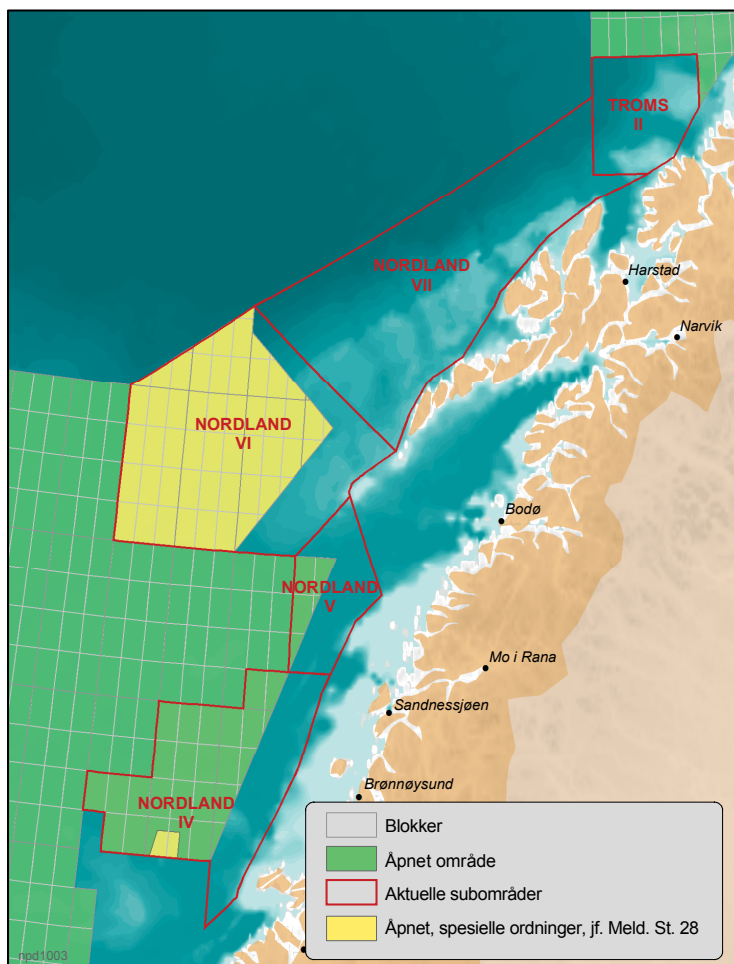
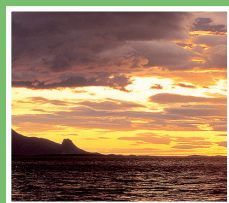




Miljørisikoanalyse

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

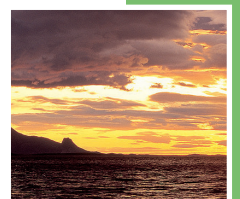
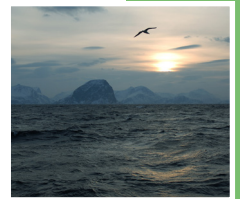
Olje- og energidepartementet gjennomfører nå kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i områder i det nordøstlige Norskehavet som ikke er åpnet for petroleumsvirksomhet. Arbeidet følger av Stortingets behandling av Meld. St. 10 (2010-2011) Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine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

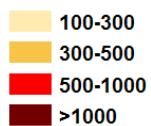
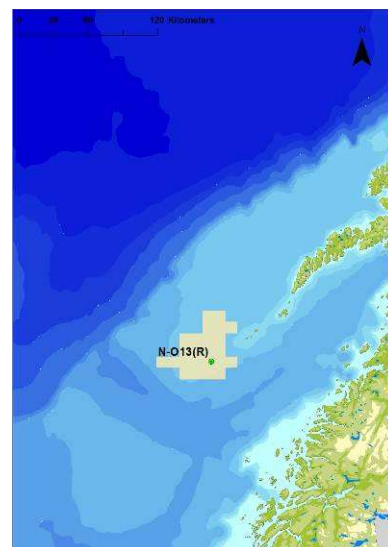
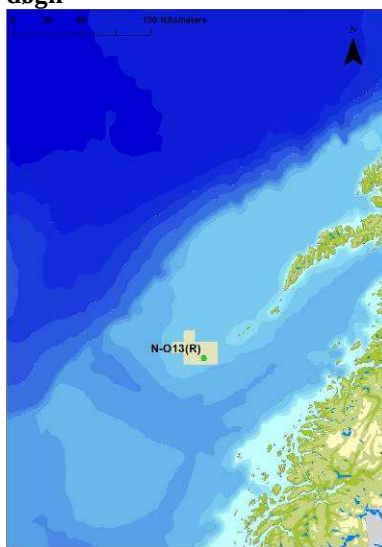


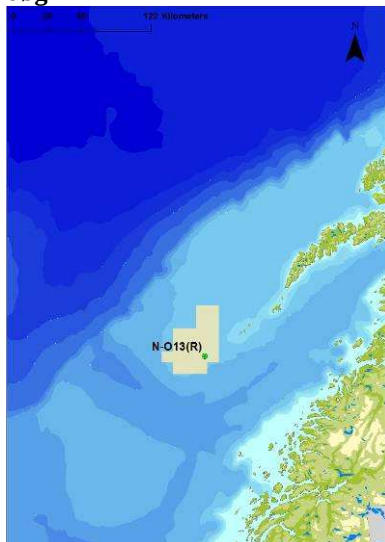
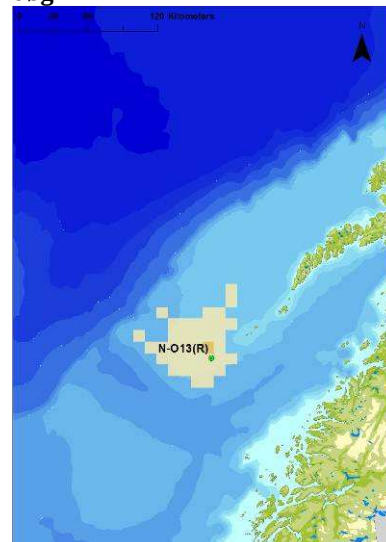
6.6 Lokasjon N-O13

6.6.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon N-O13 er vist i Figur 6-55. Den maksimale eksponeringstiden av THC i vannsøylen, uavhengig av konsentrasjon, og olje på havoverflaten, uavhengig av mengde, er vist i Tabell 6-6. For utslippsscenariene med varighet 2 døgn er det kun høyeste rate som gir vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10×10 km rute. De resterende figurer er derfor ikke presentert. Med økende rate og varighet er berørt område større, men konsentrasjonen vil kun overskride 300 ppb i én enkeltrute.

Tabell 6-6 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 50 døgn).

Rate 4500 Sm³/døgn, varighet 2 døgn**TOTAL
HYDROKARBON
(THC)
KONSENTRASJON****Rate 1500 Sm³/døgn, varighet 15 døgn****Rate 3000 Sm³/døgn, varighet 15 døgn**

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

Figur 6-55 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier fra lokasjon O13, på årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-6 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
Maks eksponeringstid	17	10	30	20	60	30
Maksimal oljefilmtykkelse		$\leq 0,01$ mm		0,01-0,03		0,03-0,1

6.6.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-56 til Figur 6-58 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.

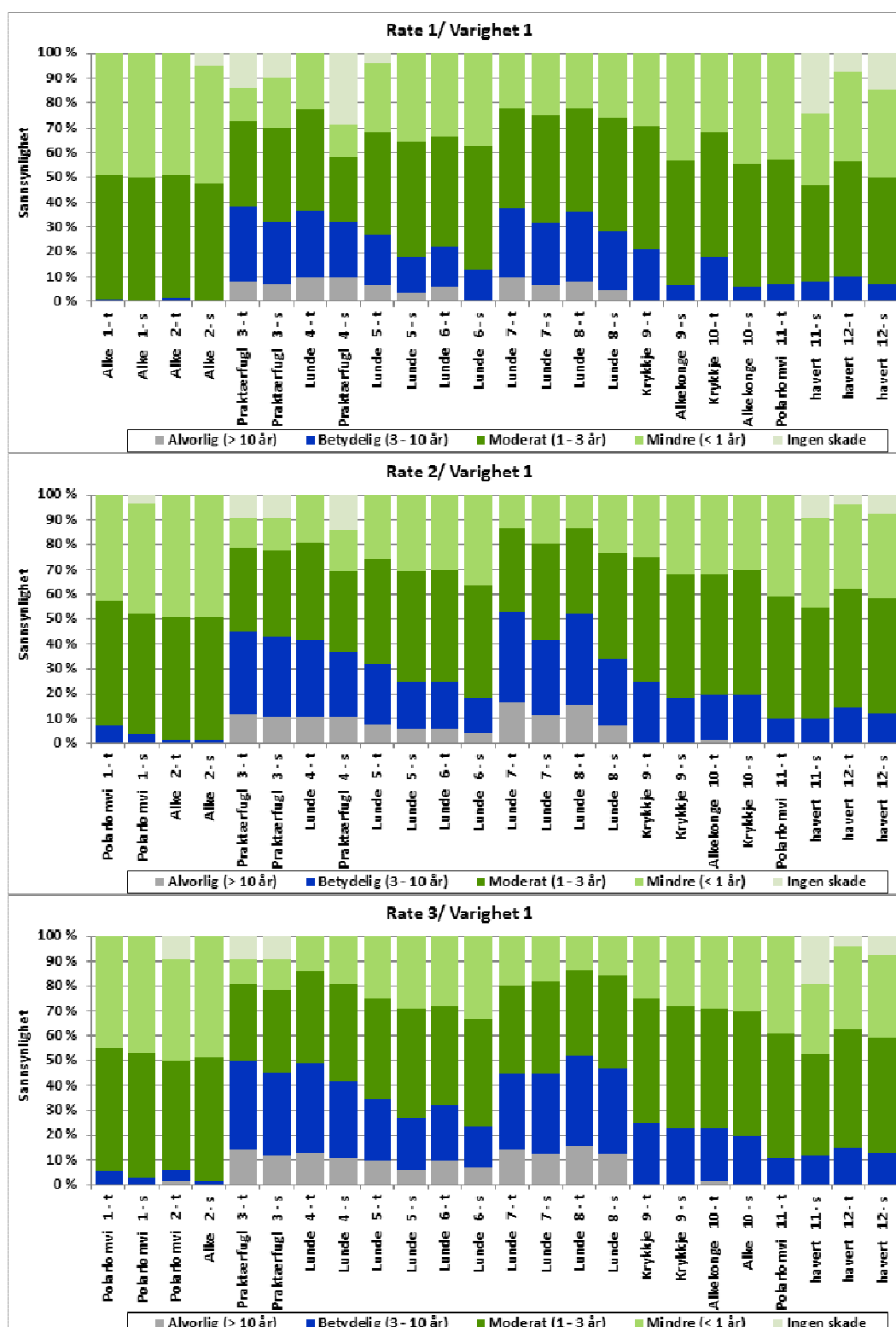
Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenariene er det sjøfugl som kommer verst ut i perioden januar til oktober, og havert i november-desember. Av sjøfuglarter er det polarlomvi, alke, lunde, alkekonge, krykkje, samt praktærfugl slår ut mest. Det er noe høyere konsekvenspotensial ved overflateutblåsning sammenliknet med sjøbunnsutblåsning. Gitt en utblåsning fra lokasjon N-O13 med varighet på 15 døgn er det inntil 85 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års

restitusjonstid) for lunde i juli. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til 100 % gitt en hendelse med utslippsrate 4500 Sm³/døgn i vår-/sommerperioden. Dette korresponderer med en tapsandel av Norskehavsbestanden på over 30 %.

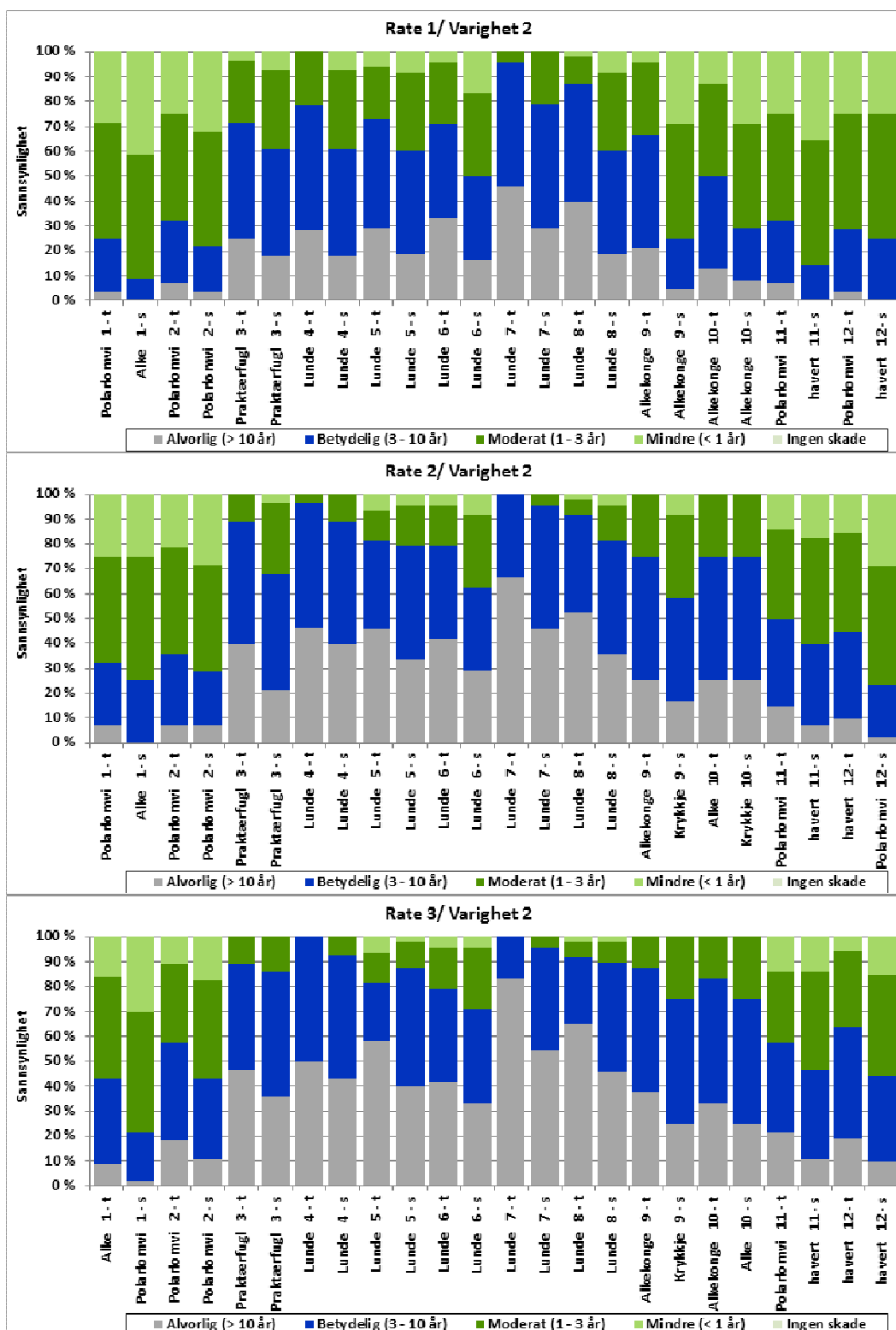
Konsekvenspotensialet er jevnt over høyt gjennom hele året, men særlig høyt for praktærfugl og lunde i hekketiden. Praktærfugl hekker ikke i Norge, men kan forekomme gjennom hele året. De største ansamlingene av praktærfugl er å finne i Norge i perioden november-april. Hekkende praktærfugl trekker østover fra mars, men i april kan store deler av bestanden fortsatt være i Norge, hovedsakelig i Barentsregionen, særlig under lodde-innsiget. Ikke-hekkende voksne og ungfugl kan bli igjen også over sommeren, men disse utgjør en liten andel av den totale bestanden (*pers. med. Geir Systad, sept.2012*).

Et oljeutslipp i Nordland VI vil potensielt kunne påvirke noen av de største sjøfuglkoloniene i Norge, og ha svært negative konsekvenser for en rekke sjøfuglarter. Det er særlig fuglefjellene på Røst som vil kunne bli berørt, men også beiteområder langs kysten av Lofoten og Vesterålen. Hekkesesongen varer fra april til ut august. På grunn av ekstreme klimaforhold 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.

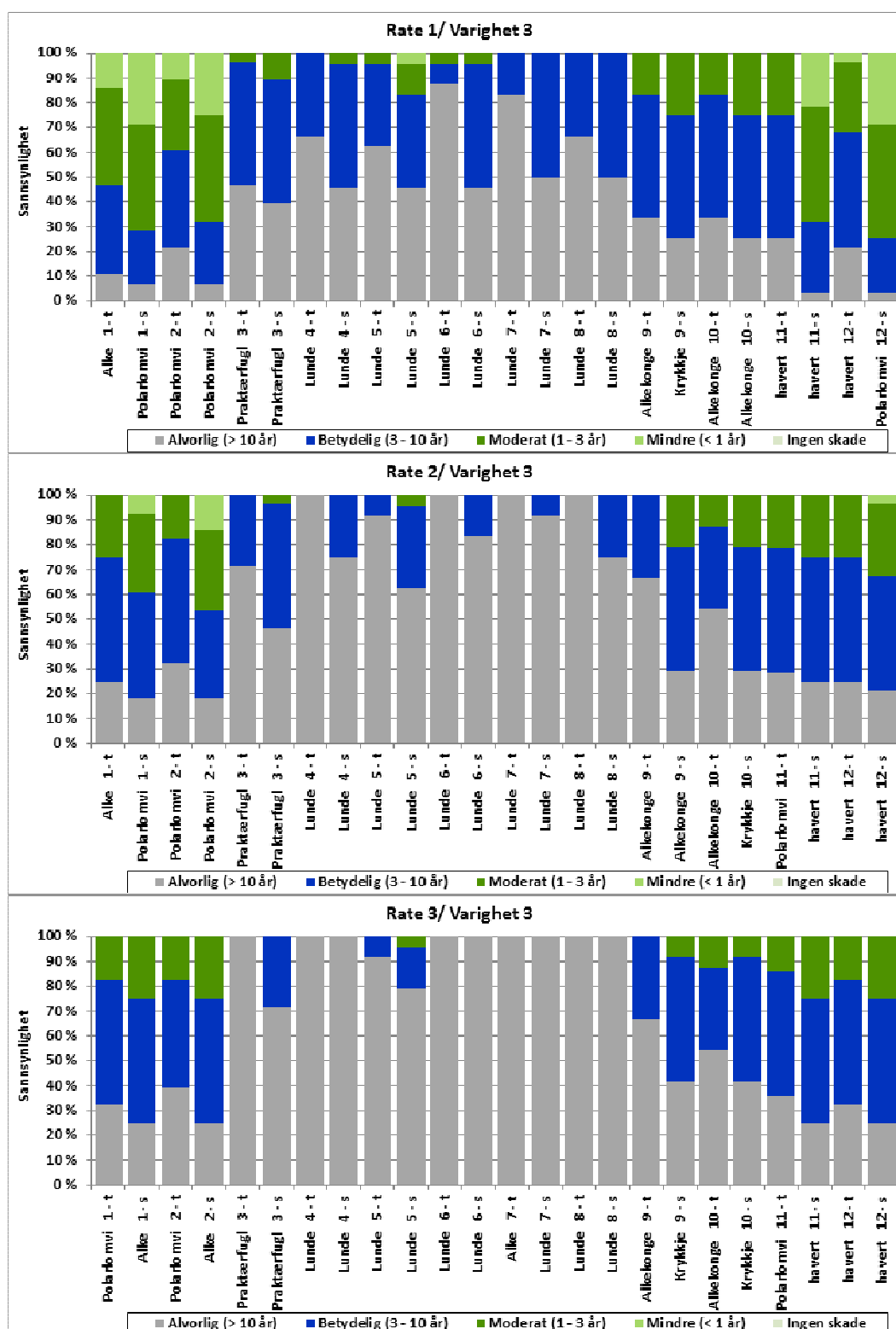
Marine pattedyr vil ikke bli berørt i like stor grad som sjøfugl, men en kan forvente større tapsandeler også av havert (høst, vinter og vår) og steinkobbe (særlig i sommerperioden) gitt høye rater og lang varighet på utblåsningen. Det er særlig havert i området Røst og Værøy, og steinkobbe på Andøya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



Figur 6-56 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-O13 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-57 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-O13 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-58 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-O13 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.6.3 Strandhabitat

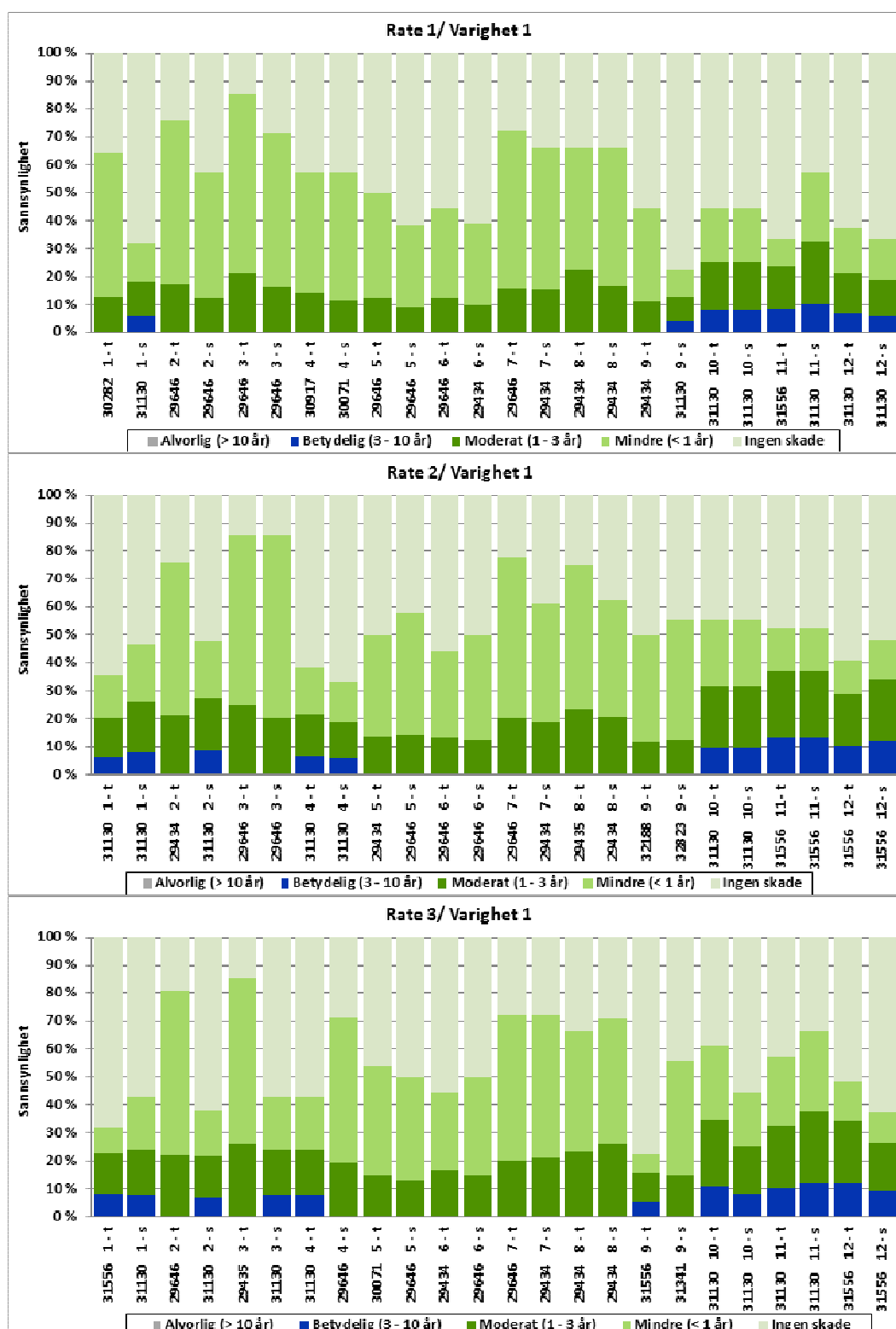
Figur 6-60 til Figur 6-62 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for kystruter, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året som betinget sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon.



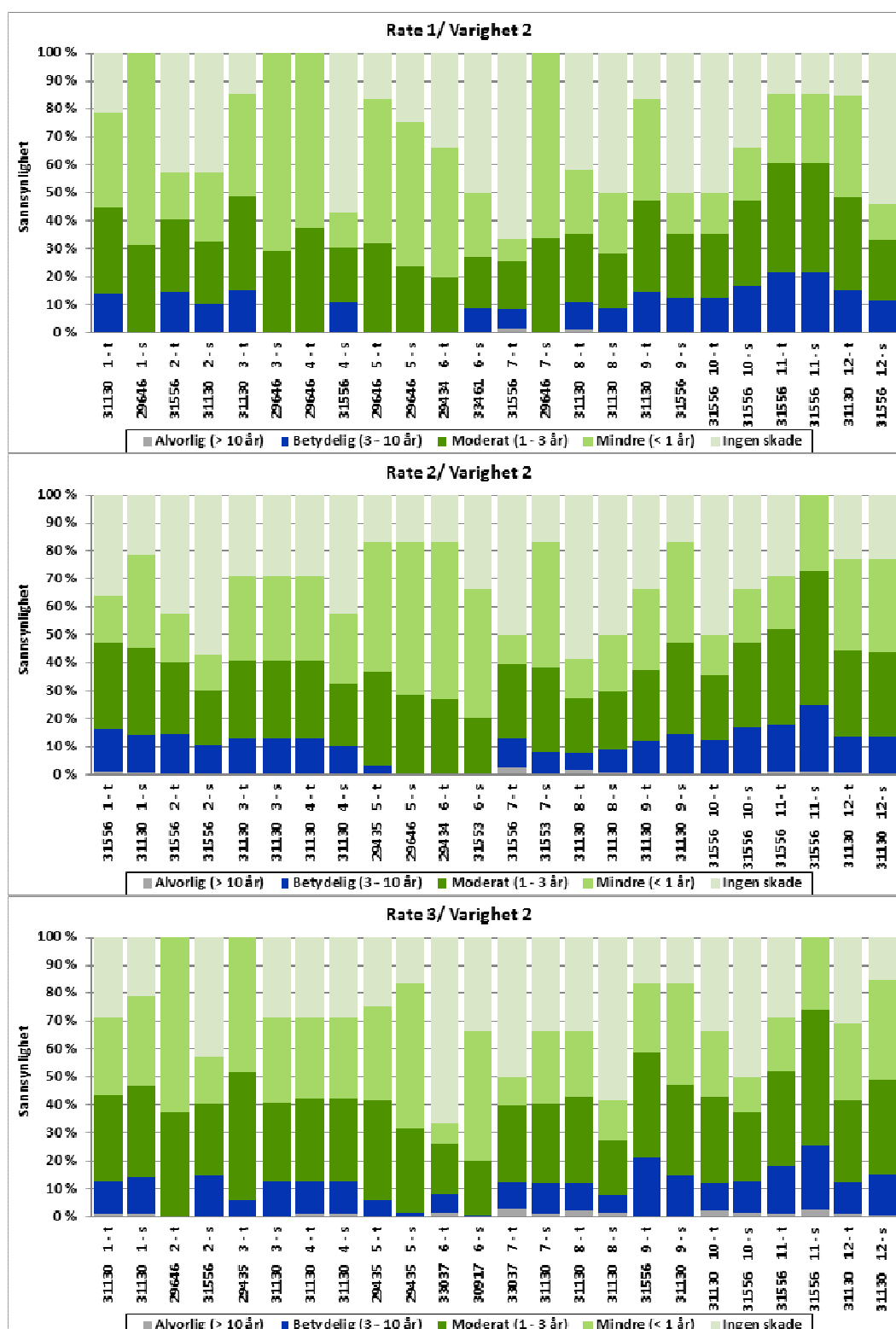
Figur 6-59 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-O13.

Konsekvenspotensialet er tilnærmet likt for sjøbunnsutblåsning versus overflateutblåsning.

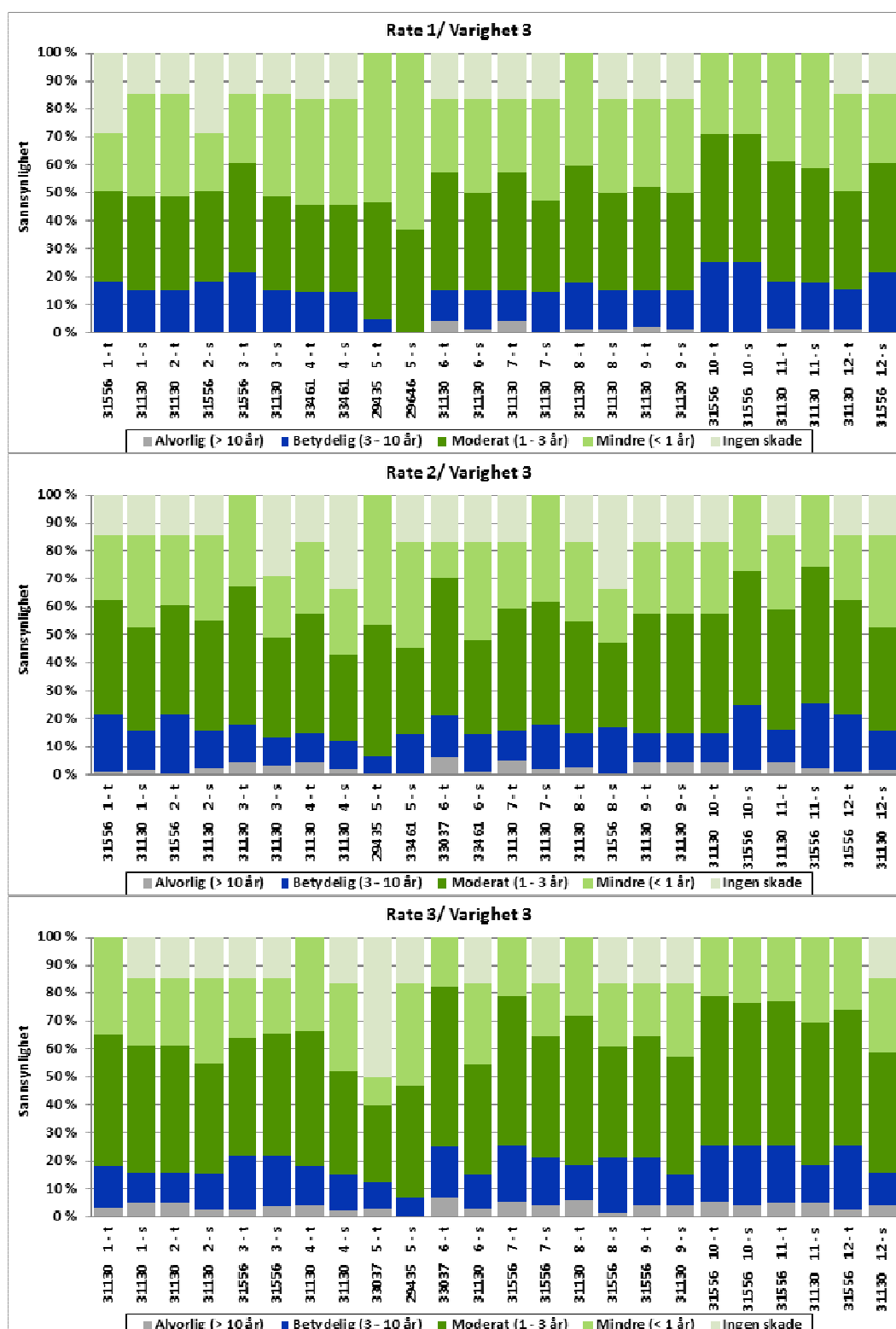
Figur 6-66 viser de verst rammede områdene (rutene) ved utblåsning fra lokasjon N-O13, generelt for alle utblåsningsrater og varigheter. Det er særlig Røst og Moskenes som vil bli berørt, men også kystområdene nordover til Andøya. For korteste varighet er det størst sannsynlighet for ingen eller mindre 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 20 %, mens det opptil ca. 10 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid). Med økende utblåsningsstid øker sannsynligheten for moderate og betydelige miljøkonsekvenser for strandhabitat. Sannsynlighet for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) er generelt lav, opp mot 7 % for utslipp av 4500 Sm³/døgn med 50 dagers varighet.



Figur 6-60 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-O13 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-61 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-O13 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-62 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-O13 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

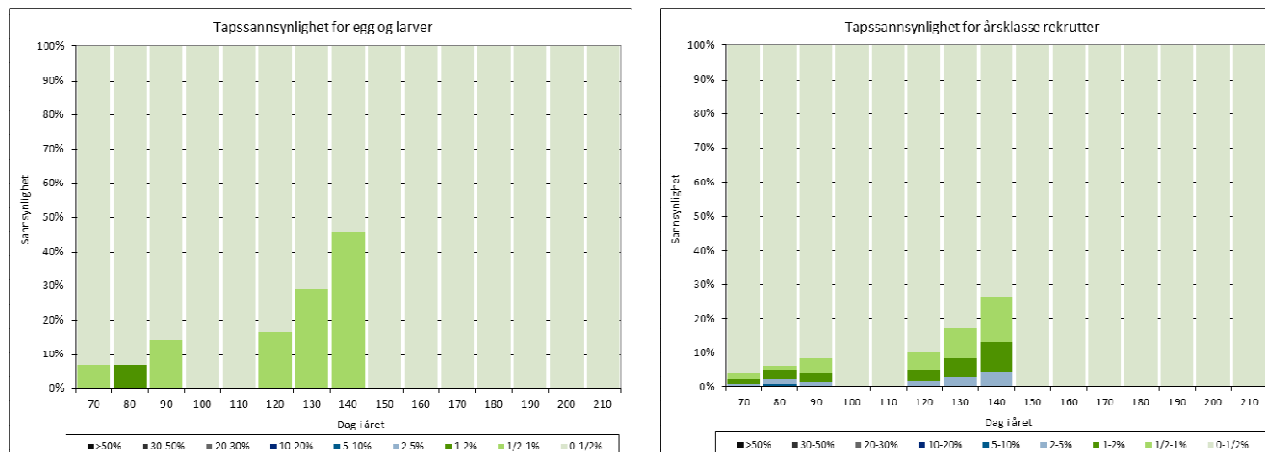
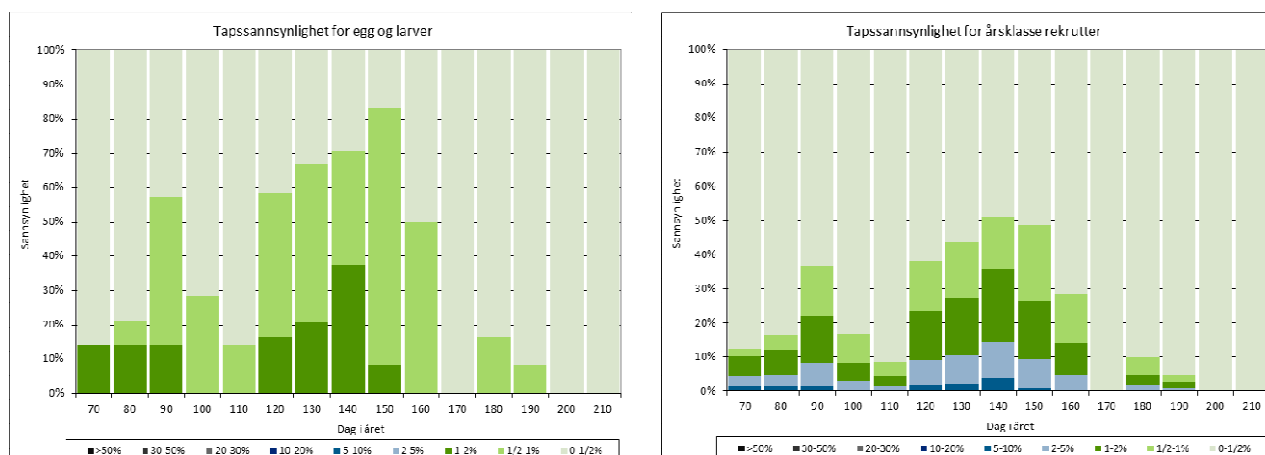
6.6.4 Fisk

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.

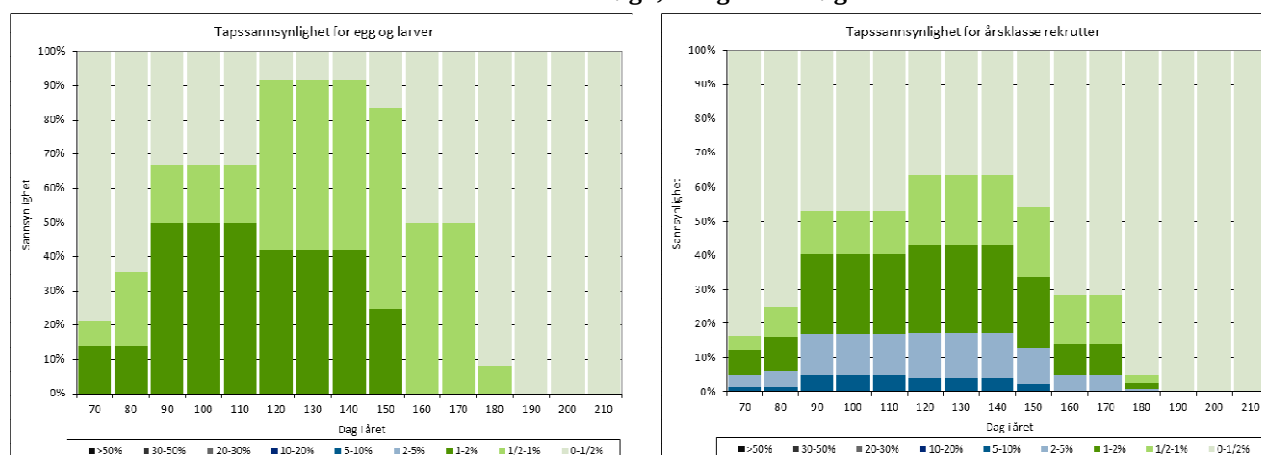
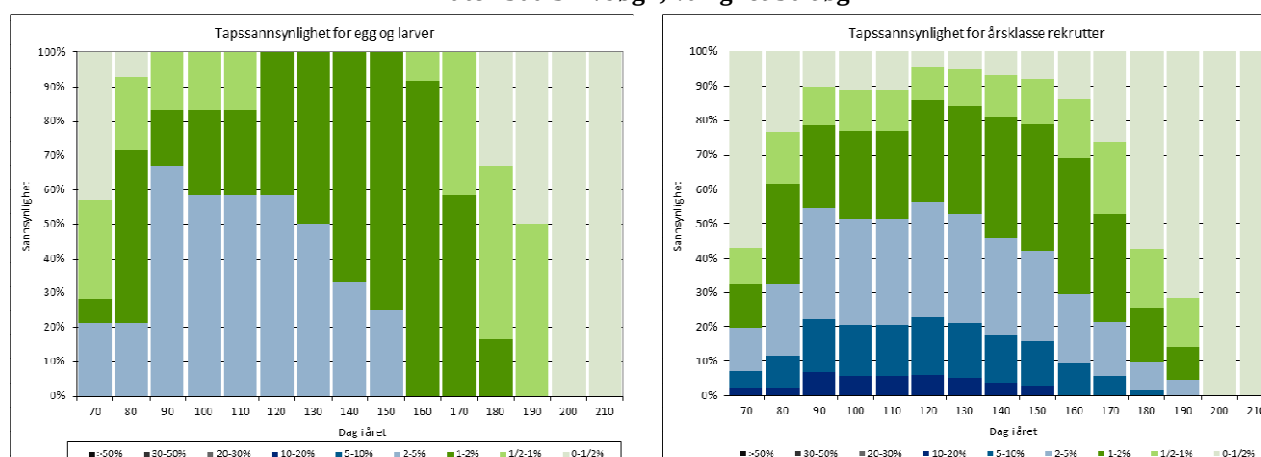
Resultatene viser de høyeste tapsandelene av sild. Figur 6-63 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn (rate 3000 og 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$), mens Figur 6-64 viser tilsvarende for varighet 50 døgn (alle rater).

Tapsandelene av sildeegg/larver er relativt uniform gjennom store deler av gyteperioden (mars-juni). Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate 3000 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det inntil 4 % sannsynlighet for 5-10 % tap av årsklasserekuttering. Dersom en utblåsning skulle pågå i 50 døgn med tilsvarende utblåsningsrate vil det være inntil 6 % sannsynlighet for 10-20 % og 17 % sannsynlighet for 5-10 % tapsandel av årsklasserekutteringen av sild.

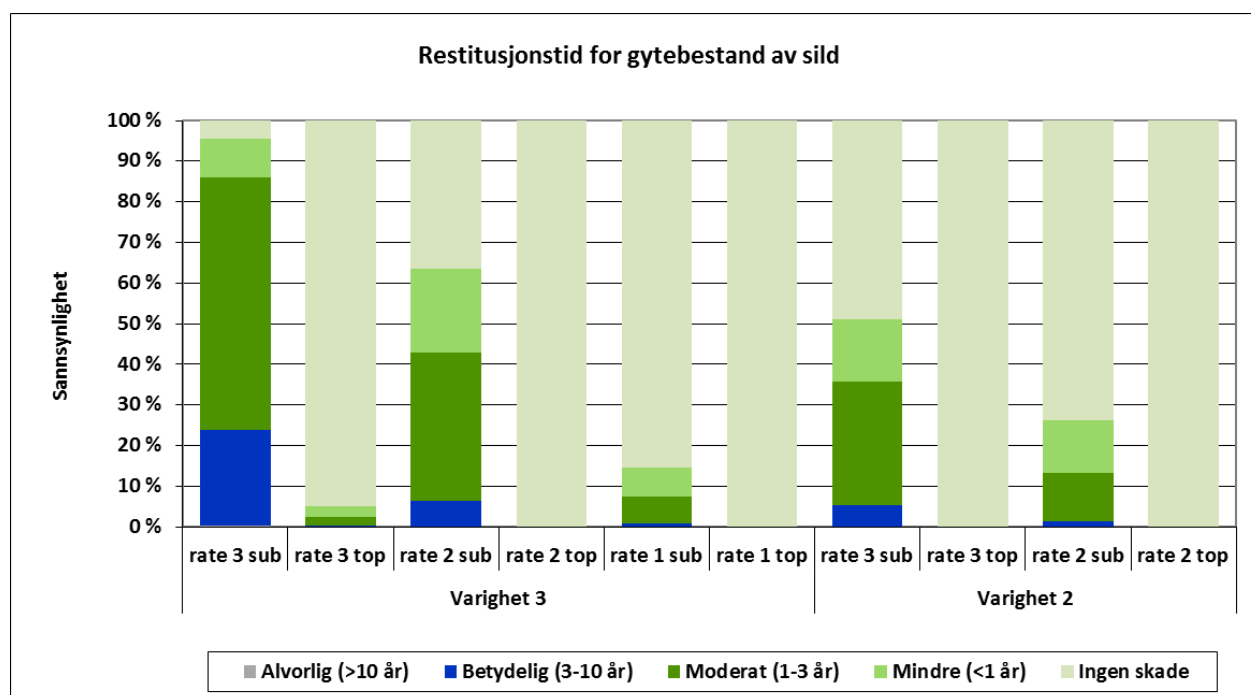
Tapsandelene av årsklasserekuttering av sild er, for tidssteget med høyest utslag (140 – mai), tatt videre i beregning av skade i form av mulig restitusjonstid, i henhold til bestandsmodellene som beskrevet i kapittel 5.3.3. Resultatene er presentert i Figur 6-65. Ved overflateutblåsning med varighet 15 døgn, samt rate 1500 eller 3000 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og 50 døgn varighet, vil det være 100 % sannsynlighet for tapsandeler mellom 0 % og 0,5 %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). For sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn er det inntil 5 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (gitt høyeste rate). Dersom varigheten øker til 50 døgn er det 7 %-24 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, gitt rate 3000 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ eller 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$. Det er også en liten ($< 0,5$ %) sannsynlighet for alvorlig miljøskade. Gitt en overflateutblåsning med samme varighet og høyeste rate er det 95 % sannsynlighet for *Ingen skade* på gytebestand av sild.

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

Figur 6-63 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av sildeegg og- larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-O13 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 6-64 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av sildeegg og- larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-O13 med rate 1500, 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



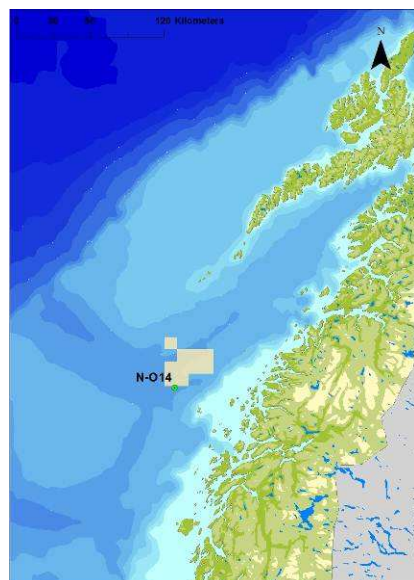
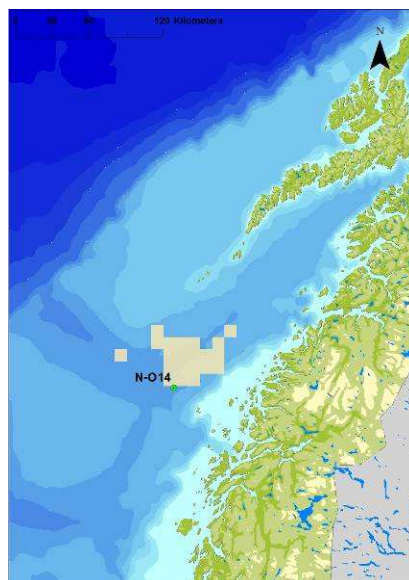
Figur 6-65 Mulig restitusjonstid for gytebestand av torsk gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning fra lokasjon N-O13 med varighet 50 døgn eller 15 døgn og rater 1500, 3000 eller 4500 Sm³/døgn.

6.7 Lokasjon N-O14

6.7.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon N-O14 i Figur 6-66. Det er kun høyeste rate og varighet 15 døgn eller 50 døgn som gir vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10×10 km rute. De resterende figurer er derfor ikke presentert. Med økende rate og varighet er berørt område større, men konsentrasjonen vil ikke overskride 300 ppb.

Tabell 6-6 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 0,03 mm gitt et utslipp på 50 døgn).

Rate 4000 Sm³/døgn, varighet
15 døgnRate 4000 Sm³/døgn, varighet
50 døgn

**TOTAL
HYDROKARBON
(THC)
KONSENTRASJON**

100-300
300-500
500-1000
>1000

Figur 6-66 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier fra lokasjon O14, på årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-6 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	15
Maksimal oljefilmtykkelse		$\leq 0,01\text{mm}$		0,01-0,030mm		0,01-0,030mm

6.7.2 Sjøfugl og marine pattedyr

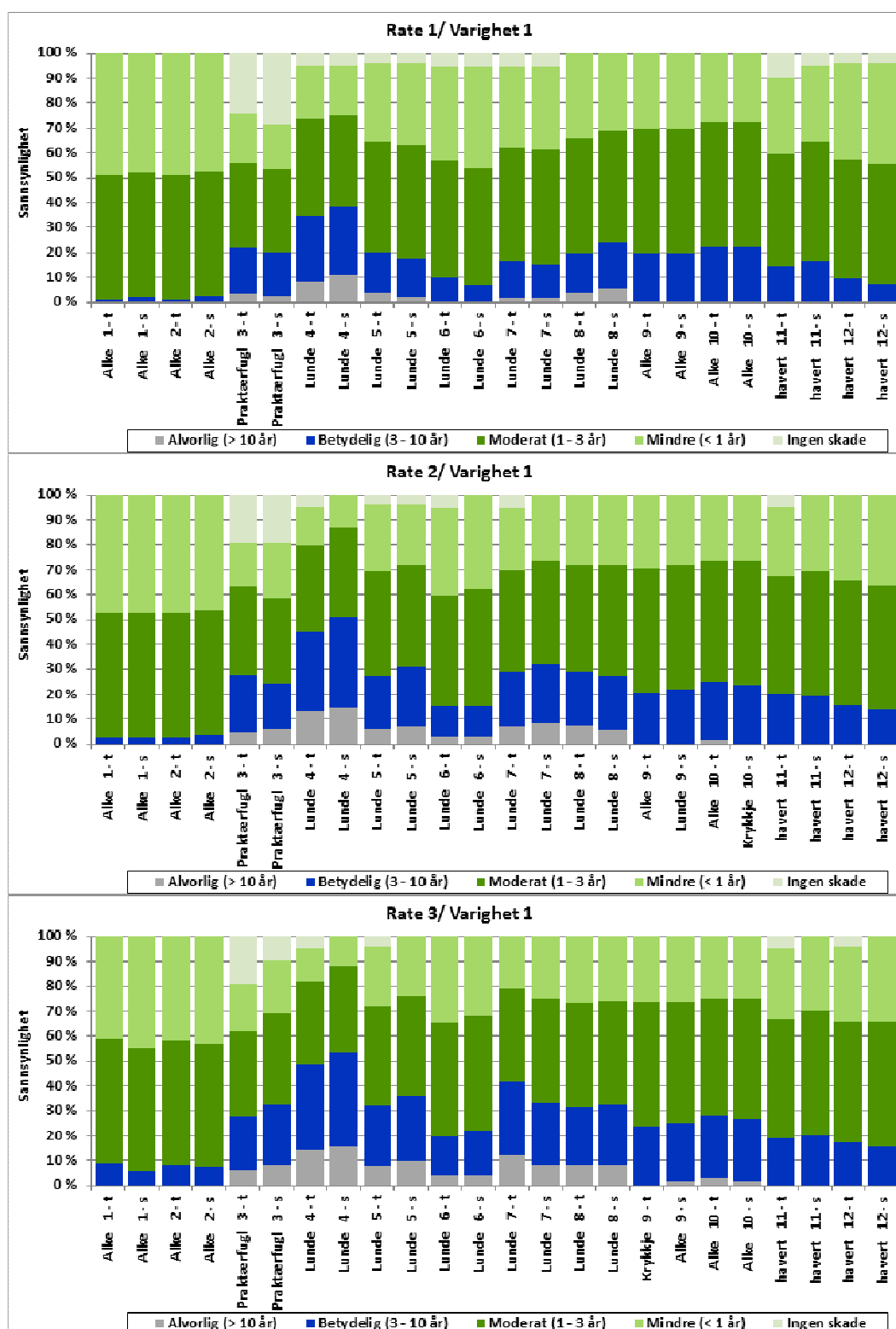
Figur 6-67 til Figur 6-69 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene 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 i perioden januar til oktober, og havert i november-desember. Av sjøfuglarter er det alke, lunde, alkekonge,

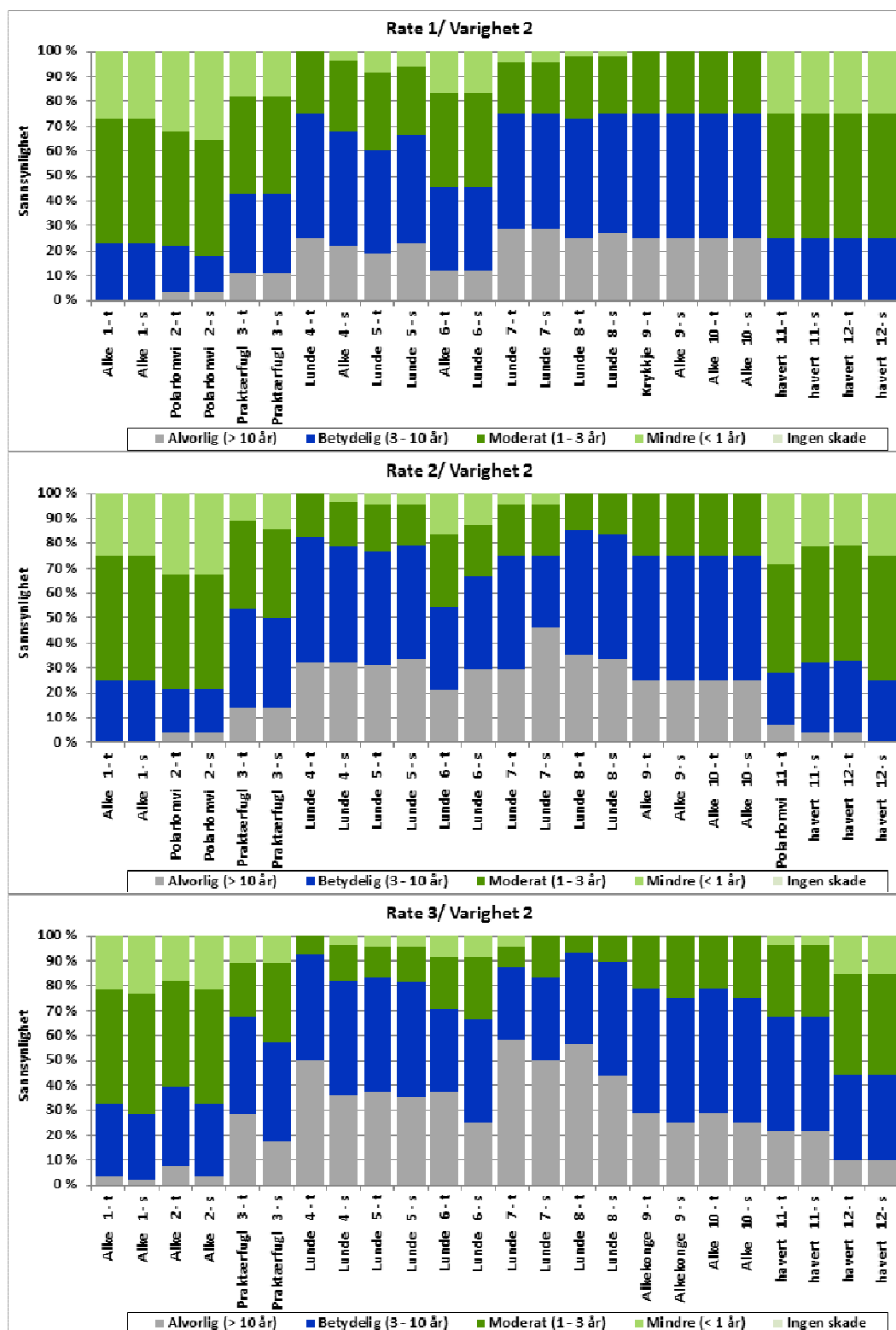
krykkje, samt praktærfugl slår ut mest. Polarlomvi er også dimensjonerende for enkelte scenarier om vinteren. Det er ingen vesentlige forskjeller i konsekvenspotensial ved overflateutblåsning sammenliknet med sjøbunnsutblåsning. Gitt en utblåsning fra lokasjon N-O14 med varighet på 15 døgn er det inntil 55 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for lunde i august. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til 100 % for lunde gitt en hendelse med utslippsrate 4000 Sm³/døgn i juli-august. Dette korresponderer med en tapsandel av Norskehavsbestanden på over 30 %. Konsekvenspotensialet er jevnt over høyt gjennom hele året, men særlig høyt for praktærfugl og lunde i hekketiden. Praktærfugl hekker ikke i Norge, men kan forekomme gjennom hele året. De største ansamlingene av praktærfugl er å finne i Norge i perioden november-april. Hekkende praktærfugl trekker østover fra mars, men i april kan store deler av bestanden fortsatt være i Norge, hovedsakelig i Barentsregionen, særlig under lodde-innsiget. Ikke-hekkende voksne og ungfugl kan bli igjen også over sommeren, men disse utgjør en liten andel av den totale bestanden (ref. Geir Systad, sept.2012).

Et oljeutslipp i Nordland V vil potensielt kunne påvirke noen av de største sjøfuglkoloniene i Norge, og ha svært negative konsekvenser for en rekke sjøfuglarter. Grunnet havstrømmenes retning vil et utslipp av en viss størrelse fra denne lokasjonen kunne treffe Lofoten, både nordlig og sørlig kyst. Et større utslipp vil kunne påvirke Vestfjorden, Lofoten og Vesterålen. Det er særlig fuglefjellene på Røst som vil kunne bli berørt, men også viktige beiteområder i Vestfjorden. Hekkesesongen varer fra april til ut august. På grunn av kaldt klima vil de være 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 (bestandtap) kan forventes. Myteperioder er en spesielt sårbar tid for gjess, ender og alkefugler.

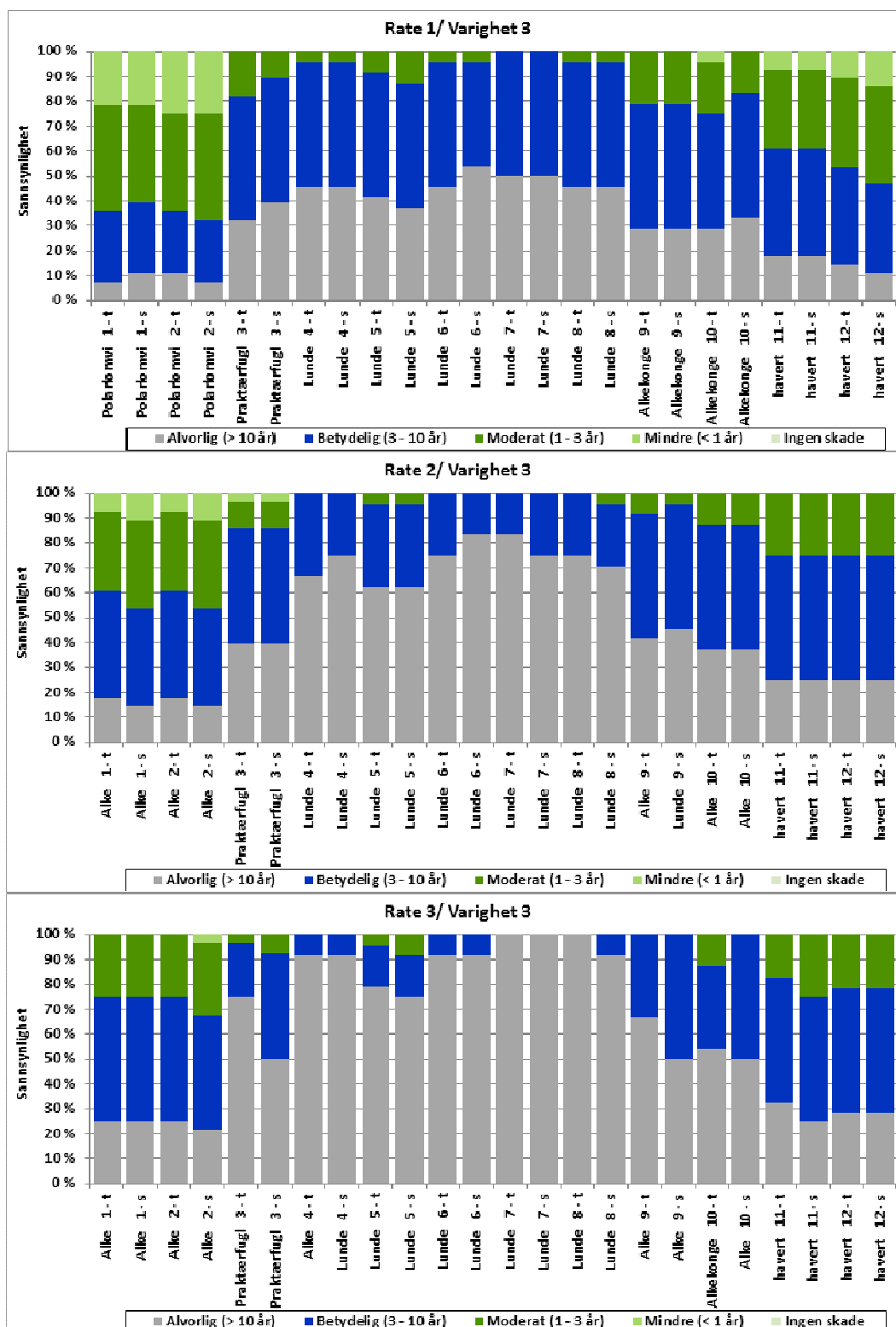
Marine pattedyr vil generelt ikke bli berørt i like stor grad som sjøfugl, men en kan forvente større tapsandeler også av havert (høst, vinter og vår) og steinkobbe (særlig i sommerperioden) gitt høye rater og lang varighet på utblåsningen. Det er særlig havert i området Røst og Værøy, og steinkobbe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



Figur 6-67 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-O14 med rate 1000 (øverst), 2000 eller 4000 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



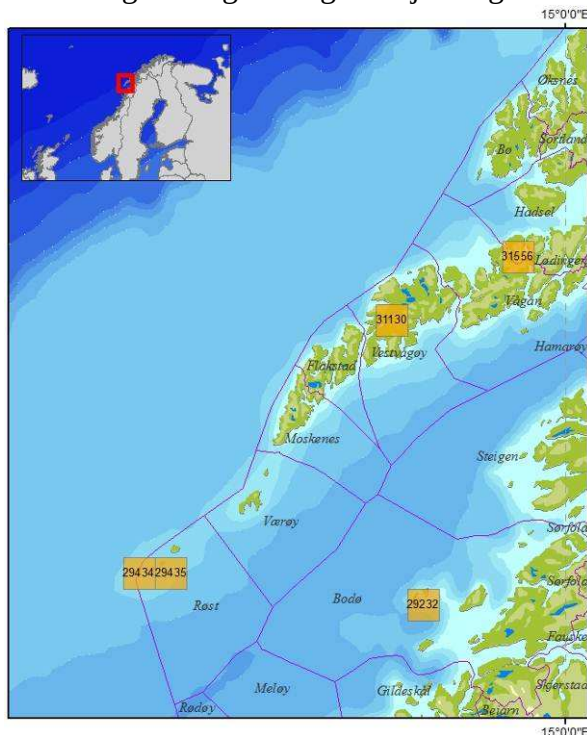
Figur 6-68 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon N-O14 med rate 1000 (øverst), 2000 eller 4000 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-69 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-O14 med rate 1000 (øverst), 2000 eller 4000 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.7.3 Strandhabitat

Figur 6-71 til Figur 6-73 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.

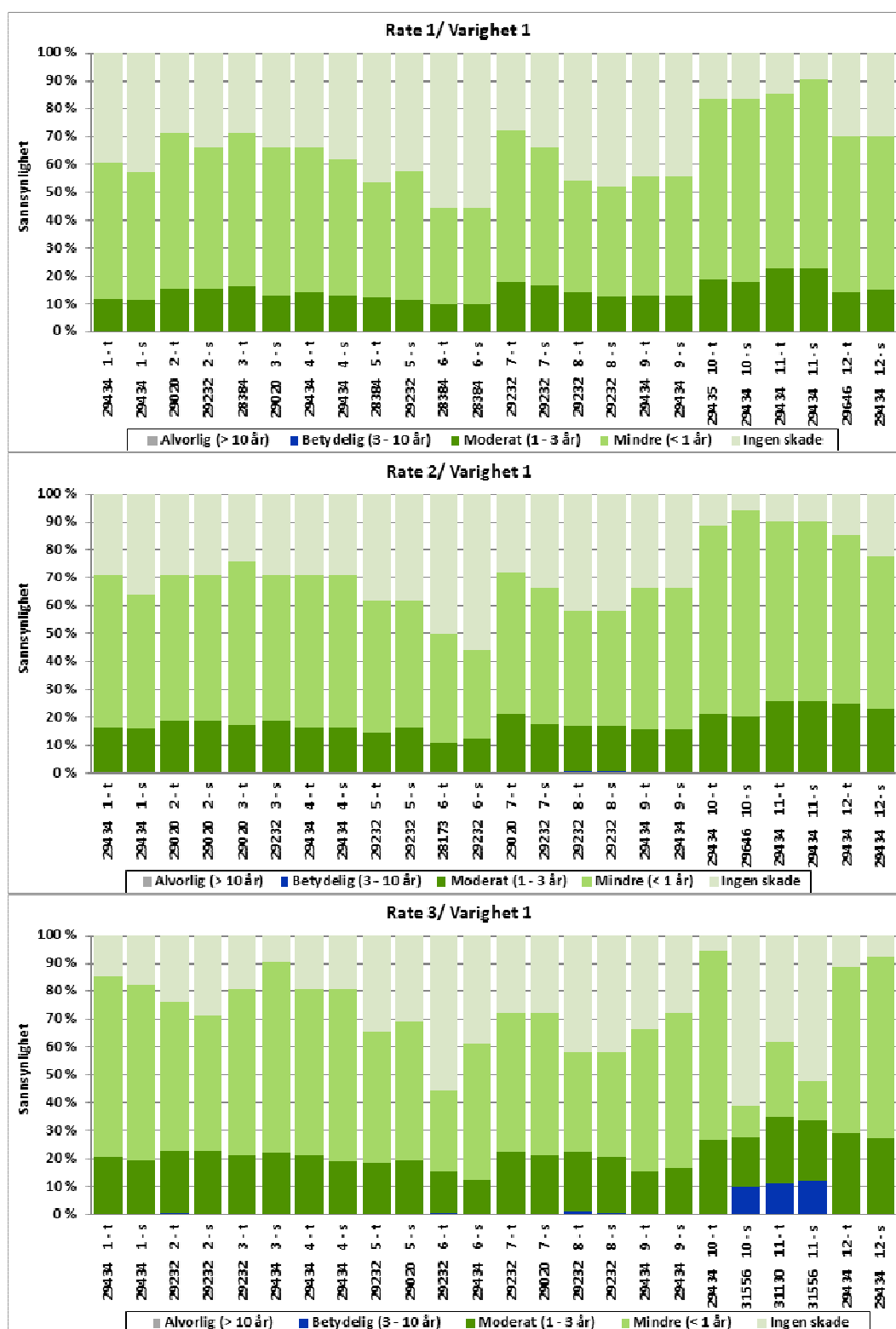


Figur 6-70 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-O14.

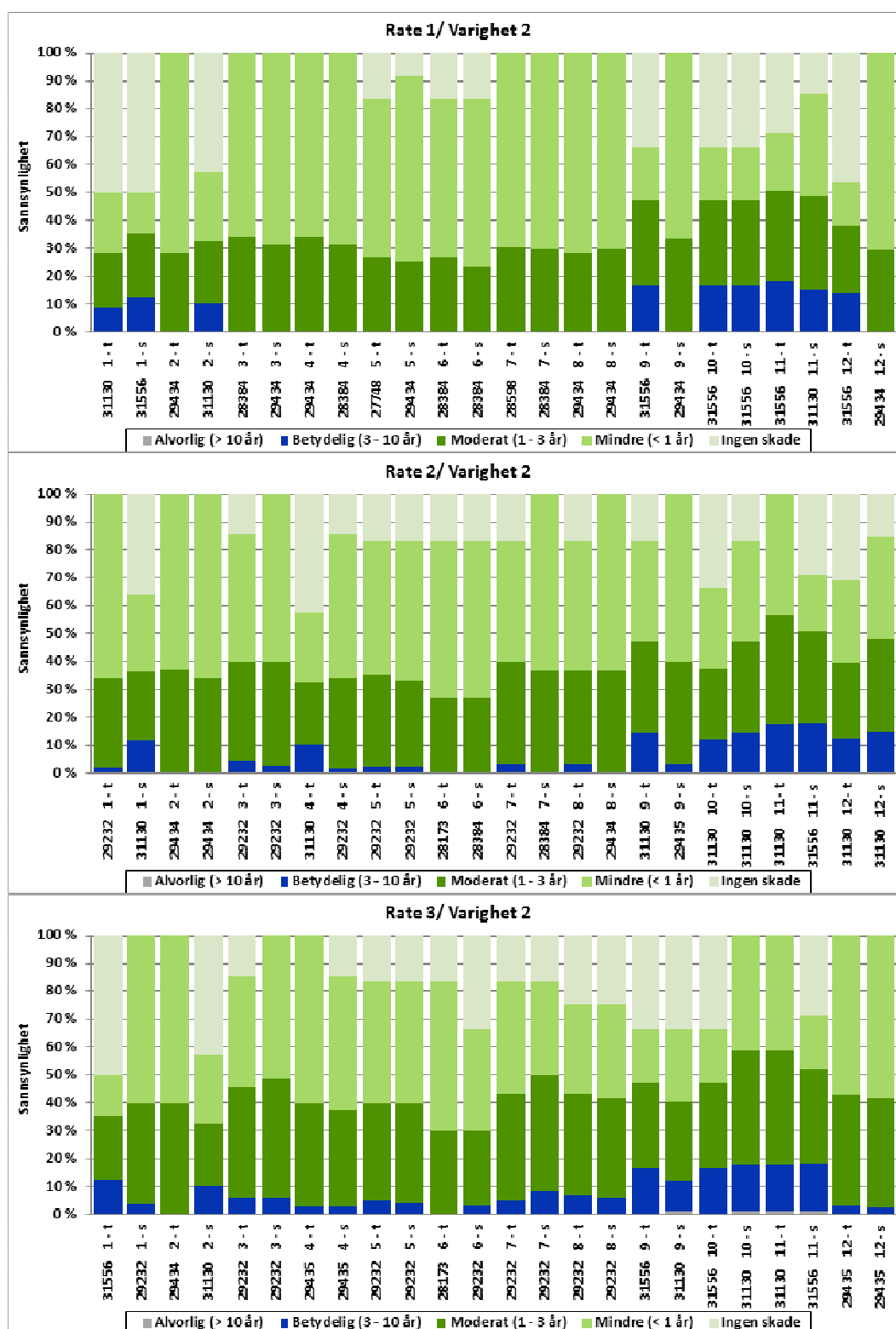
Konsekvenspotensialet er tilnærmet likt for sjøbunnsutblåsning versus overflateutblåsning.

Figur 6-70 viser de verst rammede områdene (rutene) ved utblåsning fra lokasjon N-O14, generelt for alle utblåsningsrater og varigheter. Det er særlig Røst, kystområdene utenfor Bodø (Helligvær), samt Lofoten og (i mindre grad) Vesterålen som vil bli berørt. For korteste varighet er det størst sannsynlighet (om lag 70 %) 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 20 %, mens det opptil ca. 12 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid). Med økende utblåsningsstid øker sannsynligheten for moderate og betydelige miljøkonsekvenser for strandhabitat.

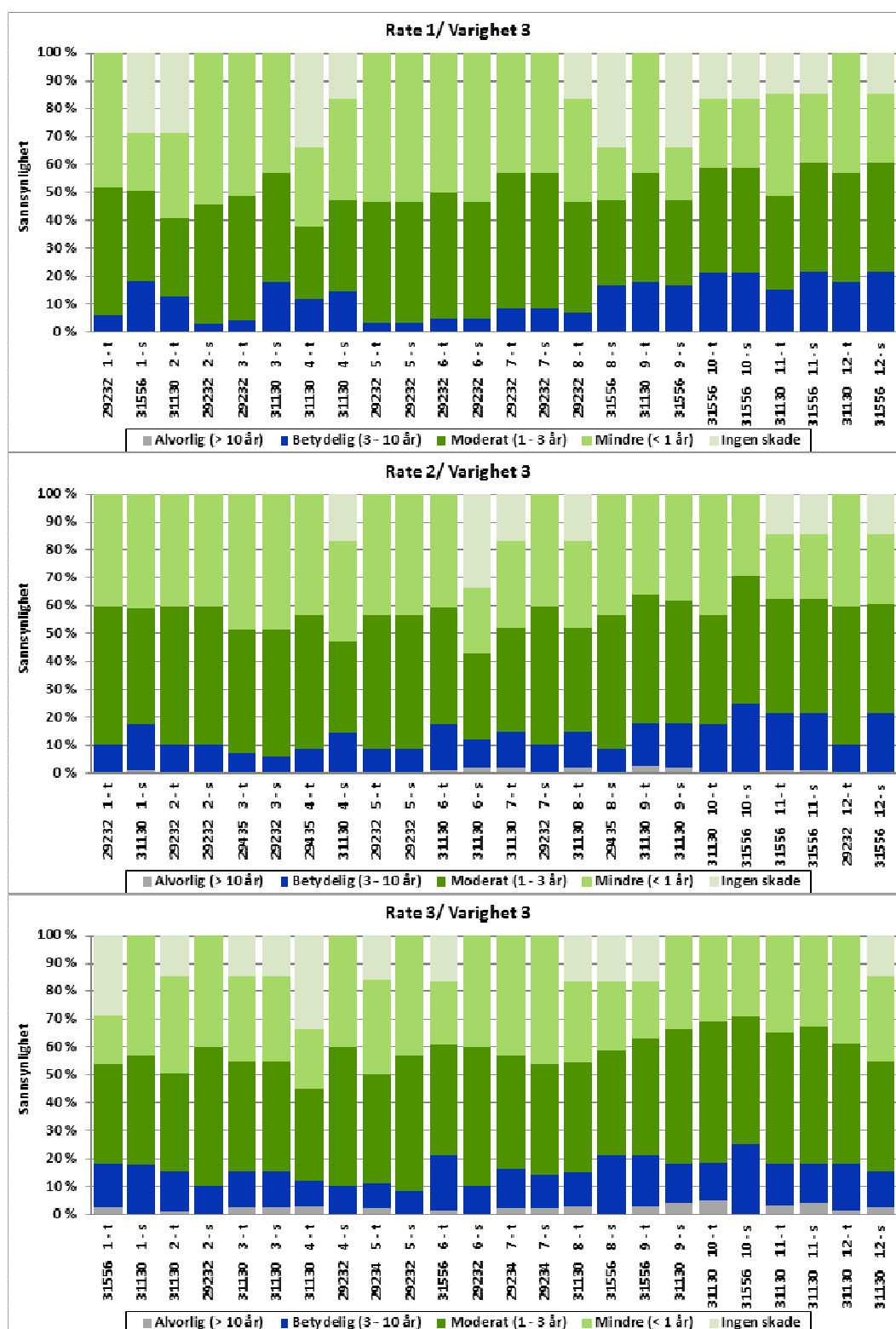
Sannsynligheten for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) er < 5 % for alle rater og varigheter.



Figur 6-71 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-O14 med rate 1000 (øverst), 2000 eller 4200 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-72 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-O14 med rate 1000 (øverst), 2000 eller 4200 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-73 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-O14 med rate 1000 (øverst), 2000 eller 4200 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

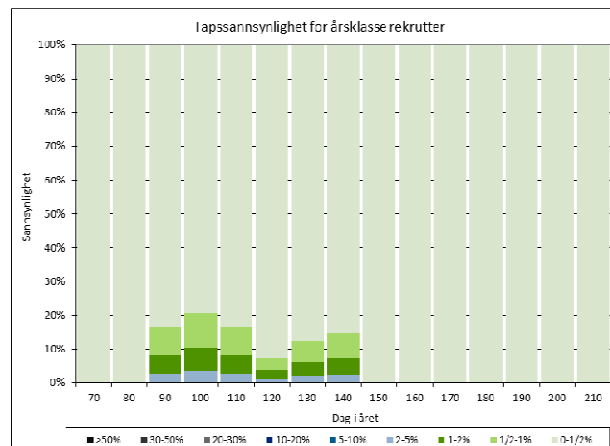
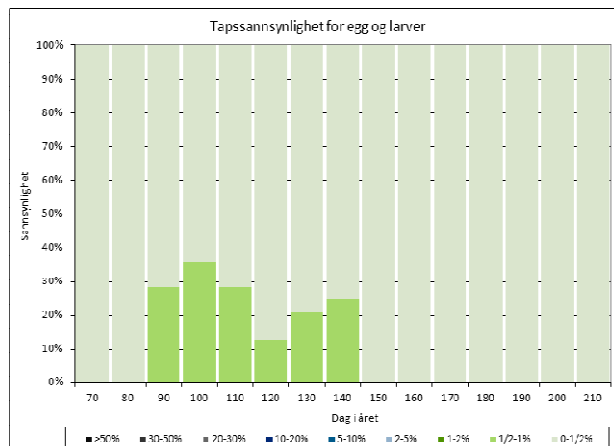
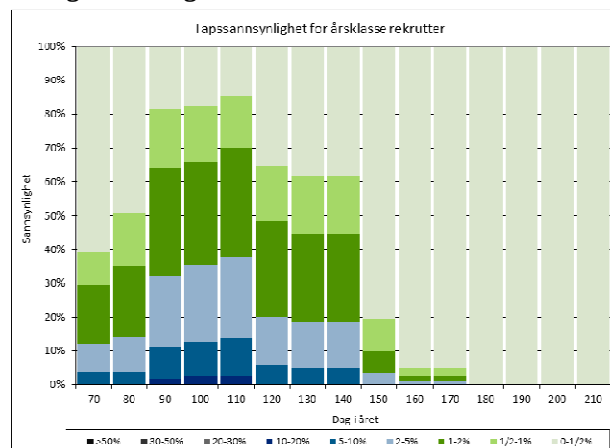
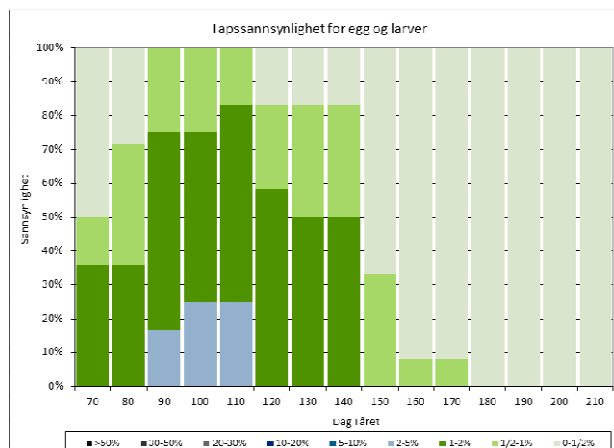
6.7.4 Fisk

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.

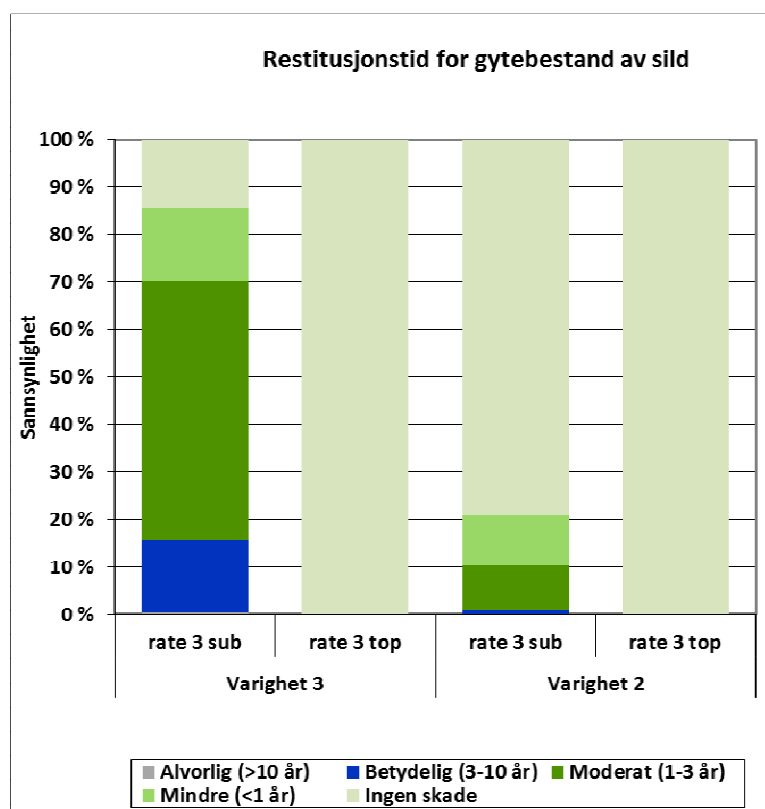
Resultatene viser de høyeste tapsandelene av sild. Figur 6-74 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 og 50 døgn (rate 4500 Sm³/døgn).

Det er kun beregnet $> \frac{1}{2}$ % tapsandel for sild for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 og 50 døgn og rate 4500 Sm³/døgn. Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn er det nærmere 4 % sannsynlighet for 2-5 % tap av egg og larver, og 7 % sannsynlighet for 1-2 % tapsandel. Med lengste varighet øker tapsandelene til inntil 3 % sannsynlighet for 10-20 % tap, 11 % sannsynlighet for 5-10 % tap og 24 % sannsynlighet for 2-5 % tap.

Tapsandelene av årsklasserekruttering av sild, for tidssteget med høyest utslag (110 – 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 6-75. Ved sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn og rate 4500 Sm³/døgn vil det være om lag 80 % sannsynlighet for tapsandeler mellom 0 % og 0,5 %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). Med lengre varighet øker sannsynligheten for skade til om lag 15 % for betydelig miljøskade, 62 % for moderat miljøskade og 10 % for mindre miljøskade. Det er også en liten sannsynlighet for alvorlig miljøskade (0,2 %).

Rate 4500 Sm³/døgn, varighet 15 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn

Figur 6-74 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av sildeegg og -larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-O14 med rate 4500 Sm³/døgn og varighet 15 eller 50 døgn.



Figur 6-75 Mulig restitusjonstid for gytebestand av sild gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning fra lokasjon N-O14 med varighet 50 eller 15 døgn og rate 4500 Sm³/døgn.

6.8 Lokasjon N-O15

For lokasjon N-O15 er det modellert oljedrift med både olje (Svale) og kondensat (Huldra), og resultatene er presentert i to ulike delkapitler.

6.8.1 Lokasjon N-O15 – akuttutslipp av olje (Svale)

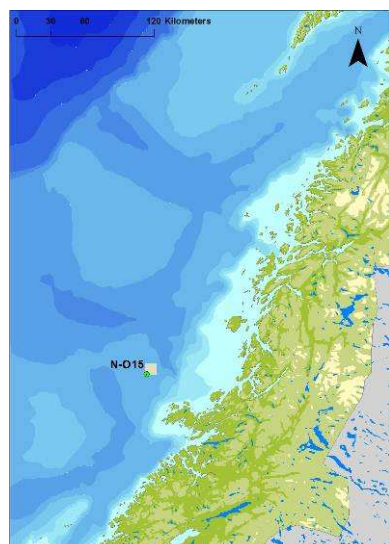
6.8.1.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell oljeutblåsning ved lokasjon N-O15 i Figur 6-76. Det er kun høyeste rate og varighet 15 døgn eller 50 døgn, samt rate 750 Sm³/døgn og varighet 50 døgn som gir vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute, i et svært begrenset område rundt utslippslokasjonen. Konsentrasjonen vil ikke overskride 300 ppb.

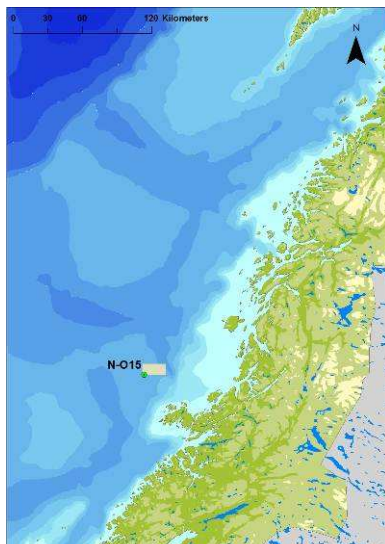
Tabell 6-7 presenterer eksponeringstiden av olje på havoverflaten (per 3×3 km rute), uavhengig av oljemengde, og i vannsøylen, uavhengig av konsentrasjon, samt oljefilmtykkelsen på havoverflaten for utslipp med henholdsvis 2 døgn, 15 døgn og 50 døgn varighet. Vannmassene i nærområdet til utslippspunktet kan bli eksponert i inntil 55 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 50 døgn).

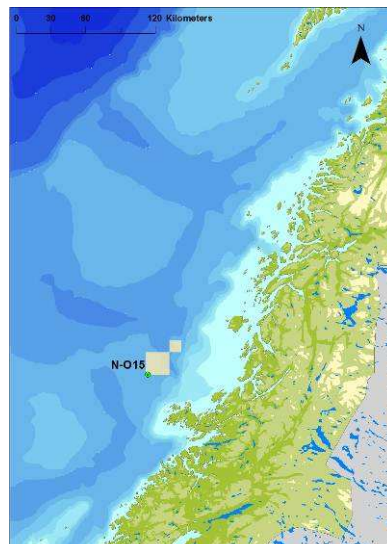
Rate 750 Sm³/døgn, varighet 50 døgn



Rate 1500 Sm³/døgn, varighet 15 døgn



Rate 1500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn



**TOTAL
HYDROKARBON
(THC)
KONSENTRASJON**

- 100-300
- 300-500
- 500-1000
- >1000

Figur 6-76 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier av olje fra lokasjon N-O15S, på årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-7 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	17	10	30	10	55	30
Maksimal oljefilmtykkelse		$\leq 0,01\text{mm}$		$\leq 0,01\text{mm}$		0,03-0,1mm



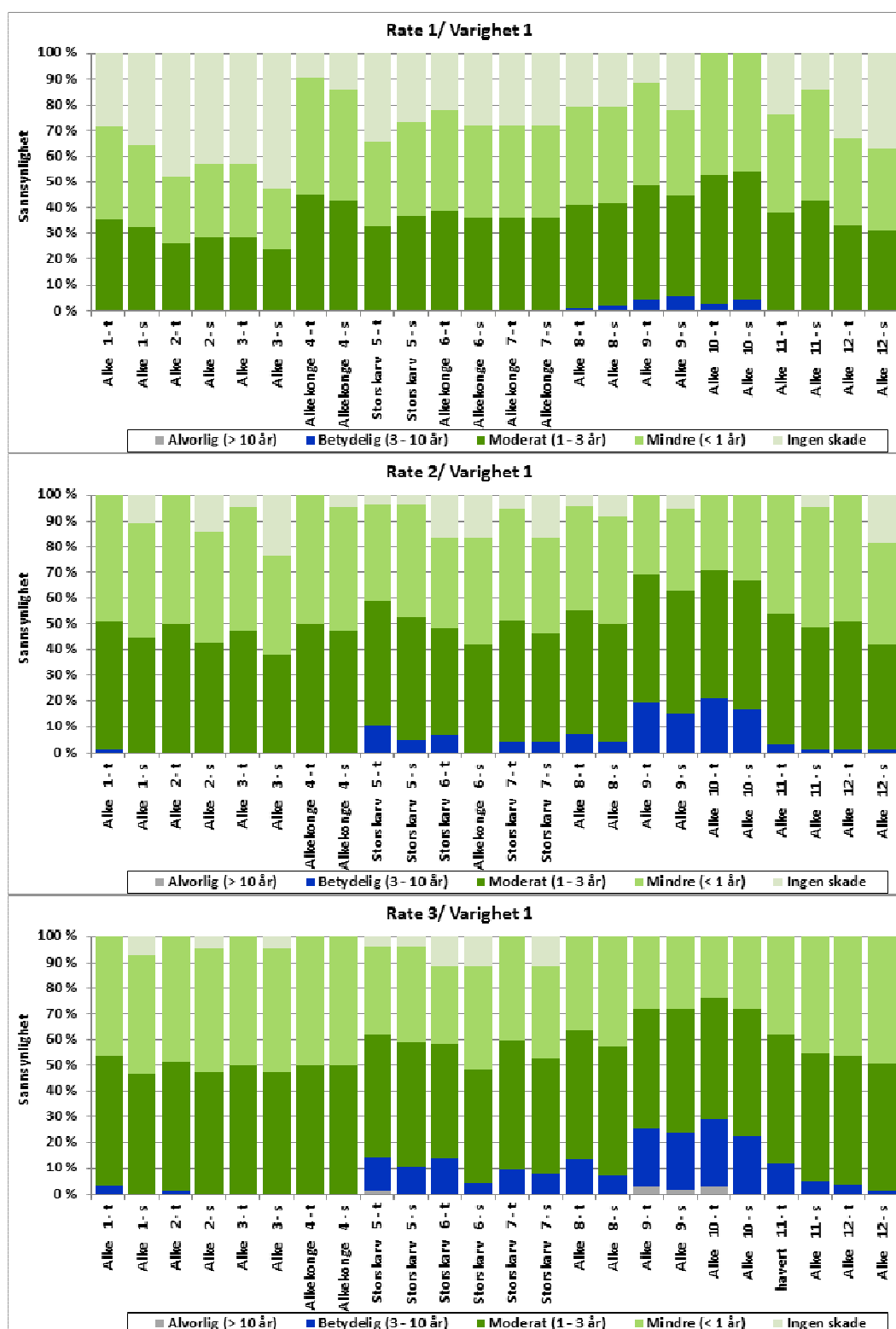
6.8.1.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-77 til Figur 6-79 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.

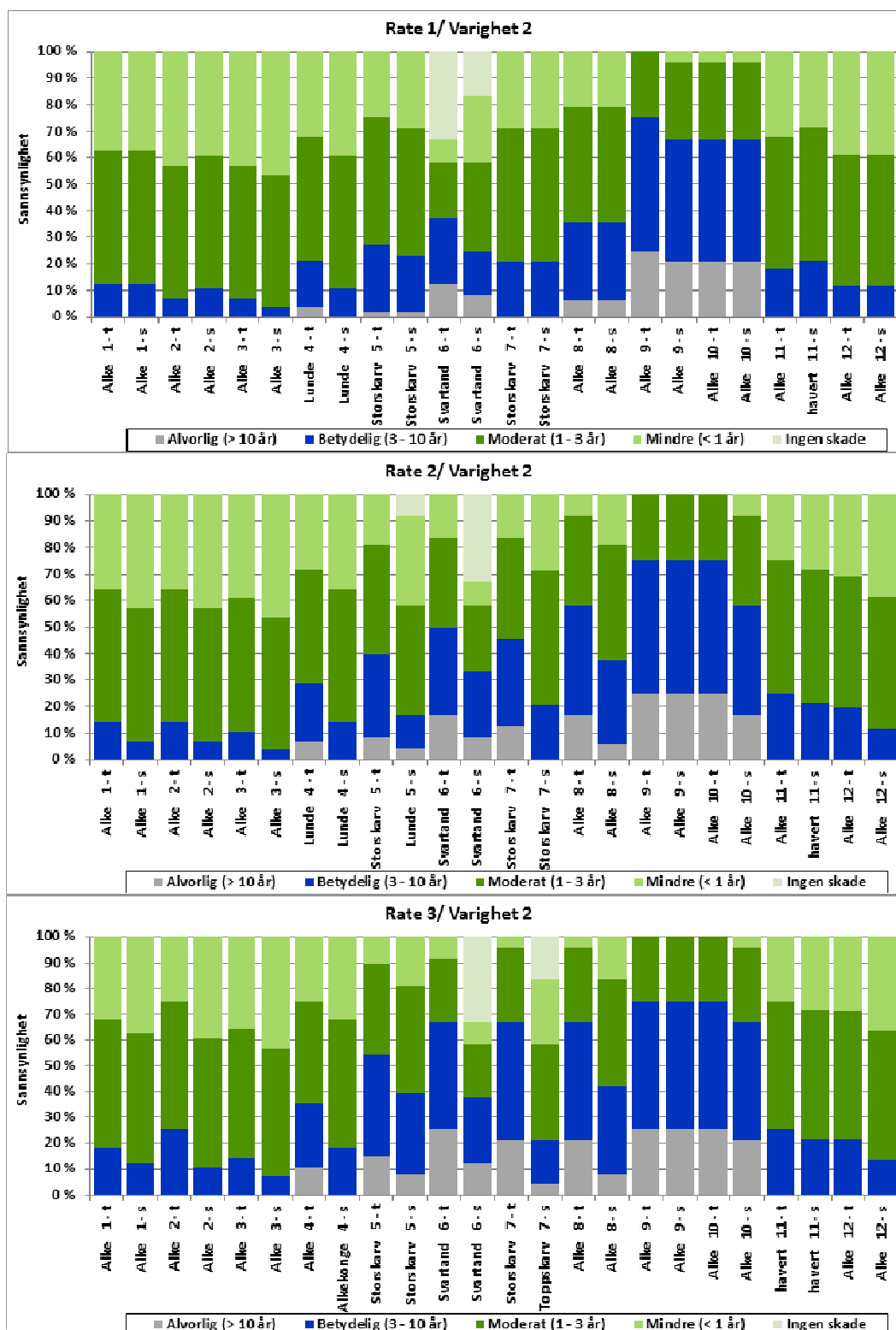
Skadeberegningene viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. For alle utslippsscenariene er det sjøfugl som kommer verst gjennom hele året. Av sjøfuglarter er særlig storskarv i hekkeperioden, og ellers svartand, alke, lunde og praktærfugl. Praktærfugl hekker ikke i Norge, men kan forekomme gjennom hele året. De største ansamlingene av praktærfugl er å finne i Norge i perioden november-april. Hekkende praktærfugl trekker østover fra mars, men i april kan store deler av bestanden fortsatt være i Norge, hovedsakelig i Barentsregionen, særlig under lodde-innsiget. Ikke-hekkende voksne og ungfugl kan bli igjen også over sommeren, men disse utgjør en liten andel av den totale bestanden (ref. Geir Systad, sept.2012). Det er noe høyere konsekvenspotensial ved overflateutblåsning sammenliknet med sjøbunnsutblåsning. Gitt en oljeutblåsning fra lokasjon N-O15 med varighet på 15 døgn er det inntil 25 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for svartand i juni og alke i august-september. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til inntil 58 % for storskarv og alke gitt en hendelse med utslippsrate 1500 Sm³/døgn i juni eller august.

Et oljeutslipp i Nordland IV av en viss størrelse vil kunne treffe Lofoten, både nordlig og sørlig kyst, grunnet havstrømmenes retning. Et større utslipp vil kunne påvirke Vestfjorden, Lofoten og Vesterålen. Influensområdet (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner) viser 35-50 % sannsynlighet for treff av olje på Røst. Fuglefjell i områdene Røst, Værøy og Fugløy vil således kunne bli utsatt for oljeforurensning. Utslipet vil også kunne påvirke sjøfuglreservatet Engelvær, der toppskarv og sildemåke hekker. Hekkesesongen varer fra april til ut august. På grunn av ekstreme klimaforhold 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 (bestandstap) kan forventes. Myteperioder er en spesielt sårbar tid for gjess, ender og alkefugler.

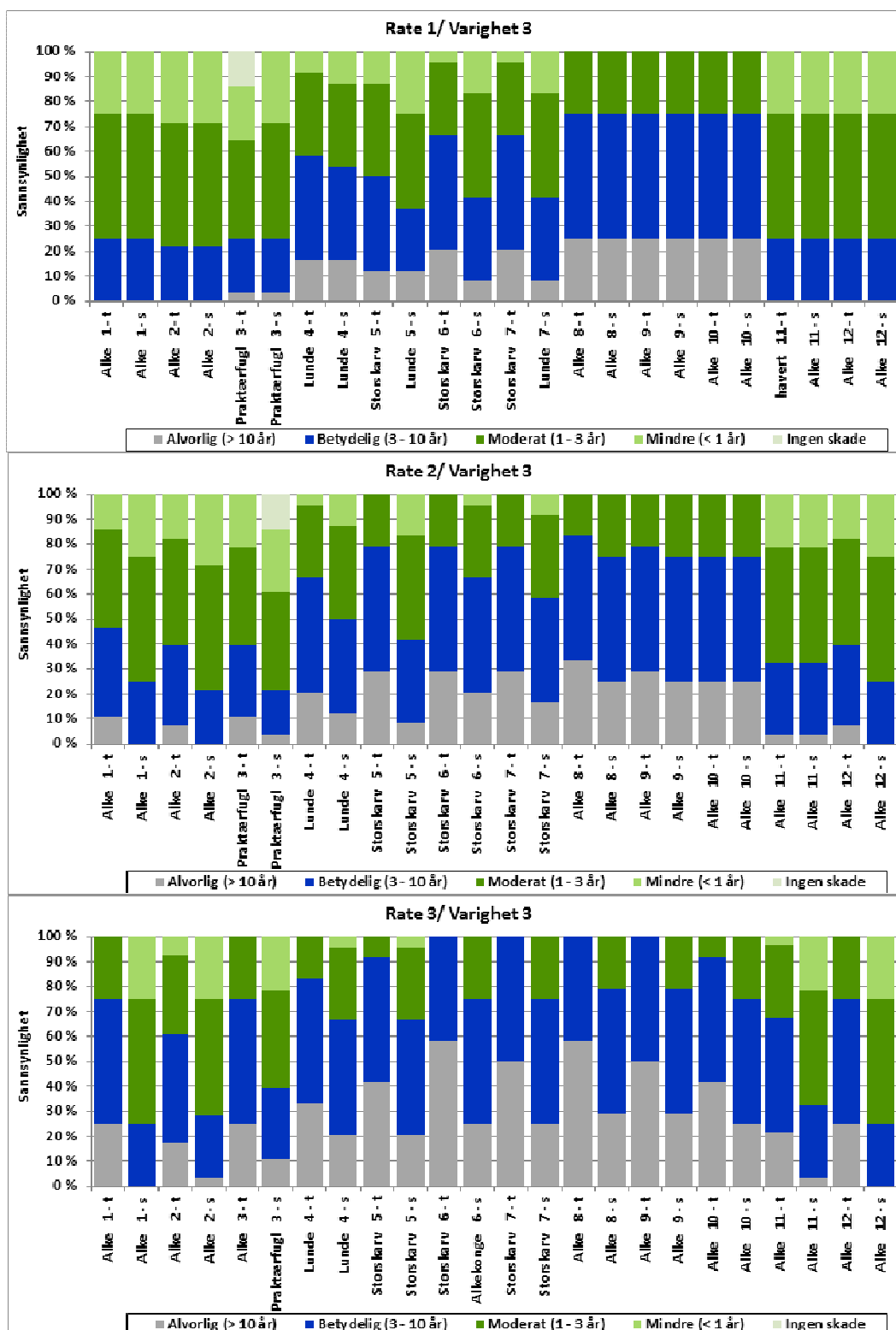
Marine pattedyr vil generelt ikke bli berørt i like stor grad som sjøfugl, men en kan forvente større tapsandeler også av havert (høst, vinter og vår) og steinkobbe (særlig i sommerperioden) gitt høye rater og lang varighet på utblåsningen. Det er særlig havert i området Røst og Værøy, og steinkobbe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



Figur 6-77 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-O15S med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



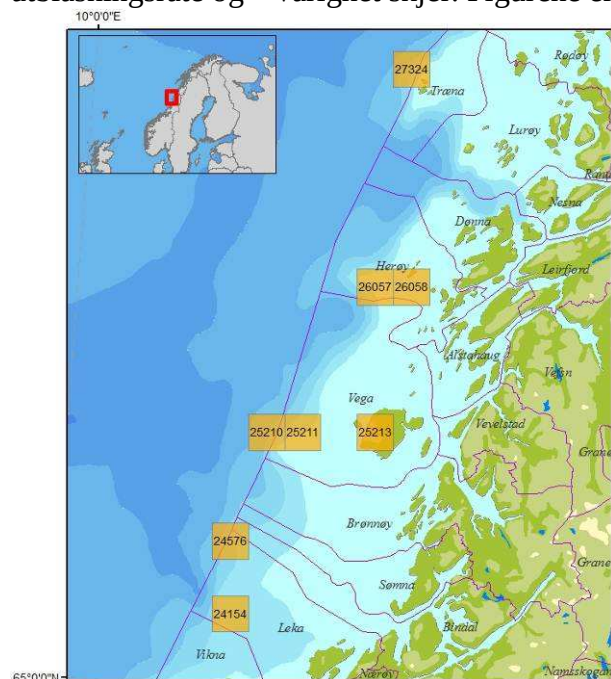
Figur 6-78 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning av olje fra lokasjon N-015S med rate **250** (øverst), **750** eller **1500** Sm³/døgn og varighet **15** døgn.



Figur 6-79 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-O15S med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.8.1.3 Strandhabitat

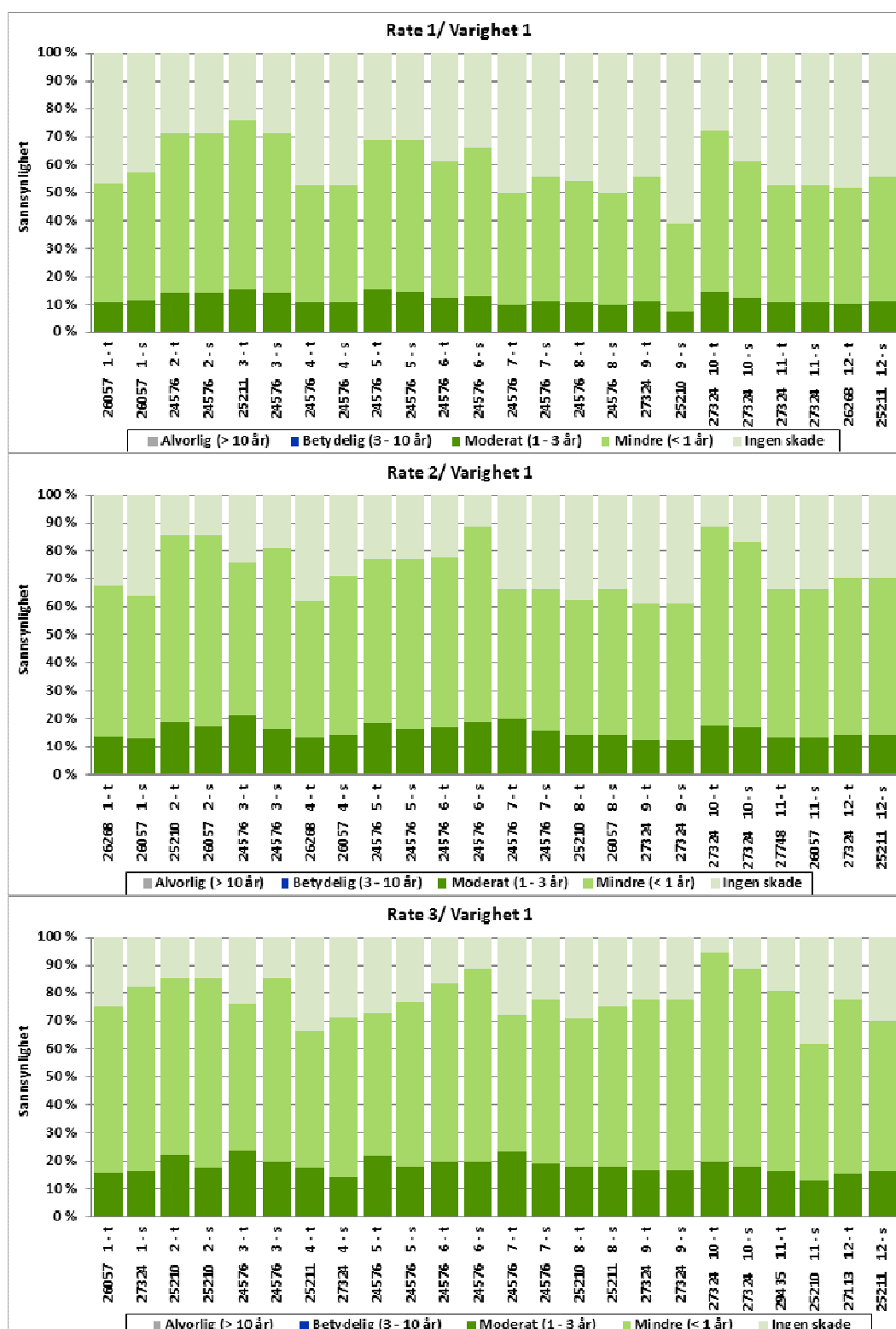
Figur 6-81 til Figur 6-83 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for kyststruter, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året som betinget sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon.



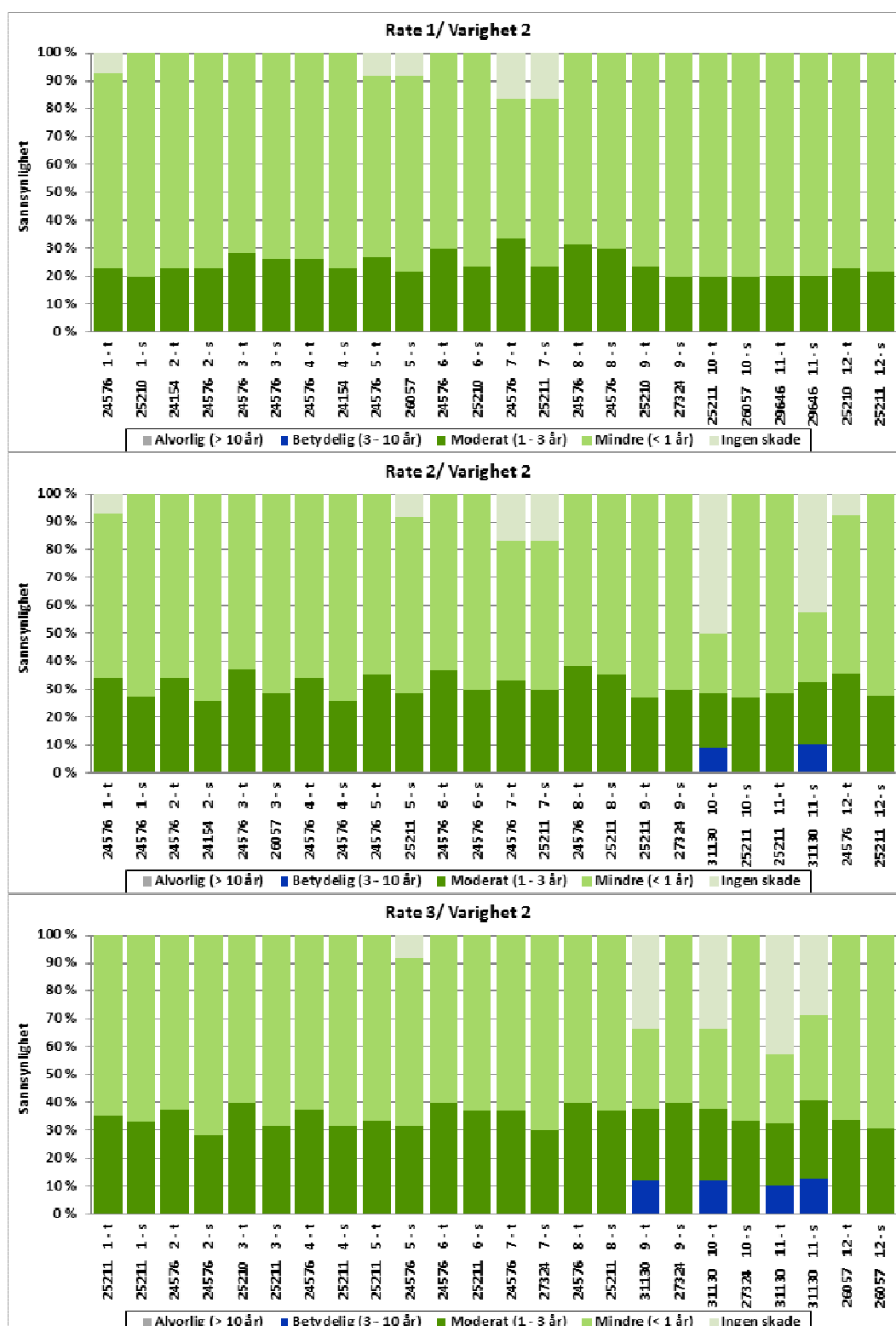
Figur 6-80 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-O15S (Svale).

Konsekvenspotensialet er tilnærmet likt for sjøbunnsutblåsning versus overflateutblåsning.

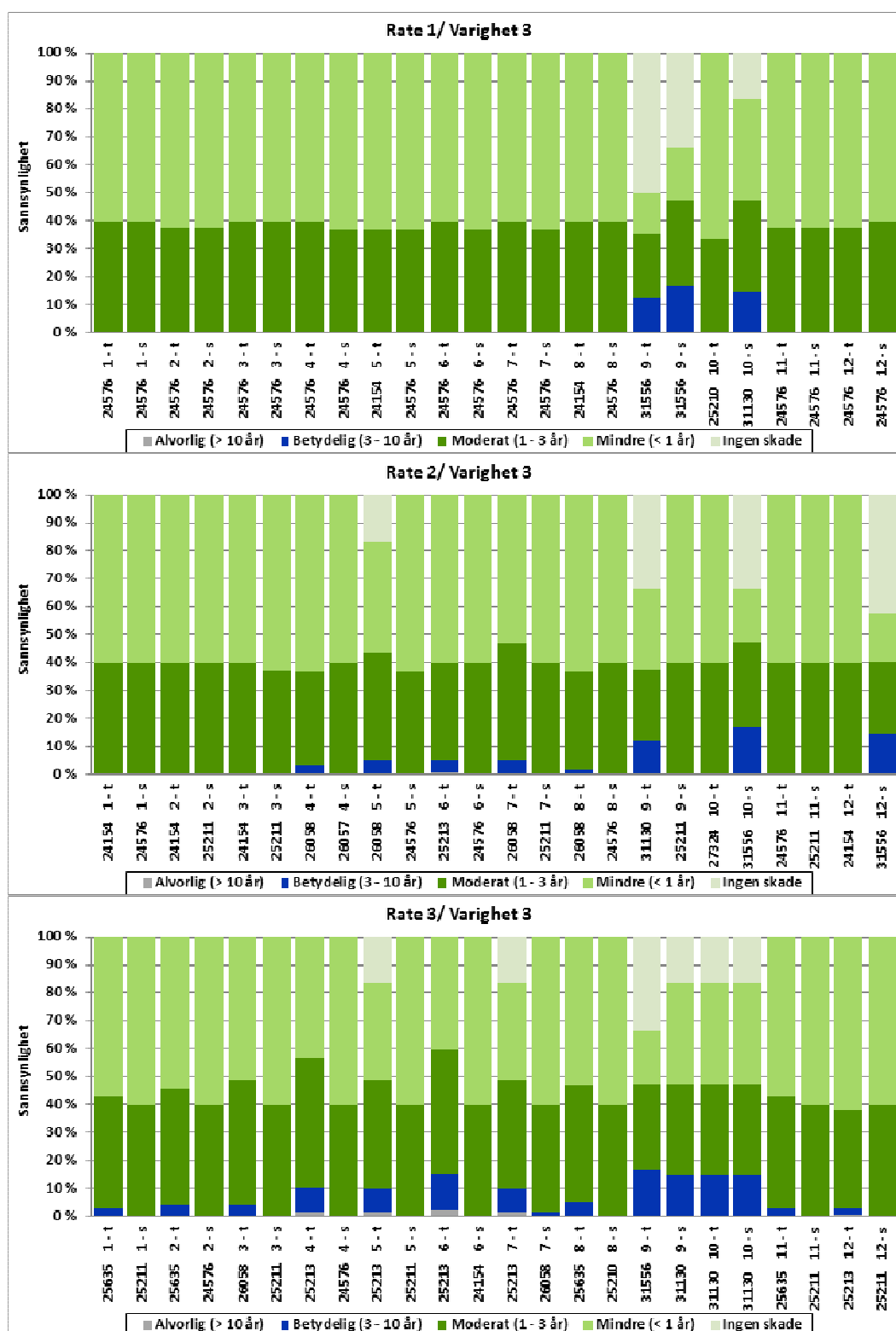
Figur 6-82 viser de verst rammede områdene (rutene) ved oljeutblåsning fra lokasjon N-O15, generelt for alle utblåsningsrater og varigheter. Det er særlig Helgelandskysten som vil bli berørt. For korteste varighet er det størst sannsynlighet (> 80 %) for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje, uavhengig av når på året det skulle skje. Sannsynligheten for moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid) er om lag 10-20 %, mens det ingen sannsynlighet for betydelig (3-10 års restitusjonstid) eller alvorlig (>10 års restitusjonstid) miljøskade. Med økende utblåsningsstid øker sannsynligheten for moderate miljøkonsekvenser for strandhabitat. Sannsynligheten for alvorlig miljøskade er < 2 % for alle rater og varigheter.



Figur 6-81 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 olje fra lokasjon N-O15S med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-82 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 olje fra lokasjon N-O15S med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-83 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 olje fra lokasjon N-O15S med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

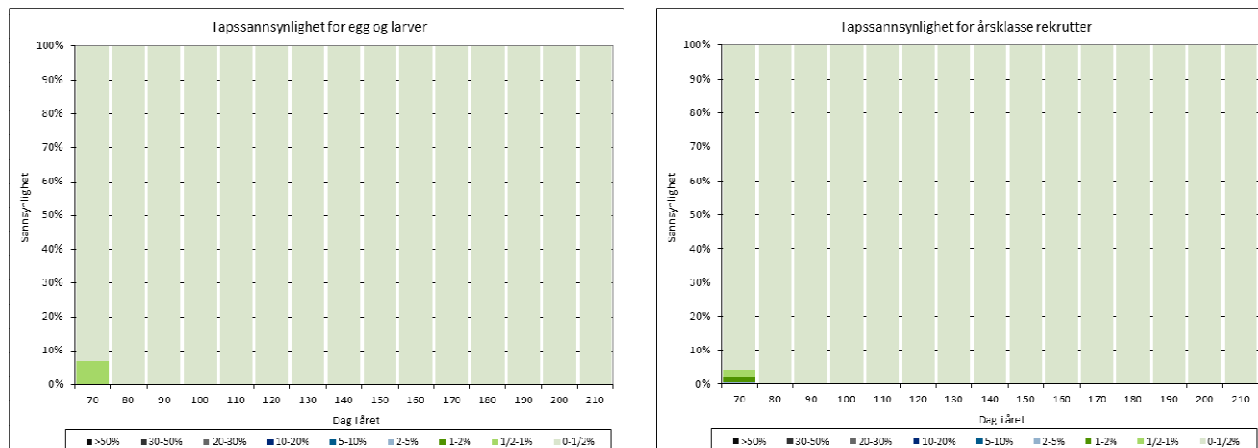
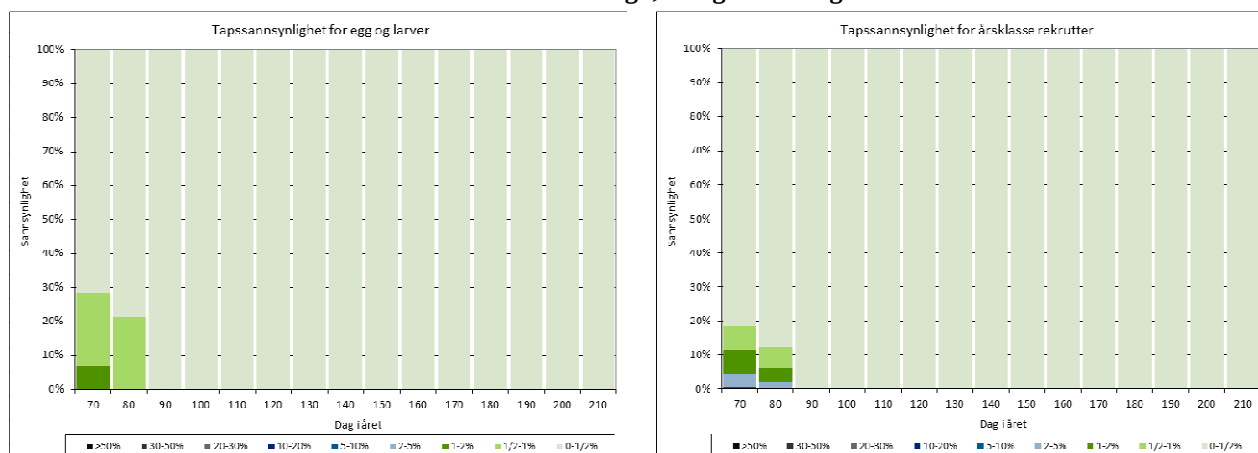
6.8.1.4 Fisk

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 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.

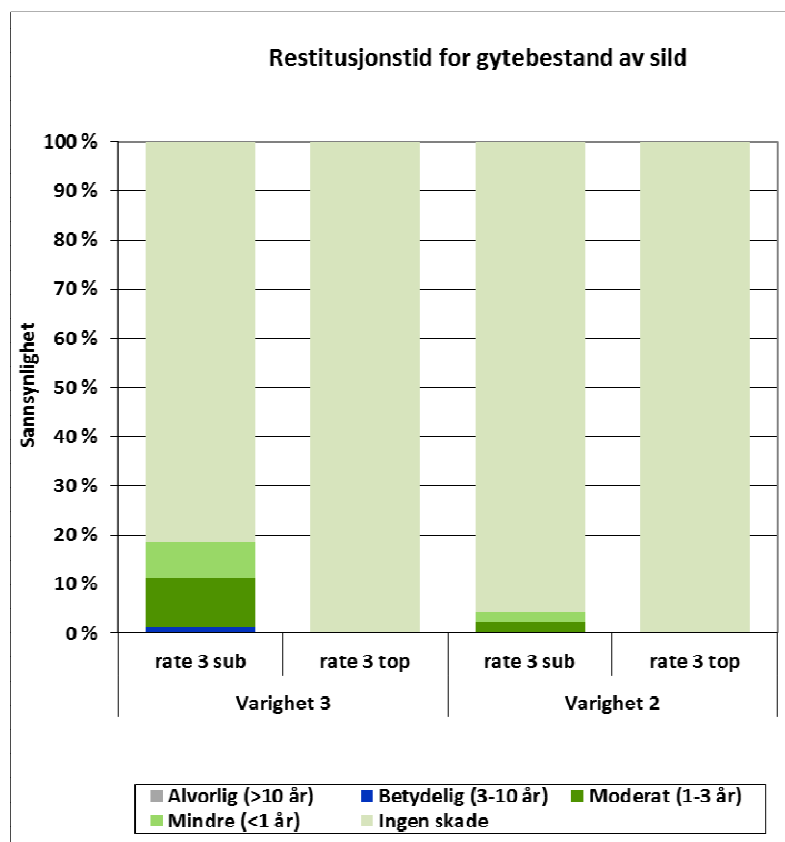
Resultatene viser de høyeste tapsandelene av sild. Figur 6-84 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 og 50 døgn (rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$).

Det er kun beregnet $> \frac{1}{2}$ % tapsandel av sild for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 og 50 døgn og rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$. Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det nærmere 1 % sannsynlighet for 2-5 % tap av egg og larver, og 1,5 % sannsynlighet for 1-2 % tapsandel. Med lengste varighet øker tapsandelene til inntil 1 % sannsynlighet for 5-10 % tap, 3,5 % sannsynlighet for 2-5 % tap og 7 % sannsynlighet for 1-2 % tap.

Tapsandelene av årsklasserekruttering av sild, 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 6-85. Ved sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn og rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ vil det være om lag 95 % sannsynlighet for tapsandeler mellom 0 % og 0,5 %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). Med lengre varighet øker sannsynligheten for skade til om lag 1,5 % for betydelig miljøskade, 10 % for moderat miljøskade og 7 % for mindre miljøskade.

Rate 4500 Sm³/døgn, varighet 15 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn

Figur 6-84 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av sildeegg og -larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-O15 (Svale) med rate 4500 Sm³/døgn og varighet 15 eller 50 døgn.



Figur 6-85 Mulig restitusjonstid for gytebestand av sild gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning fra lokasjon N-O15 med varighet 50 eller 15 døgn og rate 4500 Sm³/døgn.

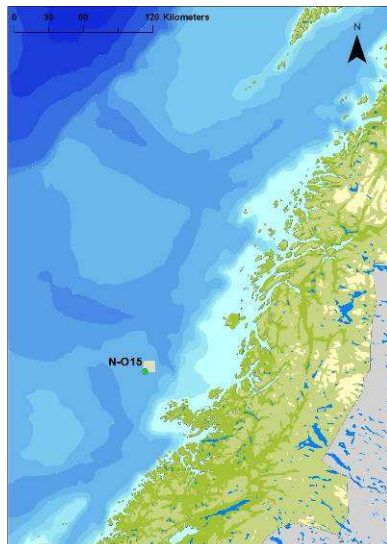
6.8.2 Lokasjon N-O15 – akuttutslipp av kondensat (Huldra)

6.8.2.1 Resultater av oljedriftsmodellering

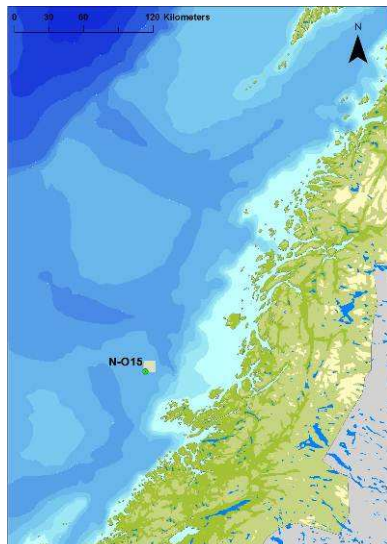
Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell kondensatutblåsning ved lokasjon N-O15 er vist i Figur 6-86. Rate 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn, samt rate 750 Sm³/døgn og varighet 50 døgn gir kun én rute med over 100 ppb THC konsentrasjon. Disse, samt scenarier uten vannsøylekonsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10 × 10 km rute er ikke presentert. Konsentrasjonen for de resterende scenarier vil ikke overskride 300 ppb, og vil påvirke et begrenset område rundt utslippslokasjonen.

Tabell 6-8 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 kondensatet lett fordampes og blandes ned, samt driver avgårde. Oljefilmen på havoverflaten 15 døgn etter utslippsslutt er svært tynn (inntil 0,01 mm gitt et utslipp på 50 døgn).

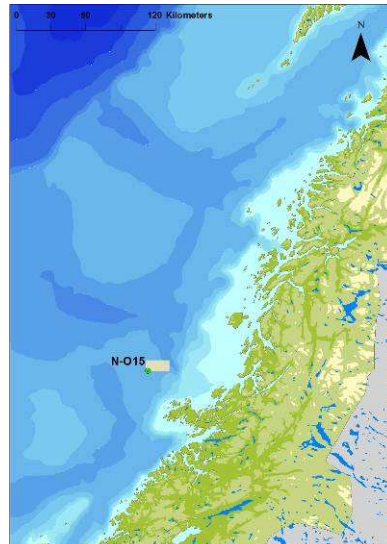
**Rate 750 Sm³/døgn, varighet
50 døgn**



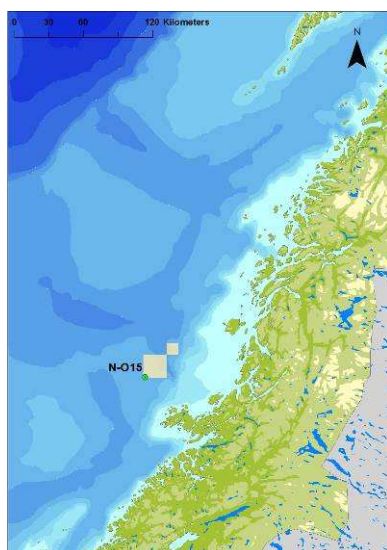
**Rate 1500 Sm³/døgn, varighet
2 døgn**



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



**Rate 1500 Sm³/døgn, varighet
50 døgn**



**TOTAL
HYDROKARBON
(THC)
KONSENTRASJON**

100-300
300-500
500-1000
>1000

Figur 6-86 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet $\geq 5\%$ i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier av kondensat fra lokasjon N-O15H, på årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har $< 5\%$ treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-8 Den maksimale eksponeringstiden (døgn) av estimerte THC-konsentrasjoner og olje på havoverflaten ved en sjøbunntutblåsning av kondensat, samt maksimal oljefilmtykkelse på havoverflaten etter endt oljedriftssimulering (utblåsningstid + 15 døgn følgetid).

	Varigheter					
	5 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
Maks eksponeringstid	15	5	30	12	50	15
Maks oljetykkelse		≤ 0,01mm		≤ 0,01mm		≤ 0,01mm

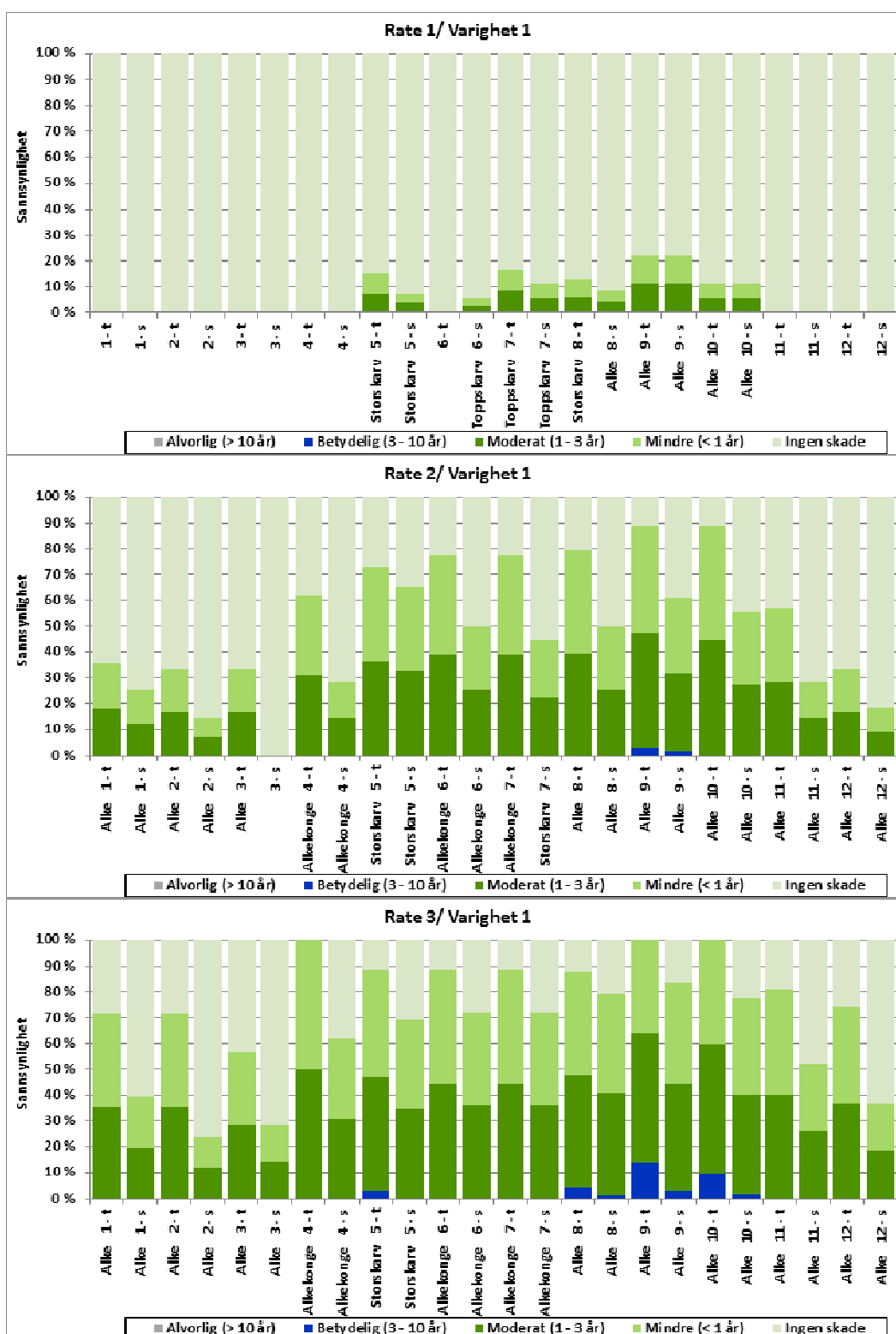
6.8.2.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-87 til Figur 6-89 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.

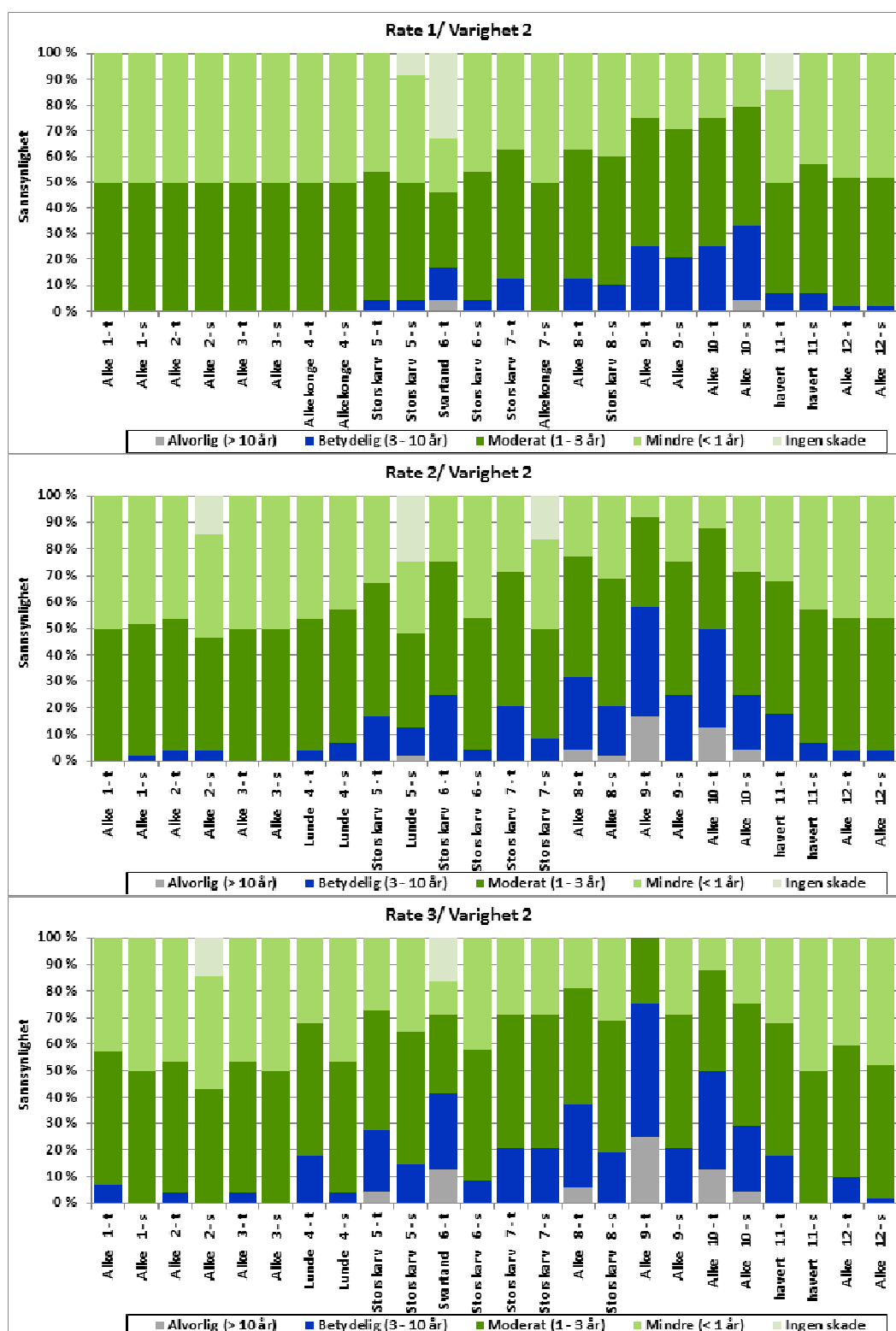
Skadeberegningene for kondensatutblåsning fra lokasjon N-O15 viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet, men betydelig lavere konsekvenspotensial enn ved oljeutblåsning fra samme lokasjon (se avsnitt 6.8.1). For alle utslippsscenariene er det sjøfugl som kommer verst ut gjennom hele året. Av sjøfuglarter er særlig storskarv, alke og lunde berørt. Det er noe høyere konsekvenspotensial ved overflateutblåsning sammenliknet med sjøbunnsutblåsning. Gitt en kondensatutblåsning fra lokasjon N-O15 med varighet på 15 døgn er det inntil 12 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for svartand i juni og alke i oktober. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til inntil 32 % for alke gitt en hendelse med utslippsrate 1500 Sm³/døgn i januar.

Et oljeutslipp i Nordland IV av en viss størrelse vil kunne treffe Lofoten, både nordlig og sørlig kyst, grunnet havstrømmenes retning. Et større utslipp vil kunne påvirke Vestfjorden, Lofoten og Vesterålen. Influensområdet (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner) viser 10-20 % sannsynlighet for treff av olje på Røst. Fuglefjell i områdene Røst, Værøy og Fugløy vil således kunne bli utsatt for oljeforurensning. Utslipet vil også kunne påvirke sjøfuglreservatet Engelvær, der toppskarv og sildemåke hekker. 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 gjess, ender og alkefugler.

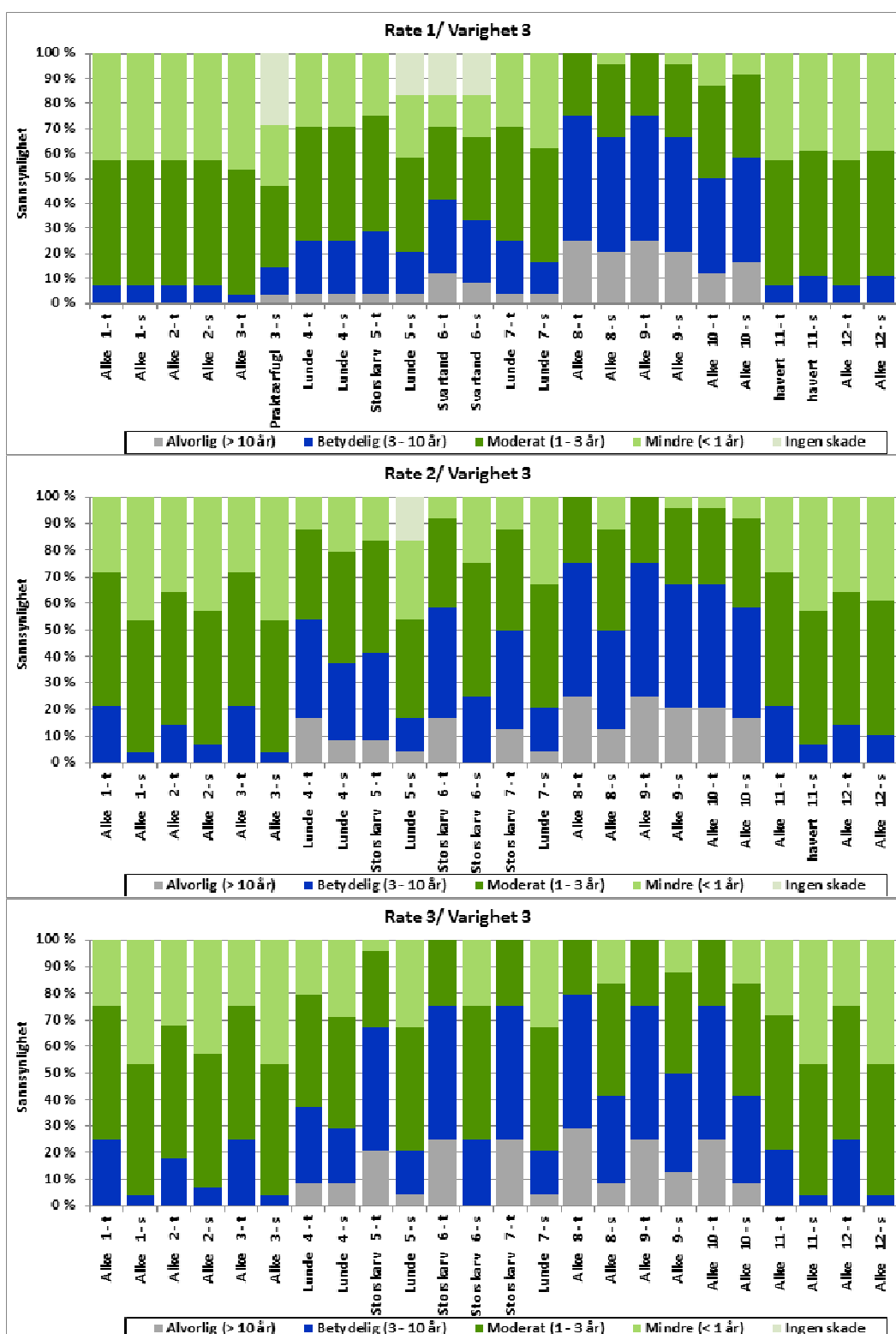
Marine pattedyr vil generelt ikke bli berørt i like stor grad som sjøfugl, men en kan forvente tapsandeler også av havert (høst, vinter og vår) og steinkobbe (særlig i sommerperioden) gitt høye rater og lang varighet på utblåsningen.



Figur 6-87 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-O15H med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



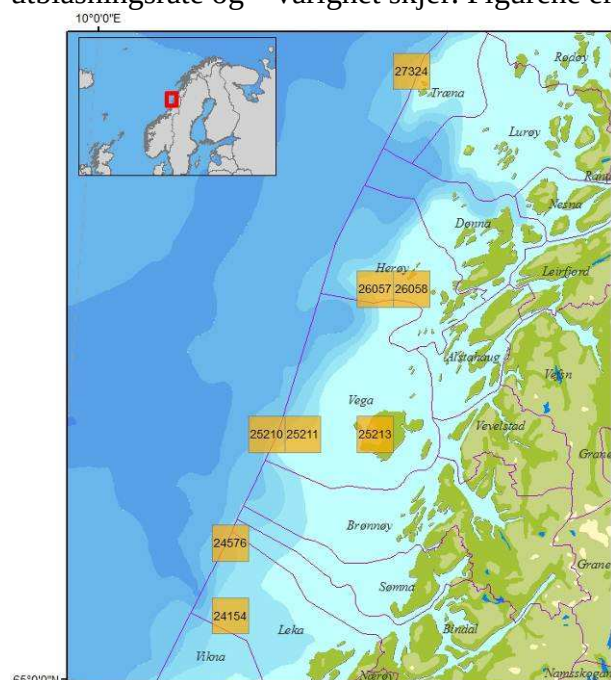
Figur 6-88 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning av kondensat fra lokasjon N-O15H med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-89 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-O15H med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.8.2.3 Strandhabitat

Figur 6-91 til Figur 6-93 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.

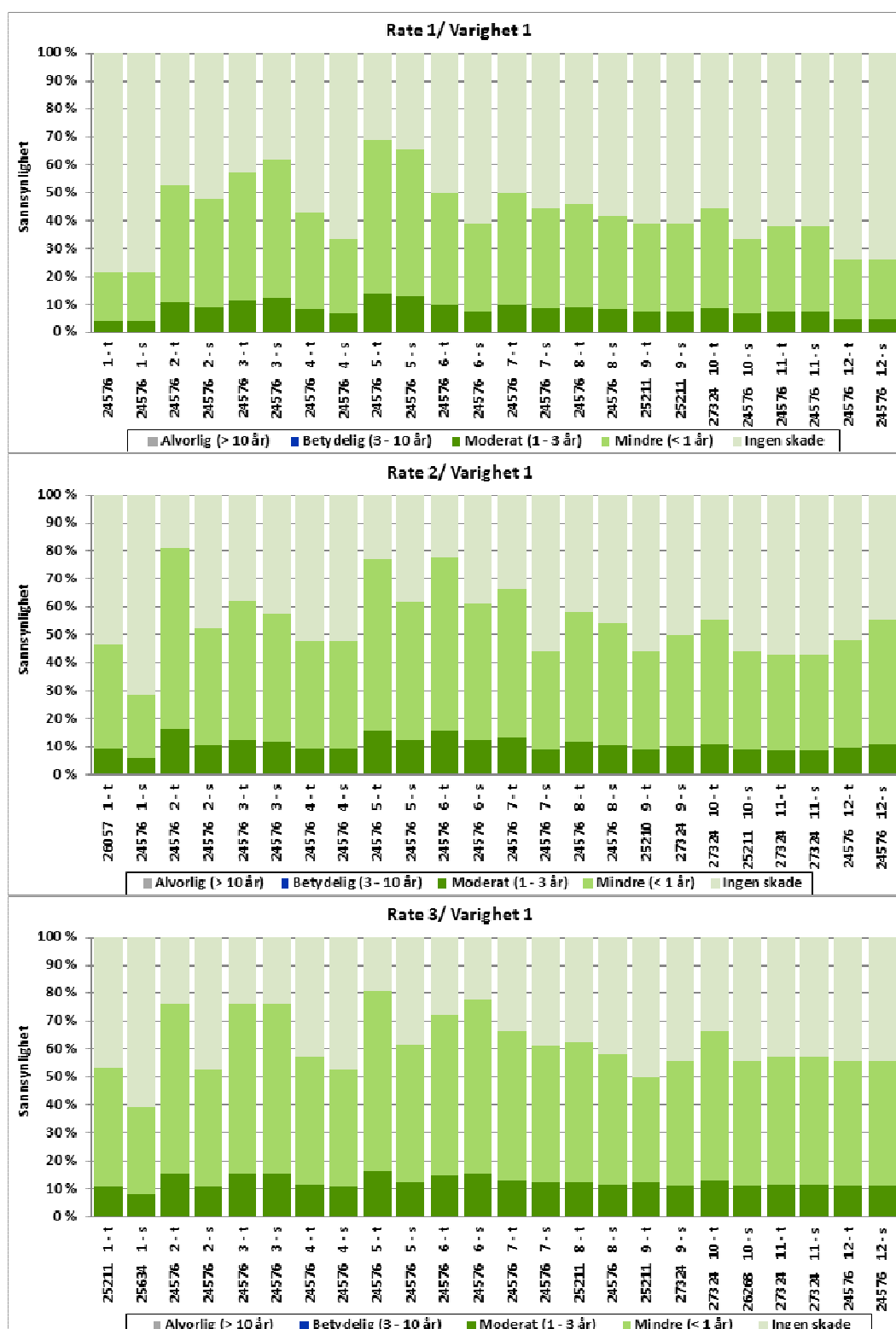


Figur 6-90 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av kondensat fra N-O15H (Huldra).

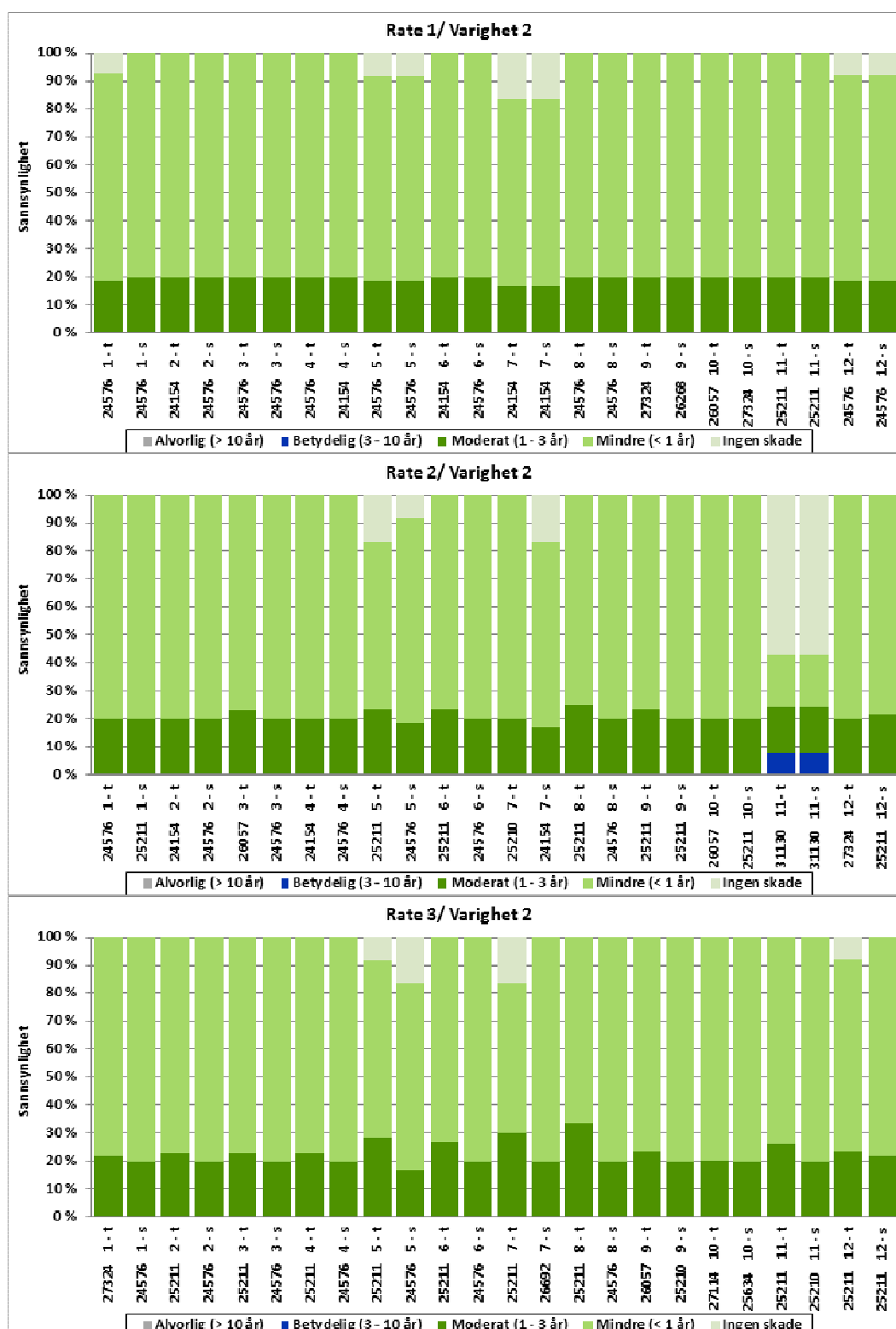
Konsekvenspotensialet er tilnærmet likt for sjøbunnsutblåsning versus overflateutblåsning.

Figur 6-90 viser de verst rammede områdene (rutene) ved kondensatutblåsning fra lokasjon N-O15, generelt for alle utblåsningsrater og varigheter. Det er i all hovedsak de samme områdene som ved oljeutblåsning fra samme lokasjon (se avsnitt 6.8.1.3), dvs.

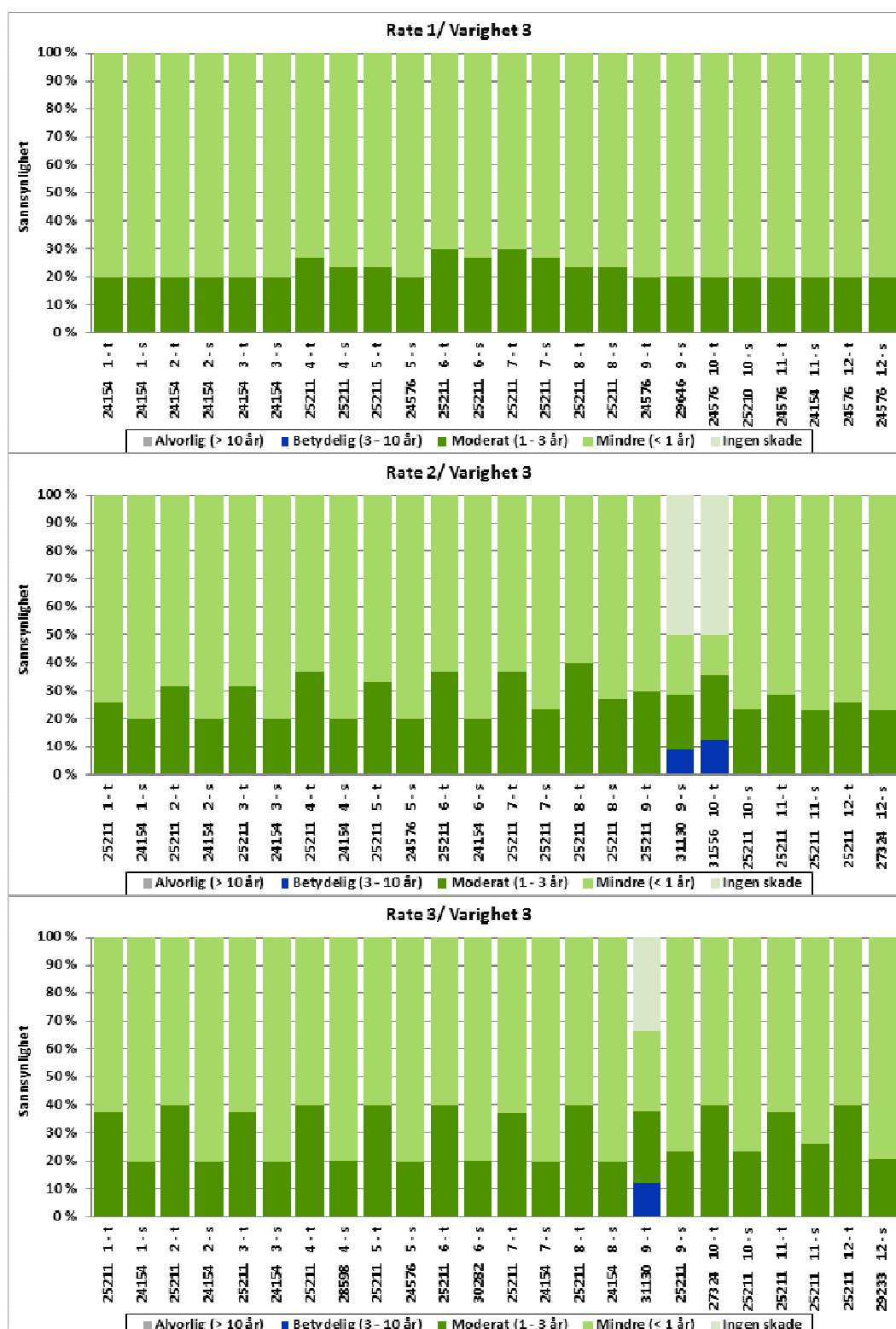
Helgelandskysten. For korteste varighet er det størst sannsynlighet (> 80 %) for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje, uavhengig av når på året det skulle skje. Sannsynligheten for moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid) er om lag 10-20 %, mens det ingen sannsynlighet for betydelig (3-10 års restitusjonstid). Med økende utslippsvarighet er det også noe sannsynlighet for betydelig miljøskade (om lag 8 % ved 15 døgn og 12 % ved 50 døgn). Det er ingen sannsynlighet for alvorlig (>10 års restitusjonstid) miljøskade for noen av de modellerte scenariene med kondensatutblåsning.



Figur 6-91 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-O15H med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-92 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-O15H med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-93 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-O15H med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

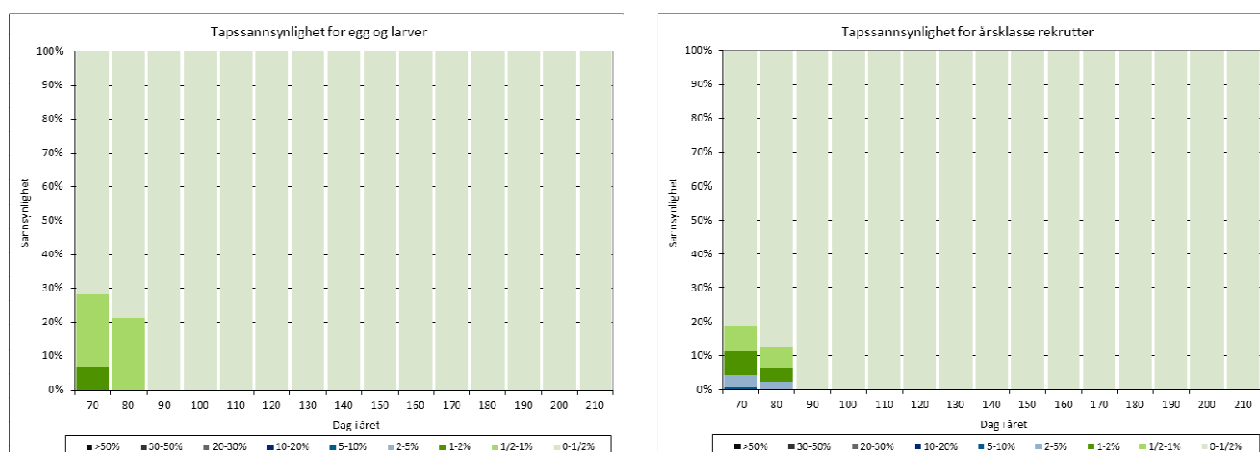
6.8.2.4 Fisk

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.

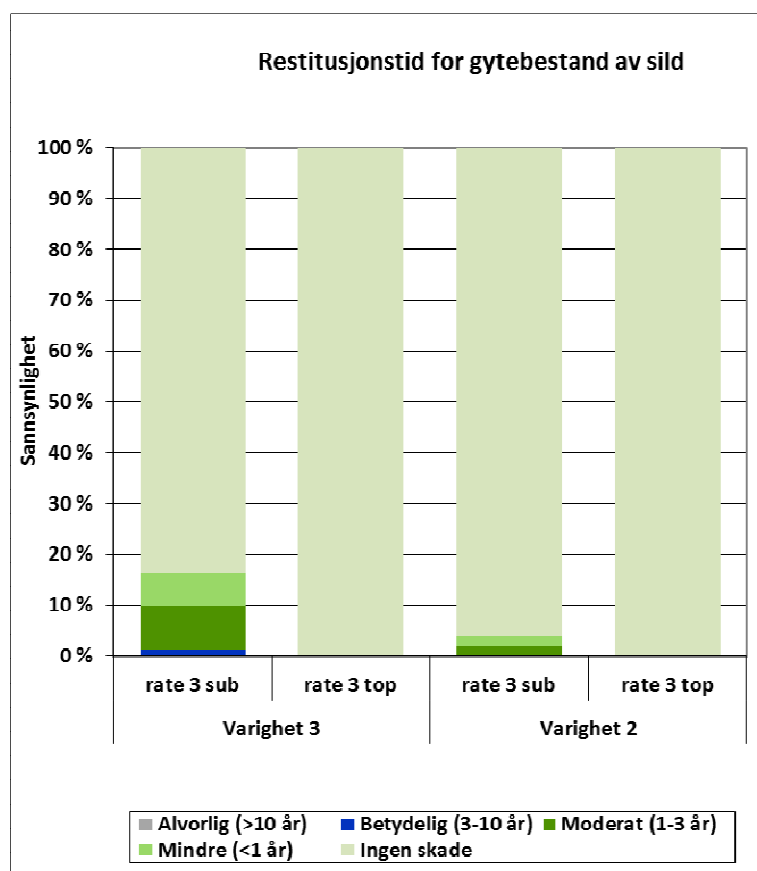
Resultatene viser de høyeste tapsandelene for sild. Figur 6-94 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 og 50 døgn (rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$).

Det er kun beregnet $> \frac{1}{2}$ % tapsandel av sild for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 og 50 døgn og rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$. Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det nærmere 1 % sannsynlighet for 2-5 % tap av egg og larver, og om lag 1 % sannsynlighet for 1-2 % tapsandel. Med lengste varighet øker tapsandelene til nærmere 1 % sannsynlighet for 5-10 % tap, 3 % sannsynlighet for 2-5 % tap og 6 % sannsynlighet for 1-2 % tap.

Tapsandelene av årsklasserekuttering av sild, 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 6-95. Ved sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn og rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ vil det være over 95 % sannsynlighet for tapsandeler mellom 0 % og 0,5 %, og således ikke kvantifiserbar restitusjonstid (angitt som *Ingen skade* i figuren). Med lengre varighet øker sannsynligheten for skade til om lag 1,3 % for betydelig miljøskade, 9 % for moderat miljøskade og 6 % for mindre miljøskade.

Rate 4500 Sm³/døgn, varighet 15 døgnRate 4500 Sm³/døgn, varighet 50 døgn

Figur 6-94 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-O15 (Huldra) med rate 4500 Sm³/døgn og varighet 15 eller 50 døgn.



Figur 6-95 Mulig restitusjonstid for gytebestand av sild gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning av kondensat fra lokasjon N-O15 (Huldra) med varighet 50 eller 15 døgn og rate 4500 Sm³/døgn.

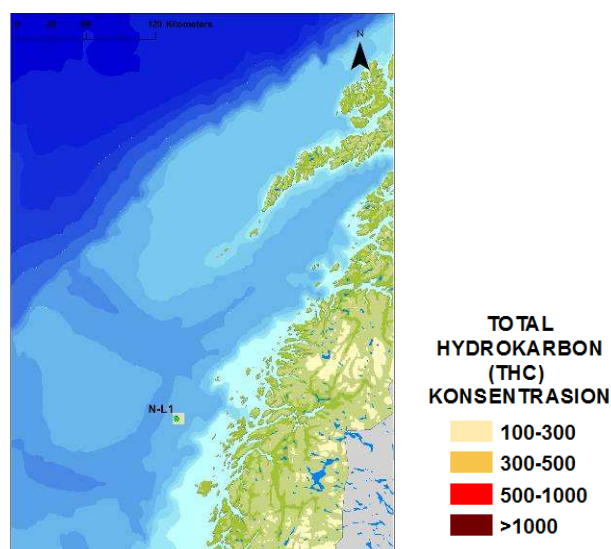
6.9 Lokasjon N-L1

6.9.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell kondensatutblåsning ved lokasjon N-L1 i Figur 6-96. Det er kun rate 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn som gir over 100 ppb THC konsentrasjon, og dette gjelder kun én 10 × 10 km rute. I de resterende scenariene er det ikke vannsøylekonsentrasjoner ≥100 ppb per 10 × 10 km rute, og de er derfor ikke presentert.

Tabell 6-9 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 begrenser seg til én rute, gitt høyeste utblåsningsrate og lengste varighet. 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 0,03 mm gitt et utslipp på 50 døgn).

**Rate 1500 Sm³/døgn, varighet
50 døgn**



Figur 6-96 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet $\geq 5\%$ i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier fra lokasjon L1, på årlig basis. Utslippsscenariene som ikke er presentert i tabellen har $< 5\%$ treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-9 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	16	10	30	20	60	30
Maksimal oljefilmtykkelse		$\leq 0,01\text{mm}$		$\leq 0,01\text{mm}$		0,01-0,03mm

6.9.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-97 til Figur 6-99 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.

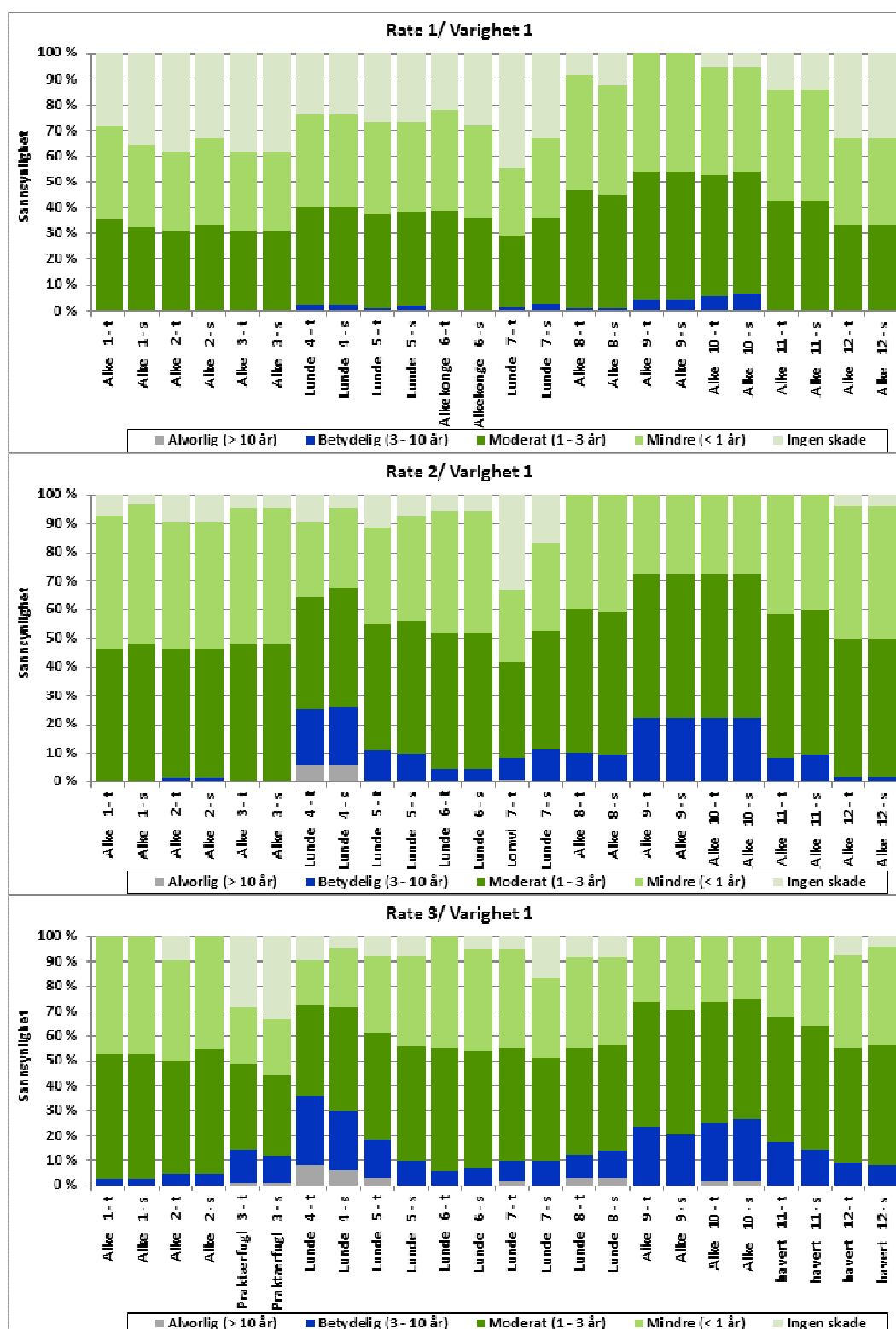
Skadeberegningene for utblåsning fra lokasjon N-L1 viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. I hekkeperioden er det lunde kystnært som kommer verst ut, mens det i andre deler av året er alke og alkekonge i åpent hav. Praktærfugl gir høyest utslag i mars måned. Praktærfugl hekker ikke i Norge, men kan forekomme gjennom hele året. De største ansamlingene av praktærfugl er å finne i Norge i perioden november-april. Hekkende praktærfugl trekker østover fra mars, men i april kan store deler av bestanden fortsatt

være i Norge, hovedsakelig i Barentsregionen, særlig under lodde-innsiget. Ikke-hekkende voksne og ungfugl kan bli igjen også over sommeren, men disse utgjør en liten andel av den totale bestanden (ref. Geir Systad, sept.2012). Havert har størst utslag i november-desember. Det er tilnærmet likt konsekvenspotensial ved overflateutblåsning sammenliknet med sjøbunnsutblåsning. Gitt en utblåsning fra lokasjon N-L1 med varighet på 15 døgn er det inntil 30 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for hekkebestanden av lunde, gitt høyeste utblåsningsrate. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til nærmere 70 %, også for hekkebestanden av lunde, gitt høyeste utblåsningsrate.

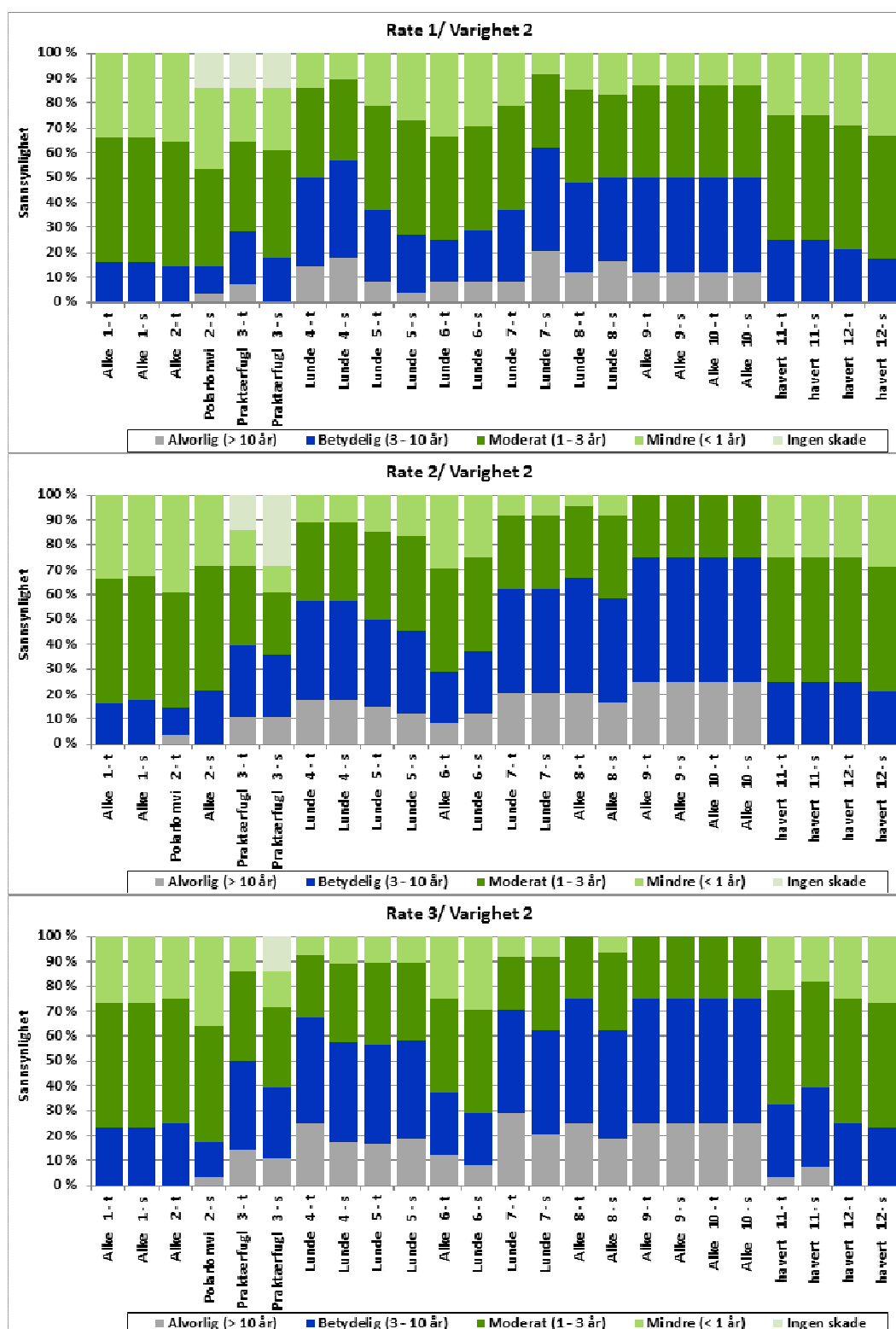
Et oljeutslipp i Nordland IV av en viss størrelse vil kunne treffe Lofoten, både nordlig og sørlig kyst, grunnet havstrømmenes retning. Et større utslipp vil kunne påvirke Vestfjorden, Lofoten og Vesterålen i tillegg til Helgelandskysten. Influensområdet (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner) viser 50-70 % sannsynlighet for treff av olje på Røst. Fuglefjell i områdene Røst, Værøy og Fugløy vil således kunne bli utsatt for oljeforurensning. Utslipet vil også kunne påvirke sjøfuglreservatet Engelvær, der toppskarv og sildemåke hekker.

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.

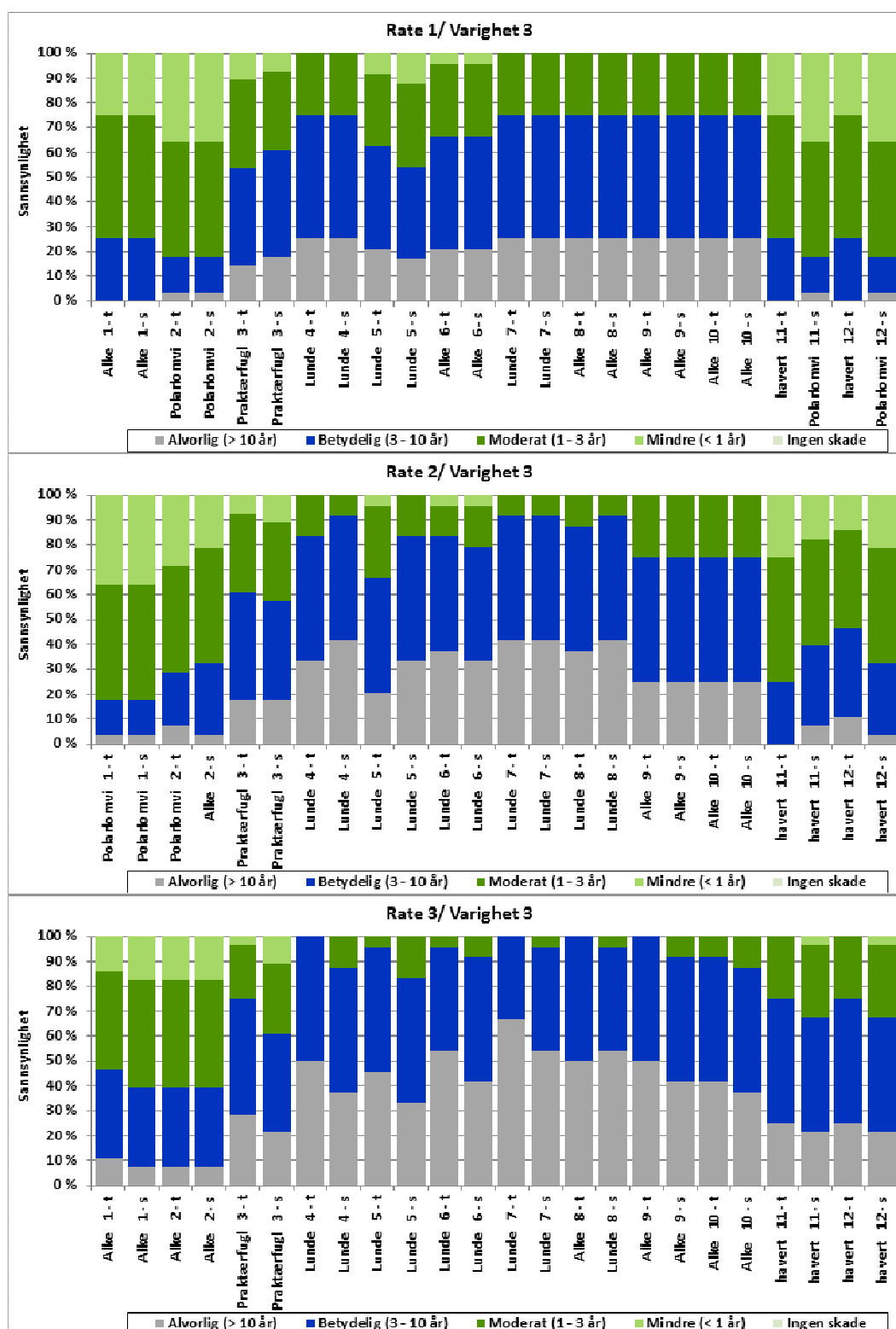
Marine pattedyr vil generelt ikke bli berørt i like stor grad som sjøfugl, men en kan forvente inntil 10-20 % tapsandeler også av havert (høst, vinter og vår) og steinkobbe (særlig i sommerperioden) gitt høye rater og lang varighet på utblåsningen. Det er særlig havert i området Røst og Værøy, og steinkobbe langs Helgelandskysten som vil bli berørt.



Figur 6-97 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-L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



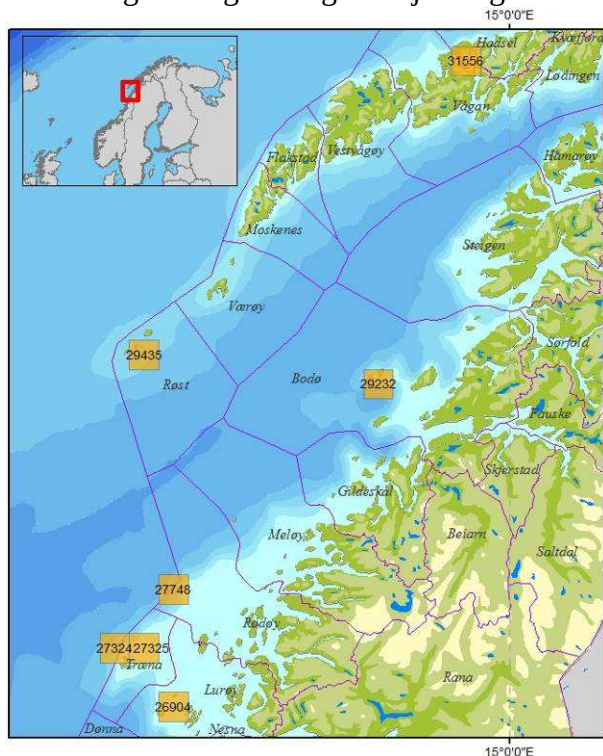
Figur 6-98 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon N-L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-99 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-L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.9.3 Strandhabitat

Figur 6-101 til Figur 6-103 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.

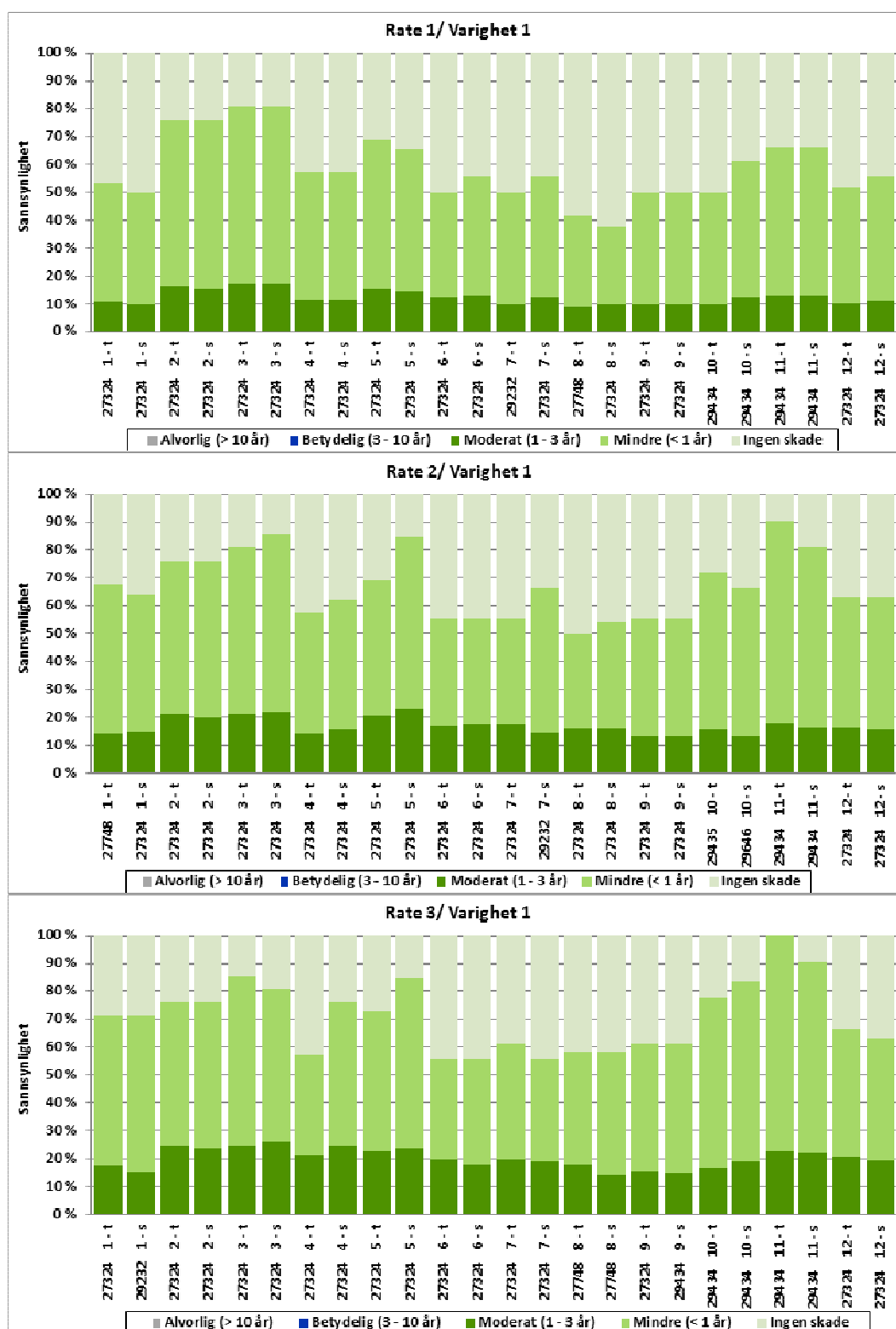


Figur 6-100 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-L1.

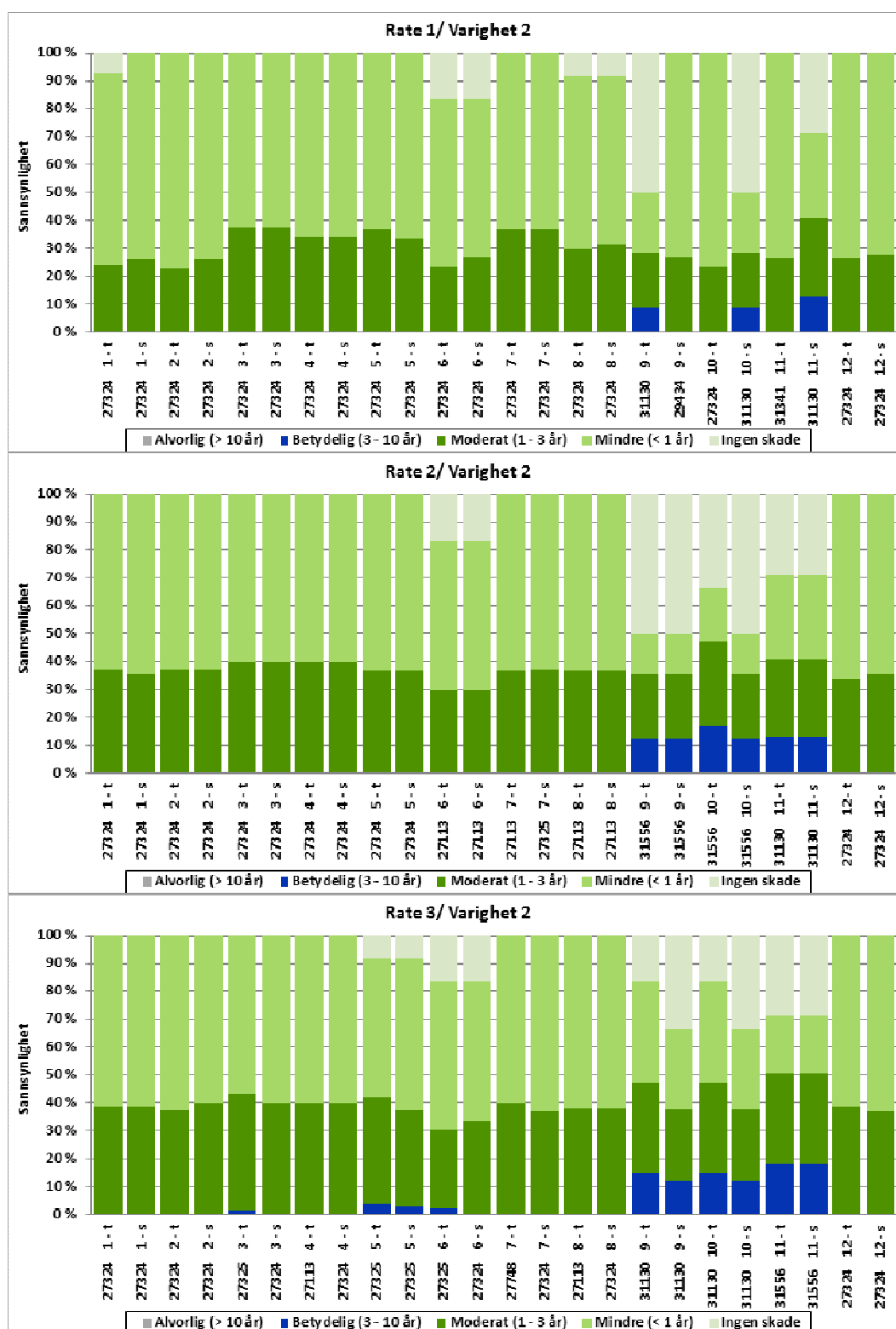
Figur 6-104 viser de verst rammede områdene (rutene) ved utblåsning fra lokasjon N-L1, generelt for alle utblåsningsrater og varigheter. Områdene inkluderer både Helgelandskysten, kysten utenfor Bodø, Røst og Lofoten. For korteste varighet er det størst sannsynlighet (> 75 %) for ingen eller mindre miljøskade (< 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 inntil 25 %, mens det ingen sannsynlighet for betydelig (3-10 års restitusjonstid). Med økende utslippsvarighet er det også noe sannsynlighet for betydelig miljøskade (om lag 18 % ved 15 døgn og 25 % ved 50 døgn). Det er ingen sannsynlighet for alvorlig (>10 års restitusjonstid) miljøskade for noen av de modellerte scenariene.

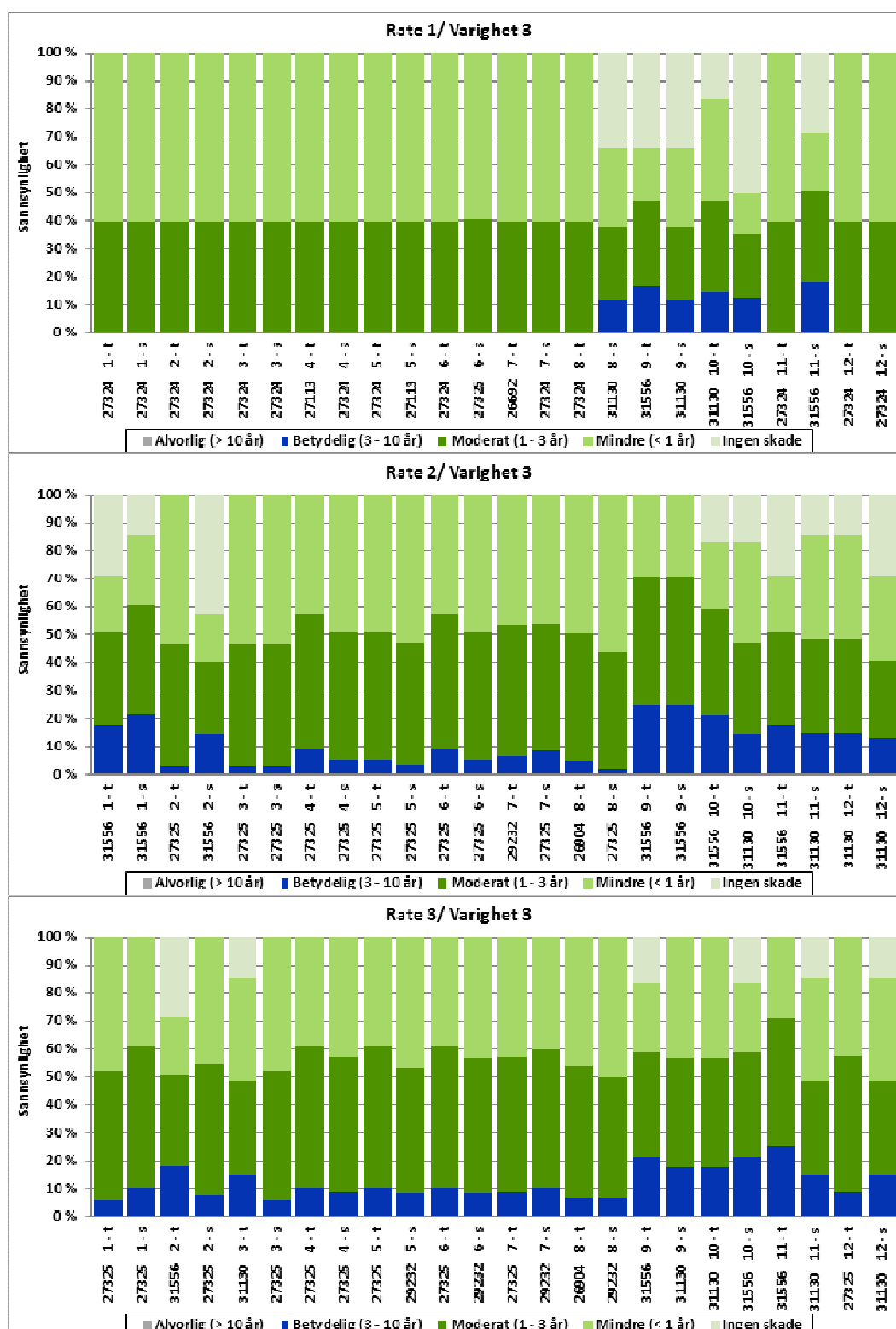
Konsekvenspotensialet er tilnærmet likt for sjøbunnsutblåsning versus overflateutblåsning.



Figur 6-101 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-L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-102 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-L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-103 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-L1 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

6.9.4 Fisk

Ingen av de modellerte scenarioene ga tapsandeler over ½ % på fisk.

6.10 Lokasjon N-L2

6.10.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning fra lokasjon N-L2 er beregnet til < 100 ppb per 10 × 10 km rute for alle modellerte utblåsningsscenarier.

Tabell 6-10 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 THC konsentrasjoner er under 100 ppb per 10 × 10 km rute for alle rater og varigheter. 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 50 døgn).

Tabell 6-10 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					
	5 dager		15 dager		50 dager	
	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate	Vannsøyle	Overflate
Maksimal eksponeringstid	16	10	25	14	50	15
Maksimal oljefilmtykkelse		< 0,01mm		< 0,01mm		0,01mm – 0,03

6.10.2 Sjøfugl og marine pattedyr

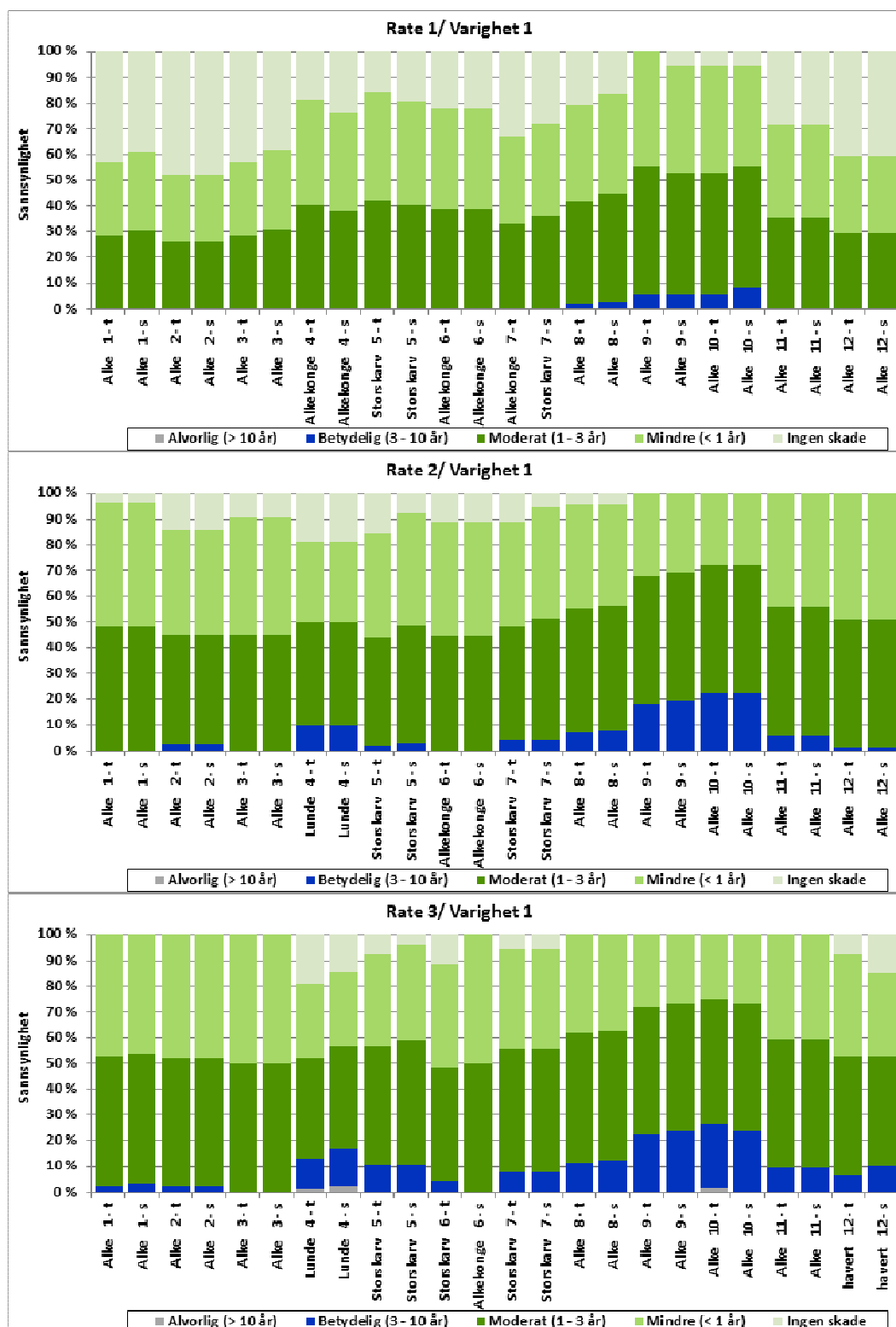
Figur 6-104 til Figur 6-106 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for sjøfugl og marine pattedyr, med høyeste sannsynlighet for skade i skadekategoriene definert på bakgrunn av restitusjonstid, i hver måned gjennom året. Figurene er vist for hver rate- og varighetskombinasjon. Resultatene er vist som betinget sannsynlighet, dvs. gitt at en utblåsning med nevnte utblåsningsrate og – varighet skjer.

Skadeberegningene for utblåsning fra lokasjon N-L2 viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. I hekkeperioden er det lunde, storskarv og praktærfugl kystnært som kommer verst ut, mens det i andre deler av året er alke, lunde og alkekonge i åpent hav. Praktærfugl hekker ikke i Norge, men kan forekomme gjennom hele året. De største ansamlingene av praktærfugl er å finne i Norge i perioden november-april. Hekkende praktærfugl trekker østover fra mars, men i april kan store deler av bestanden fortsatt være i Norge, hovedsakelig i Barentsregionen, særlig under lodde-innsiget. Ikke-hekkende voksne og

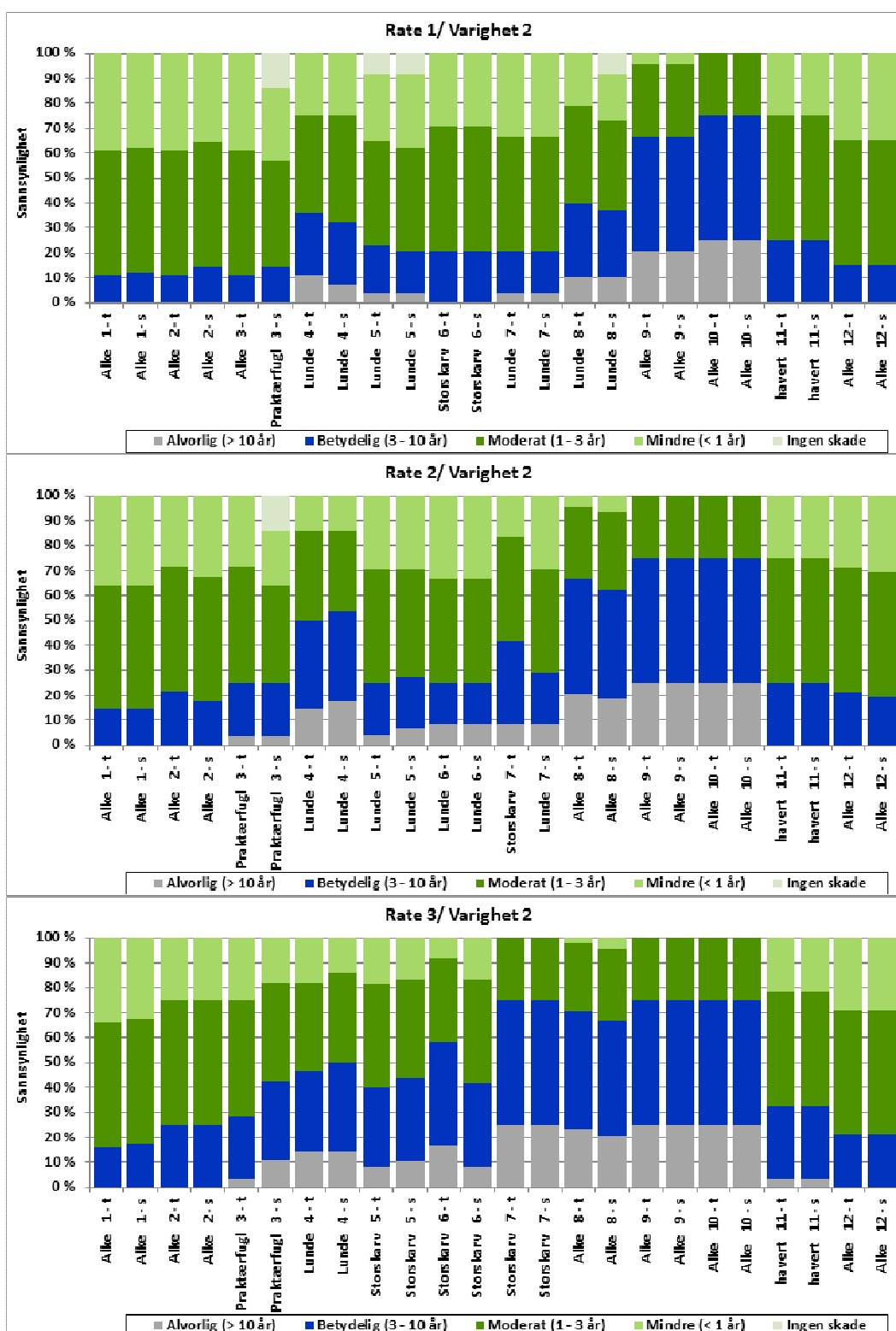
ungfugl kan bli igjen også over sommeren, men disse utgjør en liten andel av den totale bestanden (ref. Geir Systad, sept.2012). Det er tilnærmet likt konsekvenspotensial ved overflateutblåsning sammenliknet med sjøbunnsutblåsning. Gitt en utblåsning fra lokasjon N-L2 med varighet på 15 døgn er det inntil 25 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for alke i åpent hav, gitt høyeste utblåsningsrate. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til 50 %, også for alke i åpent hav, gitt høyeste utblåsningsrate.

Et oljeutslipp i Nordland IV av en viss størrelse vil kunne treffe Lofoten, både nordlig og sørlig kyst, grunnet havstrømmenes retning. Et større utslipp vil kunne påvirke Vestfjorden, Lofoten og Vesterålen i tillegg til Helgelandskysten. Influensområdet (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner) viser 35-50 % sannsynlighet for treff av olje på Røst. Fuglefjell i områdene Røst, Værøy og Fugløy vil således kunne bli utsatt for oljeforurensning. Utslipet vil også kunne påvirke sjøfuglreservatet Engelvær, der toppskarv og sildemåke hekker. 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 (bestandtap) kan forventes. Myteperioder er en spesielt sårbar tid for gjess, ender og alkefugler.

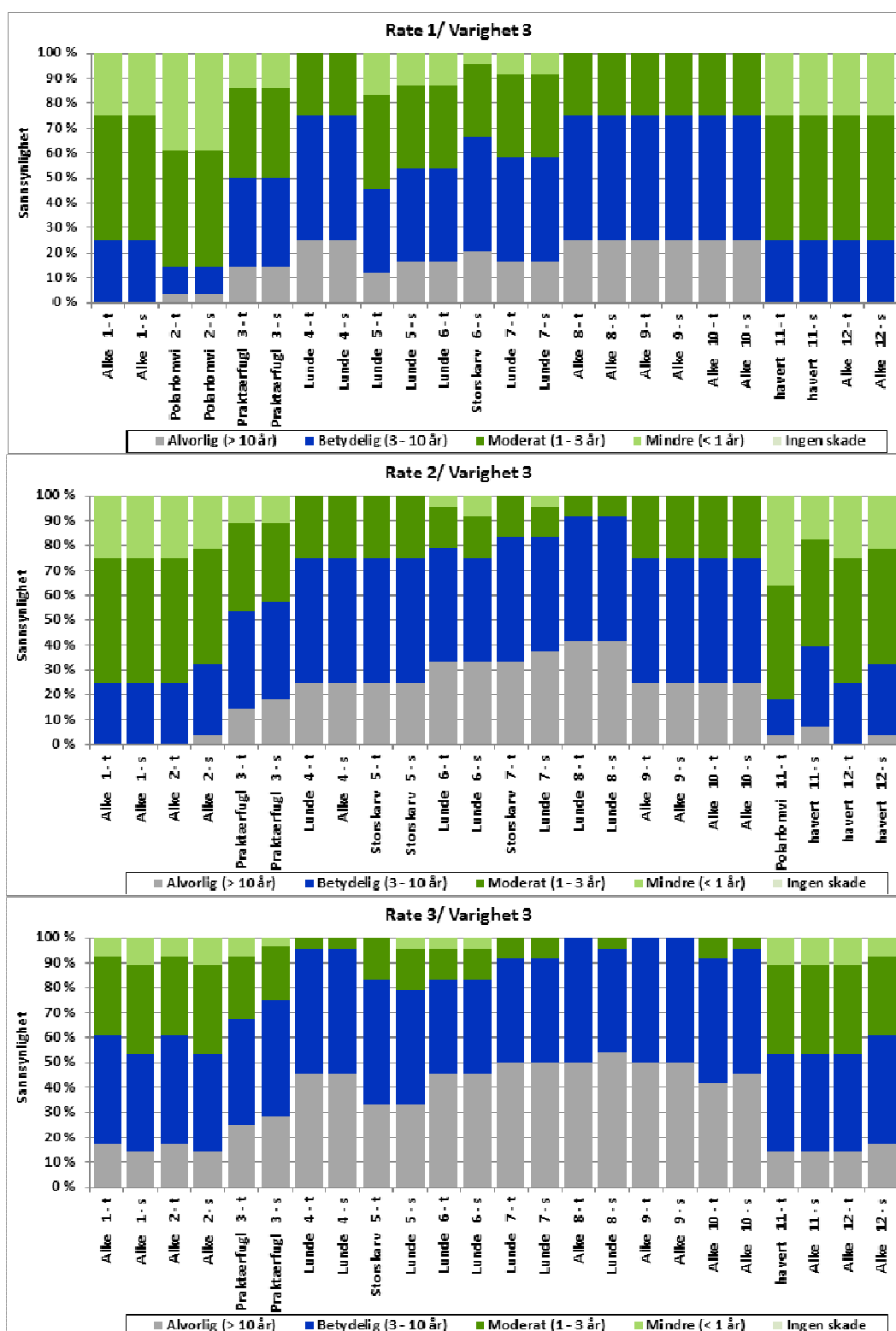
Marine pattedyr vil generelt ikke bli berørt i like stor grad som sjøfugl, men en kan forvente inntil 10-20 % tap av havertbestanden (høst, vinter og vår) og 5-10 % tap av steinkobbebestanden (særlig i sommerperioden) gitt høye rater og lang varighet på utblåsningen. Det er særlig havert i området Røst og Værøy, og steinkobbe langs Helgelandskysten som vil bli berørt.



Figur 6-104 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-L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



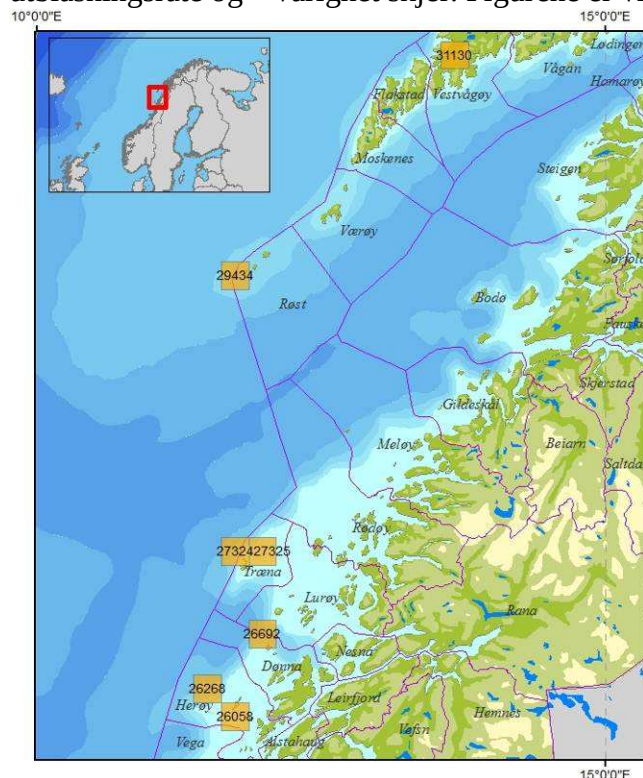
Figur 6-105 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den hardest rammede bestanden i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon N-L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-106 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-L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

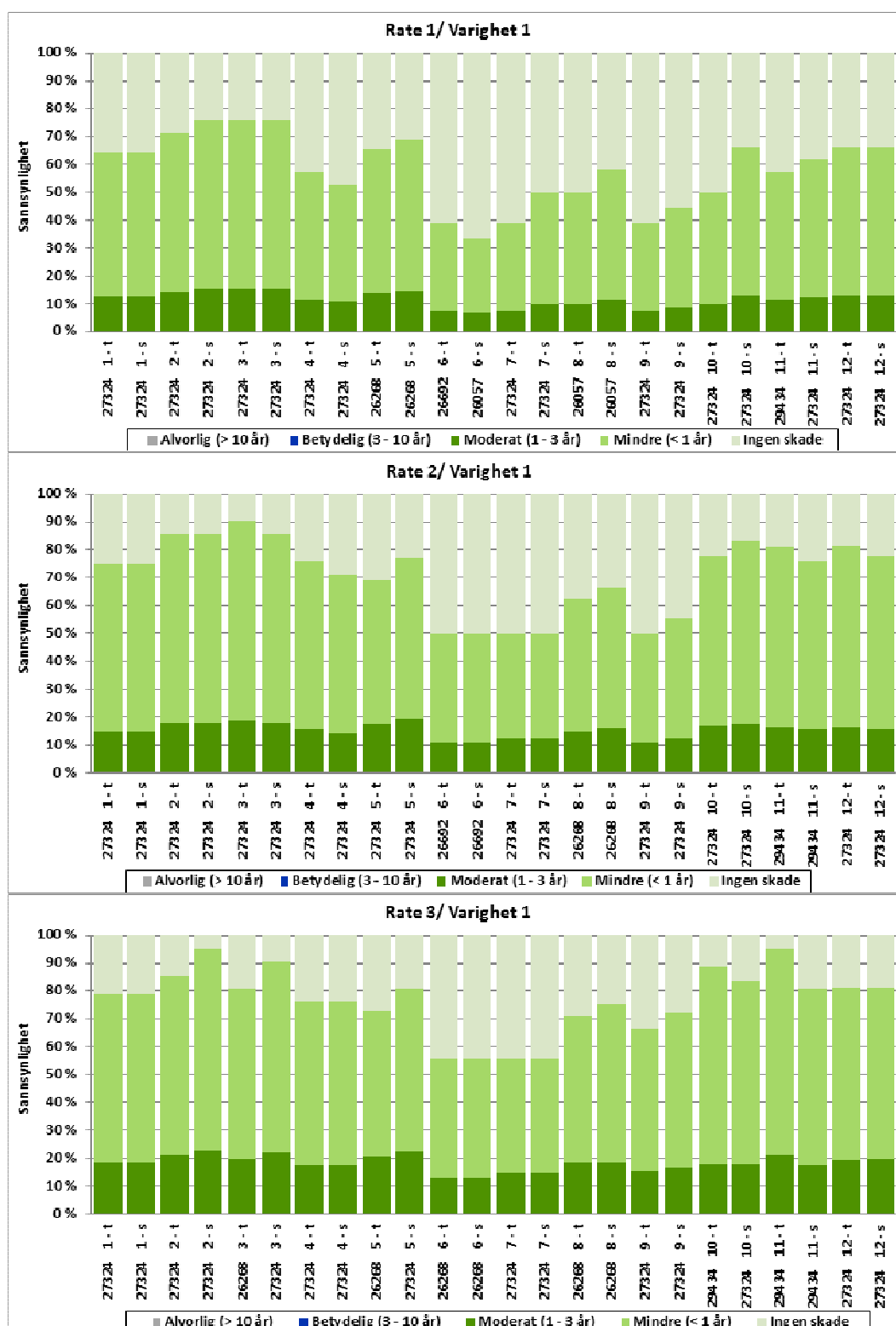
6.10.3 Strandhabitat

Figur 6-108 til Figur 6-110 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for kyststruter, 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.

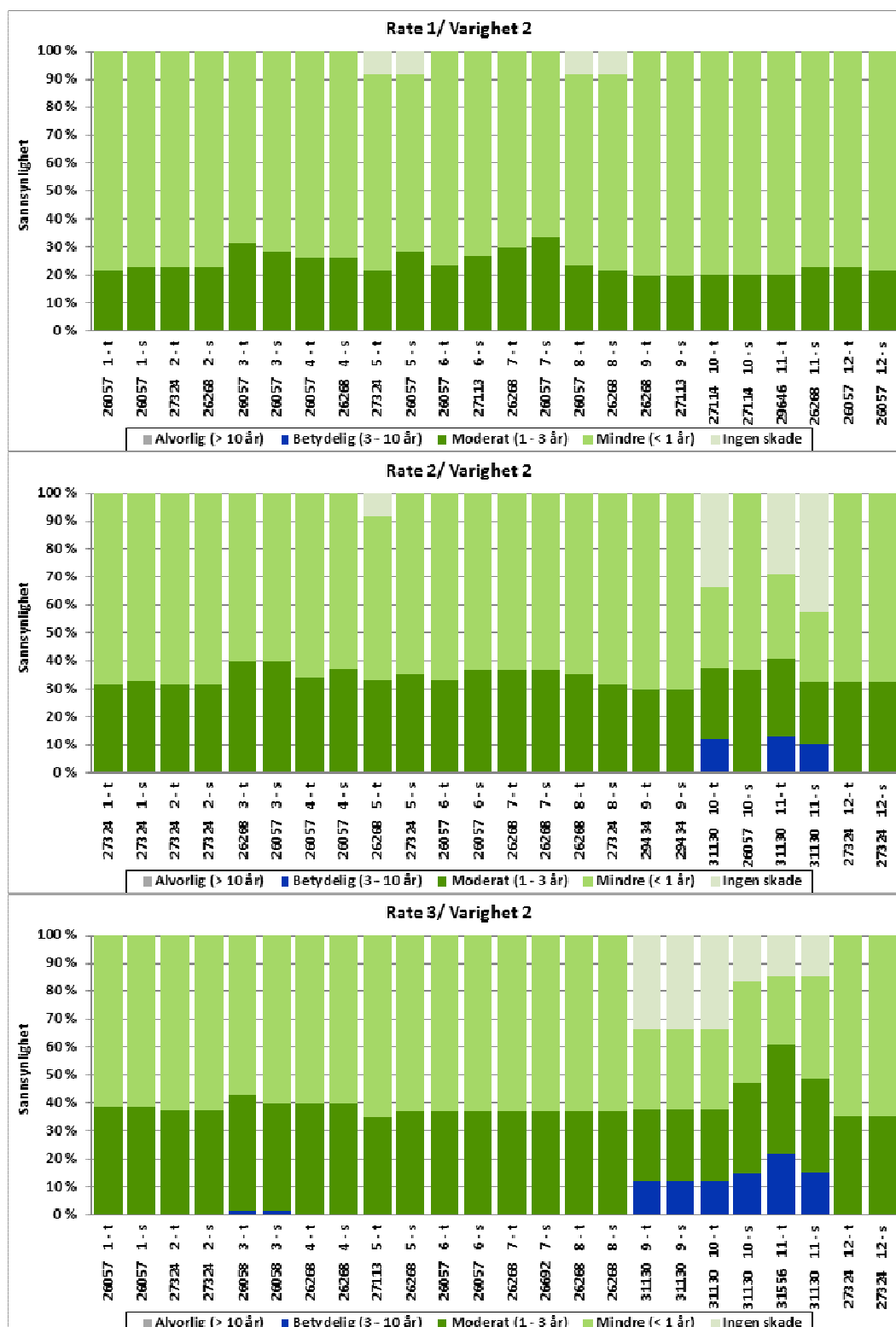


Figur 6-107 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-L2.

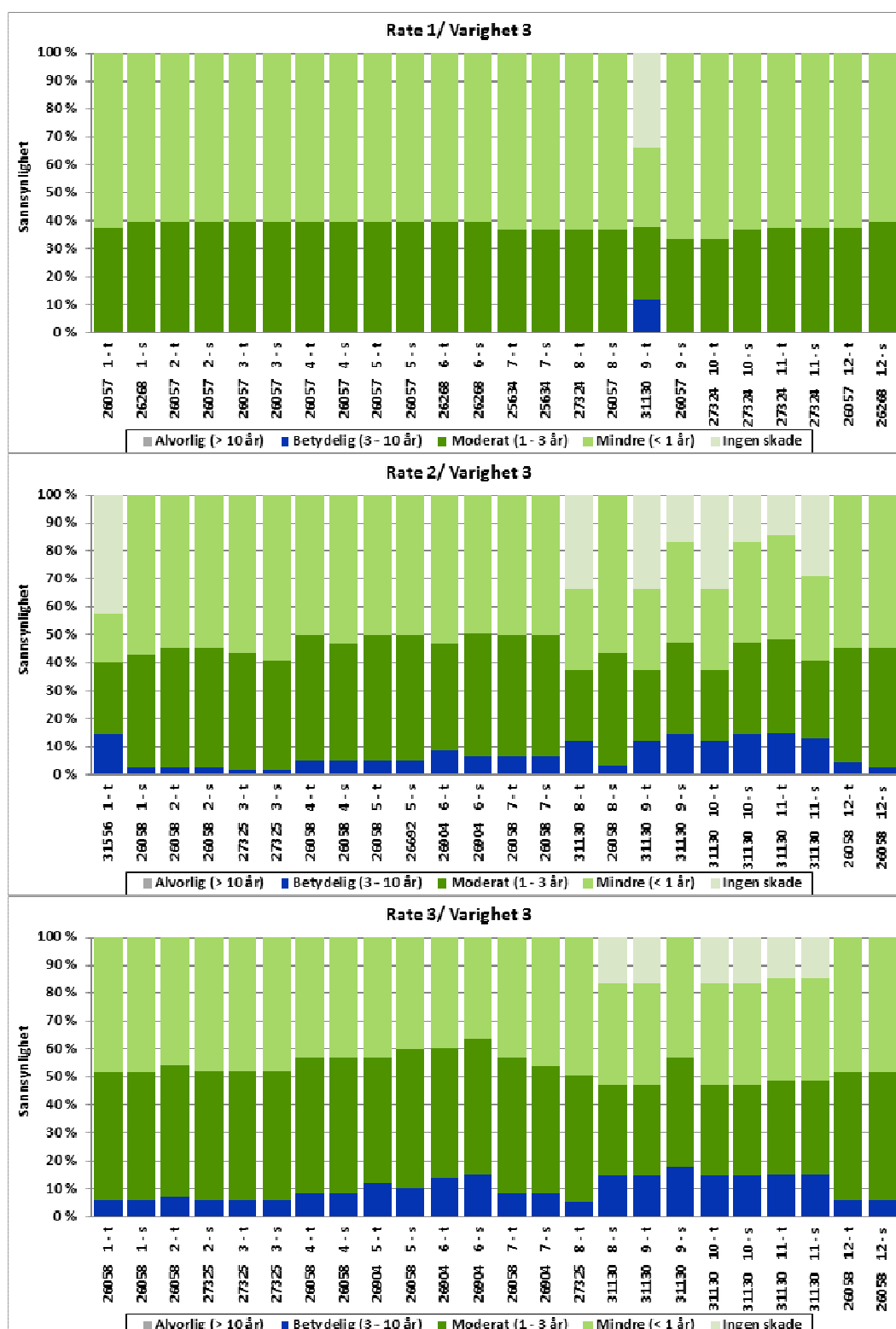
Figur 6-107 viser de verst rammede områdene (rutene) ved utblåsning fra lokasjon N-L2, generelt for alle utblåsningsrater og varigheter. Områdene inkluderer både Helgelandskysten, Røst og Lofoten. For korteste varighet er det størst sannsynlighet (> 75 %) for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje, uavhengig av når på året det skulle skje. Sannsynligheten for moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid) er inntil 20 %, mens det ingen sannsynlighet for betydelig (3-10 års restitusjonstid). Med økende utslippsvarighet er det også noe sannsynlighet for betydelig miljøskade. Både ved 15 dagn og 50 dogn varighet er det i perioder av året mellom 10 og 20 % sannsynlighet for 3-10 års restitusjonstid. Sannsynligheten for alvorlig (>10 års restitusjonstid) miljøskade er neglisjerbar (< 0,02 %) for alle modellerte scenarier. Konsekvenspotensialet er tilnærmet likt for sjøbunnsutblåsning versus overflateutblåsning.



Figur 6-108 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-L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-109 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-L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-110 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-L2 med rate 250 (øverst), 750 eller 1500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



6.10.4 Fisk

Ingen av de modellerte scenarioene ga tapsandeler over ½ % på fisk.

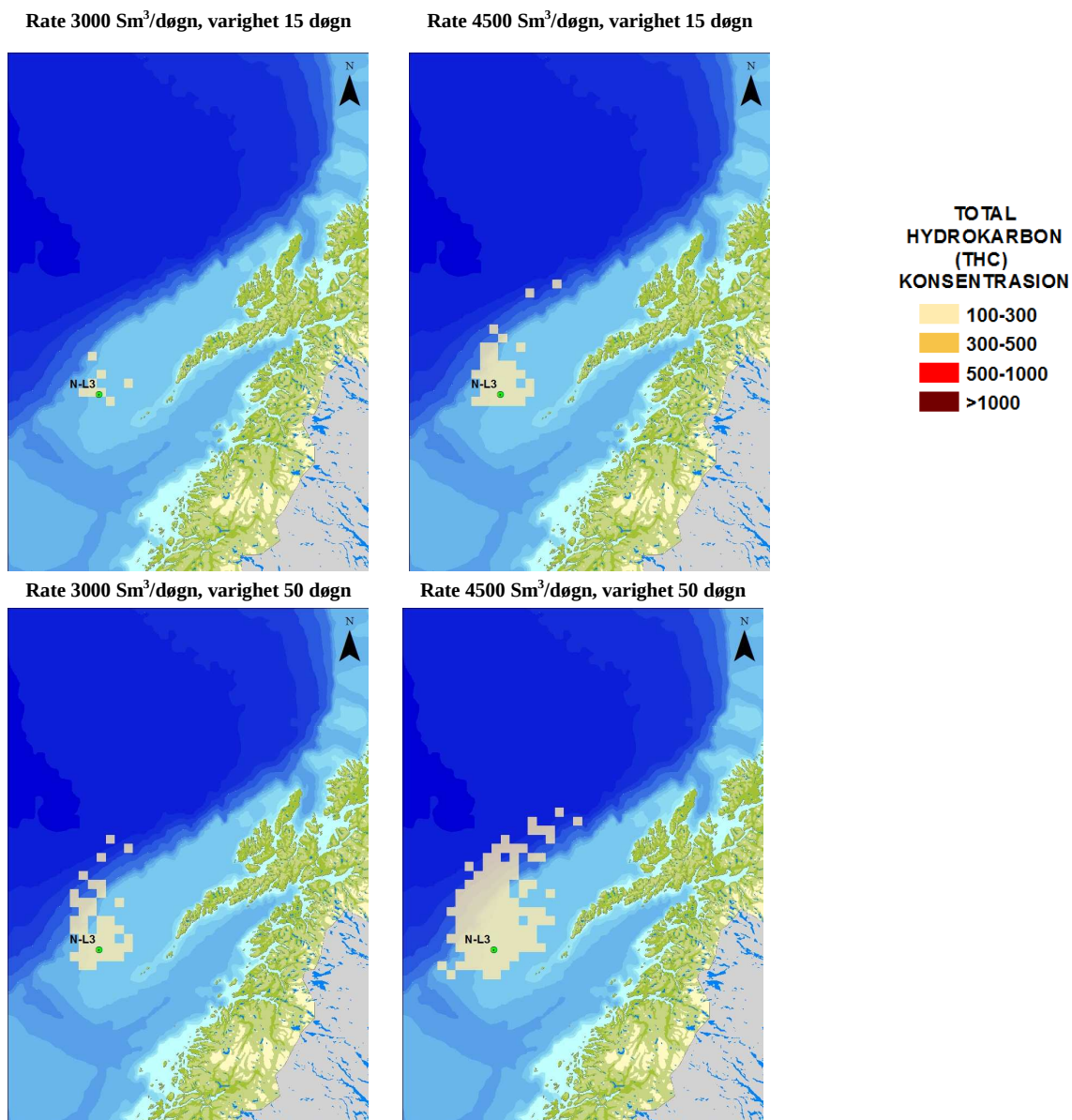
6.11 Lokasjon N-L3

Lokasjon N-L3 er den eneste av de modellerte lokasjonene som ligger i en tidligere åpnet produksjonslisens i Norskehavet nordøst, Nordland VI.

6.11.1 Resultater av oljedriftsmodellering

Gjennomsnittlige THC konsentrasjoner ved en eventuell utblåsning ved lokasjon N-L3 er vist i Figur 6-111. 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 større.

Tabell 6-11 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 6-111 Modellerte gjennomsnittlige årlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb og treffsannsynlighet ≥ 5 % i 10×10 km ruter) for ulike utblåsningsscenarier fra lokasjon N-L3, på årlig basis. Utslippsscenarioene som ikke er presentert i tabellen har < 5 % treffsannsynlighet av ≥ 100 ppb vannsøylekonsentrasjon, og er derfor utelatt.

Tabell 6-11 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 (døgn)	16	12	30	20	60	19
Maksimal oljefilmtykkelse		< 0,01 mm		< 0,01 mm		0,01-0,03 mm

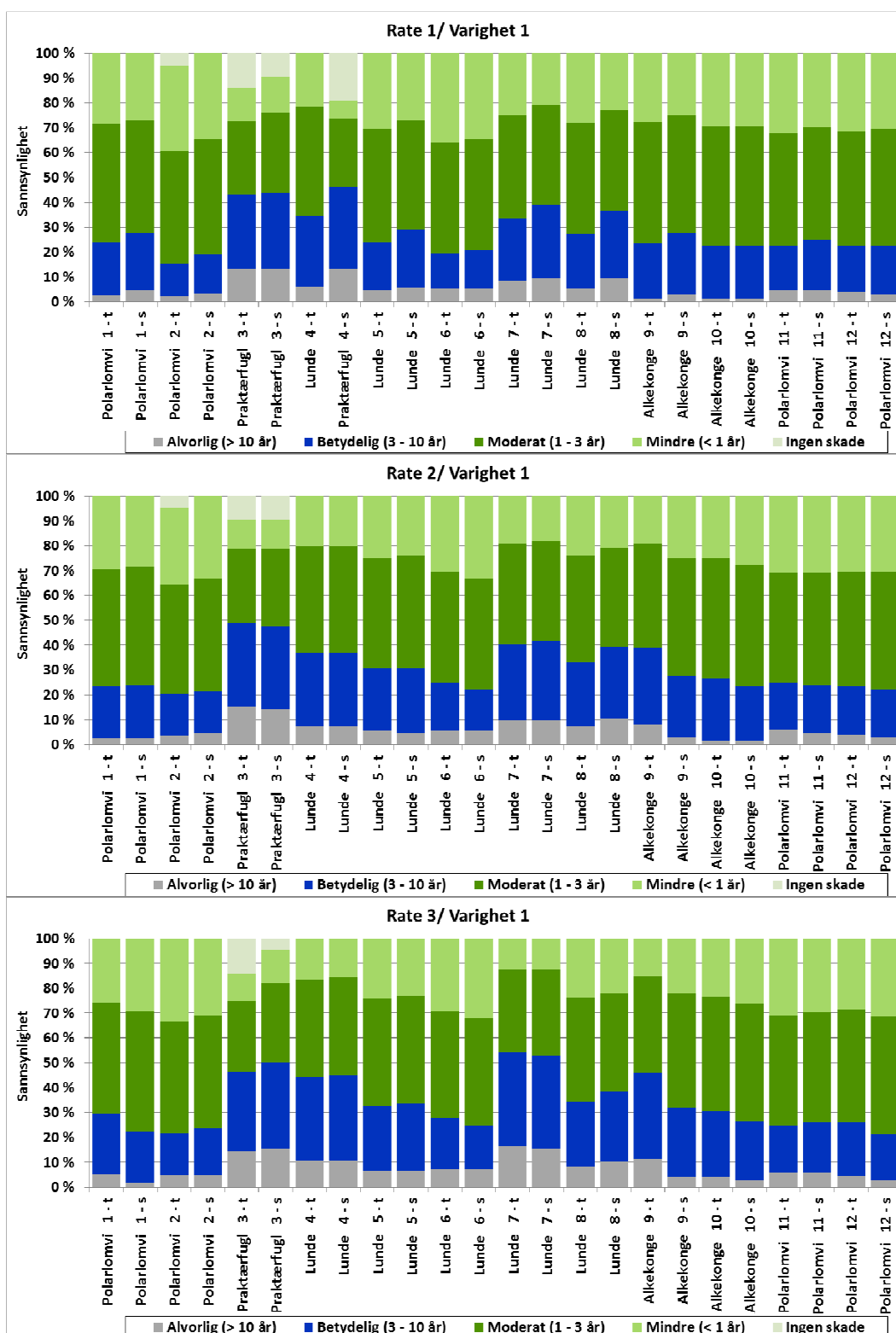
6.11.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Figur 6-112 til Figur 6-125 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.

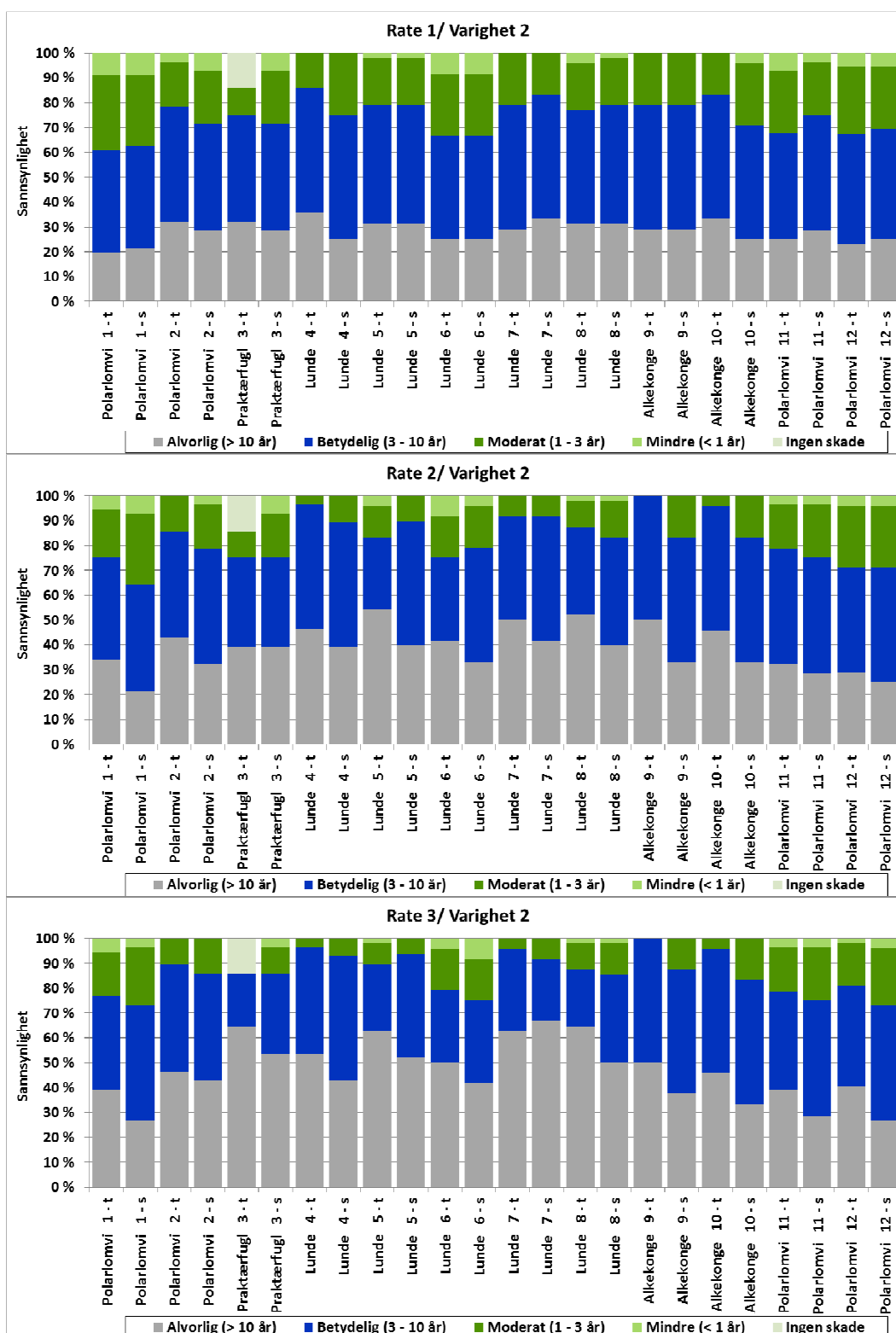
Skadeberegningene for utblåsning fra lokasjon N-L3 viser økende sannsynlighet for skade, - og økende alvorlighetsgrad med økende rate og varighet. I hekkeperioden er det i all hovedsak lunde som kommer verst ut, mens det i andre deler av året er polarlomvi, praktærfugl og alkekonge i åpent hav. Praktærfugl hekker ikke i Norge, men kan forekomme gjennom hele året. De største ansamlingene av praktærfugl er å finne i Norge i perioden november-april. Hekkende praktærfugl trekker østover fra mars, men i april kan store deler av bestanden fortsatt være i Norge, hovedsakelig i Barentsregionen, særlig under lodde-innsiget. Ikke-hekkende voksne og ungfugl kan bli igjen også over sommeren, men disse utgjør en liten andel av den totale bestanden (ref. Geir Systad, sept.2012). Det er noe større konsekvenspotensial ved overflateutblåsning sammenliknet med sjøbunnsutblåsning. Gitt en utblåsning fra lokasjon N-L3 med varighet på 15 døgn er det inntil 67 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for lunde, gitt høyeste utblåsningsrate. Med lengste varighet (50 døgn) øker sannsynligheten for alvorlig miljøskade til 100 %, også for lunde.

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.

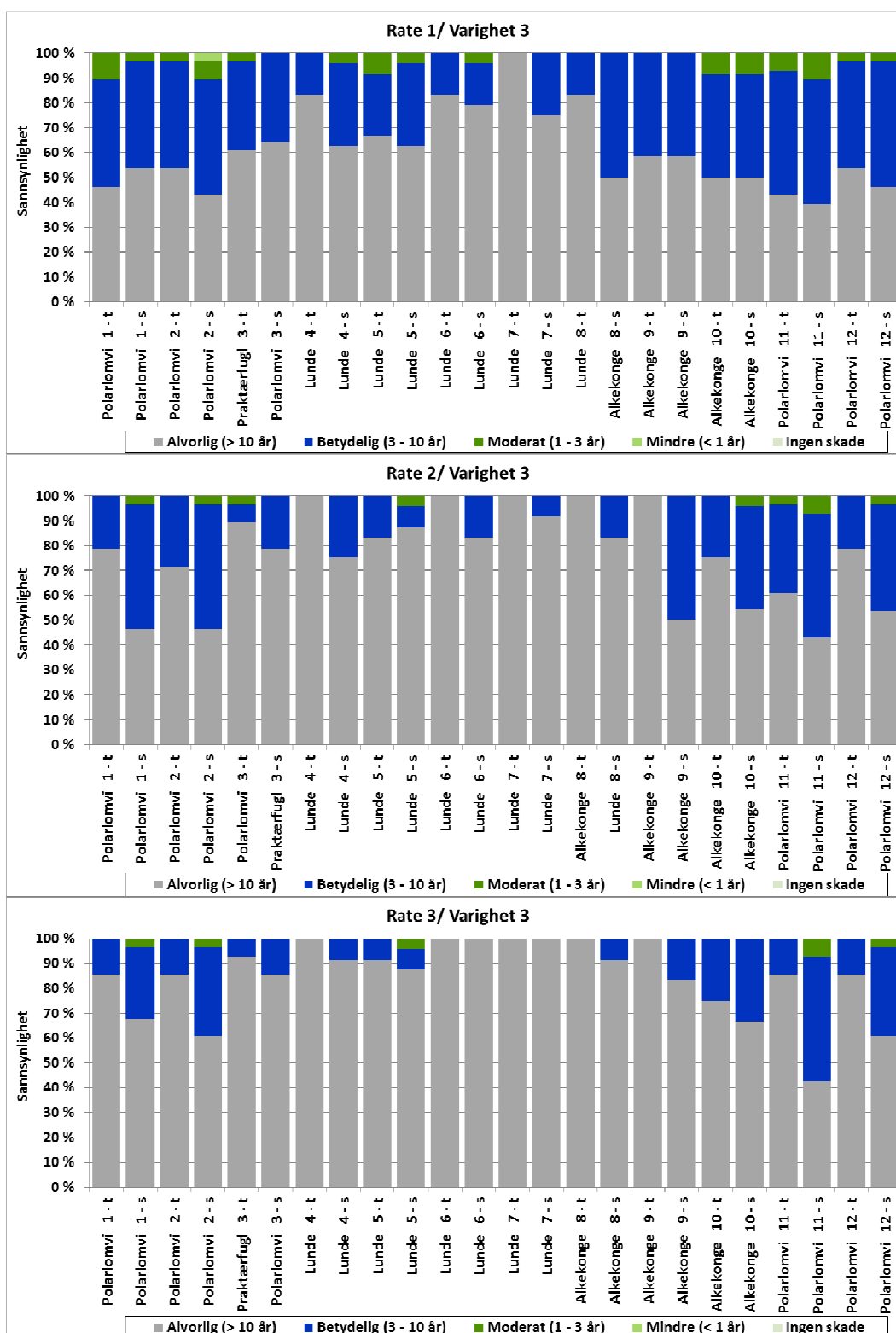
Marine pattedyr vil generelt ikke bli berørt i like stor grad som sjøfugl, men en kan forvente større tapsandeler av både havert og steinkobbe gitt en utblåsning med høy rate og lang varighet. Det er særlig havert i området Røst og Værøy, og steinkobbe på Andøya og nordre del av Langøya som vil bli berørt.



Figur 6-112 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-L3 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn.



Figur 6-113 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-L3 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn.



Figur 6-114 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-L3 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn.

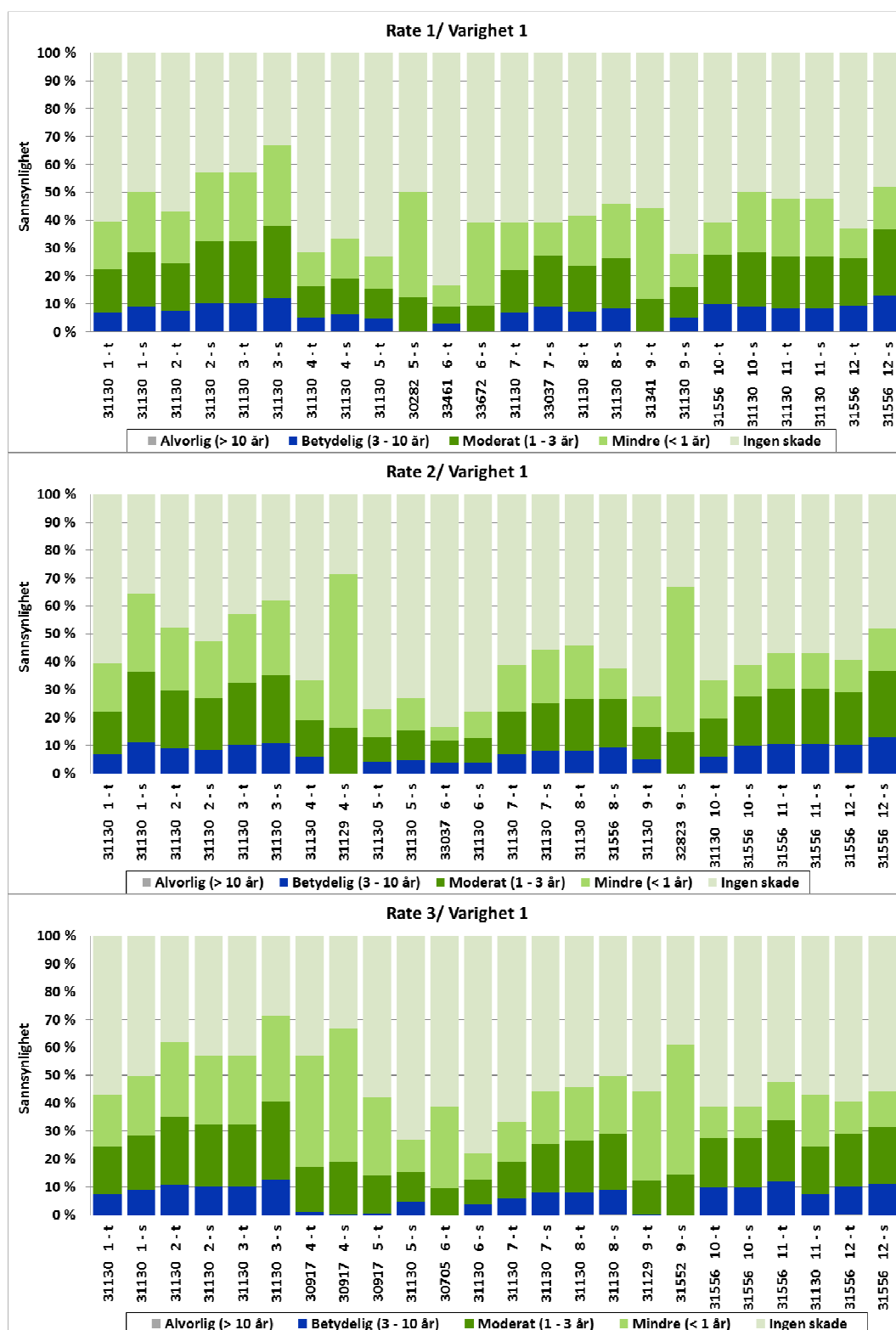
6.11.3 Strandhabitat

Figur 6-116 til Figur 6-118 viser resultatene av de kvantitative skadeberegningene for kyststruter, 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.

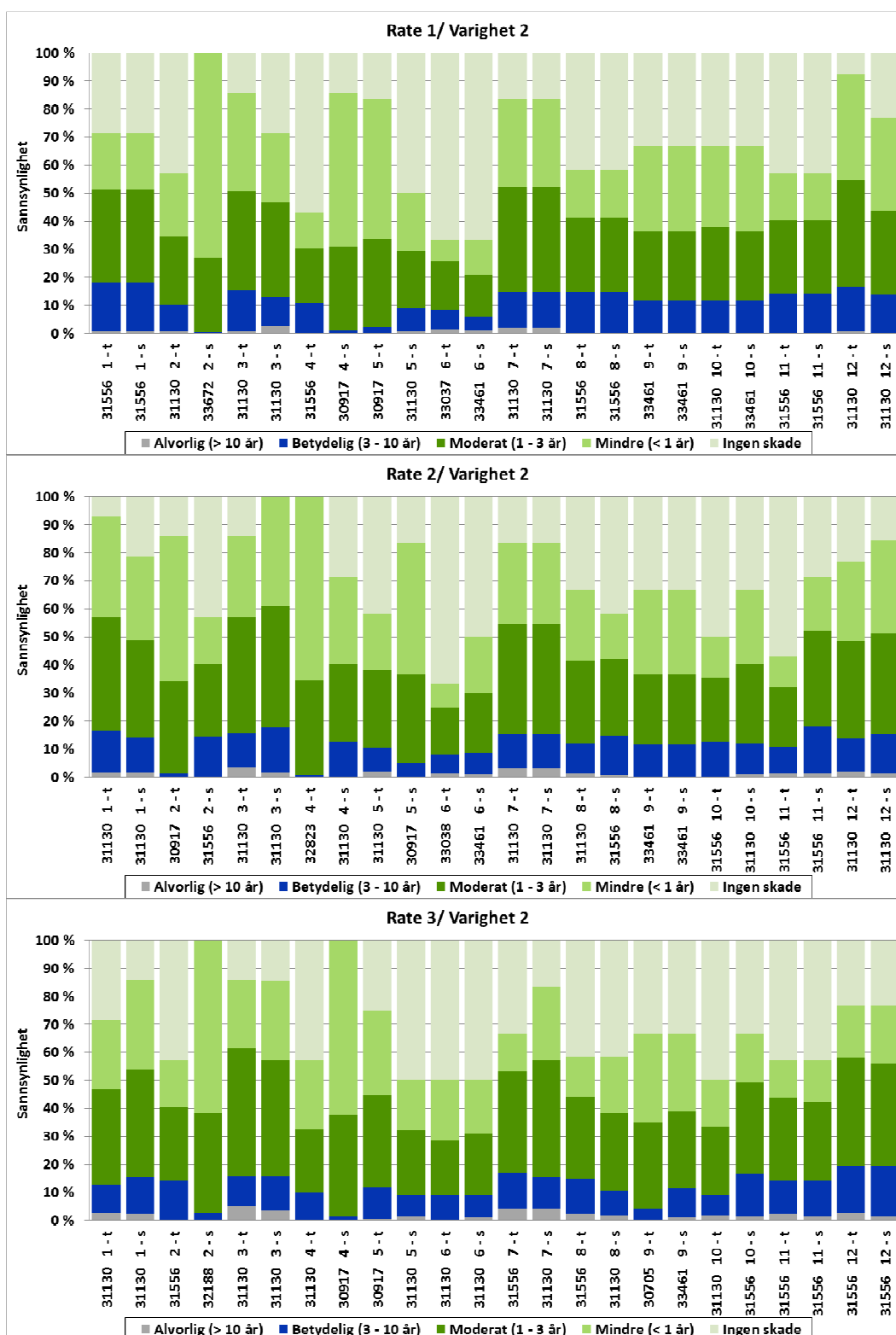


Figur 6-115 viser de verst rammede områdene (rutene) ved utblåsning fra lokasjon N-L3, generelt for alle utblåsningsrater og varigheter. Områdene inkluderer Lofoten og Vesterålen. For korteste varighet er det størst sannsynlighet (> 60 %) for ingen eller mindre miljøskade (< 1 års restitusjonstid) gitt et akutt utslipp av olje, uavhengig av når på året det skulle skje. Sannsynligheten for moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid) er inntil 28 %, mens det inntil 11 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid). Med økende utslippsvarighet øker sannsynligheten for betydelig og alvorlig miljøskade, til om lag henholdsvis 18 % (betydelig) og 5 % (alvorlig) ved 15 døgn og 27 % (betydelig) og 9 % (alvorlig) ved 50 døgn varighet (gitt høyeste utblåsningsrate). Konsekvenspotensialet er tilnærmet likt for sjøbunnsutblåsning versus overflateutblåsning.

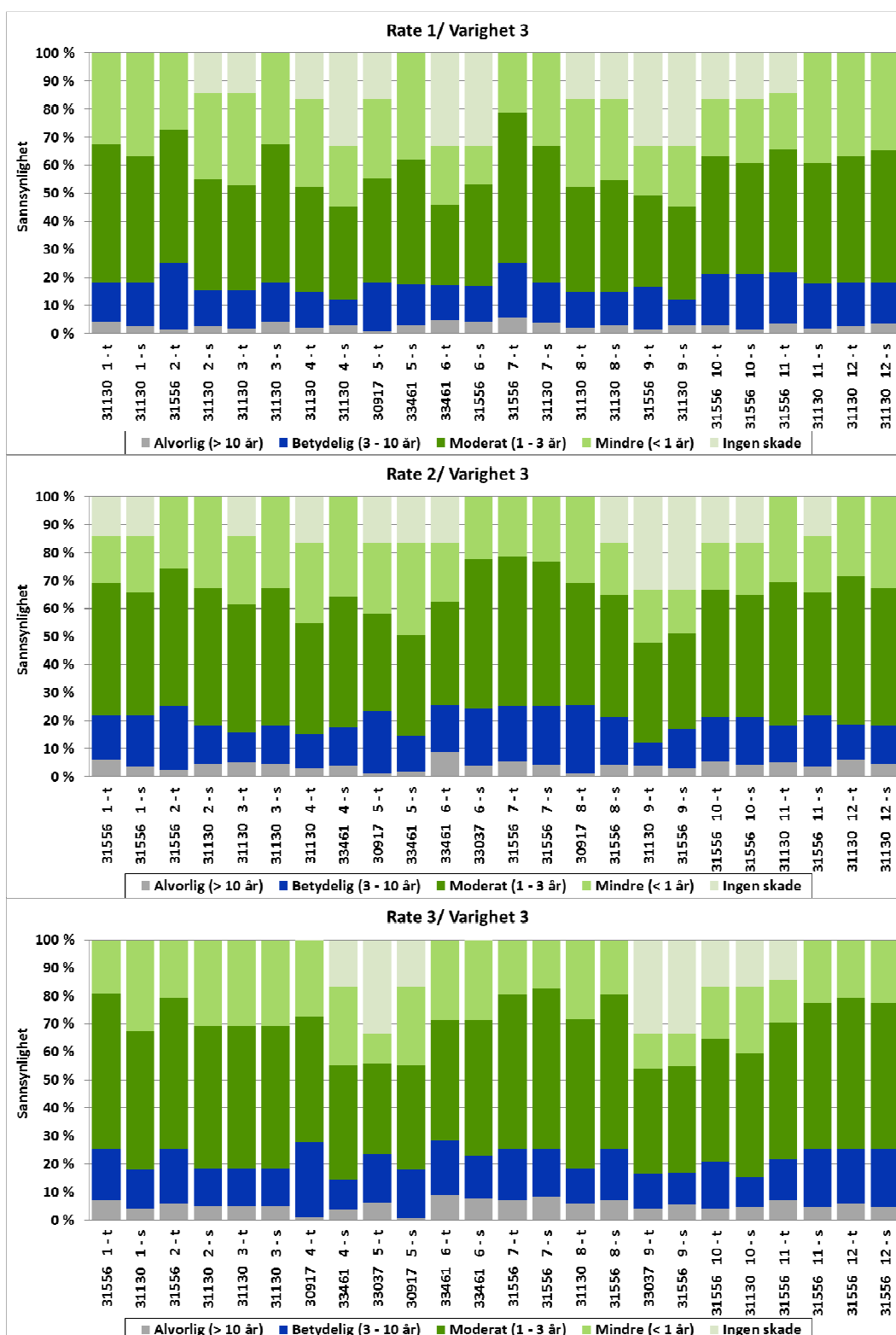
Figur 6-115 Særlig berørte kystområder ved akuttutslipp av olje fra N-L3.



Figur 6-116 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-L3 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 2 døgn.



Figur 6-117 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den verst rammede kyststrøka (10×10 km) i hver måned, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning fra lokasjon N-L3 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn.



Figur 6-118 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-L3 med rate 1500 (øverst), 3000 eller 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 50 døgn.

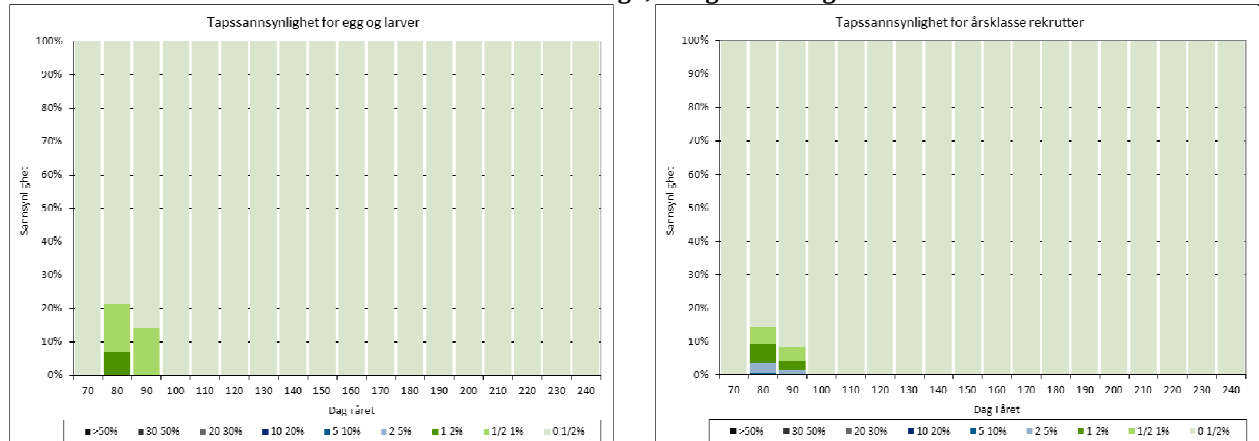
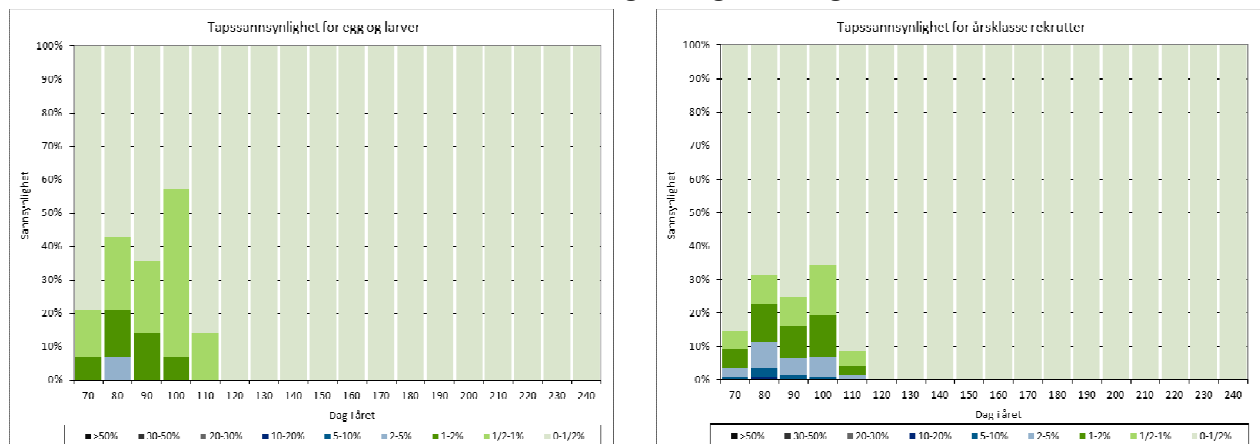
6.11.4 Fisk

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.

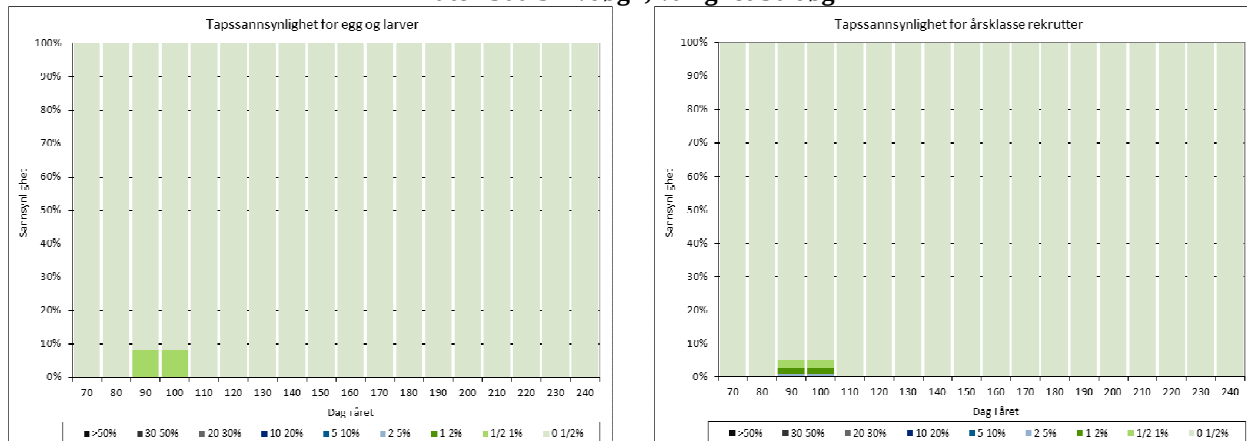
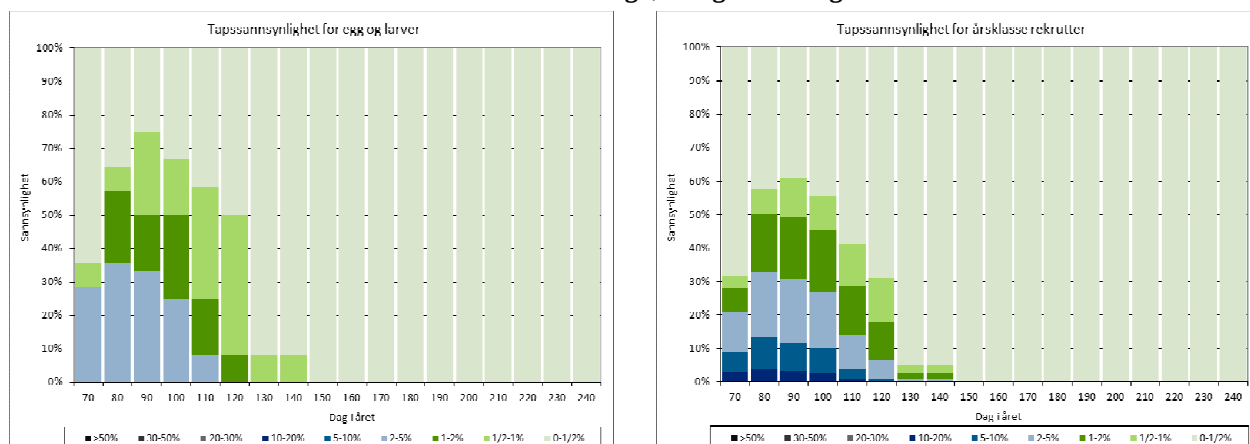
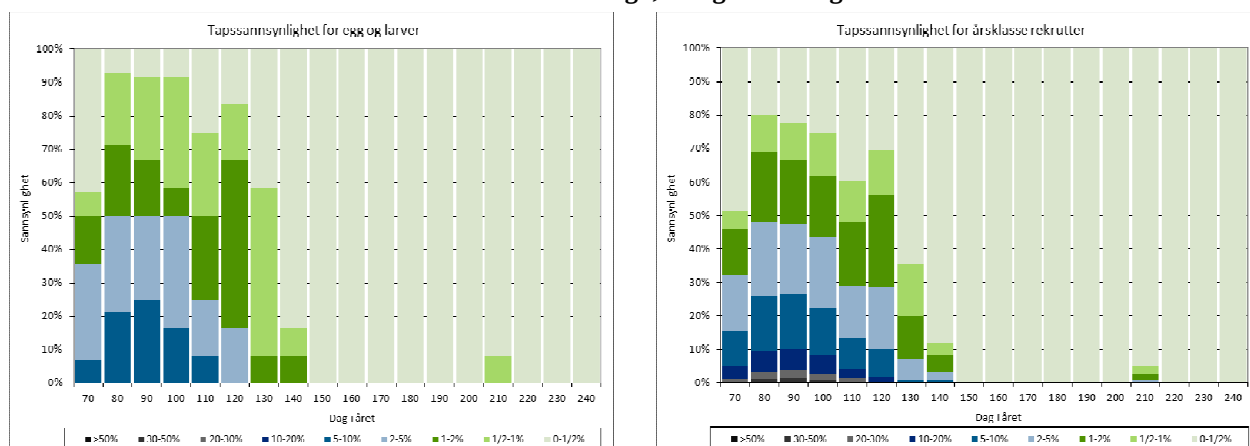
Resultatene viser de høyeste tapsandelene av torsk. Figur 6-119 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 15 døgn (rate 3000 og 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$), mens Figur 6-120 viser resultatene for sjøbunnsutblåsning med varighet 50 døgn (rate 1500, 3000 eller 4500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$).

Det er ikke beregnet $> \frac{1}{2}$ % tap av årsklasserekuttering for torsk for varighet 2 døgn eller for laveste rate (1500 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$) og 15 døgn varighet. Gitt en sjøbunnsutblåsning med rate 3000 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn er det nærmere 1 % sannsynlighet for 5-10 % tap av egg og larver, og nærmere 3 % sannsynlighet for 2-5 % tapsandel. Med høyeste rate øker tapsandelene til inntil 1 % sannsynlighet for 10-20 % tap, nærmere 3 % sannsynlighet for 5-10 % tapsandel og nærmere 8 % sannsynlighet for 2-5 % tapsandel. Overflateutblåsning med varighet 15 døgn fra N-L3 gir ingen sannsynlighet for tapsandeler over $\frac{1}{2}$ % av årsklasserekuttering.

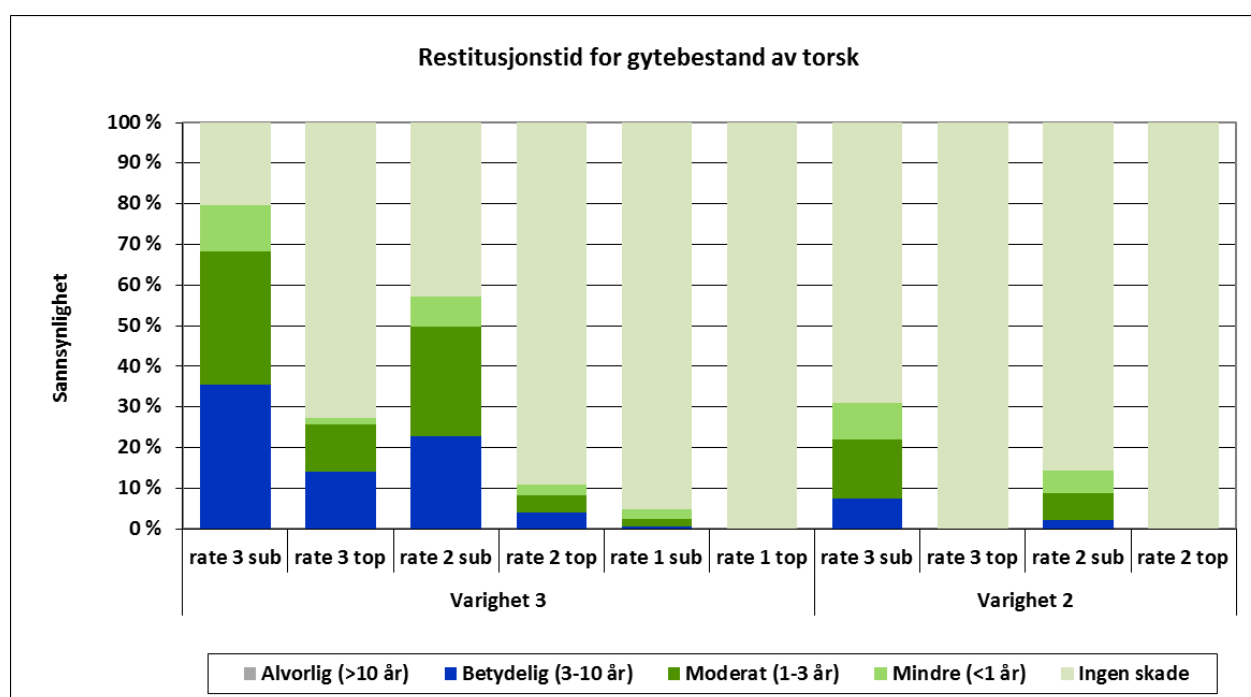
Tapsandelene av årsklasserekuttering av torsk, for tidssteget med høyest utslag (80 – mars), er tatt videre i beregning av skade i form av mulig restitusjonstid, i henhold til bestandsmodellene som beskrevet i kapittel 5.3.3. Resultatene er presentert i Figur 6-121. Ved både overflate- og sjøbunnsutblåsning med varighet 50 døgn og rate 3000 $\text{Sm}^3/\text{døgn}$ vil det være henholdsvis over 40 % og nærmere 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 35 % for betydelig miljøskade, 32 % for moderat miljøskade og 11 % for mindre miljøskade (alle for sjøbunnsutblåsning). Skadepotensialet for overflateutblåsning er betydelig lavere enn for sjøbunnsutblåsning.

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

Figur 6-119 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-L3 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 6-120 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg og larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp fra lokasjon N-L3 med rate 1500, 3000 eller 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.



Figur 6-121 Mulig restitusjonstid for gytebestand av torsk gitt en overflate - (top) eller sjøbunns- (sub) utblåsning fra lokasjon N-L3 med varighet 50 døgn eller 15 døgn og rater 1500, 3000 eller 4500 Sm³/døgn.

6.12 Kvalitative konsekvensvurderinger

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

6.12.1 Plankton

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

Som følge av et akuttutslipp kan vannsøylekonsentrasjonene av THC være over 100 ppb i maksimalt 60 dager ved langvarige utslipp (konservativt estimat). Dette kan føre til en lokal effekt på plankton nær utslippspunktet, men effekten på planktonsamfunnet generelt er vurdert som mindre eller *neglisjerbart* (Tabell 6-12).

Tabell 6-12 En vurdering av forventet konsekvens ved et utslipp ved to varigheter, der kategoriseringen er basert på planktonsamfunnets restitusjonstid.

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

6.12.2 Bunndyr

Både koraller og svamp er bunnlevende organismer, og i Norskehavet forekommer de generelt på dyp større enn 200 m. Det finnes spredte forekomster av koraller langs hele nordlige del av kysten av Norskehavet. Utbredelsen av svamp er i Norskehavet kun beskrevet for områdene utenfor og nord for Lofoten-Vesterålen. Alle lokasjoner som ligger innenfor dekningsområdet, ligger i nærheten av svampsamfunn. Forekomsten av svampsamfunn er ikke kjent for lokasjoner som ligger sør for Lofoten og Vesterålen (N-O13, NO-14, NL-1, NL-2 og N-O15).

Akutte oljeutblåsninger utgjør en potensiell trussel for både koraller og svamp. Ved en utblåsning fra havbunnen, vil kondensat/olje og gass strømme ut under trykk og medføre en prosess der kondensat/olje, gass og vann blander seg og danner en plume som stiger opp mot overflaten. Plumen har i utgangspunktet en begrenset diameter inntil hydrokarbonene eventuelt løses i

vannsøylen og/eller vannstrømmene begynner å påvirke formen på plumen. I noen tilfeller vil utslippsdyp, hydrokarbontype, GOR og miljøforhold gjøre at utslippet innlagres i vannsøylen og spres horisontalt, mest trolig i de øverste 100 m av vannsøylen. Det er likevel forventet en økning av hydrokarbonkonsentrasjonene i ytterkant av plumen som følge av turbulensen i dette området. Lokale strømforhold vil være avgjørende for potensialet for horisontal spredning. Ved sjøbunnsutblåsninger er eksponering av eventuelle korallrev og svampsamfunn nede på bunnen antatt å begrense seg til et mindre område i nærheten av utslippet. Det er rapportert om skader på dyphavskoraller i et område rett under plumen som ble dannet i Mexicogulfen etter utblåsningen fra Macondo-brønnen i 2010 (White et al 2012).

Den truede dyphavskorall-arten *Lophelia pertusa* gyter trolig en gang i sesongen, og gyteperioden er synkronisert innen større områder (Gass 2006). Gyting i Nord Atlanteren er antatt å foregå i løpet av vinteren (Brooke et al. 2012). Gyteprodukter, egg og påfølgende larvestadier driver passivt i vannmassene og oppkonsentreres trolig i forbindelse med sprangsjikt i vannsøylen. Akutte sjøbunnsutslipp som innlagres i vannsøylen kan øke sannsynligheten for eksponering av oppkonsentrerte gyteprodukter, egg og larver fra koraller. Mange arter av svamp gyter i vannsøylen i likhet med koraller. Tilsvarende eksponeringsmåter er dermed også en trussel for svamp.

Ved akutte utslipp 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. I tilfellene der eksponeringen av eksisterende korallrev og svampsamfunn blir langvarig, vil det kunne forekomme skader på lokale korallrev og svampsamfunn som det vil ta lang tid å restituere (>10 år).

Oljedriftsmodelleringer av både sjøbunns og overflateutslipp viser at sedimentering av olje hovedsakelig forekommer kystnært og at utslipp fra samtlige lokasjoner gir sedimentering til havbunn som overlapper med bunndyrforekomster (Tabell 6-13). Kystnære forekomster av korallrev er gitt en høyere miljøverdi langs kysten av Troms og Finnmark (Miljøverdi 8-10) enn forekomster lengre sør (Miljøverdi 6-7) (Havmiljø.no). Svampsamfunn som overlapper med modellert sedimentering er gitt samme verdi (Miljøverdi 5). Miljøverdivurderingene er basert på definerte kriterier for å identifisere økologisk viktige områder i havet.

For korallskog er det kun forekomster på innsiden av Andøya som vil kunne bli berørt. Dette gjelder ved uhellsutslipp fra lokalitetene; N-O8, N-O13, N-O14 og N-L1. For korallrev er det kystnære forekomster langs Vesterålen og Senja som blir utsatt ved uhellsutslipp fra de fleste av lokasjonene (N-O8, N-O9, N-O13, N-O14, N-L3, 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 kunne bli berørt av nordlige lokasjoner (N-O1 og N-O8) i tillegg til utslipp fra lokasjonene N-O8, N-O9, N-O13 og N-L3.

Foreliggende analyse tar ikke hensyn til eventuelle sekundære konsekvenser av oljesøl og konsekvenspotensialet blir kun vurdert ut i fra mulig eksponering og overlapp av sedimentering med kjente bestandsforekomster. Det knytter seg stor usikkerhet til hvorvidt bestandsforekomstene av koraller og svamp vil bli eksponert for oljekonsentrasjoner som overstiger artenes effektgrenser. Men, med bakgrunn i overlappsanalysen for bestandsforekomster og modellresultater for sedimentering av olje, er det konservativt vurdert at langvarige utslipp med høye rater kan gi alvorlige miljøkonsekvenser med > 10 års restitusjonstid for koraller og svamp (Tabell 6-14).

Tabell 6-13 Overlapp mellom sedimentering av olje og forekomst av korall og svampsamfunn etter et 15 dagers (middels varighet) uhellsutslipp fra lokasjoner i Norskehavet

Lokalitet	Korallskog	Korallrev	Svampsamfunn
N-O1	Ingen overlapp	Langs kysten av Sørøya og i Øksfjorden, (Miljøverdi 8).	Ukjent
N-O6	Ingen overlapp	Langs kysten av Sørøya (Miljøverdi 8).	Nordligste del av Andøya (Miljøverdi 5)
N-O8 olje	Innersiden av Andøya (Miljøverdi 5)	Vestsiden av Vesterålen (Miljøverdi 10) og Senja (Miljøverdi 8).	Sørside av Senja (Miljøverdi 5)
N-O8 kondensat	Innersiden av Andøya (Miljøverdi 5)	Vestsiden av Vesterålen (Miljøverdi 10) og sør for Sørøya (Miljøverdi 8)	Vestsiden av Vesterålen og Andøya, samt sør på Senja (Miljøverdi 5)
N-O9	Ingen overlapp	Vestsiden av Vesterålen (Miljøverdi 10), Senja (Miljøverdi 8) og langs kysten av Sørøya og i Øksfjorden, (Miljøverdi 9)	Kystnært utenfor Lofoten, Vesterålen og Senja (Miljøverdi 5)
N-O13	Innersiden av Andøya (Miljøverdi 5).	Langs kysten av Vesterålen (Miljøverdi 10), Senja (Miljøverdi 8) og Sørøya (Miljøverdi 9).	Langs kysten for Lofoten Vesterålen og langs kysten av Senja (Miljøverdi 5)
N-O14	Innersiden av Andøya (Miljøverdi 5)	Langs kysten av Vesterålen (Miljøverdi 10), Senja (Miljøverdi 8) og delvis overlapp sør for Sørøya (Miljøverdi 8).	Vestside av Lofoten, sørsiden av Senja (Miljøverdi 5)
N-O15 olje	Utenfor dekningsområde	Overlapp med forekomster langs kysten av Bodø. Utenfor Træna fjorden og innenfor Vega og ved Lekna. (Miljøverdi 5)	Ukjent
N-O15 kondensat	Utenfor dekningsområde	Kysten av Bodø (Miljøverdi 5).	Ukjent
N-L1	Innersiden av Andøya (Miljøverdi 5)	Utenfor Vesterålen, (Miljøverdi 10).	Overlapper kystnært i Lofoten (sør) og Vesterålen (Miljøverdi 5)
N-L2	Ingen overlapp	Overlapp utenfor Vesterålen (Miljøverdi 10), og delvis utenfor kysten av Senja (Miljøverdi 8).	Overlapp med kystnære forekomster Lofoten og Vesterålen (Miljøverdi 5)
N-L3	Innersiden av Andøya (Miljøverdi 5)	Langs kysten av Vesterålen (Miljøverdi 10), Senja (Miljøverdi 8) og Sørøya (Miljøverdi 9).	Langs kysten for Lofoten Vesterålen og langs kysten av Senja (Miljøverdi 5)

Tabell 6-14 En skjønnsmessig vurdering av forventet konsekvens ved akutte utslipp, der kategoriseringen er basert på korall og svampsamfunns restitusjonstid.

Varighet av utslipp	Konsekvenskategori			
	<u>Mindre</u> 0,1 – 1 år	<u>Moderat</u> 1 – 3 år	<u>Betydelig</u> 3 – 10 år	<u>Alvorlig</u> > 10 år
2 dager	Korallrev Korallskog Svampsamfunn			
50 dager				Korallrev Korallskog Svampsamfunn



6.12.3 Marine pattedyr

Hval

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

For arter som samles i store tettheter over begrensede arealer og tidsvinduer, er skadepotensialet større enn for andre hvalarter, fordi mange individer i en bestand kan bli berørt samtidig. I Norskehavet gjelder dette spesielt for arter som vågehval, spekkhogger og grindhval.

Vågehval samler seg periodevis i farvannet ved den marginale issone, og om sommeren finnes de i store deler av Barentshavet og i områdene rundt Lofoten-Vesterålen. (Føyn m.fl. 2002). Spekkhoggeren er et utpreget flokkdyr (Jensen 2008). Med store forekomster i Vestfjorden og omkringliggende farvann om vinteren, er skadepotensialet vurdert som moderat til betydelig dersom det skulle skje et uhellsutslipp fra lokaliteter der oljen spres i disse områdene. Dette gjelder hovedsakelig utslippspunktene N-O13, N-O14, N-L1 og N-L2. Dødelighet hos en gruppe spekkhoggere tilhørende Prince William Sound økte fra en naturlig dødelighet på 2,2 % pr år til 19,4 %, året etter *Exxon Valdez* havariet. Det ble konkludert at oljeutslippet var hovedårsaken til endringen i dødelighet. Man kan anta at restitusjonstiden for den berørte gruppen var svært lang siden det var hunner og kalver som ble hardest rammet.

Grindhval er tatt med i vurderingen ettersom den tidvis kan opptre i store flokker i Norskehavet og Grønlandshval er inkludert på grunn av rødlistestatus.

For å vurdere konsekvenser av et uhellsutslipp er det tatt hensyn til hvordan den sesongavhengige bestandsfordelingen (der dette er kjent) overlapper med oljens influensområder. Konsekvenskategoriene er basert på bestandens restitusjonstid. Det differensieres mellom 2 og 50 dagers utslippsvarigheter og konsekvensen av et uhellsutslipp fra lokaliteter med estimerte influensområder i Vestfjorden (N-O13, N-O14, N-L1 og N-L2) vurderes som mest alvorlig. Estimerte konsekvenskategorier er vist i Tabell 6-15 (influensområde i Vestfjorden) og Tabell 6-16 (influensområde som ikke påvirker Vestfjorden). 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 på grunn av at restbestanden av denne kritisk truede arten er på mindre enn 50 reproduserende individer (Artsdatabanken 1010).

Tabell 6-15 Konsekvenskategorier for hval ved et 2 eller 50 dagers utslipp for lokasjoner med influensområder i Vestfjorden.

Sesong	Varighet av utslipp	Konsekvenskategori			
		Mindre 0,1 – 1 år	Moderat 1 – 3 år	Betydelig 3 – 10 år	Alvorlig > 10 år
Vår	2 dager	Vågehval Spekkhogger Grønlandshval Grindhval			
	50 dager		Vågehval Spekkhogger Grindhval	Grønlandshval	
Sommer	2 dager	Spekkhogger Grønlandshval Grindhval	Vågehval		
	50 dager		Spekkhogger Grindhval	Grønlandshval Vågehval	
Høst	2 dager	Vågehval Spekkhogger Grønlandshval Grindhval			
	50 dager		Vågehval Spekkhogger Grindhval	Grønlandshval	
Vinter	2 dager	Vågehval Grønlandshval Grindhval		Spekkhogger	
	50 dager		Vågehval Grindhval	Grønlandshval	Spekkhogger

Tabell 6-16 Konsekvenskategorier for hval ved et 2 eller 50 dagers utslipp for lokasjoner der et uhellsutslipp ikke vil påvirke Vestfjorden.

Sesong	Varighet av utslipp	Konsekvenskategori			
		Mindre 0,1 – 1 år	Moderat 1 – 3 år	Betydelig 3 – 10 år	Alvorlig > 10 år
Vår	2 dager	Vågehval Spekkhogger Grønlandshval Grindhval			
	50 dager		Vågehval Spekkhogger Grønlandshval Grindhval		
Sommer	2 dager	Spekkhogger Grønlandshval Grindhval	Vågehval		
	50 dager		Spekkhogger Grønlandshval Grindhval	Vågehval	
Høst	2 dager	Vågehval Spekkhogger Grønlandshval Grindhval			
	50 dager		Vågehval Spekkhogger Grønlandshval Grindhval		
Vinter	2 dager	Spekkhogger Vågehval Grønlandshval Grindhval			
	50 dager		Vågehval Grønlandshval Grindhval	Spekkhogger	

Sel

Grønlandssel er den eneste selarten, foruten selarter inkludert i de kvantitative analysene, som kan forekomme innen området som er forventet å bli påvirket ved et eventuelt uhellsutslipp fra lokaliteter inkludert i denne analysen. Det er imidlertid ikke vanlig at grønlandssel samles i større tettheter i dette området, og det er derfor ikke forventet at et oljesøl herfra vil påvirke populasjonsnivået.

6.13 Transportløsninger

I det følgende blir potensielle effekter av uhellsutslipp knyttet til transportløsningene oljerør, bøyelasting og skipsuhell av type kollisjon mellom fartøy og innretning presentert. Det blir tatt utgangspunkt i kvantitative konsekvensberegninger presentert i under avsnitt 6.2 - 6.10. For konsekvensvurderinger av utslippene på VØK-kategorier som ikke er inkludert i de kvantitative analysene henvises det til avsnitt 6.12.

6.13.1 Rørledningslekkasjer

Bakgrunn

Rørledningslekkasjer som er relevante for aktiviteter beskrevet for Norskehavet nordøst, er lekkasjer i rørledninger for transport av olje/kondensat til land (felteksterne rør). Rørledningslekkasjer kan deles i to faser:

- Utslipp fram til rørledningen er nedstengt
- Utslipp etter at rørledningen er nedstengt

Utslipp frem til rørledningen er nedstengt avhenger av lekkasjeraten, hvor lang tid det tar å detektere lekkasjen og tiden det tar å stenge nødavstengningsventilen (Petroleumstilsynet 2009). Statistikk basert på historiske hendelser gir sannsynlighetsfordelinger for at ulike typer av rørledningsbrudd kan oppstå (Tabell 6-17) og viser at det er større sannsynlighet for små lekkasjehullsutslipp enn store. Store lekkasjer detekteres raskt da det gir et målbart trykkfall i ledningen, mens små lekkasjer kan være vanskelige å oppdage. Av den grunn kan den totale oljemengden være større ved små lekkasjer enn store. Tabell 6-18 viser estimerte utslippsvolum basert på statistikk fra tidligere hendelser og tiden det tar før oljeledningen blir stengt. Basisfrekvensen for lekkasjer fra felteksternrør er i SINTEF (2008) rapportert å tilsvare $8,8 \times 10^{-6}$ per km per år.

Tabell 6-17 Sannsynlighetsfordeling av ulike typer rørledningsbrudd (kilde Petroleumstilsynet 2009).

	Liten (10mm)	Betydelig (50 mm)	Fullstendig
Sannsynlighetsfordeling	68 %	11 %	21 %

Tabell 6-18 Estimerte utslippsvolum og nedstengningstid (Kilde: Petroleumstilsynet 2009).

Lekkasje størrelse	Region	Tid før nedstenging	Frigitt oljevolum (m ³)
Liten	Åpent hav	2 uker	7260 (6107 tonn)
	Kyst	24 timer	520 (437 tonn)
	Fjord	24 timer	520 (437 tonn)
Betydelig	Alle	3 minutter	25 (21 tonn)
Stor	Alle	3 minutter	34 (29 tonn)

Utslipp etter at rørledningen er nedstengt kan skyldes innskrenkning av rørledningen på grunn av trykkfall eller vanninntrenging. Utslipp etter rørinnskrenkninger har blitt rapportert å være lave (mellom 17 og 31 m³) og vil ikke bli diskutert videre. Vanninntrenging kan derimot gi større lekkasjevolumer. For Goliat-feltet er det f.eks. beregnet at en lekkasje i rørledningen kan gi et utslipp som følge av vanninntrenging på mellom 0 og 7000 m³ (Ptil 2009). På grunn av lave utslippsmengder som følge av både betydelige og store rørlekkasjer er det kun relevant å diskutere effekter av små lekkasjer og lekkasjer som følge av vanninntrenging. Det differensieres i det følgende ikke mellom de to sistnevnte lekkasjene på grunn av at de estimerte maksimale frigitte oljevolumene er tilnærmet like.

Til grunn for vurderinger av hvordan miljøressurser vil kunne bli påvirket av eventuelle rørledningslekkasjer i forbindelse med planlagte aktiviteter i Nordland VI, Troms II og Nordland VII legges resultater av konsekvensanalysene fra lokasjoner i nevnte områder. Effekter av lekkasjeutslipp i åpent hav og kystnært blir vurdert ut i fra estimerte utslippsvolum. En direkte sammenligning er imidlertid ikke mulig av følgende grunner:

- Den maksimale oljemengden som vil kunne slippes ut ved lekkasjer samsvarer kun tilnærmings vis oljemengder som ligger til grunn for miljørisikoberegningene
- Varigheten av utslippene er ulike
- Lekkasjenes lokasjon er ikke kjent

I tillegg gjør vi følgende antagelser:

- Lekkasjeutslipp i åpent hav skjer ved modellerte utslippspunkt i miljørisikoanalysen
- Lekkasjeutslipp kystnært (fjord og kyst) blir vurdert ut i fra at hovedmengden av oljen strander til kyst

Konsekvensvurderinger

Transportløsning mellom Nordland VI og Haltenbanken

For utbyggingen i Nordland VI er det forespeilet transport av olje i rør (250 km) til Haltenbanken. En lekkasje fra denne rørledningen vil kunne påvirke naturressurser i Nordland IV, V og VI. I det følgende blir det gjort en vurdering av potensielle effekter på naturressurser som følge av lekkasjeutslipp i åpent hav med utgangspunkt i lokasjoner innenfor Nordland IV (NO-15, N-L1, N-L2), Nordland V (N-O14) og Nordland VI (N-O9 og N-O13). Vurderingene baseres på beregninger og evalueringer av konsekvenspotensial relatert til utslippsscenarioer der det totale utslippsvolumet er mest likt estimerte utslippsmengder ved lekkasjer.

I analyser av lokasjoner i Nordland IV (N-O15, N-L1 og N-L2) legges mellomste rate og mellomste varighet ($750 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$, 15 dager gir $11\,250 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$) til grunn for vurderingene. På grunn av relativt stort oljevolum i forhold til estimerte mengder for lekkasjeutslipp vil vurderingen være konservativ. Et 15 dager utslipp vil også gi 30 dager med THC konsentrasjoner i vannsøylen (Tabell 6-7), altså omtrent dobbelt så lenge som estimerte utslippsvarigheter ved lekkasjeutslipp. Grunnet lave THC konsentrasjoner i vannsøylen vil imidlertid forventet konsekvens for fisk som følge av utslipp fra rørledning være liten eller *ingen* (neglisjerbar).

For et lekkasjeutslipp i nærheten av N-O15 er det blant sjøfuglarter og marine pattedyr alke, lunde, storskarv, og havert som er mest utsatt for skade. Det er beregnet omkring 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade på bestander av alke i høstsesongen. Når det gjelder strandhabitater ligger de hardest rammede kystrutene langs Helgelandskysten og det er størst sannsynlighet for mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid) (Figur 6-78).

For lekkasjer omkring N-L1 er det blant sjøfugl og marine pattedyr alke, polarlomvi, lunde, praktærfugl og havert som trolig er mest utsatt for lekkasje utslipp med inntil 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade på bestander av alke om høsten (Figur 6-98). Når det gjelder strandhabitater inkluderer mulig påvirkede områder Helgelandskysten samt kysten utenfor Bodø, Røst og Lofoten. Forventet konsekvens vil være mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid) (Figur 6-102)

For lekkasjer ved lokasjon N-L2 er det blant sjøfugl og marine pattedyr alke, praktærfugl, lunde, storskarv og havert som er mest utsatt, med en sannsynlighet på inntil 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade på bestander av alke om høsten (Figur 6-105). Potensielt berørte strandhabitater finnes langs Helgelandskysten, Røst og Lofoten. Forventet konsekvens vil være mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid).

For N-O14 (Nordland V) gir høyeste rate og korteste varighet ($4000 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ i 2 dager, totalt 8000 Sm^3) et utslippsvolum nærmest 7260 m^3 . Som vist i Tabell 6-6 gir dette 15 dager med THC konsentrasjoner i vannsøylen. Resultatene viser at det blant sjøfuglarter og marine pattedyr er det alke, praktærfugl, lunde, krykkje og havert som slår mest ut. Det er beregnet omkring 10-20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade for bestander av lunde i vårsesongen. Når det gjelder strandhabitater er det særlig Røst, kystområdene utenfor Bodø (Helligvær), samt Lofoten og (i mindre grad) Vesterålen som vil bli berørt. Forventet konsekvens vil være ingen eller mindre miljøskade (inntil 1 års restitusjonstid).

For lokasjonene N-O9 og N-O13 (Nordland VI) gir mellomste rate og korteste varighet benyttet i de kvantitative konsekvensberegningene (2 døgn og $3000 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$, totalt 6000 Sm^3) som gir et samlet utslippsvolum nærmest estimert utslippsvolum av rørledningslekkasje på åpent hav (7260 m^3). Dette scenariet gir THC-konsentrasjoner i vannsøylen i 15 dager (Tabell 6-5), altså tilnærmet lengde som estimert varighet av lekkasjeutslipp. Beregningene utført for N-O9 indikerer at det blant sjøfugl og marine pattedyr er polarlomvi, lunde og alkekonge som kan være mest utsatte ved et lekkasjeutslipp her (Figur 6-46). Forventet konsekvens vil være moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid). Det er beregnet under 5 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade. Beregningene av skade på strandhabitat viser også at det er sannsynlig at et lekkasjeutslipp vil kunne føre til stranding av olje til sårbare ressurser i strandsonen fra Flakstad i

Lofoten til Karlsøy, men at det er størst sannsynlighet for ingen eller mindre sannsynlighet for miljøskade (< 1 års restitusjonstid) ved dette scenariet uavhengig av årstid.

Beregningene utført for N-O13 indikerer at det blant sjøfugl og marine pattedyr er polarlomvi, alke, praktærugl, lunde, krykkje, alkekonge og havert som kan være mest utsatte ved et lekkasjeutslipp her (Figur 6-56). Forventet konsekvens i sommersesongen er inntil 10 års restitusjonstid. Det er også beregnet nærmere 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade på bestander av lunde i sommersesongen. Beregningene av skade på strandhabitat viser også at det er sannsynlig at et lekkasjeutslipp vil kunne føre til stranding av olje til sårbare ressurser i strandsonen fra Moksnes og Røst, samt kysten av Lofoten og Vesterålen. Forventet konsekvens vil være ingen eller mindre miljøskade (inntil 1 års restitusjonstid) (Figur 6-60).

Transportløsning fra Troms II (Lokasjon N-O1) til Nordland VII samt ilandføring

For utbyggingen i Troms II og Nordland VII er det forespeilet transport av olje i rør fra Troms II til Nordland VII og en videre ilandføring av oljen i området Lofoten-Vesterålen (OD 2012). I det følgende blir det gjort en vurdering av potensielle effekter på naturressurser som følge av lekkasjeutslipp i åpent hav med utgangspunkt i lokasjoner innenfor Troms II (lokasjon N-O1) og Nordland VII (lokasjon N-O6).

Ved et eventuelt lekkasjeutslipp ved lokasjon N-O1, gir mellomste rate og korteste utslippsvarighet (2 dager og $3000 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$, samlet 6000 Sm^3) et samlet utslippsvolum som ligger nærmest utslippsvolumet som er estimert ved lekkasjeutslipp i åpent hav (7260 m^3). Dette scenariet gir THC-konsentrasjoner i vannsøylen i 20 dager (Tabell 6-1), altså noe lengre enn estimert eksponeringslengde for lekkasjeutslipp. Grunnet lave THC konsentrasjoner i vannsøylen vil imidlertid forventet konsekvens for fisk som følge av utslipp fra rørledning være liten eller *ingen* (neglisjerbar).

Blant sjøfugl og marine pattedyr har alke og lunde de høyeste utslagene, mens havert er utslagsgivende om høsten (Figur 6-3). Forventet konsekvens er betydelig miljøskade i vintersesongen. Det er også beregnet nærmere 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade på bestander av alke i vintersesongen. Beregningene av skade på strandhabitat viser at det er sannsynlig at en rørledningslekkasje ved N-O1 gir stranding til kyst og at det er øyområdene i Tromsø og Karlsøy-kommune som vil kunne bli berørt. Forventet konsekvens for strandhabitat vil være *ingen* (neglisjerbar) eller mindre (< 1 års restitusjonstid).

Ved et eventuelt lekkasjeutslipp ved lokasjon N-O6, gir mellomste rate og korteste utslippsvarighet (2 dager og $3000 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$, samlet 3000 Sm^3) et samlet utslippsvolum som ligger nærmest utslippsvolumet som er estimert ved lekkasjeutslipp i åpent hav (7260 m^3). Dette scenariet gir THC-konsentrasjoner i vannsøylen i 16 dager, altså noe lengre enn estimert eksponeringslengde for lekkasjeutslipp (Tabell 6-2). Grunnet lave THC konsentrasjoner i vannsøylen vil imidlertid forventet konsekvens for fisk som følge av utslipp fra rørledning være liten eller *ingen* (neglisjerbar).

Resultater av de kvantitative analysene viser at blant sjøfugl og marine pattedyr har lunde, krykkje og alkekonge de høyeste utslagene. Det er beregnet omkring 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade på lunde i perioden november-april (Figur 6-14). Beregningene av skade på strandhabitat viser at det er sannsynlig at en rørledningslekkasje ved N-O6 gir stranding til kyst

hovedsakelig langs østsiden av Andøya. Forventet konsekvens for strandhabitat vil være *ingen* (neglisjerbar) eller mindre (< 1 års restitusjonstid).

Lekkasjeutslipp kystnært fra oljeledning mellom Nordland VII og land

Det er forespeilet at rørledningen fra produksjonsenheter i Nordland VII og Troms II skal ilandføres i området Lofoten-Vesterålen (OD 2012). Estimerte frigitte oljemengder ved kystnære lekkasjeutslipp tilsvarer 416 tonn olje (Tabell 6-18). Skjer lekkasjen svært nær kysten kan hele oljemengden påvirke en eller flere kystruter, noe som mest sannsynlig vil føre til strandning av oljemengder i kategoriene 1-100 tonn eller 100-500 tonn per 10×10 km rute. I følge effektnøkkel for beregning av andel sjøfugl og marine pattedyr som omkommer, samt skadenøkkel for sannsynlighetsfordeling av teoretisk restitusjonstid ved eksponering av olje, som beskrevet under kapittel 5 vil konsekvensene være alvorlige på individnivå. På bestandsnivå kan en imidlertid forvente mindre miljøskade. Området er definert som et spesielt sårbart område for alkefugl og pelagisk overflatebeitende fugl (Figur 4-12), det er et viktig larve og gyteområde for fisk (Figur 4-22) og i tillegg er forkommet det tidvis store mengder hval i området. Det er også funnet svampsamfunn, korallrev og korallskog i områder rett utenfor kysten av Vesterålen og Lofoten. Alvorlighetsgraden til et oljesøl i dette området må ses i lys av de store utslagene i kvantitative analyser presentert i kapittel 6.3.

6.13.2 Lasting/lossing av olje (bøyelasting)

Bakgrunn

Denne hendelsestypen inkluderer lekkasje i rør og slanger knyttet til lasting og lossing av olje offshore. Det antas at utslippet detekteres etter kort tid, teknisk eller manuelt, og i hht Petroleumstilsynet 2009, er et mindre utslipp i størrelsesorden 1000 m³ representativt for uhellsutslipp av denne typen. Utslipp i forbindelse med bøyelasting er rapportert å skje med en frekvens tilsvarende $2,3 \times 10^{-4}$ per skipning (Petroleumstilsynet 2011). I følge aktivitetsbeskrivelsen er det relevant å vurdere miljøeffekter av eventuelle uhellsutslipp som følge av bøyelasting i Nordland IV, V og VI.

På samme måte som i vurderingene av lekkasjescenariene, legges resultater av de kvantitative konsekvensberegningene av miljørisikoanalysene fra lokasjoner i nevnte områder til grunn for vurderingene (lokasjonene N-O15, N-L1 og N-L2 ligger i Nordland IV, lokasjon N-O14 ligger i Nordland V og lokasjon N-O9 og N-O13 ligger i Nordland VI).

Konsekvensvurderinger

For konsekvensvurderinger av bøyelasting ved lokasjoner i Nordland IV og V henvises det til vurderinger gjort under rørledningslekkasjer på grunn av tilnærmet like utslippsmengder for disse scenariene. For lokasjoner i Nordland VI gir derimot kombinasjonen av høyeste rate og korteste varighet (4500 m³/dag i 2 døgn, samlet 9000 m³) nærmere 1000 m³ enn rate-/varighetskombinasjonen brukt tidligere. Resultater fra beregninger med relevant rate- og varighetskombinasjon summeres i det følgende.

For lokasjon N-O9 er det blant sjøfugl og marine pattedyr polarlomvi, lunde og alkekonge som har de høyeste utslagene. Det er < 5 % sannsynlighet alvorlig miljøskade (> 10 % års restitusjonstid) (Figur 6-46). Beregningene av skade på strandhabitat viser at det er sannsynlig at

et uhellsutslipp ved N-O9 gir stranding til kyst med de verst rammede strandrutene langs kysten av Lofoten, Vesterålen, Andøya Tromsø og Karlsøy. Forventet konsekvens for strandhabitat vil være *ingen* (neglisjerbar) eller mindre (< 1 års restitusjonstid) (Figur 6-50).

For lokasjon N-O13 er det blant sjøfugl og marine pattedyr er det polarlomvi, alke, praktærfugl, lunde, krykkje og havert som gir de høyeste utslagene (**Figur 6-56**). Det er størst sannsynlighet (omkring 15 %) for alvorlig miljøskade (> 10 % års restitusjonstid) på bestander av lunde i sommersesongen. Beregning av skade på strandhabitat viser at det er sannsynlig med stor grad av stranding av olje til kyst ved et uhellsutslipp og at de hardest rammede kystrutene ligger på Røst og Mosknes samt langs kysten av Lofoten, Vesterålen og Andøya. Forventet konsekvens for strandhabitat vil være *ingen* (neglisjerbar) eller mindre (< 1 års restitusjonstid) (Figur 6-60).

6.13.3 Oljeutslipp ved kollisjon mellom fartøy og innretning

Bakgrunn

Dette avsnittet omhandler kollisjoner mellom fartøy og innretning som gir akutte utslipp til sjø på grunn av utslipp fra lagringstanker. Lagringstankene består normalt av en eller flere celler der volumet per tank ligger på omkring 9000 m³ og det må gå hull på flere celler dersom de største utslippene skal skje (Petroleumstilsynet 2009). Sannsynlighetsfordelingen for antall celler som gir utslipp ved en eventuell kollisjon mellom lagringstank og skip er vist i Tabell 6-19. Det representative utslippsscenarioet for denne hendelsestypen vil altså være utslipp fra en tank (80 % sannsynlighet for en lekkasje på 9000 m³), mens sannsynligheten for at hele volumet vil lekke ut er vurdert som betydelig mindre sannsynlig (5 % sannsynlighet for en lekkasje tilsvarende $> 100\,000$ m³). Varigheten for denne typen utslipp kan være fra noen timer til uker/måneder (Petroleumstilsynet 2009). Frekvensen for skipsuhell med oljetankere er estimert til $1,2 \times 10^{-7}$ hendelser per nautiske mil (DNV 2012).

I følge aktivitetsbeskrivelsen er det relevant å vurdere miljøeffekter av eventuelle uhellsutslipp som følge av kollisjoner i Nordland IV, V og VI og vi fokuserer på det minste (1 tank) og det største (alle tankene) uhellsutslippet. For konsekvensevalueringer av det representative scenarioet (80 % sannsynlighet for utslipp av 9000 m³ olje) henvises det til vurderinger gjort under avsnittet med rørledningsutslipp siden utslippsvolumene sammenliknbare (og resultatene for overflateutslipp er sammenliknbare med sjøbunnsutslipp). Til tross for at det kun er 5 % sannsynlighet for utslipp fra alle tankene vil konsekvensene være store og i det følgende velges scenarioer med maksimal rate og varighet for i lokasjoner i hvert område for å diskutere effekten av denne typen uhellsutslipp.

Tabell 6-19 Sannsynlighetsfordelingen for antall celler som gir utslipp ved en eventuell kollisjon mellom lagringstank og skip (Petroleumstilsynet 2009).

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

Konsekvensvurderinger

For lokasjoner i Nordland IV (N-O15, N-L1 og N-L2) gir den høyeste rate- og varighetskombinasjonen (1500 m³/døgn i 50 døgn) et samlet utslippsvolum tilsvarende 75 000 m³, altså lavere enn estimerte utslippsvolum ved uhellsutslipp som følge av utslipp fra alle tanker og konsekvensene vil kunne være mer alvorlig enn det resultatene av våre analyser viser.

For lokasjon N-O15 er det blant sjøfugl og marine pattedyr er det størst utslag for alke, praktærfugl, alkekonge, lunde og torskarv. Det er beregnet sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) i alle måneder, med høyest utslag for bestander av alke og storskarv i sommersesongen med inntil 60 % sannsynlighet (Figur 6-79). Strandingsmønsteret er som beskrevet ovenfor og det er beregnet liten sannsynlighet for betydelig miljøskade i hele året på mellom i de hardest rammede kystrutene (Figur 6-83), mens forventet konsekvens vil være mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid). For bestander av sild ble det beregnet sannsynlighet for betydelig (3-10 års restitusjonstid), moderat (1-3 års restitusjonstid) og mindre (< 1 års restitusjonstid) miljøskade med en samlet sannsynlighet på omkring 20 % (Figur 6-85).

For lokasjon N-L1 er det blant sjøfugl og marine pattedyr er det størst utslag for alke, praktærfugl og havert. Det er beregnet sannsynlighet for alvorlig miljøskade i alle måneder (> 10 års restitusjonstid), med høyest utslag for bestander av lunde i sommersesongen, med inntil nærmere 70 % sannsynlighet (Figur 6-99). Strandingsmønsteret er som beskrevet ovenfor og det er beregnet inntil 20 % sannsynlighet for betydelig miljøskade på mellom i de hardest rammede kystrutene i høstsesongen (Figur 6-103), mens forventet konsekvens vil være mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid). Det er beregnet ingen sannsynlighet for skade på fisk.

For lokasjon N-L2 er det blant sjøfugl og marine pattedyr er det størst utslag for alke, praktærfugl, lunde, storskarv og havert. Det er beregnet sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) i alle måneder, med høyest utslag for bestander av lunde i sommersesongen med opp til 50 % sannsynlighet (Figur 6-106). Strandingsmønsteret er som beskrevet ovenfor og det er beregnet sannsynlighet for alvorlig miljøskade i hele året på mellom 5-20 % sannsynlighet for betydelig miljøskade i de hardest rammede kystrutene (Figur 6-110), mens forventet konsekvens vil være mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid). Det er ikke beregnet skade på fisk.

Det er kun lokasjon N-O14 som ligger i Nordland V og her gir den høyeste rate og varighetskombinasjonen benyttet i de kvantitative beregningene (4000 m³/døgn i 50 døgn) et samlet utslippsvolum tilsvarende 200 000 m³, altså i mulig størrelsesorden av alvorligste type uhellsutslipp fra lagertanker. Blant sjøfugl og marine pattedyr er det her størst utslag for alke, praktærfugl, lunde, alkekonge og havert. Det er beregnet sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) i alle måneder, med høyest utslag for bestander av lunde i sommersesongen med opp til 100 % sannsynlighet (Figur 6-69). Strandingsmønsteret er som beskrevet ovenfor og det er beregnet sannsynlighet for betydelig miljøskade i hele året med opptil 25 % sannsynlighet (Figur 6-73), mens forventet konsekvens vil være mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid). For bestander av sild ble det beregnet sannsynlighet for betydelig (3-10 års restitusjonstid), moderat (1-3 års restitusjonstid) og mindre (< 1 års restitusjonstid) miljøskade

med en samlet sannsynlighet på omkring 80 %, og størst sannsynlighet for moderat miljøskade (Figur 6-75).

For lokasjoner i Nordland VI (N-O9 og N-O13) gir den høyeste rate og varighetskombinasjonen benyttet i de kvantitative beregningene (4500 m³/døgn i 50 døgn) et samlet utslippsvolum tilsvarende 225 000 m³, altså i mulig størrelsesorden av alvorligste type uhellsutslipp fra lagertanker.

For lokasjon N-O9 er det blant sjøfugl og marine pattedyr størst utslag for polarlomvi, lunde, alke og alkekonge. Det er beregnet sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) i alle måneder, med høyest utslag for bestander av alkekonge i sommersesongen med opp til 90 % sannsynlighet (Figur 6-48). Strandingsmønsteret er som beskrevet ovenfor og det er beregnet sannsynlighet for betydelig miljøskade med rundt 10 % sannsynlighet (Figur 6-52), mens forventet konsekvens vil være mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid). For bestander av sild ble det beregnet sannsynlighet for betydelig (3-10 års restitusjonstid), moderat (1-3 års restitusjonstid) og mindre (< 1 års restitusjonstid) miljøskade med en samlet sannsynlighet på omkring 40 %, men størst sannsynlighet for moderat miljøskade (Figur 6-54).

For lokasjon N-O13 er det blant sjøfugl og marine pattedyr størst utslag for polarlomvi, alke, praktærfugl, lunde, alkekonge, krykkje og havert. Det er beregnet sannsynlighet for alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid) i alle måneder, med høyest utslag for bestander av alke og lunde i sommersesongen med opp til 100 % sannsynlighet (Figur 6-58). Strandingsmønsteret er som beskrevet ovenfor og det er beregnet sannsynlighet for betydelig miljøskade i hele året med rundt 20 % sannsynlighet (Figur 6-62), mens forventet konsekvens vil være mindre eller moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid). For bestander av sild ble det beregnet sannsynlighet for betydelig (3-10 års restitusjonstid), moderat (1-3 års restitusjonstid) og mindre (< 1 års restitusjonstid) miljøskade med en samlet sannsynlighet på omkring 90 % -100 %, men størst sannsynlighet for moderat miljøskade (Figur 6-65).

6.14 Sammenlikning av ulike lokasjoner

I foreliggende kapittel er det gjort en sammenlikning av konsekvenspotensialet for alle de analyserte lokasjoner i Nordland IV, V, VI, VII og Troms II. Resultatene som er hentet ut for sjøfugl/marine pattedyr og strandhabitat er den perioden (måned) med høyest utslag for hver lokasjon, gitt en overflate – eller sjøbunnsutblåsning, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. For fisk er det hentet ut det tidssteget (å 10 døgn) med høyest utslag gitt sjøbunnsutblåsning med høyeste rate og lengste varighet. Dette scenarioet har kun 1,23 % sannsynlighet, men er det eneste som gir utslag for alle lokasjoner, og således det eneste som kan sammenliknes.

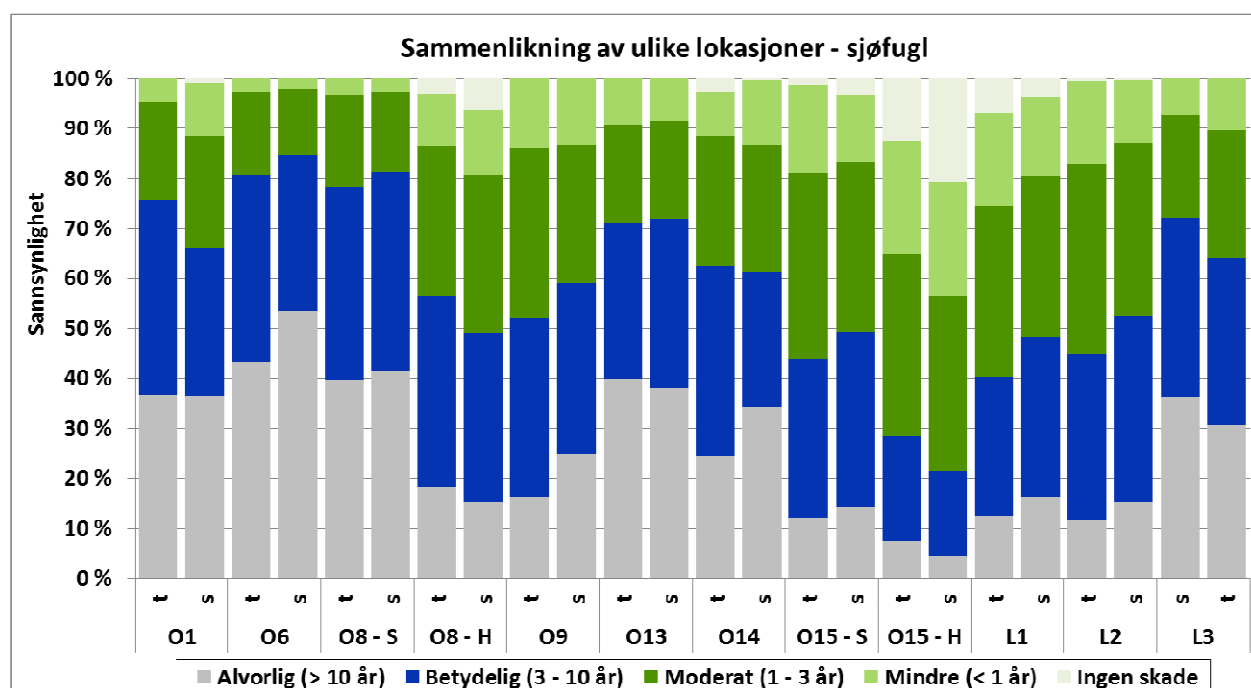
6.14.1 Sjøfugl og marine pattedyr

Resultatene av sammenlikningen er vist i Figur 6-122 for sjøfugl og Figur 6-123 for marine pattedyr. Konsekvenspotensialet er større for sjøfugl enn for marine pattedyr for alle lokasjoner. 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 %. 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 Huldre - H), enn dersom oljen har egenskaper tilsvarende Svalerölje - S.

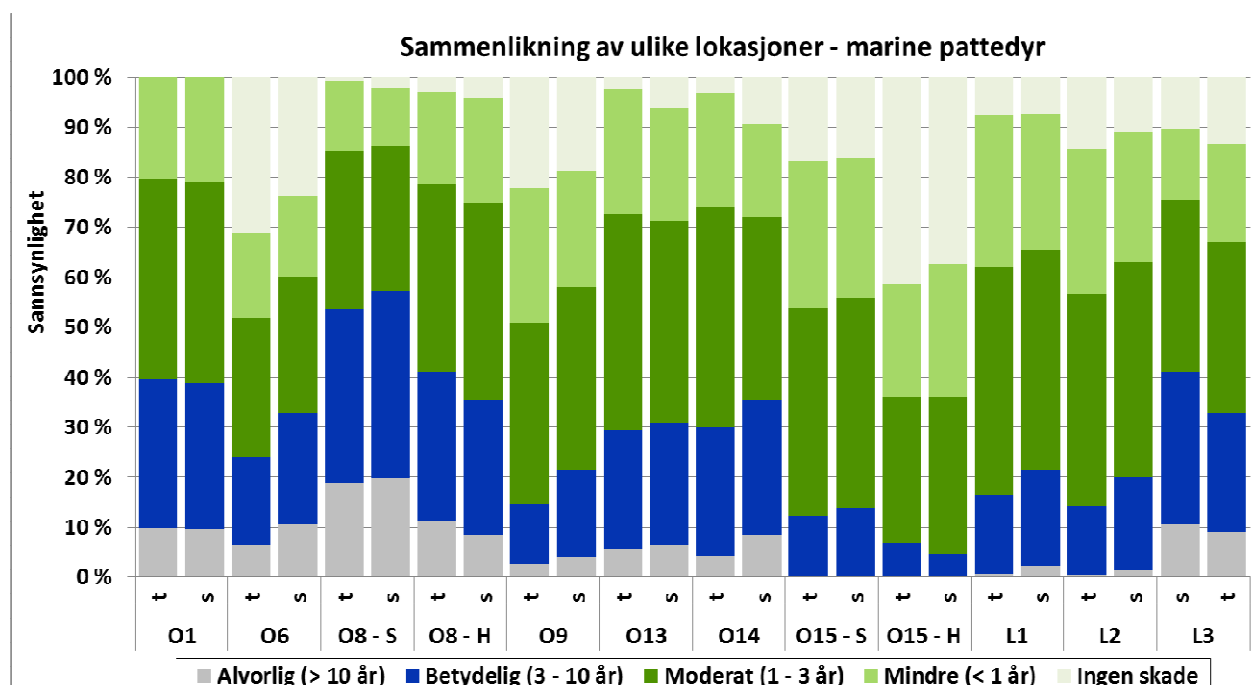
Blant de vurderte lokasjonene er det generelt lokasjonene lengst syd i Norskehavet (N-L1, N-L2 og N-O15) som relativt sett har det laveste konsekvenspotensialet med hensyn på konsekvenser for sjøfugl og marine pattedyr. Men det er likevel over 10 % sannsynlighet for restitusjonstid >10 år, gitt et alvorlig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

For marine pattedyr som er vurdert kvantitativt (havert, otter og steinkobbe) er det havert og steinkobbe som gir høyeste konsekvenspotensial for alle lokasjoner gjennom hele året. De to selartene veksler på å være dimensjonerende i ulike måneder og for ulike lokasjoner. Konsekvenspotensialet for otter er lavere. Konsekvenspotensialet er høyest for steinkobbe gitt en utblåsning fra lokasjon N-O8, der det er 20 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade, 37 % sannsynlighet for betydelig miljøskade, 29 % sannsynlighet for moderat miljøskade og 11 % sannsynlighet for mindre miljøskade.

Hvalarter inngår ikke i de kvantitative vurderingene, men det er gjort en kvalitativ vurdering. Konsekvenspotensialet er vurdert størst for vågehval, grindhval og spekkhogger, for lokaliteter med estimerte influensområder i Vestfjorden (N-O13, N-O14, N-L1 og N-L2).



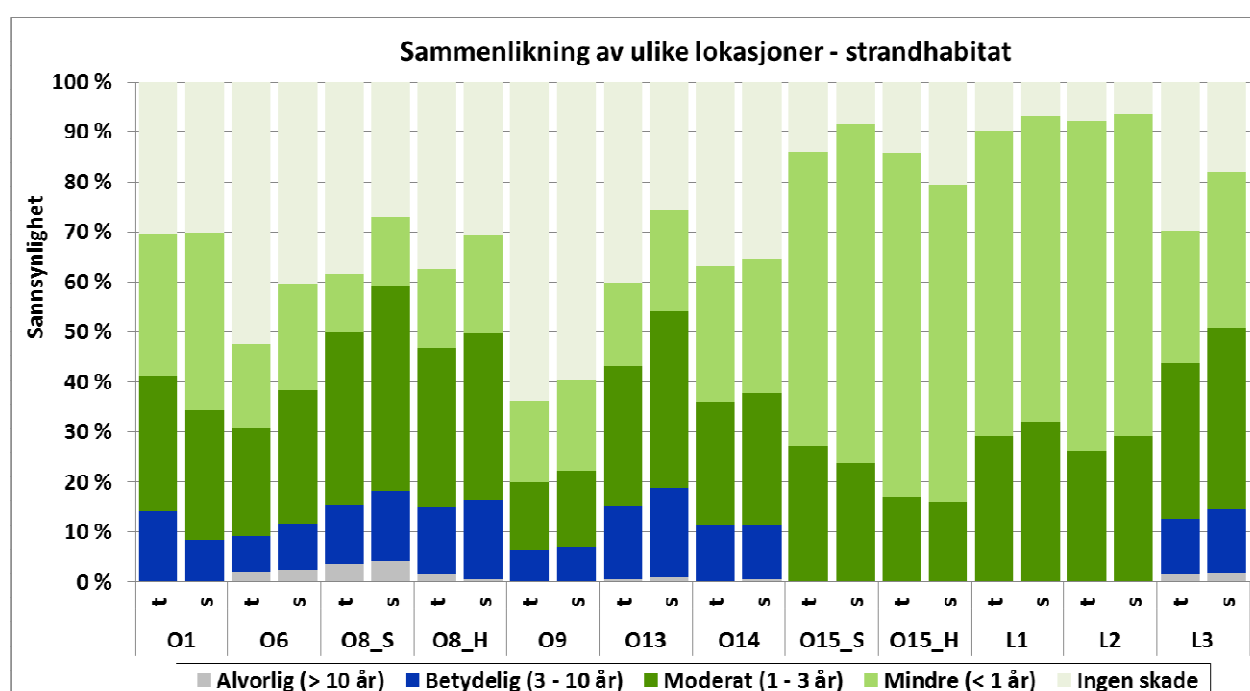
Figur 6-122 Betinget sannsynlighet for ulike grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den måneden med høyest utslag for sjøfugl, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner, vist for hver av lokasjonene.- S angir oljetype Svale, - H angir oljetype Huldra.



Figur 6-123 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.

6.14.2 Strandhabitat

Sammenlikningen av ulike lokasjoner for potensiell skade på strandhabitat er vist i Figur 6-124. Høyeste skadepotensial er beregnet for lokasjon N-O8 (i juli). Lokasjonene N-O1, N-O6, N-O8, N-O9, N-O13, N-O14 og N-L3 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. 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 % for disse lokasjonene.



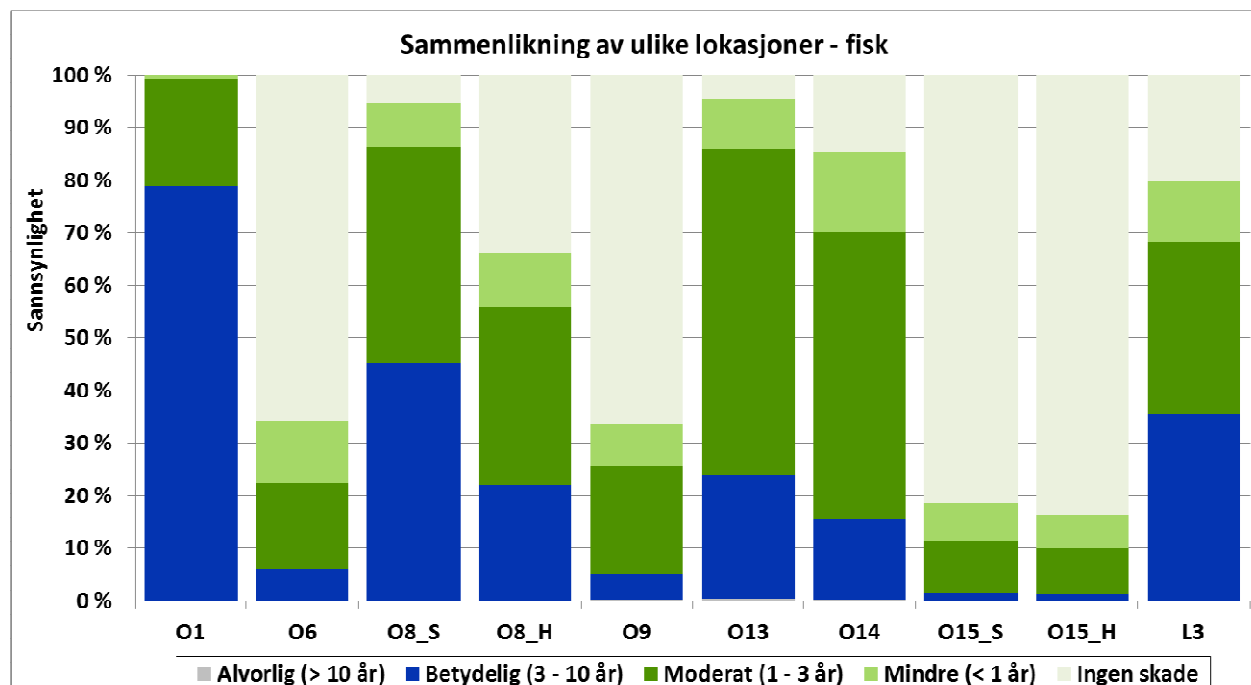
Figur 6-124 Betinget sannsynlighet for ulik grad av skade (uttrykt ved restitusjonstid) for den måneden med høyest utslag for strandhabitat, gitt en overflate – (t) eller sjøbunns – (s) utblåsning, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner, vist for hver av lokasjonene.

6.14.3 Fisk

Sammenlikningen av ulike lokasjoner for potensiell skade på strandhabitat er vist i Figur 6-125. Sammenlikningen gjelder kun for sjøbunnsutblåsning med høyeste rate og lengste varighet for hver lokasjon fordi det er kun 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 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 6-125 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.

6.15 Sammenlikning med resultater i HFB 2010

I forbindelse med oppdateringen av faglig grunnlag for Helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet utarbeidet DNV og NINA en rapport som omfattet konsekvens- og miljørisikoberegninger for sjøfugl, marine pattedyr og strandhabitat som følge av et akuttutslipp av olje fra utvalgte lokasjoner i Nordland V, VI, VII og Troms II. Flere av disse lokasjonene er også inkludert i foreliggende studie, f.eks. N-L3 og N-O13.

Lokasjon N-L3 er sammenliknbar med NoVI – utslippspunkt 1 i HFB 2010. I HFB 2010 ble følgende scenarioer modellert for NoVI – utslippspunkt 1, som også inngår i foreliggende analyse for N-L3: utblåsning med rate 4500 Sm³/døgn og varighet 2 døgn, og rate 4500 Sm³/døgn og varighet 50 døgn.

For rate 4500 Sm³/døgn og lengste varighet ble det beregnet 38 % sannsynlighet for en reduksjon av lundebestanden på mellom 20 og 30 %, gitt en utblåsning. I foreliggende analyse er det for samme art beregnet inntil 17 % sannsynlighet for 20-30 % og 83 % sannsynlighet for > 30 % bestandstap. For *strandhabitat* ble det beregnet 48 % sannsynlighet for mindre skade (restitusjonstid < 1 år), 42 % sannsynlighet for moderat skade (restitusjonstid 1-3 år), 5,0 % sannsynlighet for betydelig skade (restitusjonstid 3-10 år), og ingen sannsynlighet for alvorlig miljøskade. Til sammenlikning er det i foreliggende analyse 29 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 43 % sannsynlighet for moderat miljøskade, 20 % sannsynlighet for betydelig

miljøskade og nærmere 9 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade, for verste berørte 10 × 10 km rute.

For rate 4500 Sm³/døgn og korteste varighet ble det beregnet 11 % sannsynlighet for 5-10 % bestandstap av *lundebestanden*, mens det i foreliggende analyse er beregnet inntil 46 % sannsynlighet for 5-10 %, 25 % sannsynlighet for 10-20 % og 4 % sannsynlighet for 20-30 % bestandstap av samme art. For *strandhabitat* ble det beregnet 28 % sannsynlighet for mindre miljøskade og 8,7 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (ingen sannsynlighet for betydelig miljøskade), mens det i foreliggende analyse er beregnet 21 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 20 % sannsynlighet for moderat miljøskade og inntil 8 % sannsynlighet for betydelig miljøskade.

Lokasjon N-O13 er sammenliknbart med NoVI – utslippspunkt 2 i HFB 2010. For dette punkt ble utblåsningsscenario med rate 4500 Sm³/døgn i 2 døgn modellert, som også inngår i foreliggende analyse. Det ble beregnet 75 % sannsynlighet for en 1-5 % reduksjon av lundebestanden, og 24 % sannsynlighet for at 5-10 % reduksjon av bestanden som følge av akuttutslipp i hekkesesongen. I foreliggende analyse er det beregnet inntil 28 % sannsynlighet for 1-5 % bestandstap av samme art, 22 % sannsynlighet for 5-10 % bestandstap, 44 % sannsynlighet for 10-20 % bestandstap og 5,5 % sannsynlighet for 20-30 % bestandstap. For *strandhabitat* ble det beregnet 48 % sannsynlighet for mindre miljøskade, og 30 % sannsynlighet for moderat miljøskade. Det ble ikke beregnet sannsynlighet for betydelig eller alvorlig miljøskade. I foreliggende analyse er det beregnet 18,5 % sannsynlighet for mindre miljøskade, 17 % sannsynlighet for moderat miljøskade og 7,5 % sannsynlighet for betydelig miljøskade.

En ser således generelt en forverring av konsekvenspotensialet i foreliggende analyse sammenliknet med det som ble presentert i HFB 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.

6.16 Effekt av beredskapstiltak

For å illustrere effekten av oljevernberedskapstiltak er det er valgt å gjøre en analyse av konsekvenspotensialet for sjøfugl der en antar at beredskapstiltak blir iverksatt for å redusere oljemengdene på havoverflaten og stranding av olje.. Det er tatt utgangspunkt i tre av scenarioene som ble modellert i beredskapsanalysen for området (DNV 2012b). I det følgende vises resultater for utblåsningsscenarioer med høyeste rate (4500 Sm³/døgn) og 15 døgn varighet av utblåsningen for de potensielle lokasjonene for oljefelt i Norskehavet nordøst. Det er valgt å fokusere på lokasjon N-O1, N-O6 og N-O13, i og med at disse har et høyt konsekvenspotensial for sjøfugl, gitt uhellsutslipp av olje. I beredskapsanalysen er det antatt innsats av totalt 8 oljevernssystemer, dvs. 4 i barriere 1 (nærmest kilden) og 4 i barriere 2 (i åpent hav). Foreliggende analyse tar ikke i betraktning oljevernstiltak i kystnære områder (barriere 3 og 4).

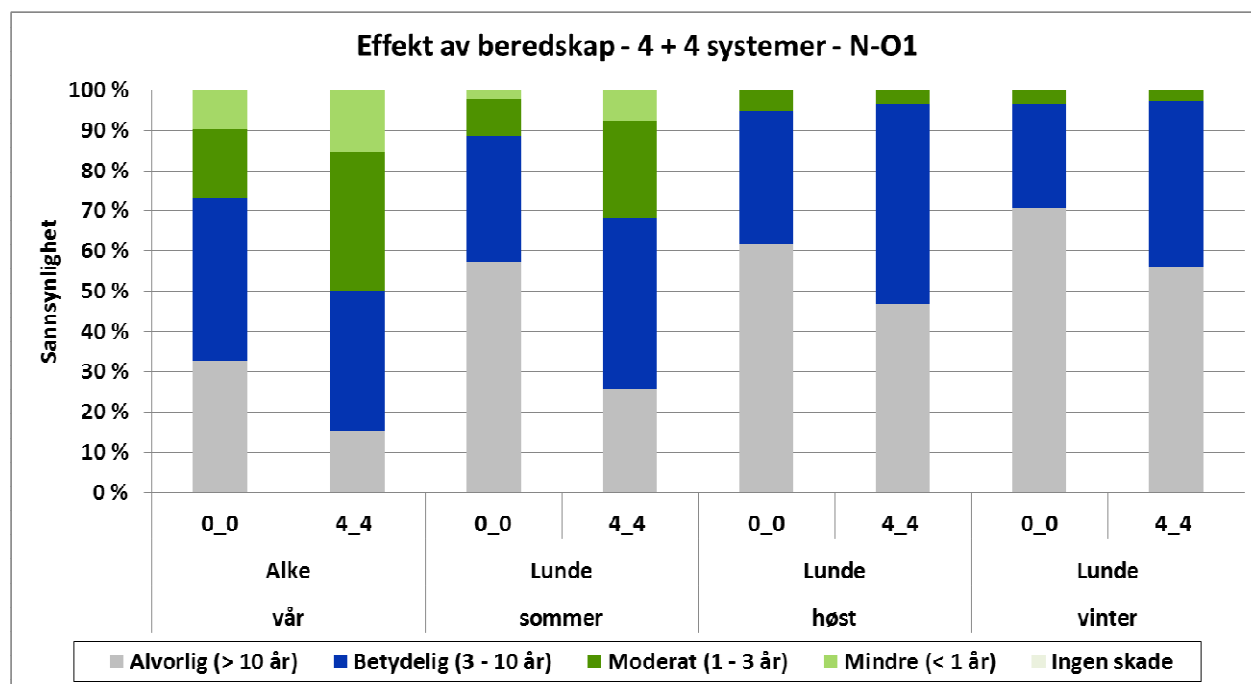
Det er viktig å merke seg at denne typen sammenlikningsstudie kan være en svært unøyaktig parameter når en ser på faktisk miljøgevinst ved iverksetting av beredskapstiltak. Dette kommer av at metodikken for miljørisikoberegning benytter store oljemengdekategorier i tapsberegningen. Laveste kategori går fra 1-100 tonn olje per 10 x 10 km grid celle, noe som innebærer at en kan redusere oljemengden fra 99 tonn til 1 tonn uten å se noen modellert bedring hva angår fugledød.

Samtidig kan oljen som følge av oljeverntiltak få endret sin drivbane i modelleringen, og kanskje treffe et område med stor sjøfuglaggregering i en periode av året, som ikke ble truffet i den opprinnelige modelleringen uten beredskapstiltak. I en faktisk oljevernaksjon ville innsats være satt inn for særlig å forhindre tilflyt av olje til sårbare områder.

6.16.1 N-O1

Resultatene av analysen for lokasjon N-O1 er vist i Figur 6-126. Figuren viser at oljeverntiltak reduserer sannsynligheten for alvorlige konsekvenser (> 10 års restitusjonstid) betraktelig i vår- og sommersesongen. I begge disse sesongene mer enn halveres sannsynligheten for alvorlig miljøskade, fra om lag 33 % til 15 % i vårsesongen, og fra 57 % til 26 % i sommersesongen. I vårsesongen reduseres også sannsynligheten for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) med om lag 6 %. I høst- og vintersesongen er det også en reduksjon i konsekvenspotensialet, der sannsynligheten for alvorlig miljøskade reduseres med om lag 15 % i begge sesongene.

Forskjellene i reduksjonen i sommersesongen kontra vintersesongen reflekterer forskjellen i oppsamlingseffekt som følge av miljøforhold i vintersesongen som vanskeliggjør en effektiv oljevernaksjon. I vintersesongen vil det både være begrensninger i lys store deler av døgnet, samt vind og bølgeforhold som begrenser muligheten til mekanisk oppsamling av olje på havoverflaten. Samtidig er sjøfugl ulikt fordelt i sommersesongen versus vintersesongen. Den geografiske fordelingen til miljøressursene kan også være med å påvirke i hvilken grad oljevernberedskapstiltak reduserer miljørisikoen i de ulike sesongene.

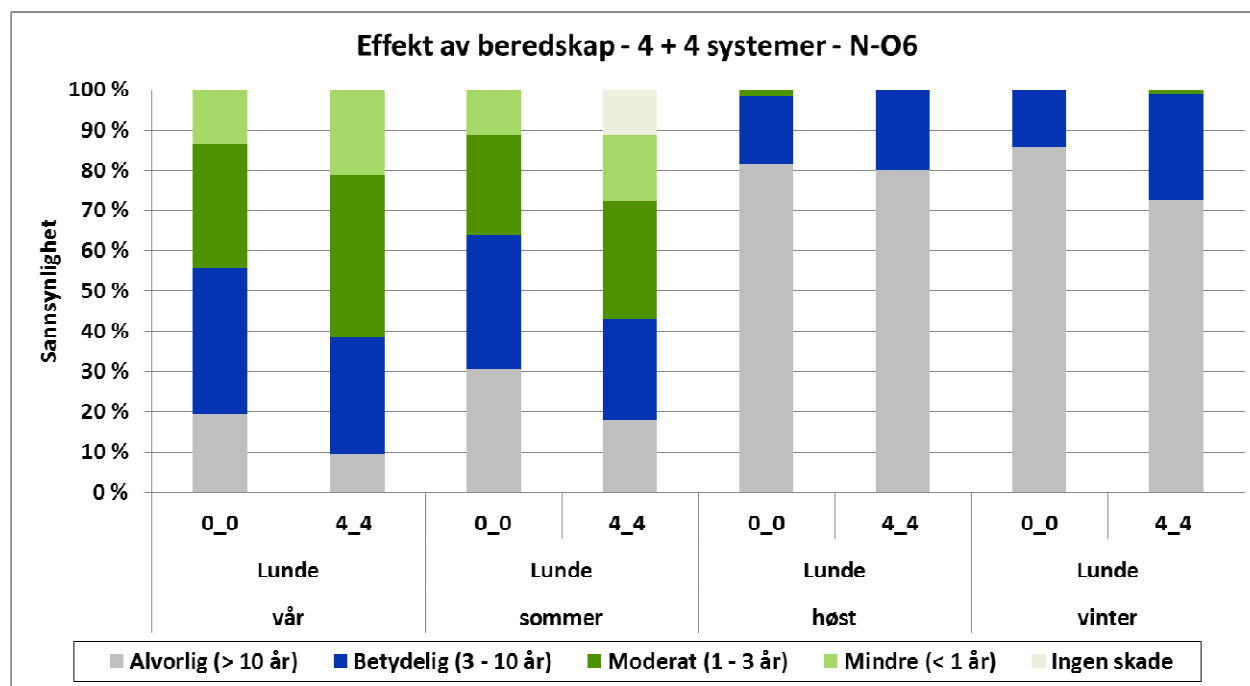


Figur 6-126 Betinget sannsynlighet for skade på sjøfugl, gitt en utblåsning fra lokasjon N-O1 med rate 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn. Resultatene er vist for to ulike scenarioer i hver sesong, dvs. med (4_4) og uten effekt (0_0) av beredskapstiltak. 4_4 indikerer innsats av 4 systemer i barriere 1 og 4 systemer i barriere 2. For detaljer rundt modelleringsoppsett, responstider o.l. henvises det til DNV 2012b).

6.16.2 N-O6

Resultatene av analysen for lokasjon N-O6 er vist i Figur 6-127. Figuren viser at oljeverniltak reduserer sannsynligheten for alvorlige konsekvenser (> 10 års restitusjonstid) betraktelig i vår- og sommersesongen. I vårsesongen halveres sannsynligheten for alvorlig miljøskade, fra om lag 19 % til 9,5 %, reduksjonen i sommersesongen er på om lag 12 %. I begge sesonger reduseres også sannsynligheten for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid) med om lag 8 %. I høst- og vintersesongen er det en mindre reduksjon i konsekvenspotensialet, der sannsynligheten for alvorlig miljøskade reduseres med om lag 2 % i høstsesongen og om lag 7 % i vintersesongen.

Forskjellene i reduksjonen i sommersesongen kontra vintersesongen reflekterer forskjellen i oppsamlingseffekt som følge av miljøforhold i vintersesongen som vanskeliggjør en effektiv oljevernaksjon. I vintersesongen vil det både være begrensninger i lys store deler av døgnet, samt vind og bølgeforhold som begrenser muligheten til mekanisk oppsamling av olje på havoverflaten. Samtidig er sjøfugl ulikt fordelt i sommersesongen versus vintersesongen. Den geografiske fordelingen til miljøressursene kan også være med å påvirke i hvilken grad oljevernberedskapstiltak reduserer miljørisikoen i de ulike sesongene.



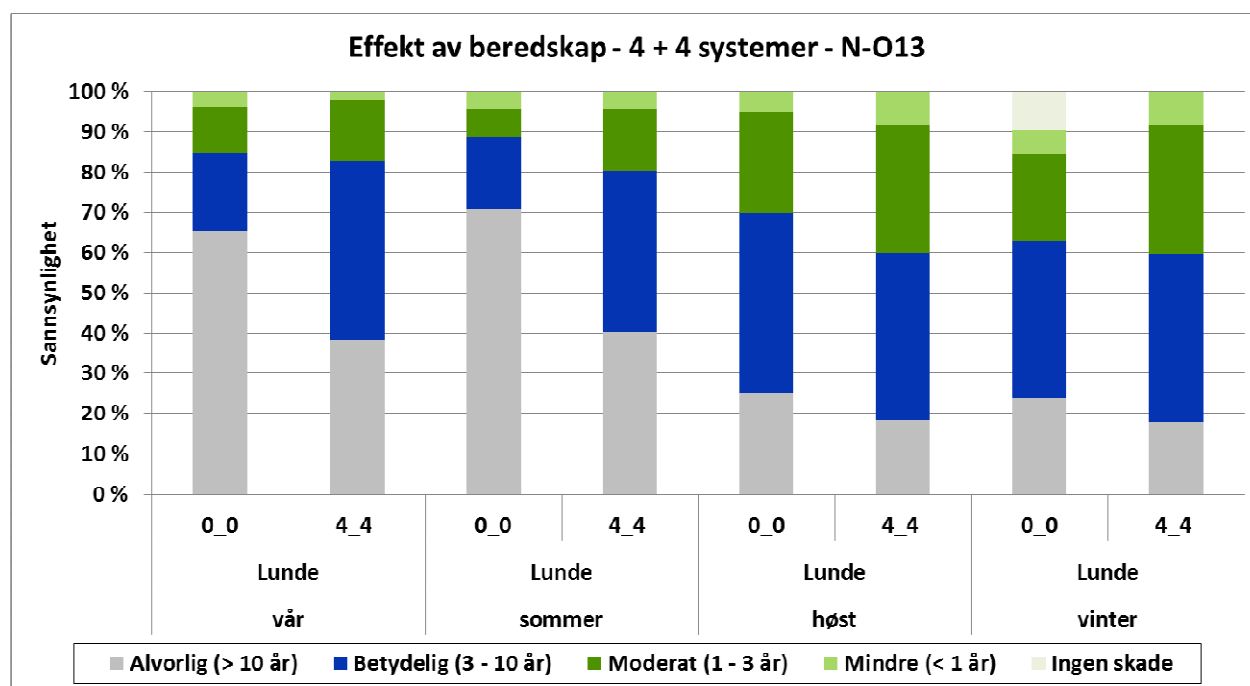
Figur 6-127 Betinget sannsynlighet for skade på sjøfugl, gitt en utblåsning fra lokasjon N-O6 med rate $4500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ og varighet 15 døgn. Resultatene er vist for to ulike scenarioer i hver sesong, dvs. med (4_4) og uten effekt (0_0) av beredskapstiltak. 4_4 indikerer innsats av 4 systemer i barriere 1 og 4 systemer i barriere 2. For detaljer rundt modelleringsoppsett, responstider o.l. henvises det til DNV 2012b).

6.16.3 N-O13

Resultatene av analysen for lokasjon N-O13 er vist i Figur 6-128. Figuren viser at oljeverniltak reduserer sannsynligheten for alvorlige konsekvenser (> 10 års restitusjonstid) betraktelig i vår- og sommersesongen. I vårsesongen reduseres sannsynligheten for alvorlig miljøskade, fra om lag 65 % til 38 %, reduksjonen i sommersesongen er på om lag 30 %, fra 71 % til 40 %. I høst- og

vintersesongen er det en mindre reduksjon i konsekvenspotensialet, der sannsynligheten for alvorlig miljøskade reduseres med om lag 7 % i høstsesongen og om lag 6 % i vintersesongen.

Forskjellene i reduksjonen i sommersesongen kontra vintersesongen reflekterer forskjellen i oppsamlingseffekt som følge av miljøforhold i vintersesongen som vanskeliggjør en effektiv oljevernaksjon. I vintersesongen vil det både være begrensninger i lys store deler av døgnet, samt vind og bølgeforhold som begrenser muligheten til mekanisk oppsamling av olje på havoverflaten. Samtidig er sjøfugl ulikt fordelt i sommersesongen versus vintersesongen. Den geografiske fordelingen til miljøressursene kan også være med å påvirke i hvilken grad oljevernberedskapstiltak reduserer miljørisikoen i de ulike sesongene.



Figur 6-128 Betinget sannsynlighet for skade på sjøfugl, gitt en utblåsning fra lokasjon N-O13 med rate 4500 Sm³/døgn og varighet 15 døgn. Resultatene er vist for to ulike scenarioer i hver sesong, dvs. med (4_4) og uten effekt (0_0) av beredskapstiltak. 4_4 indikerer innsats av 4 systemer i barriere 1 og 4 systemer i barriere 2. For detaljer rundt modelleringsoppsett, responstider o.l. henvises det til DNV 2012b).

6.17 Konklusjon

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. Dette har sammenheng med at disse lokasjonene har lavere forventede utblåsningsrater enn de resterende lokasjonene i Norskehavet nordøst. Det er likevel over 10 % sannsynlighet for restitusjonstid >10 år for sjøfugl, gitt utslipp (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner) fra disse lokasjonene. Forventet konsekvens ved utblåsning fra en av disse lokasjonene er inntil 3 års restitusjonstid.

Lokasjonene N-O1, N-O6, N-L3, 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 sjøfugl gitt et utslipp (vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner).

For fisk er konsekvenspotensialet størst ved sjøbunnsutblåsning fra lokasjon N-O1, der konsekvensene vil kunne bli betydelige forutsatt en utblåsning med varighet 50 døgn og utblåsningsrate 4500 Sm³/døgn. Konsekvensene ved laveste utblåsningsvarighet (som har størst sannsynlighet) vil være *neglisjerbare*, dvs. < ½ % tap av egg og larver.

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

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 på grunn av 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.

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.

Sammenlikning med resultatene av analysen som ble gjort i forbindelse med oppdatering av faglig grunnlag for Helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet (HFB 2010) viser en forverring av konsekvenspotensialet i foreliggende analyse. Dette henger sammen med at det på nåværende tidspunkt foreligger nye bestandsdatasett for sjøfugl, og mer høyoppløselige strømdata som detaljerer oljens skjebne i kyst og strandsone.

Analysen av effekt av beredskapstiltak viser en tydelig nedgang i de mer alvorlige konsekvensene (store bestandstap og lang restitusjonstid) for sjøfugl, særlig i vår- og sommersesongen. Effekten er mindre i høst- og vintersesongen fordi det i denne perioden vil være vanskeligere værforhold og begrensninger i lys for effektiv oppsamling av olje på havoverflaten.



7 MILJØRISIKOBETRAKTNINGER

7.1 Introduksjon

For å sette konsekvensene ved utslippsscenariene i et miljørisikoperspektiv er det tatt utgangspunkt i sannsynlighet for de ulike hendelsene presentert innledningsvis i avsnitt 2.2 og 2.3. Det er valgt å fokusere på sjøfugl og strandhabitat, da det er disse av VØK-gruppene som slår ut mest i konsekvensanalysen. Det er valgt å vise miljørisiko knyttet til utblåsning for leteboring, produksjonsboring og produksjon for hvert av petroleumsområdene Nordland VI, Nordland VII/Troms II og Nordland IV/V. Et mulig fullt aktivitetsnivå etter utbygging er ikke tatt i betraktning i og med at det ikke foreligger informasjon om alle mulige utslippsscenarier, men kun utblåsningsrater og -varigheter for potensielle oljefunn.

Årlige hendelsesfrekvens for de ulike fasene i etableringen av petroleumsvirksomhet i hvert av områdene Nordland VI, Nordland V/IV og Nordland VII/Troms II i Norskehavet nordøst er vist i Figur 7-1. Frekvensene for de ulike scenariene er vist for henholdsvis letefasen, utbyggingsfasen og driftsfasen, definert ved to ulike scenarioer (henholdsvis høyt og lavt ressursanslag, som definert i OD, 2012). Basert på utbyggingsscenarioene og antall produserende brønner i hvert område, som er utarbeidet av OD (2012), har DNV antatt et representativt antall brønnoperasjoner for hvert område. I Figur 7-2 er hendelsesfrekvensen illustrert som returperiode, dvs. antall år med aktivitet i de ulike fasene før en forventer en oljeutblåsning.

Stort sett alle boreoperasjoner har noe sannsynlighet for utblåsning fra sjøbunnen, og i foreliggende analyse er det tatt utgangspunkt i en 70/30 fordeling på overflate- versus sjøbunnsutblåsning for leteboring og produksjonsboring.

For Nordland VI er det lagt til grunn en utbygging med bunnfast plattform og to bunnrammer med 10 brønner hver (totalt 20 produksjonsboringer). Det antas 5 produksjonsboringer per år og én komplettering for hver produksjonsbrønn i utbyggingsfasen. I henhold til datagrunnlaget i grunnlagsrapport for forvaltningsplan Nordsjøen (DNV 2011) er det lagt til grunn én brønnoverhaling for hver 10.brønn per år (dvs. totalt 2 brønnoverhalinger per år) og fem wireline-operasjoner for hver 10.brønn per år (dvs. totalt 10 wireline-operasjoner per år). I produksjonsfasen er det lagt til grunn 20 produserende brønner, én brønnoverhaling for hver 10.brønn per år (dvs. totalt 2 brønnoverhalinger per år) og fem wireline-operasjoner for hver 10.brønn per år (dvs. totalt 10 wireline-operasjoner per år).

For Nordland V er det lagt til grunn utbygging med FPSO og én bunnramme med 10 brønner, mens det for Nordland IV legges til grunn utbygging med bunnfast plattform og én bunnramme med 10 brønner (totalt 20 produksjonsboringer i området). Det antas 5 produksjonsboringer per år, og én komplettering per produksjonsbrønn i utbyggingsfasen. I produksjonsfasen er det lagt til grunn 20 produserende brønner. Tilsvarende som for Nordland VI er det lagt til grunn én brønnoverhaling for hver 10.brønn per år (dvs. totalt 2 brønnoverhalinger per år) og fem wireline-operasjoner for hver 10.brønn per år (dvs. totalt 10 wireline-operasjoner per år). For utbygging med FPSO antas 100 % sannsynlighet for sjøbunnsutblåsning.

For Nordland VII og Troms II legges det til grunn tre bunnrammer med 10 brønner hver (totalt 30 produksjonsboringer i området), og eksportørledning til landanlegg. Rørledningen er ikke

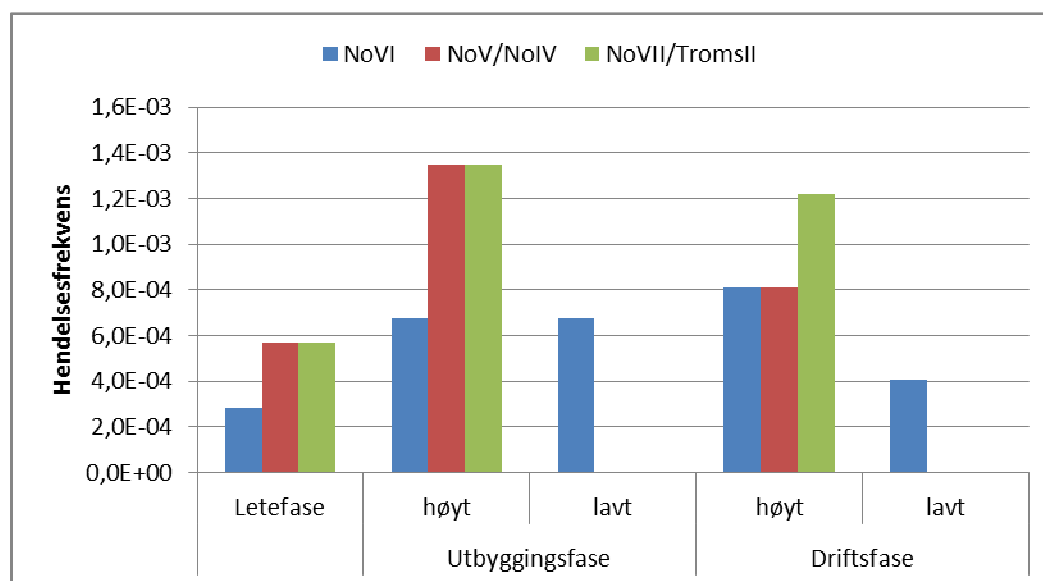
inkludert i foreliggende miljørisikoberegning, men er vurdert under 6.13. Det antas 5 produksjonsboringer per år, og én komplettering per produksjonsbrønn i utbyggingsfasen. I produksjonsfasen er det lagt til grunn 30 produserende brønner, én brønnoverhaling for hver 10.brønn per år (dvs. totalt 3 brønnoverhalinger per år) og fem wireline-operasjoner for hver 10.brønn per år (dvs. totalt 15 wireline-operasjoner per år).

Frekvensene for uhellsutslipp i form av utblåsning fra oljebrønner er hentet fra Scandpower 2012. For alle fasene er frekvensen vist per år. For letefasen er det lagt til grunn 2 leteboringer per år per område. For Nordland IV og V bores det da totalt fire letebrønner, det samme for Nordland VII og Troms II.

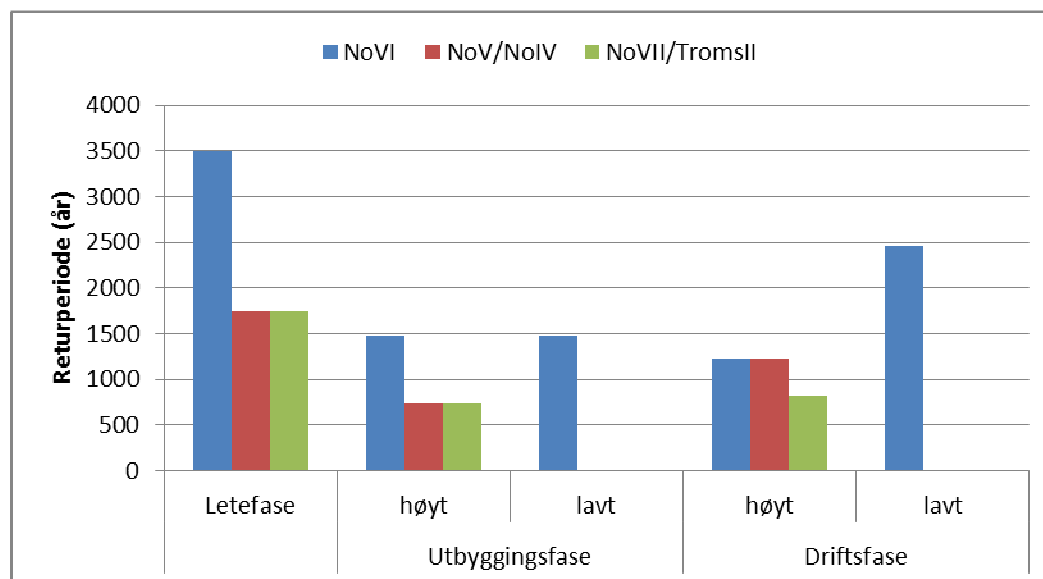
Frekvensen er høyest for utbyggingsfasen gitt et høyt ressursanslag, som inkluderer utbygging av fire oljefelt med totalt 20 produksjonsboringer per år (5 per område). Årlig utblåsningsfrekvens er da $1,35 \cdot 10^{-3}$ for området Nordland IV/V, og Nordland VII/Troms II, dvs. en kan forvente én utblåsning fra hvert av områdene per 750 utbyggingsår. I Nordland VI er frekvensen $6,75 \cdot 10^{-4}$ i utbyggingsfasen og en forventer én utblåsning fra området per 1500 utbyggingsår. I driftsfasen vil utblåsningsfrekvensen være høyest for området Nordland VII/Troms II i og med at det her vil være flest produserende oljebrønner. Frekvensen er beregnet til $1,22 \cdot 10^{-3}$, noe som innebærer én utblåsningshendelse per 820 driftsår. Ved lavt ressursanslag vil det kun være oljeproduksjon i Nordland VI, med 10 produserende brønner. Frekvensen blir da $4,07 \cdot 10^{-4}$, og det forventes én utblåsning per 2500 driftsår.

Til sammenlikning ble det for Nornefeltet i Norskehavet beregnet en utblåsningsfrekvens på $8,18 \cdot 10^{-4}$ for aktivitetsbildet i 2010 (DNV 2009), dvs. én utblåsning per 1200 driftsår.

Utblåsningsfrekvensen for Nornefeltet er beregnet ut fra en antagelse om 24 produserende brønner, 4 boreoperasjoner, 3 wireline-operasjoner, 1 kveilerørsoperasjon og 1 brønnoverhaling per år.



Figur 7-1 Utblåsningsfrekvenser for ulike faser av utbygging og drift av petroleumsvirksomhet i Norskehavet nordøst, fordelt på 3 områder; Nordland VI, Nordland IV/V, og Nordland VII/Troms II.



Figur 7-2 Antall år med aktivitet per forventede oljeutblåsning (returperiode) for ulike faser av utbygging og drift av petroleumsvirksomhet i Norskehavet nordøst, fordelt på 3 områder; Nordland VI, Nordland IV/V, og Nordland VII/Troms II.

7.2 Miljørisiko for sjøfugl/marine pattedyr

For å vurdere risiko er det valgt å fokusere på artene med høyest utslag i konsekvensberegningen. For Nordland VI var dette lunde og alkekonge, for Nordland IV og V var dette polarlomvi og lunde, mens det for Nordland VII og Troms II var alke, praktærfugl, krykkje, lunde og havert. I letefasen er månedene med høyest utslag valgt ut, mens det for utbygging og drift er tatt utgangspunkt i helårsstatistikk for lokasjon N-O13 i Nordland VI, N-O14 i Nordland IV/V og N-O6 i Nordland VII/Troms II. Det var disse lokasjonene som kom verst ut i konsekvensberegningene (se avsnitt 6.14.1).

Skaden er kategorisert tilsvarende som i konsekvensberegningene slik at forventet restitusjonstid < 1 år betegnes som *mindre* miljøskade, restitusjonstid 1-3 år betegnes som *moderat* miljøskade, restitusjonstid 3-10 år betegnes som *betydelig* miljøskade og restitusjonstid > 10 år betegnes som *alvorlig* miljøskade. Resultatene er vist i Figur 7-3 som hendelsesfrekvens for skade og i Figur 7-4 som returperiode (antall år med aktivitet før en kan forvente miljøskade i hver av de definerte skadekategoriene) for hvert av områdene. Kun skadekategori *moderat*, *betydelig* og *alvorlig* miljøskade er vist som returperiode da returperiodene for ingen eller mindre skade til sammenlikning vil være svært lang. Selv om hendelsesfrekvens for skade er vist per område kan det tenkes at en potensiell utblåsning i ett av områdene kan medføre skade innen de andre områdene. Dette vil også påvirke returperioden per område. Fremstillingen per område er likevel hensiktsmessig for å få frem forskjeller mellom områdene.

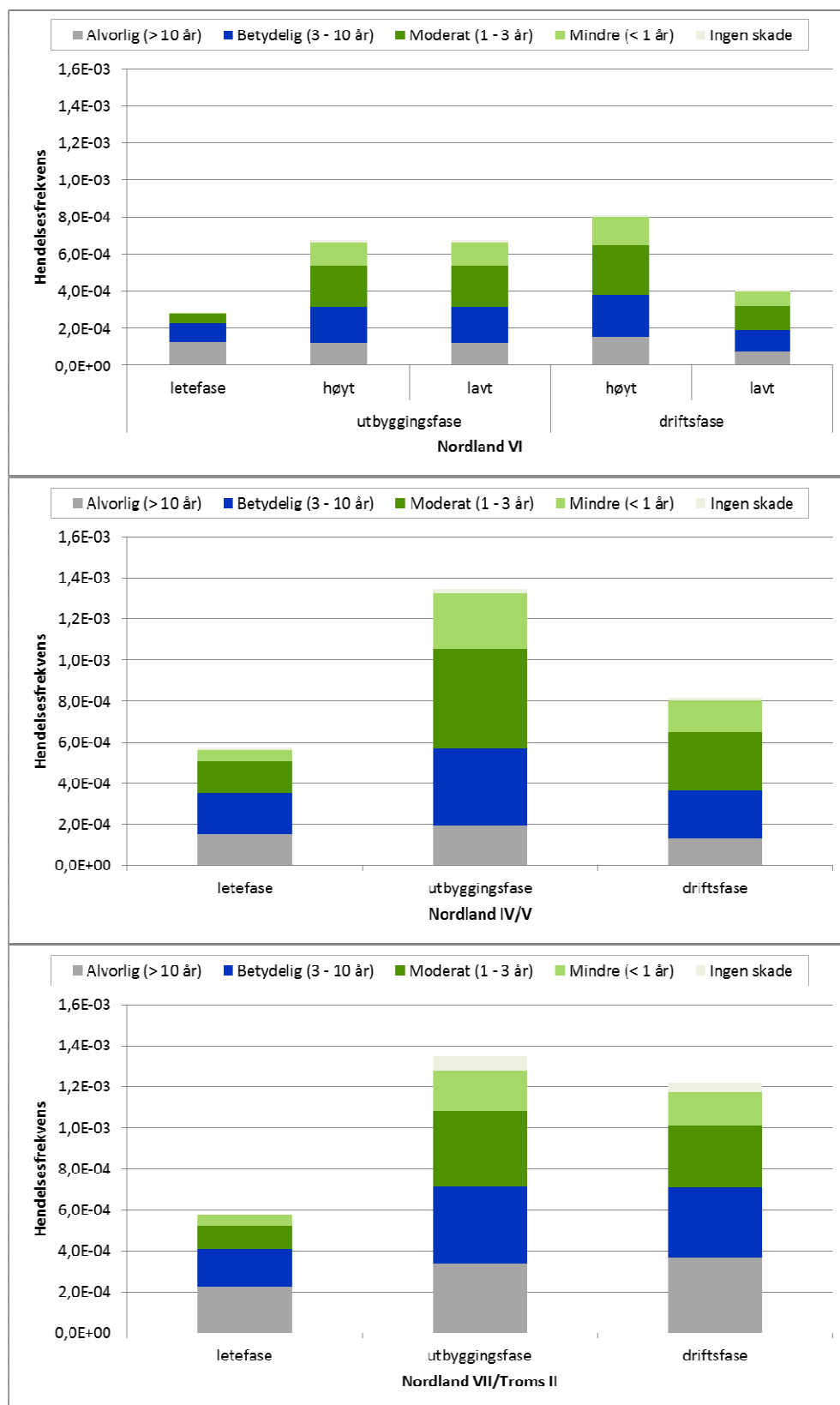
Hendelsesfrekvensen for utblåsning og miljøskade er lavere i letefasen enn i utbygging og drift (gitt et høyt ressursanslag), men i denne fasen er potensielt konsekvensene mer alvorlige. Hovedårsaken til at konsekvensene fremstår som mer alvorlige i letefasen er at det konservativt er

tatt utgangspunkt i den måneden med høyest konsekvenspotensial for hvert område, mens det ved helårig utbygging og drift er gjort et gjennomsnitt over året. Dette betyr at konsekvensene i letefasen kan bli mindre dersom en utblåsning finner sted i en periode av året der ressursene innen influensområdet er mindre sårbare eller tilsted i færre antall.

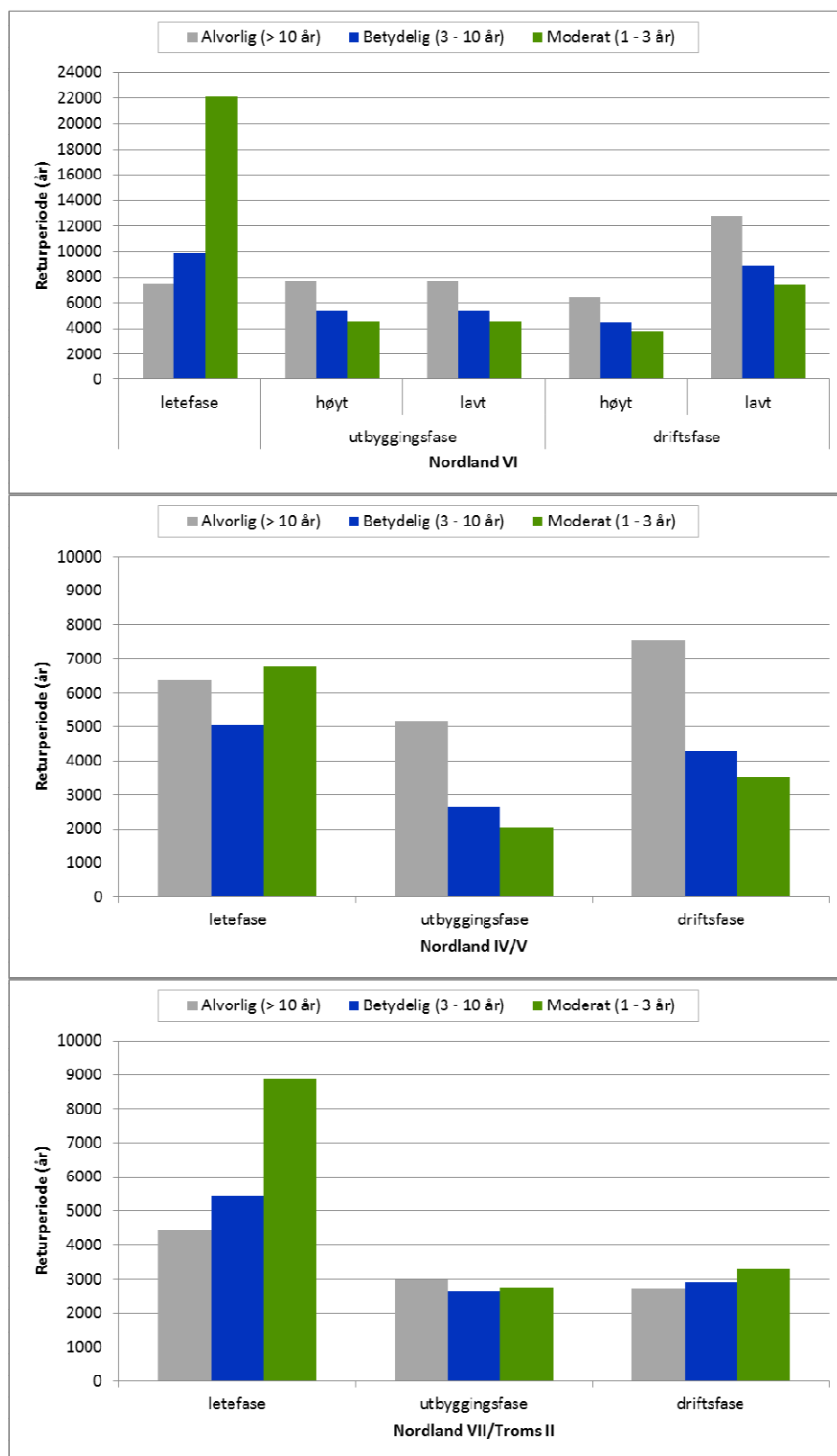
I letefasen i området Nordland VI og Nordland VII/Troms II er det størst risiko for alvorlig miljøskade, forutsatt at hendelsen skjer i juli i Nordland VI eller november i Nordland VII/Troms II. Hendelsesfrekvensen for alvorlig miljøskade er på henholdsvis $1,33 \cdot 10^{-4}$ og $2,25 \cdot 10^{-4}$ for hvert av områdene, dvs. én hendelse per 7500 år med leteboring i Nordland VI, og én hendelse per 4400 år med leteboring i Nordland VII/Troms II. I Nordland IV/V er det størst risiko for betydelig miljøskade i denne fasen, med en hendelsesfrekvens på $1,98 \cdot 10^{-4}$, dvs. én hendelse per 5000 år med leteboring.

Utblåsningsfrekvensen er høyest i utbyggingsfasen gitt et høyt ressursanslag, med utbygging i Nordland IV/V og Nordland VII/Troms II. I denne fasen kan det forventes én utblåsning per 750 år for hvert av områdene. Forventet konsekvens for sjøfugl gitt en utblåsning fra Nordland IV/V vil være moderat miljøskade (inntil 3 års restitusjonstid), men det er også risiko for betydelig og alvorlig miljøskade. Forventet konsekvens for sjøfugl gitt en utblåsning fra Nordland VII/Troms II vil være betydelig miljøskade (inntil 10 års restitusjonstid), men det er også risiko for alvorlig miljøskade. Risikoen for alvorlig miljøskade er høyest for driftsfasen i Nordland VII/Troms II, med en hendelsesfrekvens på $3,7 \cdot 10^{-4}$. Dette tilsvarer omtrent én hendelse med alvorlig miljøskade per 2700 år med drift.

Utblåsningsfrekvens for Nordland VI er høyest i driftsfasen gitt et høyt ressursanslag. I dette området kan det forventes én utblåsning per 1200 driftsår. Forventet konsekvens for sjøfugl gitt en utblåsning er moderat miljøskade, men det er også risiko for betydelig eller alvorlig miljøskade. Returperioden for en moderat miljøskade i Nordland VI er ca. én hendelse per 3700 år med drift.



Figur 7-3 Årlig miljørisiko for sjøfugl i hver av fasene ved etablering av petroleumsvirksomhet i området Nordland VI (øverst), Nordland IV/V (i midten) og Nordland VII/Troms II (nederst).



Figur 7-4 Antall år med aktivitet per miljøskade i kategori moderat, betydelig eller alvorlig i hver av fasene ved etablering av petroleumsvirksomhet i området Nordland VI (øverst), Nordland IV/V (i midten) og Nordland VII/Troms II (nederst).

7.3 Miljørisiko for strandhabitat

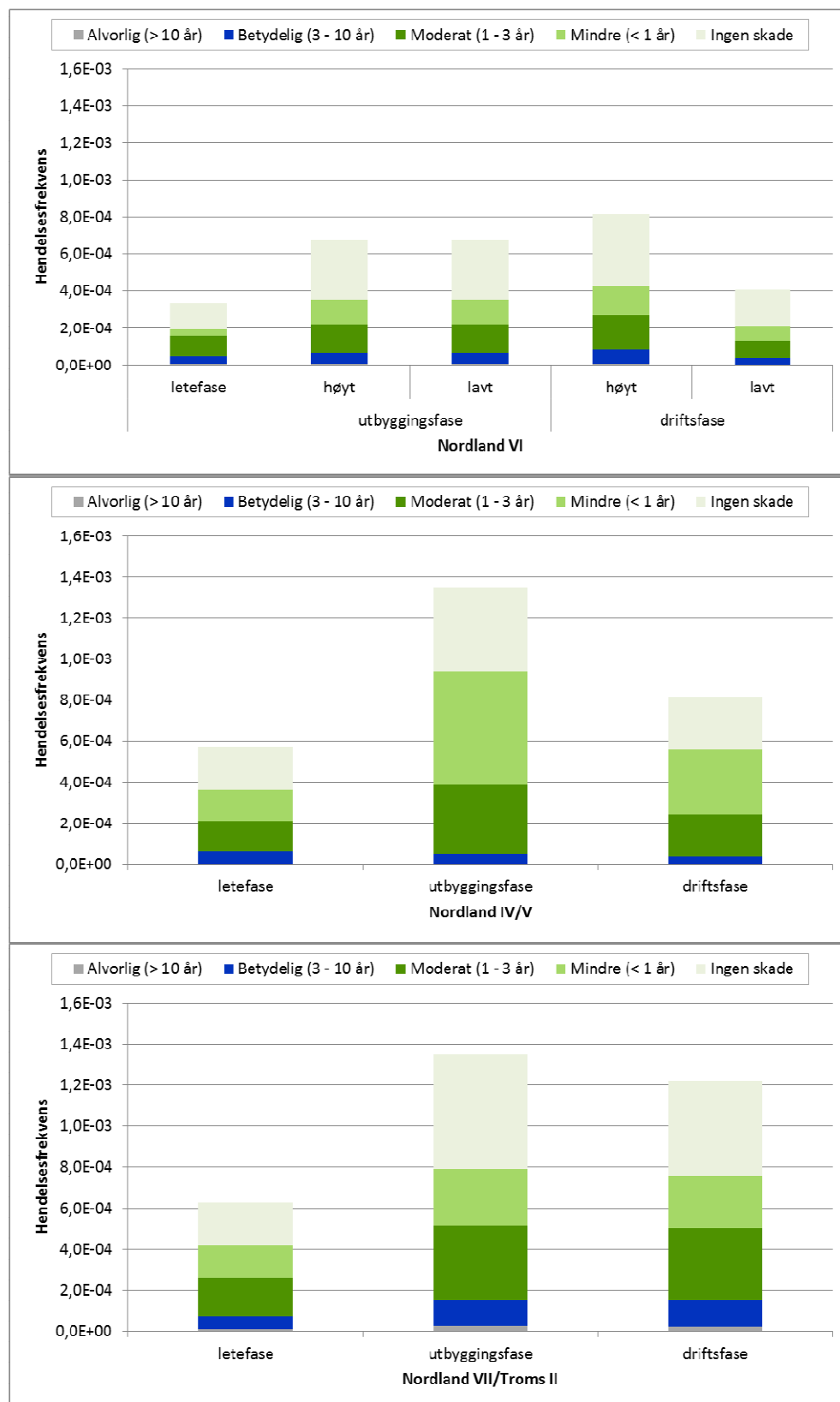
Lokasjon N-O8 (Nordland VII/Troms II), N-L3 (Nordland VI) og N-O14 (Nordland IV/V) kom verst ut i konsekvensberegningene for strandhabitat (se avsnitt 6.14.2), og disse er derfor valgt å ta videre i miljørisikoberegningene.

Skaden er kategorisert tilsvarende som i konsekvensberegningene slik at forventet restitusjonstid < 1 år betegnes som *mindre* miljøskade, restitusjonstid 1-3 år betegnes som *moderat* miljøskade, restitusjonstid 3-10 år betegnes som *betydelig* miljøskade og restitusjonstid > 10 år betegnes som *alvorlig* miljøskade. Resultatene er vist i Figur 7-5 som hendelsesfrekvens for hvert av områdene. Returperioden er presentert i Figur 7-6 for skadekategori mindre, moderat og betydelig. Returperioden for skadekategori *alvorlig* er svært lang sammenliknet med de resterende skadekategoriene, og derfor ikke inkludert i figurene. Selv om hendelsesfrekvens for skade er vist per område kan det tenkes at en potensiell utblåsning i ett av områdene kan medføre skade innen de andre områdene. Dette vil også påvirke returperioden per område. Fremstillingen per område er likevel hensiktsmessig for å få frem forskjeller mellom områdene

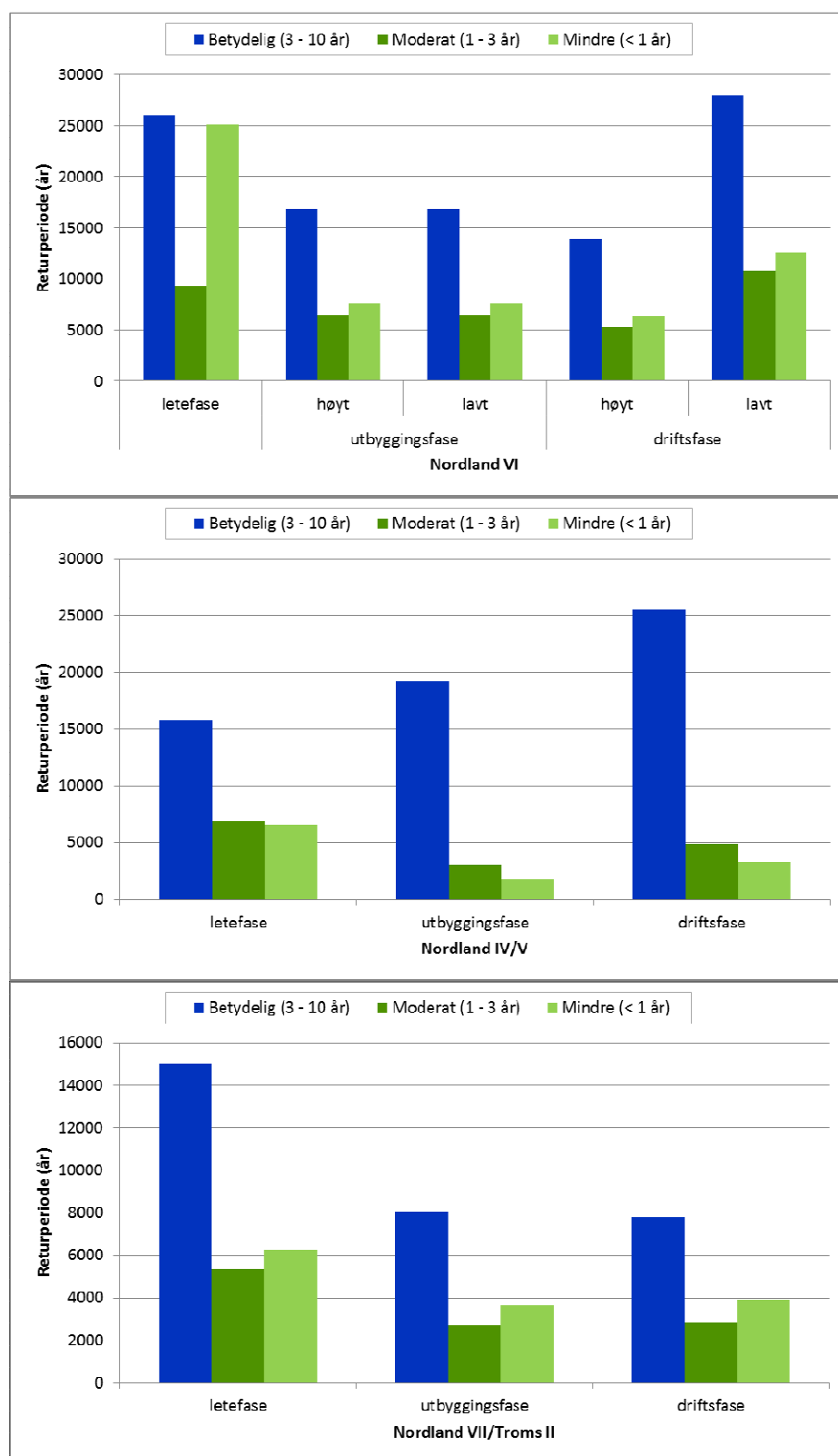
I alle periodene for alle områdene er høyest risiko for *ingen* eller *mindre* miljøskade.

Risikoen for en utblåsningshendelse i utbyggingsfasen av Nordland VII/Troms II eller Nordland IV/V er $1,35 \cdot 10^{-3}$, og det størst risiko for mindre eller ikke-kvantifiserbar miljøskade (*ingen* miljøskade). Av de ulike områdene er det størst risiko for betydelig miljøskade forbundet med utblåsning fra Nordland VII/Troms II i driftsfasen. Frekvensen er på nærmere $1,3 \cdot 10^{-4}$, dvs. om lag én hendelse med betydelig miljøskade per 7800 driftsår.

Risikoen for alvorlig miljøskade er lav i alle faser i alle områder, men høyest for Nordland VII/Troms II i utbyggingsfasen med en hendelsesfrekvens på $2,4 \cdot 10^{-5}$. Dette innebærer en forventning om én hendelse med alvorlig miljøskade per 42 000 år med utbygging.



Figur 7-5 Årlig miljørisiko for strandhabitat i hver av fasene ved etablering av petroleumsvirksomhet i området Nordland VI, Nordland IV/V og Nordland VII og Troms II.



Figur 7-6 Antall år med aktivitet per miljøskade i kategori mindre, moderat, betydelig eller alvorlig i hver av fasene ved etablering av petroleumsvirksomhet i området Nordland VI (øverst), Nordland IV/V (i midten) og Nordland VII/Troms II (nederst).

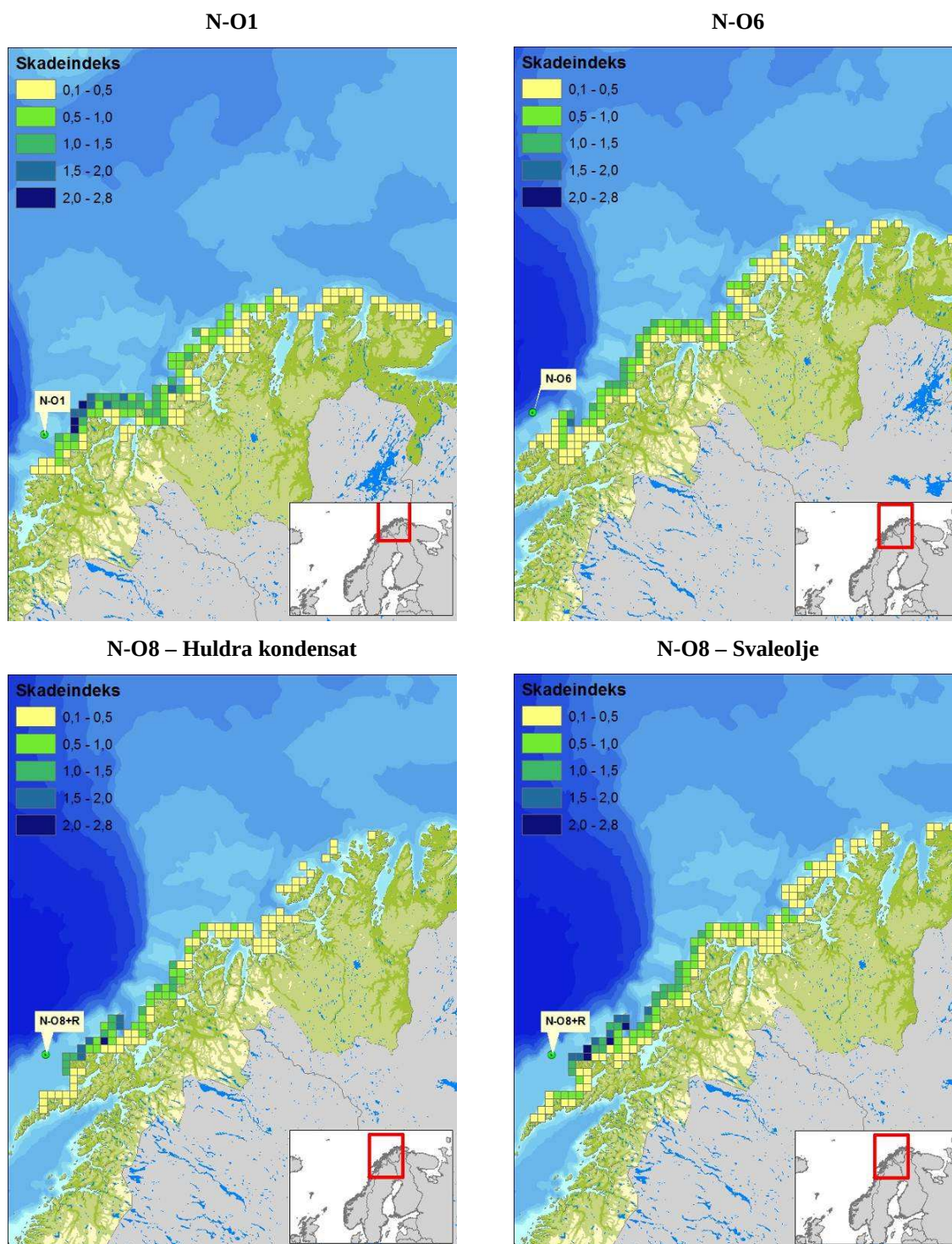
I delkapittel 7.3.1 er berørt strandhabitat for hver lokasjon illustrert. Skadepotensialet er «oppsummert» i én skadeindeks per berørte 10×10 km rute basert på årlig gjennomsnitt og alle rate- og varighetskombinasjoner.

7.3.1 Berørt område – skadeindeks for strandhabitat

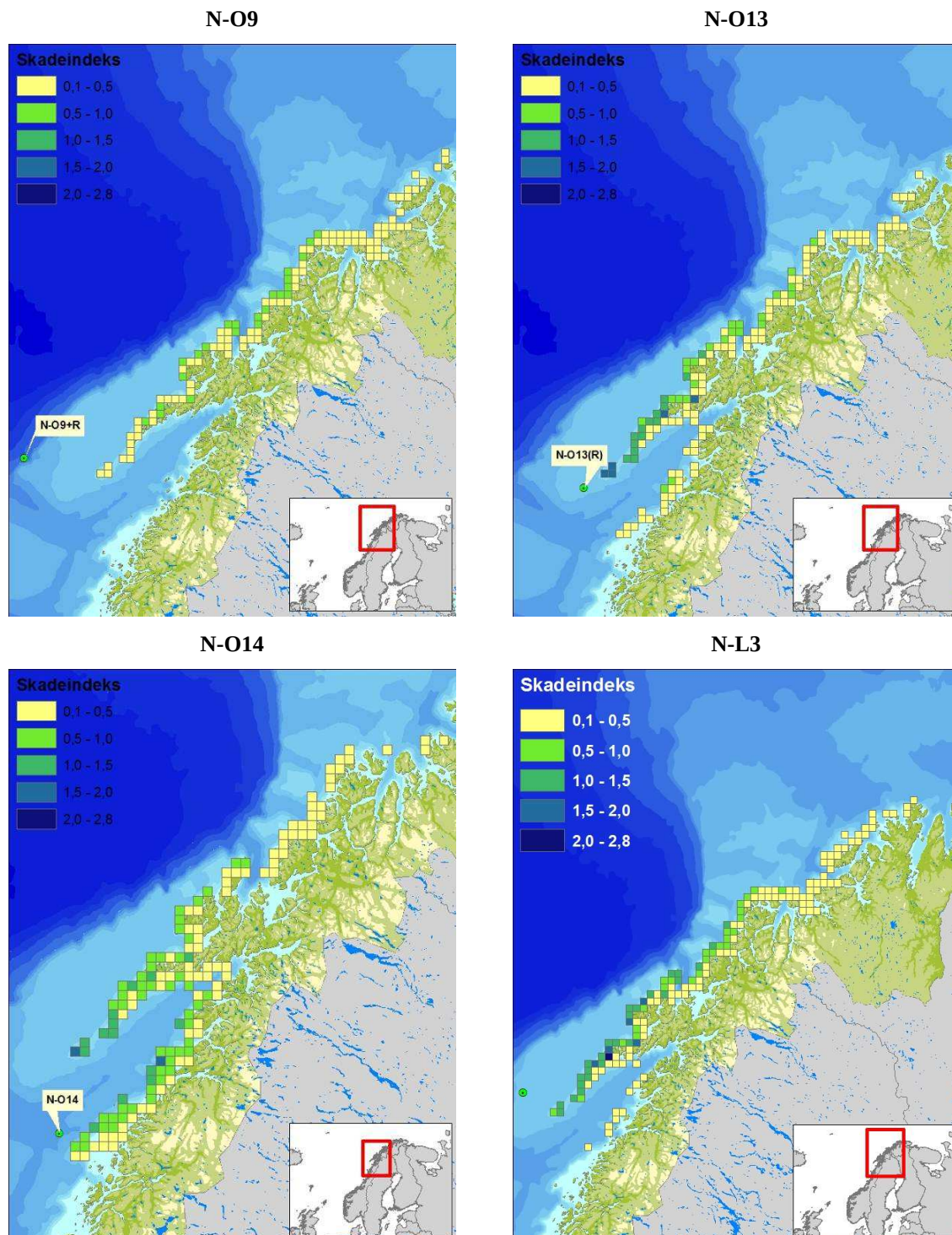
I Figur 7-7 til Figur 7-9 er berørt strandhabitat for hver av lokasjonene (årlig gjennomsnitt presentert (basert på alle rate- og varighetskombinasjoner) som en *skadeindeks*. Skadeindeks er et forholdstall som viser grad av skade per 10×10 km rute. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadekategoriene i henhold til alvorlighetsgrad (se avsnitt 5.2), for overflate- og sjøbunnsutblåsning. Skadeindeksen kan maksimalt bli 40, noe som innebærer 100 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (over 10 års restitusjonstid) både gitt overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra lokasjonen. Til sammenlikning vil f.eks. 50 % sannsynlighet for mindre miljøskade og 50 % sannsynlighet for moderat miljøskade i én 10×10 km rute medføre en skadeindeks på 2,5. Skadeindeksen er kun ment som en illustrasjon av hvilket område og hvilken sesong skadepotensialet er høyest, og ikke som en tallfesting av mulig skade. En tallfesting av skadepotensialet er presentert i kapittel 6.14.2 (for verst berørte 10×10 km rute, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner).

Ved utblåsning fra lokasjon N-O1 (Troms II) og N-O6 (Nordland VII) er det sannsynlighet for stranding av olje langs kysten fra Vesterålen til Øst-Finnmark. Årlig vektet skadepotensial er høyere for N-O1 enn for N-O6. Ved utblåsning fra N-O8 som ligger noe lengre sør i Nordland VII vil deler av Lofoten også kunne bli berørt. Ved utblåsning fra lokasjon N-O9 (Nordland VI) vil en ha stranding av olje så langt sør som Røst, men skadepotensialet er lavere. Ved utblåsning fra lokasjon N-O13 og N-L3 vil også sørlig del av Lofoten og kystområdene tilknyttet Vestfjorden kunne bli berørt. For de sørligste lokasjonene (N-O14, N-O15, N-L1 og N-L2) vil hele Helgelandskysten og nordover til både indre og ytre deler av Lofoten kunne bli berørt.

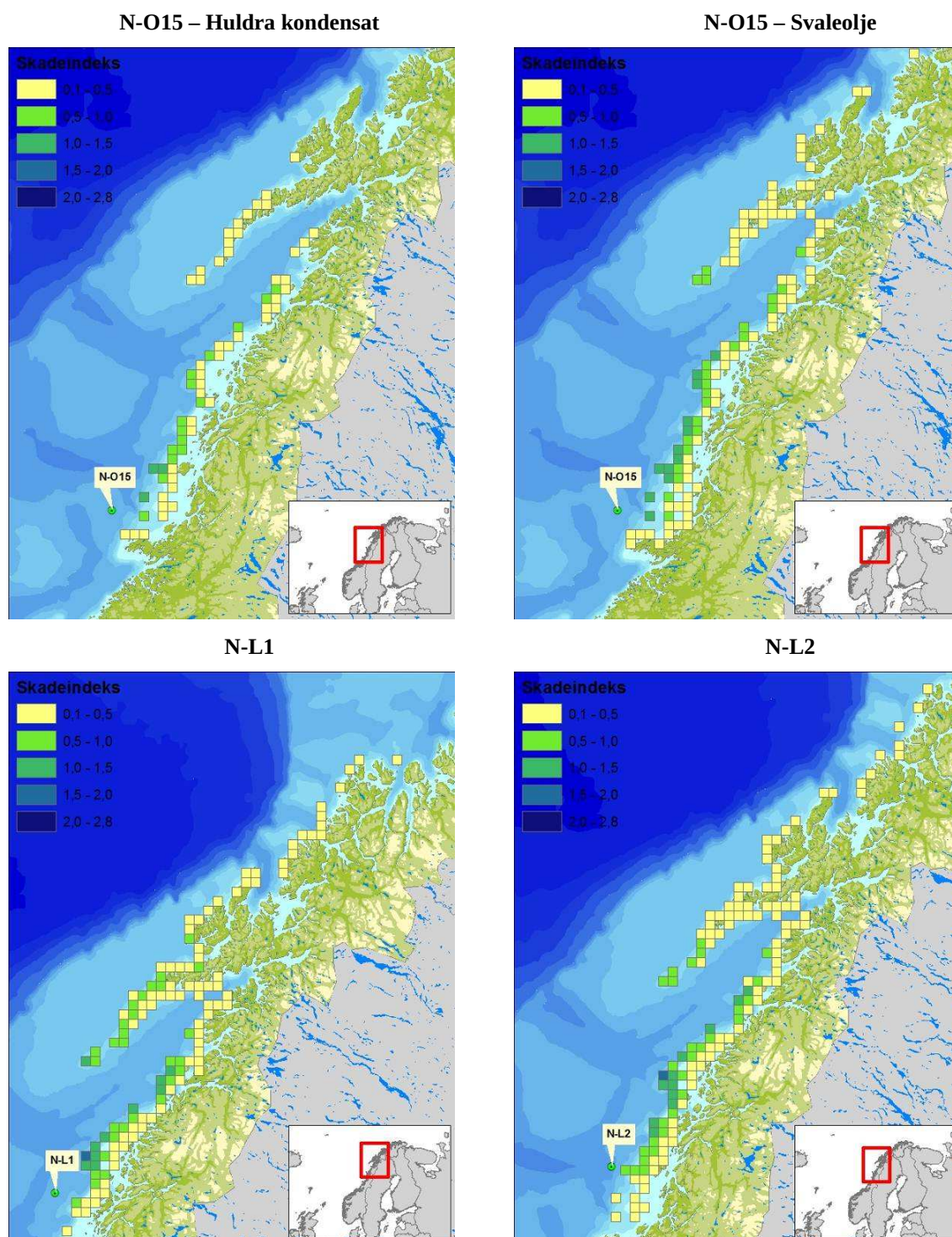
Skadepotensialet er høyest for lokasjon N-O1, N-O8 og N-L3, med høyeste skadeindekser på henholdsvis 2,2, 2,8 og 2,4. For N-O8 innebærer dette 10,3 % sannsynlighet for *mindre* miljøskade, 24 % sannsynlighet for *moderat* miljøskade, 9,4 % sannsynlighet for *betydelig* miljøskade og 1,7 % sannsynlighet for *alvorlig* miljøskade gitt en overflateutblåsning, samt 12,7 % sannsynlighet for *mindre*, 27,6 % sannsynlighet for *moderat*, 11,2 % sannsynlighet for *betydelig* og 1,6 % sannsynlighet for *alvorlig* miljøskade gitt en sjøbunnsutblåsning.



Figur 7-7 Skadeindeks for berørt kystområde gitt en utblåsning fra lokasjon N-O1, N-O6 eller N-O8 (olje- eller kondensatutblåsning), vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Skadeindeksen angir et forholdstall for konsekvens, der høyere skadeindeks angir høyere konsekvenspotensial. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadeklassene i henhold til alvorlighetsgrad.



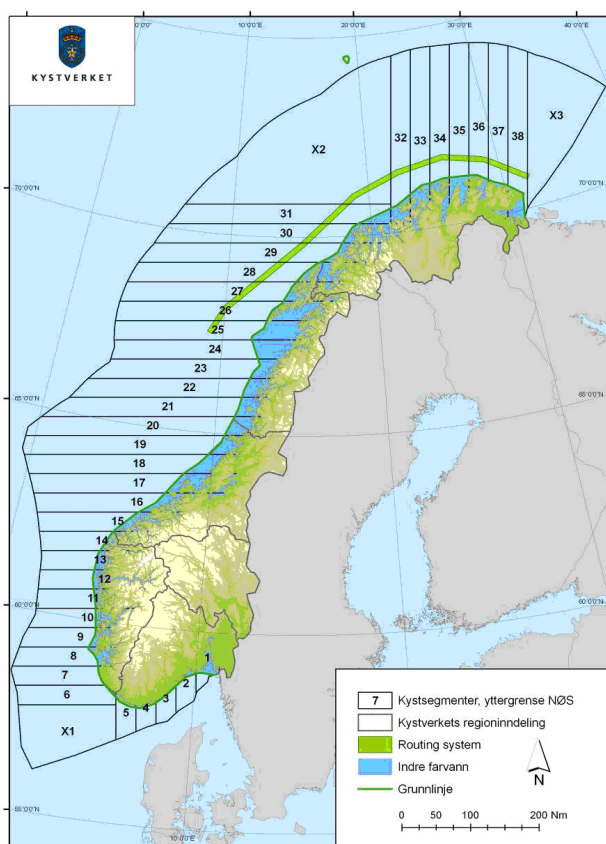
Figur 7-8 Skadeindeks for berørt kystområde gitt en utblåsning fra lokasjon N-O9, N-O13, N-O14 eller N-L3, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Skadeindeksen angir et forholdstall for konsekvens, der høyere skadeindeks angir høyere konsekvenspotensial. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadeklassene i henhold til alvorlighetsgrad.



Figur 7-9 Skadeindeks for berørt kystområde gitt en utblåsning fra lokasjon N-O15, N-L1 eller N-L2, vektet for alle rate- og varighetskombinasjoner. Skadeindeksen angir et forholdstall for konsekvens, der høyere skadeindeks angir høyere konsekvenspotensial. Skadeindeksen er beregnet ved å vekte de ulike skadeklassene i henhold til alvorlighetsgrad.

7.4 Sammenlikning av miljørisiko mellom områdene i Norskehavet nordøst og skipstrafikk

For sammenlikning av miljørisikonivå mellom de scenarier som er lagt til grunn for foreliggende rapport og miljørisiko fra skipstrafikk i området er det utført en avgrenset analyse basert på metodikken fra Miljørisikoanalyse for skipstrafikk som DNV utførte på vegne av Kystverket i 2010/2011 (DNV 2011). I den analysen ble det beregnet sannsynlighet for ulike miljøkonsekvenser (kategorisert fra K1 – liten konsekvens til K6 – stor konsekvens) for ulike kystsegmenter langs kysten av fastlands-Norge.



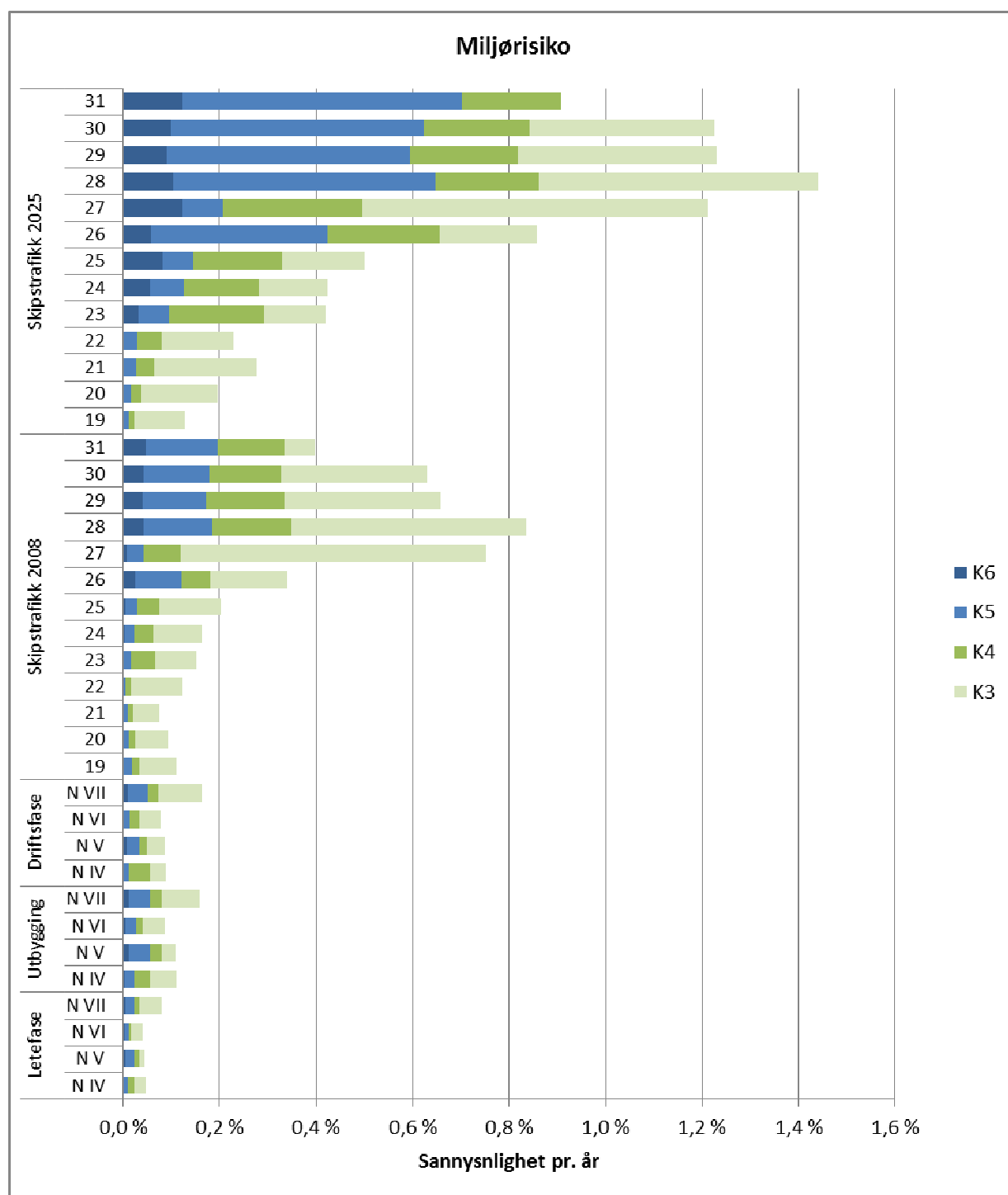
Figur 7-10 Oversikt over ulike kystsegmenter (1 - 38) hvor det ble beregnet miljørisiko forbundet med skipstrafikk i Kystverkets analyse fra 2011.

Detaljert aktivitetsoversikt basert på skipsbevegelser fra AIS data og ulike utslippskategorier (råolje, bunkersutslipp og utslipp av raffinerte petroleumprodukter) lå til grunn for analysen. I Tabell 7-1 er det satt opp en oversikt over volumkategorier benyttet i kystverkets analyse og tilsvarende kategorier avledet fra utblåsningsvolumer i foreliggende rapport, samt hvilken konsekvenskategori disse er lagt inn i. Tabellen angir at for konsekvenser i kategori 3 sammenlignes sannsynligheten for utslipp i størrelsesorden 700 tonn (råolje eller tung bunkers) fra skipstrafikk mot utblåsningsvolumer for eksempel mellom 500 og 3750 Sm³ fra aktivitet i Nordland IV. Utblåsningsvolumene er utledet fra utblåsningsrater og –varigheter for lokasjoner i hvert område, og sannsynligheten for ulike kombinasjoner av disse.

Tabell 7-1 Oversikt over volumkategorier av råoljeutslipp og kobling mot ulike konsekvenskategorier fra kystverkets miljørisikioanalyse fra 2011 og utblåsningsvolumer fra ulike delområder i foreliggende analyse. Konsekvenskategori K6 angir mest alvorlige miljøkonsekvenser.

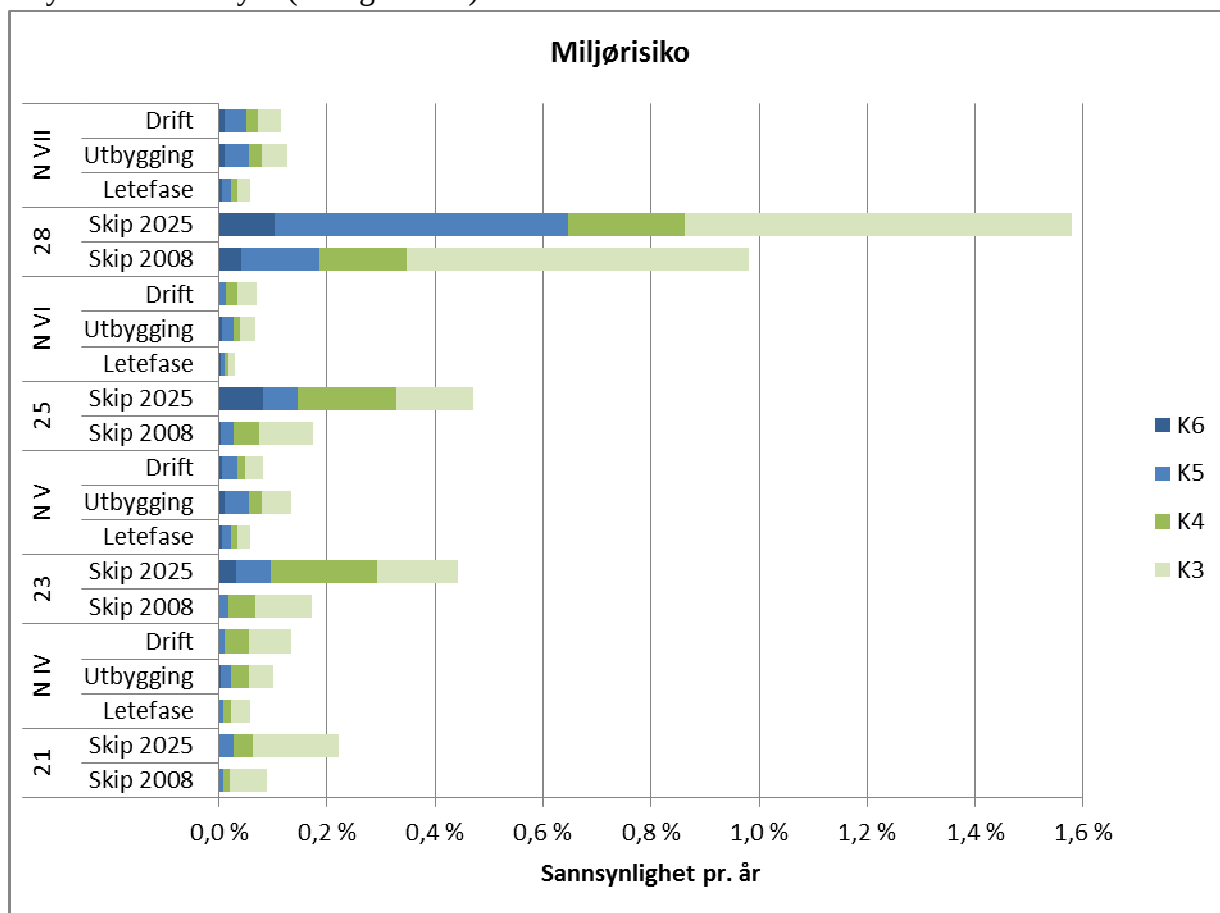
	Konsekvenskategori			
	K3	K4	K5	K6
Representativt utslippsvolum Kystverket 2010				
- Råolje	700 tonn	12000 tonn	30000 tonn	160000 tonn
- Tung bunkers	700 tonn	2500 tonn		
Utblåsningsvolum Nordland IV	500-3750 Sm ³	11250-12500 Sm ³	22500-37500 Sm ³	75000 Sm ³
Utblåsningsvolum Nordland V	2000-4000 Sm ³	8000-15000 Sm ³	30000-60000 Sm ³	100000-200000 Sm ³
Utblåsningsvolum Nordland VI/VII Troms II	3000-6000 Sm ³	9000-22500 Sm ³	45000-75000 Sm ³	150000-225000 Sm ³

I Figur 7-11 er miljørisiko for de ulike delområdene innen forvaltningsplanområdet sammenlignet med miljørisiko forbundet med skipstrafikk for hvert kystsegment langt kysten av Nordland og Troms (kystsegment 19 til 31). Miljørisiko er vist som sannsynlighet (pr. år) for ulike miljøkonsekvenskategorier K3-K6, hvor K6 er størst miljøkonsekvens. De laveste konsekvenskategoriene fra Kystverkets analyse (K1 og K2) er ikke tatt med, da utblåsninger vil havne i kategori 3 og oppover.



Figur 7-11 Miljørisiko vist som sannsynlighet pr. år for ulike miljøkonsekvenser (gitt i kategorier hvor K6 er mest alvorlig). Miljørisiko fra utblåsninger fra ulike delområder (Nordland IV til VII) er sammenlignet med miljørisiko fra skipstrafikk for ulike kystsegmenter langs kysten av Nordland og Troms.

For bedre sammenligning av risikonivå er de ulike delområdene sammenlignet med det kystsegmentet som de ligger innenfor dvs. Nordland VI er sammenlignet med kystsegment nr. 25 i Kystverkets analyse (se Figur 7-12).



Figur 7-12 Miljørisiko vist som sannsynlighet pr. år for ulike miljøkonsekvenser (gitt i kategorier hvor K6 er mest alvorlig). Miljørisiko fra utblåsninger fra ulike delområder (Nordland IV til VII) er sammenlignet med miljørisiko fra skipstrafikk for relevante kystsegmenter langs kysten av Nordland og Troms.

Resultatene viser at miljørisikonivået som følge av ulike aktivitetsscenarier for oljevirksomheten (leteboring, utbygging og driftsfase) generelt sett er lavere enn tilsvarende risikonivå som følger av skipstrafikk i området (selv innenfor et enkelt kystsegment), men at det er forskjeller mellom områdene.

For Nordland IV er miljørisikoen på om lag samme nivå som fra skipstrafikk i 2008 i samme område, men miljørisikoen knyttet til skipstrafikk vil øke frem mot 2025. For Nordland V er samlet risikonivå noe lavere enn fra skipstrafikk i kystsegment 23, men med noe høyere sannsynlighet for de mest alvorlige konsekvenskategoriene (K5 og K6). For områdene i Nordland VI og spesielt for Nordland VII er miljørisikonivået fra skipstrafikk mye høyere enn fra utblåsninger fra oljevirksomheten.

7.5 Oppsummering 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.

En utblåsning fra 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. For Nordland VII/Troms II er det forventet *betydelig* miljøskade (3-10 års restitusjonstid) for uhellsutslipp i utbyggingsfasen, og hendelsesfrekvensen for denne skadekategorien tilsvarer én hendelse per 2600 år med utbygging.

Det er også størst risiko for *alvorlig* miljøskade (> 10 års restitusjonstid) for sjøfugl og marine pattedyr forbundet med utblåsning fra Nordland VII/Troms II, med en hendelsesfrekvens på $3,7 \cdot 10^{-4}$ i driftsfasen. Dette tilsvarer omtrent én hendelse med alvorlig miljøskade per 2 700 år med drift.

For strandhabitat er det størst sannsynlighet 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 utbygging.

Beregningen av *skadeindeks* for strandhabitat viser størst skadepotensial for lokasjon N-O1, N-O8 og N-L3 (Figur 7-7 og Figur 7-8), med størst konsekvenser for Lofoten og Vesterålen. Lokasjon N-L3 ligger i tidligere åpnet del av Norskehavet VI, produksjonslisens PL 219.

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, men miljørisikoen knyttet til skipstrafikk vil øke frem mot 2025. For Nordland V er samlet risikonivå noe lavere enn fra skipstrafikk, 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 oljevirksomheten.

8 VURDERING AV RISIKOREDUSERENDE TILTAK

8.1 Introduksjon

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

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

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

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

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

8.2 Boring og brønnkontroll

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

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

8.2.1 Brønnbarrierer

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

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

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

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

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

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

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

8.2.2 Overvåking av brønnbarrierer

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

Måling under boring (MWD)

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

Vertikal Seismikk Profil (VSP)

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

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

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

8.3 Prosedyrer og organisasjon

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

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

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

8.4 Brønnkontroll ved utblåsning

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

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

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

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

8.5 Risikostyring

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

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

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

9 REFERANSER

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

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

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

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

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

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

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

Bik HM, Halanych KM, Sharma J, Thomas WK. (2012). Dramatic Shifts in Benthic Microbial Eukaryote Communities following the Deepwater Horizon Oil Spill. PLoS ONE 7(6):e38550

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

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

Boitsov S, Klungsøyr J, Dolva H. (2012). Erfaringer etter oljeutslipp langs kysten av Norge. Rapport fra Havforskningen nr 23-2012.

Brook S., Jarnegren J. (2012) Reproductive periodicity of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* from the Trondheim Fjord, Norway. Mar Biol DOI 10.1007

Brude, O.W., Systad, G.H., Moe, K.A. & Østby, C. 2003. ULB Delutredning – studie 7b. Uhellsutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. Alpha miljørådgivning/Norsk institutt for naturforskning rapport nr. 1157-01 revisjon 02b

Cebrian E. og Uriz, M.J. 2007. Contrasting effects of heavy metals and hydrocarbons



on larval settlement and juvenile survival in sponges. Aquatic Toxicology 81; 137-143.

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

Comeau S, Jeffree R, Teyssié JL, Gattuso JP(2010) Response of the Arctic pteropod *Limacina helicina* to projected future environmental conditions. PLoS One. 2010 Jun 29;5(6):e11362

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

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

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

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

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

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

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

DNV 2011. Miljørisiko ved akutt oljeforurensing fra skipstrafikken langs kysten av Fastlands-Norge for 2008 og prognoser for 2025. DNV rapport nr. 2011-0850. Rapport for Kystverket.

DNV 2012. Oljedriftsmodellering og analyse av gassutblåsning i Nordområdene – Norskehavet nordøst. DNV-rapport 2012-1244.

DNV 2012 b. Oljevern beredskapsanalyse for lokasjoner i det nordøstlige Norskehavet. DNV-rapport 2012-1267.

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

Engelhardt, F.R., 1987. Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution. Pp.

101-115 in: Fate and effects of oil in marine ecosystems. J. Kuiper & W.J. van den Brink (eds.). Martinus Nijhoff Publ., Boston, MA.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Havmiljø. <http://www.havmiljo.no> (DN, Miljøverdi i norske havområder.)

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

HI 2007a . Kartlegging av konsekvensane på fisk og miljø av oljeutslipp ved Statfjord A desember 2007.

HI og DN 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og ressursbeskrivelse. Fisken og havet 6-2007.

HI 2012. Erfaringer etter oljeutslipp langs kysten av Norge. *Skipsulykker med større oljeutslipp, effekter på miljøet og erfaringer med gjennomførte miljøundersøkelser*. Rapport fra havforskningen nr. 23-2012.

HI, DN, Fiskeridirektoratet, Kystverket og oljedirektoratet 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Sårbarhet for særlig verdifulle områder i forhold til petroleumsvirksomhet, fiskeri, skipstrafikk og annen påvirkning.

Holth TF, Beylich BA, Skarphedinsdottir H, Liewenborg B, Grung M, Hylland K (2009) Genotoxicity of Environmentally Relevant Concentrations of Water-Soluble Oil Components in Cod (*Gadus morhua*). *Environmental Science & Technology* 43:3329-3334

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

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

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

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

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

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

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

Environment, 186: 109-118. Progress in Oceanography 71 (2006) 446–477

Johansen, Ø., Skognes, K., Aspholm, O.Ø., Østby, C., Moe, K.A. & Fossum, P. 2003. Utredning av helårs oljevirkosomhet i området Lofoten – Barentshavet, Uhellsutslipp av olje – konsekvenser i vannsøylen (ULB 7-c). SINTEF Rapport STF66 F03028.

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

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

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

Loretsen & Christensen-Dalsgaard 2009 Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. NINA rapport 439

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

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

Meier SA, T. C. Lind-Larsen, K. Svardal, A. Holmsen, H. (2007) Effects of alkylphenols on glycerophospholipids and cholesterol in liver and brain from female Atlantic cod (*Gadus morhua*). Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology 145:420-430

Meier S, Morton HC, Andersson E, Geffen AJ, Taranger GL, Larsen M, Petersen M, Djurhuus R, Klungsoyr J, Svardal A (2011) Low-dose exposure to alkylphenols adversely affects the sexual development of Atlantic cod (*Gadus morhua*): Acceleration of the onset of puberty and delayed seasonal gonad development in mature female cod. Aquatic Toxicology 105:136-150

Tollefsen KE, Harman C, Smith A, Thomas KV (2007) Estrogen receptor (ER) agonists and androgen receptor (AR) antagonists in effluents from Norwegian North Sea oil production platforms. Marine Pollution Bulletin 54:277-283

Thomas KV, Langford K, Petersen K, Smith AJ, Tollefsen KE (2009) Effect-Directed Identification of Naphthenic Acids As Important in Vitro Xeno-Estrogens and Anti-Androgens in North Sea Offshore Produced Water Discharges. Environmental Science & Technology 43:8066-8071

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



forurensningstilsyn

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

Moe m.fl. 2000b. Estimations of Potential damage – Seashore and Acute Oil Pollution (DamEShore). Implementantion of the concept with emphasis on Finnmark and Troms, Alpha Report1046-1. Alpha Environmental Consultants. 61p

Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. - Statens Forurensningstilsyn (SFT) og Direktoratet for Naturforvaltning (DN). Alpha Rapport 1007-1, 51 s. + Web-Atlas CDROM.

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

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

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

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

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

NINA 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfulg. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet.

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

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

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



OD 2012. Notat. Scenarier for petroleumsvirksomhet i nordøstlige Norskehavet. (18.06.2012)

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

OLF 2008. Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV rapport 2007-2075. 87s
Oljeindustriens Landsforening 2012, Deepwater Horizon – lessons learned and follow-up

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

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

Ottersen og Auran 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse

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

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

Petroleumstilsynet 2009: Forslag til scenarier for modellering av konsekvenser ved akutt utslipp til sjø i Barentshavet og områdene utenfor Lofoten.

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

Petroleumstilsynet 2011b. Vurderinger av frekvenser relatert til akutt utslipp til sjø fra petroleumsvirksomhet i Nordsjøen og Skagerrak i perioden 2010 til 2030.

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

Regehr EV, Hunter CM, Caswell H, Amstrup SC, Stirling I.(2010). [Survival and breeding of polar bears in the southern Beaufort Sea in relation to sea ice](#). J Anim Ecol. 2010 Jan;79(1):117-27. Epub 2009 Sep 14

Risikogruppen 2010. Det faglige grunnlaget for oppdatering av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Rapport fra Faglig forum, Overvåkingsgruppen og Risikogruppen til den interdepartementale styringsgruppen for forvaltningsplanen. Fisken og havet, særnummer 1a-2010.

Sætre, R. 1999. Strømforhold i øvre vannlag utenfor Norge. Havforskningsinstituttet. Rapport: FO 8306. 34 s



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

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

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

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

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

Seuront L (2011). [Hydrocarbon contamination decreases mating success in a marine planktonic copepod](#). PLoS One. 2011;6(10):e26283.

Siniff, D.B., Williams, T.D., Johnson, A.M. & Garshelis, D.L., 1982. Experiments on the response of sea otters, *Enhydra lutris*, to oil. Biological Conservation, 23: 261-272.

SINTEF 1998. Forvitringsegenskaper for Huldra kondensat. STF66 F98085.

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

SINTEF 2008. Frekvenser for akutte utslipp i Norskehavet. SINTEF rapport A4735.

SINTEF 2010. Kartlegging av forvitringsegenskaper av Norne Blend, Stær, Svale og Alve samt effekt av voksinhibitor på Norne Blend. SINTEF rapport nr. A16808.

SINTEF, DNV 2010. Effektgrenser for dødelighet på fiskelarver. HFB 2010

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

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

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

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



Sunnanå, k., Vollen T., Ottersen G., Frie AK., Selvik I. (2012). Forvaltningsplan Norskehavet. Rapport fra overvåkningsgruppen 2012

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

Thomson, C.A. & Geraci, J.R., 1986. Cortisol, aldosterone and leucocytes in the stress response of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 (5); 1010-1016.

Varela, M., A. Bode, J. Lorenzo, M.T. Alvarez-Ossorio, A. Miranda, T. Patrocinio, R. Anadon, L. Viesca, N. Rodriguez, L. Valdez, and others. 2006. The effect of the "Prestige" oil spill on the plankton of the N-NW Spanish coast. *Marine Pollution Bulletin* 53:272-286

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

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

Vikebø m. fl 2009. <http://talos.nodc.no:8080/ncWMS/larve.html>

von Quillfeldt, C.H. Ed. 2002. Marine verdier i havområdene rundt Svalbard. Oversikt over marine områder i territorialfarvannet og fiskevernsonen med behov for vern eller andre forvaltningstiltak. Norsk Polarinstitutt Rapportserie no. 118, 100 pp.

von Quillfeldt, C.H. (red.) 2010. Det faglige grunnlaget for oppdateringen av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Fisken og havet, Særnummer 1a 2010.

Würsig, B., Richardson, W.J., Fraker, M.A., Wells, R.S., 1985. Behaviour of Bowhead Whales *Balaena mysticetus* summering in the Beaufort Sea: Reactions to industrial activities. *Biological Conservation*, Volume 32, Issue 3, Pages 195-230



VEDLEGG

1

KVANTITATIVE BEREGNINGER AV MULIGE KONSEKVENSER FOR SJØFUGL - FIGURER

- o0o -



VEDLEGG

2

KVANTITATIVE BEREGNINGER AV MULIGE KONSEKVENSER FOR MARINE PATTEDYR - FIGURER

- o0o -



VEDLEGG

3

KVANTITATIVE BEREGNINGER AV MULIGE KONSEKVENSER FOR STRANDHABITAT - FIGURER

- o0o -



VEDLEGG

4

KVANTITATIVE BEREGNINGER AV MULIGE KONSEKVENSER FOR FISK - FIGURER

- o0o -



VEDLEGG

5

UTBREDELSESKART FOR SJØFUGL KYSTNÆRT

- o0o -



VEDLEGG

6

UTBREDELSESKART FOR SJØFUGL I ÅPENT HAV

- o0o -

Det Norske Veritas:

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

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

Global impact for a safe and sustainable future:

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

