

## Miljørisiko- og beredskapsanalyse

---

**Brønn 7224/2 (Kvalross) i PL 611**

Wintershall Norge AS





### **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 serviceportefølje inkluderer miljøovervåkingsundersøkelser, konsekvensutredninger og risikovurderinger, beslutningsstøtte for petroleumsvirksomhet, arktisk miljøforskning, akvakulturdesign og -ledelse, FoU på nye oppdrettsarter og en rekke akkrediterte miljømessige, tekniske og analytiske tjenester.

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

*Forsidebilde: 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 gruppe innen Akvaplan-niva AS. SenseE leverer en rekke tjenester relatert til miljørisiko og oljevernberedskap for petroleumsoperasjoner og aktiviteter i sensitive marine områder.

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

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

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

Rapporttittel: Miljørisiko- og beredskapsanalyse. Brønn 7224/2 (Kvalross) i PL 611	
Forfatter(e): Tom Sørnes Cathrine Stephansen Geir Morten Skeie	Akvaplan-niva rapport nr.: 7515.01
	Dato: 20.08.2015.2015
	Antall sider: 117
	Distribusjon: Oppdragsgiver
Kunde: Wintershall Norge AS	Oppdragsgivers referanse: Helena Maciel Galli
Oppsummering: Det er gjennomført en miljørisiko- og beredskapsanalyse for letebrønn 7224/2 (Kvalross). Utstrømningsratene er moderat høye og frekvensen som for en standard letebrønn.  Miljørisikoen i analyseperioden er lav for naturressurser i åpent hav og kystnært. Maksimalt utslag for sjøfugl i åpent hav er i underkant av 10 % av akseptkriteriet i skadekategori Moderat (polarlomvi i Barentshavet). Maksimalt utslag for sjøfugl kystnært er i underkant av 1 % av akseptkriteriet i skadekategori Alvorlig (lunde).  En ytelse tilsvarende 3 av NOFOs havgående systemer vil dekke operatørens ytelseskrav til beredskap mot akutt forurensning i åpent hav i den aktuelle analyseperioden. Pga. lange drivtider til land (minste drivtid er >20 døgn) stilles det ingen spesifikke krav til ytelser for beredskapen kystnært, men ressursbehovet er godt innenfor NOFOs kapasiteter i regionen.	
Prosjektleder:    Tom Sørnes	Kvalitetskontroll:    Cathrine Stephansen

© 2015 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 .....	10	3.3.1	Sjøfugl og marine pattedyr.....	20
1.1	Tilnærming til miljørisikoanalyse.....	10	3.3.2	Kysthabitater .....	20
1.2	Regelverk.....	10	3.3.3	Fisk.....	20
1.3	WINO sine miljøkrav og akseptkriterier for denne aktiviteten .....	10	3.3.4	Polarfronten.....	21
1.4	Ytelseskrav for oljevernberedskap .....	11	3.3.5	Iskant (Marginal Ice Zone, MIZ) .....	21
2	Aktiviteten, reservoarforhold, brønndesign og hendelser.....	12	3.3.6	Bjørnøya Naturreservat .....	21
2.1	Aktivitetsbeskrivelse .....	12	3.4	Miljøsoner og miljøbeskrivelse.....	21
2.2	Bore- og analyseperiode .....	12	3.5	Beredskapsanalyse .....	22
2.3	Forholdene i reservoaret .....	13	3.5.1	Beregning av systembehov.....	22
2.4	Definerte fare- og ulykkeshendelser .....	13	3.5.2	Risikoreduksjon som følge av effekt av beredskap.....	22
2.5	Risikoreduserende tiltak .....	13	4	Miljøbeskrivelse.....	23
2.5.1	Brønndesign.....	13	4.1	Strømforhold og frontsystemer .....	23
2.5.2	Boring av avlastningsbrønn .....	14	4.2	Polarfronten.....	24
2.6	Utstrømningsrater og -varigheter.....	14	4.3	Sjøis og iskant .....	25
2.7	Oljens egenskaper.....	15	4.3.1	Utbredelse og tetthet av sjøis .....	25
2.8	Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens .....	15	4.3.2	Avstander til iskanten.....	26
2.8.1	Frekvens.....	15	4.3.3	Økosystemet i iskanten .....	26
2.8.2	Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens .....	15	4.4	Klimatiske forhold .....	27
2.9	Oppsummering av nøkkelparametere .....	16	4.4.1	Vanntemperatur .....	27
3	Metoder og analysekonsept .....	17	4.4.2	Lufttemperatur.....	27
3.1	Miljørisiko i brønnplanlegging.....	17	4.4.3	Lysforhold .....	28
3.2	Oljedriftssimuleringer.....	17	4.4.4	Vindforhold .....	28
3.3	Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse.....	19	4.4.5	Bølgeforhold .....	29
			4.4.6	Vind, bølger og effektivitet .....	29
			4.4.7	Forventet systemeffektivitet.....	30



4.5	Sårbarhetsperioder .....	30	4.14.2	Marine pattedyr .....	58
4.6	Miljøsoner.....	30	4.14.3	Sårbare kysthabitater .....	58
4.7	Sjøfugl .....	33	4.14.4	Fiskeressurser .....	58
4.7.1	Pelagiske dykkere .....	33	5	Resultater av oljedriftsanalyser .....	59
4.7.2	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl.....	35	5.1	Influensområder .....	59
4.7.3	Kystbundne dykkere .....	37	5.2	Influensområder ved forskyvning i boreperioden .....	62
4.7.4	Kystbundne overflatebeitende .....	40	5.3	Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter .....	64
4.7.5	Marint tilknyttede vadere.....	42	5.4	Strandingsstatistikk ved forskyvning i boreperioden .....	67
4.8	Marine pattedyr.....	43	5.5	Olje i området definert som Bjørnøya Naturreservat .....	67
4.8.1	Havert (gråsel) (Halichoerus grypus) .....	44	5.6	Olje i områder med havis .....	69
4.8.2	Steinkobbe (Phoca vitulina).....	45	5.7	Olje i området definert som Polarfronten.....	72
4.8.3	Grønlandssel (Phoca groenlandica) .....	45	6	Resultater av analyse av miljørisiko.....	74
4.8.4	Ringsel (Phoca hispida) .....	46	6.1	Trinn 1 miljørisikoanalyse av fisk.....	74
4.8.5	Klappmyss (Cystophora cristata).....	46	6.2	Skadebasert miljørisikoanalyse .....	75
4.8.6	Storkobbe (Erignatus barbatus) .....	46	6.2.1	Miljørisiko for sjøfugl .....	75
4.8.7	Hvalross (Odobenus rosmarus).....	47	6.2.2	Miljørisiko for marine pattedyr .....	81
4.8.8	Isbjørn (Ursus maritimus).....	47	6.2.3	Miljørisiko for strandressurser .....	81
4.8.9	Oter (Lutra lutra).....	48	6.3	Miljørisiko ved forskyvning i boreperioden.....	82
4.8.10	Hvaler .....	49	6.4	Overlappsanalyser.....	89
4.9	Fiskeressurser .....	52	6.4.1	Marine pattedyr .....	89
4.10	Sårbare kysthabitater .....	53	6.4.2	Bjørnøya Naturreservat .....	90
4.10.1	Sensitivitetsindeks .....	53	7	Beredskapsanalyse .....	93
4.10.2	Kysttyper i analyseområdet .....	54	7.1	Innledning .....	93
4.11	Koraller og annen bunnsfauna.....	55	7.2	Tilgjengelige beredskapsressurser.....	93
4.12	Høyt miljøprioriterte lokaliteter.....	55	7.2.1	Stående beredskap .....	93
4.13	Bjørnøya naturreservat .....	56	7.2.2	Landbaserte baser .....	94
4.14	Ressursdata til miljørisikoanalysen .....	58	7.2.3	Beredskapsnivå .....	94
4.14.1	Sjøfugl .....	58			

7.3	Beredskapsmessige utfordringer ved aktiviteten .....	95	7.9	Effekt av beredskap på miljørisiko.....	103
7.4	Brønnspekifikke utstrømningsrater som grunnlag for dimensjonering	95	8	Referanser .....	105
7.5	Behov for og virkning av havgående beredskap.....	95	9	Vedlegg 1. Liste over VØK til MIRA-analyse .....	107
7.5.1	Effektivitet og kapasitet .....	95	10	Vedlegg 2. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler .....	110
7.5.2	Emulsjonsmengder ved ulike værforhold.....	96	10.1	Formel for beregning av miljørisiko .....	110
7.5.3	Virkning ved ulike værforhold .....	97	10.2	Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr .....	110
7.5.4	Beredskapsbehov i åpent hav gjennom året.....	97	10.3	Effekt- og skadenøkler for kysthabitater.....	112
7.6	Løsninger for å møte ytelseskravene .....	99	10.4	Miljørisikoberegning for fisk .....	112
7.6.1	Tiltaksalternativer .....	99	11	Vedlegg 3. Anvendelse av støtteinformasjon på internett.....	114
7.7	Oppsummering og anbefalt beredskapsløsning .....	99	11.1	Fullstendige resultater – alle arter .....	114
7.8	Forslag til beredskapsstrategier i ulike miljøsoner .....	101	11.1.1	Bestandstap i intervaller .....	115
7.8.1	Åpent hav.....	101	11.1.2	Miljørisiko i konsekvenskategorier.....	115
7.8.2	Kystnært.....	101	11.1.3	Utbredelseskart.....	116
7.8.3	Fokusområder for hav og kyst .....	101	11.1.4	Influensområder .....	116
7.8.4	Strand og utvalgte områder.....	103			

## Forord

---

Wintershall Norge AS (WINO) planlegger å bore brønn 7224/2 (Kvalross) i PL 611 i Barentshavet vinteren 2015/2016.

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.

Beredskapsanalysen er utført etter Statoil sin metode (Statoil, 2013), innenfor rammene for Norsk olje og gass sin oppdaterte veiledning for miljørettet beredskapsanalyse (NOROG, 2013).

Formålet med en miljørettet risiko- og beredskapsanalyse er:

***Gi operatøren kunnskap til å styre miljørisiko i prosjektet:*** WINO har som mål å minimere effekten av operasjoner på miljøet, være proaktive ift. å håndtere risiko 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 WINO sine akseptkriterier møtes, og vil bli brukt til videre beslutningsstøtte.

***Miljørisiko- og beredskapsanalyser er forskriftspålagte analyser:*** WINO vil dokumentere overfor norske miljømyndigheter hvilken miljørisiko som er forbundet med boringen av brønn 7224/2 (Kvalross), samt hvilke beredskapsbehov som er knyttet til aktiviteten.

Denne dokumentasjonen skal også kunne fremlegges for andre offentlige instanser og høringsinstanser i en offentlig høringsprosess.

***Dimensjonere beredskap:*** Beredskapsanalysen skal beskrive grunnlaget for å dimensjonere en oljevernberedskap for brønnen som tilfredsstillende de ytelseskravene operatøren har formulert.

Analysen danner grunnlaget for oljevernberedskapsplanen.

## Summary

---

An Environmental Risk and Contingency Analysis (ERACA) has been carried out for the exploration well 7224/2 (Kvalross) in PL 611 in the Barents Sea. Planned spud for the well is in November 2015, and the geographical location 72° 46' 33.06" N, 24° 23' 58,33" E. The nearest distance to shore is 183 km (Nordkapp in Finnmark).

The ERACA was carried out using Norwegian industry standard methodology and oil drift input data from the OSCAR model (MEMW 6.2). The oil drift simulations were carried out using Realgrunnen as a reference oil and cover the whole year.

The primary analysis period for the ERACA is from November through June. In addition, to ensure that the assessment is valid also for any changes in spud date, relevant results are included also for three additional analysis periods, given a delay in spud by 3, 6 or 9 months, respectively.

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. 10 rates and 3 durations). The weighted rate for surface releases is 2020 Sm<sup>3</sup>/day and for subsea releases 1822 Sm<sup>3</sup>/day. In total, 117452 oil drift simulations were carried out.

When the frequencies of the scenarios are included, the probability of shoreline oiling (in November through June) is 0,1 %. The maximum amount of beached oil calculated is 85 760 tonnes emulsion and the absolute shortest drift time to shore is 10,8 days. There are no 95 percentile values.

Realgrunnen forms emulsions with a maximum water content of 70 %, both for winter and summer conditions. The emulsion has a relatively long degradation time at low wind speeds. At winter temperatures and 5 m/s wind, 58 % of the oil is left after 5 days.

The dispersability of the oil is characterized as "reduced chemical dispersability" to "low chemical dispersability" after only a short initial period, where it is characterized as "chemically dispersible".

The activity period coincides with the spawning period of some important fish stocks, and several species have spawning areas within the influence area of well

7224/2 Kvalross. The environmental risk for these species was analysed in a stage 1 environmental risk assessment (Stage 1 ERA).

The Stage 1 ERA showed a limited overlap between the spawning grounds 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.

All sea bird species for which there are data sets in the SEAPOP programme have been analysed in a damage based MIRA method ERA (OLF, 2007).

The environmental risk to sea birds in coastal areas was very low, the highest risk being less than 1 % of Wintershall's acceptance criterion in the damage category Serious for Atlantic Puffin (*Fratercula arctica*).

In open sea, Brünnich's guillemot (*Uria lomvia*) gave the highest environmental risk in the drilling period, at less than 10 % of the acceptance criterion in the damage category Moderate.

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 negligible.

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 considered low.

For well 7224/2, mechanical recovery is considered to be the main strategy for oil spill combat. A capacity corresponding to 3 NOFO systems is required in barriers 1 and 2. Based on the location of Norwegian oil spill response resources, the best achievable response time for the first system is 12 hours, and the full barriers 1 and 2 can be established within 41 hours.

Given the very low probability for shoreline oiling, pre-planning oil spill response operations in coastal waters is considered not necessary.

Further requirements, also including detection and monitoring, as well as contingency preparation issues, are described in the ERACA.

## Forkortelser og definisjoner

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

# 1 Innledning

---

## 1.1 Tilnærming til miljørisikoanalyse

Miljørisikoanalysen gjennomføres på en transparent og etterprøvable måte.

For brønn 7224/2 er det gjennomført en full miljørisiko- og beredskapsanalyse, 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 nye, 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. (Endret pr. 1.1.2014).
- Rammeforskriftens § 11 om prinsipper for risikoreduksjon og § 48 om plikten til å overvåke og fjerne det ytre miljøet, samt § 20 om samordning av beredskap til havs og § 21 om samarbeid om beredskap.
- Aktivitetsforskriftens kapittel 10 om overvåkning av det ytre miljøet, som også omhandler overvåkning relevant for akutte utslipp. Videre Aktivitetsforskriftens kapittel 13 om beredskap.

## 1.3 WINO sine miljøkrav og akseptkriterier for denne aktiviteten

Den enkelte operatør skal ta stilling til hvilken risiko som ansees å være akseptabel for sin aktivitet og hvilken sannsynlighet som aksepteres for miljøskade i ulike alvorlighets kategorier.

I Norsk olje og gass sin veiledning for miljørisikoanalyser (OLF, 2007) er det gitt et eksempel på hvordan den forventede restitusjonstiden etter en miljøskade kan benyttes som grunnlag for akseptkriterier. Prinsippet som benyttes i eksempelet sier at restitusjonstiden skal være ubetydelig i forhold til forventet frekvens av hendelser som fører til miljøskade. Dermed aksepteres lavere sannsynlighet for hendelser som kan føre til miljøskade i de høyere konsekvenskategoriene. Det foreligger også eksempler på akseptkriterier i hver skadekategori for spesifikke enkeltoperasjoner (pr. operasjon), installasjoner (pr. år) og felt (pr. år).

WINO har vurdert dette eksempelet på akseptkriterier, som også benyttes av andre operatører for tilsvarende virksomhet på NCS, og har besluttet at de operasjonsspesifikke akseptkriteriene vil være i tråd med selskapets miljømål for denne boringen.

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



Tabell 1 WINO sine akseptkriterier for aktiviteten.

Betegnelse	Konsekvenskategori			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
<b>Varighet av miljøskade</b>	<b>0,1-1 år (1)</b>	<b>1-3 år (3)</b>	<b>3-10 år (10)</b>	<b>&gt; 10 år (20)</b>
Operasjonsspesifikt akseptkriterium (pr. operasjon)	1,25 x 10 <sup>-3</sup>	4,25 x 10 <sup>-4</sup>	1,25 x 10 <sup>-4</sup>	6,25 x 10 <sup>-5</sup>

## 1.4 Ytelseskrav for oljevernberedskap

Det er etablert ytelseskrav for oljevernberedskap for Kvalross som angitt i Tabell 2 nedenfor. Disse danner grunnlag for gjennomføring av beredskapsanalysen.

Tabell 2 Ytelseskrav til oljevernberedskap for Kvalross.

Element	Relevant for	Krav
Deteksjon	Barriere 0	Innen 3 timer
Dimensjonerende hendelse	Inngangsdata	Tap av brønnkontroll
Dimensjonerende rate	Inngangsdata	Vektet strømningsrate
Omfang av respons	Alle barrierer	Tilstrekkelig kapasitet i hver barriere, definert slik: Åpent hav: Emulsjonsmengden som følger av vektet rate  Kystnært: 95-prosentil av største strandede mengde emulsjon, hensyntatt effekten av beredskap i de foregående barrierer
Responstid for første system	Barriere 1	Avhengig av miljørisiko og kost/nytte-vurderinger
Responstid for full barriere	Barriere 1 og 2	Så raskt som mulig fra normal plassering, med mindre miljørisikoanalysen tilsier raskere responstid
Responstid kystnært	Barriere 3 og 4	95-prosentil av minste drivtid til land
Kartlegging	Alle barrierer	Effektiv kartlegging av forurensningen, uavhengig av sikt og lysforhold

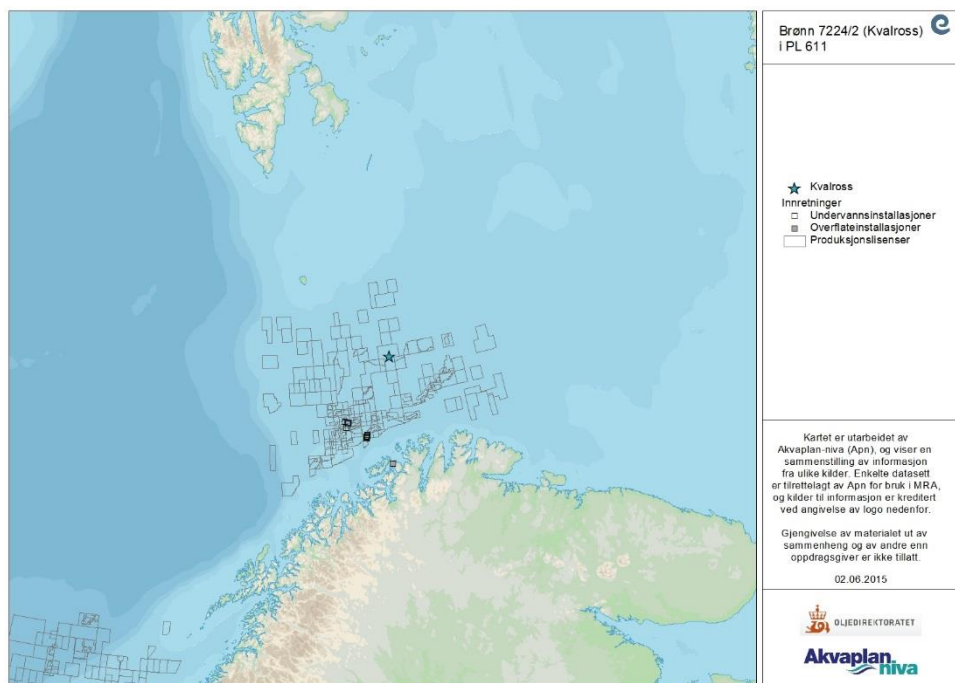
## 2 Aktiviteten, reservoarforhold, brønndesign og hendelser

### 2.1 Aktivitetsbeskrivelse

WINO planlegger å bore brønn 7224/2 (Kvalross) i produksjonslisens (PL) 611 på den norske kontinentalsokkelen vinteren 2015/2016.

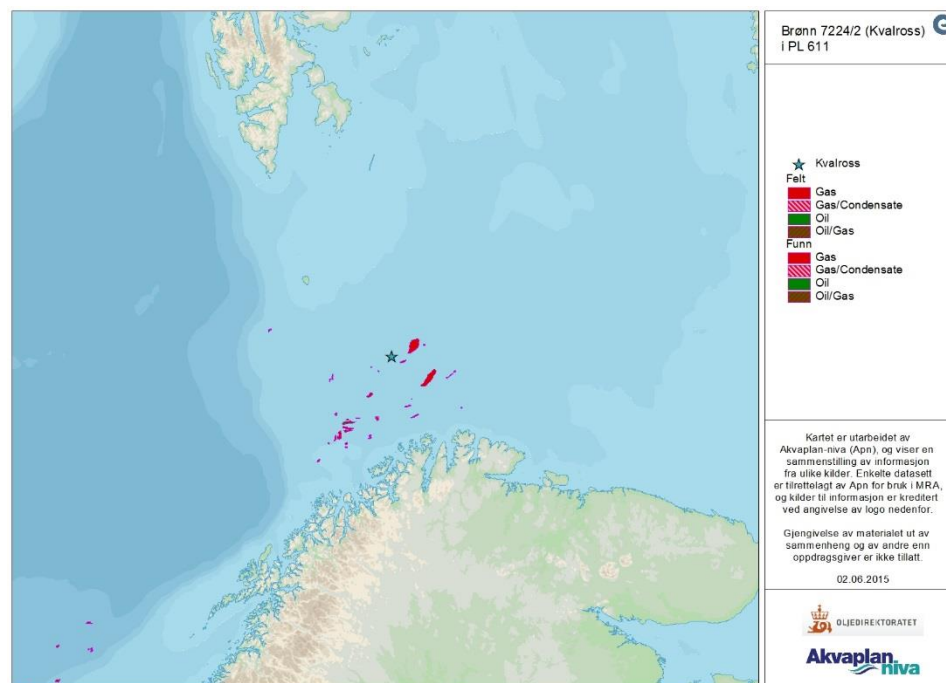
Lisensen er lokalisert sør i Barentshavet. Brønnen har posisjon 72° 46' 33.06" N, 24° 23' 58,33" Ø. Den ligger omlag 156 km nordøst for Goliat, 169 km nordøst for Snøhvit og 183 km nordvest for Nordkapp, som er nærmeste fastland.

Vanddypt på lokasjon er 413 m.



Figur 1 Posisjonen til WINO sin letebrønn Kvalross i PL 611, samt omkringliggende overflateinnretninger.

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



Figur 2 Lokalisering av WINO sin letebrønn Kvalross i PL 611, samt lokalisering av omkringliggende felt og funn.

### 2.2 Bore- og analyseperiode

Tidligste borestart er primo november 2015. Aktiviteten har en estimert varighet på 160 dager (gitt funn). Dette gir en bore-/aktivitetsperiode fra november til april.

Analyseperioden for miljørisiko beregnes fra det tidspunkt potensielt oljeførende lag penetreres, normalt 2-4 uker etter borestart, men uten oppdeling av måneder. Analyseperioden omfatter også lengden på en midlere varighet, som settes til 30 dager for å fange opp de fleste varigheter. I tillegg kommer følgetid av oljen (30 dager). Til sammen gir dette ~8 måneder, og analyseperioden er dermed november-juni.

Total miljørisiko beregnes for denne perioden. I tillegg beregnes månedsvise miljørisiko for alle arter av sjøfugl og marine pattedyr. Beredskapsbehov beregnes pr. måned gjennom året.

For å illustrere hvordan influensområde, miljørisiko og strandingsstatistikk endrer seg dersom boringen utsettes med 3, 6 eller 9 måneder, så omfatter foreliggende analyse også resultater for tre perioder utover den primære analyseperioden.

## 2.3 Forholdene i reservoaret

Formålet med brønnen er å skaffe informasjon om hydrokarbonpotensialet i formasjonene Snadd og Klappmyss.

Forholdene i reservoaret er beskrevet i utblåsningsstudien for brønnen (Blowout & Dynamic Wellkill Simulations, Acona 2015). Brønnen har normalt trykk og temperatur for letebrønner på norsk sokkel (304 bar og 104 °C for Klappmyss, 161 bar og 51 °C for Snadd).

WINO sine geologer har vurdert at råoljen Goliat Realgrunnen er den oljetypen som best representerer den forventede hydrokarbonsammensetningen. Sentrale egenskaper for denne oljetypen er beskrevet i SINTEF (2008) og i avsnitt 2.7.

## 2.4 Definerte fare- og ulykkeshendelser

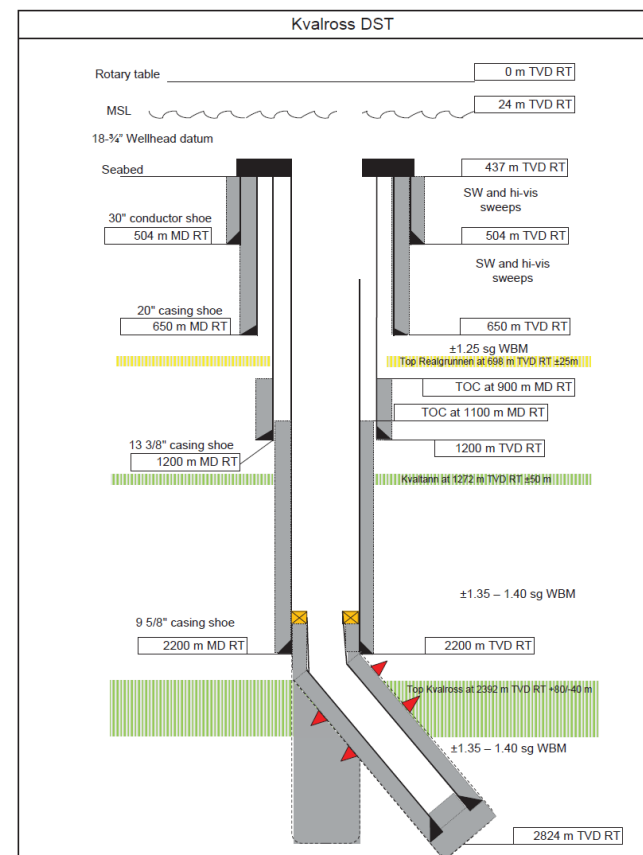
En ukontrollert utstrømning fra brønnen under boringen ble identifisert som den dimensjonerende DFUen for denne miljørettede risiko- og beredskapsanalysen. Dette er i tråd med Norsk Olje og Gass sin veiledning for miljørettede beredskapsanalyser (NOROG, 2013), samt anbefalingene fra forutsetningsgruppens arbeid (Sørnes *et al.*, 2007).

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

## 2.5 Risikoreduserende tiltak

### 2.5.1 Brønndesign

Brønnen planlegges boret vertikalt gjennom reservoarene. Planlagt brønndesign er illustrert i Figur 3.



Figur 3 Planlagt brønndesign for Kvalross.

## 2.5.2 Boring av avlastningsbrønn

WINO har estimert nødvendig tid for boring av en avlastningsbrønn til 75 dager. Brønnen ligger i et område med etablert aktivitet og tilgang til rigger for å bore en avlastningsbrønn dersom behovet skulle oppstå.

Følgende vil kunne bidra til beredskap eller redusere tiden for boring av en avlastningsbrønn:

- Dedikert forsyningsfartøy for operasjonen
- Brønnlokasjoner for avlastningsbrønner lokalisert på forhånd
- Brønnspesifikke beredskapsplaner (Blowout cont. and relief well plan)
- Signert avtale i OLF Drilling Managers Forum, for tilgang til rigg for boring av avlastningsbrønn

## 2.6 Utstrømningsrater og -varigheter

Acona (2015) har gjennomført simuleringer av utstrømningsrater fra Kvalross for WINO. Ratene ved et overflateutslipp fra Kvalross ble plassert i fem grupper, og disse ratene ble benyttet i oljedriftssimuleringer:

- 696 Sm<sup>3</sup>/d (varierende fra 603 til 986 Sm<sup>3</sup>/d) (70 % av overflateutslippene)
- 2184 Sm<sup>3</sup>/d (varierende fra 1719 til 2272 Sm<sup>3</sup>/d) (18 % av overflateutslippene)
- 3106 Sm<sup>3</sup>/d (2 % av overflateutslippene)
- 10123 Sm<sup>3</sup>/d (8 % av overflateutslippene)
- 11646 Sm<sup>3</sup>/d ved utstrømning fra åpent hull dersom hele reservoaret er eksponert (2 % av overflateutslippene)

Restriksjoner i strømningsveiene fører til økt innblanding i vannmassene ved et utslipp fra sjøbunnen. For sjøbunnsutslipp er ratene derfor gruppert mht. restriksjon i utstrømningen fra BOP.

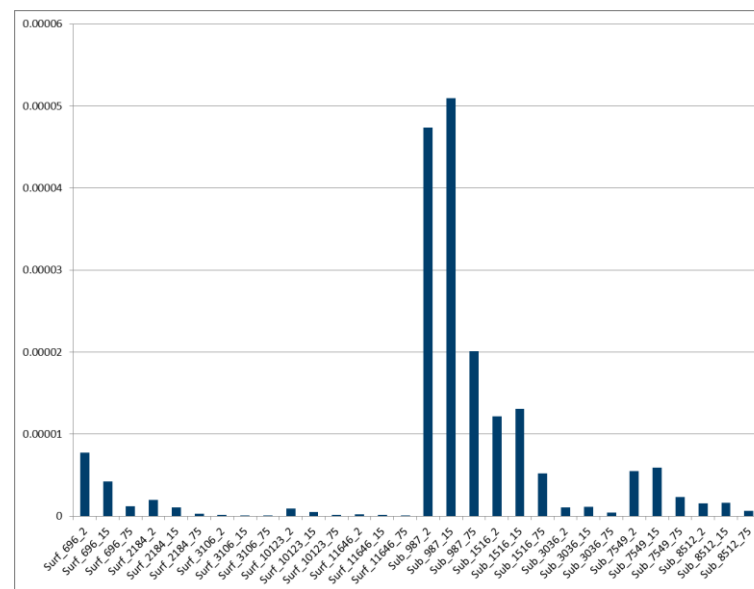
Ratene ved et sjøbunnsutslipp fra Kvalross ble plassert i fem grupper, og disse ratene ble benyttet i oljedriftssimuleringer:

- 987 Sm<sup>3</sup>/d (varierende fra 881 til 1155 Sm<sup>3</sup>/d) (5 % åpen BOP, 70 % av sjøbunnsutslippene)
- 1516 Sm<sup>3</sup>/d (varierende fra 1370 til 1544 Sm<sup>3</sup>/d) (100 % åpen BOP, 18 % av sjøbunnsutslippene)

- 3036 Sm<sup>3</sup>/d (100 % åpen BOP, 2 % av sjøbunnsutslippene)
- 7549 Sm<sup>3</sup>/d (100 % åpen BOP, 8 % av sjøbunnsutslippene)
- 8512 Sm<sup>3</sup>/d ved utstrømning fra åpent hull dersom hele reservoaret er eksponert og uten restriksjon i utstrømningsveien (2 % av sjøbunnsutslippene)

Vektet rate for overflateutslipp er 2020 m<sup>3</sup>/d, mens vektet rate for sjøbunnsutslipp er 1822 m<sup>3</sup>/d. Vektet varighet er hhv. 12,5 dager ved overflateutblåsning og 20,0 dager ved sjøbunnsutblåsning.

Oljedriftsberegninger med henholdsvis 2, 15 og 75 døgn varighet av utslippet ble gjennomført for hver enkelt rategruppe. Rategruppene for Kvalross, med frekvenser, er vist i Figur 4.



Figur 4 Sannsynlighetsfordeling av rater og varigheter for Kvalross.

## 2.7 Oljens egenskaper

Realgrunnen (SINTEF, 2008) er valgt som referanseolje i foreliggende analyse. Denne oljen danner en emulsjon med et høyt vanninnhold. Fullt vannopptak er inntil 70 % både sommer og vinter. Om vinteren (ved vanntemperatur på 5 °C) nås fullt vannopptak etter 6 timer ved vindstyrke 15 m/s og 48 timer ved 5 m/s.

Emulsjonen som dannes betegnes som «kjemisk dispergerbar» i inntil 3 timer ved lave vindstyrker vinterstid og 12 timer sommerstid. I senere tidssteg og/eller ved sterkere vind klassifiseres emulsjonen som «reduert kjemisk dispergerbar» eller med «lav/dårlig dispergerbarhet».

Ved referansebetingelser (20 mm initiell filmtykkelse og en vanntemperatur på 5 °C) har oljen en relativt lang levetid på overflaten ved lave vindstyrker (58 % er igjen på overflaten etter 5 døgn ved 5 m/s vind). Ved sterk vind (15 m/s) og samme temperatur er det knapt olje igjen på overflaten etter 1 døgn (4%).

Ved de vindforholdene som er forventet på lokasjon i den planlagte boreperioden (10 m/s) er ca. 41 % av oljen igjen på overflaten etter 1 døgn, og ca. 6 % etter 5 døgn.

Oljedriftsberegningene er gjennomført med reelle historiske vinddata og gir derved et mer presist uttrykk for oljens skjebne etter utslipp.

For detaljert massebalanse og endringer i ulike egenskaper som en funksjon av tid etter utslipp, temperatur og vindforhold vises det til forvitningsstudien (SINTEF, 2008).

## 2.8 Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens

### 2.8.1 Frekvens

Scandpower utgir årlig en rapport som angir frekvens for utblåsninger og brønnlekkasjer ved aktiviteter gjennomført etter Nordsjøstandard, dvs. aktiviteter på norsk sokkel. Rapporten (Scandpower, 2014) inneholder informasjon om frekvenser, fordeling av sannsynligheter for ulike utslippstyper, samt sannsynligheter for ulike varigheter.

Fra Scandpowers rapport hentes ut verdier som følger:

- Basisfrekvensen for utblåsning ved boring av en oljebrønn, med verdien  $1,88 \times 10^{-4}$ .
- Sannsynlighetsfordelingen mellom et overflate- og sjøbunnsutslipp, som er henholdsvis 10 % og 90 % for flytere.

### 2.8.2 Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens

Den brønnsesifikke utblåsningsfrekvensen, og fordelingen mellom overflate- og sjøbunnsutslipp, er i dette tilfellet identiske med verdiene i Scandpowers rapport (se over). Disse legges således til grunn for oljedriftsberegninger, analysen av miljørisiko, samt beredskapsanalysen.

## 2.9 Oppsummering av nøkkelparametere

De viktigste parameterne ved aktiviteten er oppsummert i Tabell 3.

Tabell 3 Nøkkelparametere for Kvalross.

Parameter	Verdi - Brønn
Brønnavn	7224/2 (Kvalross) i PL 611
Lokasjon	72° 46' 33.06" N 24° 23' 58.33" Ø
Vanddyp	-413 MSL
Avstand til nærmeste land	183 km (Nordkapp, Finnmark)
Referanseolje	Realgrunnen
Gass/olje-forhold	154 Sm <sup>3</sup> /Sm <sup>3</sup>
Vektete utblåsningsrater og -varigheter	Overflateutslipp: Vektet utsl.rate: 2020 m <sup>3</sup> /døgn Vektet varighet: 12,5 døgn Sjøbunnsutslipp: Vektet utsl.rate: 1822 m <sup>3</sup> /døgn Vektet varighet: 20,0 døgn
Varigheter	2, 15 og 75 døgn
Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn	75 døgn
Fluidtetthet (Res. cond.)	730 kg/Sm <sup>3</sup>
Gasstetthet (Std. cond.)	0,618 kg/Sm <sup>3</sup>
Reservoartemperatur	104 °C for Klappmyss, 51 °C for Snadd
Reservoartrykk	304 bar for Klappmyss, 161 bar for Snadd



## 3 Metoder og analysekonsept

### 3.1 Miljørisiko i brønnplanlegging

Det er boret flere brønner i nærliggende lisenser tidligere, og erfaringene fra disse boringene er benyttet i brønnplanleggingen.

### 3.2 Oljedriftssimuleringer

Beregning av oljens drift og spredning er foretatt ved bruk av OSCAR, som er en del av Marine Environmental Modelling Workbench (MEMW) versjon 6.2 (SINTEF).

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

Parameterne som benyttes videre i miljørisiko- og beredskapsanalysen er:

- Oljemengde på overflaten (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for overflateressurser)
- Total hydrokarbonkonsentrasjon i vannsøylen (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 strandet mengde (dimensjonering av kapasiteten til beredskapsløsningen i kystsonen)
- Viskositet av emulsjon (til vurdering av tiltaksvalg)

MEMW inneholder SINTEFs database over forvitningsstudier for norske råoljer, og alle parametere for referanseoljen er benyttet uendret. OSCAR modellerer

oljens skjebne i miljøet ved bruk av komponentgrupper med ulike fysikalsk-kjemiske egenskaper.

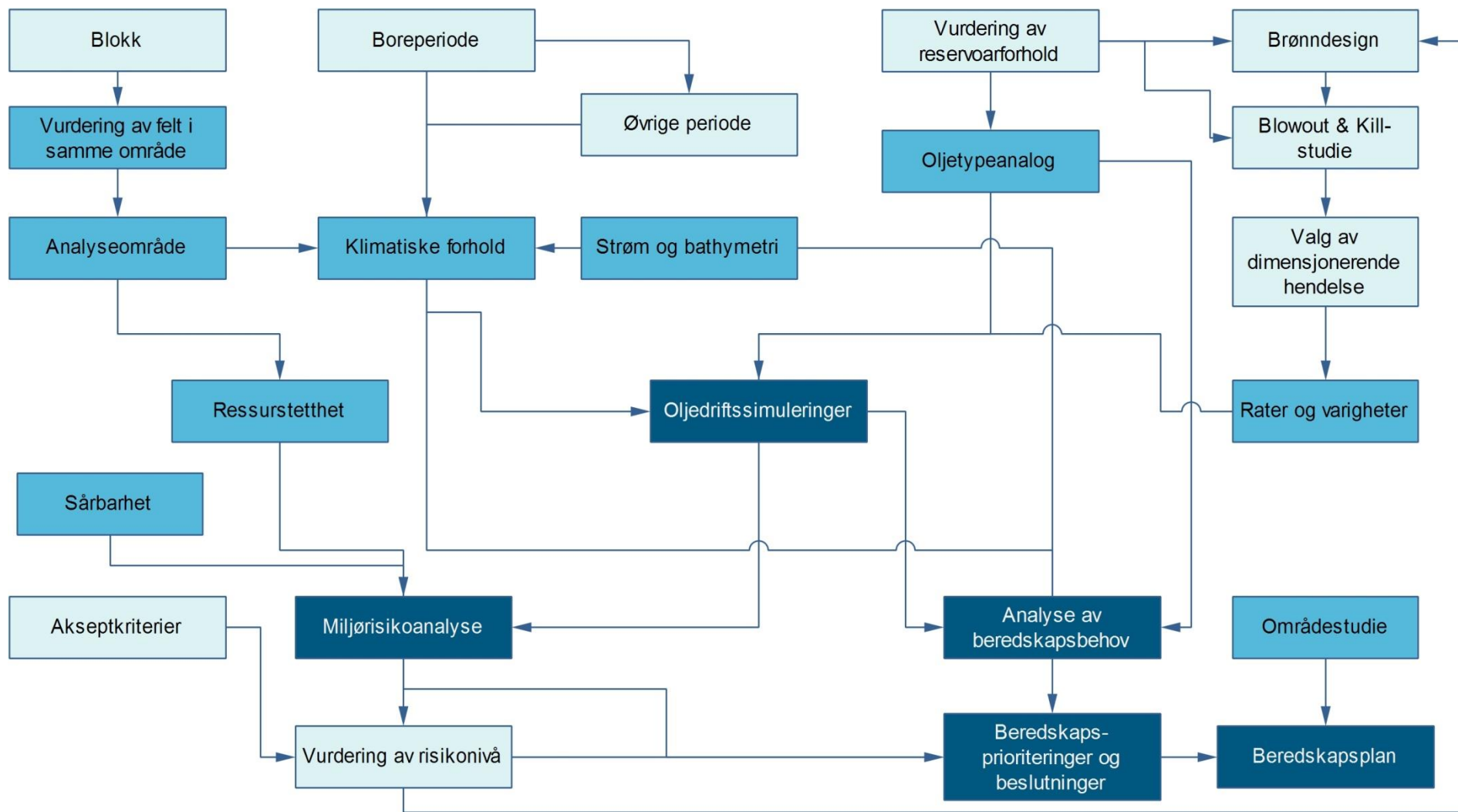
For å oppnå samme tetthet av simuleringer som andre analyser på norsk sokkel, er det benyttet 10 simuleringer pr. måned pr. år ved bruk av OSCAR i statistisk modus. Modellen velger da startdato for kjøringen hver tredje dag. For hver simulering er scenariet fulgt i 30 dager etter avsluttet varighet av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

Det er gjennomført totalt 117 452 simuleringer for overflate- og sjøbunnsutslipp i foreliggende analyse. Et slikt høyt antall simuleringer gjennomføres for å fange opp størst mulig variasjon i utfallsrom m.h.t. det som påvirker miljøkonsekvens og oljevernberedskap.

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

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

I oljedriftsberegninger for sjøbunnsutblåsninger skiller det mellom hendelser med restriksjon i BOP og åpen BOP. Dette gjøres fordi restriksjon i BOP vil gi økt innblanding av olje i vannmassene og mindre olje på overflaten.



Figur 5 Prosessen i studiet av potensielle miljøkonflikter og implementering av miljørisiko- og beredskapsanalyse i denne. En slik fullstendig miljørisikoanalyse er gjennomført for Kvalross.

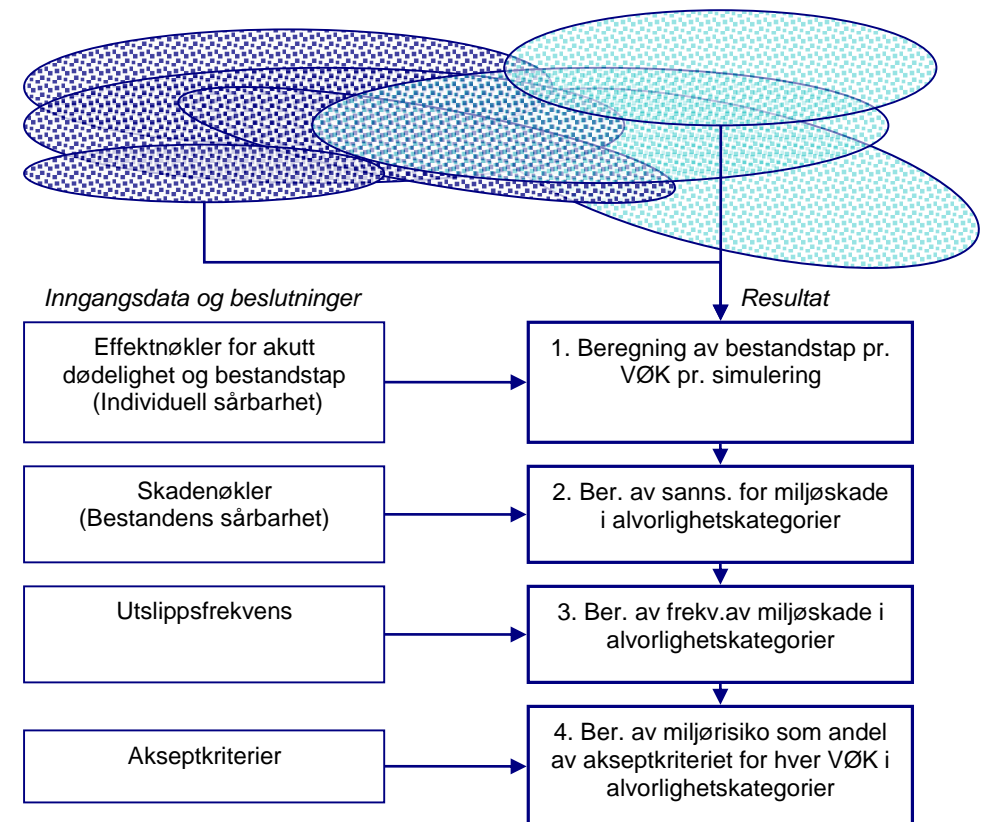
### 3.3 Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse

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

Skjematisk kan miljørisikoanalysen beskrives slik for de VØKene som er valgt ut (se Figur 6):

1. *Inngangsdata*: Oljedriftsanalyser med enkeltsimuleringer som inneholder oljemengder i kategorier (Tabell 16).
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 effektnøkklene (Tabell 16, Tabell 17 og Tabell 21) 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 21) og det beregnes en fordeling av sannsynlighet for skadens alvorlighetsgrad, beregnet på grunnlag av antallet simuleringer i hver bestandstapkategori og bidrag fra hver simulering til sannsynlighetsfordelingen blant konsekvenskategoriene. For kysthabitater gjøres trinn 3 og 4 samtidig ved bruk av en kombinert nøkkel.
5. Sannsynligheten i hver kategori multipliseres med sannsynligheten for hendelse (utslippsfrekvens) og gir frekvensen av miljøskade i hver alvorlighetskategori.
6. Ved sammenholdelse mot akseptkriteriene for hver av alvorlighetskategoriene, beregnes hvorvidt akseptkriteriene brytes.

Oljedriftsimuleringer med oljemengder i kategorier



Figur 6 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.

### 3.3.1 Sjøfugl og marine pattedyr

Effektnøkler for sjøfugl og marine pattedyr er gitt i Tabell 13 (Kapittel 10.2). De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 18. Sjøfugl har høy fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning og dermed høy sannsynlighet for å omkomme om de forurennes av olje. Det er imidlertid svært variabelt om fuglene blir eksponert for oljen, og de ulike artene har levesett og formeringsevne som gjør dem bestandsmessig sårbare i ulik grad. Disse forholdene er reflektert i effektnøkklene og sårbarhetstabellene (Tabell 19 og Tabell 20).

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.

Spesielt ved analyse av aktiviteter som går over perioder der ressursenes sårbarhet er i endring, er det viktig å benytte en periodisering som tar hensyn til dette, f.eks. månedsvis/sesongvis oppløsning i oljedrift, VØK-datasett og sårbarhetsinformasjon. Risikoen kan dermed beregnes for hver delperiode og etterpå summeres for hele aktivitetsperioden.

### 3.3.2 Kysthabitater

For kyst/strandhabitater er det utviklet en kombinert effekt- og skadenøkkel, vist i Tabell 21 (Kapittel 10.3). Metoden er i hovedtrekk den samme som for sjøfugl og sjøpattedyr, men trinnene 2 og 3 i Figur 6 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 21.
- 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.

### 3.3.3 Fisk

Beregningen av miljørisiko for fisk utføres etter metoden som beskrives i Norsk olje og gass sin veiledning (DNV, 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 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. Til dette trengs både informasjon om giftighet av olje på egg og larver, samt historisk-statistisk informasjon om gytebestandens utvikling for å kunne estimere en restitusjonstid etter oljepåvirkning. Det er i utgangspunktet kun en meget liten andel av en årsklasse som når gytemoden alder, og modellering av betydningen av små tapsandeler krever restitusjonsmodell og kunnskap om den enkelte art/gytebestand sin bestandsutvikling.

Det første trinnet består av en tapsanalyse, det andre trinnet av en vurdering av betydningen av det beregnede tapet på utviklingen av gytebestanden for enkelte arter. En ytterligere beskrivelse er gitt i kapittel 10.4. For andre arter vil det i mangel av dokumentert restitusjonsmodell bli benyttet den mer konservative tilnærmingen med overlappsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

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

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

### 3.3.4 Polarfronten

Sannsynligheten for at olje fra et større utilsiktet utslipp skal treffe polarfronten er analysert vha. oljedriftsstatistikken for et overflateutslipp med raten over vektet rate og varighet nærmest vektet varighet, samt et linjetema som viser polarfronten (etter Sakshaug, 1994).

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 en overlappsstudie er foretatt ved å vurdere hvilke intervaller av treffsannsynlighet det er i de områdene der polarfronten går. Polarfronten er en av faktorene som er med på å bestemme havisens utbredelse og iskantens beliggenhet, det vises derfor til overlappsanalysen for iskanten for en helhetsvurdering.

### 3.3.5 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.

Isen har gjerne maksimal 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 en MIRA-metode for iskanten, der samme definisjon benyttes (DNV-GL & Akvaplan-niva, 2014).

Imidlertid er det i senere tid blitt fremholdt at maksimal isutbredelse bør benyttes. Datasettet for maksimal isutbredelse i en 30-årsperiode er et linjetema. Datasettet har månedsoopløsning (<http://www.npolar.no/no/fakta/iskantsonen.html>). Disse dataene, fra Norsk Polarinstitutt, danner grunnlaget for foreliggende analyse.

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

### 3.3.6 Bjørnøya Naturreservat

Analysen av mengden emulsjon inn i naturreservatet (både overflateolje og olje i vannsøyle) er foretatt ved en geografisk (GIS-basert) analyse av hvilke scenarier (rate-varighetskombinasjoner) som gir olje inn i ruter som overlapper med naturreservatet. Resultatene er vist som kart og en tabell med oppsummeringsparametre for de aktuelle 10x10km rutene.

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.

## 3.4 Miljøsoner og miljøbeskrivelse

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

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



### 3.5 Beredskapsanalyse

Analysen er gjennomført i henhold til Statoil sin metode (Statoil, 2013), som er innen rammene av den oppdaterte veiledningen for miljørettet beredskapsanalyse (NOROG, 2013). Teknisk-operative forutsetninger for analysen er hentet fra NOFO sine planforutsetninger på [www.nof.no](http://www.nof.no), øvrige forutsetninger og oppdaterte datasett er hentet fra Statoil sitt arbeid (referanse over).

#### 3.5.1 Beregning av systembehov

For Kvalross er det foretatt en beregning av beredskapsbehov for å identifisere beredskapsløsninger som tilfredsstillende operatørens ytelseskrav.

Beregningen av systembehov for bekjempelse av oljeemulsjon tar utgangspunkt i en strategi som består av å bygge opp ulike barrierer mot den flytende oljen.

Et opptakssystem består av en lense for innringing av oljeemulsjon, tilpasset den aktuelle barrieren mht. holdekapasitet og en viss bølgetoleranse, og en oljeopptaker med en viss kapasitet pr. tidsenhet. Videre hører lagringskapasitet, fartøy(er) for utlegging og manøvrering, samt utstyr for deteksjon og monitorering av olje på havoverflaten til et fullt system.

Et NOFO-system for kjemisk dispergering omfatter utstyr for påføring av dispergeringsmiddel, samt et lager av dispergeringsmiddel om bord på fartøyet. Bekjempelse skjer ved påføring av dispergeringsmiddel fram til lageret er brukt opp, og operasjonen må deretter avbrytes inntil ytterligere dispergeringsmiddel er tilført. Det er også mulighet for påføring av dispergeringsmiddel fra fly, og dette må da returnere til flyplass for påfylling av dispergeringsmiddel når tankene om bord er tømte.

En barriere består av flere systemer, som til sammen har nominell (teoretisk) kapasitet til å håndtere emulsjonsmengden som tilflyter barrieren. Dens effektivitet er begrenset av værforhold som bølger, strøm og lystilgang, og dessuten av om oljen tilflyter barrieren i tilstrekkelig mengde. Emulsjonsmengde og effektivitet beskrives i de nedenstående avsnittene.

Fordi olje som flyter på overflaten brytes opp i mindre flak som spres, er oppsamlingen i åpent hav mest effektiv så nær kilden som mulig. Men,

emulsjonen må ha oppnådd en viss stabilitet for å kunne tas opp. Ved en utblåsning er det dessuten en sikkerhetsavstand rundt riggen pga. eksplosjonsfare. Man beregner derfor at opptaket i den første barrieren skjer på om lag 2 timer gammel olje.

I praksis (bl.a. av manøvreringshensyn) er det ikke mulig eller hensiktsmessig å lage en helt tett første barriere, og dette faktum tas hensyn til i beregningen av systembehovene i den neste barrieren, som også foretar opptak i åpent hav. Barriere 2 beregnes å ha lavere effektivitet enn Barriere 1 fordi oljefilmen i praksis er tynnere og kapasiteten til systemet ikke utnyttes i like stor grad. Dette tas hensyn til ved utregning av antallet systemer i Barriere 2.

Det gjøres videre en beregning av hvor mye olje som tilflyter kystsonen og strander. Oljens egenskaper mht. forvitring og emulsjonsdannelse under ulike klimatiske forhold er et viktig underlag for miljørettet beredskapsanalyse.

#### 3.5.2 Risikoreduksjon som følge av effekt av beredskap

For å synliggjøre hvordan konsekvensreducerende tiltak kan redusere miljørisiko har Akvaplan-niva, ved SensE, startet utvikling av en metode som kan benyttes for å tallfeste risikoreduksjon som følge av redusert oljemengde på hav (ReduSense).

Det er foretatt metodeutvikling for å se på relasjonen mellom en ratereduksjon og effekt på fordeling av skadeutslag i konsekvenskategoriene. Ratereduksjon sees her som illustrerende for opptak av olje daglig gjennom en utblåsning med en viss varighet. Da det er gjennomført oljedriftssimuleringer for ulike rater i analysen, med påfølgende MIRA-beregninger, ble det valgt å ta utgangspunkt i disse.

Resultatene fra MIRA-analysen over antallet simuleringer som gav utslag i de forskjellige bestandstapkategoriene, og dermed også utslag i konsekvenskategoriene, ble brukt for overflateutslippene, alle rater og med 15 dagers varighet, slik at det kun er raten som skiller scenariene. Resultatet av analysen er vist og ytterligere forklart i avsnitt 7.9.



## 4 Miljøbeskrivelse

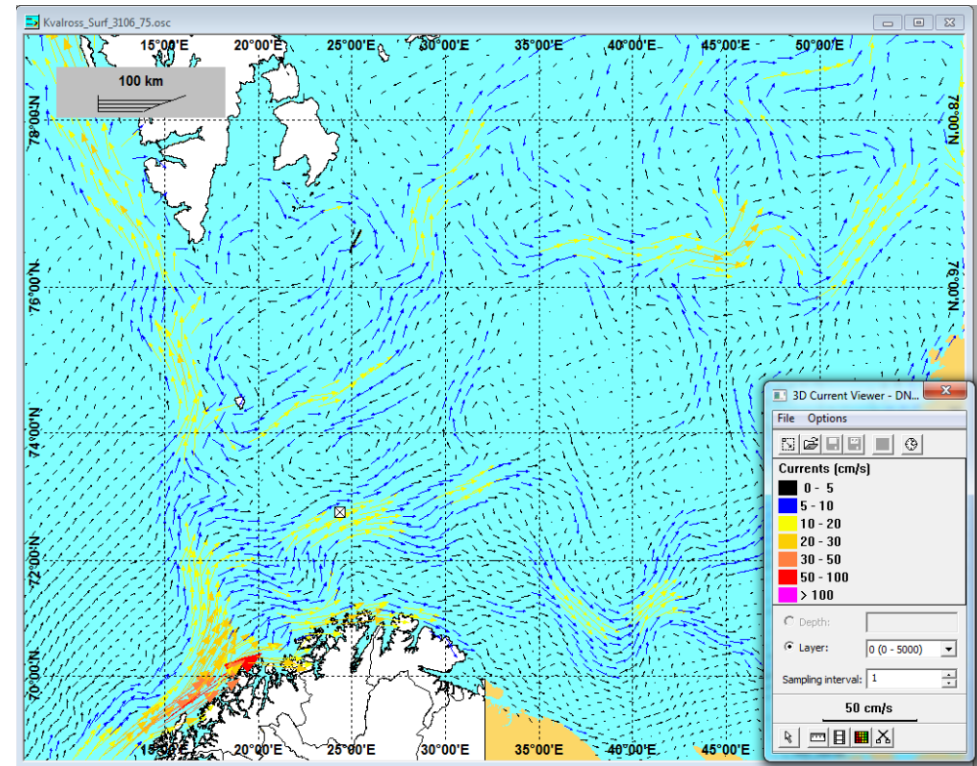
Posisjonen til Kvalross tilsier at influensområdet vil ligge i Barentshavet. Beskrivelsen av miljøforhold gis med dette som bakgrunn.

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](http://www.imr.no)).

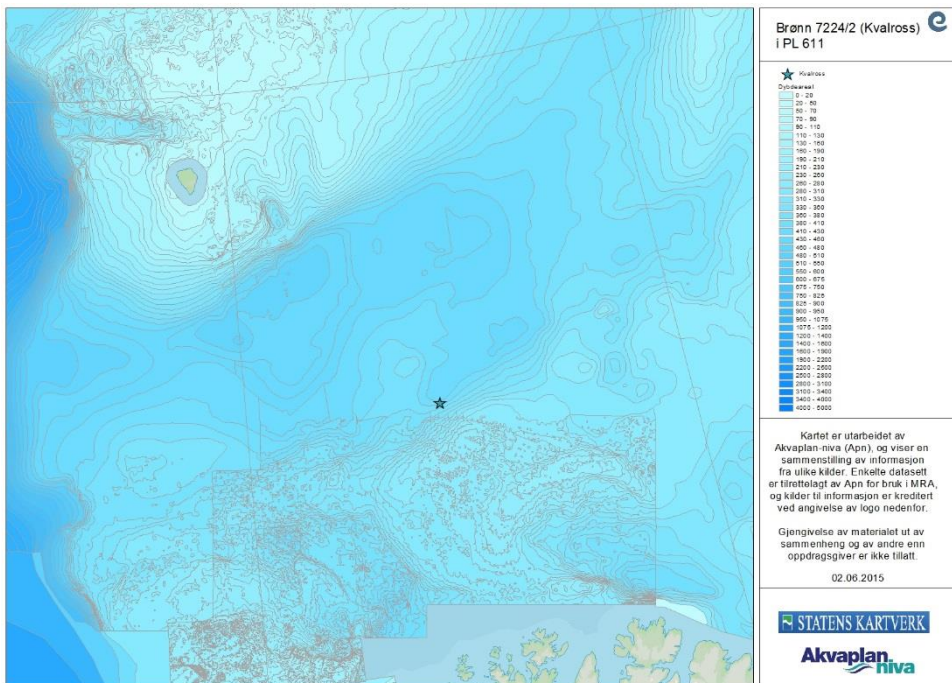
### 4.1 Strømforhold og frontsystemer

Strømssystemene i Barentshavet er styrt av bunntopografien. Strømmens hastighet og retning er viktig for den evig foranderlige iskanten og driften av overflateis i Barentshavet, og også oljens drift. Figur 7 viser dominerende strømforhold ved lokasjonen, mens Figur 8 viser batymetrien som definerer strømmene og polarfronten.

De dominerende strømmene ved lokasjonen viser at ved en evt. utblåsning vil oljen, i hovedsak, drive i øst-nordøstlig retning, avhengig av vindforholdene gjennom utslippets forløp.



Figur 7 Strømforhold rundt lokasjonen.



Figur 8 Batymetrien i Barentshavet.

## 4.2 Polarfronten

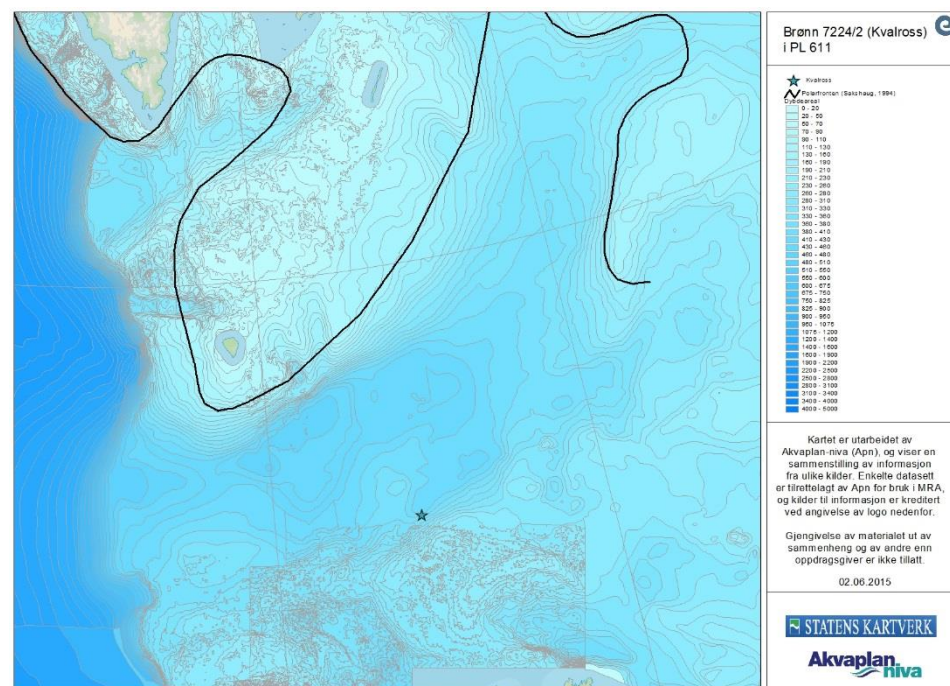
Nordøst av Bjørnøya dannes polarfronten der det varmere atlantiske vannet møter det kaldere polare vannet langs de batymetriske konturene, fra nordvest av Spitsbergen mot Bjørnøya, videre rundt Bjørnøya og nordøstover (se Figur 8). Polarfronten er dynamisk og fluktuerende, men følger i hovedsak konturene 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 dypt 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 bunnfauna.

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 9.



Figur 9 Lokalisering av Polarfronten (sort linje). Etter Sakshaug (1994).



## 4.3 Sjøis og iskant

### 4.3.1 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 istjeneste:

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

Generelt er den sydligste (og største) utbredelsen av sjøis i 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 10, Figur 11). Definisjonen av iskant er videre utførlig beskrevet i rapporten fra arbeidet med utvikling av MIRA-metodikken for iskanten (DNV-GL og Akvaplan-niva, 2014).

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



Figur 10 Sjøis mellom Bjørnøya og Svalbard. Foto: Geir Morten Skeie.



Figur 11 Sjøis mellom Svalbard og Grønland. Foto: Geir Morten Skeie.

### 4.3.2 Avstander til iskanten

Avstanden fra lokasjonen til nærmeste del av iskantens maksimale utbredelse er gitt måned for måned i Tabell 10.

### 4.3.3 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 næringssøk. 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 loddas er den eneste arten som kan utnytte den høye produksjonen langs iskanten. Gjennom loddas rolle som nøkkelart og påvirkning på bestandene av sild og torsk, er det gjennom loddas 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, vanndyp og avstand til iskanten. Iskanten er også viktig for sjøfugl som lomvi, alkekonge, terner og arktiske måkearter.

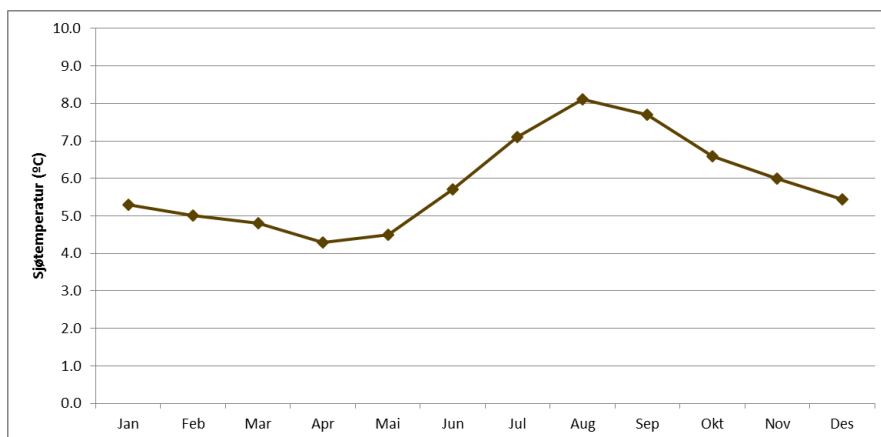
## 4.4 Klimatiske forhold

### 4.4.1 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 Kvalross 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 12.

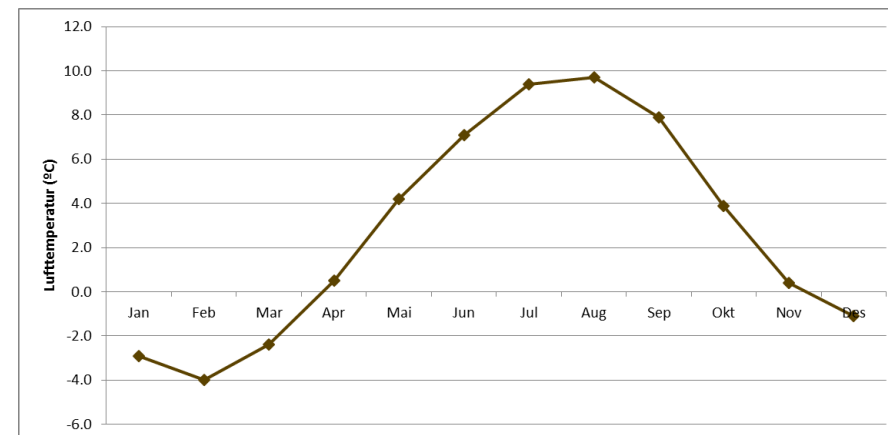


Figur 12 Gjennomsnittlig sjøtemperatur ved nærmeste ROMS modellpunkt (Met.no).

### 4.4.2 Lufttemperatur

Lufttemperatur har i denne sammenheng størst betydning for operasjonelle forhold ved oljevernaksjoner.

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

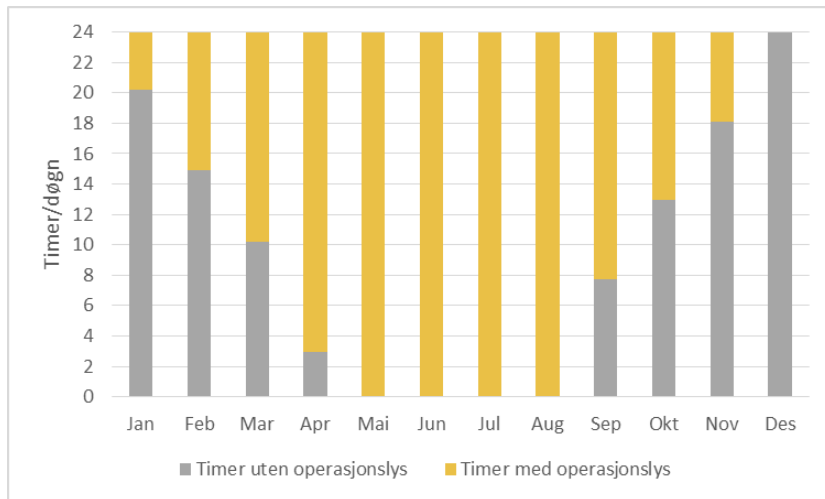


Figur 13 Gjennomsnittlig lufttemperatur for hver måned (data fra eklime.no).

#### 4.4.3 Lysforhold

I oljevernssammenheng benyttes begrepet ”Operasjonslys”, som inkluderer den del av døgnet hvor solen er over horisonten (”Dagslys”) eller mindre enn 6 ° under horisonten (”Borgerlig tussmørke”). Under slike forhold kan aktiviteter utendørs, inkludert oljevernaksjoner, foregå uten tilførsel av kunstig lys.

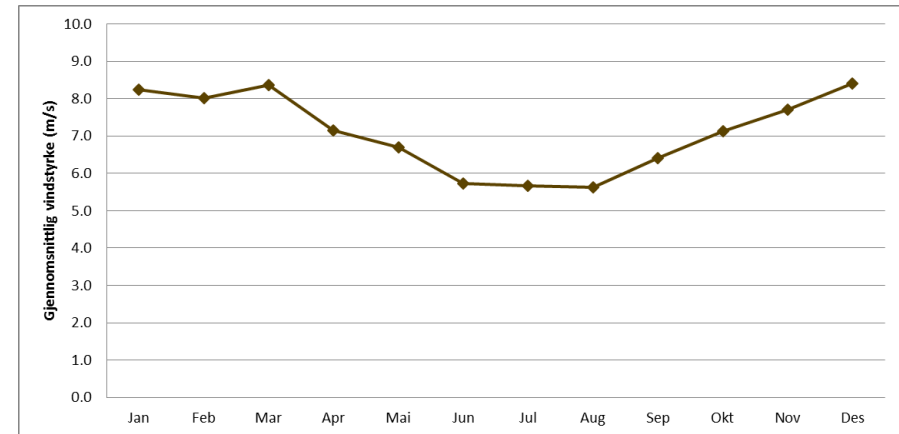
I analyseperioden er lystilgangen varierende, fra ingen timer med operasjonslys i desember til 24 timer i mai til august (Figur 14).



Figur 14 Lysforhold i området gjennom året ved 72.30° N.

#### 4.4.4 Vindforhold

For den planlagte boreperioden varierer vindforholdene innen analyseområdet, både mht. vindstyrker og dominerende vindretning. Det finnes ingen offshore målestasjoner for vind i området. Vindbildet er derfor valgt representert av målinger ved Slettnes fyr (Figur 15).



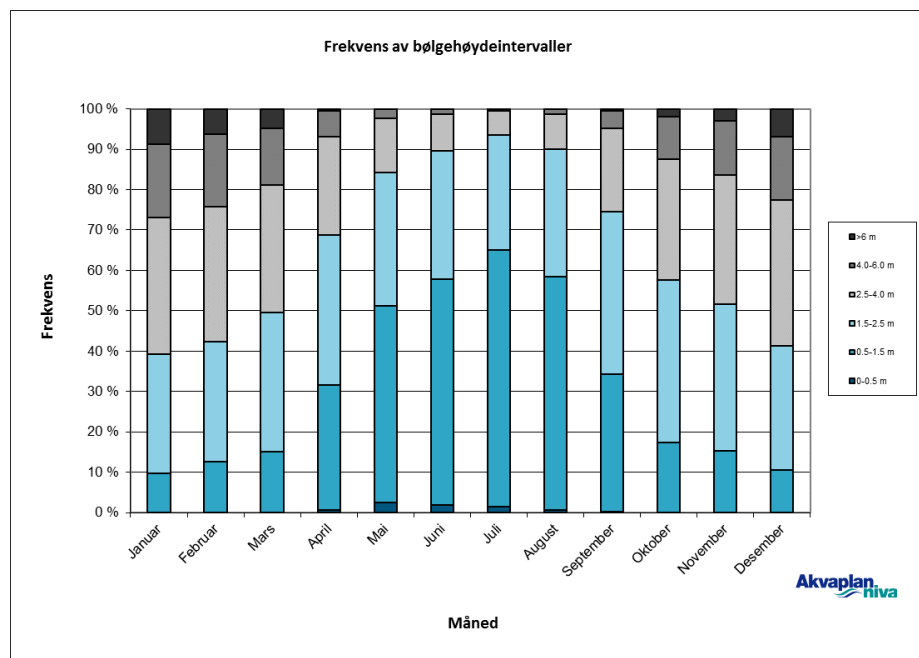
Figur 15 Gjennomsnittlig vindstyrke ved Slettnes (data fra klima.no).



#### 4.4.5 Bølgeforhold

Meteorologisk Institutt har gjennomført modellering av bølgehøyder for utvalgte punkter på norsk sokkel (Met.no, 2013). Det punktet som ligger nærmest borelokasjonen er nr. 634, 40 km sørøst for Kvalross.

Frekvensfordelingen av ulike bølgehøyder over året er vist i Figur 16. Som det fremgår av figuren er det en relativt høy tidsandel med høye bølger i første halvdel av analyseperioden.



Figur 16 Frekvensfordeling av bølgehøyder ved punkt 634.

#### 4.4.6 Vind, bølger og effektivitet

Vind og bølger har stor påvirkning på effektiviteten av oljeverntiltak.

Det benyttes ulike enheter og begreper innen angivelse av vind og bølger. For å lette tilgjengeligheten og lesbarheten av informasjonen i denne analysen er det laget en oversiktstabell som viser sammenhengen mellom vind, bølger og effektivitet, med en fargekoding som er benyttet konsistent gjennom rapporten.

Intervallene for signifikant bølgehøyde baseres på Beauforts skala og inndelingen til World Meteorological Organisation, modifisert noe for å ivareta mindre forskjeller mellom disse inndelingene.

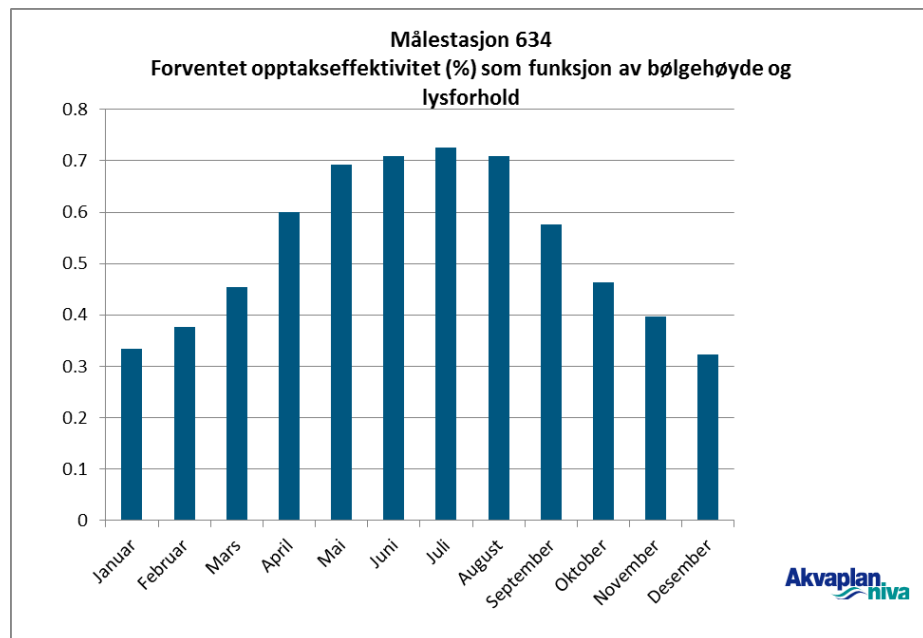
I angivelsen av effektivitet er det valgt en noe konservativ tilnærming, som en tilpasning til intervallene i vindstyrke og bølgehøyde. Dette gjelder spesielt de to høyeste intervallene av vindstyrke (mellomgrå og mørk grå farge, Tabell 4).

Tabell 4 Sammenheng mellom vindstyrke, bølgehøyder og effektivitet av oljevernssystemer.

Vindstyrkeintervall (m/s)	Signifikant bølgehøydeintervall (m)	Effektivitetsintervall NOFO-system (% av full kapasitet)	Effektivitetsintervall Kystverk-system (% av full kapasitet)
0-5.5	<0.6	>80	>80
5.5-8.0	0.6-1.5	70-80	60-80
8.0-10.8	1.5-2.5	60-70	50-60
10.8-15	2.5-4	50-60	0
15-20	4-6	0	0
>20	>6	0	0

#### 4.4.7 Forventet systemeffektivitet

Basert på bølgeførholdene ved stasjon 634 og forutsetninger som tidligere diskutert vil forventet gjennomsnittlig systemeffektivitet for NOFOs oljevernssystemer være ca. 49 % for analyseperioden november-juni.



Figur 17 Forventet effektivitet av NOFOs havgående oljevernssystemer, som en funksjon av bølgehøyder og lysforhold ved lokasjonen.

#### 4.5 Sårbarhetsperioder

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

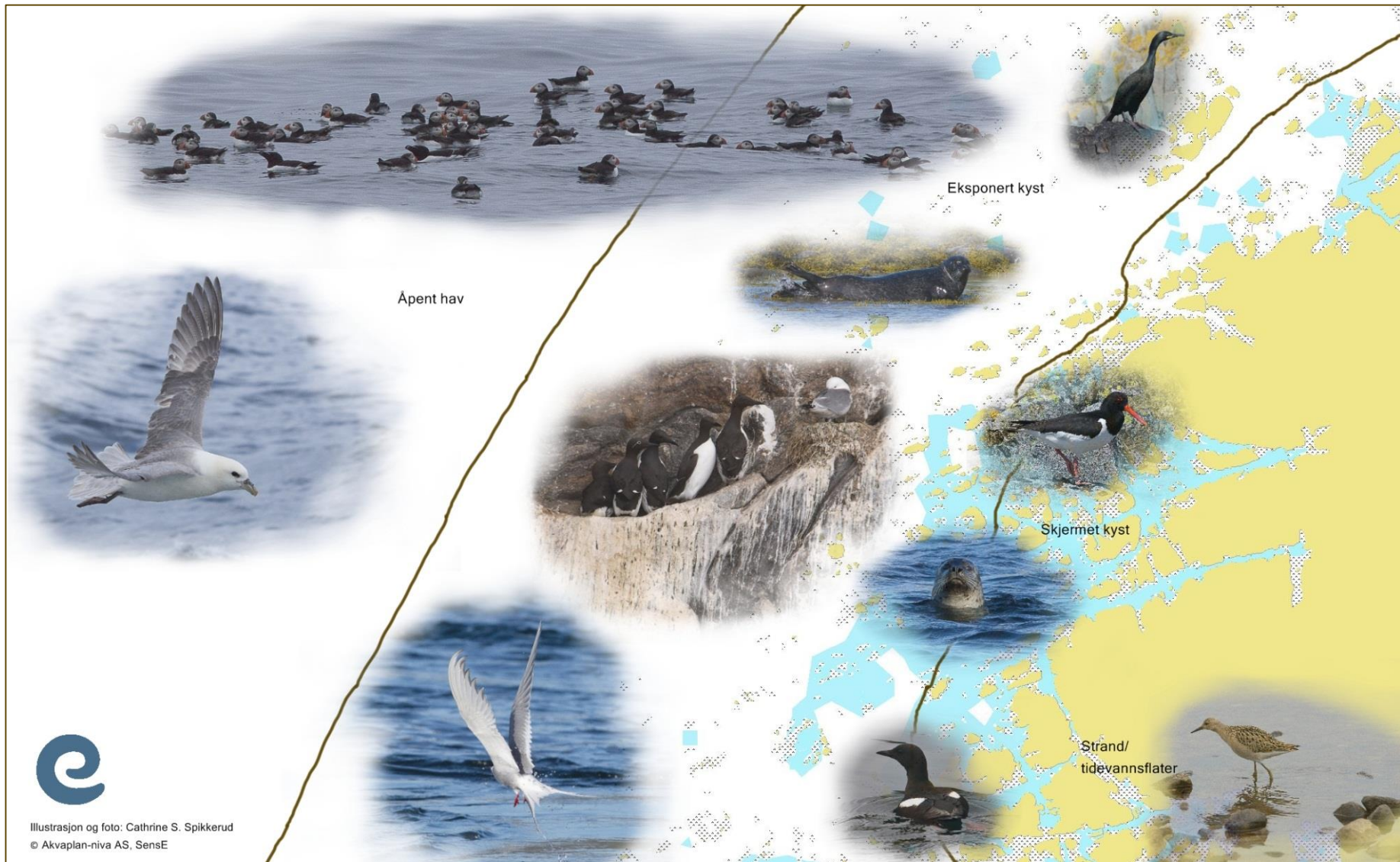
Tabell 5 viser sårbarhetsperioder og -gradering for ulike naturressurser, samt en grovinndeling i hvor artene kan påtreffes.

#### 4.6 Miljøsoner

Figur 18 viser eksempler på fordeling av ulike miljøressurser i soner aktuelle for beredskapen.

Tabell 5 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	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							



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

## 4.7 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 kystsoner, strandsone eller i åpent hav i den gjeldende sesongen. Analyseperioden er november tom. juni, som dekker overvintring, vartrekk og hekking.

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 tilgjengelige datasett for i SEAPOP er analysert for denne brønnen. For kystnær tilstedeværelse av sjøfugl har Akvaplan-niva fått tilgang til SEAPOP-databasen i MS Access-format. Disse datasettene inkluderer funksjonsområder, som varierer innen de enkelte artsgrupper. Datasettene tar også hensyn til at store deler av norsk bestand oppholder seg utenfor norske områder vinterstid, med tilhørende lave bestandsandeler. Sesonginndelingen er derfor noe forskjellig fra art til art (Geir Systad, NINA, *pers medd.*).

Data som viser sjøfugl i åpent hav er delt inn i tre sesonger: Sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vinter (november-mars). For sjøfugl i åpent hav er dermed datasettene for sommer og vinter benyttet.

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

<http://www.senseweb.no/content/303/MRABA-Kvalross>

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

### 4.7.1 Pelagiske dykkere

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

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 kropper, og fuglene bruker mye energi ved flyving. De har et stort energiforbruk med liten evne til lagring og må hele tiden jakte på næring. Kroppsbygningen gjør dem derimot til gode dykkere, da de korte vingene gir god manøvreringsevne når de fanger fisk i de frie vannmassene (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008).

De pelagiske dykkerne følger vandringerne til byttedyrene. I dårlige år må de kunne finne alternativ føde eller oppsøke nye områder. Dette gjør at variasjonen i lokaliseringen av pelagisk dykkende sjøfugl er stor, og individene kan være spredt over store avstander eller konsentrert i små områder. Dette gir en stor variasjon og uforutsigbarhet i sannsynlighet for treff ved et oljeutslipp, samtidig som artene er svært fysiologisk sårbare. Alkefuglene bytter flyvefjær (myter) på sjøen, de er da ikke flyvedyktige og spesielt sårbare for oljeforurensning.





Figur 19 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 omtales (røddlistestatus i parentes) (Kålås *et al.*, 2010):

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

Det er gjennomført miljørisikoanalyse for alle alkefuglartene i åpent hav. Flere av artene, slik som alke (Figur 20), lunde (Figur 21) og lomvi (Figur 22), 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.

Fom. mars måned er alkefuglene tilstede i hekkekoloniene i ytre kystzone. 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/303/MRABA-Kvalross>



Figur 20 Alke hekker både i ur og direkte på fjellhyller (Foto: Cathrine Stephansen).





Figur 21 Lunde i næringsøk på havet (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 22 Lomvi i flukt (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.7.2 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 25).

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. De stuper 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 også foreligger datasett over tilstedeværelse i åpent hav, er:

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

Alle disse artene hekker langs Finnmarkskysten, krykkje og havhest hekker også på Bjørnøya, Hopen og på Svalbard. I 2011, 2012 og 2013 ble det observert hekkende havsule på Bjørnøya.

Havsule (Figur 23), krykkje (Figur 24) og havhest (Figur 25) 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), som tildels sammenfaller med analyseperioden.

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)
- Stormsvale (*Oceanodroma leucorhoa*) (Rødliste: NT)

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

Havsvale og stormsvale er ikke tilstede i analyseområdet. Sabinemåke er tilstede i analyseområdet i mai-august.

Alle kart for samtlige analyserte arter vises på:

<http://www.senseweb.no/content/303/MRABA-Kvalross>



Figur 23 Havsvale med unge (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 24 Krykkje er rødlistet (EN) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 25 Havhest (også rødlistet, NT) kan samles i store antall på sjøen. Her tiltrukket av et fiskefartøy (Bleiksdjupet) (Foto: Cathrine Stephansen).

### 4.7.3 Kystbundne dykkere

Kystbundne dykkende sjøfugl har mange likhetstrekk med pelagisk dykkende sjøfugl, bortsett fra at kystbundne dykkere finnes i kystnære områder og inne i fjordarmer. Arter som tilhører denne gruppen vandrer over relativt små områder, med et næringsøk på 10 km ut fra hekkeplassen.

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/303/MRABA-Kvalross>

- Bergand (*Aythya marila*) (B) (Rødliste: VU)
- Brilleand (*Melanitta perspicillata*)
- Dvergdykker (*Tachybaptus ruficollis*) (F) (Rødliste: NT)
- Gråhegre (*Ardea cinerea*) (F)
- Gråstrupedykker (*Podiceps grisegena*) (F)
- Gulneblom (*Gavia adamsii*) (F) (Rødliste: NT)
- Havelle (*Clangula hyemalis*) (B)
- Hornedykker (*Podiceps auritus*) (F)
- Islom (*Gavia immer*) (F)
- Kvinand (*Bucephala clangula*) (B)
- Laksand (*Mergus merganser*) (F)
- Lappfiskand (*Mergellus albellus*)
- Praktærfugl (*Somateria spectabilis*) (B)



- Siland (*Mergus serrator*) (F)
- Sjørørre (*Melanitta fusca*) (B) (Rødliste: NT)
- Smålom (*Gavia stellata*) (F)
- Stellerand (*Polysticta stelleri*) (B) (Rødliste: VU)
- Storlom (*Gavia arctica*) (F) (Rødliste: NT)
- Storskarv (*Phalacrocorax carbo*) (F)
- Svartand (*Melanitta nigra*) (B) (Rødliste: NT)
- Teist (*Cepphus grylle*) (F) (Rødliste: VU)
- Toppand (*Aythya fuligula*) (B)
- Toppdykker (*Podiceps cristatus*) (F) (Rødliste: NT)
- Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) (F)
- Ærfugl (*Somateria mollissima*) (B)

Enkelte av ande-, lom- og dykkerartene hekker innlands og trekker til åpent vann ved kysten for myting eller næringssøk utenom hekketiden (Figur 29). I deler av analyseperioden kan derfor også disse artene være utsatt for oljesøl i kystsonen, men miljørisiko for disse artene vil variere svært gjennom året.

For bergand, brilleand og lappfiskeand foreligger det ikke datasett i SEAPOP (2015). Alle øvrige arter er i datasettet angitt å kunne være til stede i deler av eller gjennom hele året. Antallet ruter varierer.

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) (Rødliste: CR, D1)
- Dvergsvane (*Cygnus colombianus*) (Ikke rødlistet)
- Gravand (*Tadorna tadorna*) (He) (Ikke rødlistet)
- Grågås (*Anser anser*) (He) (Ikke rødlistet)
- Hvitkinngås (*Branta leucopsis*) (He) (Ikke rødlistet)
- Islandsand (*Bucephala islandica*) (Ikke rødlistet)
- Kanadagås (*Branta canadensis*) (He) (Svartlistet, fremmed i norsk fauna)

- Knoppsvane (*Cygnus olor*) (He) (Ikke rødlistet)
- Kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Krikkand (*Anas crecca*) (He) (Ikke rødlistet)
- Ringgås (*Branta bernicla*) (He) (Ikke rødlistet)
- Sangsvane (*Cygnus cygnus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Skjeand (*Anas clypeata*) (He) (Rødliste: NT)
- Snadderand (*Anas strepera*) (He) (Rødliste: NT)
- Stjertand (*Anas acuta*) (He) (Rødliste: NT)
- Stokkand (*Anas platyrhynchos*) (He) (Ikke rødlistet)
- Stripegås (*Anser inducus*) (He) (Svartlistet, fremmed i norsk fauna)
- Sædgås (*Anser fabalis*) (He) (Rødliste: VU, D1)
- Taffeland (*Athya 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. Miljørisikoanalysen er foretatt for samtlige arter for alle månedene i analyseperioden.

Kanadagås og stripegås er fremmede i norsk fauna og ikke regnet som en VØK. For disse er det ikke datasett i SEAPOP. Dette gjelder også islandsand, knekkand, krikkand, skjeand og snadderand.

Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/303/MRABA-Kvalross>



Figur 26 Skarv benytter klipper og svaberg nær sjøen til sitteplass (her toppskarv) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 28 Ærfugl er svært utsatt ved oljesøl i kystsonen (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 27 Teist er en kystbunden alkefugl på norsk rødliste (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 29 Storlom i sjø. Arten er en av dem som overvintrer ved sjøen (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.7.4 Kystbundne overflatebeitende

Kystbundne overflatebeitende sjøfugl finnes i kystnære områder og inne i fjordarmer. Gruppen er den dominerende gruppen av sjøfugl i Nordsjøen og Skagerrak (Gasbjerg *et al.*, 2011). Arter som tilhører denne gruppen vandrer over middels store områder, med et næringssøk 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, eller halvdøde, tilsølte sjøfugl som byttedyr. Gruppen er derimot mindre utsatt for varmetap, da de i større grad har mulighet til å finne næring på land (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008).

Svartbak og gråmåke regnes av NINA som kystbundne overflatebeitende arter, men har også datasett for forekomster i åpent hav. I risikoanalysene fremkommer disse artene derfor i begge kategorier, fordi artens vide næringssøk medfører at den kan påtreffes langt fra land, noe som er relevant i oljesammenheng. I ressursbeskrivelsen for sjøfugl er de omtalt sammen med de kystbundne overflatebeitende sjøfuglene, i tråd med NINAs inndeling.

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

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

De øvrige overflatebeitende artene som er kystbundne:

- Dvergmåke (*Larus minutus*) (O)
- Fjelljo (*Stercorarius longicaudus*) (O) (Rødliste: VU, Svalbard)
- Grønlandsmåke (*Larus glaucoides*) (O) (Ikke rødlistet)
- Hettemåke (*Chroicocephalus ridibundus*) (O) (Rødliste: NT)
- Ismåke (*Pagophila eburnea*) (O) (Rødliste: VU, D1, Svalbard)
- Polarjo (*Stercorarius pomarinus*) (O) (Ikke rødlistet)

- Sildemåke (*Larus fuscus*) (H) (Ikke rødlistet)
- Storjo (*Stercorarius skua*) (O) (Ikke rødlistet)
- Tyvjo (*Stercorarius parasiticus*) (O) (Rødliste: NT)

Sildemåke og fiskemåke er tilstede i analyseområdet sommerstid (ref. SEAPOPs kystnære datasett), mens gråmåke og svartbak er tilstede ved kysten hele året. Tyvjo, storjo og polarjo er tilstede i deler av året. Ismåke er tilstede i hekkeseongen.

Fjelljo er ikke tilstede i dette analyseområdet. Dvergmåke, grønlandsmåke og hettemåke har ikke månedsfordelt tilstedeværelse i noen måned iht. datasett. Datasettene for disse tre artene er også fjernet i 2015-utgaven.

Ternene er gruppert som kystbundne fiskespisende arter etter SEAPOPs inndeling, men tatt med under kystbundne overflatebeitende i beskrivelsen relevant for oljeforurensning. Dette fordi deres 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 til tede i hekkeperioden, som for begge terneartene er mai til juni/juli.

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

Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/303/MRABA-Kvalross>





*Figur 30 Overflatebeitende sjøfugl tilbringer mindre tid på sjøoverflaten og er mindre sårbare for oljeforurensning enn dykkende (rødnebbterne) (Foto: Cathrine Stephansen).*



*Figur 31 Svartbak (Foto: Cathrine Stephansen).*



*Figur 32 Gråmåke (Foto: Cathrine Stephansen).*



*Figur 33 Fiskemåke (Foto: Cathrine Stephansen).*

#### 4.7.5 Marint tilknyttede vadere

Marint tilknyttede vadere regnes som mindre akutt sårbare overfor oljeforurensning enn arter som tilbringer mer tid på sjøen. Derimot har det vært rapportert at de kan være mer utsatt for olje som blir liggende igjen i miljøet etter strandpåslog. 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](http://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 i analyseperioden av alle de ovennevnte i analyseområdet. Spesielt er Ramsar våtmarksområder viktige for vadefugl.

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 (Figur 35, øverst og nederst). Kart over artenes utbredelse finnes på;

<http://www.senseweb.no/content/303/MRABA-Kvalross>



Figur 34 Marint tilknyttede vadere er utsatt for oljeforurensning på strand. Rødstilk (Foto: Cathrine Stephansen).





Figur 35 Tangbelter som blottlegges på lavvann er spesielt viktige for vadere. Fjæreplytt øverst, polarsniper nederst (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.8 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 ottere. Sistnevnte kan ha en fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning som likner fuglenes.

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. Men, i kaldt klima, som i Barentshavet, kan oljen forventes å være mindre forvitret enn i mer tempererte områder. Det kan derfor påregnes at voksen sel som påtreffer mindre forvitret olje kan eksponeres for mer giftige komponenter, bl.a. ved kontakt med øyne, luftveier, hud og oralt inntak. Generelt er det ikke registrert unntakelsesatferd overfor olje.

Hvalene regnes som lite sårbare overfor oljeforurensning, men nyere informasjon om bl.a. oljeskader på delfiner etter Deep Water Horizon-hendelsen tyder på at denne oppfatningen kan måtte endres. Flere arter av hval migrerer gjennom området og bruker det svært produktive området langs iskanten til næringsøk i sommerhalvåret. Disse artene kan vandre globalt. Flere arter er rødlistet (Swenson *et al.*, 2010).

I et nylig ferdigstilt prosjekt (DNV-GL & Akvaplan-niva, 2014) har involverte ekspertgrupper anbefalt høyere sårbarhetsverdier for en rekke arter av marine pattedyr, deriblant steinkobbepopulasjonen 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.

Nedenfor gis en kortfattet beskrivelse av artene som er potensielt utsatt for oljeforurensning gitt et større utilsiktet utslipp fra Kvalross.

Utbredelseskart finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/303/MRABA-Kvalross>

Tabell 6 Månedvis sårbarhet for de marine pattedyrartene havert, steinkobbe og oter.

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

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

Haverten er utbredt langs deler av Finnmarkskysten. Analyseperioden (november til juni) sammenfaller med deler av kasteperioden (september til desember) og hårfellingsperioden (februar til mars). I kaste- og hårfellingsperioden 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/303/MRABA-Kvalross>.

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



Figur 36 Havert (Foto: Cathrine Stephansen).



#### 4.8.2 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 2010 på fastlandet, men ikke på Svalbard (Swenson *et al.*, 2010). Bestanden på Svalbard er liten og endemisk, og er dermed tildelt en høyere sårbarhet etter en vurdering av NP 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 nødig i vannet og sårbarheten er noe høyere. Eventuelle konflikter med steinkobben kan først og fremst ventes om sommeren/høsten, dvs. primært utenfor analyseperioden.

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/303/MRABA-Kvalross>



Figur 37 Steinkobber fotografert i kasteperioden; viser samling av mange dyr som øker sårbarheten overfor oljeforurensning (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.8.3 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 fersk 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 på massiv is. Begge bestandene migrerer gjennom året til isområdene mellom Svalbard og Novaja Zemlja der dyrene benytter områder med 40-70 % istetthet til beiteområder i perioden mai til oktober-november. De trekker deretter tilbake til sine respektive kasteområder (desember-januar). Grønlandssel er flokkdyr også utenom kasting og hårfelling, og kan danne store kolonier/flokker på mer enn 1000 dyr hele året. Grønlandssel er ikke på rødlisten.

Observasjonsdata for grønlandssel er tilgjengelig på Norsk Polarinstitutt sin karttjeneste: <http://svalbardkartet.npolar.no/>.

#### 4.8.4 Ringsel (*Phoca hispida*)

For ringsel er det antatt en lignende 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 i mars-april.

Ringselene på Svalbard oppholder seg som regel inne i fjordene til de er ferdige med hårfellingen i juni-juli. Deretter forlater de fleste dyrene fjordområdene og spres over store områder. Noen drar langt til havs, mens andre trekker opp mot iskanten i nord. Utenom 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. Det foreligger ingen kunnskap om unnavikelsesatferd overfor oljeforurensning. Bestandsutviklingen hos ringsel er ukjent, den er ikke rødlistet.

Det er ikke registrert observasjoner av ringsel i området ved lokasjonen på Norsk Polarinstitutt sin karttjeneste: <http://svalbardkartet.npolar.no/>. Konfliktpotensialet ifm. den planlagte boringen av Kvalross antas å være meget begrenset. Det er ikke gjennomført overlappsanalyse for ringsel.

#### 4.8.5 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/>.

Konfliktpotensialet ifm. den planlagte boringen av Kvalross antas å være meget begrenset. Det er ikke gjennomført overlappsanalyse for klappmyss.

#### 4.8.6 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/>).

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 å ligge flere individer sammen i hårfellingen, men storkobbe er stort sett solitær ellers i året. Det foreligger ingen kunnskap om unnavikelsesatferd. 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).

Det er gjennomført en overlappsanalyse mellom influensområdet for aktiviteten og områder med isdekke og leveområder for storkobbe i analyseperioden. Det forventes at enkeltindivider kan berøres av olje ved et eventuelt utslipp.

#### 4.8.7 Hvalross (*Odobenus rosmarus*)

Det finnes liggeplasser for hvalross mange steder rundt Svalbard. De nærmeste til lokaliteten ligger på sørspissen av Spitsbergen og i områdene sør for Edgeøya (<http://www.npolar.no/no/arter/hvalross.html>). Her kan det være en høy tetthet av hvalross. Arten er oppført som sårbar på rødlisten for Svalbard, men bestanden er i følge [www.npolar.no](http://www.npolar.no) 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. Arten har ikke pels, men et godt spekklag med spredt hårvekst. Spekklaget varierer med næringsstatusen gjennom årssyklusen, som hos selene. Da arten ikke har pels regnes ikke ødeleggelse av termoregulerende egenskaper som en problemstilling. Derimot er det ikke kjent om arten er mer utsatt for skader pga. direkte hudkontakt med olje. Som for andre arter foreligger ikke kunnskap om 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 Polarinstittutt i "verdivurderingsprosjektet" (Spikkerud *et al.*, 2013) at det ikke er funnet grunnlag for månedsvise ulikheter i inndeling av sårbarheten for hvalross.

Det er gjennomført en overlappsanalyse mellom influensområdet for aktiviteten i analyseperioden og hvalrossens liggeplasser.



Figur 38 Hvalrossen er, til tross for svakt stigende antall, oppført som sårbar på rødlisten (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.8.8 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 næringstilgang. 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. Konfliktpotensialet med isbjørn for den planlagte boringen antas derfor å være meget begrenset. Det er derfor ikke gjennomført noen overlappsanalyse for isbjørn.



Figur 39 Områder nær iskant, med en viss dekningsgrad av havis, er spesielt viktige som jaktområder for isbjørn (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.8.9 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. Bestandsestimatene for oter er basert på fallvilt databasen, som i hovedsak omfatter påkjørte dyr (Jiska van Dijk, *pers. medd.*, 2011), og er slik sett usikre.

Kvalross` influensområde omfatter i begrenset grad norskekysten (fastlandet), hvor oteren primært har tilhold. Det er derfor ikke gjennomført noen overlappsanalyse for oter.



Figur 40 Oteren (*Lutra lutra*) har høy individuell sårbarhet for oljeforurensning hele året. Arten er svært territoriell og finnes derfor spredt i leveområdene (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.8.10 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 næringssøk 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 Mexicogulften 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](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)

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.

Det er gitt en artsbeskrivelse på bakgrunn av kvalitativ utbredelsesinformasjon og foretatt en vurdering av potensiell overlapp, i tid og rom, mellom områdene som er ansett som viktige for de ulike artene og influensområdet/boreperioden for Kvalross (raten over vektet rate og 15 dagers varighet).

##### 4.8.10.1 Bardehvaler

###### 4.8.10.1.1 Vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*)

Vågehvalen er den minste av bardehvalene. Arten er hovedsakelig tilknyttet sokkelområder, men den går også over dypt vann og opp til iskanten. 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> er det registrert observasjoner av vågehval i hele Barentshavet, tettest vest av Bjørnøya og Svalbard, som identifisert av HI.

###### 4.8.10.1.2 Seihval (*Balaenoptera borealis*)

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

###### 4.8.10.1.3 Finnhval (*Balaenoptera physalus*)

Finnhval finnes i norske farvann i mai tom. juli. Arten er rasktsvømmende 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. Finnhvalen finnes ofte 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 finnhval i mai-juli.

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

Finnhval er primært tilstede i perioden mai-juli, dvs. mot slutten av aktivitetsperioden for Kvalross.



#### 4.8.10.1.4 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>). Arten er sjelden, og man kjenner lite til vandringsmønsteret. De vandrer nordover om sommeren og til tempererte områder vinterstid. Blåhval sees oftest alene og sjelden nær kysten. ([www.npolar.no](http://www.npolar.no)).

Blåhval er primært tilstede i perioden mai-juli, dvs. mot slutten av aktivitetsperioden for Kvalross.

#### 4.8.10.1.5 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.

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

Grønlandshval er primært tilstede om sommeren (mai-juli), dvs. mot slutten av aktivitetsperioden for Kvalross.

#### 4.8.10.1.6 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> registrert

observasjoner i hele Barentshavet, tettest vest av Bjørnøya og Spitsbergen, men med flere observasjoner innen influensområdet rundt borelokasjonen.

Knølhval er primært tilstede i perioden mai-september, dvs. mot slutten av aktivitetsperioden for Kvalross.



Figur 41 Knølhval (Foto: Cathrine Stephansen).

### 4.8.10.2 Tannhvaler

#### 4.8.10.2.1 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 viktig område for spermhvalen ved Bleiksdjupet i april-oktober, hvor hvalene trekker nordover mot Barentshavet og kan gå helt opp i iskanten. Observasjoner registrert på Svalbardkartet (<http://svalbardkartet.npolar.no>) tyder på at de deretter trekker nord i de dypere områdene langs dybdekonturen vest av Bjørnøya.

Spermhval er primært tilstede i perioden mai-juli, dvs. mot slutten av aktivitetsperioden for Kvalross.



Figur 42 Spermhvaler ved Bleiksdjupet (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.8.10.2.2 Spekkhogger (*Orcinus orca*)

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

Observasjoner på Svalbardkartet (<http://svalbardkartet.npolar.no>) viser at det er spredte observasjoner i Barentshavet, også rundt lokasjonen, men ikke av en tetthet som medfører at det forventes konflikt med denne arten. Det er ikke gjennomført noen overlappsanalyse for spekkhogger.



Figur 43 Spekkhogger (Foto: Cathrine Stephansen).

#### 4.8.10.2.3 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. Det er ikke gjennomført noen overlappsanalyse for nise.

#### 4.8.10.2.4 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.

Observasjoner på Svalbardkartet (<http://svalbardkartet.npolar.no>) viser at det er spredte observasjoner i Barentshavet, i hovedsak langt vest for lokasjonen, og ikke av en tetthet som medfører at det forventes konflikt med denne arten. Det er ikke gjennomført noen overlappsanalyse for nebbhval.

#### 4.8.10.2.5 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. Det er ikke gjennomført noen overlappsanalyse for narhval.

#### 4.8.10.2.6 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. Observasjoner av hvithval på Svalbardkartet (<http://svalbardkartet.npolar.no>) er registrert i fjordene rundt Svalbard, der de sommerstid gjerne befinner seg i de produktive, isfrie områdene foran breer og ved iskanten (15-30 % isdekke). Det er lite data om hvor hvithvalen befinner seg vinterstid, men det er antatt at arten overvintrer i åpne områder i drivisen, eventuelt at de følger iskanten når denne ligger lenger sør om vinteren.

Det er gjennomført en overlappsanalyse for hvithval.

#### 4.8.10.2.7 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, fra lokasjonen og nordover mot Edgeøya, samt vest av Bjørnøya og Spitsbergen. Kvitnos er registrert observert i hele området, også rundt lokasjonen (<http://svalbardkartet.npolar.no>). Av kvitskjeving er det kun få observasjoner ved Finnmarkskysten; <http://svalbardkartet.npolar.no>.

## 4.9 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 (2014) er benyttet for å vurdere potensialet for overlapp mellom gyteområdene/gyteperioden og en oljeutblåsning fra den analyserte aktiviteten.

Gyteområdene for fisk varierer fra år til år. Flere arter gyter i hele eller deler av analyseperioden (Tabell 7). Av disse har følgende arter et gyteområde som vil kunne overlape med influensområdet for aktiviteten;

- Lodde (gyteperiode: mars-april)
- Torsk (gyteperiode: januar-april)
- Hyse (gyteperiode: februar-mai)
- Snabeluer (gyteperiode: mars-april)
- Blåkveite (gyteperiode: oktober-desember)
- Polartorsk (gyteperiode: desember-mars)

Kart over gytefelt for ovenstående arter er vist i overlappsanalysen.



Tabell 7 Gyteperioder for kommersielt viktige fisk- og krepsdyrressurser (Rogers & Stocks, 2001; Ottersen & Auran, 2007). Lys brun: gyting; Mørk brun: gytetopp.

Art	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Tobis												
Høst-gyt. sild												
NVG sild												
Makrell												
Øyepål												
Rødspette												
Torsk												
Lomre												
Sei												
Hvitting												
Hyse												
Kolmule												
Uer												
Snabeluer												
Blåkveite												
Brosme												
Vassild												
Breiflabb												
Reke												
Krabbe												
Sjøkreps												

## 4.10 Sårbare kysthabitater

### 4.10.1 Sensitivitetsindeks

I MRDB foreligger det et datasett på 5x5 km rutenett som angir andelen av ulike kysttyper i ruten, samt en sårbarehetsindeks (Pi) (Brude *et al.*, 2003) mellom 0-1 basert på sammensetningen av strandtyper og en modellert sammensetning av nøkkelsamfunn på substratet; eksponeringsgrad, sårbarehet og restitusjonstiden ved oljeforurensning.

Datasettet dekker ikke kysten fra Lista og østover, da modellen bygger på en større tidevannsdifferanse enn den man finner i Skagerrak.

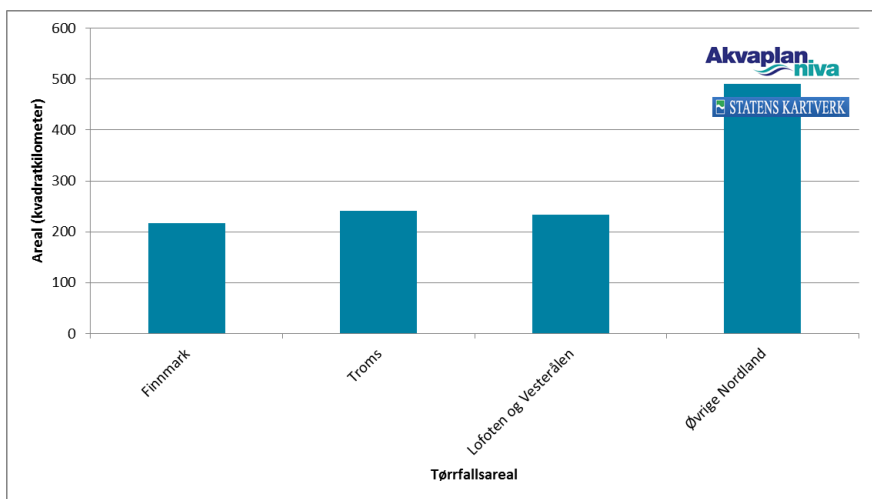
APN har gjennomgått datasettet i MRDB mht. Pi-verdier for rutene med de mest sårbare strandtypene og nøkkelsamfunnene (angitt som "abundance" av de ulike samfunnene i datasettet). Pi-indeksen er deretter vurdert opp mot sårbarehet (1-3) og kommet til følgende inndeling:

- $P_i < 0,25$ : Sårbarehet 1
- $P_i = 0,25-0,33$ : Sårbarehet 2
- $P_i > 0,33$ : Sårbarehet 3

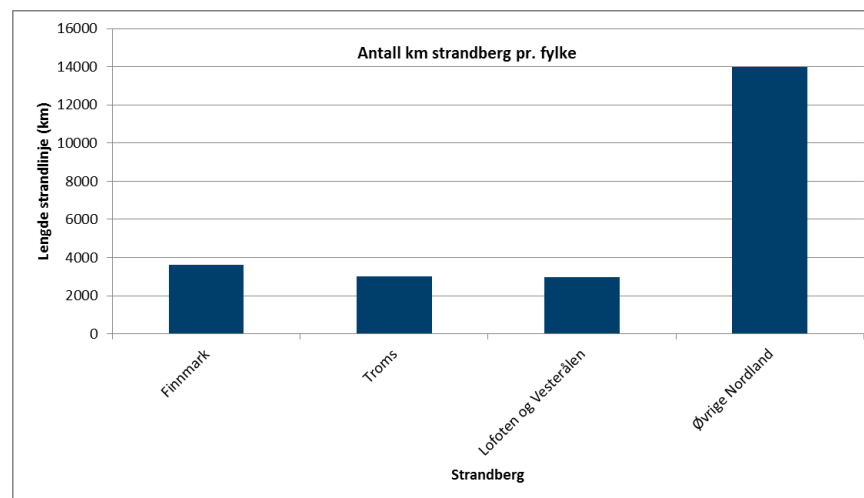
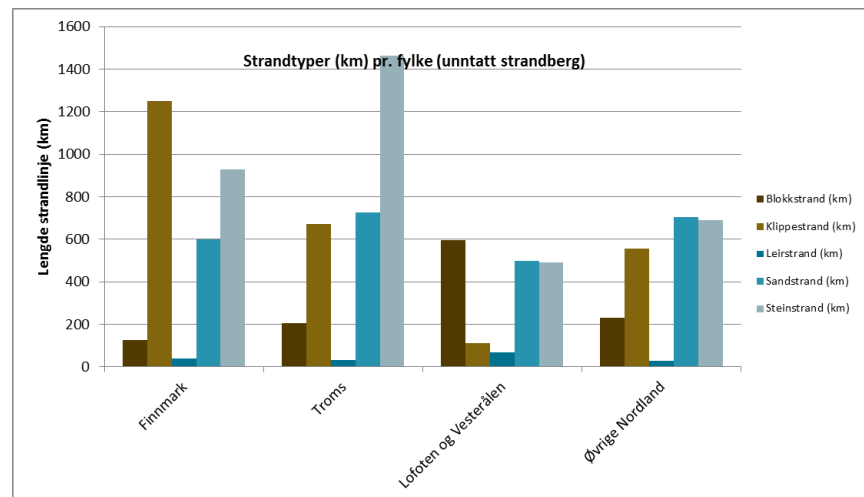
Akvaplan-niva har tilrettelagt datasettet fra MRDB på 10x10 km rutenett, totalt 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks. 524 av de 1490 rutene (totalt nasjonalt) har  $P_i > 0,33$ .

#### 4.10.2 Kysttyper i analyseområdet

Akvaplan-niva har foretatt en analyse av kysttyper, strandlinjelengde og tørrfalls-arealer for alle landets fylker. Resultater for fylkene i analyseområdet vises i Figur 44 og Figur 45 (etter Spikkerud & Skeie, 2010).



Figur 44 Antall km<sup>2</sup> av tørrfall pr. fylke i analyseområdet.



Figur 45 Antall km av ulike strandtyper (strandberg separat nederst) pr. fylke i analyseområdet.

#### 4.11 Koraller og annen bunnfauna

Den visuelle kartleggingen av havbunnen gjennomført for Kvalross avdekket spredte områder med moderate tettheter av svamp, men området har generelt relativt lite sensitiv bunnfauna (DNV-GL, 2015).

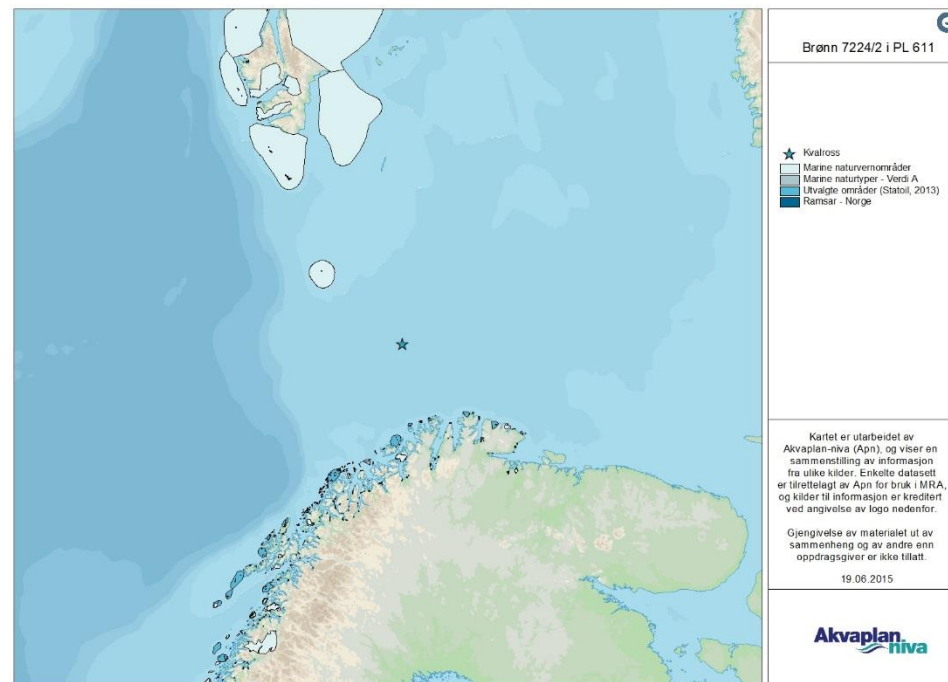
Akvaplan-niva har gått gjennom tilgjengelige databaser og kartsystemer, og har ikke funnet indikasjoner på større konsentrasjoner av svamper eller koraller i området nær lokasjonen.

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

#### 4.12 Høyt miljøprioriterte lokaliteter

Det er en rekke miljøprioriterte lokaliteter langs kysten, spesielt i den ytre kystsonen. Beliggenhet av lokaliteter av høy sårbarhet og verdi er vist i Figur 46. 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 4.10).



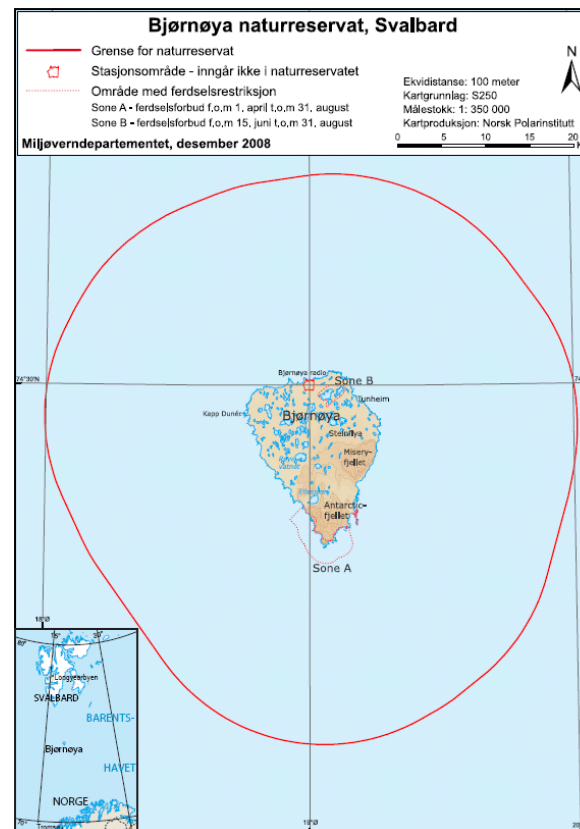
Figur 46 Høyt prioriterte lokaliteter (data fra Miljødirektoratet, 2013; Statoil, 2013 og Ramsar.org).

## 4.13 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 47). 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.

Miljødirektoratet (tidl. Direktoratet for Naturforvaltning) sitt datasett over marine verneområder er benyttet til avgrensning av området for analyseformål. Avstanden fra Kvalross til grensen for naturreservatet er 123 km.

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



*Figur 48 Klippekyt ved fuglefjellene på sørspissen av Bjørnøya (mars/april 2007) (Foto: Cathrine Stephansen/Statoil).*



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



## 4.14 Ressursdata til miljørisikoanalysen

### 4.14.1 Sjøfugl

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. Kartleggingen av pelagisk dykkende sjøfugl blir utført fra båt, fly, helikopter og land. Tellingene fra båt har blitt foretatt siden 1980. SEAPOP opererer med to forskjellige datasett for disse artene; ett datasett over kystnær utbredelse og ett for utbredelse i åpent hav. Kystdata har månedsoppløsning. Åpent hav-data er delt i 3 sesonger; vinter (1. november-31. mars), sommer (1. april-31. juli) og høst (1. august-31. oktober).

Akvaplan-niva har i denne analysen brukt ulik tilrettelegging for datasettene med sjøfugl kystnært og i åpent hav. Det er benyttet sist oppdaterte data for sjøfugl i åpent hav. Disse dataene er tilrettelagt for MIRA-analyse av Akvaplan-niva, tildelt månedlige bestandsandeler og splittet i regionene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen.

Datasett for sjøfugl kystnært er mottatt fra NINA i MS Access-format. Datasettet for sjøfugl kystnært har funksjonsområder.

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

### 4.14.2 Marine pattedyr

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

Til den kvalitative vurderingen av konfliktpotensialet for arter som inngikk i Miljødirektoratets miljøverdi-prosjekt, har HI og NP gitt tillatelse til bruk av månedsoppløste datasett som viser viktige områder for de ulike artene. Datasettene er utarbeidet av HI og APN for Miljødirektoratet i prosjektet om miljøverdi og sårbarhet av marine områder (sammenfattet i Spikkerud *et al.*, 2013). I tillegg er Svalbardkartet benyttet (<http://svalbardkartet.npolar.no/>).

### 4.14.3 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 avsnitt 4.10. Totalt er dette 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks og sårbarhetsverdi.

### 4.14.4 Fiskeressurser

Til analyse av miljørisiko for fiskeressurser er det benyttet data fra HI (2014) over registrerte gytefelt. Disse er ikke egnet for full kvantitativ miljørisikoanalyse med beregning av bestandstap, men brukes til en Trinn 1 overlappsanalyse.

## 5 Resultater av oljedriftsanalyser

### 5.1 Influensområder

Resultater fra spredningsberegningene med OSCAR-modellen (MEMW 6.2), ved bruk av den oppsatte rate-varighetsmatrisen for Kvalross, vises i dette kapittelet. Alle scenarier er benyttet til beregning av miljørisiko. De mest sentrale scenariene er vist mht. berørt område.

Resultater er vist for følgende scenarier (rate-varighetskombinasjoner):

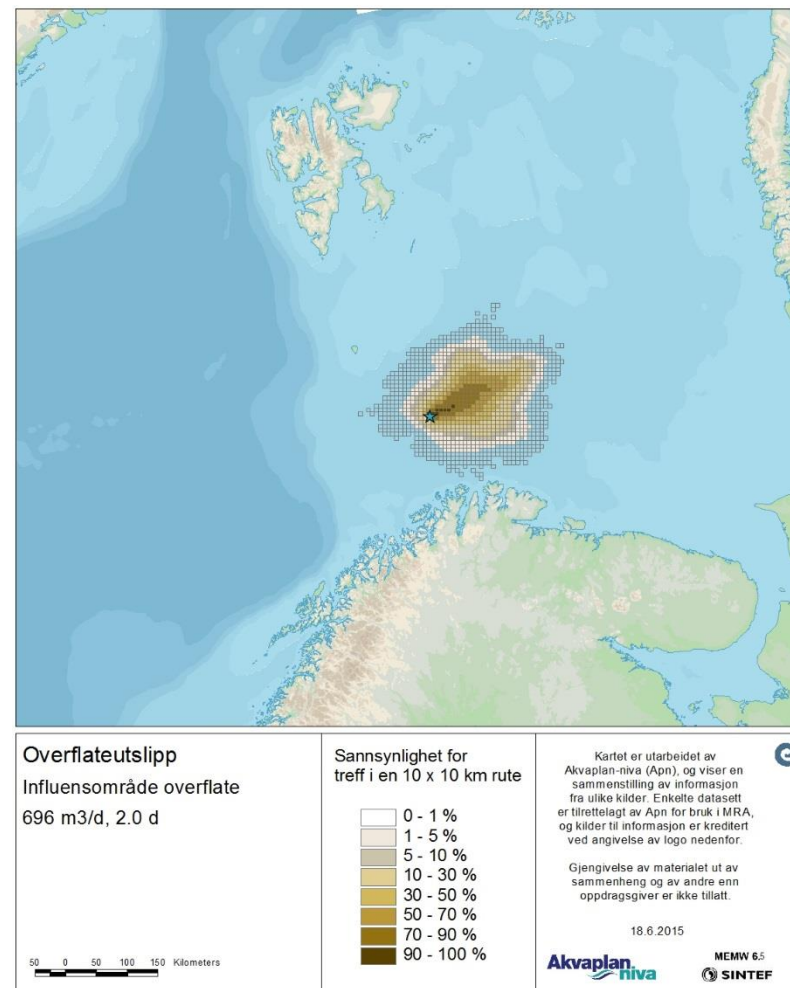
#### Overflateutslipp

- Laveste rate og korteste varighet; 696 Sm<sup>3</sup>/døgn i 2 døgn (scenariet utgjør 41% av overflateutslippene)
- Raten nærmest over vektet rate og varighet nærmest over vektet varighet; 2 184 Sm<sup>3</sup>/d i 15 døgn (scenariet utgjør 11 % av overflateutslippene)
- Høyeste rate og lengste varighet for overflateutslipp; 11 646 Sm<sup>3</sup>/d i 75 døgn (scenariet utgjør kun 0,2 % av overflateutslippene)

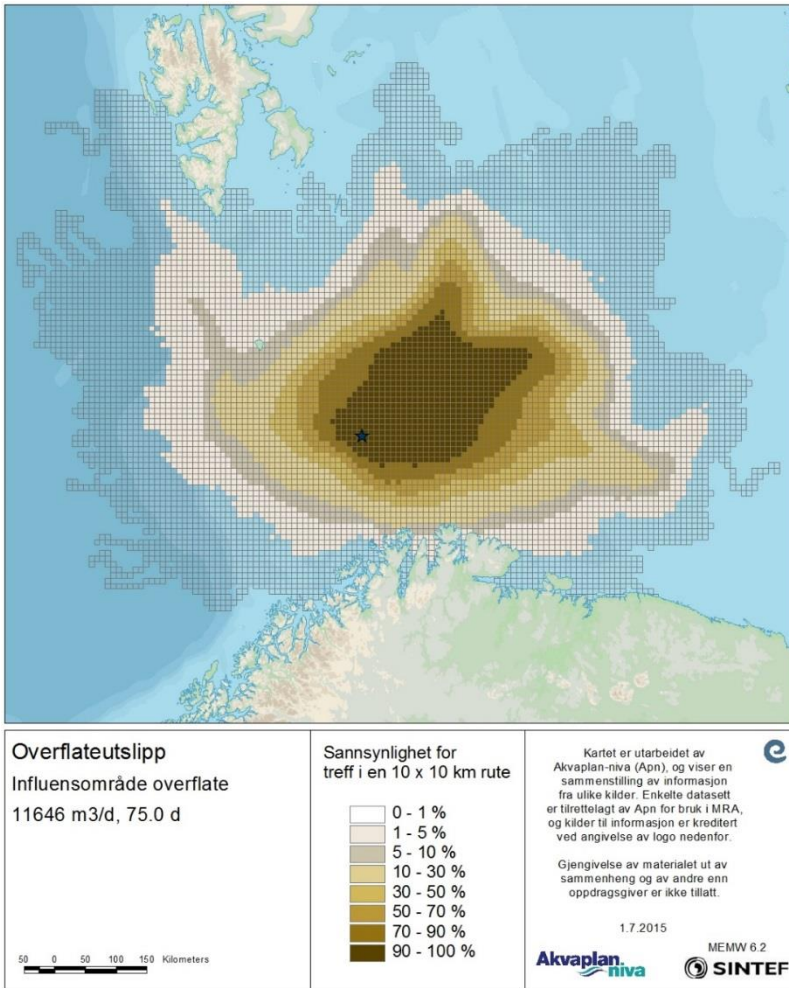
#### Sjøbunnsutslipp

- Laveste rate og midlere varighet; 987 Sm<sup>3</sup>/d i 15 døgn (scenariet har den høyeste frekvensen av alle utblåsningsscenarier, med 30 % av frekvensbidraget for sjøbunnsutslipp)

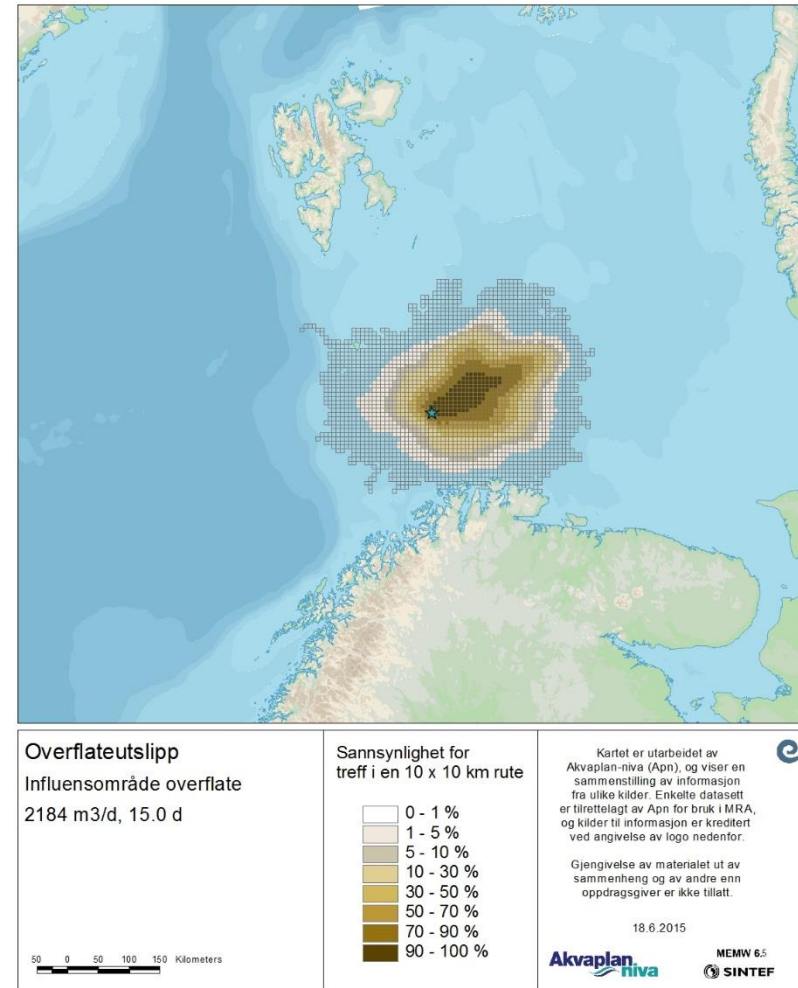
Det er valgt å vise de enkelte rate-varighetsstatistikkene separat, ikke samlet, da de representerer ulike situasjoner som kan oppstå. Disse situasjonene skal igjen håndteres av beredskapen og kan føre til ulike grader av miljøkonsekvenser.



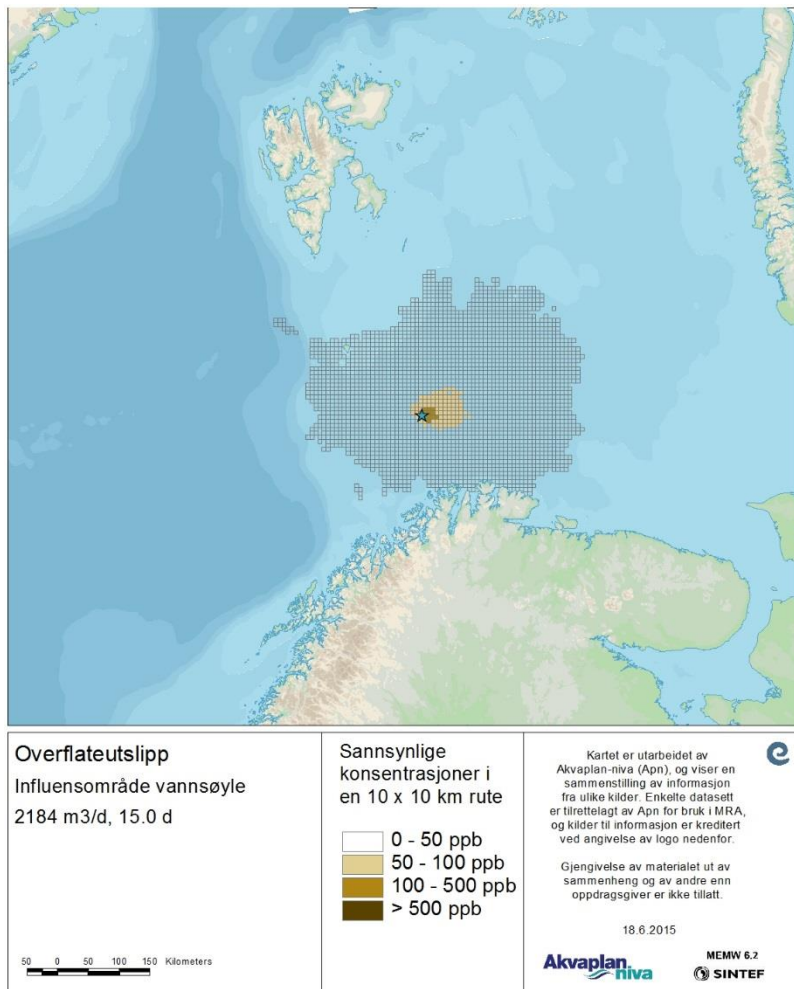
Figur 50 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med laveste rate og korteste varighet.



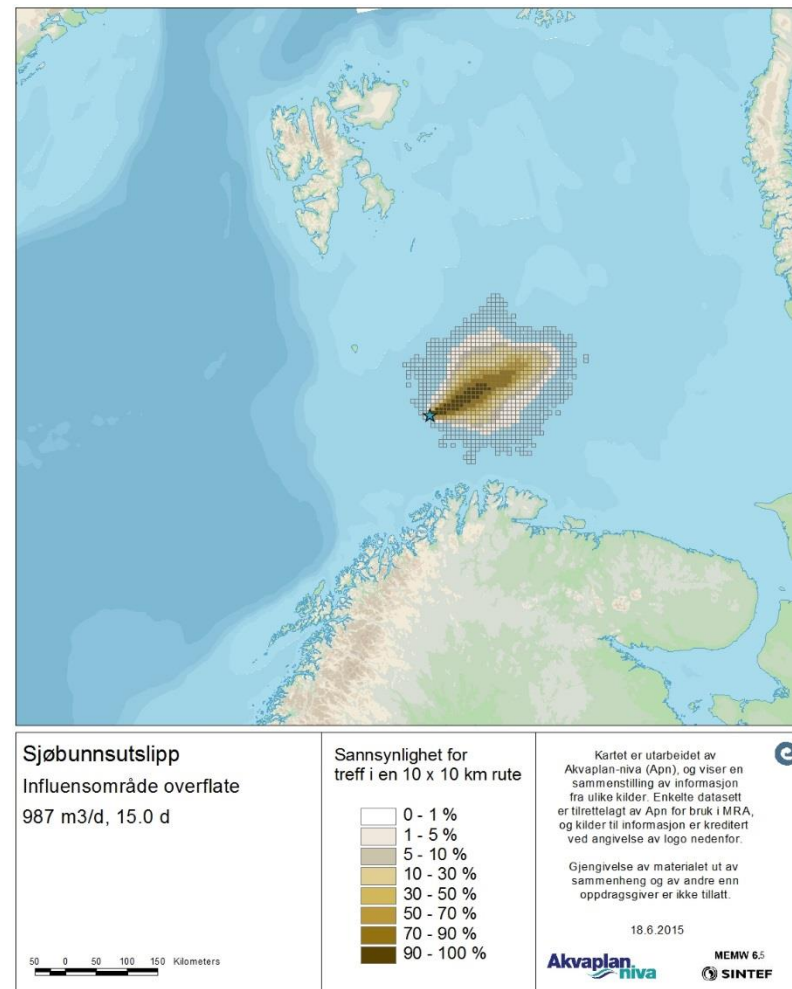
Figur 51 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med høyeste rate og lengste varighet (minst sannsynlige utblåsningsscenario).



Figur 52 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate og varighet nærmest over vektet.



Figur 53 Sannsynlig THC-konsentrasjon (ppb) i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate og varighet nærmest over vektet.



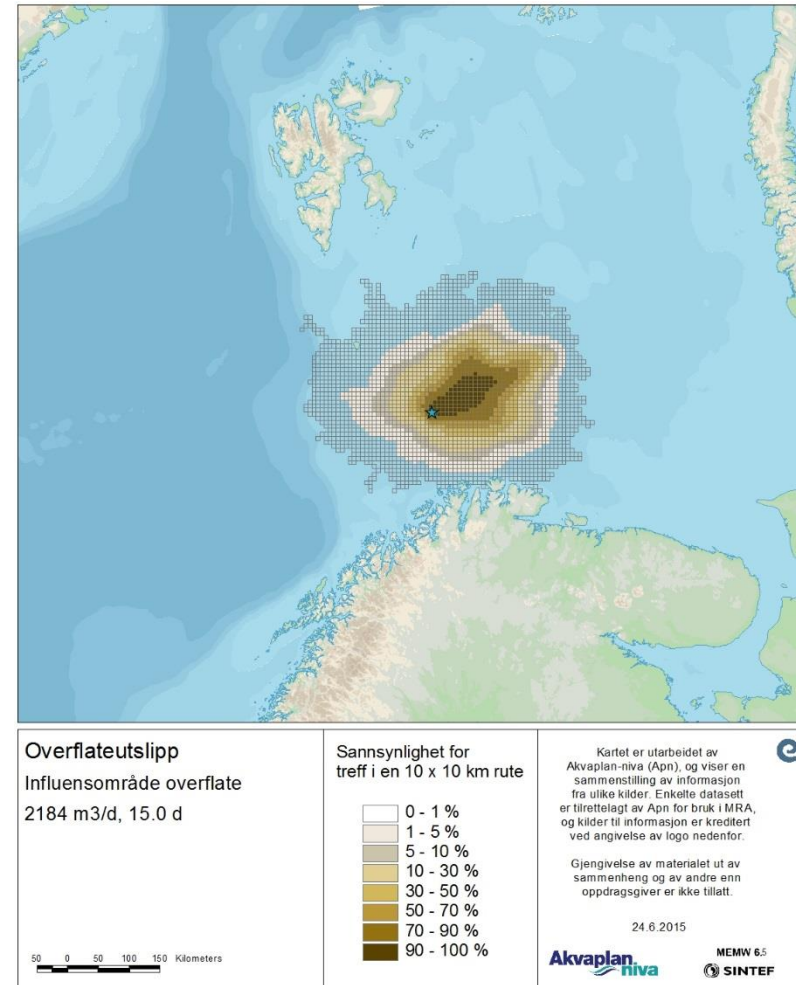
Figur 54 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for sjøbunnsutslipp med laveste rate og 15 dagers varighet (mest sannsynlige utblåsningsscenario).



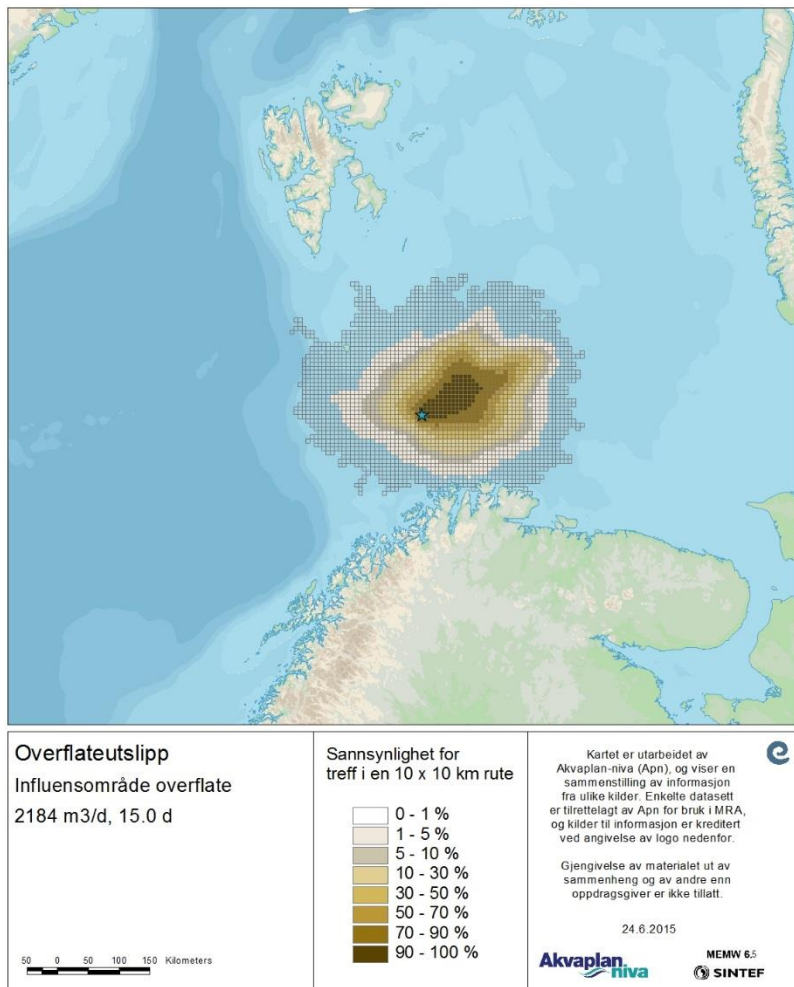
## 5.2 Influensområder ved forskyvning i boreperioden

Resultater fra spredningsberegningene med OSCAR-modellen (MEMW 6.2), dersom borestart forskyves med 3, 6 eller 9 måneder, vises i dette kapittelet. Resultatene vises for rate og varighet nærmest over vektet; 2 184 Sm<sup>3</sup>/d i 15 døgn.

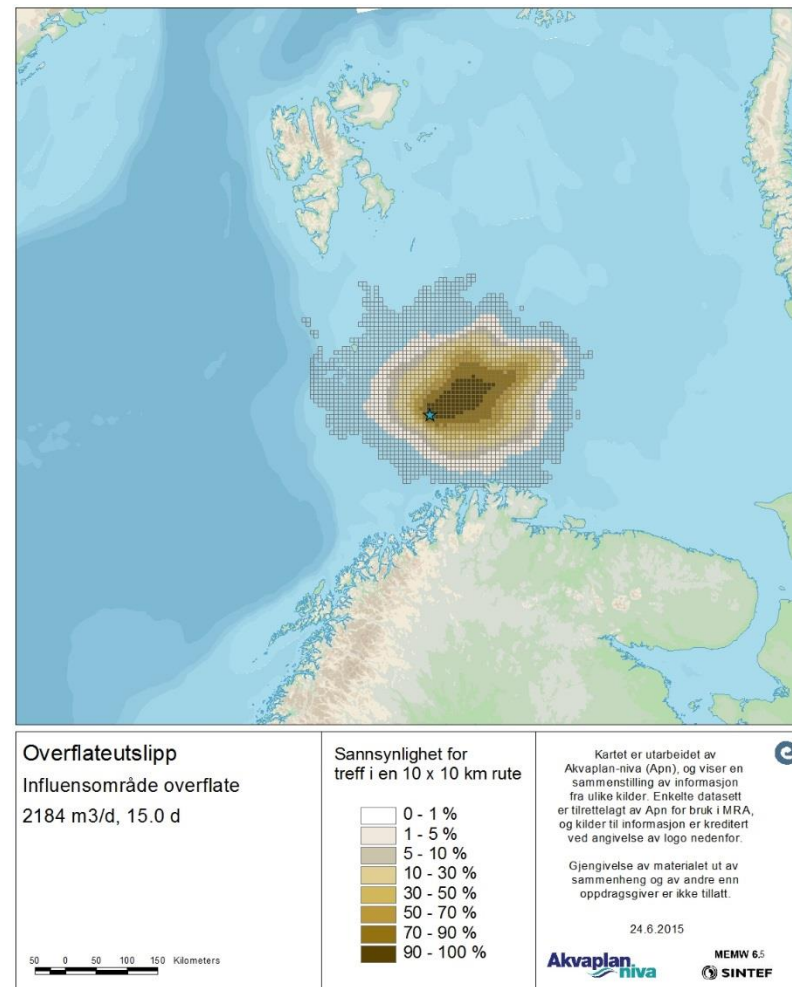
Figur 55 til Figur 57 viser at influensområdene er relativt identiske for de tre periodene. Dette er ikke uventet, den lange analyseperioden tatt i betraktning.



Figur 55 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate og varighet nærmest over vektet. Analyseperiode: februar-september.



Figur 56 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate og varighet nærmest over vektet. Analyseperiode: mai-desember.



Figur 57 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate og varighet nærmest over vektet. Analyseperiode: august-mars.

### 5.3 Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter

Det er totalt gjennomført 117 452 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter av hhv. sjøbunns- og overflateutslipp for hele året. Av disse strander 3 915 simuleringer (3,3 %). Hensyntatt sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate og sjøbunn, rater og varigheter) vil strandingssannsynligheten reduseres til 0,1 % for samtlige simuleringer over hele året.

77 991 simuleringer er gjennomført med startdato i den primære analyseperioden (november-juni). Av disse strander 2 424, som gir en strandingssannsynlighet på 3,1 %. Hensyntatt sannsynlighetsbidraget fra hvert av scenariene reduseres strandingssannsynligheten til 0,1 %.

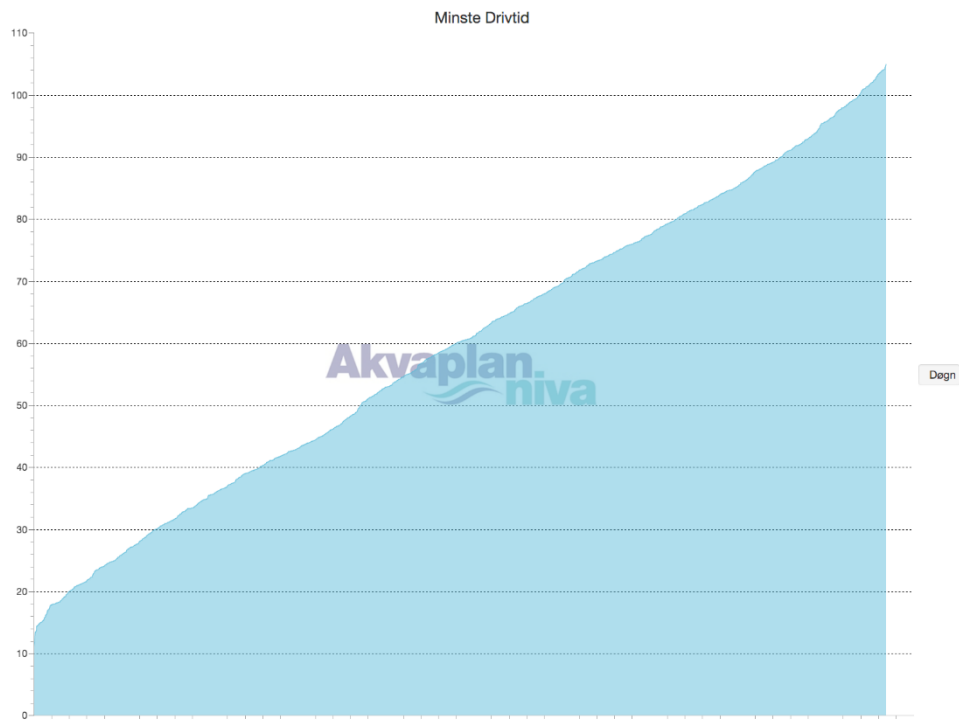
Den maksimale strandingsmengden i en enkeltsimulering er 85 760 tonn emulsjon. Den korteste drivtiden i noen simulering er 10,8 døgn.

Følgende overflateutslipp vises mht sannsynlighet for oljemengder over 1 tonn pr. 10x10 km kyststrute:

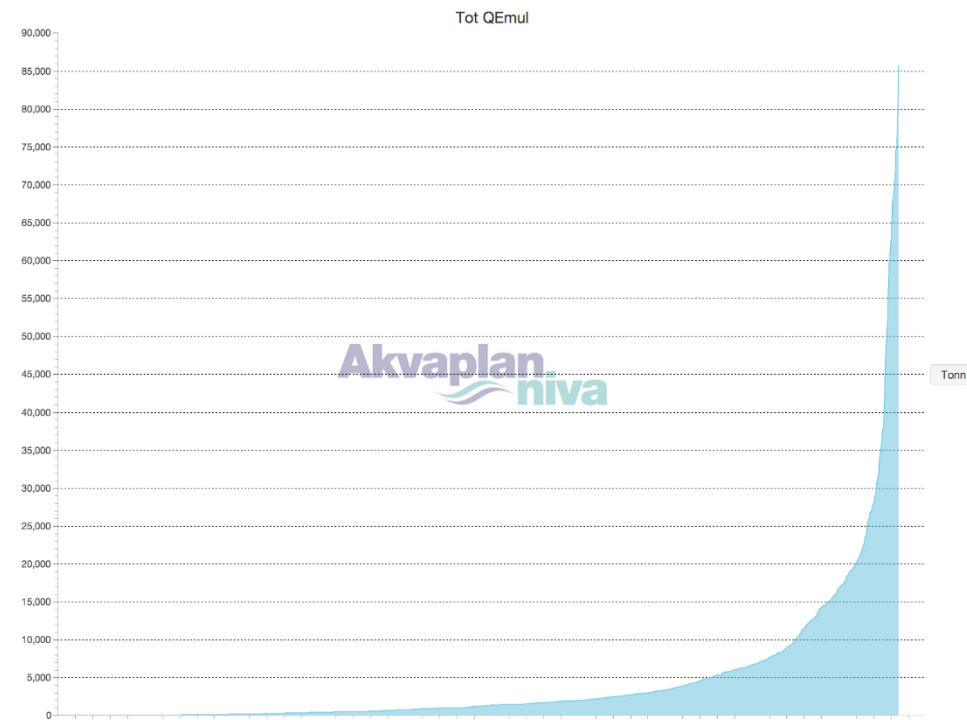
- Høyeste rate og lengste varighet for overflateutslipp; 11 646 Sm<sup>3</sup>/d i 75 døgn (scenariet utgjør kun 0,2 % av overflateutslippene)
- Raten nærmest over vektet rate og varighet nærmest over vektet varighet; 2 184 Sm<sup>3</sup>/d i 15 døgn (scenariet utgjør 11 % av overflateutslippene)

Tabell 8 Prosentiler for ulike parametere av relevans for beredskap. Basert på samtlige simuleringer for alle scenarier i oljedriftssimuleringene som er benyttet (november-juni).

Parameter	Hele året			November-Juni		
	100-prosentil	99-prosentil	95-prosentil	100-prosentil	99-prosentil	95-prosentil
Minste drivtid til land (døgn)	10,8	-	-	10,8	-	-
Størst strandet mengde emulsjon (tonn)	85 760	-	-	85 760	-	-
Antall 10x10 km ruter som berøres	68	-	-	68	-	-

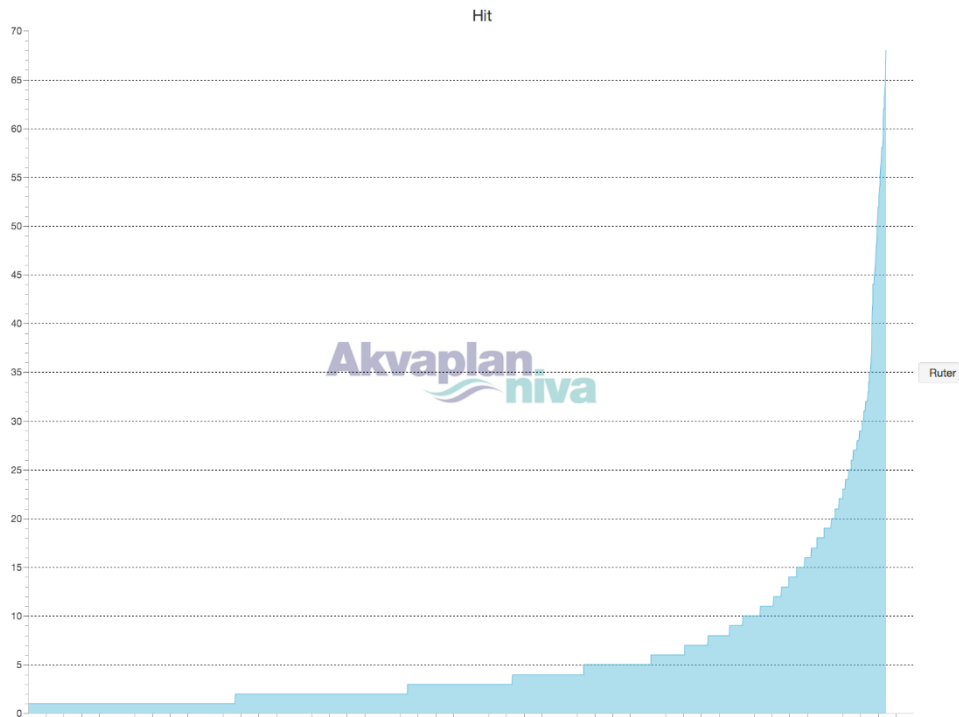


Figur 58 Minste drivtid til land for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tid i døgn) (november-juni).

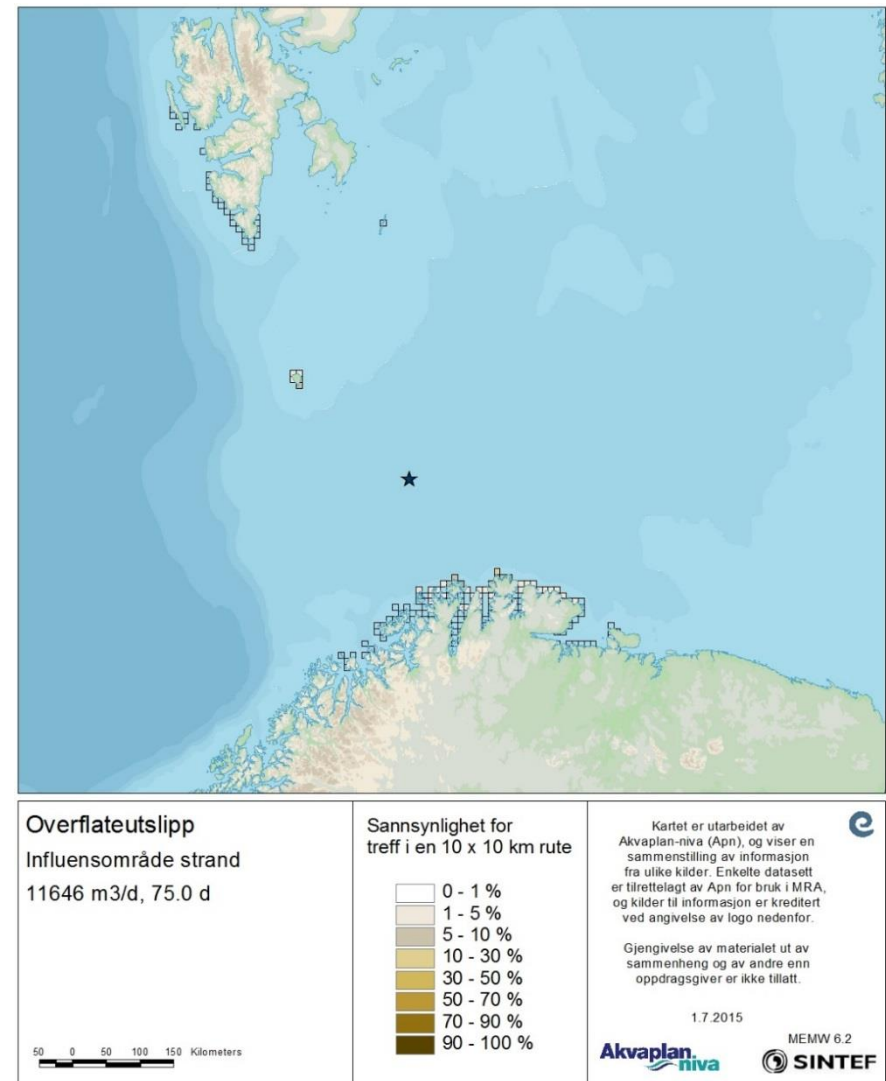


Figur 59 Strandet mengde emulsjon for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tonn) (november-juni).

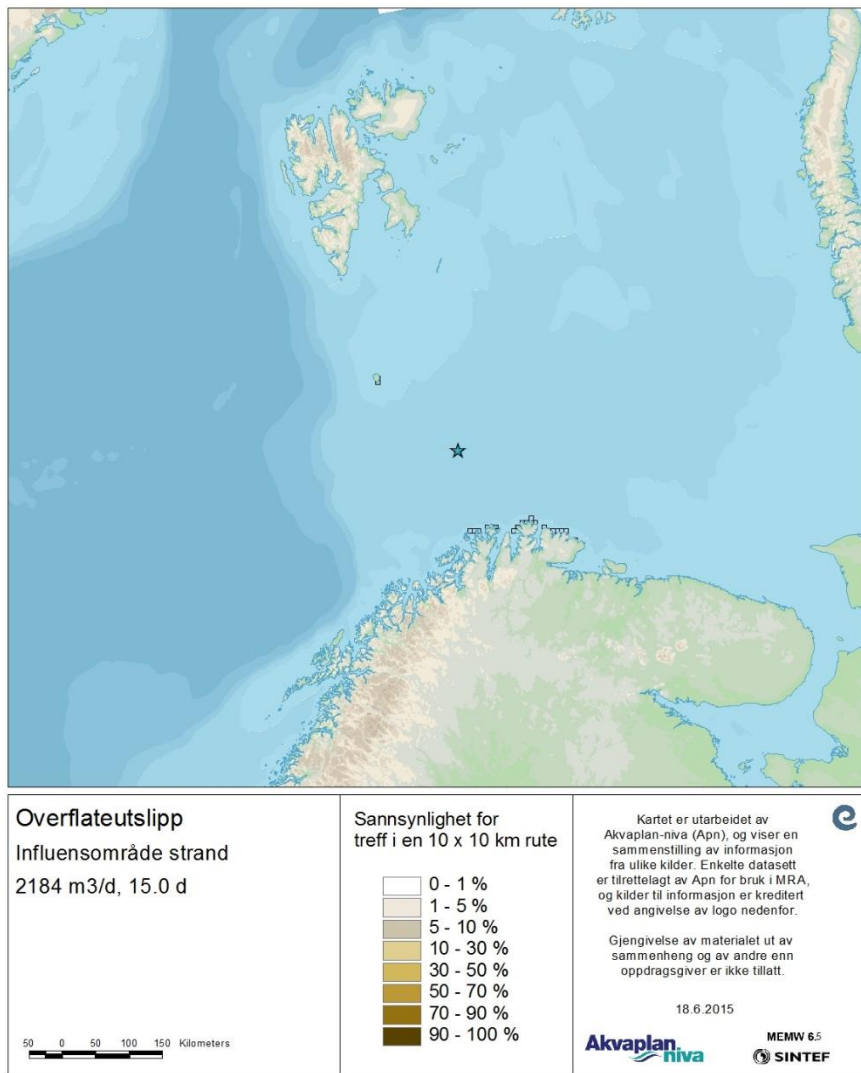




Figur 60 Antallet 10 x 10 km ruter som treffes av oljeemulsjon i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tonn) (november-juni).



Figur 61 Sannsynlighet for treff av olje på strand med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for et overflateutslipp med høyeste rate og lengste varighet.



Figur 62 Sannsynlighet for treff av olje på strand med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for et overflateutslipp med rate over vektet og varighet 15 dager.

## 5.4 Strandingsstatistikk ved forskyvning i boreperioden

I dette kapitlet presenteres strandingsstatistikken for 3 perioder utover valgt analyseperiode, for å illustrere hvordan strandingsbildet utvikler seg dersom borestart forskyves med 3, 6 eller 9 måneder (Tabell 10).

## 5.5 Olje i området definert som Bjørnøya Naturreservat

Sannsynligheten for treff av olje i området som definerer Bjørnøya Naturreservat, gitt et overflateutslipp fra Kvalross med rate nærmest over vektet og varighet nærmest vektet, er illustrert i Figur 63.

Tabell 12 og Tabell 13 inneholder sannsynligheten for treff, gjennomsnittlige og maksimale emulsjonsmengder, gjennomsnittlige og maksimale konsentrasjoner av THC, samt antallet ruter som treffes for hhv. et overflate- og sjøbunnsutslipp med alle rater og varigheter. Lengre varigheter for overflateutslipp av høye utslippsrater gir høyere treffsannsynligheter og mer olje på overflaten, også innenfor Bjørnøya Naturreservat.

Tabell 12 og Tabell 13 viser også summen av gjennomsnittlige emulsjonsmengder. Dette representerer den totale mengden emulsjon som kan forventes innenfor Bjørnøya Naturreservat for det enkelte scenario.

Gjennomsnittlig emulsjonsmengde i rutene som treffes er den parameteren som best representerer den mengden emulsjon som forventes å kunne være innenfor ruten ved et gitt scenario.

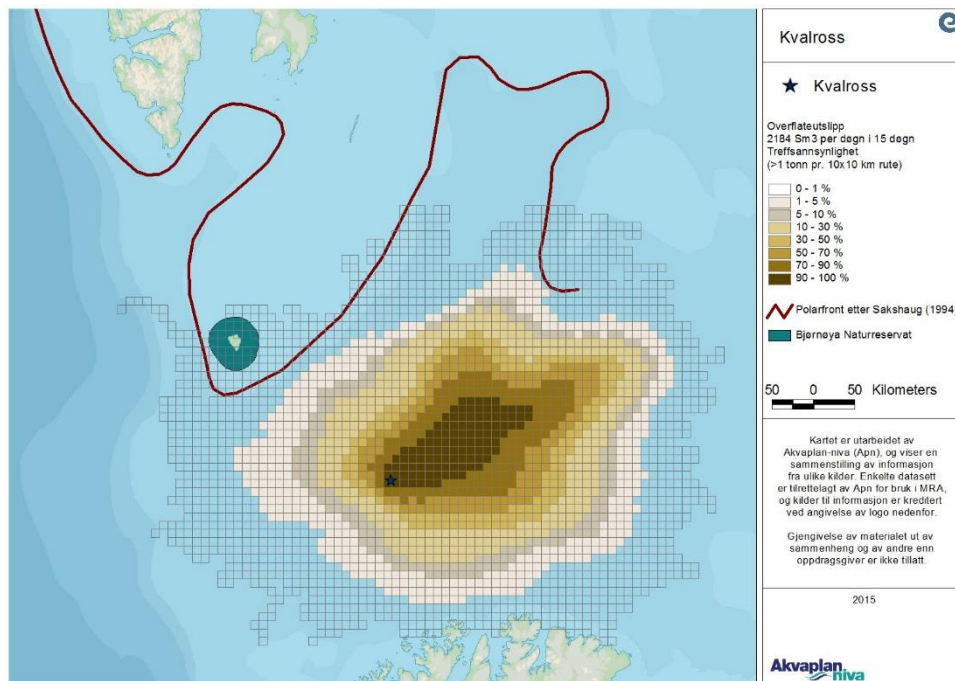
Alle verdier er gitt at scenariet inntreffer. Frekvensen av scenariet med hendelsessannsynligheten innkalkulert er vist i Tabell 12.

Gjennomsnittlige THC-verdier i vannsøylen i Bjørnøya Naturreservat er, for alle scenarier, lavere enn 50 ppb. For de lengste varighetene kan det være enkelte simuleringer som gir THC-verdier i enkelte ruter på om lag 50 ppb i vannsøylen i Bjørnøya Naturreservat.

Tabell 9 Prosentiler for ulike parametere av relevans for beredskap. Basert på samtlige simuleringer for alle scenarier i oljedriftssimuleringene som er benyttet. Resultatene vises for valgt analyseperiode (november-juni), samt en forskyvning i borestart med 3 (februar-september), 6 (mai-desember) eller 9 (august-mars) måneder.

Parameter	November-Juni		Februar-September		Mai-Desember		August-Mars	
	100-prosentil	95-prosentil	100-prosentil	95-prosentil	100-prosentil	95-prosentil	100-prosentil	95-prosentil
Minste drivtid til land (døgn)	10,8	-	11,4	-	10,8	-	10,8	-
Størst strandet mengde emulsjon (tonn)	85 760	-	85 760	-	79 923	-	72 151	-
Antall 10x10 km ruter som berøres	68	-	68	-	64	-	59	-

Største mengde oljeemulsjon i noen 10x10 km rute i noen simulering er 46163 tonn emulsjon. Den høyeste gjennomsnittsmengden i rutene er 7779 tonn (for høyeste rate og lengste varighet av et overflateutslipp).

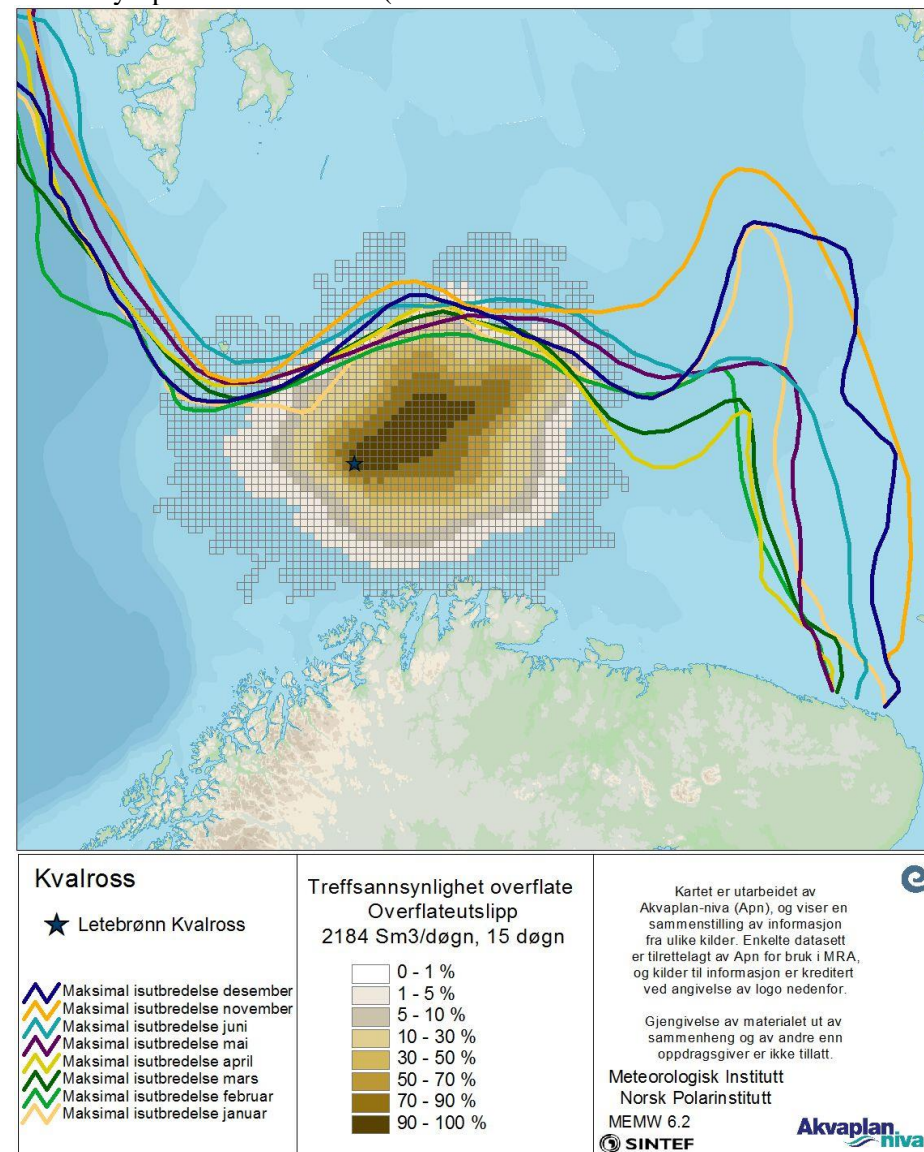


Figur 63 Influensområdet etter et overflateutslipp med rate og varighet nærmest vektet og Bjørnøya Naturreservat. Polarfronten innntegnet.

## 5.6 Olje i områder med havis

Iskantens utbredelse varierer sterkt med sesong. Det er pt. utstrakt debatt om definisjonen av iskantens utbredelse gjennom en 30-års periode fra 1985-2014 (Norsk Polarinstitutt's definisjon, se <http://www.npolar.no/no/fakta/iskantsonen.html>) for

alle analyseperiodens måneder (



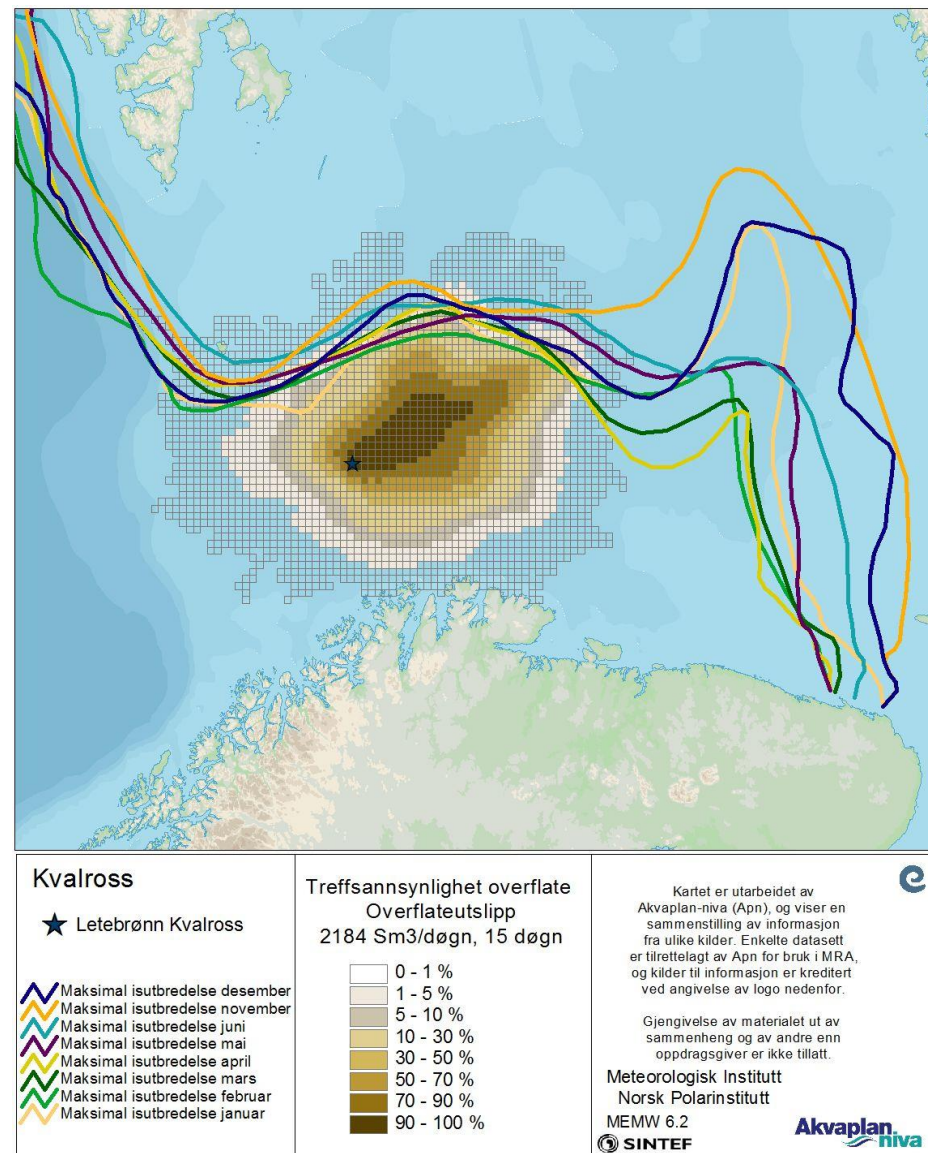


Figur 64). Dette er en meget konservativ tilnærming. I analyseperioden (november tom. juni) ligger iskanten nærmest aktiviteten i januar, februar og i mars måned. Deretter trekker den seg nordover.

Det er foretatt en analyse av treffsannsynlighet av olje ved hendelsen med rate og varighet nærmest over vektet (overflateutslipp på 2184 Sm<sup>3</sup>/døgn i 15 døgn) i rutene som ligger langs linjen som dannes av den maksimale isutbredelsen i noe år, for hver måned. I år med minimal isutbredelse strekker isen seg til de nordligste deler av Spitsbergen. I år med lite is vil ikke oljen nå iskanten.

Tabell 10 Drivtider, treffsannsynligheter og emulsjonsmengder til ruter som ligger i linjen som dannes av maksimal utbredelse av is i noe år mellom 1985 og 2014 for hver måned i analyseperioden.

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Nov	Des
Korteste avstand (km)	99	132	144	152	150	176	176	148
Minste drivtid (døgn)	4	7,5	8	9	9	12	13	8
Gjennomsnittlig korteste drivtid (døgn)	21,7	20,5	22,9	24	24	28,5	26	25
Gjennomsnittlig drivtid (døgn)	35	35	36	36	35	36	34	36
Høyeste treffsannsynlighet i noen rute (%)	26,8	32,8	18,7	18,7	15,4	4,7	3,6	11,8
Gjennomsnittlig treffsannsynlighet i ruter som overlapper (%)	6,5	9,1	3,4	3,3	2,9	0,65	0,48	1,7
Antall ruter	96	88	92	94	90	72	82	95
Maks. emulsjon (tonn)	2178	2360	2359	1799	1815	1719	1719	2360
Gj.sn. emulsjon (tonn)	121	124	132	133	177	178	180	145



Figur 64 Overlapp mellom influensområdet (>1 % sannsynlighet for treff av >1 tonn olje i en 10x10 km rute) for et overflateutslipp, med rate nærmest over vektet rate og varighet nærmest over vektet varighet og maksimal utbredelse av is i hver måned i analyseperioden (mellom november og juni). Se: <http://www.npolar.no/no/fakta/iskantsonen.html>.

Det er foretatt en analyse av oljens berøring av området nord for den maksimale isutbredelse for en 30-års periode mellom 1985-2014. Influensområdet for rate over vektet og varighet nærmest vektet er benyttet, basert på statistikk for hele analyseperioden november-juni. Dette blir, i denne sammenhengen, et konservativt influensområde.

Av resultatene sees at det er flere ruter innen influensområdet som ligger i områder med is i januar og februar, og at ismengdene avtar mot sommer/høst. Treffsannsynlighet for områder med is går derfor ned i sommerhalvåret, og den lave sannsynligheten varer ut November.

Tabell 11 Treffsannsynlighet i berørte 10x10 km ruter som ligger nord for linjen med maksimal isutbredelse i noe år mellom 1985 og 2014 (NP, se <http://www.npolar.no/no/fakta/iskantsonen.html>).

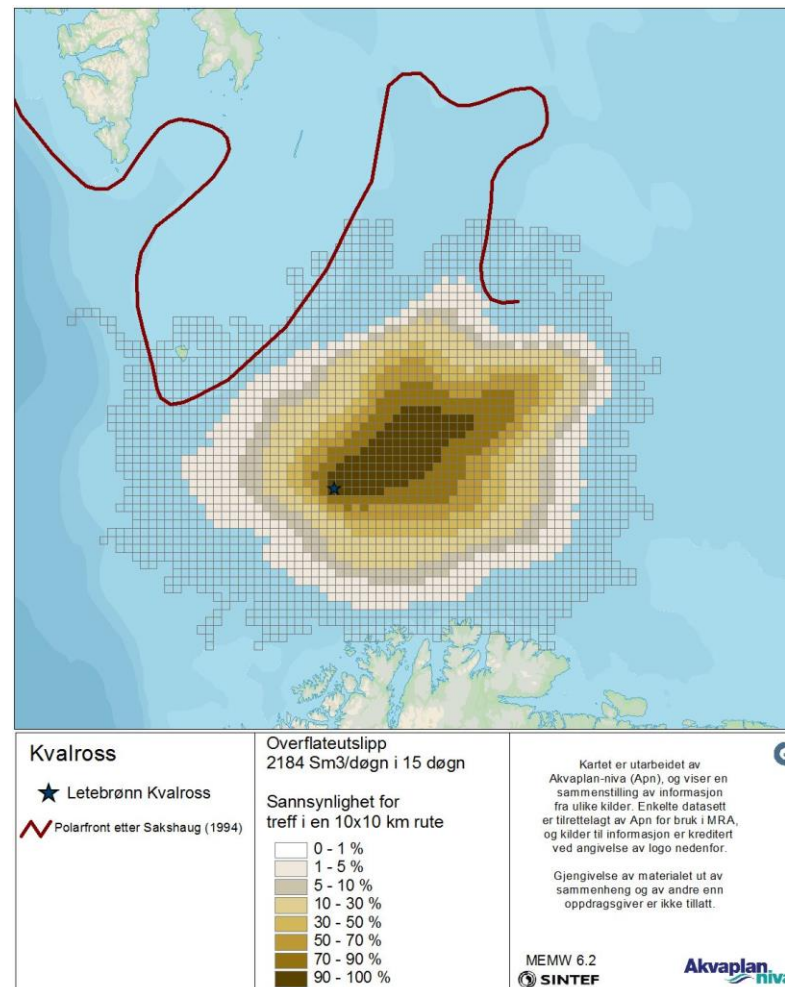
Måned	Totalt antall ruter innen influensområdet som ligger nord for maksimal isutbredelseslinjen	Treffsannsynlighet			Antall ruter i treffsannsynlighetskategorier (%)				Emulsjon			
		Gjennomsnitt	Maksimum	Minimum	0-1	1-5	5-10	10-50	Gjennomsnitt	Maksimum	Minimum	Sum av gjennomsnitt
Februar	800	2,0	32,8	0,038	580	125	41	54	176	2360	7,0	140700
Mars	701	0,86	18,7	0,038	562	116	15	8	182	2360	7,0	127955
April	678	0,88	18,7	0,038	548	106	14	10	179	1815	7,0	121360
Mai	598	0,84	15,4	0,038	501	70	16	11	190	1815	7,5	113337
Juni	402	0,30	4,7	0,038	377	25	0	0	193	1719	7,8	77461
November	411	0,24	3,8	0,038	393	18	0	0	226	1719	7,8	93112
Desember	630	0,5	11,7	0,038	545	79	5	1	199	2360	7,6	125775

## 5.7 Olje i området definert som Polarfronten

Resultatet av en overlappsvurdering mellom et overflateutslipp med rate over vektet rate og varighet nærmest over vektet (15 dager) og linjetemaet for polarfronten viser at det i områdene øst og sørøst for Bjørnøya er 0-1% sannsynlighet for inndrift av olje i polarfronten.

Korteste drivtid til en rute ved polarfronten i noen enkeltsimulering er 15,5 døgn, mens gjennomsnittlig drivtid er 33 døgn. I gjennomsnitt treffes rutene av 218 tonn olje, mens høyeste oljemengde i noen simulering i en modellrute overlappende med polarfronten er 1630 tonn emulsjon.

Miljørisiko for polarfronten bør sees i sammenheng med miljørisiko for iskant, da polarfrontens møte mellom kalde og varmere vannmasser er en av faktorene som bidrar til iskantens beliggenhet.



Figur 65 Overlapp mellom influensområdet for en overflateutblåsning med utslippsrate 2184 m<sup>3</sup>/d i 15 døgn og polarfronten.



Tabell 12 Treffsannsynligheter og oljemengder i hhv. overflate og vannsøyle i ruter som overlapper helt eller delvis med Bjørnøya naturreservat (overflateutslipp).

Scenario	Rate (Sm <sup>3</sup> /døgn)	Varigh. (døgn)	Frekvens av scenario	Treff-sanns. (gj.sn.), overfl. (%)	Treff-sanns. (maks.), overfl. (%)	# ruter, overfl.	Olje-emulsjon (maks, Qemul_max) (tonn)	Olje-emulsjon (gj.sn., Qemul_aver) (tonn)	Sum av gj.sn. olje-emulsjon (tonn)	Minste drivtid (døgn)	Treff-sanns. (gj.sn.), vannsøyle (%)	Treff-sanns. (maks.), vannsøyle (%)	THC maks. (ppb)	THC gj.sn. (ppb)	# ruter, vannsøyle
Overflate	696	2	7.76 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Overflate	696	15	4.21 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Overflate	696	75	1.18 x 10 <sup>-6</sup>	0,11	0,23 %	24	1099	308	7386	56,0	0,10	0,31	0,11	0,03	32
Overflate	2184	2	2.00 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Overflate	2184	15	1.08 x 10 <sup>-6</sup>	0,07	0,19	27	893	360	9720	20,5	0,05	0,12	0,08	0,02	29
Overflate	2184	75	3.05 x 10 <sup>-7</sup>	0,88	1,66 %	41	5383	989	38894	21,3	0,79	2,04	1,71	0,58	41
Overflate	3106	2	1.73 x 10 <sup>-7</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Overflate	3106	15	9.39 x 10 <sup>-8</sup>	0,09	0,15 %	38	1570	591	22471	18,0	0,06	0,15	0,09	0,02	22
Overflate	3106	75	2.64 x 10 <sup>-8</sup>	1,30	2,6 %	41	7243	1427	58546	17,3	0,01	0,03	3,02	1,10	41
Overflate	10123	2	9.05 x 10 <sup>-7</sup>	0,08	0,038	2	198	142	248	20,8	0,04	0,04	0,01	0,01	4
Overflate	10123	15	4.91 x 10 <sup>-7</sup>	0,31	0,65	41	10083	2685	110082	14,3	0,29	0,85	1,44	0,49	41
Overflate	10123	75	1.38 x 10 <sup>-7</sup>	4,20	8,4	41	34515	6555	268764	14,3	5,20	11,80	25,00	10,00	41
Overflate	11646	2	2.53 x 10 <sup>-7</sup>	0,04	0,038	1	113	113	113	21,0	0,04	0,04	0,02	0,02	1
Overflate	11646	15	1.37 x 10 <sup>-7</sup>	0,36	0,65	41	13034	3545	145362	14,5	0,35	0,80	1,50	0,60	41
Overflate	11646	75	3.86 x 10 <sup>-8</sup>	5	9,5	41	46163	7779	318948	13,5	5,90	13,00	24,00	12,00	41

Tabell 13 Treffsannsynligheter og oljemengder i hhv. overflate og vannsøyle i ruter som overlapper helt eller delvis med Bjørnøya naturreservat (sjøbunnsutslipp).

Scenario	Rate (Sm <sup>3</sup> /døgn)	Varigh. (døgn)	Frekvens av scenario	Treff-sanns. (gj.sn.), overfl. (%)	Treff-sanns. (maks.), overfl. (%)	# ruter, overfl.	Olje-emulsjon (maks, Qemul_max) (tonn)	Olje-emulsjon (gj.sn., Qemul_aver) (tonn)	Sum av gj.sn. olje-emulsjon (tonn)	Minste drivtid (døgn)	Treff-sanns. (gj.sn.), vannsøyle (%)	Treff-sanns. (maks.), vannsøyle (%)	THC maks. (ppb)	THC gj.sn. (ppb)	# ruter, vannsøyle
Sjøbunn	987	2	1.22 x 10 <sup>-5</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	987	15	1.31 x 10 <sup>-5</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	987	75	5.18 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	1516	2	1.06 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	1516	15	1.14 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	1516	75	4.49 x 10 <sup>-7</sup>	0,06	0,08	6	1898	562	3372	93,25	0,05	0,08	0,03	0,01	10
Sjøbunn	3036	2	5.52 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	3036	15	5.94 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	3036	75	2.35 x 10 <sup>-6</sup>	0,04	0,04	6	74	74	212	50	0,04	0,04	0,02	0,01	8
Sjøbunn	7549	2	1.54 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	7549	15	1.66 x 10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	7549	75	6.56 x 10 <sup>-7</sup>	0,08	0,15	17	3254	728	12390	78,5	0,08	0,23	0,23	0,01	21
Sjøbunn	8512	2	1.22 x 10 <sup>-5</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0
Sjøbunn	8512	15	1.31 x 10 <sup>-5</sup>	0	0	0	0	0	0	-	0,04	0,04	0,01	0,01	3
Sjøbunn	8512	75	5.18 x 10 <sup>-6</sup>	0,10	0,35	27	5608	1431	38642	70,75	0,10	0,31	0,40	0,01	25

## 6 Resultater av analyse av miljørisiko

### 6.1 Trinn 1 miljørisikoanalyse av fisk

Det er foretatt en overlappsanalyse mellom arter med gytetid som sammenfaller med analyseperioden, samt gytefelt og området der konsentrasjonen av olje i vannsøylen overstiger en terskelverdi for skade, ved bruk av deler av Trinn 1 miljørisikoanalyse for fisk (DNV, 2007).

Til denne overlappsanalysen er det benyttet oljedriftsstatistikken fra en overflate-utblåsning med rate og varighet nærmest over vektet (2 184 Sm<sup>3</sup>/døgn og 15 dagers varighet). Dette er den kombinasjonen av rate og varighet som best representerer et mål for totalbildet.

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 Realgrunnen, er den tidligere foreslåtte grenseverdien på 50 ppb konservativt benyttet i foreliggende analyse.

Gyteområder og THC-konsentrasjoner for influensområdet er vist i Figur 66.

Tabell 14 Antall ruter i gyteområder som overlapper med ruter som overstiger hhv.50 og 100 ppb gjennomsnittlig [THC].

Norsk navn	Latinsk navn	Totalt # ruter	> 50-100 ppb	> 100 ppb
Kveite		28461	129	35

Resultatene viser at området med gjennomsnittlig THC-konsentrasjon > 50 ppb overlapper med < 1 % av gyteområdet for kveite. Det er rundt 0,1 % overlapp mellom området med gjennomsnittlig THC-konsentrasjon > 100 ppb og gyteområdet for kveite.

Miljørisikoen kan betegnes som svært lav for fisk.

## 6.2 Skadebasert miljørisikoanalyse

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

Teoretisk kan kun 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 miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

For sjøfugl i åpent hav eksisterer det ulike datasett for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Disse regnes som regionale bestander. Datasettene for kystbundne ressurser er nasjonale bestander. Datasettene kystnært benytter også funksjonsområder for en del arter i en del måneder, tilrettelagt ved en buffersone rundt kolonien i hekkesesongen, for å ta høyde for at enkelte arter kan ha et næringssøk opptil 100 km fra kolonien (f.eks. alkefugl).

Det er gjennomført full skadebasert miljørisikoanalyse for havert og steinkobbe. For oter finnes det som nevnt ikke datasett tilgjengelig. For de øvrige marine pattedyrene er det foretatt en overlappsanalyse mellom overflateolje og deres viktigste områder.

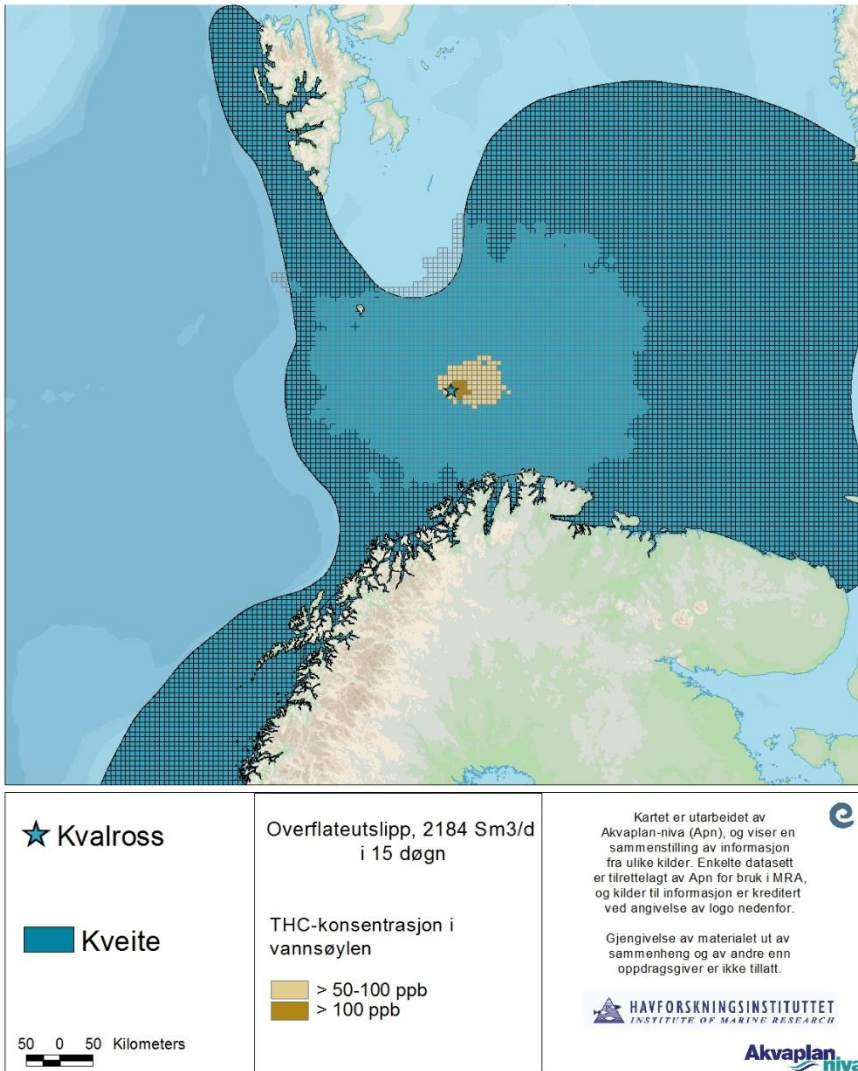
### 6.2.1 Miljørisiko for sjøfugl

Miljørisiko er systematisk analysert for alle artene i SEAPOPs database (Vedlegg 3). Arter som er listet, men som ikke fremkommer i figurene under, har gitt svært lave utslag i miljørisikoanalysen. Hovedresultatene er omtalt i analysen, mens alle resultater fra enkeltarter er plassert på:

<http://www.senseweb.no/content/303/MRABA-Kvalross>

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

Resultatene viser at den mest utsatte VØK-gruppen i analyseperioden er sjøfugl i åpent hav. Høyest miljørisiko er beregnet for polarlomvi, med i underkant av 9,4 % av Wintershall sitt akseptkriterie i skadekategorien Moderat (Figur 67). Deretter følger alkekonge, med i underkant av 5,5 % i skadekategorien Moderat. En rekke arter gir mindre utslag, også i de to alvorligste skadekategoriene. Utslagene for artene i åpent hav i Norskehavet er meget små.

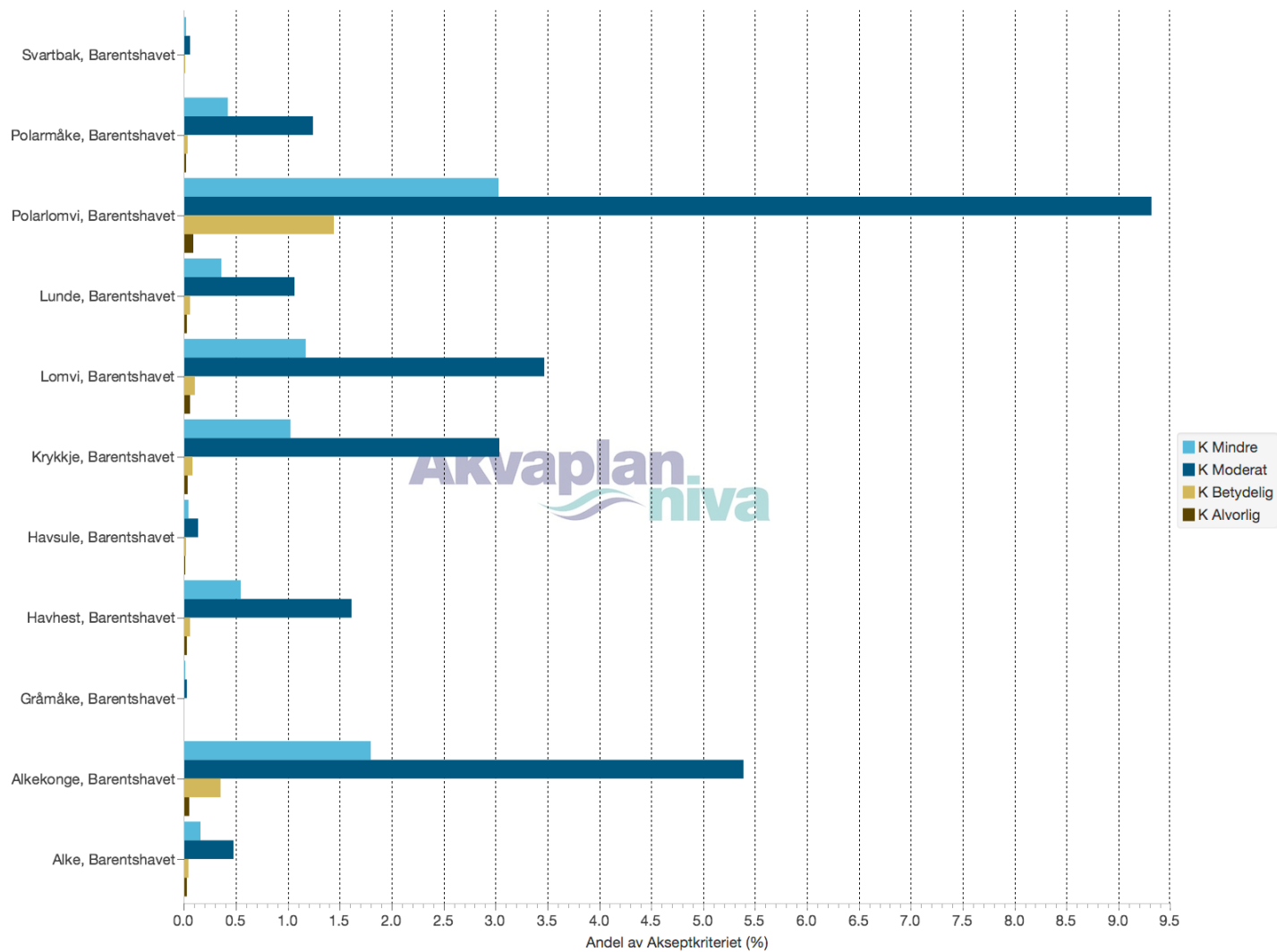


Figur 66 Overlapp mellom gyteområdet for kveite og ruter med hhv > 50 ppb og > 100 ppb THC.

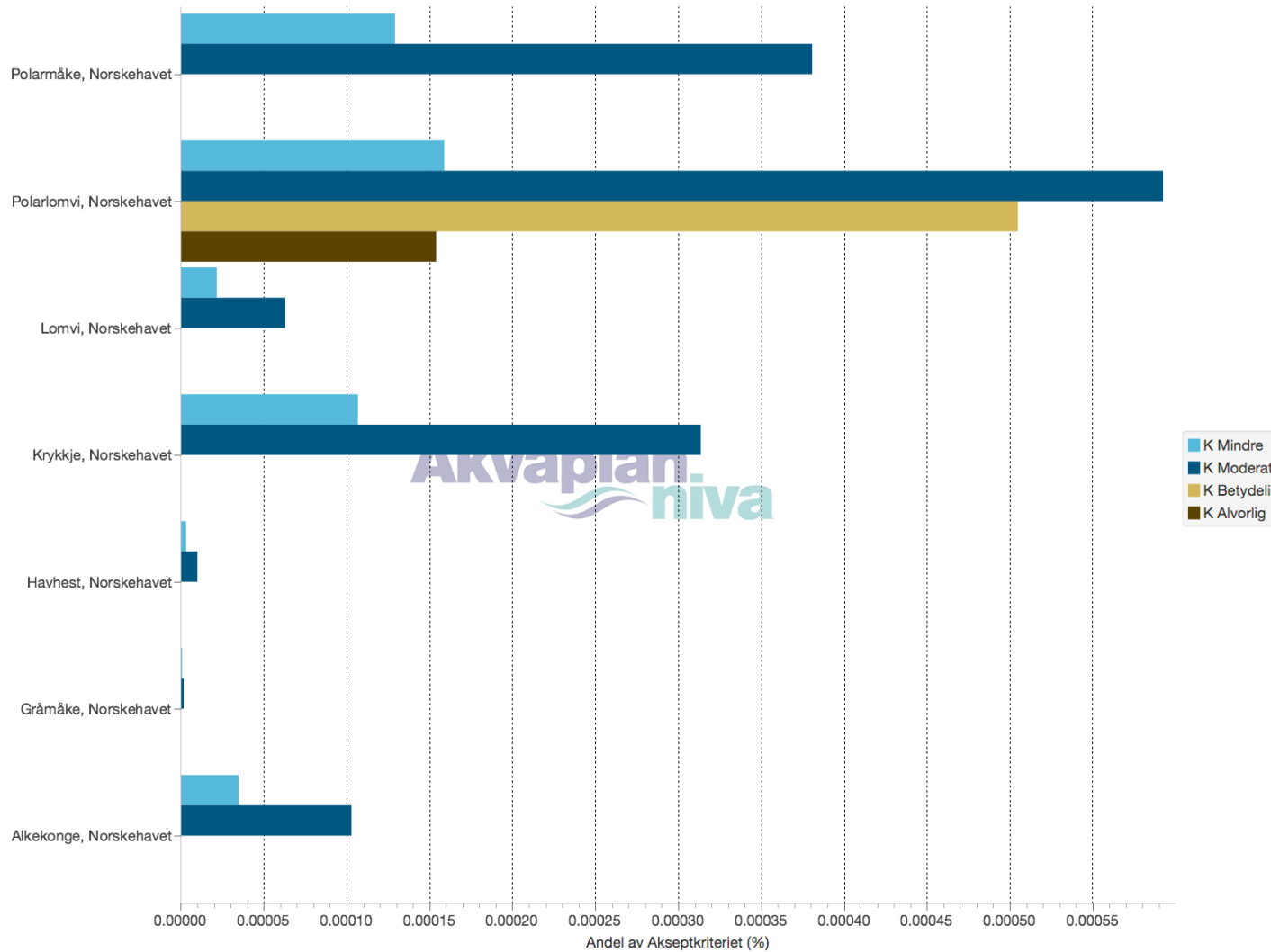
For sjøfugl kystnært er høyest miljørisiko beregnet for lunde, med i underkant av 1 % av Wintershall sitt akseptkriterie i skadekategorien Alvorlig. Deretter følger alke, med ca. 0,6 % av akseptkriteriet i skadekategorien Alvorlig. viser artene kystnært med lavest utslag.

Det er kjent at datasett med funksjonsområder gir en for konservativ beregning av miljørisiko, mens analyser av datasettene uten funksjonsområder gir en for lite konservativ beregning av miljørisiko. Konservativiteten forsterkes av en tilrettelegging av bestandsandeler i rutene som summeres til > 100 % av hekkebestanden.

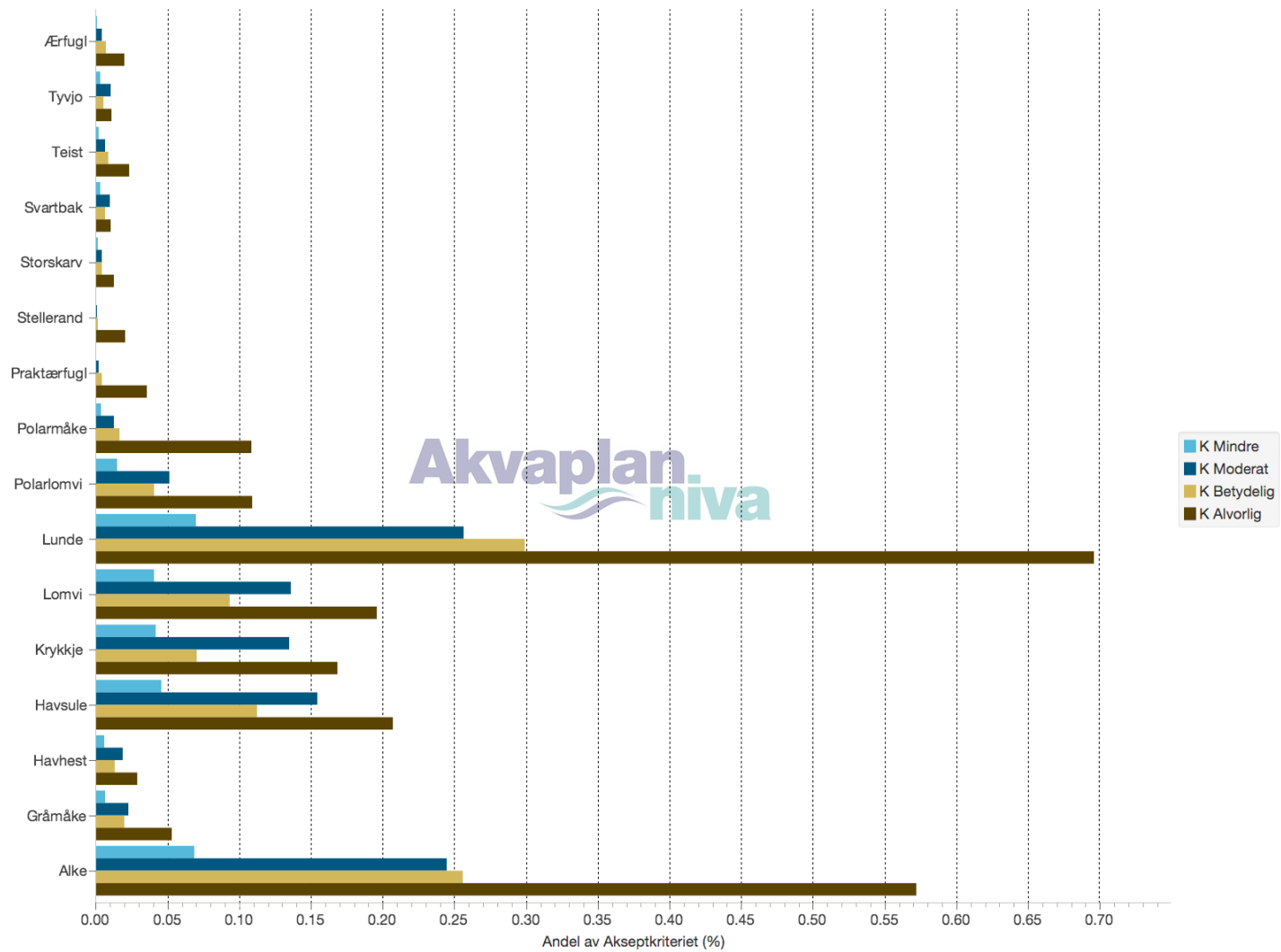




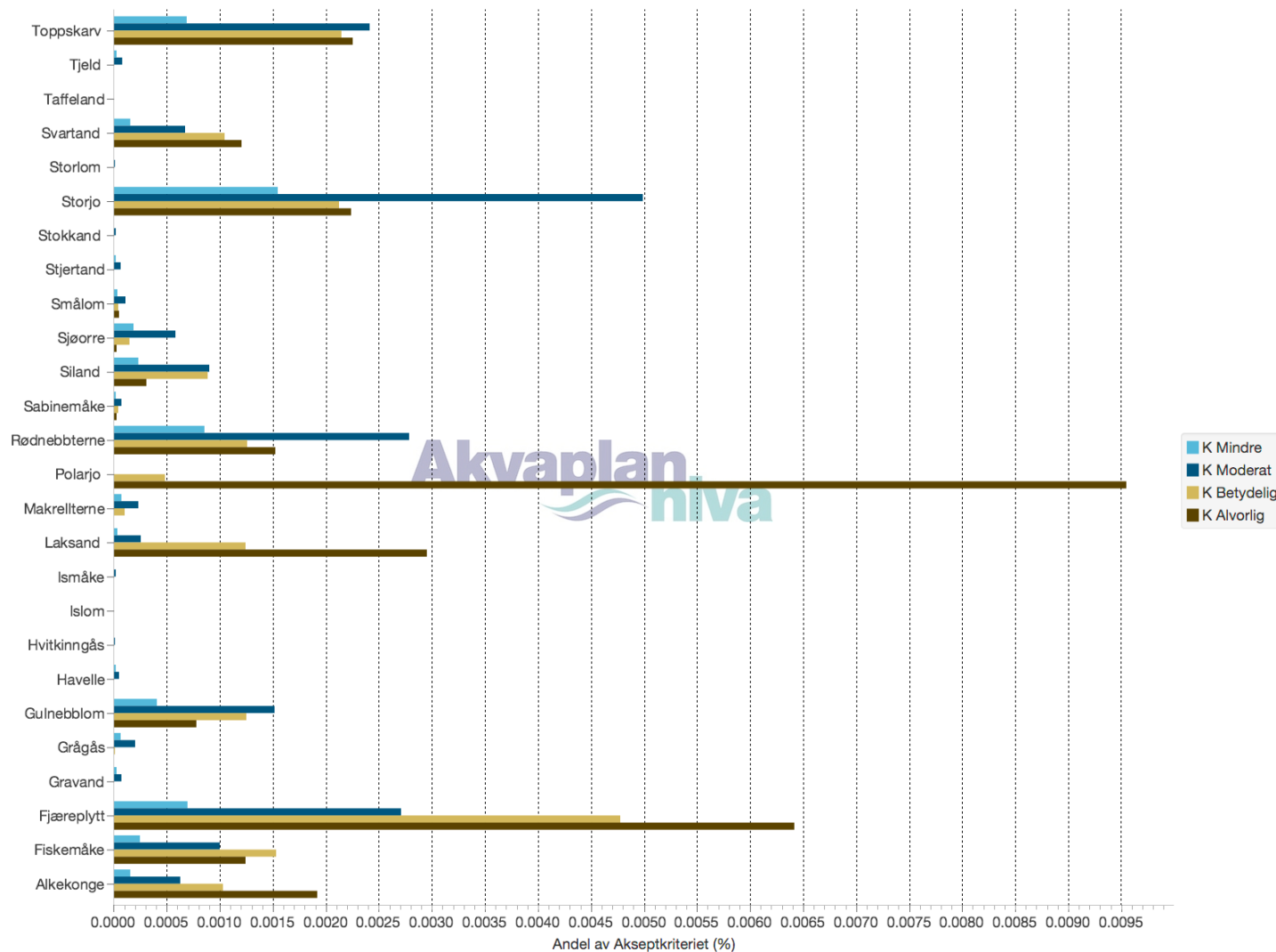
Figur 67 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (Barentshavet, november-juni).



Figur 68 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav som gav laveste utslag (Norskehavet, november-juni).



Figur 69 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært som gav høyeste utslag (november-juni).

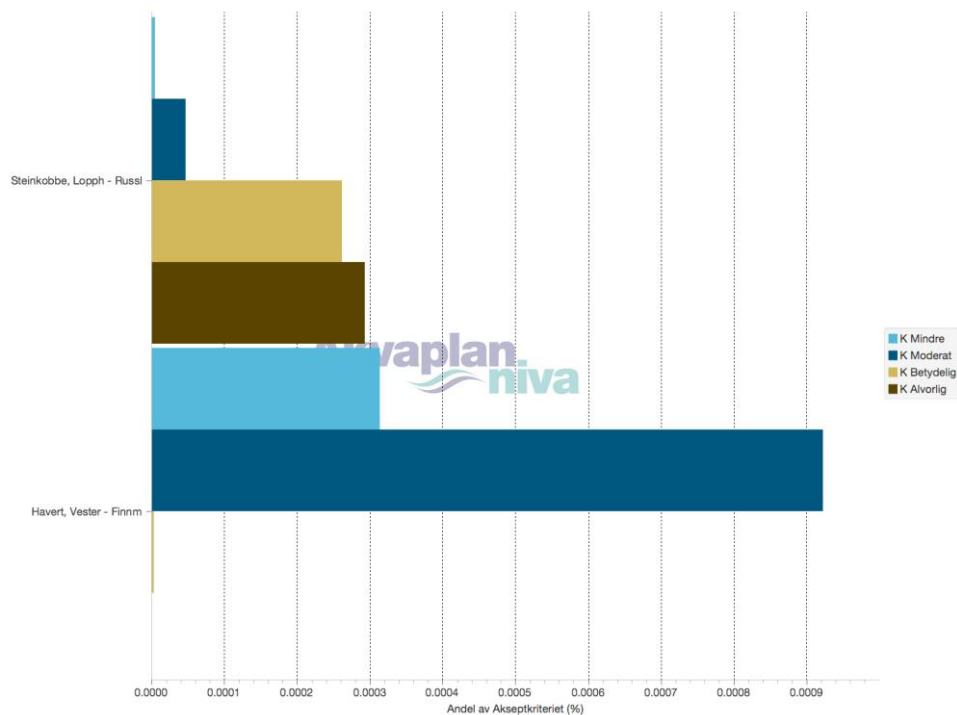


Figur 70 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært som gav laveste utslag (november-juni).



## 6.2.2 Miljørisiko for marine pattedyr

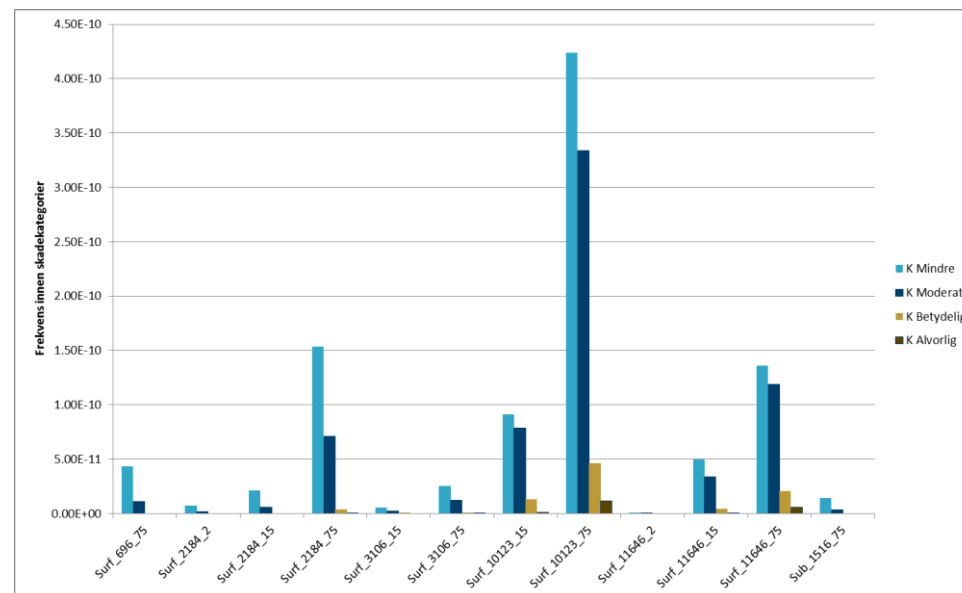
Det er gjennomført en kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden for både steinkobbe og havert kystnært på fastlandet. Det var knapt utslag i miljørisiko for noen av artene.



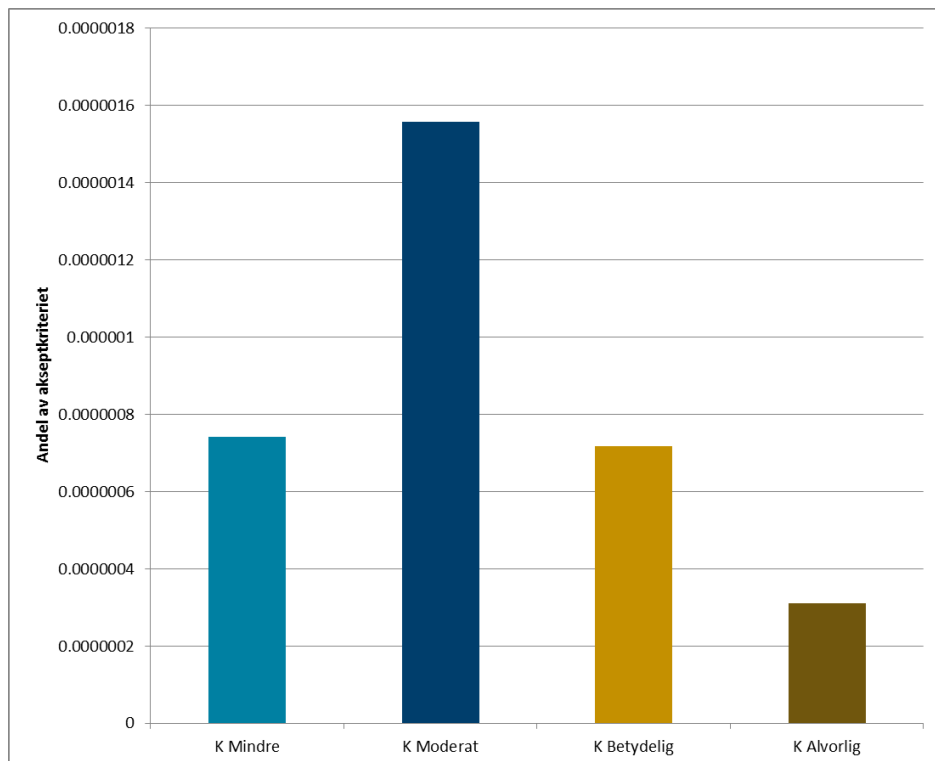
Figur 71 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for kystsel (november-juni).

## 6.2.3 Miljørisiko for strandressurser

Det er gjennomført en kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden for strandressurser. Det var knapt utslag i miljørisiko for strand i analyseperioden.



Figur 72 Miljørisiko for strand som frekvens i konsekvenskategorier for de scenariene som gav utslag (november-juni).



Figur 73 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for strand (november-juni).

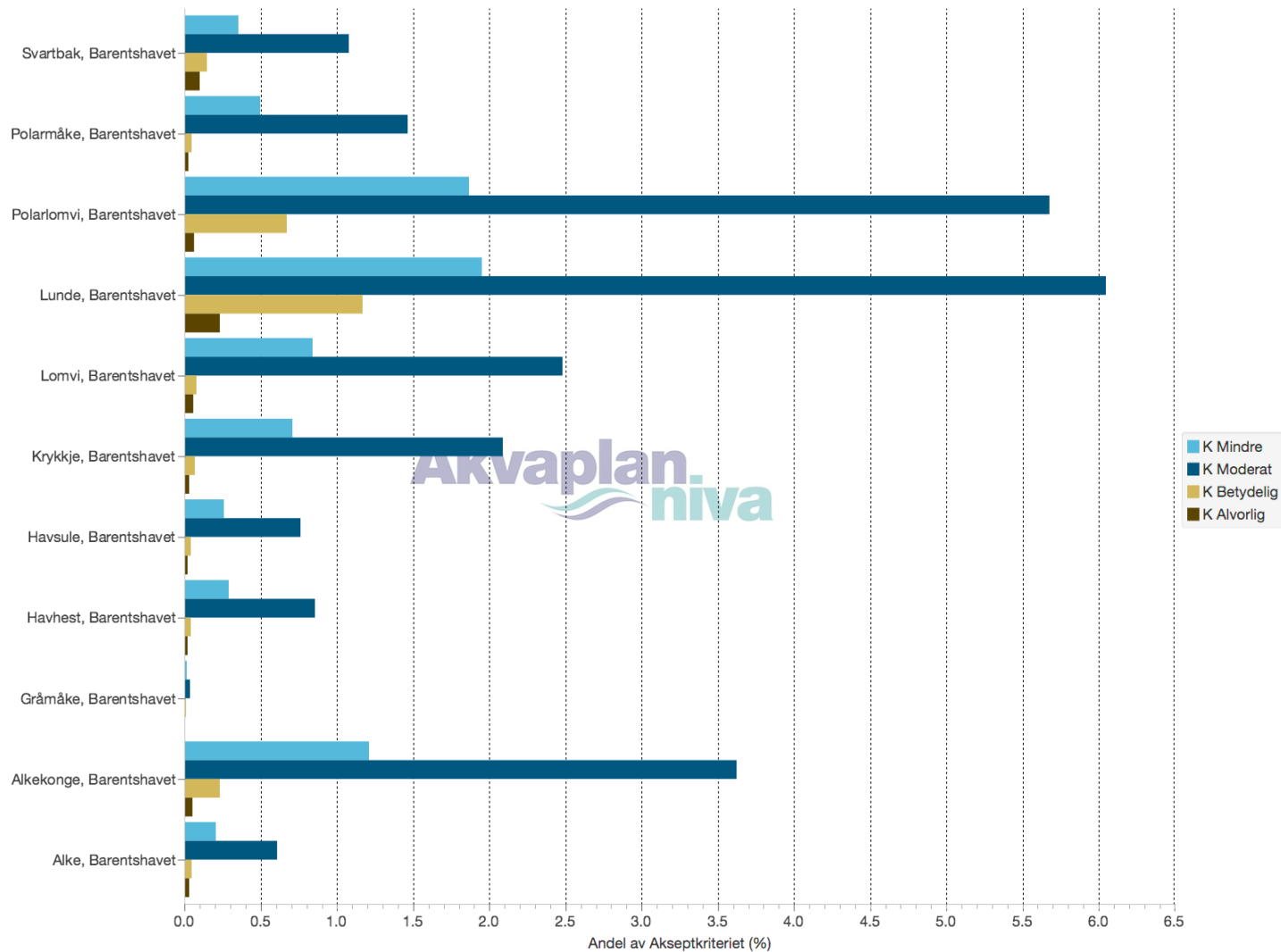
### 6.3 Miljørisiko ved forskyvning i boreperioden

I dette kapitlet presenteres den totale miljørisikoen for 3 perioder utover valgt analyseperiode, for å illustrere hvordan dette risikobildet utvikler seg dersom borestart forskyves med 3, 6 eller 9 måneder.

Resultatene viser at den maksimale miljørisikoen er lav for alle perioder (ca. 6-9 % av akseptkriteriet) og at det er lunde, polarlomvi og alkekonge som dominerer risikobildet i åpent hav.

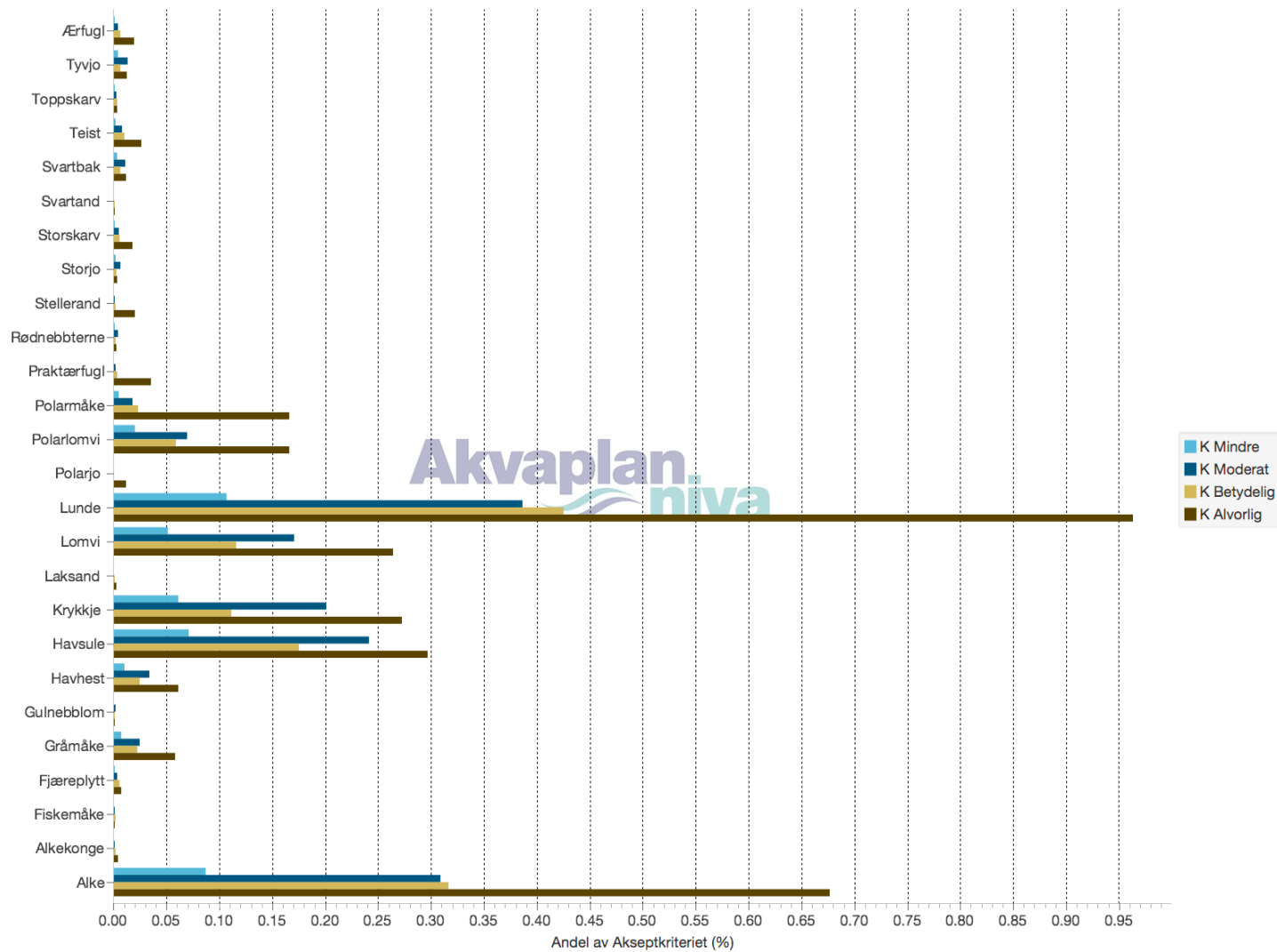
Kystnært er miljørisikoen lavere, den overstiger ikke 1 % av akseptkriteriet. Her gir alke, havsule, krykkje, lomvi, lunde og polarlomvi utslag, de høyeste i skadekategori Alvorlig. Miljørisiko er høyest i perioder som omfatter hekkeperioden.



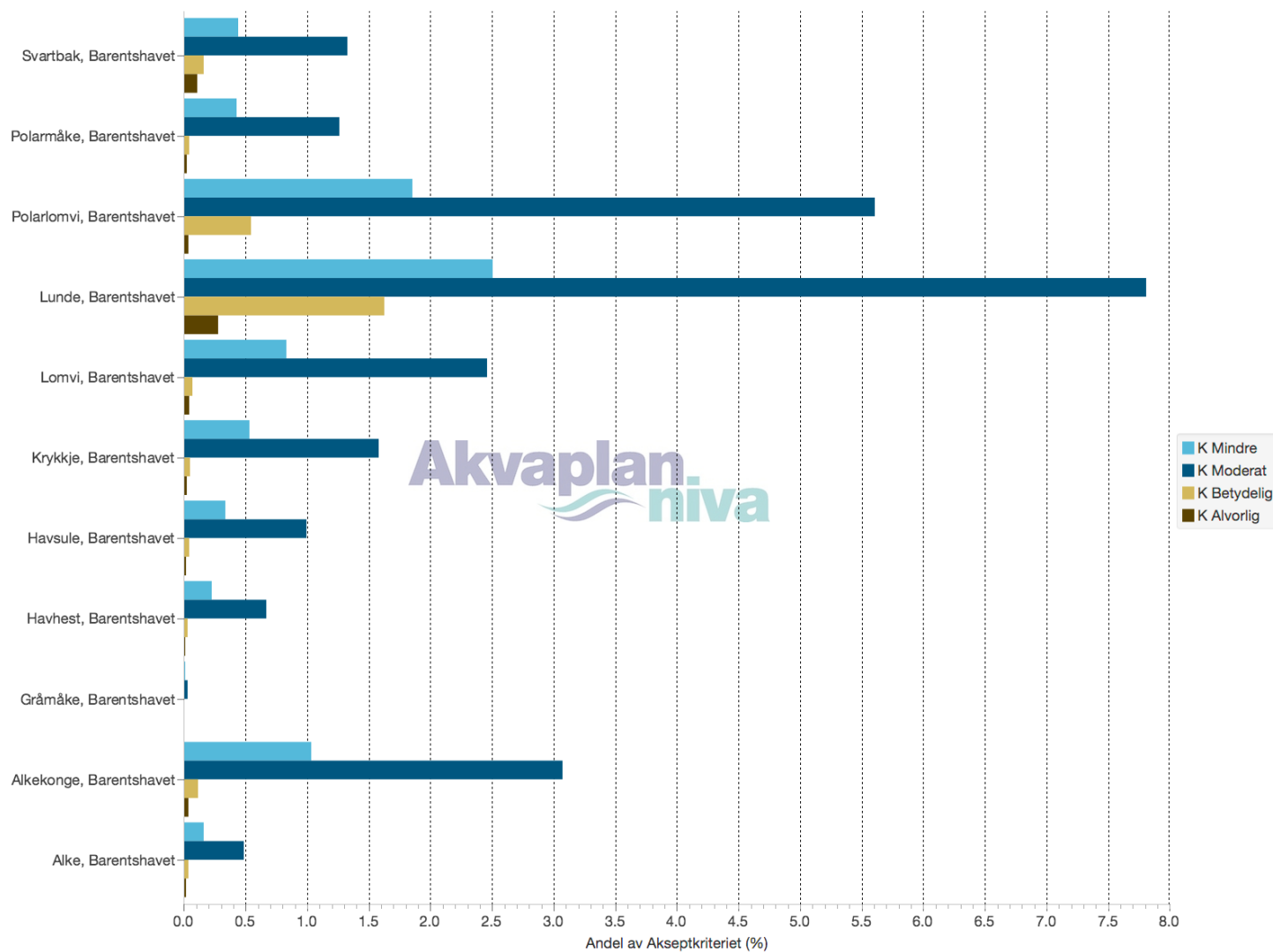


Figur 74 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for arter i åpent hav i Barentshavet med høyeste utslag i perioden februar-september.

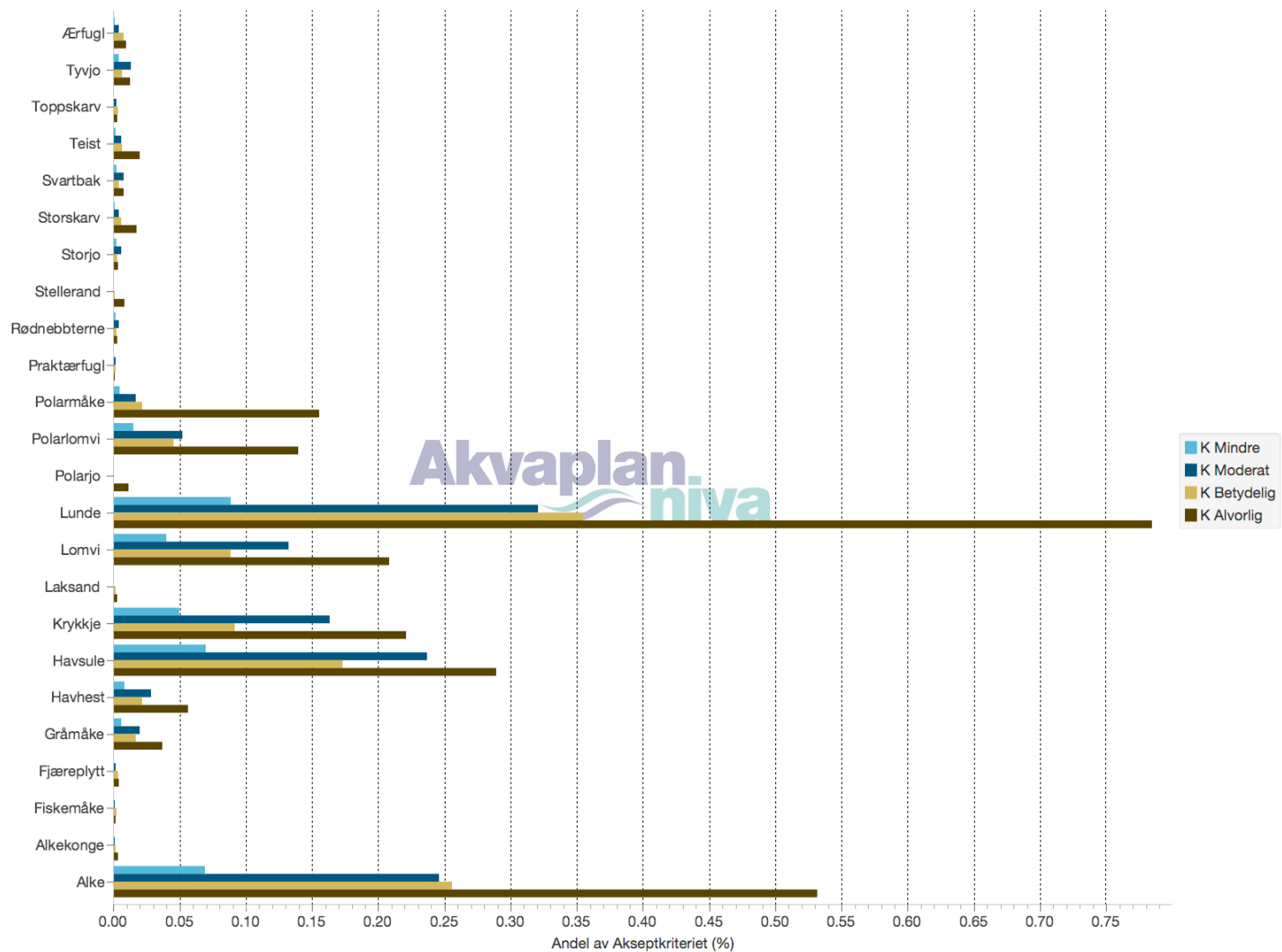




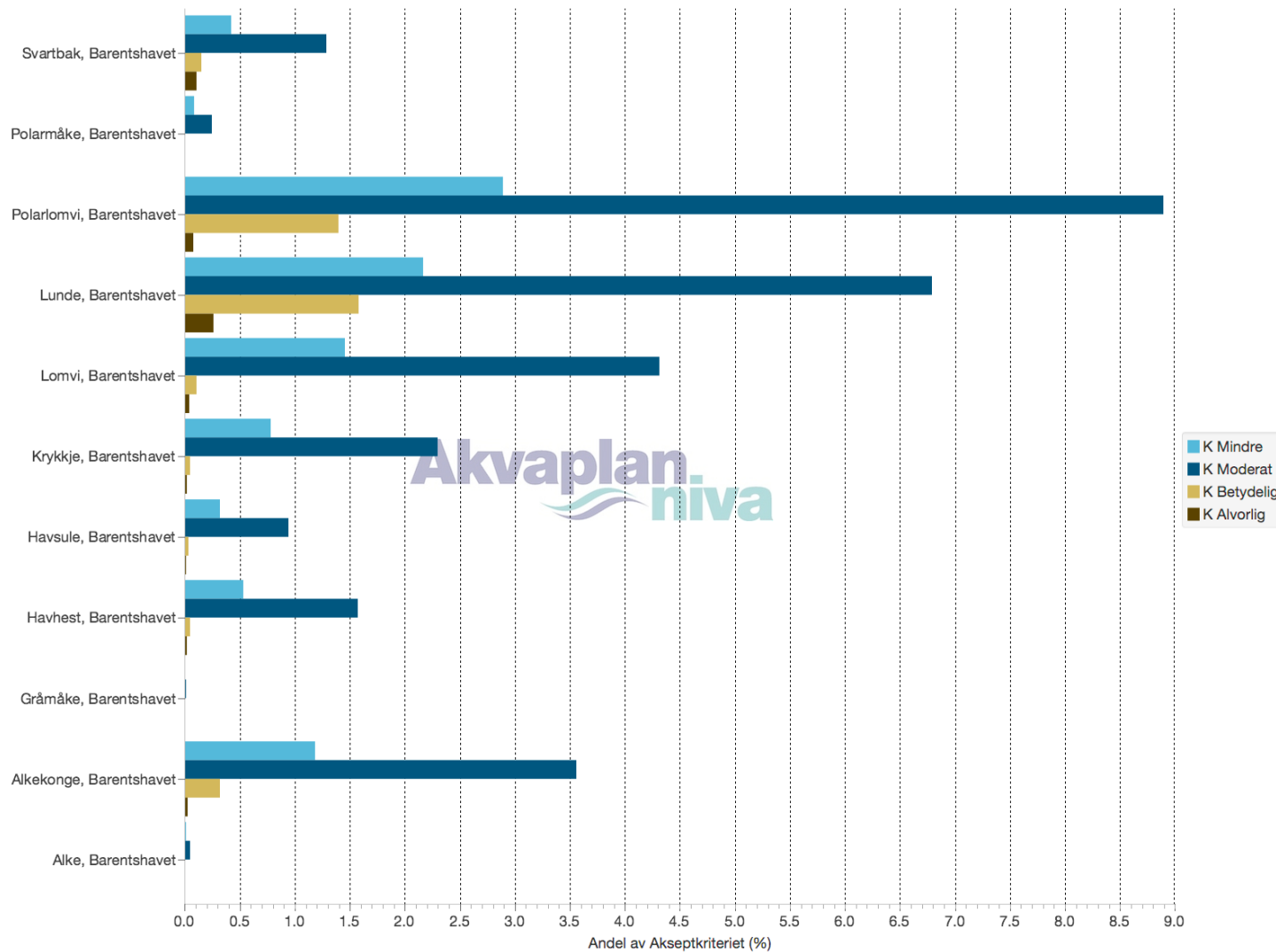
Figur 75 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for arter kystnært med høyeste utslag i perioden februar-september.



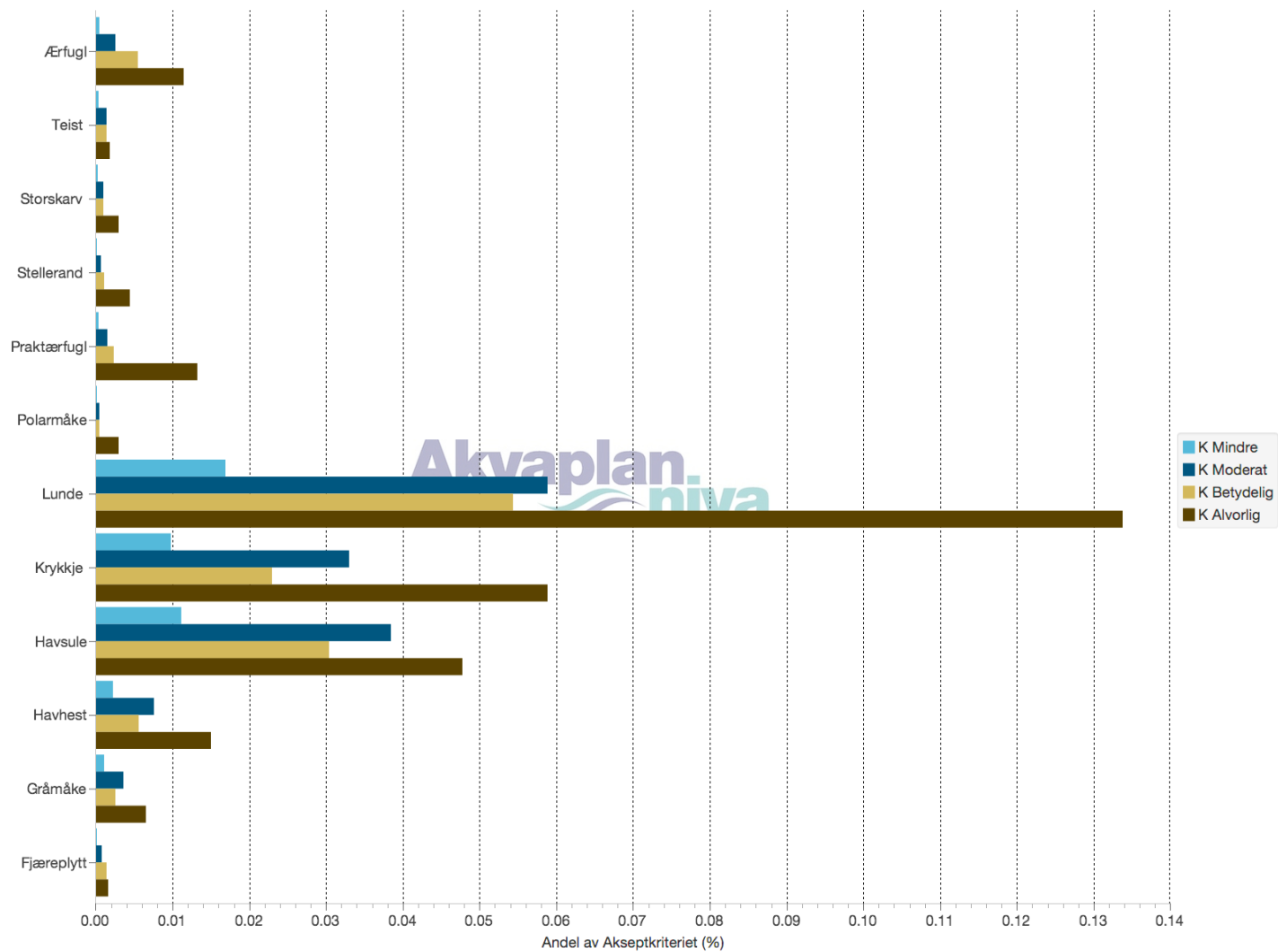
Figur 76 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for arter i åpent hav i Barentshavet med høyeste utslag i perioden mai-desember.



Figur 77 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for arter kystnært med høyeste utslag i perioden mai-desember.



Figur 78 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for arter i åpent hav i Barentshavet med høyeste utslag i perioden august-mars.



Figur 79 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for arter kystnært med høyeste utslag i perioden august-mars.



## 6.4 Overlappsanalyser

### 6.4.1 Marine pattedyr

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

#### 6.4.1.1 Blåhval

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

#### 6.4.1.2 Finnhval

En svært begrenset del i ytterkant av aktivitetens influensområde, vest/sørvest for Bjørnøya, overlapper med viktige leveområder for finnhvalen i analyseperioden. Konfliktpotensialet må derfor kunne betegnes som meget lavt.

#### 6.4.1.3 Grønlandshval

Det er ingen geografisk overlapp mellom viktige leveområder for grønlandshvalen i analyseperioden og aktivitetens influensområde.

#### 6.4.1.4 Hvalross

Det er ingen geografisk overlapp mellom hvalrossens liggeplasser og aktivitetens influensområde. Men, hvalrossen bruker iskanten aktivt og kan komme i konflikt med olje som driver inn i isfylte farvann når den er i næringssøk.

Konfliktpotensialet er størst om vinteren/tidlig vår, når iskanten er lengst sør. Konfliktpotensialet betegnes som meget lavt.

#### 6.4.1.5 Hvithval

En svært begrenset del i ytterkant av aktivitetens influensområde, rundt Bjørnøya, overlapper med viktige leveområder for hvithvalen i analyseperioden. Konfliktpotensialet må derfor kunne betegnes som meget lavt.

#### 6.4.1.6 Knølhval

En svært begrenset del i ytterkant av aktivitetens influensområde, rundt Bjørnøya, overlapper med viktige leveområder for knølhvalen i analyseperioden. Konfliktpotensialet må derfor kunne betegnes som meget lavt.

#### 6.4.1.7 Spermhval

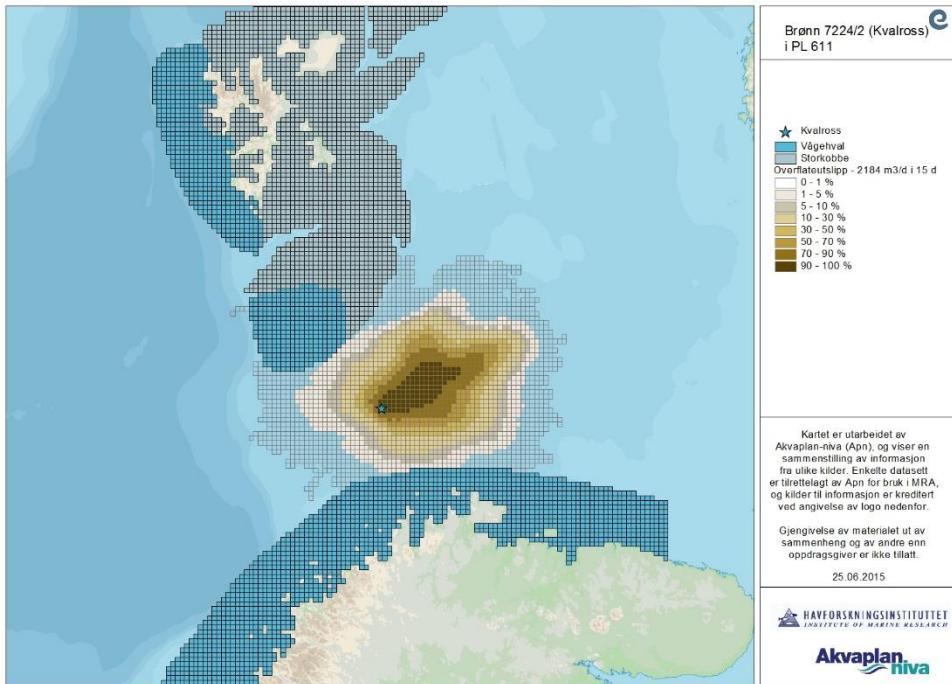
Det er ingen geografisk overlapp mellom viktige leveområder for spermhvalen i analyseperioden og aktivitetens influensområde.

#### 6.4.1.8 Storkobbe

Det er noe overlapp mellom storkobbens leveområde og aktivitetens influensområde. Merk at storkobbens leveområde er stort. At storkobben regnes som solitær det meste av analyseperioden reduserer samtidig sannsynligheten for større populasjonsmessige konsekvenser ved et evt. stort utilsiktet utslipp. Konfliktpotensialet betegnes som lavt.

#### 6.4.1.9 Vågehval

Det er noe overlapp mellom vågehvalens leveområde og aktivitetens influensområde rundt Bjørnøya og inn mot Finnmarkskysten. Merk at vågehvalens leveområde er stort. Konfliktpotensialet betegnes som lavt.



Figur 80 Potensiell overlapp mellom aktivitetens influensområde (gitt ved rate og varighet over vektet verdi) og leveområder/trekkruiter for utvalgte marine pattedyr.

#### 6.4.2 Bjørnøya Naturreservat

Eventuell drift av olje inn i Bjørnøya Naturreservat (se avsnitt 5.5) vil kunne ha effekter på 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

Resultatene 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. Som diskutert ovenfor er resultatene for kystnær sjøfugl på Bjørnøya konservative, ved at de omfatter områder ut til 100 km fra øya.

De største hekkekoloniene på Bjørnøya befinner seg i hovedsak i de høye fuglefjellene på sørpissisen. Fuglene er imidlertid ikke tilstede i hekkekolonien før i mars, og det er derfor perioden mars-juni som slår ut innen analyseperioden. De viktigste artene er omtalt under, og disse er analysert med svært konservative datasett, som gjør bruk av funksjonsområder og er tilrettelagt med en svært 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 for f.eks. 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 81 og Figur 82. Figur 82 viser konservativiteten i tilretteleggingen av kystnære datasett.

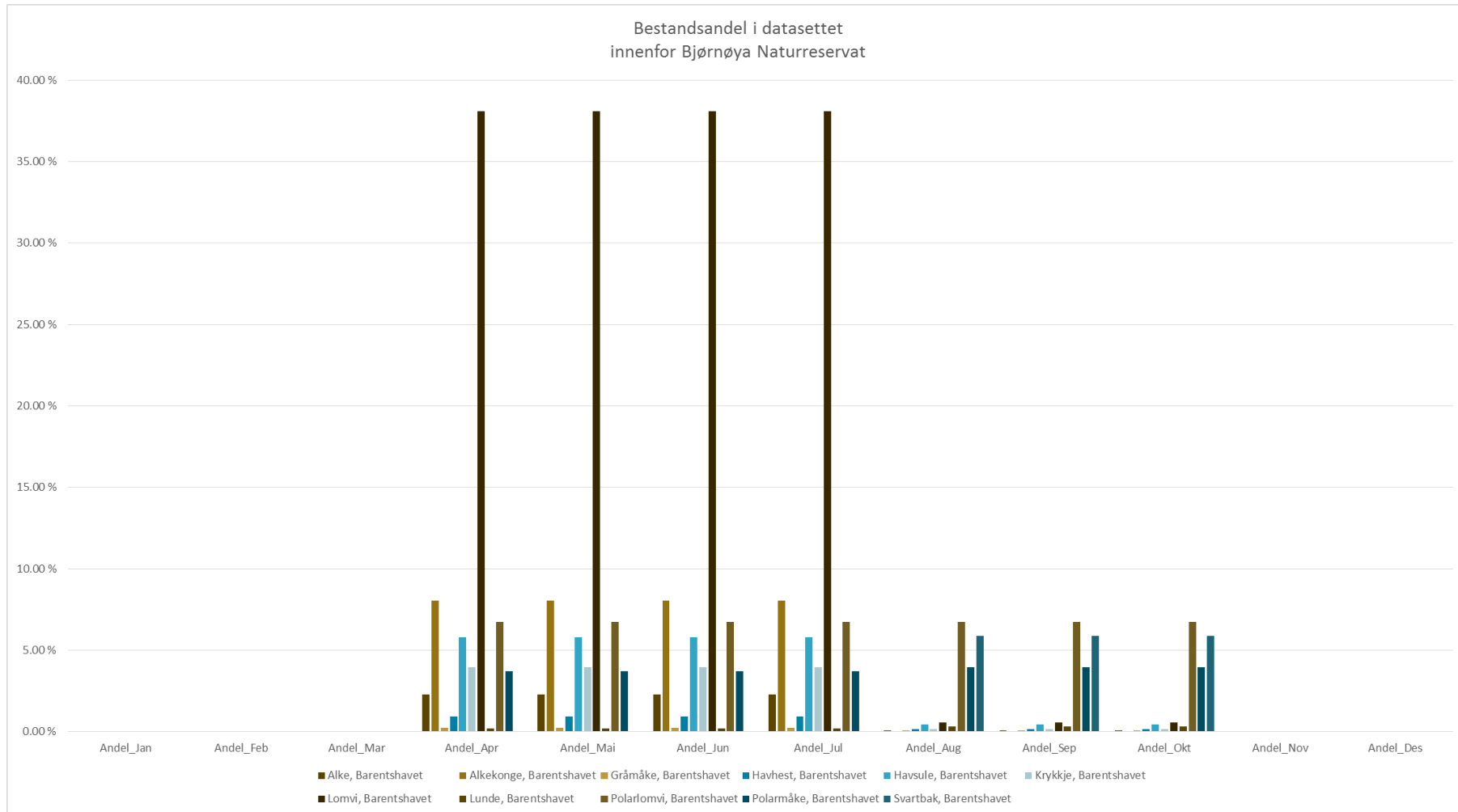
Av de artene som er tilstede på Bjørnøya dominerer disse mest;

Kystnært: havhest, krykkje, lomvi, polarlomvi og polarmåke.

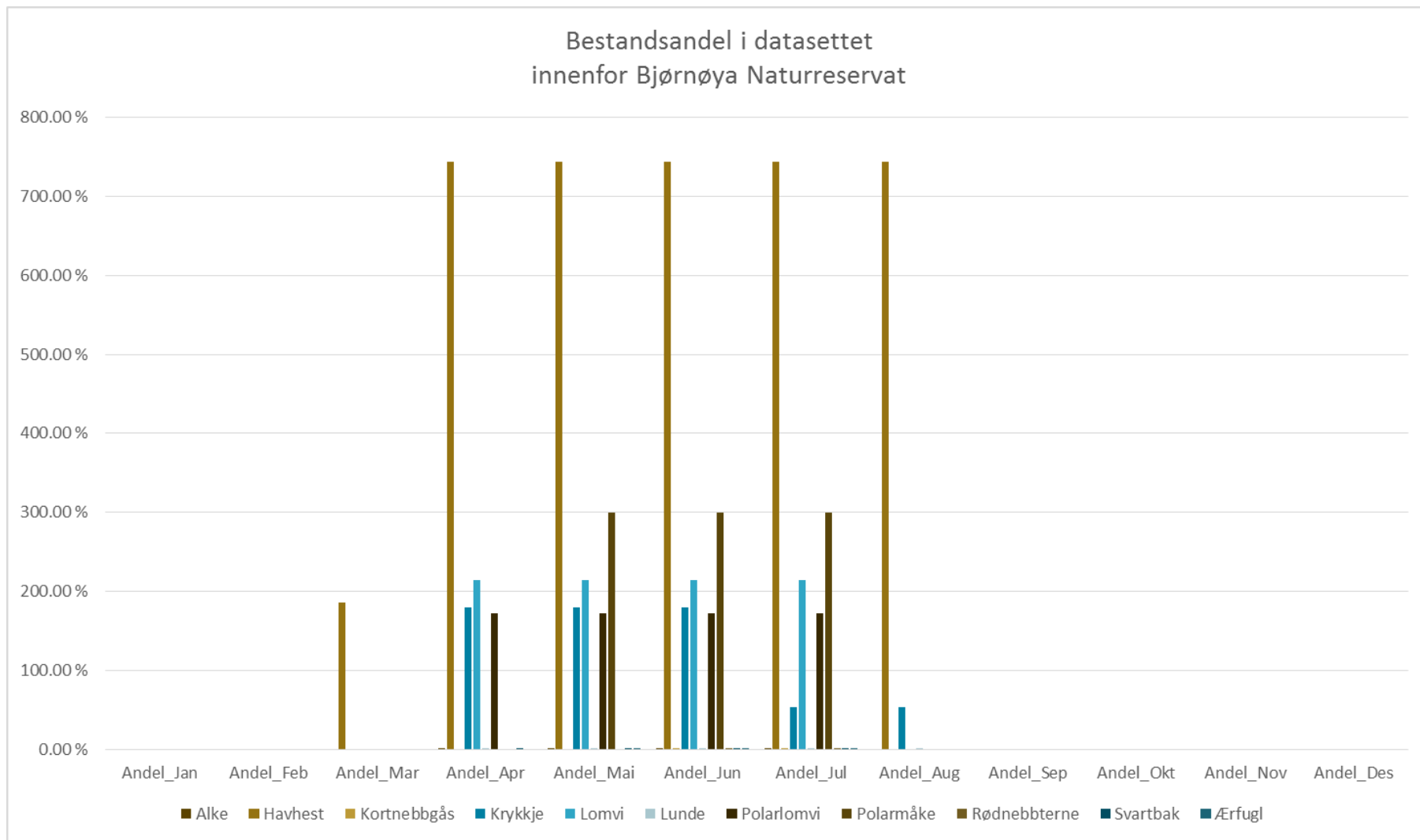
Åpent hav: alke, alkekonng, krykkje, lomvi, polarlomvi og polarmåke.

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

Sannsynlighet for påvirkning av modellruter som omfattes av Bjørnøya Naturreservat varierer som vist i Tabell 12 og Tabell 13.



Figur 81 Summen av bestandsandeler (%) av artene i åpent hav som ligger innenfor området definert som Bjørnøya Naturresevat.



Figur 82 Summen av bestandsandeler (%) av artene kystnært som ligger innenfor området definert som Bjørnøya naturreservat. Figuren viser konservativiteten av tilretteleggingen av bestandsandeler.

## 7 Beredskapsanalyse

### 7.1 Innledning

Dersom et utslipp skjer vil en rekke oljevernressurser mobiliseres gjennom Norsk Oljevernforening For Operatørselskap (NOFO). Dette omfatter bl.a. utstyr for deteksjon av olje på overflaten, utstyr og personell for bekjempelse av olje-forurensning, samt iverksetting av miljøundersøkelser.

Operatøren har det fulle ansvaret for aksjonen og forestår strategiske beslutninger om prioriteringer og disponering. NOFO iverksetter disse på vegne av operatøren.

Begrepet ”oljevernssystem / system” vil bli benyttet utover i beredskapsanalysen. Et oljevernssystem består i denne sammenheng av et fartøy med oljeopptaker og lagringstank for oppsamlet oljeemulsjon, en lense, samt slepefartøy for lensen. For mekanisk opptak kan det også være konfigurasjoner hvor paravan brukes i stedet for slepefartøy for lensen. Systemer for kjemisk dispergering vil ikke ha behov for lagring av oppsamlet oljeemulsjon.

Informasjon om systemtyper, dimensjoneringskriterier og forutsetninger, samt annen informasjon om operatørens beredskap, er beskrevet på NOFO sine nettsider ([www.nof.no](http://www.nof.no)).

Kystverket sin analyse av statlig beredskap (Kystverket, 2011, vedlegg C og D) inneholder beskrivelse av hovedtyper av systemer og deres egenskaper, og det henvises til denne for utfyllende informasjon.

Beredskapsanalysen er gjennomført iht. Statoil sin metode (Statoil, 2013), som er innen rammene av Norsk olje og gass sin veiledning for miljørettet beredskapsanalyse (NOROG, 2013), med forutsetninger som beskrevet hos NOFO og i Statoil sin dokumentasjon. Videre er analysen gjennomført for å identifisere beredskapsløsninger som kan møte de ytelseskrav Wintershall har satt for aktiviteten (se kapittel 1.4).

Det er lagt vekt på å belyse hvordan beredskapsmessige vurderinger er koblet mot de utslippsscenarioene som er beskrevet, samt å vise koblingen mellom miljørisiko og beredskap, bla. i form av identifiserte fokusområder for utsatte miljøressurser i åpent hav og ved kysten. Wintershall har i tråd med Klifs (nå Miljødirektoratets) søknadsveileder (Klif, 2011) valgt å adressere kyst- og strandsoner for denne aktiviteten.

### 7.2 Tilgjengelige beredskapsressurser

NOFO har på vegne av operatørene etablert et beredskapsnivå dimensjonert for felt i produksjon på norsk sokkel. Nivået er basert på feltvise analyser av beredskapsbehov.

Beredskapsnivået utgjøres av en kombinasjon av systemer permanent utplassert på områdeberedskapsfartøy i sentrale produksjonsområder, samt på NOFOs landbaserte baser langs norskekysten. For operasjoner i etablerte områder i Nordsjøen og Norskehavet vil systemer fra områdeberedskapskapen normalt ha kortest responstid.

Når det gjelder disponering av ressurser og strategier vil dette omtales i forhold til resultatene fra analysen av miljørisiko, med vekt på beskyttelse av utsatte naturressurser.

Tabell 15 viser avstander, gangtider og responstider for de oljevernressursene som er vurdert som mest aktuelle for aktiviteten. For landbaser er det lagt til grunn at fartøy ligger ved basen.

#### 7.2.1 Stående beredskap

I ni områder på sokkelen er det etablert områdevis og feltvise beredskapsløsninger, med oljevernressurser fra NOFO plassert permanent om bord på fartøyer;

*Norskehavet*



- Haltenbanken (1 system)
- Tampen (1 system)
- Gjøa (1 system)
- Troll/Oseberg (2 systemer)

#### *Nordsjøen*

- Balder (1 system)
- Sleipner/Volve (1 system)
- Ula/Gyda/Tambar (1 system)
- Ekofisk (1 system)

#### *Barentshavet*

- Goliat (1 system)

I tillegg til ressursene nevnt over har Statoil et avløserfartøy (Stril Merkur) med tilsvarende utstyr og ytelse som stående beredskapsfartøy (inkl. dispergering), slik at det totale antallet fartøy i stående beredskap er 11.

Dette er ressurser med betydelig raskere responstid enn fra de landbaserte basene, både grunnet kortere gangtid og at det ikke er behov for tid til lossing, lasting og klargjøring. Det er definert frigivelsestider for mobilisering ut av området, som varierer fra 1 til 6 timer.

### **7.2.2 Landbaserte baser**

NOFOs landbaserte baser er som følger;

- Stavanger
- Mongstad
- Kristiansund
- Sandnessjøen
- Hammerfest

Hver av basene har minimum 2 komplette NOFO-systemer, 3 kystsystemer, samt vaktgående personell. Current Buster m/paravan er utplassert på Mongstad (3), i Sandnessjøen (2) og i Hammerfest (3).

For systemer fra NOFOs landbaserte baser regnes det, i analysesammenheng, 10 timer fra varsel om mobilisering til et fartøy ved basen er klar til å forlate basen

med systemet om bord. Om man trekker på flere systemer fra samme base vil dette kunne gå fra basen 30 timer etter varsel om mobilisering.

### **7.2.3 Beredskapsnivå**

Avstanden fra 7224/2 til NOFOs beredskapsressurser er gitt i Tabell 15.

Tabell 15 Gangtider og responstider for aktuelle oljevernressurser for aktiviteten. Gangtid og best oppnåelige responstid avrundet oppad til nærmeste hele time.

Lokalisering	Avstand (km)	Avstand (n.m)	Mobilisering og klargjøring, frigivelse og utsetting (timer)	Gangtid (timer)	Total responstid (timer)
Goliat, stående beredskap	157	85	5	7	12
NOFO Base, Hammerfest 01	237	128	11	10	21
NOFO Base, Hammerfest 02	237	128	31	10	41
Haltenbanken, stående beredskap	1088	588	2	42	44
<b>Slepefartøy</b>					
Sleper mobiliseres gjennom NOFO					36

### 7.3 Beredskapsmessige utfordringer ved aktiviteten

Basert på brønnens plassering, planlagt boreperiode og utstrømningspotensiale er følgende forhold identifisert som viktige i analyse og plan:

- Moderat høye rater ved utstrømning fra åpent hull (når hele reservoaret er eksponert og BOP helt åpen).
- Relativt stort influensområde, som også omfatter russisk farvann.
- Referanseoljen har et moderat hurtig vannopptak.
- Tildels svært begrenset med operasjonslys i vinterperioden og stor avstand til oljevernressurser.

### 7.4 Brønnsesifikke utstrømningsrater som grunnlag for dimensjonering

Som beskrevet ovenfor vil en ukontrollert utstrømning fra brønn 7224/2 i følge studien fra Acona kunne føre til flere ulike nivåer av utstrømningsrater. En beskrivelse av hendelsestyper relevant for miljørisiko og beredskap er gitt i kapittel 2.6.

I tråd med Wintershalls ytelseskrav for aktiviteten er vektet rate for en overflate-utblåsning valgt som dimensjonerende for beregning av beredskapsbehov.

I denne analysen vil konsekvensene av de ulike utblåsningsratene på beredskapsbehovene diskuteres. Dette som underlag for utarbeidelse av en brønnsesifikk beredskapsplan hvor det belyses hvordan en eskalering fra den etablerte beredskapsløsningen skal kunne skje, om behovet skulle oppstå.

Analysen vil også adressere hvordan ulike vær-situasjoner vil påvirke beredskapsbehovene.

## 7.5 Behov for og virkning av havgående beredskap

### 7.5.1 Effektivitet og kapasitet

Virkningen av havgående beredskap er en funksjon av to faktorer:

- Effektivitet, som angir hvor stor andel av den oljeemulsjonen som kommer inn i lensen som samles opp eller dispergeres kjemisk.
- Kapasitet, som angir hvor stor mengde oljeemulsjon et oljevernssystem er i stand til å bekjempe eller samle opp pr. døgn.

Effektiviteten av mekanisk oppsamling vil variere med værforholdene. Under optimale forhold, med lite bølger, vil den kunne være opp mot 80 %. Under dårlige forhold, med høye bølger, vil oppsamling ikke være aktuelt.

Kapasiteten til et standard NOFO-system er i utgangspunktet 2400 m<sup>3</sup>/d, ved døgnkontinuerlig drift og pumping av oppsamlet oljeemulsjon fra oljevern-fartøyets tanker (minst 1000 m<sup>3</sup>) over til en skytteltanker.

Ved bruk av fartøyer med større lagringstanker vil kapasiteten være høyere, fordi oppsamling kan skje over en lengre periode før tankene må tømmes.

Den havgående beredskapen har som målsetning å bekjempe utslippet nærmest mulig kilden, mens forurensningen er relativt samlet. Denne strategien sikrer effektiv innsats og bekjempelse av oljen før den spres utover, kan forårsake skader på miljøet og er vanskeligere å samle opp.

Kjemisk dispergering er et alternativ eller supplement til oppsamling dersom oljen ved test viser seg å være dispergerbar, og vil ved anvendelse redusere potensiell miljøskade på ressurser på havoverflaten og i strandsonen.

I innsatsen nær kilden vil oljevernressursene i en utslippssituasjon disponeres slik at de oppnår best mulig effekt. Dette gjøres f.eks. ved å dirigere opptaket mot de tykkeste delene av oljeflaket.

I analysesammenheng (ref. beregningsmetoden) benyttes begrepet barriere 1 for de oljevernssystemene som opererer nærmest kilden (på 2 timer gammel olje) og barriere 2 for systemer som opererer i noe større avstand (på 12 timer gammel olje). Det er den samme typen systemer som benyttes i begge disse barrierene, men i analysene legges det til grunn en lavere effektivitet for systemene som opererer i større avstand fra utslippskilden, i tråd med at det lenger fra kilden forventes å være lavere filmtykkelse, slik at oljeopptakeren tar mer vann og mindre olje.

Wintershall benytter bla. dimensjoneringskriteriet om å ”ha tilstrekkelig kapasitet i hver barriere” (Tabell 2). For havgående beredskap kan dette ansees å være resultatet av en innsats/utbyttevurdering. Ved tilførsel av flere systemer vil virkningen pr. system reduseres, bla. grunnet redusert tilgang på olje, samt spredning på overflaten.

En rask respons vil bidra til å starte bekjempelsen før olje får spredd seg utover nærområdet til utslippspunktet i vesentlig grad. Variasjoner i responstider vil under ellers like forhold bli reflektert direkte i bekjempet mengde, mens den relative effekten (opptak mot utslippsmengde) naturlig nok vil være størst på kortvarige utslipp.

Bakgrunnen for verdiene og tilhørende antagelser er dokumentert i tidligere angitte referanser.

### 7.5.2 Emulsjonsmengder ved ulike værforhold

Som diskutert tidligere i rapporten vil vindforholdene ved et eventuelt utslipp ha stor betydning for oljens drift og levetid på sjø. Med bakgrunn i data fra met.no varierer den gjennomsnittlige vindhastigheten i analyseperioden fra 5,7-8,4 m/s. Referanseoljens egenskaper ved 10 m/s benyttes derfor til videre vurderinger.

Vindhastighet og -retning varierer imidlertid fra dag til dag. Det er av den grunn valgt å illustrere hvordan vindhastigheten vil kunne påvirke emulsjonsdannelse

og massebalanse for et utslipp av Realgrunnen innenfor det området hvor den havgående beredskapen vil ha sitt primære operasjonsområde.

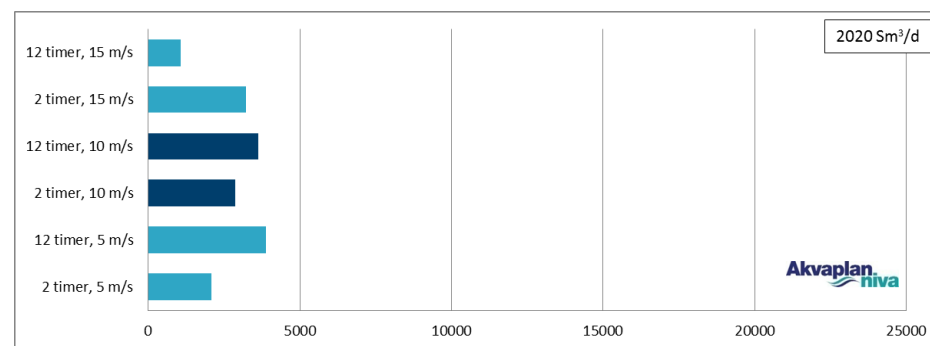
Figur 83 og Figur 84 illustrerer de emulsjonsmengdene som er igjen på overflaten etter 2 og 12 timers drift på sjøen, under ulike vindforhold for tre av rategruppene fra oljedriftsberegningene, samt vektet rate. Beregningene er gjennomført for overflateutslipp, da disse hendelsene gir størst mengde olje på overflaten.

Ved tap av brønnskontroll er sannsynligheten for overflateutslipp for denne typen innretninger 20 %, og sjøbunnsutslipp 80 %. Innen hver rate er mengdene for forventede vindforhold (10 m/s) vist i mørk blått.

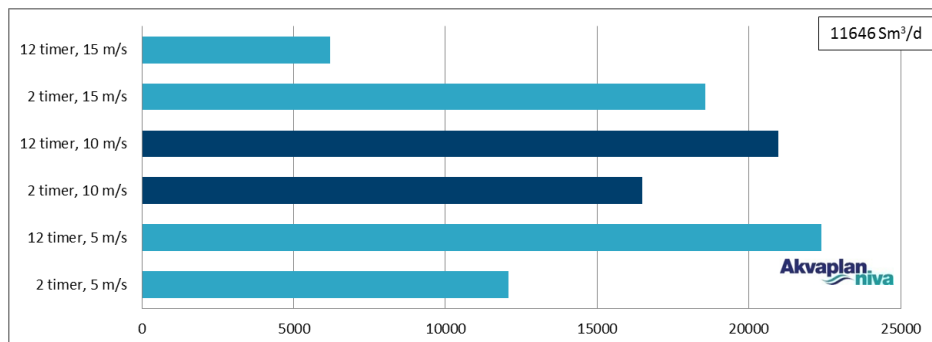
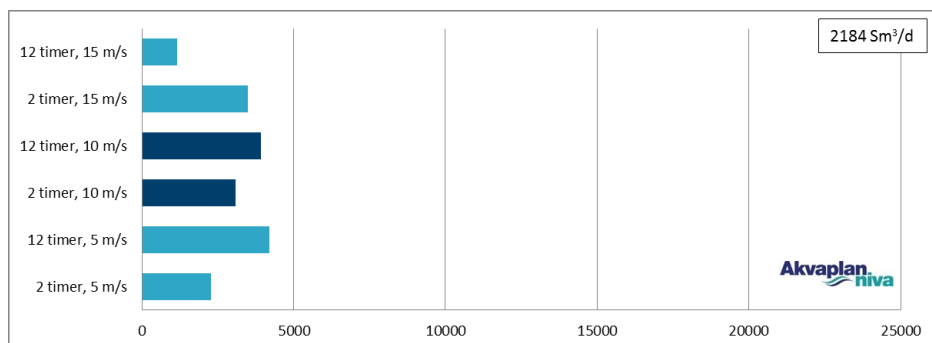
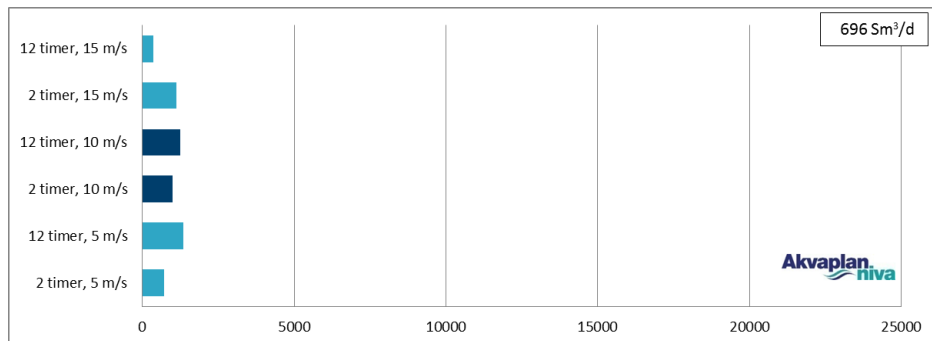
Som det fremgår av figurene (Figur 83 og Figur 84) vil det laveste nivået av utstrømningsrater for et overflateutslipp (696 m<sup>3</sup>/d) gi maksimale mengder emulsjon på i underkant av 1 400 m<sup>3</sup>/d. Fra rate-/varighetsmatrisen ser vi at denne typen hendelser er aktuelle i ca. 70 % av overflateutslippene.

Det høyeste nivået av utstrømningsrater (11 646 m<sup>3</sup>/d) gir maksimale emulsjonsmengder på i underkant av 23 000 m<sup>3</sup>/d. Denne typen hendelser er aktuelle i ca. 2 % av overflateutslippene.

Utstrømning med vektet rate (2 020 m<sup>3</sup>/d) gir maksimale emulsjonsmengder i underkant av 2 900 m<sup>3</sup>/d etter 2 timer og i underkant av 3 700 m<sup>3</sup>/d etter 12 timer ved 10 m/s vind. Denne utstrømningsraten danner grunnlaget for dimensjonering av den havgående beredskapen.



Figur 83 Emulsjonsmengde på overflaten under ulike vindforhold ved utstrømning av Realgrunnen råolje for vektet rate. Forventede forhold er vist i mørk blå.



Figur 84 Emulsjonsmengde på overflaten under ulike vindforhold ved utstrømning av Realgrunnen råolje for henholdsvis laveste rate, rate nærmest over vektet, samt høyeste rate for overflateutslipp. Forventede forhold er vist i mørk blå.

### 7.5.3 Virkning ved ulike værforhold

Virkingen av den havgående beredskapen vil være høyere ved gode værforhold. Nedblanding av oljen er høyere ved sterkere vind, ved roligere værforhold er det begrenset nedblanding av denne oljetypen.

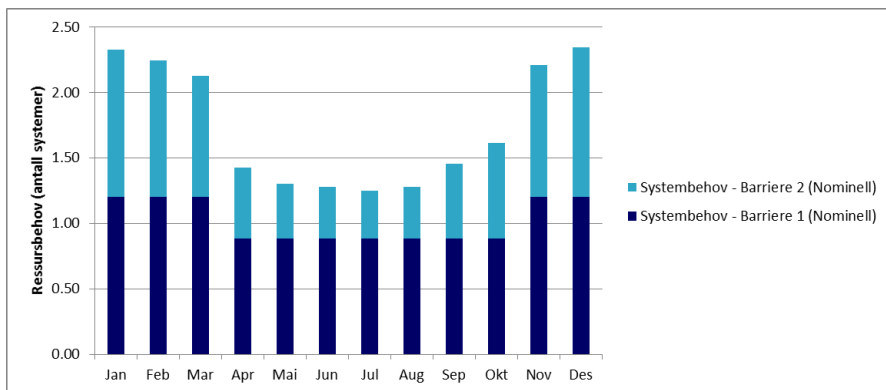
Ved økende vindstyrker vil virkingen av havgående beredskap være lavere, men da vil også emulsjonsmengden ha kortere levetid på sjøoverflaten pga. høyere nedblanding, som gir mindre emulsjon på overflaten etter en viss tid.

Ved periodevis sterk vind etterfulgt av roligere perioder vil nedblandet olje igjen kunne stige til overflaten. Det er i den forbindelse viktig å sikre tilgangen til operativ oljedriftsmodellering, fjernmåling og metoder for deteksjon av olje, som grunnlag for eventuelle valg av bekjempelsestiltak.

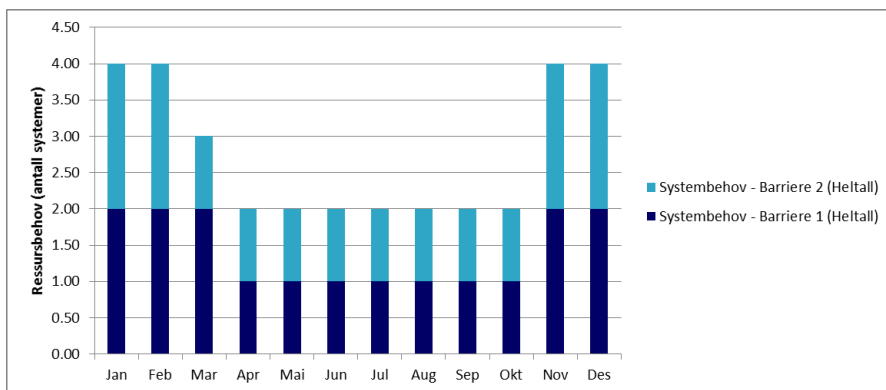
### 7.5.4 Beredskapsbehov i åpent hav gjennom året

Av det ovenstående følger at endringer i klimatiske forhold gjennom året fører til ulike mengder emulsjon som dannes og ulik effektivitet av oljevernberedskapen. Figur 85 og Figur 86 viser variasjonen gjennom året i behov for antall systemer i den havgående beredskapen, beregnet for vektet rate.

I første del av den planlagte aktivitetsperioden (november til mars) er det samlede systembehovet i den havgående beredskapen (barriere 1 og 2) i overkant av to systemer (Figur 85). I denne perioden vil anvendelse av tre systemer i en optimal konfigurasjon med en todelt barriere 1 (1a og 1b) gi en ca. 30 % bedre total ytelse enn hva tilfellet vil være ved bruk av et standard barriereoppsett med to systemer i hver hovedbarriere. En havgående barriere med tre systemer i perioden november til mars og to systemer i andre del av boreperioden vil derved tilfredsstillende aktivitetens ytelseskrav.



Figur 85 Variasjon i systembehov i havgående beredskap gjennom året.



Figur 86 Variasjon i systembehov i havgående beredskap gjennom året, vist som behov beregnet i heltall systemer for hver barriere.



## 7.6 Løsninger for å møte ytelseskravene

Operatørens ytelseskrav er beskrevet i kapittel 1.3. Ytelseskravene som er direkte relatert til analysen vil kunne adresseres/dekkes av en rekke ulike beredskaps-løsninger. I forslaget og beregningene nedenfor er det tatt utgangspunkt i generelle prinsipper om kildenær bekjempelse og robuste systemer i den havgående beredskapen.

Brønnen ligger ca. 183 km fra kysten. Boreoperasjonen planlegges gjennomført i perioden november-april (analyseperioden strekker seg tom. juni). Området har relativt beskjedne endringer i sjøtemperatur i analyseperioden; fra 4,3 °C i april måned til 8,1 °C i august. I hovedsak minsker vindstyrken igjennom analyseperioden, det samme gjør andelen med høye bølger.

Sannsynligheten for stranding, gitt en ukontrollert utstrømning fra brønnen, er ca. 0,1 %. Det eksisterer ingen 95-prosentil for minste drivtid til land eller strandet emulsjonsmengde. Se forøvrig avsnitt 5.2 for drivtider og strandingsmengder.

Hvordan det enkelte ytelseskrav kan møtes er beskrevet nedenfor.

- ***Sikre en fullt utbygget havgående beredskap (tilstrekkelig kapasitet til å håndtere mengden emulsjon som følger av vektet utstrømningsrate) så raskt som mulig, ut fra best oppnåelig responstid.***

For den planlagte boreperioden vil det være behov for ytelse tilsvarende 3 NOFO-systemer (se kapittel 7.5.4), som kan hentes innen 41 timer (Tabell 15).

- ***Bekjempe 95-prosentil av størst strandet mengde i kyst- og strandsone, hensyntatt effekt av tiltak i foregående barrierer.***

Det eksisterer ingen 95-prosentil for minste drivtid til land eller strandet emulsjonsmengde.

### 7.6.1 Tiltaksalternativer

Emulsjonen som dannes betegnes som «kjemisk dispergerbar» i inntil 3 timer ved lave vindstyrker vinterstid og 12 timer sommerstid. I senere tidssteg og/eller ved sterkere vind klassifiseres emulsjonen som «reduert kjemisk dispergerbar» eller med «lav/dårlig dispergerbarhet».

Det gjennomføres likevel en analyse av netto miljøgevinst av ulike tiltakstyper, og konklusjonene av denne vil inngå i den brønnsesifikke beredskapsplanen som utarbeides for 7224/2.

Ved en eventuell hendelse vil biologiske grunnlagsdata og oljeprøver innhentes for en gjennomføring av analyse av netto miljøkonsekvens og revurdering av tiltaksvalg.

## 7.7 Oppsummering og anbefalt beredskapsløsning

Lisens 611 ligger i Barentshavet. Brønn 7224/2 (Kvalross) har posisjonen 72° 46' 33.06" N, 24° 23' 58,33" Ø og ligger 183 km fra kysten.

Beregnete utstrømningsrater, ved tap av brønnkontroll under boringen, varierer. Vektet utstrømningsrate ved en ukontrollert utblåsning over rigg (overflate-utslipp) under boringen av brønnen er beregnet til 2 020 m<sup>3</sup>/d.

Ved de vindforholdene som er forventet på lokasjon i den planlagte boreperioden (10 m/s) er ca. 41 % av oljen igjen på overflaten etter 1 døgn, og ca. 6 % etter 5 døgn. Strandings sannsynligheten ved et eventuelt utslipp er svært lav.

Den maksimale miljørisikoen er beregnet for polarlomvi i åpent hav, med ca. 9,4 % av akseptkriteriet. Miljørisikoen er vesentlig lavere for sjøfugl kystnært (i underkant av 1 % av akseptkriteriet). Beskyttelse av sjøfugl, i åpent hav og kystnært, vil ha miljømessig fokus ved en eventuell hendelse.

Den beregnede miljørisikoen for marine pattedyr og strandressurser er lav.

Basert på beredskapsanalysen anbefales at det i forbindelse med boringen av 7224/2 etableres en beredskapsløsning med hovedelementer som beskrevet nedenfor. En slik løsning vil møte operatørens ytelseskrav for aktiviteten.

## Deteksjon og kartlegging

- Utilsiktede oljeutslipp detekteres ved hjelp av en kombinasjon av ulike sensorer (f. eks. oljedetekterende radar, IR og satellitt) og visuelle observasjoner.

Sensorer må betjenes av personell med nødvendig kompetanse og eventuelle rutiner for visuelle observasjoner må være implementert.

## Havgående beredskap (Barriere 1 og 2)

- Gitt standard frigivelsestider vil første system kunne ha en responstid på 12 timer (Goliat stående beredskap). Fullt utviklet barriere 1 og 2 med ytelse tilsvarende 3 systemer vil kunne etableres innen 41 timer.

Det legges til grunn at slepere mobiliseres via NOFOs avtaler.

## Kystnær beredskap (Barriere 3 og 4)

- Det stilles ingen spesifikke krav til ytelser for beredskapen kystnært pga. svært lav sannsynlighet for stranding (0,1 %), samt at det ikke eksisterer noen 95-prosentil for minste drivtid til land eller størst strandet emulsjonsmengde.

## Strandrensing

- Ressurser gjennom NOFOs avtaler etter behov. Basert på erfaringstall vil mengden oljeholdig avfall være ca. 10 ganger mengden ren olje som fjernes.

## Miljøundersøkelser

- Miljøundersøkelser skal kunne startes senest 48 timer etter at utslippet er varslet.

## Beredskapsplan

- En brønnsesifikk beredskapsplan, med tilhørende koblingsdokumenter, bør utarbeides i detalj i god tid før borestart. Denne planen bør beskrive på fartøys-/system-/basenivå hvilke ressurser som inngår i beredskapsløsningen, på en slik måte at den kan danne grunnlag for en verifikasjon.

## Kompetanse

- Det bør sikres nødvendig kommunikasjon og opplæring for at Wintershall sin beredskapsorganisasjon skal være kjent med analyser, planverk og forutsetninger, slik at denne effektivt kan ivareta strategisk ledelse av en oljevernaksjon og tilpasse kapasiteten til scenariet.

## Verifikasjon

- Det bør gjennomføres verifikasjon av beredskapsløsningen som etableres for aktiviteten, med utgangspunkt i brønnsesifikk beredskapsplan og ressurser som beskrives i denne. Dette kan med fordel gjennomføres som en øvelse.

Det gjøres oppmerksom på at ved en eventuell hendelse vil ressurser mobiliseres i henhold til situasjonens behov, i et omfang som kan være mer omfattende og med responstider som kan være kortere.

## 7.8 Forslag til beredskapsstrategier i ulike miljøsoner

### 7.8.1 Åpent hav

I analysen av miljørisiko er potensielle miljøskader av en ukontrollert utblåsning uttrykt som bestandstap. De høyeste bestandstapene i åpent hav i denne analysen er beregnet for de regionale bestandene av polarlomvi, alkekonge, lomvi og krykkje.

Alkefuglene tilhører den økologiske gruppen pelagisk dykkende sjøfugl, med høy sårbarhet overfor oljeforurensning. Krykkje og de andre måkene er noe mindre sårbare overfor oljeforurensning.

Sjøfugl i åpent hav vurderes mest utsatt nær kilden, og vil naturlig være fokus for beredskap i åpent hav. Bestandstapet som beregnes i miljørisikoanalysen er en funksjon av oljedrift og oljemengder i ruter i de ulike scenariene, ressursens utbredelse innen området som berøres av olje, samt ressursens sårbarhet.

Fjerning av olje fra havoverflaten er det viktigste konsekvensreducerende tiltaket rettet mot sjøfugl. Mekanisk oppsamling, eventuelt supplert med kjemisk dispergering av olje som driver mot ansamlinger av sjøfugl, vil være den anbefalte beredskapsstrategien.

Fordelingsmønstrene for sjøfugl i åpent hav er imidlertid sterkt varierende, bla. som en funksjon av næringsforhold. Disse forholdene fluktuerer og sjøfuglene forflytter seg på havet med næringstilgangen. Overvåking av oljens drift i en hendelse er derfor en nøkkelfaktor for å begrense skaden på sjøfugl i åpent hav ved et eventuelt utslipp. Dette vil gi informasjon om hvor evt. utsatte ansamlinger av sjøfugl kan finne seg i sanntid. Dette er viktig informasjon som kan benyttes til å dirigere oljevernressurser.

### 7.8.2 Kystnært

Ved et eventuelt påslag eller fare for påslag vil lokaliteter og områder prioriteres for beskyttelse i henhold til Miljødirektoratets MOB-modell. Kart over miljøprioriterte lokaliteter er vist i Figur 46.

### 7.8.3 Fokusområder for hav og kyst

Av hendelsene som kan gi mest olje på overflaten (overflateutblåsninger), er det rate og varighet nærmest over vektet verdi som ansees som representativ. For Kvalross er dette et overflateutslipp med raten 2184 Sm<sup>3</sup>/døgn og varighet 15 døgn. Resultatene fra denne kombinasjonen er benyttet som bakgrunn for en geografisk identifikasjon av fokusområde for beredskapstiltak. Det er brukt statistikken for perioden november til juni.

I metoden beregnes og vises samlede bestandstap i ruter, for de ulike scenariene som utgjøres av en rate-varighetskombinasjon. Slik kan et mer samlet bilde presenteres av områder der det kan forventes største bestandstap.

Analysen er foretatt ved å summere bestandstap i ruten for alle simuleringer og alle arter. Dette vises som en sum, der tallet blir dimensjonsløst, men der et økende tall viser økende sannsynlighet for alvorlige utslag, enten ved større utslag på én eller få arter eller mindre utslag på flere arter.

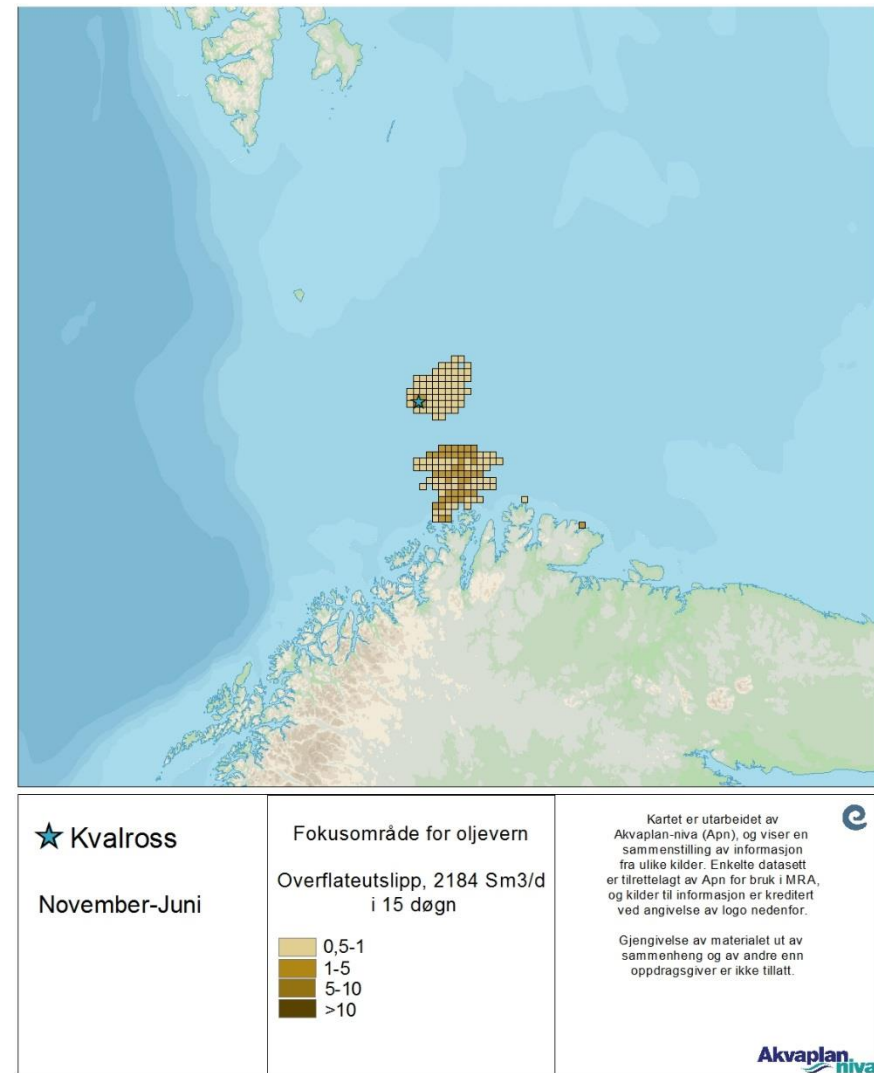
Fremstillingen i GIS er avhengig av inndelingen i intervaller, og kategoriene er bearbejdet fra naturlige knekkpunkter i resultatet. Deretter er laveste kategori fjernet. Fokusområdet omfatter både ressurser i åpent hav og kystnært for norskekysten.

Figur 87 viser summene av alle bestandstap kystnært og i åpent hav for raten over vektet rate og varighet 15 døgn.

Resultatene gir en indikasjon på fokusområder for beredskapsplanlegging. Disse er ikke å anse som absolutte rute-for-rute risikouttrykk, selv om GIS-analysen viser enkeltruter. Det kan være store sesongmessige variasjoner. I en hendelse skal tilstedeværelsen av sjøfugl vurderes i sanntid ved observasjon.

Resultatet indikerer et område med et høyere potensial for konflikt med sårbare ressurser fra miljørisikoanalysen, enten ved at det er mange arter eller høye bestandstap for noen arter. Resultatene avspeiler geografisk den økning i konsekvenspotensial som sees ved høyere rate og lengre varighet.

Ved mer langvarige hendelser kan det også forventes at det er større spredning i områdene der oppsamling av olje bør fokuseres, enn ved hendelser av kortere varighet.



Figur 87 Fokusområder for beredskap, uttrykt ved sum av bestandstap (alle arter), rate over vektet og 15 dager (november-juni).

#### 7.8.4 Strand og utvalgte områder

Kystnært er treffsannsynlighet for et kystavsnitt, høyt miljøprioriterte lokaliteter, utvalgte områder og andre sårbare områder relevant for å fokusere innsatsen i de mest kystnære områdene, for beskyttelse og å forhindre strandpåsag.

Sannsynligheten for stranding ved et større utilsiktet utslipp fra Kvalross er svært begrenset (0,1 %). Behovet for å forhåndsplanlegge beredskapen i kystnære områder er derfor ikke tilstede.

### 7.9 Effekt av beredskap på miljørisiko

Akvaplan-niva, ved SensE, har etablert en metode som illustrerer reduksjonen i miljørisiko som følge av redusert oljemengde på overflaten. Metoden ser på relasjonen mellom en ratereduksjon og fordelingen av skadeutslagene i konsekvenskategorier. Ratereduksjonen sees her som illustrerende for det daglige opptaket av olje gjennom en utblåsning med en viss varighet. Det ble tatt utgangspunkt i ratene som ble brukt i oljedriftssimuleringene.

Utgangspunktet for metoden er en forventet sammenheng mellom oljemengde og miljørisiko, under ellers like betingelser. Gitt metoden for analyse av miljørisiko, med fordeling av skade innen ulike konsekvenskategorier, er det ikke forventet en lineær sammenheng i alle skadekategorier. Det ble derfor valgt å ta utdrag av resultatene fra miljørisikoanalysen for den mest utslagsgivende ressursen i åpent hav, og å analysere/illustrere disse på følgende måte:

- Verdier for alle rater av et overflateutslipp, med 15 døgns varighet.
- Bestandstap innen ulike intervaller for hver av de analyserte ratene.
- Sannsynlighet for miljøskade for hver rate, normalisert til enhetlig hendelsesfrekvens.

Utvalget over vil illustrere sammenhengen mellom mengder og konsekvens (her uttrykt ved bestandstapene), samt miljørisikoen etter at konsekvens er fordelt i skadekategorier.

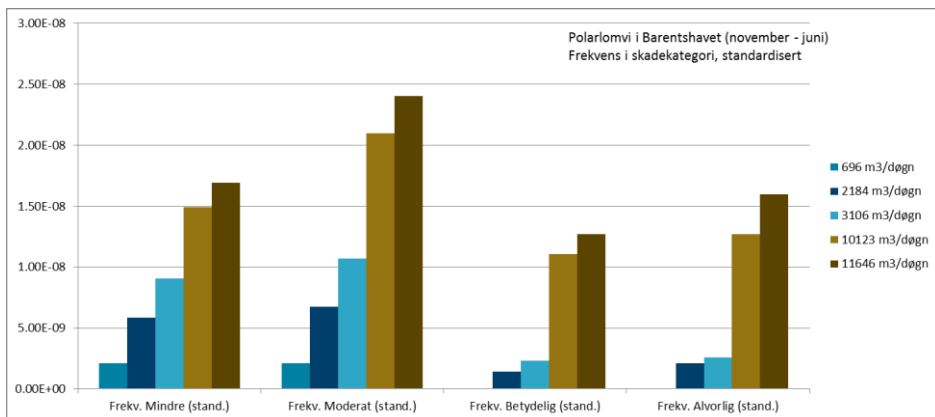
Normaliseringen er foretatt ved omregning til samme hendelsessannsynlighet for å gjøre resultatene innbyrdes sammenlignbare mht. rateforskjeller. Analysene er

gjennomført for polarlomvi i Barentshavet, da denne gav det høyeste utslaget i miljørisiko i åpent hav i analyseperioden (november-juni), samt for lunde kystnært. Resultatene av analysen er vist i Figur 88 t.o.m. Figur 91.

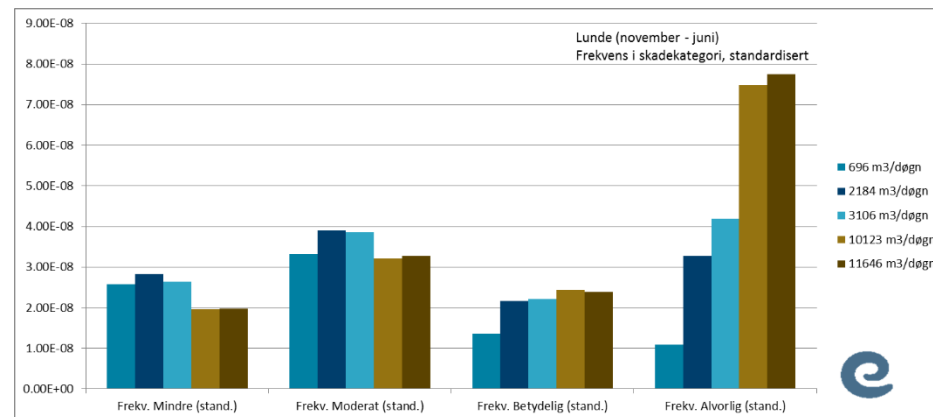
Som det fremgår av figurene, er det en klar sammenheng mellom utslippsrate (og derved oljemengde på overflaten) og utslagene i skadekategoriene, vist spesielt tydelig ved at det er økende frekvens i de alvorligste skadekategoriene med høyere utslippsrate.

Det er en metodeartefakt at reduserte bestandstap fremdeles kan være plassert i den samme kategorien (intervallbasert skadenøkkel), men det sees tydelig en forskyvning mot mindre alvorlige skadekategorier ved redusert oljemengde på overflaten.

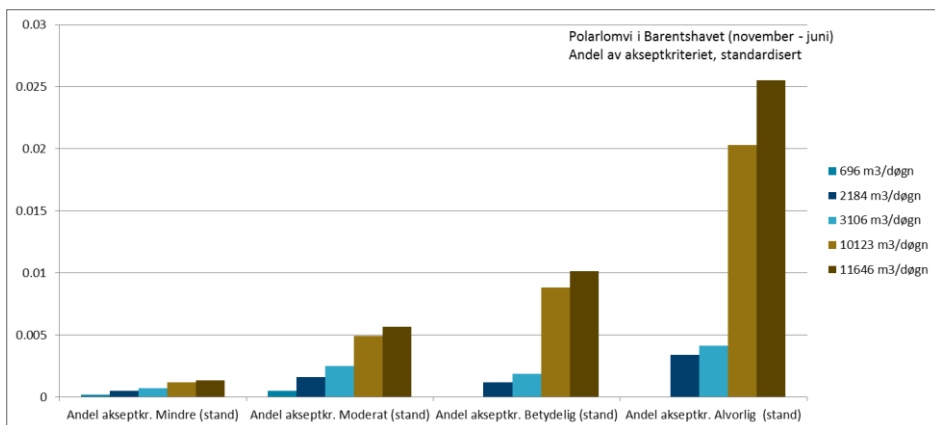




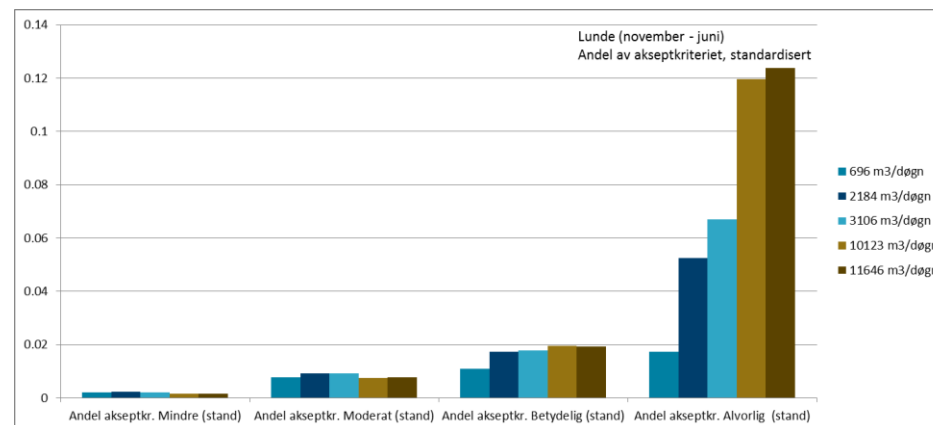
Figur 88 Normalisert miljørisiko for Barentshavsbestanden av polarlomvi i åpent hav - vist ved fordeling i konsekvenskategorier for ulike rategrupper (november-juni).



Figur 90 Normalisert miljørisiko for kystnær bestand av lunde - vist ved fordeling i konsekvenskategorier for ulike rategrupper (november-juni).



Figur 89 Normalisert miljørisiko for Barentshavsbestanden av polarlomvi i åpent hav - vist ved andel av akseptkriteriet for ulike rategrupper (november-juni).



Figur 91 Normalisert miljørisiko for kystnær bestand av lunde - vist ved andel av akseptkriteriet for ulike rategrupper (november-juni).

## 8 Referanser

---

- Acona. 2015. Blowout and Dynamic Wellkill Simulations. Exploration Well 7224/2 Kvalross (PL611).
- AMSA faktaark: The Effects of Maritime Oil Spills on Wildlife including Non-Avian Marine Life:  
[http://www.amsa.gov.au/marine\\_environment\\_protection/national\\_plan/general\\_information/oiled\\_wildlife/Oil\\_Spill\\_Effects\\_on\\_Wildlife\\_and\\_Non-Avian\\_Marine\\_Life.asp](http://www.amsa.gov.au/marine_environment_protection/national_plan/general_information/oiled_wildlife/Oil_Spill_Effects_on_Wildlife_and_Non-Avian_Marine_Life.asp)
- Brude, O.W., Nordtug, T., Sverdrup, L., Johansen, Ø. & Melbye, A. 2010. Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akuttutslipp for fisk. DNV Rapport nr. 2010-0527. 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.
- DNV-GL. 2015. Visual Mapping in the Barents Sea 2014. Report No. 2014-1295, Rev. 01.
- Gasbjerg, G., Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.H., Systad, G.H. & Anker-Nilssen, T. 2011. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. KLIF/NINA Rapport. nr. 733.
- Klima- og forurensningsdirektoratet. 2011. Retningslinje for søknader om petroleumsvirksomhet til havs. TA 2847/2011.
- Kystverket. 2011. Beredskapsanalyse knyttet til akutt forurensning fra skipstrafikk. Vedlegg D.
- Kålås, J.A., Gjershaug, J.O., Husby, M., Lifjell, J., Lislevand, T., Strann, K.B & Strøm, H. 2010. Fugler. Norsk Rødliste 2010.
- NOAA faktaark 1: Impacts of Oil on Marine Mammals and Sea Turtles:  
[http://www.noaa.gov/deepwaterhorizon/publications\\_factsheets/documents/Marine\\_mammals\\_turtles\\_FACT\\_SHEET.pdf](http://www.noaa.gov/deepwaterhorizon/publications_factsheets/documents/Marine_mammals_turtles_FACT_SHEET.pdf)
- NOAA faktaark 2: Gulf Dolphins - Questions and Answers  
<http://www.gulfspillrestoration.noaa.gov/2012/03/gulf-dolphins-answers/>
- Norsk Olje og Gass (NOROG). 2013. Veiledning for miljørettede beredskapsanalyser.
- 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.

- Scandpower, 2014. Blowout and Well Release Frequencies – Based on SINTEF Offshore Blowout Database. BlowFam edition.
- SFT. 2004. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. TA 1765/2000 – nytt opptrykk 2004. Statens forurensningstilsyn, Horten, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. Veileder. 16 s.
- SINTEF. 2008. Weathering properties of the Goliat Kobbe and two Goliat Blend of Kobbe and Realgrunnen crude oils. Rapport F3959.
- 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.
- Spikkerud, C.S. & Skeie, G.M. 2011. Miljørisiko- og beredskapanalyse – Brønn 7228/1-1 (Eik) i PL 396. Akvaplan-niva Rapport 5382.02.
- 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](http://havmiljø.no/Content/Documents/Verdi_og_saarbarhetskriterier_marine_pattedyr_15_12_2011.pdf)
- 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, særnr. 1b-2009.
- Swenson, J.E., Bjørge, A., Kovacs, K., Syvertsen, P.O., Wiig, Ø. & Zedrosser, A. 2010. Pattedyr. Norsk Røddliste 2010.
- Sørnes, T., Male, T., Johannessen, T.J., Sandvold, T., Skeie, G.M., Engen, F., Ystebø, O., Stokke, K., Jødestøl, K., Hansen, T.G, Holstad, B. 2007: Forutsetninger for beredskapsanalyser for NOFOs Planverk. NOFO Rapport.
- 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>

## 9 Vedlegg 1. Liste over VØK til MIRA-analyse

Artsnavn	Data kilde	Oppdatert	Latinsk navn	Engelsk navn
Alke	Seapop	03.2015	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alkekonge	Seapop	03.2015	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Brunnakke	Seapop	03.2015	<i>Anas penelope</i>	Eurasian Wigeon
Dvergdykker	Seapop	03.2015	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Little Grebe
Dverggås	Seapop	03.2015	<i>Anser erythropus</i>	Lesser White-fronted Goose
Dvergsvane	Seapop	03.2015	<i>Cygnus columbianus</i>	Tundra Swan
Fiskemåke	Seapop	03.2015	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fjelljo	Seapop	03.2015	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Long-tailed Skua
Fjæreplytt	Seapop	03.2015	<i>Calidris maritima</i>	Purple Sandpiper
Gravand	Seapop	03.2015	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Grågås	Seapop	03.2015	<i>Anser anser</i>	Greylag Goose
Gråhegre	Seapop	03.2015	<i>Ardea cinerea</i>	Grey Heron
Gråmåke	Seapop	03.2015	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gravand	Seapop	03.2015	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Gråstrupedykker	Seapop	03.2015	<i>Podiceps grisegena</i>	Red-necked Grebe
Gulnebbblom	Seapop	03.2015	<i>Gavia adamsii</i>	White-billed Diver
Havelle	Seapop	03.2015	<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	03.2015	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havsule	Seapop	03.2015	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsvale	Seapop	03.2015	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Storm Petrel

Horndykker	Seapop	03.2015	<i>Podiceps auritus</i>	Slavonian Grebe
Hvitkinngås	Seapop	03.2015	<i>Branta leucopsis</i>	Barnacle Goose
Islom	Seapop	03.2015	<i>Gavia immer</i>	Great Northern Diver
Ismåke	Seapop	03.2015	<i>Pagophila eburnea</i>	Ivory Gull
Knoppsvane	Seapop	03.2015	<i>Cygnus olor</i>	Mute Swan
Kortnebbgås	Seapop	03.2015	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Pink-footed Goose
Krykkje	Seapop	03.2015	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Kvinand	Seapop	03.2015	<i>Bucephala clangula</i>	Goldeneye
Laksand	Seapop	03.2015	<i>Mergus merganser</i>	Goosander
Lomvi	Seapop	03.2015	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lunde	Seapop	03.2015	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Makrellterne	Seapop	03.2015	<i>Sterna hirundo</i>	Common Tern
Polarjo	Seapop	03.2015	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Pomarine Skua
Polarlomvi	Seapop	03.2015	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarmåke	Seapop	03.2015	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarsnipe	Seapop	03.2015	<i>Calidris canutus</i>	
Praktærfugl	Seapop	03.2015	<i>Somateria spectabilis</i>	King Eider
Ringgås	Seapop	03.2015	<i>Branta bernicla</i>	Brent Goose
Rødnebbterne	Seapop	03.2015	<i>Sterna paradisaea</i>	Arctic Tern
Rødstilk	Seapop	03.2015	<i>Tringa totanus</i>	
Sabinemåke	Seapop	03.2015	<i>Larus sabini</i>	Sabine Gull
Sangsvane	Seapop	03.2015	<i>Cygnus cygnus</i>	Whooper Swan
Siland	Seapop	03.2015	<i>Mergus serrator</i>	Red-breasted Merganser
Sildemåke	Seapop	03.2015	<i>Larus fuscus</i>	Lesser Black-backed Gull

Sjørøre	Seapop	03.2015	<i>Melanitta fusca</i>	Velvet Scoter
Smålom	Seapop	03.2015	<i>Gavia stellata</i>	Red-throated Diver
Snøggås	Seapop	03.2015	<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	03.2015	<i>Polysticta stelleri</i>	Steller's Eider
Stjertand	Seapop	03.2015	<i>Anas acuta</i>	Northern Pintail
Stokkand	Seapop	03.2015	<i>Anas platyrhynchos</i>	Mallard
Storjo	Seapop	03.2015	<i>Stercorarius skua</i>	Great Skua
Storlom	Seapop	03.2015	<i>Gavia arctica</i>	Black-throated Diver (Arctic diver)
Stormsvale	Seapop	03.2015	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Leach's Storm Petrel
Storskarv	Seapop	03.2015	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Great Cormorant
Svartand	Seapop	03.2015	<i>Melanitta nigra</i>	Common Scoter
Svartbak	Seapop	03.2015	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Sædgås	Seapop	03.2015	<i>Anser fabalis</i>	Taiga Bean-Goose
Taffeland	Seapop	03.2015	<i>Aythya ferina</i>	Common Pochard
Teist	Seapop	03.2015	<i>Cephus grylle</i>	Black Guillemot
Tjeld	Seapop	03.2015	<i>Haematopus ostralegus</i>	Oystercatcher
Toppand	Seapop	03.2015	<i>Aythya fuligula</i>	Tufted Duck
Toppdykker	Seapop	03.2015	<i>Podiceps cristatus</i>	Great crested Grebe
Toppskarv	Seapop	03.2015	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	European Shag
Tundragås	Seapop	03.2015	<i>Anser albifrons</i>	White-fronted Goose
Tyvjo	Seapop	03.2015	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Arctic Skua
Ærfugl	Seapop	03.2015	<i>Somateria mollissima</i>	Common Eider
Alke, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alke, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alke, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Alca torda</i>	Razorbill

Alkekonge, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, hav totalt	NINA	03.2015	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Fiskemåke, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, hav totalt	NINA	03.2015	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Gråmåke, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gråmåke, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gråmåke, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Havhest, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havhest, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havhest, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havsule, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsule, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsule, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Krykkje, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Krykkje, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Krykkje, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Lomvi, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lomvi, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lomvi, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lunde, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Lunde, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Lunde, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Polarlomvi, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarlomvi, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarlomvi, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot



Polarmåke, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarmåke, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarmåke, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Svartbak, Barentshavet	NINA	03.2015	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Svartbak, Nordsjøen	NINA	03.2015	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Svartbak, Norskehavet	NINA	03.2015	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull

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

## 10.1 Formel for beregning av miljørisiko

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

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

der:

$f[skade_{mindrealvorlig}]_{år}$  = 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

$p[tilstedeværelse]_n$  = 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

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

Effektnøkler for sjøfugl og marine pattedyr er gitt i Tabell 16 og Tabell 17. De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 18.

Tabell 16 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 17 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 18 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 19 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 20 MOB sårbarhet for marine pattedyr. Isbjørn og isseler er tatt med for fullstendighet, men forekommer ikke i analyseområdet.

Art eller artsgruppe	Yngling	Næringssøksområder	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)	-	-

### 10.3 Effekt- og skadenøkler for kysthabitater

Tabell 21 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	

### 10.4 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 overlapsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

I trinn 1 er det gjennomført en overlappsanalyse ved bruk av oljedriftsstatistikken og områder med THC > 50 ppb i vannsøylen. OSCAR beregner THC direkte, og data for gyteområder for arter med gyteperiode som overlapper med analyseperioden.

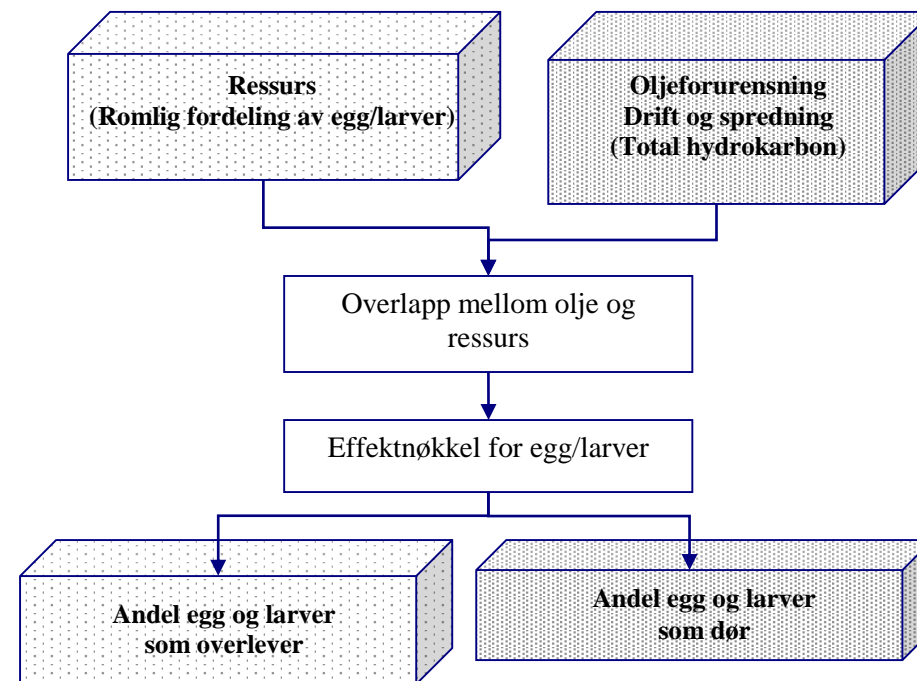
Det ble i det første ULB-arbeidet (ULB7c) benyttet to sett grenseverdier, hhv. 50 og 200 ppb THC. I oppdateringen av det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen (Brude *et al.*, 2010) argumenteres det for en effektgrense på 2,5 ppb PAH, som tilsvarer 375 ppb THC for Balder råolje (basert på innhold 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 92 Skisse av trinnene i en tapsanalyse for fiskeressurser (OLF, 2007).





# 11 Vedlegg 3. Anvendelse av støtteinformasjon på internett

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

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

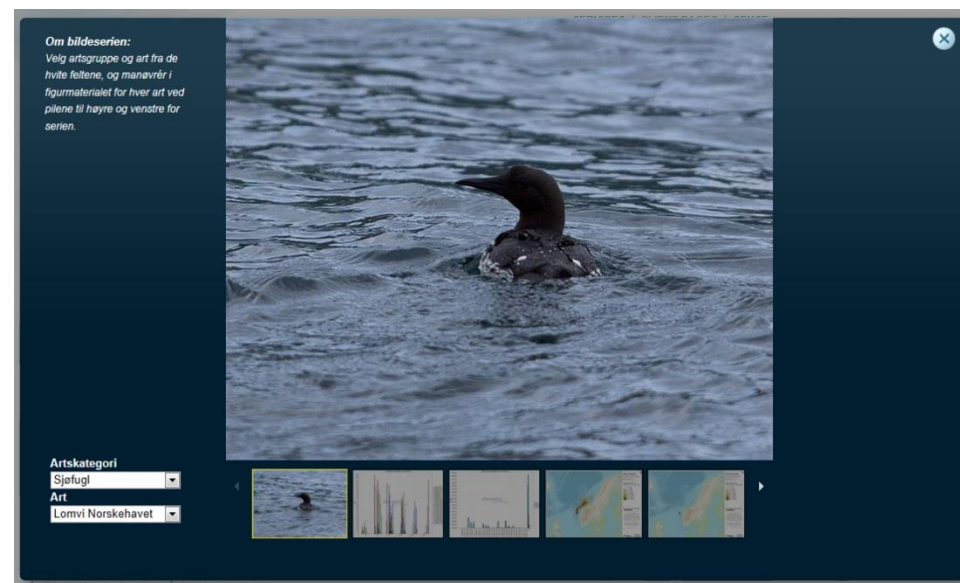
## 11.1 Fullstendige resultater – alle arter

Prosjektforsiden (under; eksempel for letebrønn Skarfjell):



*Startsiden for analysen.*

Ved å klikke på bildet øverst til høyre på prosjektsiden gis det tilgang til bilde-serievissning, 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.

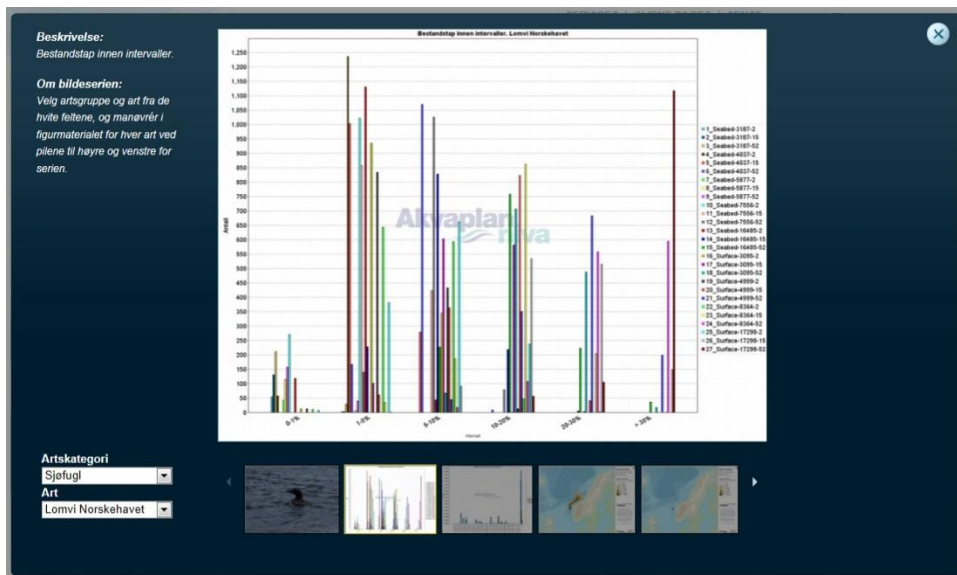


*Startsiden for bildeserien.*

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

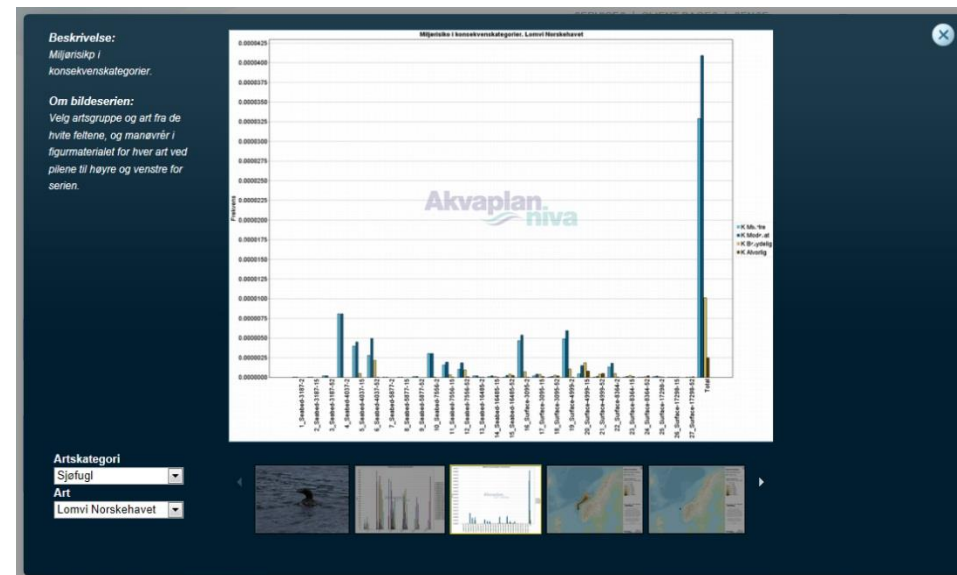
- Artsfoto dersom tilgjengelig. Disse er opphavsrett- og kopibeskyttet etter norsk lov.
- Utbredelseskart for aktuell sesong.
- Bestandstap i intervaller.
- Miljørisiko i konsekvenskategorier.
- Visionsrelevante influensområde for sjøbunnsutslipp og overflateutslipp (likt for alle arter).

### 11.1.1 Bestandstap i intervaller



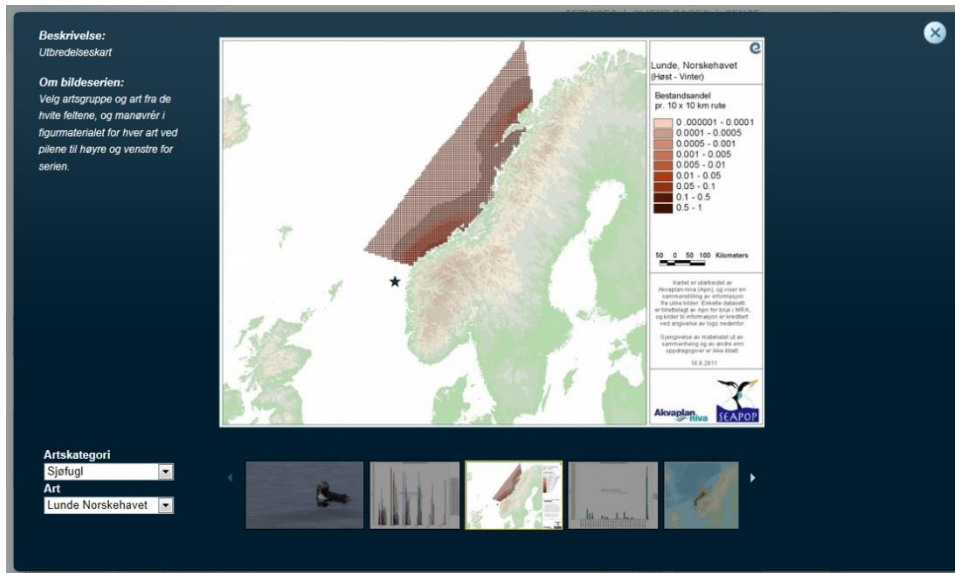
Figuren viser antallet simuleringer (y-aksen) av hver rate-/varighetskombinasjon som gav bestandstap i andelskategorier på x-aksen. Bestandstapet i en rute fordeles med en sannsynlighetsfordeling som gitt i effekt-nøkkelen, og bestandstapet i alle ruter summeres til et totalt bestandstap for simuleringen,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

### 11.1.2 Miljørisiko i konsekvenskategorier



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

### 11.1.3 Utbredelseskart



For hvert datasett vises utbredelseskart for artene, 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.

### 11.1.4 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.

