

SENSE

Sensitive Environments Decision Support

Miljørisikoanalyse

Brønn 7219/9-2 (Kayak) i PL 532

Statoil ASA



Akvaplan-niva AS Rapport nr. 8549.01

Akvaplan
niva



Akvaplan-niva AS

Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur

Org.nr.: NO 937 375 158 MVA

Framsenteret, 9296 Tromsø

Norge

Akvaplan-niva (APN) 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 produktportefølje inkluderer miljøovervåkning, konsekvensutredninger og risikovurderinger, beslutningsstøtte for petroleumsvirksomhet, arktisk miljøforskning, akvakulturdesign og -ledelse, forskning på nye oppdrettsarter og en rekke akkrediterte miljørelaterte, tekniske og analytiske tjenester.

www.akvaplan.niva.no

Forsidebilde: Polarlomvi (Uria lomvia)

Foto: Cathrine Stephansen, Akvaplan-niva AS

Alle foto er Copyright Cathrine Stephansen/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 egen gruppe i Akvaplan-niva AS. SenseE leverer en rekke tjenester innenfor miljørisiko og oljevernberedskap for petroleumsoperasjoner og aktiviteter i sensitive marine områder.

SenseE fokuserer på kvalitet og kompetanse i gjennomføringen 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 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

www.senseweb.no

Rapporttittel: Miljørisikoanalyse. Brønn 7219/9-2 (Kayak) i PL 532	
Forfatter(e): Cathrine Stephansen Tom Sørnes Geir Morten Skeie	Akvaplan-niva rapport nr.: 8549.01
	Dato: 29.11.2016
	Antall sider: 133
	Distribusjon: Oppdragsgiver
Kunde: Statoil ASA	Oppdragsgivers referanse: Endre Aas
Prosjektleder:  Cathrine Stephansen	Kvalitetskontroll:  Tom Sørnes

© 2016 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	Innledning.....	13
1.1	Tilnærming til miljørisikoanalyse.....	13
1.2	Regelverk.....	13
1.3	Statoil sine akseptkriterier for denne aktiviteten	13
2	Aktiviteten, reservoarforhold, brønndesign og hendelser.....	14
2.1	Aktivetsbeskrivelse	14
2.2	Bore- og analyseperiode	15
2.3	Forholdene i reservoaret	15
2.4	Definerte fare- og ulykkeshendelser.....	15
2.5	Utstrømningsrater og -varigheter.....	15
2.6	Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens.....	18
2.7	Oljens egenskaper.....	18
2.7.1	Vinterforhold (5 °C).....	18
2.8	Oppsummering av nøkkelparametere	19
3	Metoder og analysekonsept	20
3.1	Oljedriftssimuleringer.....	20
3.1.1	Nye grunnlagsdata for vind, strøm og is.....	20
3.2	Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse.....	22
3.2.1	Sjøfugl og marine pattedyr	23
3.2.2	Kysthabitater.....	23
3.2.3	Fisk	23
3.2.4	Polarfronten	23
3.2.5	Iskant (Marginal Ice Zone, MIZ).....	24
3.2.6	Bjørnøya Naturreservat	24
4	Miljøressurser og -data.....	25
4.1.1	Sjøfugl.....	25
4.1.2	Marine pattedyr	25
4.1.3	Fiskeressurser.....	26
4.1.4	Sårbare kysthabitater	27
5	Resultater av oljedriftsanalyser	28
5.1	Influensområder og sannsynlige oljemengder.....	28
5.1.1	Hva vises og hvordan beregnes det?	28
5.1.2	Statistikk for alle simuleringer gjennom året	29
5.1.3	Mars-mai	33
5.1.4	Juni-august	37
5.1.5	September-november	41
5.1.6	Desember-februar.....	45
5.2	Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter	49
5.2.1	Statistikk for hele året	49
5.2.2	Statistikk for mars-mai (vår)	49
5.2.3	Statistikk for juni-august (sommer).....	49
5.2.4	Statistikk for september-november (høst).....	49
5.2.5	Statistikk for desember-februar (vinter).....	50
5.2.6	Strandingsverdier for Statoils prioriterte områder.....	52
5.3	Illustrasjon av forløpet av en enkeltsimulering.....	54
5.3.1	Simuleringen med P95 korteste drivtid.....	54
5.3.2	Simuleringen med P95 størst strandet mengde	56
6	Resultater av analyse av miljørisiko.....	59

6.1	Utslag i analysen.....	59	6.7	Områdebasererte overlappsanalyser.....	80
6.2	Skadebasert miljørisikoanalyse - sjøfugl	59	6.7.1	Iskantsonen (Marginal Ice Zone, MIZ)	80
6.2.1	Hele året.....	59	6.7.2	Polarfronten SVO.....	81
6.2.2	Mars-mai (vår).....	62	6.7.3	Bjørnøya Naturreservat	82
6.2.3	Juni-august (sommer)	66	7	Referanser	86
6.2.4	September-november (høst).....	69	8	Vedlegg 1. Miljørisiko ved bruk av lysloggerdata	88
6.2.5	Desember-februar (vinter)	72	9	Vedlegg 2. Miljøbeskrivelse	91
6.2.6	Variasjon i miljørisiko gjennom året – arter med høyeste utslag i miljørisiko.....	76	9.1	Strømforhold og frontsystemer	91
6.3	Skadebasert miljørisikoanalyse - marine pattedyr	77	9.2	Polarfronten.....	92
6.3.1	Hele året.....	77	9.3	Sjøis og iskant	93
6.3.2	Mars-mai.....	77	9.3.1	Utbredelse og tetthet av sjøis	93
6.3.3	Juni-august.....	77	9.3.2	Økosystemet i iskanten	94
6.3.4	September-november	77	9.4	Klimatiske forhold	94
6.3.5	Desember-februar	77	9.4.1	Vanntemperatur.....	94
6.4	Overlappsanalyser - Marine pattedyr.....	78	9.4.2	Lufttemperatur.....	95
6.4.1	Spermhval.....	78	9.4.3	Lys.....	95
6.4.2	Spekkhogger	78	9.4.4	Vind.....	96
6.4.3	Blåhval.....	78	9.4.5	Bølger	96
6.4.4	Finnhval	78	9.5	Sårbarhetsperioder.....	97
6.4.5	Grønlandshval.....	78	9.6	Sjøfugl.....	99
6.4.6	Hvalross	78	9.6.1	Pelagiske dykkere.....	99
6.4.7	Hvithval	78	9.6.2	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	101
6.4.8	Knølhval	78	9.6.3	Kystbundne dykkere.....	103
6.4.9	Storkobbe.....	78	9.6.4	Kystbundne overflatebeitende.....	106
6.4.10	Vågehval.....	78	9.6.5	Marint tilknyttede vadere	108
6.5	Trinn 1 miljørisikoanalyse for fisk	79	9.7	Marine pattedyr	109
6.6	Skadebasert miljørisikoanalyse – strandressurser.....	80	9.7.1	Havert (gråsel) (<i>Halichoerus grypus</i>)	110
			9.7.2	Steinkobbe (<i>Phoca vitulina</i>).....	110

9.7.3	Grønlandssel (<i>Phoca groenlandica</i>)	111	9.12	Bjørnøya naturreservat	120
9.7.4	Ringsel (<i>Phoca hispida</i>)	111	10	Vedlegg 3. Liste over VØK til MIRA-analyse	123
9.7.5	Klappmyss (<i>Cystophora cristata</i>).....	112	11	Vedlegg 4. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler	126
9.7.6	Storkobbe (<i>Erignatus barbatus</i>)	112	11.1	Formel for beregning av miljørisiko	126
9.7.7	Hvalross (<i>Odobenus rosmarus</i>)	112	11.2	Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr	126
9.7.8	Isbjørn (<i>Ursus maritimus</i>).....	113	11.3	Effekt- og skadenøkler for kysthabitater	128
9.7.9	Oter (<i>Lutra lutra</i>).....	113	11.4	Miljørisikoberegning for fisk	128
9.7.10	Hvaler	114	12	Vedlegg 5. Anvendelse av støtteinformasjon på internett.....	130
9.8	Fiskeressurser	117	12.1	Fullstendige resultater – alle arter	130
9.9	Sårbare kysthabitater	118	12.1.1	Bestandstap i intervaller	131
9.9.1	Sensitivitetsindeks	118	12.1.2	Miljørisiko i konsekvenskategorier	131
9.9.2	Kysttyper i analyseområdet	118	12.1.3	Utbredelseskart.....	132
9.10	Koraller og annen bunnfauna.....	119	12.1.4	Influensområder	132
9.11	Høyt miljøprioriterte lokaliteter.....	119			

Forord

Statoil ASA planlegger å bore letebrønn 7219/9-2 (Kayak) i PL 532 i Barentshavet i 2017, med tidligste borestart i 2. kvartal.

Miljørisikoanalysen er gjennomført av Akvaplan-niva iht. 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.

Formålet med en miljørettet risikoanalyse er:

Gi operatøren kunnskap til å styre miljørisiko i prosjektet: Statoil har som mål å minimere effekten av egne operasjoner på miljøet, være proaktive i håndteringen av risikoen for uønskede hendelser, samt kontinuerlig å forbedre sin ytelse innen HMSK. Til dette er miljørisikoanalyser et verktøy for aktivt å styre og redusere miljørisiko.

En miljørisikoanalyse skal blant annet gi svar på om Statoil sine akseptkriterier møtes og vil bli brukt til videre beslutningsstøtte.

Miljørisikoanalyser er forskriftspålagte: Statoil vil dokumentere overfor norske miljømyndigheter hvilken miljørisiko som er forbundet med boringen av brønn 7219/9-2 (Kayak). Dokumentasjonen skal også kunne fremlegges for andre offentlige instanser og høringsinstanser i en offentlig høringsprosess.

Sammendrag

Statoil planlegger å bore letebrønn 7219/9-2 (Kayak) i produksjonslisens (PL) 532 sør i Barentshavet i 2017. Akvaplan-niva har gjennomført en full, skadebasert miljørisikoanalyse som dekker boreoperasjonen.

Sannsynligheten for en utblåsning fra aktiviteten

Sannsynligheten for en ukontrollert utstrømning fra reservoaret under boringen av letebrønn 7219/9-2 er beregnet med bakgrunn i historiske data fra SINTEFs Offshore Blowout Database. Sannsynligheten er estimert til 1.29×10^{-4} . Dette tilsvarer en utblåsning for hver 7752 letebrønner, eller en sannsynlighet for utblåsning på 0,013 %.

Hvilket område vil bli berørt av en oljeutblåsning fra letebrønn 7219/9-2 Kayak?

Letebrønn 7219/9-2 (Kayak) ligger sør i Barentshavet, i produksjonslisens 532. Nærmeste punkt på fastlandet er Sørøya i Finnmark, 198 km unna. Det er 225 km til Bjørnøya og ca. 473 km til Svalbards sørligste punkt.

Metode: Det er utført et statistisk representativt antall oljedriftsberegninger for utslippsrater fra 200 opp til 5000 m³/døgn og utblåsningsvarigheter fra 2 døgn helt opp til 63 døgn.

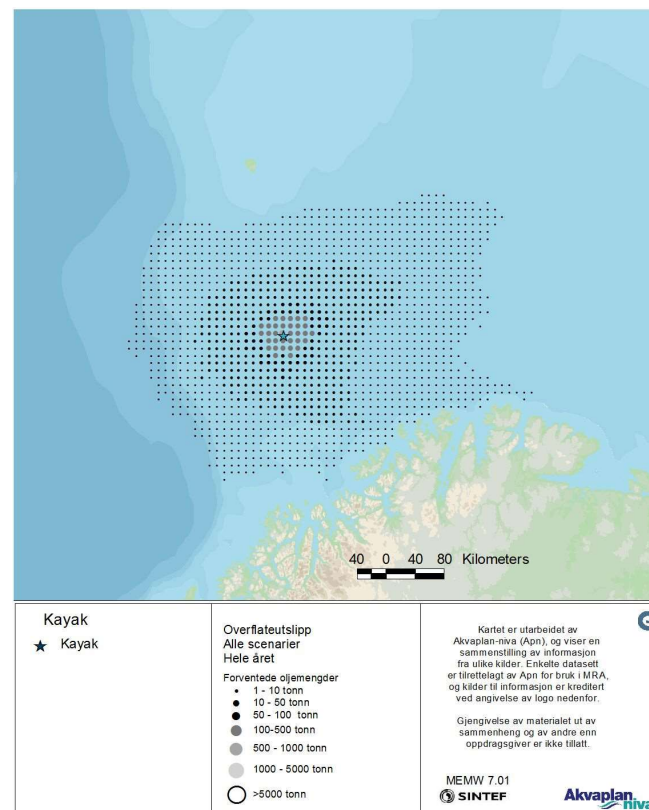
Oljedriftsmodellen OSCAR er benyttet med 3D strømdata (4 km oppløsning) og 10x10 km vinddata fra perioden 2002-2011. Modelleringen er gjennomført med isdata, også disse med 4 km oppløsning. Statoil vurderer at oljetypen Skrugard best representerer den forventede hydrokarbonsammensetningen i reservoaret.

Skrugardolje danner emulsjoner, med et maksimalt vanninnhold på 79 %. Denne emulsjonen har relativt lang nedbrytningstid ved lave vindhastigheter. Ved vinterforhold og en vindhastighet på 5 m/s forventer man at inntil 71 % av oljen/emulsjonen fortsatt befinner seg på overflaten etter 5 døgn.

En utblåsning, med de strømningsratene som er lagt til grunn for dette studiet, vil kunne nå land. Oljen vil spre seg omtrent like langt fra en sjøbunnsutblåsning som fra en overflateutblåsning. Man kan forvente at et større utslipp sprer seg omtrent 30 mil ut fra utslippspunktet.

Det er relativt liten variasjon i spredning fra sesong til sesong.

Figuren under viser *forventet oljemengde* (i tonn) i hver 10x10 km modellrute. Den forventede mengden uttrykker kombinasjonen av oljemengde når området blir berørt multiplisert med sannsynligheten for å bli berørt.



Det er i områdene med størst forventede oljemengder at man vil kunne forvente de største konsekvensene for sjøfugl og marine pattedyr *gitt at disse er tilstede*.

Vil olje fra en utblåsning nå iskanten?

For en utblåsning med midlere rate og varighet vil det ikke være noen overlapp mellom aktivitetens influensområde og iskanten (vurdert for iskonsentrasjoner

ned mot 10-30 %), ei heller med Polarfronten eller Bjørnøya. Sannsynligheten for stranding på fastlandet, gitt at utslippet har funnet sted, er 25 % (helårsstatistikk).

Avstanden fra lokasjonen til iskanten i mars, som er den måneden da iskanten har sin sørligste utbredelse, er om lag 239 km. Avstanden til Polarfronten er da 177 km.

Influensområdet for utilsiktede utslipp med høyere rater og lengre varigheter vil kunne overlape med iskanten og Polarfronten, men disse scenariene er lite sannsynlige.

Hvilke miljøkonsekvenser kan en utblåsning gi?

Metode: Denne studien analyserer på ulike datasett som beskriver fordelingen av sjøfugl kystnært og i åpent hav. Primærkilden til data er SEAPOP-programmet (helhetlig og langsiktig overvåkings- og kartleggingsprogram for norsk sjøfugl). Det er benyttet data med månedlig fordeling av sjøfugl kystnært og i åpent hav for en lang rekke arter.

Konsekvensene av et større utilsiktet utslipp i forbindelse med boringen av Kayak vil være svært forskjellige for de ulike sjøfuglartene avhengig av når på året utslippet finner sted. Kystnært vil konsekvensene være størst for krykkje i vintersesongen, mens lunde dominerer konsekvensbildet om våren og sommeren. Om vinteren er utslagene størst for ærfugl.

I åpent hav er utslagene størst for lomvi om vinteren, havhest om våren og lunde om sommeren og høsten.

Utslagene i miljøkonsekvens kan være betydelige, spesielt for kystnær sjøfugl om våren og sommeren (i hekkeperioden), også i den alvorligste skadekategorien.

Utslagene i miljøkonsekvens vurderes som lave for alle analyserte arter av marine pattedyr.

Det er generelt beregnet lave konsentrasjoner av hydrokarboner i vannsøylen. Kun et begrenset område nær brønnlokasjonen har konsentrasjoner > 50 ppb, som er en konservativ grenseverdi for beregning av skade på egg og larver.

Potensialet for skader på bestandsnivå for fisk vurderes derfor som meget begrenset.

Miljørisikonivå

Sannsynligheten for en ukontrollert utstrømning fra reservoaret under boringen av letebrønn 7219/9-2 er beregnet med bakgrunn i historiske data fra SINTEFs Offshore Blowout Database. Sannsynligheten er estimert til 1.29×10^{-4} . Dette tilsvarer en utblåsning for hver 7752 letebrønner, eller en sannsynlighet for utblåsning på 0,013 %.

Statoils akseptkriterier for miljøskade ved leteboring er:

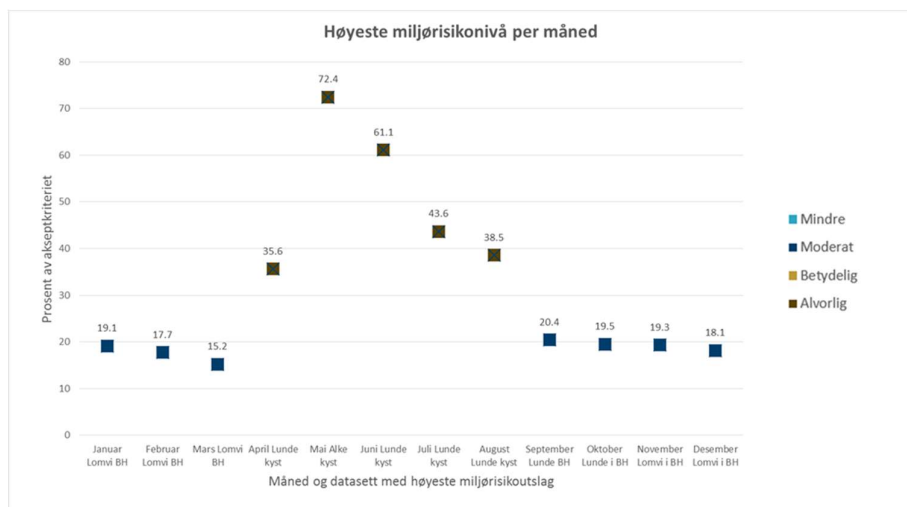
- 1 mindre miljøskade for hver 1000 leteboring
- 1 moderat miljøskade for hver 4000 leteboring
- 1 betydelig miljøskade for hver 10 000 leteboring
- 1 alvorlig miljøskade for hver 40 000 leteboring.

Maksimalt utslag i miljørisiko i de fire sesongene, for hver skadekategori, er gitt i tabellen under. Verdiene i tabellen representerer utslaget som en andel av Statoils akseptkriterier for aktiviteten i hver skadekategori.

Tallene som er gitt i parentes for hver av skadekategoriene representerer forventet restitusjonstid, dvs. tiden det tar før den berørte bestanden av en gitt naturressurs er ført tilbake til 99 % av nivået før hendelsen inntraff.

Sesong	VØK	Mindre miljøskade (<1 år)	Moderat miljøskade (1-3 år)	Betydelig miljøskade (3-10 år)	Alvorlig miljøskade (>10 år)
Vår	Lunde/alke (kystnært)	0.5 %	4.0 %	6.5 %	36.0 %
Sommer	Lunde (kystnært)	1.0 %	7.0 %	11.0 %	47.5 %
Høst	Lunde (åpent hav)	3.4 %	16.2 %	8.4 %	8.6 %
Vinter	Lomvi (åpent hav)	3.8 %	18.4 %	10.8 %	12.0 %

Figuren under viser det maksimale utslaget i miljørisiko per måned, uavhengig av skadekategori, som en andel av Statoils akseptkriterier.



Symbolfargen viser i hvilken skadekategori det maksimale utslaget er beregnet, mens informasjon om hvilken art/bestand som gav utslaget fremkommer av den horisontale akse.

Grunnlaget er identisk for verdiene som fremkommer i figuren og tabellen over, men mens tabellen har sesongoppløsning så har figuren månedsoppløsning.

Summary

An Environmental Risk Assessment has been carried out for the exploration well 7219/9-2 (Kayak) in PL 532 in the Barents Sea. The earliest spud for the well is Q2 2017. The well's location is 72° 19' 50.58" N, 19° 54' 24.10" E. The shortest distance to shore is 198 km (Sørøya in Finnmark).

The Environmental Risk Assessment (ERA) was carried out using the Norwegian industry standard methodology (MIRA) and oil drift input data from the OSCAR model (MEMW 7.01). The oil drift simulations were carried out using Skrugard as a reference oil.

The assessment covers the whole year. Risk results are presented for the whole year, as well as for four seasons (spring, autumn, winter and summer).

The oil drift simulations were carried out using a full rates-duration matrix, with grouped rates for both surface and subsea blowouts, in total 30 combinations (ie. 6 rates and 5 durations). The weighted rate for surface releases is 3100 Sm³/day and for subsea releases 2200 Sm³/day. In total, 19161 oil drift simulations were carried out.

When the frequencies of the scenarios are included, the probability of shoreline oiling (for the whole year) is 25,0 %. The maximum amount of beached oil (95 percentile value) is 426 tonnes of emulsion. The shortest drift time to shore is 21,3 days. The values differ somewhat when expressed for the four different seasons. Please confer the main report for more details.

The above values assume that a blowout has happened, for which the probability is 0,013 %.

The Skrugard oil forms emulsions with a maximum water content of 79 %. The emulsion has a relatively long degradation time at low wind speeds. At winter

temperatures and 5 m/s wind, 71 % of the oil is expected to remain on the sea surface after 5 days.

When averaged for the whole year, Atlantic Puffin (*Fratercula arctica*) had the highest calculated environmental risk in open sea at about 12 % of Statoil's acceptance criterion in damage category "moderate". Atlantic Puffin also ranked at the top of the list in coastal areas, with 21,5 % of Statoil's acceptance criterion in damage category "serious".

The MIRA damage based ERA also included grey seal (*Halichoerus grypus*) and harbour seal (*Phoca vitulina*), for which there are suitable data sets available. The calculated risk to seal species for this activity was low.

For other marine mammals, where data suitable for quantitative environmental risk assessments are not available, a GIS overlap analysis was carried out. The environmental risk to these marine mammals was generally considered low.

The Step 1 ERA showed a limited overlap between the spawning grounds of relevant fish species and the areas with total THC concentrations exceeding 50 ppb, which is conservatively set as the threshold limit for toxicity. The environmental risk to fish resources is therefore considered low.

Neither the southernmost part of the Polar front, nor the area defined as the ice edge (10-30 % ice concentration), overlaps with the influence area of Kayak in March-May, when both extend furthest to the south. Spill scenarios of long durations may give influence areas that overlap with both the Polar front as well as the ice edge, but the overlap is limited and the probability for such scenarios is low.

Forkortelser og definisjoner

ALARP	As Low As Reasonably Practicable	NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
AMSA	Australian Maritime Safety Authority	OLF	Oljeindustriens Landsforening, nå Norsk Olje og Gass (www.norog.no)
BOP	Blowout Preventer	OSCAR	Oil Spill Contingency And Response Model (SINTEF-modell for oljedriftssimuleringer)
DNV	Det Norske Veritas (nå: DNV GL)	PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
Eksempelområde	Områder i ytre kystzone som har høy tetthet av miljøprioriterte lokaliteter og som også på andre måter setter strenge krav til oljevernberedskapen	PL	Produksjonslisens
GIS	Geografisk Informasjonssystem	SEAPOP	NINAs program for overvåking og kartlegging av sjøfugl (www.seapop.no)
GOR	Gas Oil Ratio	SINTEF	www.sintef.no
Grid	Rutenett som brukes i GIS	SVIM-arkivet	Hindcast-arkiv fra numeriske havmodeller, som bla. inneholder strømdata med 4 km oppløsning
HI	Havforskningsinstituttet (www.imr.no)	THC	Total Hydrocarbon Content
Influensområde	Område med mer enn 5 % sannsynlighet for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km rute	ULB	Utredning av Lofoten - Barentshavsområdet
MEMW	Marine Environmental Modelling Workbench (SINTEF-modell)	VØK	Verdsatt økosystemkomponent
MIRA	Miljørettet risikoanalyse		
MOB	Modell for prioritering av områder for beskyttelse mot oljeforurensning		
NINA	Norsk Institutt for Naturforskning (www.nina.no)		

1 Innledning

1.1 Tilnærming til miljørisikoanalyse

Miljørisikoanalysen gjennomføres på en transparent og etterprøvbart måte.

For brønn 7219/9-2 er det gjennomført en skadebasert miljørisikoanalyse, basert på oljedriftsanalyser med referanseolje som operatøren mener best representerer den forventede fluidsammensetningen.

Miljørisikoanalysen er gjennomført for 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 oppdaterte, tilrettelagte data.

1.2 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 for akutt oljeforurensning.

Spesielt relevante deler 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.

1.3 Statoil sine akseptkriterier for denne aktiviteten

For denne aktiviteten har Statoil valgt å benytte sine operasjonsspesifikke akseptkriterier for miljørisiko (Tabell 1).

Akseptkriteriene uttrykker Statoils holdning om at naturen i størst mulig grad skal være uberørt av selskapets aktiviteter. Kriteriene angir maksimal tillatt hyppighet av hendelser som kan forårsake skade på miljøet.

Dersom miljørisikoen viser seg å overstige akseptkriteriet, regner Statoil den som miljømessig uakseptabel, og risikoreducerende tiltak skal gjennomføres. Selv om miljørisikoen ikke overstiger akseptkriteriet, skal miljørisikoen reduseres etter ALARP-prinsippet, med fokus på tiltak som reduserer sannsynligheten for hendelse.

Tabell 1 Statoil sine akseptkriterier for aktiviteten.

Betegnelse	Konsekvenskategori			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Varighet av miljøskade	0,1-1 år (1)	1-3 år (3)	3-10 år (10)	> 10 år (20)
Operasjonsspesifikt akseptkriterium (pr. operasjon)	1,00 x 10 ⁻³	2,5 x 10 ⁻⁴	1,00 x 10 ⁻⁴	2,5 x 10 ⁻⁵

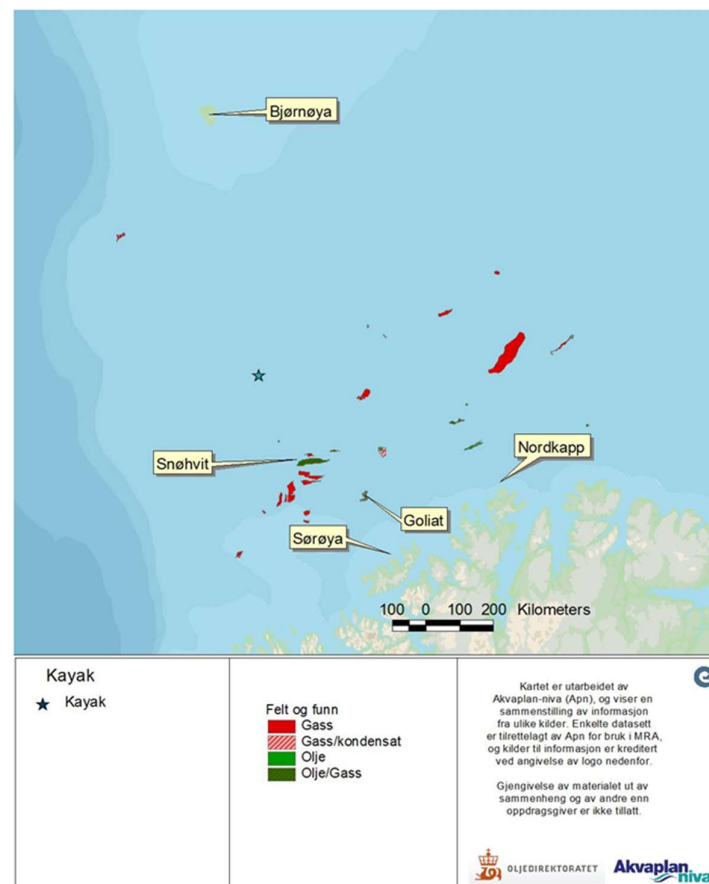
2 Aktiviteten, reservoarforhold, brønndesign og hendelser

2.1 Aktivitetsbeskrivelse

Statoil planlegger å bore letebrønn 7219/9-2 (Kayak) i produksjonslisens (PL) 532 i Barentshavet i 2017, med tidligste borestart i andre kvartal.

Lisensen er lokalisert sør i Barentshavet. Brønnen har posisjon 72° 19' 50.58" N, 19° 54' 24.10" Ø. Den ligger omlag 140 km nordvest for Goliat, 83 km nordvest for Snøhvit og 198 km nordvest for Sørøya, som er nærmeste fastland. Korteste avstand til Bjørnøya er 225 km. Vanddyptet på lokasjon er 332 m.

Brønnen ligger i et område med strømforhold som fører til at influensområdet for eventuelle akuttutslipp av olje primært vil ligge i Barentshavet. Letebrønnen planlegges boret med den halvt nedsenkbare boreriggen Songa Enabler.



Figur 1 Posisjonen til Statoil sin letebrønn Kayak i PL 532, samt omkringliggende felt og funn.

2.2 Bore- og analyseperiode

Tidligste borestart er 2. kvartal 2017. Aktiviteten har en estimert maksimal varighet på 41 dager gitt funn – 28 dager dersom brønnen er tørr.

Miljørisiko beregnes for hver måned for alle artene av sjøfugl og marine pattedyr som har datasett egnet for kvantitative analyser. Risikoen aggregeres deretter opp og presenteres for hele året, samt for hver av sesongene vår (mars-mai), sommer (juni-august), høst (september-november) og vinter (desember-februar).

2.3 Forholdene i reservoaret

Formålet med letebrønnen er å skaffe informasjon om hydrokarbonpotensialet i formasjonene Kolje og Intra/Lower Kolje.

Forholdene i reservoaret er beskrevet i utblåsningsstudien for brønnen (Statoil, 2016). Kayak har normalt trykk og temperatur for letebrønner på norsk sokkel (173 bar og 55 °C).

Statoil har vurdert at råoljen *Skrugard* er den oljetypen som best representerer den forventede hydrokarbonsammensetningen. Sentrale egenskaper for denne oljetypen er beskrevet i SINTEF (2012) og i avsnitt 2.7.

2.4 Definerte fare- og ulykkeshendelser

En ukontrollert utstrømning fra brønnen under boringen ble identifisert som den dimensjonerende DFUen for denne miljørettede risikoanalysen.

Statoil (2016) har lagt følgende scenarier til grunn for utblåsningsberegningene:

- «Top penetration»: Brønnsparke og tap av brønnkontroll etter 5 m penetrasjon av øvre reservoar, typisk dersom trykket i reservoaret er høyere enn forventet.
- «Drilling ahead»: Brønnsparke og tap av brønnkontroll etter penetrasjon av halve dybden av produksjonssonen.
- «Tripping»: Brønnsparke og tap av brønnkontroll etter at hele reservoaret er penetrert, kan typisk oppstå ved rask uttrekking av borestrengen fra borehullet.

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

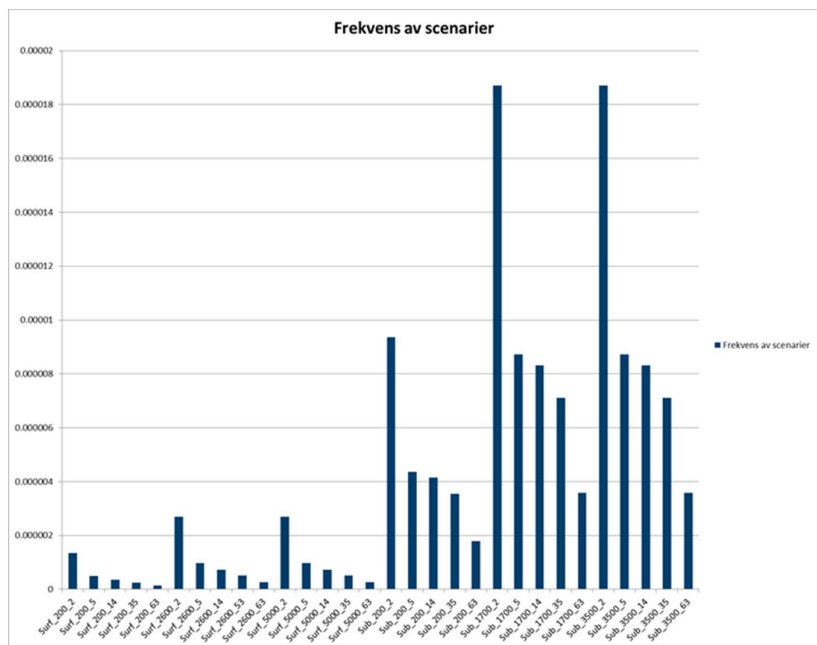
2.5 Utstrømningsrater og -varigheter

Statoil (2016) har gjennomført simuleringer av utstrømningsrater fra Kayak. Beregnede rater ved et overflate- og sjøbunnsutslipp er beskrevet i Tabell 2.

Vektet rate for overflateutslipp er 3100 m³/d, mens vektet rate for sjøbunnsutslipp er 2200 m³/d. Vektet varighet er hhv. 11 dager ved overflateutblåsning og 14,5 dager ved sjøbunnsutblåsning.

Statoil har estimert nødvendig tid for boring av en avlastningsbrønn til 63 dager.

Oljedriftsberegninger med henholdsvis 2, 5, 14, 35 og 63 døgn utslippvarighet ble gjennomført for hver enkelt rategruppe. Rategruppene for Kayak, med frekvenser, er vist i Figur 2.



Figur 2 Sannsynlighetsfordeling av rater og varigheter for Kayak.

Tabell 2 Rate- og varighetsmatrise for Kayak (Statoil, 2016).

Probability for top/sub	Scenario	Rate (Sm ³ /d)	Scen. prob.	Probability, durations (varigheter)				
				2	5	14	35	63
Topside (Overflateutslipp)								
0,1	<i>Top penetration – 5 meters of the first reservoir exposed</i>	200	0,2	0,522	0,189	0,140	0,098	0,052
	<i>Drilling ahead – entire first reservoir + 5m of the second exposed</i>	2600	0,4					
	<i>Tripping – all reservoir zones fully exposed</i>	5000	0,4					
	<i>Weighted rate</i>	3100						
Subsea (Sjøbunnsutslipp)								
0,9	<i>Top penetration – 5 meters of the first reservoir exposed</i>	200	0,2	0,403	0,188	0,179	0,153	0,077
	<i>Drilling ahead – entire first reservoir + 5m of the second exposed</i>	1700	0,4					
	<i>Tripping – all reservoir zones fully exposed</i>	3500	0,4					
	<i>Weighted rate</i>	2200						

2.6 Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens

Lloyd's Register utgir årlig en rapport som angir frekvensen for både utblåsninger og brønnlekkasjer ved aktiviteter gjennomført etter Nordsjøstandard (aktiviteter på norsk sokkel) basert på SINTEFs Offshore Blowout database (Lloyd's, 2016). Rapporten inneholder informasjon om frekvenser, fordeling av sannsynligheter for ulike utslippstyper, samt sannsynligheter for ulike varigheter. Statoil sin utblåsningsanalyse har tatt utgangspunkt i denne og vurdert at følgende utblåsningsfrekvens er representativ for Kayak (Statoil, 2016):

- P (blowout, wildcat exploration, oil well) = 1.29×10^{-4} .
- Sannsynlighetsfordelingen mellom et overflate- og sjøbunnsutslipp er 10/90 for flytere, og denne fordelingen benyttes også av Statoil (2016).

Frekvensen over legges til grunn for miljørisikoberegningene for Kayak.

2.7 Oljens egenskaper

Basert på en vurdering av forventede egenskaper ved reservoaret, samt kunnskap fra nærliggende boringer, har operatøren valgt Skrugard som referanseolje for denne miljørettede risikoanalysen.

For Skrugard råolje er det gjennomført et fullt forvitningsstudie (SINTEF, 2012). Resultatene fra forvitningsstudien er av NOFO tilrettelagt for oppslag på [NOFOs nettsider](#).

Skrugard råolje har et relativt lavt asfalten- og voksinnhold (hhv. 0,05 og 1,89 vektprosent). Disse komponentgruppene bidrar til å stabilisere emulsjonen. Emulsjonen er mer stabil ved lave temperaturer.

Skrugardoljen har begrenset grad av fordampning og nedblanding ved lave (2-5 m/s) vindstyrker. Andelen som fordamper og blandes ned øker med økende vindstyrke, under både sommer- og vinterforhold.

Forvitningsstudiet er gjennomført ved 5 °C. Siden gjennomsnittstemperaturen per måned i sjøen nær borelokasjonen varierer mellom 4,3 og 8,1 °C, er forvitringsegenskapene nærmere beskrevet for vinterforhold.

Oljedriftsberegningene er gjennomført med forventede vanntemperaturer i hver enkelt måned og gir derved et mer presist uttrykk for oljens skjebne etter utslipp.

2.7.1 Vinterforhold (5 °C)

Ved vindstyrker på 5 m/s predikeres en grad av fordampning på 4 % etter 2 timer, 9 % etter 12 timer og 19 % etter 5 døgns forvitring. Fordampningen er hurtigere ved 10 m/s; 6 % etter 2 timer, 13 % etter 12 timer og 24 % etter 5 døgn.

Ved lave temperaturer er graden av nedblanding begrenset, spesielt ved lite vind. Ved vindstyrker på 2 m/s predikeres det ingen nedblanding av oljen de første 5 døgn. Ved 5 m/s er nedblandingen noe høyere; 1 % etter 12 timer og 8 % etter fem døgn. Ved 10 m/s er 3 % nedblandet etter 2 timer, 17 % etter 12 timer og maksimalt 65 % etter fem døgn.

Skrugardoljen tar opp vann relativt hurtig. Ved 5 m/s vindstyrke er vannopptaket 21 % etter 2 timer og 68 % etter 12 timer. Det maksimale vannopptaket på 79 % nås etter 24-48 timer. Ved 10 m/s er vannopptaket 52 % etter 2 timer, mens det maksimale vannopptaket på 79 % nås allerede etter 6-9 timer.

Levetiden av emulsjon på overflaten er lang ved lave vindstyrker, men kort ved sterk vind. Ved vindstyrker på 5 m/s er 71 % av utslippsvolumet igjen på overflaten etter 5 døgn, mens det ved 10 m/s vind kun er 13 % igjen ved samme tidssteg.

Ved vindstyrker på 5 m/s predikerer SINTEF at emulsjonens viskositet er 6870 cP etter 5 døgns forvitring. Ved en vind på 10 m/s er viskositeten 10300 cP ved samme tidssteg.

Oljen har et potensiale for kjemisk dispergering, men tidsvinduet er begrenset, spesielt for vind > 5 m/s.

For detaljert massebalanse og endringer i ulike egenskaper som en funksjon av tid etter utslipp, temperatur og vindforhold vises det til forvitningsstudien (SINTEF, 2012).

2.8 Oppsummering av nøkkelparametere

De viktigste parameterne ved aktiviteten er oppsummert i Tabell 3.

Tabell 3 Nøkkelparametere for Kayak.

Parameter	Verdi - Brønn
Brønnnavn	7219/9-2 (Kayak) i PL 532
Lokasjon	72° 19' 50.58" N 19° 54' 24.10" Ø
Vanddyb	-332 MSL
Avstand til nærmeste land	198 km (Sørøya, Finnmark)
Referanseolje	Skrugard (SINTEF, 2012)
Gass/olje-forhold	92,5 Sm ³ /Sm ³
Vektete utblåsningsrater og -varigheter	Overflateutslipp: Vektet utsl.rate: 3100 Sm ³ /døgn Vektet varighet: 11 døgn Sjøbunnsutslipp: Vektet utsl.rate: 2200 Sm ³ /døgn Vektet varighet: 14,5 døgn
Modellerte varigheter	2, 5, 14, 35 og 63 døgn
Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn	63 døgn
Fluidtetthet	842 kg/Sm ³
Reservoartemperatur	55 °C
Reservoartrykk	173 bar

3 Metoder og analysekonsept

3.1 Oljedriftssimuleringer

Beregning av oljens drift og spredning er foretatt ved bruk av OSCAR, som er en del av Marine Environmental Modelling Workbench (MEMW) versjon 7.0.1 (SINTEF).

OSCAR-modellen beregner oljemengder i et brukervalgt rutenett og dybdegrid, og resultatene overføres til det samme 10x10 km rutenettet som benyttes i miljørisikoanalysene.

Parameterne som benyttes videre i miljørisikoanalysen 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)
- Størst strandede mengde (dimensjonering av kapasitet for beredskapsressurser i kystsonen)

MEMW inneholder SINTEFs database over forvitningsstudier for norske råoljer. 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.

I denne analysen er oljedriften analysert med dynamiske isdata.

3.1.1 Nye grunnlagsdata for vind, strøm og is

Datasettet for vind (NORA 10) er tilrettelagt av Meteorologisk Institutt (MI). Utdraget som benyttes dekker hele landet i perioden 2002-2011.

Datasettet for strøm, med 4 km oppløsning, er tilrettelagt for MEMW på grunnlag av data fra SVIM-arkivet. Datasettet benyttet i denne analysen dekker hele landet i perioden 2002-2011. Datasettet over isutbredelse fra SVIM-arkivet, som

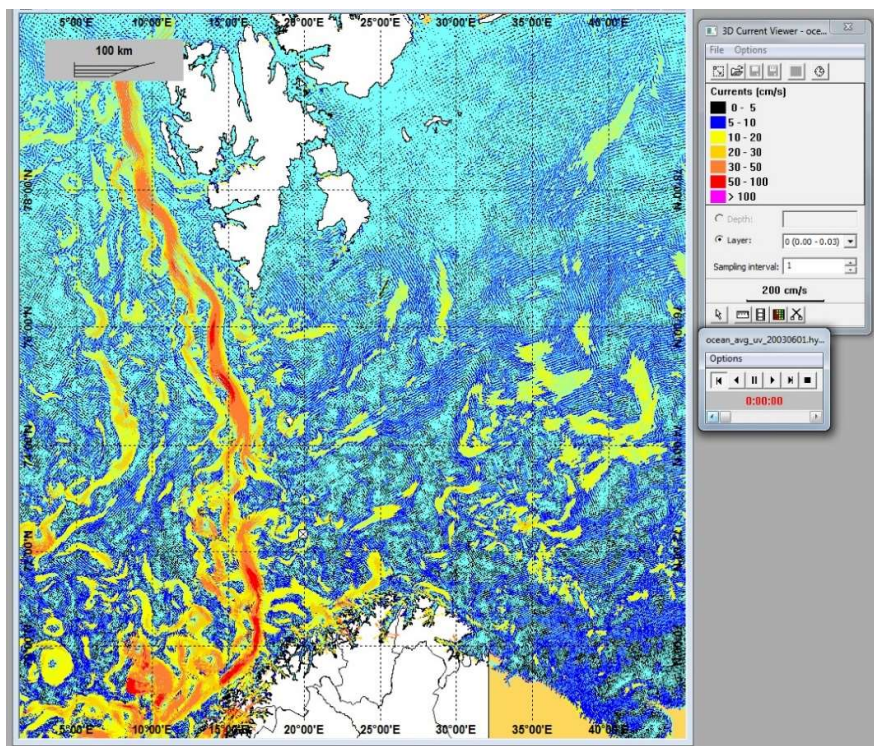
benyttes til dynamisk modellering av oljedrift med is, dekker den samme tidsperioden.

De høyoppløselige vind- og strømdataene har vært sammenlignet med tidligere benyttede data i et samarbeidsprosjekt for NOROG. Noen forskjeller i resultater skyldes ulik periode, men høyere oppløsning ser ut til å føre til større spredning (flere vektorer med ulike retninger), noe større oljemengder på overflaten og dermed høyere miljørisiko.

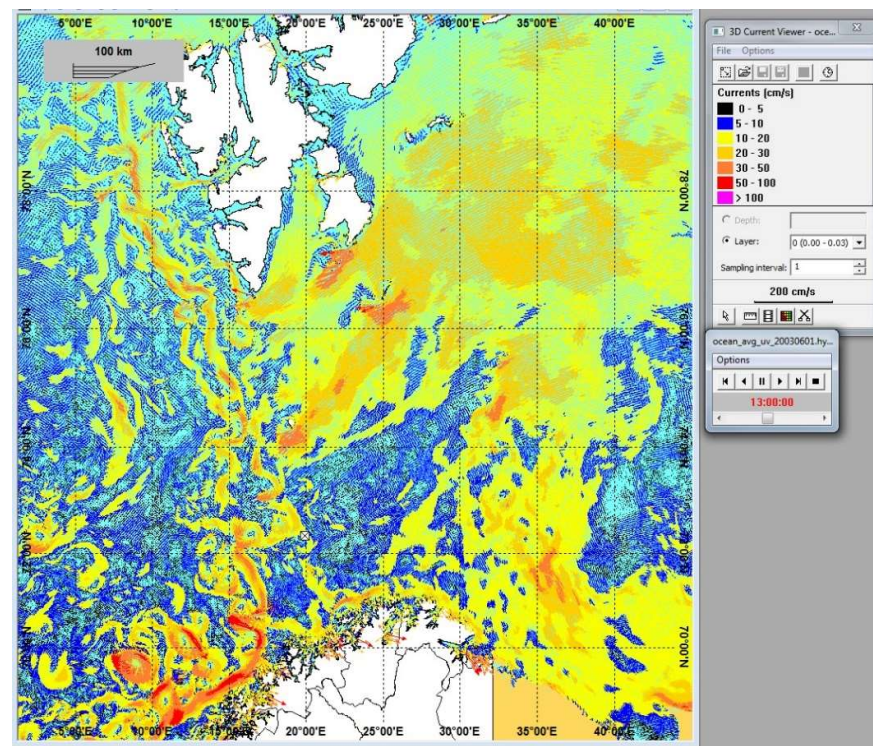
Det brukerdefinerte rutenettet ("habitatgridet") og dybdegridet som er benyttet til OSCAR-simuleringene er laget slik at det dekker et større område enn det som forventes berørt av olje i sjøoverflate eller vannsøyle. Dybdegridet har også en definert fordeling mellom vann- og bunns substrat, men brukeren må velge dominerende substrattypen.

Brukeren velger hvilken region modellen settes opp i. Valg av region tilordner et sett med regionsspesifikke parametere knyttet til rutenettet og dybdegridet.

Figur 3 og Figur 4 illustrerer at strømbildet kan variere tildels betydelig innenfor analyseområdet. Denne variasjonen fanges opp og inkluderes i oljedriftssimuleringene.



Figur 3 Strøm i Barentshavet ved tidssteg "0" i datasettet for strøm fra juni 2003 (SVIM).



Figur 4 Strøm i Barentshavet ved tidssteg "13" i datasettet for strøm fra juni 2003 (SVIM).

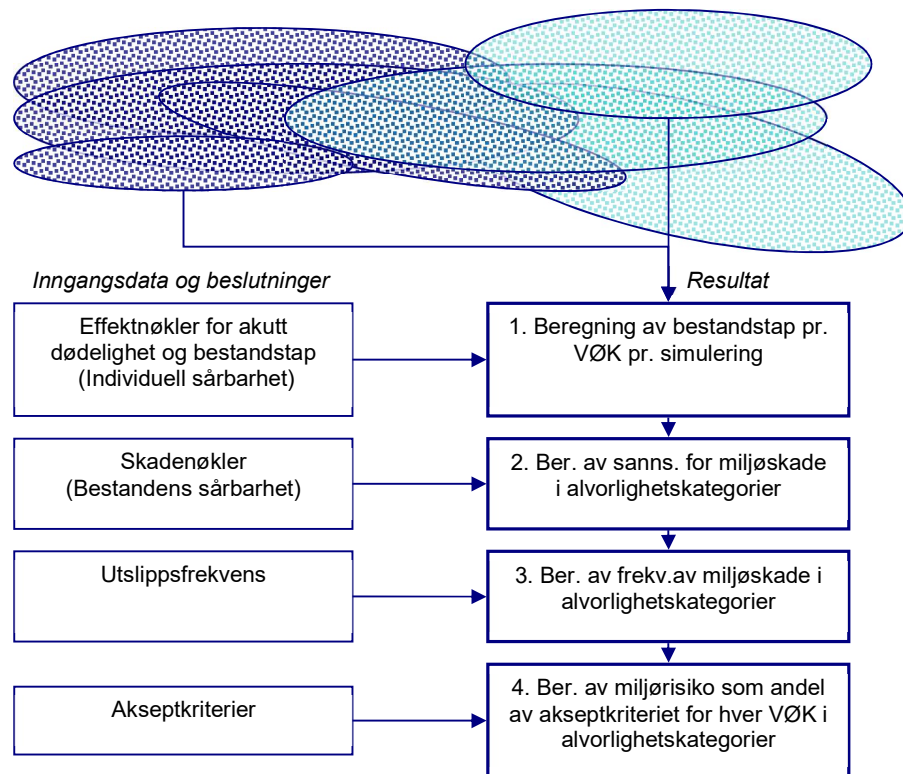
3.2 Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse

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

Skjematisk kan miljørisikoanalysen beskrives slik for de VØKene som er valgt ut (se Figur 5):

1. *Inngangsdata*: Oljedriftsanalyser med enkeltsimuleringer som inneholder oljemengder i kategorier (Tabell 11).
2. *Inngangsdata*: VØK-datasett for alle arter som forekommer innen influensområdet som det foreligger datasett for. For disse VØKer finnes datasett som er tilrettelagt med bestandsandeler i 10x10 km ruter, og sårbarhetsverdi, begge med månedsoppløsning.
3. Ved bruk av effektøkklene (Tabell 11, Tabell 12 og Tabell 16) 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 (og Tabell 16) og det beregnes en fordeling av sannsynlighet for skadens alvorlighetsgrad, beregnet på grunnlag av antallet simuleringer i hver bestandstapskategori 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.

Oljedriftsimuleringer med oljemengder i kategorier



Figur 5 Skisse som viser inngangsdata og resultatberegninger i en miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

Trinnene i Figur 5 inngår i beregningen av miljørisiko, som angis som frekvens pr. skadekategori pr. år (for felt og installasjoner) eller pr. operasjon (f.eks. for boreoperasjoner).

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

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

3.2.1 Sjøfugl og marine pattedyr

Sjøfugl har høy fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning og dermed høy sannsynlighet for å omkomme om de forurenses 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 effekt-nøklene og sårbarhetstabellene (Tabell 14 og Tabell 15).

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-/årssyklus og høyest i kasteperioden.

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/seasonvis oppløsning i oljedriften, VØK-datasettet og sårbarhetsinformasjonen. Risikoen kan dermed beregnes for hver delperiode og etterpå summeres for hele aktivitetsperioden.

3.2.2 Kysthabitater

For kyst/strandhabitater er det utviklet en kombinert effekt- og skadenøkkel, vist i Tabell 16 (Kapittel 11.3). Metoden er i hovedtrekk den samme som for sjøfugl og sjøpattedyr, men trinnene 2 og 3 i Figur 5 gjennomføres samtidig, siden effekt- og skadenøkkel er kombinert.

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

- Utarbeidelse av oljedriftsstatistikk, som for samtlige berørte strandruter angir treffsannsynlighet for oljemengder innen intervallene beskrevet i Tabell 16.
- For hver berørt rute hentes sårbarhetsverdien for kysthabitat, og sannsynlighetsfordelingen for skadeutslaget beregnes på grunnlag av

denne og treffsannsynlighet for 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.

3.2.3 Fisk

Beregningen av miljørisiko for fisk utføres etter metoden som beskrives i Norsk Olje og Gass sin veiledning (DNV GL, 2007). Denne metodikken er en trinnvis tilnærming, som består av to nivåer av skadeberegninger på de sårbare stadiene av fiskeressurser – egg og larver.

Miljørisikoen for fisk beregnet 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. Da trenger man 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 gyte-moden 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. For andre arter vil det i mangel av dokumentert restitusjonsmodell bli benyttet den mer konservative tilnærmingen med overlappsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

3.2.4 Polarfronten

Nordøst av Bjørnøya dannes polarfronten der det varmere atlantiske vannet møter det kaldere polare vannet langs de batymetriske konturene, fra nordvest av Spitsbergen mot Bjørnøya, videre rundt Bjørnøya og nordøstover.

Sannsynligheten for at olje fra et større utilsiktet utslipp skal treffe Polarfronten SVO er analysert vha. oljedriftsstatistikken for alle scenarier med simuleringer av overflateutslipp med startdato i mars-mai, som er perioden da oljen kan ha størst sannsynlighet for overlapp med Polarfronten SVO.

Også i oppdateringen av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten er Polarfronten angitt som et tynt felt. Fronten er dynamisk og er en av faktorene som er med på å bestemme havisens utbredelse og iskantens beliggenhet, det vises derfor også til overlappsanalysen for iskanten for en helhetsvurdering.

3.2.5 Iskant (Marginal Ice Zone, MIZ)

Det er en rekke definisjoner av iskanten, som inkluderer området med 15-30 %, 15-40 % og 10-30 % isdekke (konsentrasjon). Noen kilder angir 15 % isdekke som begynnelsen på iskanten og utvider sonen til høyere konsentrasjoner (<http://seaiceatlas.snap.uaf.edu/glossary>).

I arbeidet med verdi- og sårbarhetsvurdering for marine pattedyr, på oppdrag fra Direktoratet for Naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) (Spikkerud *et al.*, 2013), ble det gjennomført diskusjoner med Meteorologisk Institutt for å etablere et datasett over iskonsentrasjon som kunne brukes til å utarbeide datasett over viktige områder for dyrearter med sterk tilknytning til iskanten, der man ikke hadde annet datagrunnlag for artene. I disse diskusjonene ble det besluttet at et 10-års gjennomsnitt for iskonsentrasjoner i perioden 2000-2010 er et moderat konservativt anslag av iskantens utbredelse. Dette har Akvaplan-niva i tidligere analyser benyttet som definisjon av iskanten, og det samme datasettet er også benyttet i analysen for Kayak.

Sjøisen har gjerne sin maksimale utbredelse i januar-april. Det er gjennomført et samarbeidsprosjekt mellom DNV GL og Akvaplan-niva, på oppdrag fra Norsk Olje og Gass, for å utvikle og dokumentere en MIRA-metode for iskanten. I dette arbeidet benyttet man samme definisjon av iskanten som nevnt over (DNV GL & Akvaplan-niva, 2014).

I senere tid er det fremholdt at maksimal isutbredelse bør benyttes. Datasettet for maksimal isutbredelse i en 30-årsperiode er et linjetema. Datasettet har månedsoppløsning (<http://www.npolar.no/no/fakta/iskantsonen.html>). Disse dataene, fra Norsk Polarinstitutt, er benyttet i en tilleggsvurdering av mulig berøring.

Analysen er en utvalgsstudie av treffsannsynligheter og oljemengder i ruter som ligger på eller nord for den maksimale isutbredelseslinjen i noe år i datasettet.

3.2.6 Bjørnøya Naturreservat

Bjørnøya Naturreservat inngår i Miljødirektoratets datasett over Marine Naturvernrområder. Reservatet dekker selve øyen, samt en sone 12 nm (22,2 km) utenfor Bjørnøya, men med unntak for området rundt Bjørnøya Radio.

Analysen av de sannsynlige oljemengdene som kan drive inn i naturreservatet er foretatt ved en geografisk (GIS-basert) analyse beregnet fra alle simuleringer for alle overflatescenarier. Det er også foretatt en oppsummering av bestandsandeler av sjøfugl som er innenfor Bjørnøya naturreservat. Resultatene er vist som kart og en tabell med oppsummeringsparametre for de aktuelle 10x10 km rutene for sjøfuglressurser tilknyttet Bjørnøya.

41 modellruter (10x10 km) overlapper helt eller delvis med naturreservatet. Det totale området som er med i beregningen er derfor noe større enn selve naturreservatet.

4 Miljøressurser og -data

De miljøressursene som inngår i den miljørettede risikoanalysen for Kayak, samt de datasettene som er benyttet, er kort beskrevet i dette kapittelet. En utfyllende beskrivelse av de klimatiske forholdene i Barentshavet, samt de miljøressursene som inngår i risiko- og konsekvensvurderingene, er gitt i vedlegg 2 (kapittel 9).

4.1.1 Sjøfugl

Barentshavet er svært viktig i hekkeperioden. Det finnes omlag 16 hekkekolonier, der minst 20 millioner sjøfugl fordelt på 40 arter holder til i sommersesongen. En rekke av disse artene overvintrer i Norskehavet og Nordsjøen. Enkelte av artene ankommer Barentshavet først på våren for å hekke langs Finnmarkskysten, på Bjørnøya og Svalbard.

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. Vedlegg 3 (kapittel 10) inneholder en uttømmende liste over de artene som inngår i analysen.

Sjøfugl kystnært

For å vurdere konsekvens og risiko for sjøfugl med kystnær tilstedeværelse har APN fått tilgang til SEAPOP-databasen i MS Access-format. Disse datasettene inkluderer funksjonsområder; områder som sjøfuglene bruker i sitt næringssøk. Disse varierer innenfor de enkelte artsgruppene.

Datasettene tar hensyn til at store deler av norsk bestand oppholder seg utenfor norske områder vinterstid, med tilhørende lave bestandsandeler. Kystdata har månedsoppløsning, og datasettene viser andeler av nasjonal bestand.

I forbindelse med den miljørettede risikoanalysen for Kayak har APN fått tilgang til et datasett for lomvi som er basert på informasjon fra lysloggere. Datasettet dekker et begrenset antall lokaliteter (Bjørnøya, Hjelmsøya og Hornøya i Barentshavet og Sklinna i Norskehavet) og er opparbeidet av NINA

(NINA v/Kjell Einar Erikstad, 2015) i et prosjekt finansiert av NOROG og Statoil. APN har tilrettelagt disse dataene for bruk i miljørisikoanalysen.

Datasettet inneholder kun data for perioden august-januar. Det er benyttet en sårbarhetsverdi på 3 i vurderingene for lomvi basert på dette datasettet.

Siden bruken av disse dataene ikke er standardisert, er resultatene skilt fra de øvrige risikoresultatene og presentert i et eget kapittel (vedlegg 1, kapittel 8).

Sjøfugl i åpent hav

I SEAPOP er det utarbeidet kart over sannsynlighet for tilstedeværelse basert på prediksjoner og modelleringer for et sett av miljøvariable. Disse analysene er gjennomført med 10 x 10 km oppløsning i rutenettet. Datasettene er videre tilrettelagt av NINA med fordeling av bestandsandeler i rutene.

I SEAPOP har man konsentrert seg om noen arter i åpent hav. Men, av pelagisk dykkende sjøfugl, er alle de 5 artene av alkefugl representert. Åpent hav-data er delt i 3 sesonger; vinter (1. november-31. mars), sommer (1. april-31. juli) og høst (1. august-31. oktober).

Det er benyttet sist oppdaterte data for sjøfugl i åpent hav. Dataene er tilrettelagt for MIRA-analyse av APN, tildelt månedlige bestandsandeler og splittet i regionene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen.

Kart over utbredelsen av sjøfugl i analyseområdet vises på MRABAens nettside:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>

4.1.2 Marine pattedyr

Marine pattedyr har svært ulik sårbarhet. Kystselene, som ikke er avhengige av pelsen for å holde varmen, men som har et solid spekklag, er mindre utsatt for

oljeforurensning enn isbjørn og otere. Sistnevnte kan ha en fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning som likner fuglenes.

Kystsel

Selunger er avhengige av pelsen, noe som gjør dem sårbare. Generelt er derfor kystselene mest sårbare i kasteperioden. Selens evne til å motstå 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. Noen seler 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 til havs kan det forventes at oljen er mer forvitret etter lange drivtider. Generelt er det ikke registrert unntakelsesatferd overfor olje hos sel.

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

Hvaler

Hvaler har hittil vært ansett som relativt lite sårbare for oljeforurensning. Det har vært hevdet at bardehvaler kan være mer utsatt for oljetilsøling ved næringsøk enn tannhvaler ved at bardene blir tilsølt når bardehvalene skummer overflaten for å filtrere føde (AMSA faktaark, NOAA faktaark 1).

En del av bardehvalene har ru hud, som vil kunne 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. Det har vært hevdet at hvaler aktivt kan unngå oljeforurensning, men observasjoner i Mexicogulven av ville delfiner nær og i oljeflak tyder på at dette ikke er tilfellet (NOAA faktaark 1 og 2, AMSA faktaark).

Arter som migrerer i åpent hav vil ha lavere sannsynlighet for å komme i kontakt med olje. Sannsynligheten avhenger av utslippets lokasjon ift. faste migrasjonsruter. I åpent hav vil det derimot ikke være noen barriere som hindrer oljen i å flyte videre, og sannsynligheten 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

Flere hvalarter migrerer gjennom analyseområdet for Kayak, og bruker det svært produktive området langs iskanten til næringsøk i sommerhalvåret. Disse artene kan vandre globalt. Flere av artene er rødlistet (Wiig *et al.*, 2015).

Det finnes ikke 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, nå Miljødirektoratet (Spikkerud *et al.*, 2013). Områdene er gjengitt med tillatelse fra HI og benyttet i vurderinger av potensiell overlapp, i tid og rom, mellom områdene som er ansett som viktige for de ulike artene og influensområdet for Kayak. I tillegg er Svalbardkartet benyttet.

I et nylig ferdigstilt prosjekt (DNV GL & Akvaplan-niva, 2014) har involverte ekspertgrupper anbefalt høyere sårbarhetsverdier for en rekke arter av marine pattedyr, deriblant steinkobbebestanden på Svalbard, som er tildelt en høyere sårbarhet fordi den er endemisk og har liten populasjon. Disse vil komme til anvendelse i skadebaserte miljørisikoanalyser etter hvert som datasett med kvantitativ bestandsfordeling opparbeides.

4.1.3 Fiskeressurser

Barentshavet er et svært produktivt hav. Nord i Norskehavet og i Barentshavet er det en rekke gyteområder for kommersielt viktige fiskearter, bla. områdene langs Finnmarkskysten og området langs Eggakanten (fra nord for Vesterålen til vest for Bjørnøya og Svalbard).

Lodde er en nøkkelart i Barentshavets økosystem. Bla. torsk og sild driver inn i Barentshavet som yngel. Barentshavet er et viktig oppvekstområde for yngel av flere kommersielt viktige fiskearter som lever av dyreplankton, som yngel av hyse, lodde, sei og uer. Krill og raudåte er viktige komponenter blant dyreplanktonet.

Data fra HI (2015) er benyttet for å vurdere potensialet for overlapp mellom gyteområdene/gyteperioden og en oljeutblåsning fra den analyserte aktiviteten.

4.1.4 Sårbare kysthabitater

Akvaplan-niva har tilrettelagt datasettet over sensitivitetsindeks (Pi) fra MRDB (2010) på et 10 x 10 km rutenett inndelt i sårbarhet 1-3 som beskrevet i kapittel 9.9. Totalt er dette 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks og sårbarhetsverdi. Datasettet er brukt i en kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

For en nærmere beskrivelse av Polarfronten, iskanten og Bjørnøya Naturreservat, samt hvordan disse vurderes i denne analysen, vises det til kapittel 9, samt kapittel 3.2.4, 3.2.5 og 3.2.6.

5 Resultater av oljedriftsanalyser

5.1 Influensområder og sannsynlige oljemengder

5.1.1 Hva vises og hvordan beregnes det?

Analyser av oljens drift og spredning (oljedriftsanalyser) er gjennomført ved bruk av hele den oppsatte rate- og varighetsmatrisen. Det fulle utfallsrommet er brukt til beregning av miljørisiko.

Samtlige simuleringer er benyttet til nedenstående beregninger av statistisk berørt område. Resultater og statistikk for enkeltscenarier er tilgjengelig for beredskapsplanleggingen.

Ved å benytte mange simuleringer med ulike startdatoer i de historiske vind- og strømdataene, for hver kombinasjon av utslippsrate og varighet, er det mulig å fange opp mange ulike situasjoner som er bestemmende for bla. oljeflakets drivretning og størrelsen på det berørte området.

Et enkelt utslipp vil ikke alltid berøre hele området som vises i figurene under til enhver tid, men vil blandes ned, spres, og drive i retninger og med en hastighet som bestemmes av den vindretningen og -styrken som er på et gitt tidspunkt. Enkeltsimuleringer, spesielt ved modellering av utslipp med lange varigheter, vil kunne berøre større områder.

Det statistisk berørte området var tidligere vist som "influensområder", definert ved området med mer enn 5 % sannsynlighet for treff av mer enn 1 tonn olje i 10x10 km ruter. Disse områdene er fortsatt tilgjengelige for samtlige av de scenariene som er analysert for Kayak.

Men, *miljørisiko* i en gitt rute bestemmes av kombinasjonen av treffsannsynlighet i ruten (andelen simuleringer som treffer den), den gjennomsnittlige oljemengden i ruten i de simuleringene der oljen treffer, og om det er sårbare ressurser til stede i ruten i den aktuelle måneden. Det er derfor valgt å bearbeide statistikken over alle simuleringer for alle scenarier på en måte som bedre reflekterer den potensielle miljørisikoen dersom det er sårbare ressurser til stede, ved å beregne

"sannsynlige" eller "forventede" oljemengder i ruten *dersom* et overflate- eller sjøbunnsutslipp skjer.

Sannsynligheten for en utblåsning ifm. leteboringer er $1,29 \times 10^{-4}$, dvs. 1 per 7752 leteboringer, eller 0,013 %. *Dersom utblåsning skjer* er det ~10 % sannsynlighet for at oljen strømmer ut ved overflaten (overflateutslipp) og 90 % sannsynlighet for at det skjer ved sjøbunnen. Sannsynligheten for en overflateutblåsning er dermed 0,0013 % og sannsynligheten for en sjøbunnsutblåsning 0,0117 %. Sannsynlighetsfordelingen mellom rater og varigheter sees i Tabell 2.

Verdien for «sannsynlig oljemengde», som vises i figurene for hver 10 x 10 km rute, fremkommer ved å gange treffsannsynligheten i ruten med gjennomsnittlig oljemengde for de simuleringene som traff ruten. Dette beregnes først for hvert scenario (kombinasjon av rate og varighet). Deretter beregnes en vektet verdi for alle sjøbunns- og overflatescenarier for seg, ved at celle for celle ganges verdien fra hvert scenario med sannsynligheten for scenariet gitt utslipp og legges til totalverdien i cellen. Simuleringene fra scenariene med lav sannsynlighet (lengste varigheter) teller derfor mindre i beregningen enn simuleringene fra mer sannsynlige scenarier.

Statistikken presenteres separat for overflate- og sjøbunnsutslipp og representerer et bilde som er gjennomsnittet over alle enkeltsimuleringene for hhv. sjøbunns- og overflateutslipp. Ved et reelt utslipp vil oljen mao. ha høyest sannsynlighet for å befinne seg innenfor dette området, men vil oppføre seg forskjellige basert på de konkrete vind- og værforhold på det tidspunktet utslippet skjer. Utslipp av lengre varigheter vil kunne drive utenfor dette området, og utslipp med den høyeste raten kan ha høyere oljemengder, men disse verstefallscenariene har lavere sannsynlighet og figurene er derfor representative for risikobildet.

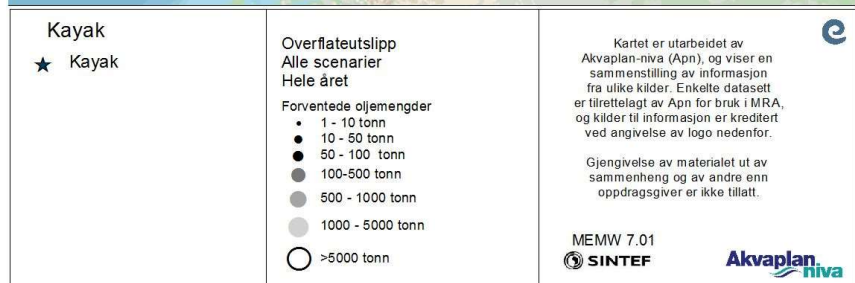
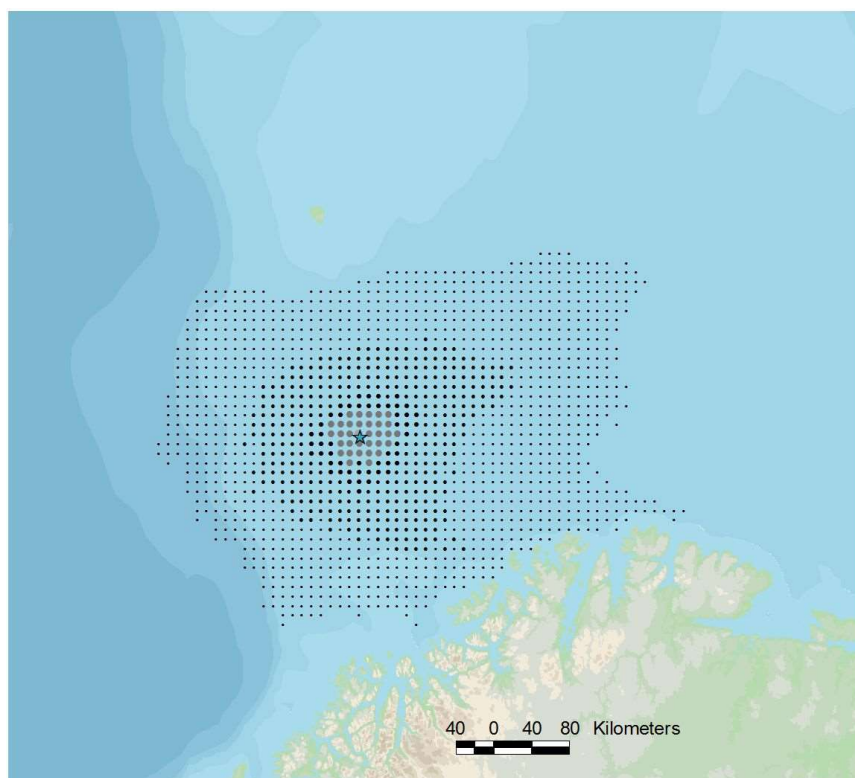
For olje på overflaten og på strand vises sannsynlige oljemengder i tonn, og i vannsøylen vises sannsynlig oljemengde som oppløst totalhydrokarbonkonsentrasjon (THC) i ppb. Figurene vises for hele året (statistikk over alle simuleringer) og for hver av sesongene (simuleringene med startdatoer i sesongen).

5.1.2 Statistikk for alle simuleringer gjennom året

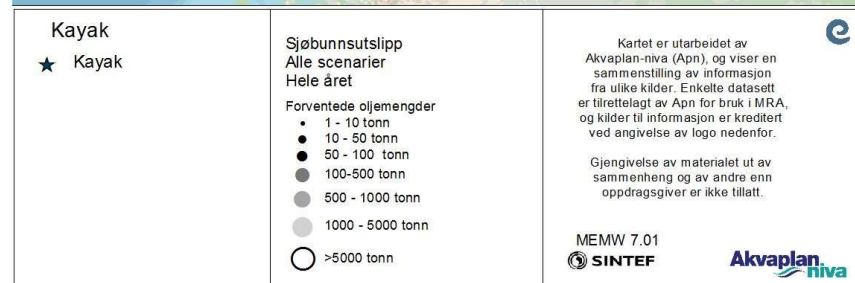
De sannsynlige oljemengdene på overflaten (i tonn), gitt at en overflateutblåsning fra Kayak skjer, er vist i Figur 6, beregnet fra statistikken for alle simuleringer over hele året for alle overflatescenarier. Tilsvarende for en sjøbunnsutblåsning er vist i Figur 7.

Det statistisk berørte området på overflaten er nokså likt mellom sjøbunns- og overflateutslipp med MEMW 7.01, men oljemengdene er noe lavere ved sjøbunnsutslipp.

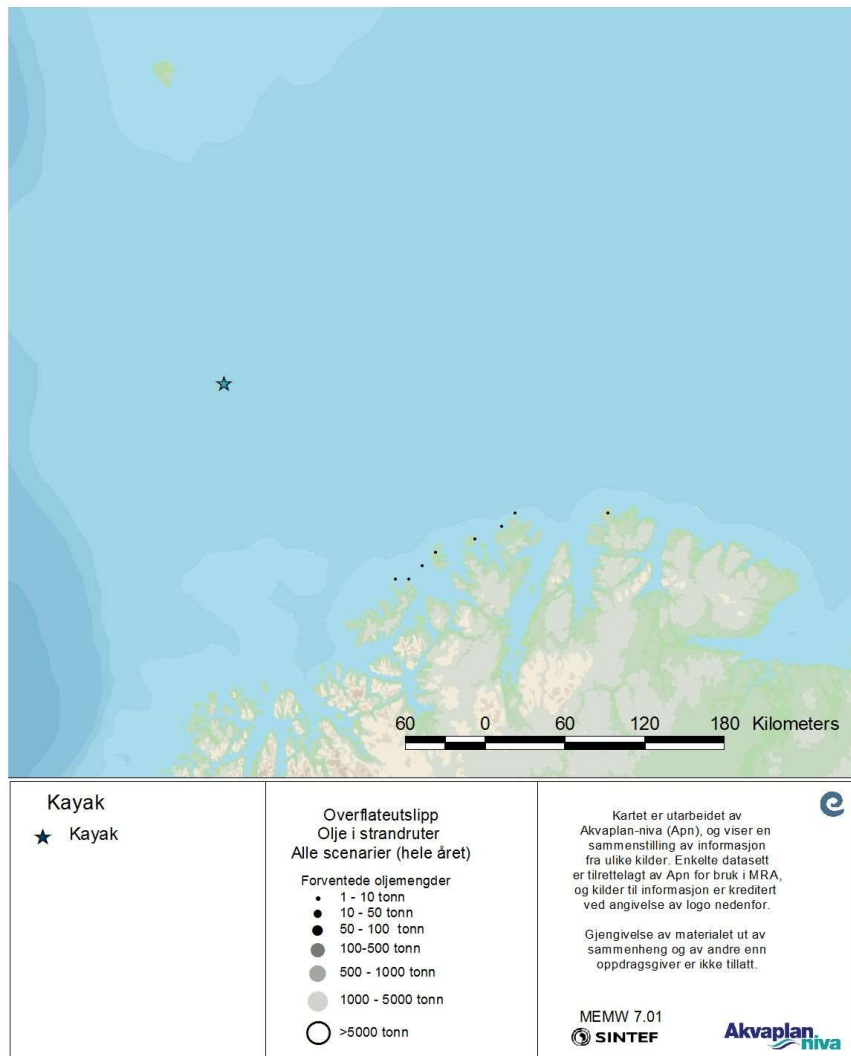
Gitt en overflateutblåsning, viser Figur 8 sannsynlige oljemengder i strandruter og Figur 10 sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøylen, beregnet fra statistikken for alle simuleringer gjennom hele året for alle overflatescenarier. Figur 9 og Figur 11 viser tilsvarende for sjøbunnsutblåsning.



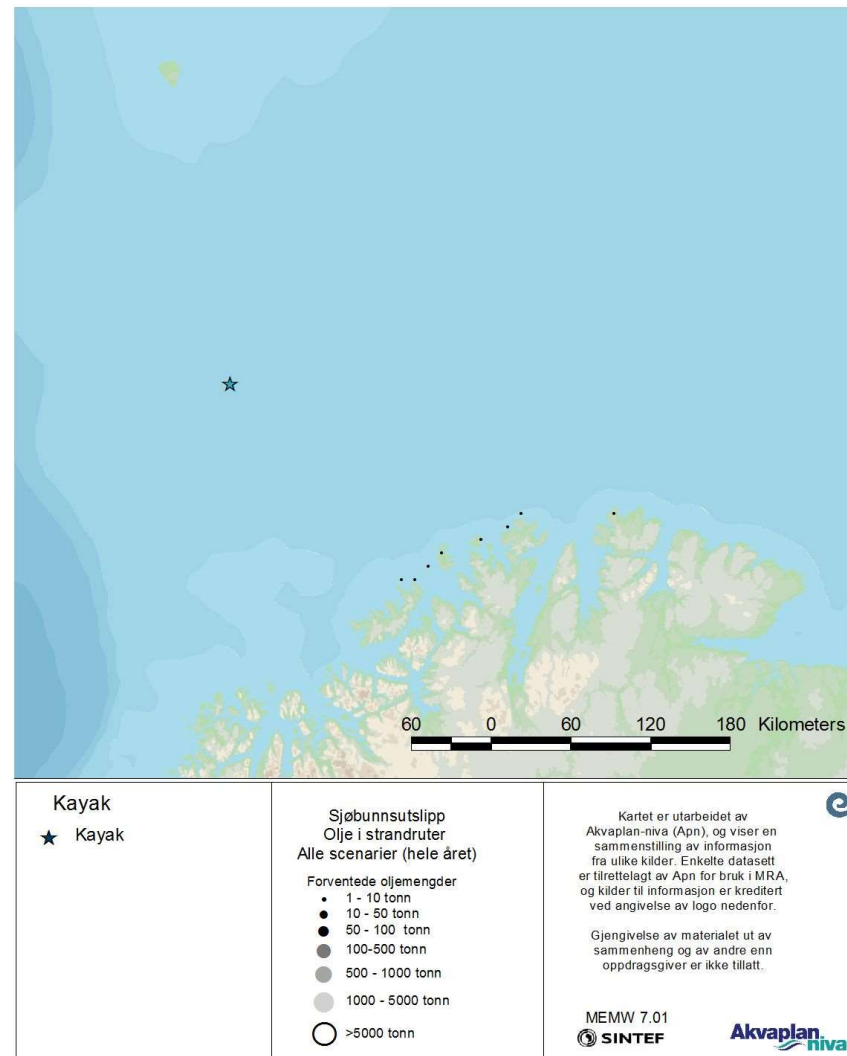
Figur 6 Sannsynlige oljemengder på overflaten beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak (simuleringer fra alle måneder).



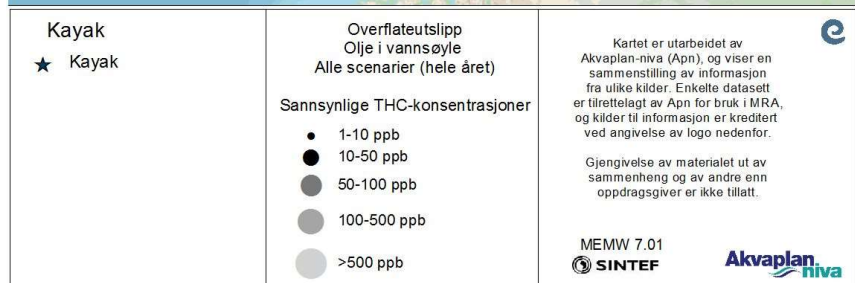
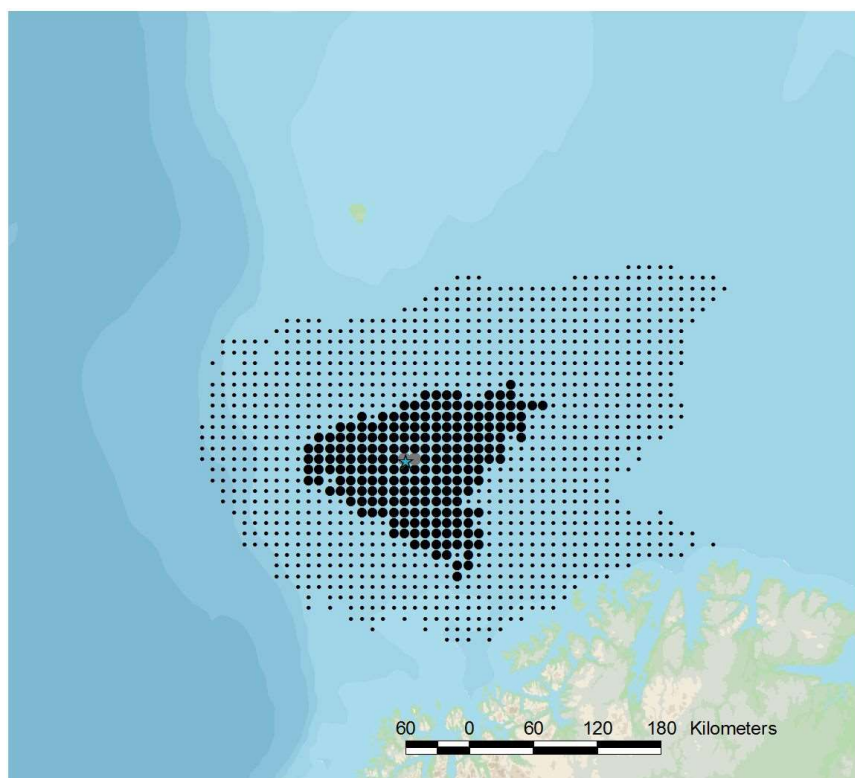
Figur 7 Sannsynlige oljemengder på overflaten beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak (simuleringer fra alle måneder).



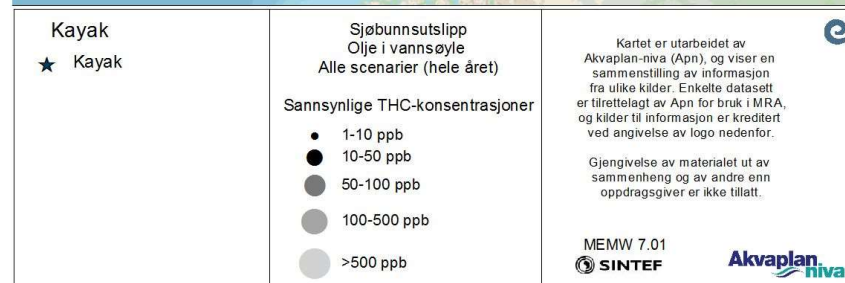
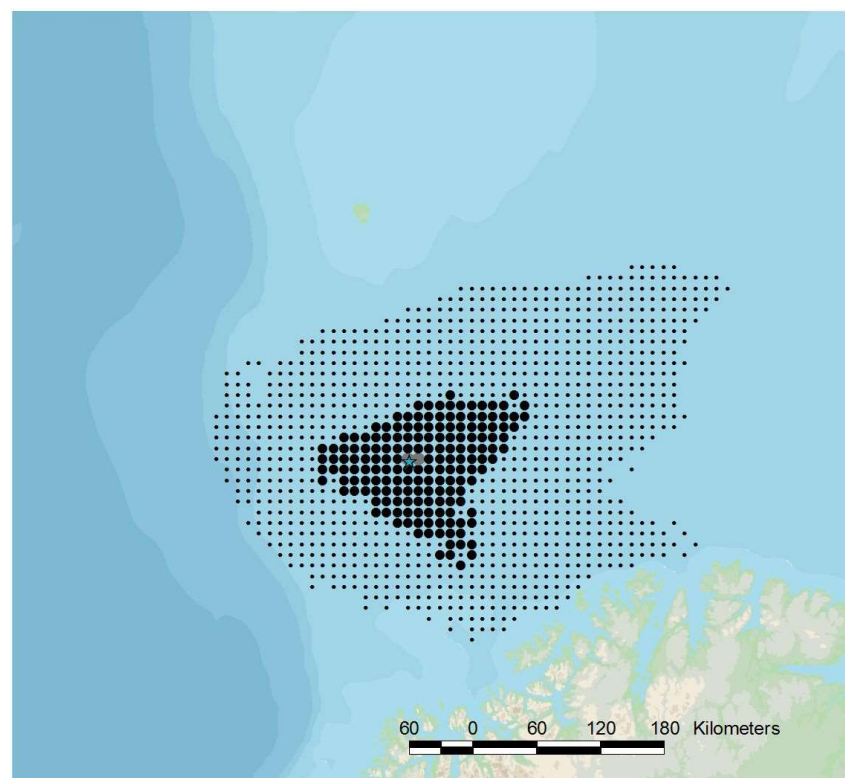
Figur 8 Sannsynlige oljemengder i strandruter beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak (simuleringer fra alle måneder).



Figur 9 Sannsynlige oljemengder i strandruter beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak (simuleringer fra alle måneder).



Figur 10 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak (simuleringer fra alle måneder).



Figur 11 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak (simuleringer fra alle måneder).

5.1.3 Mars-mai

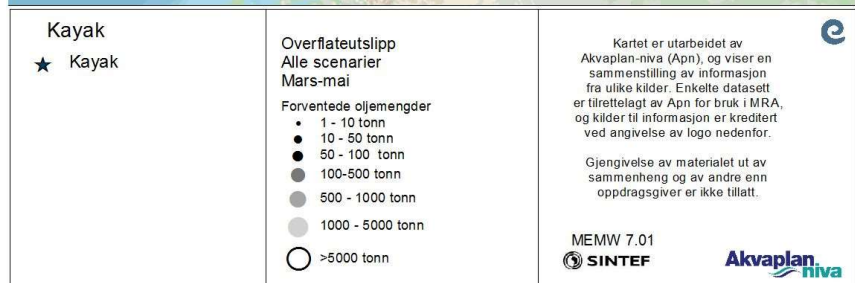
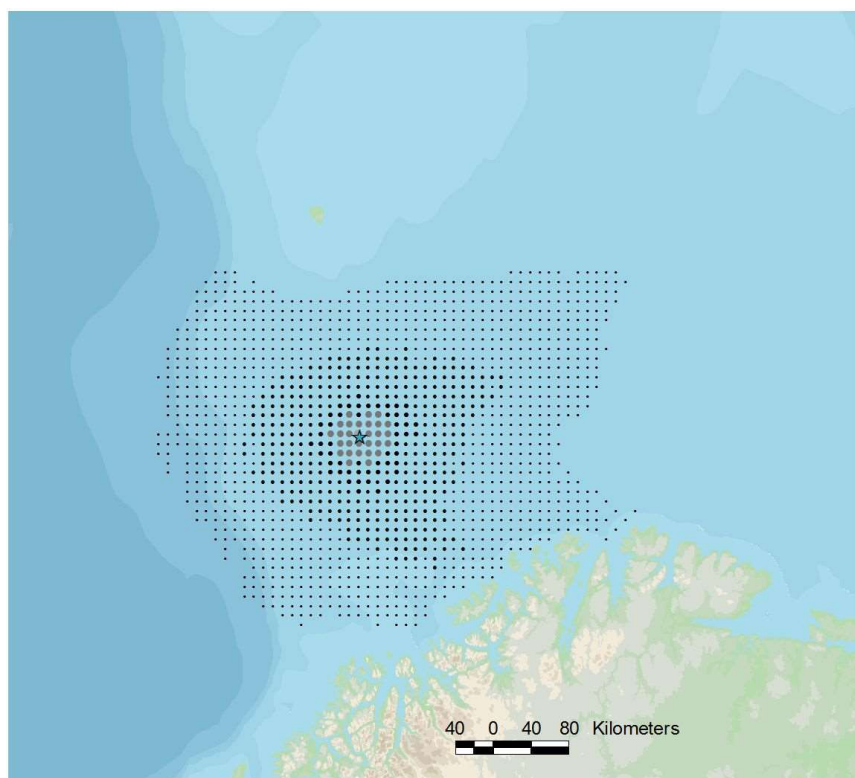
Figur 12 viser sannsynlige oljemengder på overflaten (i tonn), beregnet fra statistikken for alle simuleringer med startdato i mars tom. mai, gitt at en overflateutblåsning fra Kayak skjer (sannsynlighet = 0,0013 %).

En tilsvarende statistikk for sjøbunnsutslipp er vist i Figur 13, gitt at en sjøbunnsutblåsning skjer (sannsynlighet = 0,0117 %).

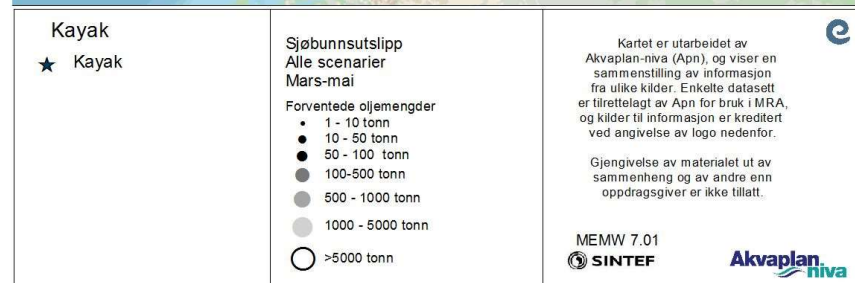
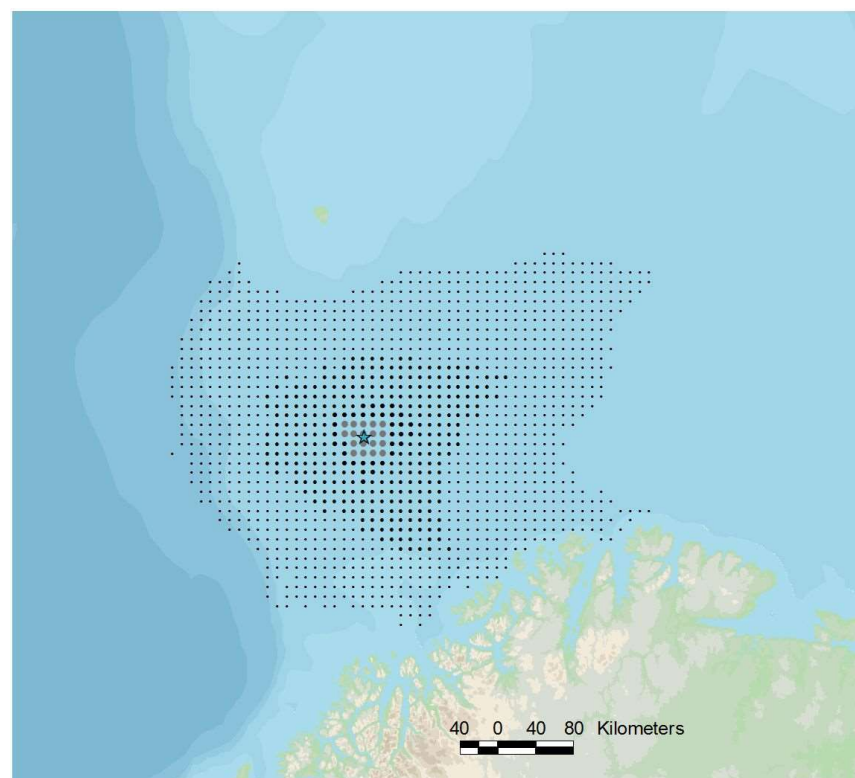
Det statistisk berørte området på overflaten er nokså likt mellom sjøbunns- og overflateutslipp med MEMW 7.01, men oljemengdene er noe lavere ved sjøbunnsutslipp. Dette fører bl.a. til færre strandruter med forventet oljemengde over 1 tonn langs Finnmarkskysten ved sjøbunnsutslipp (Figur 15) enn ved overflateutslipp (Figur 14).

Sannsynlige THC-konsentrasjoner i vannsøylen, beregnet fra statistikken for alle simuleringer med startdato i mars tom. mai, er vist i Figur 16 for overflateutslippene og i Figur 17 for sjøbunnsutslippene.

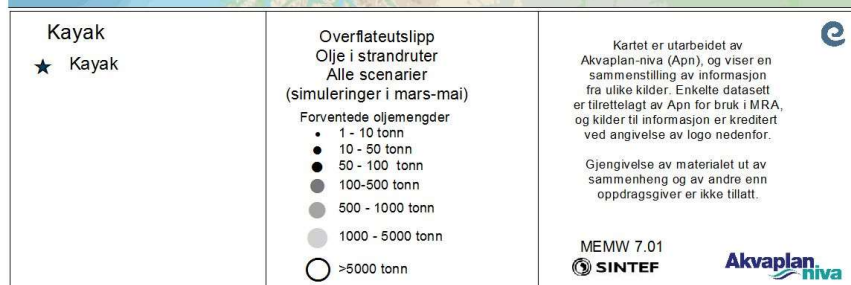
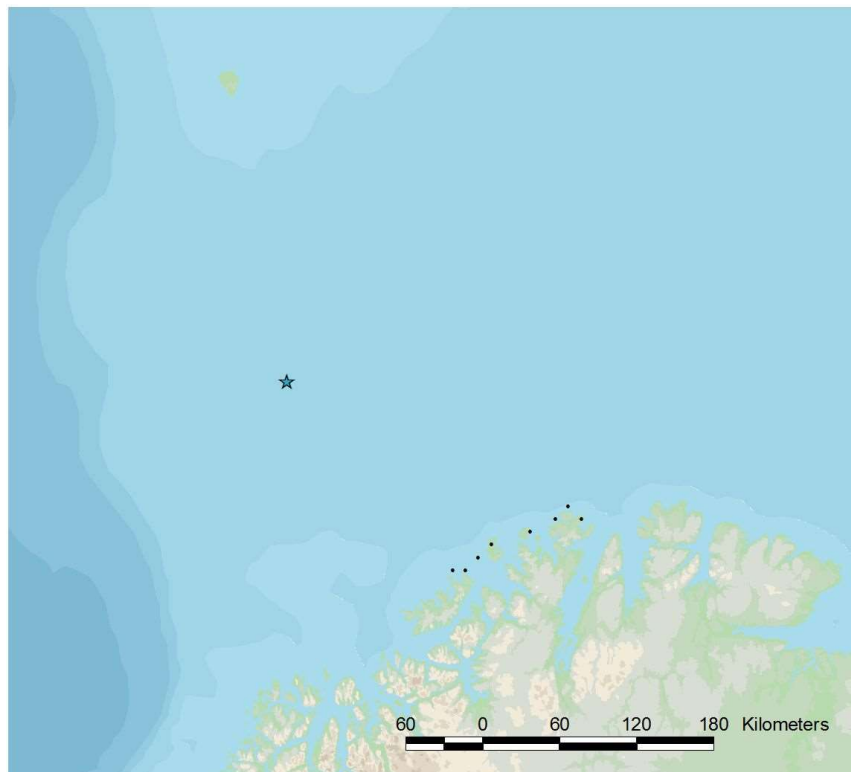
Det er i perioden kun to 10x10 km ruter som har en gjennomsnittlig forventet THC-konsentrasjon som overstiger grenseverdien for skade på fiskeegg og fiskelarver (50 ppb konservativt benyttet).



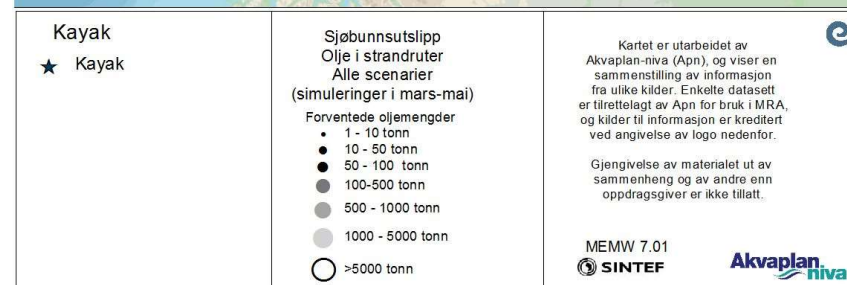
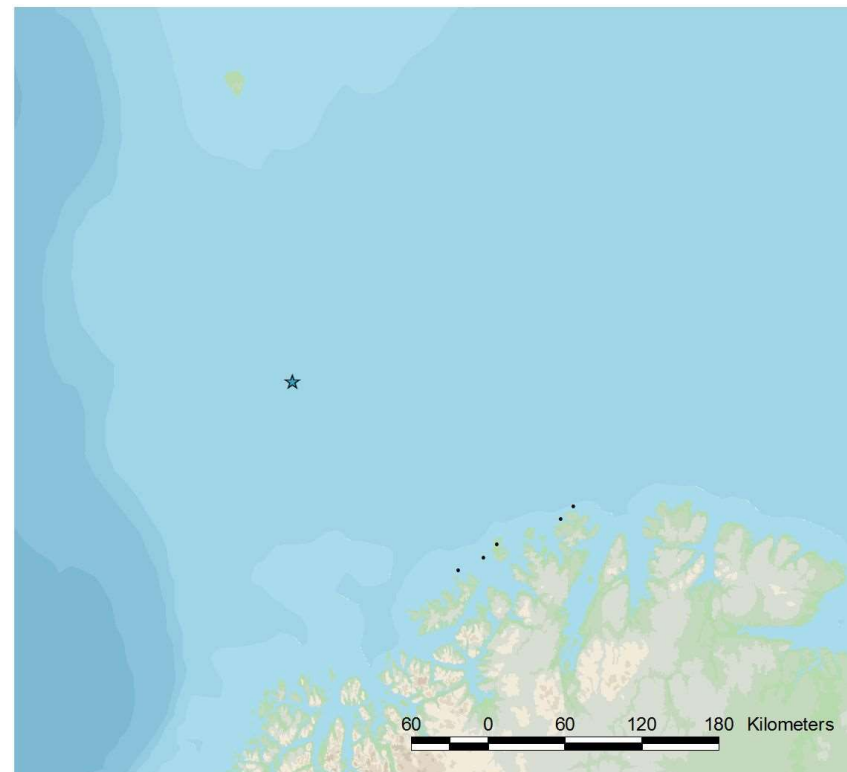
Figur 12 Sannsynlige oljemengder på overflaten beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i mars-mai.



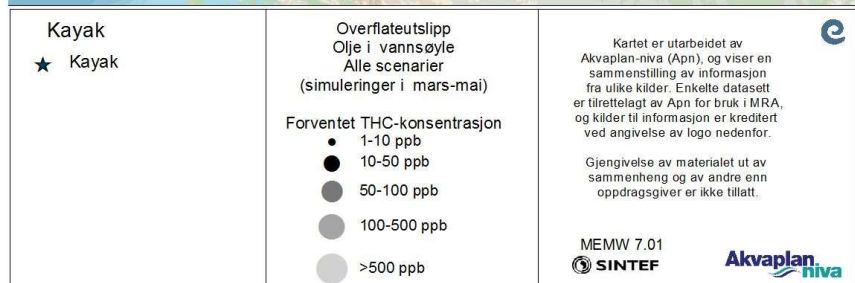
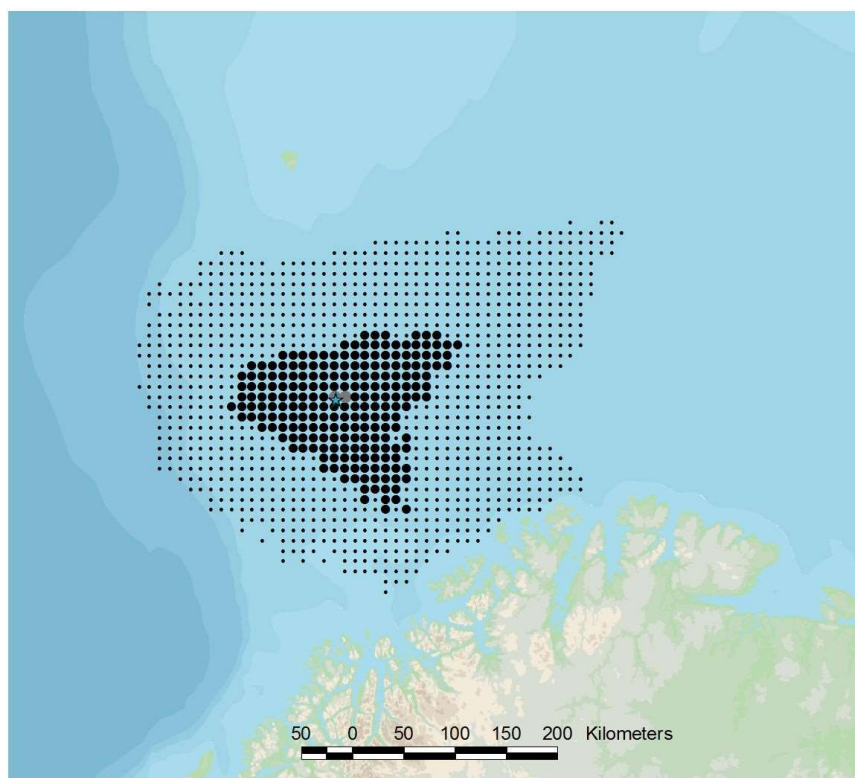
Figur 13 Sannsynlige oljemengder på overflaten beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i mars-mai.



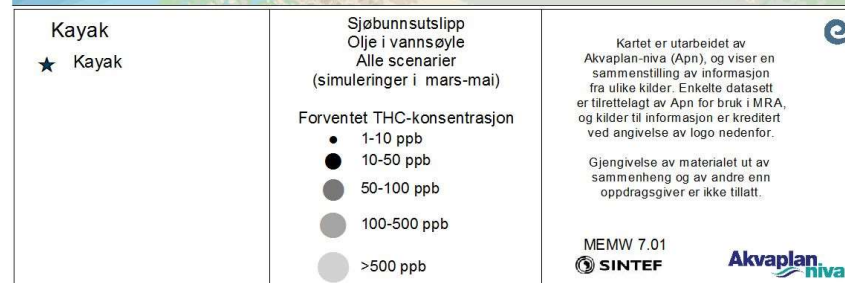
Figur 14 Sannsynlige oljemengder i strandruker beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i mars-mai.



Figur 15 Sannsynlige oljemengder i strandruker beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i mars-mai.



Figur 16 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i mars-mai.



Figur 17 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i mars-mai.

5.1.4 Juni-august

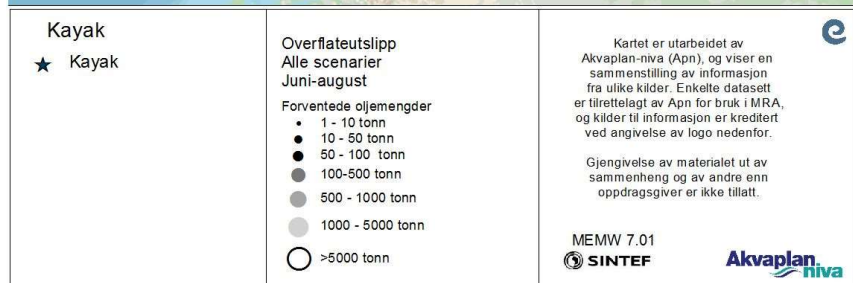
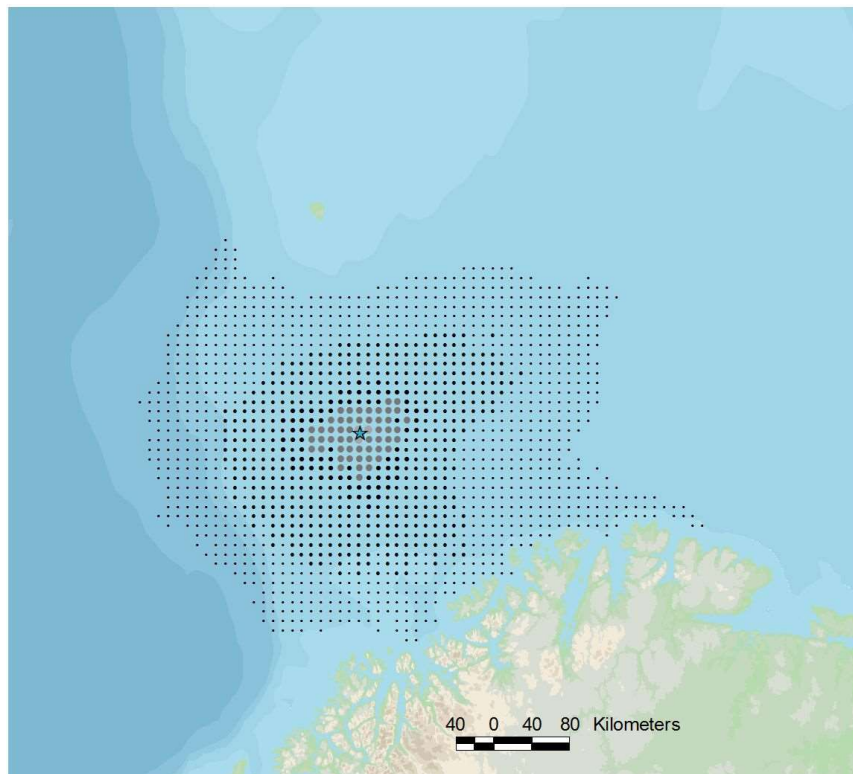
Figur 18 viser sannsynlige oljemengder på overflaten (i tonn), beregnet fra statistikken for alle simuleringer med startdato i juni tom. august, gitt at en overflateutblåsning fra Kayak skjer (sannsynlighet = 0,0013 %).

En tilsvarende statistikk for sjøbunnsutslipp er vist i Figur 19, gitt at en sjøbunnsutblåsning skjer (sannsynlighet = 0,0117 %).

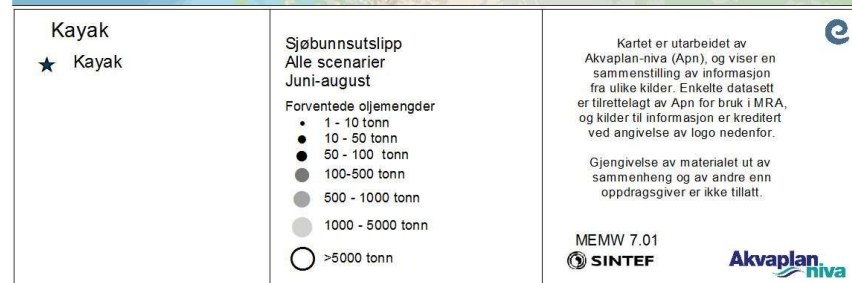
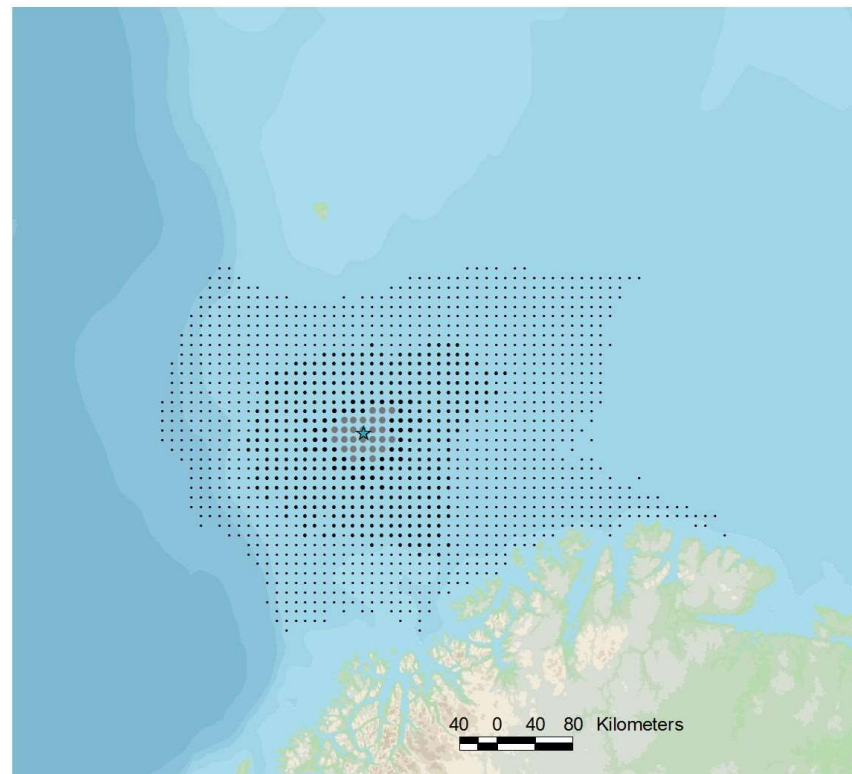
Det statistisk berørte området på overflaten er nokså likt mellom sjøbunns- og overflateutslipp med MEMW 7.01, men oljemengdene er noe lavere ved sjøbunnsutslipp. Dette fører bl.a. til færre strandruter med forventet oljemengde mer enn 1 tonn langs Finnmarkskysten ved sjøbunnsutslipp (Figur 21) enn ved overflateutslipp (Figur 20).

De berørte områdene og oljemengdene er noe større enn i mars-mai, pga. roligere vindforhold som medfører lavere naturlig nedblanding av oljen. Dette fører også til at sannsynlige THC-konsentrasjoner i vannsøyle er lavere enn i vinterhalvåret.

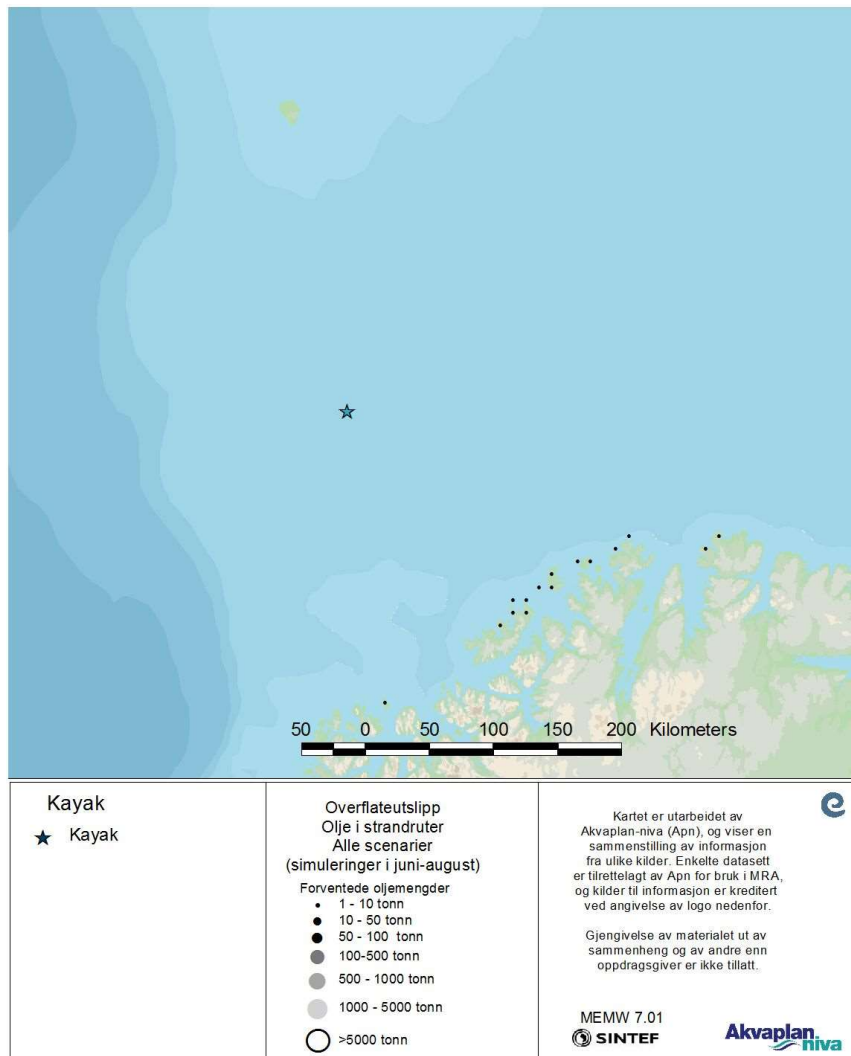
Beregnet fra statistikken for alle simuleringer med startdato i juni tom. august er nedblandede oljemengder vist i Figur 22 for overflateutslippene og Figur 23 for sjøbunnsutslippene. Det er i denne perioden ingen 10x10 km ruter som har en gjennomsnittlig forventet THC-konsentrasjon som overstiger grenseverdien for skade på egg og larver (50 ppb konservativt benyttet).



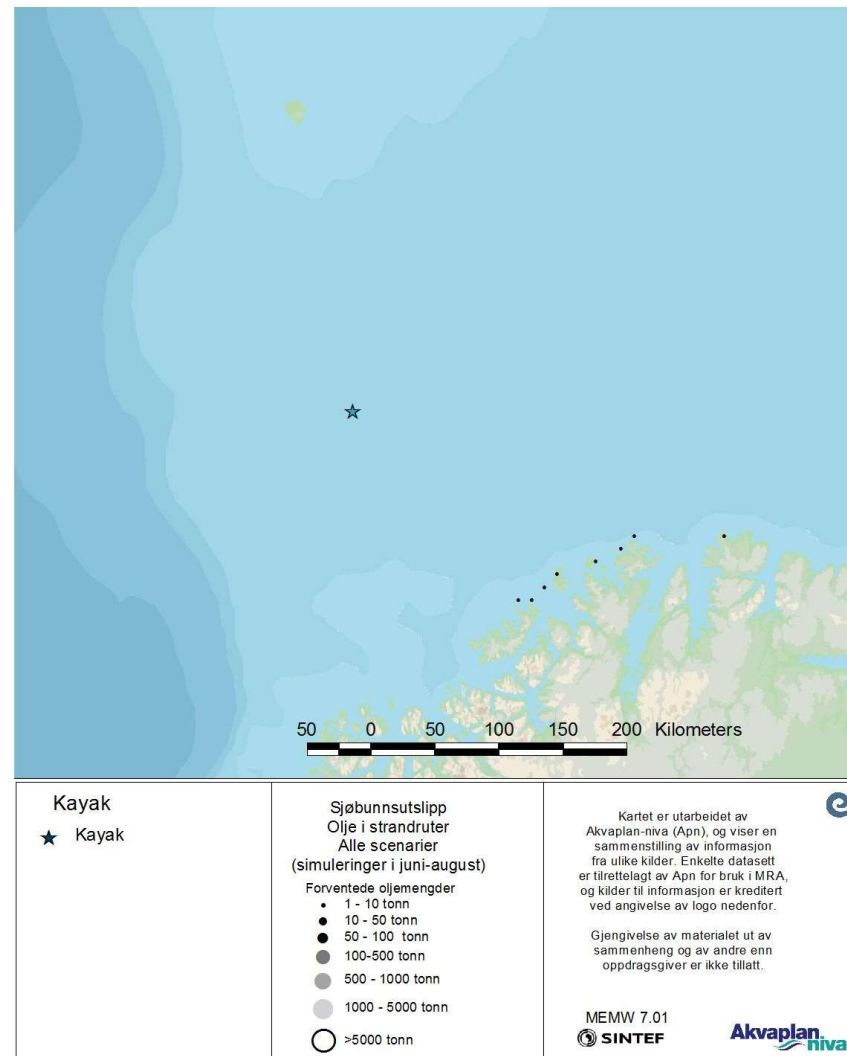
Figur 18 Sannsynlige oljemengder på overflaten beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i juni-august.



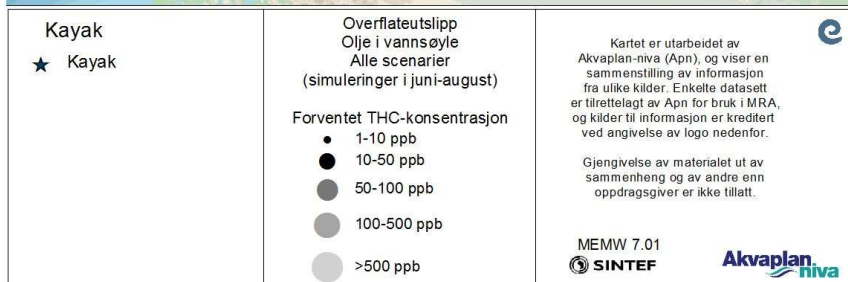
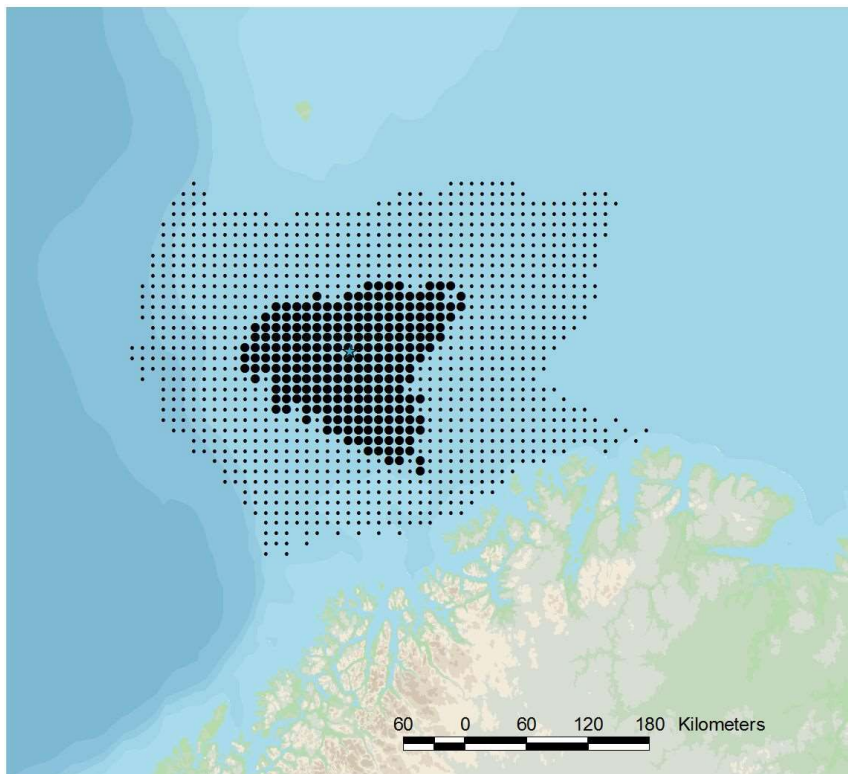
Figur 19 Sannsynlige oljemengder på overflaten beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i juni-august.



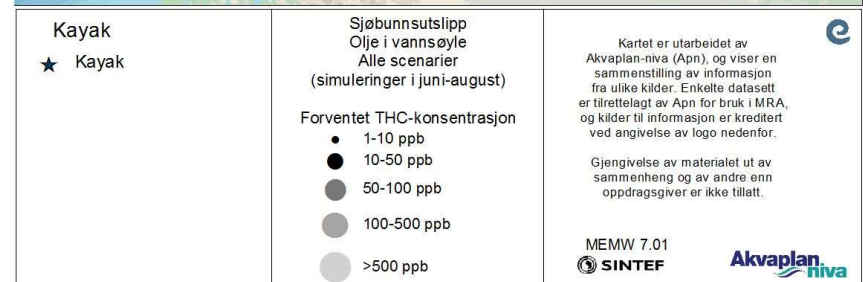
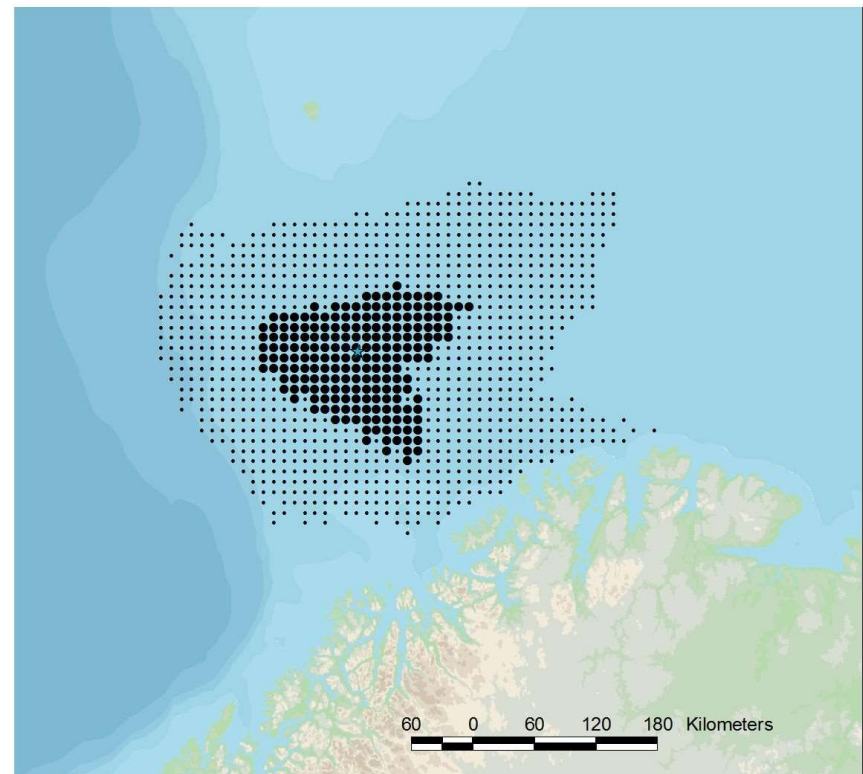
Figur 20 Sannsynlige oljemengder i strandruter beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i juni-august.



Figur 21 Sannsynlige oljemengder i strandruter beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i juni-august.



Figur 22 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i juni-august.



Figur 23 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i juni-august.

5.1.5 September-november

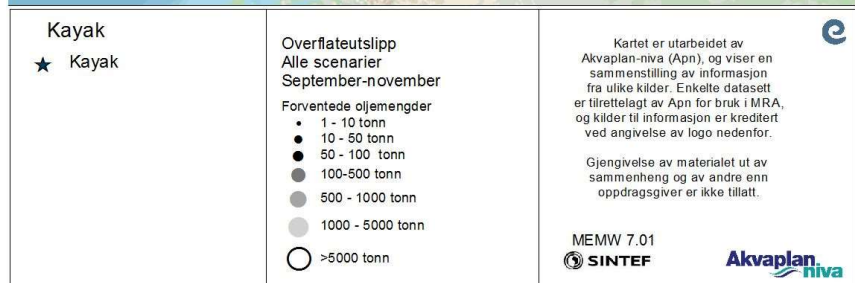
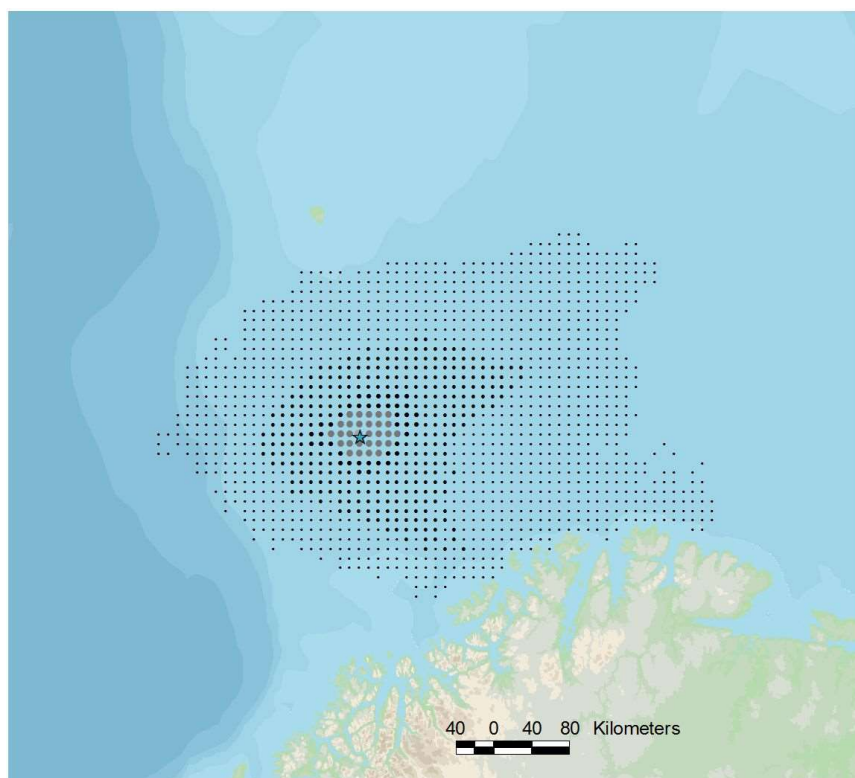
Figur 24 viser sannsynlige oljemengder på overflaten (i tonn), beregnet fra statistikken for alle simuleringer med startdato i september tom. november, gitt at en overflateutblåsning fra Kayak skjer (sannsynlighet = 0,0013 %).

En tilsvarende statistikk for sjøbunnsutslipp er vist i Figur 25, gitt at en sjøbunnsutblåsning skjer (sannsynlighet = 0,0117 %).

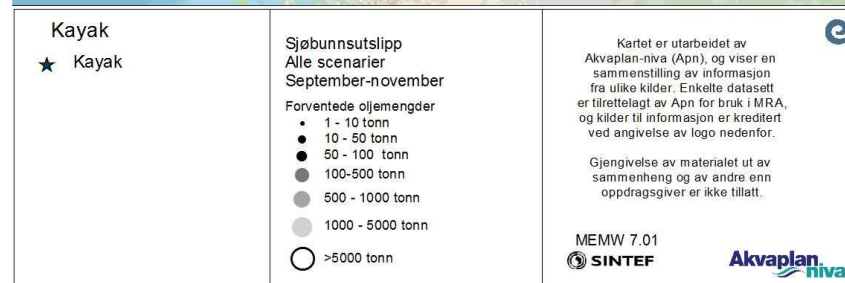
Det statistisk berørte området på overflaten er nokså likt mellom sjøbunns- og overflateutslipp med MEMW 7.01, men oljemengdene er noe lavere ved sjøbunnsutslipp. Dette fører bl.a. til færre strandruter med forventet oljemengde over 1 tonn langs Finnmarkskysten ved sjøbunnsutslipp (Figur 27) enn ved overflateutslipp (Figur 26).

Berørte områder og oljemengder i høstperioden er mindre enn i juni-august, fordi spesielt siste del av perioden har økende vind, som medfører høyere nedblanding av oljen. Dette fører også til at sannsynlige THC-konsentrasjoner i vannsøyle er høyere enn i sommerhalvåret.

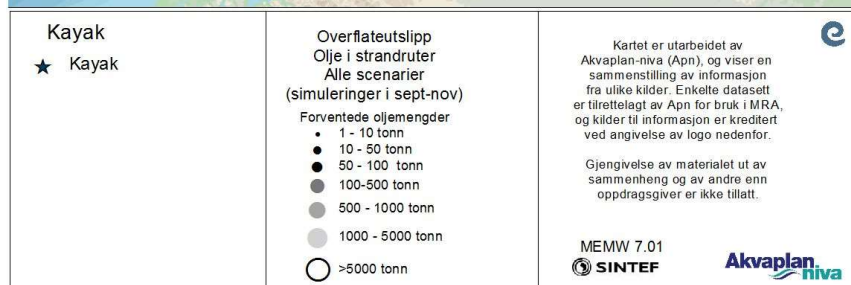
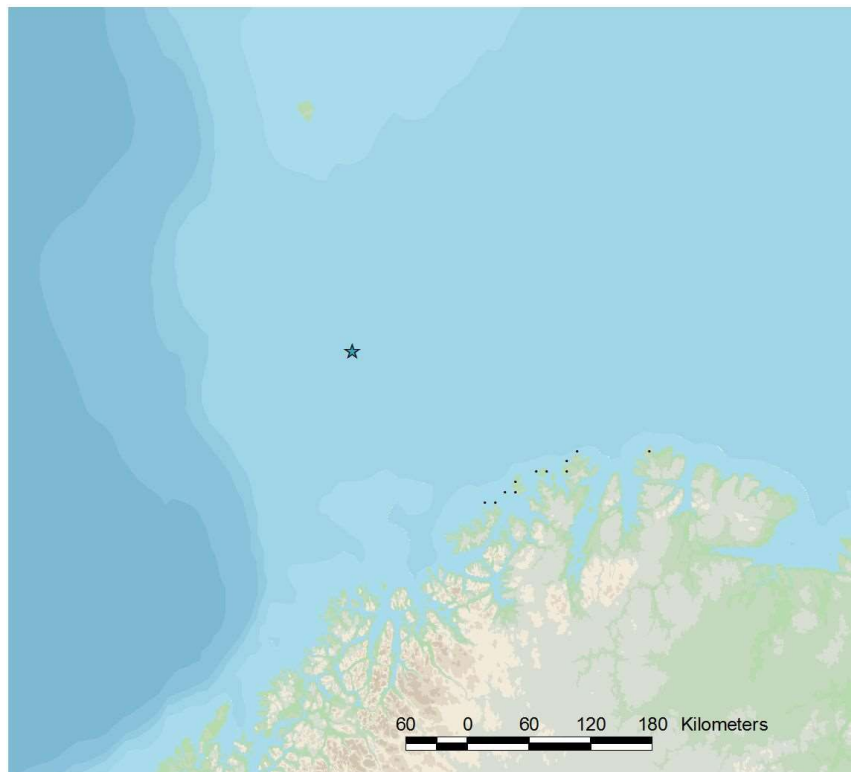
Beregnet fra statistikken for alle simuleringene med startdato i september tom. november er nedblandede oljemengder vist i Figur 28 for overflateutslippene og i Figur 29 for sjøbunnsutslippene. Det er i denne perioden tre 10x10 km ruter som har en gjennomsnittlig forventet THC-konsentrasjon som overstiger grenseverdien for skade på egg og larver (50 ppb konservativt benyttet).



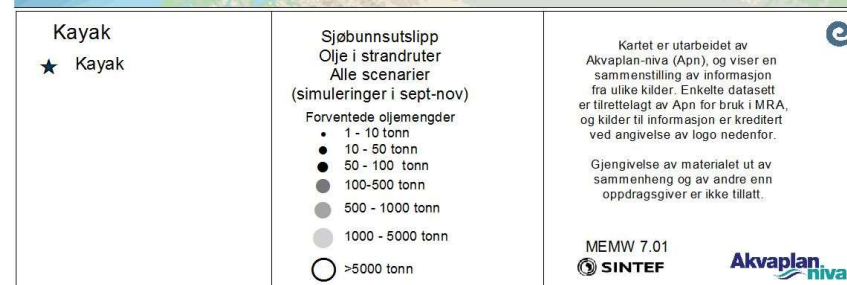
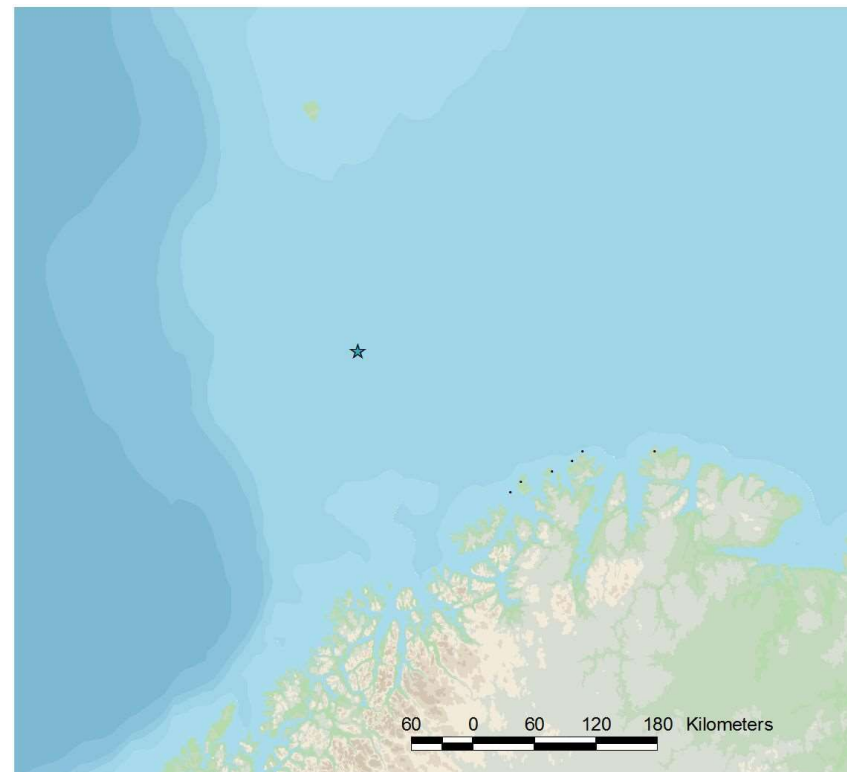
Figur 24 Sannsynlige oljemengder på overflaten beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i september-november.



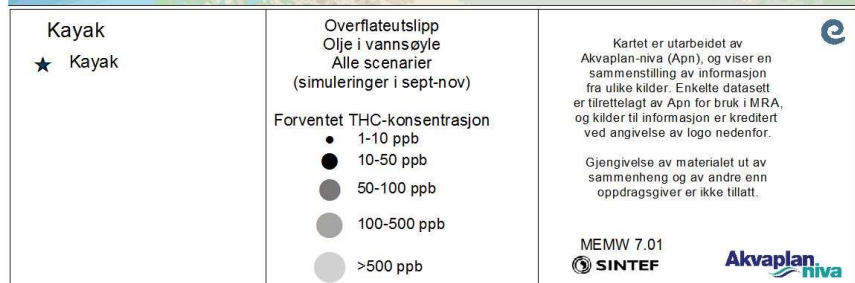
Figur 25 Sannsynlige oljemengder på overflaten beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i september-november.



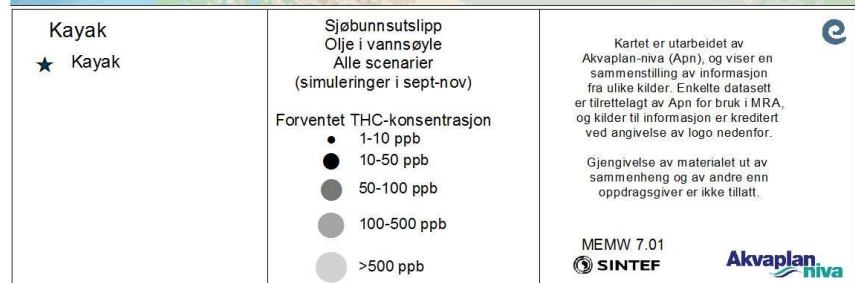
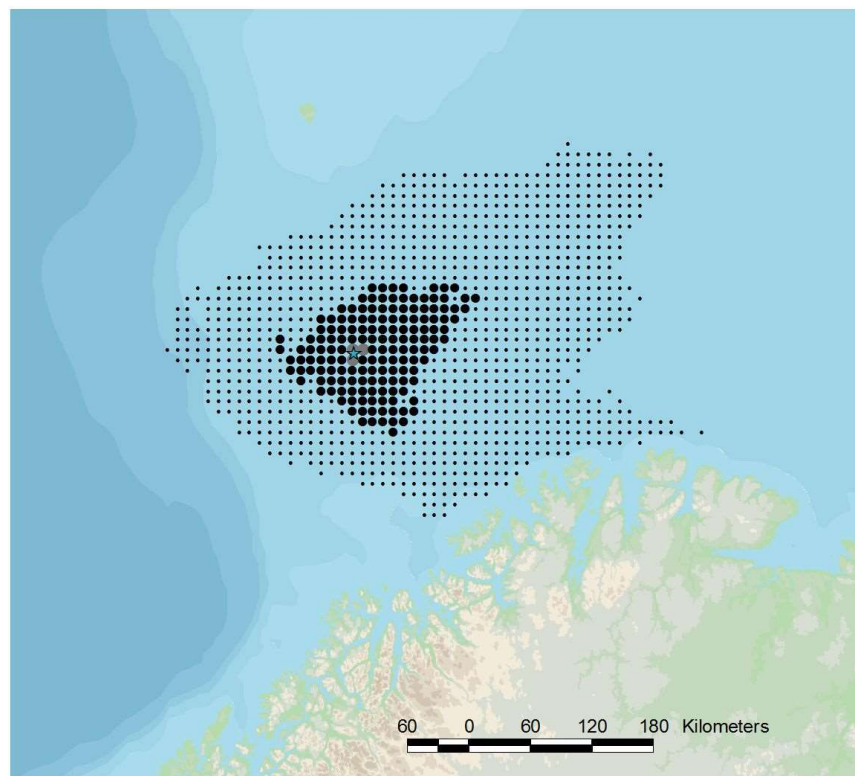
Figur 26 Sannsynlige oljemengder i strandruter beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i september-november.



Figur 27 Sannsynlige oljemengder i strandruter beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i september-november.



Figur 28 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i september-november



Figur 29 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i september-november.

5.1.6 Desember-februar

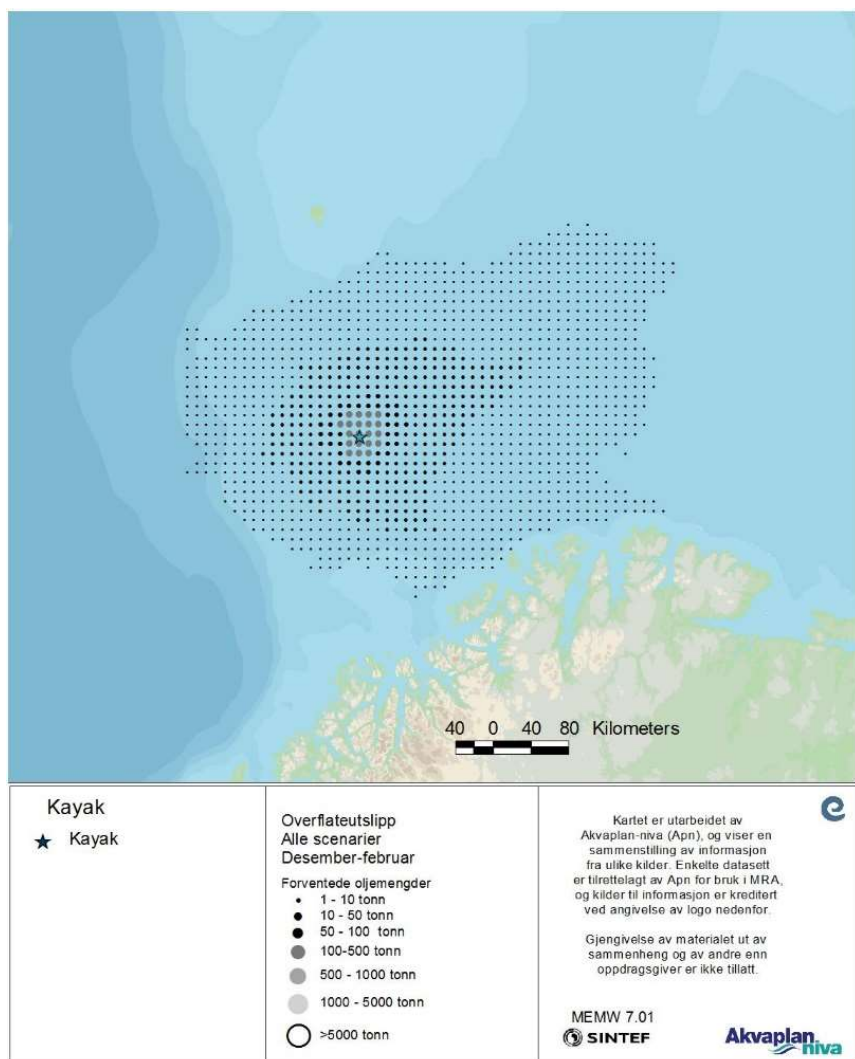
Figur 30 viser sannsynlige oljemengder på overflaten (i tonn), beregnet fra statistikken for alle simuleringer med startdato i desember tom. februar, gitt at en overflateutblåsning fra Kayak skjer (sannsynlighet = 0,0013 %).

En tilsvarende statistikk for sjøbunnsutslipp er vist i Figur 31, gitt at en sjøbunnsutblåsning skjer (sannsynlighet = 0,0117 %).

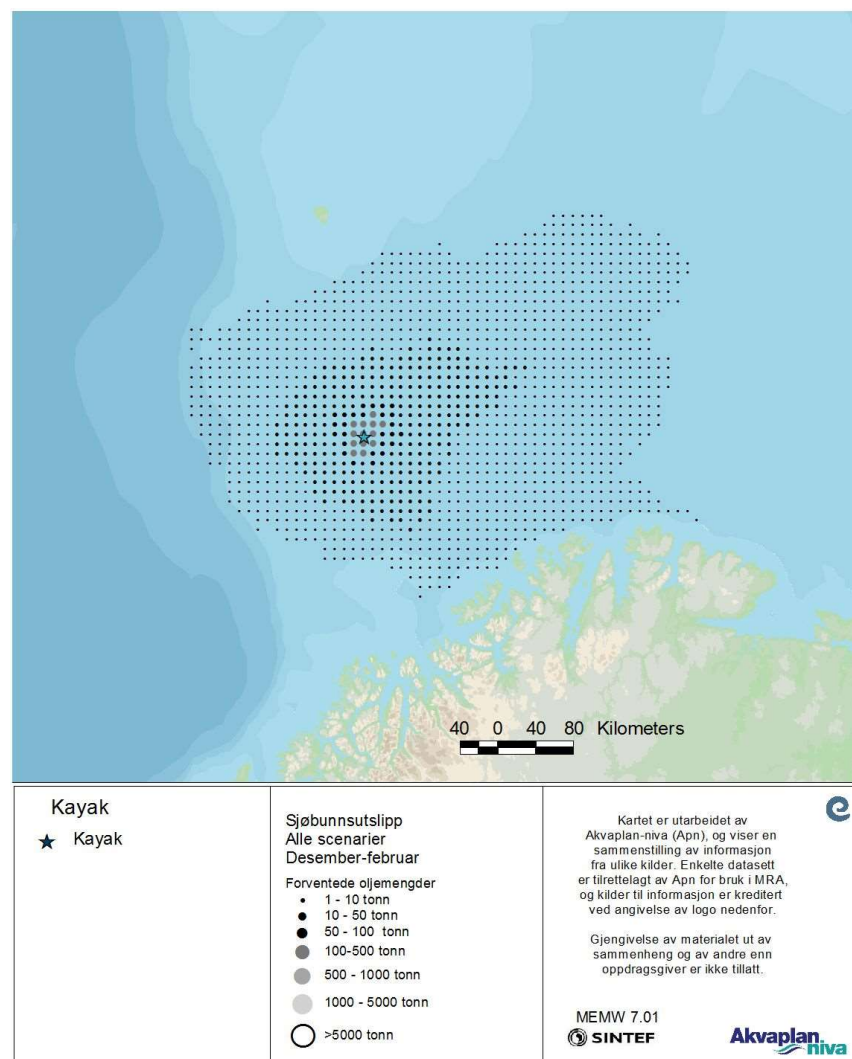
Det statistisk berørte området på overflaten er nokså likt mellom sjøbunns- og overflateutslipp med MEMW 7.01, men oljemengdene er noe lavere ved sjøbunnsutslipp. Dette fører bl.a. til at det basert på statistikken ikke er noen strandruter som har forventet oljemengde over 1 tonn ved sjøbunnsutslipp (figur utelatt), kun ved overflateutslipp (Figur 32).

Berørte områder og oljemengder i vinterhalvåret er mindre enn i sommerhalvåret, i hovedsak pga. sterkere vind som medfører høyere nedblanding av oljen. Dette fører også til at sannsynlige THC-konsentrasjoner i vannsøyle er høyere enn i sommerhalvåret (Figur 33 for overflateutslippene og Figur 34 for sjøbunnsutslippene).

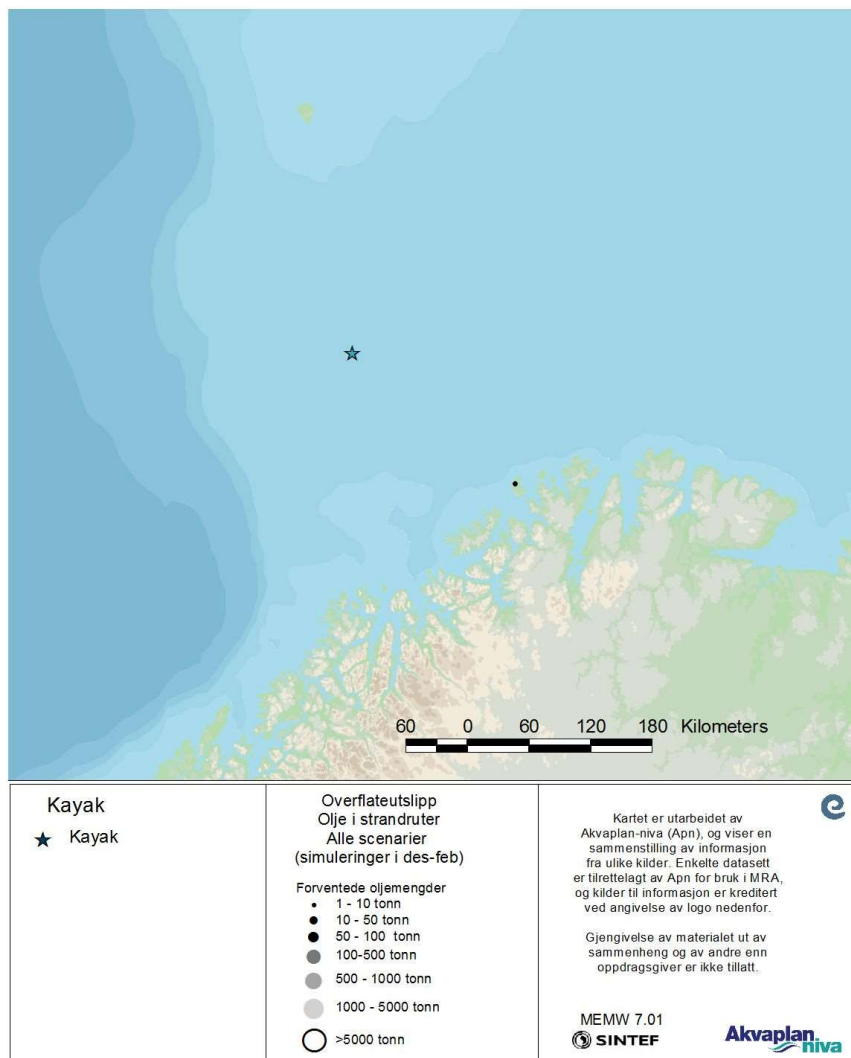
Det er i denne perioden to 10x10 km ruter som har en gjennomsnittlig forventet THC-konsentrasjon som overstiger grenseverdien for skade på egg og larver (50 ppb konservativt benyttet).



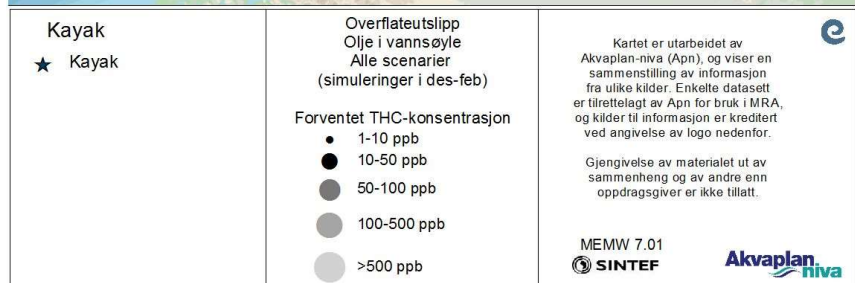
Figur 30 Sannsynlige oljemengder beregnet på overflaten fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i desember-februar.



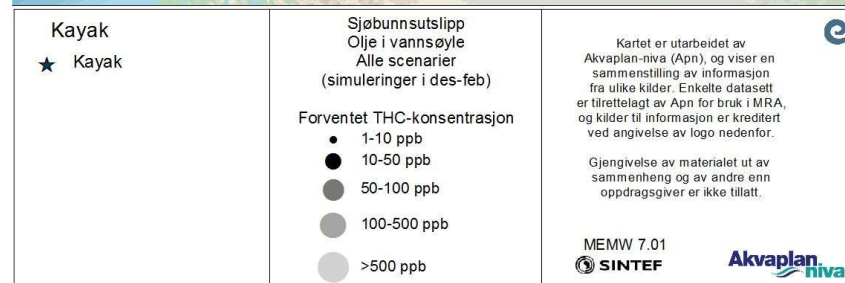
Figur 31 Sannsynlige oljemengder beregnet på overflaten fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i desember-februar.



Figur 32 Sannsynlige oljemengder i strandruter beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i desember-februar.



Figur 33 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av overflateutslipp fra Kayak med startdato i desember-februar.



Figur 34 Sannsynlige oljekonsentrasjoner i vannsøyle beregnet fra alle simuleringene av sjøbunnsutslipp fra Kayak med startdato i desember-februar.

5.2 Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter

Det er gjennomført 19161 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter av hhv. sjøbunns- og overflateutslipp for hele året. I dette kapittelet gis prosentilverdiene for korteste drivtid, størst strandet mengde og antall strandruter som er truffet.

100-prosentilen kommer fra simuleringen med den absolutt høyeste verdien for den gjeldende parameteren. Av Figur 35, Figur 36 og Figur 37, som viser hhv. korteste drivtid, strandet oljemengde og antall berørte strandruter i alle simuleringene sortert fra minste til største verdi, ser man at simuleringen med aller korteste drivtid eller høyeste strandingsmengde er ekstremverdier med meget lite bidrag til totalbildet. Ved 99-persentiler er gjerne korteste drivtid fordoblet og strandingsmengder og antallet berørte ruter halvert.

95-prosentilen benyttes til dimensjonering av beredskapen. 95 % av alle verdiene for minste drivtid og størst strandet mengde, når de sorteres fra minst til størst, vil ligge under 95-prosentilen for den aktuelle parameteren. 95-prosentilen i en fordeling er mao. en meget konservativ verdi.

100- og 95-prosentilene vises for størst strandet mengde (tonn emulsjon), korteste drivtid (døgn), samt antallet berørte strandruter (Tabell 4).

5.2.1 Statistikk for hele året

Totalt strander olje i 26,6 % (11772) av samtlige simuleringer (19161 totalt) som er gjennomført (sjøbunns- og overflateutblåsninger). Om sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario inkluderes (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandings sannsynligheten reduseres til 25,0 %, gitt at en hendelse inntreffer (sannsynlighet = 0.013 %).

Den maksimale strandingsmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 37 286 tonn emulsjon (100-prosentil). 95-prosentilen av størst strandede mengde er 426 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 7,9 døgn (100-prosentil). 95-prosentilen er 21,3 døgn.

5.2.2 Statistikk for mars-mai (vår)

Totalt strander olje i 27,0 % (1302) av samtlige simuleringer som er gjennomført for perioden (4809 for både sjøbunns- og overflateutblåsninger). Om sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario inkluderes (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandings sannsynligheten reduseres til 25,1 % gitt at en hendelse inntreffer.

Den maksimale strandingsmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 36 740 tonn emulsjon (100-prosentil). 95-prosentilen av størst strandede mengde er 625 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 7,8 døgn (100-prosentil). 95-prosentilen er 22,9 døgn.

Denne perioden sammenfaller med sjøfuglenes vartrekk og samling før hekking, samt første del av hekkeperioden.

5.2.3 Statistikk for juni-august (sommer)

Totalt strander olje i 27,4 % (1328) av samtlige simuleringer som er gjennomført for perioden (4851 for både sjøbunns- og overflateutblåsninger). Om sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario inkluderes (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandings sannsynligheten reduseres til 25,5 % gitt at en hendelse inntreffer.

Den maksimale strandingsmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 37 286 tonn emulsjon (100-prosentil). 95-prosentilen av størst strandede mengde er 811 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 10,2 døgn (100-prosentil). 95-prosentilen er 21,3 døgn.

Denne perioden sammenfaller med siste del av hekkeperioden og første del av høstperioden for sjøfugl.

5.2.4 Statistikk for september-november (høst)

Totalt strander olje i 27,1 % (1304) av samtlige simuleringer som er gjennomført for perioden (4806 for både sjøbunns- og overflateutblåsninger). Om sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario inkluderes (overflate/sjøbunn, rate og

varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 26,5 % gitt at en hendelse inntreffer.

Den maksimale strandingsmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 21 476 tonn emulsjon (100-prosentil). 95-prosentilen av størst strandede mengde er 315 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 7,9 døgn (100-prosentil). 95-prosentilen er 19,1 døgn.

Denne perioden sammenfaller med høstperioden og første del av vinterperioden for sjøfugl.

5.2.5 Statistikk for desember-februar (vinter)

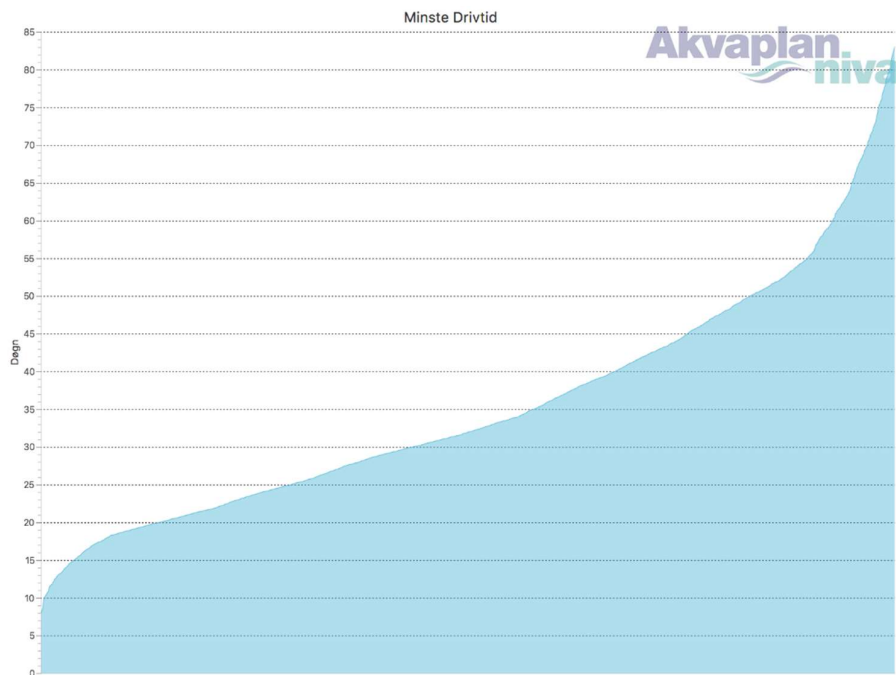
Totalt strander olje i 24,8 % (1171) av samtlige simuleringer som er gjennomført for perioden (4716 for både sjøbunns- og overflateutblåsninger). Om sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario inkluderes (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 23,4 %, gitt at en hendelse inntreffer.

Den maksimale strandingsmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 3 644 tonn emulsjon (100-prosentil). 95-prosentilen av størst strandede mengde er 204 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 9,7 døgn (100-prosentil). 95-prosentilen er 22,1 døgn.

Denne perioden sammenfaller med hoved- og siste del av overvintringen for sjøfugl.

Tabell 4 Prosentilverdier av minste drivtid til land, største strandede mengde olje i strandruter, samt antall strandruter truffet i analyseperiodene.

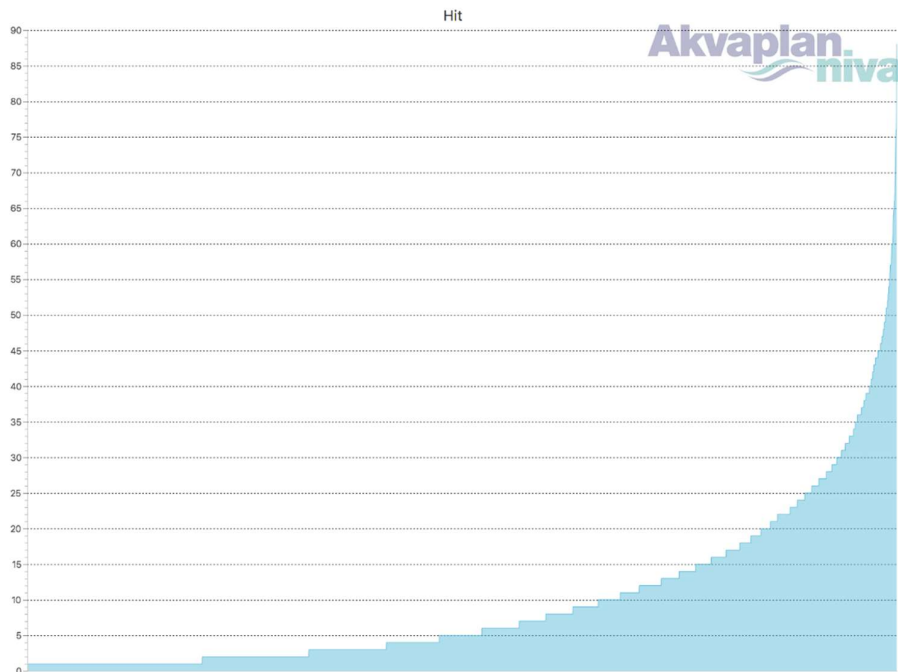
Periode	Minste drivtid (døgn)		Størst strandet mengde (tonn)		Ruter truffet (#)	
	P100	P95	P100	P95	P100	P95
Desember-februar	9,7	22,1	3644	204	50	9
Mars-mai	7,8	22,9	36740	625	79	18
Juni-august	10,2	21,3	37286	811	88	20
September-november	7,9	19,1	21476	315	61	13
Hele året	7,9	21,3	37286	426	88	15



Figur 35 Minste drivtid til land for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tid i døgn) (samtlige simuleringer fra alle måneder).



Figur 36 Strandet mengde emulsjon for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tonn) (samtlige simuleringer fra alle måneder).



Figur 37 Antall landruter som treffes for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (uansett oljemengde) (samtlige simuleringer fra alle måneder).

5.2.6 Strandingsverdier for Statoils prioriterte områder

For å beregne størst strandet mengde og korteste drivtid til Statoils prioriterte områder benyttes scenariet med høyeste rate og lengste varighet (5000 Sm³/døgn i 63 døgn) som verstefallscenarier for beregning av 100-prosentiler.

Det er foretatt en oppsummering av verdier for strandede oljemengder og korteste drivtider fra oljedriftssimuleringene for de utvalgte prioriterte områdene langs Finnmarkskysten (Statoil, 2013) i simuleringene som er foretatt for verstefallscenariet.

Merk at treffsannsynlighet i Tabell 5 er angitt for verstefallsscenarioet, som har det største berørte området, men den laveste hendelsessannsynligheten (0.00027 %).

Områdene som er angitt i Tabell 5 og navnsatt i Figur 38 ligger innenfor området med forventet oljemengde over 1 tonn, basert på statistikken fra samtlige simuleringer i alle overflatescenarier etter metoden beskrevet i 5.1.1.

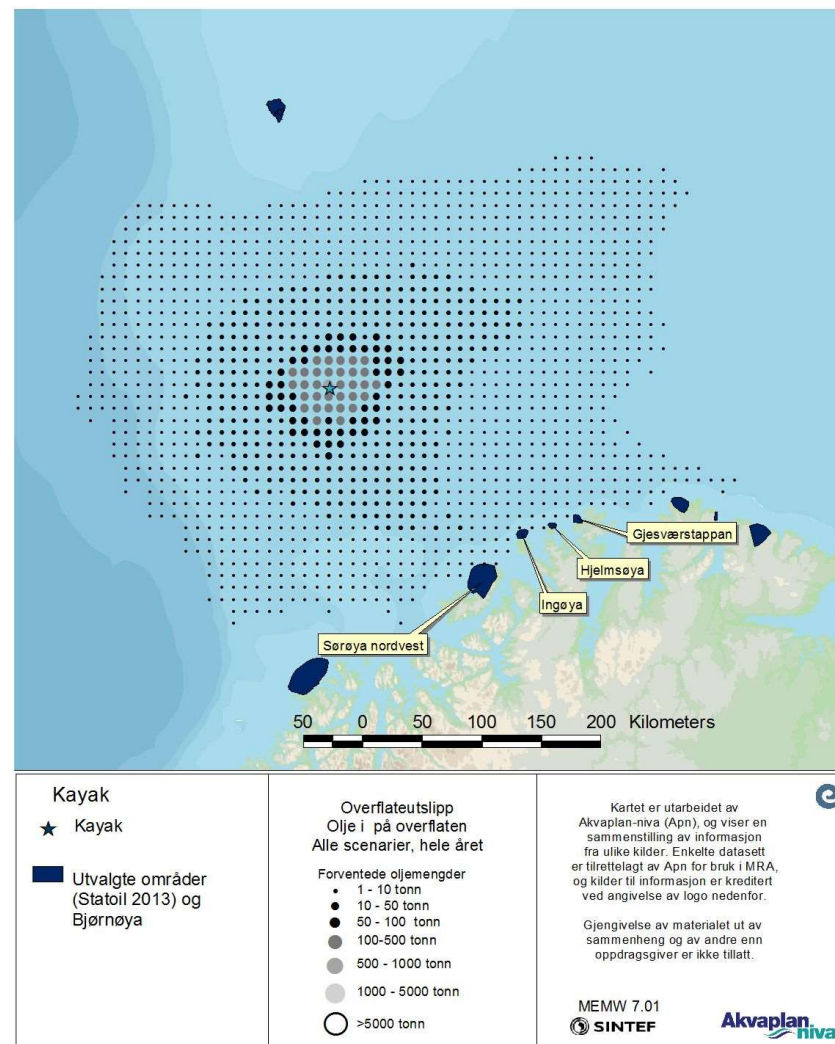
Merk at Bjørnøya ikke ligger innenfor dette området, men er konservativt tatt med fordi det har spesiell interesse. Treffsannsynligheten for Bjørnøya er i totalstatistikken 0,47 % gitt at en hendelse inntreffer (0.013 % sannsynlighet) og oljemengdene er meget lave som gjennomsnitt over alle scenarier og simuleringer.

Ingen av de prioriterte områdene har en 95-prosentil for korteste drivtid til land mindre enn 21 dager.

Utvalgte eksempelområder er områder som har utfordrende beredskapsforhold og høy miljøprioritet. Utvalget av områder ble revidert i et arbeid for Statoil (Statoil, 2013). For de utvalgte områdene foreligger det detaljerte temakart til bruk i beredskapsplanlegging (<http://www.senseweb.no/content/174/Beredskapskart>).

Tabell 5 Emulsjonsmengder og drivtider til berørte eksempelområder.

Utvalgt område	95-prosentil maks. strandet mengde (tonn)	95-prosentil minste drivtid (døgn)	Treff-sannsynlighet, høyeste rate og lengste varighet (%)
Hjelmsøya	9	29.1	44.3
Ingøya	26	23.9	43.3
Gjesværstappan	18	37.5	38.0
Sørøya nordvest	25	21.4	16.3
Bjørnøya	<2	69.9	9,2



Figur 38 Utvalgte eksempelområder (Statoil, 2013) innenfor området med mer enn 1 tonn forventede oljemengder, beregnet fra alle simuleringene for overflateutslipp.

5.3 Illustrasjon av forløpet av en enkeltsimulering

5.3.1 Simuleringen med P95 korteste drivtid

I Tabell 4 er prosentilverdier for korteste drivtid vist, beregnet med bakgrunn i alle simuleringer for alle scenarier (kombinasjoner av rater og varigheter) gjennom hele året og/eller med startdatoer innenfor hver sesong.

Simuleringen som har 95-prosentil (P95) korteste drivtid til land er en av de 354 simuleringene som er gjennomført for sjøbunnsutslipp med $3500 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ i 35 døgn for hele året. Hendelsesfrekvensen for dette scenariet er $7,1 \times 10^{-6}$, og sannsynligheten for at forløpet er som denne enkeltsimuleringen viser er $7,1 \times 10^{-6}/354$. 95 % av alle gjennomførte simuleringer vil ha en minste drivtid til land som er lenger enn dette scenariet.

I oljedriftssimuleringene benyttes historisk vind og strøm, og simuleringen med P95 korteste drivtid startet 8. oktober 2009. Typisk for en slik situasjon er at vinden er sterk nok og retningen slik at oljen relativt raskt driver mot land, men ikke så sterk at oljen blandes ned og dermed ikke treffer land.

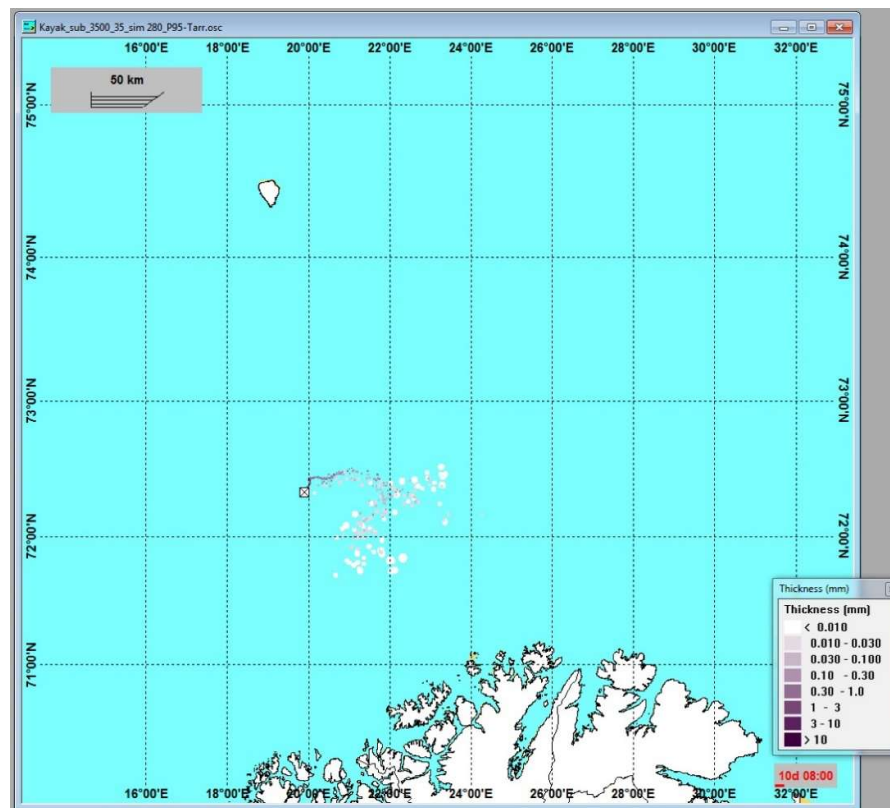
Utslippet forløper slik:

Dag 10: Utslippet dekker et areal som vist i Figur 39. Hoveddelen av utslippet befinner seg øst for lokasjonen.

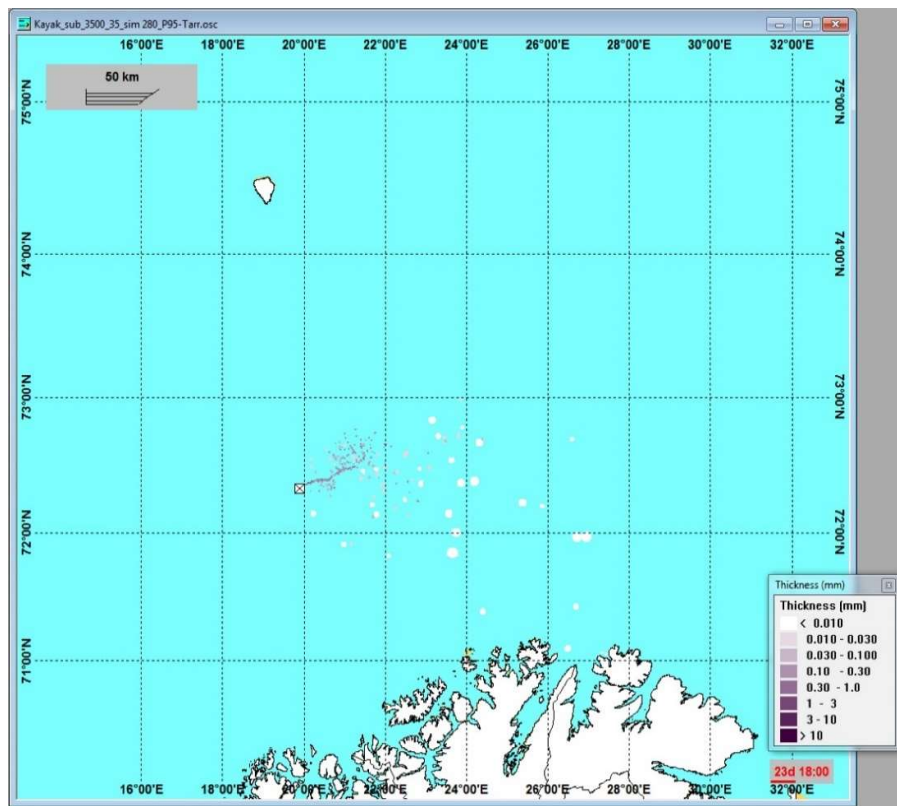
Dag 23: Utslippet dekker et areal som vist i Figur 40. De første oljemengdene strander langs Finnmarkskysten (tynne oljefilmer). Hoveddelen av utslippet dreier nordøst for lokasjonen.

Dag 35: Utslippet stanses etter 35 døgn. Hoveddelen av utslippet ligger nå nord for lokasjonen, men tynnere oljefilmer er spredt også øst- og sørover (Figur 41).

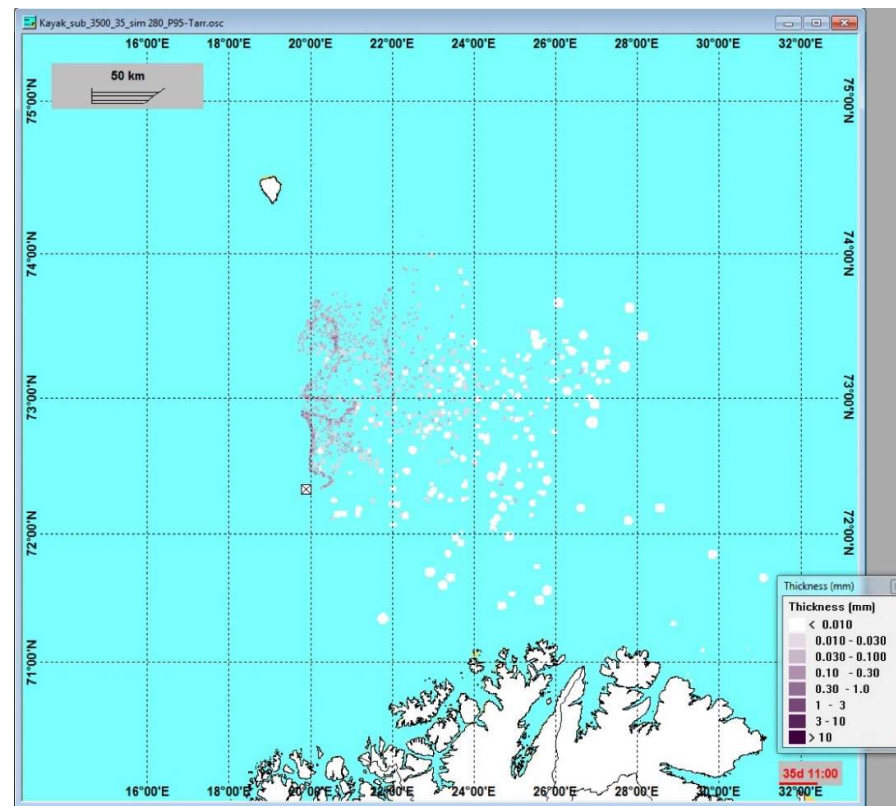
Dag 40: Fem dager etter utslippet er stanset er dominerende vindretning fortsatt fra sør, og oljen er spredt nord for lokasjonen. Oljemengden på overflaten begynner å bli mindre (Figur 42).



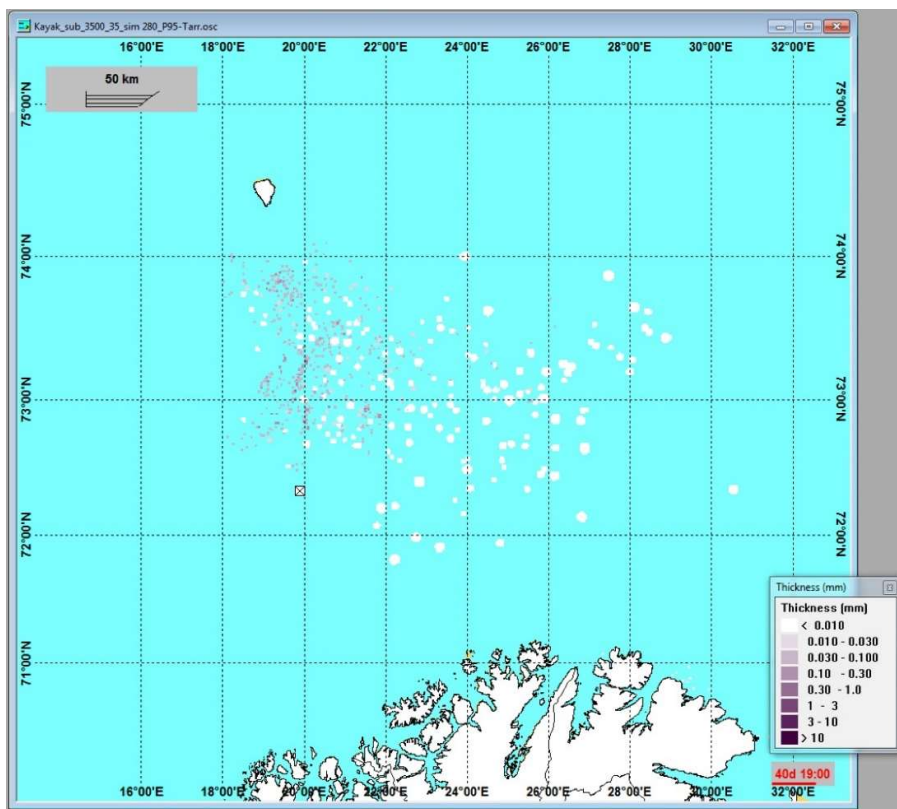
Figur 39 Simuleringen med P95 korteste drivtid på dag 10.



Figur 40 Simuleringen med P95 korteste drivtid på dag 23.



Figur 41 Simuleringen med P95 korteste drivtid på dag 35.



Figur 42 Simuleringen med P95 korteste drivtid på dag 40.

5.3.2 Simuleringen med P95 størst strandet mengde

I Tabell 4 er prosentilverdier for korteste drivtid vist, beregnet med bakgrunn i alle simuleringer for alle scenarier (kombinasjoner av rater og varigheter) gjennom hele året og/eller med startdatoer innenfor hver sesong.

Simuleringen som har 95-prosentil (P95) størst strandet mengde er en av de 354 simuleringene som er gjennomført for sjøbunnsutslipp med $1700 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ i 35 døgn for hele året. Hendelsesfrekvensen for dette scenariet er $7,1 \times 10^{-6}$, og sannsynligheten for at forløpet er som denne enkeltsimuleringen viser er $7,1 \times 10^{-6}/354$. 95 % av alle gjennomførte simuleringer vil ha en største strandingsmengde som er mindre enn dette scenariet.

I oljedriftssimuleringene benyttes historisk vind og strøm, og simuleringen med P95 størst strandet mengde startet 18. september 2007. Typisk for en slik situasjon er at vinden jevnt over har lavere styrke, slik at oljen blandes mindre ned, samtidig som den har overvekt i en retning som bringer oljen i land i den perioden den strander.

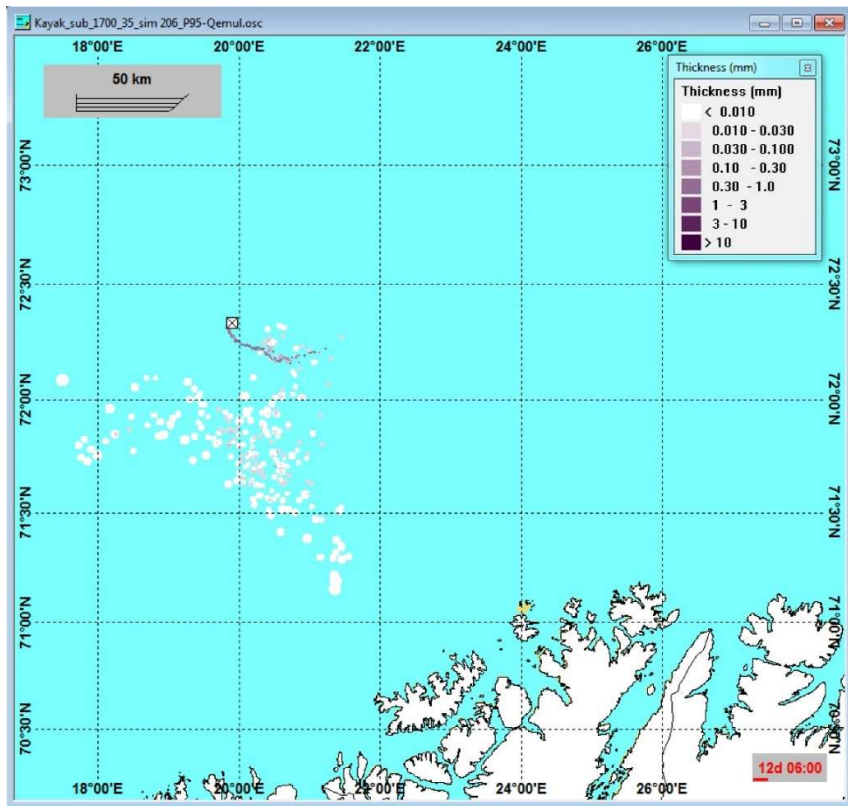
Utslippet forløper slik:

Dag 12: Utslippet dekker et areal som vist i Figur 43. I de aller første dagene drev utslippet vestover, deretter dreide brorparten av de tykkere oljeflakene østover og drev inn sør for lokasjonen.

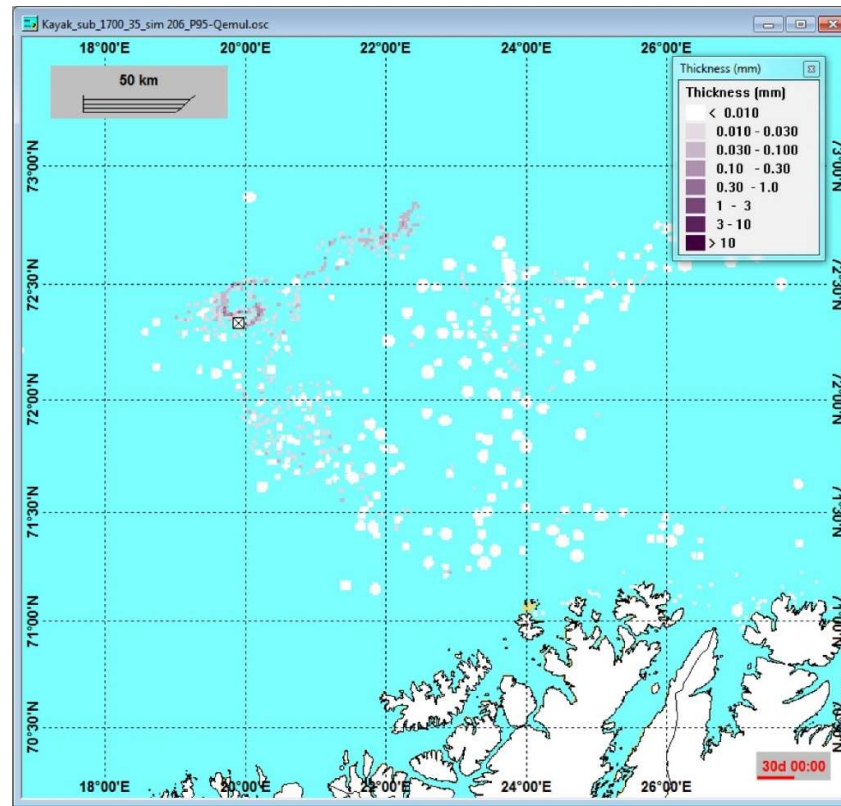
Dag 30: Utslippet dekker et areal som vist i Figur 44. Olje har strandet siden dag 25 og strandingen fortsetter over en lengre periode enn i scenariet med P95 korteste drivtid. Utslippet fra lokasjonen har dreid nordover og oljen spres mer.

Dag 35: Utslippet stanses etter 35 døgn. Brorparten av utslippet ligger nå nordøst for lokasjonen, men tynnere oljefilmer er spredt også øst- og sørøst i små mengder med tynne oljefilmer. Området med tykkere oljefilm er spredt mer enn i eksempelet med P95 korteste drivtid, vinden antas å ha tatt seg opp (Figur 45).

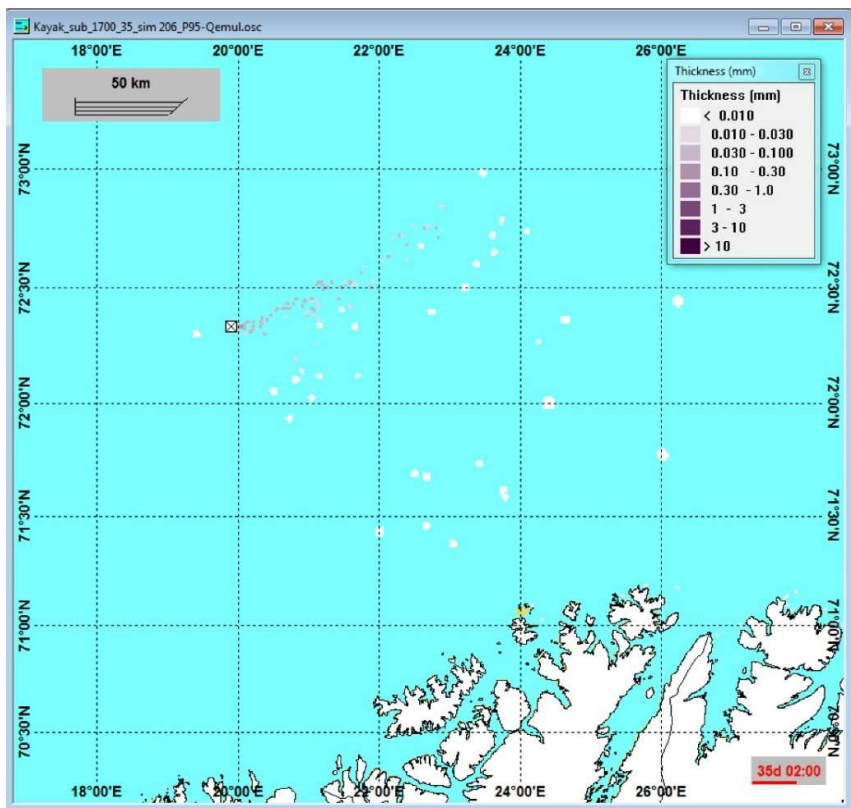
Dag 40: Fem dager etter utslippet er stanset er vinden sterkere og oljens levetid på overflaten er forkortet (Figur 46).



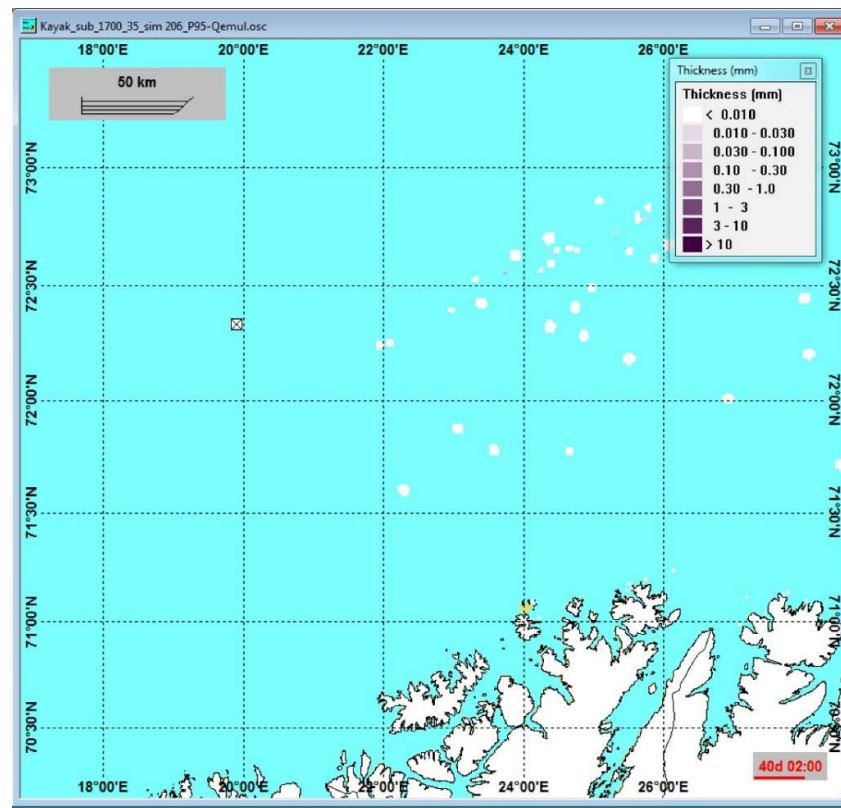
Figur 43 Simuleringen med P95 størst strandet mengde på dag 12.



Figur 44 Simuleringen med P95 størst strandet mengde på dag 30.



Figur 45 Simuleringen med P95 størst strandet mengde på dag 35.



Figur 46 Simuleringen med P95 størst strandet mengde på dag 40.

6 Resultater av analyse av miljørisiko

6.1 Utslag i analysen

Teoretisk kan kun VØKer som har minimum 1 % av bestanden innenfor området som er berørt av oljemengder > 1 tonn i en 10x10 km rute gi utslag i en skadebasert miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

Leseren gjøres oppmerksom på at skalaen for utslag i miljørisiko (y-aksen) ikke er fast, men tilpasset utslagene for de artene som skal vises, slik at også mindre utslag i miljørisiko kommer godt frem.

6.2 Skadebasert miljørisikoanalyse - sjøfugl

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.

For sjøfugl i åpent hav er det ulike datasett for de tre havområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen. Disse regnes som regionale bestander. Datasettene for kystbundne ressurser er nasjonale bestander.

Datasettene kystnært benytter funksjonsområder for en del arter i en del måneder. 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.

Som nevnt; miljørisikoen er systematisk analysert for alle artene av sjøfugl i SEAPOPs database. Hovedresultater er omtalt i analysen, mens resultat for enkeltarter er plassert i: <http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>.

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

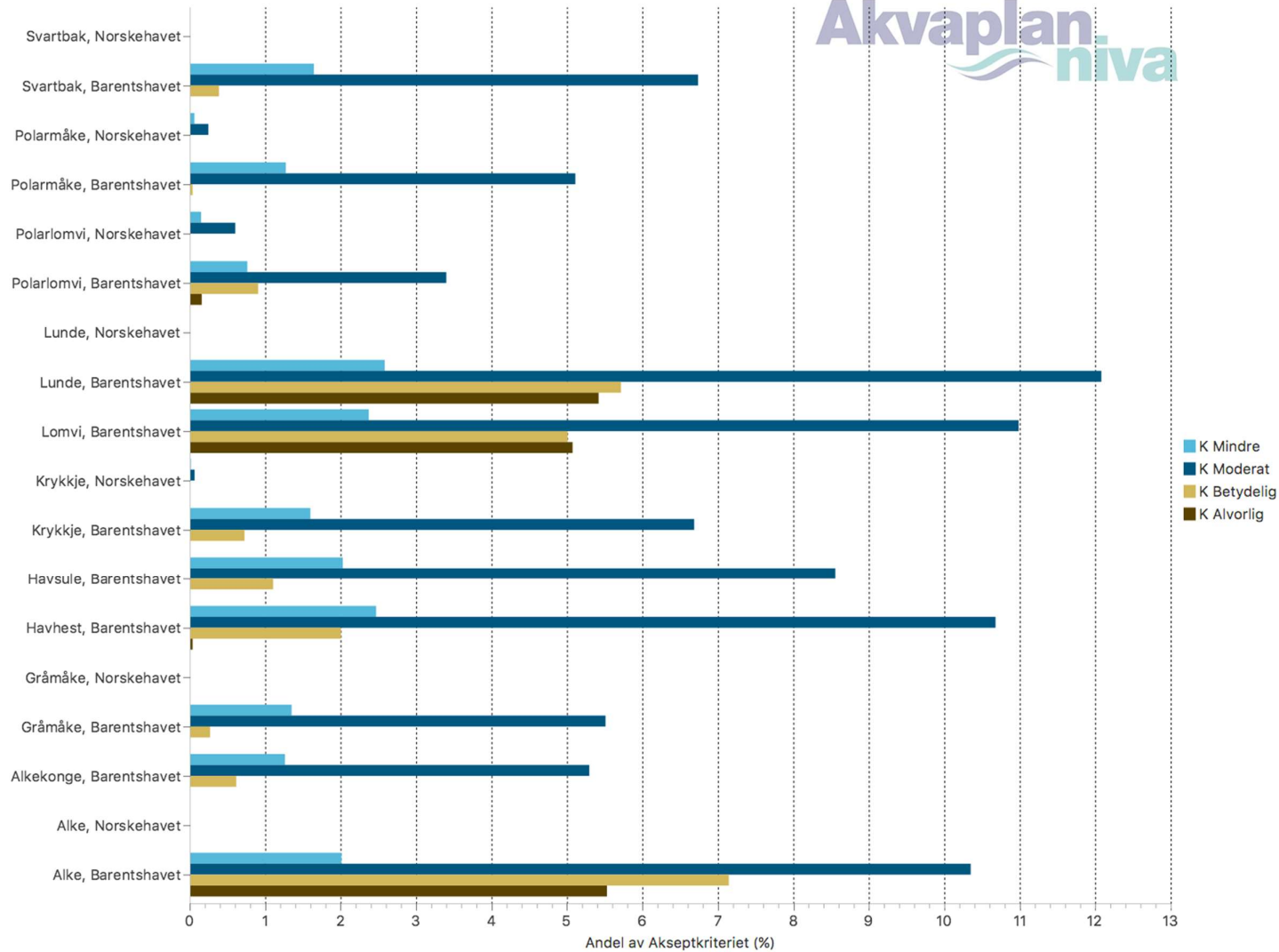
Resultatene for sjøfugl kystnært vises ikke sammen med resultatene fra åpent hav, da de kystnære dataene fra SEAPOP er fremkommet ved bruk av annen metodikk (observasjoner og funksjonsområder) enn dataene for åpent hav (modelldata validert med telletokt).

Vi minner om at miljørisikoberegningene for kystnær sjøfugl er gjennomført med datasett med ny tilrettelegging i bufferzoner i hekkesesongen, utarbeidet av NINA og tilrettelagt for miljørisikoanalyser av APN.

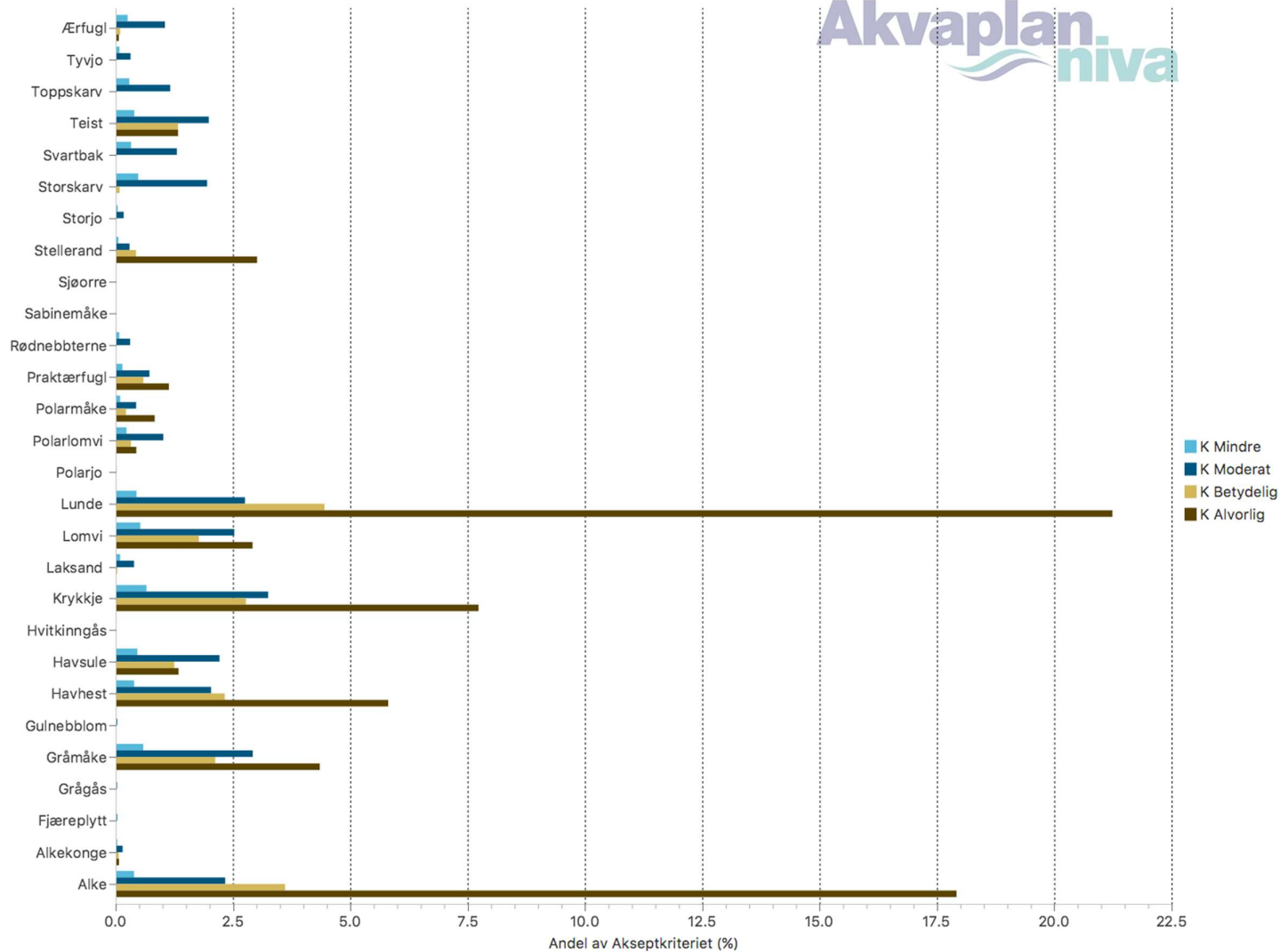
6.2.1 Hele året

Det høyeste utslaget i miljørisiko i åpent hav, som et gjennomsnitt over hele året, er beregnet for lunde i Barentshavet med i overkant av 12 % av Statoils akseptkriterier i skadekategorien «Moderat», 5,7 % i «Betydelig» og 5,4 % i «Alvorlig». Deretter følger lomvi i Barentshavet, med 11 % av akseptkriteriet i «Moderat» og 5 % av akseptkriteriet i «Betydelig» og «Alvorlig», og alke med 10,4 % av akseptkriteriet i «Moderat», 7,2 % i «Betydelig» og 5,5 % i «Alvorlig».

Kystnært (datasettene med funksjonsområder i hekkesesongen) slår lunde høyest ut, med 21,5 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Alvorlig» i gjennomsnitt over hele året. Alke slår nest høyest ut, med 18 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Alvorlig». Andre arter som slår høyt ut i «Alvorlig» er krykkje, havhest, gråmåke, lomvi og stellerand.



Figur 47 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (hele året).



Figur 48 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært (hele året).

6.2.2 Mars-mai (vår)

Perioden mars-mai omfatter begynnelsen på vortrekket og hekkingen for sjøfugl. Allerede i vinterområdene samles fuglene for kurtise og trekk til hekkeområdene. De artene som hekker i Barentshavet trekker nærmere kysten, til koloniene, men mange av dem, særlig de pelagiske artene, kan ha til dels store områder de søker næring i ut fra hekkekoloniene. Dette sees både i åpent hav og kystnært.

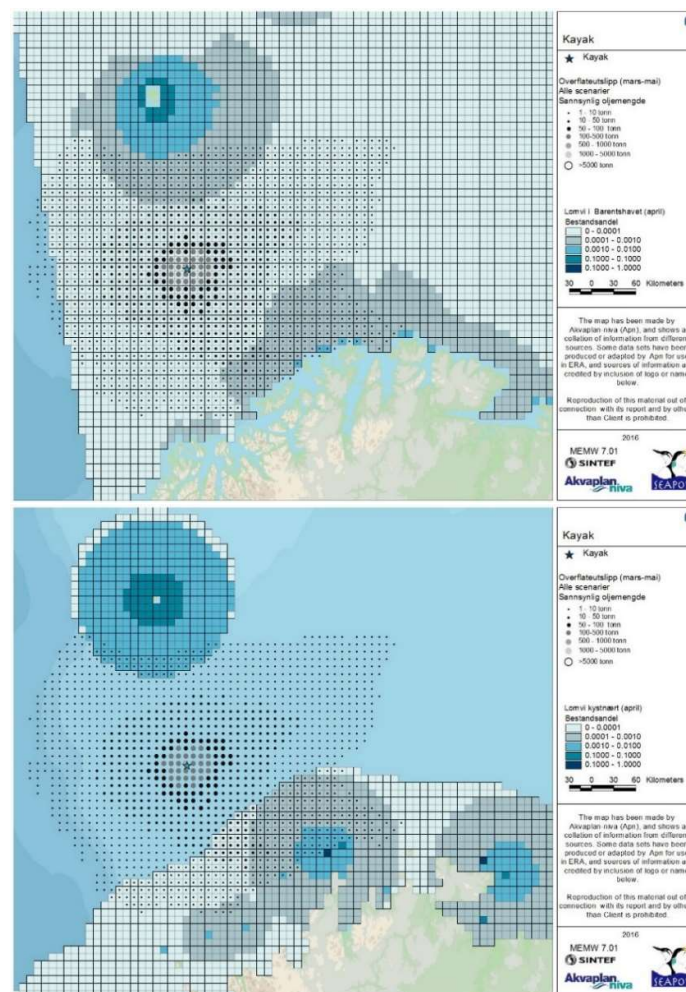
Alkefuglene og havhest slår hardest ut i vårperioden. Havhest slår høyest ut med 12,6 % av akseptkriteriet i skadekategori «Moderat». Alke har utslag i samme størrelsesorden som vinterstid, med 12,1 % i «Moderat», 8,6 % i «Betydelig» og 6,7 % i «Alvorlig». Utbredelsen av alke er nokså lik vinterperioden.

Miljøriskoen for lomvi i Barentshavet er om lag halvert ift. vinterperioden, med 9,5 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat», redusert til en tredjedel i de mer alvorlige skadekategoriene; 3,2 % i «Betydelig» og 2,2 % i «Alvorlig». Overlappet mellom områder med større oljemengder og tette bestandsandeler er lavere når lomvien trekker nærmere hekkeområdene (Figur 49). Derimot stiger miljøriskoen for lunde i de mer alvorlige kategoriene, med 5,4 % i «Betydelig» og 4,8 % i «Alvorlig». Det økte overlappet mellom høyere bestandsandeler og høyere oljemengder sees i Figur 50.

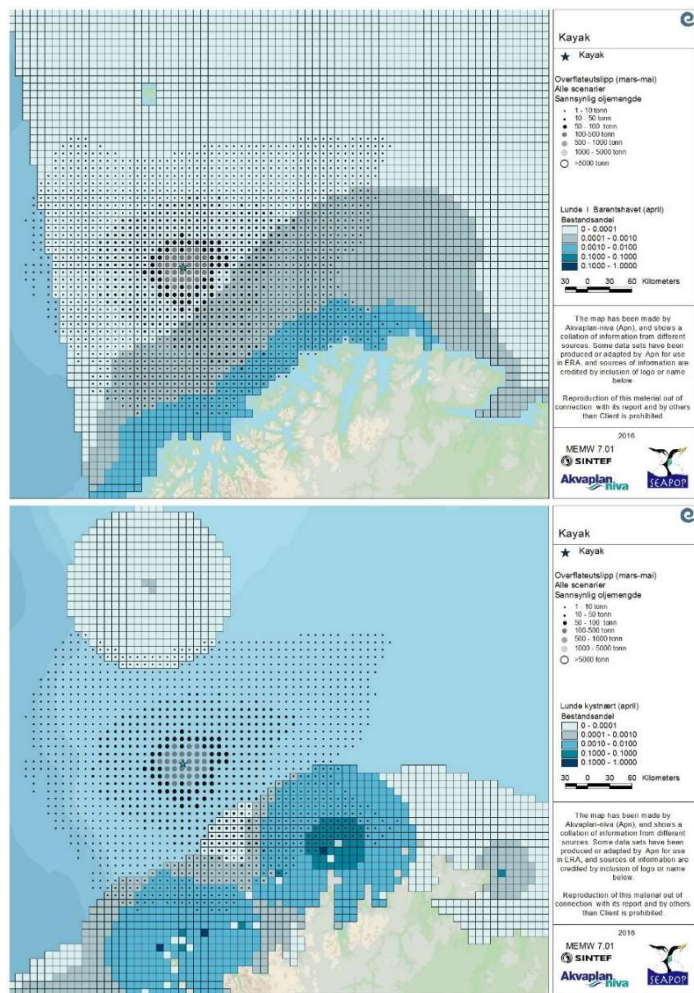
I vårperioden er det mange flere arter kystnært som gir utslag i den miljørettede risikoanalysen. Flere arter hekker i Barentshavsregionen, og datasettene har funksjonsområder som representerer næringsøk ut fra koloniene.

Utslagene er høyere. Lunde og alke slår høyest ut, begge artene med 36 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Alvorlig». Både krykkje, havhest, gråmåke, stellerand, lomvi og praktærfugl slår lavere ut enn lunde og alke, men alle har høyest utslag i skadekategorien «Alvorlig».

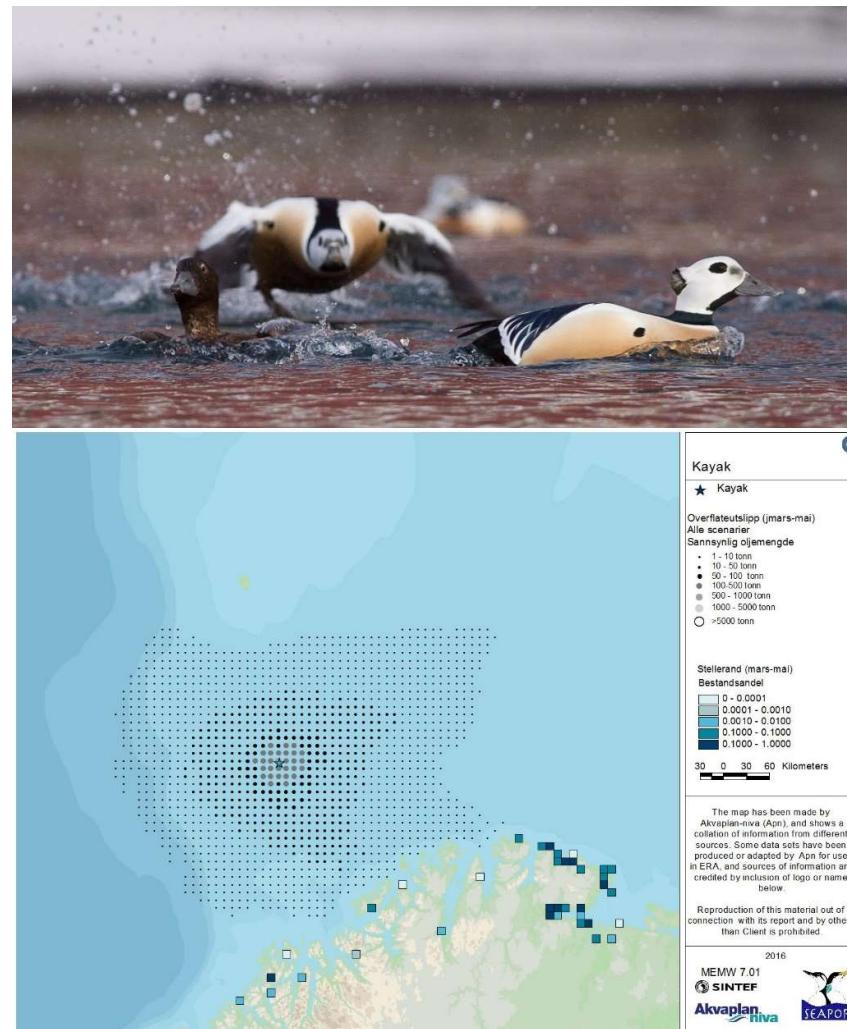
Miljøriskoen stiger også for stellerand, som primært slår ut i skadekategorien «Alvorlig», med 11,5 % av akseptkriteriet. Dataene for stellerand kystnært viser enkeltområder der det har vært registrert høyere andeler i mars-mai enn i januar, i området som treffes av olje med større sannsynlighet og større oljemengder enn i desember-februar. Derfor slår denne arten høyere ut enn i vinterperioden.



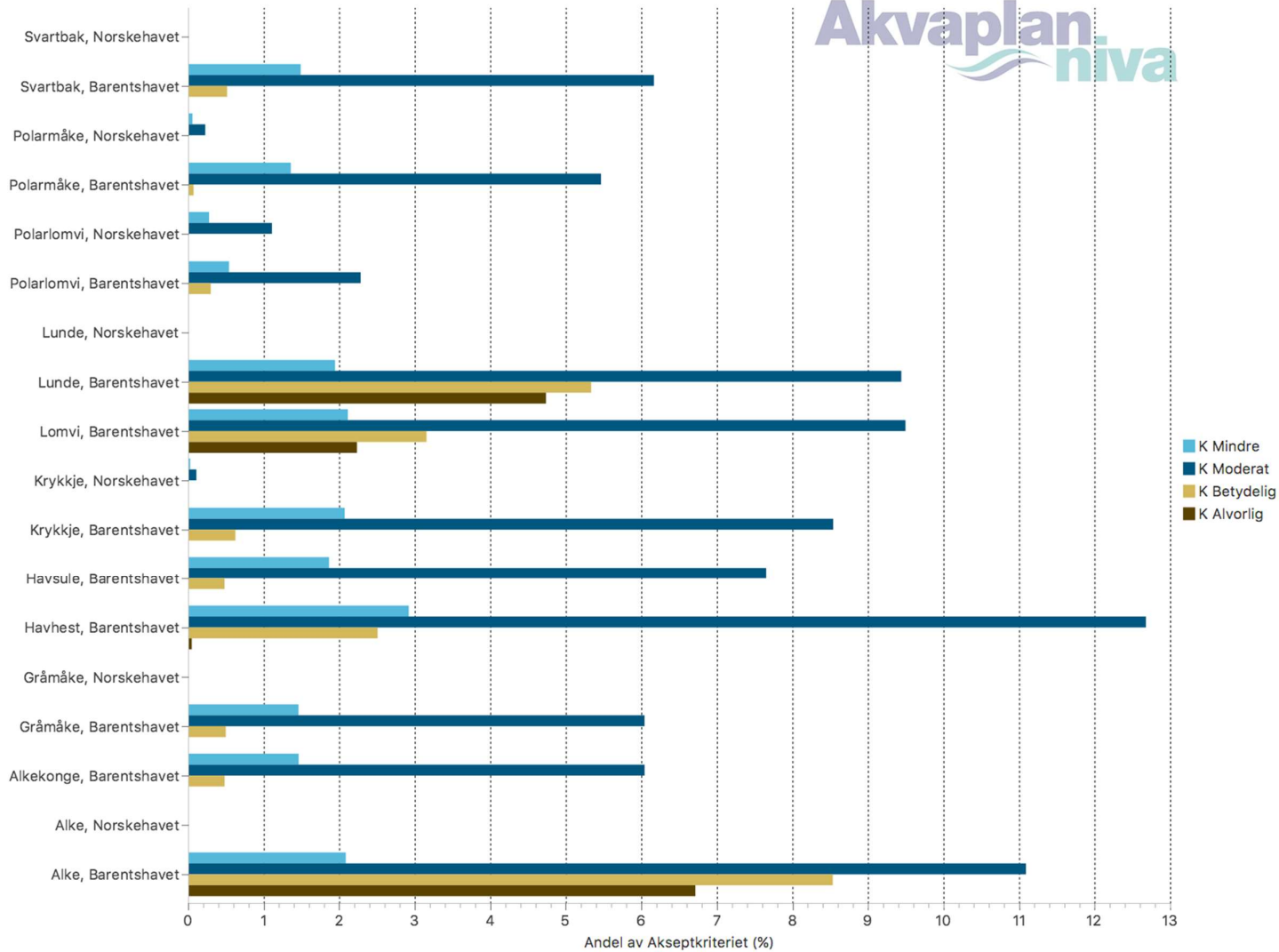
Figur 49 Lomvi i åpent hav i Barentshavet (våren) (øverst): Det er mindre overlapp mellom områder med høyere forventede oljekonsentrasjoner og høyere bestandsandeler enn om vinteren. Kystnært datasett med hekkeområder og funksjonsområder sees nederst.



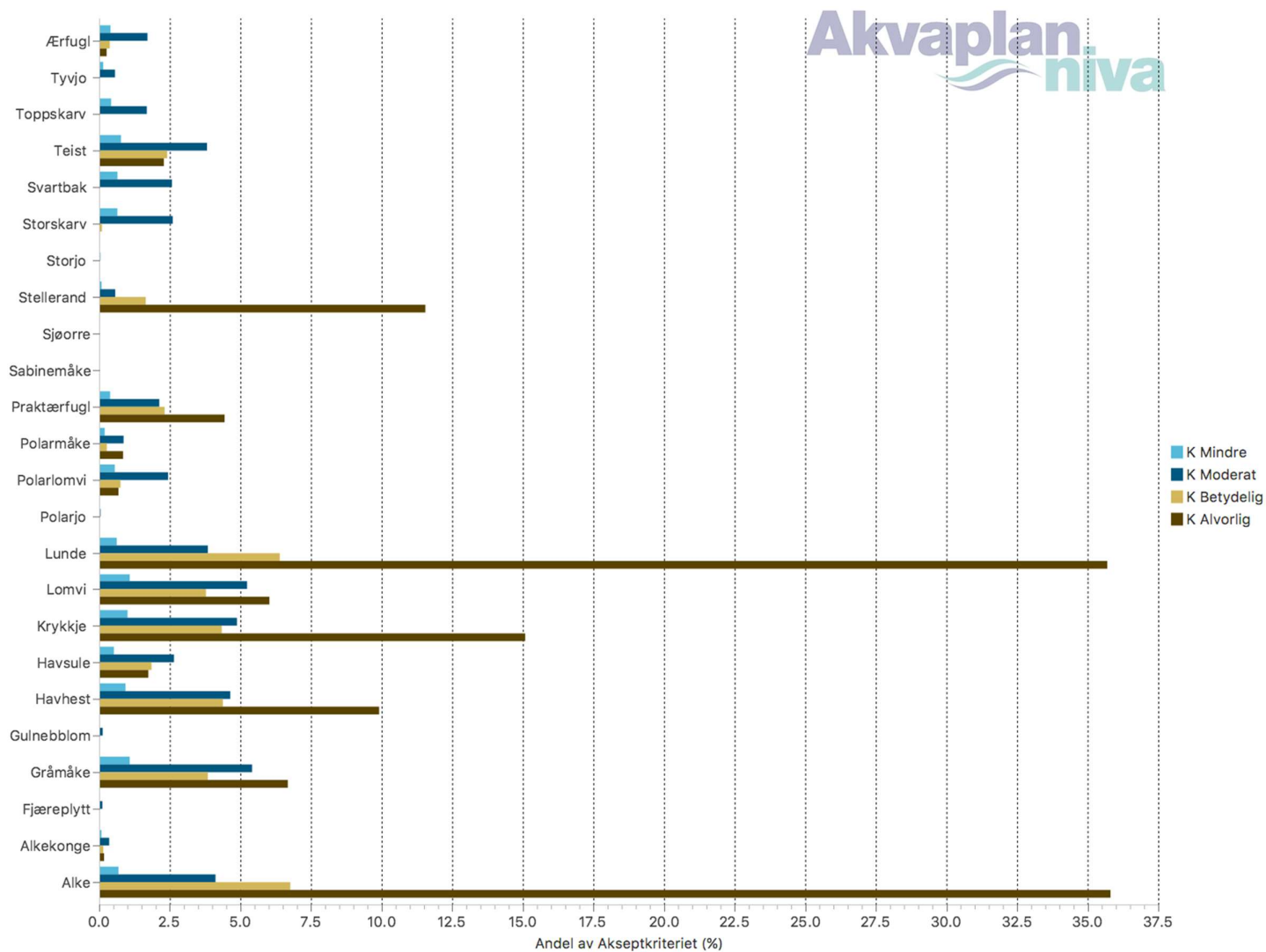
Figur 50 Lunde i åpent hav i Barentshavet (våren) (øverst): Det er større utbredelse i sentrale Barentshavet og dermed større overlapp mellom områder med høyere forventede oljekonsentrasjoner og høyere bestandsandeler enn om vinteren. Kystnært datasett med hekkeområder og funksjonsområder sees nederst.



Figur 51 Datasett kystnært for stellerand viser enkeltområder der det har vært registrert høyere andeler i mars-mai enn i januar, i området som treffes av olje med større sannsynlighet og større oljemengder, enn i desember-februar. Kurtisen begynner for stelleranden trekker til Russland for hekkesesongen.



Figur 52 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (mars-mai).



Figur 53 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært (mars-mai).

6.2.3 Juni-august (sommer)

Perioden juni tom. august omfatter hekkesesongen og begynnelsen på høsttrekket for sjøfugl. Funksjonsområder i kystnære datasett og utbredelsen i åpent hav reflekterer tilstedeværelse i hekkeområder og næringsøk ut fra kolonien.

Alkefuglene og havhest slår høyest ut i sommerperioden. Lunde slår aller høyest ut, med 13,5 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat», 8,6 % i «Betydelig» og 8,2 % i «Alvorlig». Utbredelsen av lunde i åpent hav er nokså lik våren (unntatt august), men utbredelsen for området med større oljemengder er større enn om våren.

Alke slår ut noe lavere enn i foregående perioder, med 9,6 % av akseptkriteriet i «Moderat» og 6,7 % i både «Betydelig» og «Alvorlig». Utbredelsen av alke er nokså lik vårperioden.

Miljøriskoen for lomvi i Barentshavet er ytterligere redusert ift. vårperioden, med 5,8 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat» og 1 % i både «Betydelig» og «Alvorlig».

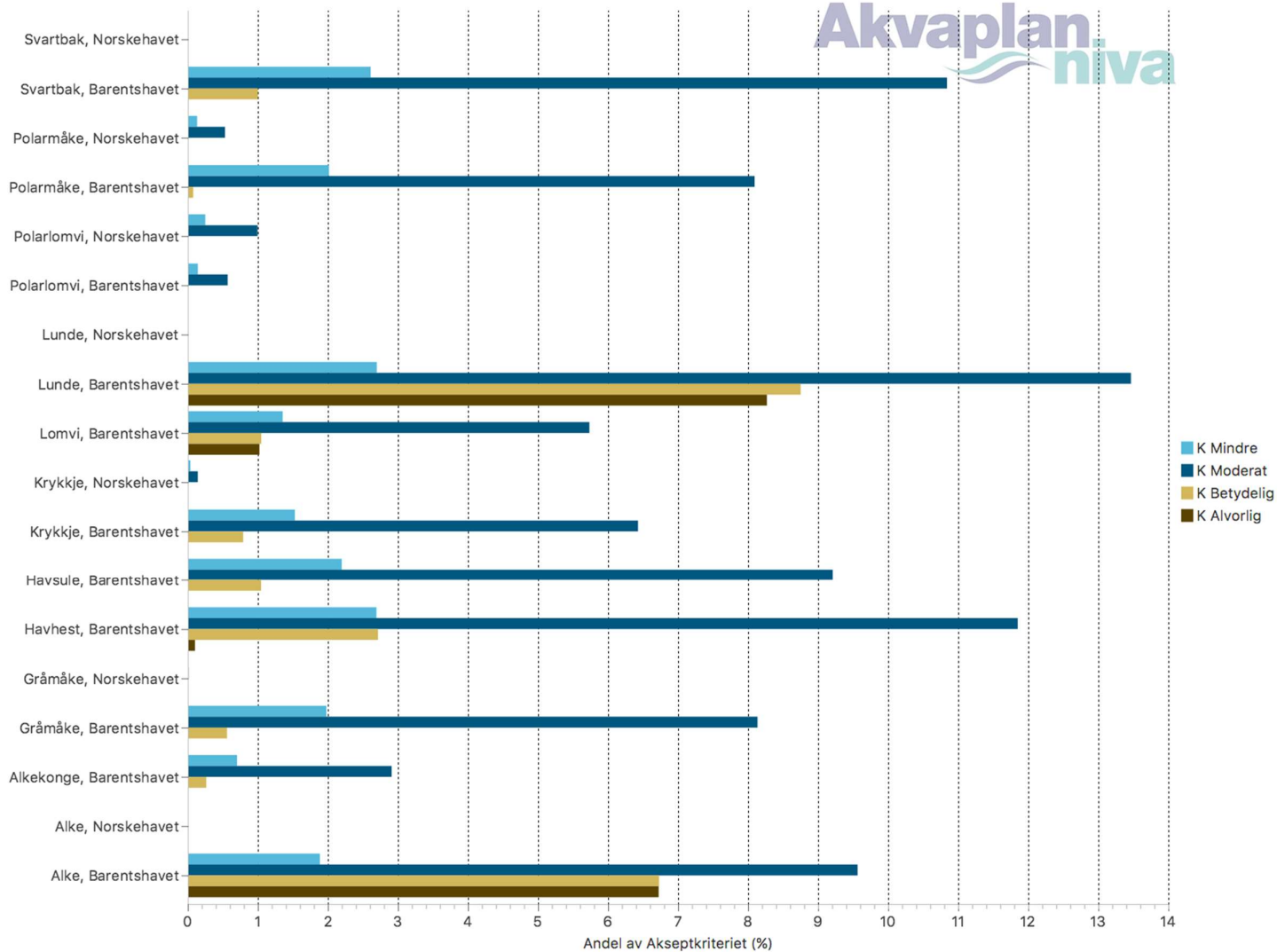
I sommerperioden (juni tom. august) er det mange kystnære arter som gir utslag i miljørisikoanalysen. Flere arter hekker i Barentshavsregionen og datasettene har funksjonsområder som representerer næringsøk ut fra koloniene.

Lunde og alke slår høyest ut. Lunde har 47,5 % av akseptkriteriet i skadekategori «Alvorlig». Alke har et nokså likt utslag som om våren; 34,8 % av akseptkriteriet i skadekategori «Alvorlig».

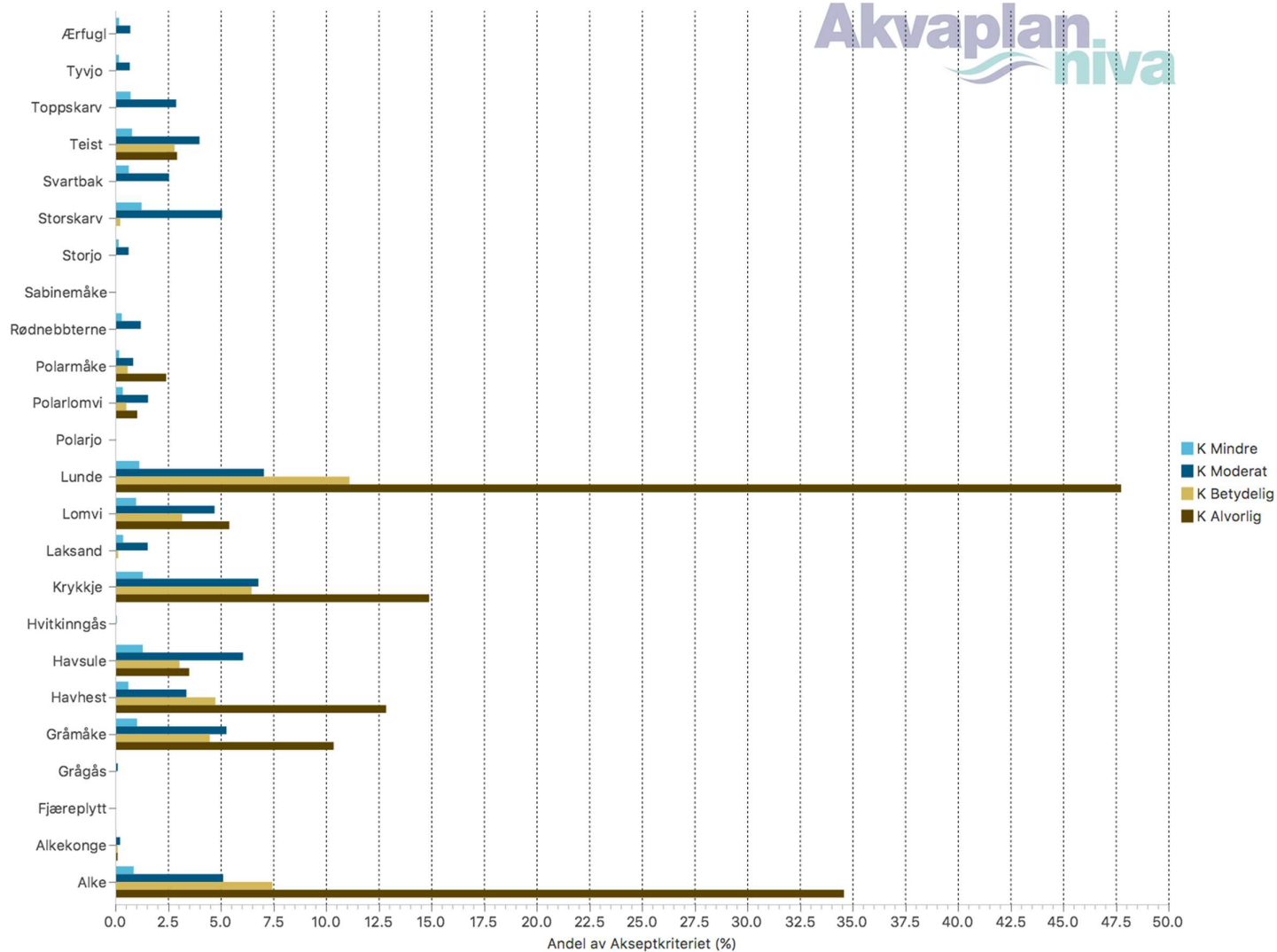
Både krykkje, havhest, havsule, gråmåke, teist og lomvi slår lavere ut enn lunde og alke, men de fleste med høyeste utslag i skadekategori «Alvorlig». Stellerand er nå i hekkeområdene i Russland og slår derfor ikke lenger ut i miljørisikoanalysen sommerstid. Praktærfugl hekker også utenfor influensområdet.



Figur 54 Lunde slår høyest ut både i åpent hav og kystnært sommerstid, den har flere hekkeområder i Barentshavet.



Figur 55 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (juni-august).



Figur 56 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært (juni-august).

6.2.4 September-november (høst)

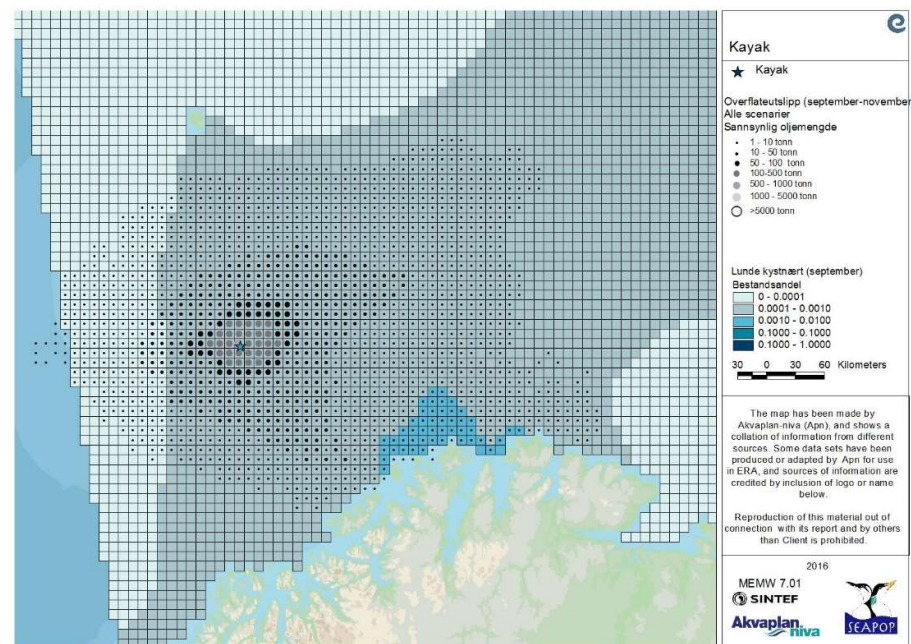
Perioden september tom. november er en periode der pelagiske sjøfugl etter hekkeperioden trekker til beiteområder i åpent hav med god næringstilgang, mens andre arter trekker sørover for overvintring.

Alkefuglene, havsule og havhest slår hardest ut i høstperioden. Lunde slår høyest ut, med 16,2 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat», 8,4 % i «Betydelig» og 8,6 % i «Alvorlig». Dette er nokså likt utslaget for sommerperioden, men utbredelsesområdet er ulikt.

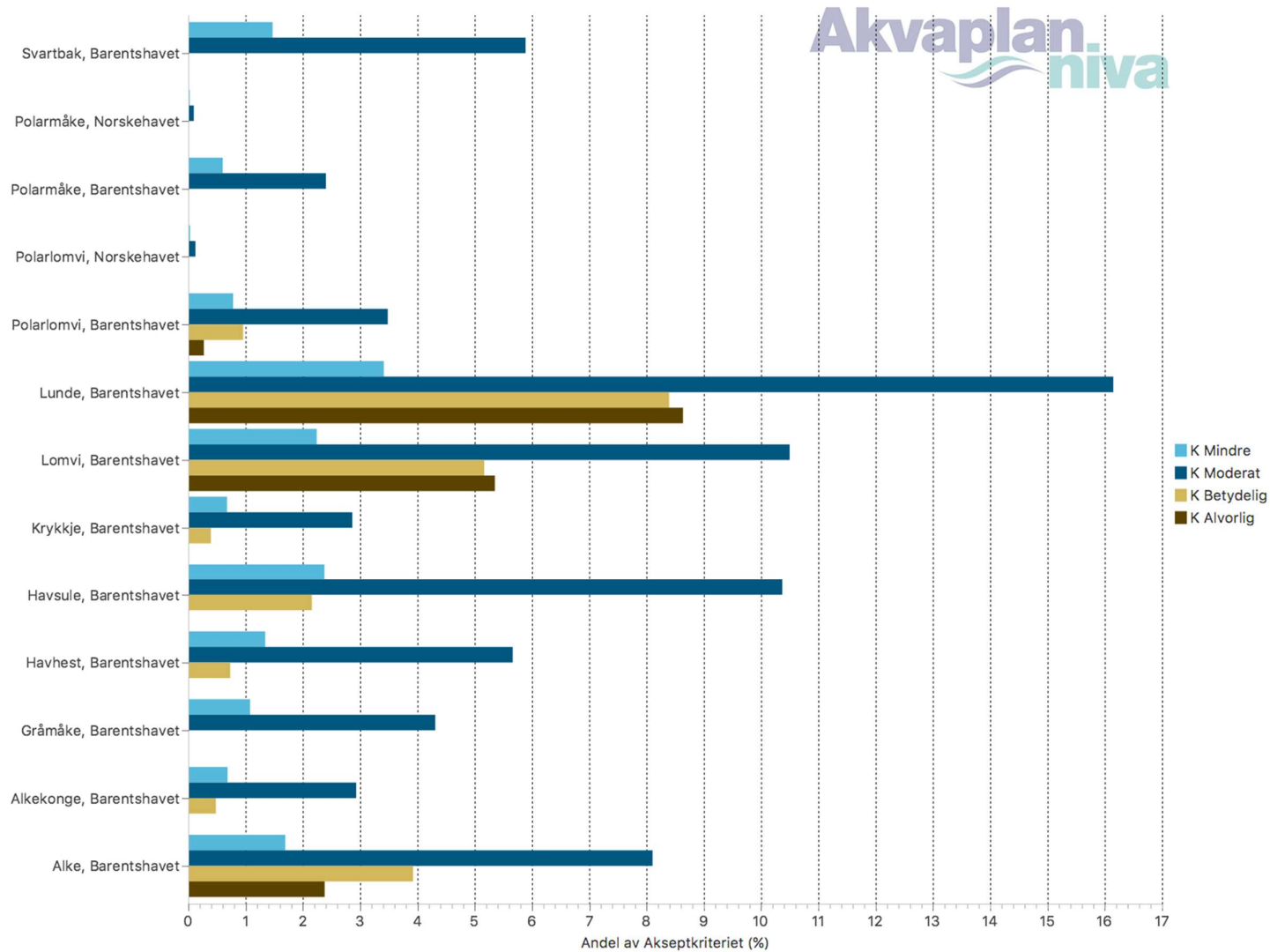
Miljøriskoen for lomvi stiger igjen sammenlignet med sommerperioden. Den har nest høyeste utslag i åpent hav, med 10,4 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat», 5,2 % i «Betydelig» og 5,4 % i «Alvorlig».

Alke slår lavere ut enn i de foregående periodene, med 8,1 % av akseptkriteriet i «Moderat», 3,9 % i «Betydelig» og 2,4 % i «Alvorlig». Utbredelsen av alke er geografisk ulik sommerperioden, men utbredelsen er fortsatt konsentrert om kysten, men østover med hovedtyngde rundt Varangerhalvøya.

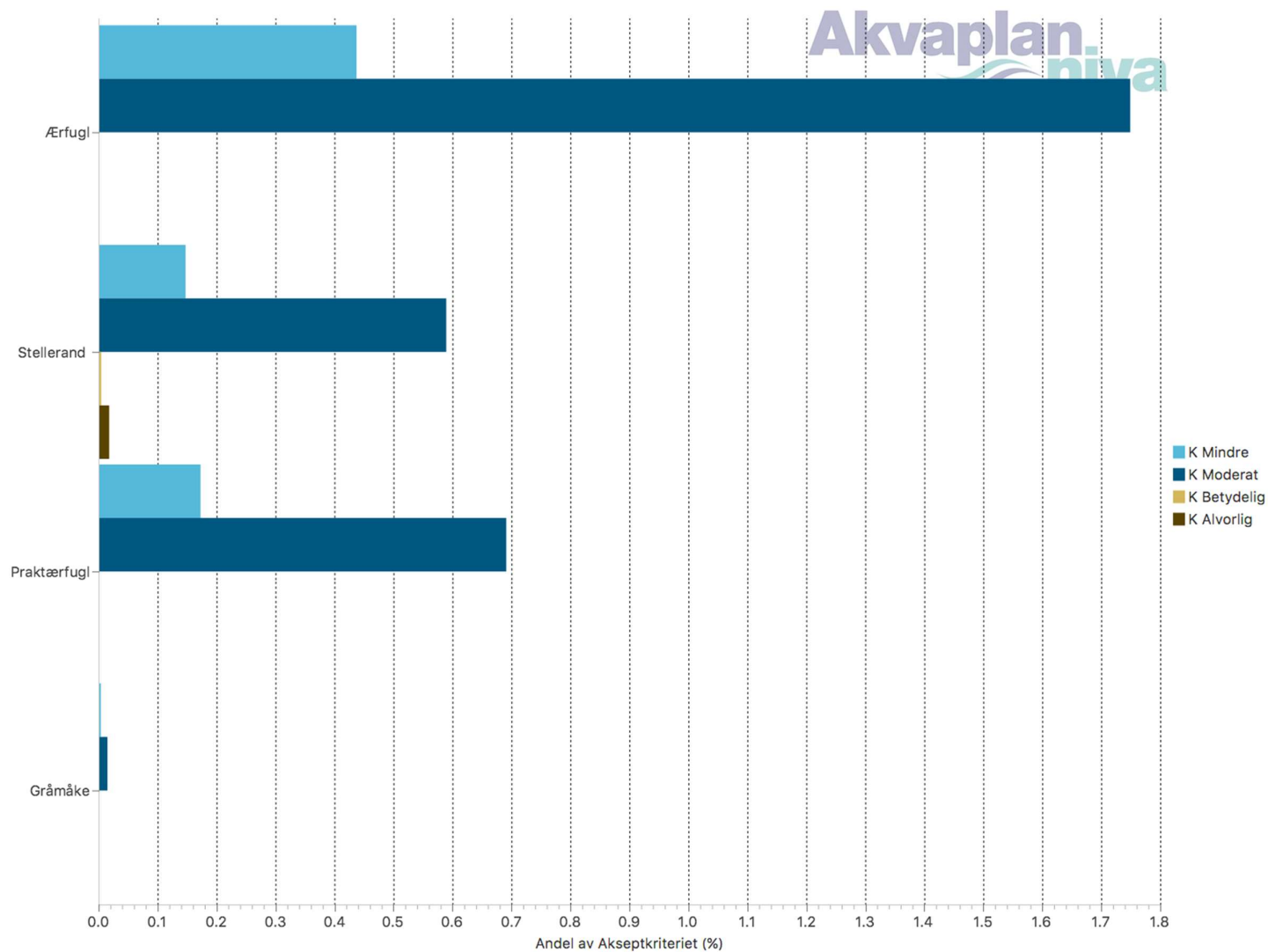
Kystnært er det i høstperioden færre arter som gir utslag i miljørisikoanalysen. Ærfugl slår høyest ut, med i underkant av 1,8 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat». Stellerand kommer tilbake for overvintring fra november.



Figur 57 Fordeling av lunde i Barentshavet i september (og oktober) med influensområdet for september-november vist som sannsynlig (forventet) oljemengde i rutene.



Figur 58 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (september-november).



Figur 59 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøguglarer kystnært (desember-februar).

6.2.5 Desember-februar (vinter)

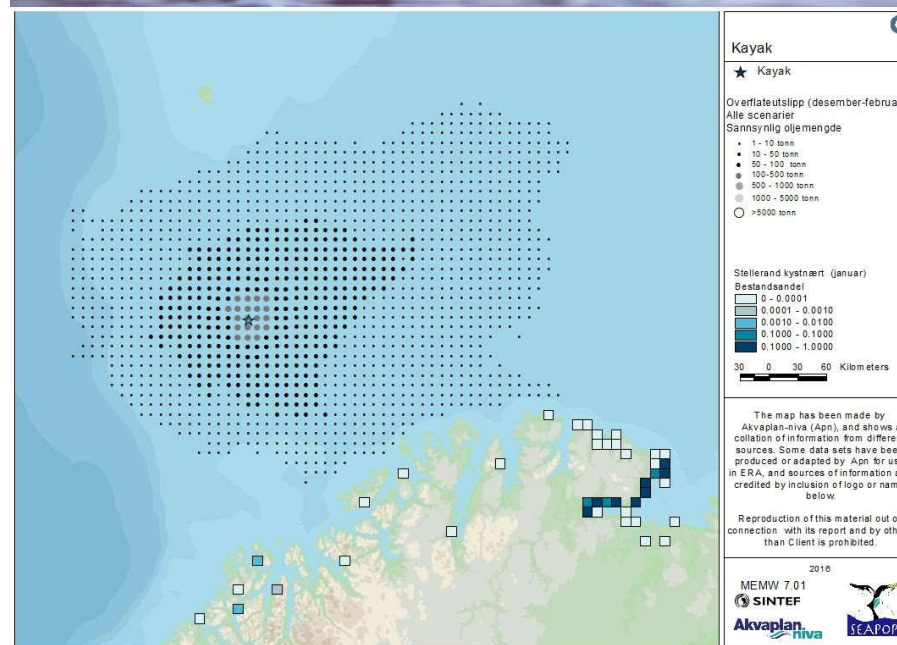
Perioden desember tom. februar er overvintringsperiode for sjøfugl. I åpent hav er det tøffere forhold for sjøfugl, og mange arter har trukket lenger sør, andre trekker til Finnmarkskysten for å overvintre. De artene som overvintre i Barentshavet trekker nærmere kysten enn under høstperioden (august-oktober), men det er mye fugl i området også vinterstid.

Alkefuglene lomvi og alke slår hardest ut; lomvi med 18,4 % av akseptkriteriet i skadekategori «Moderat», 12,0 % i «Alvorlig» og 10,8 % i «Betydelig»; alke med 12,7 % av akseptkriteriet i «Moderat», 9,2 % i «Betydelig» og 6,2 % i «Alvorlig».

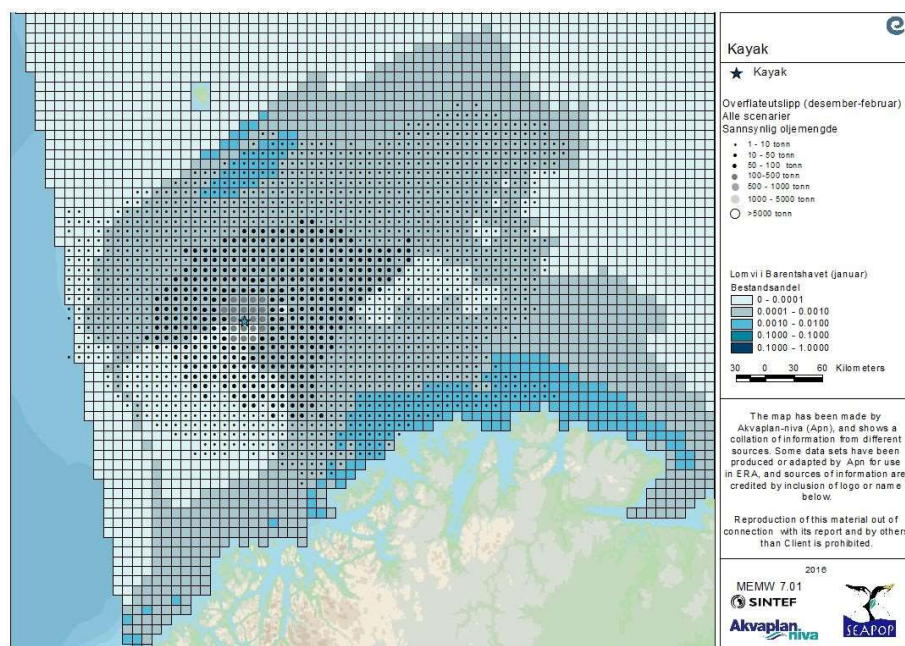
Lomvi og alke slår hardere ut i miljørisikoanalysen vinterstid (åpent hav-datasett) fordi deres utbredelse i større grad overlapper med området der hovedtyngden av simuleringene treffer, mens lunde i åpent hav (vinter) er konsentrert i den sørvestligste delen av analysområdet, som overlapper med den sør-østligste delen av influensområdet. Se Figur 61 og Figur 62.

Kystnært er det færre av artene som gir utslag i miljørisikoanalysen, her har ikke datasettene funksjonsområder i vinterperioden. Utslagene er lavere, krykkje slår høyest ut med ca 1,2 % av akseptkriteriet i skadekategori «Moderat» og 0,3 % i «Alvorlig».

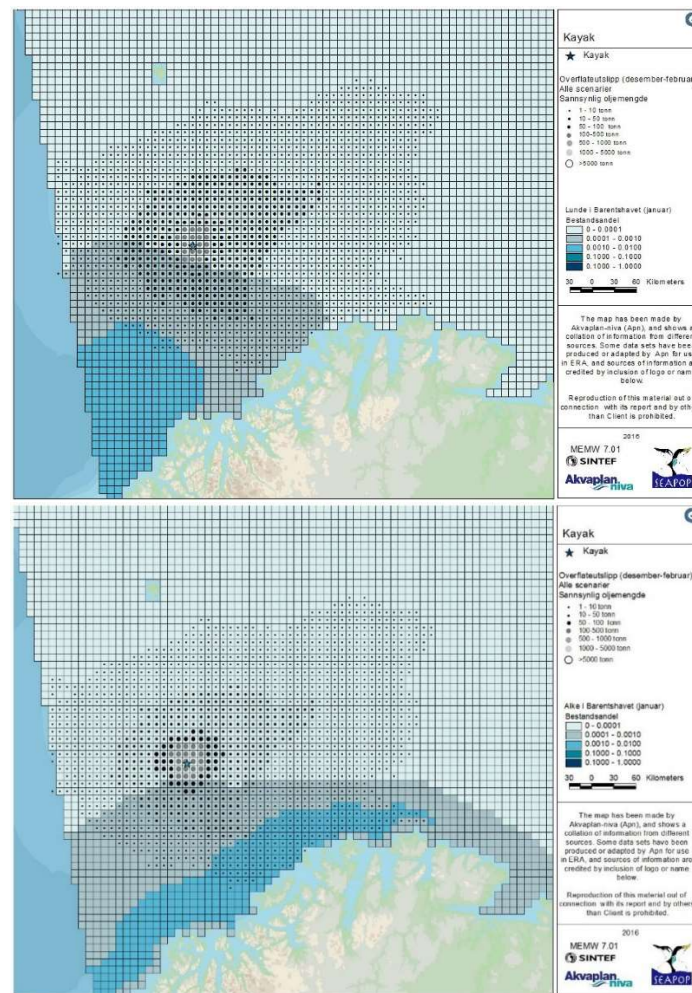
Den norske ansvarsarten stellerand slår ut primært i skadekategorien «Alvorlig» (0,3 % av akseptkriteriet), fordi et fåtall simuleringer slår ut mange nok fugl til å gi høye bestandstap. Dermed blir skadepotensialet høyt, men sannsynligheten meget liten. Dette kan forklares med at stelleranden primært har utbredelse i Øst-Finnmark og at det er enkeltsimuleringer som treffer områder med høyere bestandsandeler vinterstid (Figur 60).



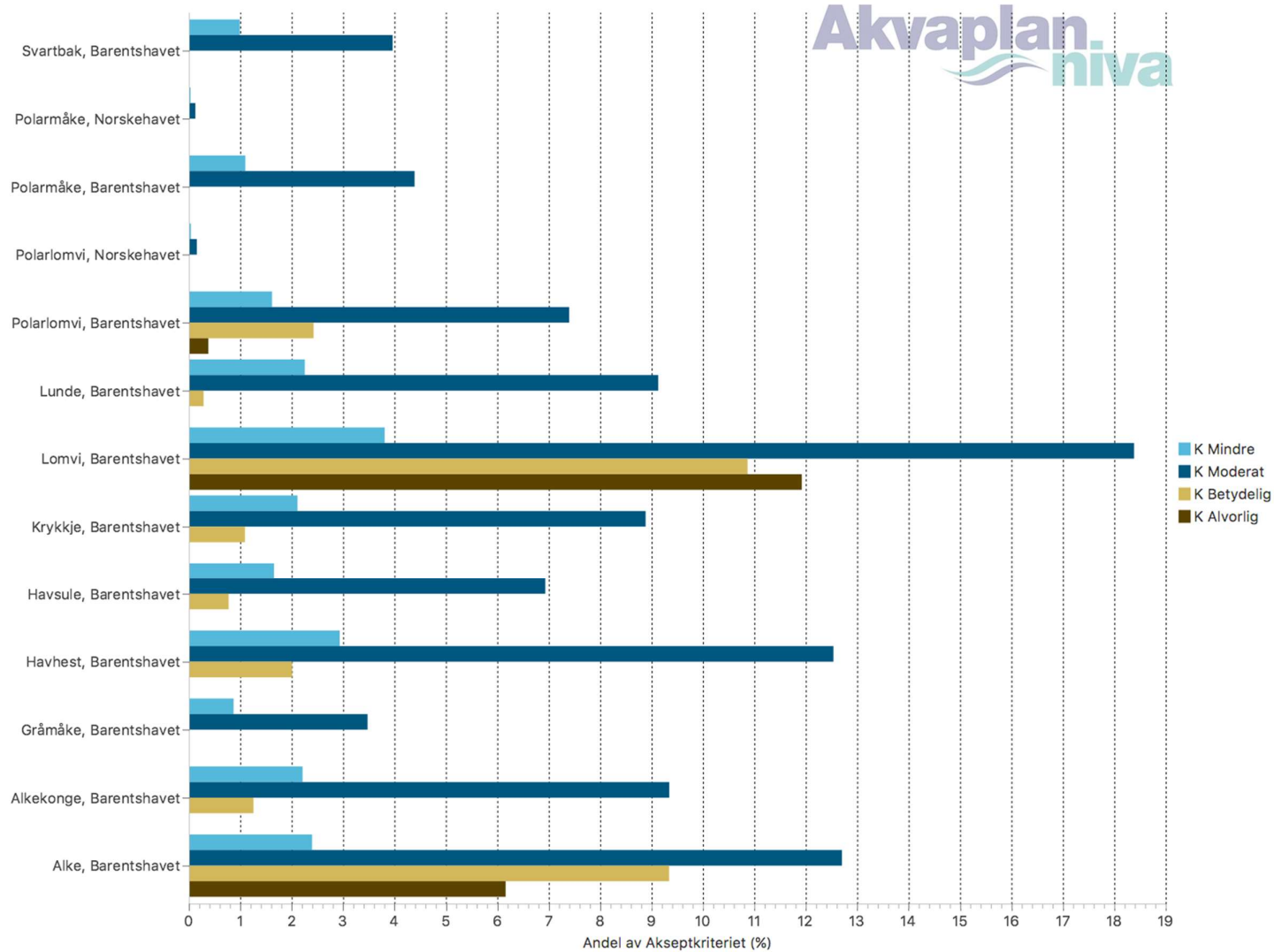
Figur 60 Stellerand (foto øverst: Cathrine Stephansen) er en norsk ansvarsart fordi store deler av global bestand overvintre øst i Varanger, hovedsakelig i Varangerfjorden (utbredelse vist nederst for januar). Arten slår kun ut i vinterperioden og i vårperioden, med lav frekvens i alvorlig skadekategori, fordi at arten kun treffes i et fåtall simuleringer. Oljens hovedutbredelse er vist i kartet nederst.



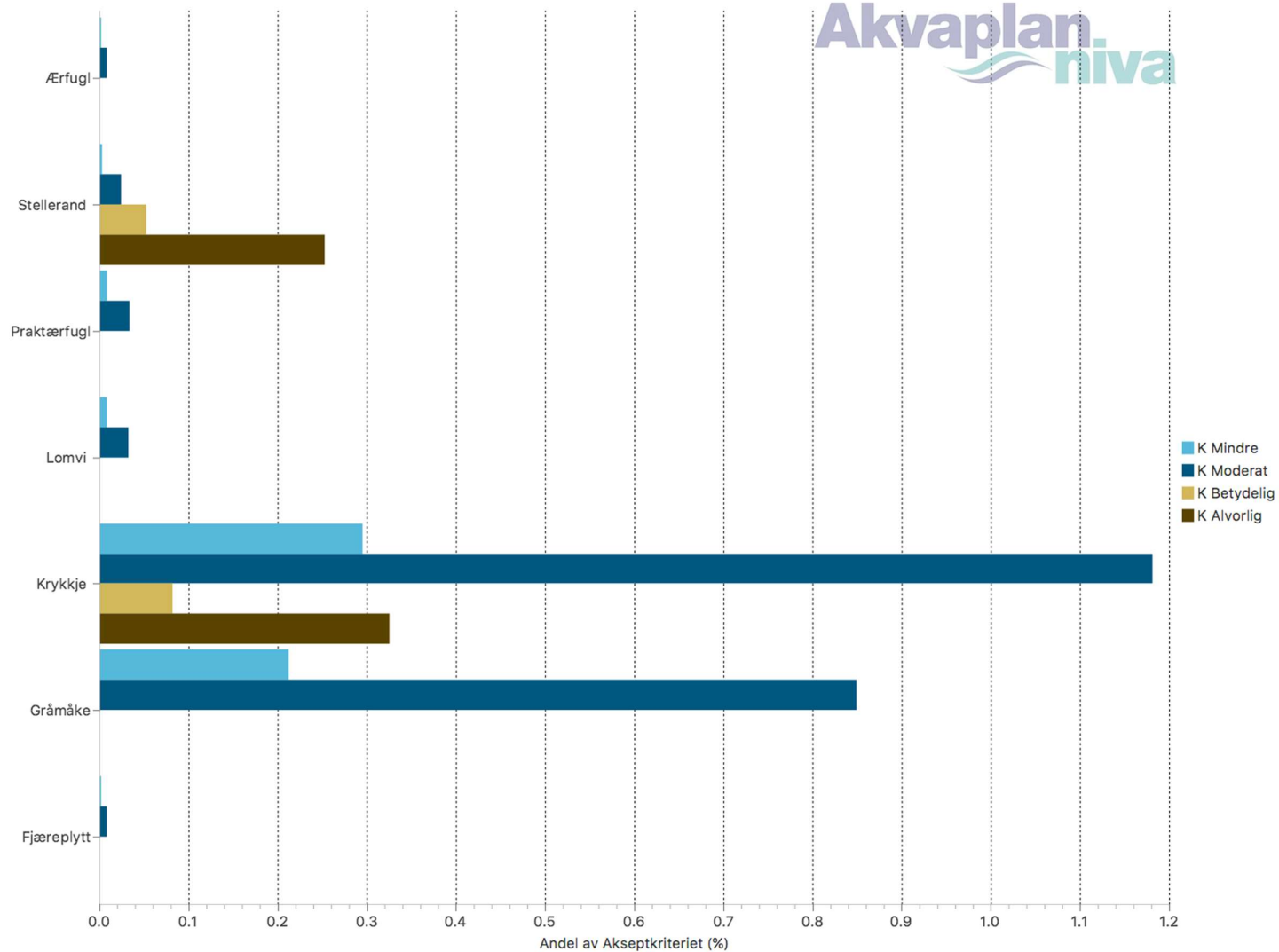
Figur 61 Lomvi (foto: Cathrine Stephansen) søker næring i Barentshavet også vinterstid, og kan samles i store flokker. Vinterstid har arten utbredelse i hele området der oljen forventes å treffe ved et utslipp. Tettheten er imidlertid høyest nærmest kysten der treffsannsynligheten er lavere.



Figur 62 Lundens (øverst) vinterutbredelse i åpent hav i Barentshavet har mindre overlapp med oljens forventede berørte område enn lomvi. Alke er vist nederst.



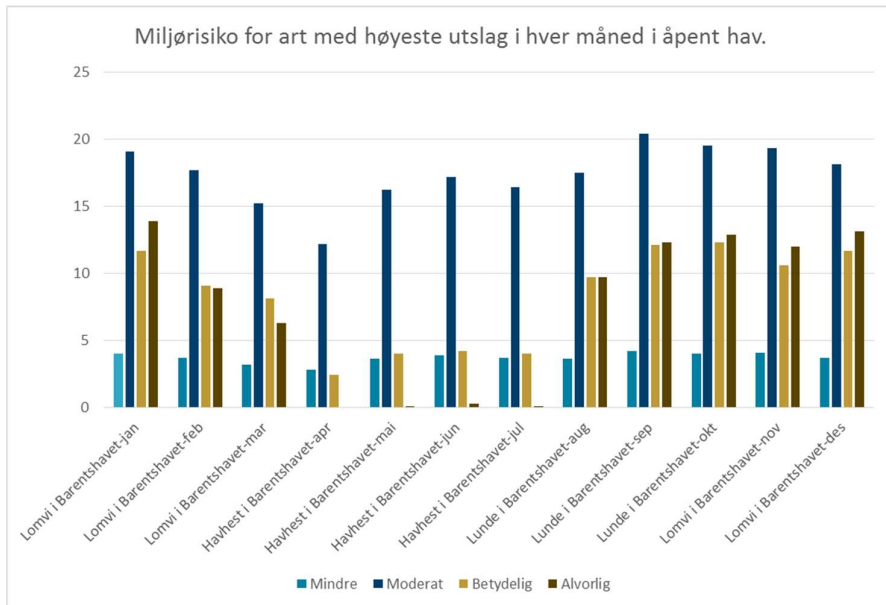
Figur 63 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (desember-februar).



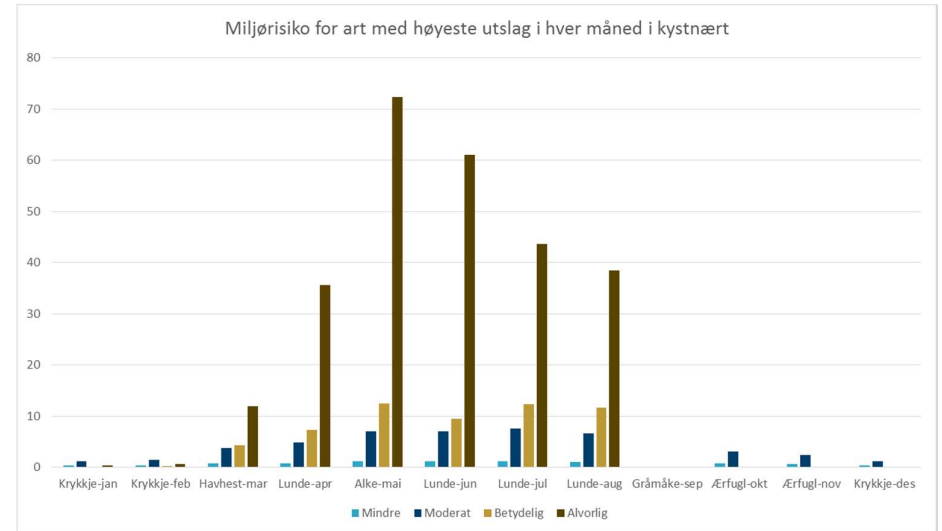
Figur 64 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært (desember-februar).

6.2.6 Variasjon i miljørisiko gjennom året – arter med høyeste utslag i miljørisiko

For hver måned er miljørisikoen i hver av skadekategoriene angitt for høyest utslagsgivende ressurs i hhv. åpent hav og kystnært. Spesielt kystnært er miljørisiko høyere i hekkesesongen enn i andre perioder.



Figur 65 Miljørisiko i skadekategorier for ressursen som ga høyest utslag i miljørisiko i hver måned i åpent hav.



Figur 66 Miljørisiko i skadekategorier for ressursen som ga høyest utslag i miljørisiko i hver måned kystnært.

6.3 Skadebasert miljørisikoanalyse - marine pattedyr

Det er gjennomført en kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden for både steinkobbe og havert kystnært på fastlandet.

6.3.1 Hele året

På årsbasis er utslagene i gjennomsnitt mindre enn 1 % av akseptkriteriet, med høyest utslag i skadekategorien «Moderat» for havert i Vesterålen-Finnmarksbestanden.

6.3.2 Mars-mai

Haverten (Vesterålen-Finnmarks-bestanden) slår svakt ut som en konsekvens av økt sårbarhet ifm. hårfellingen i mars. Høyeste utslag i perioden er 0.2 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat» for havert i Vesterålen-Finnmarksbestanden.

6.3.3 Juni-august

Steinkobben (Lopphavet-Russland-bestanden) slår svakt ut som en konsekvens av økt sårbarhet i kasteperioden i juni-juli, samt hårfellingen i juli-august. Høyeste utslag i perioden er 1.1 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat» for denne arten.

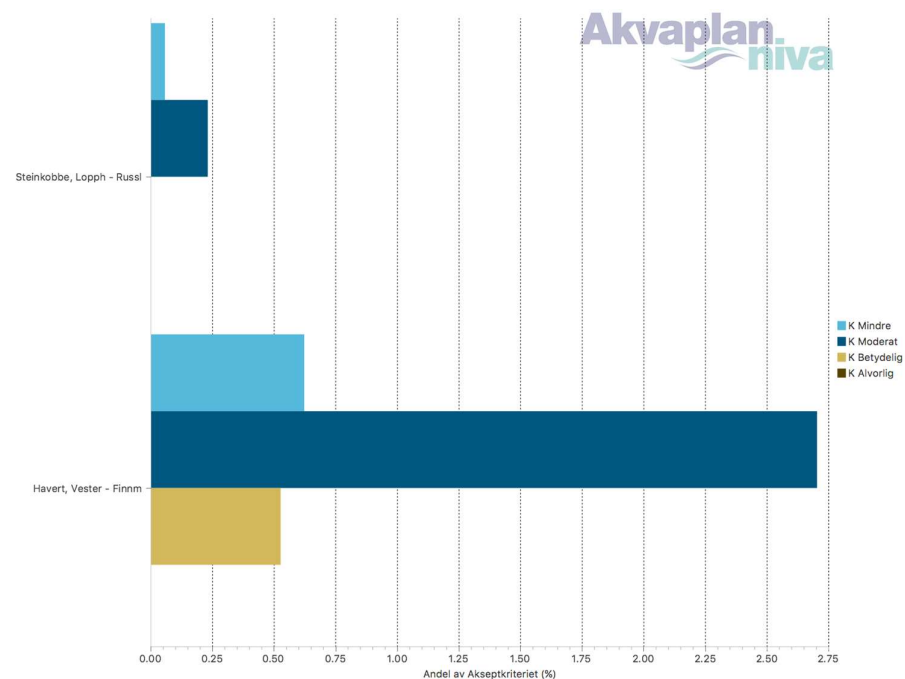
6.3.4 September-november

Haverten (Vesterålen-Finnmarks-bestanden) slår svakt ut som en konsekvens av økt sårbarhet i kasteperioden, som er fra september-desember og omfatter alle høstens måneder. Dette er perioden med høyest miljørisiko for kystsel, med 2,75 % av akseptkriteriet i skadekategorien «Moderat» (Figur 67).

6.3.5 Desember-februar

Haverten (Vesterålen-Finnmarks-bestanden) slår svakt ut som en konsekvens av økt sårbarhet i kasteperioden i desember, samt hårfellingen i februar. Høyeste

utslag i perioden er 0.7 % av akseptkriteriet i skadekategori «Moderat» for havert i Vesterålen-Finnmarksbestanden.



Figur 67 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for kystsel (september-november).

6.4 Overlappsanalyser - Marine pattedyr

For artene under foreligger det ikke datasett egnet for kvantitative miljørisikoanalyser. Det er derfor foretatt en kvalitativ/semikvantitativ vurdering av mulighetene for overlapp mellom influensområdet og artenes viktigste områder.

Til analysen av overlapp mellom de [viktige områdene](#) for de marine pattedyrene og oljens utbredelse er statistikken for alle scenarier for overflateutslipp fra hhv. vinter (Figur 30), vår (Figur 12), sommer (Figur 18) og høst (Figur 24) benyttet, da disse best representerer totalbildet.

6.4.1 Spermhval

Spermhval har et viktig område utenfor Lofoten-Vesterålen i perioden april-oktober. Dette området treffes ikke av olje.

6.4.2 Spekkhogger

Spekkhogger har et viktig område utenfor Lofoten-Vesterålen i perioden april-oktober. Dette området treffes ikke av olje.

6.4.3 Blåhval

Det er ingen geografisk overlapp mellom viktige leveområder for blåhvalen og aktivitetens influensområde.

6.4.4 Finnhval

En svært begrenset del i ytterkant av aktivitetens influensområde, vest/sørvest for Bjørnøya, overlapper med viktige leveområder for finnhvalen når den trekker nordover til næringsrike områder i sommerhalvåret. Konfliktpotensialet må derfor kunne betegnes som meget lavt.

6.4.5 Grønlandshval

Det er ingen geografisk overlapp mellom viktige leveområder for grønlandshval og aktivitetens influensområde.

6.4.6 Hvalross

Det er ingen geografisk overlapp mellom hvalrossens liggeplasser og aktivitetens influensområde.

6.4.7 Hvithval

Hvithvalen er kystnær, og observasjoner i Svalbarkartet er registrert rundt Svalbard. Det er derfor ikke overlapp med influensområdet.

6.4.8 Knølhval

Knølhvalen trekker nordover i sommersesongen og er relativt vanlig langs nordre del av Norskekysten og i hele Barentshavet. På Svalbarkartet vises det enkelte forekomster nær lokasjonen. Det er derfor sannsynlig at individer av knølhval kan komme i konflikt med olje på overflaten i sommerhalvåret.

6.4.9 Storkobbe

Storkobbens utbredelse ligger nord for influensområdet, på Bjørnøya og Svalbard. Konfliktpotensialet betegnes som lavt.

6.4.10 Vågehval

Vågehvalen trekker nordover mot iskanten i sommerseongen og er relativt vanlig i Barentshavet. På Svalbarkartet vises en del forekomster nær lokasjonen. Det er derfor sannsynlig at individer av vågehval kan komme i konflikt med olje på overflaten i sommerhalvåret. Merk at vågehvalens leveområde er stort. Konfliktpotensialet betegnes som lavt.

6.5 Trinn 1 miljøriskoanalyse for fisk

Det er foretatt en overlappsanalyse mellom relevante arters gytefelt og området der konsentrasjonen av olje i vannsøylen overstiger en terskelverdi for skade (målt ved forventet THC-konsentrasjon), ved bruk av deler av Trinn 1 miljøriskoanalyse for fisk (DNV, 2007).

Til denne overlappsanalysen er det benyttet oljedriftsstatistikken fra en overflate-utblåsning, med sannsynlige THC-konsentrasjoner beregnet fra alle simuleringer i alle scenarier. Da det er meget små forskjeller mellom sesongene er helårsstatistikken benyttet.

I underlaget 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. Denne verdien relateres til PAH-innholdet og en grenseverdi for PAH på 2,5 ppb. Siden det ikke er foretatt noen vurdering av PAH-innhold og tilsvarende avledet grenseverdi for Skrugardolje, er den tidligere foreslåtte grenseverdien på 50 ppb konservativt benyttet i foreliggende analyse.

Rognkjeks/rognkall gyter langs hele kysten og analyseres derfor ikke. Polartorsk har sitt primære gyteområde nord for influensområdet og vil ikke overlape.

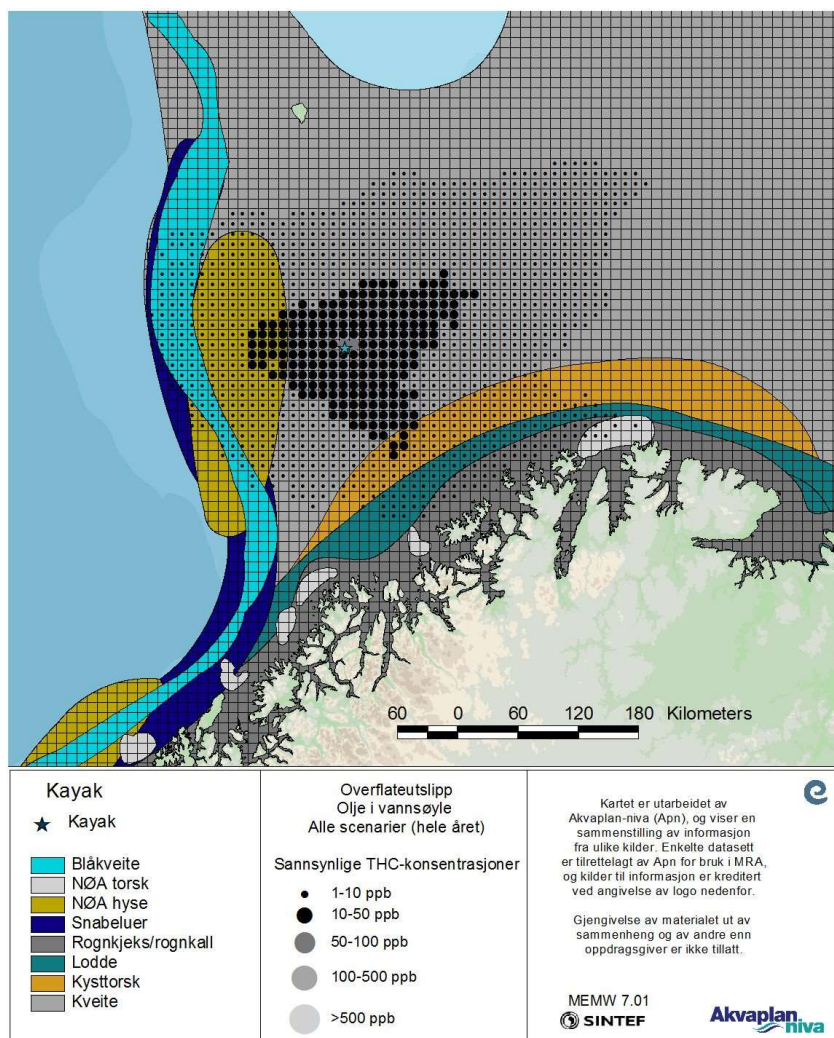
Gyteområder og THC-konsentrasjoner for influensområdet er vist i Figur 68.

210 celler har en konsentrasjon av THC som overstiger 10 ppb i totalstatistikken. Av disse har kun 2 celler mer enn 50 ppb forventet THC-konsentrasjon, og disse overlapper med < 1 % av gyteområdet for kveite.

Meget små deler av gyteområdene for kysttorsk og NØA hyse overlapper med områder med sannsynlig THC-konsentrasjon over 10 ppb, som er under grenseverdien. Miljøriskoen kan betegnes som svært lav for fisk.

Tabell 6 Antall ruter i gyteområder som overlapper med ruter som overstiger hhv. 50 og 100 ppb gjennomsnittlig [THC].

Norsk navn	Periode	Totalt # ruter	> 50-100 ppb	> 100 ppb
Blåkveite	Oktober-desember	374	0	0
Kveite	Desember-mai	28461	2	0
Kysttorsk (nord for 62° N)	Januar-april	3340	0	0
Lodde	Mars-april	1054	0	0
NØA-hyse	Februar-mai	631	0	0
NØA-torsk	Mars-april	376	0	0
Snabeluer	Mars-april	1406	0	0



Figur 68 Overlapp mellom gyteområdet for ulike fiskearter og ruter med hhv. > 50 ppb og > 100 ppb THC. To celler har en THC-konsentrasjon som overstiger terskelverdien for skade.

6.6 Skadebasert miljørisikoanalyse – strandressurser

Det er gjennomført en kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden for strandressurser, basert på helårlig statistikk. Det var minimale utslag i miljørisiko for strand i analysen.

Tabell 7. Miljørisiko som andel av akseptkriteriet i skadekategorier for sensitive strandruter (hele året).

	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Akseptkriterium	0,001	0,00025	0,0001	0,000025
Andel av akseptkriteriet	0,016 %	0,0033 %	0,015 %	0,00021 %

6.7 Områdebaserte overlappsanalyser

6.7.1 Iskantsonen (Marginal Ice Zone, MIZ)

6.7.1.1 Is inkludert i oljedrift

Oljedriftssimuleringene er gjennomført med MEMW 7.01 med isdata fra SVIM-arkivet tilrettelagt for OSCAR. Isdataene dekker samme periode som vind og strøm, 2002-2011, og er av "beste praksisgruppen" for oljedriftssimuleringer vurdert å være best tilgjengelige isdata for oljedriftssimuleringer med dynamisk is. Dette datasettet er ikke tilrettelagt for geografiske overlappsanalyser eller miljørisikoanalyser.

6.7.1.2 Polarinstittutts data over maksimal isutbredelse

Polarinstituttet har fremholdt at maksimal isutbredelse bør benyttes. Datasettet har månedsopløsning (<http://www.npolar.no/no/fakta/iskantsonen.html>). I sin beskrivelse av datasettet skriver Polarinstituttet at linjen som viser maksimal isutbredelse representerer området hvor det på minst én dag i den gjeldende måneden var isdekket i løpet av 30-årsperioden (<https://data.npolar.no/dataset/a89b2682-e1f8-44b5-ab73-e6ba65f3a7a7>).

Isdekket er meget dynamisk og er påvirket av strøm og vindens retning. Det er store variasjoner. I enkelte år vil det kunne være is også sør for Bjørnøya, og områdene med lave istettheter kan være ganske store. Linjen for maksimal isutbredelse er vist for hhv. januar og mars i Figur 69.

Området med en sannsynlig oljemengde over 1 tonn, som er vist i Figur 70, kan treffe maksimal utbredelse i perioder med ekstrem is. NP skriver på samme side at i nærheten av denne linjen er sannsynligheten meget lav for å finne is, f.eks. 0,2 % (2 av 900 dager). Tilnærmingen er derfor svært konservativ.

Sannsynligheten for at is driver inn i isfylte farvann ansees som meget lav.

6.7.1.3 Isdata fra Meteorologisk institutt

I Havmiljøprosjektets verdi- og sårbarhetsvurdering for de marine pattedyrene, gjennomført på oppdrag fra Miljødirektoratet (Spikkerud *et al.*, 2013), ble det i samråd med Meteorologisk Institutt besluttet at et 10-års gjennomsnitt for iskonsentrasjoner i perioden 2000-2010 er et moderat konservativt anslag av iskantens utbredelse.

I arbeidet med utviklingen av MIRA-metodikken for iskanten for NOROG (DNV GL og Akvaplan-niva, 2014) ble det besluttet å benytte det samme grunnlaget for is som i Havmiljøprosjektet, dvs. området med 10-30 % isdekke som gjennomsnitt i perioden 2000-2010 (Figur 70).

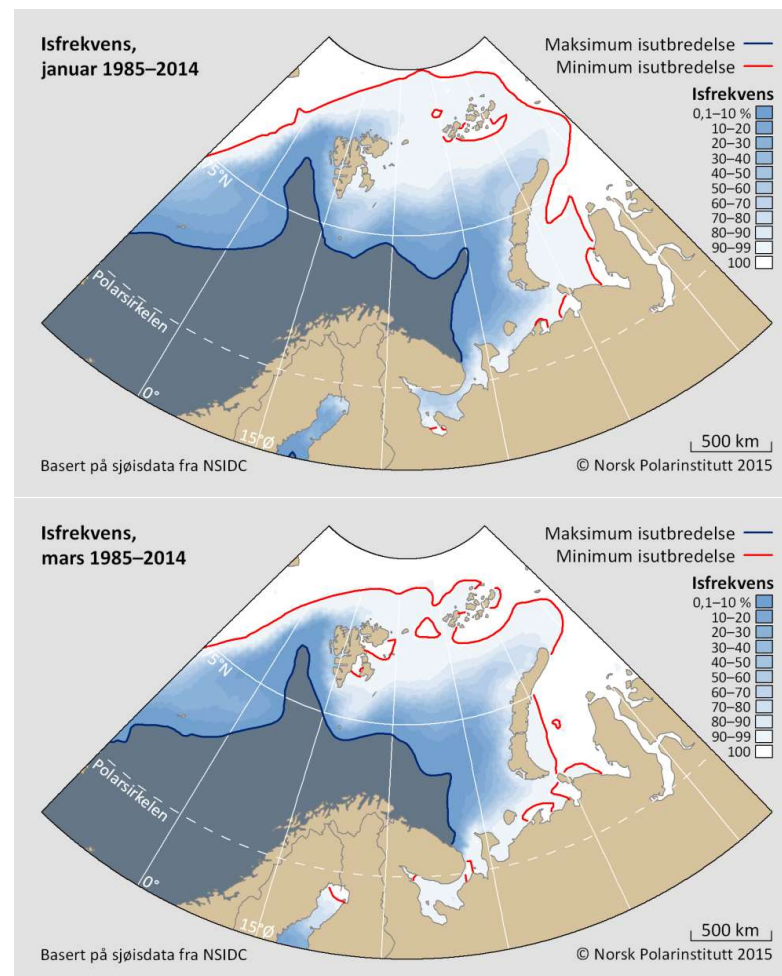
Området definert som iskant etter denne definisjonen (dvs. området med 10-30 % isdekke) overlapper ikke med området som har mer enn 1 tonn sannsynlig oljemengde beregnet fra alle simuleringer med startdato i mars tom. mai (totalstatistikken fra overflatesimuleringer).

Iskanten kan berøres av enkeltsimuleringer, spesielt i scenarier med lengre varigheter. Disse scenariene har lavere sannsynlighet for å inntreffe.

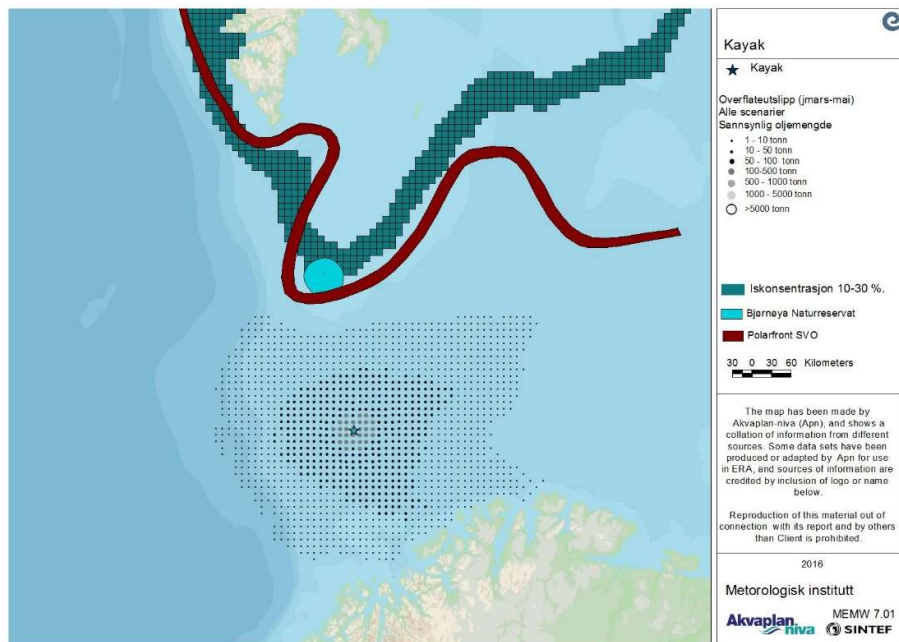
Avstanden fra lokasjonen til iskanten er om lag 239 km i mars, som er måneden da iskanten har sin sørligste utbredelse.

6.7.2 Polarfronten SVO

Polarfronten SVO er vist i Figur 70. Som iskanten kan Polarfronten SVO berøres av enkeltsimuleringer, spesielt i scenarier med lengre varigheter. Avstanden fra brønnlokasjonen til Polarfronten er 177 km.



Figur 69 Maksimal isutbredelse (blå linje) i januar (øverst) og mars (nederst) i årene 1985-2014.



Figur 70 Polarfronten SVO, Bjørnøya Naturreservat og området med 10-30 % isdekke som gjennomsnitt i mars måned i perioden 2000-2010 (Met.no).

6.7.3 Bjørnøya Naturreservat

Eventuell drift av olje inn i Bjørnøya Naturreservat vil kunne ha konsekvenser for sjøfugl direkte. Ved påslag på strand vil oljen kunne ligge over noe tid og eventuelt remobiliseres.

For å vurdere muligheten for en varig miljøskade på Bjørnøya Naturreservat velger vi å definere:

- «Mulighet» er lik sannsynlighet
- «Varig skade» er en skade med varighet på mer enn 10 år

Resultatet av en kvantitativ miljørisikoanalyse kan rapporteres som sannsynlighet for skade i fire skadekategorier, hvorav den høyeste skadekategorien «Alvorlig» omfatter skader av en varighet på mer enn 10 år. Pga bufferzoner ut fra kolonien er resultatene for kystnær sjøfugl på Bjørnøya konservative, ved at de omfatter områder ut til 100 km fra øyen.

De største hekkekoloniene på Bjørnøya befinner seg i hovedsak i de høye fuglefjellene på sørspissen. Fuglene er imidlertid ikke tilstede i hekkekolonien før i mars, og det er derfor perioden mars-mai og juni-august som slår mest ut for disse koloniene.

De viktigste artene er omtalt under, og disse er analysert med svært konservative datasett, som gjør bruk av funksjonsområder og er tilrettelagt med en meget konservativ vurdering av bestandsandeler.

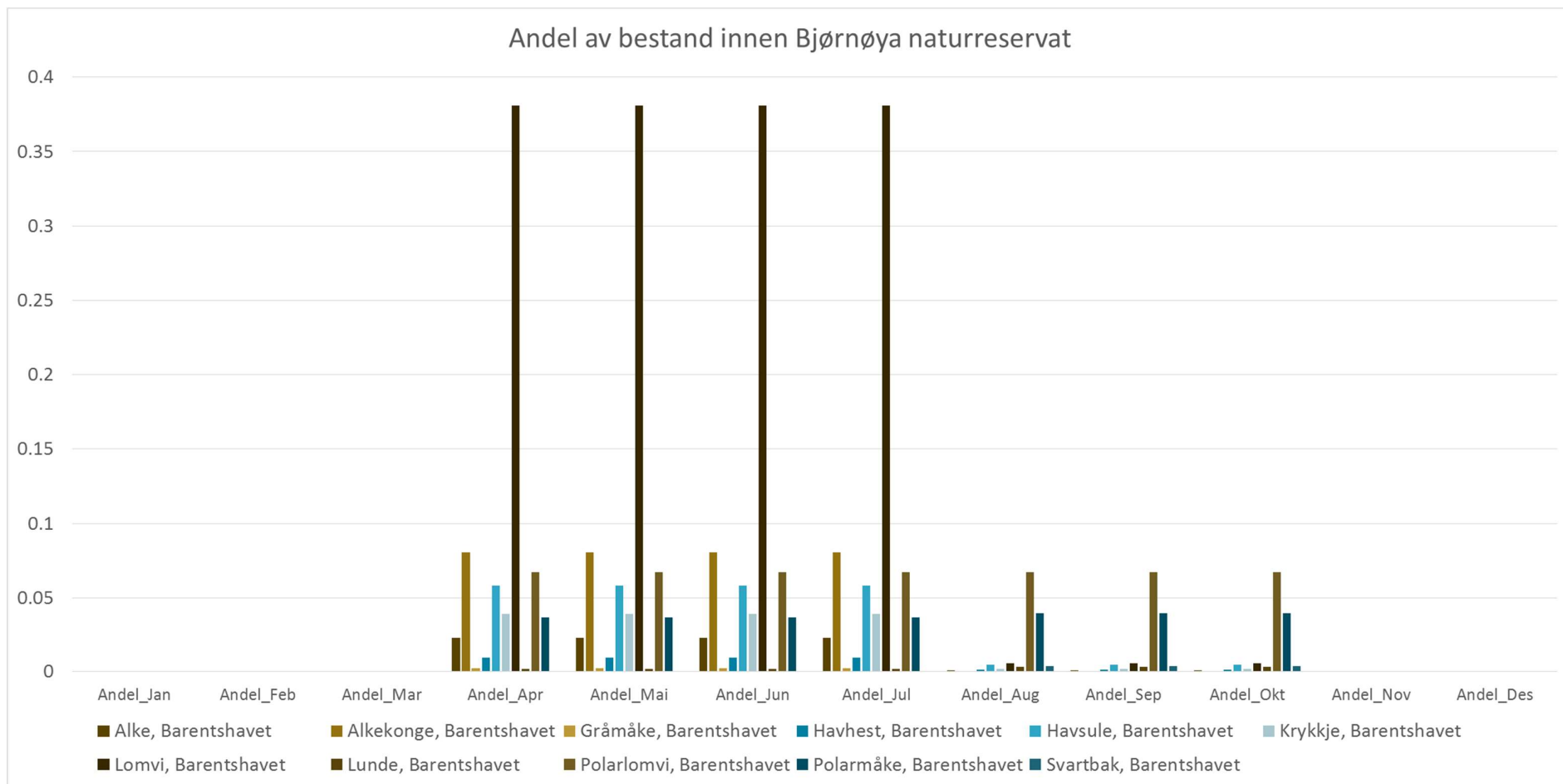
Det er foretatt en analyse av bestandsandeler av de ulike artene som i datasettene er tildelt ruter som overlapper med Bjørnøya Naturreservat. Konservativiteten i tilretteleggingen av kystnære datasett kan illustreres ved at f.eks. for havhest kystnært er bestandsandelen innen Bjørnøya Naturreservat sommerstid like i underkant av 750 % av nasjonal bestand.

Andelene som benyttes i miljørisikoanalysen er vist i Figur 71 og Figur 72. Figur 72 viser konservativiteten i tilretteleggingen av kystnære datasett.

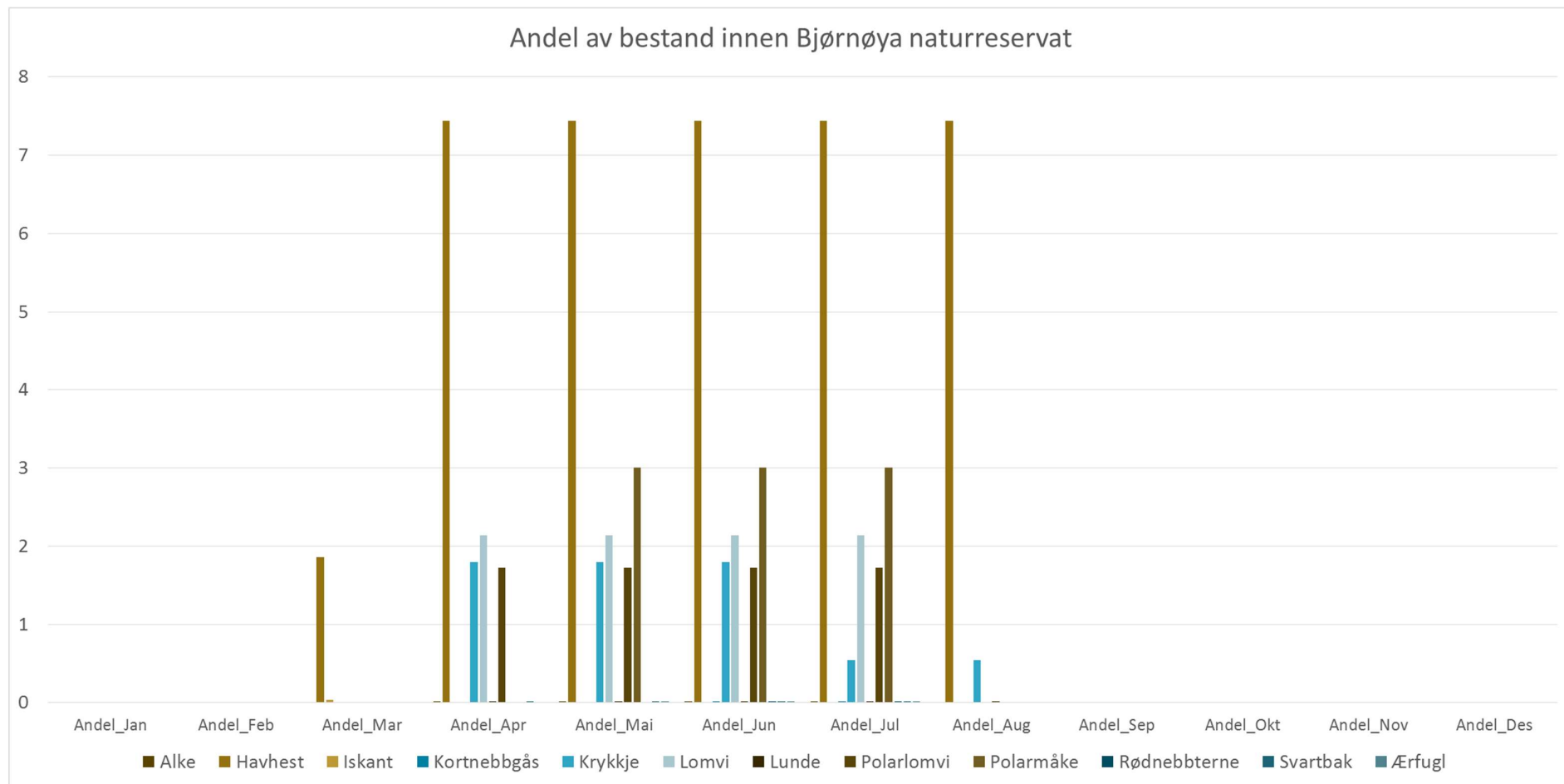
Av de artene som er tilstede på Bjørnøya dominerer disse:

- Kystnært: havhest, krykkje, lomvi, polarlomvi og polarmåke.
- Åpent hav: alke, alkekonge, krykkje, lomvi, polarlomvi og polarmåke.

Lomvien har sin nordligste forekomst av betydning på Bjørnøya. Kolonien er viktig, spesielt fordi arten er i nedgang på fastlandet.



Figur 71 Summen av bestandsandeler (%) av artene i åpent hav som ligger innenfor området definert som Bjørnøya Naturreservat.



Figur 72 Summen av bestandsandeler (%) av artene kystnært som ligger innenfor området definert som Bjørnøya naturreservat.

7 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
- Anker-Nilssen, T., Strøm, H., Barrett, R.T., Sivertsen, K. (red.), Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Hanssen, S.A., Lorentsen, S.-H., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T.K., Systad, G.H. 2016. Sjøfugl i Norge 2015. Resultater fra SEAPOP-programmet.
- 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. 113 s.
- Brude, O.W., Moe, K.A., Østby, C., Stige, L.C. & Lein, T.E. 2003. Strand – Olje. Implementering av DamA-Shore for norskekysten. Alpha Rapport, 1111-01, 42 s.
- 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.
- DNV-GL & Akvaplan-niva. 2014. Development of Methodology for Calculations of Environmental Risk for the Marginal Ice Zone – A Joint Project Between Akvaplan-niva and DNV-GL. DNV-report: 2014-0545.
- Kålås, J.A., Dale, S., Gjershaug, J.O., Husby, M., Lislevand, T., Strann, K.-B. og Strøm, H. 2015. Fugler (Aves). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken
<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Fugler . Nedlastet 10/06/2016>.

Reinert, J., South, A.B. & Vinnichenko, V.I. 2010: Spatial and temporal distribution of spawning aggregations of blue ling (*Molva dypterygia*) west and northwest of the British Isles. – ICES Journal of Marine Science, 67: 494–501.

- Lloyd's Register. 2016: Blowout and Well Release Frequencies – Based on SINTEF Offshore Blowout Database 2015.
- 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
- 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.
- Ottersen, G. & Auran, J.A. (red). 2007. Arealrapport med miljø og ressursbeskrivelse. Fisken og Havet 6/2007.
- Rogers, S. & Stocks, R. 2001. North Sea fish and fisheries. Strategic Environmental Assessment - SEA2, Technical Report 00.
- Sakshaug. 1994. Sakshaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B., Loeng, H., Mehlum, F. 1994. Økosystem Barentshavet. Universitetsforlaget, Oslo.
- 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. 2012. Skrugard crude oil - weathering studies. Oil properties related to oil spill response. Report no. A22589.
- Spikkerud, C.S. & Skeie, G.M. 2010. Felles prioriteringsmodell for beskyttelse og sanering av områder mot oljeforurensning, inndeling i prioritetsklasser. Akvaplan-niva Rapport nr. 4526-03. 97 s.

Large, P.A., Diez, G., Drewery, J., Laurans, M., Pilling, G.M., Reid, D.G.,

- Spikkerud, C.S, Skeie, G.M., Vongraven, D., Haug, T., Nilssen, K., Øien, N., Lindstrøm, U. & Goodwin, H. 2013. Miljøverdi og sårbarhet for marine arter og leveområder - Harmonisering av sårbarhetsverdier for marine pattedyr. Akvaplan-niva Rapport nr. 5308.02. 92 s.
http://havmiljø.no/Content/Documents/Verdi_og_saarbarhetskriterier_marine_pattedyr_15_12_2011.pdf
- Statoil. 2016. Technical note: Input to the environmental risk assessment– Blowout scenario analysis – Exploration well Kayak (7219/9-2). Alexander Solberg & Kari Apneseth, TPD R&T FT SST TSW Fornebu, 20th October 2016.
- Statoil. 2013 (Skeie, G.M., Engen, F., Spikkerud, C.S., Boye, A., Sørnes, T., Rasmussen, S.E.). Beredskap mot akutt oljeforurensning. Analysemetode og beregningsmetodikk.
- Sunnanå, K., Fossheim, M., van der Meeren, G.I. 2009. Forvaltningsplan Barentshavet – rapport fra overvåkningsgruppen, 2009. Fisken og Havet, sæmnr. 1b-2009.
- Wiig, Ø., Bjørge, A., Isaksen, K., Kovacs, K.M., Swenson, J.E. & Syvertsen, P.O. 2015. Pattedyr (Mammalia). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken
<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Pattedyr>. Nedlastet 10/06/2016
- Øritsland, N.A., Engelhardt, F.R., Juck, F.A., Hurst, R.J., Watts, P.D. 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>

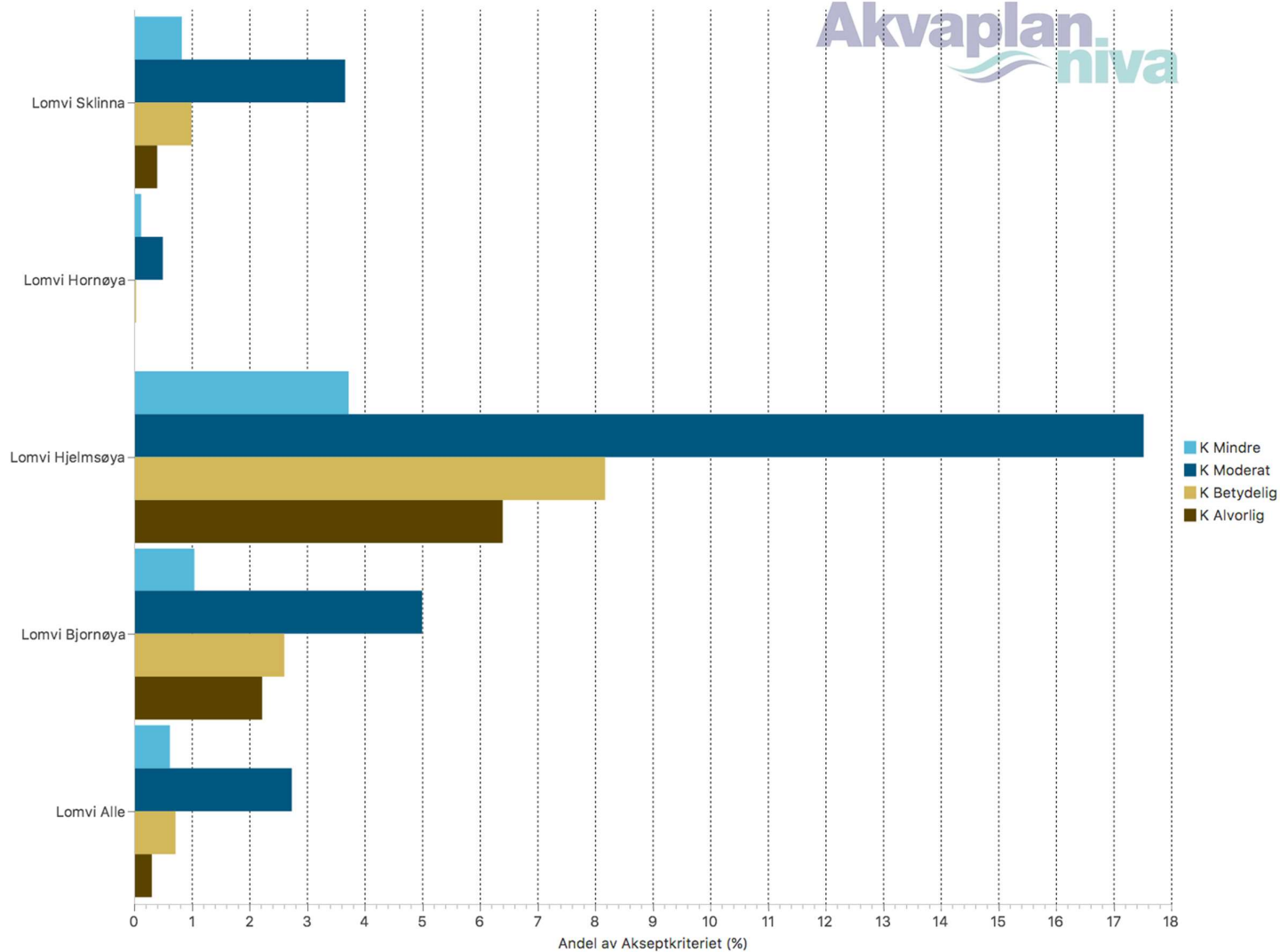
8 Vedlegg 1. Miljørisiko ved bruk av lysloggerdata

Datasettene for lomvi, som har fremkommet basert på informasjon fra lysloggere, har vært underlagt en kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden. Den beregnede miljørisikoen er presentert for hver av de fire koloniene, samt for koloniene samlet sett, målt mot Statoils akseptkriterier (Tabell 1).

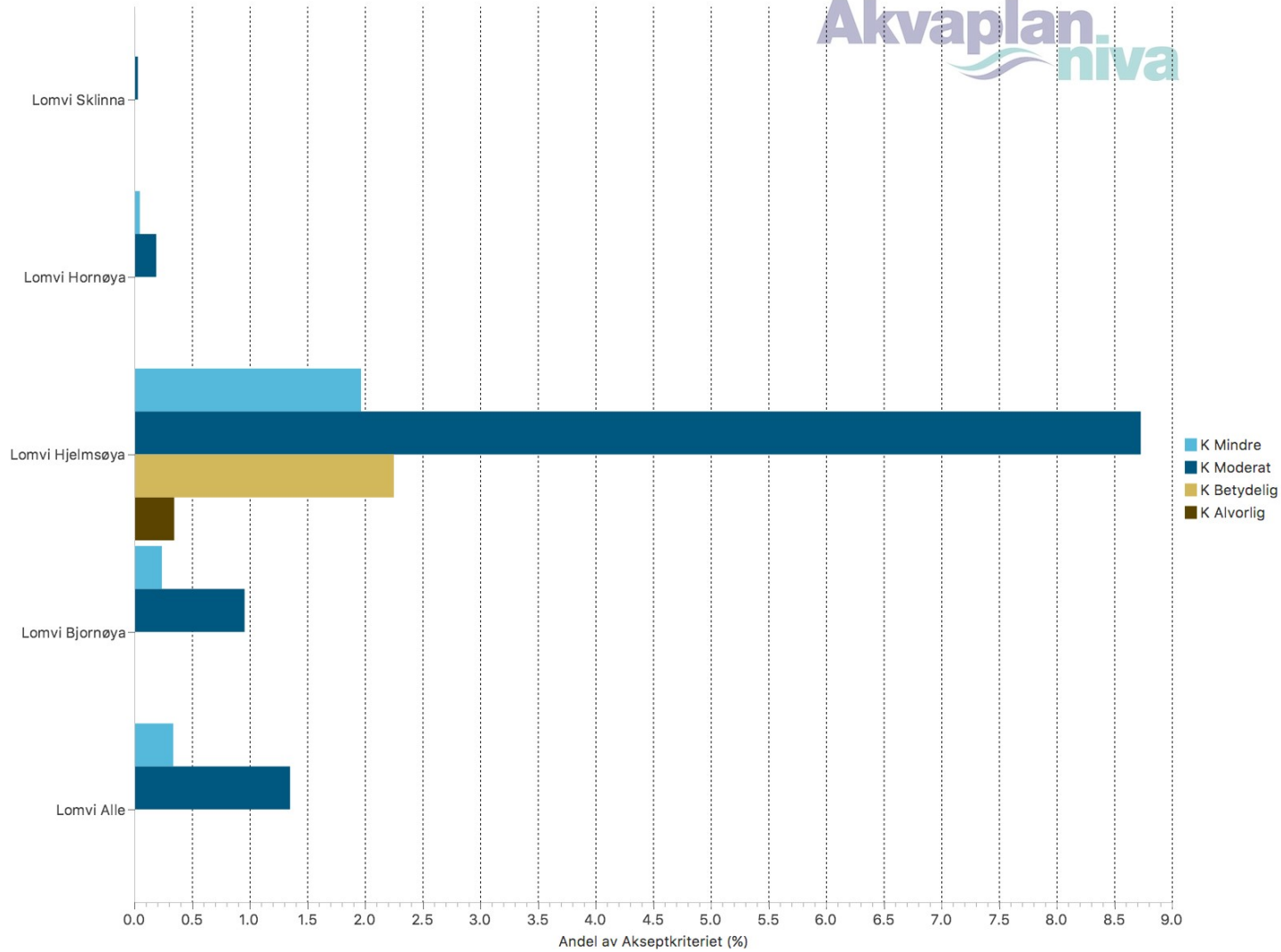
Resultatene viser at lomvi fra de ulike koloniene bruker Barentshavet også i høst- og vintersesongen. Det er beregnet høyest miljørisiko for populasjonen på Hjelmsøya, i begge sesonger, med;

- inntil 17,5 % av Statoils akseptkriterie i skadekategorien «moderat» i høstsesongen (august-oktober)
- inntil 8,7 % av Statoils akseptkriterie i skadekategorien «moderat» i vintersesongen (november-januar)

Utslagene er generelt høyere i høst- enn vintersesongen.



Figur 73 Miljørisiko for lomvi, for hver av de fire koloniene og samlet sett, målt mot Statoils akseptkriterier for operasjonen (periode: august-oktober).



Figur 74 Miljørisiko for lomvi, for hver av de fire koloniene og samlet sett, målt mot Statoils akseptkriterier for operasjonen (periode: november-januar).

9 Vedlegg 2. Miljøbeskrivelse

Posisjonen til letebrønn 7219/9-2 (Kayak) tilsier at influensområdet for et større utslipp ifm. boringen av brønnen vil ligge i Barentshavet. Beskrivelsen av miljøforhold gis med dette som bakgrunn.

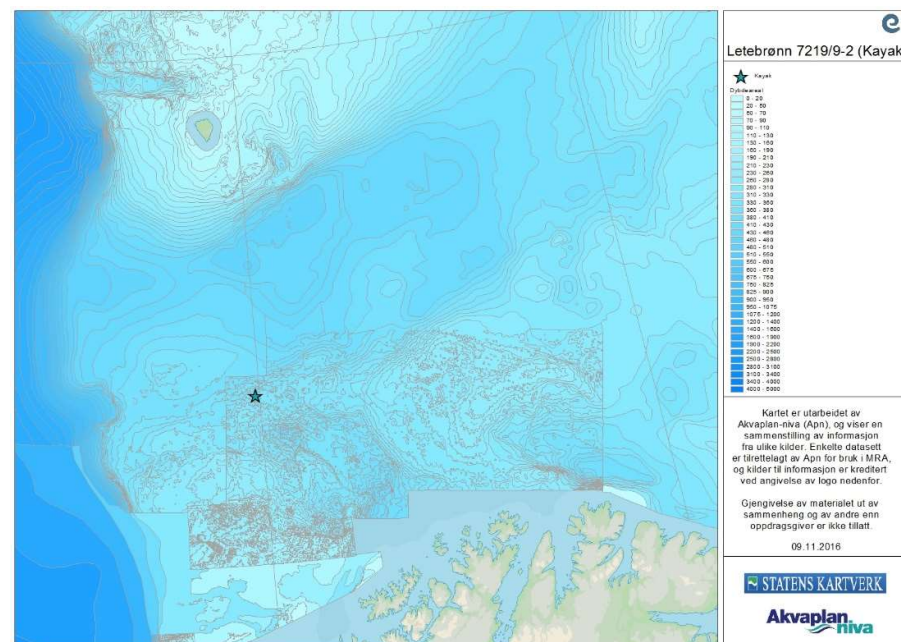
Barentshavet er et sokkelhav, beliggende mellom 70 og 82° N, avgrenset i vest av Norskehavet og i øst av Novaja Zemblja. Området er preget av store variasjoner i temperaturforhold og isdekke gjennom året, noe som har stor innflytelse på sesongvariasjoner i økosystemet. Gjennomsnittlig dyp er 230 m, med store grunnområder på 100 m og dype renner ned til 500 m (HIs faktaark, www.imr.no).

9.1 Strømforhold og frontsystemer

Strømssystemene i Barentshavet er styrt av bunntopografien. Strømmens hastighet og retning er viktig for iskanten og driften av overflateis i Barentshavet, samt oljens drift ved et større utslipp.

Figur 3 og Figur 4 viser hvordan strømfeltene kan variere i Barentshavet over relativt kort tid.

De dominerende strømforholdene, som i stor grad defineres av batymetrien (se Figur 75), viser at et større utslipp fra lokasjonen, i hovedsak, vil drive i øst-nordøstlig og/eller vest-nordvestlig retning, avhengig av vindens retning og styrke over utslippets forløp.



Figur 75 Batymetrien i Barentshavet.

9.2 Polarfronten

Nordøst av Bjørnøya dannes polarfronten der det varmere atlantiske vannet møter det kaldere polare vannet langs de batymetriske konturene, fra nordvest av Spitsbergen mot Bjørnøya, videre rundt Bjørnøya og nordøstover (se Figur 75).

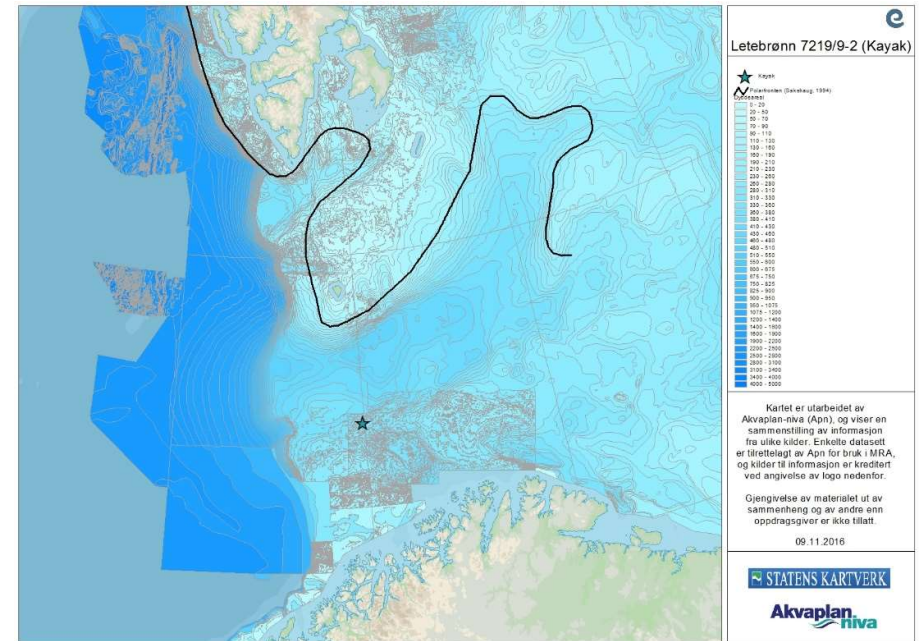
Polarfronten er dynamisk og fluktuerende, men følger i hovedsak konturene slik beskrevet. Variasjon i balansen mellom de atlantiske og polare vannmassene vil påvirke polarfrontens beliggenhet.

Der de to vannmassene møtes tvinges det næringsrike vannet fra dypet oppover i vannsøylen, hvor det danner grunnlaget for høy primærproduksjon. Den høye produksjonen av planteplankton gir opphav til store mengder dyreplankton (eksempelvis krill og raudåte), som er næring for organismer høyere opp i næringskjeden. At den høye biologiske produksjonen finner sted innenfor et begrenset og konsentrert område medfører også betydelig sedimentering av viktige næringsstoffer, som gir en særlig rik og divers bunnsfauna.

Polarfronten er et spesielt viktig næringsområde for de betydelige bestandene av sjøfugl i området Hopen-Storfjorden-Bjørnøya. Polarfronten er antakelig også et sentralt område for alkefugl i myteperioden (når de skifter fjær).

Polarfronten representerer dermed et spesielt sårbart område, hvor organismer fra alle nivå i næringskjeden konsentreres innenfor et begrenset areal. Et eventuelt større utilsiktet utslipp vil således kunne påvirke en større del av bestandene til de ulike artene i dette havområdet.

Generell lokalisering av polarfronten er vist i Figur 76.



Figur 76 Lokalisering av Polarfronten (sort linje). Etter Sakshaug (1994).

9.3 Sjøis og iskant

9.3.1 Utbredelse og tetthet av sjøis

Utbredelsen og tettheten av sjøis har bla. betydning for skipsfarten, og oversikter utarbeides av en rekke nasjonale og internasjonale institusjoner. Meteorologisk Institutt har ansvar for isovervåkning og isvarsling for havet rundt Svalbard, Barentshavet og Norskekysten. De utarbeider daglige kart basert på ulike fjernmålingskilder. Historiske kart er også gjort tilgjengelig gjennom Meteorologisk Institutts tjeneste:

http://met.no/Hav_og_is/Aktiviteter_og_oppgaver/Sjois_og_SST/Istjenesten/

Generelt er den sydligste (og største) utbredelsen av sjøis i februar/mars og april måned, men utbredelse og tetthet viser store variasjoner i tid og rom. Isen flytter seg hurtig og blir kompakt eller åpner seg i løpet av noen timer. Meteorologisk Institutt utarbeider derfor daglig 24-timers isprognoser med 2 km oppløsning.

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 (Figur 77, Figur 78). Definisjonen av iskant er videre utførlig beskrevet i rapporten fra arbeidet med utvikling av MIRA-metodikken for iskanten (DNV GL og Akvaplan-niva, 2014).

Norsk Polarinstitutt sin definisjon av iskantsone er dokumentert på <http://www.npolar.no/no/fakta/iskantsonen.html>, der også månedsvis isfrekvens er vist for alle måneder.

Avstanden fra lokasjonen for Kayak til iskanten i mars, som er den måneden da iskanten har sin sørligste utbredelse, er om lag 239 km. Det er mao. ikke forventet sjøis ved borelokasjonen.



Figur 77 Sjøis mellom Bjørnøya og Svalbard. (Foto: Geir Morten Skeie).



Figur 78 Sjøis mellom Svalbard og Grønland. (Foto: Geir Morten Skeie).

9.3.2 Økosystemet i iskanten

Iskanten er et meget produktivt og sårbart område, spesielt våren og sommeren. Den smeltende isen, stratifisering av vannsøylen og økende sollys resulterer i et iskantøkosystem med store planktonmengder. Siden det kalde vannet begrenser dyreplanktonet, og fordi produksjonen er høyere enn beitetrykket, synker mye planteplankton til bunns og kan nyttiggjøres 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 iskanten i næringsøk. Produksjonen er høyere i varmere år med mindre is enn i år med maksimal isutbredelse.

Lodde er en nøkkelart i økosystemet i Barentshavet og beiter i stor utstrekning på dyreplankton ved iskanten. Lodde er en viktig del av føden for mange arter, f.eks. torsken, som har høyere dødelighet av ungfisk i perioder med liten loddebestand. I perioder hvor loddebestanden er liten øker også mengden av mellomstor dyreplankton.

Iskanten er også viktig for polartorsken, som sammen med lodden er den eneste arten som kan utnytte den høye produksjonen langs iskanten. Gjennom loddens rolle som nøkkelart og påvirkning på bestandene av sild og torsk, er det gjennom lodden at iskantens høye produksjon påvirker de øvrige delene av Barentshavet (HI, 2009).

Mange hvalarter migrerer til iskanten i sommersesongen for å beite, deriblant vågehval. Sel knyttet til iskanten, f.eks. grønlandssel, har også lodde som et hovedelement i føden. 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.

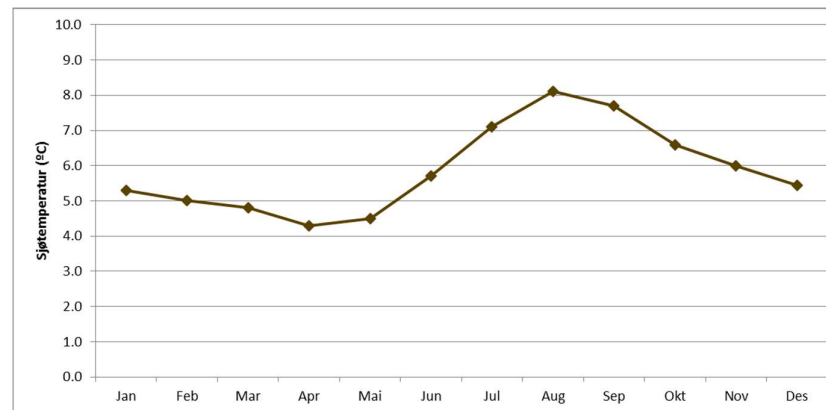
9.4 Klimatiske forhold

9.4.1 Vanntemperatur

Vanntemperatur er en viktig faktor for biologisk produksjon, samt for forløpet av spredning, nedbrytning og emulsjonsdannelse av olje i det marine miljø.

I det området hvor Kayak ligger er endringene i sjøtemperatur over året relativt moderate; fra gjennomsnittlig 4,3 °C i april måned til 8,1 °C i august måned.

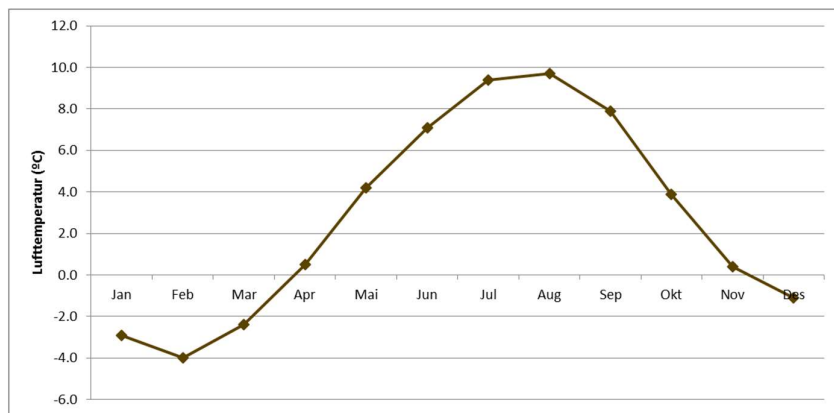
Gjennomsnittstemperaturen for hver måned er vist i Figur 79.



Figur 79 Gjennomsnittlig sjøtemperatur ved nærmeste ROMS modellpunkt (Met.no).

9.4.2 Lufttemperatur

Området har relativt store variasjoner i lufttemperatur (pr. måned) over året, fra -4,0 °C i februar til 9,7 °C i august.

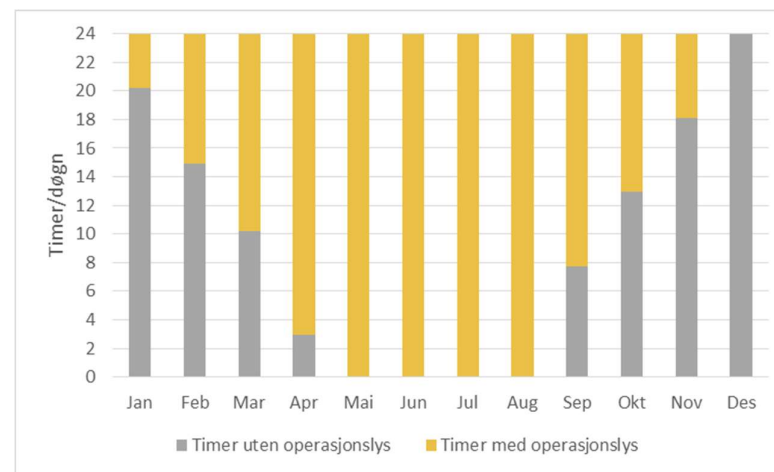


Figur 80 Gjennomsnittlig lufttemperatur for hver måned (data fra eklima.no).

9.4.3 Lys

Tilfanget på lys ved borelokasjonen er svært varierende. Figur 81 viser dette summert i to kategorier som er spesielt relevante for Statoils analyse av beredskap mot akutt oljeforurensning for aktiviteten;

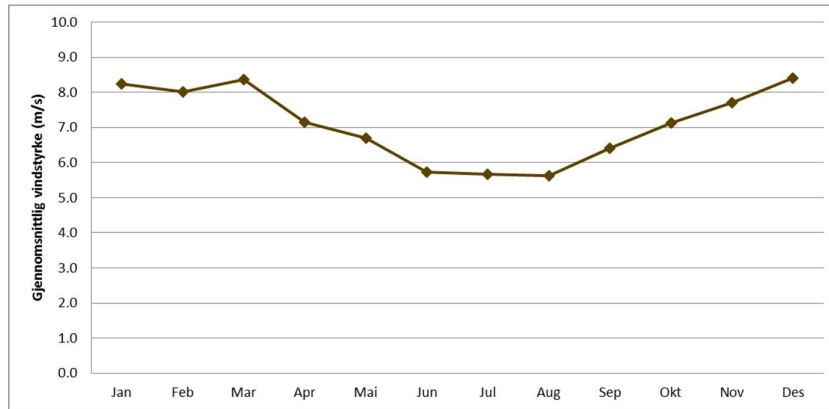
- Timer med operasjonslys, som inkluderer den del av døgnet hvor solen er over horisonten ("Dagslys") eller mindre enn 6 ° under horisonten ("Borgerlig tussemørke")
- Timer uten operasjonslys, hvor aktiviteter utendørs, inkludert oljevernaksjoner, må foregå med tilførsel av kunstig lys



Figur 81 Lysforhold i området gjennom året ved 72.30° N.

9.4.4 Vind

Vindforholdene varierer innenfor analyseområdet, både mht. vindstyrker og dominerende vindretning. Det finnes ingen offshore målestasjoner for vind i området. Vindbildet er derfor valgt representert av målinger ved nærmeste målestasjon på fastlandet (Figur 82).

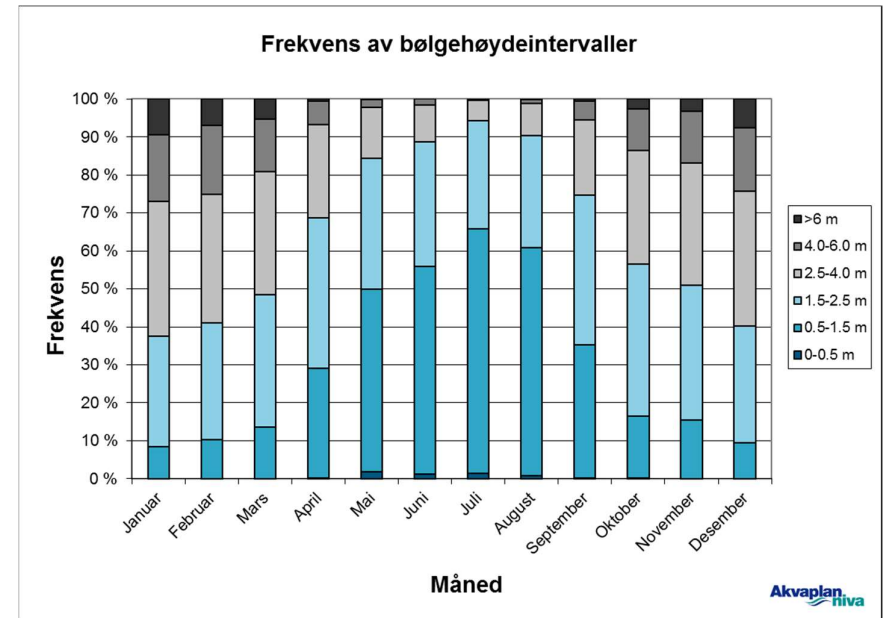


Figur 82 Gjennomsnittlig vindstyrke ved Slettnes (data fra klima.no).

9.4.5 Bølger

Meteorologisk Institutt har gjennomført modellering av bølgehøyder for utvalgte punkter på norsk sokkel (Met.no, 2013). Det punktet som ligger nærmest borelokasjonen er nr. 585, 95 km sørøst for Kayak.

Frekvensfordelingen av ulike bølgehøyder over året er vist i Figur 83.



Figur 83 Frekvensfordeling av bølgehøyder ved modellpunkt 585 (met.no).

9.5 Sårbarhetsperioder

Ulike arter og grupper av naturressurser har ulik sårbarhet for 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.

Tabell 8 viser sårbarhetsperioder og -gradering for ulike naturressurser, samt en grovinndeling i hvor artene kan påtreffes.

Tabell 8 Sårbarhetsperioder for ulike naturressurser, med sårbarhetsgrad fra 1 (grå) – laveste sårbarhet, til 3 (brun) – høyeste sårbarhet.

Gruppe	Komponent	Habitat	Måned												
			Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	
Marine pattedyr	Havert	Kystnært/strand/hav	1	3	3	1	1	1	1	1	1	3	3	3	3
	Steinkobbe	Kystnært/strand	1	1	1	1	1	3	3	3	1	1	1	1	
	Oter	Kyst/strand	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
	Hvaler	Åpent hav	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Sjøfugl	Pelagiske dykkere	Kyst/strand			3	3	3	3	3	3					
		Pelagisk næringsøk	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
	Kystbundne dykkere	Kyst/strand/sjø	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
		Pelagisk overflatebeitende	Kyst/strand			2	2	2	2	2	2				
	Pelagisk næringsøk	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
	Kystbundne overflatebeitende	Kyst/strand			2	2	2	2	2	2	2	2			
		Kyst/sjø	1	1									1	1	
Fisk	NØA Torsk	Norskehavet			2	2									
	NVG Sild	Nordsjøen		2	2	1									
	NVG Sild	Norskehavet		2	2	1	1								

9.6 Sjøfugl

Ulike økologiske grupper av sjøfugl har svært ulik sårbarhet overfor oljeforurensning. I denne sammenhengen, 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, mtp. å vise konfliktpotensialet med oljeforurensning fra en bestemt aktivitet.

I den følgende beskrivelsen av artene tas det utgangspunkt i atferdsinndelingen i økologiske grupper, mens beskrivelsen av datasettene best gjøres med utgangspunkt i tilstedeværelse i kystzone, strandsone eller i åpent hav i den gjeldende sesongen.

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

9.6.1 Pelagiske dykkere

Artene i denne økologiske gruppen (alkefugl) vandrer over store områder og kan ha et næringsøk over 100 km ut fra hekkeplassene. Hekkingen foregår i store kolonier i ytre kystzone fra april til juli, typisk i fuglefjell. Resten av året tilbringer gruppen mye tid på havoverflaten i næringsøk.

Føden er hovedsakelig krill og stimfisk som sild, lodde og tobis, som befinner seg ved fronter hvor det oppstår gode vekstvilkår for planktonproduksjon. Frontsystemene er dynamiske og derfor vil krill og fisk vandre over store avstander.

Alkefugl har små vinger og relativt store kropp. De har et stort energiforbruk, en noe begrenset evne til energilagring, og må derfor hele tiden jakte på næring. Kroppsbygningen gjør dem til gode dykkere, da de korte vingene gir god manøvreringsevne når de fanger fisk i de frie vannmassene (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008).

De pelagiske dykkerne følger byttedyrenes vandringer. I dårlige år må de finne alternativ føde eller oppsøke nye områder. Dette medfører at variasjonen i hvor pelagisk dykkende sjøfugl befinner seg er stor. Fuglene kan opptre spredt eller være konsentrert i små områder. Artene i gruppen er fysiologisk svært sårbare for oljeforurensning. Sårbarheten er spesielt høy i myteperioden, når fuglene bytter flyvefjær (myter) på sjøen og ikke er flyvedyktige.



Figur 84 Alkefugler i næringsøk kan samles i store antall på havoverflaten, både i åpent hav og kystnært (her lomvi m-fl.) (Foto: Cathrine Stephansen).

Følgende arter av alkefugl i åpent hav og kystnært er inkludert i analysen og omtalt (rødlistestatus for fastlandet i parentes, Kålås *et al.*, 2015)):

- Alke (*Alca torda*) (Rødlistestatus: Sterkt truet)
- Alkekonge (*Alle alle*) (Ikke rødlistet)
- Lomvi (*Uria aalge*) (Rødlistestatus: Kritisk truet)
- Lunde (*Fratercula arctica*) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Polarlomvi (*Uria lomvia*) (Rødlistestatus: Sterkt truet)

Det er gjennomført miljørisikoanalyse for alle alkefuglartene i åpent hav. Flere av artene, slik som alke (Figur 85), lunde (Figur 86) og lomvi (Figur 87), har hekkeområder i analyseområdet.

Både alkekonge (*Alle alle*) og polarlomvi (*Uria lomvia*) overvintrer i Nordsjøen og Norskehavet og ankommer hekkeplassene om våren. Begge artene hekker på Jan Mayen, Hopen og Svalbard. Polarlomvien hekker også på Bjørnøya. Alke, lomvi og lunde hekker langs Finnmarkskysten, samt på Bjørnøya og Svalbard.

Bestanden av lomvi i Barentshavet har vokst jevnt siden midten av åttitallet, og da spesielt koloniene på Bjørnøya og Hornøya. Men, tellingene i 2014 og 2015 viser en nedgang i begge disse koloniene (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Med unntak av kolonien på Anda (i Øksnes kommune) viser de siste tellingene også en tilbakegang for lunde i samtlige overvåkede kolonier.

Bestandene av polarlomvi på Bjørnøya og Jan Mayen vurderes som rimelig stabile, bestanden på Spitsbergen hadde en positiv utvikling i 2015, mens bestanden på Hjelmsøya gikk kraftig tilbake (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Fom. mars måned er alkefuglene tilstede i hekkekoloniene i ytre kystsoner. Men, de kan søke etter næring opptil 100 km fra hekkekolonien. Dette reflekteres i relativt store funksjonsområder for disse artene i de kystnære datasettene for Finnmarkskysten og Bjørnøya.

Kart for samtlige analyserte arter vises på:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>



Figur 85 Alke hekker både i ur og direkte på fjellhyller (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 86 Lunde i næringsøk på havet (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 87 Lomvi i flukt (Foto: Cathrine Stephansen).

9.6.2 Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

De pelagisk overflatebeitende sjøfuglene innehar mange av de samme økologiske trekkene som pelagisk dykkende sjøfugl. De 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 i hovedsak av stimfisk som sild, lodde og tobis, samt krill.

Hekkingen foregår i store kolonier langs hele norskekysten, inkludert Bjørnøya, Hopen og Svalbard, i perioden april til juli. Resten av året tilbringer artene i denne gruppen mye tid hvilende på havoverflaten (Figur 90).

Gruppen er dyktige flygere med stort vingespenn. De kan fly over store avstander med lite energiforbruk. Pelagisk overflatebeitende sjøfugl i næringsøk vil sveve over frontene på utkikk etter mat, så stupe etter byttet. Som dårlige dykkere må de finne mat i de øverste vannmassene (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). Gruppen er mindre sårbar for oljeforurensning enn alkefuglene, fordi de tilbringer mer tid i luften.

Enkelte av artene som det finnes datasett i åpent hav for, beskrives av SEAPOP som kystbundne overflatebeitende arter. Disse er beskrevet under Kystbundne overflatebeitende arter. Artene i gruppen pelagisk overflatebeitende etter SEAPOPs definisjon, hvor det finnes datasett for tilstedeværelse både kystnært og i åpent hav, er:

- Havhest (*Fulmarus glacialis*) (Rødlistestatus: Sterkt truet)
- Havsule (*Morus bassanus*) (Ikke rødlistet)
- Krykkje (*Rissa tridactyla*) (Rødlistestatus: Sterkt truet)

Alle disse artene hekker langs Finnmarkskysten og Bjørnøya. Havhest og krykkje hekker også på Hopen og Svalbard.

Koloniene av havhest på Bjørnøya og Røst er i forsiktig vekst, mens utviklingen i 2015 er negativ på samtlige av de øvrige lokalitetene sammenlignet med 2014. På Hjelmsøya var koloniene tomme i 2015. Hekkebestandene på Svalbard og Jan Mayen, som utgjør majoriteten av den norske bestanden, er også vesentlig redusert de siste 10 årene (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Bestanden av havsule på Bjørnøya, som etablerte seg i 2011, er fortsatt i vekst. Hekkebestanden på Gjesværstappan ble, med utgangspunkt i tellingene i 2015, vurdert som stabil (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

For flere av lokalitetene i nord var det liten eller ingen endring i bestanden av krykkje i 2015, sammenlignet med året før. På Hornøya, Røst og Sklinna registrerte man en nedgang. Den langsiktige trenden for krykkjens bestandsutvikling er negativ.

Havsule (Figur 88), krykkje (Figur 89) og havhest (Figur 90) er tilstede hele året i åpent hav innenfor analyseområdet. Kystnært er både havsule og krykkje tilstede hele året. Havhest er tilstede kun deler av året, men hele hekkeperioden (mars til august).

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

- Havsvale (*Hydrobaticus pelagicus*) (Ikke rødlistet)
- Sabinemåke (*Xema sabini*) (Rødlistet på Svalbard, som Sårbar)
- Stormsvale (*Oceanodroma leucorhoa*) (Rødlistestatus: Nær truet)

Det foreligger ikke data for grålire og havlire i siste utgave av SEAPOPs datasett. Sistnevnte er en fåtallig trekkgjest i Norge.

Havsvale er tilstede i analyseområdet i juni-november, sabinemåke i mai-august og stormsvale i juli-november.

Alle kart for samtlige analyserte arter vises på:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>



Figur 88 Havsule med unge (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 89 Krykkje er rødlistet (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 90 Havhest (også rødlistet) kan samles i store antall på sjøen. Her tiltrukket av et fiskefartøy (Bleiksdjupet) (Foto: Cathrine Stephansen).

9.6.3 Kystbundne dykkere

Kystbundne dykkende sjøfugl har mange likhetstrekk med de pelagisk dykkende sjøfuglene, bortsett fra at kystbundne dykkere finnes i kystnære områder og i fjordarmer. Artene som tilhører denne gruppen vandrer over relativt små områder, med et næringssøk på 10 km ut fra hekkeklassen.

Kystbundne dykkere omfatter alkefuglen teist, skarver, lommer og havdykkere. Fuglene beiter mer på fisk med tilhold i tareskogen, eller på skjell og pigghuder, og er derfor ikke så berørt av nedgangen i fiskebestandene som de pelagiske dykkerne. SEAPOP deler gruppen inn i kystbundne fiskespisende (F) og kystbundne bentisk beitende (B).

Fugler i denne gruppen er avhengige av å dykke etter føden. Ved et oljesøl er de svært utsatte, 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). Havdykkere, lommer, skarv og ærfugl har høy sårbarhet (3) hele året (SFT, 2004).

Følgende arter i denne gruppen har utbredelseskart på:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>

- Dvergdykker (*Tachybaptus ruficollis*) (F) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Gråhegre (*Ardea cinerea*) (F) (Ikke rødlistet)
- Gråstrupedykker (*Podiceps grisegena*) (F) (Ikke rødlistet)
- Gulneblom (*Gavia adamsii*) (F) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Havelle (*Clangula hyemalis*) (B) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Horndykker (*Podiceps auritus*) (F) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Islom (*Gavia immer*) (F) (Ikke rødlistet)
- Kvinand (*Bucephala clangula*) (B) (Ikke rødlistet)
- Laksand (*Mergus merganser*) (F) (Ikke rødlistet)
- Praktærfugl (*Somateria spectabilis*) (B) (Rødlistet på Svalbard, som Nær truet)
- Siland (*Mergus serrator*) (F) (Ikke rødlistet)
- Sjørørre (*Melanitta fusca*) (B) (Rødlistestatus: Sårbar)

- Smålom (*Gavia stellata*) (F) (Ikke rødlistet)
- Stellerand (*Polysticta stelleri*) (B) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Storlom (*Gavia arctica*) (F) (Ikke rødlistet)
- Storskarv (*Phalacrocorax carbo*) (F) (Ikke rødlistet)
- Svartand (*Melanitta nigra*) (B) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Teist (*Cepphus grylle*) (F) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Toppand (*Aythya fuligula*) (B) (Ikke rødlistet)
- Toppdykker (*Podiceps cristatus*) (F) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) (F) (Ikke rødlistet)
- Ærfugl (*Somateria mollissima*) (B) (Rødlistestatus: Nær truet)

Enkelte av ande-, lom- og dykkerartene hekker innlands og trekker til åpent vann ved kysten for myting eller næringssøk utenom hekketiden (Figur 94). I deler av analyseperioden kan derfor også disse artene være utsatt for oljesøl i kystsonen, men miljorisiko for disse artene vil variere svært gjennom året.

Utviklingen i hekkebestanden av storskarv på Hjelmsøya var negativ i 2015, men positiv i samtlige av lokalitetene lenger sør. De siste 10 årene er imidlertid utviklingen negativ på alle nøkkellokaliteter (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Utviklingen i hekkebestanden av toppskarv på Hornøya var fortsatt positiv i 2015 og bestanden på Hjelmsøya stabil. På alle øvrige nøkkellokaliteter gikk arten kraftig tilbake. Med unntak av på Hornøya, så må toppskarvens utvikling betegnes som ensidig negativ det siste tiåret (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

En rekke arter er gruppert i SEAPOP som kystbundne herbivore (plantespisende, He). Denne gruppen omfatter herbivore gjess og ender. I MOB-sammenheng har disse vært tatt med under *kystbundne overflatebeitende*. Det er i denne analysen valgt å gruppere dem sammen med kystbundne dykkere, da deres næringssøk 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.

- Brunnakke (*Anas penelope*) (He) (Ikke rødlistet)
- Dverggås (*Anser erythropus*) (He) (Rødlistestatus: Kritisk truet)
- Dvergsvane (*Cygnus colombianus*) (Ikke rødlistet)
- Gravand (*Tadorna tadorna*) (He) (Ikke rødlistet)
- Grågås (*Anser anser*) (He) (Ikke rødlistet)
- Hvitkinngås (*Branta leucopsis*) (He) (Ikke rødlistet)

- Knoppsvane (*Cygnus olor*) (He) (Ikke rødlistet)
- Kortnebbgås (*Anser brachyrhyncus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Ringgås (*Branta bernicla*) (He) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Sangsvane (*Cygnus cygnus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Skjeand (*Anas clypeata*) (He) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Snadderand (*Anas strepera*) (He) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Stjertand (*Anas acuta*) (He) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Stokkand (*Anas platyrhyncos*) (He) (Ikke rødlistet)
- Sædgås (*Anser fabalis*) (He) (Rødlistestatus: Sårbar)
- Taffeland (*Aythya ferina*) (He) (Ikke rødlistet)
- Tundragås (*Anser albifrons*) (He) (Ikke rødlistet)

Artene i denne gruppen har ulik utbredelse i hekkesesong, trekk- og myteperiode, samt ved overvintring. Enkelte arter har tilstedeværelse sommerstid, men ikke vinterstid, eller er fraværende i enkelt måneder iht. datasettet. Tilstedeværelsen angitt for artene i SEAPOP-datasettene er individuell og månedsoppløst. Flere arter er også våtmarkstilknyttet. Noen har meget liten tilstedeværelse. Miljorisikoanalysen er foretatt for samtlige arter for alle månedene i analyseperioden.

Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>



Figur 91 Skarv benytter klipper og svaberg nær sjøen til sitteplass (her toppskarv) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 93 Ærfugl er svært utsatt ved oljesøl i kystsonen (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 92 Teist er en kystbunden alkefugl på norsk rødliste (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 94 Storlom i sjø. Arten er en av dem som overvintre ved sjøen (Foto: Cathrine Stephansen).

9.6.4 Kystbundne overflatebeitende

De kystbundne overflatebeitende sjøfuglene finnes i kystnære områder og inne i fjordarmer. Artene som tilhører denne gruppen vandrer over middels store områder, med et næringsøk om lag 20 km ut fra hekkeplassen.

Denne gruppen omfatter de fleste måkene. En del i gruppen er utsatt for tilsøling og forgiftning, siden de spiser åtsler av døde tilsølte dyr. De er derimot mindre utsatt for varmetap, da de i større grad har mulighet til å finne næring på land (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008).

Svartbaker og gråmåker 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 artenes vide næringsøk medfører at de kan påtreffes langt fra land, noe som er relevant i denne sammenheng. 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 denne analysen, men hvor det også finnes datasett over tilstedeværelse i åpent hav, er:

- Fiskemåke (*Larus canus*) (Rødlistestatus: Nær truet)
- Gråmåke (*Larus argentatus*) (Ikke rødlistet)
- Polarmåke (*Larus hyperboreus*) (Rødlistet på Svalbard, som Nær truet)
- Svartbak (*Larus marinus*) (Ikke rødlistet)

De øvrige overflatebeitende artene som er kystbundne:

- Fjelljo (*Stercorarius longicaudus*) (Rødlistet på Svalbard, som Nær truet)
- Ismåke (*Pagophila eburnea*) (Rødlistet på Svalbard, som Sårbar)
- Polarjo (*Stercorarius pomarinus*) (Ikke rødlistet)
- Sildemåke (*Larus fuscus*) (Ikke rødlistet)
- Storjo (*Stercorarius skua*) (Ikke rødlistet)
- Tyvjo (*Stercorarius parasiticus*) (Rødlistestatus: Nær truet)

Alle måkene er tilstede i analyseområdet hele året, om enn i noe varierende grad, med unntak av ismåke (tilstede mars-august).

Både fjelljo, polarjo, storjo og tyvjo er tilstede i analyseområdet sommerstid (ref. SEAPOPs kystnære datasett). Bestanden av storjo er i vekst, på Bjørnøya og i alle lokalitetene på fastlandet. Denne arten har nå spredt seg over hele Barentshavsregionen.

Utviklingen i bestandene av gråmåke, svartbak og sildemåke var negativ for de fleste nøkkellokalitetene i 2015. Unntakene var svartbak på Sklinna, samt svartbak og sildemåke på Røst (Anker-Nilssen *et al.*, 2016).

Ternene grupperes som kystbundne fiskespisende arter etter SEAPOPs inndeling, men er tatt med under kystbundne overflatebeitende i beskrivelsen relevant for oljeforurensning siden sårbarhet og beitemønster er mer som måkefuglenes og mindre lik de kystbundne fiskespisende andeartene beskrevet sammen med kystbundne dykkere.

Begge terneartene er trekkfugler som hekker i analyseområdet, men som kun er tilstede i sommersesongen.

- Makrellterne (*Sterna hirundo*) (F) (Rødlistestatus: Sterkt truet)
- Rødnebbterne (*Sterna paradisaea*) (F) (Ikke rødlistet)

Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>



Figur 95 Overflatebeitende sjøfugl tilbringer mindre tid på sjøoverflaten og er mindre sårbare for oljeforurensning enn dykkende (rødnebbterne) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 96 Svartbak (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 97 Gråmåke (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 98 Fiskemåke (Foto: Cathrine Stephansen).

9.6.5 Marint tilknyttede vadere

Marint tilknyttede vadefugl regnes som mindre sårbare overfor oljeforurensning enn de artene 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 tilstede (NOF, <http://www.birdlife.no/naturforvaltning/nyheter/?id=485>).

Det er tilgjengelige datasett i SEAPOP (www.seapop.no) for følgende arter:

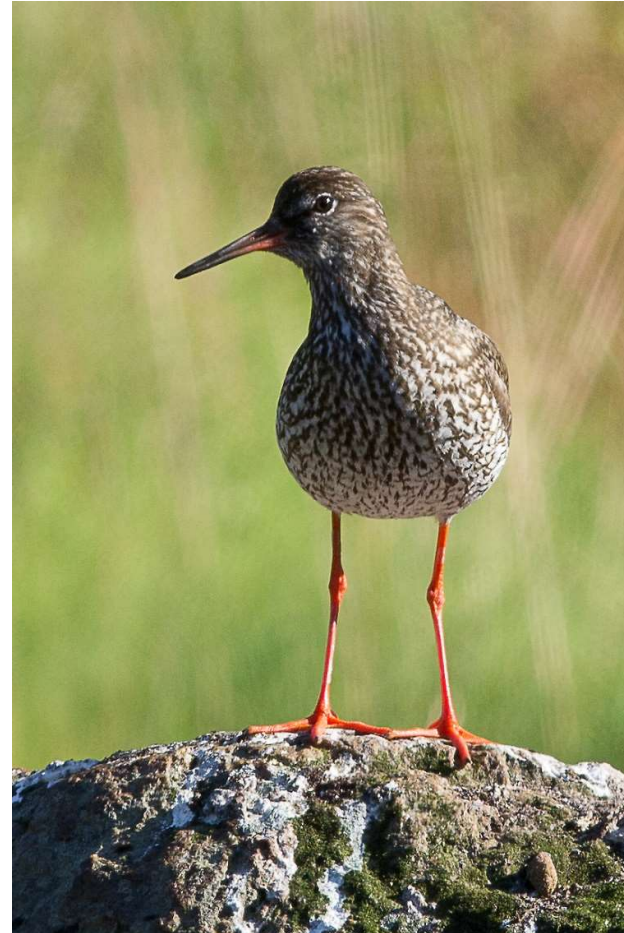
- Fjæreplytt (*Calidris maritima*)
- Polarsnipe (*Calidris canuta*)
- Rødstilk (*Tringa totanus*)
- Tjeld (*Haematopus ostralegus*)

For steinvender og myrsnipe finnes det ikke datasett i SEAPOP. Datasettene viser tilstedeværelse av alle de ovennevnte i analyseområdet. Spesielt er Ramsar våtmarksområder viktige for vadefugl. Figur 110 viser de høyt prioriterte lokalitetene i analyseområdet, inkludert Ramsarområder.

Det kan ventes konflikt med vadere ved oljeforurensning i strandsonen. Et større antall vadere av ulike arter kan berøres av evt. oljeforurensning. Områder med nærhet til ferskvann er viktige for vadefugl som spover og sniper. Disse områdene kan oppvise stor artsrikdom.

For mange av artene som er rødlistet finnes det ikke datasett som er egnet for kvantitative miljørisikoanalyser (f.eks. brushane). 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 (ref. Figur 100, øverst og nederst). Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>



Figur 99 Marint tilknyttede vadere er utsatt for oljeforurensning på strand. Rødstilk (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 100 Tangbelter som blottlegges på lavvann er spesielt viktige for vadere. Fjæreplytt øverst, polarsniper nederst (Foto: Cathrine Stephansen).

9.7 Marine pattedyr

Nedenfor gis en kortfattet beskrivelse av artene som er potensielt utsatt for oljeforurensning gitt et større utslippet fra Kayak.

Utbredelseskart finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>

Tabell 9 Månedsvise sårbarhet for de marine pattedyrartene havert, steinkobbe og oter. Verdien 1 = lav sårbarhet, 2 = moderat sårbarhet og 3 = høy sårbarhet.

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
Steinkobbe (Svalbard)	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	2	2
Oter	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

9.7.1 Havert (gråsel) (*Halichoerus grypus*)

Haverten er utbredt langs deler av Finnmarkskysten. I kasteperioden (september til desember) og hårfellingsperioden (februar til mars) er havert noe mer sårbar for oljeforurensning, og de samles i større antall på skjær og holmer i den ytre kystsonen.

Havertens næringssøk er i og utenfor skjærgården og i fjordene. Etter kasteperioden finnes den mer spredt. Den har et videre næringssøk og lever mer enkeltvis utenom kasteperioden enn steinkobben.

For havert finnes det datasett egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse og arten inngår i MIRA-analysen for aktiviteten. Utbredelseskart for arten er vist på <http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>.

Bestanden av havert langs norskekysten er anslått til mellom 5100 og 6000 dyr (ett år eller eldre). Telling gjennomført i området Sør-Trøndelag til Lofoten i årene 2014 og 2015 indikerte en vesentlig nedgang i produksjonen av unger.

Det er mange viktige lokaliteter for havert i analyseområdet, men pga. denne aktivitetens avstand til Finnmarkskysten forventes det lite konflikt ved et eventuelt utslipp fra aktiviteten.



Figur 101 Havert (Foto: Cathrine Stephansen).

9.7.2 Steinkobbe (*Phoca vitulina*)

Steinkobben er utbredt i analyseområdet, hovedsakelig inne i fjordene. Datasettet som danner grunnlaget for kvantitative miljørisikoanalyser dekker norskekysten. Arten inngår i MIRA-analysen for aktiviteten.

Steinkobben er også utbredt på Svalbard, hvor den har sine viktigste områder ved Forlandet og på vestsiden av Spitsbergen. Steinkobbe inngår i Rødlisten 2015 på Svalbard, men ikke på fastlandet (Wiig *et al.*, 2015). Bestanden på Svalbard er liten og endemisk, og dermed tildelt en høyere sårbarhet etter en vurdering av Norsk Polarinstitutt i et arbeid for NOROG (DNV GL & Akvaplan-niva, 2014).

Steinkobbens sårbarhet er høyest i kasteperioden (juni-juli). Hårfellingen foregår etter kastingen (juli-august). Da går arten ned i vannet og sårbarheten er noe høyere. Eventuelle konflikter med steinkobben kan først og fremst ventes om sommeren/høsten.

Næringssøket til steinkobben er i og utenfor skjærgården, samt i fjordene. Den holder seg mer kystnært enn haverten og er noe mer samlet på hvileplassene utenom kaste- og hårfellingsperiodene. Steinkobben liker seg på beskyttede lokaliteter i skjærgården. Fisk er hovedbyttet.

Utbredelseskart finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/458/Kayak>



Figur 102 Steinkobber fotografert i kasteperioden; viser samling av mange dyr som øker sårbarheten overfor oljeforurensning (Foto: Cathrine Stephansen).

9.7.3 Grønlandssel (*Phoca groenlandica*)

Grønlandsselen lever i og bruker drivis aktivt, særlig iskanten, men den 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 fisk og krepsdyr.

Ved god næringsstatus er grønlandsselen beskyttet av et godt spekklag med gode termoregulerende egenskaper. Spekklaget varierer mye gjennom årssyklusen. På samme måte som for kystselene antas det at ungene er mest fysiologisk sårbare for tap av pelsens isolerende egenskaper. Voksne sel vil være mer sårbare for forsk olje i nærheten av utslippspunktet.

Det regnes å være tre bestander av grønlandssel, hvorav to har tilhold knyttet til Barentshavet. Den østligste av disse migrerer gjennom analyseområdet. Det er ikke registrert genetisk forskjell mellom bestandene, men dyrene returnerer til stedet der de er født ("site fidelity").

"Grønlandsbestanden" og "Barentshavsbestanden" kaster henholdsvis ved Øst-Grønland (Vesterisen) i siste halvdel av mars – første halvdel av april, samt 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 grønlandsselen tilknyttet fastere is i stor avstand fra lokasjonen og antas i mindre grad å kunne komme i kontakt med olje fra et evt. utilsiktet utslipp fra aktiviteten.

Grønlandssel har hårfelling i april-juli. I denne perioden er grønlandsselen lenger ute på store isflak, i tett men ikke massiv is. Begge bestandene migrerer gjennom året til isområdene mellom Svalbard og Novaja Zemlja, hvor dyrene benytter seg av områder med 40-70 % istetthet til beiting 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 Rødlisten.

Observasjonsdata for grønlandssel er tilgjengelig på Norsk Polarinstittutt sin karttjeneste: <http://svalbardkartet.npolar.no/html5/Index.html>.

9.7.4 Ringsel (*Phoca hispida*)

For ringsel er det antatt en sårbarhet som for grønlandssel, klappmyss 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. De selene som befinner seg inne i fjorder med fastis vil være mindre utsatt for oljeforurensning fra åpne havområder.

Om sommeren observeres ringselen vanligvis i nordlige deler av øygruppen, og da særlig langs iskanten, men de kan sees nesten overalt på Svalbard til alle årstider. Ungene fødes i huler i snøen, over et pustehull, i kasteperioden (mars til 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 parringstiden, som er sent i april-mai, og hårfellingsperiodene i juni-juli, påtreffes ringselene stort sett som enkeltindivider. I disse månedene er det sett en moderat flokkdannelse, selv om det ikke er noen stor kolonidannelse. Populasjonssårbarheten er dermed liten. Bestandsutviklingen hos ringselen er ukjent. Arten er rødlistet som *Sårbar*. Det foreligger ingen kunnskap om unnvikelsesatferd overfor oljeforurensning.

Det er ikke registrert observasjoner av ringsel i området ved lokasjonen på Norsk Polarinstitutt sin karttjeneste: <http://svalbardkartet.npolar.no/html5/Index.html>.

9.7.5 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.

Klappmyss har hårfelling i et område øst for Grønland og nordvest for Svalbard. Den migrerer langs bestemte dybdekonturer (600-1000 meter) i januar-februar, mai-juni og august-desember. Øst for Bjørnøya går en slik kontur.

Klappmyss er mer solitære enn grønlandssel. Det er ikke registrert observasjoner av klappmyss i området ved lokasjonen på Norsk Polarinstitutt sin karttjeneste: <http://svalbardkartet.npolar.no/html5/Index.html>.

9.7.6 Storkobbe (*Erignatus barbatus*)

Storkobbe antas å ha en lignende sårbarhet som klappmyss og grønlandssel, dvs. at de voksne individene kan være følsomme for uforvitret råolje, mens ungene 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/html5/Index.html>).

Storkobbe kaster fra mai. 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 at flere individer ligger sammen i hårfellingen, men storkobbe er stort sett solitær ellers i året. Det foreligger ingen kunnskap om unnvikelsesatferd. Det er lite

kunnskap om bestandsutvikling og immigrasjon for storkobbe. Den er ikke rødlistet.

Et område sør av Spitsbergen, mot Hopen og Bjørnøya, samt et område nord for Svalbard mot Grønland, er vurdert som viktige i kasteperioden for storkobbe (april-juni). Hele Svalbard, med områdene ned til Bjørnøya ved iskanten, er inkludert i storkobbens leveområde resten av året (Spikkerud *et al.*, 2013).

9.7.7 Hvalross (*Odobenus rosmarus*)

Det finnes liggeplasser for hvalross mange steder rundt Svalbard. De nærmeste til lokaliteten ligger på sørspissen av Spitsbergen, samt i områdene sør for Edgeøya (<http://www.npolar.no/no/arter/hvalross.html>). Her kan det være høy tetthet av hvalross.

Hvalrossen er oppført som *Sårbar* på Rødlisten for Svalbard, men bestanden er i følge Norsk Polarinstitutt svakt stigende de siste årene og har igjen begynt å ta i bruk gamle liggeplasser der det tidligere var hvalross.

Hvalrosser lever i og bruker is og iskant aktivt. Den beiter relativt grunt og lever i stor grad av muslinger. Hvalross har ikke pels, men et godt spekklag med spredt hårvekst. Spekklaget varierer med næringsstatus gjennom årssyklusen, som hos selene. Siden 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 de andre marine pattedyrene foreligger det ikke kunnskap om unnvikelsesatferd 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 Polarinstitutt i "verdivurderingsprosjektet" (Spikkerud *et al.*, 2013) at det ikke er funnet grunnlag for månedsvise ulikheter i inndeling av sårbarhet for hvalross.



Figur 103 Hvalrossen er, til tross for svakt stigende antall, oppført som sårbar på Rødlisten (Foto: Cathrine Stephansen).

9.7.8 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 sågar 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, 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 for eksempel kadaver eller i områder med god næringsstilgang. I et arbeid for DN (sammenfattet i Spikkerud *et al.*, 2013) ble områdene ved iskanten med en viss dekningsgrad av havis pekt ut som spesielt viktige for isbjørn. Isbjørnen foretrekker områder med relativt kort avstand til iskanten, < 1500 meters havdyp, samt et isdekke av en viss dekningsgrad som varierer med årstiden. Isbjørnens utbredelse henger også sammen med tilgangen til byttedyr i havis av en viss tetthet.

Det kan forventes et visst konfliktpotensiale med enkeltindivider av isbjørn ved oljeforurensning av iskant og områder nær iskanten. Men; isbjørn lever spredt over store områder.

9.7.9 Oter (*Lutra lutra*)

Oteren er utbredt langs Finnmarkskysten. Den er avhengig av pelsen til isolasjon. Oteren har høy sårbarhet hele året, og etter et evt. oljesøl vil berørte otere ha høy dødelighet. Pga. artens territorialitet vil området imidlertid kunne rekoloniseres av andre individer.

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 oter forekommer. Bestandsestimaterne for oter er basert på fallvilt databasen, som i hovedsak omfatter påkjørte dyr (Jiska van Dijk, *pers. medd.*, 2015), og er slik sett usikre.



Figur 104 Oteren (*Lutra lutra*) har høy individuell sårbarhet for oljeforurensning hele året. Arten er svært territoriell og finnes derfor spredt i leveområdene (Foto: Cathrine Stephansen).

9.7.10 Hvaler

9.7.10.1 Bardehvaler

9.7.10.1.1 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. Føden består i hovedsak av krill, lodde og sil, men den 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 i "verdivurderingsprosjektet" et område som er viktig for vågehval i mai-juli, utenfor Spitsbergens vestsida ved sokkelen og Eggakanten. Området går inn i Isfjorden, samt utsiden av Forlandet, der vågehvalen går i dravis eller der det er næring (krill). Noen år er vågehvalen innenfor kanten og noen år utenfor. I dette området er det stort sett drektige hunner som beiter. Resten av året vet man lite om vågehvalens forflytninger.

På <http://svalbardkartet.npolar.no/html5/Index.html> er det registrert observasjoner av vågehval i hele Barentshavet, tettest vest av Bjørnøya og Svalbard, som identifisert av HI.

9.7.10.1.2 Seihval (*Balaenoptera borealis*)

Det er registrert noen observasjoner av arten vest av Spitsbergen/Forlandet på <http://svalbardkartet.npolar.no/html5/Index.html>.

9.7.10.1.3 Finnshval (*Balaenoptera physalus*)

Finnshval finnes i norske farvann i mai til og med juli. Arten beveger seg hurtig og trekker over store dyp, nær Eggakanten og i området ved Jan Mayen. Den antas å ikke gå kystnært. Føden er krill, fisk og blekksprut. Finnshvalen finnes oftest i små grupper.

Havforskningsinstituttet har i "verdivurderingsprosjektet" identifisert et område vest og nord for Bjørnøya, mellom Spitsbergen-Bjørnøya og vest av Spitsbergen, som viktig for finnshval i perioden mai-juli.

På <http://svalbardkartet.npolar.no/html5/Index.html> er det registrert observasjoner av finnshval rundt hele Svalbard, spesielt vest av Spitsbergen, men også i området rundt borelokasjonen.

9.7.10.1.4 Blåhval (*Balaenoptera musculus*)

Havforskningsinstituttet har i arbeidet for Miljødirektoratet identifisert et område mellom Jan Mayen og Grønland og et område vest av Forlandet, mellom Svalbard og Grønland, som viktig for blåhval i mai-juli (sammenfattet i Spikkerud *et al.*, 2013).

Det er flest observasjoner av blåhval i analyseområdet vest for Spitsbergen (<http://svalbardkartet.npolar.no/html5/Index.html>). 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).

9.7.10.1.5 Grønlandshval (*Balaena mysticetus*)

Arten er tilstede i lavt antall, tilknyttet iskanten, nord på Svalbard i mai tom. juli. Arten påtreffes i grupper. Sommeren er en meget viktig beitetid for arten, som kan gjøre unna det meste av beitingen i sommerperioden. Arten er på norsk Rødliste (som *Kritisk truet*).

Basert på artens migrasjonsmønstre identifiserte HI et område som er viktig for grønlandshval i mai-juli i isen nord for Spitsbergen og Nordaustlandet.

9.7.10.1.6 Knølhval (*Megaptera novaeangliae*)

Knølhvalen 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 tilstede 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. Knølhvaler er sosiale dyr som ofte finnes i små grupper og de er, som mange hvalarter, kjent for vokalisering. De dykker grunt.

HI har i "verdivurderingsprosjektet" 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/html5/Index.html> registrert observasjoner i hele Barentshavet, tettest vest av Bjørnøya og Spitsbergen, men med flere observasjoner innen influensområdet rundt borelokasjonen.



Figur 105 Knølhval (Foto: Cathrine Stephansen).

9.7.10.2 Tannhvaler

9.7.10.2.1 Spermhval (*Physeter macrocephalus*)

Spermhvalen 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 område ved Bleiksdjupet som viktig for spermhval i perioden april-oktober, hvor hvalene trekker nordover mot Barentshavet og kan gå helt opp i iskanten. Observasjonene registrert på Svalbardkartet tyder på at dyrene deretter trekker nord i de dypere områdene langs dybdekonturen vest av Bjørnøya.



Figur 106 Spermhvaler ved Bleiksdjupet (Foto: Cathrine Stephansen).

9.7.10.2.2 Spekkhogger (*Orcinus orca*)

Havforskningsinstituttet har i "verdivurderingsprosjektet" identifisert et vinterområde utenfor Lofoten-Vesterålen for oktober-januar.

Svalbardkartet viser at det er spredte observasjoner i Barentshavet, også rundt lokasjonen.



Figur 107 Spekkhogger (Foto: Cathrine Stephansen).

9.7.10.2.3 Nise (*Phocoena phocoena*)

Noen observasjoner av nise er registrert i området mellom Finnmarkskysten og Svalbard og rundt Bjørnøya, også i området nær borelokasjonen. Det viktigste området for arten er i Skagerrak/Kattegat.

9.7.10.2.4 Nebbhval (*Hyperoodon ampullatus*)

Havforskningsinstituttet har i "verdivurderingsprosjektet" identifisert tre viktige områder for nebbhval i mai-juli, hvorav ett ligger vest for Bjørnøya. Nebbhvaler er dyptdykkende og oppholder seg stort sett utenfor kontinentalsokkelen, men kan påtreffes helt opp til iskanten. Observasjonene registrert i Svalbardkartet ligger i dette området.

Registreringene på Svalbardkartet viser spredte observasjoner i Barentshavet, i hovedsak langt vest for lokasjonen.

9.7.10.2.5 Narhval (*Monodon monoceron*)

Det er kun registrert få observasjoner av narhval inne i fjordene på Svalbard på Svalbardkartet. Vandringsmønsteret følger stort sett utbredelsen av isen, men arten er mest tallrik langs østsiden av kanadisk Arktis og langs kysten av Grønland.

9.7.10.2.6 Hvithval (*Delphinapterus leucas*)

Hvithval er en middels stor sosial tannhval som nesten alltid påtreffes i grupper. Den er den vanligste hvalarten på Svalbard, der de synes å være svært kystnære.

Hvithval er registrert i fjordene rundt Svalbard, hvor de gjerne befinner seg i de produktive, isfrie områdene foran breene og ved iskanten (15-30 % isdekke) om sommeren. Det finnes 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.

9.7.10.2.7 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 det nordlige Barentshavet, spesielt vest av Bjørnøya og Spitsbergen. Kvitnos er registrert i hele området, også rundt lokasjonen (Svalbardkartet). Av kvitskjeving er det kun få observasjoner ved Finnmarkskysten.

9.8 Fiskeressurser

Gyteområdene for fisk varierer fra år til år. Flere arter har et gyteområde som vil kunne overlappe med influensområdet for aktiviteten;

- Blåkveite (gyteperiode: oktober-desember)
- Kveite (gyteperiode: desember-mai)
- Kysttorsk (gyteperiode: januar-april)
- Lodde (gyteperiode: mars-april)
- NØA-hyse (gyteperiode: mars-juni)
- NØA-torsk (gyteperiode: mars-april)
- Rognkjeks/rognkall (gyteperiode: februar-mai)
- Snabeluer (gyteperiode: mars-april og november-desember)

Kart over gytefelt for ovenstående arter er vist i overlappsanalysen.

Tabell 10 Gyteperioder for kommersielt viktige fisk- og krepsdyrressurser (Rogers & Stocks, 2001; Ottersen & Auran, 2007; Large et al., 2009; www.imr.no). Lys brun: gyting; Mørk brun: gytetopp.

Art	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Blåkveite												
Blålange												
Breiflabb												
Brosme												
Hvitting												
Hyse (Nordsj. og Skagerrak)												
Hyse (NØA)												
Kolmule												
Kveite												
Kysttorsk nord for 62° N												
Kysttorsk sør for 62° N												
Lomre												
Makrell												
Rødspette												
Sei (Nordsj.)												
Sei (NØA)												
Sild (høst-gyt.)												
Sild (NVG)												
Snabeluer												
Tobis												
Torsk (Nordsj.)												
Torsk (NØA)												
Uer												
Vassild												
Øyepål												
Krabbe												
Reke												
Sjøkreps												

9.9 Sårbare kysthabitater

9.9.1 Sensitivitetsindeks

I MRDB foreligger det 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 restitusjonstiden ved oljeforurensning.

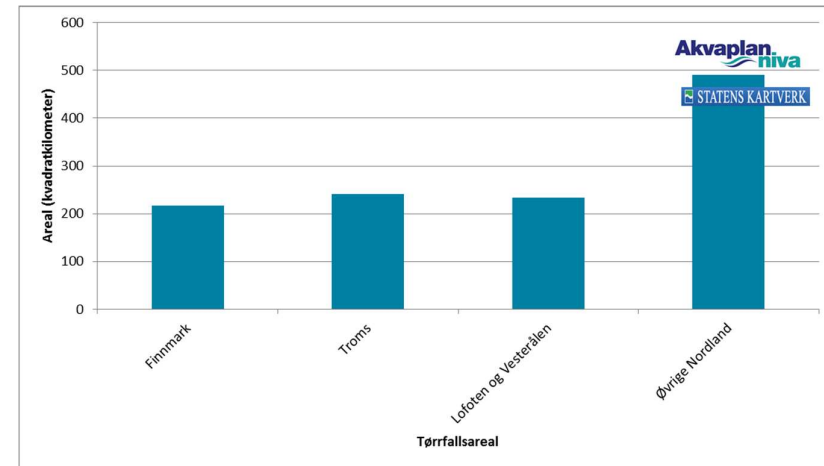
APN har gjennomgått datasettet i MRDB mht. Pi-verdier for rutene med de mest sårbare strandtypene og nøkkelsamfunnene (angitt som "abundance" av de ulike samfunnene i datasettet). Pi-indeksen er deretter vurdert opp mot sårbarhet (1-3) og APN har kommet til følgende inndeling:

- $Pi < 0,25$: Sårbarhet 1
- $Pi = 0,25-0,33$: Sårbarhet 2
- $Pi > 0,33$: Sårbarhet 3

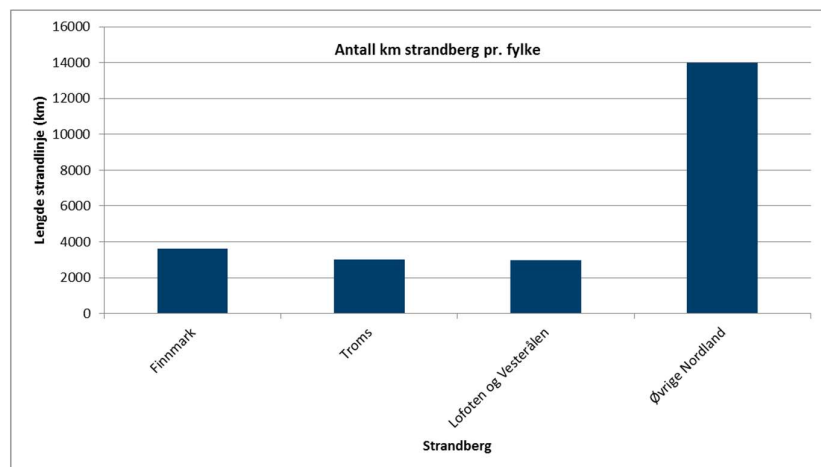
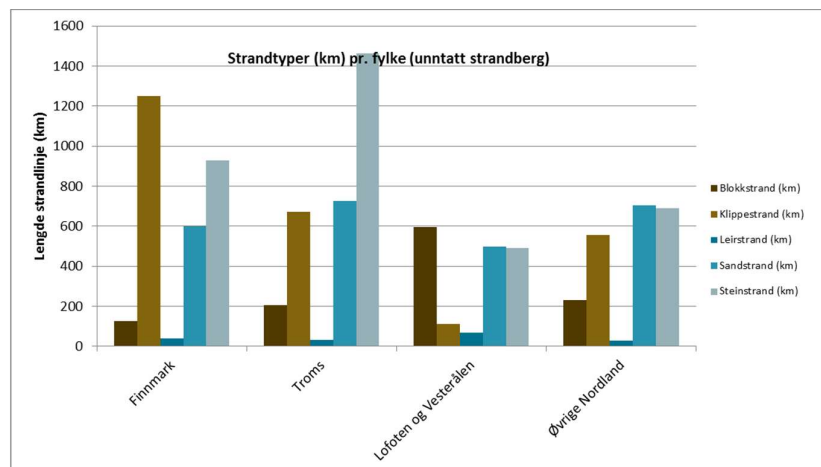
APN har tilrettelagt datasettet fra MRDB på 10x10 km rutenett, totalt 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks. 524 av de 1490 rutene (totalt nasjonalt) har $Pi > 0,33$.

9.9.2 Kysttyper i analyseområdet

Akvaplan-niva har foretatt en analyse av kysttyper, strandlinjelengde og tørrfallsarealer for alle landets fylker. Resultater for fylkene i analyseområdet vises i Figur 108 og Figur 109 (etter Spikkerud & Skeie, 2010).



Figur 108 Antall km² av tørrfall pr. fylke i analyseområdet.



Figur 109 Antall km av ulike strandtyper (strandberg separat nederst) pr. fylke i analyseområdet.

9.10 Koraller og annen bunnfauna

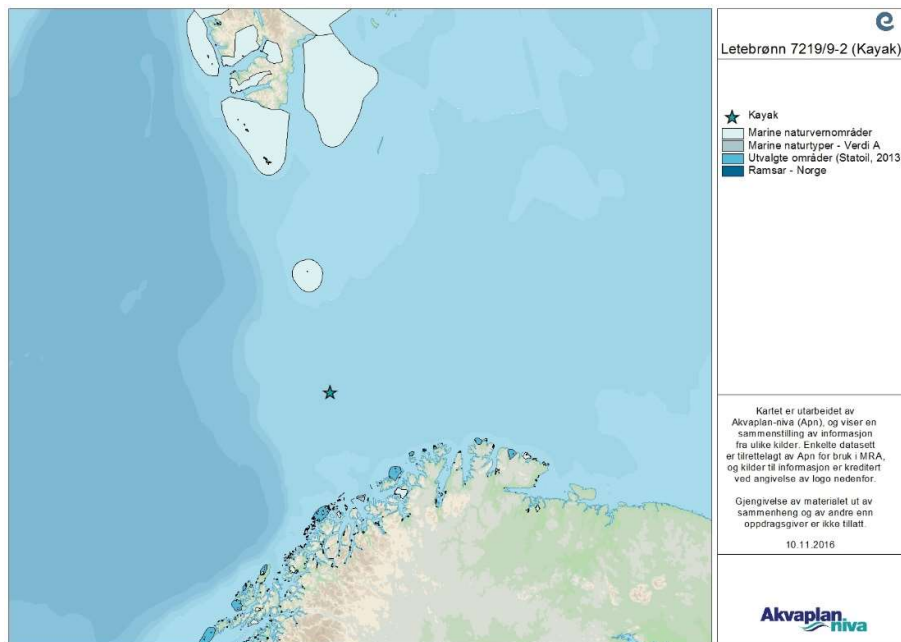
Akvaplan-niva har gått gjennom tilgjengelige databaser og kartsystemer, og har ikke funnet indikasjoner på større konsentrasjoner av svamper eller koraller i området nær lokasjonen.

Det er ikke definert Svært Verdifulle Områder (SVO) nær lokasjonen for Kayak.

9.11 Høyt miljøprioriterte lokaliteter

Det er en rekke miljøprioriterte lokaliteter langs kysten, spesielt i ytre kystsoner. Lokaliteter av høy sårbarhet og verdi er vist i Figur 110. Informasjonen er hentet fra Miljødirektoratets Naturbase i 2015. Slike områder skal prioriteres for beskyttelse ved en oljevernaksjon (SFT, 2004).

Høyt prioriterte lokaliteter er gjerne hekke-, raste- eller overvintringsområder for sjøfugl og/eller kasteplasser for sel. Mange av habitatene som danner næringsgrunnlag og leveområde for andre naturressurser er også i seg selv sensitive strandhabitater (se også 9.9).



Figur 110 Høyt prioriterte lokaliteter (data fra Miljødirektoratet, 2015; Statoil, 2013 og Ramsar.org).

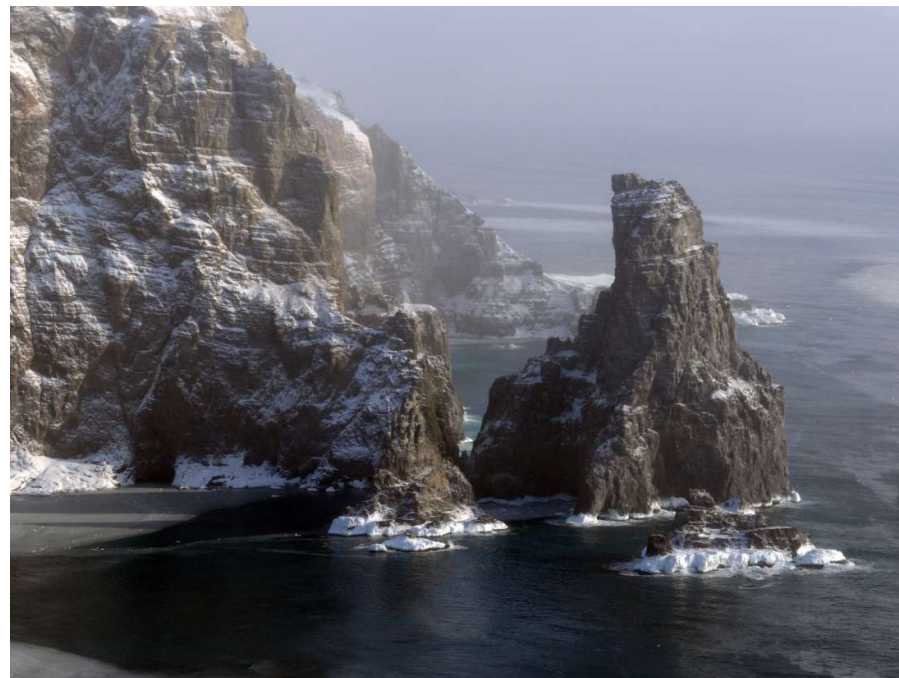
9.12 Bjørnøya naturreservat

Lovdata (<http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2002-08-16-903>) inneholder en definisjon av Bjørnøya Naturreservat, hvor også grensene er kartfestet (Figur 111). Bjørnøya Naturreservat inngår i Miljødirektoratets datasett over Marine Naturvernområder. Reservatet dekker selve øyen, samt en sone 12 nm (22,2 km) utenfor Bjørnøya, men med unntak for området rundt Bjørnøya Radio.

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 111 Kart over Bjørnøya Naturreservat (Kart: Norsk Polarinstitutt/Lovdata).



Figur 112 Klippekystr ved fuglefjellene på sørsippen av Bjørnøya (mars/april 2007)
(Foto: Cathrine Stephansen/Statoil).



*Figur 113 Klippekystr i de flatere delene av Bjørnøya, månedsskiftet mars/april 2007
(Foto: Geir Morten Skeie/Statoil).*

10 Vedlegg 3. Liste over VØK til MIRA-analyse

Artsnavn	Data-kilde	Oppdatert	Latinsk navn	Engelsk navn
Alke	Seapop	07.04.2015	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alkekonge	Seapop	07.04.2015	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Brunnakke	Seapop	07.04.2015	<i>Anas penelope</i>	Eurasian Wigeon
Dvergdykker	Seapop	07.04.2015	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Little Grebe
Dverggås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser erythropus</i>	Lesser White-fronted Goose
Dvergsvane	Seapop	07.04.2015	<i>Cygnus columbianus</i>	Tundra Swan
Fiskemåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fjelljo	Seapop	07.04.2015	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Long-tailed Skua
Fjæreplytt	Seapop	07.04.2015	<i>Calidris maritima</i>	Purple Sandpiper
Gravand	Seapop	07.04.2015	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Grågås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser anser</i>	Greylag Goose
Gråhegre	Seapop	07.04.2015	<i>Ardea cinerea</i>	Grey Heron
Gråmåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gravand	Seapop	07.04.2015	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Gråstrupedykker	Seapop	07.04.2015	<i>Podiceps grisegena</i>	Red-necked Grebe
Gulnebbblom	Seapop	07.04.2015	<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	07.04.2015	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havsule	Seapop	07.04.2015	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsvale	Seapop	07.04.2015	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Storm Petrel

Horndykker	Seapop	07.04.2015	<i>Podiceps auritus</i>	Slavonian Grebe
Hvitkinngås	Seapop	07.04.2015	<i>Branta leucopsis</i>	Barnacle Goose
Islom	Seapop	07.04.2015	<i>Gavia immer</i>	Great Northern Diver
Ismåke	Seapop	07.04.2015	<i>Pagophila eburnea</i>	Ivory Gull
Knoppsvane	Seapop	07.04.2015	<i>Cygnus olor</i>	Mute Swan
Kortnebbgås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Pink-footed Goose
Krykkje	Seapop	07.04.2015	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Kvinand	Seapop	07.04.2015	<i>Bucephala clangula</i>	Goldeneye
Laksand	Seapop	07.04.2015	<i>Mergus merganser</i>	Goosander
Lomvi	Seapop	07.04.2015	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lunde	Seapop	07.04.2015	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Makrellterne	Seapop	07.04.2015	<i>Sterna hirundo</i>	Common Tern
Polarjo	Seapop	07.04.2015	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Pomarine Skua
Polarlomvi	Seapop	07.04.2015	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarmåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarsnipe	Seapop	07.04.2015	<i>Calidris canutus</i>	
Praktærfugl	Seapop	07.04.2015	<i>Somateria spectabilis</i>	King Eider
Ringgås	Seapop	07.04.2015	<i>Branta bernicla</i>	Brent Goose
Rødnebbterne	Seapop	07.04.2015	<i>Sterna paradisaea</i>	Arctic Tern
Rødstilk	Seapop	07.04.2015	<i>Tringa totanus</i>	
Sabinemåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus sabini</i>	Sabine Gull
Sangsvane	Seapop	07.04.2015	<i>Cygnus cygnus</i>	Whooper Swan
Siland	Seapop	07.04.2015	<i>Mergus serrator</i>	Red-breasted Merganser
Sildemåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus fuscus</i>	Lesser Black-backed Gull

Sjørre	Seapop	07.04.2015	<i>Melanitta fusca</i>	Velvet Scoter
Smålom	Seapop	07.04.2015	<i>Gavia stellata</i>	Red-throated Diver
Snøgås	Seapop	07.04.2015	<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	07.04.2015	<i>Polysticta stelleri</i>	Steller's Eider
Stjertand	Seapop	07.04.2015	<i>Anas acuta</i>	Northern Pintail
Stokkand	Seapop	07.04.2015	<i>Anas platyrhynchos</i>	Mallard
Storjo	Seapop	07.04.2015	<i>Stercorarius skua</i>	Great Skua
Storlom	Seapop	07.04.2015	<i>Gavia arctica</i>	Black-throated Diver (Arctic diver)
Stormsvale	Seapop	07.04.2015	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Leach's Storm Petrel
Storskarv	Seapop	07.04.2015	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Great Cormorant
Svartand	Seapop	07.04.2015	<i>Melanitta nigra</i>	Common Scoter
Svartbak	Seapop	07.04.2015	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Sædgås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser fabalis</i>	Taiga Bean-Goose
Taffeland	Seapop	07.04.2015	<i>Aythya ferina</i>	Common Pochard
Teist	Seapop	07.04.2015	<i>Cephus grylle</i>	Black Guillemot
Tjeld	Seapop	07.04.2015	<i>Haematopus ostralegus</i>	Oystercatcher
Toppand	Seapop	07.04.2015	<i>Aythya fuligula</i>	Tufted Duck
Toppdykker	Seapop	07.04.2015	<i>Podiceps cristatus</i>	Great crested Grebe
Toppskarv	Seapop	07.04.2015	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	European Shag
Tundragås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser albifrons</i>	White-fronted Goose
Tyvjo	Seapop	07.04.2015	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Arctic Skua
Ærfugl	Seapop	07.04.2015	<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 4. 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):

$$f[skade_{mindrealvorlig}]_{\text{år}} = \sum_1^n \left(\left(\frac{f_0}{n} \right) \times p[treff]_n \times p[tilstedevæelse]_n \times p[skade_{mindrealvorlig}]_n \right)$$

der:

$f[skade_{mindrealvorlig}]_{\text{år}}$ = frekvens for den angitte konsekvenskategori pr. år

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

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

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

$p[skade_{mindrealvorlig}]_n$ = 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 Tabell 11 og Tabell 12. De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 13.

Tabell 11 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 12 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 13 Skadenøkkel for sjøfugl/sjøpattedyr. Fordeling av sannsynlighet for restitusjonstid i kategorier, som følge av bestandstap, av sjøfugl og sjøpattedyr (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 14 MOB sårbarhetsverdier for sjøfugl (SFT, 2004). 3 er høyeste, 1 er laveste, 0 er ingen sårbarhet, mens "-" er "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 15 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 16 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 Miljøriskoberegning for fisk

Beregningen av miljørisiko på fisk utføres etter metoden som er beskrevet i OLFs 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 overlappsanalyse 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 for arter med gyteperiode som overlapper med analyseperioden.

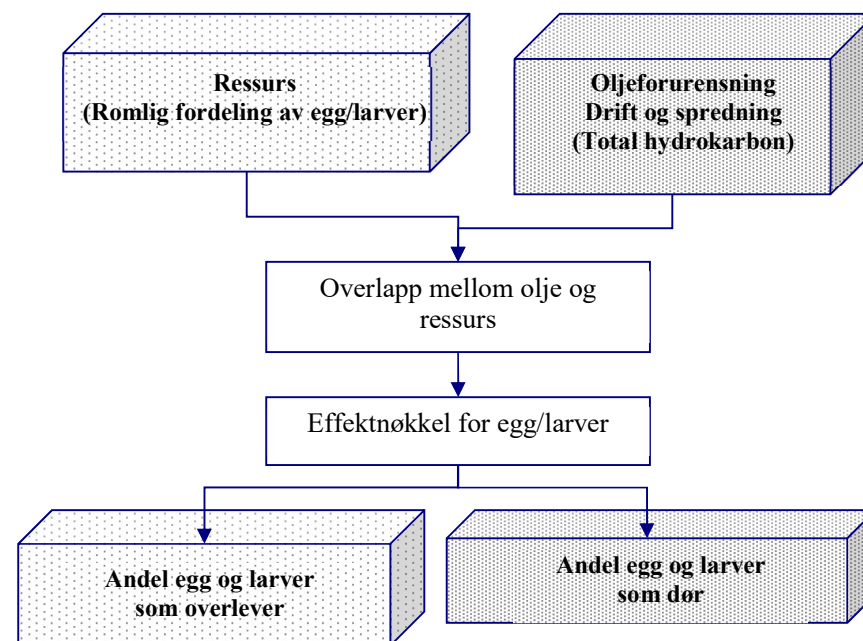
Det ble i det første ULB-arbeidet (ULB7c) benyttet to sett grenseverdier, hhv. 50 og 200 ppb THC. I oppdateringen av det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen (Brude *et al.*, 2010) argumenteres det for en effektgrense på 2,5 ppb PAH, som tilsvarer 375 ppb THC for Balder råolje (basert på innhold 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 114 Skisse av trinnene i en tapsanalyse for fiskeressurser (OLF, 2007).



12 Vedlegg 5. Anvendelse av støtteinformasjon på internett

Det er for denne analysen lagt ut fullstendige resultater fra miljørisikoanalysen på 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.

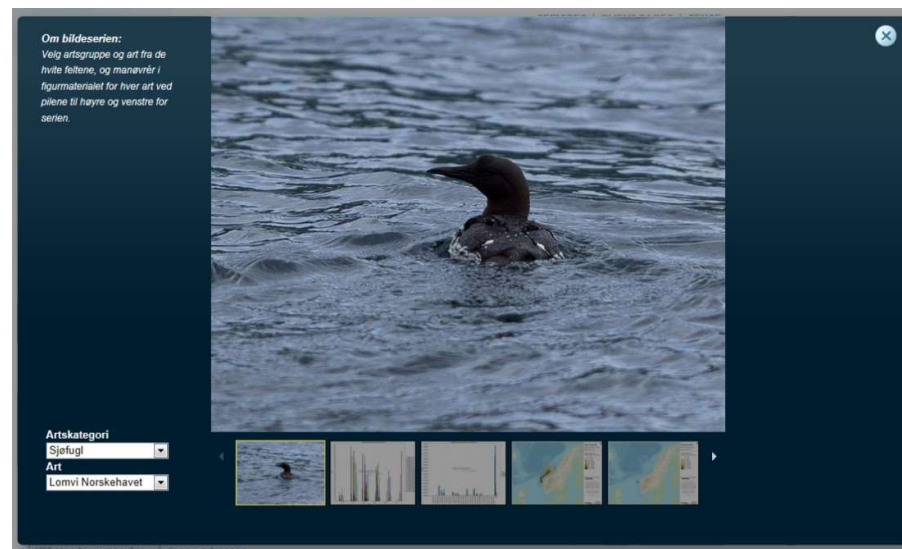
12.1 Fullstendige resultater – alle arter

Prosjektforsiden (under; eksempel for letebrønn Skarfjell):



Startsiden for analysen.

Ved å klikke på bildet øverst til høyre på prosjektsiden gis det tilgang til bilde-serievisning, som viser resultater fra miljørisikoanalysen for alle sjøfuglarter i SEAPOPs database, samt marine pattedyr som ikke ble tatt med i selve hovedanalysen. Også arter uten tilstedeværelse eller utslag i miljørisiko vises for fullstendig dokumentasjon.



Startsiden for bildeserien.

Utsnittet over viser hvordan bildeserien ser ut. Velg ønsket artskategori og art. For hver art vises følgende informasjon som figur, tilgjengelig fra bildeserien under:

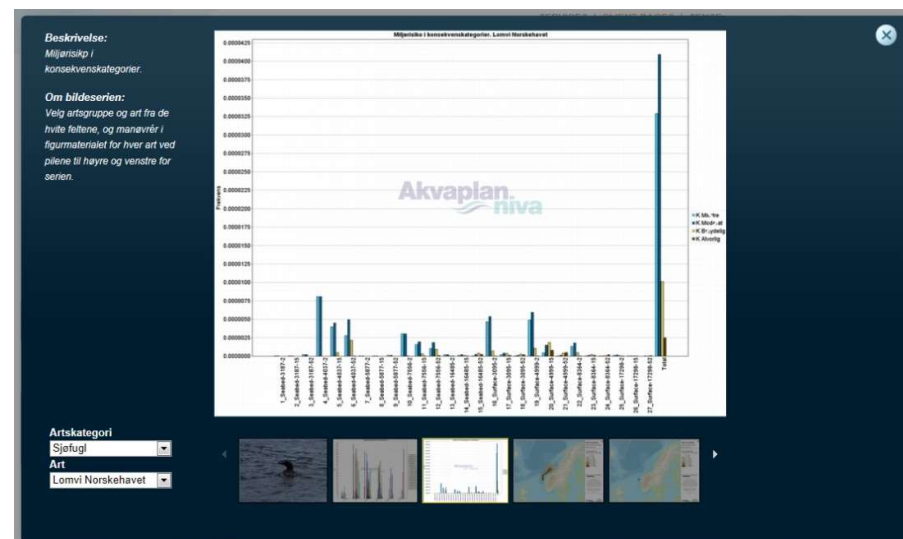
- Artsfoto dersom tilgjengelig. Disse er opphavsrett- og kopibeskyttet etter norsk lov.
- Utbredelseskart for aktuell sesong.
- Bestandstap i intervaller.
- Miljørisiko i konsekvenskategorier.
- Visningsrelevant influensområde for sjøbunnsutslipp og overflateutslipp (likt for alle arter).

12.1.1 Bestandstap i intervaller



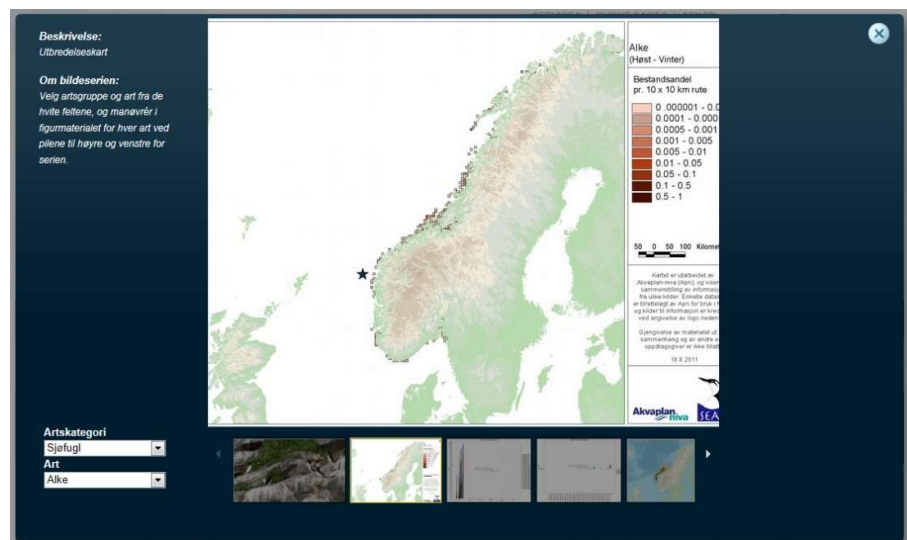
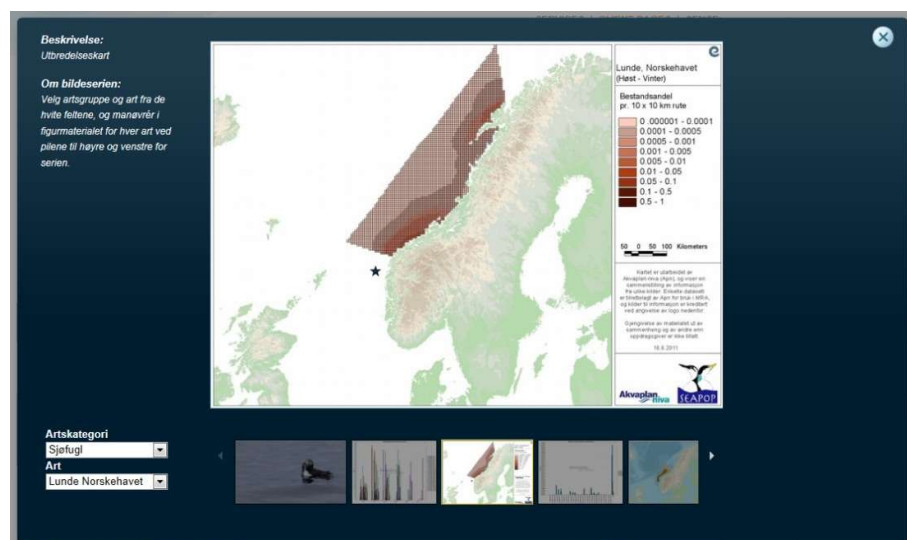
Figuren viser antallet simuleringer (y-aksen) av hver rate-/varighetskombinasjon som gav bestandstap i andelskategorier på x-aksen. Bestandstapet i en rute fordeles med en sannsynlighetsfordeling som gitt i effekt-nøkkelen, og bestandstapet i alle ruter summeres til et totalt bestandstap for simuleringen, 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 miljørerisiko 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 måneder som vurderes relevante for aktiviteten. Disse vises også for de artene som ikke har noen ruter med tilstedeværelse i perioden eller området, 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/varighets-kombinasjon som er vurdert å være representativ for miljørisiko.

For representativt overflateutslipp og sjøbunnsutslipp vises influensområdene på overflate i kart. Dette vises ved treffsannsynlighet i ruten, andelen av simuleringene som gav oljemengde >1 tonn i ruten. Området med >5 % treffsannsynlighet regnes som influensområdet. I tillegg vises treffsannsynlighet i strandruter for overflateutslipp, samt konsentrasjon av THC i vannsøylen for både overflateutslipp og sjøbunnsutslipp. Sistnevnte benyttes til miljørisikovurderingen for fisk.

