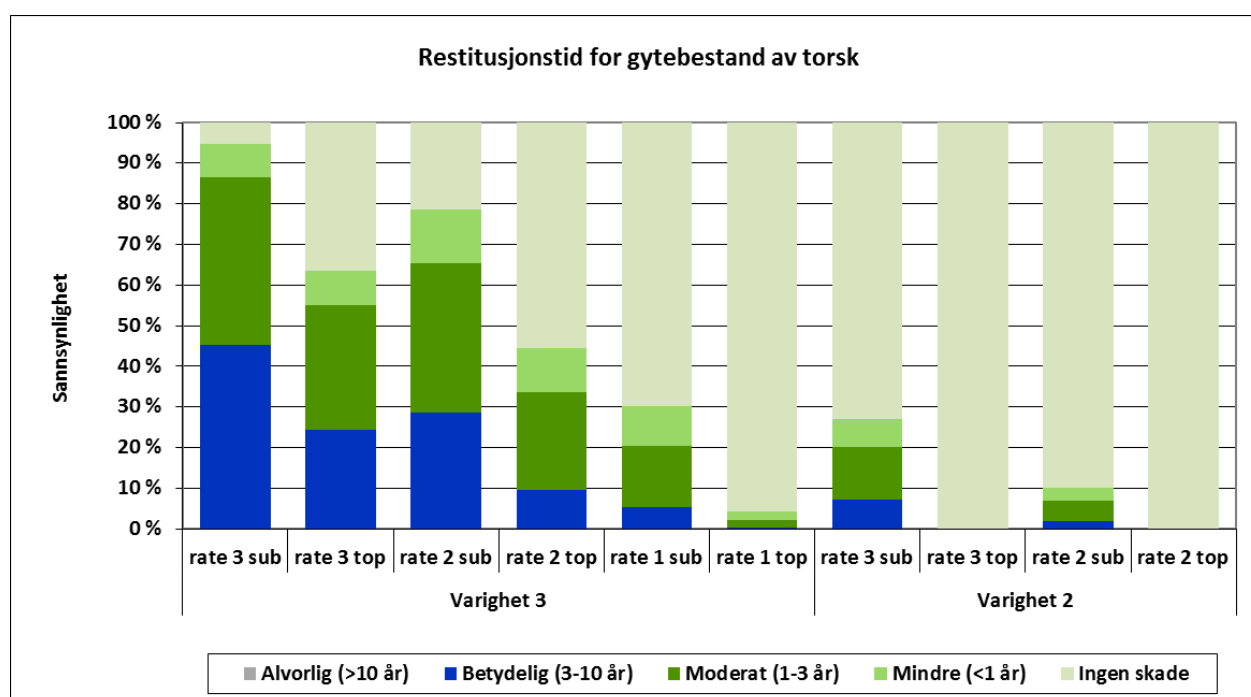
Tapsandelene av årsklasserekuttering av torsk, for tidssteget med høyest utslag (100 – april), er tatt videre i beregning av skade i form av mulig restitusjonstid, i henhold til bestandsmodellene som beskrevet i kapittel 5.3.3. Resultatene er presentert i Figur 6-33. Ved overflateutblåsning med varighet 15 døgn vil det være 100 % sannsynlighet for tapsandeler $< 0,5$ %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). For sjøbunnsutblåsning med tilsvarende varighet er det inntil 8 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (gitt høyeste rate). Dersom varigheten øker til 50 døgn er det henholdsvis om lag 28 % og 45 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, gitt rate 3000 Sm³/døgn eller 4500 Sm³/døgn. Gitt en overflateutblåsning med samme varighet er det fra 36-96 % sannsynlighet for *Ingen skade* på gytebestand av torsk, avhengig av utblåsningsrate.

Rate 3000 Sm³/døgn, varighet 15 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 15 døgn

Figur 6-31 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av en sjøbunnsutblåsning av olje fra lokasjon N-O8S med rate 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.

Rate 1500 Sm³/døgn, varighet 50 døgnRate 3000 Sm³/døgn, varighet 50 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn

Figur 6-32 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av en sjøbunnsutblåsning av olje fra lokasjon N-O8S med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



Figur 6-33 Mulig restitusjonstid for gytebestand av torsk gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning av olje fra lokasjon N-O8S med varighet 50 døgn eller 15 døgn og rater 1500, 3000 eller 4500 Sm³/døgn.

6.4.2 Lokasjon N-O8 – akuttutslipp av kondensat (Huldra)

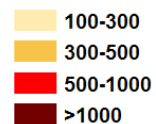
6.4.2.1 Resultater av oljedriftsmodellering

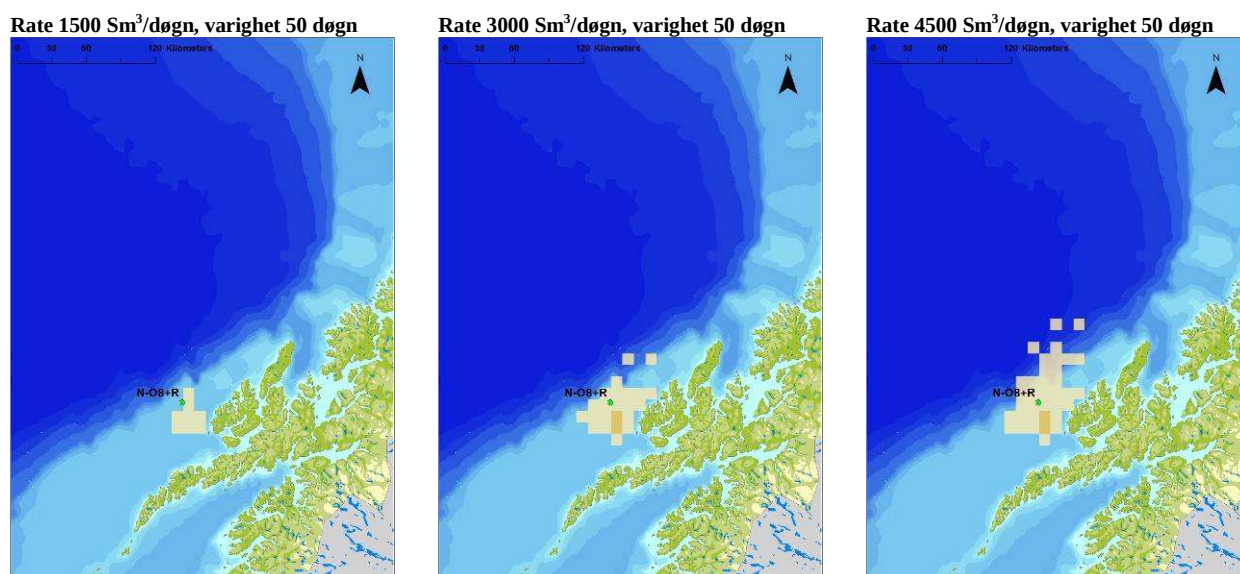
Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon N-O8 - kondensat er vist i Figur 6-34. Utslippsscenarioet med varighet 2 døgn og laveste utblåsningsrate gir ikke vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute, og figurer for dette scenarioet er derfor ikke presentert. Med økende rate og varighet er berørt område større, og for lengste varighet har en også enkeltruter med 300-500 ppb THC konsentrasjon.

Tabell 6-4 presenterer eksponeringstiden av olje på havoverflaten (per 3×3 km rute), uavhengig av oljemengde, og i vannsøylen, uavhengig av konsentrasjon, samt oljefilmtykkelsen på havoverflaten for utslipp med henholdsvis 2 døgn, 15 døgn og 50 døgn varighet. Vannmassene i nærområdet til utslippspunktet kan bli eksponert i inntil 60 døgn, gitt et akuttutslipp med varighet 50 døgn, men området med THC konsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute er forholdsvis begrenset for alle rate- og varighetskombinasjoner. Eksponeringstiden på havoverflaten er kortere, noe som henger sammen med at kondensatet lett fordampes og blandes ned, samt driver avgårde. Oljefilmen på havoverflaten 15 døgn etter utslippsslutt er svært tynn (< 0,01 mm).

Rate 3000 Sm³/døgn, varighet 2 døgn

Rate 4500 Sm³/døgn, varighet 2 døgn

Rate 1500 Sm³/døgn, varighet 15 døgnRate 3000 Sm³/døgn, varighet 15 døgnTOTAL
HYDROKARBON
(THC)
KONSENTRASIONRate 4500 Sm³/døgn, varighet 15 døgn



Figur 6-34 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier fra lokasjon O8H, på årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-4 Den maksimale eksponeringstiden (døgn) av estimerte THC-konsentrasjoner og olje på havoverflaten ved en sjøbunntutblåsning av kondensat, samt maksimal oljefilmykkelse på havoverflaten etter endt oljedriftssimulering (utblåsningstid + 15 døgn følgetid).

	Varigheter					
	2 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
Maksimal eksponeringstid	17	7	30	10	60	30
Maksimal oljefilmykkelse		$\leq 0,01\text{mm}$		$\leq 0,01\text{mm}$		$\leq 0,01\text{mm}$

6.4.2.2 Sjøfugl og marine pattedyr

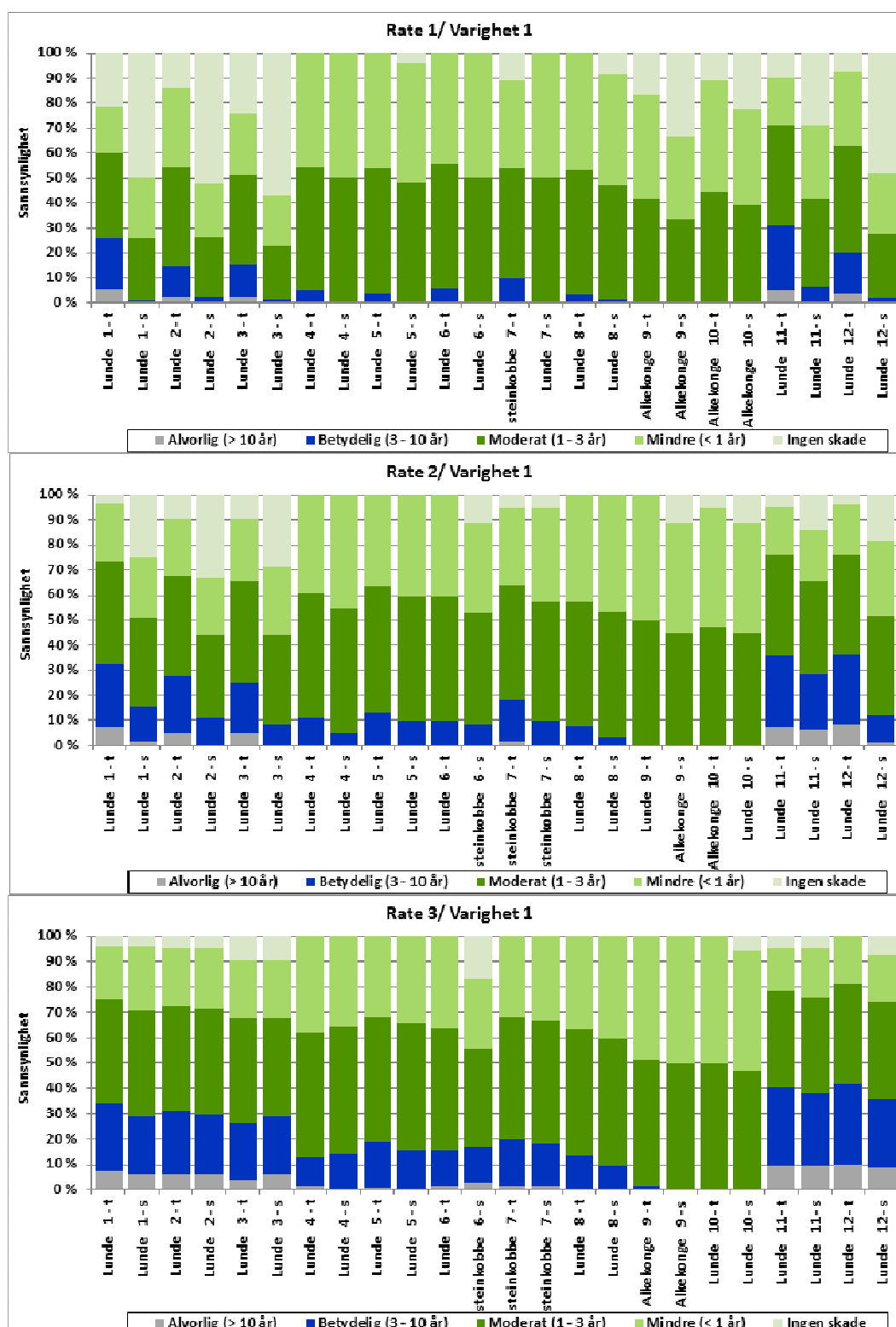
Figur 6-35 til Figur 6-37 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer.

Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenariene er det hovedsakelig sjøfugl som kommer verst ut gjennom hele året, mens steinkobbe har slått ut mest i enkelte scenarier i perioden juni-juli. Det er hovedsakelig alkefugl (lunde og alkekonge) som har de høyeste utslagene i miljøskade. Overflateutblåsning gir et noe større konsekvenspotensial enn sjøbunnsutblåsning, der forskjellene varierer fra varighet- til varighet. Konsekvenspotensialet ved utblåsning av kondensat er lavere enn for oljeutblåsning fra samme lokasjon (se avsnitt 6.4). Gitt en kondensatutblåsning fra lokasjon N-O8 med varighet på 15 døgn vil en inntil 40 % sannsynlighet

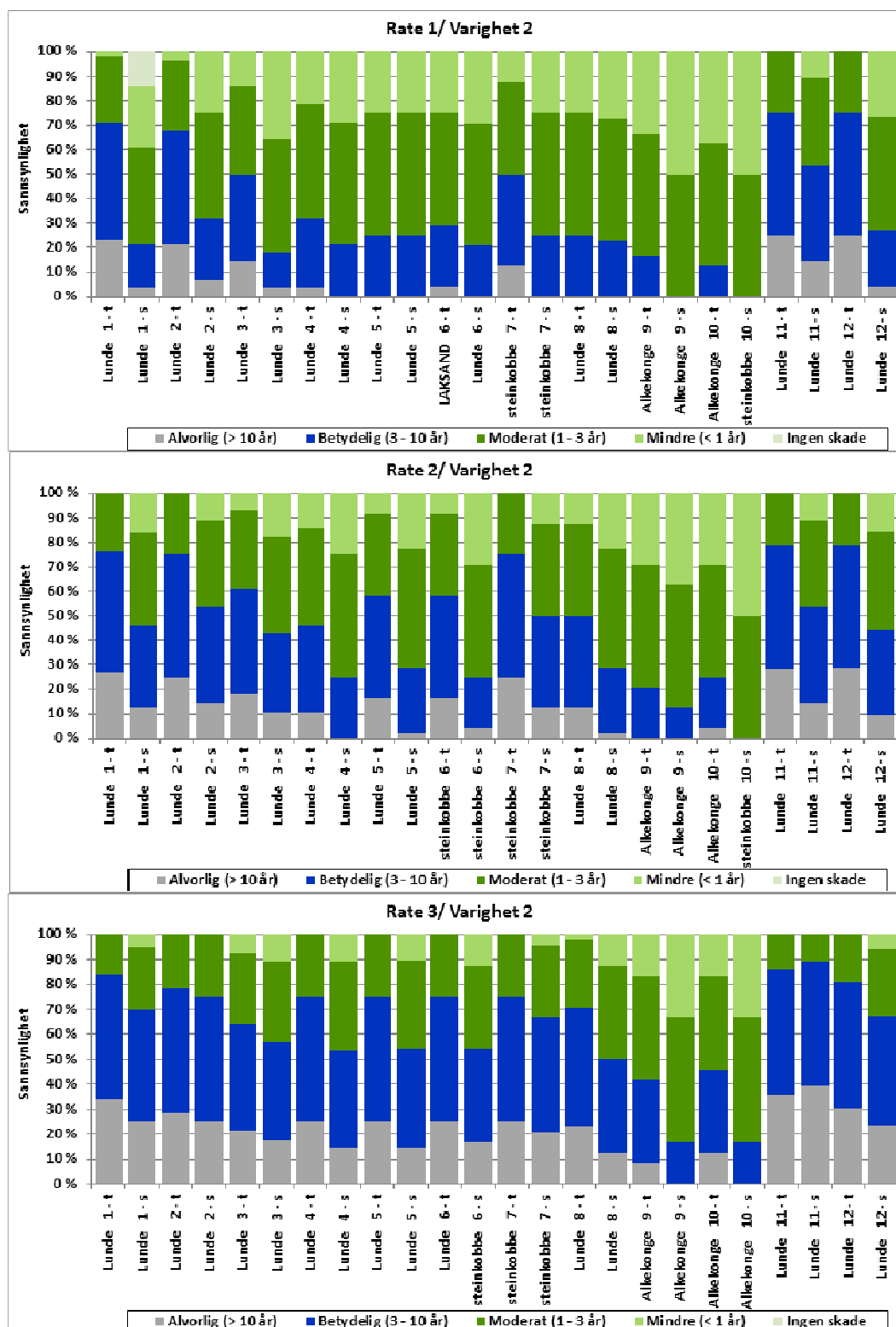
for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) gjennom året. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade med inntil 75 % gitt en hendelse med utslippsrate 4500 Sm³/døgn. Konsekvenspotensialet er noe lavere i høstperioden (september-oktober) enn resten av året. Det er høyest sannsynlighet for alvorlig miljøskade for lunde i perioden november-februar. Laksand gir høyest utslag i juni måned. Dette er perioden da både han- og hunfugl ankommer for å skifte fjær (myting). Laksender fra hele fra hele Nord-Europa drar til Nord-Norge for å myte, og ytre kyst av Troms og nordre Nordland er viktige myteområder for denne arten. Bestandsdatasettene vil for øvrig overestimere konsekvensene for laksand som «bestand» i og med at de er inndelt etter havområdene og ikke etter faktisk fordeling. Flest fugl drar til Finnmark for å myte, og inngår således ikke i bestandsdatasettet som er benyttet i beregningene.

Lunde og alkekonge er pelagisk dykkende sjøfuglarter. Fuglene er spredt ut over store havområder i vinterperioden, og kan således bli utsatt for påvirkning av olje på havoverflaten. I hekkeperioden er de samlet i store kolonier i kystområdene, og således mest utsatt for olje som driver inn mot kysten.

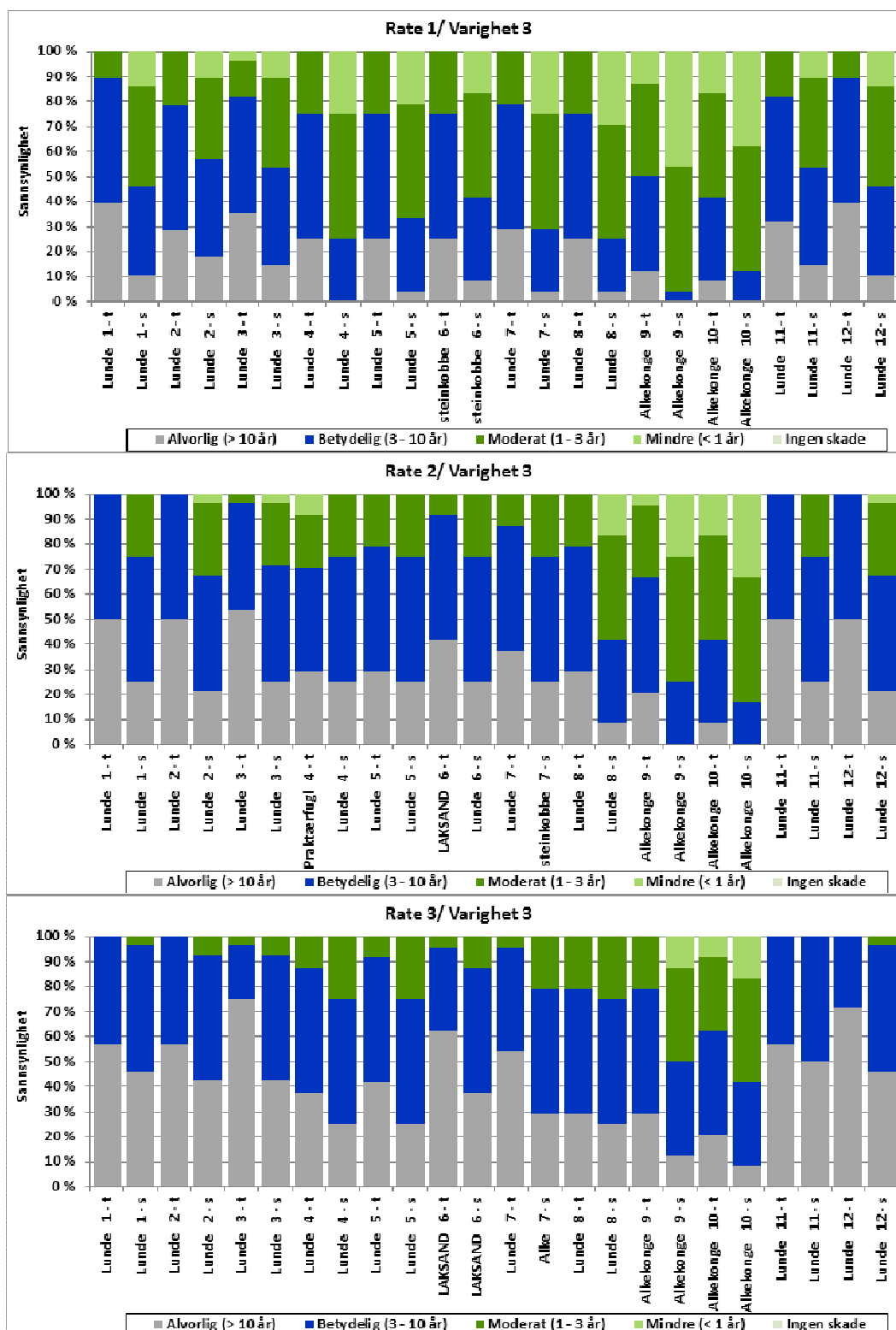
Et oljeutslipp i Nordland VII vil potensielt kunne ha svært negative konsekvenser for en rekke sjøfuglarter. De viktigste hekkekoloniene som vil kunne bli påvirket er i det nordlige Vesterålen samt Sør-Fugløy og Nord-Fugløy. Hekkesesongen varer fra april til ut august. På grunn av kaldt klima vil de være mer utsatt for varmetap som følge av olje på fjærdrakten. Effekten av et oljesøl vil ha størst betydning dersom det overlapper med hekke- og næringsområder. Her vil mange individer være samlet og effekter på populasjonsnivå (bestandstap) kan forventes. Myteperioder er en spesielt sårbar tid for gjess, ender og alkefugler.



Figur 6-35 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 av kondensat fra lokasjon N-O8H med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



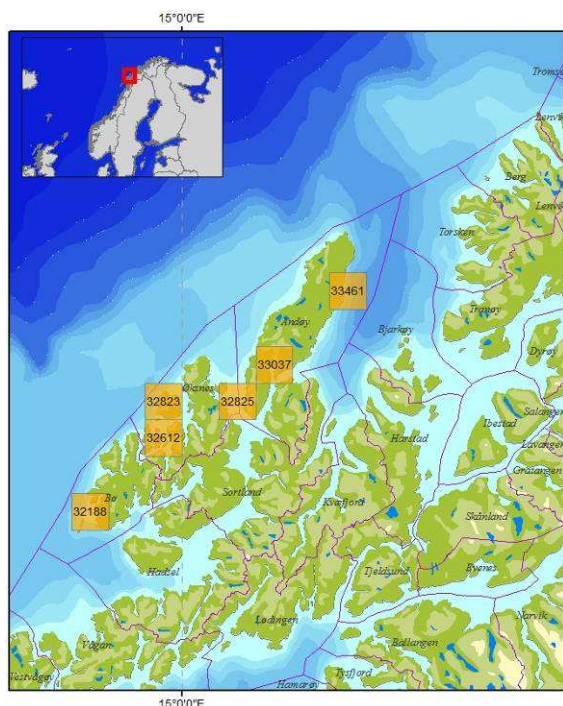
Figur 6-36 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning av kondensat fra lokasjon **N-O8H** med rate **1500** (øverst), **3000** eller **4500** $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet **15 døgn**.



Figur 6-37 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 av kondensat fra lokasjon N-O8H med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.4.2.3 Strandhabitat

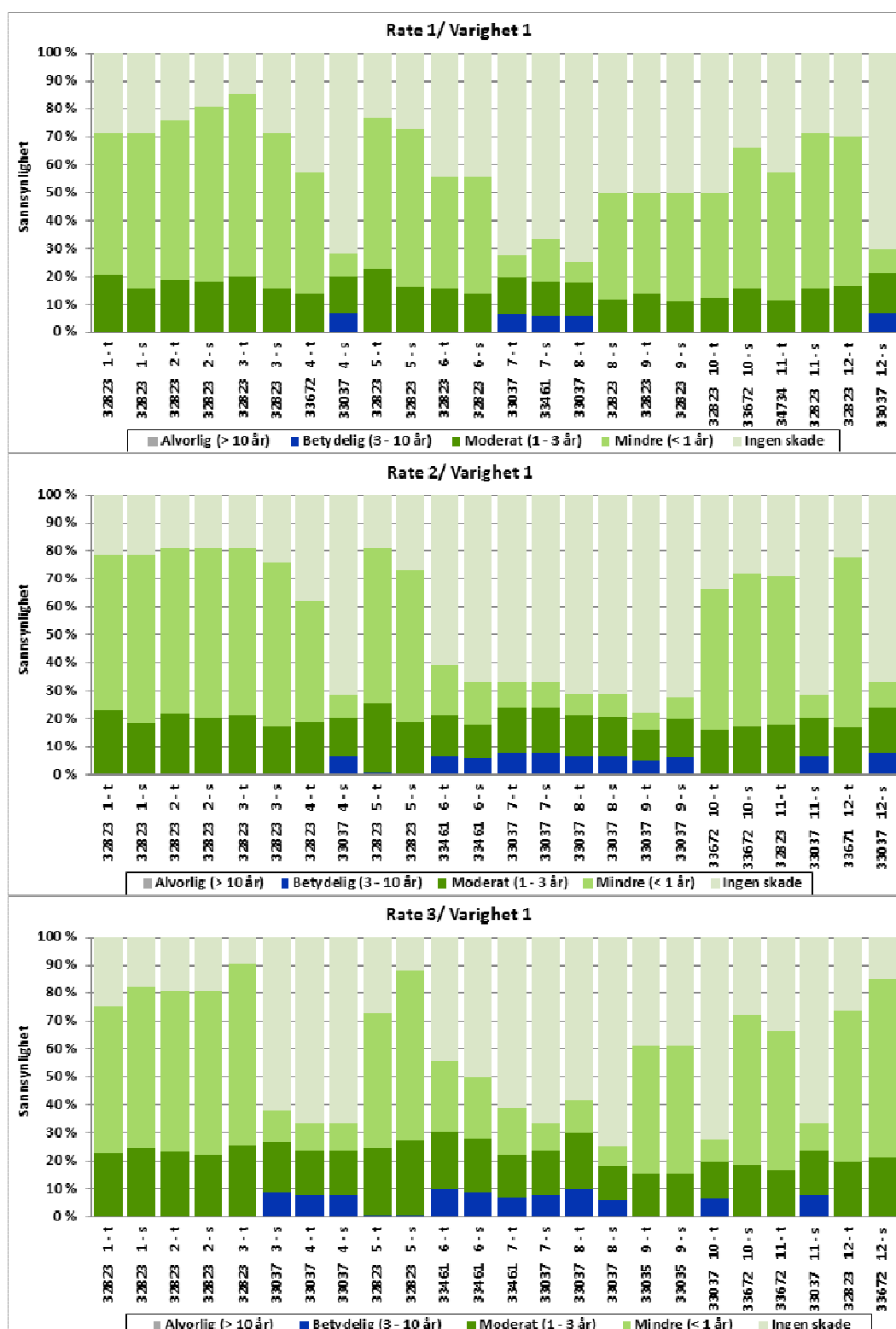
Figur 6-39 til Figur 6-41 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for en kystrute, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon.



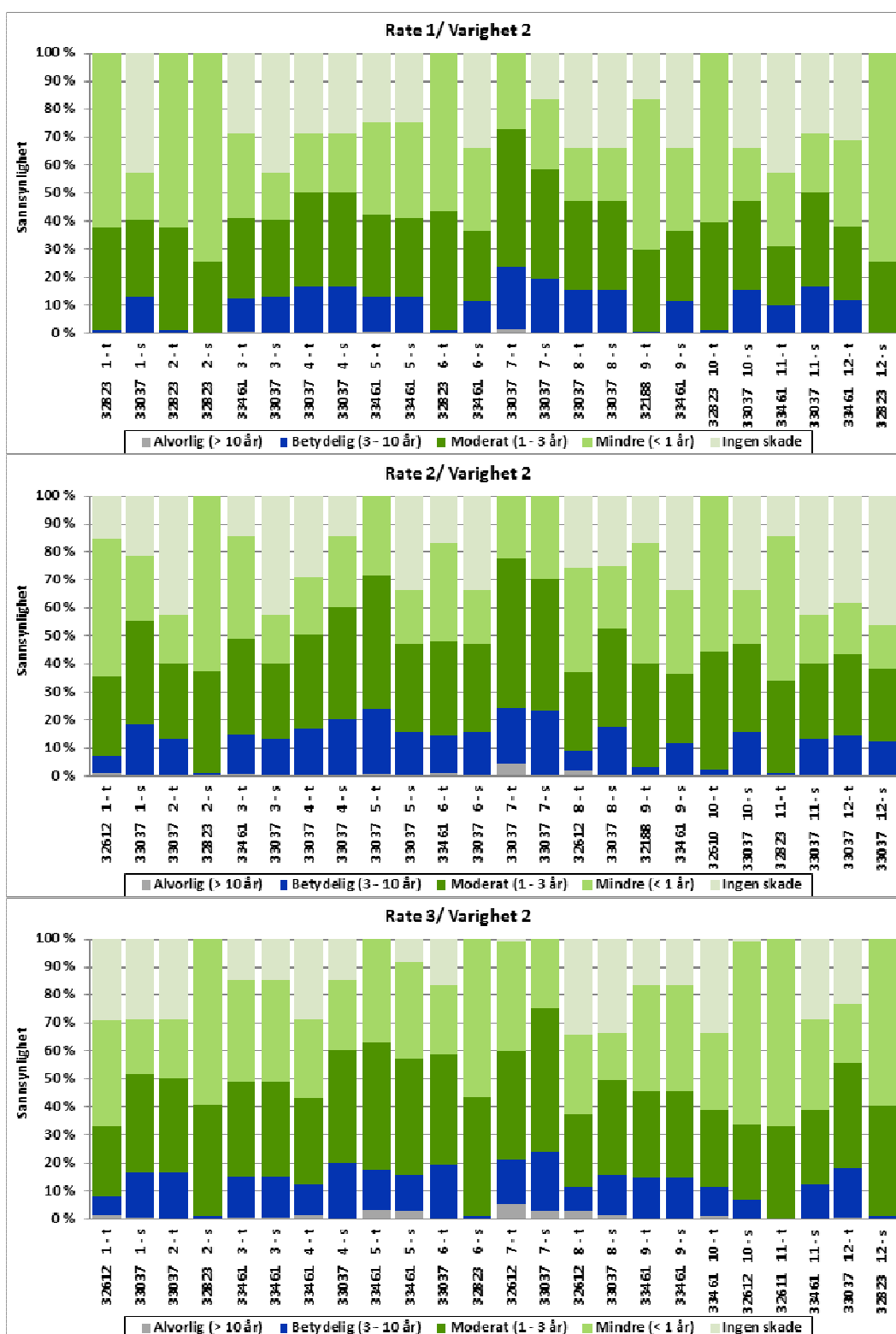
Figur 6-38 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av kondensat fra N-O8H (Huldra).

Konsekvenspotensialet er noe lavere ved sjøbunnsutblåsning enn ved overflateutblåsning.

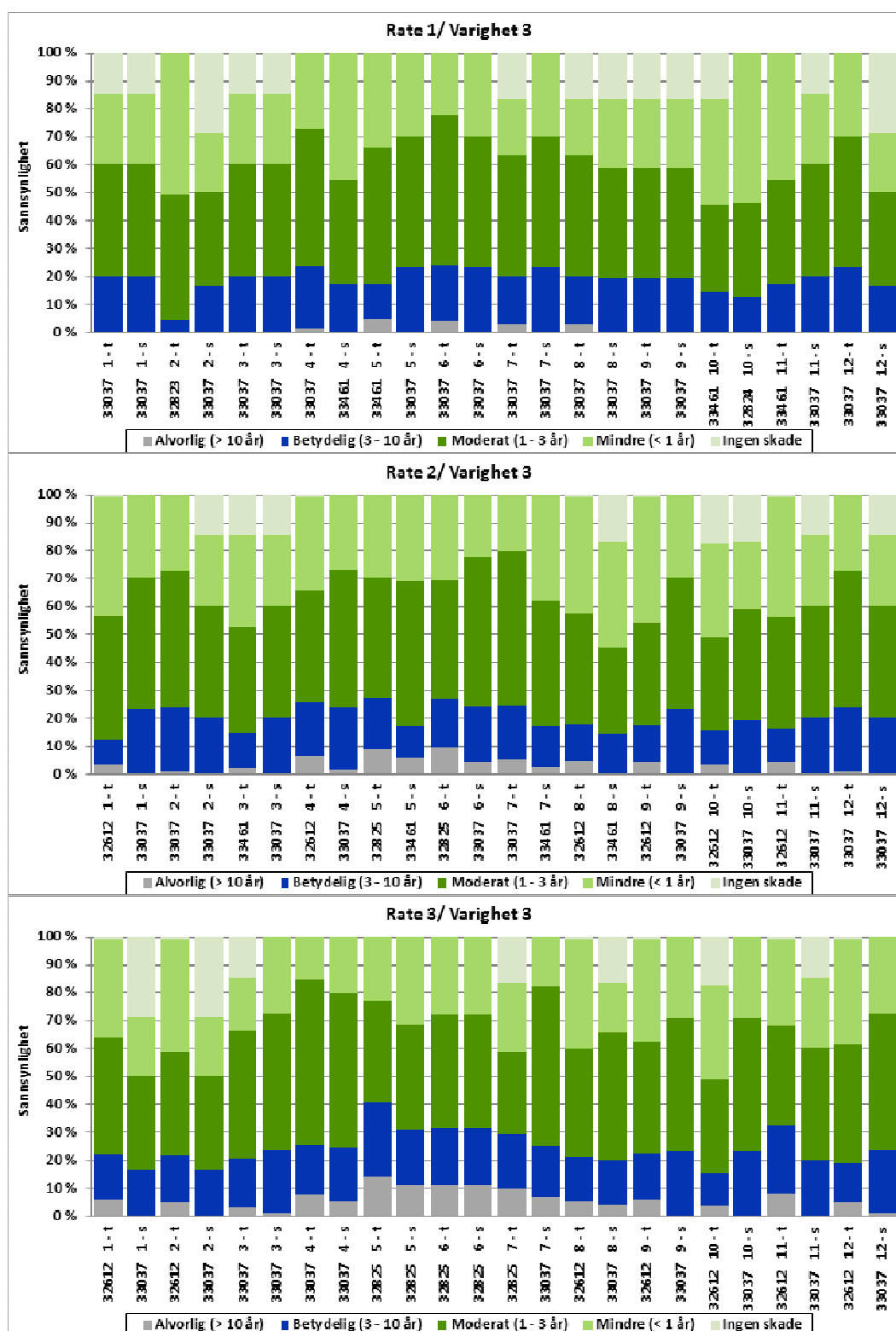
Figur 6-38 viser de verst rammede områdene (rutene) generelt ved kondensatutblåsning fra lokasjon N-O8. Det er i all hovedsak de samme områdene som ved oljeutblåsning fra samme lokasjon (se avsnitt 6.4.1.3), dvs. Vesterålen, med Andøy, Øksnes og Bø kommune. For korteste varighet er det størst sannsynlighet for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av kondensat, uavhengig av når på året det skulle skje, men det er også 20-30 % sannsynlighet for moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid). Det er < 10 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid). Sannsynligheten for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) er < 0,5 % for alle rater gitt at utblåsningen stanser innen 2 døgn. Med økende utblåsningstid øker alvorlighetsgraden av konsekvenser for strandhabitat, med inntil 14 % sannsynlighet for restitusjonstid over 10 år gitt høyeste rate og lengste varighet.



Figur 6-39 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 av kondensat fra lokasjon N-O8H med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-40 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 av kondensat fra lokasjon N-O8H med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-41 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 av kondensat fra lokasjon N-O8H med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

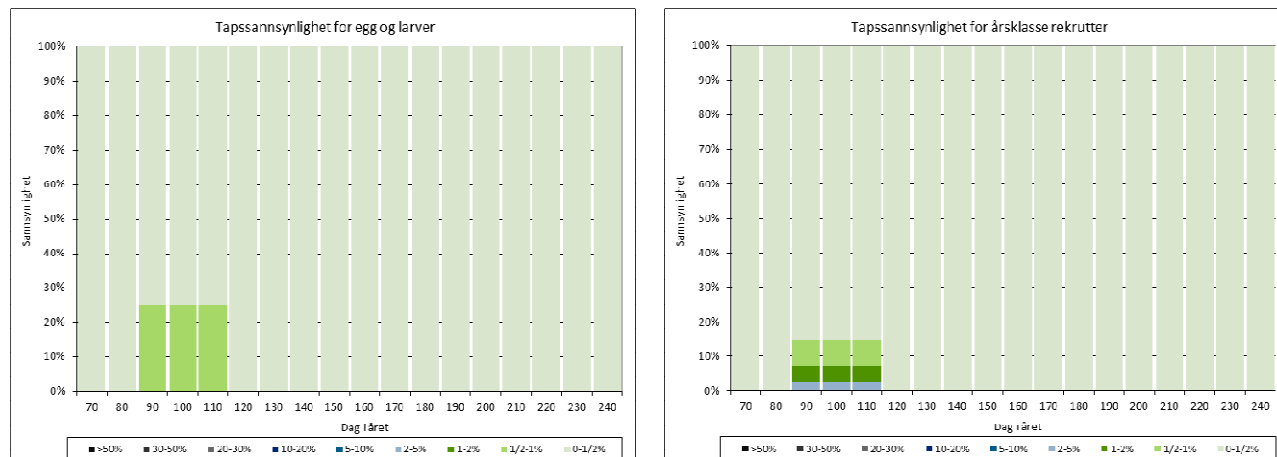
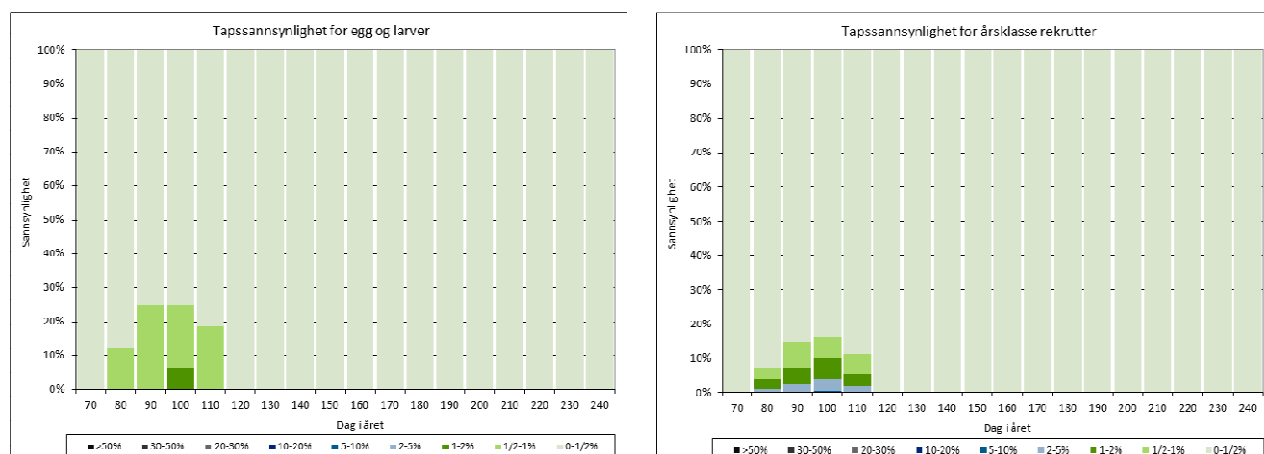
6.4.2.4 Fisk

På bakgrunn av resultatene av oljedriftsmodelleringene er det beregnet mulige tapsandeler av gyteprodukt av torsk og sild, i henhold til metodikk som beskrevet i kapittel 5.3 I det følgende er resultatene for sjøbunnsutblåsning presentert for utslagsgivende art, som tapsannsynlighet av egg og larver og årsklasserekuttering. Resultatene er vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. I tapsandelene av årsklasserekuttering er tapsandelene av egg og larver justert for ulik overlevelse av de tapte larvene (som beskrevet i avsnitt 5.3.2). For utblåsningsscenariene der det er liten eller ingen sannsynlighet for $> \frac{1}{2}$ % tap av gyteprodukt er det valgt å ikke presentere figurer i hovedrapporten, men resultatene er å finne i Vedlegg 4.

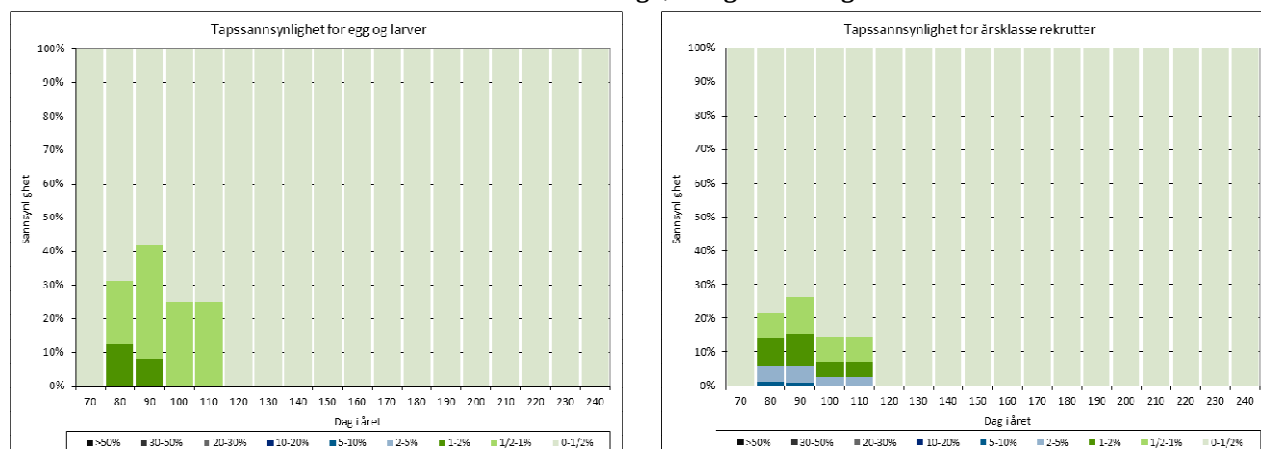
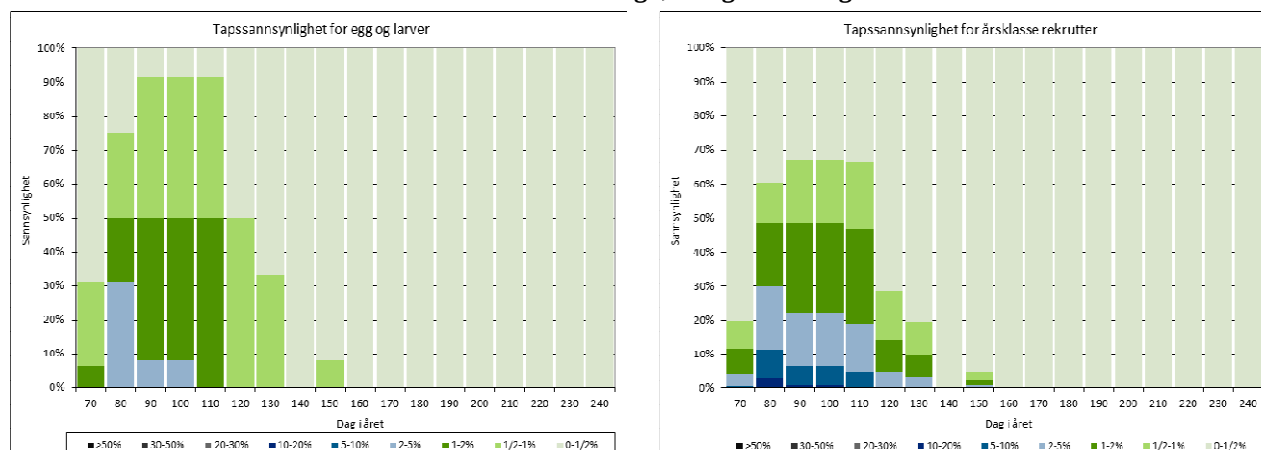
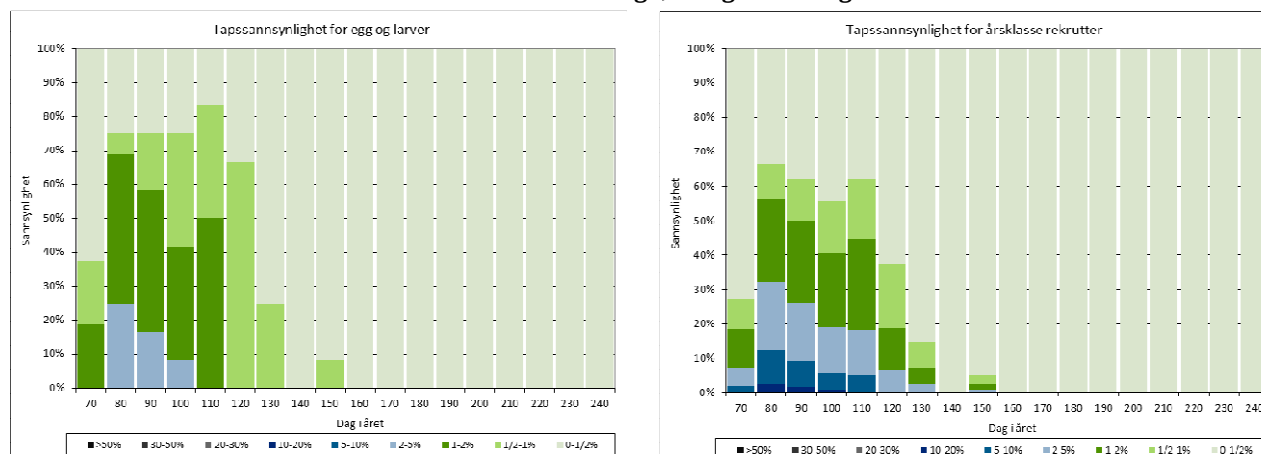
Resultatene viser de høyeste tapsandelene av torsk. Figur 6-42 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn (rate 3000 eller 4500 Sm³/døgn), mens Figur 6-43 viser tilsvarende for varighet 50 døgn (alle rater).

Tapsandelene er størst for torsk i starten av gyteperioden (mars/april) og avtar utover våren/sommeren. Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate 3000 Sm³/døgn og varighet 15 døgn er under 3 % sannsynlighet for 2-5 % tap av årsklasserekuttering. Dersom en utblåsning skulle pågå i 50 døgn med tilsvarende utblåsningsrate vil det være inntil 18 % sannsynlighet for 2-5 % tapsandel, 8 % sannsynlighet for 5-10 % tapsandel og 3 % sannsynlighet for 10-20 % tapsandel av årsklasserekutteringen av torsk.

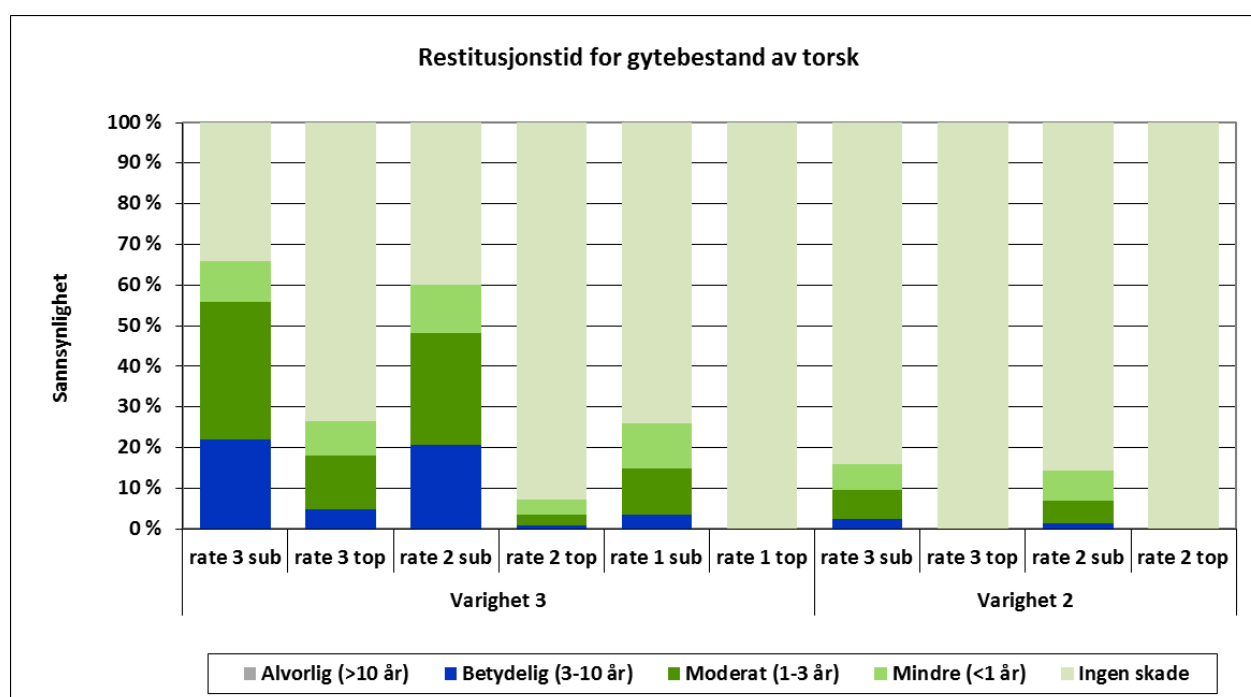
Tapsandelene av årsklasserekuttering av torsk, for tidssteget med høyest utslag (80 – mars), er tatt videre i beregning av skade i form av mulig restitusjonstid, i henhold til bestandsmodellene som beskrevet i kapittel 5.3.3. Resultatene er presentert i Figur 6-44. Ved overflateutblåsning med varighet 15 døgn vil det være 100 % sannsynlighet for tap av årsklasserekutteringer $< 0,5$ %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). For sjøbunnsutblåsning med tilsvarende varighet er det inntil 2,5 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (gitt høyeste rate). Dersom varigheten øker til 50 døgn er det henholdsvis om lag 20 % og 22 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, gitt rate 3000 Sm³/døgn eller 4500 Sm³/døgn. Gitt en overflateutblåsning med samme varighet er det fra 73-100 % sannsynlighet for *Ingen skade* på gytebestand av torsk, avhengig av utblåsningsrate.

Rate 3000 Sm³/døgn, varighet 15 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 15 døgn

Figur 6-42 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av en sjøbunnsutblåsning av kondensat fra lokasjon N-O8 (Huldra) med rate 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.

Rate 1500 Sm³/døgn, varighet 50 døgnRate 3000 Sm³/døgn, varighet 50 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn

Figur 6-43 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av en sjøbunnsutblåsning av kondensat fra lokasjon N-O8 (Huldra) med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



Figur 6-44 Mulig restitusjonstid for gytebestand av torsk gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning av kondensat fra lokasjon N-O8 (Huldra) med varighet 50 døgn eller 15 døgn og rater 1500, 3000 eller 4500 Sm³/døgn.

6.5 Lokasjon N-O9

6.5.1 Resultater av oljedriftsmodellering

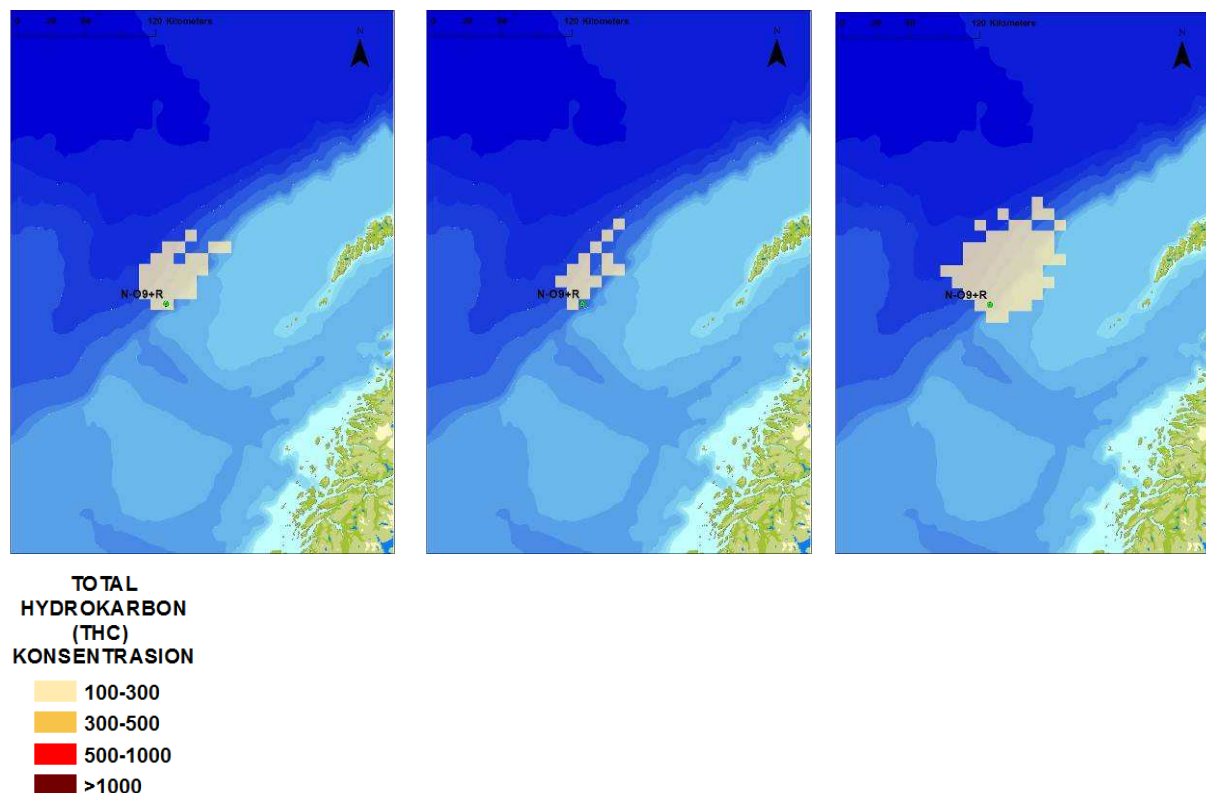
Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon N-O9 er vist i Figur 6-45. Ingen av utslippsscenariene med varighet 2 døgn, utblåsningsrate 3000 Sm³/døgn og varighet 15 døgn, samt laveste utblåsningsrate for varighet 15 og 50 døgn gir vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute, og figurer for disse scenariene er derfor ikke presentert. Med økende rate og varighet er berørt område større, men konsentrasjonen vil ikke overskride 300 ppb.

Tabell 6-5 presenterer eksponeringstiden av olje på havoverflaten (per 3×3 km rute), uavhengig av oljemengde, og i vannsøylen, uavhengig av konsentrasjon, samt oljefilmtykkelsen på havoverflaten for utslipp med henholdsvis 2 døgn, 15 døgn og 50 døgn varighet. Vannmassene i nærområdet til utslippspunktet kan bli eksponert i inntil 45 døgn, gitt et akuttutslipp med varighet 50 døgn, men området med THC konsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute er forholdsvis begrenset for alle rate- og varighetskombinasjoner. Eksponeringstiden på havoverflaten er kortere, noe som henger sammen med at oljen fordamper og blandes ned, samt driver avgårde. Oljefilmen på havoverflaten 15 døgn etter utslippsslutt er tynn (inntil 0,03 mm gitt et utslipp på 15 eller 50 døgn).

Rate 3000 Sm³/døgn, varighet
50 døgn

Rate 4500 Sm³/døgn, varighet
15 døgn

Rate 4500 Sm³/døgn, varighet
50 døgn



Figur 6-45 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10 × 10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier fra lokasjon O9, på

årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-5 Den maksimale eksponeringstiden (døgn) av estimerte THC-konsentrasjoner og olje på havoverflaten ved en sjøbunnutblåsning, samt maksimal oljefilmtykkelse på havoverflaten etter endt oljedriftssimulering (utblåsningstid + 15 døgn følgetid).

	Varigheter					
	2 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
Maksimal eksponeringstid	15	10	30	10	45	10
Maksimal oljefilmtykkelse		< 0,01mm		0,01- 0,03mm		0,01- 0,03mm

6.5.2 Sjøfugl og marine pattedyr

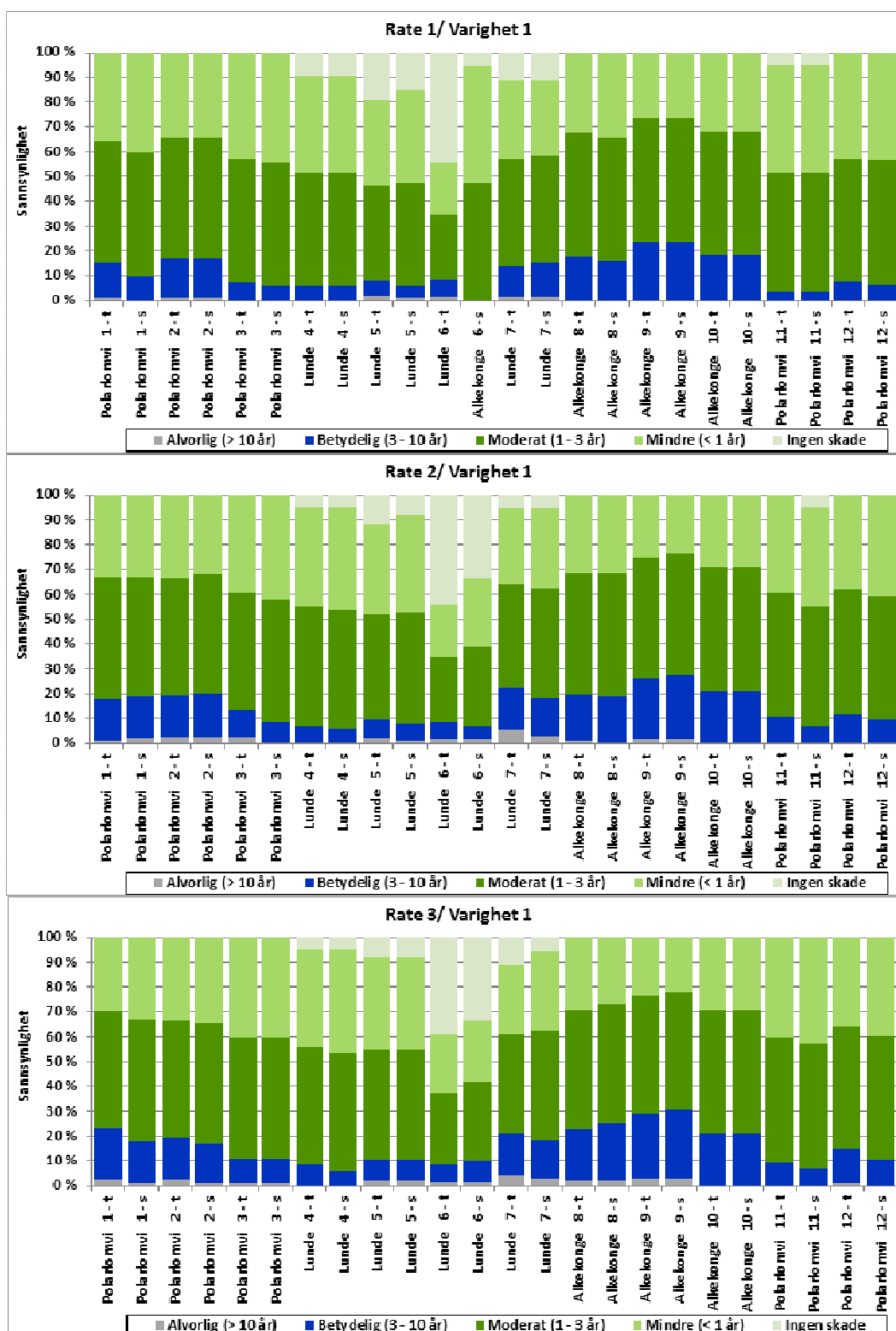
Figur 6-46 til Figur 6-48 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er vist som betinget sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer.

Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenariene er det sjøfugl som kommer verst ut gjennom hele året, med polarlomvi, alkekonge og lunde som gir de høyeste utslagene i miljøskade. Polarlomvi slår ut mest i perioden november-mars, lunde i perioden fra april-juli og alkekonge fra august-oktober. Det er veldig små forskjeller mellom overflate- og sjøbunnsutblåsning. Gitt en utblåsning fra lokasjon N-O9 med varighet på 15 døgn er det inntil 40 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for alkekonge i august. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til noe over 90 % gitt en hendelse med utslippsrate 4500 Sm³/døgn i august. Konsekvenspotensialet er jevnt over høyt gjennom hele året.

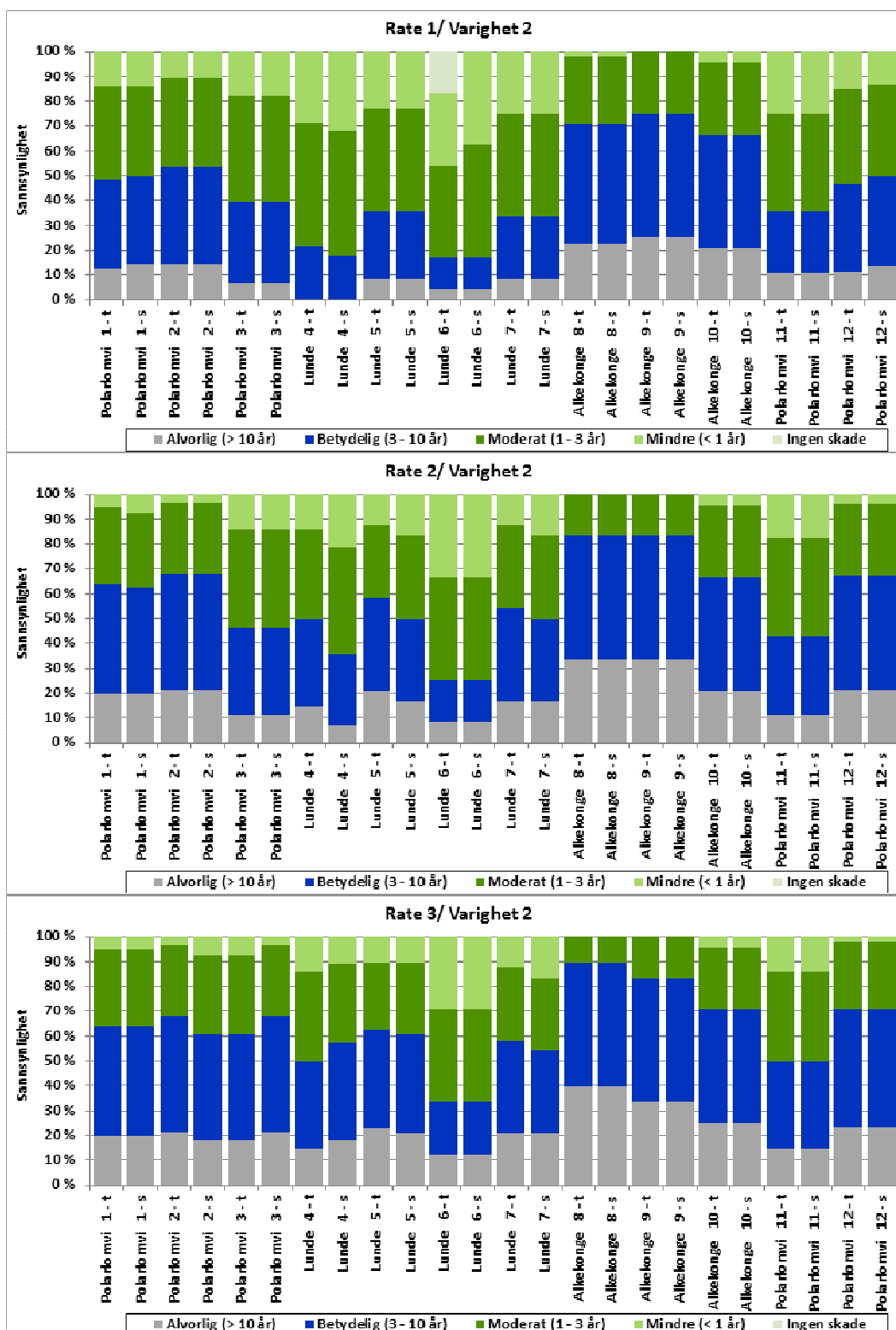
Polarlomvi, lunde og alkekonge er pelagisk dykkende sjøfuglarter. Fuglene er spredt ut over store havområder i vinterperioden, og kan således bli utsatt for påvirkning av olje på havoverflaten. I hekkeperioden er de samlet i store kolonier i kystområdene, og således mest utsatt for olje som strander langs kysten.

Et oljeutslipp i Nordland VI vil potensielt kunne ha svært negative konsekvenser for en rekke sjøfuglarter. De viktigste hekkekoloniene som vil kunne bli påvirket er på Røst og i det nordlige Vesterålen, men også påvirkning av beiteområder langs kysten av Lofoten og Vesterålen vil kunne gi betydelige tapsandeler av sjøfugl. Hekkesesongen varer fra april til ut august. På grunn av kaldt klima vil de være mer utsatt for varmetap som følge av olje på fjærdrakten. Effekten av et oljesøl vil ha størst betydning dersom det overlapper med hekke- og næringsområder. Her vil mange individer være samlet og effekter på populasjonsnivå (bestandstap) kan forventes. Myteperioder er en spesielt sårbar tid for gjess, ender og alkefugler.

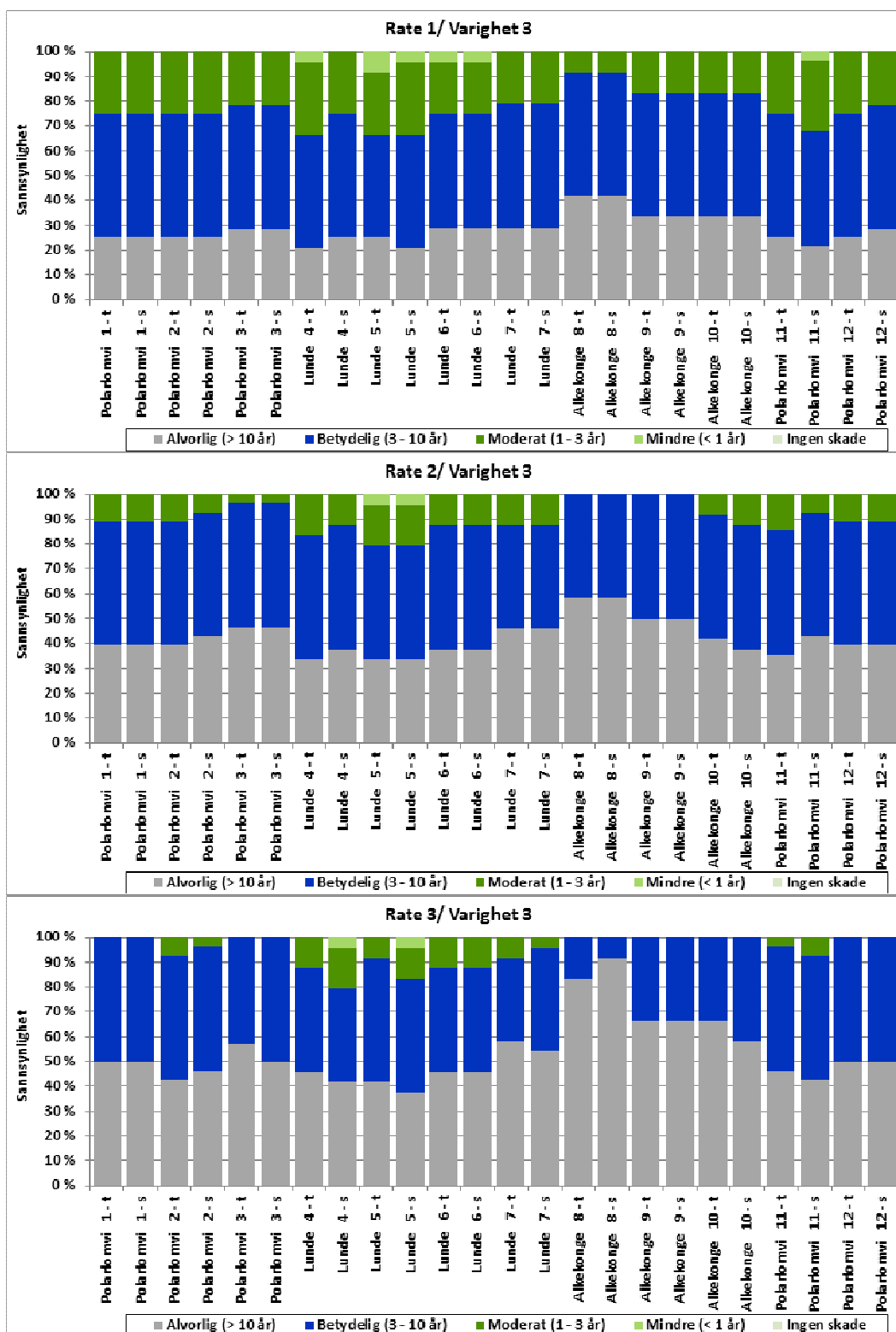
Marine pattedyr vil ikke bli berørt i like stor grad som sjøfugl, men en kan forvente større tapsandeler også av havert (høst og tidlig vinter) og steinkobbe (vinter, vår og sommer) gitt høye rater og lang varighet på utblåsningen. Det er særlig havert i området Røst og Værøy, og steinkobbe på Andøya og nordre del av Langøya som vil bli berørt.



Figur 6-46 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 N-O9 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



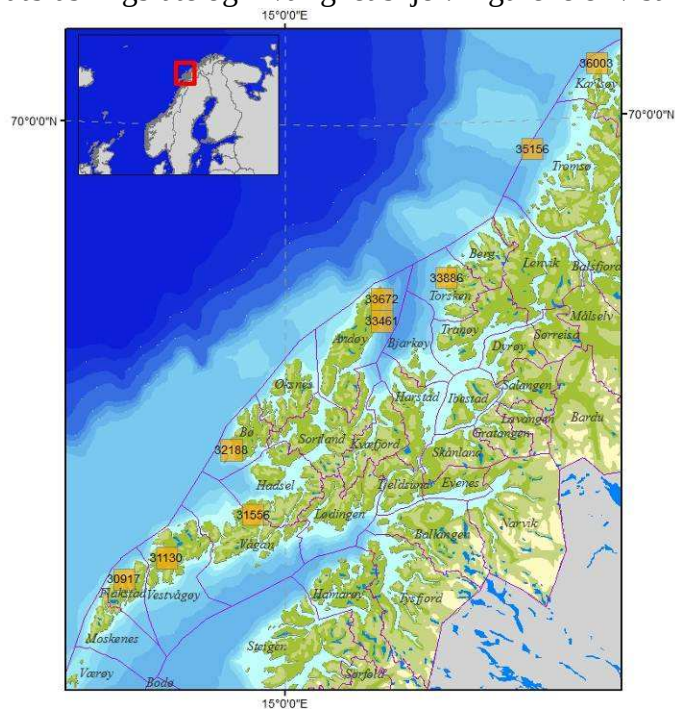
Figur 6-47 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon N-O9 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-48 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 N-O9 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.5.3 Strandhabitat

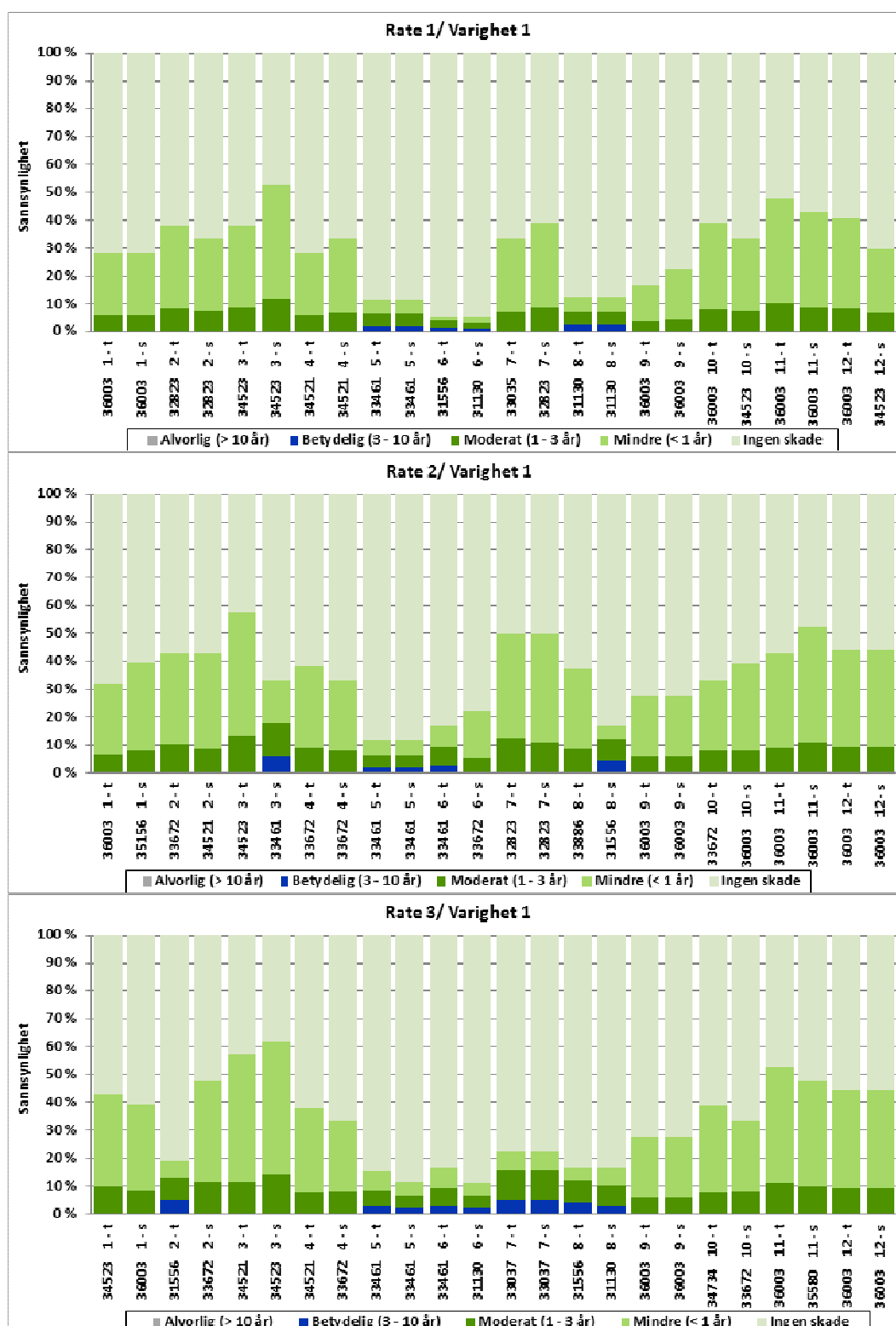
Figur 6-50 til Figur 6-52 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for kystruter, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året som betinget sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon.



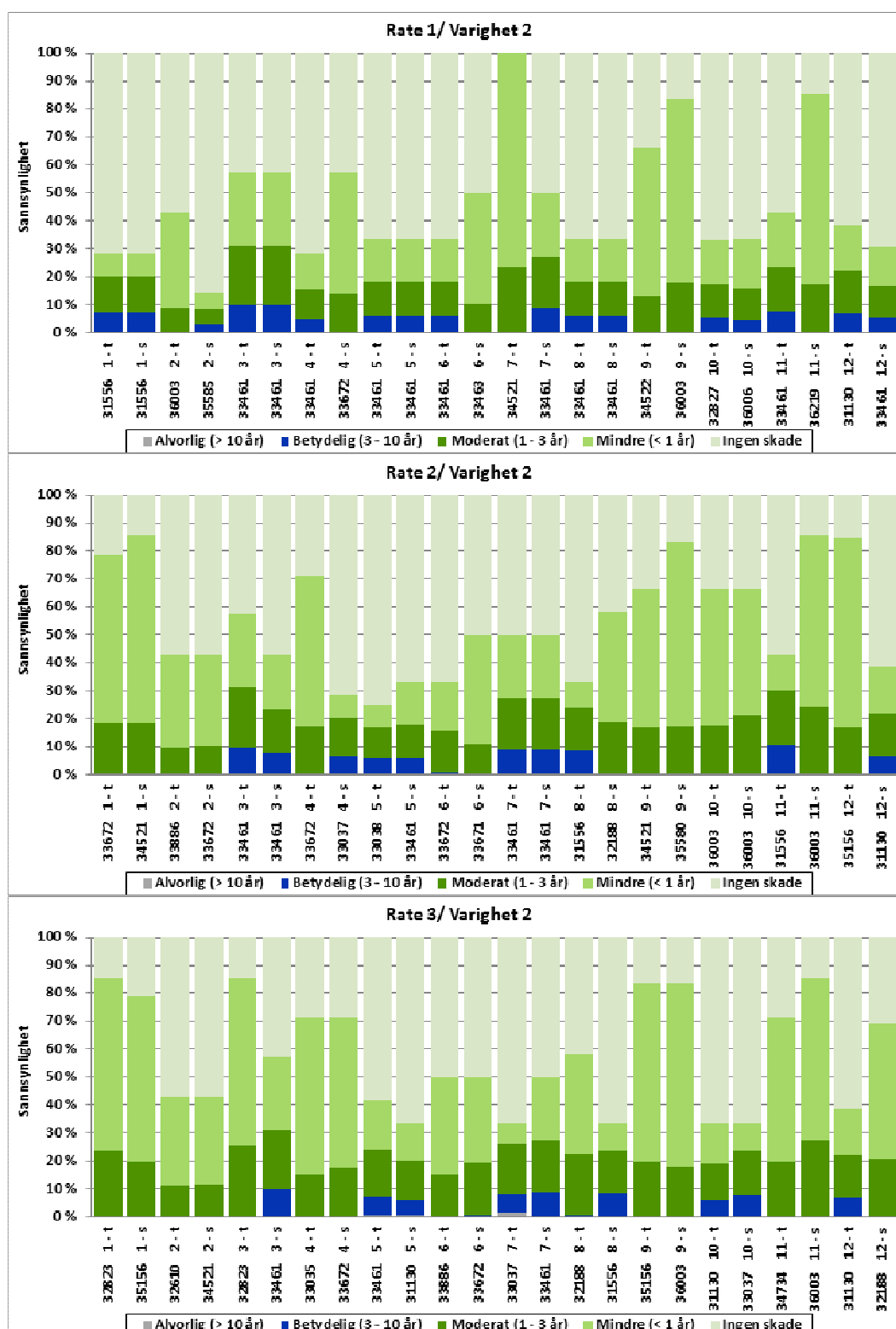
Figur 6-49 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-O9.

Figur 6-52 viser de verst rammede områdene (rutene) ved utblåsning fra lokasjon N-O9, med fokus på vektete resultater for alle utslippsscenarioene, og på lengste varighet og høyeste rate. En utblåsning fra denne lokasjonen gir stor spredning i områdene med verst berørte ruter, fra Flakstad i Lofoten til Karlsøy. For korteste varighet er det størst sannsynlighet for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje, uavhengig av når på året det skulle skje. Sannsynligheten for moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid) er noe over 10 % sannsynlighet, mens det er noe under 5 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid). Med økende utblåsningsstid øker sannsynligheten for moderate og betydelige miljøkonsekvenser for strandhabitat.

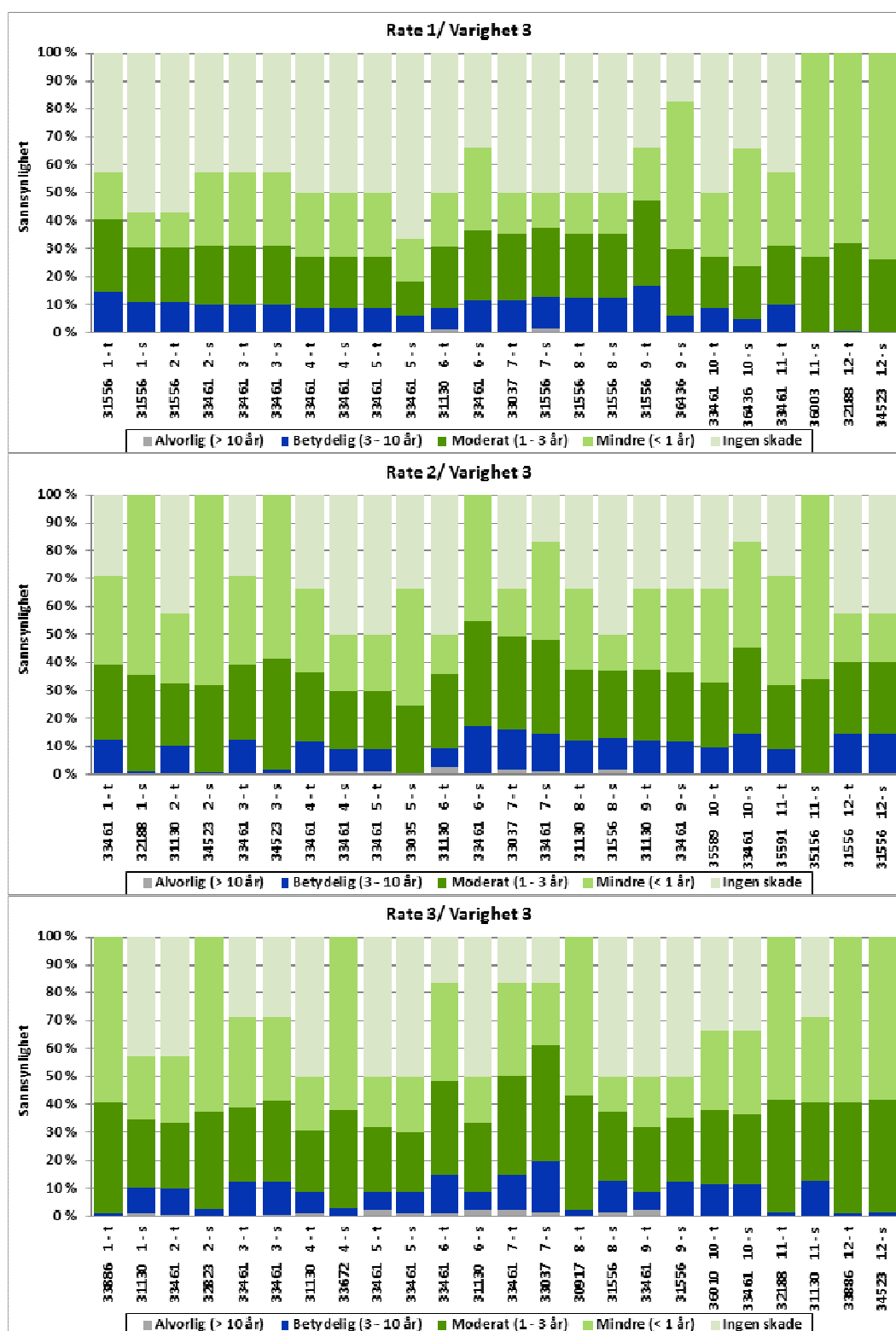
Sannsynligheten for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) er < 2 % for alle rater og varigheter. Konsekvenspotensialet er noe lavere ved sjøbunnsutblåsning enn ved overflateutblåsning.



Figur 6-50 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 N-O9 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-51 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 N-O9 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-52 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede kyststrøta (10 × 10 km) i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon N-O9 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

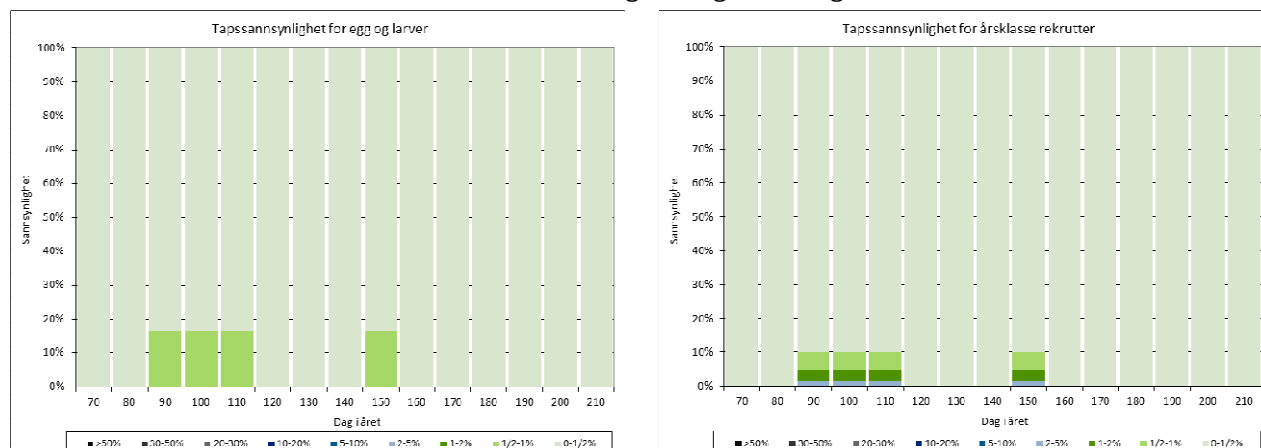
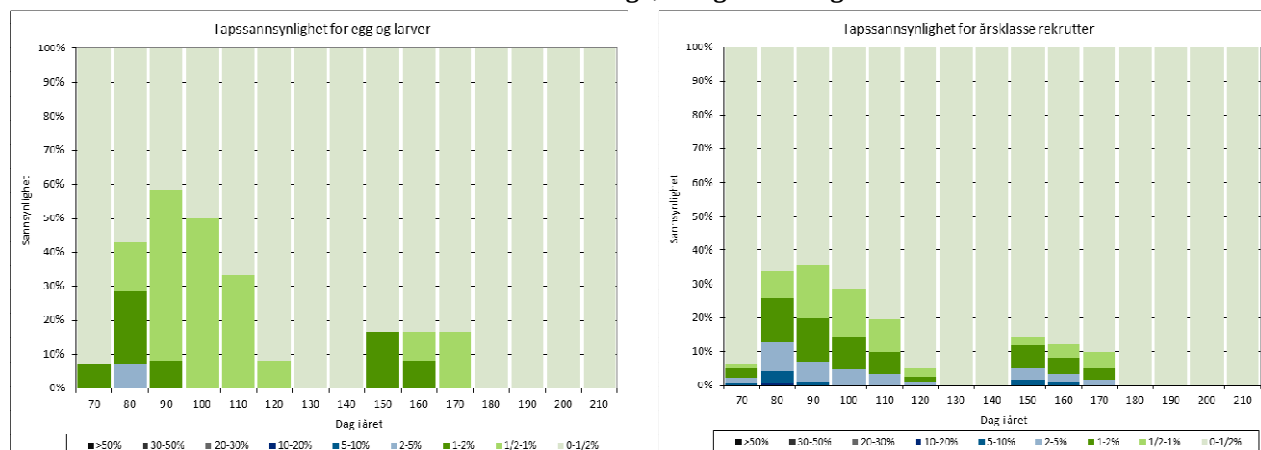
6.5.4 Fisk

På bakgrunn av resultatene av oljedriftsmodelleringene er det beregnet mulige tapsandeler av gyteprodukt av torsk og sild, i henhold til metodikk som beskrevet i kapittel 5.3. I det følgende er resultatene for sjøbunnsutblåsning presentert for utslagsgivende art, som tapsannsynlighet av egg og larver og årsklasserekruttering. Resultatene er vist som *betinget* sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. I tapsandelene av årsklasserekruttering er tapsandelene av egg og larver justert for ulik overlevelse av de tapte larvene (som beskrevet i avsnitt 5.3.2). For utblåsningsscenariene der det er liten eller ingen sannsynlighet for $> \frac{1}{2}$ % tap av gyteprodukt er det valgt å ikke presentere figurer i hovedrapporten, men resultatene er å finne i Vedlegg 4.

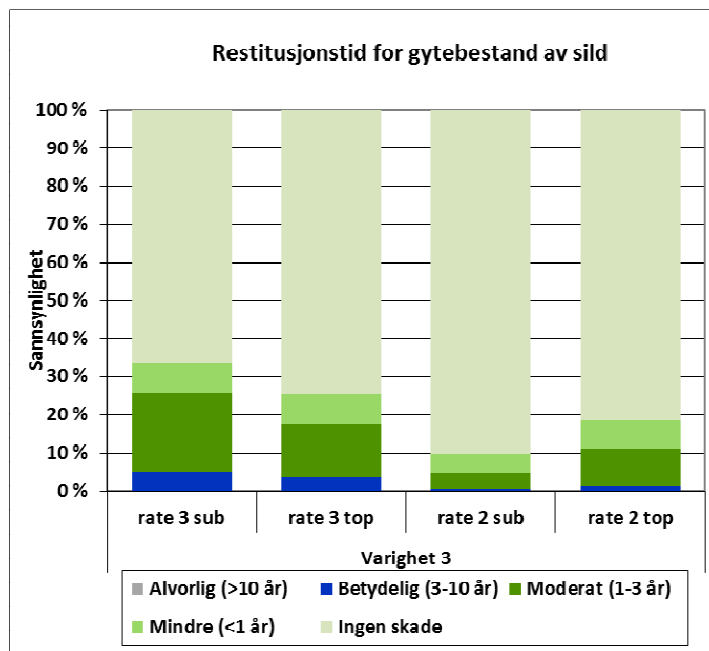
Resultatene viser de høyeste tapsandelene av sild. Figur 6-53 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 50 døgn (rate 3000 og 4500 Sm³/døgn).

Det er kun beregnet $> \frac{1}{2}$ % tap av årsklasserekruttering for sild for varighet 50 døgn og rate 3000 eller 4500 Sm³/døgn. Gitt en overflateutblåsning med rate 3000 Sm³/døgn og varighet 50 døgn er det nærmere 1 % sannsynlighet for 5-10 % tap av egg og larver, og 3,5 % sannsynlighet for 2-5 % tapsandel. Med høyeste rate øker tapsandelene til inntil 1 % sannsynlighet for 10-20 % tap, både for overflate- og sjøbunnsutblåsning, og henholdsvis 2 % og 3,5 % sannsynlighet for 5-10 % tapsandel.

Tapsandelene av årsklasserekruttering av sild, for tidssteget med høyest utslag (80 – mars), er tatt videre i beregning av skade i form av mulig restitusjonstid, i henhold til bestandsmodellene som beskrevet i kapittel 5.3.3. Resultatene er presentert i Figur 6-54. Ved både overflate- og sjøbunnsutblåsning med varighet 50 døgn og rate 3000 Sm³/døgn vil det være > 80 % sannsynlighet for tapsandeler mellom 0 % og 0,5 %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). Med høyere utblåsningsrate øker sannsynligheten for skade til om lag 5 % for betydelig miljøskade, 20 % for moderat miljøskade og 8 % for mindre miljøskade (alle for sjøbunnsutblåsning). Skadepotensialet for overflateutblåsning er noe lavere ved hendelser med høyeste rate.

Rate 3000 Sm³/døgn, varighet 50 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn

Figur 6-53 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-O9 med rate 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



Figur 6-54 Mulig restitusjonstid for gytebestand av sild gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning fra lokasjon N-O9 med varighet 50 døgn og rater 3000 eller 4500 Sm³/døgn.

