

## Miljørisikoanalyse

Brønn 7325/1-1 (Atlantis) og 7324/2-1 (Apollo) i PL 615

Statoil ASA





### **Akvaplan-niva AS**

Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur

Org.nr: NO 937 375 158 MVA

Framsenteret

9296 Tromsø

Norge

Akvaplan-niva er et forskningsbasert selskap som leverer kunnskap og råd om miljø og havbruk. Selskapet kombinerer forskning, beslutningsstøtte og teknisk innovasjon til praktiske og kostnadseffektive løsninger for bedrifter, myndigheter og andre kunder verden over. Vår serviceportefølje inkluderer miljøovervåking undersøkelser, konsekvensutredninger og risikovurderinger, beslutningsstøtte for petroleumsvirksomhet, arktisk miljøforskning, akvakultur design og ledelse, FoU på nye oppdrettsarter, og en rekke akkrediterte miljømessige, tekniske og analytiske tjenester.

[www.akvaplan-niva.no](http://www.akvaplan-niva.no)

*Forsidebilde: Lomvi (Uria aalge) og polarlomvi (Uria lomvia)*

*(Foto: Cathrine S. Spikkerud, Akvaplan-niva AS)*

*Alle foto er Copyright Cathrine S. Spikkerud/Geir Morten Skeie.*



Sensitive Environments Decision Support

### **Akvaplan-niva AS**

Sensitive Environments Decision Support Group

Idrettsveien 6

1400 Ski

Norge

Tlf: +47 92804193/+47 91372252

Sensitive Environments Decision Support Group (SenseE) er en gruppe innen Akvaplan-niva AS. SenseE leverer en rekke tjenester relatert til miljørisiko og oljevernberedskap for petroleumsoperasjoner og aktiviteter i sensitive marine områder. SenseE fokuserer på kvalitet og kompetanse i gjennomføring av analyser og arbeider, og samarbeider tett med oppdragsgiver i prosessen, for å sikre god involvering og utarbeidelse av analyser med høy kvalitet.

Verktøyet [www.senseweb.no](http://www.senseweb.no) er en presentasjonsportal for visning av fullstendige resultater fra miljørisikoanalyser gjennomført av Akvaplan-niva AS ved SenseE. Tjenesten er åpen for alle i høringsperioden for analysen, og tilgjengelig kontinuerlig for oppdragsgiver.

[www.akvaplan-niva.no](http://www.akvaplan-niva.no)

[www.senseweb.no](http://www.senseweb.no)

<b>Rapporttittel:</b> Miljørisikoanalyse. Brønn 7325/1-1 (Atlantis) og 7324/2-1 (Apollo) i PL 615	
<b>Forfatter(e):</b> Cathrine S. Spikkerud Geir Morten Skeie	Akvaplan-niva rapport nr.:6508.01.
	Dato:26.08.2013
	Antall sider: <b>110</b>
	Distribusjon: Client
<b>Klient: Statoil ASA</b>	Klientens referanse: Anne-Lise Heggø
<b>Oppsummering:</b> Det er gjennomført en miljørisiko og beredskapsanalyse for to letebrønner 7325/1-1 (Atlantis) og 7324/2-1 (Apollo). Utslippsratene er svært lave for Atlantis og lave for Apollo, utblåsningsfrekvensen så vidt høyere enn for en standard letebrønn. Miljørisikoen er lav i åpent hav og det er ingen utslag på kystnære ressurser for Atlantis, høyeste gjennomsnittsutslag er i konsekvenskategori Moderat er 2,25 % av akseptkriteriet for lomvi i Baentshavet (åpent hav). For Apollo er miljørisiko høyere, høyeste gjennomsnittsutslag er 9,5 % i kategori Moderat. Kystnært er miljørisiko høyere fra hekkesesongen.	
<b>Prosjektleder:</b>  <hr/> Cathrine S. Spikkerud	<b>Kvalitetskontroll:</b>  <hr/> Geir Morten Skeie

© 2013 Akvaplan-niva AS. This report may only be copied as a whole. Copying and use of results by Client is permitted according to Contract between the Client and Akvaplan-niva AS. For others than Client, copying of part of this report (sections of text, illustrations, tables, conclusions, etc.) and/or reproduction in other ways, is only permitted with written consent from Akvaplan-niva AS and the client and may only be used in the context for which permission was given

This report was prepared using a landscape format for easier screen reading and reduced printing. Please consider the environment before you print.

## Innhold

1	Oppsummering av resultater og anbefalinger.....	10
1.1	Forutsetninger og akseptkriterier.....	10
1.2	Oljens egenskaper.....	10
1.3	Dimensjonerende hendelser.....	10
1.4	Naturressurser og sårbarhet.....	11
1.4.1	Fisk.....	11
1.4.2	Sjøfugl.....	11
1.4.3	Pattedyr.....	12
1.5	Oljedriftsberegninger.....	12
1.5.1	Atlantis.....	12
1.5.2	Apollo.....	12
1.6	Miljørisiko.....	13
2	Innledning.....	14
2.1	Tilnærming til miljørisikoanalyse.....	14
2.2	Regelverk.....	14
2.3	Statoil sine miljøkrav og akseptkriterier for denne aktiviteten.....	14
3	Aktivitetene, reservoarforhold, brønnedesign og hendelser.....	15
3.1	Aktivetsbeskrivelse.....	15
3.1.1	Atlantis.....	15
3.1.2	Apollo.....	15
3.2	Bore- og analyseperiode.....	16
3.2.1	Atlantis.....	16
3.2.2	Apollo.....	16
3.3	Definerte fare- og ulykkeshendelser.....	16
3.4	Forholdene i reservoaret.....	16
3.4.1	Atlantis.....	16
3.4.2	Apollo.....	16
3.5	Risikoreducerende tiltak - Brønnedesign.....	17
3.5.1	Atlantis.....	17
3.5.2	Apollo.....	17
3.6	Boring av avlastningsbrønn.....	18
3.7	Utstrømningsrater og –varigheter.....	19
3.7.1	Atlantis.....	19
3.7.2	Apollo.....	20
3.8	Oljens egenskaper.....	20
3.9	Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens.....	21
3.9.1	Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens.....	21
3.10	Oppsummering av nøkkelparametere.....	21
3.10.1	Atlantis.....	21
3.10.2	Apollo.....	22
4	Metoder og analysekonsept.....	23
4.1	Oljedriftssimuleringer.....	23
4.2	Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse.....	25
4.2.1	Sjøfugl og marine pattedyr.....	26
4.2.2	Kysthabitater.....	26
4.2.3	Fisk.....	26
4.2.4	Iskant (Marginal Ice zone, MIZ).....	27
4.3	Miljøsoner og miljøbeskrivelse.....	27



4.4	Datakvalitet og tilgjengelighet.....	28	5.8.8	Havert (gråsel) ( <i>Halichoerus grypus</i> ).....	51
5	Miljøbeskrivelse .....	29	5.8.9	Steinkobbe ( <i>Phoca vitulina</i> ).....	51
5.1	Innledning.....	29	5.8.10	Hvaler.....	52
5.2	Strømforhold og frontsystemer.....	29	5.9	Fiskeressurser.....	55
5.2.1	Barentshavet .....	29	5.10	Sårbare kysthabitater .....	56
5.3	Polarfronten .....	30	5.10.1	Sensitivitetsindeks.....	56
5.4	Sjøis og iskant.....	31	5.11	Koraller og annen bunnfauna .....	57
5.4.1	Utbredelse og tetthet av sjøis .....	31	5.12	Miljøprioriterte lokaliteter.....	57
5.4.2	Økosystem og viktighet av iskanten .....	33	5.13	Ressursdata til miljørisikoanalysen.....	58
5.5	Klimatiske forhold.....	33	5.13.1	Sjøfugl.....	58
5.5.1	Vanntemperatur .....	33	5.13.2	Marine pattedyr .....	59
5.5.2	Lufttemperatur .....	34	5.13.3	Sårbare kysthabitater .....	59
5.6	Sårbarhetsperioder .....	34	5.13.4	Fiskeressurser.....	59
5.7	Sjøfugl .....	36	6	Resultater av oljedriftsanalyser .....	60
5.7.1	Pelagiske dykkere .....	36	6.1	Influensområder .....	60
5.7.2	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl.....	39	6.1.1	Atlantis .....	60
5.7.3	Kystbundne dykkere .....	41	6.1.2	Apollo.....	62
5.7.4	Kystbundne overflatebeitende .....	44	6.2	Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter .....	65
5.7.5	Marint tilknyttede vadere.....	46	6.2.1	Atlantis .....	65
5.8	Marine Pattedyr .....	47	6.2.2	Apollo.....	65
5.8.1	Isbjørn ( <i>Ursus maritimus</i> ).....	48	7	Resultater av analyse av miljørisiko.....	70
5.8.2	Oter ( <i>Lutra lutra</i> ).....	48	7.1	Trinn 1 miljørisikoanalyse av fisk.....	70
5.8.3	Grønlandssel ( <i>Phoca groenlandica</i> ) .....	49	7.1.1	Atlantis .....	70
5.8.4	Klappmyss ( <i>Cystophora cristata</i> ).....	49	7.1.2	Apollo.....	70
5.8.5	Storkobbe ( <i>Erignatus barbatus</i> ) .....	50	7.2	Skadebasert miljørisikoanalyse .....	71
5.8.6	Ringsel ( <i>Phoca hispida</i> ) .....	50	7.2.1	Atlantis .....	71
5.8.7	Hvalross ( <i>Odobenus rosmarus</i> ) .....	50			

7.2.2	Apollo .....	73	10	Vedlegg 3 Liste over VØK til MIRA-analyse.....	100
7.2.3	Miljørisiko for strandressurser.....	79	11	Vedlegg 4. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler .....	103
7.3	Kvalitative overlappsanalyser.....	79	11.1	Formel for beregning av miljørisiko .....	103
7.3.1	Marine pattedyr.....	79	11.2	Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr .....	103
7.3.2	Iskant .....	80	11.3	Effekt- og skadenøkler for kysthabitater.....	105
7.4	Effekt av beredskap .....	82	11.4	Miljørisikoberegning for fisk .....	105
8	Sesongvariasjoner i miljørisiko .....	83	12	Vedlegg 5. Anvendelse av støtteinformasjon på internett.....	107
8.1	Metode .....	83	12.1	Fullstendige resultater – alle arter .....	107
8.2	Variasjon i miljørisiko gjennom året – Atlantis.....	83	12.1.1	Bestandstap i intervaller .....	108
8.3	Resultatfigurer for hver måned - Atlantis .....	83	12.1.2	Miljørisiko i konsekvenskategorier:.....	108
8.4	Variasjon i miljørisiko gjennom året – Apollo .....	89	12.1.3	Utbredelseskart.....	109
8.4.1	Resultatfigurer for hver måned - Apollo.....	90	12.1.4	Influensområder .....	109
9	Referanser .....	98			

## Forord

---

Statoil ASA planlegger å bore to letebrønner 7325/1-1 (Atlantis) og 7324/2-1 (Apollo) som vertikale brønner i PL615, lokalisert nord i Barentshavet.

Nærmeste avstand til land er 187 km (Bjørnøya) og det er 305 km til nærmeste posisjon på fastlandet (Nordkapp). Statoil har foretatt en vurdering av referanseolje og funnet at Realgrunnen ansees mest representativ for aktivitetene og benyttes som referanseolje. Forvitningsstudien er gjort tilgjengelig for oljedriftssimuleringer.

Miljørisikoanalysen er gjennomført av Akvaplan-niva etter MIRA-metoden (OLF, 2007). Denne metoden benyttes av norske operatørselskaper for å beregne risiko for miljøet knyttet til større hendelser som fører til oljeutslipp. Den dekker ikke andre typer utslipp (som f.eks. kjemikalier) og er heller ikke godt egnet for å beregne konsekvens og risiko fra mindre utslipp.

Gjennomføringen av miljørisikoanalyse har flere formål:

- ***Gi operatøren kunnskap til å styre miljørisiko i prosjektet.*** En miljørisikoanalyse skal blant annet gi svar på om Statoil sine akseptkriterier møtes, og vil bli brukt til videre beslutningsstøtte.
- ***Miljørisiko- og beredskapsanalyser er forskriftspålagte analyser:*** Statoil vil dokumentere overfor norske miljømyndigheter hvilken miljørisiko som er forbundet med boringen av brønn 7325/1-1 (Atlantis) og 7324/2-1 (Apollo). Denne dokumentasjonen skal også kunne fremlegges for andre offentlige instanser og høringsinstanser i en offentlig høringsprosess.

## Sammendrag

---

Statoil planlegger å bore letebrønn 7325/1-1 (Atlantis) og 7324/2-1 (Apollo) i produksjonslisens (PL) 615 i nordlige del av Barentshavet på den norske kontinentalsokkelen med borestart januar 2014 for Atlantis og medio mars for Apollo. Utslippsratene varierer med scenario mellom 25-103 Sm<sup>3</sup>/døgn for Atlantis og mellom 100 Sm<sup>3</sup>/døgn -2700 Sm<sup>3</sup>/døgn (Apollo).

Oljedriftsberegninger er gjennomført med OSCAR/OS3D (MEMW 6.2), og med siste strøm- vinddata mottatt fra SINTEF. Basert på disse simuleringene er det gjennomført miljørettet risikoanalyse i henhold til OLF (nå Norsk olje og gass) sin veiledning, med analyseperioder februar-juni (Apollo) og mars-juli (Atlantis).

Statoil har vurdert frekvensen for utblåsning til bruk ved beregning av miljørisiko til å være  $2.26 \times 10^{-4}$  for Atlantis og  $2.3 \times 10^{-4}$  for Apollo. Det er benyttet en 10/90 fordeling mellom sannsynlighet for henholdsvis overflate- og sjøbunnsutslipp. Realgrunnen oljetype danner ved utslipp til sjø en emulsjon med et høyt vanninnhold. Fullt vannopptak er 70 %.

Det er ikke stranding av olje i kystsonen innenfor 95-persentilen av oljedriftssimuleringene.

Analyseperioden sammenfaller med gyting for flere arter, og i området er polartorsk, lodde, snabeluer, NØA torsk og kysttorsk, NØA hyse og blåkveite vurdert mht. evt. avgrensede gyteområder som kunne komme i konflikt med olje i vannsøylen. Det er gjennomført en Trinn 1 miljørisikoanalyse for disse artene, som viste at det ikke er overlapp mellom området med oljekonsentrasjoner i vannsøylen som kan forårsake skade og forekomst av sårbare fiskeresurser.

Samtlige arter av sjøfugl i SEAPOPs database er systematisk analysert mht. miljørisiko ved bruk av MIRA-metoden. For foreliggende analyse er nylig mottatte sjøfugldata fra 2013 benyttet. I tillegg er det gjennomført sensitivitetsanalyse mht. tetthet av sjøfugl. Resultatene viser at miljørisikoen for letebrønn Atlantis er meget lav for sjøfugl i åpent hav og at det ikke er risiko for sjøfugl kystnært. Apollo har høyere miljørisiko, den er moderat lav for regionale bestander av sjøfugl i åpent hav, høyere for nasjonale bestander av sjøfugl kystnært (Bjørnøya) dersom aktiviteten strekker seg inn i hekkesesongen. Miljørisiko overestimeres ved bruk av datasett med buffersoner og

underestimeres ved bruk av datasett uten. Begge typene data er derfor analysert og diskutert.

I selve boreperioden (januar/februar-mars og mars-mai) er miljørisikoen lokalisert til åpent hav, og er hhv. meget lav (Atlantis) og moderat lav (Apollo). Strekker Apollo-aktiviteten seg inn i april eller senere, eller ved langvarige hendelser, øker miljørisiko signifikant i kystsonen. For Atlantis er miljørisiko meget lav. Maksimalt utslag finner vi i åpent hav for lomvi (Barentshavsbestanden) med maksimalt 2,25 % av akseptkriteriet for skadekategori Moderat. Det er også små utslag i miljørisiko for artene polarmåke, polarlomvi, krykkje, havsule, havhest og alkekonge (alle i Barentshavet). I analyseperioden for Apollo (mars-juli) er miljørisiko i åpent hav høyest for alkekonge i Barentshavet, med om lag 9,5 % av akseptkriteriet i skadekategori Moderat, i overkant av 2 % i skadekategori Mindre, 0,75 % i kategori Betydelig og 1 % av akseptkriteriet i skadekategori Alvorlig. Dernest følger lomvi, polarmåke, krykkje, og havhest i Barentshavet, alle med lavere enn 7 % av akseptkriteriet i noen skadekategori. Miljørisikoen kystnært er i hekkesesongen i sterkere grad fordelt på mer alvorlige skadekategorier for en del arter. Dette skyldes i hovedsak bruk av buffersoner for datasettene kystnært i hekkesesongen for de mest utslagsgivende artene. Det er ikke kvantifiserbar miljørisiko for marine pattedyr. Arter som kan komme i konflikt med aktivitetene er i hovedsak arter som migrerer gjennom området på vei til iskanten, som er svært produktivt i sommerhalvåret.

Miljørisiko for kysthabitater kunne ikke kvantifiseres. Det er kun Bjørnøya som er omfattet av influensområdet for Apollo. Bjørnøya har bratt klippekyst med blokkstrenger og rasurer, som er isdekt i deler av året, også i begynnelsen av analyseperioden (januar/februar-april).

## Forkortelser og definisjoner

ALARP	As Low As Reasonably Practicable		<a href="http://www.norskoljeoggass.no">http://www.norskoljeoggass.no</a>
BOP	Blowout Preventer	OR	Oil Recovery
GIS	Geografisk Informasjonssystem	OSCAR	Oil Spill Contingency And Response Model (SINTEF modell for oljedriftsimuleringer)
Grid	Rutenett som brukes i GIS		
Influensområde	Områder med mer enn 5 % sannsynlighet for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km rute.	PL	Produksjonslisens
JNCC	Joint Nature Conservation Committee. <a href="http://www.jncc.gov.uk">http://www.jncc.gov.uk</a>	Ptil	Petroleumstilsynet <a href="http://www.ptil.no/">http://www.ptil.no/</a>
KLIF	Miljødirektoret. Tidligere Klima- og forurensningsdirektoratet (tidligere SFT) <a href="http://www.miljodirektoratet.no">www.miljodirektoratet.no</a>	SFT	Statens forurensningstilsyn (tidligere navn på KLIF)
MIRA	Miljørettet risikoanalyse	SEAPOP	NINAs program for overvåking og kartlegging av sjøfugl <a href="http://www.seapop.no/">http://www.seapop.no/</a>
MIRABA	Miljørettet risiko- og beredskapsanalyse	SINTEF	<a href="http://www.sintef.no/">http://www.sintef.no/</a>
MOB	Modell for prioritering av områder for beskyttelse mot oljeforurensning.	THC	Totalt hydrokarbon
MRDB	Marin Ressurs Data Base	TD	Total Depth
NCS	Norwegian Continental Shelf (Norsk kontinentalsokkel)	TFO	Tildeling i forhåndsdefinerte områder
NINA	Norsk Institutt for Naturforskning <a href="http://www.nina.no/">http://www.nina.no/</a>	TVD	Totalt vertikalt dyp
NOFO	Norsk Oljevernforening for Operatørselskap <a href="http://www.nofo.no/">http://www.nofo.no/</a>	ULB	Utredning av Lofoten - Barentshavsområdet
OD	Oljedirektoratet <a href="http://www.npd.no/">http://www.npd.no/</a>	VØK	Verdsatt økosystemkomponent
OLF	Norsk Olje og Gass		



# 1 Oppsummering av resultater og anbefalinger

## 1.1 Forutsetninger og akseptkriterier

Analyse av miljørisiko er gjennomført i henhold til OLF s veiledninger for denne type analyser, basert på valgt konsept og brønndesign. Som grunnlag for analysene er det innhentet oppdaterte data for utbredelse av sjøfugl i åpent hav fra NINA gjennom SEAPOP-programmet. Statoil har vurdert utblåsningsfrekvensen for aktivitetene.

Statoil benytter akseptkriterier for miljørisiko, som resultatene måles mot. Disse er gjengitt i tabell Tabell 1.

## 1.2 Oljens egenskaper

Basert på kjennskap til reservoaret og informasjon om oljetyper ved nærliggende felter, er Realgrunnen råolje valgt som referanseolje. Ved utslipp til sjø danner oljen en emulsjon med høyt vanninnhold. Fullt vannopptak er 70 %.

Realgrunnen oljen har moderat levetid på havoverflaten, og restmengde olje er påvirket av sjøtemperaturen ved at evne til vannopptak, fordampning og nedblanding av oljekomponenter i vannsøylen er temperaturavhengige egenskaper ved råoljen. Egenskapene varierer med sammensetningen av hydrokarboner i den enkelte råolje. Ved 5 °C og 5 m/s vind er 50 % av oljen igjen på overflaten etter 5 døgn. Ved 10 m/s vindstyrke og samme temperatur er det igjen ca. 25 % på overflaten.

Vanntemperaturen i de planlagte boreperiodene ligger på om lag 5°C og varierer mellom 4,3 °C i april og 7,1 °C i juli. Fordampningen vil derved være nærmere testbetingelser 5 °C i perioden, og disse legges derfor til grunn i videre omtale.

Fullt vannopptak nås i løpet av 6 timer ved 15 m/s vindstyrke og etter 5 døgn ved 2 m/s vindstyrke.

## 1.3 Dimensjonerende hendelser

Dimensjonerende definerte fare og ulykkessituasjoner (DFU) er vurdert å være en ukontrollert utstrømning fra reservoaret som en følge av tap av brønnskroll. Sannsynlighet for tap av brønnskroll er hhv  $2,26 \times 10^{-4}$ , for letebrønn Atlantis og  $2,3 \times 10^{-4}$  for letebrønn Apollo med en 10/90 fordeling mellom sannsynlighet for henholdsvis overflate- og sjøbunnsutslipp.

Beregninger av utstrømningsrater ved en ukontrollert utstrømning fra brønnene er foretatt av Statoil (2013). Som beskrevet i studien kan tap av brønnskroll føre til ulike utslippsrater. Disse er benyttet i oljedriftsanalysen av Akvaplan-niva.

Det er gjennomført oljedriftsberegninger med full rate- varighetsmatrise fra Statoils utblåsningsstudie for Apollo, med tre rater for overflateutslipp og tre for sjøbunnsutslipp. Det er analysert med fem varigheter. For Atlantis er det konservativt modellert kun med høyeste rate og fem varigheter.

Analysen er gjennomført for hele året, med beskrivelse ift. forventet borestart i januar og mars for hhv. Atlantis og Apollo. Oljedriftsberegninger er gjennomført med versjon 6.2 av OSCAR, og med oppdaterte vinddata.

Utslippsratene er meget lave for Atlantis og lave for Apollo. Utblåsningsfrekvensen er som for en standard letebrønn.

Ratene ved et overflateutslipp fra Atlantis er vist under, det er modellert med 100 Sm<sup>3</sup>/døgn for både sjøbunn- og overflateutslipp:

- 25 Sm<sup>3</sup>/d (penetrering av øvre del av reservoaret)
- 70 Sm<sup>3</sup>/d (drilling ahead)
- 103 Sm<sup>3</sup>/d (tripping)

Sjøbunnsutslipp:

- 25 Sm<sup>3</sup>/d (penetrering av øvre del av reservoaret)

- 70 Sm<sup>3</sup>/d (drilling ahead)
- 103 Sm<sup>3</sup>/d (tripping)

Vektet rate for både overflate- og sjøbunnsutslipp fra Atlantis er 74 Sm<sup>3</sup>/d. Vektet varighet er hhv. 10 døgn ved overflateutblåsning og 16 døgn ved sjøbunnsutblåsning.

Statoil (2013b) har gjennomført simulering av utstrømningsrater fra Apollo. Basert på resultatene fra denne simuleringen er følgende rater benyttet i oljedriftssimuleringene:

Overflateutslipp:

- 200 Sm<sup>3</sup>/d (penetrering av øvre del av reservoaret)
- 1800 Sm<sup>3</sup>/d (drilling ahead)
- 2700 Sm<sup>3</sup>/d (tripping)

Sjøbunnsutslipp:

- 100 Sm<sup>3</sup>/d (penetrering av øvre del av reservoaret)
- 1100 Sm<sup>3</sup>/d (drilling ahead)
- 2500 Sm<sup>3</sup>/d (tripping)

Vektet rate for overflateutslipp er 1900 Sm<sup>3</sup>/d, mens vektet rate for sjøbunnsutslipp er 1500 Sm<sup>3</sup>/d. Vektet varighet er hhv. 10 døgn ved overflateutblåsning og 17 døgn ved sjøbunnsutblåsning.

## 1.4 Naturressurser og sårbarhet

En utfyllende beskrivelse av natur- og miljøressurser i området er beskrevet i miljørisiko- og beredskapsanalysen (Kapittel 5).

### 1.4.1 Fisk

Barentshavet er et svært produktivt hav. Nord i Norskehavet og i Barentshavet er det en rekke gyteområder for kommersielt viktige fiskearter. Spesielt er områdene langs Finnmarkskysten og området langs eggakanten (dybdekanturen) fra Nord for Vesterålen til vest for Bjørnøya og Svalbard områder der gyting foregår. Lodde er en nøkkelart i Barentshavets økosystem. Torsk og sild gyter langs Norskekysten, og driver inn i Barentshavet som yngel. Barentshavet er et viktig oppvekstområde for yngel av flere arter av kommersielt viktige fiskearter som lever av dyreplankton, som ungsild, yngel av lodde, torsk, hyse sei og uer. Krill og rauåte er viktige komponenter blant dyreplanktonet. Barentshavet er et viktig inthøstingsområde for fiskerinæringen.

Datsett i MRDB 2010 (fra HI oppdatert i 2007) er benyttet for å vurdere potensialet for overlapp med en eventuell oljeutblåsning fra Atlantis og Apollo. Gyteområder for fisk varierer fra år til år, og områdene angitt i MRDB vil være å anse som områder der gyting kan foregå.

Blant disse artene, er det foretatt Trinn 1 overlappsanalyse for lodde (*Mallotus villosus*), torsk (Nordøst-atlantisk torsk og kysttorsk) (*Gadus morhua*) hyse (Nordøst-Arktisk hyse) (*Melanogrammus aeglefinus*), blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*), snabeluer (*Sebastes mentella*) og polartorsk (*Boreogadus saida*) som både har gytetopp eller -periode som i noen sammenfaller med boreperioden, og har gyteområde som overlapper i noen grad geografisk med analyseområdet.

### 1.4.2 Sjøfugl

Sjøfugl som er tilknyttet Barentshavet har ulik grad av tilknytning mot det åpne hav og kystnære områder. Dette varierer mellom arter og sesonger, avhengig av adferd og aktivitet. Ulike økologiske grupper av sjøfugl har svært ulik sårbarhet overfor oljeforurensning. I forhold til miljørisiko er det relevant å beskrive de økologiske gruppene basert på artenes atferdsmønstre, som gjør dem utsatt for olje i ulik grad.

Boringen planlegges gjennomført på en tid av året som sammenfaller med slutten av overvintringen for sjøfugl, vårtrekk til hekkeområdene samt deler av

hekkesesongen. Hele året er analysert. Alle de pelagiske dykkerne (alkefuglene) har tistedeværelse i analyseområdet.

En rekke kystbundne dykkere er til stede i kystområdene langs Finnmarkskysten og på Svalbard.

Pelagiske og kystbundne overflatebeitende sjøfugl som ulike polare måkearter, polarmåke (*Larus hyperboreus*), sabinemåke, (*Xema sabini*), havhest (*Fulmarus glacialis*) og krykkje (*Rissa tridactyla*) er til stede hele året i åpne havområder og langs kysten, men har noe lavere sårbarhet overfor oljeforurensning enn dykkende sjøfugl.

Endringene i bestandsfordelingen mellom overvintring, hekkesesong og høsttrekk er tatt hensyn til i analysene som er gjennomført ved at datasettene har en månedlig oppløsning.

Mer utførlige beskrivelse av de enkelte artenes utbredelse er gitt i miljørisikoanalysen med vedlegg (for arter med stor bestandsandel innen influensområdet) eller tilhørende nettsted (samtlige arter).

### 1.4.3 Pattedyr

Mange arter av marine pattedyr lever i eller migrerer gjennom Barentshavet, iskanten er spesielt viktig som leve- og kasteområde for de polare selartene, og dermed også for toppredatoren isbjørn. Andre arter som benytter iskanten til næringssøk er hvalross og en rekke hvalarter som migrerer til Svalbards farvann og iskanten i sommermånedene, der de beiter på den høye produksjonen ved iskanten. Marine pattedyr har svært ulik sårbarhet og de enkelte artene kan også ha varierende sårbarhet gjennom året.

Avhengig av næringsstatus gjennom året har sel og hvalross et solid spekklag og er mindre utsatt for oljeforurensning enn isbjørn, som kan ha samme problematikk med henhold til fysiologisk sensitivitet overfor ødeleggelse av termoregulering som fugl. Selunger er imidlertid avhengige av pelsen for å holde varmen, og har høy sårbarhet. For selpopulasjoner er derved sårbarheten høyest i kasteperioden. For voksen sel sees skadelige effekter av meget fersk råolje på øyne og luftveier, pga. avdampning av lette komponenter. Oljen forvitrer

langsommere i kaldere klima, men ved lange drivtider forventes liten akutt toksisitet overfor pattedyr.

For de polare marine pattedyrene foreligger ikke datasett av en slik kvalitet at de er egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden, for disse er det foretatt en kvalitativ vurdering av observasjonsdata innen analyseområde og aktivitetens influensområde (konservativt benyttet Apollo).

## 1.5 Oljedriftsberegninger

Oljedriftsberegninger er gjennomført med versjon 6.2 av OSCAR, og med oppdaterte vinddata. Totalt er det gjennomført modellering av 30 kombinasjoner av rate og varighet for Apollo og 10 for Atlantis.

### 1.5.1 Atlantis

Totalt strander olje i 0,4 % av samtlige simuleringer som er gjennomført (sjøbunn og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandings sannsynligheten reduseres til 0,1 %. Den maksimale strandingsmengden i en enkeltsimulering er 41 tonn emulsjon (100-persentil). Korteste drivtid i noen simulering er 24 døgn. 2 ruter på Bjørnøya treffes i simuleringen med flest ruter berørt.

### 1.5.2 Apollo

Totalt er det gjennomført 70807 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter av hhv. sjøbunns- og overflateutslipp for hele året.

Totalt strander olje i 3,5 % av samtlige simuleringer som er gjennomført (sjøbunn og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandings sannsynligheten reduseres til 0,4 %. Den maksimale strandingsmengden i en enkeltsimulering er 5692 tonn emulsjon (100-persentil). Korteste drivtid i noen simulering er 6,7 døgn.

## 1.6 Miljørisiko

Oljekonsentrasjoner i vannsøylen er benyttet i en trinn 1-miljørisikoanalyse for fisk. For Atlantis er ratene så lave at ingen av scenariene gir gjennomsnittlig THC-konsentrasjon som overstiger 50 ppb i noen ruter.

For Apollo er det foretatt en overlappsanalyse mellom ruter med > 50 ppb THC og gyteområdene for polartorsk, lodde, snabeluer, NØA torsk, NØA hyse, kysttorsk, og blåkkeveite. Det er ikke overlapp med influensområdet for noen av artenes gyteområder.

Skadebasert miljørisikoanalyse er gjennomført for samtlige sjøfuglarter i SEAPOP, for å sikre at også arter med lav sårbarhet er ivarettatt. En fullstendig liste over disse er gitt i miljørisikoanalysen.

Resultatene fra den skadebaserte miljørisikoanalysen viser at miljøriskoen for Atlantis er generelt lav i åpent hav. Det er ingen utslag på kystnære ressurser for Atlantis.

For Atlantis er miljørisiko høyest i åpent hav i begynnelsen av boreperioden. I analyseperioden som helhet (mars-juli) er miljørisiko i åpent hav høyest for alkekonge i Barentshavet, med om lag 9,5 % av akseptkriteriet i skadekategori Moderat, i overkant av 2 % i skadekategori Mindre, 0,75 % i kategori Betydelig og 1 % av akseptkriteriet i skadekategori Alvorlig. Dernest følger lomvi, polarmåke, krykkje, og havhest i Barentshavet, alle med lavere enn 7 % av akseptkriteriet i noen skadekategori.

Kystnært er miljørisiko høyere. Det er relativt få arter som gir utslag i dette havområdet. Perioden omfatter hekkesesongen for disse artene, og datasettene for hekkesesongen er tilrettelagt med buffersoner og bestandsandeler i rutene som oppsummert overstiger det totale bestandsestimert med flere ganger (eksempelvis er summen av bestandsandeler av lomvi rundt Bjørnøya i april 12,9 ganger den totale nasjonale bestanden). Høyeste utslaget med buffersoner er for lomvi, med i underkant av 40 % av Statoils akseptkriterium i kategori Alvorlig. Ved analyse av datasettene uten buffersoner er miljørisiko for lomvi redusert til 0,25 % av akseptkriteriet i samme kategori. Kystnært er det lomvi, polarlomvi, krykkje, havhest og polarmåke som gir høyeste utslag i miljørisikoanalysen,

lavere utslag (<0,16 % av akseptkriteriet) finnes for lunde, alke, alkekongehavsule, sabinemåke, storjo, rødnebbterne og hvitkinngås. Uten buffersoner sees utslag for lomvi, polarlomvi, polarmåke, krykkje, havhest samt et meget lite utslag for hvitkinngås. Resultater beregnet for kystnære ressurser med bufferområder er svært konservative, mens de vil underestimeres ved ikke å benytte en tilrettelegging av bufferområder for næringssøket ut fra hekkekolonien. Ingen kystnære ressurser i Finnmark berøres. Det er meget liten strandings sannsynlighet, berørt kyst er klippekyst og blokkstrender/rasurer på Bjørnøya.

For de polare marine pattedyrene finnes det ikke datasett som er egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse og en kvalitativ vurdering av observasjoner av artene innen influensområdet er derfor foretatt. Iskanten er viktigste området for marine pattedyr, samt trekkruter gjennom Barentshavet på vei mot iskanten. For isbjørn er imidlertid hovedutbredelsen i isen på nordsiden av Svalbard, samt mot Grønland, ikke i områdene ved Bjørnøya og i influensområdet. Storkobbe og hvalross er noe utbredt i nordlige deler av influensområdet (Spitsbergen, Edgeøya) og grønlandssel trekker gjennom influensområdet i april og mai, og er observert i området ved borelokasjonen. Av hvalartene er knølhval den som kan ha et visst konfliktpotensiale ved spesielt langvarige hendelser, den opptrer i grupper, dykker grunt og har et viktig område ved Bjørnøya fra mai-juli. Finnhval og vågehval opptrer også i influensområdet, mens de øvrige hvalartene har migrasjonsmønstre som gjør at det ikke forventes konflikt. Dersom olje treffer iskanten, kan hval som beiter der berøres. I sommersesongen, når hvalene er i Barentshavet er iskanten trukket lenger nord, denne varierer fra år til år. Konfliktpotensialet for marine pattedyr er som helhet vurdert å være lav, basert på en kvalitativ vurdering. For iskanten som økosystem er også det generelle konfliktpotensialet vurdert som moderat lavt, da treffsannsynligheten generelt er lav, og er høyest i den perioden isen har størst utbredelse. Iskanten er viktigst i økosystemet senere på våren, da den er trukket lenger nord og har lavere treffsannsynlighet av olje.

## 2 Innledning

### 2.1 Tilnærming til miljørisikoanalyse

Miljørisikoanalysen gjennomføres på en transparent og etterprøvbar måte. For letebrønn 7325/1-1 (Atlantis) og 7324/2-1 (Apollo) heretter kalt *Apollo* og *Atlantis* er det valgt å gjennomføre en full miljørisikoanalyse, basert på oljedriftsanalyser med referanseolje som operatøren mener best representerer den forventede fluidsammensetningen. Det er gjennomført en egen Blowout & Kill-analyse for hver av brønnene (Statoil 2013 a og b) som er lagt til grunn for analysene.

Miljørisikoanalysen er gjennomført på alle arter av sjøfugl som er registrert i SEAPOP sin database, på de arter av marine pattedyr som er egnet for kvantitative analyser, for strand og for utvalgte arter av fisk. Samtlige resultater fra oljedriftsberegningene (alle rater og varigheter) analyseres for alle disse artene, noe som gir et omfattende resultatsett. For sjøfugl er det analysert med nye tilrettelagte data fra 2013 for kystnær tilstedeværelse og i åpent hav.

I områder med periodevis isdekning er datagrunnlaget for utbredelse og fordeling av ressurser mer begrenset enn for øvrige områder. Av den grunn er det i foreliggende analyse gjennomført sensitivitetsanalyser.

### 2.2 Regelverk

HMS-regelverket for norsk sokkel, landanlegg og Svalbard skal bidra til at petroleumssektoren i Norge blir verdensledende på HMS-området. I underliggende forskrifter beskrives krav til miljørettede risiko- og beredskapsanalyser akutt oljeforurensning, og Miljødirektoratet (tidligere KLIF) har utgitt en retningslinje for utarbeidelse av søknader om petroleumsvirksomhet til havs (KLIF, 2011). Spesielt relevante deler av regelverket er:

- Styringsforskriftens § 16, som blant annet beskriver krav til analyser, kriterier for oppdatering og sammenheng mellom analyser.
- Styringsforskriftens § 17, om risikoanalyser og beredskapsanalyser.

- Rammeforskriftens § 11 om prinsipper for risikoreduksjon og § 48 om plikten til å overvåke og fjerne det ytre miljøet, samt § 20 om samordning av beredskap til havs og § 21 om samarbeid om beredskap.
- Aktivitetsforskriftens kapittel 10 om overvåkning av det ytre miljøet, som også omhandler overvåkning relevant for akutte utslipp. Videre Aktivitetsforskriftens kapittel 13 om beredskap.

### 2.3 Statoil sine miljøkrav og akseptkriterier for denne aktiviteten

Dersom miljørisikoen viser seg å overstige akseptkriteriet, regner Statoil den som prinsipielt sett miljømessig uakseptabel, og risikoreducerende tiltak skal gjennomføres. Selv om miljørisikoen ikke overstiger akseptkriteriet skal miljørisiko reduseres etter ALARP prinsippet, med hovedfokus på tiltak som reduserer sannsynligheten for hendelse. I MIRA-metoden benyttes et ALARP-område som grense for når risikoreducerende tiltak bør vurderes, og selskapet skal selv ta stilling til hvor høy andel av akseptkriteriet som utgjør ALARP-området. Statoil har valgt å benytte 50 % av akseptkriteriet.

Tabell 1 Statoil sine akseptkriterier for miljørisiko.

Betegnelse	Konsekvenskategori			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
<b>Varighet av miljøskade</b>	<b>0,1-1 år (1)</b>	<b>1-3 år (3)</b>	<b>3-10 år (10)</b>	<b>&gt; 10 år (20)</b>
Operasjonsspesifikt akseptkriterium (pr. operasjon)	$1,0 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-5}$



## 3 Aktivitetene, reservoarforhold, brønndesign og hendelser

### 3.1 Aktivitetsbeskrivelse

Statoil planlegger å bore letebrønnene 7325/1-1 (Atlantis) og 7324/2-1 (Apollo) sen vinteren/våren 2014 i PL 615 i Barentshavet. På grunn av deres nærhet til hverandre og at brønnene skal bores uten opphold imellom, er foreliggende miljørisikoanalyse gjennomført for begge brønner med felles miljøbeskrivelse og rapport.

Brønnene ligger i et område med strømforhold som fører til at influensområdet for eventuelle akuttutslipp av olje vil ligge i Barentshavet.

Begge vil bli boret med den delvis nedsenkbare boreriggen West Hercules.

#### 3.1.1 Atlantis

Statoil planlegger å bore letebrønn 7325/1-1 (Atlantis) som en vertikal brønn med borestart i januar 2014. Der ikke brønnnummeret er viktig for presisjonen brukes heretter betegnelsen *Atlantis* om aktiviteten.

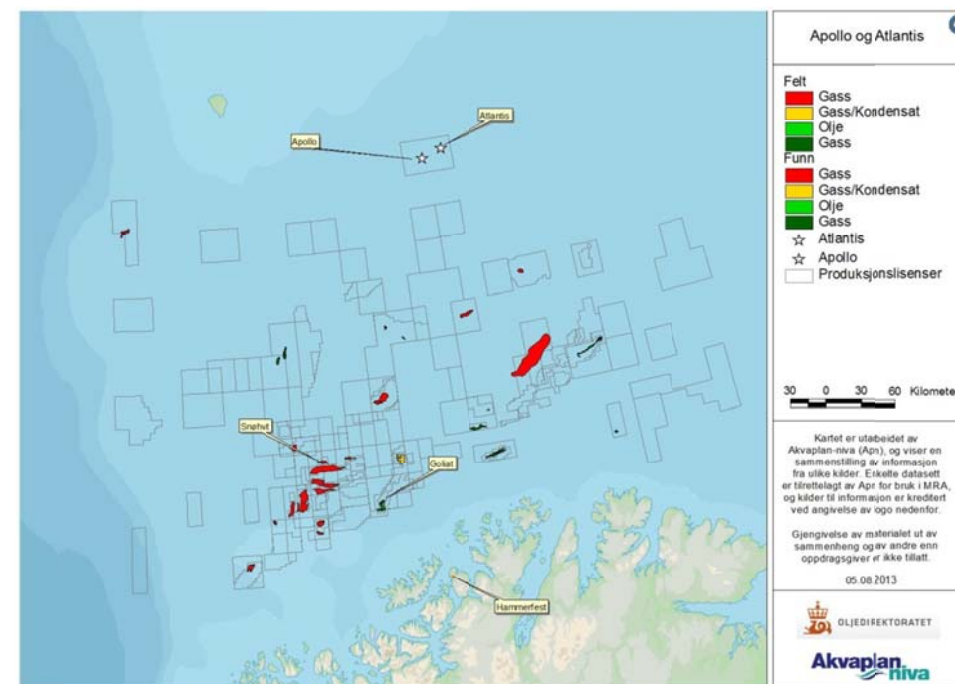
Brønnen har posisjon 73°54'49.470" N, 25°06'59.734" Ø. Nærmeste avstand til land er 187 km (Bjørnøya) og det er 305 km til nærmeste posisjon på fastlandet (Nordkapp). Vanddypet på lokaliteten er 446 MSL.

#### 3.1.2 Apollo

Statoil planlegger å bore letebrønn 7324/2-1 (Apollo) som en vertikal brønn i produksjonslisens (PL) 615 på den norske kontinentalsokkelen med borestart i tidligst medio mars 2013.

Der ikke brønnnummeret er viktig for presisjonen brukes heretter betegnelsen *Apollo* om aktiviteten.

Brønnen har posisjon 73°51'47.881" N, 24°32'29.957" Ø. Nærmeste avstand til land er 172 km (Bjørnøya) og det er 300 km til nærmeste posisjon på fastlandet (Nordkapp). Vanddypet på lokaliteten er 444 MSL.



Figur1. Lokalisering av Statoil sine letebrønner Apollo og Atlantis, samt lokasjon av omkringliggende felt og funn.

## 3.2 Bore- og analyseperiode

### 3.2.1 Atlantis

Planlagt borestart er januar 2014 med forventet reservoarboring i februar. Miljørisiko er analysert for hele året, delt inn i periode relevant for boringen. Oljedriftssimuleringer er gjennomført for hele året for alle rater og varigheter.

En utblåsning kan skje når boringen har nådd oljeførende lag. *Analyseperioden* for miljørisiko beregnes fra dette tidspunkt (konservativt antatt et tidspunkt i februar) og med følgetid for oljen etter evt. langvarige utblåsninger. Lengste varighet er for denne aktiviteten tiden det tar å bore en avlastningsbrønn. Lengste varighet av en utblåsning er estimert av Statoil (2013b) til 70 dager. I tillegg følges oljen i 30 dager i oljedriftssimuleringer. Dette gir en analyseperiode for Atlantis fra februar tom.juni.

I tillegg beregnes månedsvise miljørisiko for alle arter av sjøfugl og marine pattedyr.

### 3.2.2 Apollo

Planlagt borestart er mars 2014 og forventet reservoarboring sent i mars/begynnelsen av april. Miljørisiko er analysert for hele året, delt inn i periode relevant for boringen. Oljedriftssimuleringer er gjennomført for hele året for alle rater og varigheter.

En utblåsning kan skje når boringen har nådd oljeførende lag. *Analyseperioden* for miljørisiko beregnes fra dette tidspunkt (konservativt antatt et tidspunkt i mars) og med følgetid for oljen etter evt. langvarige utblåsninger. Lengste varighet er også for denne aktiviteten tiden det tar å bore en avlastningsbrønn. Lengste varighet av en utblåsning er estimert av Statoil (2013) til 77 dager. I tillegg følges oljen i 30 dager i oljedriftssimuleringer. Dette gir en analyseperiode for Apollo fra mars tom.juli.

I tillegg beregnes månedsvise miljørisiko for alle arter av sjøfugl og marine pattedyr.

## 3.3 Definerte fare- og ulykkeshendelser

En ukontrollert utstrømning fra brønnen under boring ble identifisert som den dimensjonerende DFU for miljørettet risikoanalyse.

Andre uhellsutslipp er vurdert å være av mindre volumer og konsekvens, og er derfor ikke ansett som dimensjonerende.

## 3.4 Forholdene i reservoaret

### 3.4.1 Atlantis

Formålet med brønnene er å skaffe informasjon om hydrokarbonpotensialet i Kobbeformasjonen. Øvre del av reservoaret forventes på om lag 1859 m TVD RKB. Totalt dyp vil være om lag 2082 meter MD/TVD RKB. Brønnen har normalt trykk og temperatur for letebrønner på norsk sokkel. (Se Tabell 3).

Statoil sine geologer har vurdert at Realgrunnen råolje er den oljetypen som best representerer den forventede hydrokarbonsammensetningen. De viktigste egenskapene til denne oljen er beskrevet i SINTEF (2008) og i avsnitt 3.7.2.

### 3.4.2 Apollo

Formålet med brønnene er å skaffe informasjon om hydrokarbonpotensialet i Realgrunnenformasjonen. Øvre del av reservoaret forventes på om lag 850 m TVD RKB. Totalt dyp vil være om lag 1000 meter MD RKB. Brønnen har normalt trykk og temperatur for letebrønner på norsk sokkel (Se Tabell 3).

Statoil sine geologer har vurdert at Realgrunnen råolje er den oljetypen som best representerer den forventede hydrokarbonsammensetningen. De viktigste egenskapene til denne oljen er beskrevet i SINTEF (2008) og i avsnitt 3.7.2.

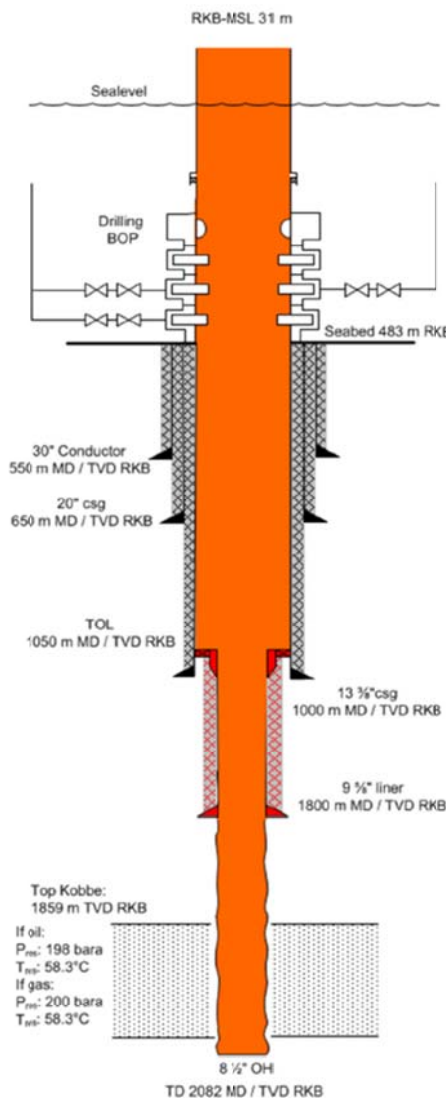
## 3.5 Brønndesign

### 3.5.1 Atlantis

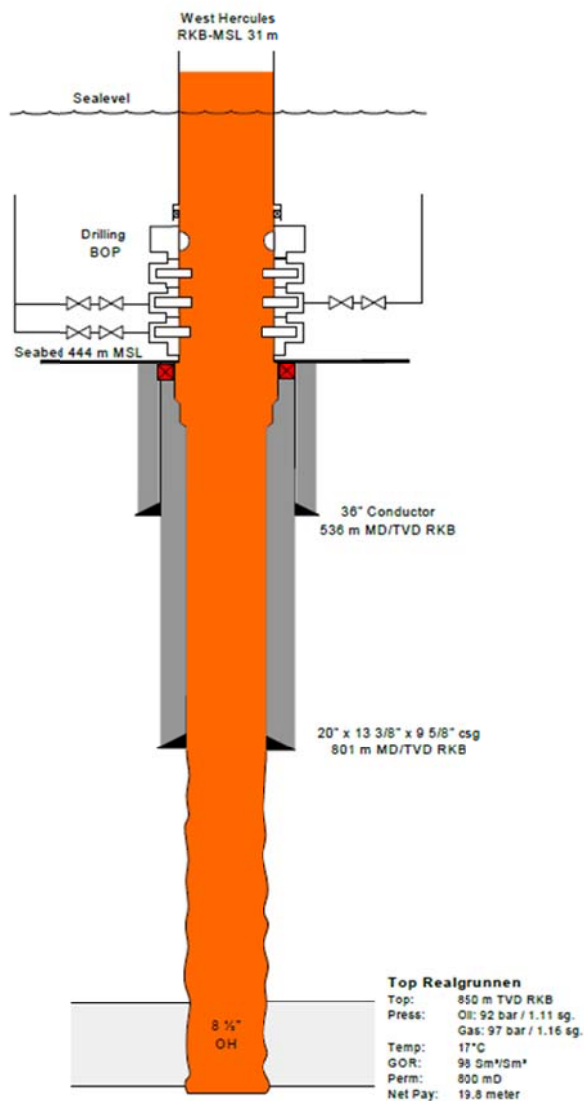
Brønnen planlegges boret som en vertikal brønn. Det vil bli satt 20" foringsrør ned til 650 MD TVD RKB. Et 13<sup>3/8</sup>" foringsrør vil bli satt til 1050 MD FVD RKB, deretter 9<sup>5/8</sup>" liner fra 100 til ca 1800 MD TVD RKB. Topp Kobbe reservoar er forventet på 1859 m dyp TVD RKB. Reservoaret vil bli penetrert med en 8<sup>1/2</sup>" seksjon.

### 3.5.2 Apollo

Brønnen planlegges boret som en vertikal brønn. Det vil bli satt 20" foringsrør ned til 801 MD TVD RKB.. Topp Realgrunnen reservoar er forventet på 850 m dyp TVD RKB. Reservoaret vil bli penetrert med en 8<sup>1/2</sup>" seksjon.



Figur 2 Brønndesign for Atlantis (Statoil, 2013).



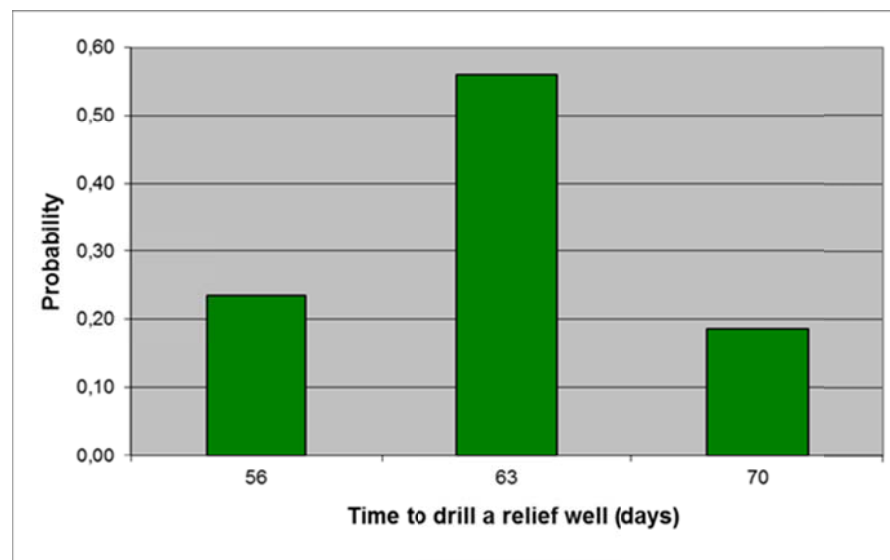
Figur 3 Brønndesign for Apollo (Statoil, 2013).

### 3.6 Boring av avlastningsbrønn

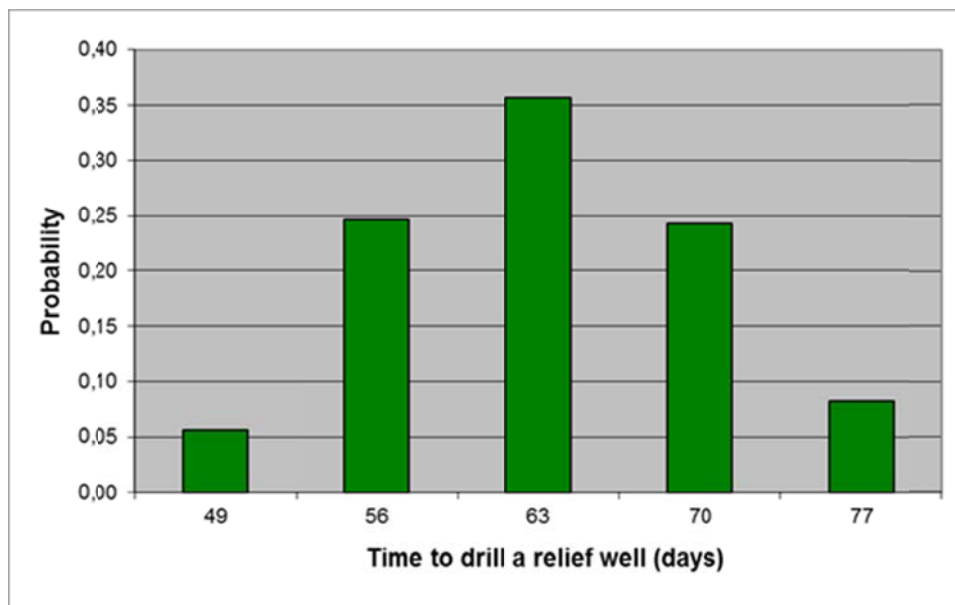
Statoil har estimert nødvendig tid for boring av en avlastningsbrønn til 77 døgn for Atlantis og 70 døgn for Apollo. Brønnen er lokalisert i område med liten etablert aktivitet. Figur 4 viser sannsynlighetsfordeling for boring av en avlastningsbrønn for denne aktiviteten.

Tilleggsfaktorer som bidrar til beredskap eller reduksjon av tiden for boring av avlastningsbrønn er:

- Dedikert supplyskip for operasjonen
- Signert avtale i OLF drilling managers forum for tilgang til rigg for boring av avlastningsbrønn.
- Brønnløkasjoner for avlastningsbrønner er lokalisert.



Figur 4. Illustrasjon av varighetsfordeling ved boring av avlastningsbrønn, Atlantis. (Statoil, 2013).



Figur 5. Illustrasjon av varighetsfordeling ved boring av avlastningsbrønn, Atlantis. (Statoil, 2013).

### 3.7 Utstrømningsrater og –varigheter

#### 3.7.1 Antlantis

Statoil (2013a) har gjennomført simulering av utstrømningsrater fra Atlantis. Det antas ingen restriksjon. Basert på resultatene fra denne simuleringen er følgende rater benyttet i oljedriftssimuleringene:

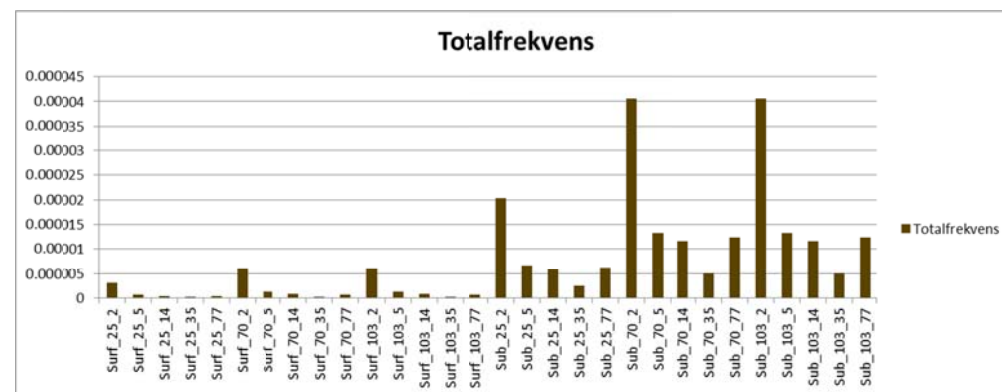
Overflateutslipp:

- 25 Sm<sup>3</sup>/d (penetrering av øvre del av reservoaret)
- 70 Sm<sup>3</sup>/d (drilling ahead)
- 103 Sm<sup>3</sup>/d (tripping)

Sjøbunnsutslipp:

- 25 Sm<sup>3</sup>/d (penetrering av øvre del av reservoaret)
- 70 Sm<sup>3</sup>/d (drilling ahead)
- 103 Sm<sup>3</sup>/d (tripping)

Rategruppene for Atlantis med frekvenser er vist i Figur 7.



Figur 6 Sannsynlighetsfordeling av rater og varigheter for Atlantis.



### 3.7.2 Apollo

Statoil (2013b) har gjennomført simulering av utstrømningsrater fra Apollo. Basert på resultatene fra denne simuleringen er følgende rater benyttet i oljedriftssimuleringene:

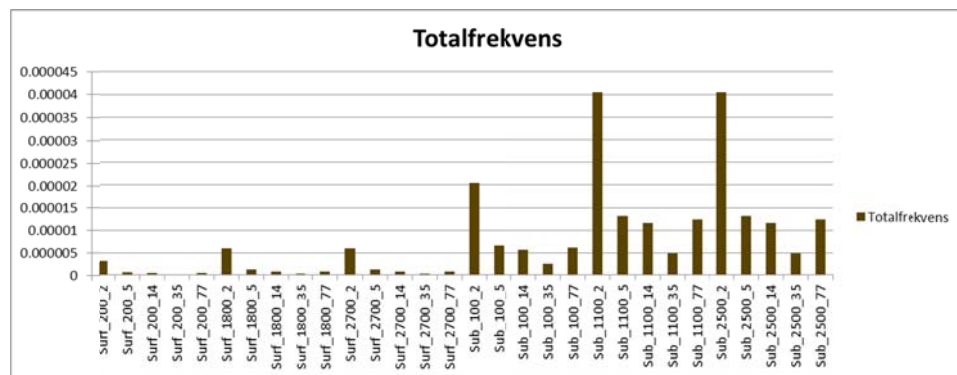
Overflateutslipp:

- 200 Sm<sup>3</sup>/d (penetrering av øvre del av reservoaret)
- 1800 Sm<sup>3</sup>/d (drilling ahead)
- 2700 Sm<sup>3</sup>/d (tripping)

Sjøbunnsutslipp:

- 100 Sm<sup>3</sup>/d (penetrering av øvre del av reservoaret)
- 1100 Sm<sup>3</sup>/d (drilling ahead)
- 2500 Sm<sup>3</sup>/d (tripping)

Rategruppene for Apollo med frekvenser er vist i Figur 7.



Figur 7 Samnsynlighetsfordeling av rater og varigheter for Apollo.

### 3.8 Oljens egenskaper

Etter vurderinger gjennomført av Statoil sine brønneksperter er Realgrunnen oljetype valgt som referanseolje. For denne råoljen er det gjennomført forvitningsstudie (SINTEF, 2008). I forvitningsstudiet karakteriseres Realgrunnen olje som en delvis degradert oljetype med et relativt høyt voksinnhold. Oljen emulgerer relativt raskt, men brytes delvis ved mekanisk påvirkning.

Råoljen danner emulsjoner med ulikt vanninnhold under ulike temperaturer. Forvitningsstudiet er gjennomført ved henholdsvis 10 °C og 5 °C. Under både sommer- (10 °C) og vinterforhold (5 °C) har emulsjonen et maksimalt vanninnhold på 70 %. Atlantis skal bores fra januar-mars med reservoarboring i februar og Apollo fra medio mars til medio april, med reservoarboring i månedsskiftet. Vanntemperaturen i de planlagte boreperiodene ligger på om lag 5 °C. Gjennomsnittlig temperatur varierer gjennom perioden mellom 4,5 °C i januar og 3,7 °C i april. Fordampningen vil derved være nærmere testbetingelser 5 °C i perioden, og disse ("vinteregenskapene") legges derfor til grunn i videre omtale.

Resultater fra referansebetingelser (utslipp til overflate, 10 mm initiell filmtykkelse) viser at Realgrunnen oljen har relativt lang levetid på havoverflaten, og at restmengde olje på overflaten er påvirket av sjøtemperaturen ved at evne til vannopptak, fordampning og nedblanding av oljekomponenter i vannsøylen er temperaturavhengige egenskaper ved råoljen. Egenskapene varierer med sammensetningen av hydrokarboner i den enkelte råolje.

Fullt vannopptak nås i løpet av 6 timer ved 15 m/s vindstyrke og etter 5 døgn ved 2 m/s vindstyrke. Emulsjonen som dannes er kjemisk dispergerbar i noe under 1,5 time ved 15 m/s, og 1 døgn ved 2 m/s, og overgang til "lav/dårlig dispergerbarhet" etter 1 døgn ved 15 m/s og > 5 døgn ved 2 m/s.

Oljetypen har en relativt lang levetid på overflaten ved lave vindstyrker (58 % er igjen på overflaten etter 5 døgn ved 5 m/s vind). Ved sterk vind (15 m/s) og samme temperatur er det mindre enn 1 % av oljen igjen på overflaten etter 2 døgn. Ved de vindforholdene som er forventet på borelokaliteten i den planlagte boreperioden (10 m/s) er ca. 41 % av oljen igjen på overflaten etter 1 døgn, og ca. 6 % etter 5 døgn.

For detaljert massebalanse og endringer i ulike egenskaper som en funksjon av tid etter utslipp, temperatur og vindforhold vises det til forvittringsdatabasen til NOFO (<http://www.nofo.no/Plangrunnlag/Oljetyper/>)

### 3.9 Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens

#### 3.9.1 Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens

Statoil har vurdert den brønnsesifikke utblåsningsfrekvensen til  $2,26 \times 10^{-4}$  for Atlantis  $2,26 \times 10^{-4}$  for Apollo (Statoil, 2013a,b). Boreriggen er en halvt nedsenkbar rigg som vil bli holdt i posisjon med et dynamisk posisjoneringssystem (DP) gjennom operasjonen. Den vil operere med en undersjøisk BOP og ha mulighet for å koble fra og forlate posisjonen ved en utblåsning. Sannsynlighetsfordelingen mellom overflateutslipp og sjøbunnsutslipp, er henholdsvis 10 % og 90 % for et slikt system.

Sannsynlighetsfordeling mellom rater og varigheter er som presentert i Figur 6 og Figur 7.

### 3.10 Oppsummering av nøkkelparametere

Kapittel 3 er viet en beskrivelse av definerte fare- og ulykkeshendelser, oljetypens egenskaper, frekvensvurderinger og risikoreduksjon. De viktigste parametere ved aktivitetene er oppsummert i Tabell 3.

#### 3.10.1 Atlantis

Tabell 2. Nøkkelparametre for avgrensingsbrønn Atlantis.

Parameter	Verdi Brønn
Brønnavn	Brønn 7325/1-1 ( Atlantis) i <HOLD
Lokasjon	73°54'49.470" N, 25°06'59.734" Ø.
Vannndyp	-446 MSL
Avstand til nærmeste land	187 km (Bjørnøya) 305 km (Nordkapp)
Referanseolje	Realgrunnen
Gass/olje forhold	145 Sm <sup>3</sup> /Sm <sup>3</sup>
Vektete utblåsningsrater og varigheter	Overflateutslipp: Vektet utsl.rate: 74 m <sup>3</sup> /døgn Vektet varighet: 10 døgn  Sjøbunnsutslipp: Vektet utsl.rate: 74 m <sup>3</sup> /døgn Vektet varighet: 16 døgn
Varigheter	2, 5, 14, 35 og 70 døgn
Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn	70 døgn
Fluidtetthet @std	824 kg/Sm <sup>3</sup>
Gasstetthet @std	0,8 kg/Sm <sup>3</sup> Olje-case 0,7 kg/Sm <sup>3</sup> Gass-case

### 3.10.2 Apollo

Tabell 3. Nøkkelparametre for letebrønn Apollo.

Parameter	Verdi Brønn
Brønnavn	7324/2-1 (Apollo) i PL <HOLD>
Lokasjon	73°51'47.881" N, 24°32'29.957" Ø.
Vanddyp	-444 MSL
Avstand til nærmeste land	172 km (Bjørnøya 300 km (Nordkapp)
Referanseolje	Realgrunnen
Gass/olje forhold	98 Sm <sup>3</sup> /Sm <sup>3</sup>
Vektete utblåsningsrater og varigheter	Overflateutslipp: Vektet utsl.rate: 1900 m <sup>3</sup> /døgn Vektet varighet: 10 døgn Sjøbunnsutslipp: Vektet utsl.rate: 1500 m <sup>3</sup> /døgn Vektet varighet: 17 døgn
Varigheter	2, 5, 14, 35 og 77 døgn
Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn	77 døgn
Fluidtetthet @std	822 kg/Sm <sup>3</sup>
Gasstetthet @std	0,794 kg/Sm <sup>3</sup> Gass-case

## 4 Metoder og analysekonsept

### 4.1 Oljedriftssimuleringer

Beregning av oljens drift og spredning er foretatt ved bruk av OSCAR, som er en del av Marine Environmental Modelling Workbench (MEMW) 6.2 (SINTEF). OSCAR-modellen beregner oljemengder i et brukervalgt rutenett og dybdegrid, og resultatene overføres til samme 10x10 km rutenett som benyttes i miljørisikoanalysene.

Parametrene som benyttes videre i miljørisiko- og beredskapsanalysen er:

- Oljemengde på overflaten (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for overflateressurser)
- Total hydrokarbonkonsentrasjon i vannsøyle (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for fisk)
- Oljemengde i landruter (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for strandhabitater)
- Korteste drivtid til land (dimensjonering av mobiliseringstid for beredskapsressurser i kystsonen).
- Største oljemengde på havoverflaten
- Viskositet av emulsjon (til vurdering av tiltaksvalg).

MEMW inneholder SINTEFs database over forvitningsstudier for norske råoljer, og alle parametre for referanseoljen er benyttet uendret. OSCAR modellerer oljens skjebne i miljøet ved bruk av komponentgrupper med ulike fysikalsk-kjemiske egenskaper. Oljenes kjemiske sammensetning transformeres til såkalte pseudokomponenter som OSCAR benytter.

For å oppnå samme tetthet av simuleringer som andre analyser på norsk sokkel er det benyttet 10 simuleringer pr. måned pr. år ved bruk av OSCAR i statistisk modus. Modellen velger da startdato for kjøringen hver tredje dag. For hver simulering er scenariet fulgt i 30 dager etter avsluttet varighet av utslippet.

Til sammen er det gjennomført 70807 simuleringer for overflate- og sjøbunnsutslipp for Apollo og 23589 for Atlantis, fordelt på de ulike rate- og varighetskombinasjonene (for hele året). Det høye antallet simuleringer gjennomføres for å fange opp størst mulig variasjon i utfallsrom m.h.t. vær-situasjoner som kan forekomme.

Vinddatasettet er tilrettelagt av SINTEF på bakgrunn av værdata fra Meteorologisk institutt, og dekker hele landet i perioden 1978-2007. Strømdatasettet er også tilrettelagt av SINTEF på bakgrunn av data fra Meteorologisk institutt, og dekker hele landet i perioden 1970-2009. Sammenfallende periode blir dermed 1988-2007.

Det brukerdefinerte rutenettet (som består av et "habitatgrid" og et «dybdegrid») som er benyttet til OSCAR-simuleringene er laget slik at det dekker et større område enn det som forventes å bli berørt av olje i sjøoverflate eller vannsøyle. Dybdegridet har også en definert fordeling mellom vann- og bunnsstrat, men bruker må velge dominerende substrattyp. Brukeren velger også hvilken region modellen settes opp i. Valg av region tilordner et sett med regionsspesifikke parametre knyttet til rutenettet og dybdegridet.

Eksisterende modeller for drift av is og olje har begrensninger, spesielt i soner med høy istetthet. Det er også begrenset tilgang på historiske datasett på utbredelse av sjøis med en geografisk oppløsning og struktur som er egnet for oljedriftsmodellering.

Generelle prinsipper er at olje driver med strømmens hastighet og retning, og påvirkes av vind med 3-3,5 % av vindhastigheten, med avdrift 15 grader mot høyre på den nordlige halvkule. I følge National Snow & Ice Data Center (<http://nsidc.org/cryosphere/seaice/processes/dynamics.html>) er vind primærfaktor for drift av sjøis over et tidsrom på dager/uker, med et generelt prinsipp for drift på 2 % av vindhastigheten. Havstrømmer regnes i større grad å redusere drivhastigheten i forhold til vindpåvirkning.

I en innledende fase av analysearbeidet for Apollo og Atlantis ble det gjennomført oljedriftsberegninger for å avdekke forventet influensområde for et eventuelt akuttutslipp. Resultatene viste begrenset berøring av områder med sjøis, hovedsakelig i områder med lave iskonsentrasjoner («Iskant» - se definisjoner og omtale). Basert på disse resultatene og etterfølgende diskusjoner og vurderinger, blant annet med leverandør av oljedriftsmodellene, ble det valgt å gjennomføre oljedriftsberegningene for Apollo og Atlantis med standard oppsett. Gitt de forhold som er beskrevet i foregående avsnitt ble dette ansett som en konservativ antagelse, da eventuell tilstedeværelse av is ville medført lavere drivhastighet og derved et mindre mulig påvirket område.

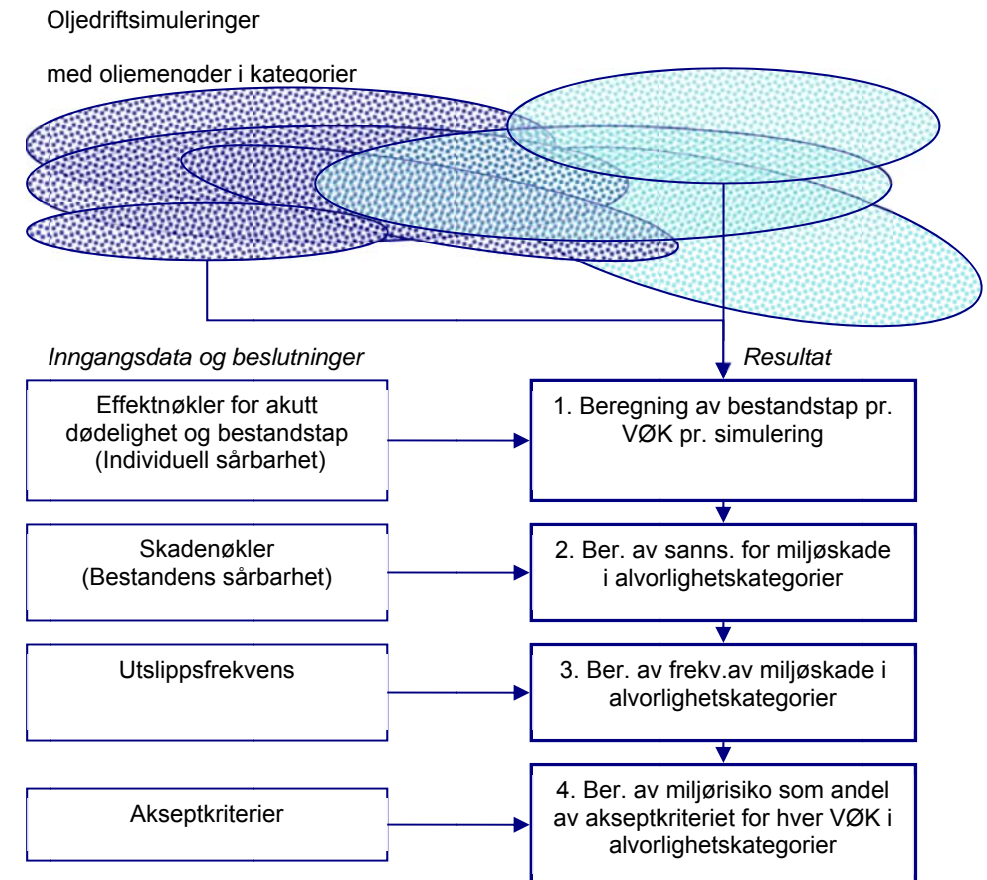


## 4.2 Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse

Miljørisikoanalysen er gjennomført etter MIRA-metoden (OLF, 2007) for sjøfugl i SEAPOP-databasen, samt for strand. For fisk er det gjennomført en trinn 1-analyse også dette i hht. OLF, 2007. Det henvises til originaldokumentasjonen for en fullstendig beskrivelse av analysemetodikken.

Skjematisk kan miljørisikoanalysen beskrives slik for de VØK'ene som er valgt ut (Se Figur 8): (Tabellene finnes i Kapittel 11, Vedlegg).

1. *Inngangsdata*: Oljedriftsimuleringer med enkeltsimuleringer som inneholder oljemengder i kategorier (Tabell 5).
2. *Inngangsdata*: VØK-datasett for alle arter som forekommer innen influensområdet som det foreligger datasett for. For disse VØK'er finnes datasett som er tilrettelagt med bestandsandeler i 10x10 km ruter, og sårbarhetsverdi, begge med månedsoppløsning).
3. Ved bruk av effektnøkklene (Tabell 5, Tabell 6 og Tabell 10) bestemmes for hver VØK hvor stor andel av bestanden som vil gå tapt i hver 10x10 km rute. Dette bestandstapet summeres i hver simulering, og tallet tas vare på.
4. Bestandstapet sammenholdes med skadenøkklene (Tabell 7 og Tabell 10) og det beregnes en fordeling av sannsynlighet for skadens alvorlighetsgrad, beregnet på grunnlag av antallet simuleringer i hver bestandstapkategori og bidrag fra hver simulering til sannsynlighetsfordelingen blant konsekvenskategoriene. For kysthabitater gjøres trinn 3 og 4 samtidig ved bruk av en kombinert nøkkel.
5. Sannsynligheten i hver kategori multipliseres med sannsynligheten for hendelse (utslippsfrekvens) og gir frekvensen av miljøskade i hver alvorlighetskategori.
6. Ved sammenholdelse mot akseptkriteriene for hver av alvorlighetskategoriene, beregnes hvorvidt akseptkriteriene brytes.



Figur 8 Skisse som viser inngangsdata og resultatberegninger i en miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

Trinnene i Figur 8 inngår i beregningen av miljørisiko, som angis som en frekvens pr. skadekategori pr. operasjon for leteboring).

Ved å vise miljørisiko (frekvens for skade i en skadekategori) som en andel av akseptkriteriet kan miljørisiko vises for ulike VØK for ulike alternative aktivitetsnivå (miljørisiko pr. år), eller for ulike teknologivalg (f.eks. pr.

operasjon) osv. Analyse av miljørisiko kan dermed brukes til å styre risiko, f.eks. ved å identifisere periode med lavere miljørisiko osv.

#### 4.2.1 Sjøfugl og marine pattedyr

Effektnøkler for sjøfugl og marine pattedyr er gitt i Tabell 5 og Tabell 6 og (Kapittel 11, Vedlegg 2). De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 7. Sjøfugl har høy fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning og dermed høy sannsynlighet for å omkomme hvis de forurennes av olje. Det er imidlertid svært variabelt om fuglene blir eksponert for oljen, og de ulike artene har levesett og formeringsevne som gjør dem bestandsmessig sårbare i ulik grad. Disse forholdene er reflektert i effektnøkklene og sårbarhetstabellene (Tabell 8 og Tabell 9), der sårbarhetsverdi 3 er høyeste sårbarhet.

Også marine pattedyr har ulik sårbarhet overfor oljeforurensning. For oter er den individuelle sårbarheten høy hele året, mens den for kystselartene er mer varierende med livs-/års syklus, og er høyest i kasteperioden. Spesielt ved analyse av aktiviteter som går over perioder der ressursenes sårbarhet er i endring, er det viktig å benytte en periodisering som tar hensyn til dette, f.eks. månedsvis/sesongvis oppløsning i oljedrift, VØK-datasett og sårbarhetsinformasjon. Risikoen kan dermed beregnes for hver delperiode, og etterpå summeres for hele aktivitetsperioden.

##### 4.2.1.1 Sensitivitetsanalyse for miljørisiko for sjøfugl

For å vurdere effekten på miljørisiko dersom tettheten av sjøfugl i åpent hav er høyere enn det datasettene fra SEAPOP er tilrettelagt med, er det for utvalgte arter foretatt en miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden der bestandsandelene er doblet i rutene i datasettene. I tillegg er det for utvalgte arter gjennomført miljørisikoanalyse med øvre grense av konfidensintervallet for datausikkerhet i rutene i datasettene.

#### 4.2.2 Kysthabitater

For kyst/strandhabitater er det utviklet en kombinert effekt- og skadenøkkel vist i Tabell 10 i Vedlegg (Kapittel 11.3). Metoden er i hovedtrekk den samme som for sjøfugl og sjøpattedyr, men trinnene 2 og 3 i Figur 8 gjennomføres samtidig, siden effekt- og skadenøkkel er kombinert.

Miljørisikoanalysen av kysthabitater er gjennomført i henhold til ovenstående effekt- og skadenøkkel, operasjonalisert som følger:

- Utarbeidelse av oljedriftstatistikk som for samtlige berørte strandruter angir treffsannsynlighet for oljemengder innen intervallene beskrevet i Tabell 10.
- For hver berørt rute hentes sårbarhetsverdien for kysthabitat, og sannsynlighetsfordelingen av skadeutslaget beregnes på grunnlag av denne og treffsannsynlighet av olje innen mengdeintervaller, dividert på antall ruter med den aktuelle sårbarheten (1-3).
- Resultatene oppsummeres for alle berørte ruter for hver kombinasjon av rate og varighet.
- Oppsummerte resultater multipliseres med sannsynlighet for kombinasjonen av rate og varighet, og gir samlet en frekvens innen konsekvenskategoriene Mindre, Moderat, Betydelig og Alvorlig, som måles direkte mot akseptkriteriene.

#### 4.2.3 Fisk

Beregningen av miljørisiko på fisk utføres etter metoden som er beskrevet i OLF's veiledning (OLF, 2007). Denne metodikken er en trinnvis tilnærming som består av to nivåer av skadeberegninger på de sårbare stadiene av fiskeressurser – egg og larver. Miljørisiko for fisk etter MIRA-metoden er utfordrende å kvantifisere fordi endepunktet for analysen innebærer en vurdering av om tapet av en andel av en årsklasse har noen betydning for utviklingen av en gytebestand. Til dette trengs både informasjon om giftighet av olje på egg og larver, samt historisk-statistisk informasjon om gytebestandens utvikling for å kunne estimere en restitusjonstid etter oljepåvirkning. Det er i utgangspunktet kun en meget liten andel av en årsklasse som når gytemoden alder, og modellering av betydningen av små tapsandeler krever restitusjonsmodell og kunnskap om den enkelte art/gytebestand sin bestandsutvikling.

Det første trinnet består av en tapsanalyse, det andre trinnet av en vurdering av betydningen av det beregnede tapet på utviklingen av gytebestanden for enkelte arter. En ytterligere beskrivelse er gitt i kapittel 11.4 (Vedlegg). For andre arter vil det i mangel av dokumentert restitusjonsmodell bli benyttet den mer konservative tilnærmingen med overlappsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

For å få et bilde av mulig miljørisiko for fisk som samsvarer mest mulig med risikoberegning for sjøfugl og marine pattedyr, der hele rate-varighetsmatrisen benyttes, og der sannsynlighetsbidraget fra de ulike hendelsene er med i beregningen, velges å benytte oljedriftsstatistikken for raten nærmest over vektet rate og varighet 15 dager for et overflateutslipp som representativt for olje i vannmassene.

Videre er gjennomsnittlig THC-konsentrasjon gitt at ruten treffes multiplisert med treffsannsynlighet for å gi et sannsynlig influensområde.

#### 4.2.4 Iskant (Marginal Ice zone, MIZ)

Per dato foreligger ikke omforent miljørisikoberegningsmetode for iskanten, men ressursen har stor fokus. Fra Meteorologisk institutt har Akvaplan-niva mottatt 10-års statistikk for isdekke. Datasettet er tilrettelagt ved digitalisering av overgangen mellom 0 til 10 % og 10 til 30 % isdekke, samt for overgangen mellom 10 til 30 % og 40 til 60 %. Området mellom de to digitaliserte linjene utgjør området med 10 til 30 % isdekke. Operasjonen er gjentatt for hver av årets 12 måneder, og resultatet overført til Akvaplan-niva's standardrutenett for miljørisikoanalyser. Dette er deretter avgrenset ved norsk økonomisk sone. Videre tilrettelegging er foretatt ut fra en tilnærming at utbredelsen av iskant innen dette området kan ansees som tilsvarende en «nasjonal bestand» av andre ressurser. Det er videre antatt en jevn fordeling av ressursen innen utbredelsesområdet.

Da sårbarheten av iskant vurderes som høy, ble det i foreliggende analyse foretatt miljørisikoanalyse på dette datasettet ved bruk av sårbarhet 1, 2 og 3, med skadenøkkel som for sjøfugl, som er den mest konservative beregningsformen pr. dato.



Figur 9 Iskant er et viktig økosystem og ressurs som bl.a. er viktig for mange arter av polare sjøfugl og marine pattedyr (her alkekonge).

### 4.3 Miljøsoner og miljøbeskrivelse

I foreliggende analyse er naturmiljøressurser delt inn i miljøsoner for å beskrive hvilke arter som kan påtreffes i de ulike sonene som er aktuelle for operative formål i en oljevernaksjon. Dette beskrives nærmere i ressursbeskrivelsen.

Det benyttes en analyse av datasettene for samtlige arter som er tilgjengelige fra SEAPOP til bestemmelse av hvilke arter som er til stede i de ulike månedene i året og som dermed kan gi utslag i miljørisiko. Dette beskrives i miljøbeskrivelsen. En slik systematisk gjennomgang sikrer at beskrivelsen er i tråd med datasettene som er benyttet. Analyseområdet settes tilsvarende habitatgridet for oljedriftsanalyser eller større, og gjennomføres for hver analyse separat.

## 4.4 Datakvalitet og tilgjengelighet

I områder med periodevis isdekke er tilgangen på data og observasjoner begrenset i forhold til mer tilgjengelige deler av norsk sokkel. Dette er forhold som er tema for arbeider som er under oppstart av Norsk olje og gass, og av Statoil, og som blant annet innebærer flere arbeidsmøter med faginstanser.

I foreliggende analyse er forholdet søkt ivare tatt på følgende måte:

- Kvantitative analyser på best tilgjengelige datasett
- Kvantitative sensitivitetsanalyser på utvalgte datasett
- Semikvantitative analyser hvor utbredelsesområdet, men ikke fordeling er kjent
- Kvalitative vurderinger der kvantitative datasett ikke foreligger.



## 5 Miljøbeskrivelse

### 5.1 Innledning

Brønnene har en beliggenhet som tilsier at influensområdet ligger i Barentshavet, og beskrivelse av miljøforhold gis med dette som bakgrunn. Barentshavet er et sokkelhav, beliggende mellom 70 og 82 °N, avgrenset i vest av Norskehavet og i øst av Novaja Zemblja. Området er preget av store variasjoner mht. temperaturforhold og isdekke gjennom året, som har stor innflytelse på sesongvariasjoner i økosystemet. Gjennomsnittlig dyp er 230 m, med store grunnområder på 100 m og dype renner ned til 400 m (HI, 2009).

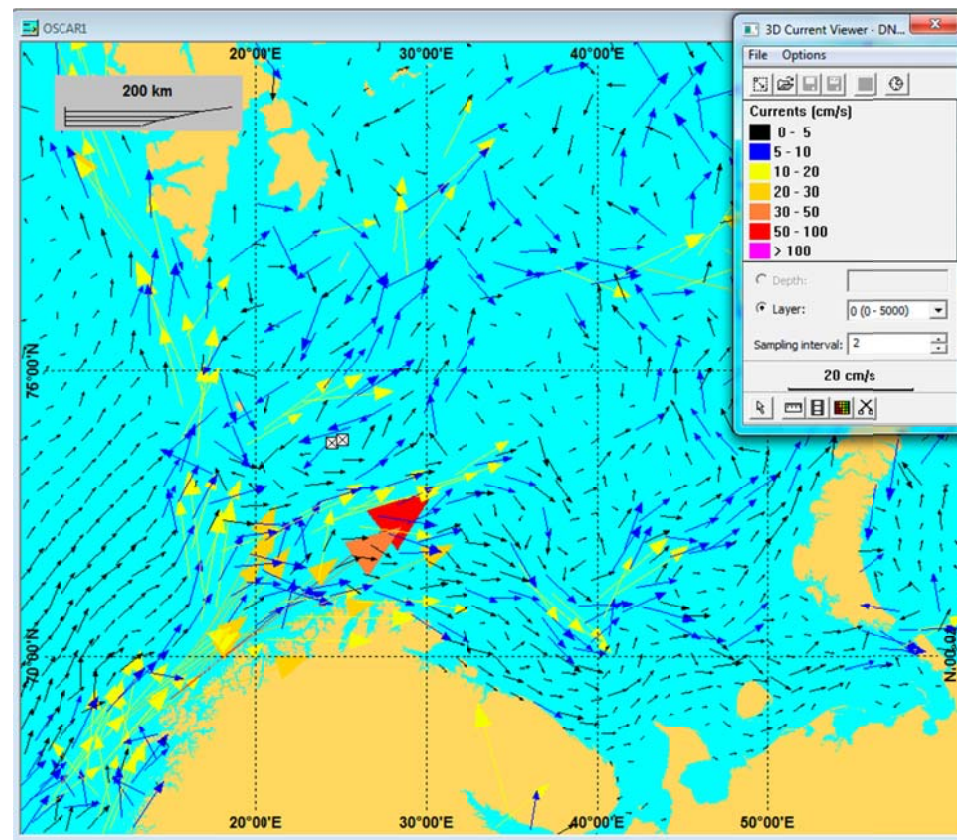
### 5.2 Strømforhold og frontsystemer.

#### 5.2.1 Barentshavet

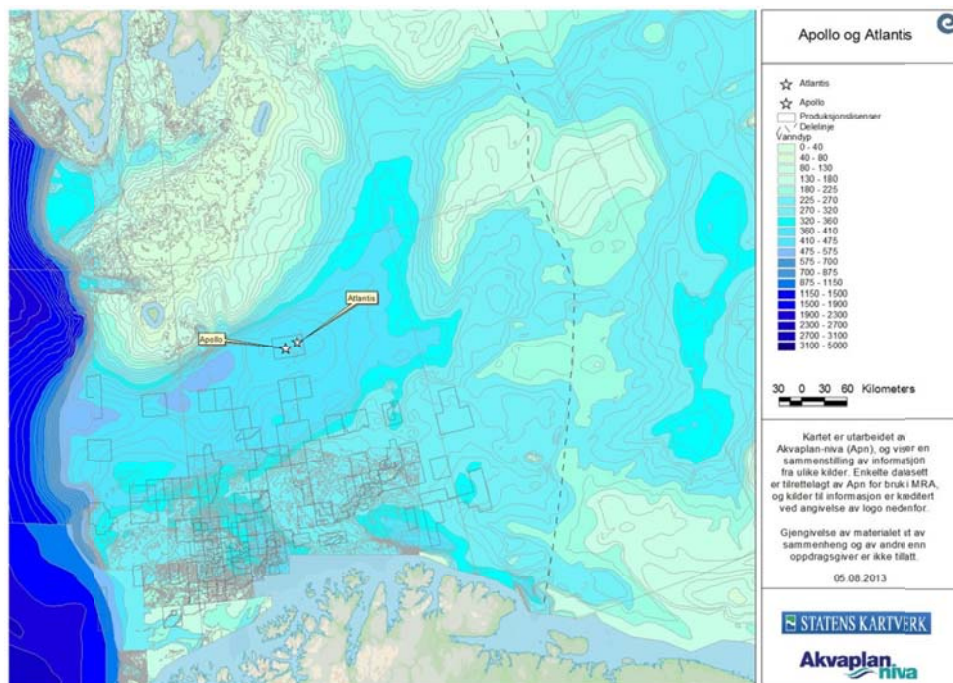
Strømssystemene i Barentshavet er styrt av bunntopografien.

Strømdata som benyttes til oljedriftssimuleringer i OSCAR (MEMW 6.2) er basert på data fra Meteorologisk institutt som dekker perioden 1970-1999. Det er i tillegg laget et datasett av SINTEF for 1999-2009. Dataene viser at lokasjonen ligger i et område der Atlantisk vann flyter i en nord-østlig strømretning i en hastighet av >5 m/s og kaldere polart vann strømmer i motsatt retning i mellom 5-10 m/s hastighet. Strømmenes hastighet og retning er viktige for den evig foranderlige iskanten og driften av overflateis i Barentshavet, og også oljens drift.

Figur 10 viser strømdatasettet i Barentshavet fra 1990 til 1999. Figur 11 viser batymetrien som definerer strømmene og polarfronten, og dermed iskantens og evt. oljens drift. Strømmene i området viser at ved en evt. utblåsning, vil oljen kunne drive i både sør-vestlig og nordøstlig retning, avhengig av vindforhold gjennom utslippets forløp.



Figur 10 Strømforhold rundt lokasjonene.



Figur 11 Batymetrien i Barentshavet. Delelinjen mellom Norge og Russland vist stiplest.

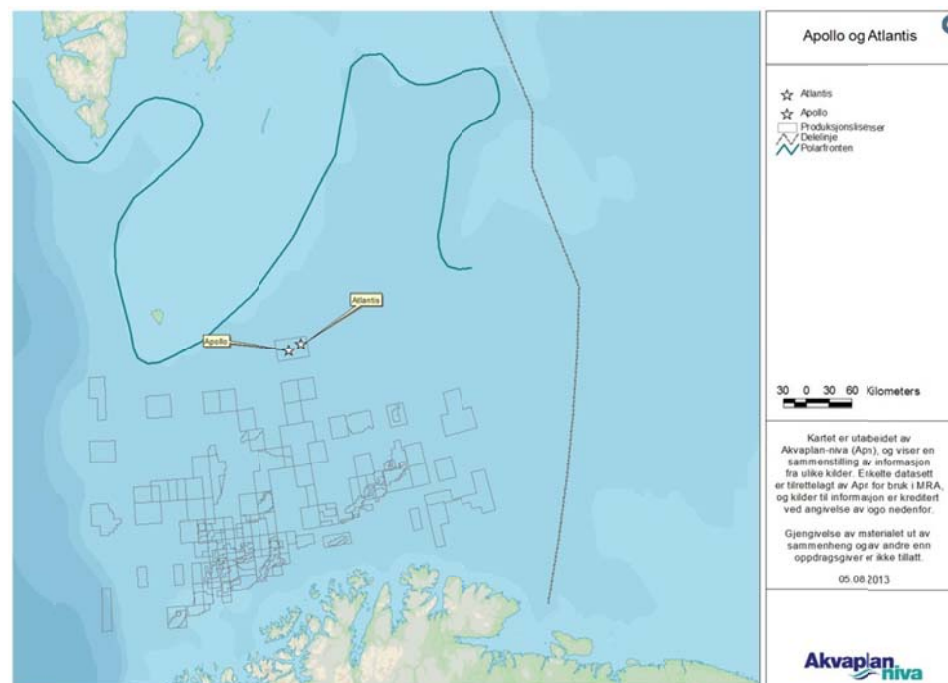
## 5.3 Polarfronten

Nord-øst av Bjørnøya, ca.60-90 km nord for brønnene, dannes polarfronten der det varmere atlantiske vannet møter det kaldere polare vannet langs de bathymetriske konturene fra nordvest-Spitsbergen mot Bjørnøya og videre rundt Bjørnøya og nordøstover (se Figur 11). Denne polarfronten danner et meget produktivt og viktig økosystem. Polarfronten er dynamisk og fluktuerende, men følger i hovedsak konturene slik beskrevet. Produksjonen av planteplankton ved polarfronten er begrenset til en kort periode, men gir store konsentrasjoner av krepsdyr og fisk som beiter. Polarfronten regnes som særlig miljøsensitivt og er karakterisert ved:

- Høyeste ressurstetthet av områdene uten is

- Høy konsentrasjon av krill og andre krepsdyr
- Høy tetthet av sjøfugl og marine pattedyr
- Rike benthiske samfunn.

Generell lokalisering av polarfronten er vist i Figur 12.



Figur 12. Lokalisering av Polarfronten. Etter Sakshaug (1994) (Gulbrun linje) Delelinjen mellom Norge og Russland vist stiplest.



## 5.4 Sjøis og iskant

### 5.4.1 Utbredelse og tetthet av sjøis

Utbredelse og tetthet av sjøis har blant annet betydning for skipsfart, og oversikter utarbeides av en rekke nasjonale og internasjonale institusjoner. Meteorologisk institutt har ansvar for isovervåking og isvarsling for havet rundt Svalbard, Barentshavet og Norskekysten. De utarbeider daglige kart basert på ulike fjernmålingskilder, og har også gjort tilgjengelig historiske kart gjennom sin istjeneste

([http://met.no/Hav\\_og\\_is/Aktiviteter\\_og\\_oppgaver/Sjois\\_og\\_SST/Istjenesten/](http://met.no/Hav_og_is/Aktiviteter_og_oppgaver/Sjois_og_SST/Istjenesten/)).

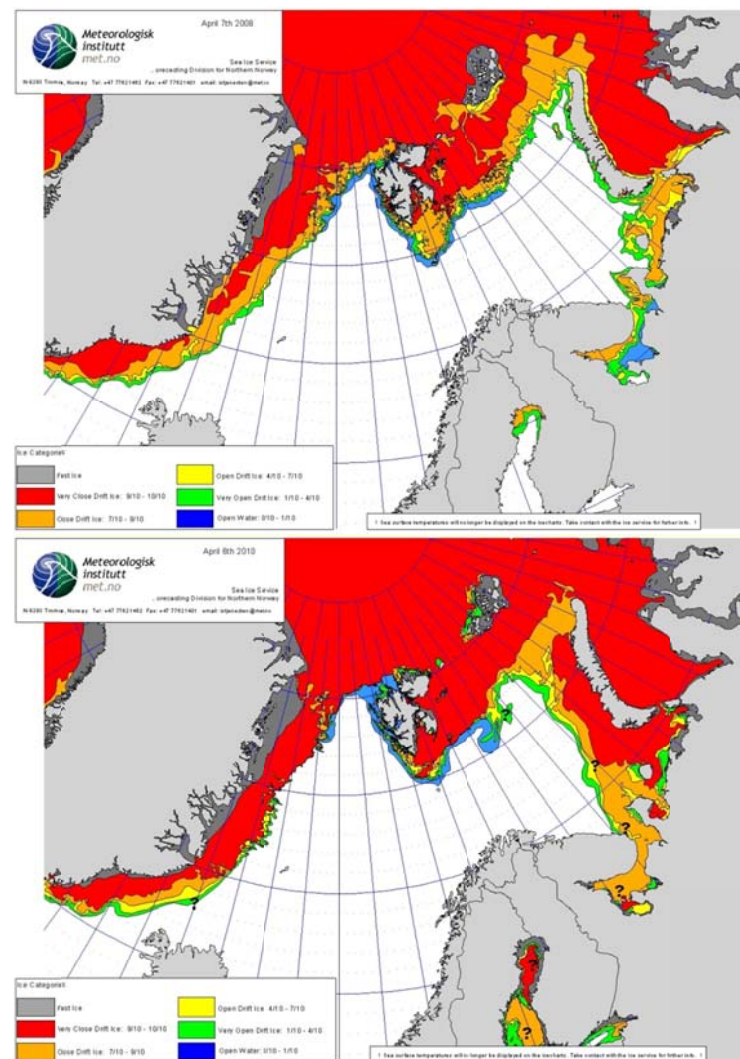
Generelt er den sydligste (og største) utbredelsen av sjøis i mars og april måned, men utbredelse og tetthet viser store variasjoner i tid og rom. Meteorologisk Institutt utarbeider derfor daglig 24 timers isprognoser med 2 km oppløsning.

I forbindelse med miljørisikoanalysen for letebrønn Eik i Barentshavet (Spikkerud & Skeie, 2011), gjennomført av Akvaplan-niva for Noreco, ble temaet isutbredelse og iskant utførlig adressert. Som en del av det arbeidet ble det blant annet gitt eksempler på variasjoner i isutbredelse fra år til år til samme tid (), og på variasjoner i utbredelse over få dager (Figur 13). Ved vind fra isen mot åpen sjø vil isen spre seg og det kan være store områder med spredte isflak, mens vind inn mot isen vil føre til at isen samles innen et mindre område.

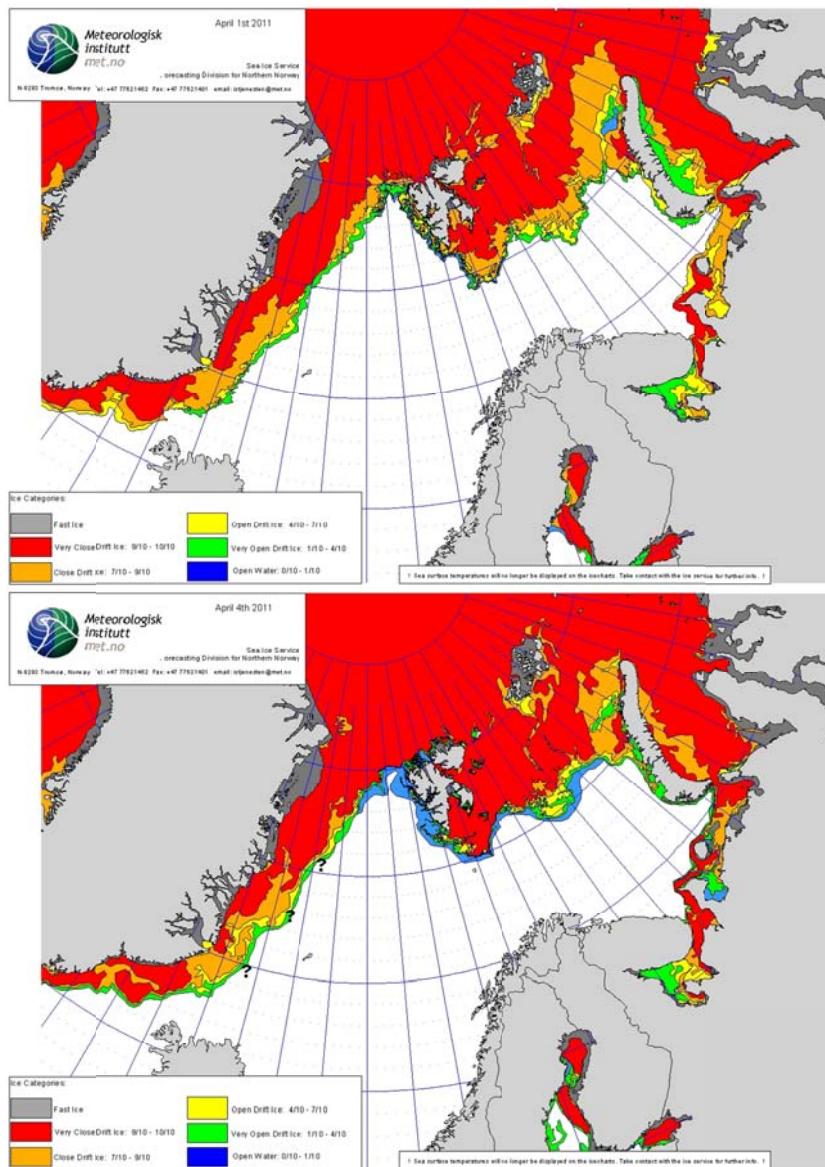
Til bruk i analysesammenheng ble det i samråd med Meteorologisk institutt valgt å benytte tidsperioden 2000-2010 som mest representativ for historiske data. For denne tidsperioden gjennomførte Meteorologisk Institutt analyser som resulterte i datasett som viser månedsvise middelerverdier for utbredelse av sjøis innen et sett standardiserte intervaller av iskonsentrasjon/isdekke. I tillegg ble det laget et separat datasett som viser maksimal observert utbredelse av sjøis i perioden. Et eksempel for mars måned er vist i Figur 13.

Definisjonen av «iskant» varierer noe, ofte ligger konsentrasjonen mellom 10-30 % isdekke. I Direktoratet for Naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) sitt prosjekt om verdivurdering og sårbarhet ble «iskant» etter diskusjoner med Norsk Polarinstitutt definert som området med 10-30 % iskonsentrasjon. Denne definisjonen er benyttet ved tilrettelegging av de datasett som er benyttet i

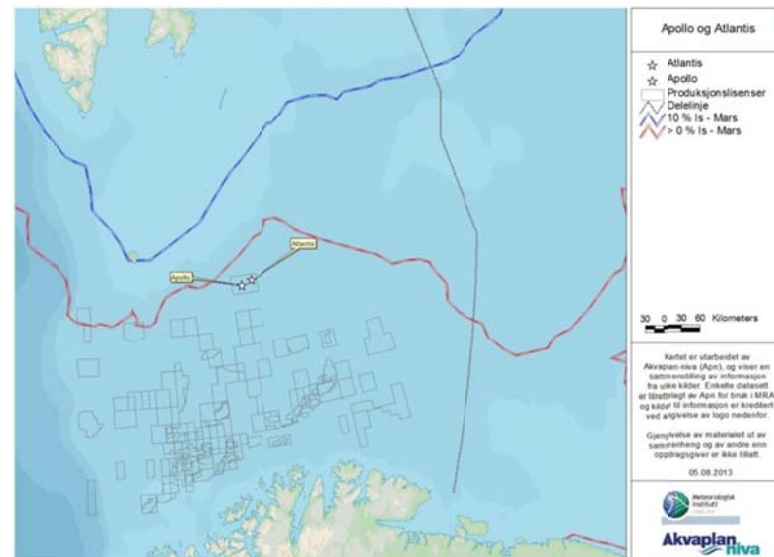
foreliggende analyse. Eksempler på hvordan is kan opptre i dette konsentrasjonsintervallet er vist i Figur 14 og Figur 15.



Figur 13. Isfordeling tidlig i april 2008 (øverst) og 2010 (nederst).



Figur 14 Eksempel på variasjon i utbredelse og tetthet av sjøis over et tidsrom på få dager.



Figur 13 Gjennomsnittlig 10 % iskonsentrasjon i perioden 2000 - 2010. I tillegg vises maksimal isutbredelse (> 0 % is) observert i tidsperioden.



Figur 14. Sjøis mellom Bjørnøya og Svalbard. Foto: Geir Morten Skeie.





Figur 15. Sjøs mellom Svalbard og Grønland høsten 2012. Foto: Geir Morten Skeie.

#### 5.4.2 Økosystem og viktighet av iskanten

Iskant er et meget produktivt område og sårbart område spesielt i vår- og sommersesongen. Den smeltende isen, stratifisering av vannsøylen og økende sollys resulterer i et iskantøkosystem med store planktonmengder. Pga. at det kalde vannet er begrensende for dyreplanktonet og fordi produksjonen er høyere enn beitetrykket, synker mye av planteplanktonet til bunns og kan nyttegjøres av bunndyrsamfunn (Sunnanå *et al.* 2009). Den høye produksjonen gir næringsgrunnlag for forekomster av fisk, og dermed også sjøfugl og marine pattedyr som samles ved iskant for næringssøk. Produksjonen er høyere i varmere år med mindre is enn i år med maksimal isutbredelse

Lodde er en nøkkelart i økosystemet i Barentshavet som i stor utstrekning beiter på zooplankton ved iskanten. Lodde er viktig del av føden for mange arter, deriblant torsken, som har høyere dødelighet av ungfisk i perioder med lav loddebestand. I perioder med lav loddebestand øker også mengden av mellomstor dyreplankton. Iskanten er også viktig for polartorsken, som sammen med lodda er de de eneste artene av fisk som kan utnytte den høye produksjonen langs iskanten. Gjennom loddas rolle som nøkkelart og påvirkningsfaktor på bestandene av sild og torsk, er det gjennom lodda at iskantens høye produksjon påvirker de øvrige delene av Barentshavet (HI, 2009).

Av sjøpattedyr migrerer mange hvalarter til iskanten for å beite i sommersesongen, f.eks. vågehval. Iskanttilknyttede sel er f.eks. grønlandssel som også har lodde som et hovedelement i føden, og flere selarter benytter is av en noe høyere dekningsgrad til kasteområder. Med tilgangen til sel følger også isbjørn, som har viktige utbredelsesområder i områder med en viss istetthet, vandyp og avstand til iskanten. Iskanten er også viktig for sjøfugl som lomvi, alkekonge, terner og arktiske måkearter.

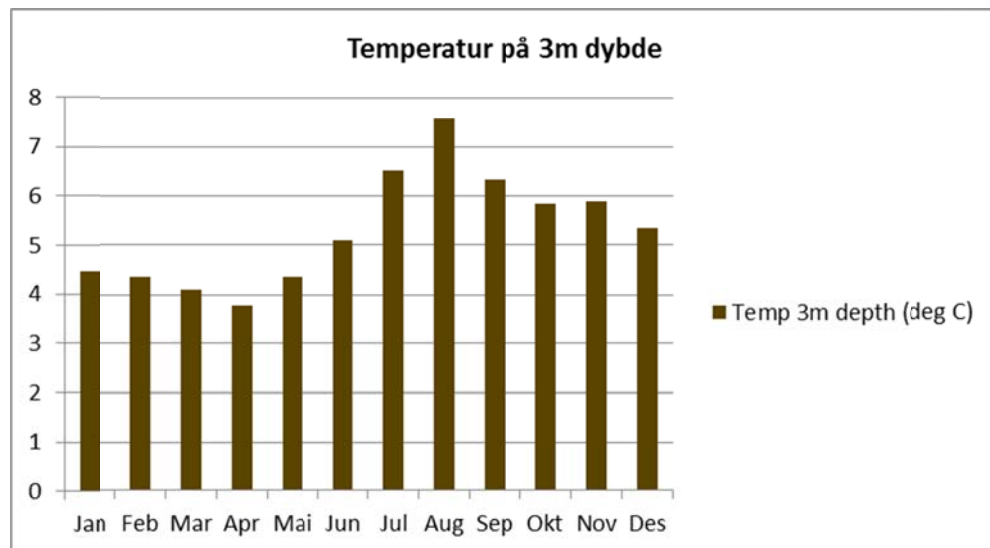
(Se f.eks. Stortingsmelding No. 8

(<http://www.regjeringen.no/mobil/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/20052006/stmeld-nr-8-2005-2006-/3.html?id=199812>) for detaljert beskrivelse.

## 5.5 Klimatiske forhold

### 5.5.1 Vanntemperatur

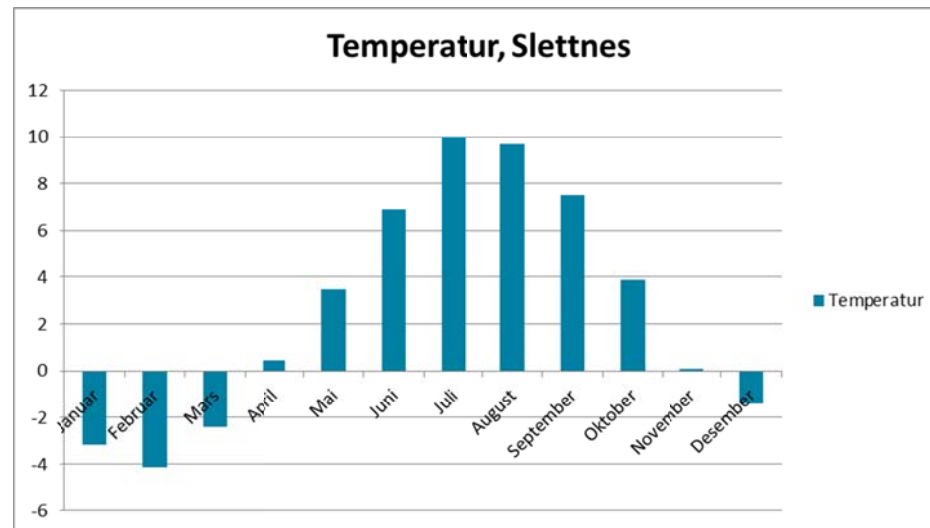
Vanntemperatur er en viktig faktor for biologisk produksjon, samt for forløpet av spredning og nedbrytning og emulsjonsdannelse av olje i det marine miljø. Området er relativt stabilt med hensyn til endringer i vanntemperatur over året, fra gjennomsnittlig 4,3 °C i april måned, til 8,1 °C i august måned (Met.no, 2010). I den analyseperioden og den planlagte boreperioden er gjennomsnittlige vanntemperaturer hver måned som vist for nærmeste modellpunkt i ROMS (Met.no)(Figur 16).



Figur 16 Øverst: Gjennomsnittlig sjøtemperatur ved nærmeste ROMS modellpunkt (Met-no). Inntegnet (rød strek) gjennomsnittstemperatur (5,8 °C.)

### 5.5.2 Lufttemperatur

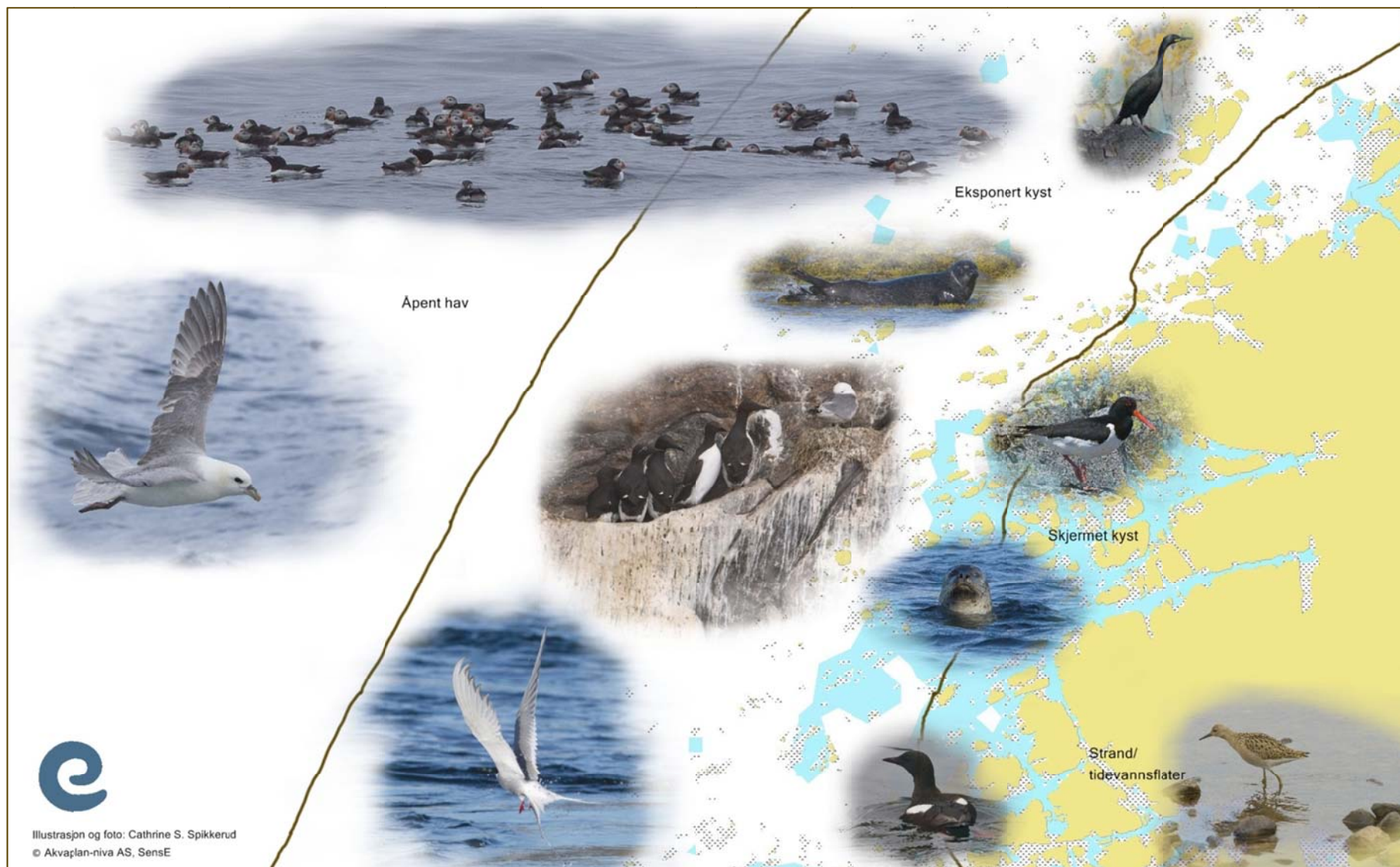
Lufttemperatur har i denne sammenheng størst betydning for operasjonelle forhold ved oljevernaksjoner. Målinger fra Slettnes fyr er benyttet for illustrasjon, for perioden 1998-2008 (Figur 17). Slettnes har noe variasjoner i gjennomsnittlig lufttemperatur (pr. måned) over året, fra gjennomsnittlig -4 °C. i februar til i ca. 10 °C. i juli. Også som illustrasjon varierte temperaturene for Bjørnøya i 2011 fra 14 °C i august til -20 °C i april måned.



Figur 17 Øverst: Gjennomsnittlig lufttemperatur målt ved Slettnes (1998-2008)(Met-no).

### 5.6 Sårbarhetsperioder

Ulike arter og grupper av naturressurser har forskjellig sårbarhet overfor oljeforurensning avhengig av fysiologiske og atferdsmessige forhold. Sårbarheten varierer med trekkmonstre og formeringssyklus, samt andre sårbare perioder der dyrene for eksempel samles i større flokker slik at mange individer kan rammes samtidig.



Figur 18 Inndeling i miljøsoner og eksempler på ressurstyper innen disse.



## 5.7 Sjøfugl

Ulike økologiske grupper av sjøfugl har svært ulik sårbarhet overfor oljeforurensning. Ift. miljørisiko er det relevant å beskrive de økologiske gruppene basert på artenes atferdsmønstre som gjør dem mer eller mindre sårbare overfor oljeforurensning, og trekk mønstre som påvirker deres utbredelse gjennom året. Det er også relevant å dele dem inn etter geografisk tilstedeværelse i åpent hav eller kystnært, ift. å vise konfliktpotensial med oljeforurensning fra en bestemt aktivitet. I den følgende beskrivelsen av artene tas utgangspunkt i den atferdsbaserte inndelingen i økologiske grupper, mens beskrivelsen av datasettene best gjøres med utgangspunkt i tilstedeværelse i kystsoner, strandsone eller i åpent hav i den gjeldende sesongen.

Analyseperioden samlet for begge aktivitetene er januar/februar tom. juli, den dekker således slutten av vinterperioden, vårtrekket og mye av hekkeperioden. Flere av artene overvintrer lenger sør i Norskehavet og Nordsjøen, som er viktige overvintringsområder, og noen arter ankommer først på våren for hekking langs Finnmarkskysten, på Bjørnøya og Svalbard. Barentshavsområdet er svært viktig i hekkeperioden, det finnes om lag 16 hekkekolonier, der minst 20 millioner sjøfugl fordelt på 40 arter holder til i sommersesongen.

For sjøfugl er det benyttet tilrettelagte VØK-data fra SEAPOP (NINA). Samtlige sjøfuglarter som det er tilgjengelig datasett for i SEAPOP er analysert for denne brønnen. For kystnær tilstedeværelse av sjøfugl har Akvaplan-niva fått tilgang til SEAPOP databasen i MS Access format. Datasettene inkluderer funksjonsområder, som varierer innen de enkelte artsgrupper. Disse datasettene tar også hensyn til at store deler av norsk bestand oppholder seg utenfor norske områder vinterstid, med tilhørende lave bestandsandeler. Sesonginndelingen er derfor noe forskjellig fra art til art (Geir Systad, NINA, *pers medd.*). Det er i april/mai 2013 mottatt oppdaterte data for sjøfugl kystnært og i åpent hav.

Data som viser sjøfugl i åpent hav er delt inn i tre sesonger: Sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vinter (november-mars). Det er i tillegg gjennomført en analyse av miljørisiko gjennom året som vises med månedlig oppløsning.

For utbredelseskart over tilstedeværelse av sjøfugl i analyseområdet som ikke er beskrevet her vises til

<http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>

I rapporten gis her en generisk beskrivelse av de ulike gruppenes sårbarhet og tilstedeværelse, samt kortfattet artsbeskrivelse for enkelte arter.

### 5.7.1 Pelagiske dykkere

Arter som tilhører denne økologiske gruppen (alkefugl) vandrer over store områder, og kan ha et næringssøk over 100 km ut fra hekkeplassene. Hekkingen foregår i store kolonier i ytre kystsoner fra april til juli, typisk i fuglefjell. Resten av året tilbringer gruppen mye tid på havoverflaten i næringssøk i åpent hav. Føden er hovedsakelig krill og stimfisk som sild, lodde og tobis, som befinner seg ved fronter hvor det oppstår gode vekstvilkår for planktonproduksjon, som ved polarfronten. Frontsystemene er dynamiske og derfor vil krill og fisk vandre over store avstander.

Alkefugl har små vinger og relativt store kropper, og fuglene bruker mye energi ved flyving. De har et stort energiforbruk med liten evne til lagring, og må hele tiden jakte på næring. Kroppsbygningen gjør dem derimot til gode dykkere, da de korte vingene gir god manøvreringsevne når den fanger fisk i de frie vannmassene (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). De pelagiske dykkerne følger vandringene av byttedyr, og i dårligere år må de kunne finne alternativ føde eller oppsøke nye områder. Dette gjør at variasjonen i lokaliseringen av pelagisk dykkende sjøfugl er stor, og individene kan være spredt over store avstander, eller samlet konsentrert i små områder. Dette gir en stor variasjon og uforutsigbarhet i sannsynlighet for treff ved et oljeutslipp, samtidig som artene er svært fysiologisk sårbare. Alkefuglene bytter flyvefjær (myter) på sjøen, de er da ikke flyvedyktige, og er spesielt sårbare for oljeforurensning.

Det gis her utbredelseskart vinter og sommer i åpent hav, samt kystnært i januar og juni, for følgende arter av alkefugl i åpent hav og kystnært (rødlistestatus i parentes) (Kålåas *et al.*, 2010):

- Lomvi (*Uria aalge*) (Rødliste CR (A2ab))
- Alke (*Alca torda*) (Rødliste VU (A2b))
- Lunde (*Fratercula arctica*) (Rødliste VU (A2b))
- Alkekonge (*Alle alle*) (Ikke rødlistet)
- Polarlomvi (*Uria lomvia*) (Rødliste VU (C1))



Det er gjennomført miljørisikoanalyse for alle alkefuglartene i åpent hav. Alkekonge (*Alle alle*) og polarlomvi (*Uria lomvia*) overvintre i Nordsjøen og Norskehavet og ankommer hekkeplassene på Jan Mayen og Svalbard i begynnelsen av analyseperioden. Begge artene hekker på Jan Mayen (som er utenfor analyseområdet), Hopen og Svalbard, polarlomvien hekker også på Bjørnøya.

Lomvi, alke og lunde hekker langs Finnmarkskysten. Polarlomvi har også noe hekking i Finnmark, men i mindre grad enn de andre alkefuglene. På Bjørnøya hekker alke, polarlomvi, lomvi og lunde, mens på ulike steder på Svalbard hekker alke, alkekonge, polarlomvi, lomvi og lunde. (kilde: <http://svalbardkartet.npolar.no/>, <http://wms.nina.no/seapop/> ).

Fom. april er alkefuglene til stede i hekkkoloniene i ytre kystzone, men deres næringssøk kan gå opptil 100 km fra hekkkolonien, noe som gjenspeiles i relativt store funksjonsområder for disse artene i de kystnære datasettene for Finnmarkskysten og Bjørnøya. Svalbard er ikke med i disse datasettene.

Utbredelseskart foreligger på <http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>



*Figur 19 Alkefugler i næringssøk kan samles i store antall på havoverflaten, både i åpent hav og kystnært (her lunde og alke). (Foto: Cathrine S. Spikkerud).*



*Figur 20 Lomvi på havet. (Foto Cathrine S. Spikkerud)*





*Figur 21 Lunde i næringssøk på havet. (Foto Cathrine S. Spikkerud)*



*Figur 22 Alke på havet. (Foto Cathrine S. Spikkerud)*



*Figur 23 Lunde og alke i hekkekolonien på Kongsøya (Finnmark). Begge arter hekker i huler i ura (Foto: Cathrine S. Spikkerud).*





Figur 24 Lomvi og polarlomvi hekker ofte mer åpent enn lunde og i noen tilfelle alke, på smale hyller i klippevegger, ofte sammen med krykkje. Hekkeplassen kan være bare noen meter over havet (lomvi) eller høyt oppe i fjellsiden (Foto: Cathrine S. Spikkerud).



Figur 25 Polarlomvi er meget lik lomvi. Polarlomvi foran. Foto: Cathrine Spikkerud.

### 5.7.2 Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

Pelagisk overflatebeitende sjøfugl har mange av de samme økologiske trekkene som pelagisk dykkende sjøfugl og finnes også på og utenfor de ytterste skjærene langs hele norskekysten. Arter som tilhører denne økologiske gruppen vandrer over middels store områder med et næringsøk på over 3 mil ut fra hekkeplassene (noen enda lenger). Føden består hovedsakelig av stimfisk som sild, lodde og tobis, samt krill.

Hekkingen foregår i store kolonier langs norskekysten, Bjørnøya, Hopen og på Svalbard i perioden april til juli. Resten av året tilbringer artene i denne gruppen mye tid hvilende på havoverflaten (Figur 28). Gruppen er dyktige flygere med stort vingespenn, og kan fly over store avstander med lite energiforbruk. Pelagisk overflatebeitende sjøfugl i næringsøk svever over frontene på utkikk etter mat. Når føden er lokalisert stuper de etter føden, da de er dårlige dykkere og derfor må finne mat i de øverste vannmassene (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). Gruppen er mindre sårbar enn alkefuglene for oljeutslipp da de tilbringer mer tid i luften.

Enkelte av disse artene som det finnes datasett for i åpent hav for, er av SEAPOP ([www.seapop.no](http://www.seapop.no)) beskrevet som kystbundne overflatebeitende arter. Disse er beskrevet under Kystbundne overflatebeitende arter. Artene i gruppen pelagisk overflatebeitende etter SEAPOPs definisjon som er analysert og beskrevet er (arter der det også foreligger datasett over tilstedeværelse i åpent hav er merket med (H)):

- Krykkje (*Rissa tridactyla*) (H) (Rødliste EN, A2b)
- Havhest (*Fulmarus glacialis*) (H) (Rødliste NT)
- Havsule (*Morus bassanus*) (H) (Ikke rødlistet)

Alle disse tre hekker langs Finnmarkskysten, krykkje og havhest hekker også på Bjørnøya, Hopen og på Svalbard. I 2011 og 2012 ble det observert hekkende havsule på Bjørnøya.

Krykkje (Figur 27), havhest (Figur 28) og havsule (Figur 26) er til stede hele året i analyseområdet i åpent hav. Kystnært langs norskekysten er krykkje og havsule

til stede hele året, mens havhest er til stede deler av året, men hele hekkeperioden (mars til august).

Arter som etter SEAPOPs definisjon er pelagisk overflatebeitende, men som det kun finnes datasett for kystnær tilstedeværelse er:

- Havsvale (*Hydrobaticus pelagicus*) (Ikke rødlistet)
- Stormsvale (*Oceanodroma leucorhoa*) (Rødliste NT)
- Sabinemåke (*Xema sabini*) (Rødlistet på Svalbard)

I oppdaterte datasett (mai 2013) over sjøfugl kystnært fra SEAPOP foreligger det ikke data for grålire (*Puffinus griseus*) og havlire (*Puffinus puffinus*), sistnevnte er en fåtallig trekkgjest i Norge. Havsvale og stormsvale er ikke til stede analyseområdet. Sabinemåke har en tilstedeværelse i mai-august i hht. SEAPOP datasett.

Utbredelseskart for samtlige analyserte arter vises på:

<http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>



Figur 26 Havsule hekker i kolonier i bratte klipper. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).



Figur 27 Krykkje er rødlistet (EN). Foto Cathrine S. Spikkerud.



Figur 28 Havhest (også rødlistet, NT) kan samles i store antall på sjøen. Her tiltrukket av et fiskefartøy. (Bleiksdjupet). (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

### 5.7.3 Kystbundne dykkere

Kystbundne dykkende sjøfugl har mange likhetstrekk med pelagisk dykkende sjøfugl, bortsett fra at kystbundne dykkere finnes i kystnære områder og inne i fjordarmer. Arter som tilhører denne gruppen vandrer over relativt små områder, med et næringssøk på 10 km ut fra hekkeplassen. Denne økologiske gruppen av sjøfugl omfatter alkefuglen teist, skarver, havdykkere, og lommer. Fuglene i denne gruppen beiter mer på fisk med tilhold i tareskogen eller på skjell og pigghuder og er derfor ikke så berørte av nedgangen i fiskebestandene som de pelagiske dykkerne. SEAPOP deler gruppen inn i kystbundne fiskespisende (F) og kystbundne bentisk beitende (B).

Fugler i gruppen er avhengig av å dykke etter føden som den finner i nærheten. Ved et oljesøl er den svært utsatt siden varmetapet vil bli ekstra stort og avmagring vil inntre raskt. Havdykkerne er spesielt utsatt da de ofte beiter på bentiske dyr som kan være forurenset i lang tid etter en hendelse (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). Lommer, havdykkere, skarv og ærfugl har høy sårbarhet (3) hele året. (SFT, 2004).

Utbredelseskart vises på <http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>

- Teist (*Cephus grylle*) (F) (Rødliste VU)
- Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) (F)
- Storskarv (*Phalacrocorax carbo*) (F)
- Ærfugl (*Somateria mollissima*) (B)
- Havelle (*Clangula hyemalis*)(B)
- Sjøorre (*Melanitta fusca*) (B) (Rødliste: NT)
- Svartand (*Melanitta nigra*) (B) (Rødliste: NT)
- Siland (*Mergus serrator*) (F)
- Laksand (*Mergus merganser*) (F)
- Smålom (*Gavia stellata*) (F)
- Islom (*Gavia immer*) (F)
- Gulneblom (*Gavia adamsii*) (F) (Rødliste: NT)
- Storlom (*Gavia arctica*) (F) (Rødliste: NT)
- Gråstrupedykker (*Podiceps grisegena*) (F)

- Kvinand (*Bucephala clangula*) (B)
- Horndykker (*Podiceps auritus*) (F)
- Gråhegre (*Ardea cinerea*) (F)
- Dvergdykker (*Tachybaptus ruficollis*) (F) (Rødliste: NT)
- Toppdykker (*Podiceps cristatus*) (F) (Rødliste: NT)
- Praktærfugl (*Somateria spectabilis*) (B)
- Toppand (*Aythya fuligula*) (B)
- Stellerand (*Polysticta stelleri*) (B) (Rødliste: VU)

Enkelte av ande-, lom- og dykkerartene hekker innlands, og trekker til åpent vann ved kysten for myting eller næringssøk utenom hekketiden. I deler av analyseperioden kan derfor også disse artene være utsatt for oljesøl i kystsonen, men miljørisiko for disse artene vil variere svært gjennom året. Områdene langs Finnmarkskysten har viktige overvintringsområder for et mangfold av arter.

I følge datasettene er følgende arter ikke til stede i analyseområdet, iht. datasett fra 2013: dvergdykker, gråstrupedykker, horndykker, islom, kvinand, og toppdykker. Alle de øvrige artene er i datasett angitt å kunne være til stede i deler av, eller gjennom hele året. Antallet ruter varierer.





Figur 29 Skarv benytter klipper og svaberg nær sjøen til sitteplass (her toppskarv). (Foto: Cathrine S. Spikkerud).



Figur 30 Praktærfugl hann og hunn. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).



Figur 31 Haveller, hann og hunn (Foto: Cathrine S. Spikkerud).



Figur 32 Stellerand er på Rødliste. Arten overvintret i analyseområdet. Kurtisen begynner i våre farvann før arten migrerer til hekkeområder i Russland. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).



En rekke arter er gruppert i SEAPOP som kystbundne herbivore (plantespisende) (He). Denne gruppen omfatter herbivore gjess og ender, som i MOB-sammenheng har vært tatt med under *kystbundne overflatebeitende*. Det er i denne analysen valgt å gruppere dem sammen med kystbundne dykkere, da deres næringsøk tilsier at de tilbringer mye tid på sjøoverflaten på samme måte som de kystbundne dykkende, og deres treffsannsynlighet for olje på overflaten vil være mer lik dykkerne enn for eksempel måker.

Merk likevel at de kystbundne herbivore artenes sårbarhet er generelt lavere enn for eksempel teist.

- Grågås (*Anser anser*) (He) (Ikke rødlistet)
- Sædgås (*Anser fabalis*)(He) (Rødliste VU, D1)
- Hvitkinngås (*Branta leucopsis*) (He) (Ikke rødlistet)
- Gravand (*Tadorna tadorna*) (He) (Ikke rødlistet)
- Stokkand (*Anas platyrhynchos*) (He) (Ikke rødlistet)
- Stjertand (*Anas acuta*) (He) (Rødliste NT)
- Taffeland (*Athya ferina*) (He) (Ikke rødlistet)
- Sangsvane (*Cygnus cygnus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Knoppsvane (*Cygnus olor*)(He) (Ikke rødlistet)
- Tundragås (*Anser albifrons*)(He) (Ikke rødlistet)
- Islandsand (*Bucephala islandica*) (Ikke rødlistet)
- Kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Brunnakke (*Anas penelope*) (He) (Ikke rødlistet)
- Dverggås (*Anser erythropus*)(He) (Rødliste CR, D1)
- Dvergsvane (*Cygnus colombianus*) (Ikke rødlistet)
- Ringgås (*Branta bernicla*) (He) (Ikke rødlistet)

Artene i denne gruppen har ulik utbredelse i hekkesesong, trekk-, myteperiode og overvintring, og enkelte arter har tilstedeværelse sommerstid men ikke vinterstid, eller er fraværende i enkeltmånedene iht. datasett. Enkelte av disse artene er til stede hele året i analyseområdet, tilstedeværelsen angitt for artene i SEAPOP-datasettene er individuell og månedsoopløst. Flere arter er også våtmarkstilknyttet. Noen har meget liten tilstedeværelse. Miljørisikoanalyse er foretatt for samtlige arter for alle månedene i analyseperioden.

Kanadagås (*Branta canadensis*) og stripegås (*Anser indicus*) er fremmede arter i norsk fauna og ikke regnet som en VØK. For disse er det ikke lenger datasett i SEAPOP i 2013. Datasett for islandsand, skjeand, krikvand, knekkand og snadderand er også tatt ut i 2013. Dverggås, dvergsvane, knoppsvane, sædgås, taffeland og tundragås er iht. datasettene ikke til stede i analyseområdet på noe tidspunkt av året.

Utbredelseskart foreligger på

<http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>



Figur 33 Gravand er til stede i analyseområdet i sommerhalvåret. (Photo Cathrine S. Spikkerud)

#### 5.7.4 Kystbundne overflatebeitende

Kystbundne overflatebeitende sjøfugl finnes i kystnære områder og inne i fjordarmer. Arter som tilhører denne gruppen vandrer over middels store områder med et næringsssøk om lag 20 km ut fra hekkeplassen. Denne økologiske gruppen sjøfugl omfatter de fleste måkene. En del i denne gruppen er utsatt for tilsøling og forgiftning siden de spiser åtsler av døde tilsølte dyr, eller halvdøde, tilsølte sjøfugl som byttedyr. Gruppen er derimot mindre utsatt for varmetap, da fugler i denne gruppen i større grad har mulighet til å finne næring på land (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). Svartbak og gråmåke regnes av NINA som kystbundne overflatebeitende arter, men har også datasett for forekomster i åpent hav. I risikoanalysene fremkommer disse artene derfor i begge kategorier fordi artens vide næringsssøk medfører at den kan påtreffes langt fra land, noe som er relevant i oljesammenheng. I ressursbeskrivelsen for sjøfugl er de omtalt sammen med de kystbundne overflatebeitende sjøfuglene, i tråd med NINAs inndeling.

Artene som er gruppert sammen med kystbundne overflatebeitende (O) i foreliggende analyse, som det finnes datasett over tilstedeværelse i åpent hav er også merket med (H)

- Svartbak (*Larus marinus*) (O) (H) (Ikke rødlistet)
- Gråmåke (*Larus argentatus*) (O) (H) (Ikke rødlistet)
- Fiskemåke (*Larus canus*) (O) (H) (Rødliste NT)
- Polarmåke (*Larus hyperboreus*) (O) (H) (Rødliste NT, Svalbard)

De øvrige overflatebeitende artene som er kystbundne:

- Sildemåke (*Larus fuscus*) (H) (Ikke rødlistet)
- Storjo (*Stercorarius skua*) (O) (Ikke rødlistet)
- Tyvjo (*Stercorarius parasiticus*) (O) (Rødliste NT)
- Fjelljo (*Stercorarius longicaudus*) (O) (Rødliste VU, Svalbard)
- Polarjo (*Stercorarius pomarinus*) (O) (Ikke rødlistet)
- Ismåke (*Pagophila eburnea*) (O) (Rødliste VU, D1, Svalbard))

Sildemåke og fiskemåke er til stede i analyseområdet sommerstid (SEAPOP kystnære datasett), mens svartbak og gråmåke er til stede ved kysten hele året i analyseområdet. Storjo, tyvjo, og polarjo er til stede i deler av året. Ismåke er til stede i hekkesesongen. Fjelljo er ikke til stede i dette analyseområdet iht. datasett. Grønlandsmåke, hettemåke og dvergmåke har ikke månedsfordelt tilstedeværelse i noen måned iht. datasett, datasettene for disse tre artene er også fjernet i 2013-utgavene.

Ternene er gruppert som kystbundne fiskespisende arter etter SEAPOPs inndeling, men tatt med under kystbundne overflatebeitende hovedgruppe i beskrivelse relevant for oljeforurensning. Dette fordi deres sårbarhet og beitemønster ift. oljesårbarhet er mer som måkefuglenes, og mindre likt de kystbundne fiskespisende andeartene beskrevet sammen med kystbundne dykkere. Begge terneartene er trekkfugler som hekker i analyseområdet, men som kun er til stede i hekkeperioden, som for rødnebbterne er mai t.o.m. juni og juni og juli for makrellterne.

- Makrellterne (*Sterna hirundo*) (F) (Rødliste VU, A2bc)
- Rødnebbterne (*Sterna paradisaea*) (F) (Ikke rødlistet)

Utbredelseskart vises på:

<http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>



Figur 34 Svartbak. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).



Figur 36. Fiskemåke. Foto Cathrine S. Spikkerud



Figur 35 Overflatebeitende sjøfugl tilbringer mindre tid på sjøoverflaten og er mindre sårbare for oljeforurensning enn dykkende (rødnebbterne)(Foto: Cathrine S. Spikkerud).



Figur 37 Tyvjo jager lunde. (Foto: Cathrine S. Spikkerud)



### 5.7.5 Marint tilknyttede vadere

Marint tilknyttede vadere regnes som mindre akutt sårbare overfor oljeforurensning enn arter som tilbringer mer tid på sjøen. Derimot har det vært rapportert at de kan være mer utsatt for olje som blir liggende igjen i miljøet etter strandpåslag. Etter Full City-havariet toppet ærfuglen statistikken over tilsølte individer, men nr. 4 på listen var tjeld med 89 tilsølte individer pr. september 2009, videre var flere sniper på listen i dette området som har en rik artsvariasjon og der de pelagiske dykkerne ikke er til stede. (NOF, <http://www.birdlife.no/naturforvaltning/nyheter/?id=485> )

Det er tilgjengelig datasett i SEAPOP ([www.seapop.no](http://www.seapop.no)) for følgende arter:

- Tjeld (*Haematopus ostralegus*),
- Fjæreplytt (*Calidris maritima*)
- Polarsnipe (*Calidris canuta*)
- Rødstilk (*Tringa totanus*)

I 2013 er det ikke lenger datasett for steinvender (*Arenaria interpres*) og myrsnipe (*Calidris alpina*), disse er erstattet av polarsnipe og rødstilk. Polarsnipe er på rødliste på Svalbard.

Det kan ventes konflikt med vadere ved oljeforurensning i strandsonen og strandpåslag. Polarsnipe er til stede i analyseområdet i juni, iht. datasett, fjæreplytt i vinter- og vårsong, tjeld fra mars tom. juni og rødstilk i juni og juli. Et stort antall vadere av ulike arter kan berøres av evt. oljeforurensning. Områder der det er nærhet til ferskvann, er viktige for vadefugl som spover og sniper. Disse områdene kan oppvise stor artsrikdom. Spesielt områder med mye tang som blottlegges ved lavvann er gode områder for mange arter, deriblant vadere, slike områder kan bli sterkt skadelidende ved strandrensing (Figur 39, øverst og nederst). Utbredelseskart vises på:

<http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>



Figur 38. Marint tilknyttede vadere er utsatt for oljeforurensning på strand. Rødstilk (Foto Cathrine S. Spikkerud).

## 5.8 Marine Pattedyr

Marine pattedyr har svært ulik sårbarhet. Seler som ikke er avhengig av pelsen for å holde varmen, men som har et solid spekklag, er mindre utsatt for oljeforurensning enn isbjørn og oter, som kan ha samme problematikk mht. fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning som fugl. Selunger er avhengige av pelsen for isolasjon og er sårbare også for forvitret olje, selpopulasjoner har dermed høyest sårbarhet i kasteperioden, selv om individenes evne til å motså varmetap om pelsen tilsøles forventes å kunne være avhengig av næringsstatus, som kan variere gjennom årssyklusen.

I kasteperioden samles kystsel i større antall på egnede plasser i kystsonen, istilknyttede sel kaster på is. For voksen sel sees skadelige effekter av meget fersk råolje på øyne og luftveier, pga. avdampning av lette komponenter. Ved utslipp av olje fra et utslipp til havs, kan det forventes at oljen er mer forvitret etter lengre drivtider, men i et kaldere klima, som i Barentshavet, kan oljen forventes å være mindre forvitret enn i mer tempererte områder. Det kan derfor regnes at voksen sel som påtreffer mindre forvitret olje kan eksponeres for mer giftige komponenter, bl.a. ved kontakt med øyne, luftveier, hud og oralt inntak. Generelt er det ikke registrert unnvikelsesatferd overfor olje.

Hvalartene regnes som lite sårbare overfor oljeforurensning, men nyere informasjon om bl.a. oljeskader på delfiner etter Deep Water Horizon hendelsen tyder på at denne oppfatning evt. må endres. Det er flere hvalarter som migrerer gjennom området og som bruker det svært produktive området langs iskanten til næringssøk i sommerhalvåret. Disse artene kan vandre globalt. Flere arter er rødlistet (Swenson *et al.*, 2010).

Nedenfor gis en kortfattet beskrivelse av artene som er aktuelle mht. konfliktpotensiale for Apollo og Atlantis. Utbredelseskart for de artene der datasett er tilgjengelige er vist på

<http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>



Figur 39 Tangbelter som blottlegges på lavvann er spesielt viktige for vadere. Fjæreplytt øverst, polarsniperi midten og tjeld nederst. (Alle foto: Cathrine S. Spikkerud).



Tabell 4 Månedsvise sårbarhet for de marine pattedyrartene havert, steinkobbe og oter.

Art	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Havert	0	1	1	0	0	0	0	0	3	3	3	3
Steinkobbe	0	0	0	0	0	3	3	1	0	0	0	0
Oter	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

### 5.8.1 Isbjørn (*Ursus maritimus*)

Som enkeltindivider er isbjørn sårbare for oljeforurensning, da pelsen spiller en stor rolle for isolasjonsevnen. Øritsland *et al.* (1981) viste at isbjørn ikke aktivt unngår oljeforurensning, den ble også observert å slikke i seg oljen. Det kan derfor ikke utelukkes at arten som predator og åtseleter vil tiltrekkes av oljetilsølte kadaver eller svekkede byttedyr. Metabolismeforsøk med oljetilsølte isbjørn viste sterkt metabolsk stress hos isbjørn, og det er nærliggende å konkludere med at oljetilsøling vil kunne svekke eller være fatalt for isbjørn, spesielt ved dårlig næringsstatus (Øritsland *et al.* 1981).

Isbjørn lever spredt, men kan samles i større antall ved f.eks. kadaver eller områder med god næringstilgang. I et arbeid for DN (sammenfattet i Spikkerud *et al.* 2013) ble områdene ved iskant med viss dekningsgrad pekt ut som spesielt viktige for isbjørn. Isbjørnens utbredelse er spredt, og arten foretrekker områder med relativt kort avstand til iskanten, mindre enn 1500 m havdyp, samt et isdekke av en viss dekningsgrad som varierer med årstiden. I analyseperioden varierer denne foretrukne isdekningsgraden fra >70 % i februar-april, til >40 % (noe tynnere dekke) i mai-juli (NP bidrag til verdivurdering for Direktoratet for Naturforvaltning, sammenfattet i Spikkerud *et al.* 2013). Utbredelsen henger også sammen med tilgangen til byttedyr i havis av en viss tetthet.

Det kan derfor forventes et konfliktpotensiale med enkeltindivider av isbjørn ved oljeforurensning av iskant og områder nær iskanten. Imidlertid er isbjørnens hovedutbredelse lenger nord.

For isbjørn er det foretatt en kvalitativ vurdering vha. GIS-analyse av overlapp mellom influensområde og områder som oppfyller kriterier for å være viktige for

isbjørn, da det ikke foreligger datasett over tetthet av isbjørn av en detaljeringsgrad som er nødvendig for kvantitativ MIRA-analyse.



Figur 40 Områder nær iskant med en viss dekningsgrad av havis er spesielt viktige som jaktområder for isbjørn. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

### 5.8.2 Oter (*Lutra lutra*)

Oteren er avhengig av pelsen til isolasjon, og har høyeste sårbarhet hele året.

Oteren er utbredt langs Finnmarkskysten. Sårbarheten for individene er høy hele året, og etter et evt. oljesøl vil berørte otere ha høy dødelighet.

Pga. artens territorialitet vil området imidlertid kunne rekoloniseres av andre oter. Det foreligger ikke datasett for oter som er tilrettelagt for MIRA-beregninger, det kan derfor foreløpig ikke analyseres miljørisiko for denne arten. Det kan likevel forventes konflikt med oter ved oljeforurensning i kyst og strandsone i områder der oteren forekommer. Bestandsestimatene for oter er også meget usikre og basert på fallvilt databasen som stort sett omfatter påkjørte dyr. (Jiska van Dijk, *pers. medd.*, 2011).





Figur 41 Oteren (*Lutra lutra*) har høy individuell sårbarhet for oljeforurensning hele året. Arten er svært territoriell og finnes derfor spredt i leveområdene. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

### 5.8.3 Grønlandssel (*Phoca groenlandica*)

Grønlandssel lever i og bruker dravis aktivt, særlig iskanten, men kan også observeres i større antall i åpent hav. Grønlandssel er flokkdyr som er knyttet til iskanten også i beiteperioden om sommeren, der den spiser både fisk og krepsdyr. Ved god næringsstatus er dyrene beskyttet av et godt spekklag med gode termoregulerende egenskaper. Spekklaget varierer mye gjennom årssyklus. På samme måte som kystselene antas det at det er ungene som er mest fysiologisk sårbare overfor tap av pelsens isolerende egenskaper. Voksne sel vil være mer sårbare overfor fersk olje i nærheten av utslippspunktet. Oljen forvitrer langsommere i kaldere vann, og kan derfor holde seg fersk lenger.

Det reges å være tre bestander av grønlandssel, hvorav to har tilhold knyttet til Barentshavet og den østligste av disse migrerer gjennom analyseområdet. Det er ikke registrert genetisk forskjell mellom bestandene, men dyrene kommer tilbake til stedet de er født ("site fidelity"). "Grønlandsbestanden" og "Barentshavsbestanden" kaster hhv. ved Øst-Grønland (Vesterisen) i siste halvdel av mars – første halvdel av april og i Kvitsjømunningen (Østisen) fra slutten av

februar-slutten av mars. I disse områdene er isen tettere i kasteperioden og det er lavere predasjonsrisiko. I kasteperioden er grønlandssel i Barentshavsbestanden tilknyttet fastere is i stor avstand fra lokasjonen og antas i mindre grad å kunne komme i kontakt med olje fra et evt. utslipp fra aktiviteten. Grønlandssel har hårfelling april til juli, har da forflytningsmulighet. I hårfellingen er grønlandsselen lenger ute på store isflak, i tett, men ikke på massiv is. I mai kan grønlandssel påtreffes i området ved borelokasjonene, da de migrerer til beiteområdene ved iskanten. Begge bestandene av grønlandssel migrerer gjennom året til isområdene mellom Svalbard og Novaja Zemelja der dyrene benytter områder med 40-70 % istetthet til beiteområder i perioden mai til oktober-november. De trekker deretter tilbake til sine respektive kasteområder (desember-januar). Grønlandssel er flokkdyr også utenom kasting og hårfelling, og kan danne store kolonier/flokker på mer enn 1000 dyr hele året. Grønlandssel er ikke på rødliste.

For grønlandssel er det foretatt en enkelt overlappsanalyse av GIS mellom influensområde og område med isdekke 40-70 % som følger av aktuell måned (april-juli) og migrasjon (mai). Grønlandssel bruker isen og området foran til furasjering (ca. 25 km ut fra isen). Observasjonsdata for grønlandssel er tilgjengelig på Norsk Polarinstitutt sin karttjeneste:

<http://svalbardkartet.npolar.no/>

### 5.8.4 Klappmyss (*Cystophora cristata*)

Klappmyss er i likhet med grønlandssel knyttet til iskanten og isen. Den kaster i mars-april i det samme området øst for Grønland som benyttes av den ene bestanden av grønlandssel (70-90 % istetthet). Hårfellingen foregår etter kastingen, i april og mai, i områder med samme isdekke, som senere på våren ligger lenger nord når isen trekker seg tilbake. Klappmyss har hårfelling i et område øst for Grønland med isdekke 40-70 % i juli, dette ligger lenger nord, og nordvest for Svalbard. Klappmyss migrerer langs bestemte dybdekonturer (600-1000 m) i januar-februar, samt i mai-juni og august-desember. Øst for Bjørnøya, om lag 250 km fra lokasjonen går en slik kontur. Klappmyss er også mer solitære enn grønlandssel, det antas derfor å være et meget lite konfliktpotensiale med klappmyss fra aktiviteten, det er heller ikke registrert observasjoner av klappmyss i området ved lokasjonen på Norsk Polarinstitutt sin karttjeneste:

<http://svalbardkartet.npolar.no/>. Det er derfor ikke foretatt overlappsanalyse for klappmyss.

### 5.8.5 Storkobbe (*Erignatus barbatus*)

Storkobbe antas å ha en lignende sårbarhet som klappmyss og grønlandssel, dvs. at voksne individer kan være følsomme for giftige effekter av uforvitret råolje, mens unger også er følsomme for tap av termoregulerende egenskaper.

Storkobbe har sin utbredelse rundt hele Svalbard, og det er også gjort observasjoner av storkobbe på Bjørnøya (<http://svalbardkartet.npolar.no/>).

Storkobbe kaster fra mai, og i denne perioden vil populasjonen være mer sårbar pga. ungenes sårbarhet. Hårfellingen til storkobbe kan foregå til alle årstider, selv om de fleste individene har hårfelling i juni måned. Det er noe større tendens til å ligge flere individer sammen i hårfellingen, men storkobbe er stort sett solitær ellers i året. Det foreligger ingen kunnskap om unnavvikelsesatferd. Det er mangelfull kunnskap om bestandsutvikling og immigrasjon for storkobbe. Storkobben er ikke rødlistet.

I arbeidet med vurdering av viktige områder for marine pattedyr som ble gjennomført for DN (sammenfattet i Spikkerud *et al*, 2013), er et område mellom sør av Spitsbergen mot Hopen og Bjørnøya vurdert å være viktig for kasteperioden for storkobbe (april-juni), mens hele Svalbard med områdene ned til Bjørnøya ved iskanten er leveområde for storkobbe. Det er foretatt en kvalitativ overlappsanalyse mellom influensområdet for aktiviteten og områder med isdekke og leveområder for storkobbe. Det forventes at enkeltindivider kan berøres av olje.

### 5.8.6 Ringsel (*Phoca hispida*)

For ringsel er det antatt en lignende sårbarhet som for klappmyss, grønlandssel og storkobbe.

Ringselen er den eneste selarten i norske farvann som kan opprettholde pustehull i fastisen, noe som gir dem tilgang til områder der andre selarter ikke når. På Svalbard yngler ringselene på isen i alle fjordene, samt at de også yngler i drivisen i Barentshavet. Sel som befinner seg inne i fjorder med fastis vil være

mindre utsatte for oljeforurensning fra åpne havområder. Om sommeren ses ringselen vanligvis i nordlige deler av øygruppen og da særlig langs iskanten, men de kan observeres nesten overalt på Svalbard til alle årstider. Ungene fødes i huler i snøen over et pustehull i kasteperioden i mars-april.

Ringselene på Svalbard oppholder seg som regel inne i fjordene til de er ferdige med hårfellingen i juni-juli. Deretter forlater de fleste dyrene fjordområdene og spres over store områder. Noen drar langt til havs mens andre trekker opp mot iskanten i nord. Utenom paringstiden som er sent i april-mai og hårfellingsperiodene i juni-juli påtreffes ringselene stort sett som enkeltindivider. I disse månedene er det satt en moderat flokkdannelse, selv om det ikke er noen stor kolonidannelse. Det foreligger ingen kunnskap om unnavvikelsesatferd overfor oljeforurensning. Bestandsutviklingen hos ringsel er ukjent, den er ikke rødlistet. Det forventes ikke konfliktpotensiale med ringsel ved et potensielt utslipp fra denne aktiviteten.

### 5.8.7 Hvalross (*Odobenus rosmarus*)

Det er liggeplasser for hvalross mange steder rundt hele Svalbard. De nærmeste til lokaliteten ligger i områdene sør for Edgeøya, om lag 275-300 km nord for borelokasjonene for Apollo og Atlantis (<http://www.npolar.no/no/arter/hvalross.html>). På disse øyene kan det være en høy tetthet av hvalross. Arten er oppført som sårbar på rødliste for Svalbard, men bestanden er i følge [www.npolar.no](http://www.npolar.no) svakt stigende de siste årene, og har i de senere årene igjen begynt å ta i bruk gamle liggeplasser der det tidligere var hvalross.

Hvalross lever i og bruker is samt iskant aktivt, den beiter relativt grunt og lever i stor grad av muslinger. Arten har ikke pels, men har et godt spekklag med spredt hårvekst. Spekklaget varierer med næringsstatusen gjennom årssyklusen som hos selene. Da arten ikke har pels regnes ikke ødeleggelse av termoregulerende egenskaper som en problemstilling, derimot er det ikke kjent om arten er mer utsatt for skader pga. direkte hudkontakt med olje. Som for andre arter foreligger ikke kunnskap om unnavvikelsesatferd overfor oljeforurensning.

Hvalross er sterkt selskabelig og lever i store kolonier hele året, også utenom kasteperioden. Basert på dette og de ovenstående fysiologiske forhold vurderte Norsk Polarinstittutt i arbeidet med verddivurderinger for DN (sammenfattet i



Spikkerud *et al*, 2013) at er det ikke funnet grunnlag for månedsvise ulikheter i inndeling av sårbarheten for hvalross.

For hvalross er det foretatt en kvalitativ vurdering av potensielt overlapp mellom influensområdet og liggeplasser registrert nærmest aktiviteten.



Figur 42 Hvalrossen er til tross for svakt stigende antall oppført som sårbar på rødliste. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

### 5.8.8 Havert (gråsel) (*Halichoerus grypus*)

Haverten har en utbredelse langs deler av Finnmarkskysten. Analyseperioden sammenfaller med havertens hårfellingsperiode (februar og mars). I både kaste- og hårfellingsperioder er dyrene noe mer sårbare for oljeforurensning, og de samles i større antall på skjær og holmer i ytre kystsoner. Det er mange viktige lokaliteter for havert i analyseområdet.

Havertens næringssøk er i og utenfor skjærgården og i fjordene, og etter kasteperioden (september-desember) finnes den mer spredt. Den har et videre næringssøk og lever mer enkeltvis utenom kasteperioden enn steinkobben.

For havert finnes tilgjengelig datasett egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse, og arten inngår i MIRA-analysen for aktiviteten. Utbredelseskart for arten er vist på <http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>



Figur 43 Havert. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

### 5.8.9 Steinkobbe (*Phoca vitulina*)

Steinkobben er også utbredt i analyseområdet langs Finnmarkskysten, hovedsakelig inne i fjordene. Datasettene som er egnet for miljørisikoanalyse dekker norskekysten. Utbredelseskart for denne bestanden av steinkobbe er vist i på <http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>

Arten er også utbredt på Svalbard, men har hovedutbredelse og viktigste områder ved Forlandet og på vestsiden av Spitsbergen.

Steinkobbe kaster i sommermånedene juni og juli, og har høyeste sårbarhet i kasteperioden. Hårfelling foregår etter kasting, i juli-august, da arten også nødvendigvis går i vannet og sårbarheten er noe høyere. Pga. aktivitetens beliggenhet i lang avstand fra Finnmarkskysten, og steinkobbenes tilhold i fjordene forventes ikke konflikt med steinkobbe et eventuelt utslipp fra aktiviteten.

Næringssøket til steinkobben er i og utenfor skjærgården og i fjordene, men den holder seg mer kystnært enn havert, og er å finne noe mer samlet på hvileplasser utenom kaste- og hårfelling enn haverten. Steinkobben oppholder seg gjerne på litt beskyttede lokaliteter i skjærgården. Fisk er hovedbyttet.

Steinkobbe er listet på Rødlisten 2010 på fastlandet, men ikke på Svalbard. (Swenson *et al.* 2010). For steinkobbe på fastlandet finnes tilgjengelig datasett egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse, og arten inngår i MIRA-analysen for aktiviteten. Utbredelseskart for arten er vist på <http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>



Figur 44 Steinkobber fotografert i kasteperioden viser samling av mange dyr som øker sårbarheten overfor oljeforurensning. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

### 5.8.10 Hvaler

I sammenheng med akutt oljeforurensning, har hvaler hittil vært ansett som relativt lite sårbare (se Tabell 9). Det har vært nevnt at bardehvaler kan være mer utsatt for oljetilsøling ved næringssøk enn tannhvaler ved at bardene blir tilsølt, og når bardehvalene skummer overflaten for å filtrere føde (AMSA faktaark, NOAA faktaark 1). En del av bardehvalene har ru hud som kan feste mer olje enn det tidligere har vært forventet at glatt hud vil gjøre. Det er imidlertid ikke kjent om hvaler kan få olje ned i pustehullet, men det har vært observert høyere dødelighet av delfiner i Mexicogulften etter Deep Water Horizon-utblåsningen (NOAA faktaark 2). Det har vært hevdet at artene aktivt kan unngå oljeforurensning, men observasjoner i Mexicogulften av ville delfiner nær og i oljeflak tyder på at dette ikke er tilfelle (NOAA faktaark 1 og 2, AMSA faktaark). Andre aktiviteter kan derimot forstyrre hvaler, eller tiltrekke dem til området.

Arter som migrerer i åpent hav angis å ha lavere sannsynlighet for å komme i kontakt med olje, men her vil det være ulik sannsynlighet avhengig av oljeutslippets lokasjon ift. faste migrasjonsruter. I åpent hav vil det derimot ikke være noen barriere som hindrer oljen i å flyte videre, og sannsynlighetene for å treffe et oljeflak ansees å bli lavere.

Se artikkel av AMSA:

[http://www.amsa.gov.au/marine\\_environment\\_protection/national\\_plan/general\\_information/oiled\\_wildlife/Oil\\_Spill\\_Effects\\_on\\_Wildlife\\_and\\_Non-Avian\\_Marine\\_Life.asp](http://www.amsa.gov.au/marine_environment_protection/national_plan/general_information/oiled_wildlife/Oil_Spill_Effects_on_Wildlife_and_Non-Avian_Marine_Life.asp)

For hvalene er det ikke tilgjengelig datasett som er egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse, men det er i samarbeid med HI laget datasett over viktige områder for enkelte av artene i et prosjekt for Direktoratet for Naturforvaltning (Sammenfattet i Spikkerud *et al.* 2013). Disse områdene er gjengitt med tillatelse fra HI. Det er derfor gitt en artsbeskrivelse på bakgrunn av kvalitativ utbredelsesinformasjon og i miljørisikoanalysens resultatkapittel foretatt en enkel overlappsanalyse mellom områdene som er ansett som viktige og utbredelsen av olje (raten over vektet rate og 15 dagers varighet). For arter der det ikke foreligger polygondata er det benyttet visuell vurdering av potensialet for overlapp mellom influensområdet og områder der det er gjort observasjoner registrert på <http://svalbardkartet.npolar.no>.

#### 5.8.10.1 Bardehvaler

##### 5.8.10.1.1 Vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*)

Vågehvalen er den minste av bardehvalene. Arten er hovedsakelig tilknyttet sokkelområder, men den går også over dypt vann og opp til iskanten. Hovedføden er krill, lodde og sil, men tar også torsk, sei og polartorsk. Den forekommer vanligvis som enkeltindivider, men grupper på 2-3 individer er også relativt vanlig.

Basert på artens migrasjonsmønstre identifiserte HI et område som er viktig for vågehval i mai-juli, utenfor Spitsbergens vestsida ved sokkelen og eggakanten. Området går inn i Isfjorden, samt på utsiden av Forlandet der vågehvalen går i dravis eller der det er næring (krill). Noen år er arten innenfor kanten og noen år utenfor. I dette området er det stort sett er drektige hunner som beiter. Resten av året vet man lite om vågehvalens forflytninger. På <http://svalbardkartet.npolar.no>



er det registrert observasjoner i hele Barentshavet, tettest vest av Bjørnøya og Spitsbergen som identifisert av HI, men det er gjort flere observasjoner innen influensområdet også rundt borelokasjonene.

Kvalitativ vurdering er foretatt mht. potensielt overlapp mellom influensområdet og vågehval.

#### 5.8.10.1.2 Knølhval

Knølhval har lange sesongmessige vandringer mellom varme forplantningsområder og kaldere høyproduktive områder for næringssøk. De oppholder seg mest i kystnære farvann eller på kontinentalsokkelen. I norske farvann er de til stede ved Svalbard i sommerhalvåret (mai-september). Knølhvalen er særlig å finne i kantene vest av Bjørnøya, deretter trekker den nordøstover i Barentshavet, der den i første rekke er knyttet til forekomstene av lodde. Knølhval er sosiale dyr som ofte finnes i små grupper, og de er som mange hvalarter kjent for vokalisering. De dykker grunt. HI har identifisert et område ved Bjørnøya som viktig i mai-juli, og et område øst av Edgeøya fra Hopen i august-september. Som for vågehval er det på <http://svalbardkartet.npolar.no> registrert observasjoner i hele Barentshavet, tettest vest av Bjørnøya og Spitsbergen, men flere observasjoner innen influensområdet også rundt borelokasjonene.



Figur 45 Knølhval (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

#### 5.8.10.1.3 Finnhval (*Balenoptera physalus*)

Arten finnes i norske farvann i mai tom. juli. Finnhvalen er en rasktsvømmende art som trekker over store dyp, nær eggkantene og ved Jan Mayen-området, den antas å ikke gå kystnært. Føden er krill, fisk og blekksprut. Finnhval finnes ofte i små grupper.

Havforskningsinstituttet har i arbeidet for DN med å identifisere viktige områder for marine pattedyr identifisert et område vest og nord for Bjørnøya mellom Spitsbergen-Bjørnøya og vest av Spitsbergen som er viktig for finnhval i mai-juli.

På <http://svalbardkartet.npolar.no> er det registrert observasjoner av finnhval rundt hele Svalbard, spesielt Vest av Spitsbergen, men også i området rundt borelokasjonen. Det er foretatt en kvalitativ overlappsvurdering av potensialet for overlapp med arten.

#### 5.8.10.1.4 Grønlandshval (*Balaena mysticetus*)

Arten er til stede i små antall nord på Svalbard i mai tom. juli tilknyttet iskanten. Arten påtreffes i grupper. Sommeren er en meget viktig beitetid for grønlandshval, som kan gjøre unna det meste av beiting i sommerperioden. Arten er på norsk rødliste.

Basert på artens migrasjonsmønstre identifiserte HI et område som er viktig for grønlandshval i mai-juli område i isen nord for Spitsbergen og Nordaustlandet. Dette området, samt observasjonene på <http://svalbardkartet.npolar.no> ligger for langt nord til at det kan forventes konflikt med aktiviteten.

#### 5.8.10.1.5 Blåhval (*Balenoptera musculus*)

Havforskningsinstituttet har i arbeidet for DN med å identifisere viktige områder for marine pattedyr identifisert et område mellom Jan Mayen og Grønland og et område fra vest av Forlandet mellom Svalbard og Grønland som er viktig for blåhval i mai-juli (Sammenfattet i Spikkerud *et al*, 2013). Det er flest observasjoner i analyseområdet vest for Spitsbergen (<http://svalbardkartet.npolar.no>). Arten er sjelden, og man kjenner lite til vandringsmønsteret. De vandrer nordover om sommeren og til tempererte områder vinterstid. Blåhval sees oftest alene og sjelden nær kysten. ([www.npolar.no](http://www.npolar.no)). Det forventes ikke konflikt med aktiviteten og det er derfor ikke foretatt overlappsanalyse for arten.

## 5.8.10.1.6 Seiwhval

Det er registrert noen observasjoner av arten vest av Spitsbergen/Forlandet på <http://svalbardkartet.npolar.no>. Det forventes ikke konfliktpotensiale med aktiviteten, og det er ikke foretatt overlappsvurdering med influensområdet for arten.

## 5.8.10.2 Tannhvaler

### 5.8.10.2.1 Spermhval (*Physeter macrocephalus*)

Spermhval er den største av tannhvalene. Den finnes i størst tetthet i dype områder med høy produksjon. I våre farvann er det i hovedsak hanner som trekker. Havforskningsinstituttet har identifisert et viktig område for arten ved Bleiksdjupet i april-oktober, der spermhvalene trekker nordover mot Barentshavet, og kan gå helt opp i iskanten. Observasjoner registrert på Svalbardkartet (<http://svalbardkartet.npolar.no>) tyder på at de deretter trekker nord i de dypere områder langs dybdekonturen vest av Bjørnøya. Det forventes ikke konflikt med spermhval fra denne aktiviteten og det er derfor ikke foretatt overlappsvurdering.



Figur 46 Spermhvaler ved Bleiksdjupet er alle hannedyr. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

### 5.8.10.2.2 Spekkhogger (*Orcinus orca*)

Havforskningsinstituttet har identifisert et et vinterområde (oktober tom. januar) utenfor Lofoten-Vesterålen for perioden oktober-januar. Observasjoner på Svalbardkartet viser at som for nise er det spredte observasjoner i Barentshavet, også rundt lokasjonen, men ikke av en tetthet som medfører at det forventes konflikt med denne arten, og det er derfor ikke foretatt overlappsvurdering med aktiviteten. <http://svalbardkartet.npolar.no>



Figur 47. Spekkhogger. (Foto: Cathrine S. Spikkerud).

### 5.8.10.2.3 Nebbhval (*Hyperoodon ampullatus*)

Havforskningsinstituttet har identifisert tre viktige områder for nebbhval i mai-juli, hvorav et ligger vest for Bjørnøya ved dybdekonturen. Arten er dypdykkende og oppholder seg stort sett utenfor kontinentalsokkelen, men kan påtreffes helt opp til iskanten. Observasjonene registrert i Svalbardkartet ligger i dette området. Det er foretatt en overlappsvurdering for arten.

### 5.8.10.2.4 Hvithval (*Delphinapterus leucas*)

Hvithval er en middels stor tannhval sosial tannhval som nesten alltid påtreffes i grupper. Den er den vanligste hvalarten på Svalbard, der de synes å være svært kystnære. Observasjoner av hvithval på Svalbardkartet (<http://svalbardkartet.npolar.no>) er registrert i fjordene rundt Svalbard, der de sommerstid gjerne befinner seg i de produktive, isfrie områdene foran breer og

ved iskanten (15-30 % isdekke). Det er lite data om hvor hvithvalen befinner seg vinterstid, men det er antatt at arten overvintrer i åpne områder i drivisen, eventuelt at de følger iskanten når denne ligger lenger sør om vinteren.

#### 5.8.10.2.5 Delfiner (Springere)

Delfiner (springere) har et vidt utbredelsesområde. To arter har utbredelse i norske farvann, kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*) og kvitskjeving (*Lagenorhynchus acutus*).

Observasjoner av springere (uspesifisert) er registrert i nordlige del av Barentshavet, fra lokasjonen og nordover mot Edgeøya, samt vest av Bjørnøya og Spitsbergen. Kvitnos er registrert observert i hele området, også rundt lokasjonen (<http://svalbardkartet.npolar.no>), av kvitskjeving er det kun få observasjoner ved Finnmarkskysten <http://svalbardkartet.npolar.no>. Det er foretatt en kvalitativ overlappsvurdering av konfliktpotensialet.

#### 5.8.10.2.6 Nise (*Phocoena phocoena*)

Noen observasjoner av nise er registrert i området mellom Finnmarkskysten og Svalbard og rundt Bjørnøya, også i området nær borelokasjonene. Det viktigste området for arten er i Skagerrak/Kategat. Kvalitativ vurdering av overlapp er ikke foretatt for nise. <http://svalbardkartet.npolar.no>

#### 5.8.10.2.7 Narhval (*Monodon monoceron*)

Det er kun registrert få observasjoner inne i fjordene på Svalbard på Svalbardkartet. Vandringsmønsteret følger stort sett utbredelse av isen, men arten er mest tallrik langs østsiden av kanadisk Arktis og langs kysten av Grønland. <http://svalbardkartet.npolar.no>. Det er ikke forventet konfliktpotensial med narhval.

## 5.9 Fiskeressurser

Barentshavet er et svært produktivt hav. Nord i Norskehavet og i Barentshavet er det en rekke gyteområder for kommersielt viktige fiskearter. Spesielt er områdene langs Finnmarkskysten og området langs eggakanten (dybdekonturen) fra Nord for Vesterålen til vest for Bjørnøya og Svalbard områder der gyting foregår. Lodde er en nøkkelart i Barentshavets økosystem. Torsk og sild gyter langs Norskekysten, og driver inn i Barentshavet som yngel. Barentshavet er et viktig oppvekstområde for yngel av flere arter av kommersielt viktige fiskearter som lever av dyreplankton, som ungsild, yngel av lodde, torsk, hyse sei og uer. Krill og rauåte er viktige komponenter blant dyreplanktonet. Barentshavet er et viktig inthøstingsområde for fiskerinæringen.

Datsett i MRDB 2010 (fra HI i 2007) er benyttet for å vurdere potensialet for overlapp med en eventuell oljeutblåsning fra brønnene.

Gyteområder for fisk varierer fra år til år, og områdene angitt i MRDB vil være å anse som områder der gyting kan foregå.

Av fiskeressurser som har gyteområder innen analyseområdet har artene følgende gytetider og –områder:

- Lodde (*Mallotus villosus*) Langs Finnmarkskysten (mars-april).
- Kysttorsk (*Gadus morhua*) Langs Finnmarkskysten. NØA Torsk (*Gadus morhua*) Lofoten og Troms (februar-april).
- NØA hyse (*Melanogrammus aeglefinus*). Langs eggakanten, vestsiden av Tromsøflaket (mars-juni).
- Snabeluer (*Sebastes mentella*) Langs eggakanten/kontinentalskråningen på 400-600m dyp (mars-april) (føder levende yngel)
- Blåkkeite (*Reinhardtius hippoglossoides*) Langs eggakanten på 500-800 m (vinterstid).
- Polartorsk (*Boreogadus saida*) Gyter under isen i et område mellom Edgeøya og Nordaustlandet (desember-mars)

Kart over gytefelt for ovenstående arter er vist i overlappsanalysen (Figur 65). NØA sei (*Pollachius virens*), norsk vårgytende sild (*Clupea harengus*) gyter



utenfor Lofoten, NØA torsk har et lite gyteområde ved kysten av Troms sør for analyseområdet. Gytefeltet for NØA hyse vest for Tromsøflaket er det viktigste for denne arten, men hyse har flere gyteområder lenger sør.

Lodde og kysttorsk som gyter ved Finnmarkskysten kan komme i berøring med olje i vannsøylen som driver mot kyst, dersom konsentrasjonene er høye nok. For denne aktiviteten er imidlertid avstanden fra lokasjonene til gyteområder mer enn 150-200 km, og det forventes meget lite konfliktpotensiale med gytingen. Gyting hos lodde skjer ved havbunnen, som regel ved 20-60 m dyp. Gytesubstratet er fin sand, grus og singel. Eggene ligger på bunnen til de klekkes etter en måned. Larvene kommer lenger opp i vannsøylen og driver med strømmen østover fra kysten. Etter gyting spres gyteprodukter av disse artene i hele Barentshavet. Fiskeyngel som gytes ved Lofoten vil være mindre sårbare livsstadier innen de når Barentshavet. NVG Sild gyter sør for analyseområdet. Polartorsk gyter under isen i desember-mars i et område mellom Edgeøya, Barentsøya og Nordaustlandet og Kong Karls land (Olgastredet og Erik Eriksenstredet).

I følge HI (Sunnanå *et al.* 2011) er økosystemet i Barentshavet i god tilstand og rekrutteringssituasjonen for lodde, torsk, hyse og sei viser god rekruttering.

## 5.10 Sårbare kysthabitater

### 5.10.1 Sensitivitetsindeks

I MRDB foreligger et datasett på 5x5 km rutenett som angir andelen av ulike kysttyper i ruten, samt en sårbarhetsindeks (Pi) (Brude *et al.* 2003) mellom 0-1 basert på sammensetningen av strandtyper og en modellert sammensetning av nøkkelsamfunn på substratet; eksponeringsgrad, sårbarhet og restitusjonstid ved oljeforurensning<sup>1</sup>. Datasettet dekker norskekysten, men ikke Bjørnøya eller Svalbard.

<sup>1</sup> Datasettet dekker imidlertid ikke kysten fra Lista og østover, da modellen bygger på en større tidevannsdifferanse enn den man finner i Skagerrak.

### 5.10.1.1 Kysttype på Bjørnøya

Kystlinjen på Bjørnøya består stort sett av klippekyst med "loddrette" vegger ned i havet. Den sørligste delen er høyest, og har rike fuglefjell. De øvrige delene er flatere men har også loddrette klippevegger ned i havet. Pga. utrasing av løsmasser fra fjellveggene er det blokkstrand i store deler av strandlinjen. Bjørnøya omfattes av iskanten når denne er på sitt sørligste.



Figur 48 Klippekyt ved fuglefjellene på sørspissen av Bjørnøya (Mars/April 2007) (Foto Cathrine S. Spikkerud/Statoil).





Figur 49 Klippekyt i de flatere delene av Bjørnøya, månedsskiftet mars/april 2007. (Foto Geir Morten Skeie/Statoil)

### 5.11 Koraller og annen bunnfauna

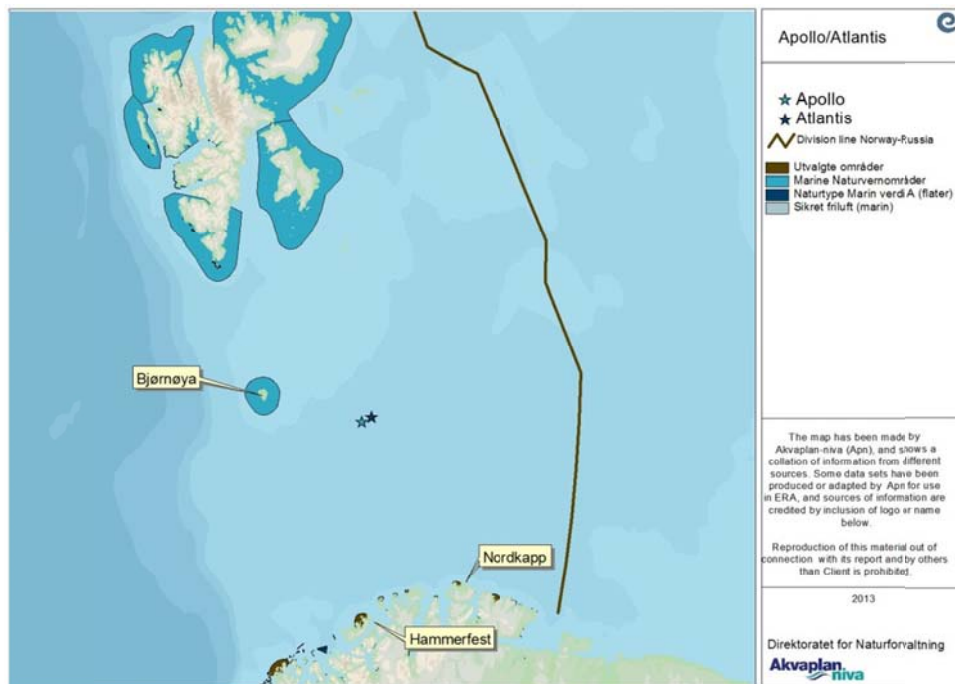
Korallrev er store og komplekse biologiske strukturer som gjør disse habitatene unike. Mer enn 769 arter ble registrert ved fire undersøkelser i nordøst-Atlanterhavet, og korallrevene er biodiversitets-hotspots, dvs. områder med svært høy biodiversitet. Uer (*Sebastes marinus*) og brosme (*Brosme brosme*) er de to mest vanlige fiskeartene på korallrevene.

Kaldtvannskoraller er mest sensitive overfor oljeforurensning dersom oppløst olje treffer korallrevene. Dette er mest relevant ved sjøbunnsutslipp nær korallene. Det foreligger imidlertid ikke kvantitativ metode for denne type konfliktvurdering for koraller. Det foreligger heller ikke data om forekomst av koraller eller annen sensitiv bunnfauna i denne delen av Barentshavet (<http://www.mareano.no/kart>).

### 5.12 Miljøprioriterte lokaliteter

Det er en rekke miljøprioriterte lokaliteter langs kysten, spesielt i den ytre kystsonen. Beliggenhet av lokaliteter av høy sårbarhet og verdi er vist i Figur 50. Informasjonen er hentet fra Direktoratet for Naturforvaltning sin Naturbase i januar 2013. Denne type områder skal prioriteres for beskyttelse ved en oljevernaksjon (SFT, 2004).

Høyt prioriterte lokaliteter er gjerne hekke-, raste- eller overvintringsområder for sjøfugl, kasteplasser for sel. Mange av habitatene som danner næringsgrunnlag og leveområde for andre naturressurser er også i seg selv sensitive strandhabitater (se også 0).



Figur 50 Høyt miljøprioriterte lokaliteter. Kilde: Direktoratet for Naturforvaltning (2013).

## 5.13 Ressursdata til miljørisikoanalysen

### 5.13.1 Sjøfugl

I SEAPOPOP er det utarbeidet kart over sannsynlighet for tilstedeværelse basert på prediksjoner og modelleringer for et sett av miljøvariable. Analysene er gjennomført med 10 x 10 km oppløsning i rutenettet. Datasettene er videre tilrettelagt av NINA med fordeling av bestandsandeler i rutene. I SEAPOPOP-programmet har man konsentrert seg om noen arter i åpent hav, men av de pelagisk dykkende sjøfuglene er alle de 5 artene av alkefugl representert. Kartleggingen av pelagisk dykkende sjøfugl blir utført fra båt, fly, helikopter og land. Tellinger fra båt har blitt foretatt siden 1980. SEAPOPOP opererer med to forskjellige datasett for disse artene, et datasett over kystnær utbredelse- og ett for utbredelse i åpent hav. Kystdata har månedsopløsning. Åpent hav-data er delt i 3 sesonger; vinter (1. november - 31. mars), sommer (1. april-31. juli) og høst (1. august-31. oktober).

Akvaplan-niva har i denne analysen brukt ulike tilrettelegginger for kystnære datasett og åpent hav-datasett som reflekterer forskjellene. Det er benyttet sist oppdaterte datasett for sjøfugl i åpent hav mottatt av Per Fauchald (SEAPOPOP, NINA). Disse datasettene er av Akvaplan-niva tilrettelagt for MIRA-analyse og tildelt månedlige bestandsandeler og splittet i regionene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen.

Datasett for sjøfugl kystnært er mottatt fra NINA i MS Access format. Datasettene er oppdatert i mai 2013. Datasett for sjøfugl kystnært har funksjonsområder, og i data fra 2013 er følgende arter tatt ut: bergand, brilleand, dvergmåke, grålire, grønlandsmåke, havlire, hettemåke, islandsand, kanadagås, knekkand, krikkand, lappfiskand, myrsnipe, skjeand, snadderand, steinvender og stripegås. Polarsnipe (*Calidris canutus*) og rødstilk (*Tringa totanus*) er tatt inn i 2013.

Datasettene for sjøfugl i åpent hav viser bestandsandeler av regionale bestander, mens de kystnære datasettene viser andeler av nasjonal bestand.

### 5.13.1.1 Sensitivitetsanalyse

I tillegg til miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden med er det gjennomført en miljørisikoanalyse med datasett tilrettelagt som følger: Datasett for sjøfugl åpent hav i Barentshavet, hvor alle bestandsandeler er multiplisert med 2. Denne er til bruk i sensitivitetsanalysene, ut fra «hva hvis» bestandsandelen i påvirket område hadde vært dobbelt så høy som den er.

Datasett på polarlomvi i Barentshavet, hvor bestandsandeler er beregnet ut fra individtall hentet fra Per Fauchald sitt datasett som inneholder tallverdier for øvre grense av konfidensintervallet i hans usikkerhetsberegning. Bestandsandelen er regnet som individantall i enkeltruter dividert på sum individer over alle ruter (Nov-Mar: 812 249 individer, Apr-Jul: 225191 individer, Aug-Okt: 115108 individer). Dette datasettet er til bruk i analyse av variasjon/usikkerhet i datasettet.

Datasett for iskant med høyeste sårbarhet, hvor alle verdier er multiplisert med 2, med tilsvarende formål som datasettene under punkt 1.

### 5.13.2 Marine pattedyr

Til analyse av miljørisiko for marine pattedyr er det benyttet data fra MRDB (2010) for havert og steinkobbe, egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

Til en kvalitativ vurdering av konfliktpotensialet for grønlandssel, vågehval, knølhval og finnhval er det gitt tillatelse av HI til bruk av månedsoppløste datasett over viktige områder for de ulike artene. Datasettet er utarbeidet av HI og APN for Direktoratet for Naturforvaltning i et prosjekt om miljøverdi og sårbarhet av marine områder (sammenfattet i Spikkerud *et al.* 2013). For arter som ikke er omfattet av datasettene med tillatelse fra HI, er det foretatt en enklere vurdering av om det er registrert mange observasjoner innen influensområdet, isbjørn, storkobbe, hvalross og hvithval ved bruk av Svalbardkartet (<http://svalbardkartet.npolar.no/>).

### 5.13.3 Sårbare kysthabitater

Akvaplan-niva har tilrettelagt datasettet over sensitivitetsindeks (Pi) fra MRDB (2010) på et på 10 x 10 km rutenett inndelt i sårbarhet 1-3 som beskrevet i avsnitt 5.10. Totalt er dette 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks og sårbarhetsverdi. Datasettet er kun gyldig for norskekysten, og ikke for Bjørnøya og Svalbard.

### 5.13.4 Fiskeressurser

Til analyse av miljørisiko for fiskeressurser er det benyttet data fra HI (tilrettelagt i 2013) over registrerte gytefelt. Disse er ikke egnet for full kvantitativ miljørisikoanalyse med beregning av bestandstap, men brukes til en Trinn 1 overlappsanalyse.

## 6 Resultater av oljedriftsanalyser

### 6.1 Influensområder

#### 6.1.1 Atlantis

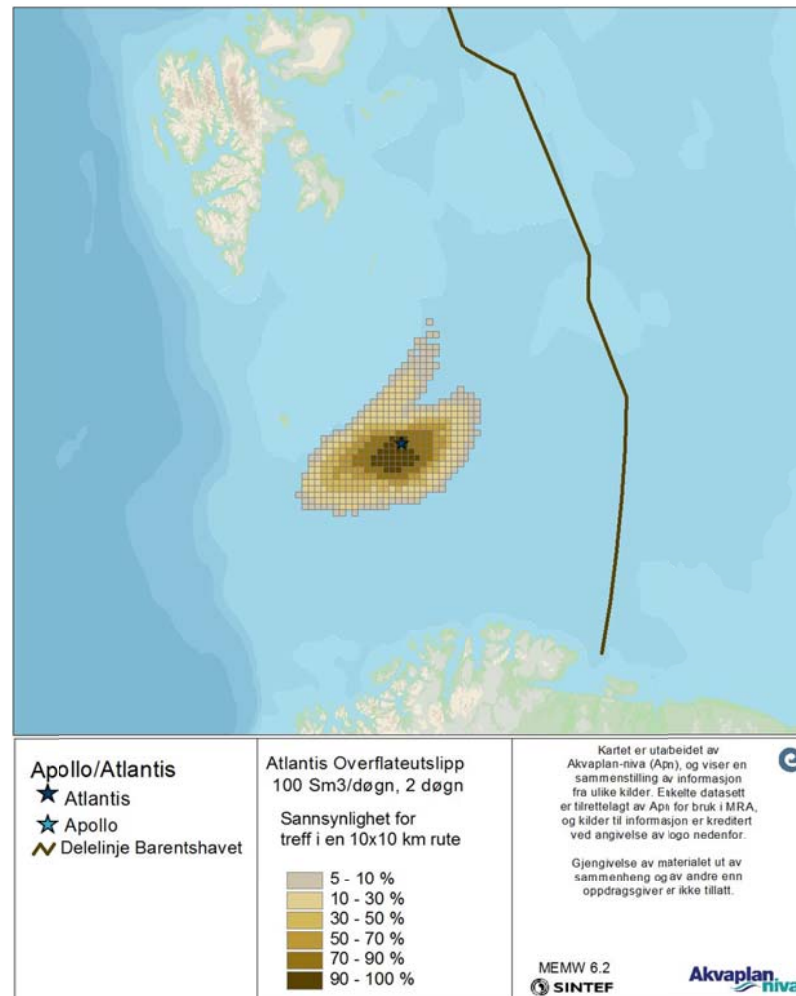
Atlantis skal bores først, og har analyseperiode februar t.o.m. juni. Resultater fra spredningsberegninger for Atlantis med OSCAR-modellen (MEMW 6.2) ved bruk av den oppsatte rate-varighetsmatrisen (Figur 7) er vist i dette kapitlet. Det er tatt utdrag av influensområdene for analyseperioden. Alle scenarier er benyttet til beregning av miljørisiko, og de mest sentrale scenarier er vist mht. berørt område. Midlere varighet ga ingen ruter med mer enn 50 ppb sannsynlig THC konsentrasjon. Følgende resultater er valgt vist (det er bare én rate for Atlantis, 100 Sm<sup>3</sup>/døgn):

- Overflateutslipp (Treffsannsynlighet overflate). Korteste varighet (100 Sm<sup>3</sup>/døgn i 2 døgn).
- Varighet nærmest vektet (scenariet har moderat lav frekvens for overflateutslipp) 100 Sm<sup>3</sup>/døgn i 35 døgn. Dette scenariet er mest relevant i forhold til miljørisiko for fiskeressurser.
- Lengste varighet for overflateutslipp (100 Sm<sup>3</sup>/dag i 77 døgn).

Sjøbunnsutslipp (treffsannsynlighet overflate)

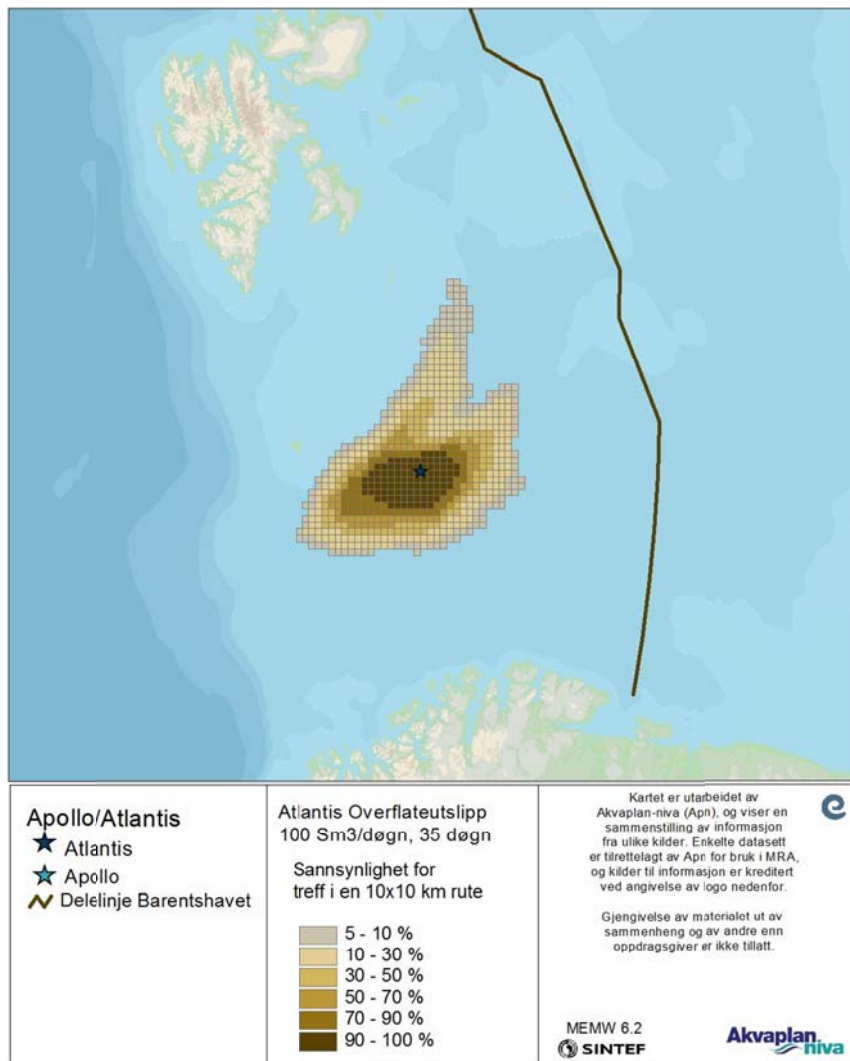
- Høyeste rate og varighet med høyeste frekvens (100 Sm<sup>3</sup>/døgn i 35 døgn).

Det er valgt å vise de enkelte rate-varighetsstatistikken separat, og ikke samlet, da de representerer ulike situasjoner som kan oppstå. Disse skal håndteres av beredskapen, og kan føre til ulike grader av miljøkonsekvenser. Miljørisiko er for utvalgte arter beregnet for samtlige rater det er gjennomført oljedriftsberegninger for.

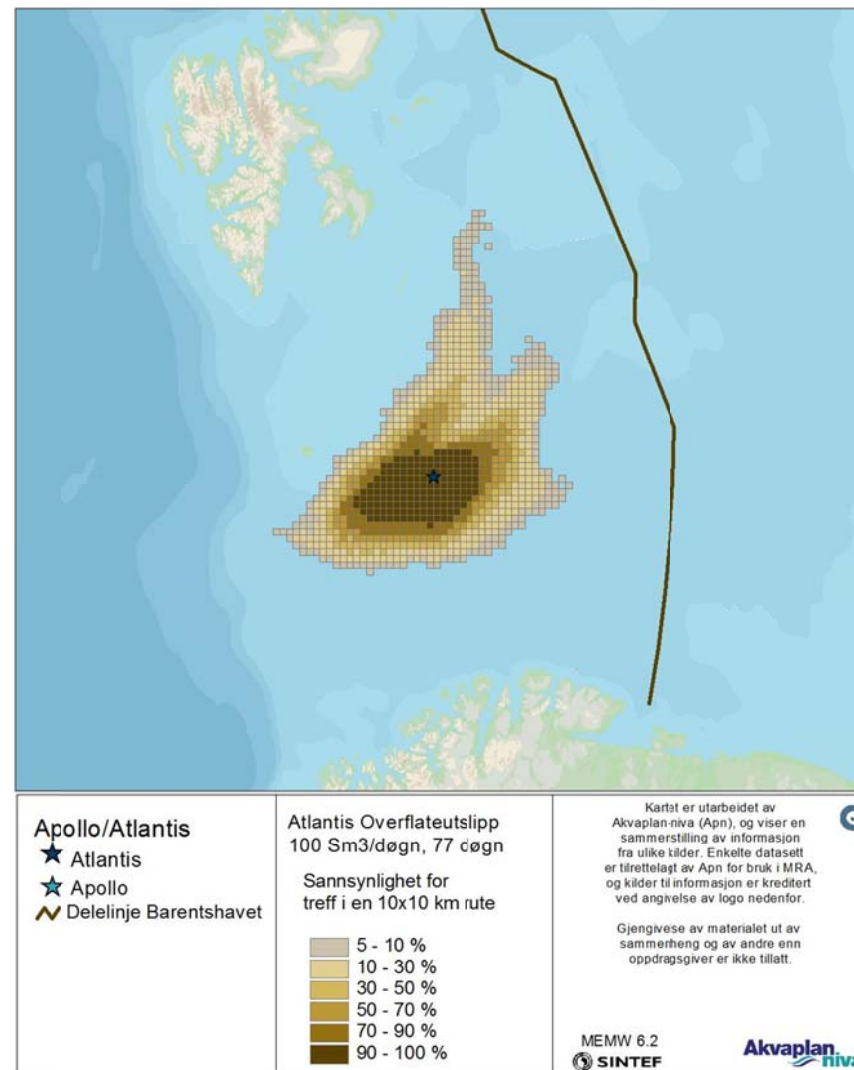


Figur 51 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med 100 Sm<sup>3</sup>/døgn og korteste varighet (Atlantis).

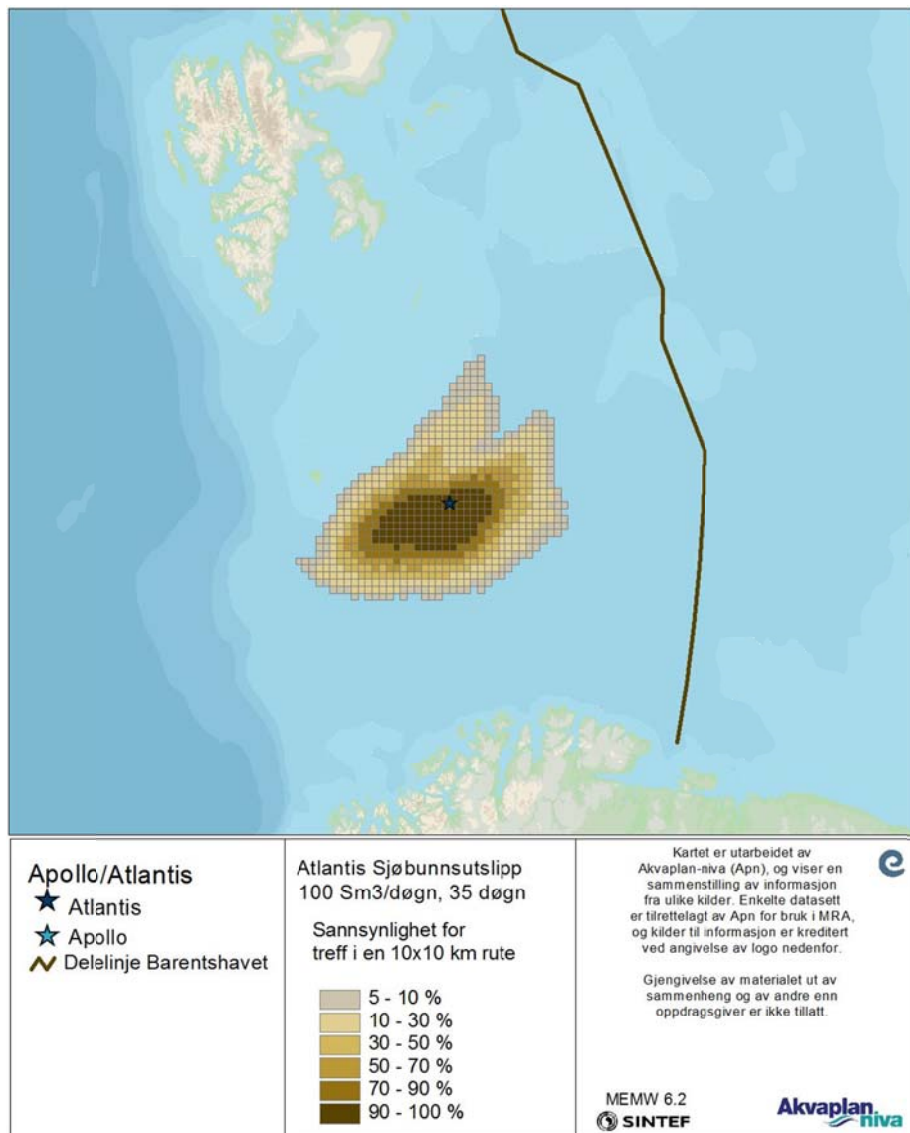




Figur 52 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med 100 Sm<sup>3</sup>/døgn og midlere varighet 35 døgn (Atlantis).



Figur 53 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med 100 Sm<sup>3</sup>/døgn og lengste varighet 77 døgn (Atlantis).



Figur 54 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for sjøbunnsutslipp med 100 Sm<sup>3</sup>/døgn og lengste varighet 35 døgn (Atlantis).

## 6.1.2 Apollo

Resultater fra spredningsberegninger for Apollo med OSCAR-modellen (MEMW 6.2), ved bruk av den oppsatte sannsynlighetsfordeling over rater og varigheter (Figur 7) er vist i dette kapittelet. Alle scenarier er benyttet til beregning av miljørisiko, og de mest sentrale scenarier er vist mht. berørt område. Følgende resultater er valgt vist:

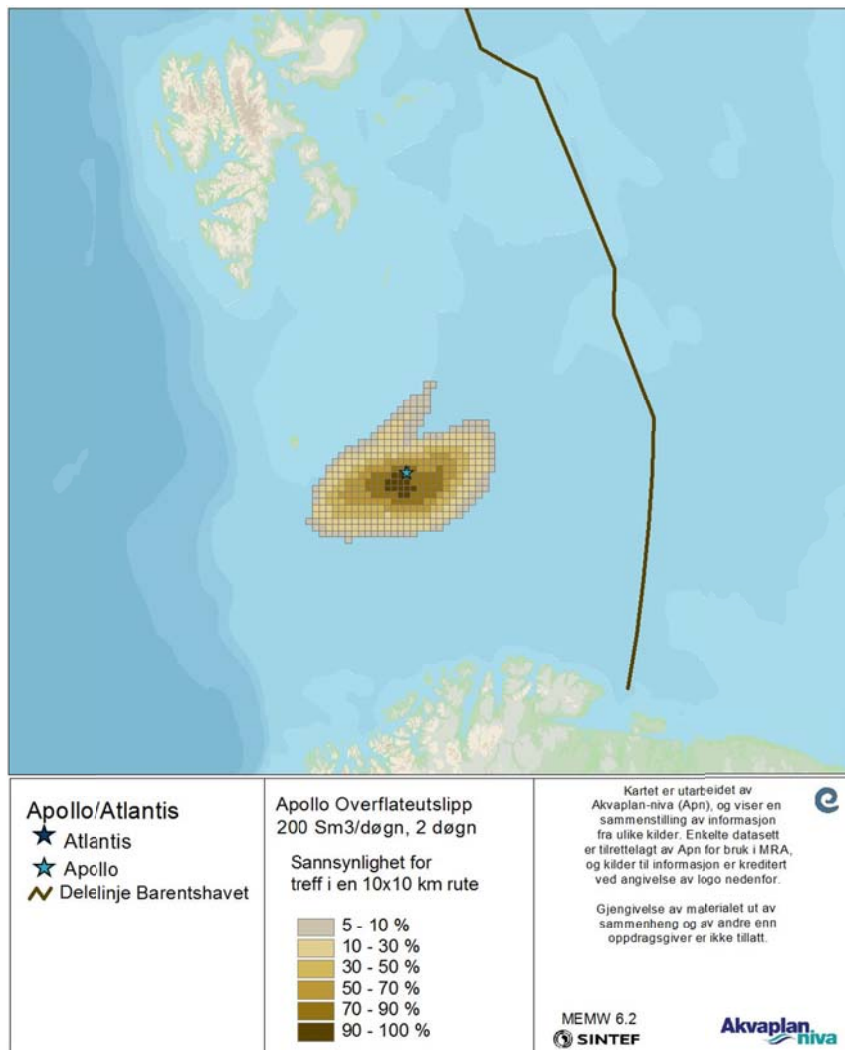
### Overflateutslipp (Treffsannsynlighet overflate)

- Laveste rate og korteste varighet (200 Sm<sup>3</sup>/døgn i 2 døgn).
- Den midlere rate (nærmeste over vektet) og varighet nærmest vektet 1800 Sm<sup>3</sup>/døgn i 35 døgn. Dette scenariet er benyttet til analyse av miljørisiko for fiskeressurser.
  - (Treffsannsynlighet på overflate, sannsynlig THC-konsentrasjon 50-100, 100-500 og >500 ppb)
- Høyeste rate og lengste varighet for overflateutslipp (2700 Sm<sup>3</sup>/dag i 77 døgn).

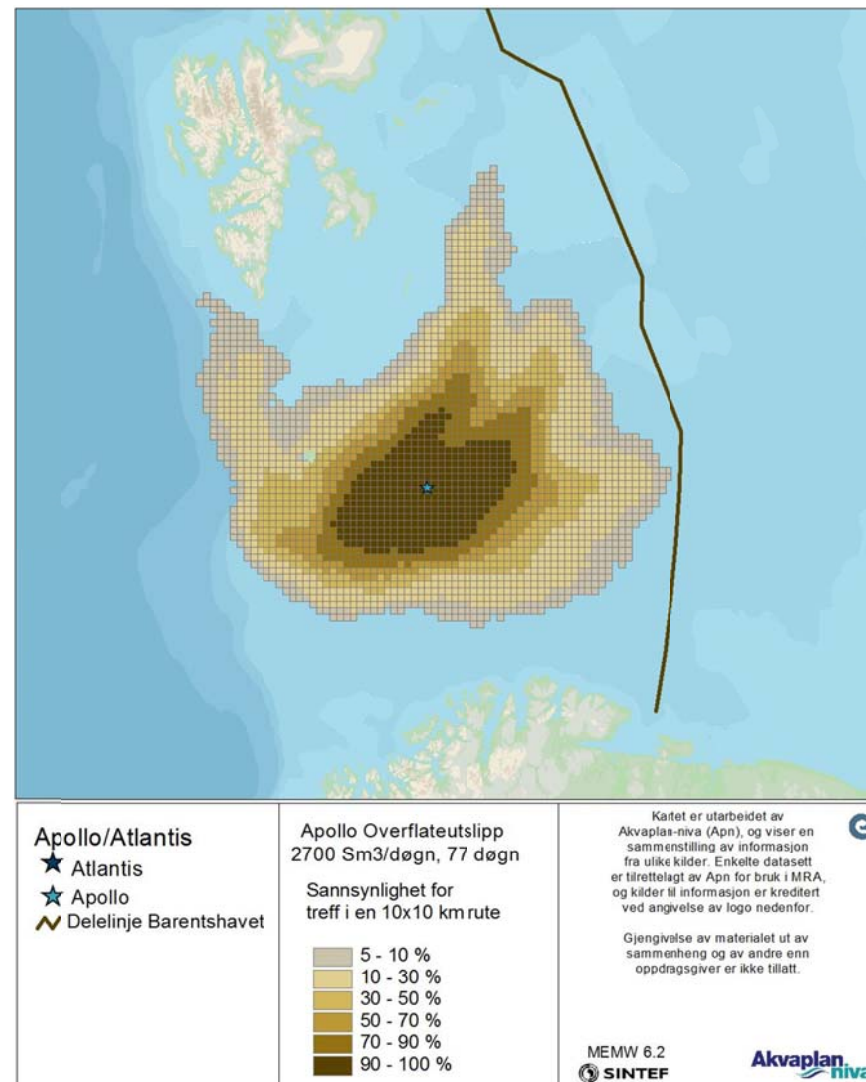
### Sjøbunnsutslipp (treffsannsynlighet overflate)

- Den midlere rate (nærmeste over vektet) og varighet nærmest vektet 1100 Sm<sup>3</sup>/døgn i 35 døgn.

Det er valgt å vise de enkelte rate-varighetsstatistikkene separat, og ikke samlet, da de representerer ulike situasjoner som kan oppstå. Disse skal håndteres av beredskapen, og kan føre til ulike grader av miljøkonsekvenser. Miljørisiko er for utvalgte arter beregnet for samtlige rater det er gjennomført oljedriftsberegninger for.

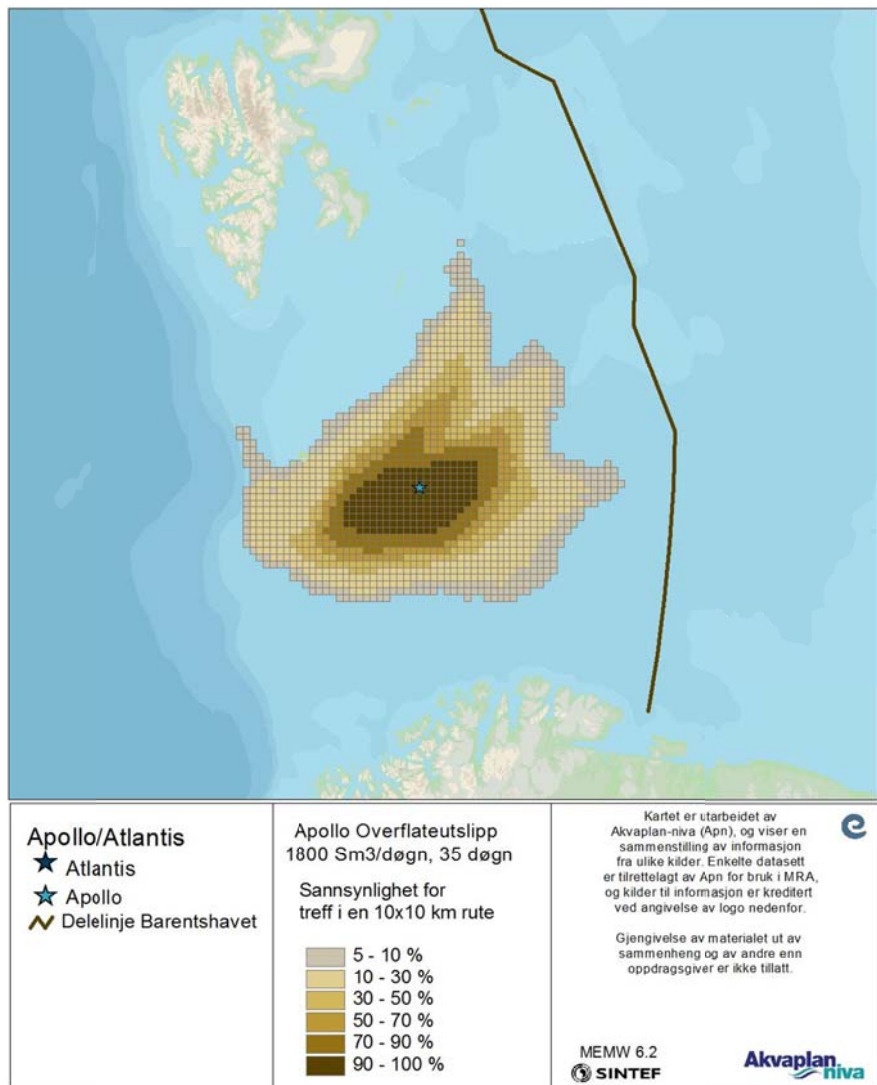


Figur 55 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med laveste rate og korteste varighet (Apollo).

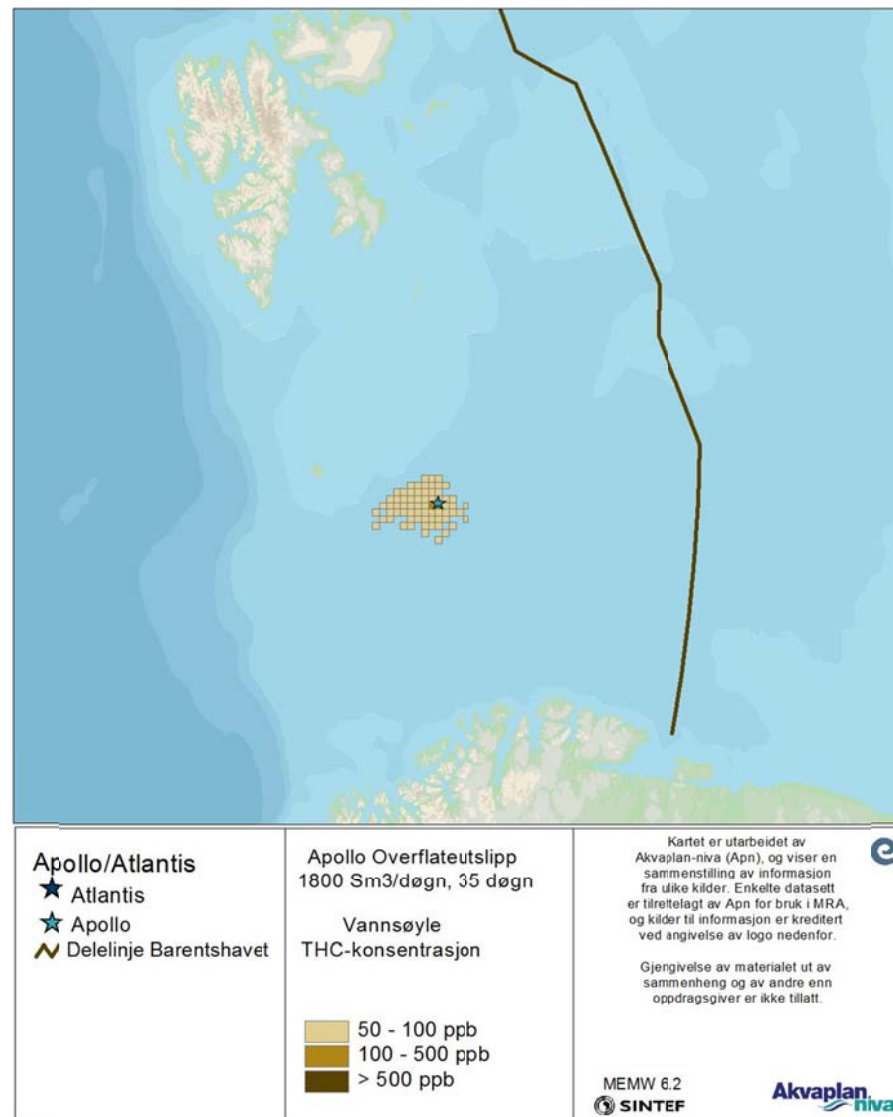


Figur 56 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med høyeste rate og lengste varighet (Apollo).



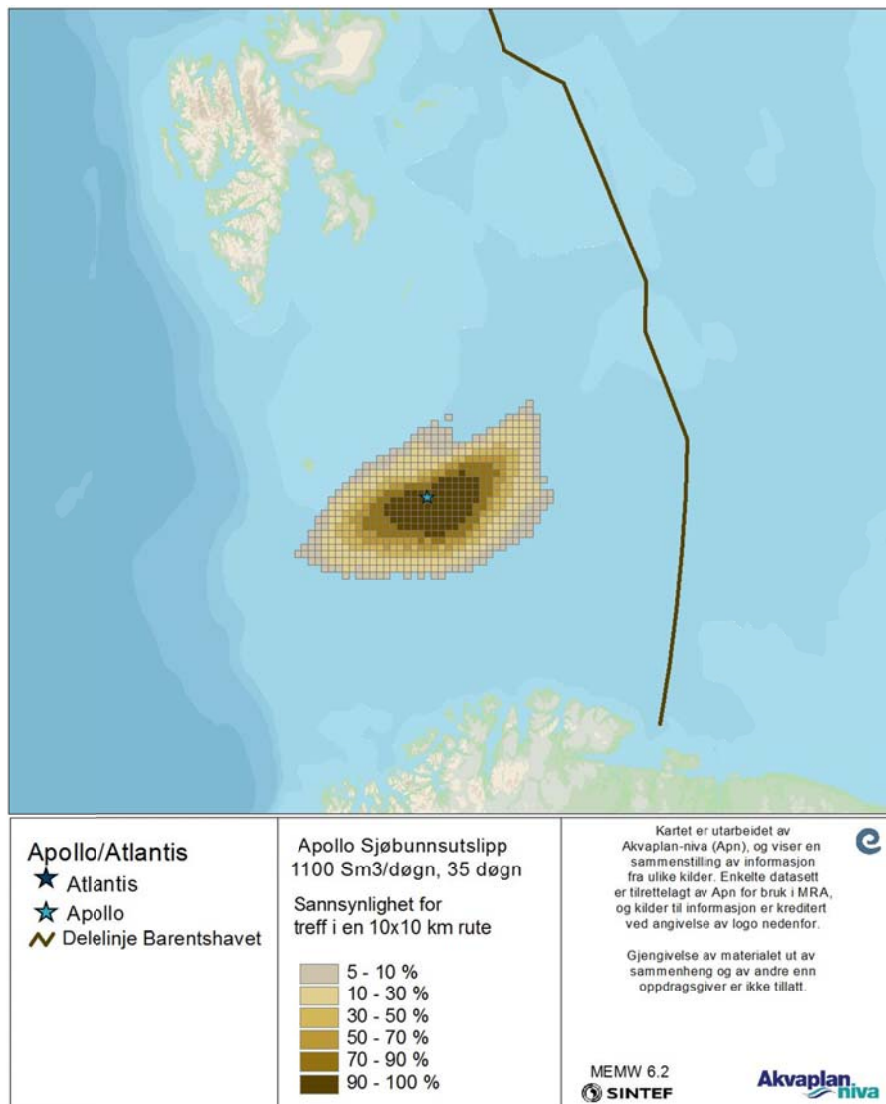


Figur 57 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate nærmest over vektet rate og varighet nærmest vektet varighet (Apollo).



Figur 58 Sannsynlig THC-konsentrasjon (ppb) i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate nærmest over vektet rate og –varighet (Apollo).





Figur 59 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for sjøbunnsutslipp med rate nærmest over vektet rate og varighet nærmest vektet varighet (Apollo).

## 6.2 Strandingstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter

### 6.2.1 Atlantis

Totalt er det gjennomført 23589 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter av hhv. sjøbunns- og overflateutslipp for hele året.

Totalt strander olje i 0,4 % (87) av samtlige simuleringer (23589) som er gjennomført (sjøbunn og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 0,1 %. Den maksimale strandingmengden i en enkeltsimulering er 41 tonn emulsjon (100-persentil). Korteste drivtid i noen simulering er 24 døgn. 2 ruter på Bjørnøya treffes i simuleringen med flest ruter berørt.

### 6.2.2 Apollo

#### 6.2.2.1 Hele året

Totalt er det gjennomført 70807 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter av hhv. sjøbunns- og overflateutslipp for hele året.

Totalt strander olje i 3,5 % (2462) av samtlige simuleringer (70807) som er gjennomført (sjøbunn og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 0,4 %. Den maksimale strandingmengden i en enkeltsimulering er 5692 tonn emulsjon (100-persentil). Korteste drivtid i noen simulering er 6,7 døgn. Sannsynlighetsbidraget medtatt, er det <0,1 % strandingssannsynlighet ved sjøbunnsutslipp og 0,3 % strandingssannsynlighet ved overflateutslipp.

#### 6.2.2.2 Analyseperioden mars-juli

Totalt er det 29518 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter av hhv. sjøbunns- og overflateutslipp som har startdato mellom mars og juli.

Totalt strander olje i 5,5 % (1619) av samtlige simuleringer (29518) som er gjennomført (sjøbunn og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 0,8 %. Den maksimale strandingmengden i en enkeltsimulering er 5692 tonn emulsjon. Korteste drivtid i noen simulering er 6,7 døgn. Antall ruter der olje strander er 12. Det er ingen 99- eller 95-persentil da strandingssannsynligheten er < 1 %.

Ingen simuleringer med laveste rate og korteste varighet (200 Sm<sup>3</sup>/døgn i 2 døgn) strander.

Mulig berørt område på strand fra overflateutslipp vises for:

- Den midlere rate (nærmeste over vektet) og varighet nærmest vektet 1800 Sm<sup>3</sup>/døgn i 35 døgn
- Høyeste rate og lengste varighet for overflateutslipp (2700 Sm<sup>3</sup>/dag i 77 døgn).

Høyeste strandingssannsynlighet er i på Bjørnøya, ved høyeste rate og lengste varighet er det også stranding på sørspissen av Spitsbergen. Området er preget av svaberg- og klippekyst med isdekke i tidligste del av perioden. Det er ingen stranding på Finnmarkskysten.



Figur 60 Apollo - Minste drivtid til land for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tid i døgn). Utdrag av oljedriftsstatistikken for analyseperioden mars-juli.

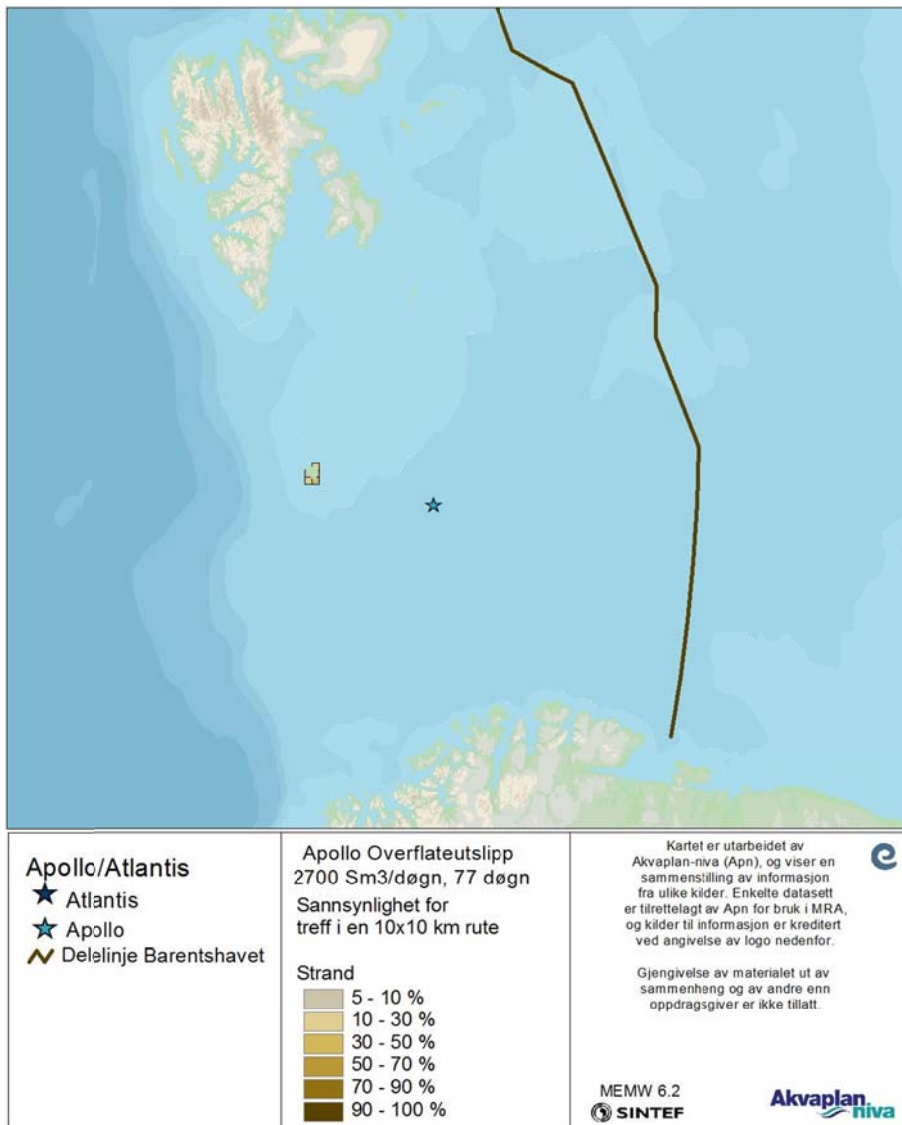


Figur 61 Apollo - Strandet mengde emulsjon for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tonn). Utdrag av oljedriftsstatistikken for analyseperioden mars-juli.

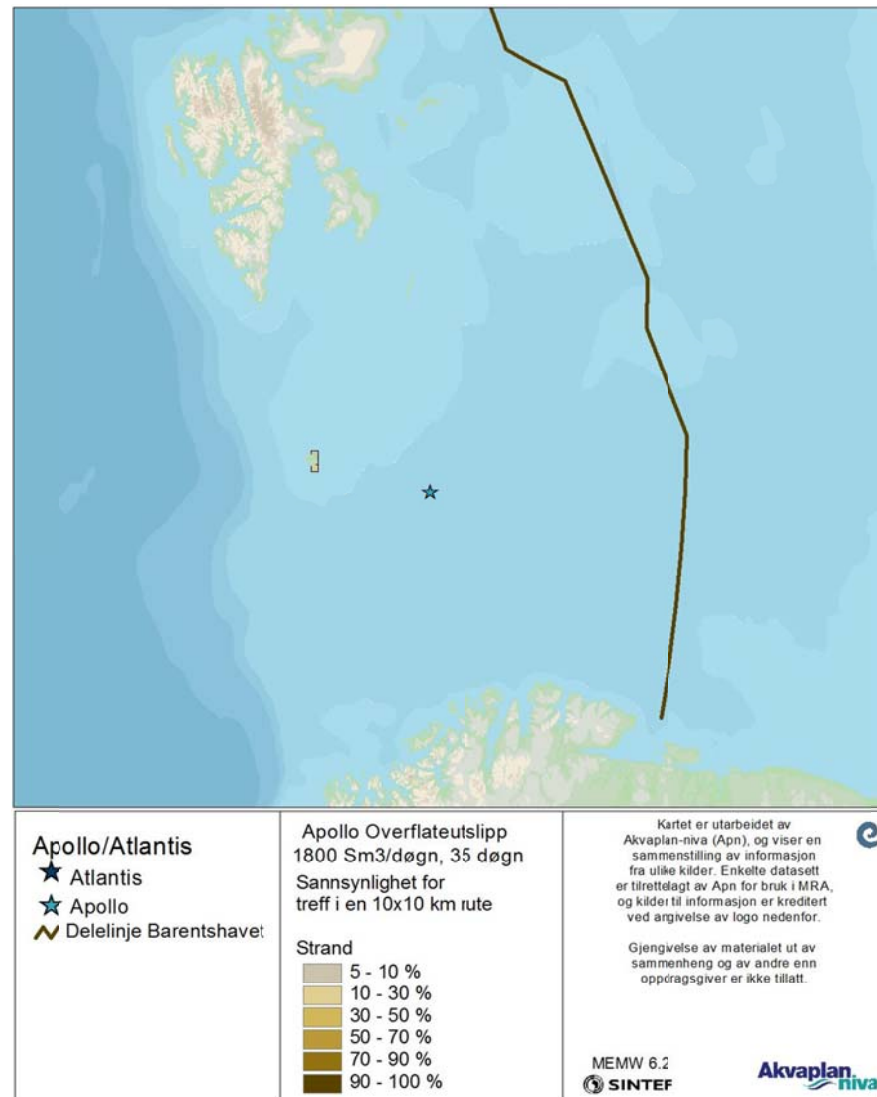


Figur 62 Apollo - Antall ruter som treffes i de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tonn). Utdrag av oljedriftsstatistikken for analyseperioden mars-juli.





Figur 63 Sannsynlighet for treff av olje på strand med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med høyeste rate og lengste varighet (Apollo).



Figur 64 Sannsynlighet for treff av olje på strand med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate over vektet og varighet nærmest vektet (Apollo).



## 7 Resultater av analyse av miljørisiko

### 7.1 Trinn 1 miljørisikoanalyse av fisk

#### 7.1.1 Atlantis

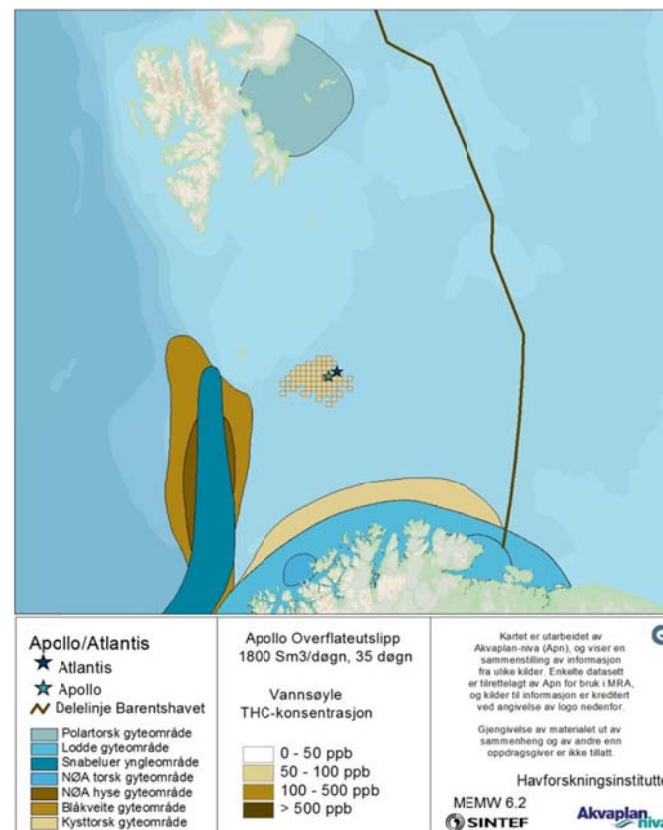
For Atlantis er ratene så lave at ingen av scenariene gir gjennomsnittlig THC-konsentrasjon som overstiger 50 ppb i noen ruter.

#### 7.1.2 Apollo

Det er foretatt en overlappsanalyse mellom arter med gytetid som sammenfaller med boreperioden eller analyseperioden (ved langvarige utslipp mot slutten av boreperioden, og området der konsentrasjonen av olje i vannsøylen overstiger en terskelverdi for skade, ved bruk av deler av Trinn 1 miljørisikoanalyse for fisk (OLF, 2007). Til denne overlappsanalysen er det benyttet oljedriftstatistikken fra en overflateutblåsning med raten nærmest vektet rate og varighet nærmest vektet varighet (1800 Sm<sup>3</sup>/døgn og 35 dagers varighet) for Apollo-brønnen. Denne statistikken forventes å være den enkeltkombinasjonen av rate og varigheter som best representerer et mål for totalbildet. I underlagsrapport for Forvaltningsplanen for Lofoten og Vesterålen, konsekvenser av akuttutslipp for fisk (Brude *et al.*, 2010) foreslås en grenseverdi på 375 ppb THC for Balder råolje for effekter på sårbare livsstadier av fisk, relatert til PAH-innholdet og en grenseverdi for PAH på 2,5 ppb. Da det ikke er foretatt noen vurdering av PAH-innhold og tilsvarende avledet grenseverdi for Realgrunnen råolje, er den tidligere foreslåtte grenseverdien på 50 ppb konservativt benyttet i foreliggende analyse.

Figur 65 viser området der THC-konsentrasjonen overstiger 50, 100 og 500 ppb for overflateutslipp sammen med datasett over gyteområdene (oppdatert etter HI i 2013) for arter som har gyteområder i Barentshavet. Resultatet viser at det ikke er overlapp mellom gjennomsnittlig THC-konsentrasjon >50 ppb og gytetfelt for noen av artene i perioden.

Basert på at det er minimalt overlapp med gytetfelt for disse artene ansees miljørisikoen for fiskeressurser fra Apollo og Atlantis å være minimal ift. fiskeressurser.



Figur 65 Gyteområder for fiskeressurser samt THC- for overflateutslipp med rate nærmest over vektet rate og varighet 35 døgn for polartorsk, lodde, snabeluer, NØA torsk, NØA hyse, blåkveite og kysttorsk (HI, 2013).

## 7.2 Skadebasert miljørisikoanalyse

Det er beregnet bestandstap og miljørisiko for samtlige arter i SEAPOPs database for alle rater og varigheter ved en optimalisert beregningsrutine som gjør manuelle vurderinger av overlappende ressurser overflødig.

Teoretisk kan kun Verdsatte Økologiske Komponenter (VØK'er) som har minimum 1 % av bestanden innenfor området som er berørt av oljemengder > 1 tonn i en 10x10 km rute gi utslag i en miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

For sjøfugl i åpent hav er det ulike datasett for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Disse regnes som regionale bestander. Datasettene for kystbundne ressurser er nasjonale bestander. Datasettene kystnært benytter også funksjonsområder for en del arter i en del måneder (sommerhalvåret). Det er også ulik bruk av bestander som reflekterer forskjellen i tilstedeværelse sommerstid og vinterstid. Bruk av akseptkriteriene i nåværende MIRA-modell tar ikke hensyn til dette, og miljørisiko for kystbundne ressurser vil dermed kunne bli både lavere og høyere enn for ressurser i åpent hav under ellers like forhold. I analysen er det benyttet oppdaterte datasett fra 2013 for sjøfugl, disse har til dels betydelige endringer i bestandsestimater for ulike arter ift. datasettet fra 2011.

Datasett over kystnær tilstedeværelse er tilrettelagt av NINA (SEAPOP 2013) med buffersoner. Tilretteleggingen tar hensyn til at sjøfugl har næringssøk opptil 100 km ut fra kolonien (f.eks. alkefugl), men medfører også at summen av bestandsandeler i rutene overstiger 100 % for artene i hekkesesongen, dette kan gi til dels sterkt overestimert miljørisiko sommerstid. MIRA-analysen er derfor gjennomført ved bruk av datasett kystnært både med og uten buffer.

Det er gjennomført full skadebasert miljørisikoanalyse for havert og steinkobbe langs norskekysten ved bruk av MIRA-metoden. For hvalene, samt selene i isen, der det foreligger tillatelse fra HI til å benytte datasettene som Akvaplan-niva tilrettela i samarbeid med HI for DN (sammenfattet i Spikkerud *et al*, 2013) er det foretatt en GIS-basert overlappsanalyse med de viktige områdene, samt en vurdering av om det er registrert observasjoner av arten på Svalbardkartet innen influensområdet. For oter finnes det som nevnt ikke datasett tilgjengelig.

Miljørisiko er systematisk analysert for alle arter i SEAPOP database (vedlegg 3, kapittel 10). Arter som er listet men som ikke fremkommer med utslag i figurene under, har gitt meget lave utslag i miljørisikoanalysen. Hovedresultater er omtalt i analysen, mens resultatet fra enkeltarter ved bruk av nye datasett (2013) er tilgjengelig i

<http://www.senseweb.no/content/160/Apollo-og-Atlantis>

Analysen er foretatt enkeltvis for alle kombinasjoner av rater og varigheter, for å kunne ha mulighet til å gå tilbake og se risikobidragene fra de enkelte hendelsesscenariene. Figurene viser evt. utslag i miljørisiko.

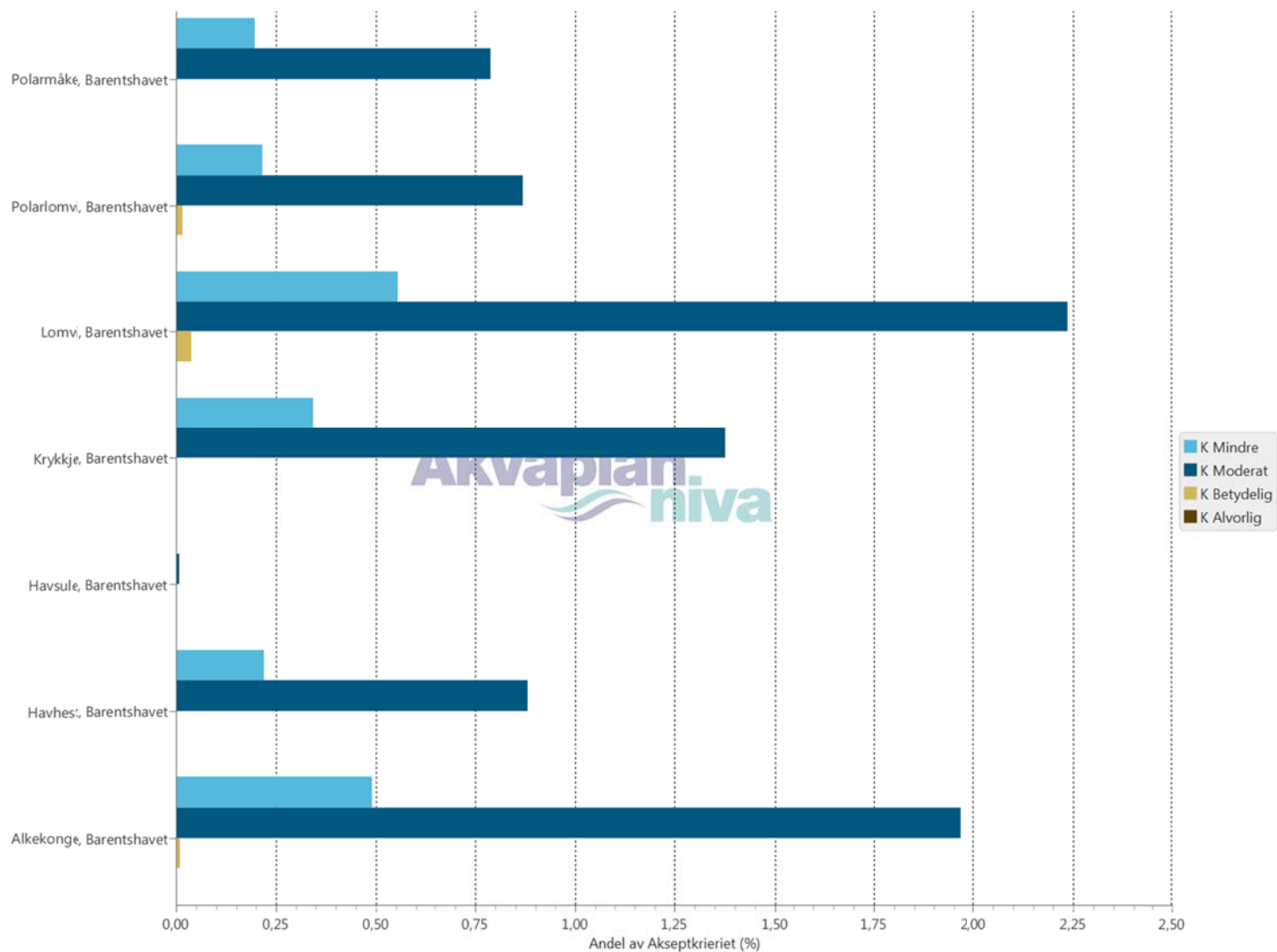
Kapittel 8 viser miljørisiko måned for måned (se månedsvise resultater, avsnitt 8.2 og 8.4), mens resultatene i dette kapittelet er gjennomsnittsverdier for analyseperioden. Det er kun meget små utslag i Norskehavet.

For datasett kystnært med funksjonsområder (kystnært sommerstid) finner vi til dels store forskjeller mellom datasett med og uten funksjonsområder.

### 7.2.1 Atlantis

For denne brønnen er miljørisiko meget lav. Maksimalt utslag finner vi i åpent hav for lomvi (Barentshavsbestanden) med maksimalt 2,25 % av akseptkriteriet for skadekategori Moderat. Det er også små utslag i miljørisiko for artene polarmåke, polarlomvi, krykkje, havsule, havhest og alkekonge (alle i Barentshavet). Resultatene for disse artene vises i Figur 66.





Figur 66 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (alle utslag, februar-juni) (2013-data) (Atlantis).

## 7.2.2 Apollo

### 7.2.2.1 Sjøfugl

I analyseperioden mars-juli er miljørisiko i åpent hav høyest for alkekonge i Barentshavet, med om lag 9,5 % av akseptkriteriet i skadekategori Moderat, i overkant av 2 % i skadekategori Mindre, 0,75 % i kategori Betydelig og 1 % av akseptkriteriet i skadekategori Alvorlig. Dernest følger lomvi, polarmåke, krykkje, og havhest i Barentshavet, alle med lavere enn 7 % av akseptkriteriet i noen skadekategori.

Kystnært er miljørisiko høyere. Det er relativt få arter som gir utslag i dette havområdet. Perioden omfatter hekkesesongen for disse artene, og datasettene for hekkesesongen er tilrettelagt med buffersoner og bestandsandeler i rutene som oppsummert overstiger det totale bestandsestimatet med flere ganger (eksempelvis er summen av bestandsandeler av lomvi rundt Bjørnøya i april 12,9 ganger den totale nasjonale bestanden). Høyeste utslaget med buffersone er for lomvi, med i underkant av 40 % av Statoils akseptkriterium i kategori Alvorlig. Ved analyse av datasettene uten buffersone er miljørisiko for lomvi redusert til 0,25 % av akseptkriteriet i samme kategori. Kystnært er det lomvi, polarlomvi, krykkje, havhest og polarmåke som gir høyeste utslag i miljørisikoanalysen, lavere utslag (<0,16 % av akseptkriteriet) finnes for lunde, alke, alkekongehavsule, sabinemåke, storjo, rødnebbterne og hvitkinngås. Uten buffersoner sees utslag for lomvi, polarlomvi, polarmåke, krykkje, havhest samt en meget lite utslag for for hvitkinngås.

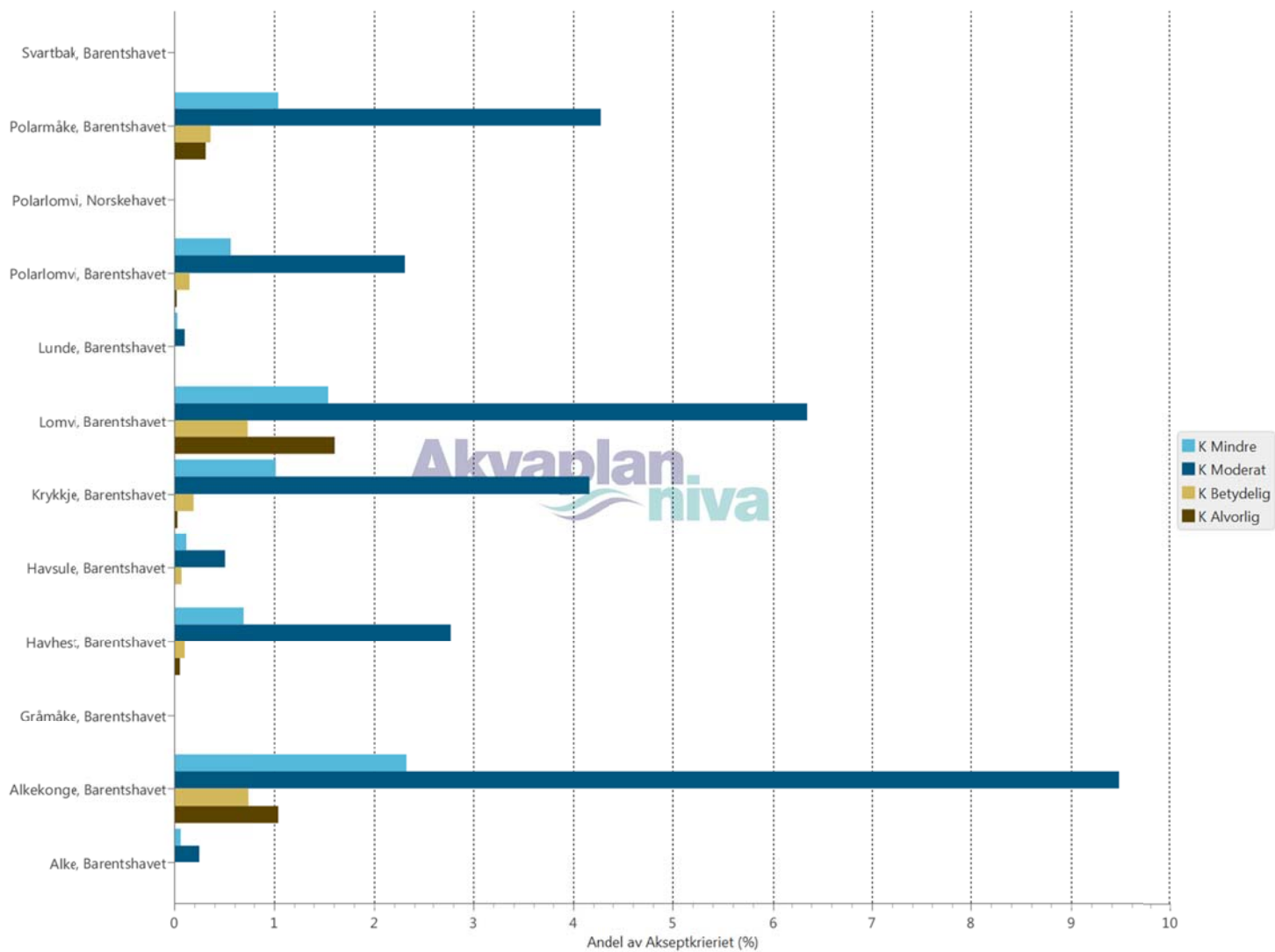
Resultatene viser at vinterstid er sjøfugl i åpent hav mest utsatt nær kilden, men at også sjøfugl i næringssøk ut fra hekkekoloniene i Barentshavet (Bjørnøya) vil bli berørt av et eventuelt utslipp i vår/sommer sesongen.

### 7.2.2.2 Miljørisiko dersom tettheten av sjøfugl er høyere

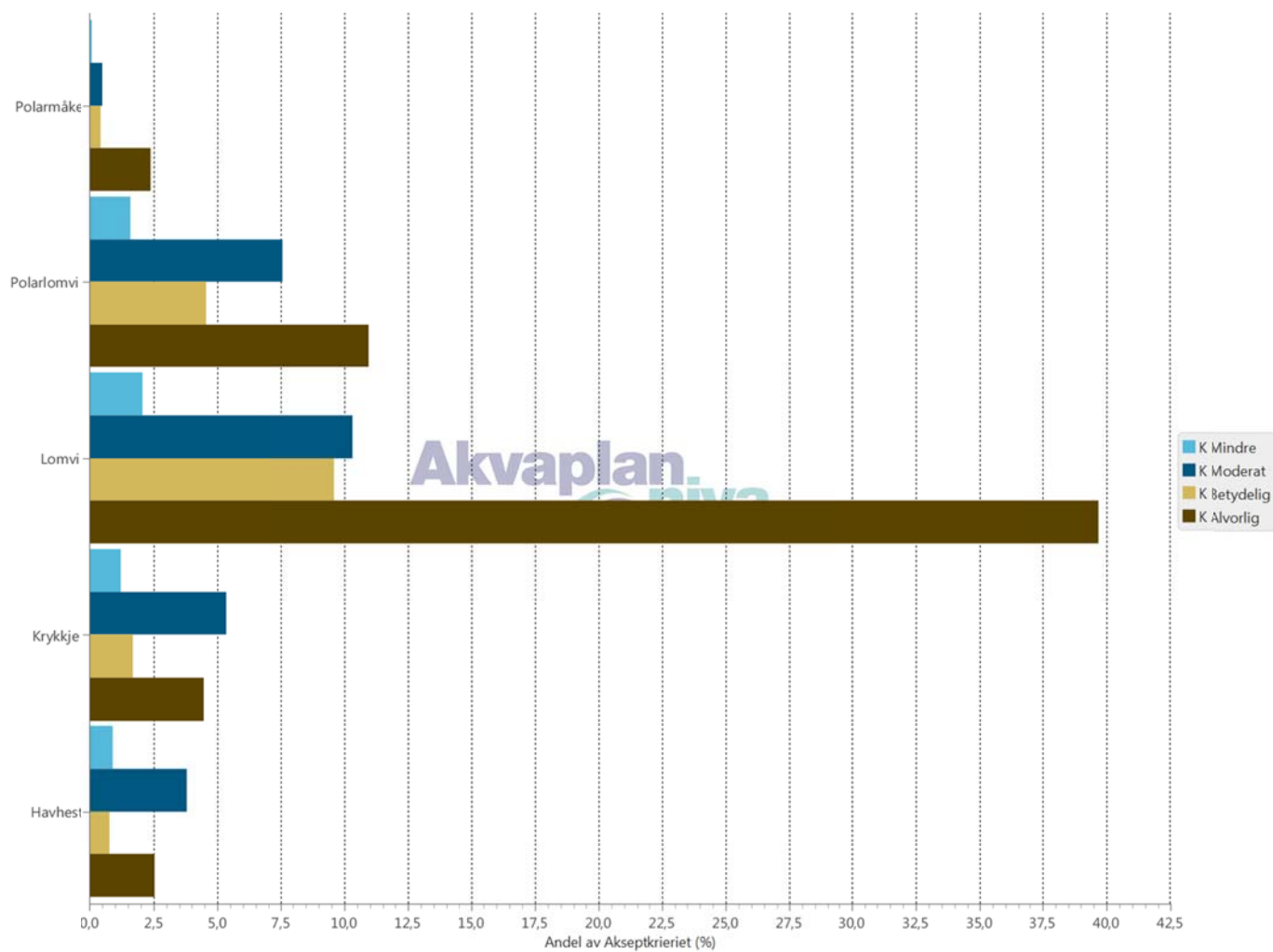
Tettheten av sjøfugl i åpent hav varierer med tilgangen til næring, som igjen varierer med produksjonen. Ved tilretteleggingen av datasettene i åpent hav (SEAPOP 2013) er det benyttet modellering av forventet sjøfugltetthet basert på kunnskap om oseanografiske forhold og artenes foretrukne habitater og næringsvalg.

Fra dag til dag kan den faktiske tettheten av sjøfugl i et område variere mye. For å fange opp sensitiviteten av en MIRA analyse som baserer seg på bruk av datasett fremkommet ved modellering, har Statoil ønsket å foreta en sensitivitetsanalyse der datasettene over sjøfugl i åpent hav ble tilrettelagt med doble bestandsandeler i rutene. Dette ble gjennomført for Barentshavsbestandene.

Resultatet av sensitivitetsanalysen kan sees i Figur 71. For skadekategori Moderat skjer det stort sett en dobling av miljørisiko ift. akseptkriterium, mens det for det to alvorligste kategoriene utløses høyere enn 2x utslag ved en dobling av bestandsestimatet i rutene. Dette antas å skyldes fordelingen mellom kategoriene ved skadenøkkelen i MIRA. Høyeste utslag er for alkekonge, med 12 % av akseptkriteriet i skadekategori Moderat. De fleste artene har også utslag i de to alvorligste kategoriene, høyeste er alkekonge med i overkant av 3 % av akseptkriteriet i kategori Betydelig. Høyeste utslag i kategori Alvorlig er for lomvi med ca. 1,75 % av akseptkriteriet.

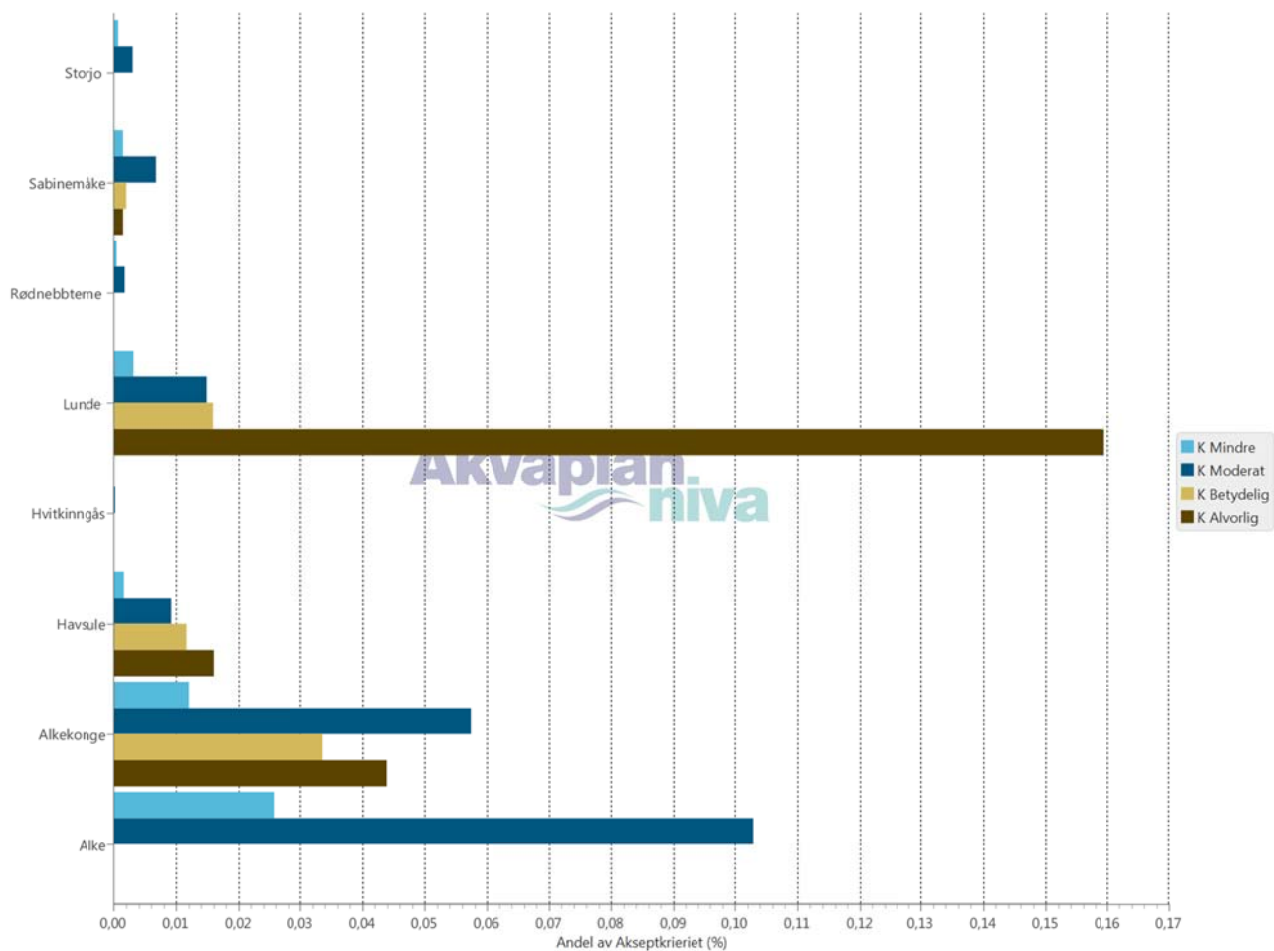


Figur 67 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (alle utslag, mars-juli) (2013-data) (Apollo).

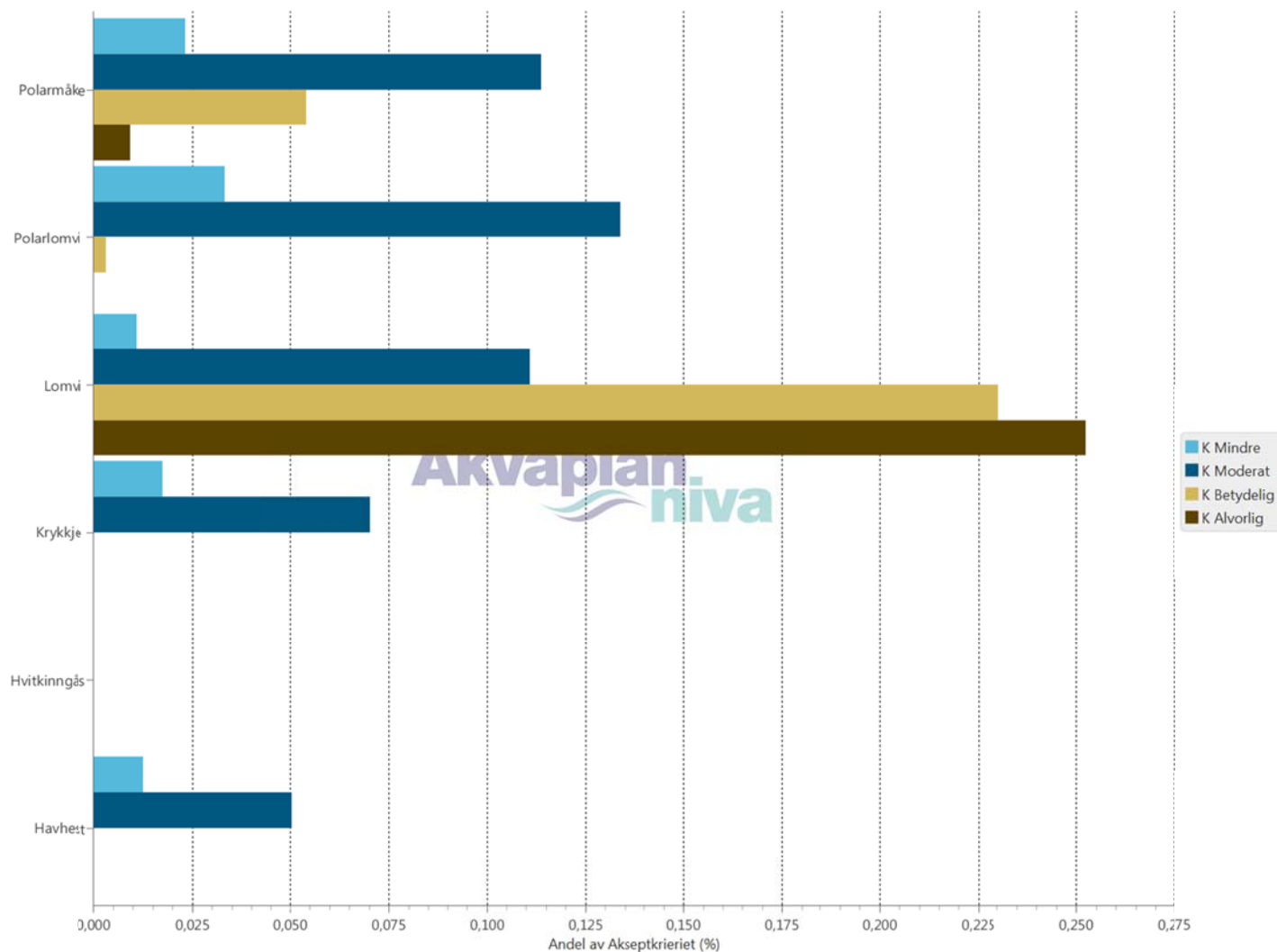


Figur 68 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært (høyeste utslag, mars-juli) (2013-data) (Apollo).

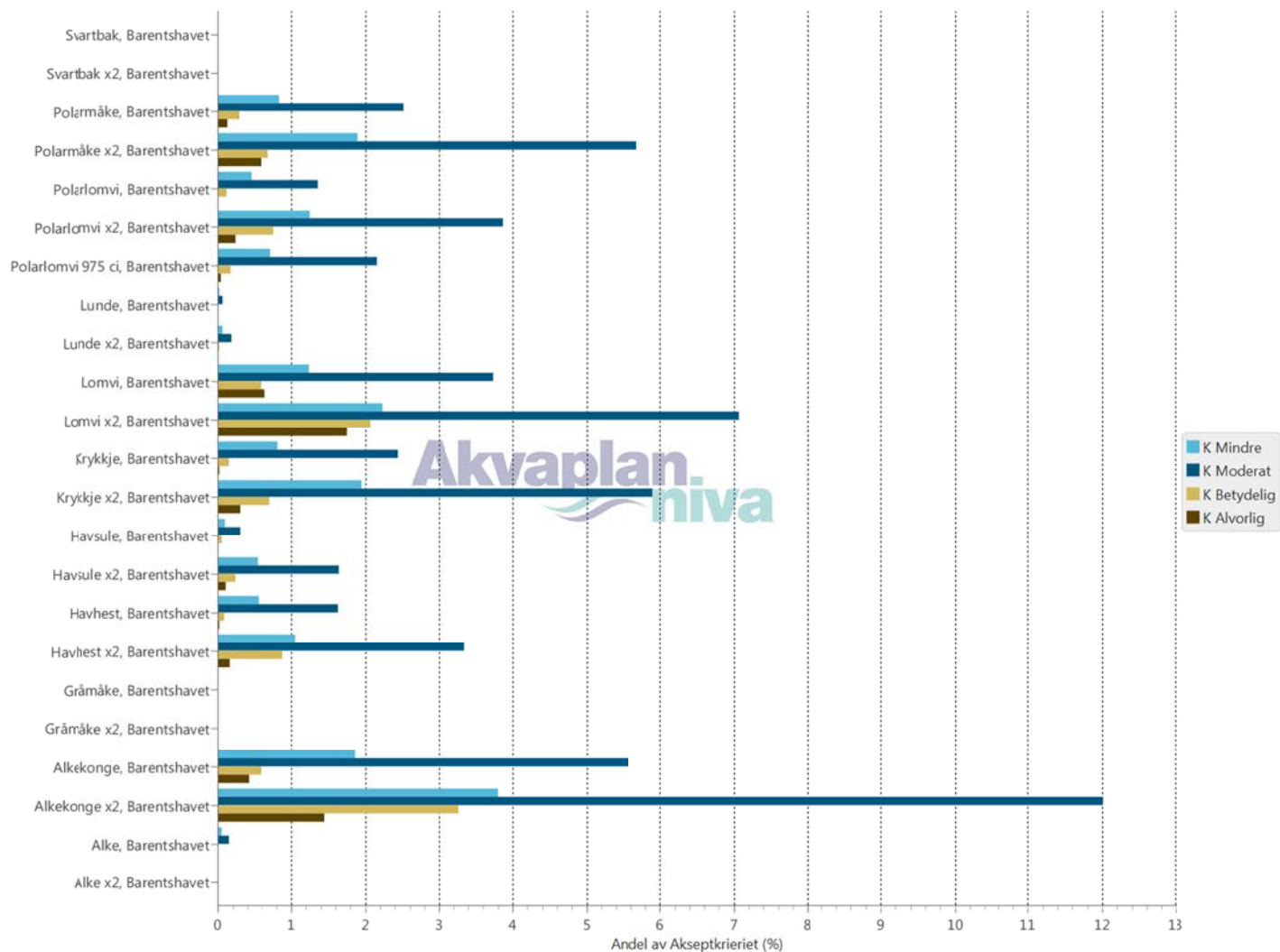




Figur 69 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært (laveste utslag, mars-juli) (2013-data) (Apollo).



Figur 70 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært som ga høyeste utslag (mars-juli, 2013 data uten buffersoner).



Figur 71 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i Barentshavet med tilrettelegging av datasettene med 2x bestandsandeler i hver rute (sensitivitetsanalyse for miljørisikonivå i åpent hav) (mars-juli, 2013 data).

### 7.2.2.3 Miljørisiko for kystsel på norskekysten

Det er gjennomført kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden for steinkobbe og havert kystnært på fastlandet. Disse er de marine pattedyrartene som det foreligger datasett egnet for skadebasert MIRA-analyse. Hverken havert eller steinkobbe langs Finnmarkskysten treffes av olje i noen simulering.

For de øvrige selartene, se avsnitt 7.3 som omfatter en kvalitativ overlappsanalyse eller vurdering for isbjørn, grønlandssel, storkobbe.

### 7.2.3 Miljørisiko for strandressurser

Det er ingen treffsannsynlighet i oljedriftsresultatene for den delen av kysten (norskekysten) som omfattes av datasettet over kysttyper. Det er derfor ikke foretatt skadebasert miljørisikoanalyse for kysten. Influensområdet omfatter kysten av Bjørnøya. Strandtypen her er bratt klippekyst med rasurer og blokkstrender. Området kan være dekket av is i boreperioden (særlig begynnelsen t.o.m. april, og dette kan forhindre olje å trenge helt til kysten).

## 7.3 Kvalitative overlappsanalyser

For følgende arter foreligger ikke datasett egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse. Det er derfor foretatt en kvalitativ/semikvantifisert vurdering av mulighetene for overlapp mellom influensområdet (representert ved raten over vektet og varighet over vektet) og viktige områder for enkelte arter (for arter der tillatelse til bruk av datasettet er gitt av HI), for de øvrige er det gitt en ren kvalitativ vurdering av om arten er observert innenfor influensområdet.

### 7.3.1 Marine pattedyr

#### 7.3.1.1 Isbjørn

Isbjørnen benytter iskant og områder med noe tettere isdekke i næringsøk. I februar, mars og april er iskanten lengst sør, og overlapper noe med influensområdet i sørkanten øst for Bjørnøya. Hovedutbredelsen av isbjørn er imidlertid lenger nord på Svalbard. Det kan dermed forventes at enkeltindivider av isbjørn som befinner seg langs denne delen av iskanten vil kunne komme i

berøring med oljen i boreperioden, men det forventes ikke populasjonsmessig konfliktpotensial.

#### 7.3.1.2 Grønlandssel

Grønlandssel som trekker nordvestover fra kaste- og hårfellingsområdene i Østisen er observert å trekke gjennom influensområdet, og det er overlapp mellom det viktige området identifisert av HI og influensområdet. Grønlandssel kan komme i konflikt med influensområdet i april og mai.

#### 7.3.1.3 Storkobbe

Observasjoner registrert på Svalbardkartet overlapper ikke med influensområdet. Arten kan regnes å i mindre grad kunne komme i konflikt med olje da den også er solitær med unntak av i hårfelling (juni). Kastingen foregår på isen fra april, isen er på dette tidspunktet lenger nord enn influensområdet. Det forventes dermed kun mindre konfliktpotensial med storkobbe.

#### 7.3.1.4 Hvalross

Liggeplassene for hvalross registrert på Svalbardkartet overlapper ikke med influensområdet. Arten bruker iskanten aktivt og kan komme i konflikt med olje som driver inn i isfylte farvann når hvalrossen er i næringsøk. Dette har størst konfliktpotensiale i februar-april når iskanten er lengst sør.

#### 7.3.1.5 Bardehvaler

I perioden mai-juli er området rundt Bjørnøya identifisert av HI som viktig for knølhval og vågehval, og det er en relativt høy tetthet av observasjoner av disse to artene i influensområdet i Svalbardkartet. De viktige områdene samt observasjonsdata området ligger i en del av influensområdet med høyere treffsannsynlighet, og knølhval og vågehval er observert i store deler av influensområdet, Knølhvalen beiter i overflaten (dykker grunt) og kan derfor komme i konflikt med et oljeutslipp. Vågehvalen opptrer enkeltvis, mens knølhvalen opptrer i grupper, og vil dermed kunne forventes å ha større sårbarhet



tallmessig om de kommer i kontakt med olje, men det forventes ikke populasjonsmessig konfliktpotensial.

Det viktige området for finnhva som er identifisert av HI ligger vest for Bjørnøya og har mindre overlapp med influensområdet. På Svalbardkartet er arten imidlertid observert også i området rundt borelokasjonen, og den opptrer i mindre grupper. Det forventes likevel mindre konfliktpotensial enn for knølhval da den går dypt ved eggakanten.

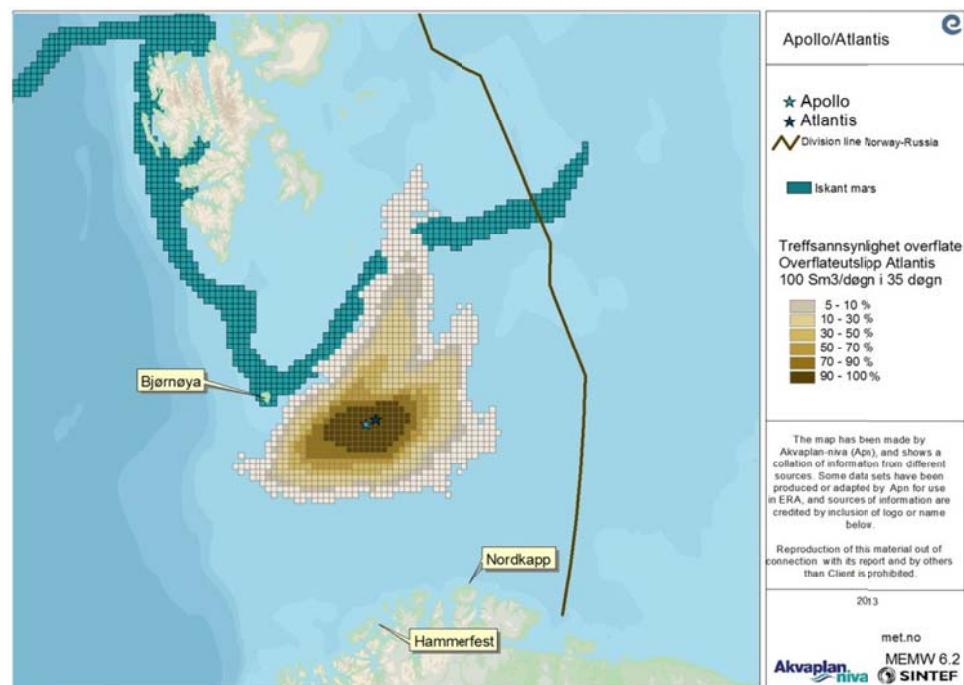
### 7.3.1.6 Tannhvaler

Det viktige området for nebbhval i mai-juli ved kontinentalsokkelen vest for Bjørnøya er identifisert av HI, dette overlapper delvis med influensområdet (>5-30 %). På Svalbardkartet er det registrert få observasjoner av arten, noe lenger vest av Bjørnøya. I de vestre delene av influensområdet, vest for Bjørnøya kan det forventes at eventuelle nebbhval som oppholder seg i området kan komme i konflikt med et eventuelt oljeutslipp når de kommer til overflaten, men det forventes ikke populasjonsmessig konfliktpotensial.

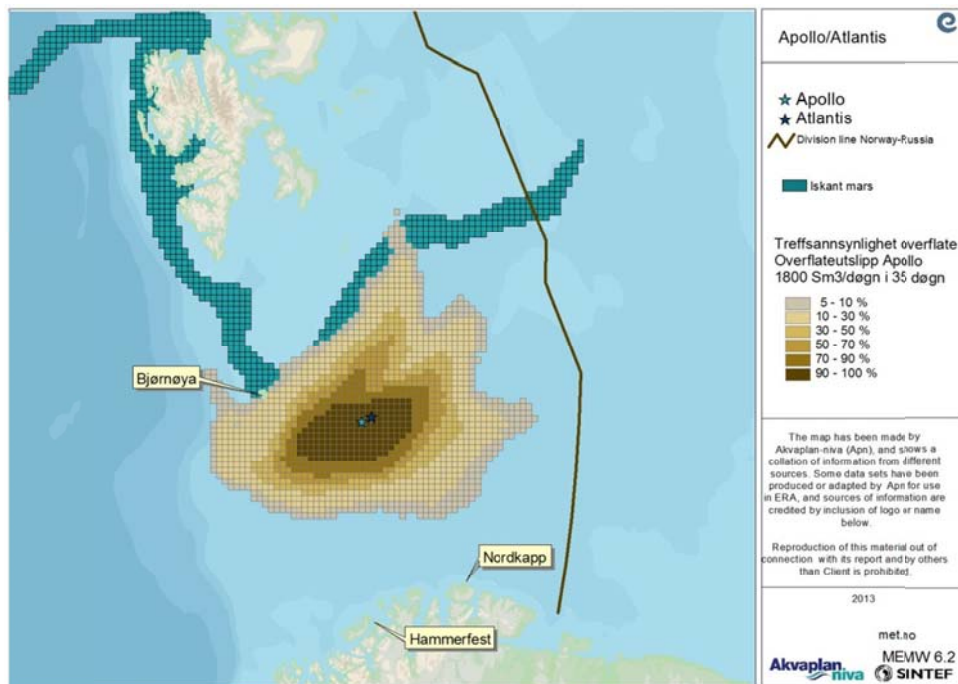
### 7.3.2 Iskant

Iskanten (definert som området med 10-30 % isdekke) har den nærmeste utbredelsen ift aktiviteten i mars måned (Figur 72). I mars er det noe overlapp mellom influensområdene til både Atlantis (bores først) og Apollo. Utslippsmengdene fra Atlantis er meget små, og mengdene oljeemulsjon som kan treffe områder med isdekke forventes å være meget små. For Apollo er utslippsmengdene og dermed oljemengdene i rutene høyere. Et overflateutslipp fra Apollo med midlere rate og varighet vil ha en noe høyere overlapp med iskanten selv om den bores noe senere (Figur 73). Isdekket vil variere fra år til år, datasettet over iskantens plassering er derfor et statistisk bilde. Det er senere på våren/sommeren, fra mai og utover, at iskanten har sin største betydning som høyproduktivt område som er viktig for næringssøket til mange arter. Av disse, migrerer en del til området og er kun til stede fra mai. På dette tidspunktet er iskanten nord for influensområdet (Figur 74).

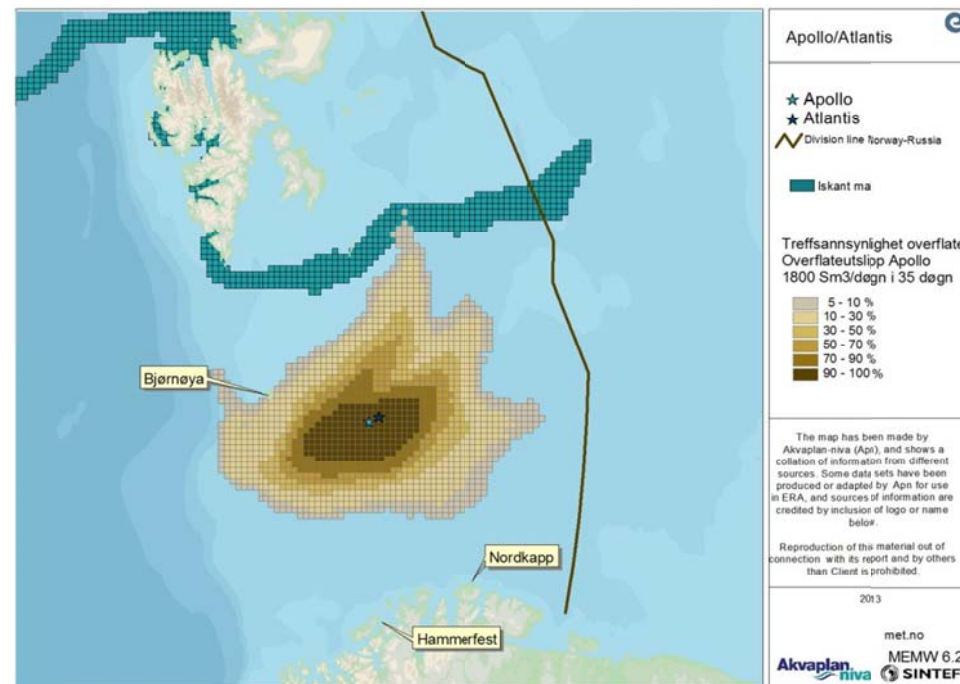
Det forventes moderat lavt konfliktpotensiale for iskanten i det største overlappet med influensområdet er sannsynlig i perioden før iskantens funksjon i økosystemet er på sitt viktigste.



Figur 72 Området med > 5 % sannsynlighet for treff av > 1 tonn olje i en 10x10 km rute (Influensområdet) til et overflate utslipp fra Atlantis med 100 Sm<sup>3</sup>/døgn i 35 døgn, vist som overlapp med iskanten i mars.



Figur 73 Området med > 5 % sannsynlighet for treff av > 1 tonn olje i en 10x10 km rute (Influensområdet) til et overflate utslipp fra Apollo med 1800 Sm<sup>3</sup>/døgn i 35 døgn, vist som overlapp med iskanten i mars.



Figur 74 Området med > 5 % sannsynlighet for treff av > 1 tonn olje i en 10x10 km rute (Influensområdet) til et overflate utslipp fra Apollo med 1800 Sm<sup>3</sup>/døgn i 35 døgn, vist som overlapp med iskanten i mai.

## 7.4 Effekt av beredskap

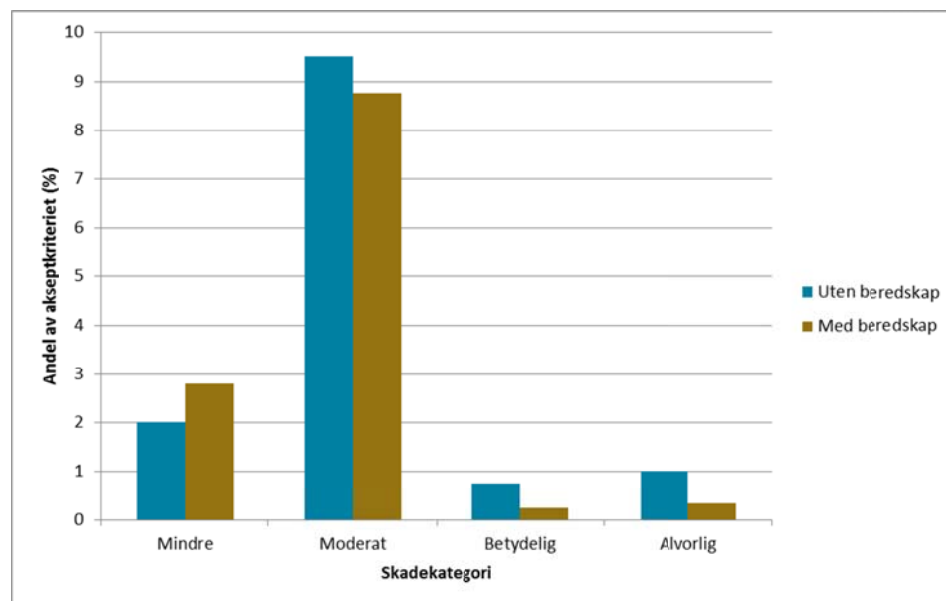
### 7.4.1 Oljemengde vs. miljøskade

Beredskapstiltak bidrar til å redusere oljemengder i miljøet, og derved konsekvenser på sårbare ressurser. På grunn av de to kategoriseringstrinnene i MIRA metodikken har det vært vanskelig å dokumentere denne reduksjonen i form av andel av akseptkriteriene over alle skadekategorier. Akvaplan-niva har imidlertid i en rekke analyser analysert endringer i frekvens av miljøskade i ulike kategorier som en funksjon av oljemengde. Oljemengden i analysegrunnlaget er relatert til utslippsratene benyttet i oljedriftsimuleringene. Miljøskade for sjøfugl og marine pattedyr er relatert til oljemengde, og en reduksjon i oljemengde på overflaten vil redusere miljøskade, uansett om reduksjonen skyldes redusert tilførsel i form av redusert utslippsrate, eller fjerning i form av mekanisk oppsamling. I MIRA-metoden er denne reduksjonen ikke linjær. Den kan føre til lavere utslag i samme kategorier men kan også føre til forskyvning av utslag i ulike konsekvenskategorier. Effekt av beredskap kan derfor ikke beregnes direkte ved å redusere miljørisiko i hver kategori tilsvarende effekten av beredskapsløsningen. For å illustrere effekt av en reduksjon av oljemengder på MIRA-metoden tas utgangspunkt i de ulike utslippsratene i samme analyse, med samme varighet. I foreliggende analyse er 35 dagers varighet benyttet. Ratene gis en standardisert hendelsesfrekvens og det beregnes en standardisert frekvens av miljøskade for hver utslippsrate for overflateutslipp. Effekt av beredskap på miljørisiko

Statoil har oppgitt at de planlegger en beredskapsløsning med mekanisk oppsamling som i vårsesongen for Apollo medfører en reduksjon av oljemengde utover utslippspunktets nærområde med 67 % (effekt av havgående beredskap).

Resultatene i Figur 75 viser hvordan redusert oljemengde påvirker miljøskade for den arten av sjøfugl på åpent hav som var utsatt for høyest miljørisiko (alkekonge). Sammenhengen i hver skadekategori er i benyttet til å beregne effekten av den planlagte beredskapsløsningen. Som det fremgår av figuren vil

beredskapsløsningen redusere miljøskade i samtlige skadekategorier unntatt kategori «Mindre» som øker pga. at skade forkyves fra høyere konsekvenskategorier til «Mindre». Størst reduksjon i miljørisiko oppnås i de to mest alvorlige kategoriene «Alvorlig» og «Betydelig».



Figur 75 Endring i miljørisiko i skadekategorier som et resultat av den foreslåtte beredskapsløsningen. Basert på oppgitt effekt av havgående beredskap for Apollo i vårsesongen

## 8 Sesongvariasjoner i miljørisiko

### 8.1 Metode

Det er gjennomført helårlige oljedriftsanalyser, og miljørisiko for hver måned er analysert separat som total av alle rater, og for samtlige arter. Antallet arter som gir utslag varierer mellom sesonger. Da det både modelleres langvarige hendelser og det er lange følgetider, blir det noe overlapp mellom måneder.

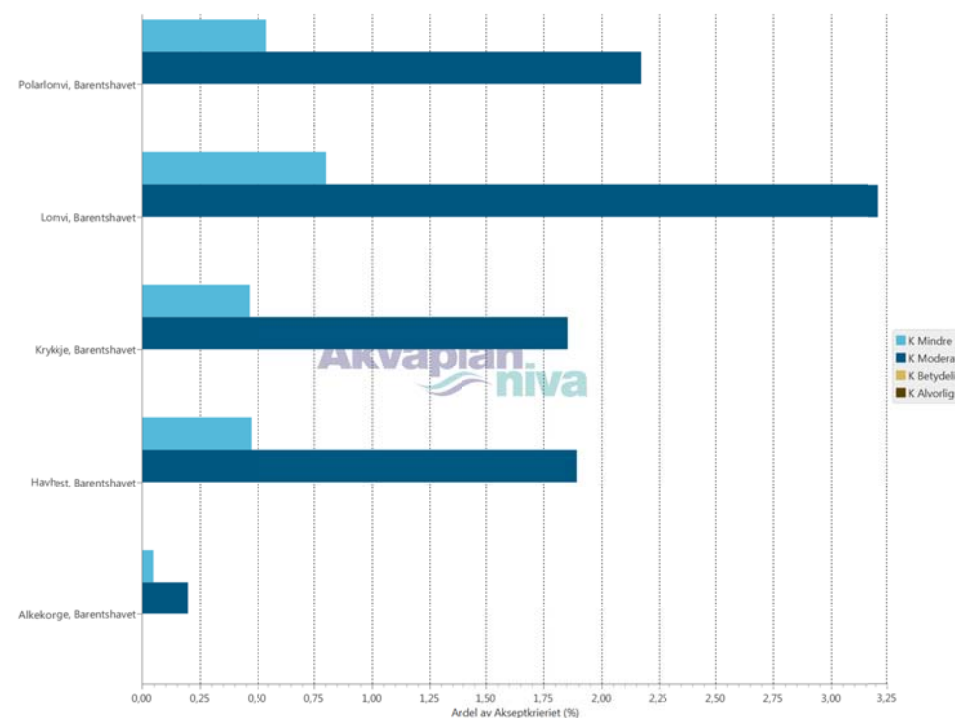
### 8.2 Variasjon i miljørisiko gjennom året – Atlantis

Letebrønn Atlantis har borestart i januar og reservoarboring i februar. Analyseperioden er februar t.o.m. juni for å ta høyde for langvarige utslipp der boring av avlastningsbrønn er nødvendig, samt følgetid for oljen. Oljedriftssimuleringene er gjennomført for hele året, og det er analysert en månedsvis miljørisiko for brønnen for å vise variasjon i miljørisiko gjennom året.

Av figurene Figur 76 t.o.m. Figur 87 sees følgende hovedtrekk i variasjon over året, vist ved arter hver måned som har utslag i noen kategori. Noen arter har så små utslag at de ikke synes i figurene, disse har meget små utslag, men er tatt med for opplystingens skyld. Det er kun artene i åpent hav som har utslag i miljørisiko, utslagene er lave. Det sees en klart lavere risiko i høstperioden august-oktober, da det kun er utslag på lunde i Barentshavet. Kystnære arter er analysert med bufferområder i datasettene sommerstid, heller ikke her er det utslag i miljørisiko sommerstid for Atlantis.

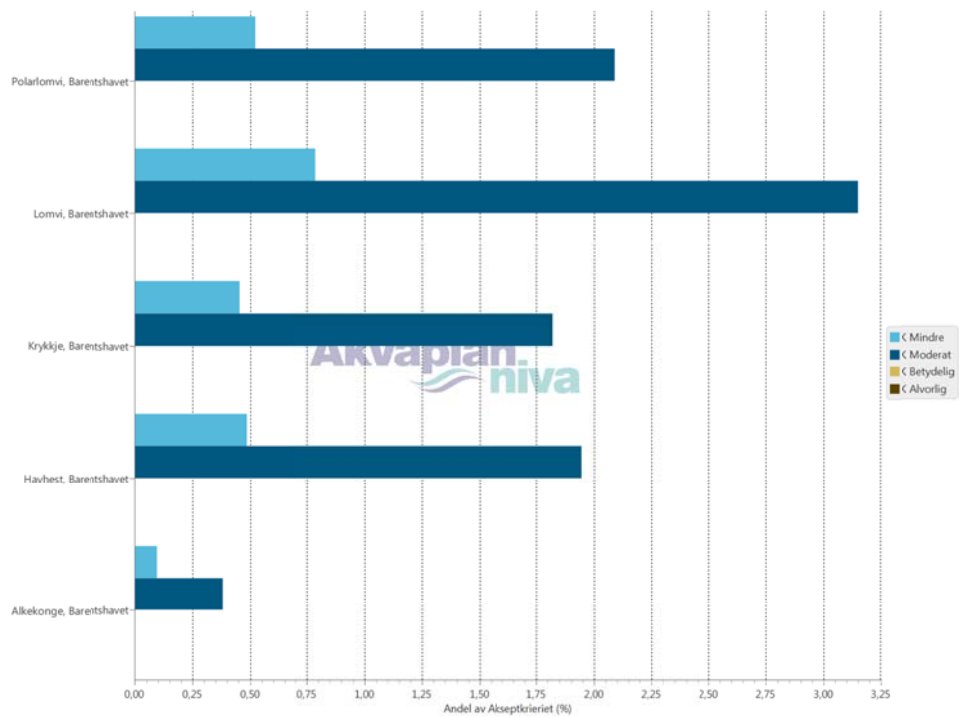
Miljørisiko for Atlantis er mindre enn 3,5 % av selskapets akseptkriterier for alle arter og alle datasett i alle enkeltmåneder. Høyeste utslag i noen enkeltmåned og datasett er for lomvi i mars med 3,5 % av akseptkriteriet i kategori Moderat i mars. Iskanten treffes med lav sannsynlighet i januar, mars og desember

### 8.3 Resultatfigurer for hver måned - Atlantis

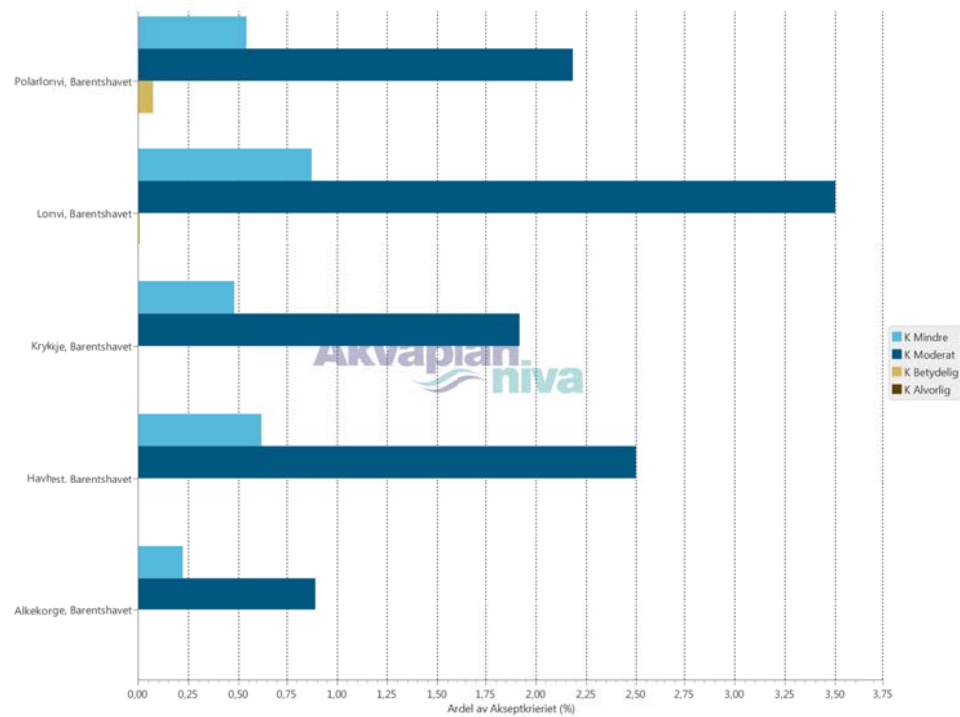


Figur 76 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i januar.

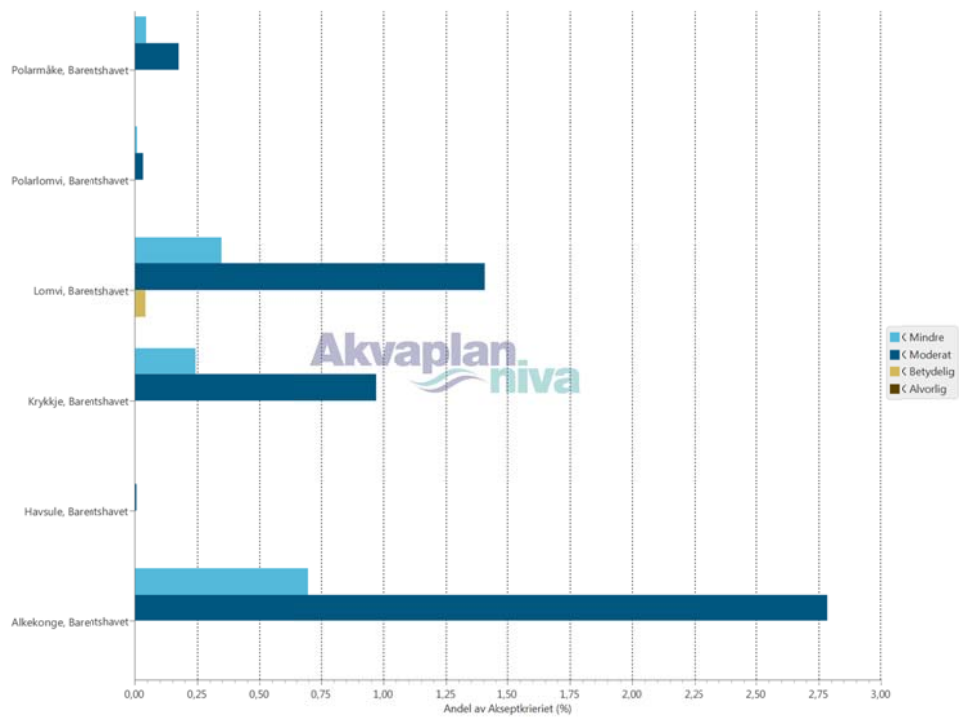




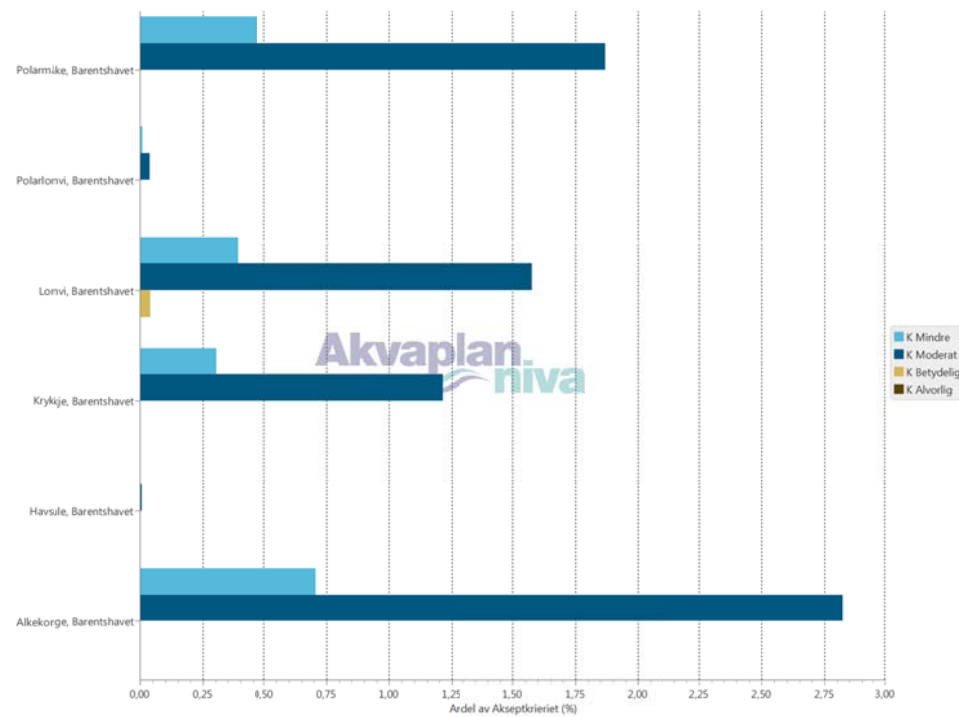
Figur 77 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i februar.



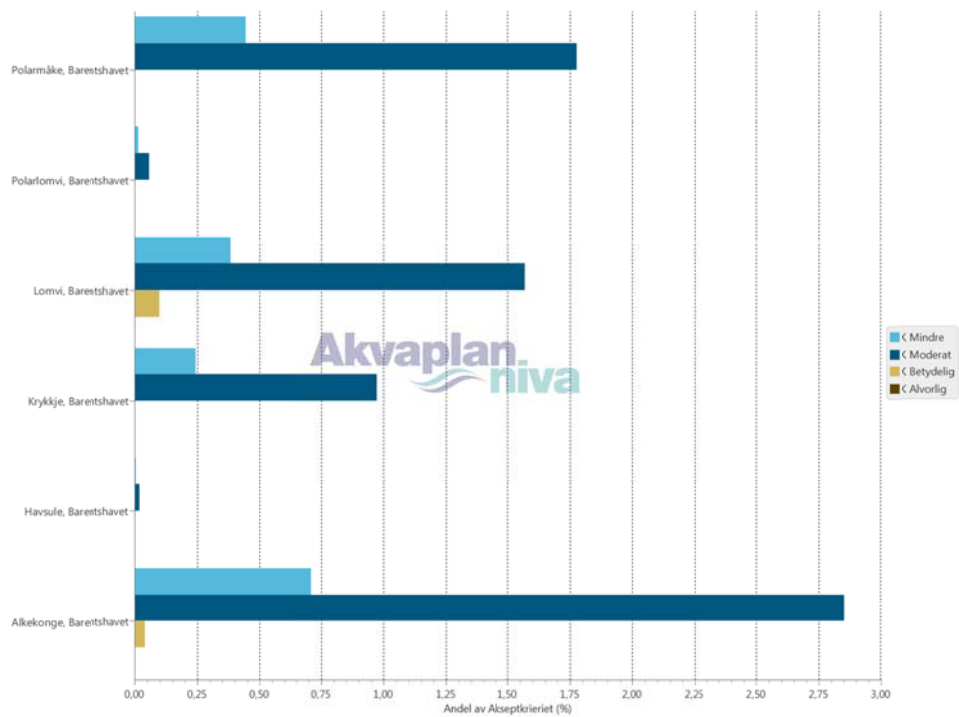
Figur 78 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i mars.



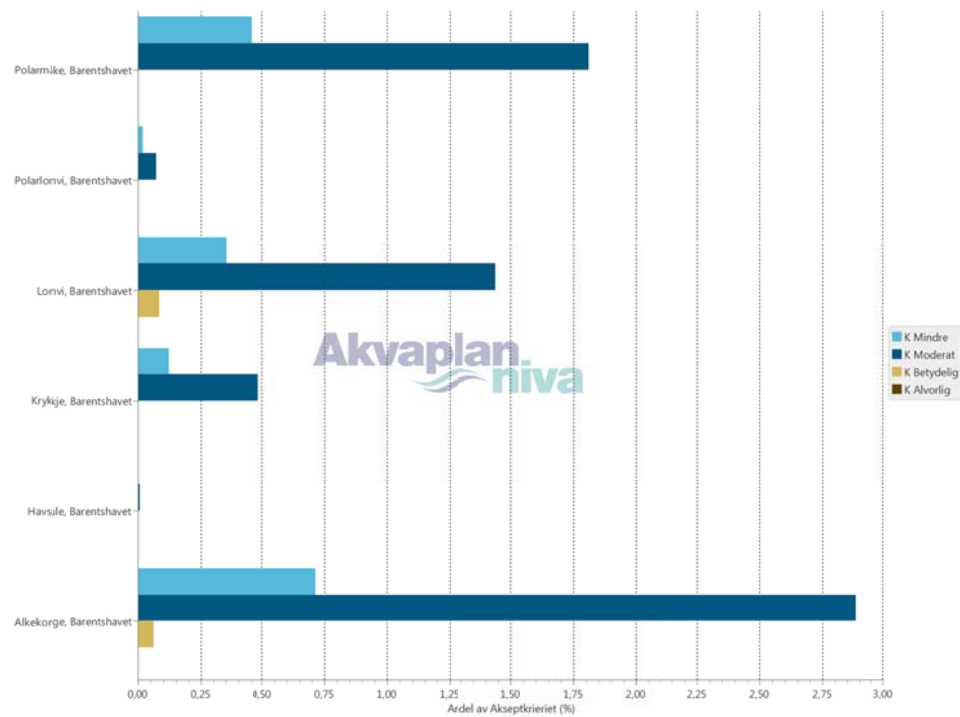
Figur 79 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i april.



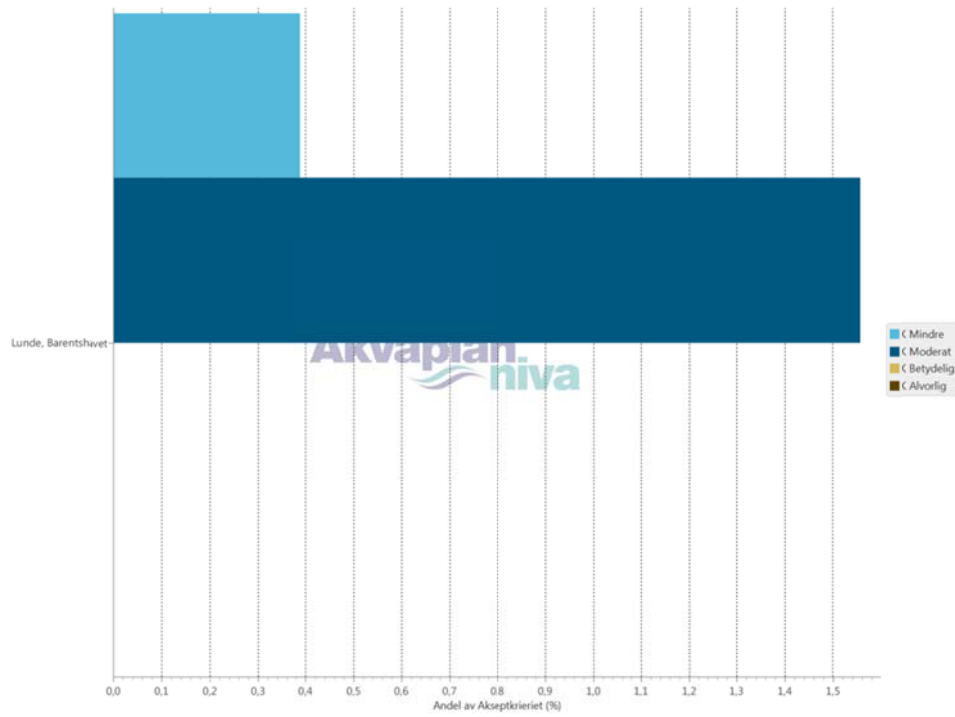
Figur 80 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i mai.



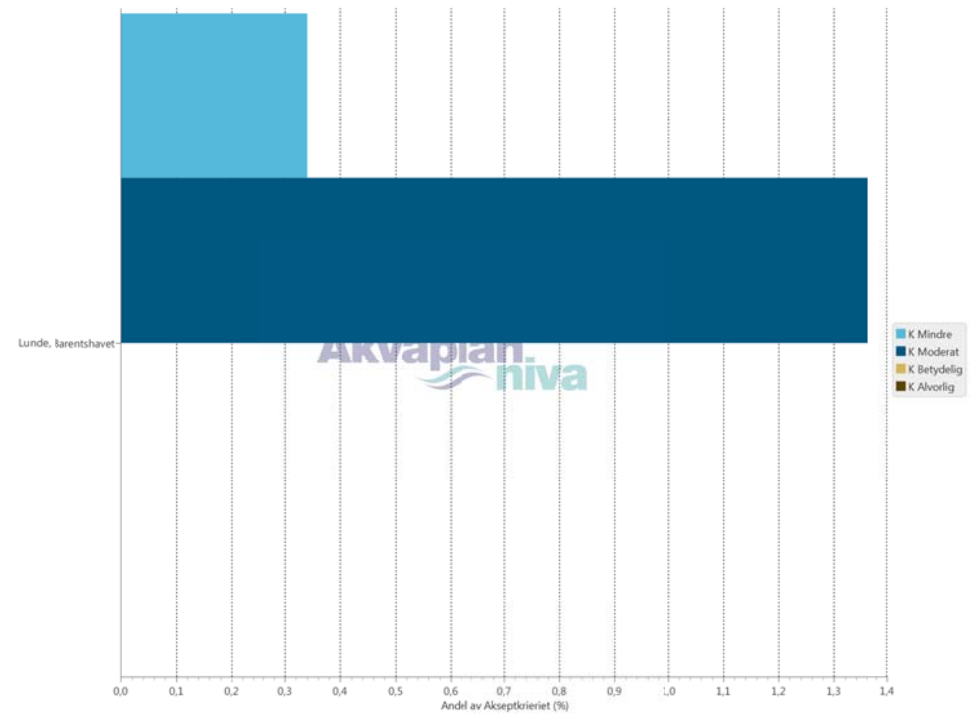
Figur 81 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i juni.



Figur 82 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i juli.

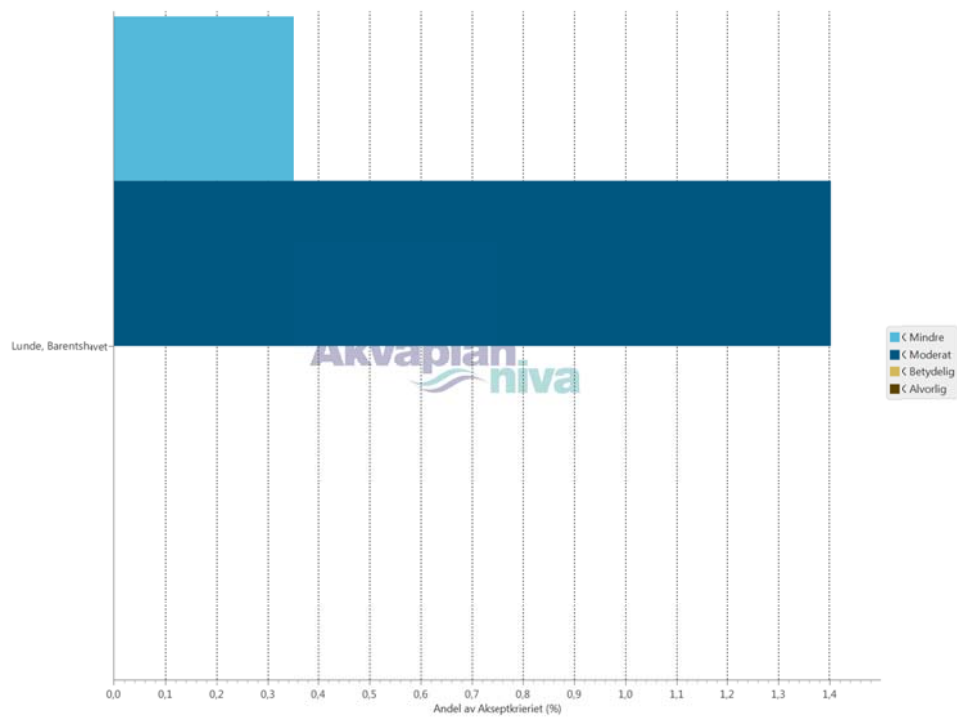


Figur 83 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i august.

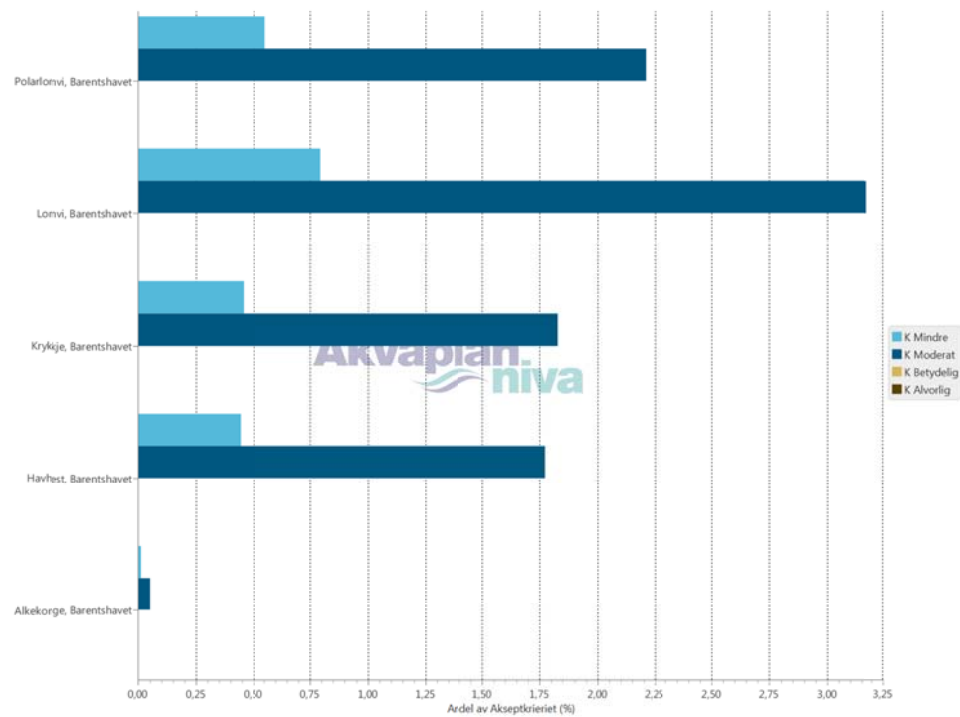


Figur 84 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i september.

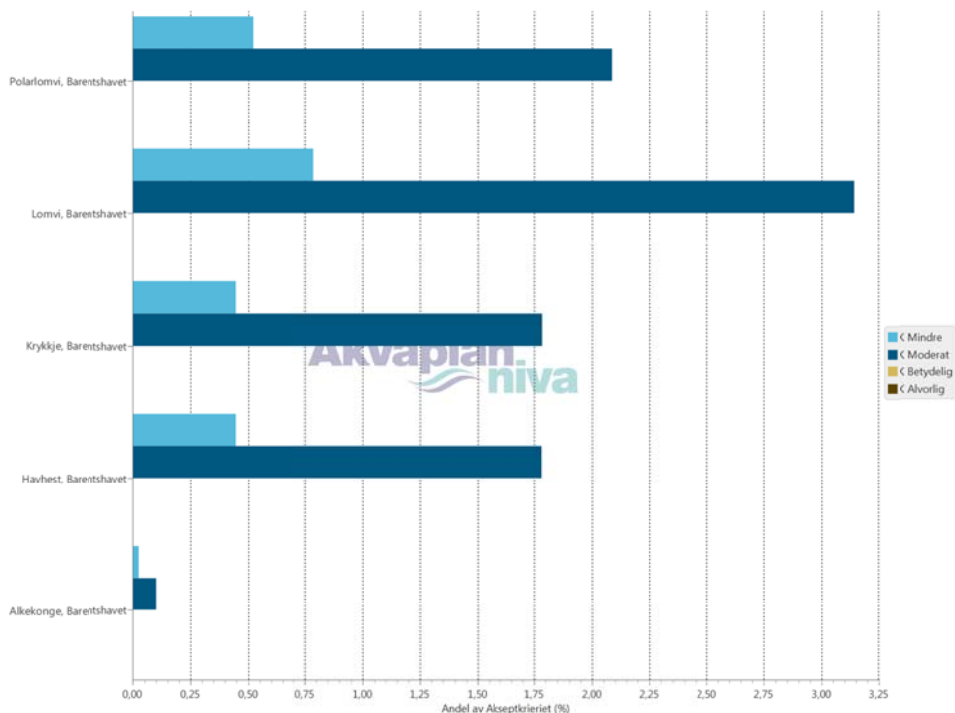




Figur 85 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i oktober.



Figur 86 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i november.



Figur 87 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i desember.

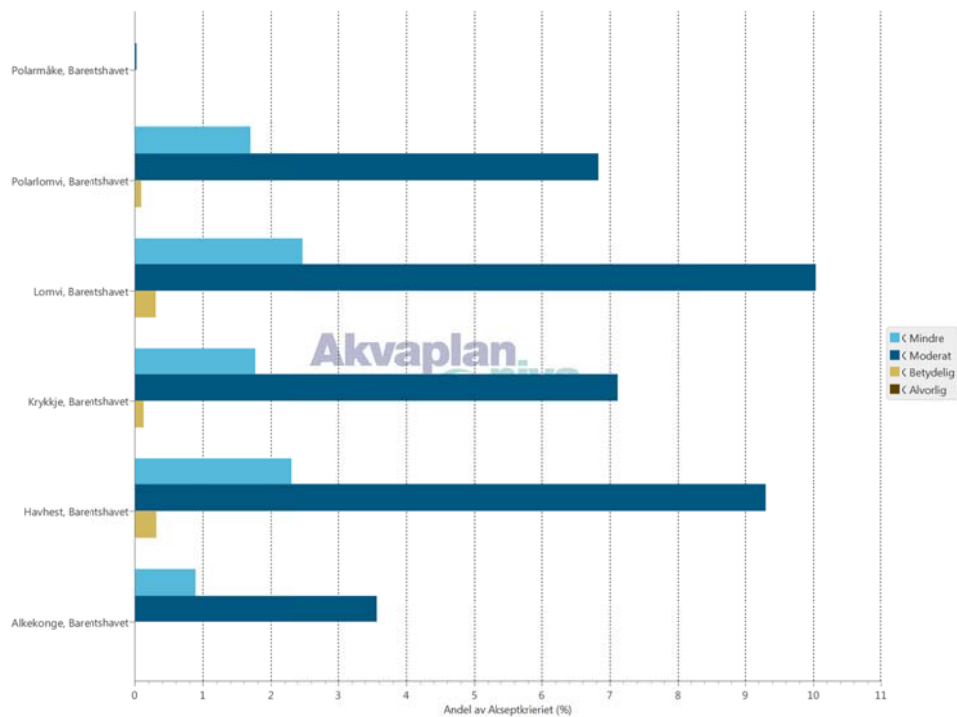
## 8.4 Variasjon i miljørisiko gjennom året – Apollo

Letebrønn Apollo har borestart i mars og reservoarboring i mars/april. Analyseperioden er mars t.o.m. juli for å ta høyde for langvarige utslipp der boring av avlastningsbrønn er nødvendig, samt følgetid for oljen. Oljedriftssimuleringene er gjennomført for hele året, og det er analysert en månedsvis miljørisiko for brønnen for å vise variasjon i miljørisiko gjennom året.

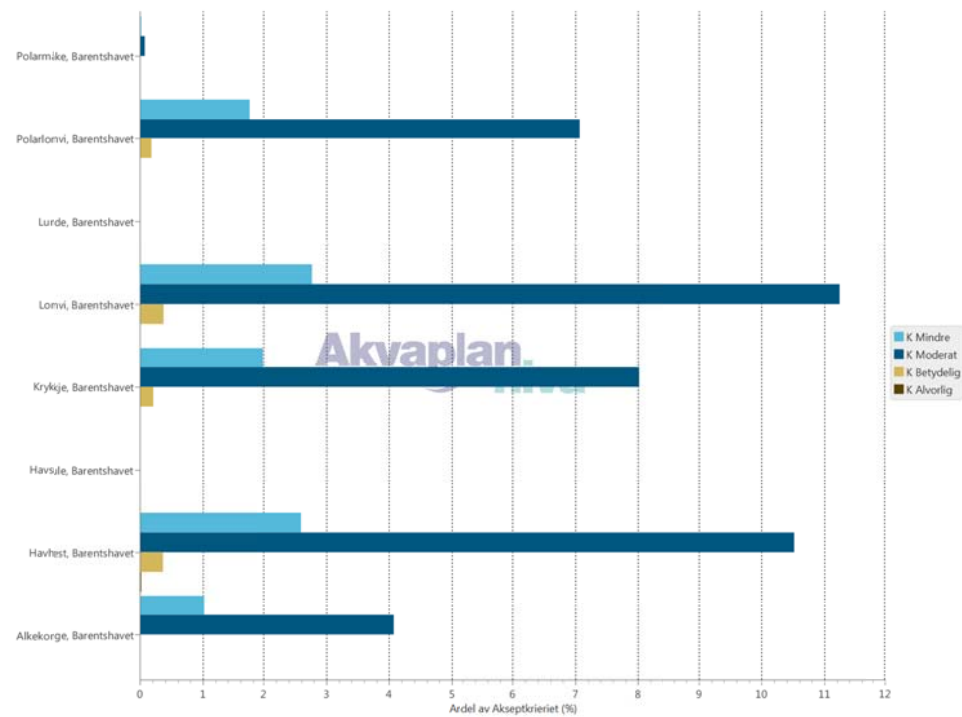
Av figurene Figur 88 t.o.m. Figur 103 sees følgende hovedtrekk i variasjon over året, vist ved arter hver måned som har utslag i noen kategori. Noen arter har så små utslag at de ikke synes i figurene, disse har meget små utslag, men er tatt med for opplistingens skyld. Det er kun artene i åpent hav som har utslag i månedene november t.o.m. mars. I denne perioden er utslagene under 10 % av akseptkriteriet, og høyest i kategori Moderat. Det sees en klart lavere risiko i høstperioden september-oktober, da det er utslag på lunde i Barentshavet som er høyest (6,5 % av akseptkriteriet i kategori Moderat). Det er lave utslag i de to alvorligste skadekategoriene i høstsesongen. Kystnære arter er analysert med bufferområder i datasettene sommerstid, dette gir større utslag i miljørisiko sommerstid for Apollo. I august sees en overgang mellom avslutning av hekkesesong og lavere risiko for artene kystnært, og migrasjonen til åpent hav.

Som nevnt i hovedanalysens resultatkapittel er utslagene for lomvi kystnært høye i hekkesesongen. Datasettene kystnært er i sommersesongen tilrettelagt med buffersoner der summen av bestandsandeler i enkeltrutene gir bestandsanslag flere ganger høyere enn den reelle bestanden. For å vise forskjellen med og uten slike buffersoner er det for disse månedene også vist resultatene uten buffersoner for de kystnære datasettene. (Figur 92, Figur 94, Figur 96 og Figur 98). Resultatet mht. utslag i miljørisiko for lomvi kystnært i mai er f.eks. mer enn 50 ganger høyere enn uten buffersoner. Med buffersoner er bestandestimatet slik at miljørisiko beregnes for konservativt, uten buffersoner er estimatet undervurdert da områdene der fuglene er i næringssøk ikke medtas. Iskant treffes med lav sannsynlighet i januar, februar, mars, april, november og desember.

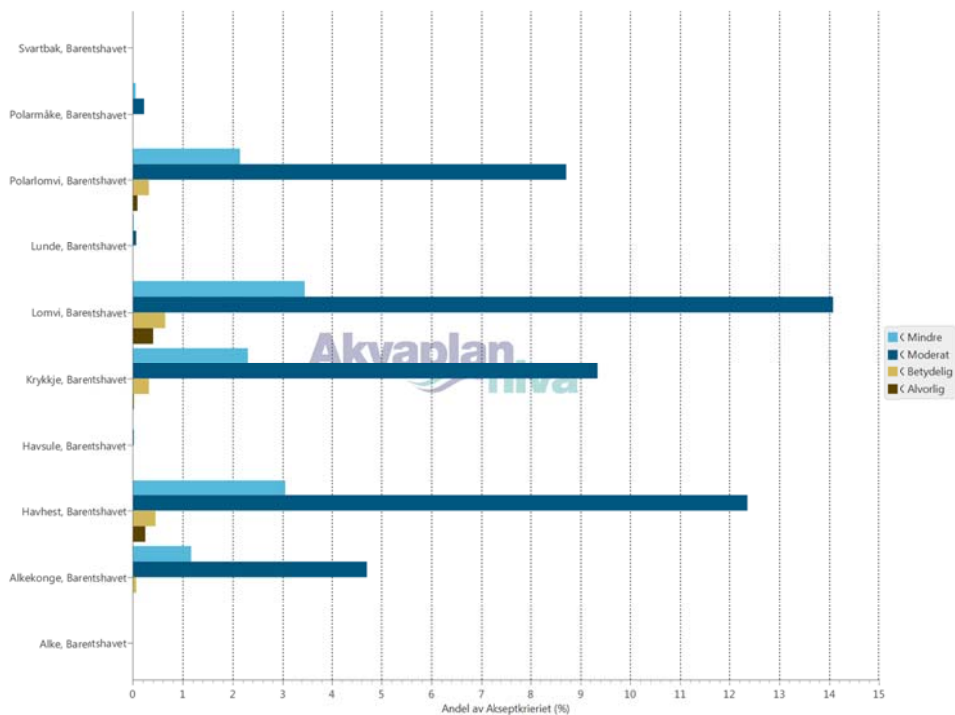
### 8.4.1 Resultatfigurer for hver måned – Apollo



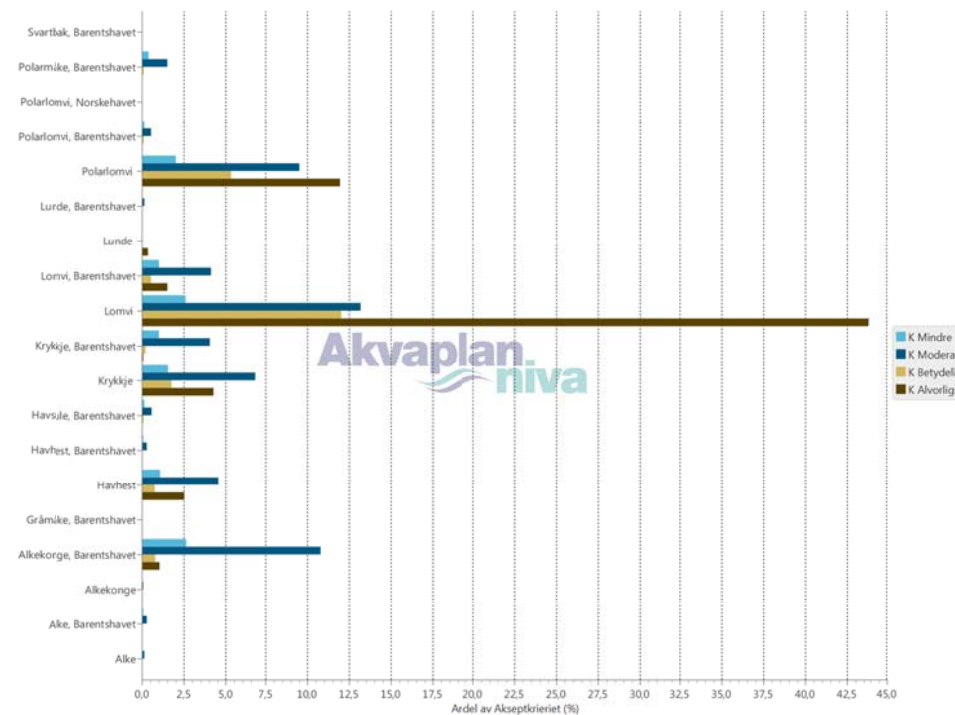
Figur 88 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i januar.



Figur 89 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i februar.

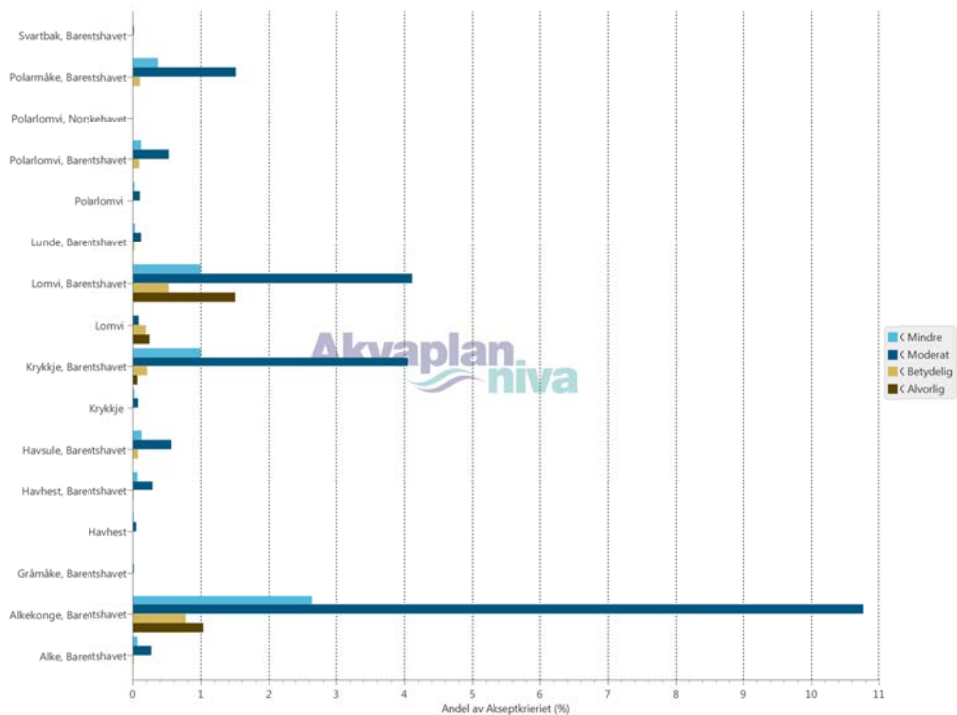


Figur 90 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i mars (med buffersoner)

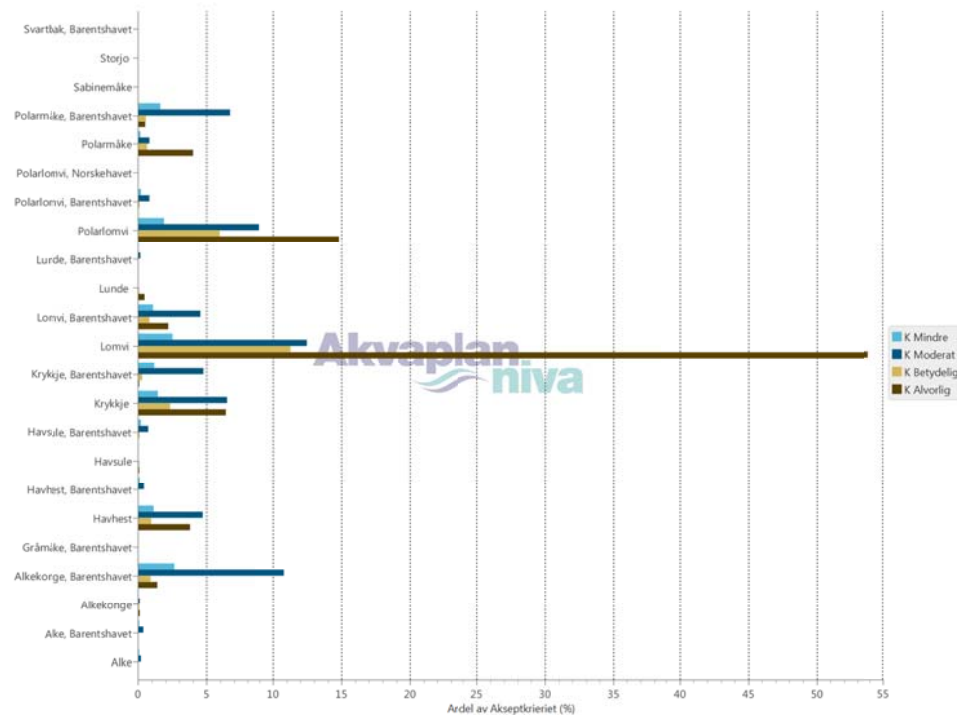


Figur 91 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i april (med buffersoner).

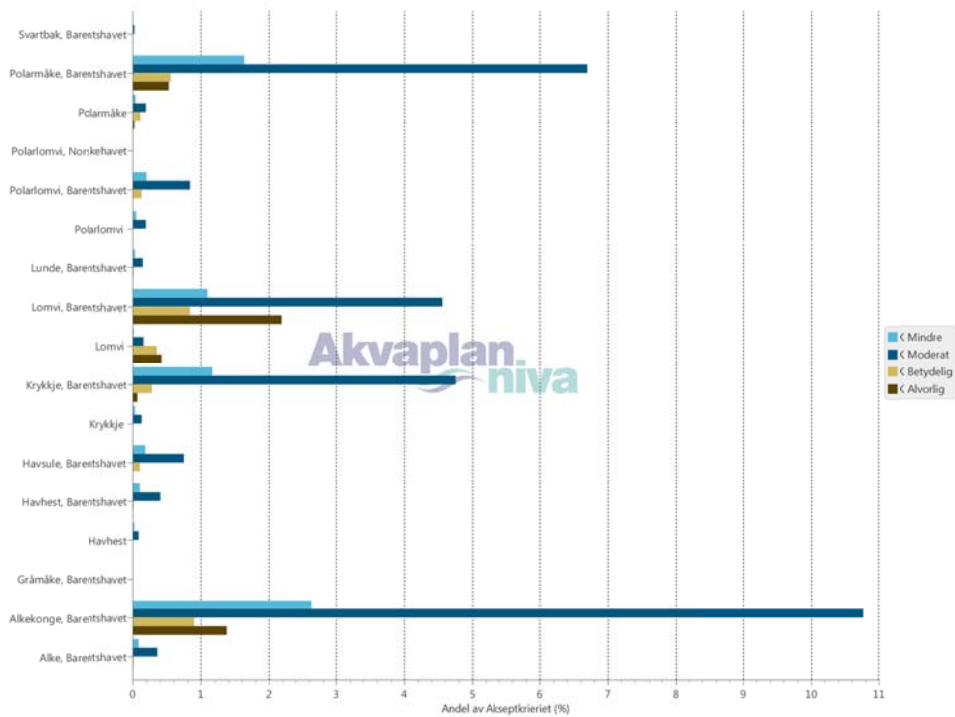




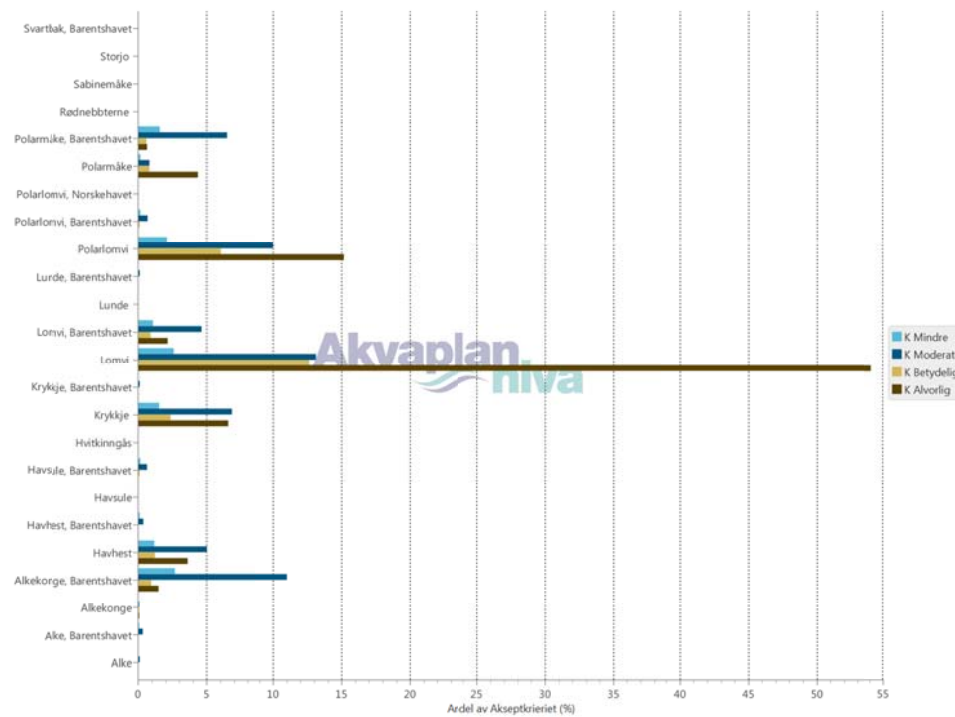
Figur 92 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i april (uten buffersoner).



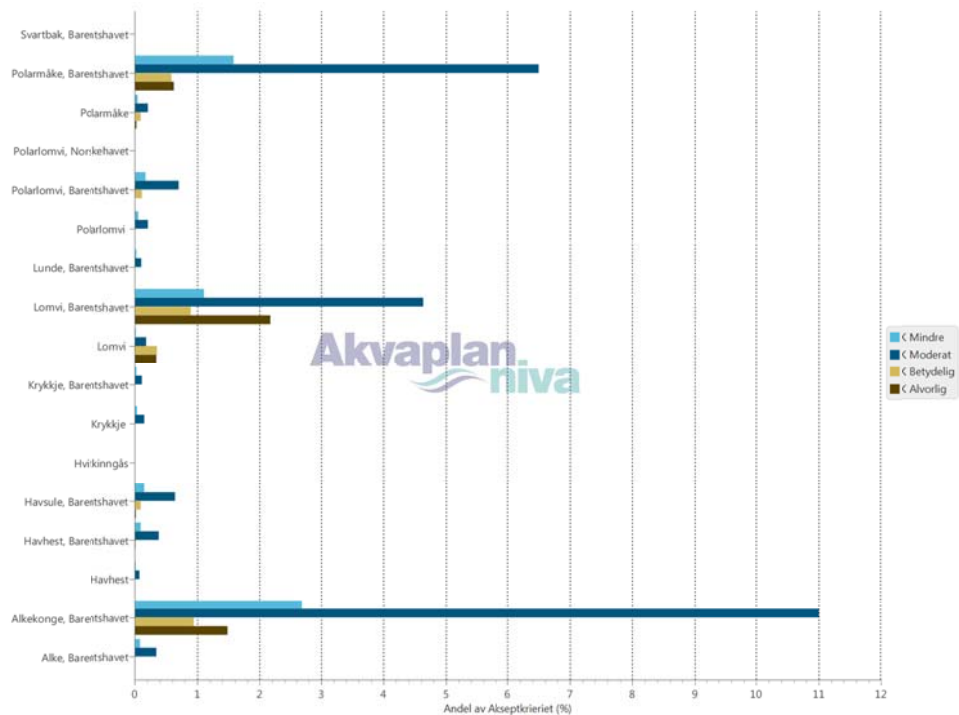
Figur 93 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i mai (med buffersoner).



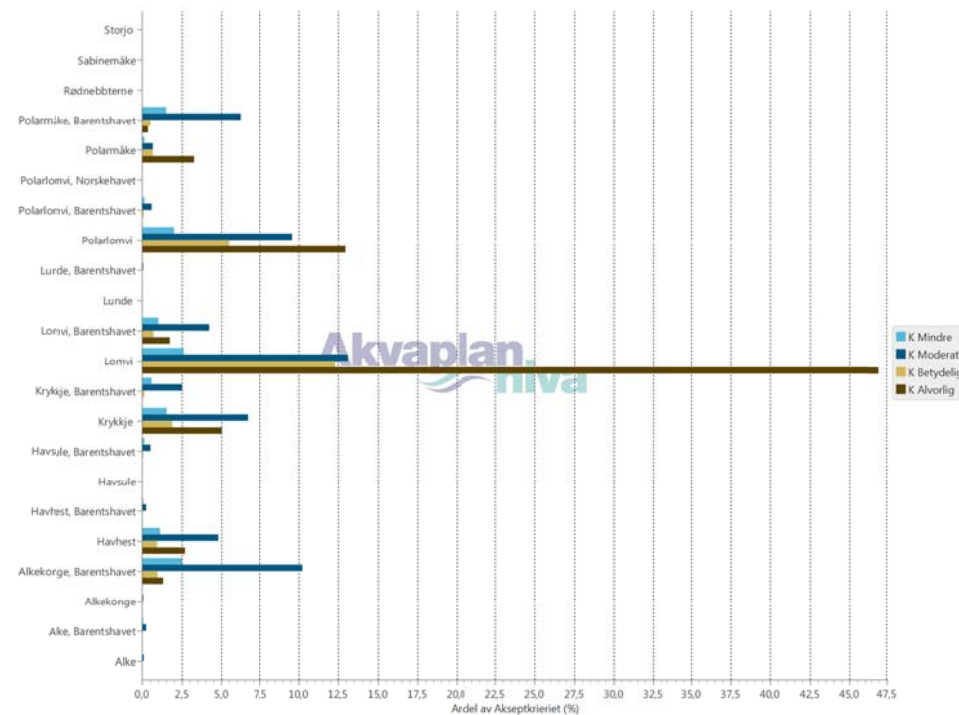
Figur 94 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i mai (uten buffersoner).



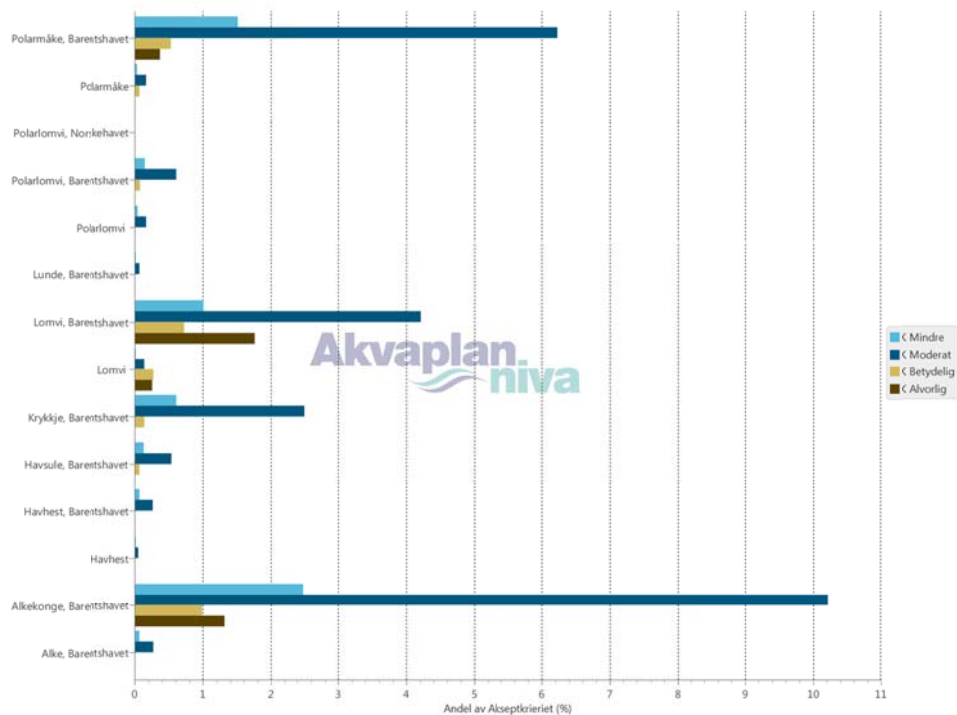
Figur 95 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i juni (med buffersoner).



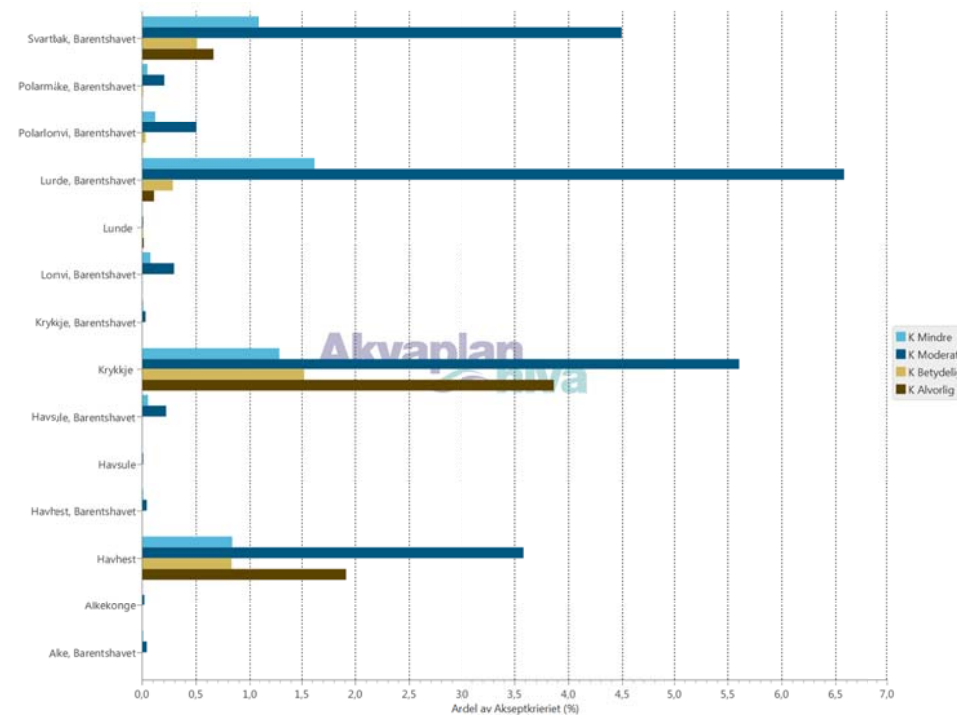
Figur 96 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i juni (uten buffersoner).



Figur 97 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i juli (med buffersoner).

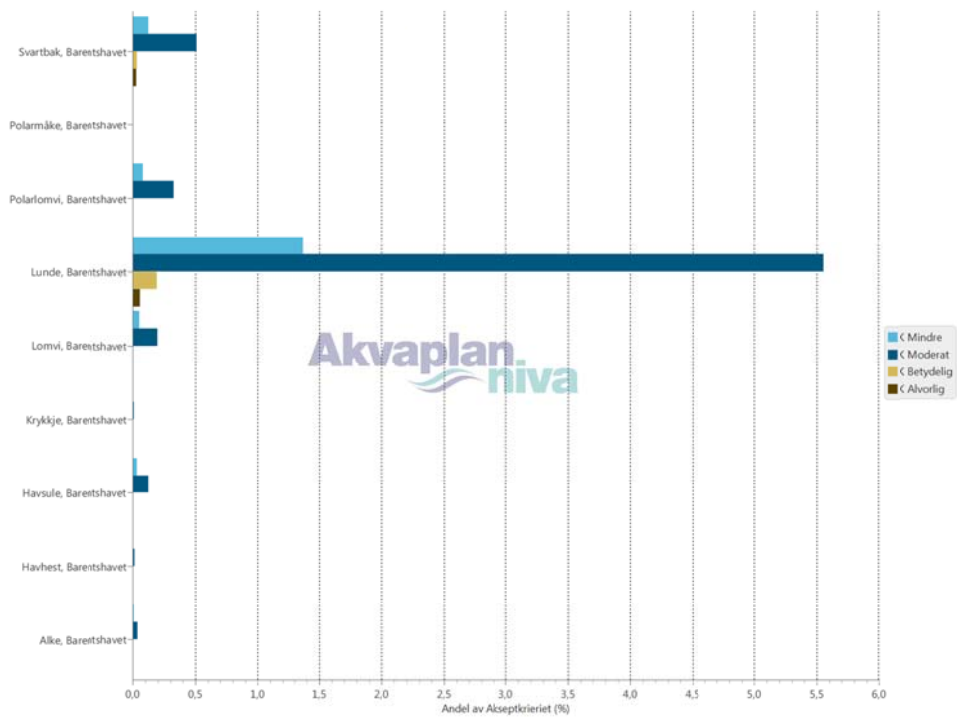


Figur 98 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i juli (uten buffersoner).

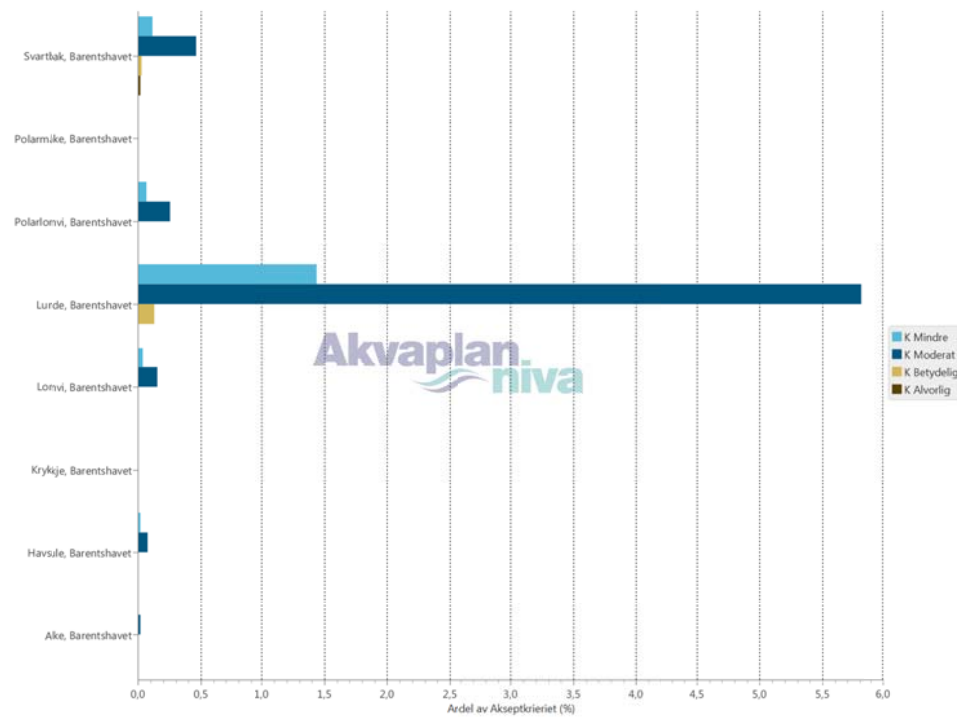


Figur 99 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i august

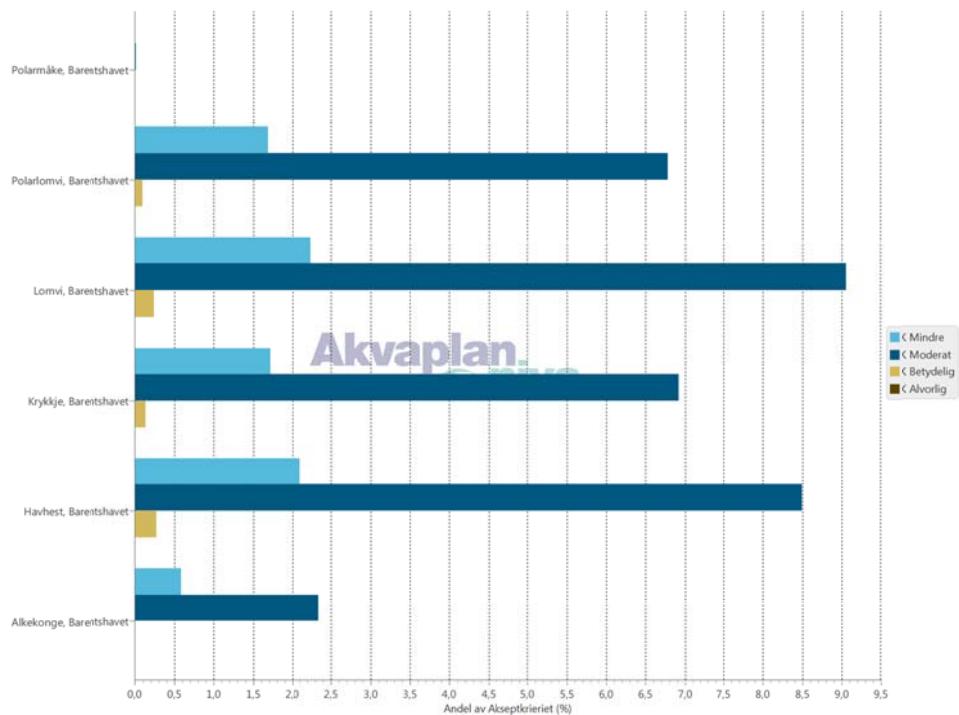




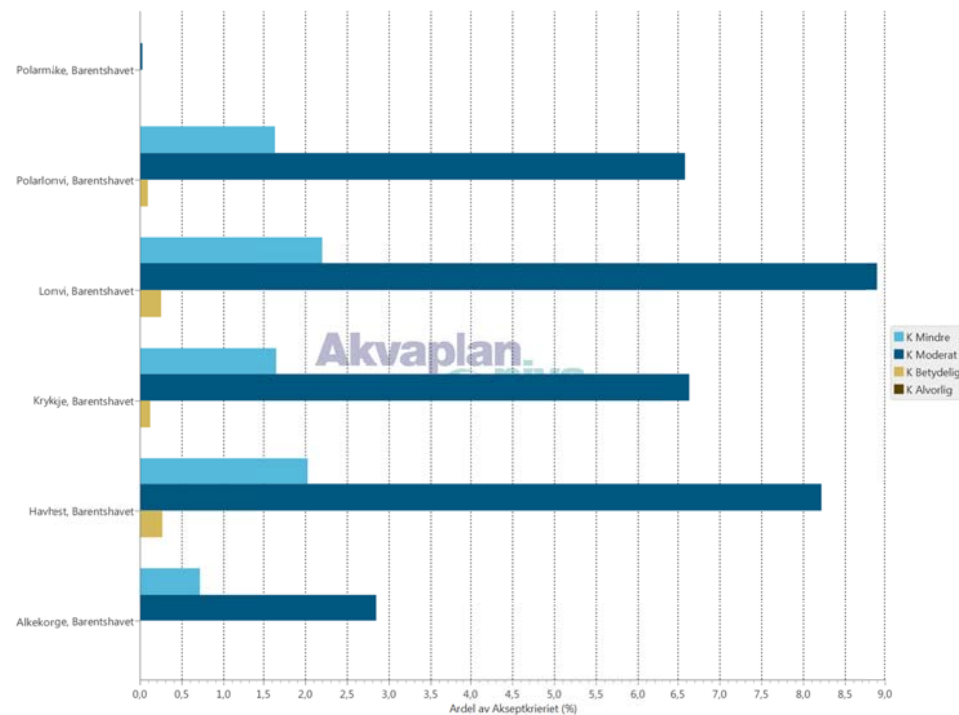
Figur 100 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i september



Figur 101 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i oktober



Figur 102 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i November



Figur 103 Arter som viser utslag i miljørisiko i noen skadekategori i desember.

## 9 Referanser

---

- AMSA faktaark: The Effects of Maritime Oil Spills on Wildlife including Non-Avian Marine Life  
[http://www.amsa.gov.au/marine\\_environment\\_protection/national\\_plan/general\\_information/oiled\\_wildlife/Oil\\_Spill\\_Effects\\_on\\_Wildlife\\_and\\_Non-Avian\\_Marine\\_Life.asp](http://www.amsa.gov.au/marine_environment_protection/national_plan/general_information/oiled_wildlife/Oil_Spill_Effects_on_Wildlife_and_Non-Avian_Marine_Life.asp)
- Brude, O.W, Nordtug, T., Sverdrup, L. Johansen Ø, & Melbye A. 2010: Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akuttutslipp for fisk. DNV Rapport nr. 2010-0527. 113s.
- Brude, O.W, Moe, K.A., Østby, C., Stige, L.C. & Lein, T.E. 2003. Strand – Olje. Implementering av DamA-Shore for norskekysten. Alpha Report, 1111-01, 42 pp.
- Christensen-Dalsgaard, S., Bustad, J. O., Follestad, A., Systad, G. H., Eriksen, J. M., Lorentsen, S. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – NINA Rapport 338, 166 s.
- DNV, 2007 Metodikk for Miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV rapport nr. 2007-2075. 100 s
- Klima- og forurensningsdirektoratet, 2011: Retningslinje for søknader om petroleumsvirksomhet til havs. TA 2847/2011.
- Kålås, J. A., Gjershaug, J.O., Husby, M.; Lifjell, J., Lislevand, T., Strann, K.B og Støm, H. 2010. Fugler. Norsk Røddliste 2010.
- NOAA faktaark 1: Impacts of Oil on Marine Mammals and Sea Turtles:  
[http://www.noaa.gov/deepwaterhorizon/publications\\_factsheets/documents/Marine\\_mammals\\_turtles\\_FACT\\_SHEET.pdf](http://www.noaa.gov/deepwaterhorizon/publications_factsheets/documents/Marine_mammals_turtles_FACT_SHEET.pdf)
- NOAA faktaark 2: Gulf Dolphins Questions and Answers  
<http://www.gulfspillrestoration.noaa.gov/2012/03/gulf-dolphins-answers/>
- OLF, 2007 Metode for miljørettet Risikoanalyse, (MIRA) Revisjon 2007. DNV rapport 2007-0063
- SEAPOP, 2013: Seapop website: <http://www.seapop.no>
- SFT 2004. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. TA 1765/2000 – nytt opptrykk 2004. Statens forurensningstilsyn, Horten, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. Veileder. 16 s.
- SINTEF, 2008. Weathering properties of the Goliat Kobbe and two Goliat Blend of Kobbe and Realgrunnen crude oils. SINTEF F3959. 95 pp.
- Spikkerud, C.S, Skeie, G.M. (2011). Miljørisiko- og beredskapsanalyse Brønn 7228/1-1 (Eik) i PL 396. Akvaplan-niva rapport 5381.1 122 pp
- Spikkerud, C.S, Skeie, G.M., Vongraven, D., Haug, T., Nilssen, K., Øien, N., Lindstrøm, U. og Goodwin, H. (2013). Miljøverdi - og sårbarhet for marine arter og leveområder - Harmonisering av verdi- og sårbarhetsverdier for marine pattedyr. Akvaplan-niva Rapport. 5308.02, 92 sider.
- Statoil 2013a Input to the environmental risk assessment – Blowout scenario analysis – exploration well Atlantis (7325/1-1). Statoil Technical note: Kari Apneseth TPD TEX SSC ST, 9 pp.
- Statoil 2013b Input to the environmental risk assessment – Blowout scenario analysis – exploration well Apollo (7324/2-1). Statoil Technical note: TPD TEX SSC ST, 19pp.
- Sunnanå, K., Vollen, T. Ottersen, G., Frie, A.K. og Selvik, I. 2011: Forvaltningsplan Barentshavet – Rapport fra overvåkningsgruppen 2011. [http://www.miljostatus.no/Documents/overvåkingsgruppa\\_barentshavet\\_2011.pdf](http://www.miljostatus.no/Documents/overvåkingsgruppa_barentshavet_2011.pdf) og [http://www.imr.no/nyhetsarkiv/2011/oktober/barentshavet\\_er\\_reint\\_og\\_rik\\_t/nb-no](http://www.imr.no/nyhetsarkiv/2011/oktober/barentshavet_er_reint_og_rik_t/nb-no)

Sunnanå, K., Fossheim, M og van der Meeren G.I. 2009. Forvaltningsplan Barentshavet – rapport fra overvåkningsgruppen 2009. Fisken og Havet, særnr. 1b-2009.

Swenson J.E., Bjørge, A., Kovacs, K., Syvertsen, P.O., Wiig, Ø. og Zedrosser, A.: Pattedyr. Norsk Rødliste 2010.

Øritsland, N.A, F.R. Engelhardt, F.A. Juck, R.J. Hurst & P.D. Watts 1981. Effect of crude oil on polar bears. Environmental Studies No. 24. Northern Affairs Program, 280 pp. <ftp://www.npolar.no/Out/DagV/Oritsland-oil.pdf>



## 10 Vedlegg 1 Liste over VØK til MIRA-analyse

Artsnavn	Data kilde	Oppdatert	Latinsk navn	Engelsk navn
Alke	Seapop	07.05.2013	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alkekonge	Seapop	07.05.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Brunnakke	Seapop	07.05.2013	<i>Anas penelope</i>	Eurasian Wigeon
Dvergdykker	Seapop	07.05.2013	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Little Grebe
Dverggås	Seapop	07.05.2013	<i>Anser erythropus</i>	Lesser White-fronted Goose
Dvergsvane	Seapop	07.05.2013	<i>Cygnus columbianus</i>	Tundra Swan
Fiskemåke	Seapop	07.05.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fjelljo	Seapop	07.05.2013	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Long-tailed Skua
Fjæreplytt	Seapop	07.05.2013	<i>Calidris maritima</i>	Purple Sandpiper
Gravand	Seapop	07.05.2013	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Grågås	Seapop	07.05.2013	<i>Anser anser</i>	Greylag Goose
Gråhegre	Seapop	07.05.2013	<i>Ardea cinerea</i>	Grey Heron
Gråmåke	Seapop	07.05.2013	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gravand	Seapop	07.05.2013	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Gråstrupedykker	Seapop	07.05.2013	<i>Podiceps grisegena</i>	Red-necked Grebe
Gulneblom	Seapop	07.05.2013	<i>Gavia adamsii</i>	White-billed Diver
Havelle	Seapop	07.05.2013	<i>Clangula hyemalis</i>	Long-tailed Duck
Havert, sør for Stad	MRDB	2010	<i>Halichoerus grypus</i>	Grey seal
Havert, Stad - Lofoten	MRDB	2010	<i>Halichoerus grypus</i>	Grey seal
Havert, Vester - Finnmark	MRDB	2010	<i>Halichoerus grypus</i>	Grey seal
Havhest	Seapop	07.05.2013	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havsule	Seapop	07.05.2013	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsvale	Seapop	07.05.2013	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Storm Petrel
Horndykker	Seapop	07.05.2013	<i>Podiceps auritus</i>	Slavonian Grebe

Hvitkinngås	Seapop	07.05.2013	<i>Branta leucopsis</i>	Barnacle Goose
Islom	Seapop	07.05.2013	<i>Gavia immer</i>	Great Northern Diver
Ismåke	Seapop	07.05.2013	<i>Pagophila eburnea</i>	Ivory Gull
Knoppsvane	Seapop	07.05.2013	<i>Cygnus olor</i>	Mute Swan
Kortnebbgås	Seapop	07.05.2013	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Pink-footed Goose
Krykkje	Seapop	07.05.2013	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Kvinand	Seapop	07.05.2013	<i>Bucephala clangula</i>	Goldeneye
Laksand	Seapop	07.05.2013	<i>Mergus merganser</i>	Goosander
Lomvi	Seapop	07.05.2013	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lunde	Seapop	07.05.2013	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Makrellterne	Seapop	07.05.2013	<i>Sterna hirundo</i>	Common Tern
Polarjo	Seapop	07.05.2013	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Pomarine Skua
Polarlomvi	Seapop	07.05.2013	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarmåke	Seapop	07.05.2013	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarsnipe	Seapop	07.05.2013	<i>Calidris canutus</i>	
Praktærfugl	Seapop	07.05.2013	<i>Somateria spectabilis</i>	King Eider
Ringgås	Seapop	07.05.2013	<i>Branta bernicla</i>	Brent Goose
Rødnebbterne	Seapop	07.05.2013	<i>Sterna paradisaea</i>	Arctic Tern
Rødstilk	Seapop	07.05.2013	<i>Tringa totanus</i>	
Sabinemåke	Seapop	07.05.2013	<i>Larus sabini</i>	Sabine Gull
Sangsvane	Seapop	07.05.2013	<i>Cygnus cygnus</i>	Whooper Swan
Siland	Seapop	07.05.2013	<i>Mergus serrator</i>	Red-breasted Merganser
Sildemåke	Seapop	07.05.2013	<i>Larus fuscus</i>	Lesser Black-backed Gull
Sjørre	Seapop	07.05.2013	<i>Melanitta fusca</i>	Velvet Scoter
Smålom	Seapop	07.05.2013	<i>Gavia stellata</i>	Red-throated Diver

Snøgås	Seapop	07.05.2013	<i>Anser caerulescens</i>	Snowgoose
Steinkobbe, Rogaland - LoppHAVet	MRDB	2010	<i>Phoca vitulina</i>	Harbour seal
Steinkobbe, LoppHAVet- Russland	MRDB	2010	<i>Phoca vitulina</i>	Harbour seal
Steinkobbe, Oslofjorden - Skagerrak	MRDB	2010	<i>Phoca vitulina</i>	Harbour seal
Stellerand	Seapop	07.05.2013	<i>Polysticta stelleri</i>	Steller's Eider
Stjertand	Seapop	07.05.2013	<i>Anas acuta</i>	Northern Pintail
Stokkand	Seapop	07.05.2013	<i>Anas platyrhynchos</i>	Mallard
Storjo	Seapop	07.05.2013	<i>Stercorarius skua</i>	Great Skua
Storlom	Seapop	07.05.2013	<i>Gavia arctica</i>	Black-throated Diver (Arctic diver)
Stormsvale	Seapop	07.05.2013	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Leach's Storm Petrel
Storskarv	Seapop	07.05.2013	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Great Cormorant
Svartand	Seapop	07.05.2013	<i>Melanitta nigra</i>	Common Scoter
Svartbak	Seapop	07.05.2013	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Sædgås	Seapop	07.05.2013	<i>Anser fabalis</i>	Taiga Bean-Goose
Taffeland	Seapop	07.05.2013	<i>Aythya ferina</i>	Common Pochard
Teist	Seapop	07.05.2013	<i>Cephus grylle</i>	Black Guillemot
Tjeld	Seapop	07.05.2013	<i>Haematopus ostralegus</i>	Oystercatcher
Toppand	Seapop	07.05.2013	<i>Aythya fuligula</i>	Tufted Duck
Toppdykker	Seapop	07.05.2013	<i>Podiceps cristatus</i>	Great crested Grebe
Toppskarv	Seapop	07.05.2013	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	European Shag
Tundragås	Seapop	07.05.2013	<i>Anser albifrons</i>	White-fronted Goose
Tyvjo	Seapop	07.05.2013	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Arctic Skua
Ærfugl	Seapop	07.05.2013	<i>Somateria mollissima</i>	Common Eider
Alke, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alke, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Alca torda</i>	Razorbill

Alke, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alkekonge, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, hav totalt	NINA	20.04.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Fiskemåke, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, hav totalt	NINA	20.04.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Gråmåke, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gråmåke, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gråmåke, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Havhest, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havhest, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havhest, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havsule, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsule, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsule, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Krykkje, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Krykkje, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Krykkje, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Lomvi, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lomvi, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lomvi, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lunde, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Lunde, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Lunde, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin

Polarlomvi, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarlomvi, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarlomvi, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarmåke, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarmåke, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull

Polarmåke, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Svartbak, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Svartbak, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Svartbak, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull

## 11 Vedlegg 2. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler

### 11.1 Formel for beregning av miljørisiko

Formelen for beregning av miljørisiko i hver skadekategori (her: Mindre alvorlig) (OLF, 2007):

$$f[\text{skade}_{\text{mindre alvorlig}}]_{\text{år}} = \sum_1^n \left( \left( \frac{f_0}{n} \right) \times p[\text{treff}]_n \times p[\text{tilstedeværelse}]_n \times p[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_n \right)$$

der:

$f[\text{skade}_{\text{mindre alvorlig}}]_{\text{år}}$  = frekvens for den angitte konsekvenskategori pr. år

$\frac{f_0}{n}$  = frekvens pr. periodeenhet (periodene må ha lik varighet)

$p[\text{treff}]_n$  = sannsynlighet for treff av VØK i perioden, gitt at et utslipp skjer

$p[\text{tilstedeværelse}]_n$  = sannsynlighet for tilstedeværelse av VØK i perioden (andel av sesongen) for hver av de  $n$  månedene/periodeenhetene

$p[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_n$  = sannsynlighet for skade på VØK i måneden/perioden

$n$ =antallet måneder eller sesonger

### 11.2 Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr

Effektnøkler for sjøfugl og marine pattedyr er gitt i tabellene: Tabell 5 og Tabell 6. De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 7.

Tabell 5 Effektnøkkel for akutt dødelighet for sjøfuglarter basert på individuell sårbarhet (OLF, 2007).

Effektnøkkel – akutt dødelighet	Individuell sårbarhet av VØK sjøfugl (i % dødelighet av bestand)		
	S1	S2	S3
Oljemengde i en 10x10 km rute			
1-100 tonn	5	10	20
100-500 tonn	10	20	40
500-1000 tonn	20	40	60
≥ 1000 tonn	40	60	80

Tabell 6 Effektnøkkel for akutt dødelighet for sjøpattedyrarter basert på individuell sårbarhet (OLF, 2007).

Effektnøkkel – akutt dødelighet	Individuell sårbarhet av VØK sjøpattedyr (i % dødelighet av bestand)		
	S1	S2	S3
Oljemengde i en 10x10 km rute			
1-100 tonn	5	15	20
100-500 tonn	10	20	35
500-1000 tonn	15	30	50
≥ 1000 tonn	20	40	65



Tabell 7 Skadenøkkel sjøfugl/sjøpattedyr. Fordeling av sannsynlighet for restitusjonstid i kategorier, som følge av bestandstap, av sjøfugl- og sjøpattedyrarter (OLF, 2007).

Skadenøkkel, bestand Sjøfugl/sjøpattedyr	Konsekvenskategori – miljøskade (restitusjonstid i år) (Sannsynlighet i prosent)			
	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
1-5	50	50		
5-10	25	50	25	
10-20		25	50	25
20-30			50	50
>30				100

Tabell 8 MOB sårbarhetsverdier for sjøfugl (SFT 2004). 3 er høyeste, 1 er lav sårbarhet, 0 betyr ingen sårbarhet mens "-" betyr "ikke relevant".

Økologisk gruppe	Sommerområder				Vinterområder
	Hekking	Næringssøk	Hvile	Myting	
Pelagiske dykkere	3	3	3	3	3
Pelagiske overflatebeitende	1	2	1	-	2
Kystbundne dykkere	3	3	3	3	3
Kystbundne overflatebeitende	2	1	1	2	1
Åtseletere	-	1	-	-	1
Steinstrandsvadere	1	1	0	-	1

Tabell 9 MOB sårbarhet for marine pattedyr. Isbjørn og isseler er tatt med for fullstendighet, men forekommer ikke i analyseområdet.

Art eller artsgruppe	Yngling	Næringsområder	Hvileområder	Hårfelling
Oter	2(3)	2(3)	0	-
Isbjørn	-	3	0	-
Kystsel	2(3)	0	1	1
Isseler	1(2)	0	1	1
Hval	0(1)	0(1)	-	-

### 11.3 Effekt- og skadenøkler for kysthabitater

Tabell 10. Effekt- og skadenøkkel for kysthabitater basert på kysttypens sårbarhet (OLF, 2007)

Skadenøkkel, kysthabitater		Konsekvenskategori – miljøskade (restitusjonstid i år) (Sannsynlighet i prosent)			
Sårbarhet	Oljemengde / 10x10 km rute	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
S3	1-100 tonn	20	50	30	
	100-500 tonn	10	60	20	10
	500-1000 tonn		20	50	30
	≥ 1000 tonn			40	60
S2	1-100 tonn	60	40		
	100-500 tonn	30	60	10	
	500-1000 tonn	10	60	30	
	≥ 1000 tonn		40	50	10
S1	1-100 tonn	80	20		
	100-500 tonn	60	40		
	500-1000 tonn	40	50	10	
	≥ 1000 tonn	20	40	40	

### 11.4 Miljørisikoberegning for fisk

Beregningen av miljørisiko på fisk utføres etter metoden som er beskrevet i OLF's veiledning (OLF, 2007). Denne metodikken er en trinnvis tilnærming som består av to nivåer av skadeberegninger på de sårbare stadiene av fiskeressurser – egg og larver. Miljørisiko for fisk etter MIRA-metoden er utfordrende å kvantifisere fordi endepunktet for analysen innebærer en vurdering av om tapet av en andel av en årsklasse har noen betydning for utviklingen av en gytebestand. Til dette trengs både informasjon om giftighet av olje på egg og larver, samt historisk-statistisk informasjon om gytebestandens utvikling for å kunne estimere en restitusjonstid etter oljepåvirkning. Det er i utgangspunktet kun en meget liten andel av en årsklasse som når gytemoden alder, og modellering av betydningen av små tapsandeler krever restitusjonsmodell og kunnskap om den enkelte art/gytebestand sin bestandsutvikling.

Det første trinnet kan karakteriseres som en grov kvantifisering av konfliktpotensialet tilsvarende eksponeringsbasert analyse. Det andre er en vurdering av betydningen som tapsandelen innen årsklassen av egg og larver har for bestandsutviklingen (gytebestanden). Man beregner således restitusjonstiden ved å se på forskjellen mellom bestandsutviklingen med og uten oljeforurensningen. Til dette trengs populasjonsdynamiske modeller for fiskearten, samt historiske data om bestandsutviklingen som oppdateres for den enkelte art. Grunnlagsdokumentasjonen for trinn 2 er beskrevet i DNV (2007). Metodikken for trinn 2 dekker fokusartene Nordøst-arktisk torsk, norsk vårgytende sild og lodde. For andre arter vil det i mangel av dokumentert restitusjonsmodell bli benyttet den mer konservative tilnærmingen med overlapsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

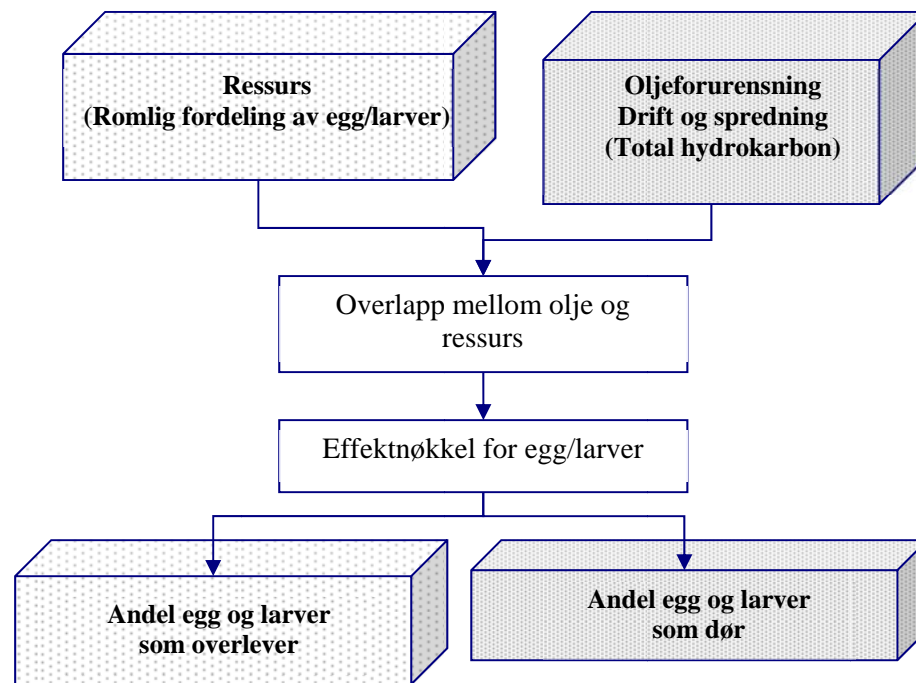
I trinn 1 er det gjennomført en overlappsanalyse ved bruk av oljedriftsstatistikken og områder med THC > 50 ppb i vannsøylen. OSCAR beregner THC direkte, og data for gyteområder fra MRDB for arter som med gyteperiode som overlapper med analyseperioden. Det ble i det første ULB-arbeidet (ULB7c) benyttet to sett grenseverdier, hhv. 50 og 200 ppb THC. I oppdateringen av det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen (Brude *et al.* 2010) argumenteres det for en effektgrense på 2,5 ppb PAH, som tilsvarer 375 ppb THC for Balder råolje (basert på innhold av PAH i Balder råolje). Det foreligger ikke informasjon om hva den tilsvarende grenseverdien vil være for andre råoljer. Av denne grunn og for sammenligning med tidligere gjennomførte analyser er 50 ppb benyttet i denne analysen i påvente av relevant grenseverdi for oljetypen.

Tapsanalysen er det første trinnet i en full analyse (trinn 2), som i likhet med MIRA for sjøfugl, sjøpattedyr og kysthabitater også innebærer et estimat av skadens varighet på gytebestanden. En full analyse krever datasett med ressursfordeling med bestandsandeler i 10x10 km ruter. Trinnene kan beskrives slik:

1. Tapsanalyse: Beregning av skadens størrelse på egg- og larvestadier.
2. Beregning av varighet av denne skaden på bestandsnivå basert på statistikk over historisk bestandsutvikling (populasjonsmodell).
3. På bakgrunn av dette beregnes en antatt innvirkning på bestanden som følge av tap av en andel av en årsklasse.

For videre beskrivelse av MIRA-metoden for fisk, trinn 2, vises til veiledningen (OLF, 2007). Metodens trinn 2 er ikke benyttet i denne analysen.

Figur 104 Skisse av trinnene i en tapsanalyse for fiskeressurser (OLF, 2007).



## 12 Vedlegg 3. Anvendelse av støtteinformasjon på internett

Det er for denne analysen lagt ut fullstendige resultater fra miljørisikoanalysen på [www.senseweb.no](http://www.senseweb.no)

Ved å følge lenken gitt i analysen, gis det i en evt. høringsperiode tilgang til støtteinformasjon på prosjektsiden og evt. annen informasjon.

### 12.1 Fullstendige resultater – alle arter

Prosjektforsiden (her eksempel fra prosjektet letebrønn Skarfjell, Wintershall Norge AS):

Figur 105 Startsidene for analysen.

Ved å klikke på bildet øverst til høyre på prosjektsiden gis tilgang til bildeserievisning som viser resultater fra miljørisikoanalyse for samtlige sjøfuglarter i SEAPOPs database og marine pattedyr som ikke ble tatt med i selve hovedanalysen. Også arter uten tilstedeværelse eller utslag i miljørisiko vises for fullstendig dokumentasjon.

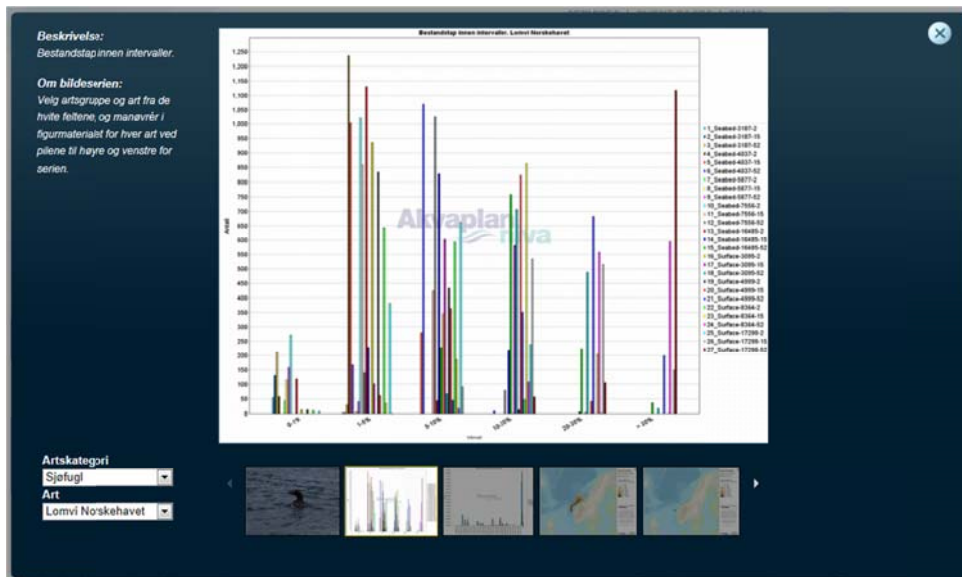
Figur 106 Startsidene for bildeserien.

Figur 106 Startsidene for bildeserien viser hvordan bildeserien ser ut. Velg ønsket artskategori og art. For hver art vises følgende informasjon som figur, tilgjengelig fra bildeserien under:

- Artsfoto dersom tilgjengelig. Disse er opphavsrett- og kopibeskyttet etter norsk lov.
- Utbredelseskart for aktuell sesong.
- Bestandstap i intervaller
- Miljørisiko i konsekvenskategorier
- Visningsrelevant influensområde for sjøbunnsutslipp og overflateutslipp (lik for alle arter)

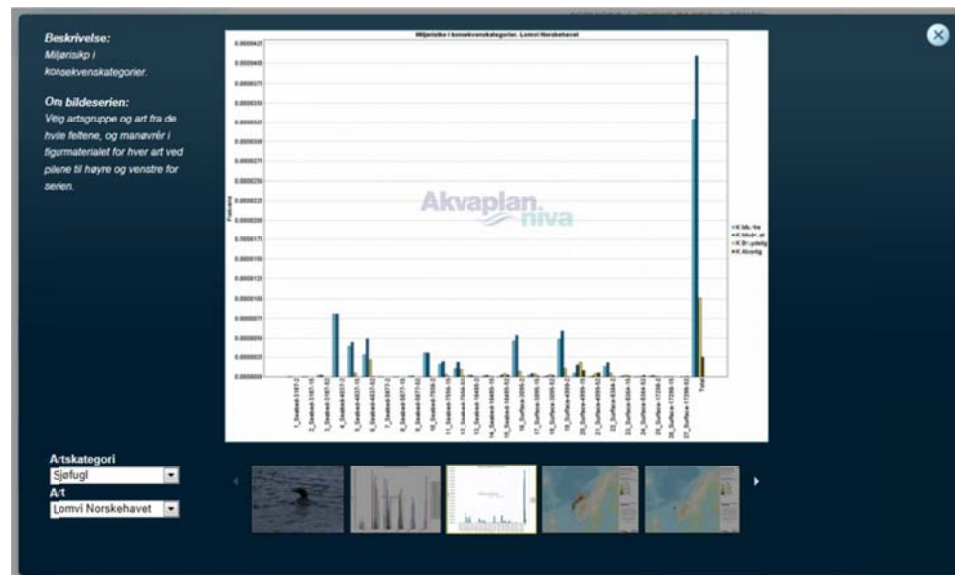


### 12.1.1 Bestandstap i intervaller



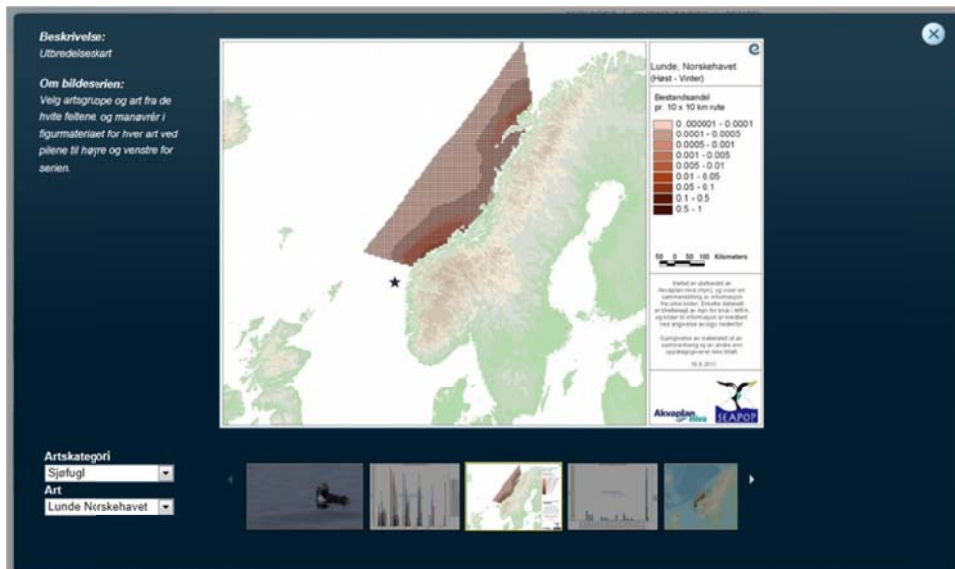
Figuren viser antallet simuleringer (y-akse) av hver rate-varighetskombinasjon som ga bestandstap i andelskategorier på x-aksen. Bestandstapet i en rute fordeles med en sannsynlighetsfordeling som gitt i effektnøkkelen, og bestandstap i alle ruter summeres til et totalt bestandstap for simuleringen, f.eks., 9 %. Denne simuleringen registreres å ha gitt tap i kategori 5-10 %. Hver rate varighetskombinasjon som er analysert er vist.

### 12.1.2 Miljørisiko i konsekvenskategorier:



Figuren viser frekvensen av miljørisiko i hver konsekvenskategori, beregnet etter skadenøkkelen. Fordelingen vises for hver rate-varighetskombinasjon. Denne figuren kan benyttes til å se hvilken type hendelse som bidrar mest til risikobildet.

### 12.1.3 Utbredelseskart



For hvert datasett vises utbredelseskart for arten for en eller flere relevante måneder for aktiviteten. Disse vises også for de artene som ikke har noen ruter med tilstedeværelse i perioden eller området, og vises for å synliggjøre utbredelseskomponenten i miljørisikoberegningen.

### 12.1.4 Influensområder

Relevante influensområder vises sammen med artsresultatene for å synliggjøre oljekomponenten i miljørisikoberegningen. Det vises en rate-varighetskombinasjon som er vurdert å være representativ for miljørisiko.

For representativt overflateutslipp og sjøbunnsutslipp vises influensområde på overflate i kart. Dette vises ved treffsannsynlighet i ruta, andelen av simuleringene som ga oljemengde >1 tonn i ruta. Området med mer enn 5 % treffsannsynlighet regnes som influensområdet. I tillegg vises treffsannsynlighet i strandruter for overflateutslipp, samt konsentrasjon av THC i vannsøyle for både overflate- og sjøbunnsutslipp. Sistnevnte benyttes til miljørisikovurdering for fisk.

