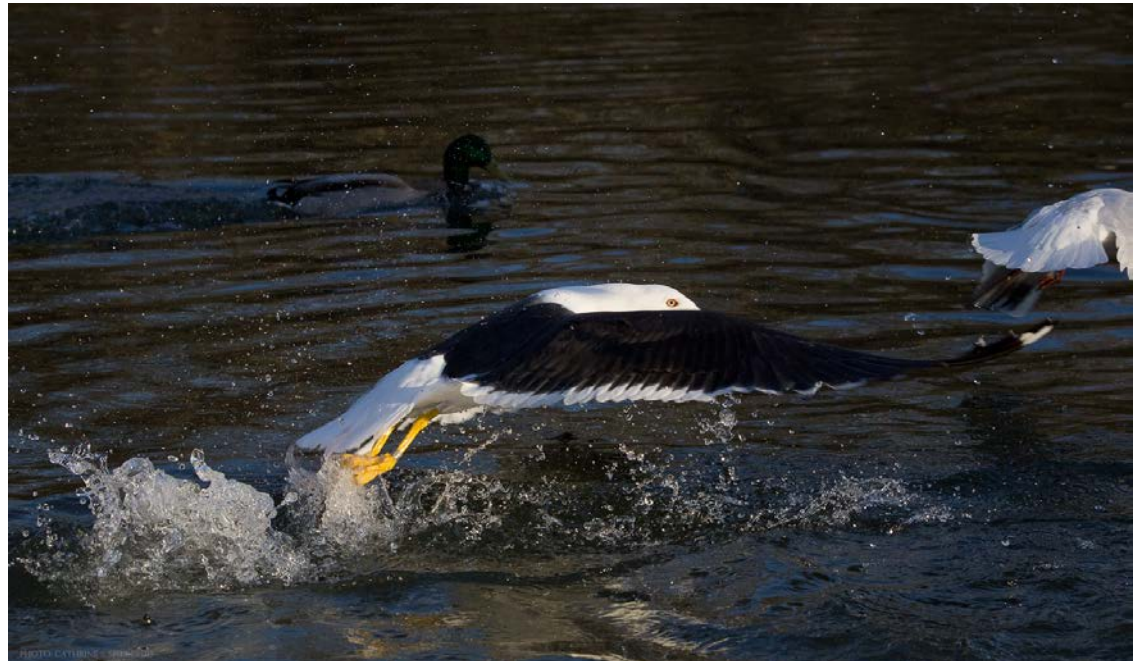


Miljørisiko- og beredskapsanalyse

Brønn 25/10-14 S i PL 571

Suncor Energy 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

Forsidebilde: Sildemåke (Larus fuscus)

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

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



Sensitive Environments Decision Support

Akvaplan-niva AS

Sensitive Environments Decision Support Group

Idrettsveien 6

1400 Ski

Norge

Tlf: +47 92804193/+47 91372252



Sensitive Environments Decision Support Group (SenseE) er en gruppe innen Akvaplan-niva AS. SenseE leverer en rekke tjenester relatert til miljørisiko og oljevernberedskap for petroleumsoperasjoner og aktiviteter i sensitive marine områder.

SenseE fokuserer på kvalitet og kompetanse i gjennomføringen av analyser og arbeider og samarbeider tett med oppdragsgiver i prosessen, for å sikre god involvering og utarbeidelse av analyser med høy kvalitet.

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

www.akvaplan-niva.no

www.senseweb.no

Rapporttittel: Miljørisiko- og beredskapsanalyse. Brønn 25/10-14 S i PL 571	
Forfatter(e): Tom Sørnes Geir Morten Skeie Cathrine Stephansen	Akvaplan-niva rapport nr.: 7705.01
	Dato: 13.07.2015
	Antall sider: 112
	Distribusjon: Oppdragsgiver
Kunde: Suncor Energy Norge AS	Oppdragsgivers referanse: Åse K. Bjørnstad
	Oppdragsgivers dokumentreferanse: 14-01356-SUN-ES-RAS-00002
Oppsummering: Det er gjennomført en miljørisiko- og beredskapsanalyse for letebrønn 25/10-14 S. Utstrømningsratene er moderat høye og frekvensen som for en standard letebrønn. Miljørisikoen i analyseperioden er moderat lav for naturressurser i åpent hav og kystnært. Maksimalt utslag for sjøfugl kystnært er i underkant av 14 % av akseptkriteriet i skadekategori Alvorlig (ærfugl). Maksimalt utslag for sjøfugl i åpent hav er i underkant av 11 % av akseptkriteriet i skadekategori Betydelig (alkekonge i Nordsjøen). For en beredskapsløsning som møter operatørens ytelseskrav er beredskapsbehovet i åpent hav en ytelse tilsvarende fem av NOFOs havgående systemer. Pga. lange drivtider til land (dimensjonerende 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:  Geir Morten Skeie

© 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	Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse	19
1.1	Tilnærming til miljørisikoanalyse.....	10	3.3.1	Sjøfugl og marine pattedyr.....	20
1.2	Regelverk.....	10	3.3.2	Kysthabitater	20
1.3	Suncor sine miljøkrav og akseptkriterier for denne aktiviteten.....	10	3.3.3	Fisk.....	20
1.4	Ytelseskrav for oljevernberedskap	11	3.4	Miljøsoner og miljøbeskrivelse.....	21
2	Aktiviteten, reservoarforhold, brønndesign og hendelser.....	12	3.5	Beredskapsanalyse	21
2.1	Aktivitetsbeskrivelse	12	3.5.1	Beregning av systembehov.....	21
2.2	Bore- og analyseperiode	12	3.5.2	Risikoreduksjon som følge av effekt av beredskap.....	22
2.3	Forholdene i reservoaret	13	4	Miljøbeskrivelse.....	23
2.4	Definerte fare- og ulykkeshendelser.....	13	4.1	Strømforhold og frontsystemer	23
2.5	Risikoreducerende tiltak	13	4.1.1	Nordsjøen og Skagerrak.....	23
2.5.1	Brønndesign.....	13	4.1.2	Norskehavet.....	23
2.5.2	Boring av avlastningsbrønn	14	4.2	Klimatiske forhold	24
2.6	Utstrømningsrater og -varigheter.....	14	4.2.1	Vanntemperatur.....	24
2.7	Oljens egenskaper.....	14	4.2.2	Lufttemperatur.....	25
2.8	Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens.....	15	4.2.3	Lysforhold.....	25
2.8.1	Gjennomgang av risikoelementer.....	15	4.2.4	Vindforhold.....	26
2.8.2	Frekvens.....	15	4.2.5	Bølgeforhold	27
2.8.3	Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens.....	15	4.2.6	Vind, bølger og effektivitet	28
2.9	Oppsummering av nøkkelparametre.....	16	4.2.7	Forventet systemeffektivitet.....	28
3	Metoder og analysekonsept	17	4.3	Sårbarhetsperioder.....	29
3.1	Miljørisiko i brønnplanlegging.....	17	4.4	Miljøsoner	29
3.2	Oljedriftssimuleringer.....	17	4.5	Sjøfugl.....	32
			4.5.1	Pelagiske dykkere.....	33
			4.5.2	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	36

4.5.3	Kystbundne dykkere	38	6.2	Skadebasert miljørisikoanalyse	67
4.5.4	Kystbundne overflatebeitende	40	6.2.1	Miljørisiko for sjøfugl	67
4.5.5	Marint tilknyttede vadere.....	42	6.2.2	Miljørisiko for marine pattedyr	72
4.6	Marine pattedyr.....	44	6.2.3	Miljørisiko for strandressurser	72
4.6.1	Havert (gråsel) (<i>Halichoerus grypus</i>).....	44	6.3	Miljørisiko ved forskyvning i boreperioden.....	73
4.6.2	Steinkobbe (<i>Phoca vitulina</i>)	45	7	Beredskapsanalyse	75
4.6.3	Oter (<i>Lutra lutra</i>).....	46	7.1	Innledning	75
4.6.4	Hvalarter	46	7.2	Tilgjengelige beredskapsressurser.....	75
4.7	Fiskeressurser	47	7.2.1	Stående beredskap	76
4.8	Sårbare kysthabitater	48	7.2.2	Landbaserte baser	76
4.8.1	Sensitivitetsindeks	48	7.2.3	Beredskapsnivå	76
4.8.2	Kysttyper i analyseområdet	48	7.3	Beredskapsmessige utfordringer ved aktiviteten.....	77
4.9	Koraller og annen bunnfauna.....	51	7.4	Brønnespesifikke utstrømningsrater som grunnlag for dimensjonering	77
4.10	Høyt miljøprioriterte lokaliteter.....	51	7.5	Behov for og virkning av havgående beredskap	77
4.11	Ressursdata til miljørisikoanalysen	52	7.5.1	Effektivitet og kapasitet	77
4.11.1	Sjøfugl	52	7.5.2	Emulsjonsmengder ved ulike værforhold	78
4.11.2	Nye data for sjøfugl kystnært	52	7.5.3	Virkning ved ulike værforhold.....	80
4.11.3	Marine pattedyr.....	52	7.5.4	Beredskapsbehov i åpent hav gjennom året	80
4.11.4	Sårbare kysthabitater	52	7.6	Løsninger for å møte ytelseskravene.....	81
4.11.5	Fiskeressurser	53	7.6.1	Tiltaksalternativer	81
5	Resultater av oljedriftsanalyser.....	54	7.7	Oppsummering og anbefalt beredskapsløsning.....	81
5.1	Influensområder.....	54	7.8	Forslag til beredskapsstrategier i ulike miljøsoner.....	83
5.2	Influensområder ved forskyvning i boreperioden.....	57	7.8.1	Åpent hav	83
5.3	Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter.....	59	7.8.2	Kystnært	83
5.4	Strandingsstatistikk ved forskyvning i boreperioden.....	63	7.8.3	Fokusområder for hav og kyst.....	83
6	Resultater av analyse av miljørisiko	66	7.8.4	Strand og utvalgte områder	85
6.1	Trinn 1 miljørisikoanalyse av fisk	66	7.9	Effekt av beredskap på miljørisiko.....	85
			8	Sesongvariasjoner i miljørisiko.....	87

8.1	Metode.....	87	11.4	Miljøriskoberegning for fisk	107
8.2	Variasjon i miljørisiko gjennom året	87	12	Vedlegg 3. Anvendelse av støtteinformasjon på internett.....	109
8.3	Resultatfigurer for hver måned.....	88	12.1	Fullstendige resultater – alle arter	109
9	Referanser	100	12.1.1	Bestandstap i intervaller	110
10	Vedlegg 1. Liste over VØK til MIRA-analyse	102	12.1.2	Miljørisiko i konsekvenskategorier	110
11	Vedlegg 2. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler.....	105	12.1.3	Utbredelseskart.....	111
11.1	Formel for beregning av miljørisiko.....	105	12.1.4	Influensområder	111
11.2	Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr.....	105			
11.3	Effekt- og skadenøkler for kysthabitater	107			

Forord

Suncor Energy Norge AS (Suncor) planlegger å bore brønn 25/10-14 S i PL 571, nord i Nordsjøen, vinteren 2015-2016. Lisensen ligger i et modent petroleumsområde med hensyn til leteaktivitet og produksjon, og i et område med en godt utviklet oljevernberedskap.

Miljøriskioanalysen 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.

Formålet med en miljørettet risiko- og beredskapsanalyse er:

Gi operatøren kunnskap til å styre miljørisiko i prosjektet. Suncor 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 miljørisikioanalyser et verktøy for aktivt å styre og redusere miljørisiko.

En miljørisikioanalyse skal blant annet gi svar på om Suncor sine akseptkriterier møtes, og vil bli brukt til videre beslutningsstøtte.

Miljørisiko- og beredskapsanalyser er forskriftspålagte analyser. Suncor vil dokumentere overfor norske miljømyndigheter hvilken miljørisiko som er forbundet med boringen av brønn 25/10-14S, 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 beredskapen. 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 exploration well 25/10-14 S in PL571 in the North Sea. Spud is planned November 2015. The well's geographical location is 59° 10' 1.222" N, 02° 14' 43.437" E. The nearest distance to shore is 152 km (Utsira in Norway).

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 Jotun as a reference oil and cover the whole year. The analysis period for the ERACA is December-March.

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 3928 Sm³/day and for subsea releases 3834 Sm³/day. In total, 117448 oil drift simulations were carried out.

When the frequencies of the scenarios are included, the probability of shoreline oiling is 27.2 %. The maximum amount of beached oil calculated is 161 279 tonnes emulsion. The 95-percentile is 1 728 tonnes. The absolute shortest drift time to shore of all simulations was 5,5 days, the 95-percentile was 22,9 days.

Jotun forms emulsions with a maximum water content of 50 and 60 %, for winter (5°C) and summer (13°C) conditions respectively. The emulsion has a relatively long degradation time at low wind speeds. At winter temperatures and 5 m/s wind, 80 % of the oil is left after 5 days.

The oil is characterized as having "reduced chemical dispersability" to "low chemical dispersability" after only a short initial period characterized as "chemically dispersable".

The activity period coincides with the spawning period of some important fish stocks, of which 4 species have spawning areas within the influence area of well 25/10-14 S. These species were analysed in a stage 1 environmental risk assessment (Stage 1 ERA).

The Stage 1 ERA showed some 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. But overall, the environmental risk to fish resources is very low.

All sea birds for which there are data sets in the SEAPOP programme have been analysed in a damage based MIRA method ERA (OLF, 2007). The drilling period coincides with the overwintering period.

The environmental risk to sea birds in coastal areas was fairly low, the highest risk being around 14 % of Suncor's acceptance criterion in damage category Serious for Atlantic Puffin.

In the open sea, Dovekie gave the highest environmental risk in the drilling period, with around 11 % of the acceptance criterion in damage category Significant.

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 very low.

For whales, a simple area overlap analysis was carried out, including important areas for Harbor Porpoise. The environmental risk to whales is considered very low.

Well 25/10-14 S is located in an area with high activity and good access to oil spill response resources. Mechanical recovery is evaluated to be the main strategy for oil spill combat. A capacity corresponding to 5 NOFO systems is required in barriers 1 and 2. Response time for the first system is 8 hours, and the full barriers 1 and 2 are to be established within 14 hours.

Given the expected efficiency of barriers 1 and 2 in the drilling period, the spill recovery systems in coastal and nearshore areas should have the capacity to combat 107 tonnes of oil emulsion per day.

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	OLF	Norsk Olje og Gass. www.norskoljeoggass.no
BOP	Blowout Preventer	OR	Oil Recovery
GIS	Geographic Information System	OSCAR	Oil Spill Contingency And Response Model (SINTEFs modell for oljedriftssimuleringer)
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. www.ptil.no/
JNCC	Joint Nature Conservation Committee. www.jncc.gov.uk	SFT	Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet)
KLIF	Klima- og forurensningsdirektoratet (tidligere SFT, nå Miljødirektoratet). www.miljodirektoratet.no	SEAPOP	NINAs program for overvåking og kartlegging av sjøfugl. www.seapop.no/
MIRA	Miljørettet risikoanalyse	SINTEF	www.sintef.no/
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. www.nina.no/	ULB	Utredning av Lofoten - Barentshavsområdet
NOFO	Norsk Oljevernforening for Operatørselskap. www.nofo.no/	VØK	Verdsatt økosystemkomponent
OD	Oljedirektoratet. www.npd.no/		

1 Innledning

1.1 Tilnærming til miljørisikoanalyse

Miljørisikoanalysen gjennomføres på en transparent og etterprøvable måte.

For 25/10-14 S 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 for kystnær tilstedeværelse og i åpent hav.

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 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 Suncor 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).

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

Tabell 1 Suncor sine akseptkriterier for aktiviteten.

Betegnelse	Konsekvenskategori			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Varighet av miljøskade	0,1-1 år (1)	1-3 år (3)	3-10 år (10)	> 10 år (20)
Operasjonsspesifikt akseptkriterium (pr. operasjon)	1,25 x 10 ⁻³	4,25 x 10 ⁻⁴	1,25 x 10 ⁻⁴	6,25 x 10 ⁻⁵

1.4 Ytelseskrav for oljevernberedskap

Det er etablert ytelseskrav for oljevernberedskap for brønn 25/10-14S som angitt i Tabell 2 nedenfor. Disse danner grunnlag for gjennomføring av beredskapsanalysen.

Tabell 2 Ytelseskrav til oljevernberedskap for 25/10-14S.

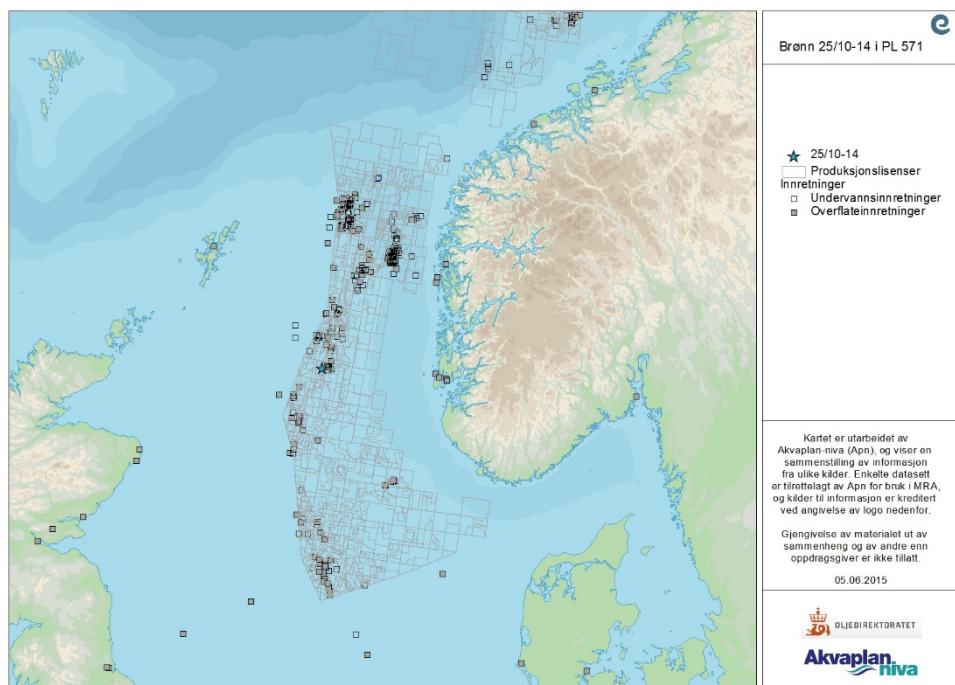
Element	Relevant for	Krav
Deteksjon	Barriere 0	Innen 3 timer
Dimensjonerende hendelse	Inngangsdata	Tap av brønnkontroll
Dimensjonerende rate	Inngangsdata	Vektet strømningsrate
Omfang av respons	Alle barrierer	Tilstrekkelig kapasitet i hver barriere, definert slik: Åpent hav: Emulsjonsmengden som følger 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

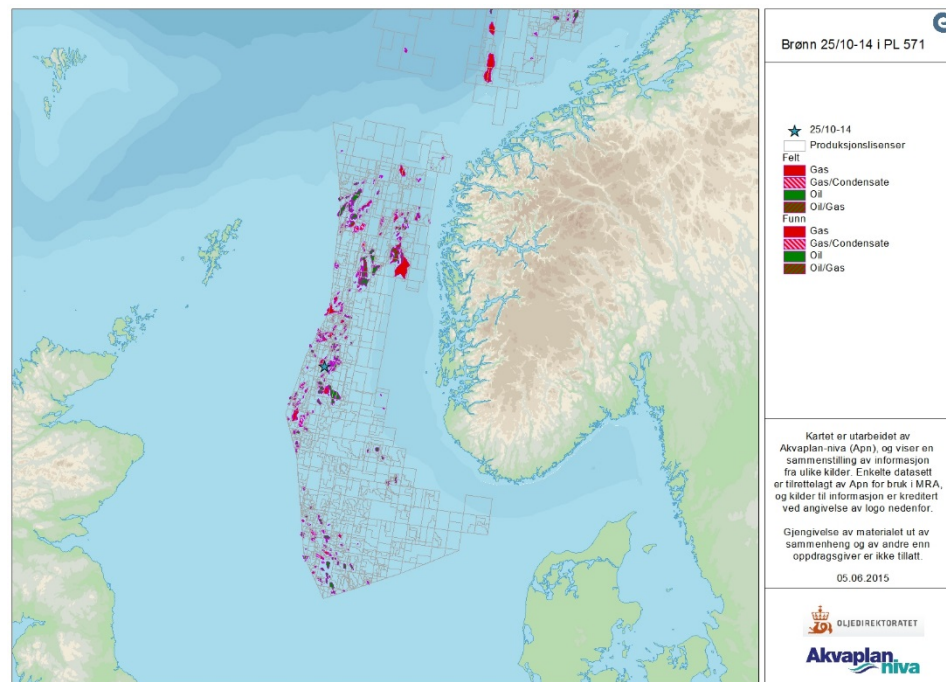
Suncor planlegger å bore brønn 25/10-14 S i produksjonslisens (PL) 571 på den norske kontinentalsokkelen vinteren 2015-2016.

Lisensen er lokalisert i nordlige Nordsjøen. Brønnen har posisjon 59° 10' 1.222" N, 02° 14' 43.437" Ø. Den ligger om lag 9 km vest for Balder, og om lag 152 km vest for Utsira, som er nærmeste avstand til fastlandet. Vanddypet på lokasjon er 119 m.



Figur 1 Posisjonen til Suncor sin letebrønn 25/10-14S i PL 571.

Brønnen ligger i et område med strømforhold som fører til at influensområdet for eventuelle akuttutslipp av olje vil ligge i Skagerrak, Nordsjøen og Norskehavet. Brønnen planlegges boret med den halvt nedsenkbare boreriggen Borgland Dolphin oppankret på lokasjon.



Figur 2 Posisjonen til Suncor sin letebrønn 25/10-14S i PL 571, samt omkringliggende felt og funn.

2.2 Bore- og analyseperiode

Planlagt borestart er 16. november 2015. Aktiviteten har en estimert varighet på 50 dager (gitt funn). Dette gir en bore-/aktivitetsperiode fra november til januar.

Analyseperioden for miljørisiko beregnes månedsvis fra det tidspunkt potensielt oljeførende lag penetreres, normalt 2-4 uker etter borestart. Det legges til en måned for å fange opp de fleste varigheter, samt en måneds følgetid av oljen. Til sammen gir dette ~4 måneder, og analyseperioden er dermed desember-mars.

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

2.3 Forholdene i reservoaret

Forholdene i reservoaret er beskrevet i utblåsningsstudien for brønnen (Blowout & Kill Simulation Study, Add energy, 2014). Brønnen har normalt trykk og temperatur for letebrønner på norsk sokkel.

Suncor sine geologer har vurdert at Jotun råolje er den oljetypen som best representerer den forventede hydrokarbonsammensetningen. De viktigste egenskapene til Jotun er beskrevet i SINTEF (1999) og i avsnitt 2.7.

2.4 Definerte fare- og ulykkeshendelser

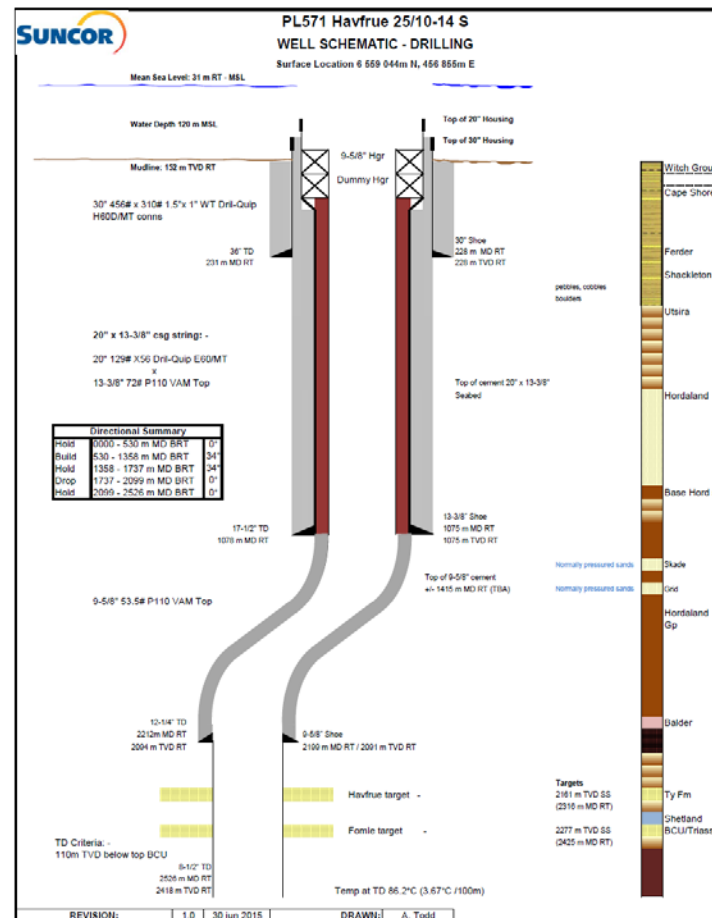
En ukontrollert utstrømning fra brønnen under boring ble identifisert som den dimensjonerende DFUen for denne miljørettede risiko- og beredskapsanalysen.

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 Brønnedesign

Planlagt brønnedesign er vist i Figur 3.



Figur 3 Planlagt brønnedesign for 25/10-14 S (Suncor, 2015).

2.5.2 Boring av avlastningsbrønn

Suncor har estimert nødvendig tid for boring av en avlastningsbrønn til 52 dager. Brønnen er lokalisert i et område med etablert aktivitet og god 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

Add energy (2014) har gjennomført simuleringer av utstrømningsrater fra brønn 25/10-13 for Suncor. Disse beregningene er vurdert å være representative også for 25/10-14 S. Ratene ved et overflateutslipp ble plassert i fem grupper. Disse ratene ble benyttet i oljedriftssimuleringer:

- 2198 Sm³/d (varierende fra 1340 til 2340 Sm³/d) (40 % av overflateutslippene)
- 3487 Sm³/d (varierende fra 3030 til 3630 Sm³/d) (19 % av overflateutslippene)
- 4374 Sm³/d (varierende fra 4300 til 5380 Sm³/d) (26 % av overflateutslippene)
- 7228 Sm³/d (varierende fra 7130 til 7260 Sm³/d) (14 % av overflateutslippene)
- 16500 Sm³/d ved utstrømning fra åpent hull dersom hele reservoaret er eksponert (1,5 % av overflateutslippene)

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

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

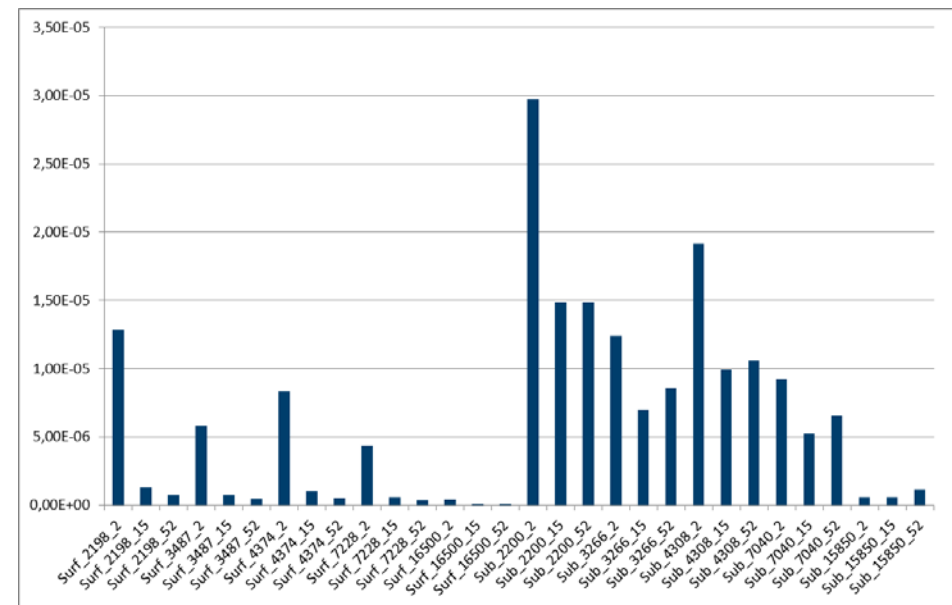
- 2200 Sm³/d (varierende fra 1340 til 2380 Sm³/d) (5 % åpen BOP)

- 3266 Sm³/d (varierende fra 3030 til 3730 Sm³/d) (100 % åpen BOP)
- 4308 Sm³/d (varierende fra 4300 til 4420 Sm³/d) (5 % åpen BOP)
- 7040 Sm³/d (varierende fra 7010 til 7130 Sm³/d) (100 % åpen BOP)
- 15850 Sm³/d ved utstrømning fra åpent hull dersom hele reservoaret er eksponert og uten restriksjon i utstrømningsveien (1,5 % av sjøbunnsutslippene) (100 % åpen BOP)

Vektet rate for overflateutslipp er 3928 m³/d, mens vektet rate for sjøbunnsutslipp er 3834 m³/d. Vektet varighet er hhv. 6 dager ved overflateutblåsning og 19 dager ved sjøbunnsutblåsning.

Rategruppene for 25/10-14 S med frekvenser er vist i Figur 4.

Oljedriftsberegninger med henholdsvis 2, 15 og 52 døgn varighet av utslippet ble gjennomført for hver enkelt rategruppe.



Figur 4 Sannsynlighetsfordeling av rater og varigheter for 25/10-14S.

2.7 Oljens egenskaper

Jotun (SINTEF, 1999) er valgt som referanseolje for denne analysen. Jotunoljen danner en emulsjon med middels høyt vanninnhold. Fullt vannopptak er inntil 60% om sommeren og 50% om vinteren. Fullt vannopptak om vinteren nås etter

6 timer ved 15 m/s vindstyrke og 5 døgn ved 2 m/s vindstyrke (ved 5 °C vanntemperatur/vinterforhold).

Emulsjonen som dannes er lite egnet for kjemisk dispergering (klassifiseres som «Redusert kjemisk dispergerbar» eller med «Lav/dårlig dispergerbarhet» for de fleste kombinasjoner av temperatur og vindstyrke).

Ved referansebetingelser (20 mm initiell filmtykkelse og en vanntemperatur på 5 °C) har oljen en relativt lang levetid på overflaten ved lave vindstyrker (80 % er igjen på overflaten etter 5 døgn ved 2 m/s vind). Ved sterk vind (15 m/s) og samme temperatur er det knapt olje igjen på overflaten etter 5 døgn (1%).

Ved de vindforholdene som er forventet på lokasjon i den planlagte boreperioden (10 m/s) er ca. 66 % av oljen igjen på overflaten etter 1 døgn, og ca. 34 % 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, 1999).

2.8 Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens

2.8.1 Gjennomgang av risikoelementer

Tidlig i brønnprosjektet har boreteknisk personell foretatt en vurdering av brønnens egenskaper som kan få betydning for miljørisiko og beredskapselementer som er relevante for brønnen.

I dette tilfellet er brønnens trykk- og temperaturforhold vurdert å være som for en standard letebrønn på norsk sokkel.

2.8.2 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, sannsynlighetsfordelinger for utslippstyper, samt sannsynligheter for ulike varigheter.

Fra Scandpowers rapport hentes ut verdier som følger:

- Fra vedlegg B hentes basisfrekvensen for utblåsning ved boring, med verdien $1,88 \times 10^{-4}$.
- Fra tabell 6.2. i rapporten hentes sannsynlighetsfordelingen mellom et overflate- og sjøbunnsutslipp, som er henholdsvis 20 % og 80 % for flytere.

2.8.3 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 nøkkelparametre

De viktigste parametrene ved aktiviteten er oppsummert i Tabell 3.

Tabell 3 Nøkkelparametre for 25/10-14 S.

Parameter	Verdi - Brønn
Brønnavn	25/10-14S i PL 571
Lokasjon	59° 10' 1.222" N 02° 14' 43.437" Ø
Vanddyp	-119 MSL
Avstand til nærmeste land	152 km (Utsira, Rogaland)
Referanseolje	Jotun (Tau)
Gass/olje-forhold	70-77 Sm ³ /Sm ³
Vektete utblåsningsrater og -varigheter	Overflateutslipp: Vektet utsl.rate: 3928 m ³ /døgn Vektet varighet: 6 døgn Sjøbunnsutslipp: Vektet utsl.rate: 3834 m ³ /døgn Vektet varighet: 19 døgn
Varigheter	2, 15 og 52 døgn
Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn	52 døgn
Fluidtetthet (Res.cond.)	730-750 kg/Sm ³
Gasstetthet (Std.cond.)	-
Reservoartemperatur	79-85 °C
Reservoartrykk	203-221 bar

3 Metoder og analysekonsept

3.1 Miljørisiko i brønnplanlegging

Det er boret flere brønner i lisensen og i nærliggende lisenser tidligere, og erfaringene fra disse boringene og nærliggende felt i drift 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) 6.2 (SINTEF). OSCAR-modellen beregner oljemengder i et brukervalgt rutenett og dybdegrid, og resultatene overføres til samme 10x10 km rutenett som benyttes i miljørisikoanalysene.

Parametrene som benyttes videre i miljørisiko- og beredskapsanalysen er:

- Oljemengde på overflaten (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for overflateressurser)
- Total hydrokarbonkonsentrasjon i 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 parametre for referanseoljen er benyttet uendret. OSCAR modellerer oljens skjebne i miljøet ved bruk av komponentgrupper med ulike fysikalsk-kjemiske egenskaper. Oljenes kjemiske sammensetning transformeres til såkalte pseudokomponenter som OSCAR benytter.

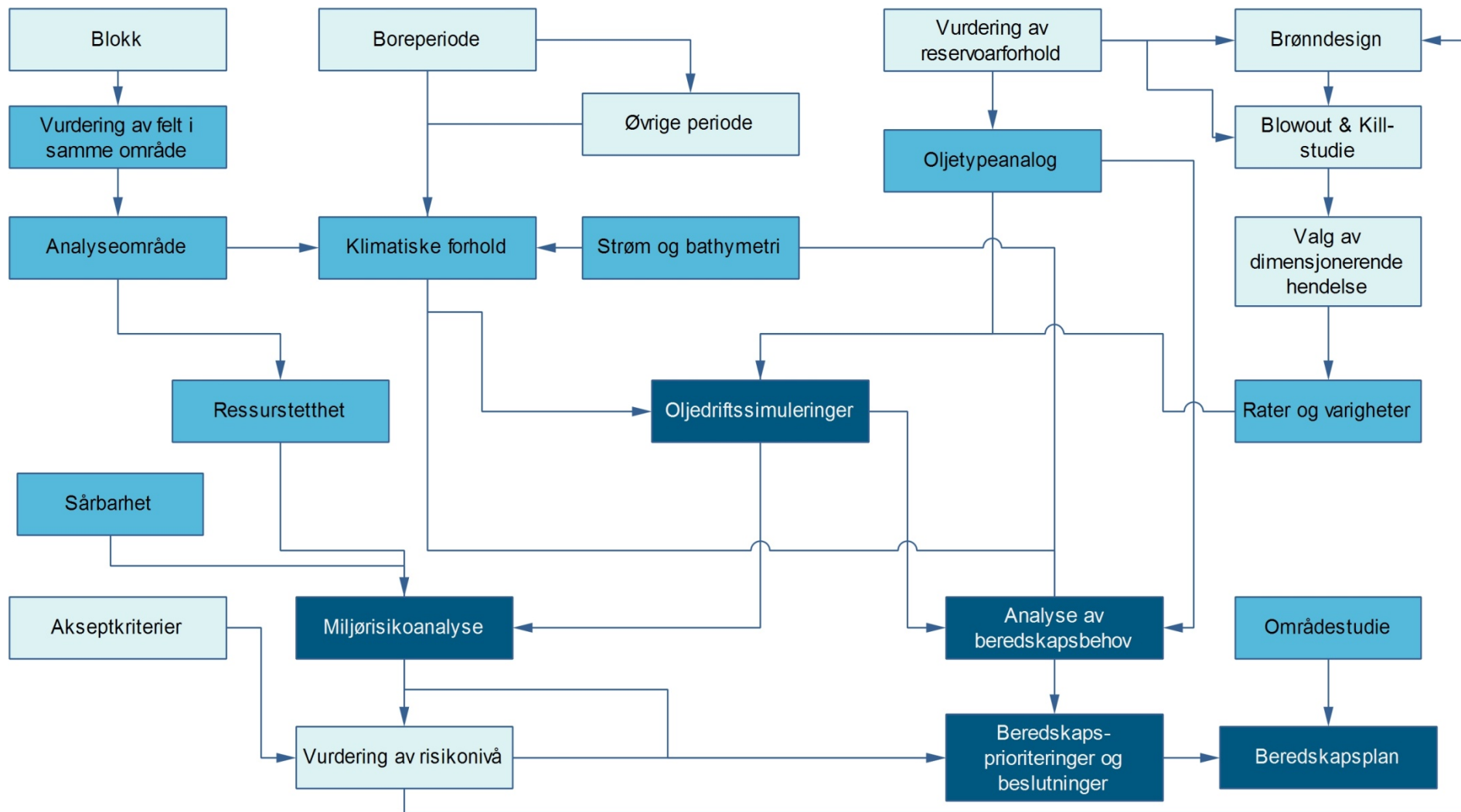
For å oppnå samme tetthet av simuleringer som andre analyser på norsk sokkel, er det benyttet 10 simuleringer pr. måned pr. år ved bruk av OSCAR i statistisk modus. Modellen velger da startdato for kjøringen hver tredje dag. For hver simulering er scenariet fulgt i 30 dager etter avsluttet varighet av utslippet. Det er dermed gjennomført om lag 3915 simuleringer for hver rate og varighet disse årene.

Det er gjennomført totalt 117 448 simuleringer for overflate- og sjøbunnsutslipp. Det høye antallet 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 værdedata 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. Valg av region tilordner et sett med regionsspesifikke parametre knyttet til rutenettet og dybdegridet.

I oljedriftsberegninger for sjøbunnsutblåsninger skilles 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 25/10-14 S.

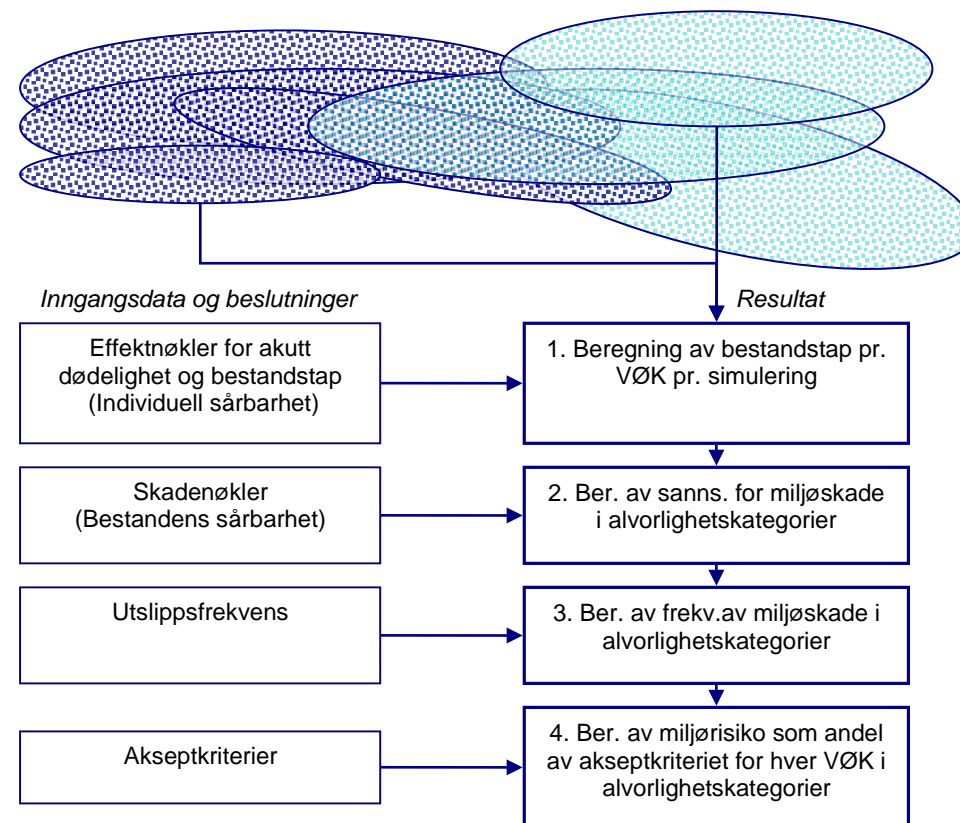
3.3 Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse

Miljørisikoanalysen er gjennomført etter MIRA-metoden (OLF (nå Norsk Olje og Gass), 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 14).
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 14, Tabell 15 og Tabell 19) 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 19) 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 11.2). De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 16. 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 17 og Tabell 18).

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 19 (Kapittel 11.3). 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 19.
- 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 11.4. For andre arter vil det i mangel av dokumentert restitusjonsmodell bli benyttet den mer konservative tilnærmingen med overlappsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

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.

3.4 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, øvrige forutsetninger og oppdaterte datasett er hentet fra Statoil sitt arbeid (referanse over).

3.5.1 Beregning av systembehov

For 25/10-14 S er det foretatt en beregning av beredskapsbehov for å identifisere beredskapsløsninger som tilfredsstiller 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 tømt.

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. Dersom denne mengden er lavere enn det som er dimensjonerende for området, foretas ikke en spesifikk utregning av systembehov for kystsonen.

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 bestandstapskategoriene, 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.

4 Miljøbeskrivelse

Lokasjonen til 25/10-14 S tilsier at influensområdet berører Skagerrak, Nordsjøen og Norskehavet.

Analyseområdet for oljedriftssimuleringer er vist i Figur 7.

4.1 Strømforhold og frontsystemer

4.1.1 Nordsjøen og Skagerrak

I forhold til Norskehavet er Nordsjøen grunn; 2/3 er grunnere enn 100 meter. Bunnsubstratet består hovedsakelig av sand og grus i de grunne delene og mudder i de dypere delene.

Økosystemet i Nordsjøen er påvirket av menneskelig aktivitet, bla. fra fiskeriene, olje- og gassvirksomhet, grusekstraksjon og eutrofiering fra tilsig. Til tross for at situasjonen har forbedret seg siden 1985, er menneskelig aktivitet fremdeles grunnlag for bekymring med hensyn til miljøtilstanden.

Til Nordsjøen kommer det vann fra Atlanterhavet med høy saltholdighet og et signifikant bidrag av mer ferskvannspåvirket vann fra Baltikum, og tilsig av ferskvann fra elver.

Nordsjøen har vært beskrevet som en ”sakteflytende elv”, med strømmer som går i faste mønstre (Skjoldal, 2005). Strømdataene som er brukt i OSCAR (MEMW 6.2) og oljedriftssimuleringene fra nærliggende aktiviteter viser at brønnen er lokalisert i et område der strømmen deler seg. Som nevnt over strømmer det atlantisk vann inn fra nordøst for Shetland, og denne strømmen deler seg et stykke vest for lokasjonen i to retninger: nord av brønnen strømmer det atlantiske vannet nordøstover mot kysten av Norge. Sør av brønnen flyter det atlantiske vannet sørøstover og blander seg med overflatestrømmene i Nordsjøen mellom Norge og Shetland. Disse strømmene er også vindpåvirket. Inne ved kysten går Den Norske Kyststrømmen nordover langs kysten.

Området rundt Skagerrak preges av kalde vintre og varme somre. Med unntak av Oslofjorden er det mindre fjorder og skjærgård i Skagerrak enn i Nordsjøen. Langs Jæren er kysten mer åpen (Gasbjerg *et al.* 2011).

Aktiviteten kan, pga. sin plassering, forventes å berøre kysten av Danmark og Sverige.

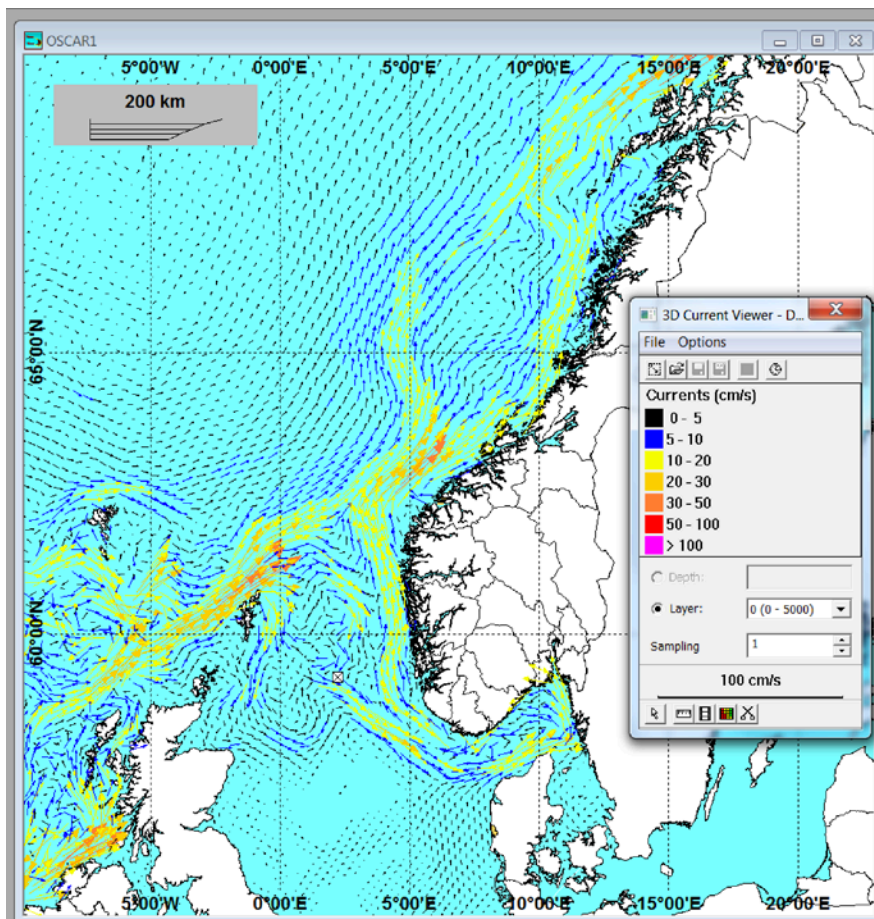
4.1.2 Norskehavet

Det atlantiske vannet og Den norske kyststrømmen flyter begge generelt i nordlig retning i Norskehavet. Norskehavet er sterkt preget av frontsystemer og lokale virvler som danner muligheter for gunstige forhold for biologisk produksjon.

Norskehavet er dominert av to store bassenger på omlag 3000 - 4000 m dybde. Sammenlignet med Nordsjøen er Norskehavet kun moderat menneskepåvirket, selv om det pågår fiskeri og en økende petroleumsaktivitet.

Hvert sekund strømmer 8 millioner tonn varmt atlantisk vann inn i Norskehavet, noe som tilsvarer 8 ganger summen av global elvetilførsel, og er årsaken til det milde klimaet i Nord-Europa.

Økosystemet i Norskehavet har relativt lav biodiversitet, men det er produktivt og noen arter forekommer i svært høye antall. Fytoplankton (planteplankton) finnes i enorme antall under våroppblomstringen. Dette gir grunnlag for oppvekst av de mange fiskeartene som gytes i Nordsjøen og Norskehavet.



Figur 7 Strømforhold i analyseområdet (data fra Meteorologisk institutt, 2000-2009, tilrettelagt for OSCAR av SINTEF). Kart fra MEMW 6.2.

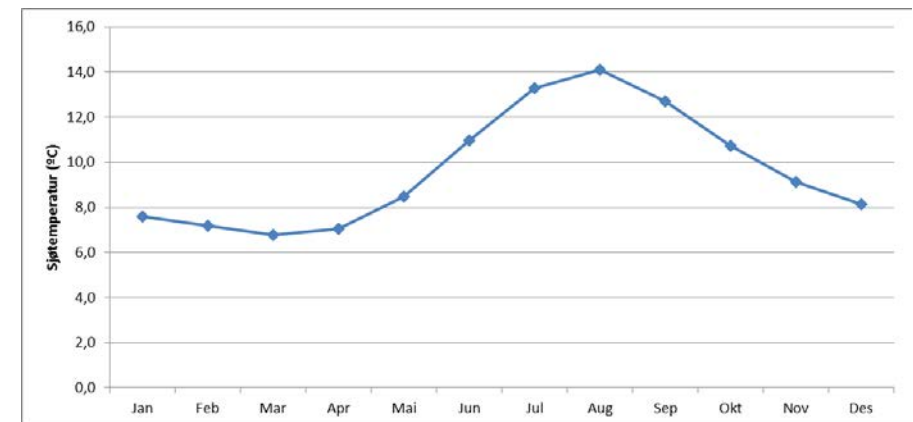
4.2 Klimatiske forhold

4.2.1 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 25/10-14S ligger er endringene i sjøtemperatur over året relativt beskjedne; fra gjennomsnittlig 6,8 °C i mars måned til 14,1 °C i august måned.

Gjennomsnittstemperaturen for hver måned er vist for Friggfeltet i Figur 8.

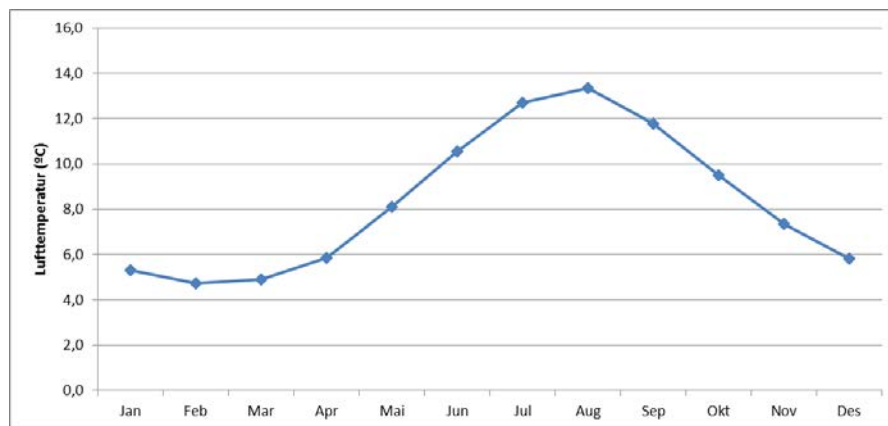


Figur 8 Gjennomsnittlig sjøtemperatur ved Friggfeltet (punkter på linje) for hver måned (data fra eklime.no).

4.2.2 Lufttemperatur

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

Området ved borelokasjonen har relativt beskjedne variasjoner i gjennomsnittlig lufttemperatur (pr. måned) over året, fra gjennomsnittlig 4,7 °C i februar til 13,4 °C i august.

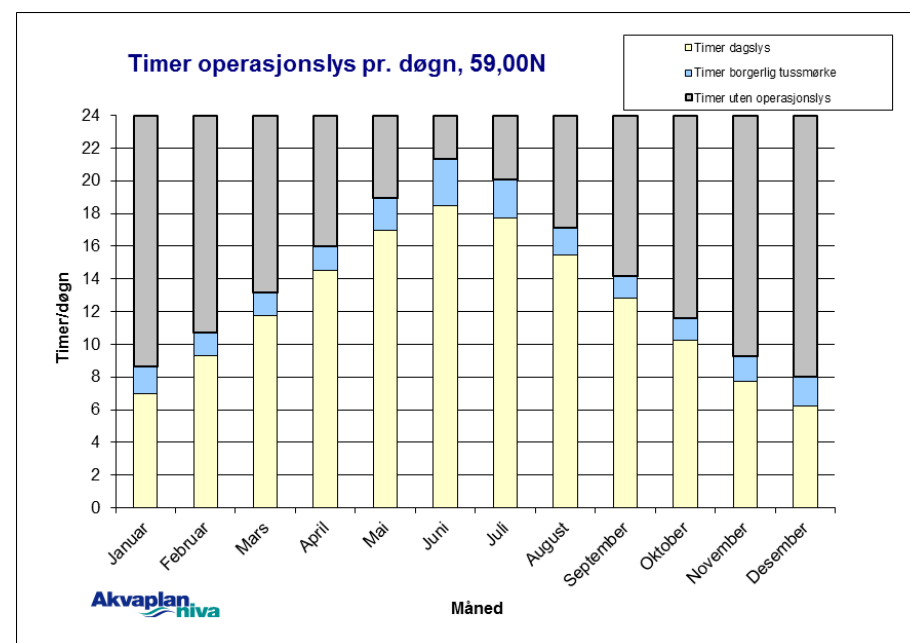


Figur 9 Gjennomsnittlig lufttemperatur ved Friggfeltet for hver måned (data fra eklima.no).

4.2.3 Lysforhold

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

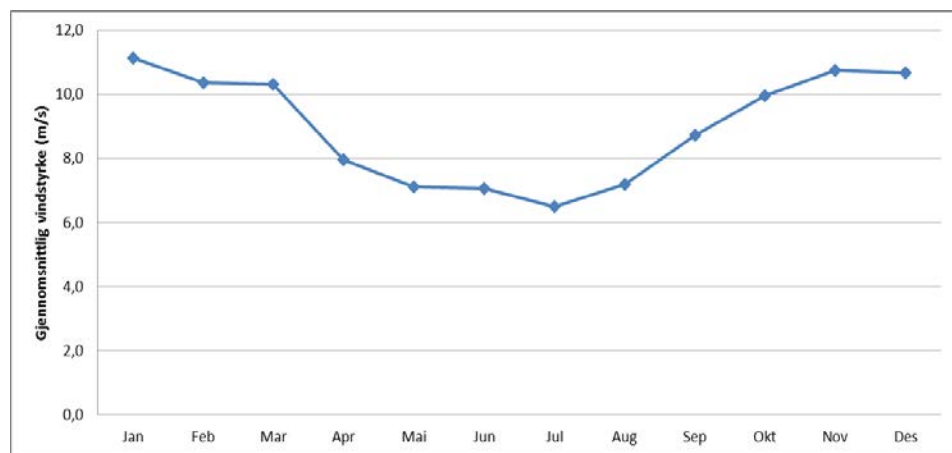
I den planlagte boreperioden er lystilgangen varierende, fra rundt 8 timer med operasjonslys i desember til rundt 13 timer i mars (Figur 10).



Figur 10 Lysforhold i området gjennom året ved 59.00 °N.

4.2.4 Vindforhold

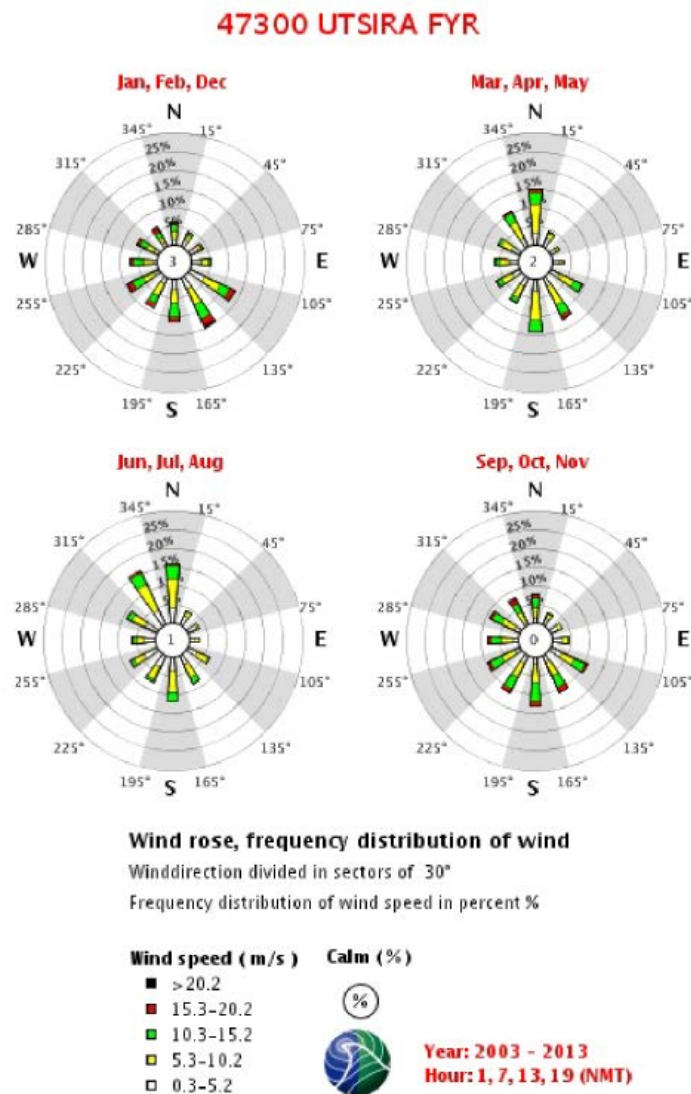
For den planlagte boreperioden varierer vindforholdene innen analyseområdet, både mht. vindstyrker og dominerende vindretning. Den nærmeste offshore målestasjonen for vind er Friggfeltet (Figur 11).



Figur 11 Gjennomsnittlig vindstyrke ved Friggfeltet (data fra klima.no).

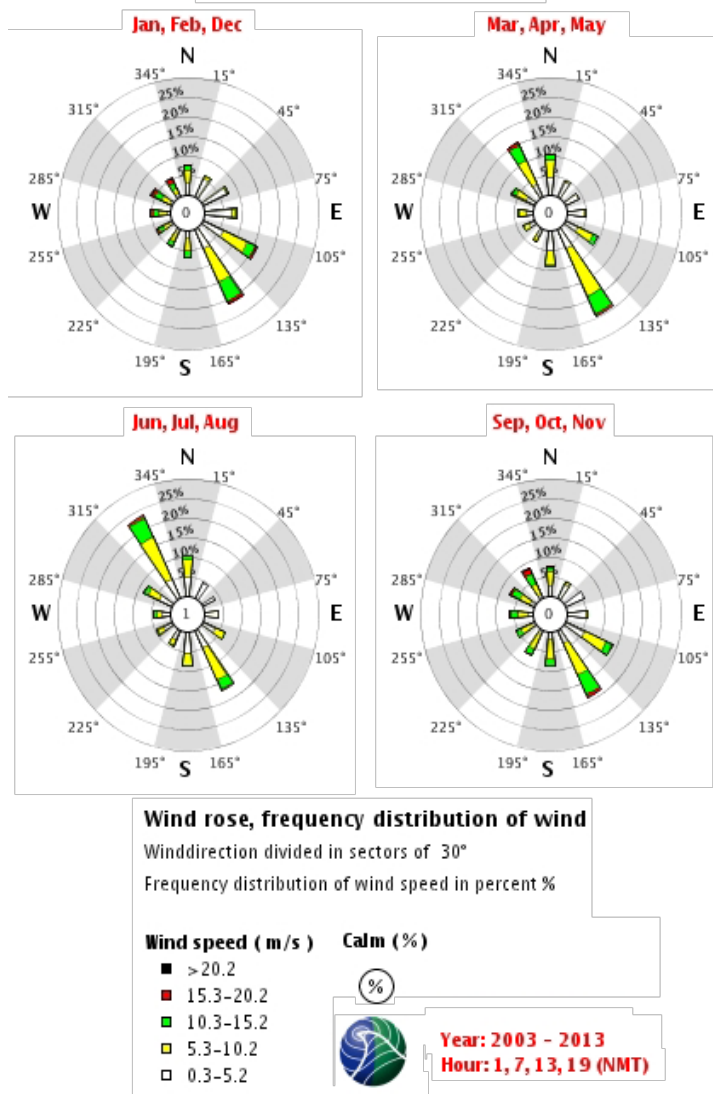
Vindroser er vist for to relevante kystlokasjoner, Utsira og Obrestad fyr (Figur 12 og Figur 13). Vindretningen påvirker treffsannsynlighet kystnært, samt hvilke ressurser som berøres.

I analyseperioden dominerer vind fra sør-sørøst, både ved Utsira og Obrestad. Det er mao. primært fralandsvind i perioden. De generelt lave vindstyrkene i analyseperioden forventes å gi god effekt av beredskapen.



Figur 12 Frekvensfordeling av vindstyrke og -retning ved Utsira fyr.

44080 OBRESTAD FYR

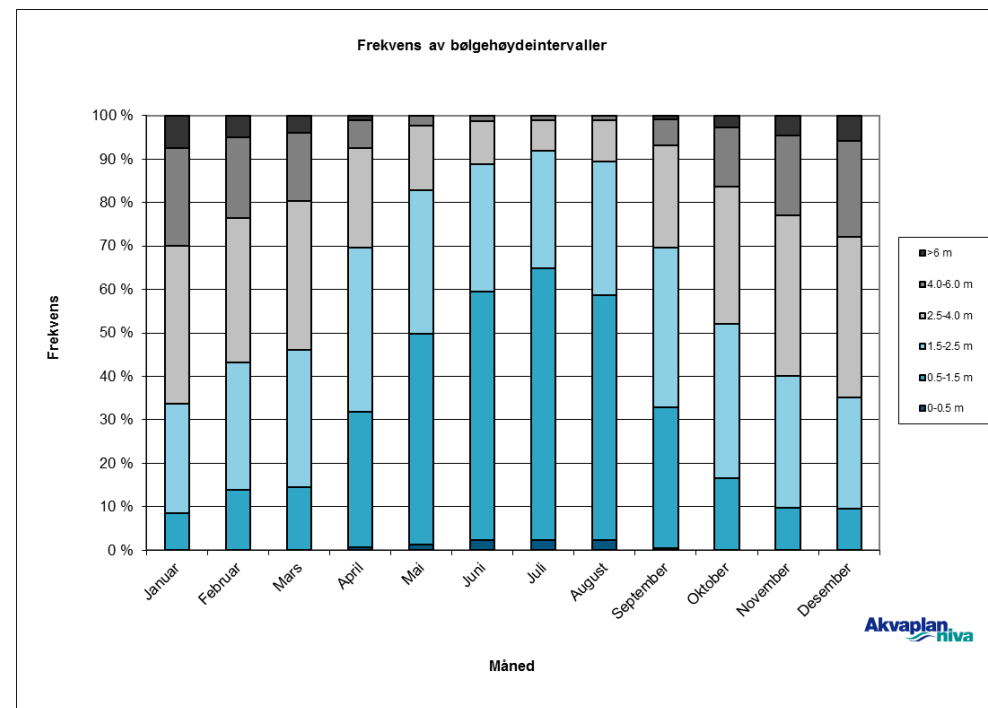


Figur 13 Frekvensfordeling av vindstyrke og -retning ved Obrestad fyr.

4.2.5 Bølgeførhold

Meteorologisk Institutt har gjennomført modellering av bølgehøyder for utvalgte punkter på norsk sokkel (Met.no, 2009). Det punktet som ligger nærmest borelokasjonen er nr. 165.

Frekvensfordelingen av ulike bølgehøyder over året er vist i Figur 14. Som det fremgår av figuren er det en relativt høy andel (inntil 30 %) med høye bølger i analyseperioden.



Figur 14 Frekvensfordeling av bølgehøyder ved punkt 165.

4.2.6 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.

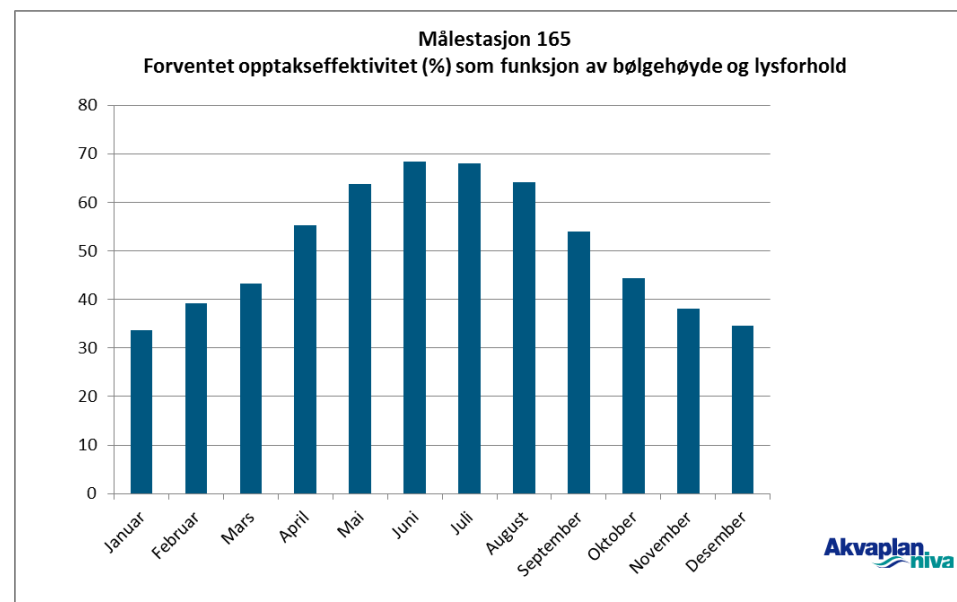
Intervallene for signifikant bølgehøyde baseres på Beauforts skala og inndelingen til World Meteorological Organisation, modifisert noe for å ivareta mindre forskjeller mellom disse inndelingene. I angivelsen av effektivitet er det valgt en noe konservativ tilnærming, som en tilpasning til intervallene 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

4.2.7 Forventet systemeffektivitet

Basert på bølgeforldene ved stasjon 165 og forutsetninger som tidligere diskutert vil forventet gjennomsnittlig systemeffektivitet for NOFOs oljevernssystemer være ca. 38 % for analyseperioden desember-mars.



Figur 15 Forventet effektivitet av NOFOs havgående oljevernssystemer, som en funksjon av bølgehøyder ved lokasjon 165 og lysforhold ved lokasjonen.

4.3 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.

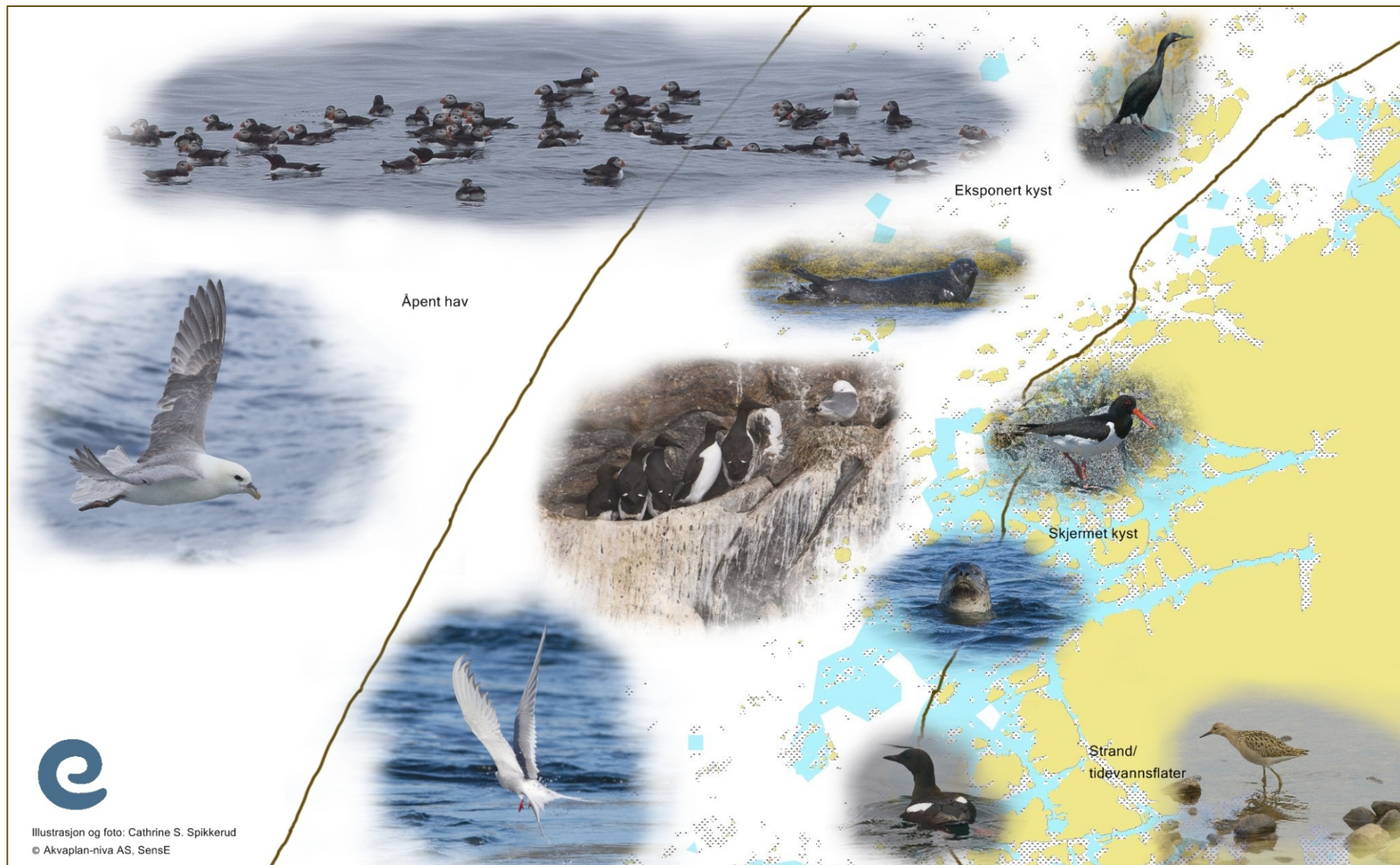
Tabell 5 viser sårbarhetsperioder og -gradering for ulike naturressurser, samt en grovinndeling i hvor artene kan påtreffes.

4.4 Miljøsoner

Figur 16 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	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 næringssøk	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			2	2	2	2	2	2					
		Pelagisk næringssøk	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 16 Inndeling i miljøsoner og eksempler på ressurstyper innen disse.

4.5 Sjøfugl

Ulike økologiske grupper av sjøfugl har svært ulik sårbarhet overfor oljeforurensning. Ift. miljørisiko er det relevant å beskrive de økologiske gruppene basert på artenes atferdsmønstre, som gjør dem mer eller mindre sårbare overfor oljeforurensning, og trekk mønstre som påvirker deres utbredelse gjennom året. Det er også relevant å dele dem inn etter geografisk tilstedeværelse i åpent hav eller kystnært, ift. å vise konfliktpotensial med oljeforurensning fra en bestemt aktivitet.

I den følgende beskrivelsen av artene tas det utgangspunkt i atferdsinndelingen i økologiske grupper, mens beskrivelsen av datasettene best gjøres med utgangspunkt i tilstedeværelse i kystsoner, strandsoner eller i åpent hav i den gjeldende sesongen. Analyseperioden er desember-mars, den dekker således overvintringen.

Områdene i Norskehavet og Nordsjøen er viktige overvintringsområder for en rekke arter, også dem som hekker lenger nord i sommerhalvåret. Det er langt færre hekkende sjøfugl i Nordsjøen og Skagerrak enn i Norskehavet og Barentshavet, men i trekkperioder er det meget viktige rasteområder for både høst- og vårtrekk.

Kystområdene er spesielt viktige for mange trekkfugler og overvintrende arter (arktiske vadere, lommer og andefugler) (Kålås *et al.*, 2010). Langs kysten fra Vest-Agder og nordover er det flere viktige fugleområder, bla.:

- Lista, med plante- og dyrefredningsområder pga. fugleliv, samt viktige tareskogforekomster. Lista våtmarkssystem er også et Ramsarområde.
- Jæren våtmarkssystem, med Jærstrendene, er et Ramsarområde med viktige rasteområder for trekkende vadefugl og et sentralt hekkeområde for vannfugler i sørvest-Norge.
- På Kjørholmane sjøfuglreservat hekker toppskarv, havhest, krykkje og alkefugl. Rott-Håstein-Kjør er et Ramsar-område.
- Utsira, som er meget viktig for fugl, samt Einevarden fuglefjell som er viktig for alkefugl i området.

Oppdaterte estimater over hekkebestander i Nordsjøen er gitt i NINAs Rapport 733 (Gasbjerg *et al.*, 2011).

Det ligger viktige sjøfuglområder med verne- og Ramsarstatus i influensområdets danske, svenske, tyske, nederlandske og britiske del. Disse er gitt i Tabell 6.

Datasettene for sjøfugl i åpent hav dekker også Nordsjøen og Skagerrak, og vil fange opp miljørisiko på dansk, svensk, tysk, nederlandsk og britisk sektor. De kystnære datasettene dekker kun norskekysten.

Tabell 6 Ramsarområder i Sverige og Danmark innen influensområdet.

Land	Nummer	Navn
Sverige	125	Nordra Älv Estuary
Danmark	144	Nissum Bredning
	143	Nissum Fjord

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.*).

Oppdaterte data for sjøfugl kystnært og i åpent hav ble mottatt i mars 2015. APN har, i samarbeid med NINA, gjennomført en sensitivitetsstudie for å finne anbefalt tilrettelegging av dataene (Skeie & Systad, *in prep.*). Denne tilretteleggingen er benyttet i foreliggende analyse.

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 datasettet for vinter benyttet.

Utbredelseskart over tilstedeværelse av sjøfugl i analyseområdet er vist på MRABAens nettside:

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>

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

4.5.1 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 kystzone 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 vandringsene 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 17 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 18), lunde (Figur 19) og lomvi (Figur 20), har hekkeområder i analyseområdet.

Alkekonge (*Alle alle*) overvintrer i Nordsjøen og Norskehavet. I hovedsak hekker alkekonge i Barentshavet, på Svalbard og Jan Mayen. Datasettene viser allikevel noe tilstedeværelse i hekkeperioden langs kysten av Norskehavet.

Polarlomvi (*Uria lomvia*) er tilstede i Norskehavet og Barentshavet. Den hekker også på Bjørnøya og i mindre antall langs Finnmarkskysten. Polarlomvien forventes lite berørt av aktiviteten.

Kart for samtlige analyserte arter vises på:

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>



Figur 18 Alke hekker både i ur og direkte på fjellhyller. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 19 Lunde i hekkekolonien på Røst. Her hekker både lunde og alke i huler i den gressdekkede ura. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 20 Lomvi i flukt. (Foto: Cathrine Stephansen).

4.5.2 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 næringssøk 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 norskekysten i perioden april til juli. Resten av året tilbringer artene i denne gruppen mye tid hvilende på havoverflaten (Figur 23).

Gruppen er dyktige flygere med stort vingespenn. De kan fly over store avstander med lite energiforbruk. Pelagisk overflatebeitende sjøfugl i næringssøk 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))

Havsule (Figur 21), krykkje (Figur 22) og havhest (Figur 23) er tilstede hele året i analyseområdet i åpent hav. Kystnært er både krykkje og havsule tilstede hele året, mens havhest er tilstede deler av året, men hele hekkeperioden (mars til august).

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

- Grålire (*Puffinus griseus*) (Ikke rødlistet)
- Havlire (*Puffinus puffinus*)
- 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 til stede i analyseområdet. Sabinemåke er ikke til stede i analyseområdet i analyseperioden. Alle kart for samtlige analyserte arter vises på:

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>



Figur 21 Havsule med unge. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 22 Krykkje er rødlistet (EN). (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 23 Havhest (også rødlistet, NT) kan samles i store antall på sjøen. Her tiltrukket av et fiskefartøy. (Bleiksdjupet). (Foto: Cathrine Stephansen).

4.5.3 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/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>

- Bergand (*Aythya marila*) (B) (Rødliste: VU)
- Brilleand (*Melanitta perspicillata*)
- Dvergdykker (*Tachybaptus ruficollis*) (F) (Rødliste: NT)
- Gråhegre (*Ardea cinerea*) (F)
- Gråstrupedykker (*Podiceps grisegena*) (F)
- Gulnebbblom (*Gavia adamsii*) (F) (Rødliste: NT)
- Havelle (*Clangula hyemalis*) (B)
- Horndykker (*Podiceps auritus*) (F)
- Islom (*Gavia immer*) (F)
- Kvinand (*Bucephala clangula*) (B)
- Laksand (*Mergus merganser*) (F)
- Lappfiskand (*Mergellus albellus*)
- Praktærfulg (*Somateria spectabilis*) (B)
- Siland (*Mergus serrator*) (F)
- Sjøorre (*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 (*Cephus 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 næringsøk utenom hekketiden (Figur 27). 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 næringsøk tilsier at de tilbringer mye tid på sjøoverflaten på samme måte som de kystbundne dykkende, og deres treffsannsynlighet for olje på overflaten vil være mer lik dykkerne enn for eksempel måker. Merk likevel at de kystbundne herbivore artenes sårbarhet er generelt lavere enn for eksempel teist.

- 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 indicus*) (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 enkeltmåned 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, krikand, skjeand og snadderand.

Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>



Figur 24 Skarv benytter klipper og svaberg nær sjøen til sitteplass (her toppskarv). (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 25 Teist er en kystbunden alkefugl på norsk rødliste. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 26 Ærfugl er svært utsatt ved oljesøl i kystsonen. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 27 Storlom i sjø. Arten er en av dem som overvintrer ved sjøen. (Foto: Cathrine Stephansen).

4.5.4 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 er til stede i analyseområdet hele året (SEAPOPs kystnære datasett). Fjelljo, storjo og tyvjo er til stede i deler av året. Ismåke er ikke til stede i analyseområdet. Grønlandsmåke, hettemåke og dvergmåke har ikke datasett i SEAPOP (2015).

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 stede i hekkeperioden, som for begge terneartene er mai til september.

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

Kart over artenes utbredelse finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>



Figur 28 Overflatebeitende sjøfugl tilbringer mindre tid på sjøoverflaten og er mindre sårbar for oljeforurensning enn dykkende (rødnebbterne) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 29 Svartbak (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 30 Gråmåke (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 31 Fiskemåke (Foto: Cathrine Stephansen).

4.5.5 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 strandpåsag. Etter Full City-havariet toppet ærfuglen statistikken over tilsølte individer, men nr. 4 på listen var tjeld, med 89 tilsølte individer pr. september 2009. Videre var flere sniper på listen i dette området, som har en rik artsvariasjon og der de pelagiske dykkerne ikke er til stede (NOF, <http://www.birdlife.no/naturforvaltning/nyheter/?id=485>).

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

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

For steinvender og myrsnipe finnes det ikke datasett i SEAPOP. Datasettene viser tilstedeværelse av alle de ovennevnte i analyseområdet. Spesielt er Ramsar våtmarksområder viktige for vadefugl.

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 33, øverst og nederst). Kart over artenes utbredelse finnes på;

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>



Figur 32 Marint tilknyttede vadere er utsatt for oljeforurensning på strand. Rødstilk (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 33 Tangbelter som blottlegges på lavvann er spesielt viktige for vadere. Fjæreplytt øverst, polarsniper nederst (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6 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 pelsseleer. Sistnevnte kan ha en fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning som likner fuglenes.

Kystselens unger er avhengige av pelsen, noe som gjør dem sårbare. Generelt er derfor kystselene mest sårbare i kasteperioden. I kasteperioden samles dyrene i større antall på egnede plasser i kystsonen.

For voksen sel sees skadelige effekter av meget fersk råolje på øyne og luftveier, pga. avdampning av lette komponenter. Denne utfordringen vil imidlertid ikke være relevant for et utilsiktet oljeutslipp langt til havs, da oljen som eventuelt driver mot land som oftest vil være sterkt forvitret.

Oteren er avhengig av pelsen til isolasjon og har høyeste sårbarhet hele året. Hvalartene regnes som lite sårbare overfor oljeforurensning, men nyere informasjon (bl.a. om oljeskader på delfiner etter utblåsningen fra Deep Water Horizon) tyder på at denne oppfatningen er i endring. Flere hvalarter migrerer gjennom området.

Nedenfor gis en kortfattet beskrivelse av artene som er relevante for den analyserte aktiviteten. Utbredelseskart finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>

Tabell 7 Månedsvise sårbarhet for de marine pattedyrartene havert, steinkobbe og oter

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

4.6.1 Havert (gråsel) (*Halichoerus grypus*)

Haverten er utbredt i hele analyseområdet. Analyseperioden sammenfaller både med kaste- og hårfellingsperioden (hhv. i september-desember og februar-mars). I disse periodene er dyrene noe mer sårbare for oljeforurensning. De samles da i større antall på skjær og holmer i ytre kystsoner. Det er mange viktige lokaliteter for havert i analyseområdet.

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

Viktige områder for havert er Frøya og Froan i Sør-Trøndelag. Det forventes noe konflikt med havert i analyseperioden.

Utbredelseskart finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>



Figur 34 Havert (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.2 Steinkobbe (*Phoca vitulina*)

Steinkobben er også utbredt i analyseområdet, hovedsakelig inne i fjordene. Datasettene som er egnet for kvantitative miljørisikoanalyser dekker norskekysten. De potensielt berørte bestandene vil i hovedsak være Rogaland-Lopphavet-bestanden og Oslofjordbestanden.

Steinkobben kaster i sommermånedene juni og juli, og har høyeste sårbarhet i kasteperioden. 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.

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

Steinkobben er innlemmet i Rødlisten (Swenson *et al.*, 2010).

Utbredelseskart finnes på:

<http://www.senseweb.no/content/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>



Figur 35 Steinkobber fotografert i kasteperioden; viser samling av mange dyr som øker sårbarheten overfor oljeforurensning (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.3 Oter (*Lutra lutra*)

Innenfor analyseområdet er oteren mest utbredt nord for Stad. Sårbarheten for individene er høy hele året, og etter et evt. oljesøl vil berørte otere ha høy dødelighet. Pga. artens territorialitet vil området imidlertid kunne rekoloniseres av andre otere.

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 strandsoner i områder der oteren forekommer. Bestandsestimatene for oter er også meget usikre og basert på fallvilt databasen, som stort sett omfatter påkjørte dyr (Jiska van Dijk, pers. medd., 2011).



Figur 36 Oteren (*Lutra lutra*) har høy individuell sårbarhet overfor oljeforurensning hele året. Arten er svært territoriell og finnes derfor spredt i leveområdene (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.4 Hvalarter

I sammenheng med akutt oljeforurensning, har hvaler hittil vært ansett som lite sårbare (se Tabell 18). Det har vært nevnt at bardehval kan være mer utsatt for oljetilsøling ved næringssøk enn tannhval (AMSA faktaark, NOAA faktaark 1). Det er imidlertid ikke kjent om hvaler kan få olje ned i pustehullet, men det har vært observert høyere dødelighet av delfiner i Mexicogulven etter Deep Water Horizon-utblåsningen (NOAA faktaark 2). Det har vært hevdet at artene aktivt kan unngå oljeforurensning, men observasjoner i Mexicogulven av ville delfiner nær og i oljeflak tyder på at dette ikke er tilfelle (NOAA faktaark 1 og 2, AMSA faktaark). Andre aktiviteter kan derimot forstyrre hvaler, eller tiltrekke dem til området.

Det finnes ikke datasett for hval som egner seg for kvantitativ miljørisikoanalyse. Men, det er i samarbeid med HI laget datasett over viktige områder for de ulike artene i et prosjekt for Direktoratet for Naturforvaltning. Disse områdene er gjengitt med tillatelse fra HI.

Det er foretatt en enkel overlappsanalyse mellom utbredelsen av olje (raten nærmest vektet rate og 15 dagers varighet) og områdene som er ansett som viktige for utvalgte arter.

Nise (*Phocoena phocoena*) er relativt vanlig og har et viktig område i Skagerrak (Figur 37). Arten har sårbarhet 1 hele året.

Det forventes at hvaler som kommer i direkte berøring med oljeflak kan påvirkes ved et utslipp fra brønnen, men dette er ikke kvantifiserbart. Viktige områder er vist i overlappsanalysen.



Figur 37 Nise, mor med kalv (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7 Fiskeressurser

I Nordsjøen og Norskehavet er det en rekke gyteområder for kommersielt viktige fiske- og krepsdyrarter. Data fra HI (2013) 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 deler av analyseperioden (Tabell 8).

Kart over gytefelt for arter som kan komme i konflikt med aktiviteten er vist i miljørisikoanalysen for fisk (kap. 6.1). Relevante arter er; hvitting, kveite, nordsjøsei og øyepål.

Tabell 8 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												

4.8 Sårbare kysthabitater

4.8.1 Sensitivitetsindeks

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

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

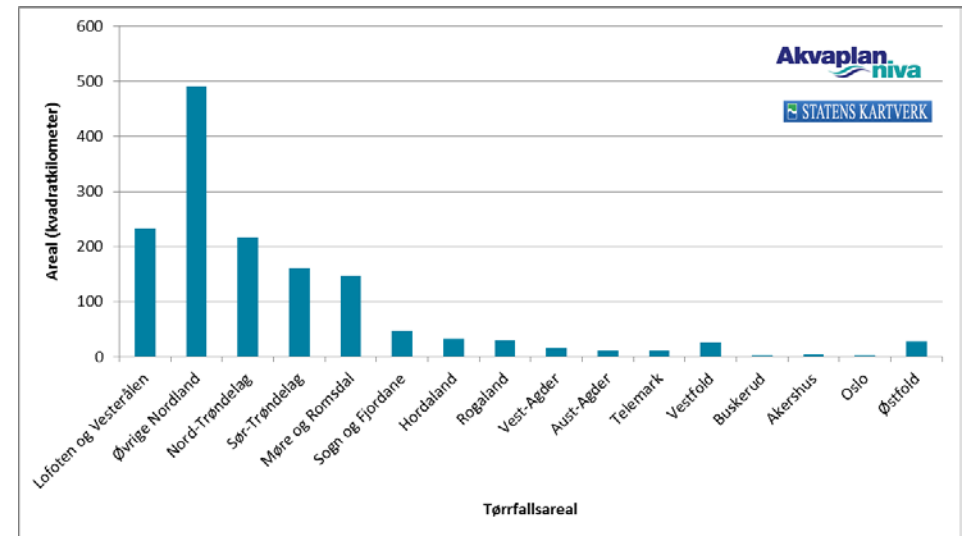
APN har gjennomgått datasettet i MRDB mht. Pi-verdier for rutene med de mest sårbare strandtypene og nøkkelsamfunnene (angitt som "abundance" av de ulike samfunnene i datasettet). Pi-indeksen er deretter vurdert opp mot sårbarhet (1-3) og kommet til følgende inndeling:

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

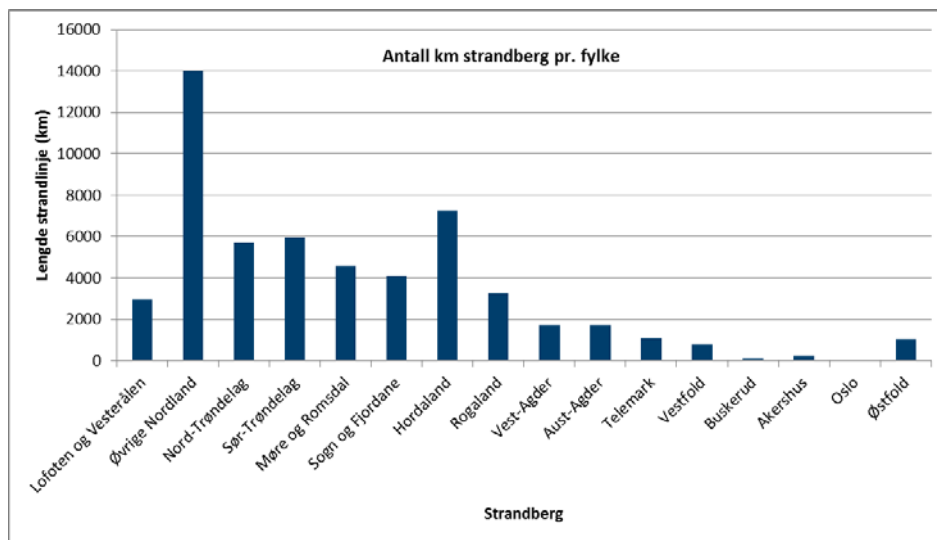
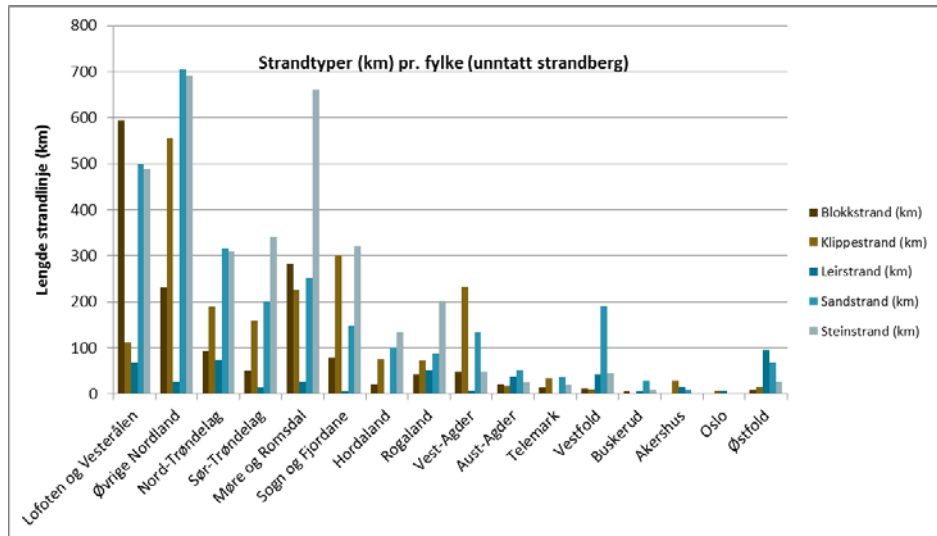
Akvaplan-niva har tilrettelagt datasettet fra MRDB på 10x10 km rutenett, totalt 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks. 524 av de 1490 rutene (totalt nasjonalt) har $Pi > 0,33$. I analyseområdet har de fleste rutene sårbarhet 1-2 i søndre del. Flere har sårbarhet 3 i området fra Lofoten og nordover.

4.8.2 Kysttyper i analyseområdet

Akvaplan-niva har foretatt en analyse av kysttyper, strandlinjelengde og tørrfallsarealer for alle landets fylker. Resultater for fylkene i analyseområdet vises i Figur 38 og Figur 39 (etter Spikkerud & Skeie, 2010).



Figur 38 Antall km² av tørrfall pr. fylke i analyseområdet.



Figur 39 Antall km av ulike strandtyper (strandberg separat nederst) pr. fylke i analyseområdet.



Figur 40 Svabergskyst (strandberg) typisk for ytre skjærgård på Sørlandet, i Oslofjorden og vestsiden av Sverige. Her med grågåspar med unger (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 41 Vadehavet, som utgjør kystlinjen i deler av Danmark, samt Tyskland, Nederland og Belgia, er viktige tørrfallsområder for vadefugl, ender og andre sjøfugl (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 42 Områdene ved Jærstrendene er preget av eksponerte sandstrender med blokker og sanddyner. Området er også et viktig jordbruksområde og er bebygget. Denne kysten er viktig for overvintrende sjøfugl (her storkender) (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 43 Dynevegetasjon og sandstrender på Sola (Rogaland) (øverst) og innen influensområdet på dansk side (Jammerbugten) (nederst). Slike områder er svært viktige for rekreasjon og fugleliv (Foto: Cathrine Stephansen).

4.9 Koraller og annen bunnfauna

Den miljørettede borestedsundersøkelsen for Havfrue, som ligger i umiddelbar nærhet av brønn 25/10-14S, avdekket ingen korallrev eller svamptannfunn i området (Gardline, 2014).

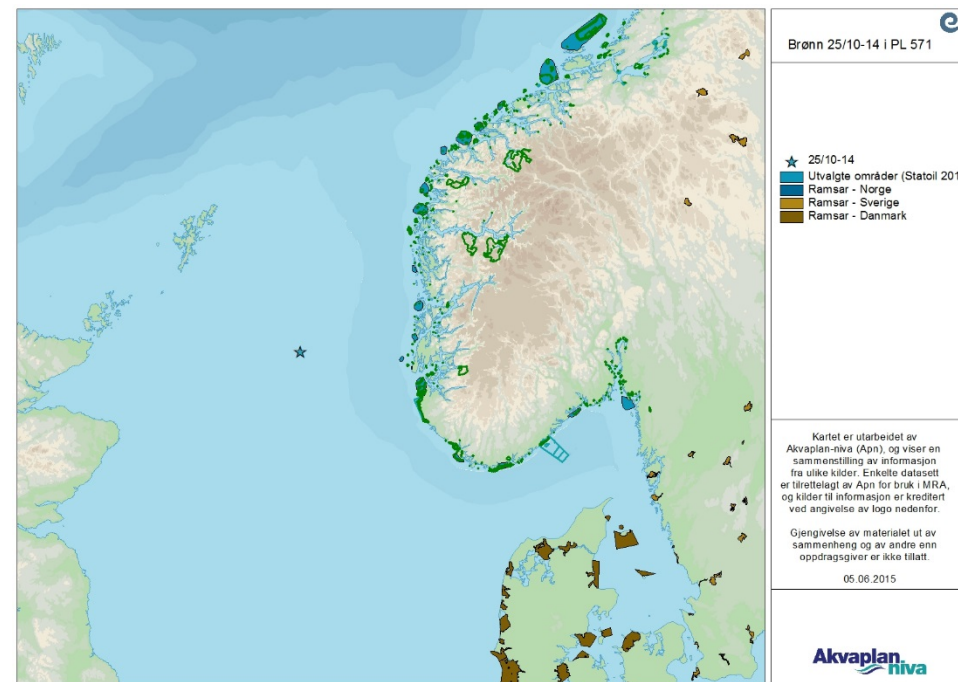
Akvaplan-niva har sett igjennom tilgjengelige databaser og kartsystemer (Havforskningsinstituttet, 2015), og har ikke funnet indikasjoner på større konsentrasjoner av svamper eller koraller i området nær lokasjonen. Det er ikke definert Svært Verdifulle Områder (SVO) nær lokasjonen.

Den regulære miljøovervåkingen for region II, hvor 25/10-14S ligger, ble sist gjennomført i 2012. Rapporten er publisert på Miljødirektoratets sider: http://miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Miljoovervakning-pa-norsk-sokkel/Bunnhabitatsundersokelser/Rapporter_2/Miljoovervakning-og-grunnlagsundersokelser-i-Region-II-2012/.

4.10 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 44. Informasjonen er hentet fra Miljødirektoratet sin Naturbase i 2015. Denne typen områder skal prioriteres for beskyttelse ved en oljevernaksjon (SFT, 2004). På dansk og svensk side er Ramsar-områdene benyttet til visning av spesielt viktige lokaliteter.

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 4.8).



Figur 44 Høyt prioriterte lokaliteter (data fra Miljødirektoratet, 2015; Statoil, 2013 og Ramsar.org).

4.11 Ressursdata til miljørisikoanalysen

4.11.1 Sjøfugl

I SEAPOPOP-programmet har man konsentrert seg om noen arter i åpent hav. Men, av de pelagisk dykkende sjøfuglene er alle de fem artene av alkefugl representert, samt havsule. Kartleggingen av pelagisk dykkende sjøfugl blir utført fra båt, fly, helikopter og land. Tellinger fra båt har blitt foretatt siden 1980. For de pelagisk overflatebeitende er det datasett for havhest og krykkje, for de som av SEAPOPOP er definert som kystbundne er det åpent hav-datasett for fiskemåke, svartbak og polarmåke.

SEAPOPOP opererer med to forskjellige datasett for disse artene; ett datasett over kystnær utbredelse og ett for utbredelse i åpent hav. For åpent hav er det utarbeidet kart over sannsynlighet for tilstedeværelse basert på prediksjoner og modelleringer for et sett av miljøvariable. Analysene er gjennomført med 10x10 km oppløsning i rutenettet. Åpent hav-data er delt i 3 sesonger; vinter (1. november-31. mars), sommer (1. april-31. juli) og høst (1. august-31. oktober).

Data over kystnær tilstedeværelse er i større grad basert på observasjoner og tellinger i koloniene, og har månedsoppløsning. Datasettene er videre tilrettelagt av NINA med fordeling av bestandsandeler i rutene.

Det er benyttet sist oppdaterte datasett for sjøfugl i åpent hav (SEAPOPOP). Disse datasettene er av Akvaplan-niva tilrettelagt for MIRA-analyse, tildelt månedlige bestandsandeler og splittet i regionene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen.

Datasettene for sjøfugl i åpent hav viser bestandsandeler av regionale bestander, mens de kystnære datasettene viser andeler av nasjonal bestand. Datasettene kystnært er nye, fra mars 2015, og ytterligere beskrevet i avsnittet under.

4.11.2 Nye data for sjøfugl kystnært

Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) distribuerer nasjonale datasett for sjøfugl kystnært for totalt 62 arter, inkludert artene beskrevet i foregående avsnitt. Datasettene foreligger på et 10x10 km rutenett og er basert på tellinger av antall hekkende par. Siden 2013 har de kystnære datasettene inkludert buffersoner rundt koloniene (funksjonsområder) i hekkeperioden som tar hensyn til fuglenes næringssøk. Funksjonsområdenes størrelse varierer mellom ulike grupper av sjøfugl, i tråd med ulik næringssøksatferd.

I datasettene distribuert i 2013 hadde NINA inkludert en faktor som skulle ta hensyn til at sjøfugl er flekkvis fordelt, dvs. at sjøfugl på næringssøk i stor grad opptrer samlet, innen et begrenset geografisk område. Dette var gjennomført ved å multiplisere bestandsandelene med en aggregeringsfaktor, som gav svært konservative utslag i miljørisikoanalyser. Denne aggregeringsfaktoren varierte mellom artene, summen av bestandsandeler i rutene i 2013-datasettet oversteg 100 % av populasjonen, i enkelte tilfeller med en faktor 20-40. Grunnlagsdatasettene fra SEAPOPOP fra februar 2015 har mindre forskjeller mellom artene og totale bestandsestimater nærmere 100 %.

Akvaplan-niva satte i 2014 i gang et egenfinansiert prosjekt med NINA for blant annet å gjennomføre sensitivitetsstudier av ulike fordelingsmodeller av sjøfugl, med mål om å etablere en anbefalt beste praksis for bruk av datasettene i miljørisikoanalyser. Som en del av dette arbeidet ble det gjennomført analyser på den siste, oppdaterte utgaven av SEAPOPOP-datasett (2015). Resultatene av disse analysene (Akvaplan-niva, 2015, *in prep.*), som er diskutert med NINA og presentert overfor Miljødirektoratet, konkluderte med at en aggregeringsfaktor på 7 vil gi et rimelig, konservativt uttrykk for sjøfugls tendens til aggregering på næringssøk. Alle arter er tildelt samme multiplikasjonsfaktor i alle måneder, ikke bare i hekkeperioden.

I foreliggende analyse har vi med dette som bakgrunn benyttet sist oppdaterte datasett fra SEAPOPOP (2015), med en aggregeringsfaktor på 7, som grunnlag for måling av miljørisiko mot operatørens akseptkriterier.

4.11.3 Marine pattedyr

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

Til en kvalitativ vurdering av konfliktpotensialet for nise, så har HI gitt tillatelse til bruk av månedsoppløste data over viktige områder for de ulike artene. Datasettet er utarbeidet av HI og APN for Direktoratet for Naturforvaltning i et prosjekt om miljøverdi og sårbarhet for marine områder (Spikkerud *et al.*, 2013).

4.11.4 Sårbare kysthabitater

Akvaplan-niva har tilrettelagt datasettet over sensitivitetsindeks (Pi) fra MRDB (2010) på et 10 x 10 km rutenett inndelt i sårbarhet 1-3 som beskrevet i avsnitt

4.8. Totalt er dette 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks og sårbarhetsverdi.

4.11.5 Fiskeressurser

Til analyse av miljørisiko for fiskeressurser er det benyttet data fra HI (2015) 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 25/10-14S, vises i dette kapittelet. Alle scenarier er benyttet til beregning av miljørisiko, og de mest sentrale scenarier er vist mht. berørt område. Følgende resultater er valgt vist:

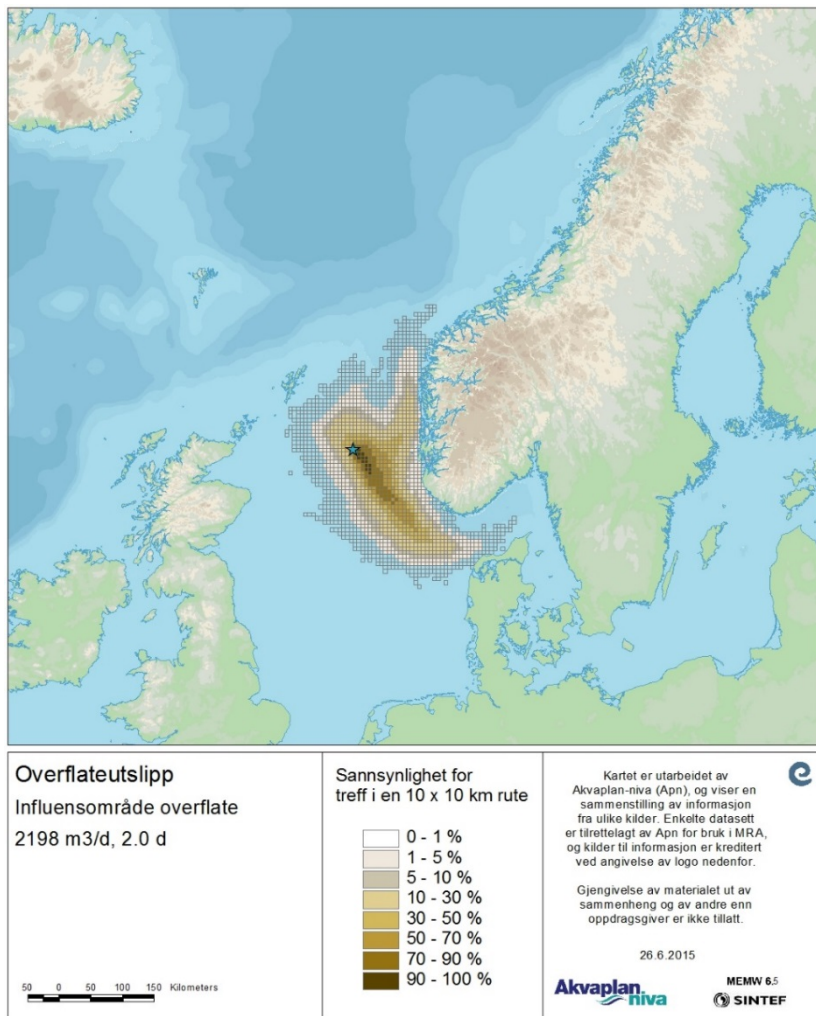
Overflateutslipp

- Laveste rate og korteste varighet; 2 198 Sm³/døgn i 2 døgn (scenariet utgjør 40% av overflateutslippene)
- Raten nærmest over vektet rate og varighet nærmest over vektet varighet; 4 374 Sm³/d i 15 døgn (scenariet utgjør 26 % av overflateutslippene)
- Høyeste rate og lengste varighet for overflateutslipp; 16 500 Sm³/d i 52 døgn (scenariet utgjør kun 1,5 % av overflateutslippene)

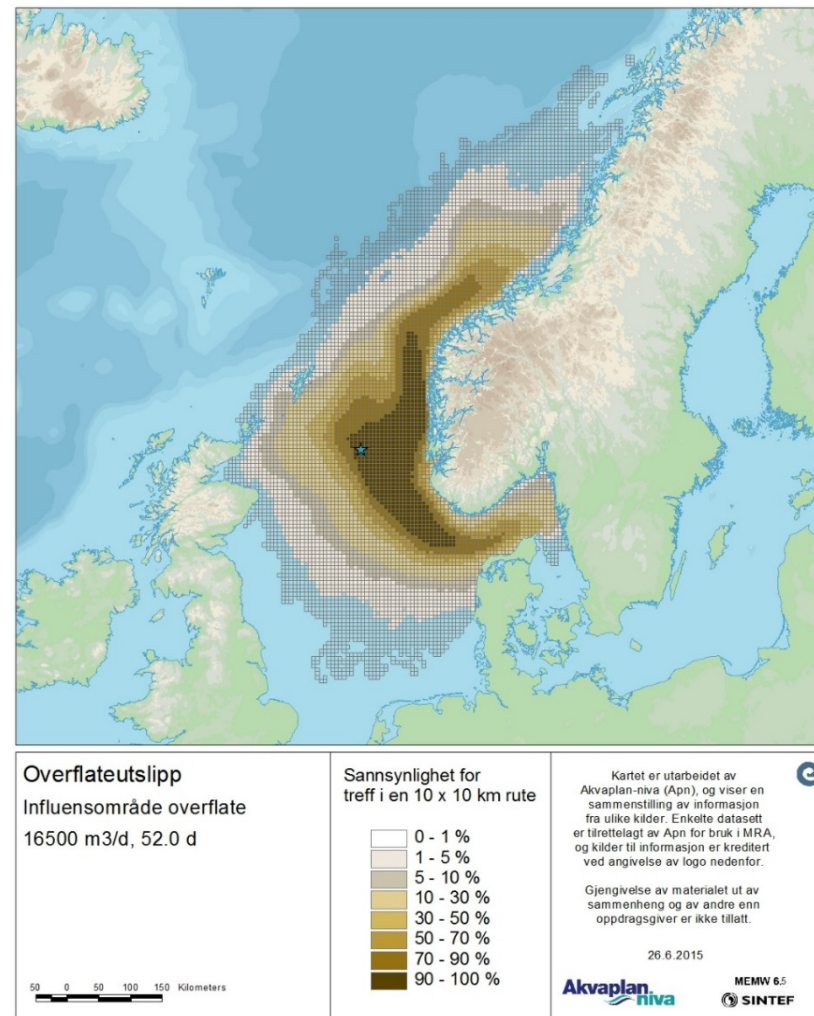
Sjøbunnsutslipp

- Laveste rate og korteste varighet; 2 200 Sm³/d i 2 døgn (scenariet har den høyeste frekvensen av alle utblåsningsscenarier, med 19,8 % av frekvensbidraget for sjøbunnsutslipp)

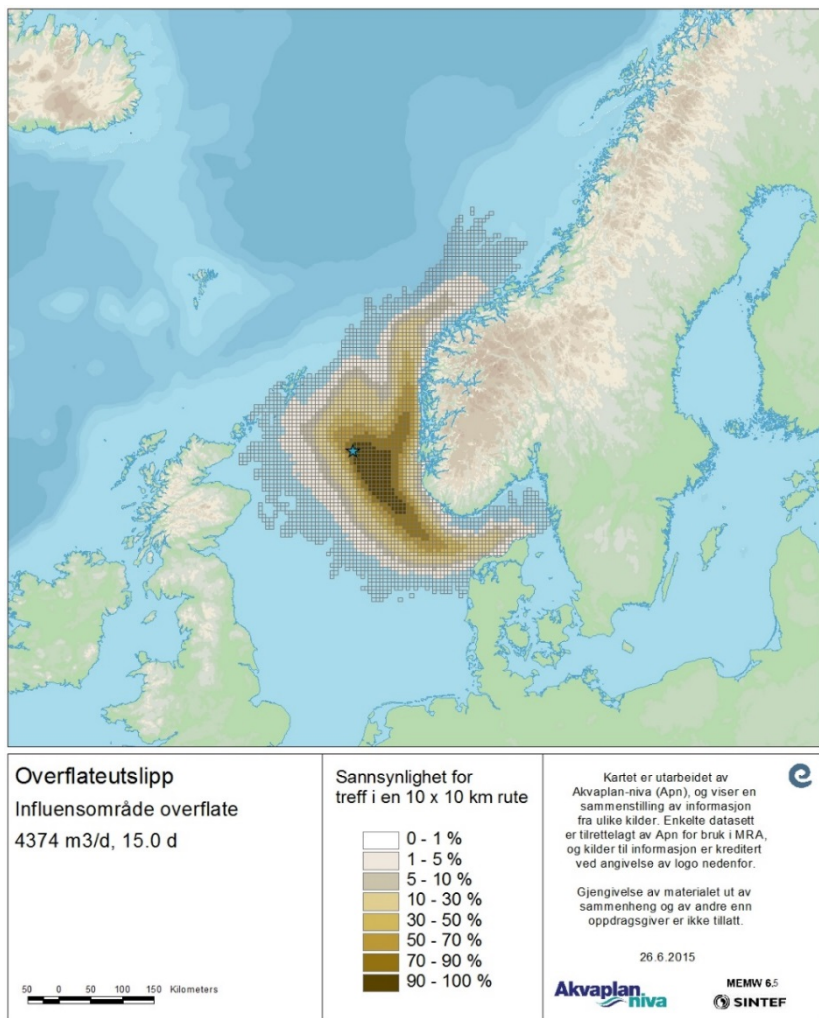
Det er valgt å vise de enkelte rate-varighetsstatistikene separat, ikke samlet, da de representerer ulike situasjoner som kan oppstå. Disse situasjonene skal igjen håndteres av beredskapen og kan føre til ulike grader av miljøkonsekvenser.



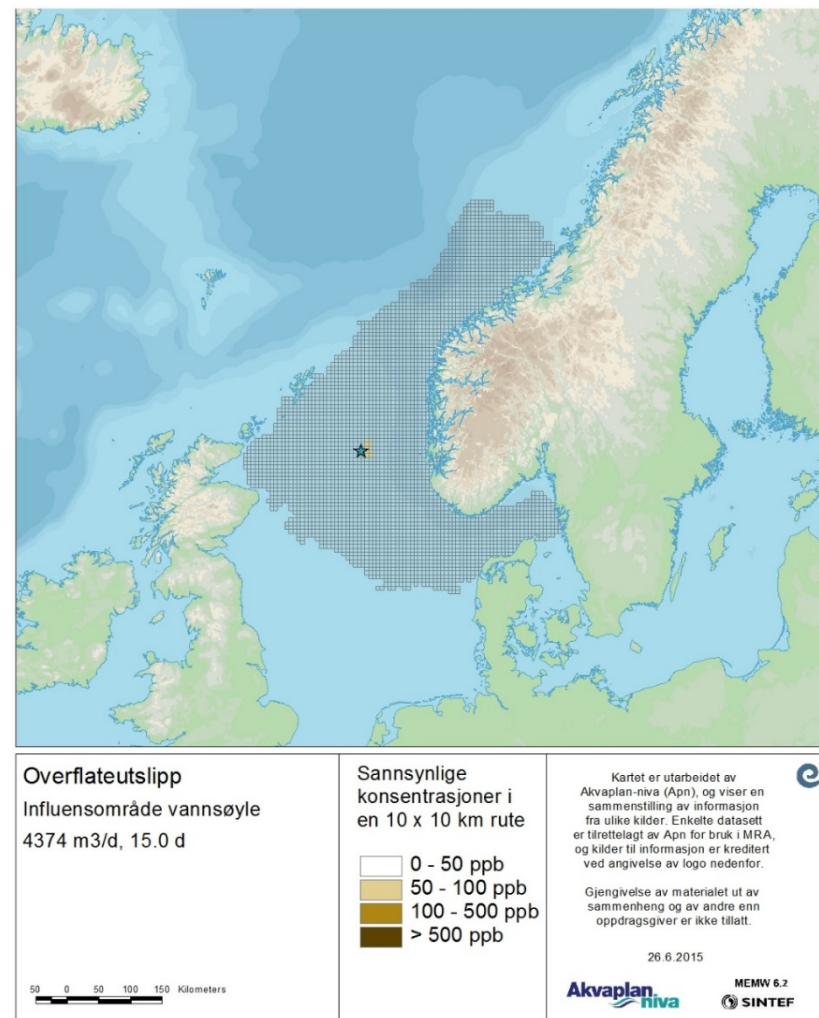
Figur 45 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med laveste rate og korteste varighet.



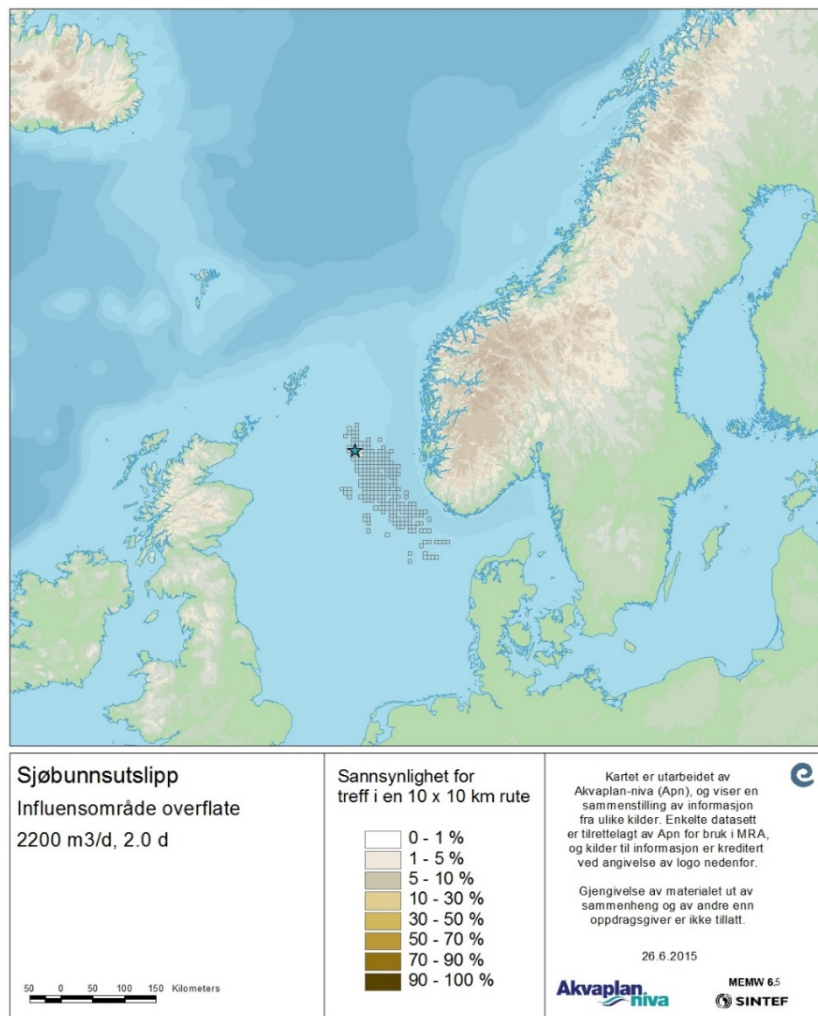
Figur 46 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med høyeste rate og lengste varighet (minst sannsynlige utblåsingsscenario).



Figur 47 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 48 Sannsynlig THC-konsentrasjon (ppb) i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate og varighet nærmest over vektet.

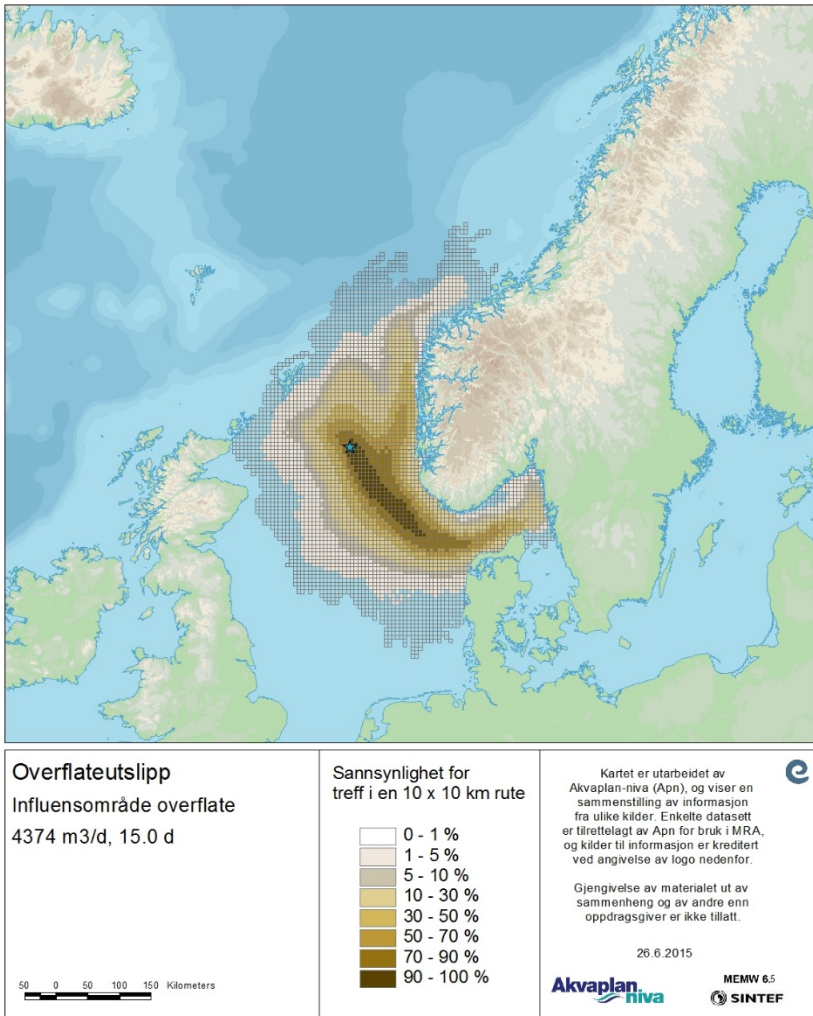


Figur 49 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for sjøbunnsutslipp med laveste rate og korteste varighet (mest sannsynlige utblåsningsscenario).

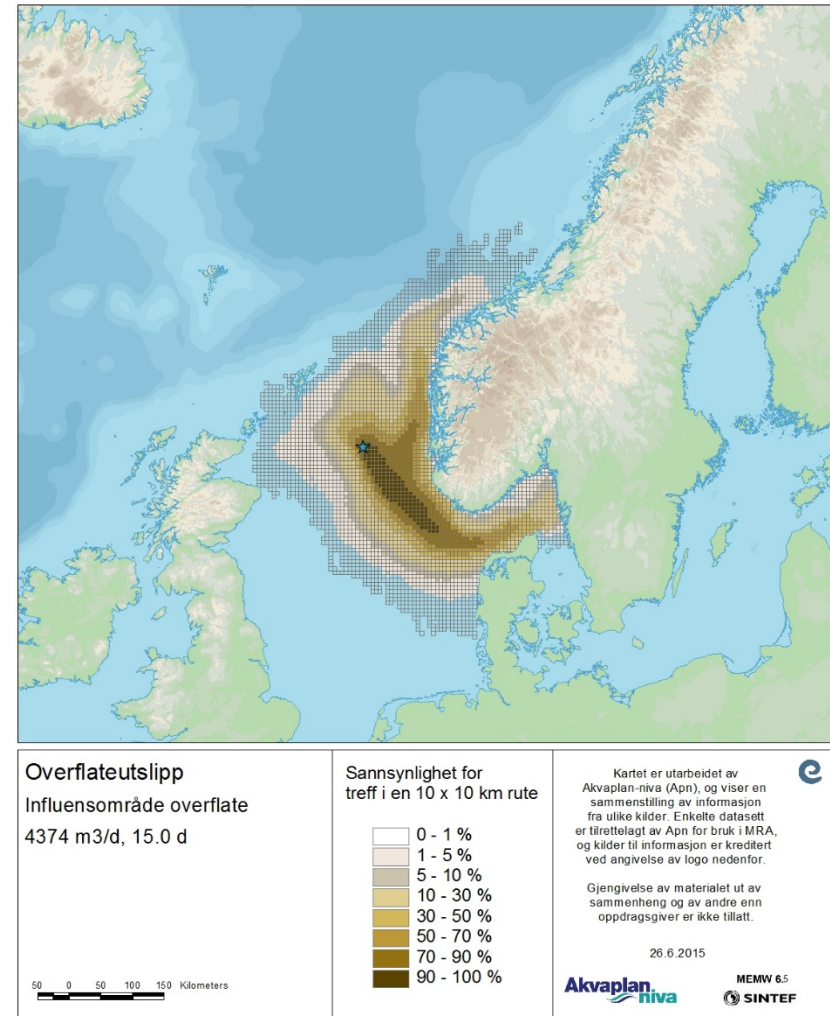
5.2 Influensområder ved forskyvning i boreperioden

Resultater fra spredningsberegningene med OSCAR-modellen (MEMW 6.2), dersom borestart forskyves med 3, 6 eller 9 måneder, vises i dette kapitlet. Resultatene vises for rate og varighet nærmest over vektet; 4 374 Sm³/d i 15 døgn.

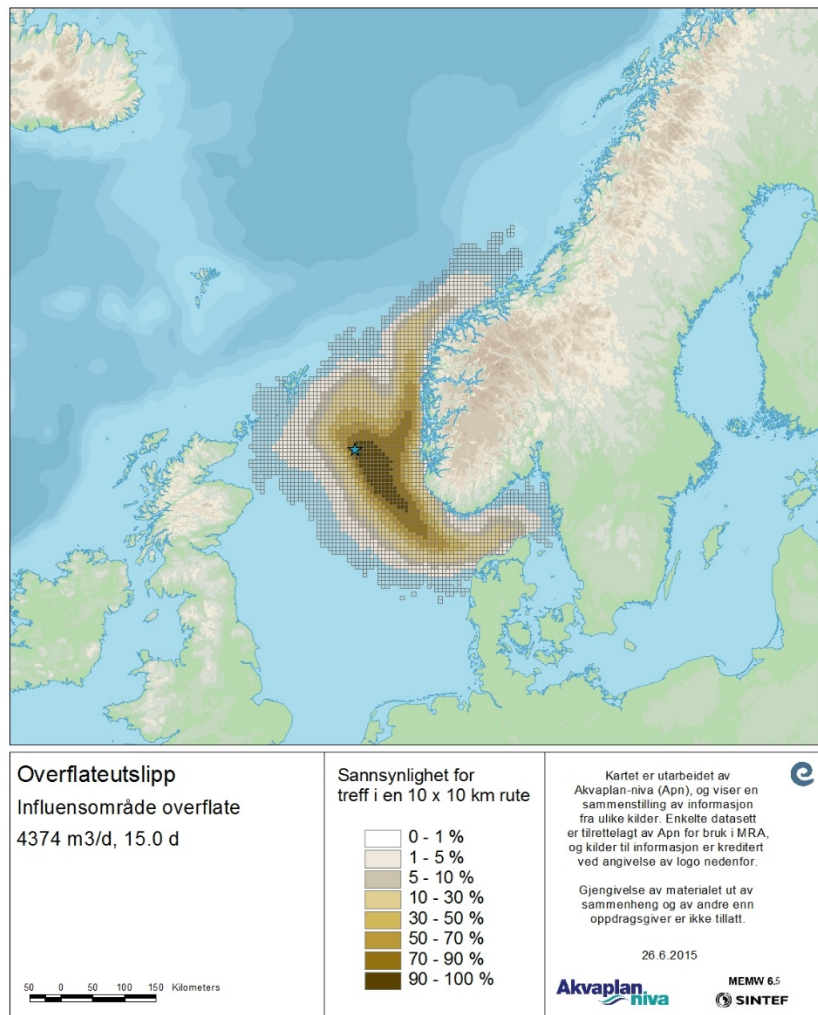
Figur 50 til Figur 54 viser at influensområdene er relativt identiske, men med noe mer sørlig utbredelse av influensområdet for analyseperiodene som omfatter vår- og sommermånedene.



Figur 50 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: mars-juni.



Figur 51 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: juni-september.



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. Analyseperiode: september-desember.

5.3 Strandingstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruter

Det er totalt gjennomført 117 448 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter av hhv. sjøbunns- og overflateutslipp for hele året. Av disse er det 63 785 simuleringer som strander (54,3 %).

Hensyntatt sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate og sjøbunn, rater og varigheter) er den totale strandingssannsynligheten 29,3 % for samtlige simuleringer over hele året.

I analyseperioden (desember-mars) er strandingssannsynligheten 51,5 %. Hensyntatt sannsynlighetsbidraget fra hvert av scenariene reduseres strandingssannsynligheten til 27,2 %.

Den maksimale strandingmengden i en enkeltsimulering gjennom hele året er 212 547 tonn emulsjon. Korteste drivtid i noen simulering er 5,5 døgn. Tilsvarende verdier for analyseperioden er hhv. 161 279 tonn og 5,5 døgn.

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

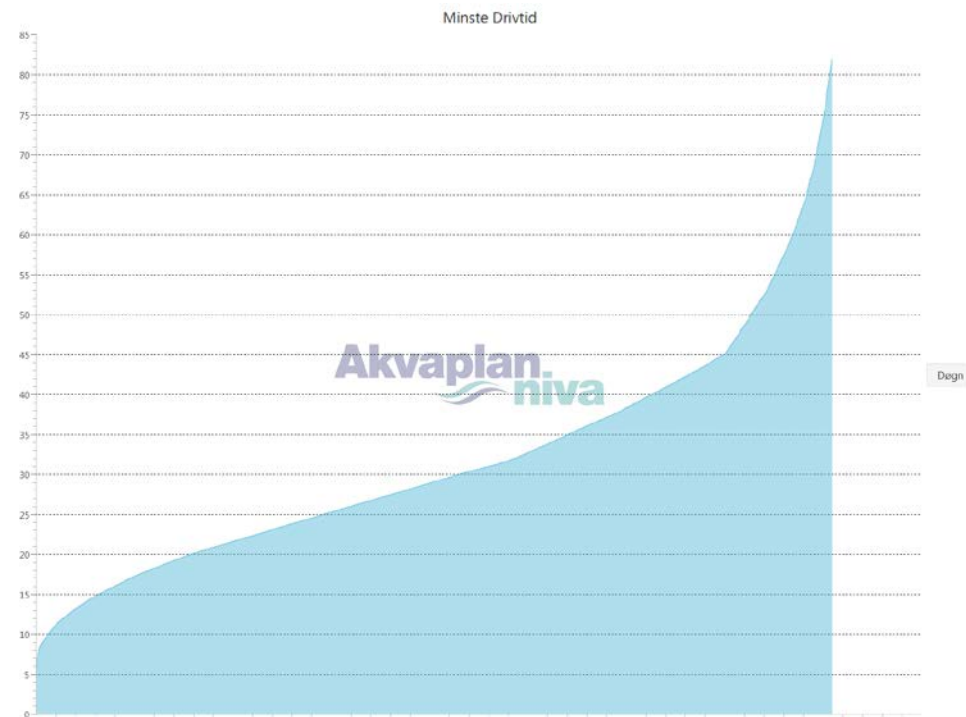
- Laveste rate og korteste varighet; 2 198 Sm³/døgn i 2 døgn (scenariet utgjør 40% av overflateutslippene)
- Raten nærmest over vektet rate og varighet nærmest over vektet varighet; 4 374 Sm³/d i 15 døgn (scenariet utgjør 26 % av overflateutslippene)
- Høyeste rate og lengste varighet for overflateutslipp; 16 500 Sm³/d i 52 døgn (scenariet utgjør kun 1,5 % av overflateutslippene)

Analysene viser høyest strandingssannsynlighet i området fra Lista til Ytre Sula. Sannsynligheten er også betydelig lenger sør og nord for dette området.

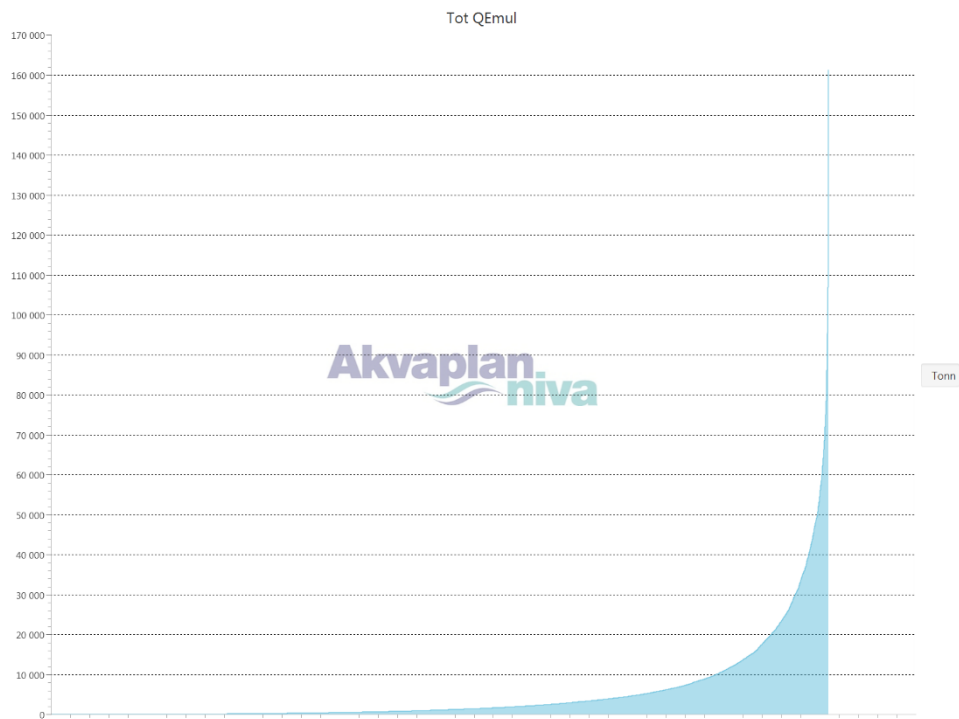
Strekningen har, i hovedsak, svabergkyst med store områder med grunner og tørrfall. Dette bidrar til kompleksitet og vanskelige navigasjonsforhold.

Tabell 9 Prosentiler for ulike parametre av relevans for beredskap. Basert på samtlige simuleringer for alle scenarier i oljedriftssimuleringene som er benyttet (desember-mars).

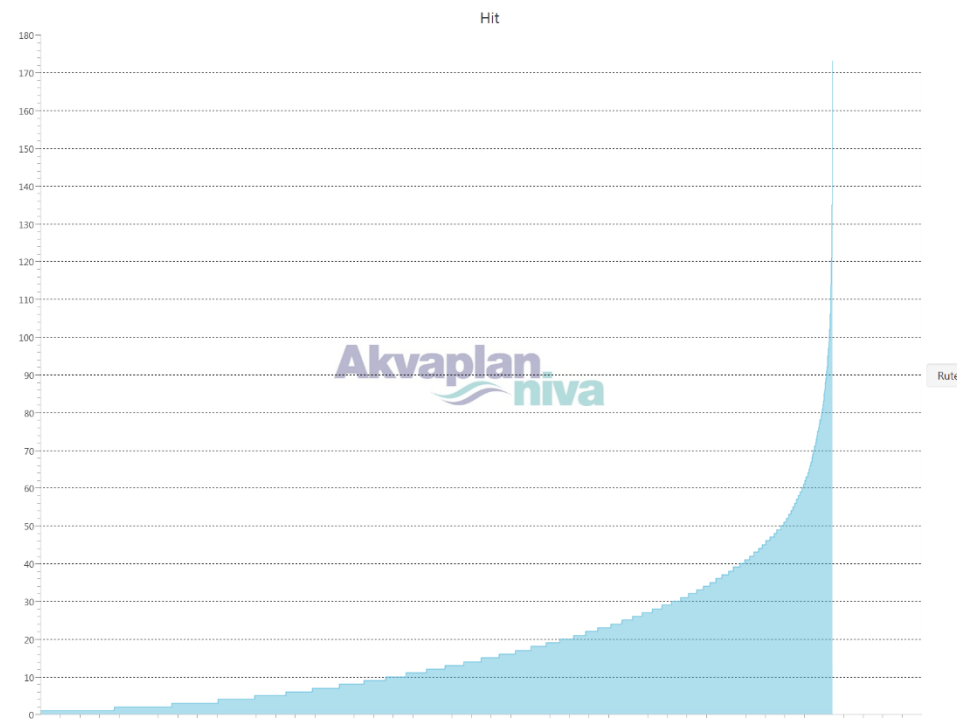
Parameter	Hele året			Desember-Mars		
	100-prosentil	99-prosentil	95-prosentil	100-prosentil	99-prosentil	95-prosentil
Minste drivtid til land (døgn)	5,5	16,5	23,1	5,5	15,8	22,9
Størst strandet mengde emulsjon (tonn)	212 547	10 370	2 921	161 279	5 356	1 728
Antall 10x10 km ruter som berøres	242	45	24	173	35	19



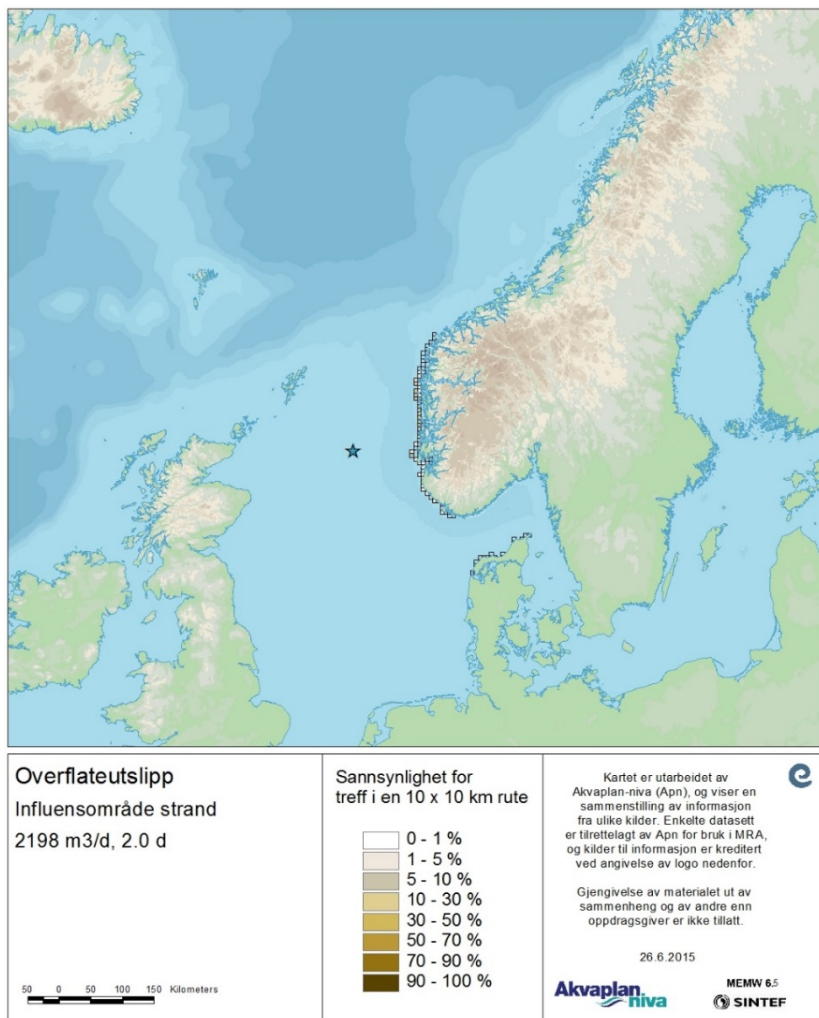
Figur 53 Minste drivtid til land for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tid i døgn) (desember-mars).



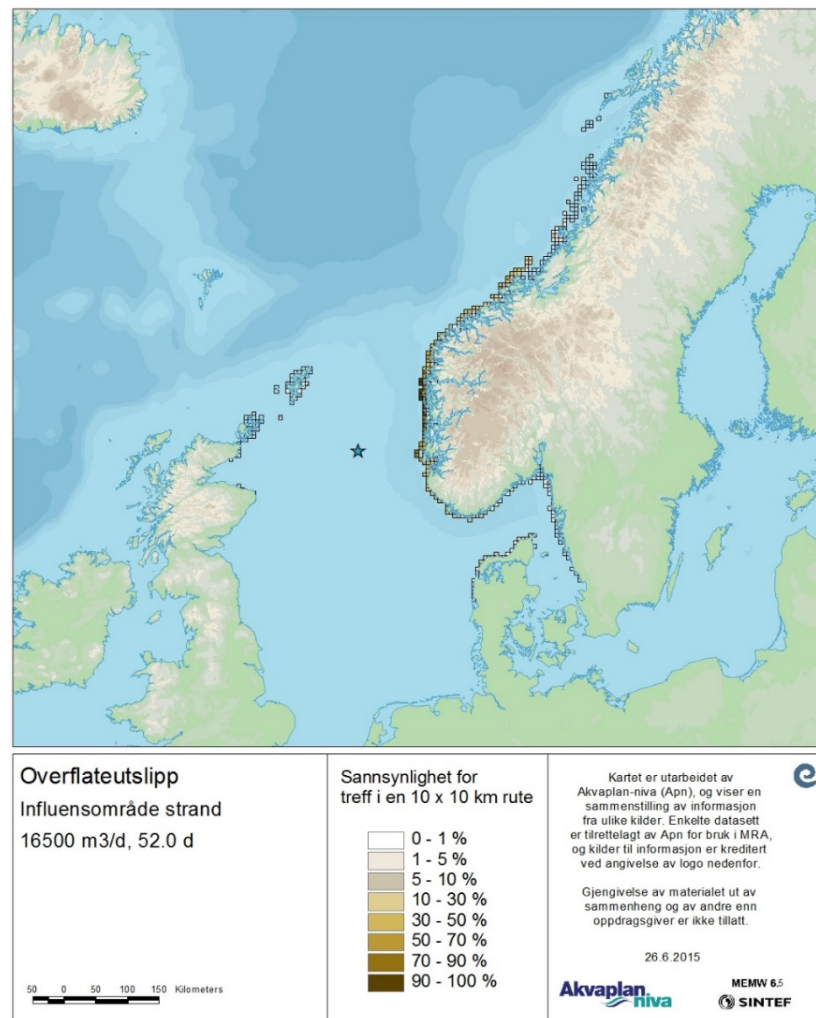
Figur 54 Strandet mengde emulsjon for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tonn) (desember-mars).



Figur 55 Antallet 10 x 10 km ruter som treffes av oljeemulsjon i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tonn) (desember-mars).



Figur 56 Sannsynlighet for treff av olje på strand med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for et overflateutslipp med laveste rate og korteste varighet.

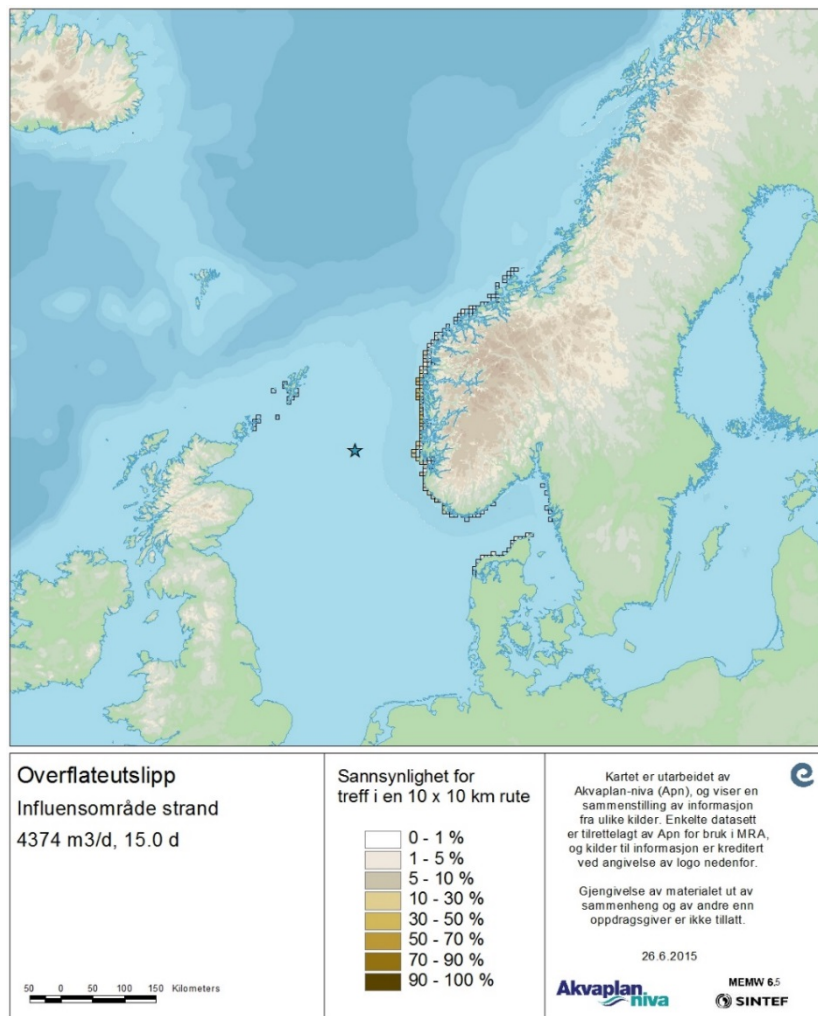


Figur 57 Sannsynlighet for treff av olje på strand med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for et overflateutslipp med høyeste rate og lengste varighet.

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).

Resultatene viser at minste drivtid til land (95-prosentil) varierer relativt lite, mens størst strandet mengde emulsjon er høyere i sommerhalvåret enn i vinterhalvåret.



Figur 58 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.

Tabell 10 Prosentiler for ulike parametere av relevans for beredskap. Basert på samtlige simuleringer for alle scenarier i oljedriftsimuleringene som er benyttet. Resultatene vises for valgt analyseperiode (desember-mars), samt en forskyvning i borestart med 3 (mars-juni), 6 (juni-september) eller 9 (september-desember) måneder.

Parameter	Desember-Mars		Mars-Juni		Juni-September		September-Desember	
	100-prosentil	95-prosentil	100-prosentil	95-prosentil	100-prosentil	95-prosentil	100-prosentil	95-prosentil
Minste drivtid til land (døgn)	5,5	22,9	5,5	25,7	8,4	22,3	6,0	22,1
Størst strandet mengde emulsjon (tonn)	161 279	1 728	212 547	4 350	207 754	4 536	142 517	1 895
Antall 10x10 km ruter som berøres	173	19	242	26	230	31	172	22

Tabell 11 Oppsummerte gjennomsnittsverdier for strandet mengde og drivtid i utvalgte områder langs norskekysten (Statoil, 2013) for et overflateutslipp med rate over vektet og varighet over vektet. Forventet 95-persentil er en beregnet verdi.

Områdets navn	Antall 10x10 km ruter	Maks. emulsjonsmengde i en rute innen området (tonn) (100-persentil)	Beregnet 95-persentil av størst strandet mengde (tonn)	Gjennomsnittlig emulsjon i rutene innen området (tonn)	Sum av gjennomsnittlig emulsjon innen rutene i området (tonn)	Minste drivtid (døgn) (100-persentil)	Beregnet 95-persentil av minste drivtid (døgn)	Gjennomsnittlig drivtid (døgn)	Gjennomsnittlig treffsannsynlighet i rutene (%)
Atløy-Værlandet	7	9220	222	97	682	17,2	49,3	57,2	0,373
Austevoll	6	8887	214	168	1009	8,8	25,3	46,6	0,714
Bømlo	2	2414	58	432	863	10,1	29,0	45,8	0,725
Hvaler	5	7152	172	162	810	25,3	72,7	59,7	0,420
Jomfruland	5	5174	125	127	637	31,9	91,5	64,6	0,305
Karmøy	2	3121	75	540	1081	11,2	32,2	44,3	0,834
Lista	3	4344	105	326	979	11,6	33,3	46,3	0,761
Nord-Jæren	6	7064	170	135	809	10,6	30,4	51,2	0,551
Ny Hellesund	2	2632	63	337	673	20,8	59,7	58,9	0,324
Ognabukta	2	1606	39	242	484	9,7	27,8	48,2	0,657
Onøy (Øygarden)	2	4350	105	738	1477	9,9	28,4	44,5	0,852
Stadtlandet	4	6134	148	157	627	23,3	67,0	60,7	0,288
Sverslingsosen-Skorpa	6	9336	225	122	731	14,1	40,5	57,3	0,402
Utsira	2	815	20	170	341	8,3	23,7	42,0	0,834
Ytre Sula	4	5465	132	209	835	10,4	29,7	48,0	0,807

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 gytetfelt 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 (4 374 Sm³/d og 15 døgns varighet). Dette er den kombinasjonen av rate og varighet som best representerer et mål for totalbildet.

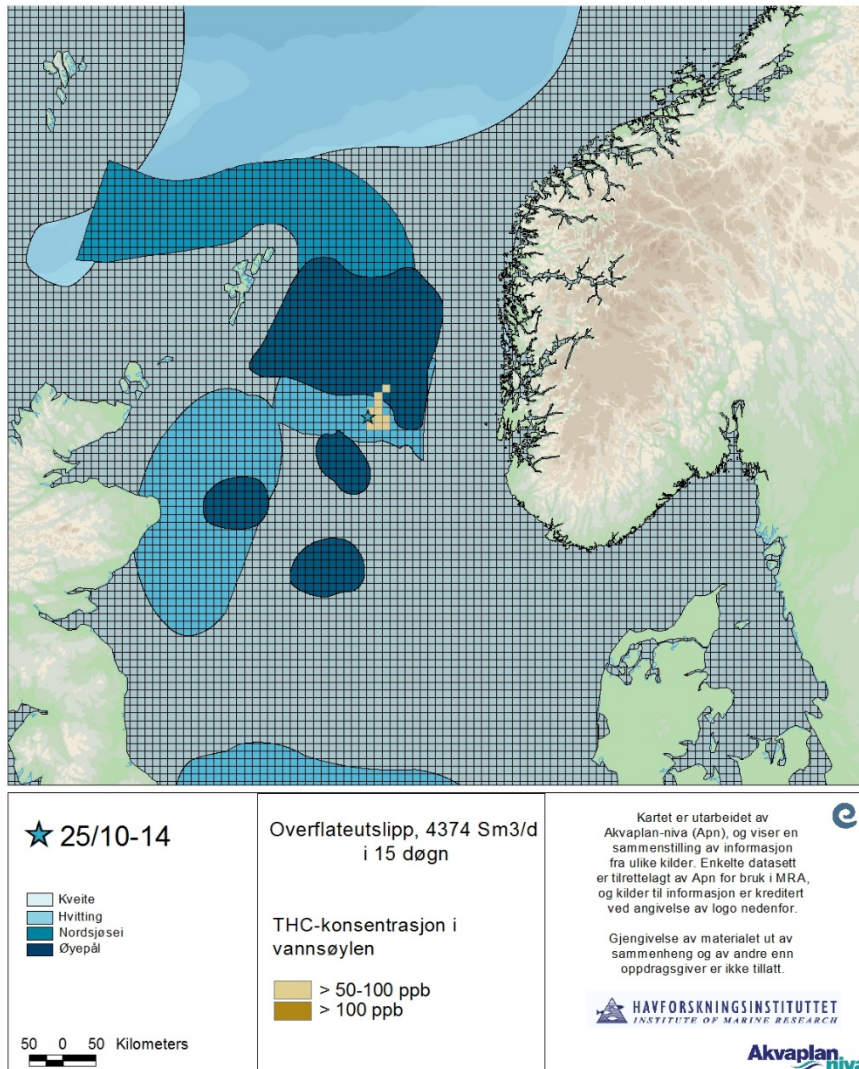
I underlaget for «Forvaltningsplanen for Lofoten og Vesterålen», «konsekvenser av akuttutslipp for fisk» (Brude *et al.*, 2010), foreslås en grenseverdi på 375 ppb THC for Balder råolje for effekter på sårbare livsstadier av fisk. Denne verdien relateres til PAH-innholdet og en grenseverdi for PAH på 2,5 ppb. Siden det ikke er foretatt noen vurdering av PAH-innhold og tilsvarende avledet grenseverdi for Jotun, er den tidligere foreslåtte grenseverdien på 50 ppb konservativt benyttet i foreliggende analyse.

Gyteområder og THC-konsentrasjoner for influensområdet er vist i Figur 59.

Tabell 12 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
Hvitting	<i>Merlangius merlangus</i>	1660	11	0
Kveite	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	28461	11	0
Nordsjøsei	<i>Pollachius virens</i>	629	1	0
Øyepål	<i>Trisopterus esmarkii</i>	602	1	0

Resultatene viser at området med gjennomsnittlig THC-konsentrasjon >50 ppb overlapper med < 1 % av gyteområdet for de fire artene inkludert i Tabell 12. Miljørisikoen betegnes derfor som svært lav for samtlige analyserte arter.



Figur 59 Overlapp mellom gyteområder for hvitting, kveite, sei og øyepål, og ruter med hhv > 50 ppb og >100 ppb THC.

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).

Forskjellen i tilstedeværelse sommerstid (i hekkesesongen) og vinterstid er også tilrettelagt av NINA ved at summen av bestandsandeler i alle celler overstiger 1. Bruk av akseptkriteriene i nåværende MIRA-modell tar ikke hensyn til dette, og miljørisiko for kystbundne ressurser vil dermed kunne bli både lavere og høyere enn for ressurser i åpent hav under ellers like forhold. Sommerstid vil miljørisikoen dermed overdimensjoneres.

Det er gjennomført full skadebasert miljørisikoanalyse for havert og steinkobbe. For oter finnes det som nevnt ikke datasett tilgjengelig. For hvalarter er det foretatt en overlappsanalyse mellom overflateolje og viktige 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/304/MRABA---Letebronn-25-10-14S>

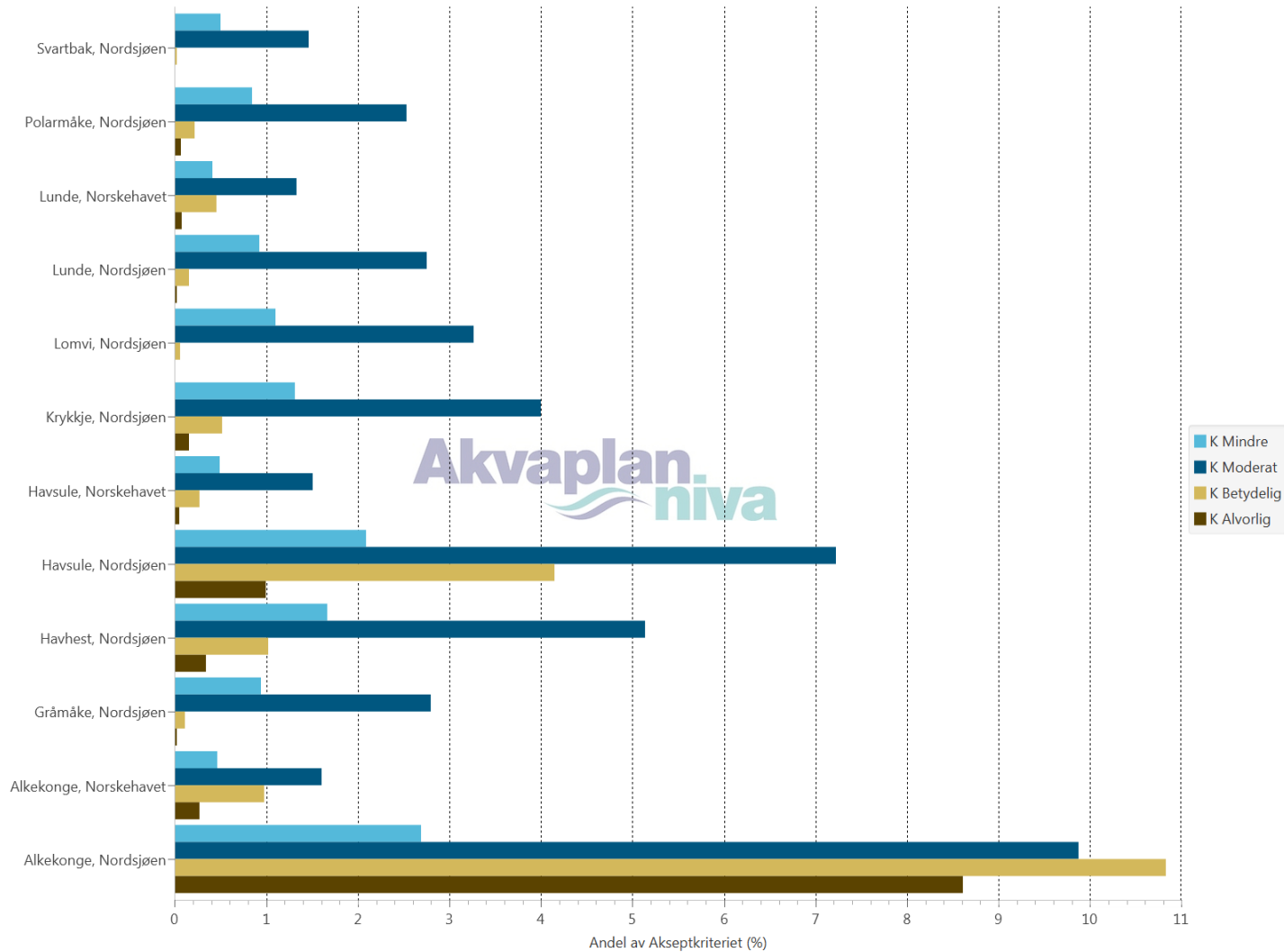
Analysen er foretatt enkeltvis for alle kombinasjoner av rater og varigheter, for å ha muligheten til å gå tilbake og se risikobidragene fra de enkelte hendelsesscenariene. Figurene viser evt. utslag i miljørisiko.

Resultatene viser at den mest utsatte VØK-gruppen i analyseperioden er sjøfugler kystnært. Høyest miljørisiko er beregnet for ærfugl, med i underkant av 14 % av Suncors akseptkriterie i skadekategorien Alvorlig (Figur 61). Deretter følger havhest, med i underkant av 9 % i skadekategorien Alvorlig. En rekke arter gir mindre utslag.

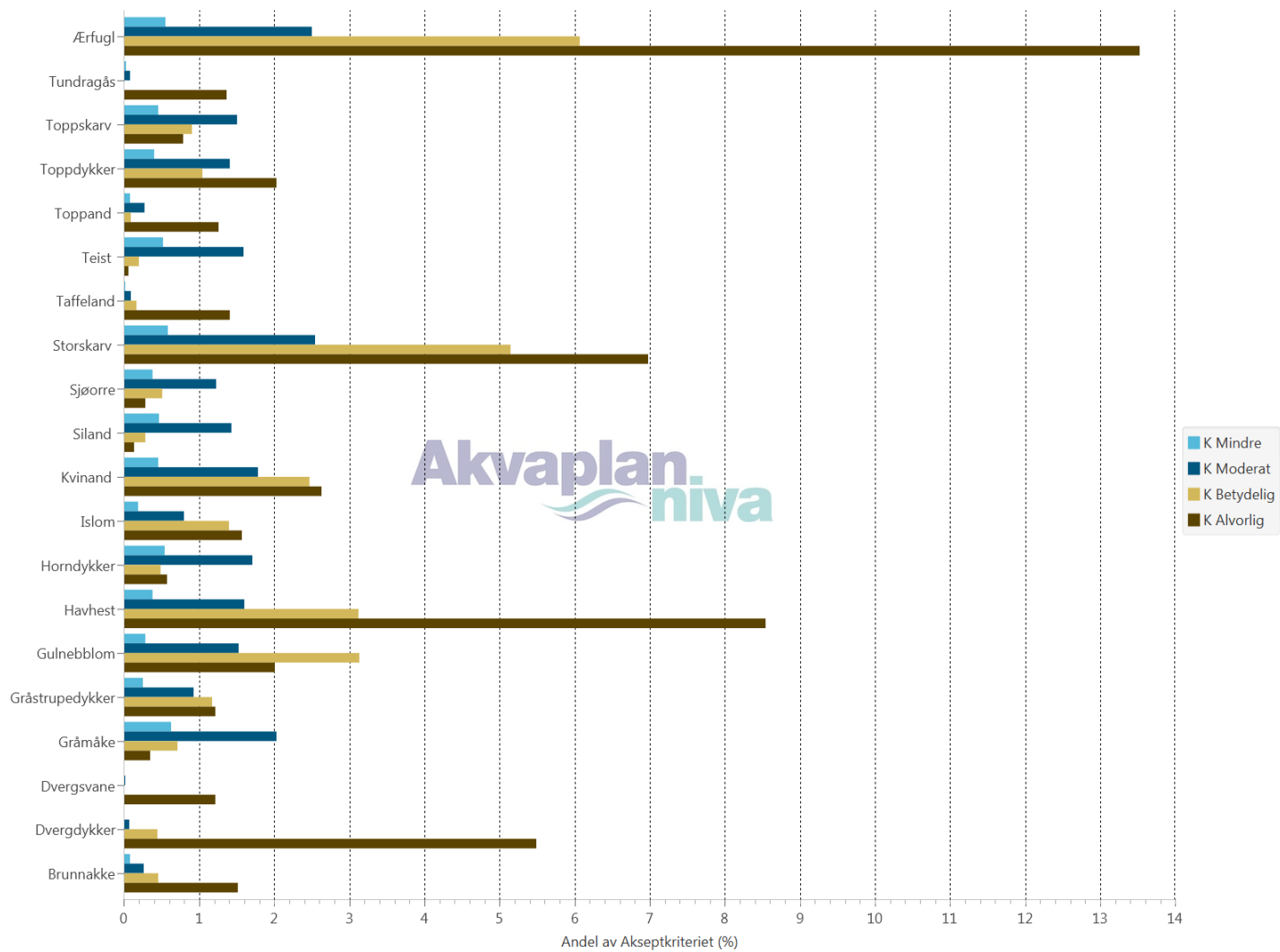
For sjøfugl i åpent hav er den høyeste miljørisikoen beregnet for alkekonge, med ~11 % av Suncors akseptkriterie i skadekategorien Betydelig, ~10 % i skadekategorien Moderat og <9 % i kategorien Alvorlig. Deretter følger havsule, havhest og krykkje. I Norskehavet er utslagene små (<2 %).

Det bør bemerkes at datasettene som dekker sjøfuglene i åpent hav også dekker kystområdene til de andre landene i analyseområdet, mens kystnære datasett utelukkende dekker norskekysten.

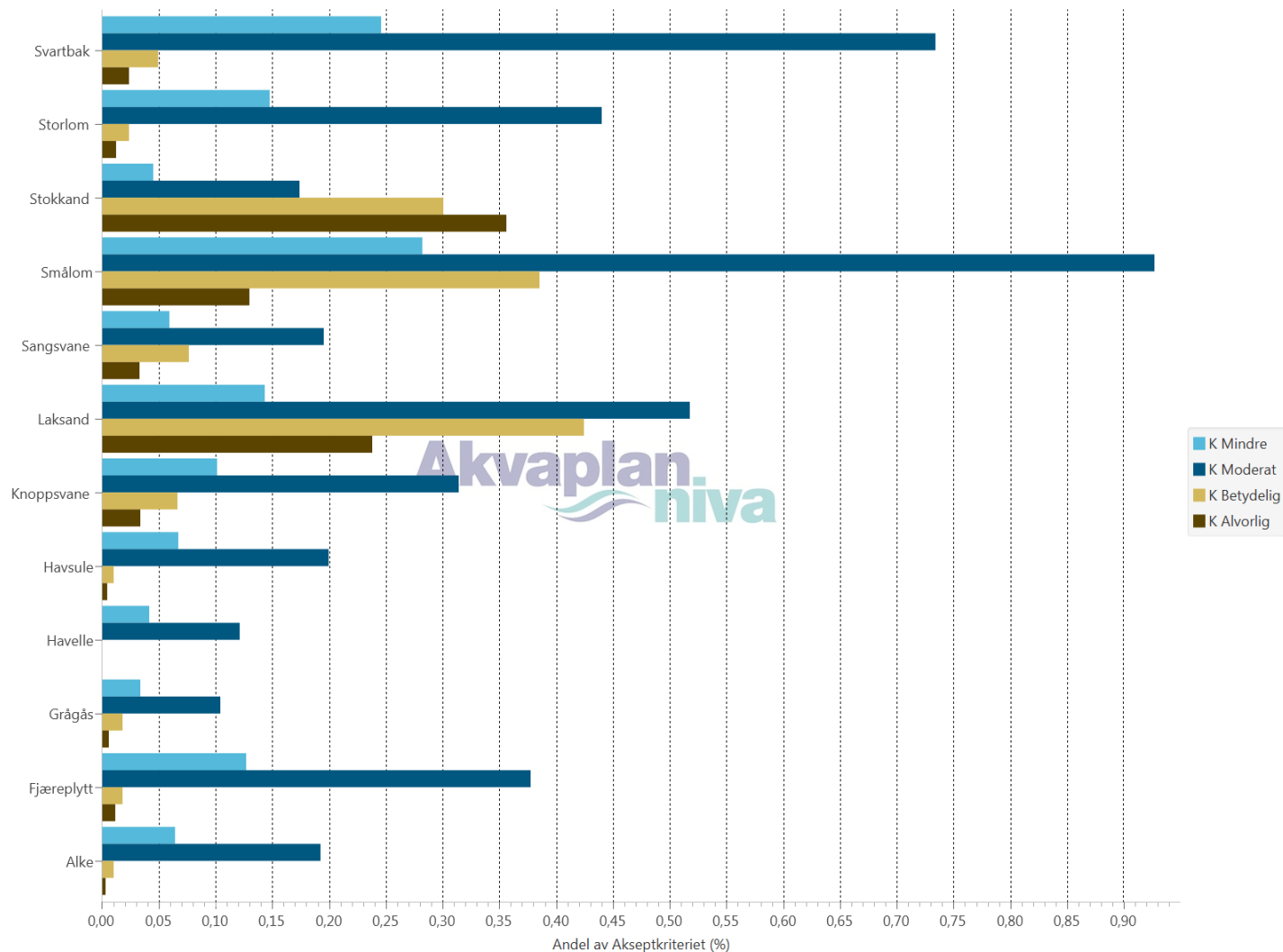
Det er kjent at datasett med funksjonsområder gir en for konservativ beregning av miljørisiko, mens analyser av datasettene uten funksjonsområder gir en for lite konservativ beregning av miljørisiko. Konservativiteten forsterkes av en tilrettelegging av bestandsandeler i rutene som summeres til > 100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



Figur 60 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav (desember-mars). Nordsjøen omfatter havområdene mellom alle de berørte landenes kystlinjer.



Figur 61 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært som gav høyest utslag (desember-mars).

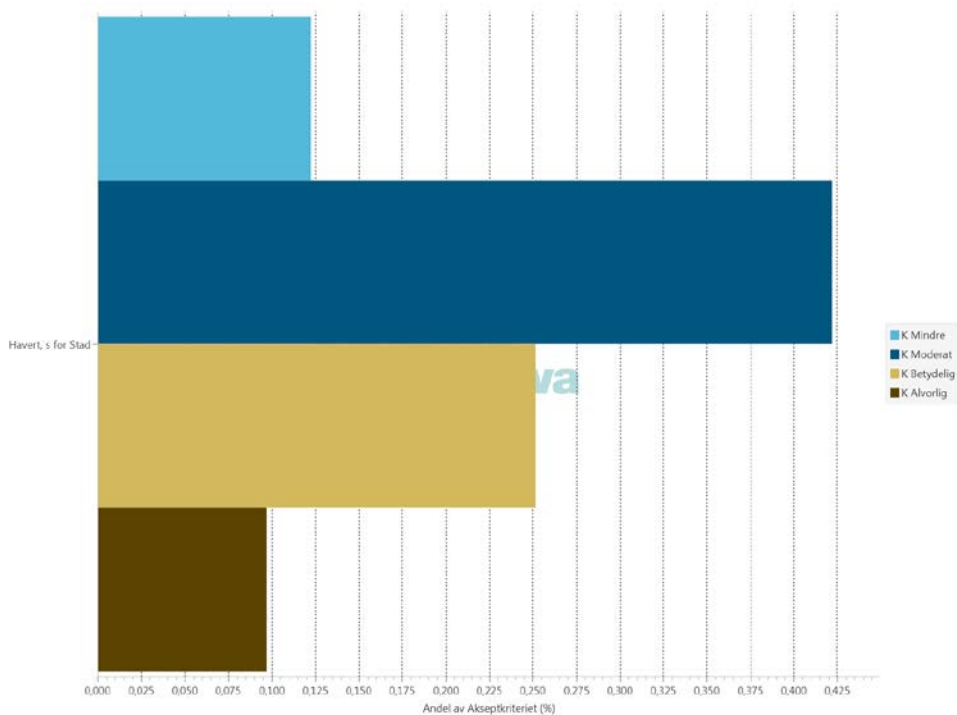


Figur 62 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært som gav lavest utslag (desember-mars).

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 meget små utslag i miljørisiko for sel i analyseperioden (Figur 63). Den høyeste miljørisikoen er beregnet for havert, som kaster i september-desember, med ~0.4 % av akseptkriteriet i skadekategorien Moderat.

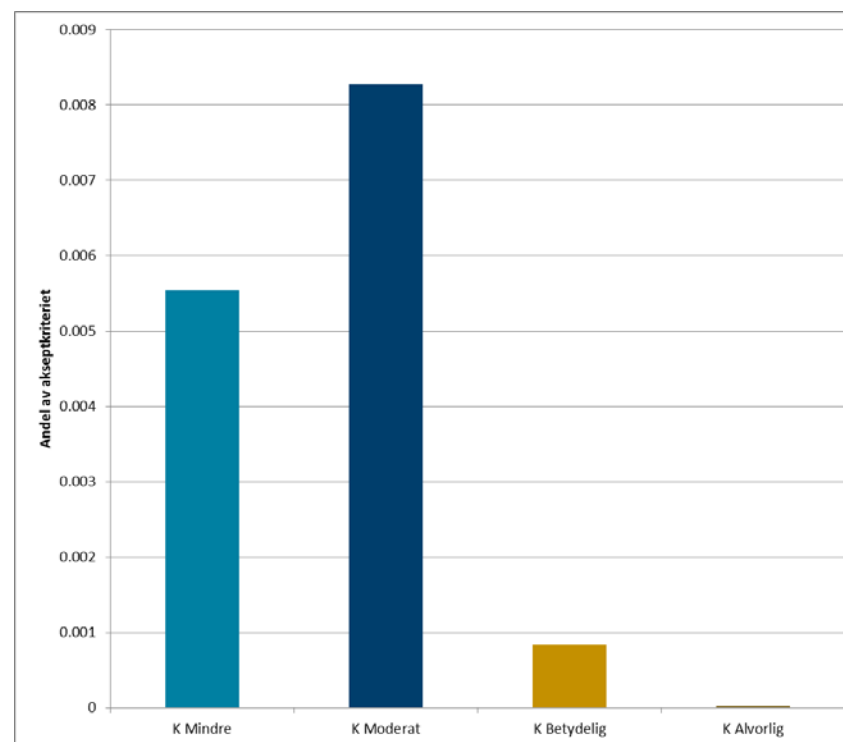
Det var ingen overlapp mellom influensområdet for aktiviteten og periodevis viktige områder for relevante hvalarter.



Figur 63 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier (for perioden desember-mars) for havert og steinkobbe.

6.2.3 Miljørisiko for strandressurser

Det er gjennomført en kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden for strandressurser. Det var meget små utslag i miljørisiko i hele analyseperioden (Figur 64).

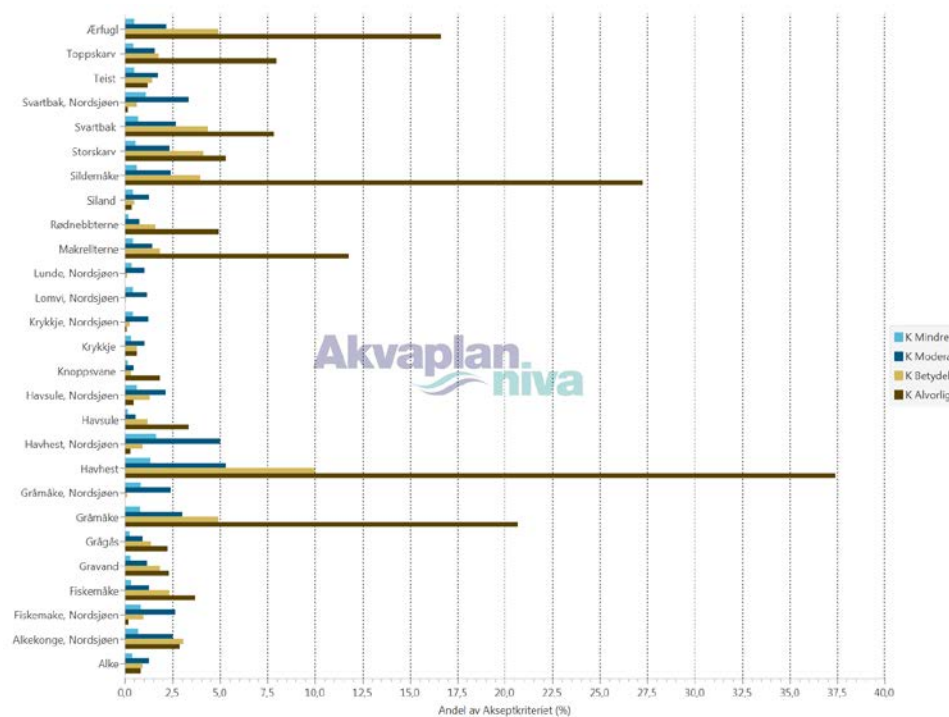


Figur 64 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier (for perioden desember-mars) for strandressurser.

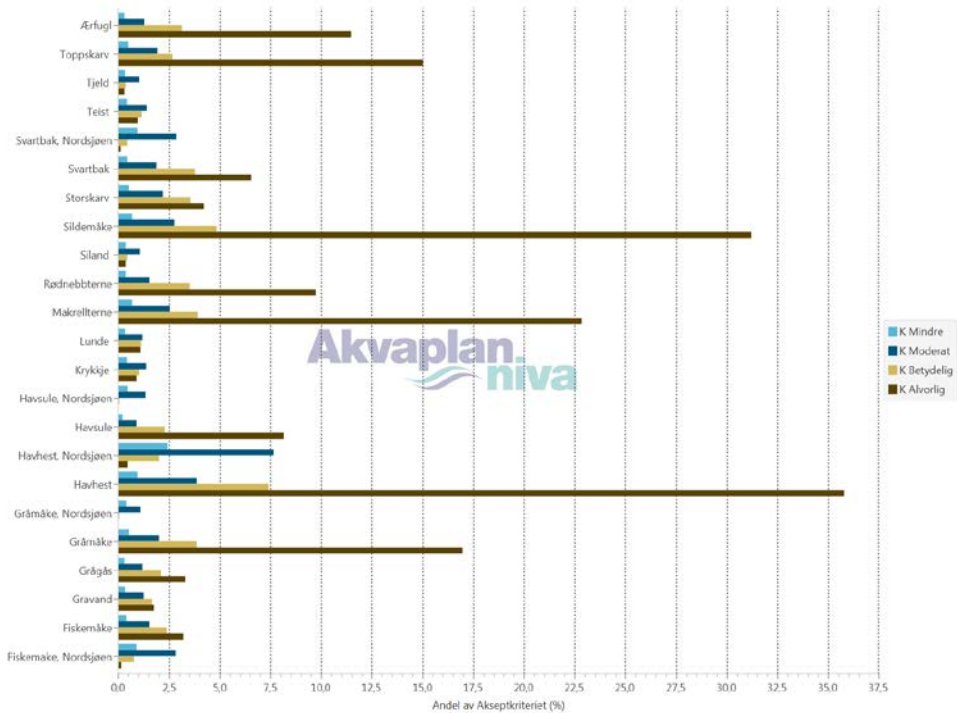
6.3 Miljørisiko ved forskyvning i boreperioden

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.

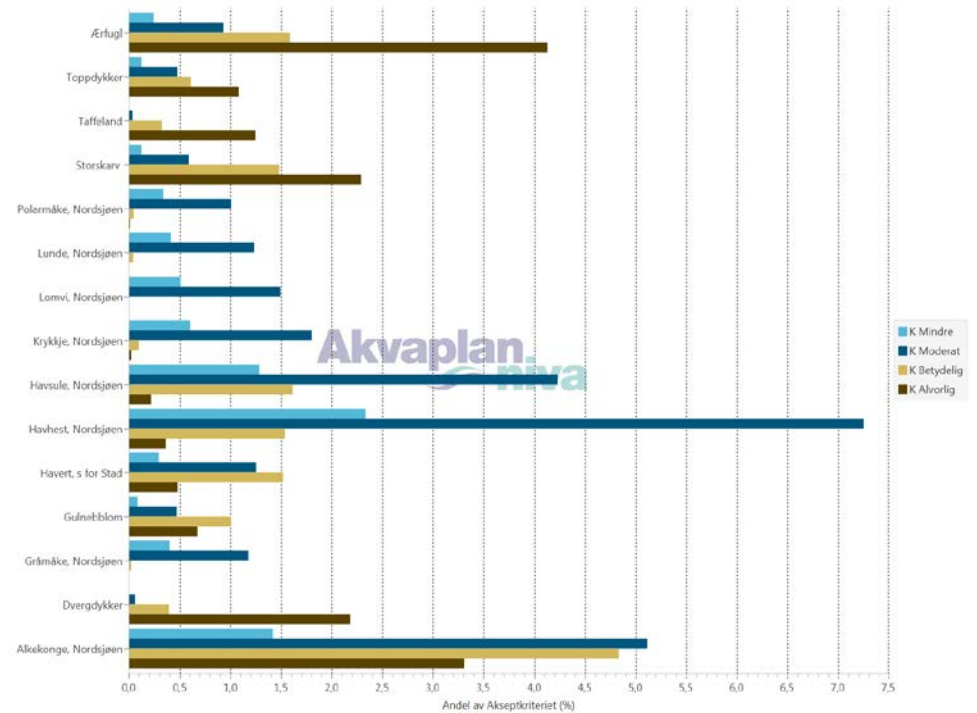
Resultatene viser at den maksimale miljørisikoen er lav til moderat for samtlige perioder (ca. 7 til 37 % av akseptkriteriet), og at det er litt ulike arter som dominerer risikobildet.



Figur 65 Arter med utslag over 1 % av akseptkriteriet i en kategori i perioden mars-juni.



Figur 66 Arter med utslag over 1 % av akseptkriteriet i en kategori i perioden juni-september.



Figur 67 Arter med utslag over 1 % av akseptkriteriet i en kategori i perioden september-desember.

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 oljeforurensning, 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.nofo.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 som Suncor har satt for aktiviteten (se kapittel 1.4).

Det er lagt vekt på å belyse hvordan beredskapsmessige vurderinger er koblet mot de utslippsscenariene 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. Suncor har i tråd med Klifs (nå Miljødirektoratets) søknadsveileder (Klif, 2011) valgt å adressere kyst- og strandsone 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 områdeberedskapen 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 13 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

Brønnen ligger i et område av norsk sokkel hvor det er et høyt aktivitetsnivå. Nærmeste innretning er Balder (20 km).

Avstanden fra 25/10-14 S til NOFOs beredskapsressurser er gitt i Tabell 13.

Tabell 13 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, samt frigivelse og utsetning	Gangtid (timer)	Total responstid (timer)
Balder, stående beredskap	19	11	7	1	8
Sleipner/Volve, stående beredskap	90	49	4	4	8
Troll/Oseberg 02, stående beredskap	164	89	2	7	9
Troll/Oseberg 01, stående beredskap	200	108	2	8	10
Tampen, stående beredskap	226	122	2	9	11
Gjøa, feltberedskap	260	141	5	11	16
Ula/Gyda/Tambar, stående beredskap	242	131	7	10	17
NOFO Base, Stavanger	195	106	11	8	19
Ekofisk, stående beredskap	317	172	7	13	20
NOFO Base, Mongstad	243	131	11	10	21
Slepefartøy					
NSSR, Haugesund	176	96	3	5	8
NSSR, Kleppstø	220	119	3	6	9
NSSR, Egersund	233	126	3	7	10
NSSR, Måløy	349	189	3	10	13
NSSR, Fosnavåg	402	217	3	11	14
NSSR, Kristiansund	533	288	3	15	18
NSSR, Rørvik	791	428	3	22	25

7.3 Beredskapsmessige utfordringer ved aktiviteten

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

- Høye rater ved utstrømning fra åpent hull (hele reservoaret er eksponert og BOP helt åpen)
- Relativt stort influensområde, som også omfatter andre land

Forøvrig er aktiviteten lokalisert i et område med god tilgang på beredskapsressurser.

7.4 Brønnsesifikke utstrømningsrater som grunnlag for dimensjonering

Som beskrevet ovenfor vil en ukontrollert utstrømning fra brønn 25/10-14S i følge studien fra Add energy 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 Suncors ytelseskrav for aktiviteten er vektet rate for en overflateutblåsning 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 linsen 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 imot 80 %. Under dårlige forhold, med høye bølger, vil oppsamling ikke være aktuelt.

Kapasiteten til et standard NOFO-system er i utgangspunktet 2400 m³/d, ved døgnkontinuerlig drift og pumping av oppsamlet oljeemulsjon fra oljevern-fartøyets tanker (minst 1000 m³) 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.

Suncor 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 ligger den gjennomsnittlige vindhastigheten i analyseperioden mellom 10-12 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 Jotunoljen innenfor det området hvor den havgående beredskapen vil ha sitt primære operasjonsområde.

Figur 68 og Figur 69 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 mengder olje på overflaten.

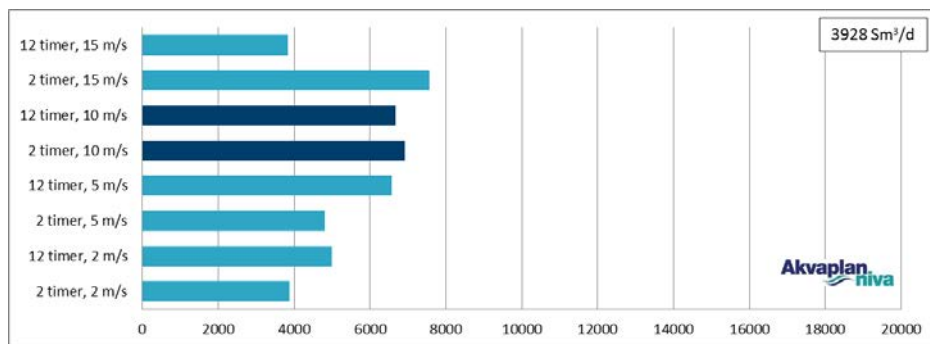
Ved tap av brønnskontroll er sannsynligheten for overflateutslipp for denne typen innretninger 20 %, og sjøbunnsutslipp 80 %. Innen hver rate er mengdene for forventede vindforhold (10 m/s) vist i mørk blått.

Som det fremgår av figurene (Figur 68 og Figur 69) vil det laveste nivået av utstrømningsrater for et overflateutslipp (2198 m³/d) gi maksimale mengder emulsjon på i underkant av 4 300 m³/d. Fra rate-/varighetsmatrisen ser vi at denne typen hendelser er aktuelle i ca. 40 % av overflateutslippene.

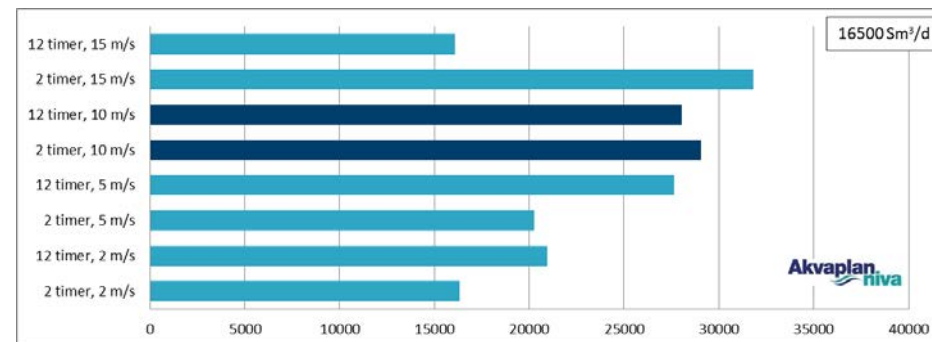
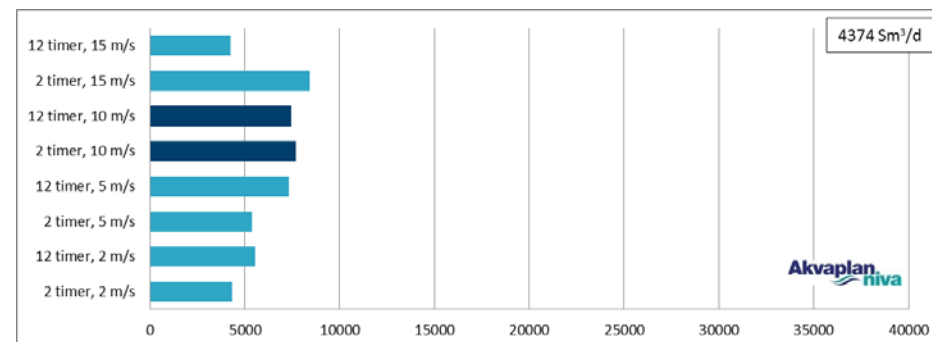
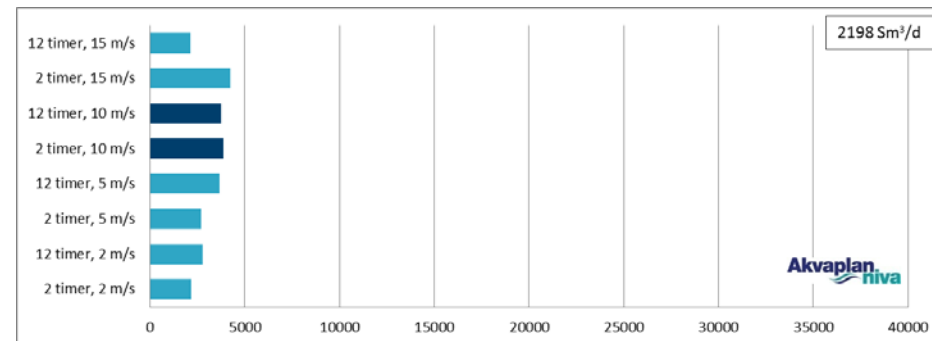
Det høyeste nivået av utstrømningsrater (16 500 m³/d) gir maksimale emulsjonsmengder på i underkant av 32 000 m³/d. Denne typen hendelser er aktuelle i ca. 1,5 % av overflateutslippene.

Utstrømning med vektet rate (3 928 m³/d) gir maksimale emulsjonsmengder i underkant av 7 000 m³/d etter 2 timer og i underkant av 6 700 m³/d etter 12 timer

ved 10 m/s vind. Denne utstrømningsraten danner grunnlaget for dimensjonering av den havgående beredskapen.



Figur 68 Emulsjonsmengde på overflaten under ulike vindforhold ved utstrømning av Jotun råolje for vektet rate. Forventede forhold er vist i mørk blå.



Figur 69 Emulsjonsmengde på overflaten under ulike vindforhold ved utstrømning av Jotun 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

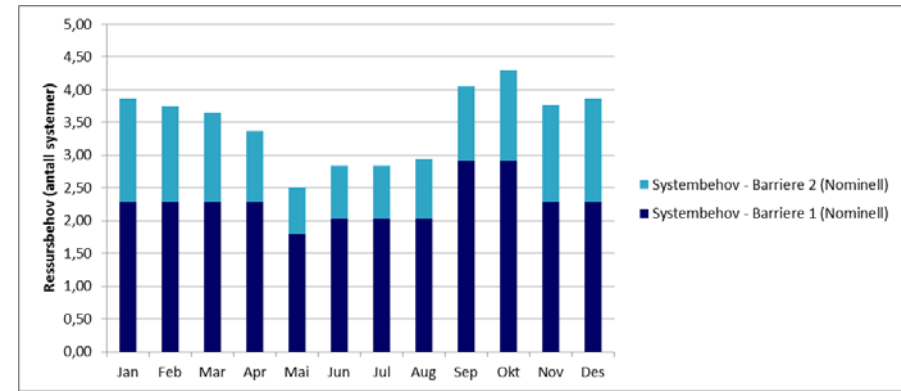
Virkingen av den havgående beredskapen vil være høyere ved gode værforhold. Nedblanding av oljen er høyere ved sterkere vind, ved roligere værforhold er det begrenset nedblanding av denne oljetypen.

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.

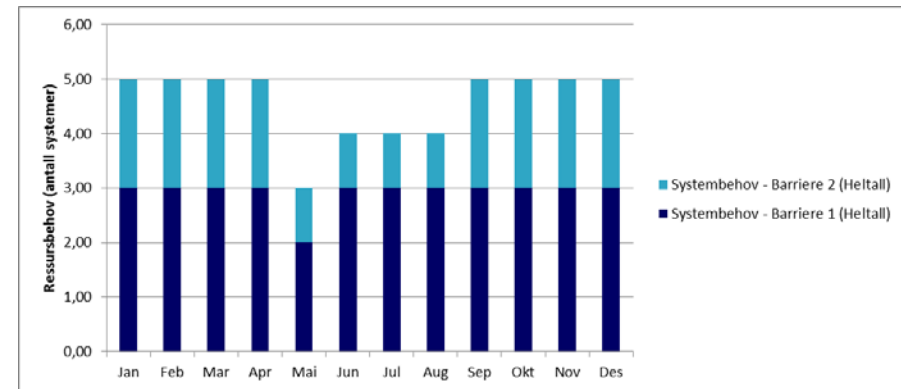
Ved periodevis sterk vind etterfulgt av roligere perioder vil nedblandet olje igjen kunne stige til overflaten. Det er i den forbindelse viktig å sikre tilgangen til operativ oljedriftsmodellering, fjernmåling og metoder for deteksjon av olje, som grunnlag for eventuelle valg av bekjempelsestiltak.

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 70 og Figur 71 viser variasjonen gjennom året i behov for antall systemer i den havgående beredskapen, beregnet for vektet rate.



Figur 70 Variasjon i systembehov i havgående beredskap gjennom året.



Figur 71 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.

Lokasjonen ligger langt fra kysten (~152 km). Boringen av 25/10-14S planlegges gjennomført i perioden november til januar (analyseperioden strekker seg tom. mars). Området har relativt beskjedne endringer i sjøtemperatur; fra 6,8 °C i mars måned til 14,1 °C i august måned. Vindstyrken og andelen høye bølger er stabil i analyseperioden.

Sannsynligheten for stranding, gitt en ukontrollert utstrømning fra brønnen, er ca. 27,2 %. De beregnede strandingsmengdene er 1 728 m³/d, men drivtiden er lang (dimensjonerende drivtid, 95-prosentil, er 22,9 døgn i analyseperioden). Se forøvrig avsnitt 5.3 for drivtider og strandingsmengder som grunnlag for dimensjonering av beredskapen.

Suncor har i sine ytelseskrav valgt å legge 95-prosentil av minste drivtid og størst strandet emulsjonsmengde til grunn for dimensjonering av beredskapen i kyst- og strandsone.

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 5 NOFO-systemer (se kapittel 7.5.4), som kan hentes innen 14 timer (Tabell 13).

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

Gitt effekten av en havgående beredskap som møter ytelseskravene skal beredskap i kyst- og strandsone være i stand til å bekjempe ca. 1 072 tonn emulsjon vinterstid.

Det er god tilgang på tankfartøy i området. Når disse er mobilisert vil de gi kapasitet for avhending av oppsamlet oljeemulsjon fra havgående beredskapsenheter slik at de kan operere i henhold til sin normale operasjonssyklus.

7.6.1 Tiltaksalternativer

Av forvittringsstudien for Jotun råolje fremgår det at oljen, ved de forventede vindstyrker, raskt oppnår en viskositet som tilsier at emulsjonen har redusert kjemisk 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 25/10-14S.

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

Lisensen er lokalisert i nordlige Nordsjøen. Brønn 25/10-14S har posisjonen 59° 10' 1.222" N, 02° 14' 43.437" Ø og ligger 152 km fra kysten. Det nærmeste feltet er Balder (9 km lenger øst). Lokasjonen ligger i et område med godt etablert petroleumsvirksomhet og god tilgang til beredskapsressurser.

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 3 928 m³/d.

Referanseoljen har lav nedblanding og en relativt lang levetid på havoverflaten under forventede vindforhold, og strandingssannsynligheten ved et eventuelt utslipp er moderat høy.

Miljøriskoen er vurdert som lav. Den høyeste miljøriskoen er beregnet for ærfugl kystnært, med ca. 14 % av akseptkriteriet. Miljøriskoen, regnet som et gjennomsnitt for hele analyseperioden, er lavere for sjøfugl i åpent hav (ca. 11 % av akseptkriteriet).

Beskyttelse av sjøfugl, i åpent hav og kystnært, vil ha miljømessig fokus ved en eventuell hendelse. Fokus på effektivt opptak på åpent hav og i ytre kyst før oljen når mer skjermede områder og land vil være effektivt, spesielt da områder med høy treffsannsynlighet har meget vanskelige operasjonsforhold.

Den beregnede miljøriskoen for marine pattedyr og strandressurser er lav.

Basert på beredskapsanalysen anbefales at det i forbindelse med boringen av 25/10-14 S 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. 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 8 timer (Balders stående beredskap). Fullt utviklet barriere 1 og 2 med ytelse tilsvarende 5 systemer vil kunne etableres innen 14 timer.

Slepere kan mobiliseres via NOFOs avtaler.

Kystnær beredskap (Barriere 3 og 4)

- Gitt effekten av en havgående beredskap som møter ytelseskravene skal beredskap i kyst- og strandsone være i stand til å bekjempe 1 072 tonn emulsjon vinterstid.
- Konservativt antatt tilførsel til kystsonen over en periode på 10 døgn, vil behovet være ca. 107 tonn pr. døgn i vinterperioden.

- 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.

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 Suncor 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 alkekonge, havsule, havhest og krykkje i Nordsjøen.

Alkefuglene tilhører den økologiske gruppen pelagisk dykkende sjøfugl, med høy sårbarhet overfor oljeforurensning. Havhest, krykkje og andre måker 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 befinne seg i sanntid. Dette er viktig informasjon som kan benyttes til å dirigere oljevernressurser.

7.8.2 Kystnært

Det er forskjell på tilstedeværelsen av sårbare ressurser i det berørte kystområdet vinterstid og sommerstid. Sjøfuglene returnerer til hekkeområdene langs kysten fra mars-april og utover. Tilstedeværelsen er reflektert i datasettene kystnært fra SEAPOP, og er individuell for de ulike artene. Det er ulike størrelser på sjøfuglenes funksjonsområder.

Analysen viste at det for enkelte scenarier kan være høye bestandstap for enkelte populasjoner, spesielt i områdene med høyere treffsannsynlighet i kystruter og høyere tilstedeværelse av fugl/mange arter.

Ved et eventuelt påslag eller fare for påslag vil lokaliteter og områder prioriteres for beskyttelse i henhold til Miljødirektoratets MOB-modell, som blant annet dekker områdene som er nevnt. Kart over miljøprioriterte lokaliteter er vist i Figur 44.

Innen området med høyeste strandingssannsynlighet finnes flere viktige områder med vernestatus som er reflektert i prioriteringen. Disse er vist i Tabell 11. Deler av området er også karakterisert av mange og store tørrfallsområder med stor artsrikdom. Dybdeforholdene begrenser bruken av større fartøy flere steder i ytre kystsonen, og oppsamling av olje på overflaten er anbefalt, før den når kystnære områder.

7.8.3 Fokusområder for hav og kyst

Av hendelsene som kan gi mest olje på overflaten (overflateutblåsninger), er det raten nærmest over vektet rate og varighet som ansees som representativ. For 25/10-14 S er dette et overflateutslipp med raten 4374 Sm³/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 desember-mars.

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.

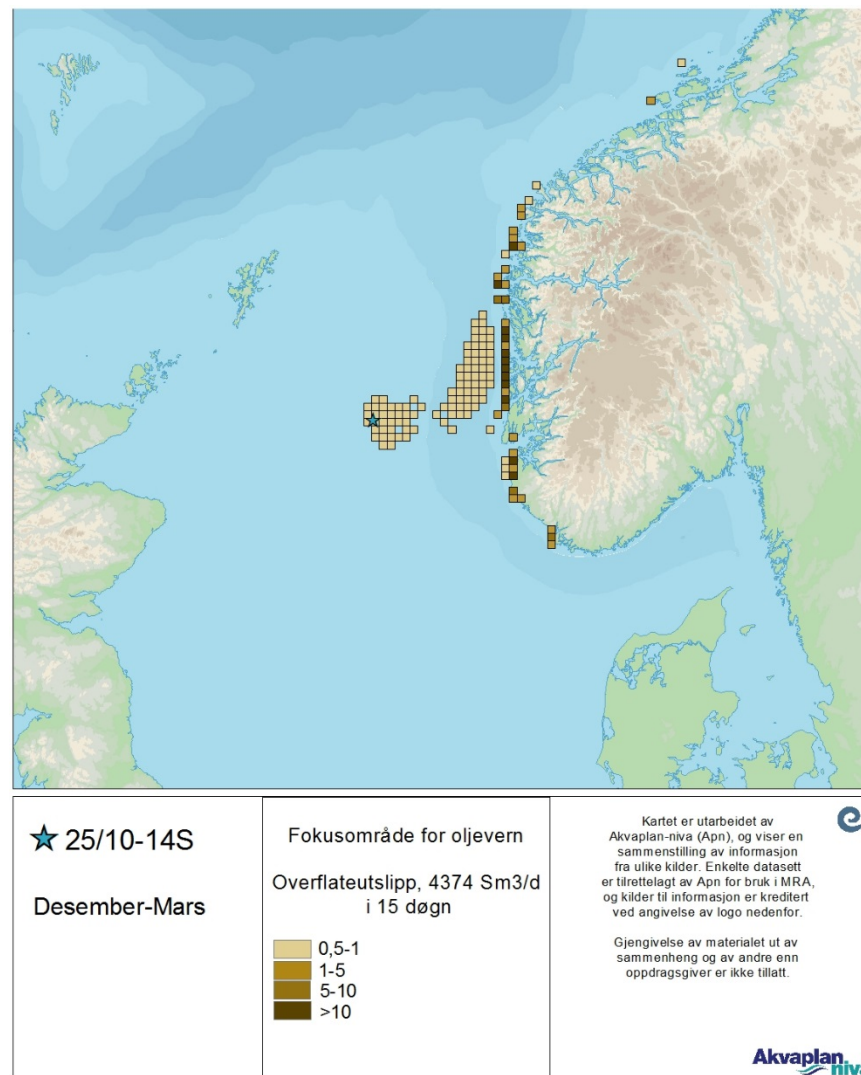
Analysen er foretatt ved å summere bestandstap i ruten for alle simuleringer og alle arter. Dette vises som en sum, der tallet blir dimensjonsløst, men der et økende tall viser økende sannsynlighet for alvorlige utslag, enten ved store utslag på én eller få arter eller mindre utslag på flere arter.

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

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 må 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 72 Fokusområder for beredskap, uttrykt ved sum av bestandstap (alle arter), rate over vektet og 15 dager (desember-mars).

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 strandpåslag.

De høyeste treffsannsynlighetene og de utvalgte områdene er vist i Tabell 11, avsnitt 6.2.3. De utvalgte områdene på norsk side har beredskapsmessige utfordringer av ulike slag, bl.a. mht. strøm- og tidevannsforhold, potensialet for remobilisering av olje, tilkomstmuligheter, samt utfordrende strandtyper.

Ramsarområdene langs kysten av Danmark er grunne områder med ulike beredskapsmessige utfordringer og høy miljøsensitivitet. Detaljerte temakart og tilhørende strategiplaner er tidligere utarbeidet av Akvaplan-niva, og er tilgjengelige for Suncor for de norske områdene.

For norskekysten har APN gjennomført fylkesvise analyser av forekomst av ulike strandtyper. Utdrag av resultatene for de berørte fylkene er vist i kapittel 4.8.2.

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:

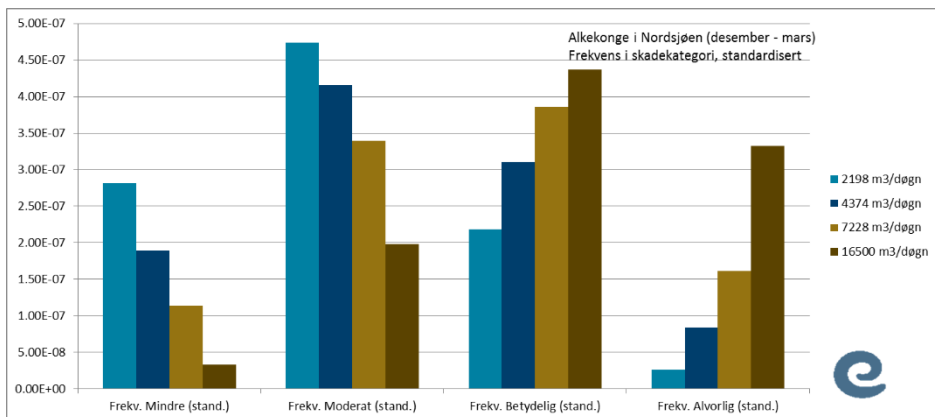
- Verdier for alle rater av et overflateutslipp, med 15 døgn varighet.
- Bestandstap innen ulike intervaller for hver av de analyserte ratene.
- Sannsynlighet av miljøskade for hver rate, normalisert til enhetlig hendelsesfrekvens.

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

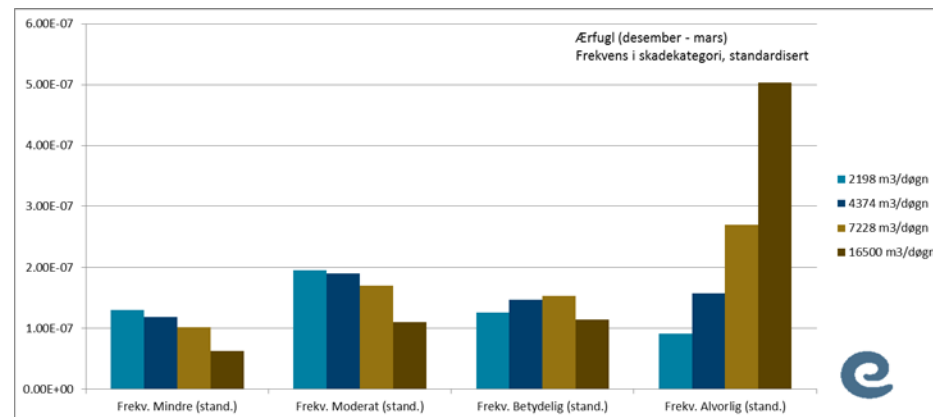
Normaliseringen er foretatt ved omregning til samme hendelsessannsynlighet for å gjøre resultatene innbyrdes sammenlignbare mht. rateforskjeller. Analysene er gjennomført for alkekonge i Nordsjøen, samt for ærfugl kystnært. Resultater av analysen er vist i Figur 73 t.o.m. Figur 76.

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.

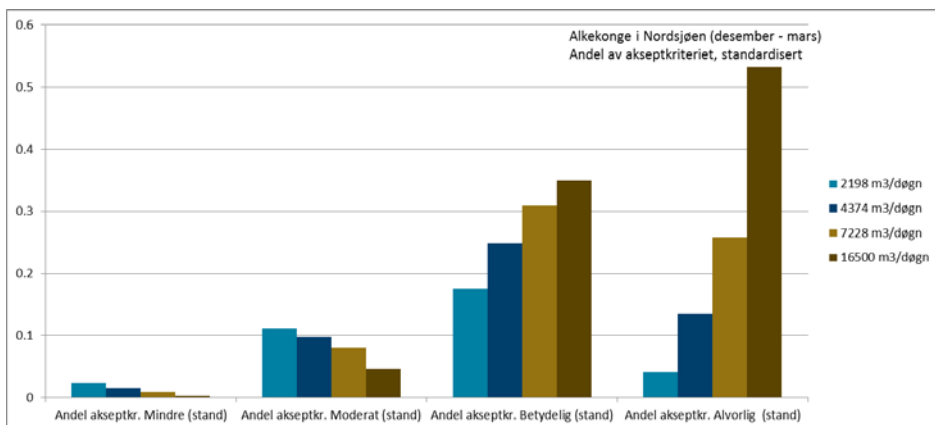
Det er en metodeartefakt at reduserte bestandstap fremdeles kan være plassert i den samme kategorien (intervallbasert skadenøkkel), men det sees tydelig en forskyvning mot mindre alvorlige skadekategorier ved redusert oljemengde på overflaten.



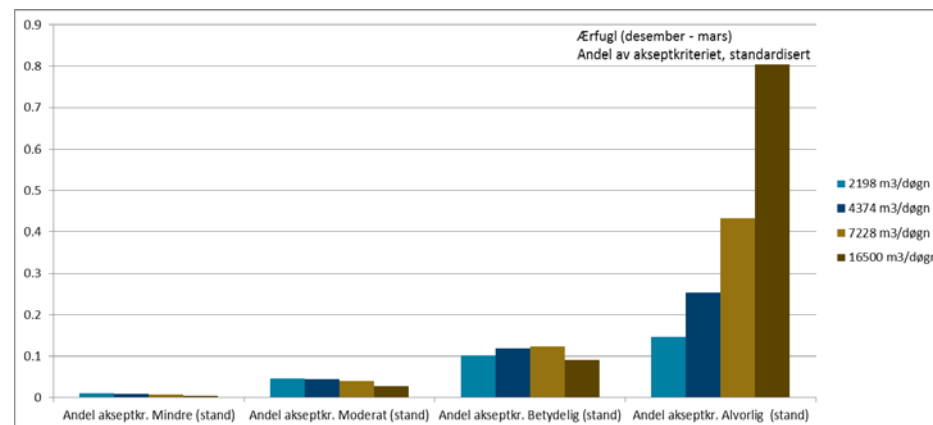
Figur 73 Normalisert miljørisiko for Nordsjøbestanden av alkekonge i åpent hav - vist ved fordeling i konsekvenskategorier for ulike rategrupper (desember-mars).



Figur 75 Normalisert miljørisiko for kystnær bestand av ærfugl - vist ved fordeling i konsekvenskategorier for ulike rategrupper (desember-mars).



Figur 74 Normalisert miljørisiko for Nordsjøbestanden av alkekonge i åpent hav - vist ved andel av akseptkriteriet for ulike rategrupper (november-februar).



Figur 76 Normalisert miljørisiko for kystnær bestand av ærfugl - vist ved andel av akseptkriteriet for ulike rategrupper (desember-mars).

8 Sesongvariasjoner i miljørisiko

8.1 Metode

Det er gjennomført helårlige oljedriftsanalyser. Miljørisikoen for hver måned er analysert separat, for samtlige rater og arter. I kapittel 8.3 gjengis miljørisikoen for alle arter som har skadeutslag i hver skadekategori, både for sjøfugl i åpent hav og kystnært, samt marine pattedyr. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori inkluderes.

Leseren gjøres oppmerksom på at en månedsvise oppløsning er å betrakte som *indikativ og relativ*, og at tre eller flere måneder bør sees under ett for et kvantitativt uttrykk. Hendelsene som modelleres har lange varigheter. Kombinert med følgetider på 30 døgn, vil det bli noe overlapp mellom måneder. Det gjøres også oppmerksom på at akseptkriteriene er operasjonsspesifikke, dvs. at det er den gjennomsnittlige miljørisikoen som måles mot akseptkriteriene.

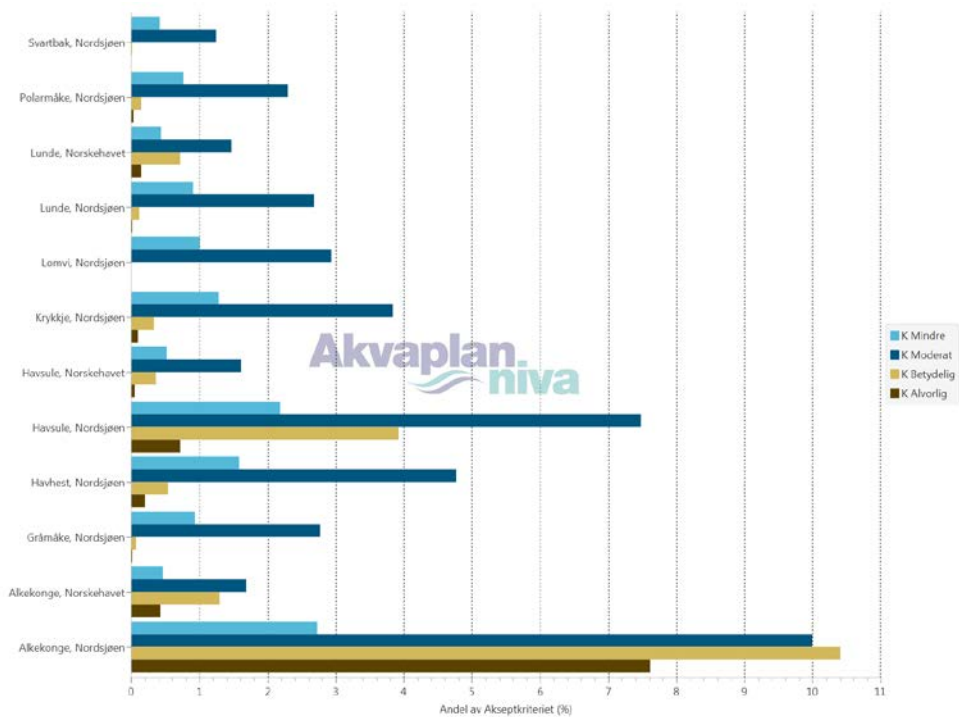
8.2 Variasjon i miljørisiko gjennom året

Fra figurene i kapittel 8.3 sees følgende hovedtrekk; om høsten (fra september til november) er utslagene i miljørisiko større for sjøfugl i åpent hav enn kystnært. Alkekonge overvintrer i Nordsjøen. Det gir utslag i miljørisiko fra november til mars. Risikoen for denne arten reduseres så i hekkeperioden, da den til dels trekker ut av området.

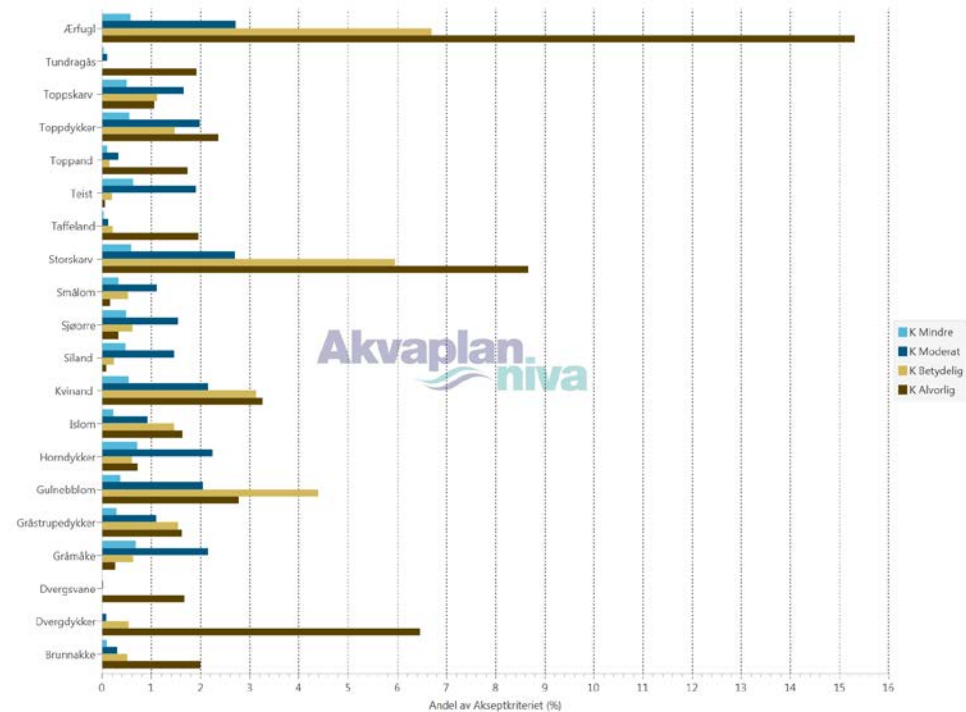
For sjøfugl kystnært er utslagene i miljørisiko mindre om høsten/vinteren enn om sommeren. Dette skyldes at de pelagiske artene i større grad befinner seg i åpent hav om vinteren. Det er dessuten lavere treffsannsynlighet i ytre kystsone vinterstid, pga. høyere nedblanding i vannmassene.

På sen vinteren, våren og om sommeren, dvs. fra januar tom. august, er det sjøfugl kystnært som gir størst utslag i miljørisiko. Risikobildet domineres av arter som ærfugl og måker. Også arter som overvintrer utenfor Norge er tilstede sommerstid i hekkesesongen og gir utslag i miljørisiko.

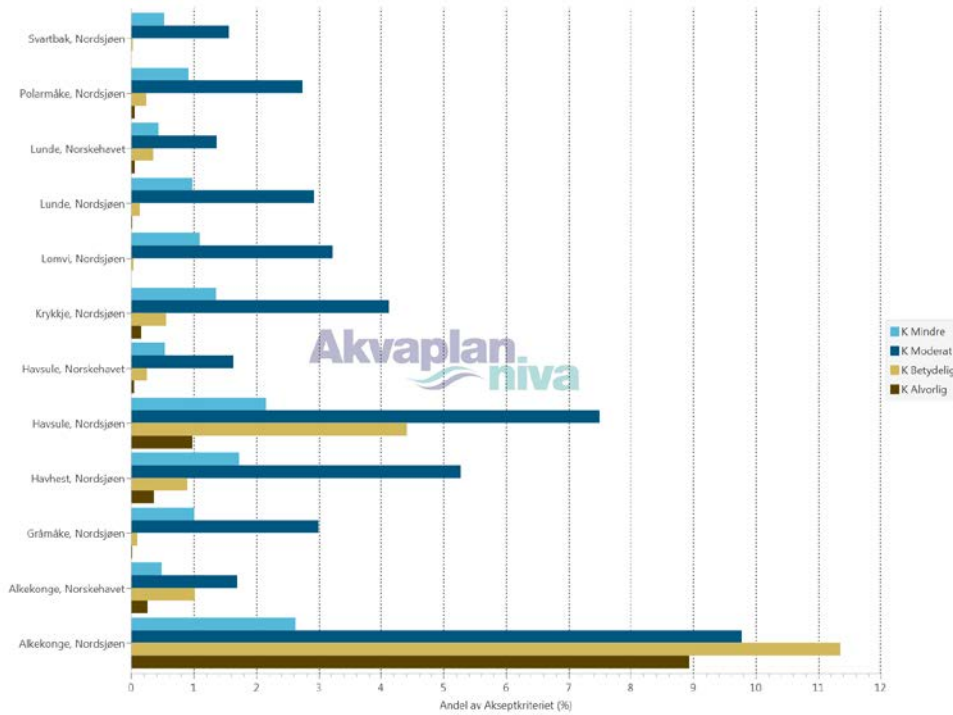
8.3 Resultatfigurer for hver måned



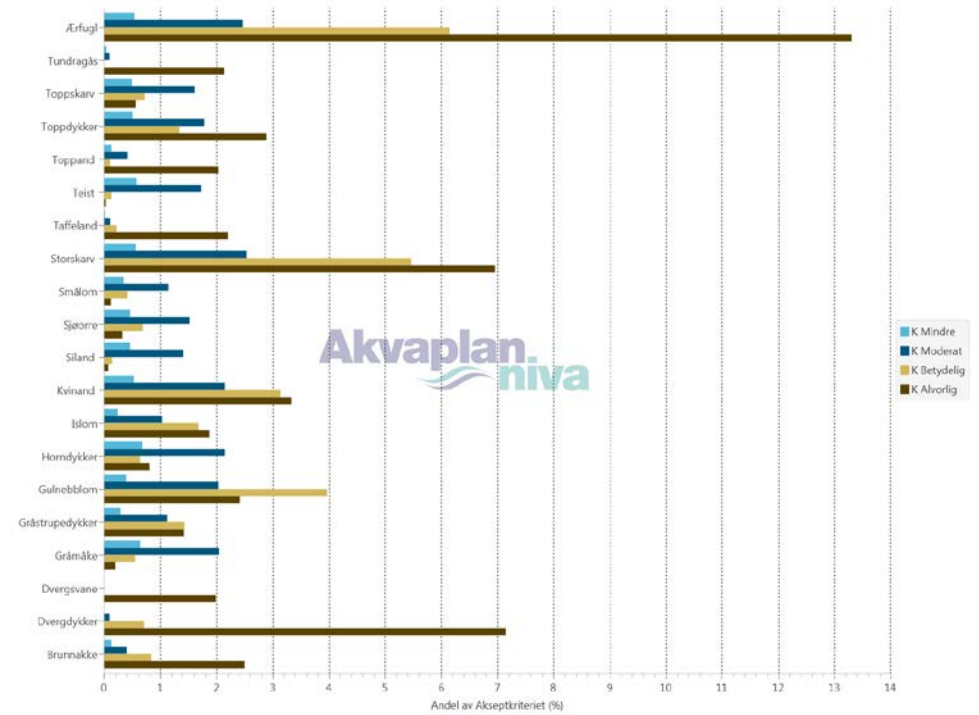
Figur 77 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i januar (hav).



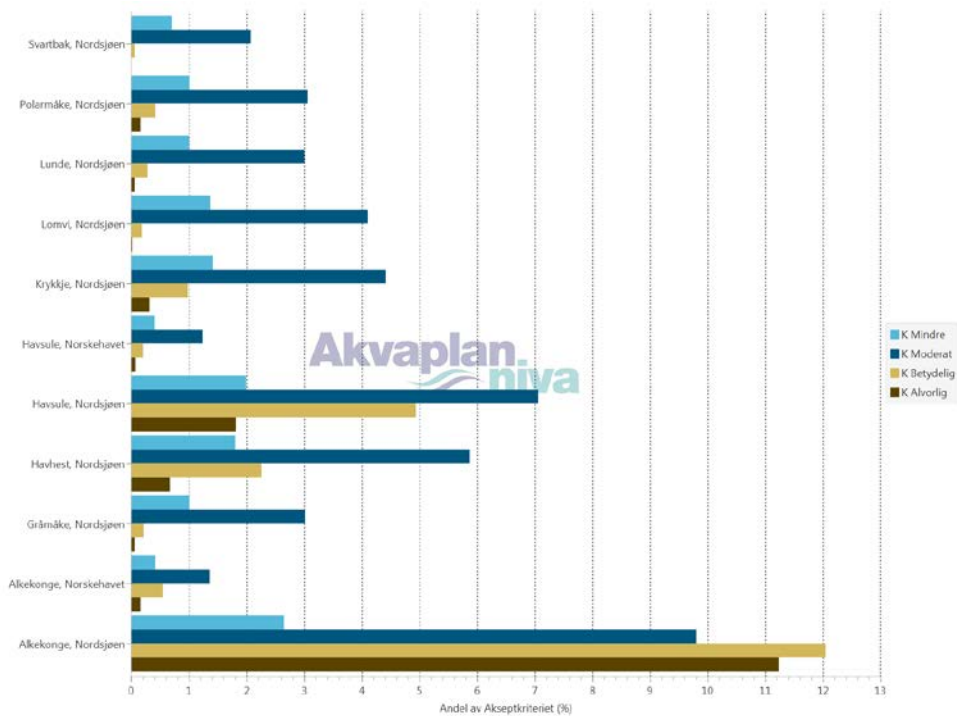
Figur 78 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i januar (kyst).



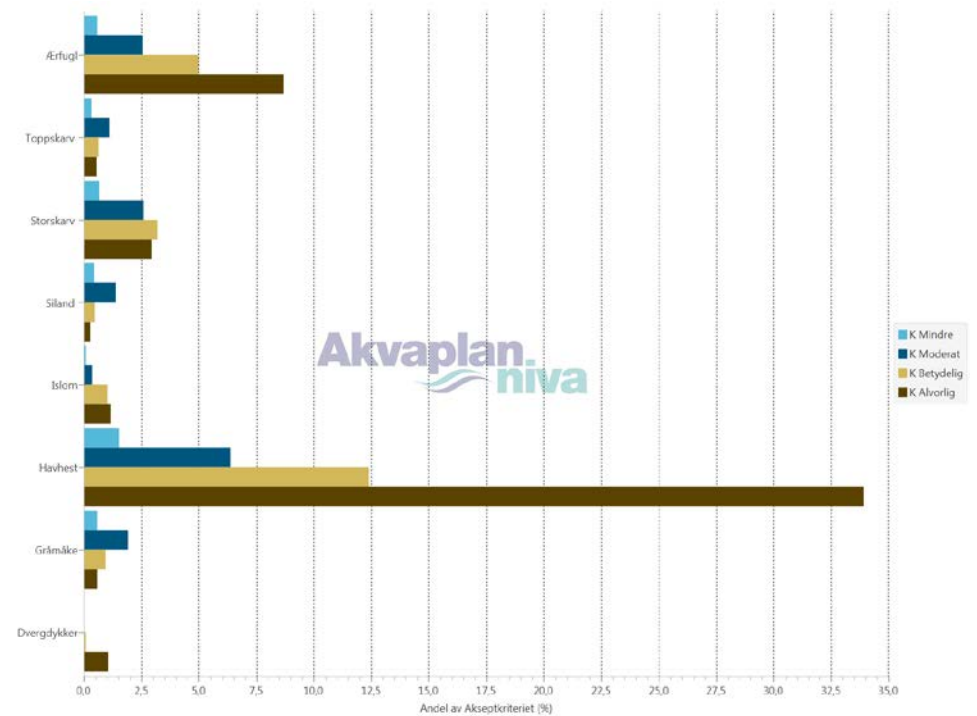
Figur 79 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i februar (hav).



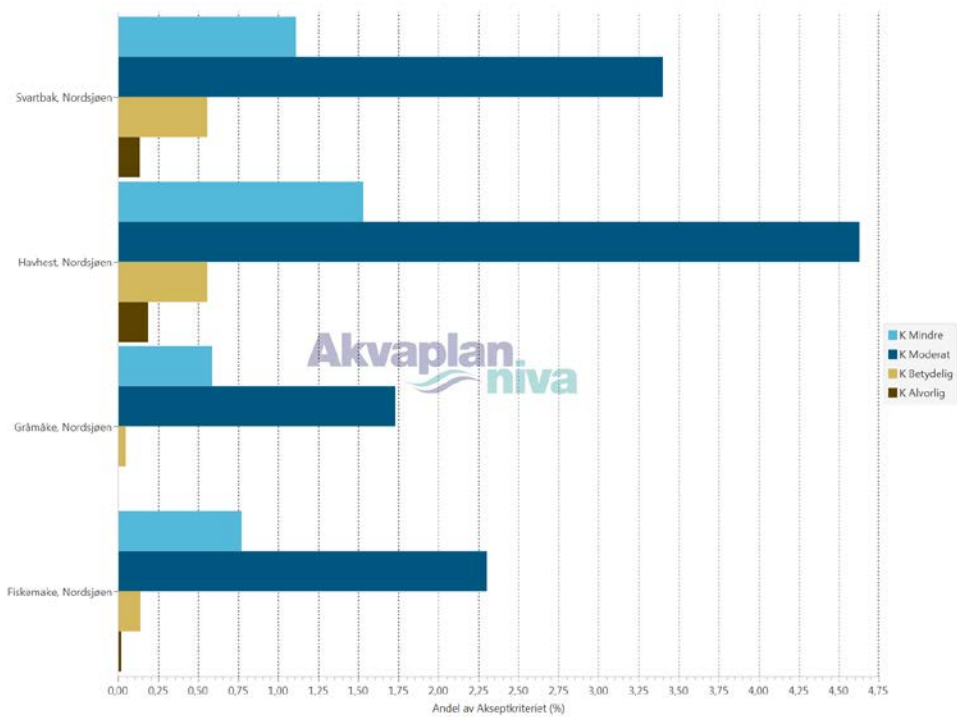
Figur 80 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i februar (kyst).



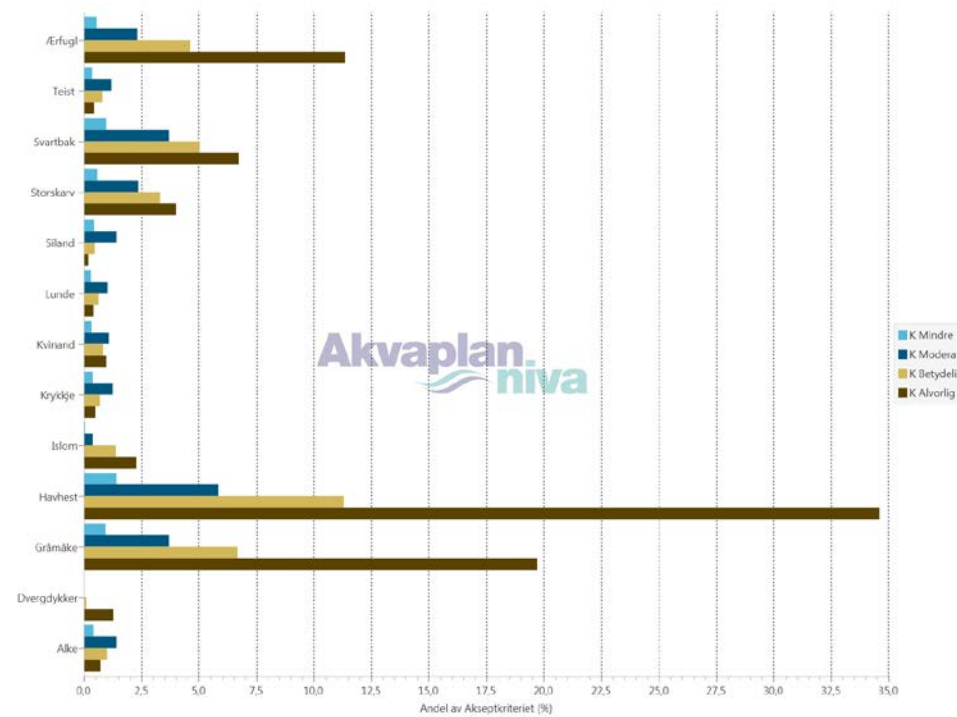
Figur 81 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i mars (hav).



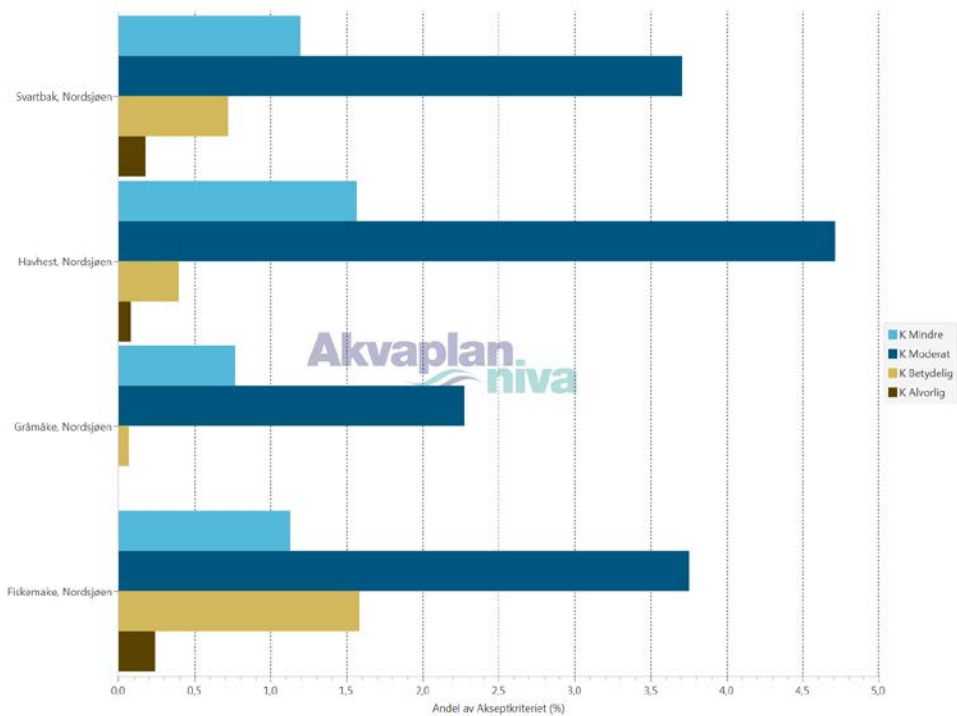
Figur 82 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i mars (kyst).



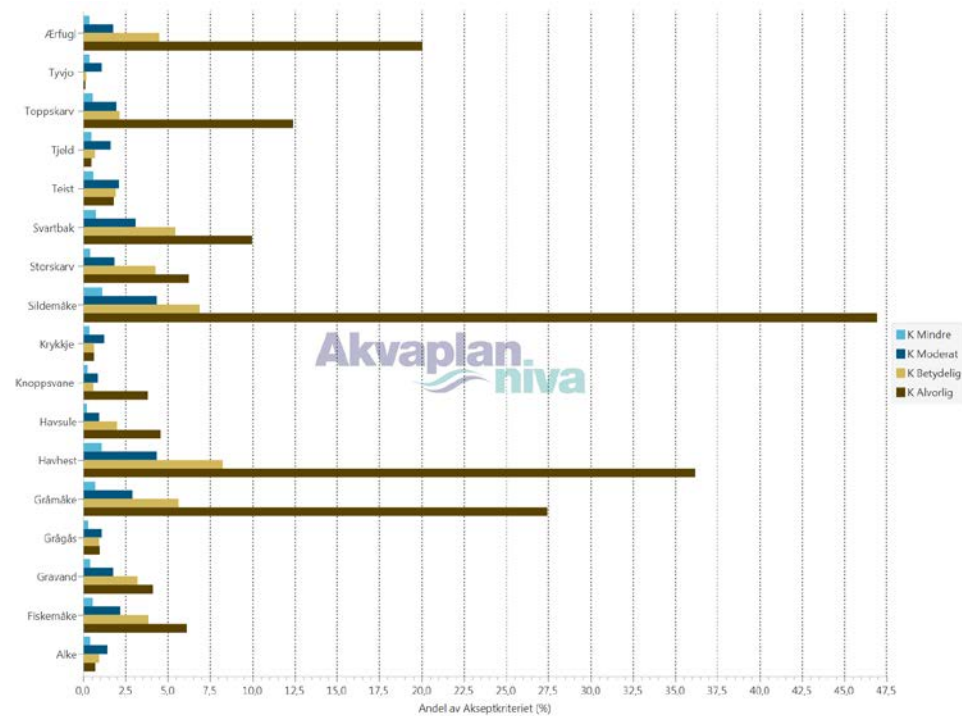
Figur 83 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i april (hav).



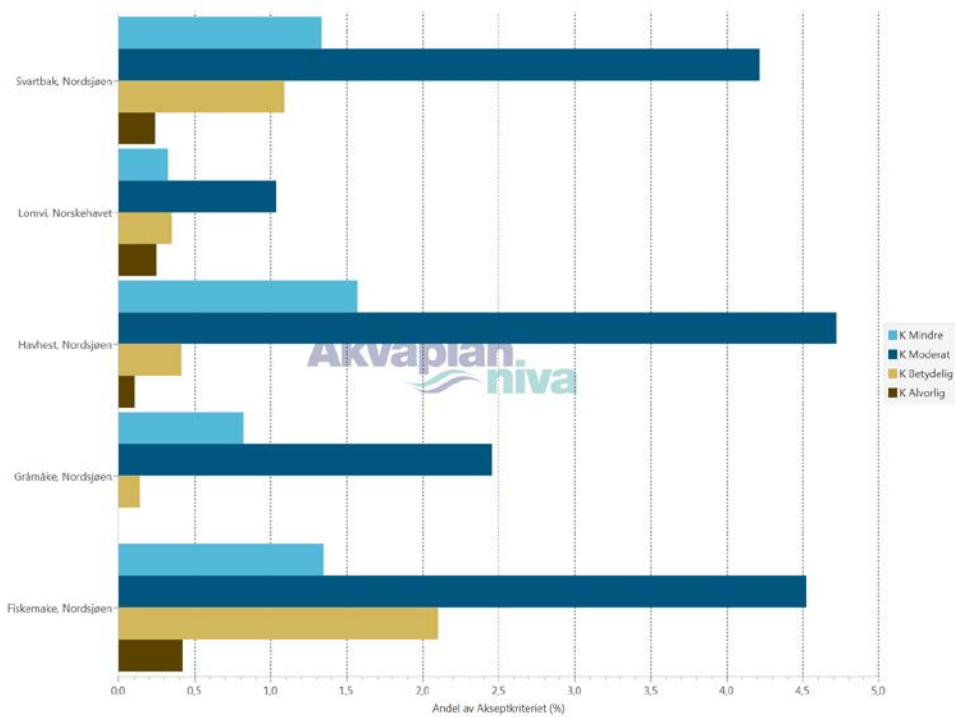
Figur 84 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i april (kyst).



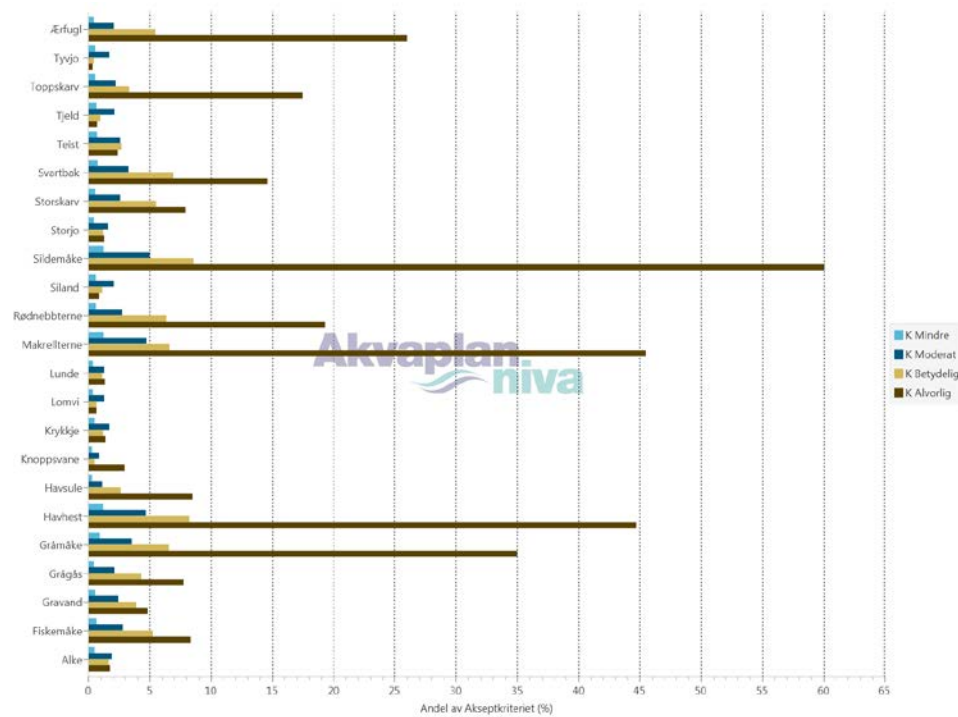
Figur 85 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i mai (hav).



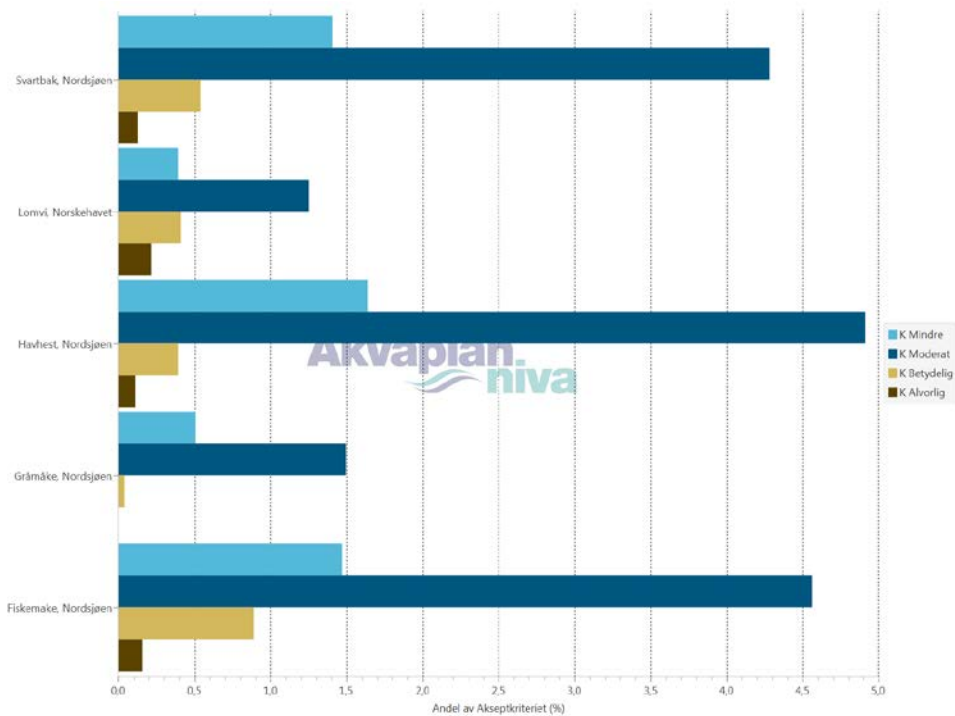
Figur 86 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i mai (kyst).



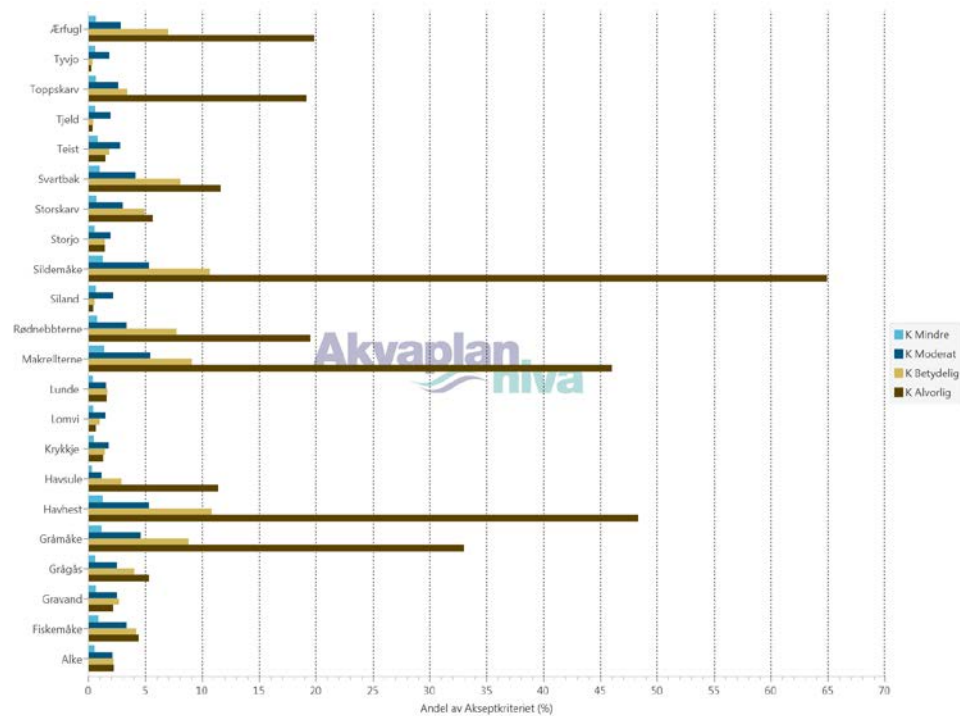
Figur 87 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i juni (hav).



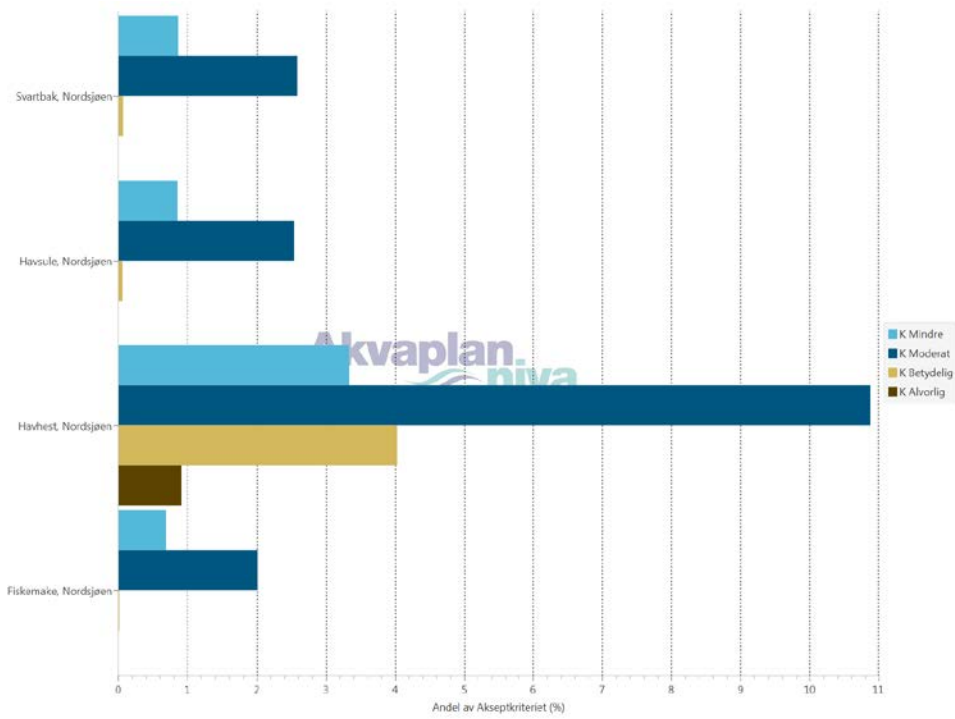
Figur 88 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i juni (kyst).



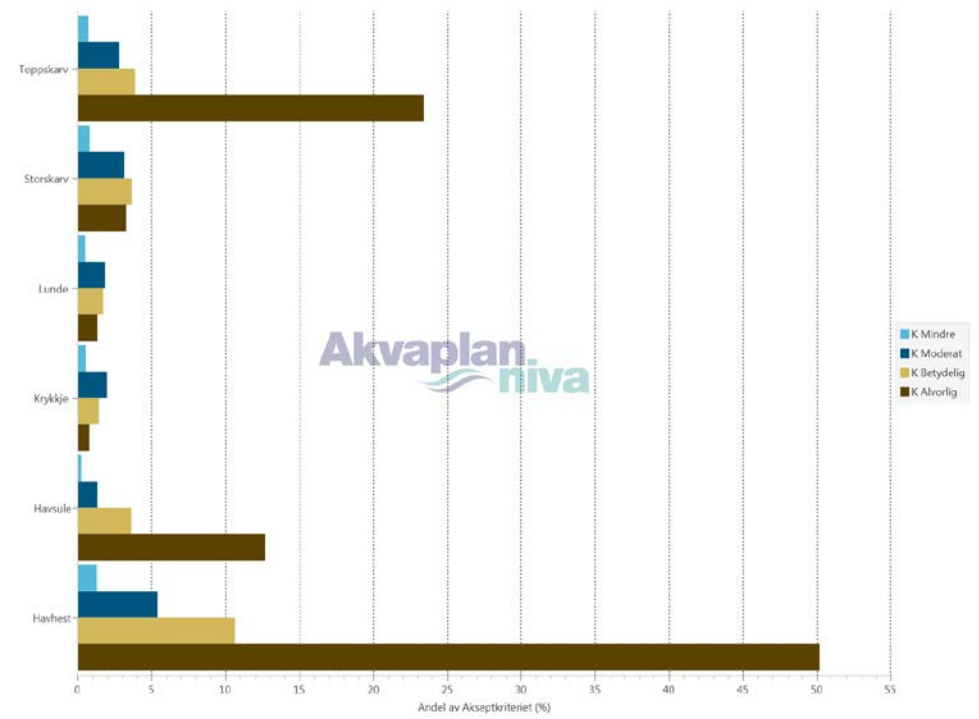
Figur 89 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i juli (hav).



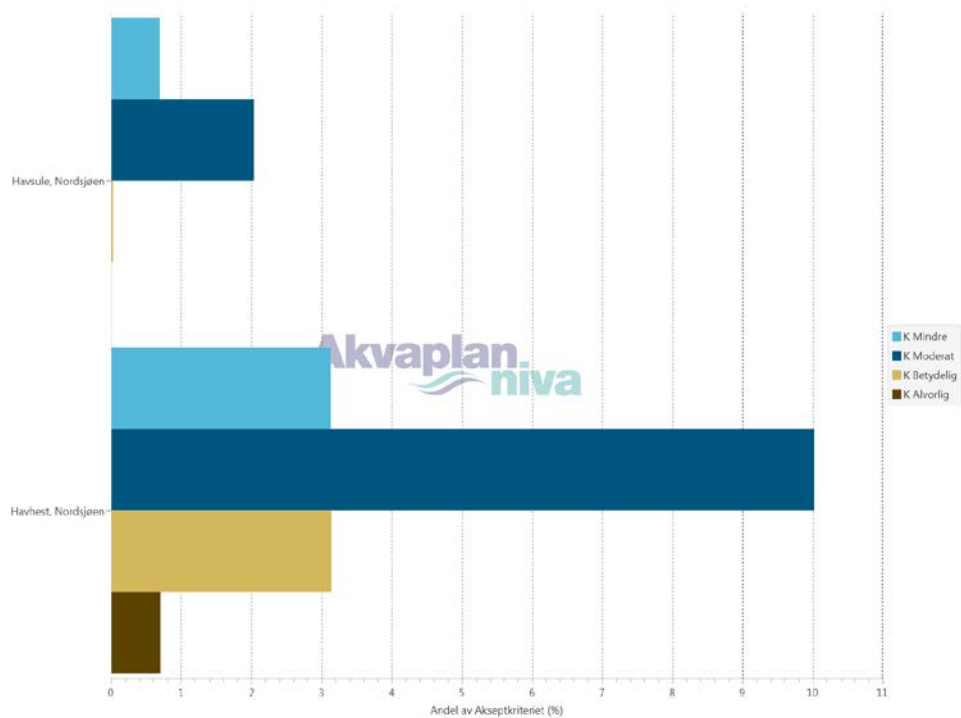
Figur 90 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i juli (kyst).



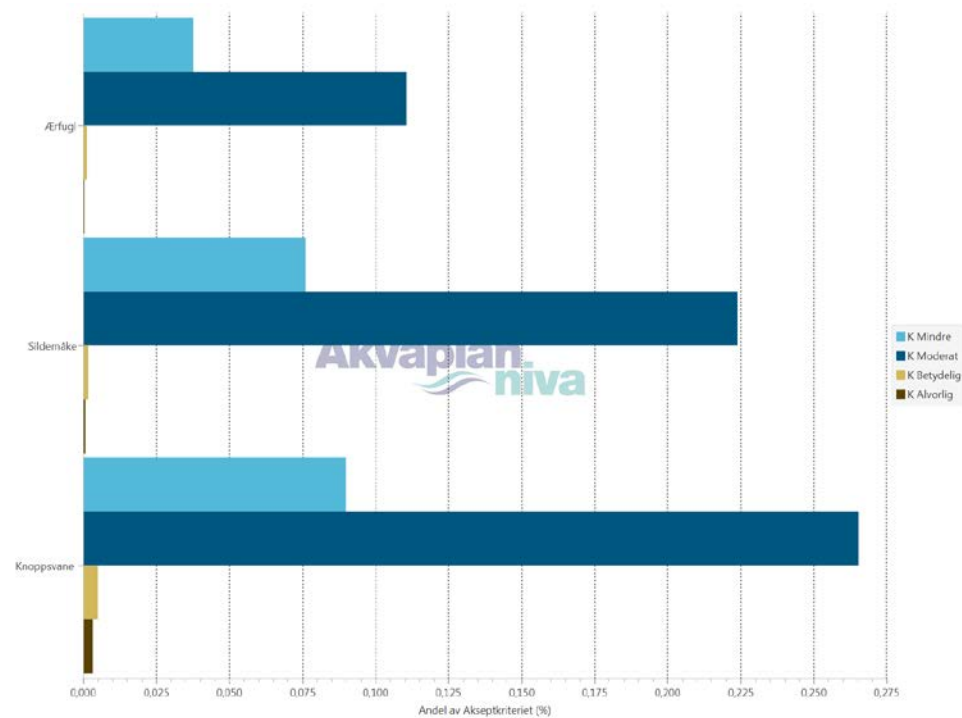
Figur 91 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i august (hav).



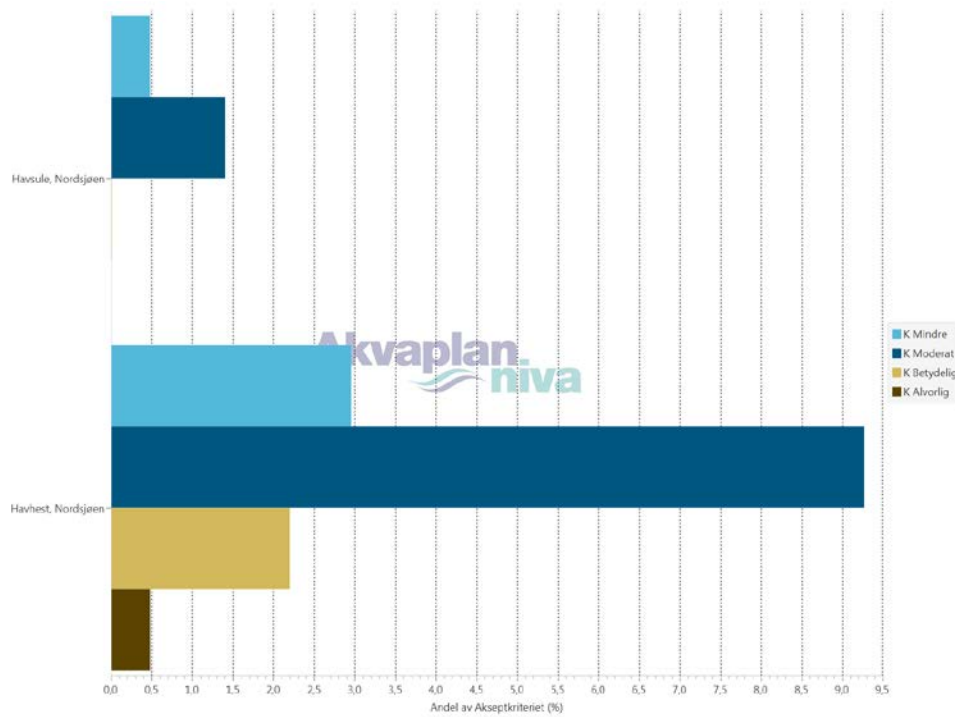
Figur 92 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i august (kyst).



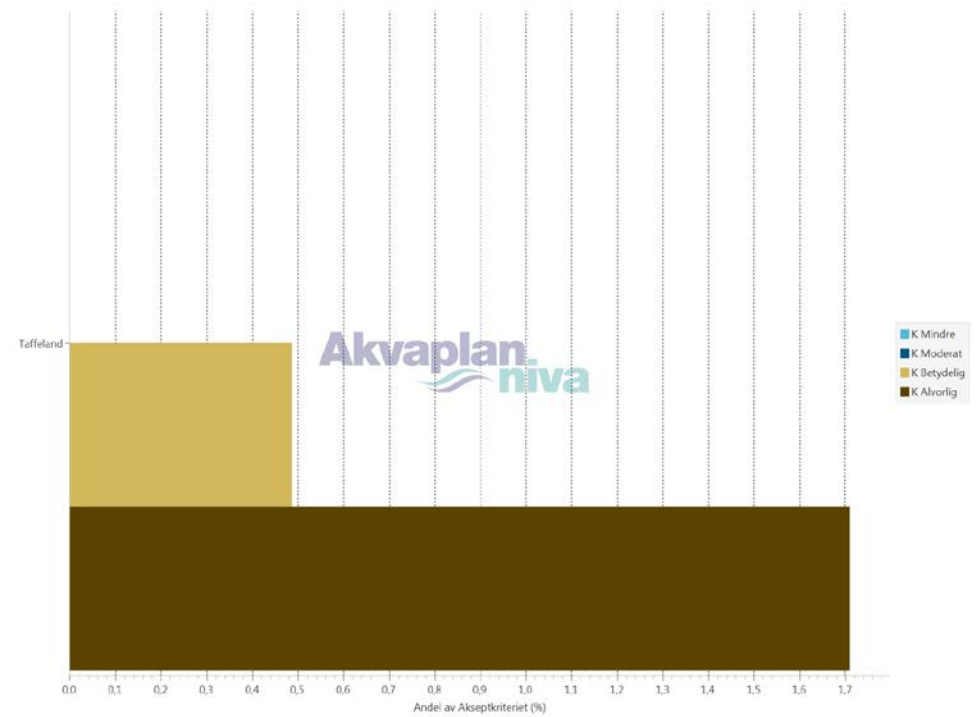
Figur 93 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i september (hav).



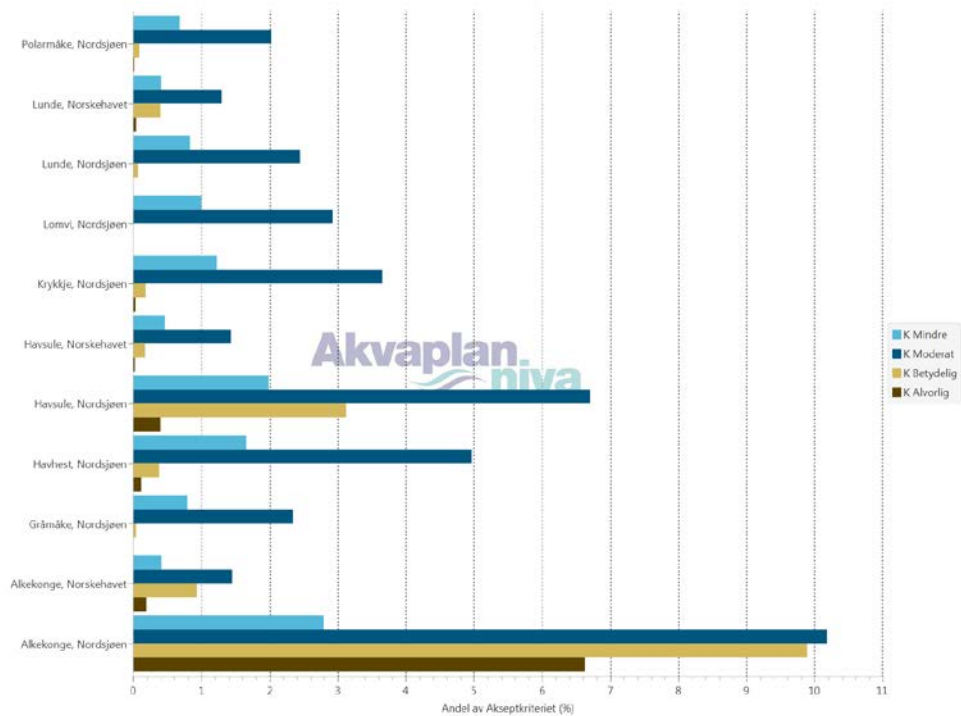
Figur 94 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i september (kyst).



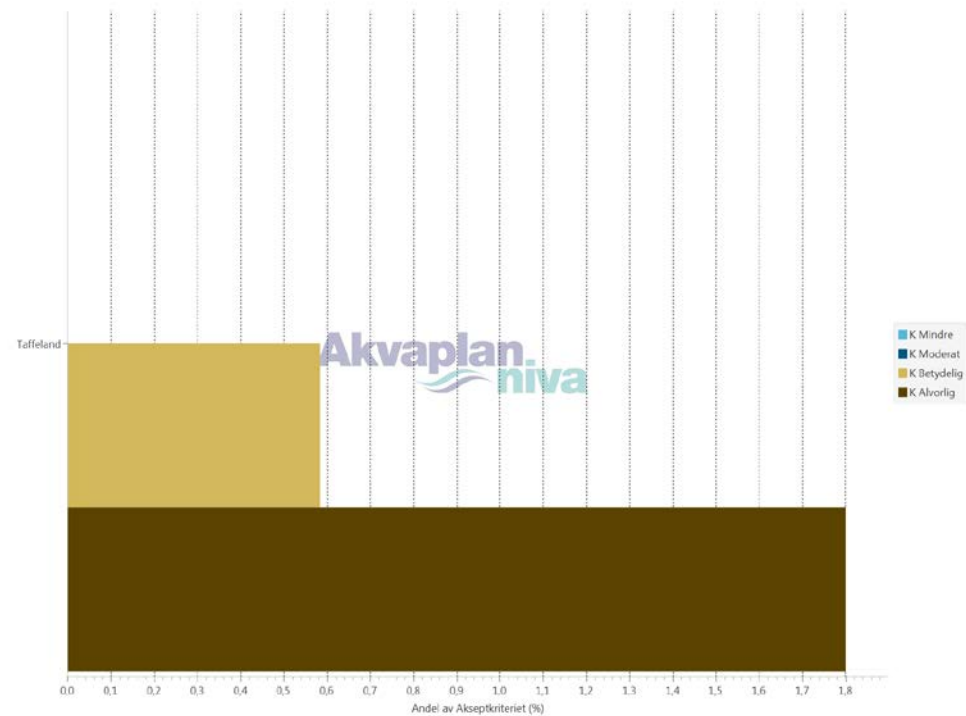
Figur 95 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i oktober (hav).



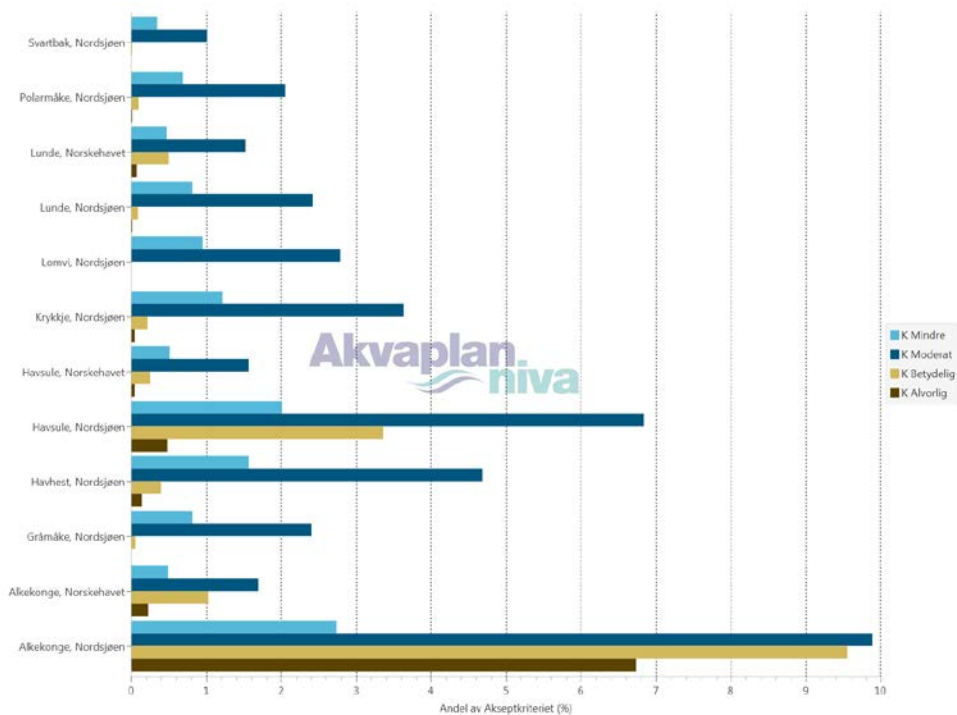
Figur 96 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i oktober (kyst).



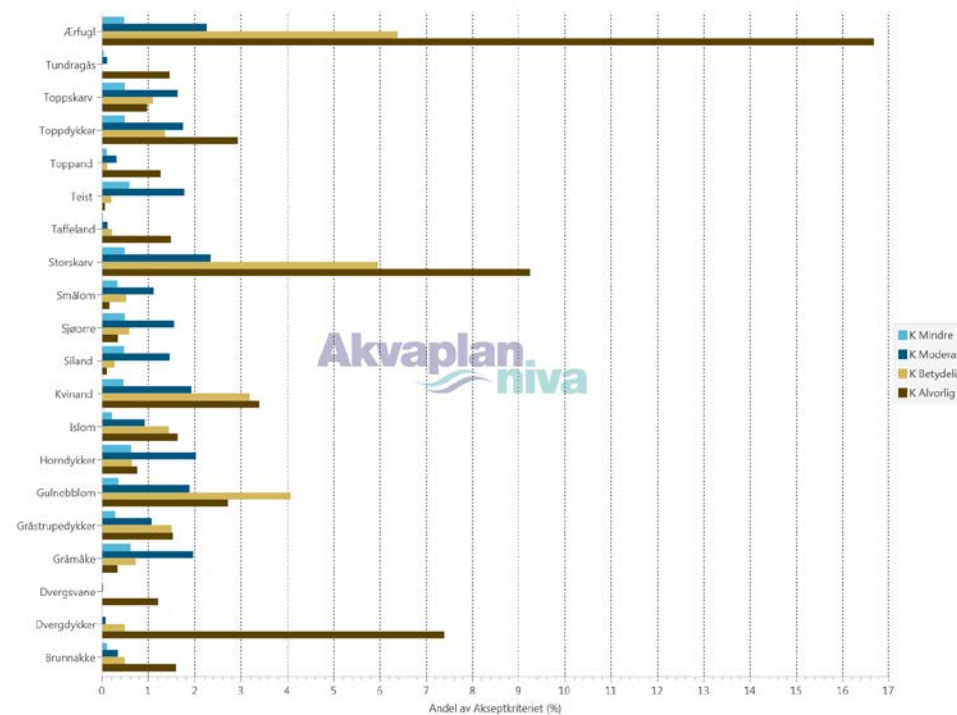
Figur 97 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i november (hav).



Figur 98 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i november (kyst).



Figur 99 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i desember (hav).



Figur 100 Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori i desember (kyst).

9 Referanser

- Add energy, 2014. Blowout and Kill Simulation Study. Havfrue, 25/10-13, PL571. 48 s.
- 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
- 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.
- Gardline, 2013. NCS Site Survey: 25/10, PL571, Havfrue Site Survey – 2014.
- 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
- NOAA faktaark 2: Gulf Dolphins - Questions and Answers <http://www.gulfspillrestoration.noaa.gov/2012/03/gulf-dolphins-answers/>
- OLF, 2007. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Revisjon 2007. DNV Rapport 2007-0063.
- OLF/NOFO, 2007. Veileder for miljørettet beredskapsanalyse. DNV, rapport 2007-0934, rev.
- 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.
- Scandpower, 2013. Blowout and Well Release Frequencies – Based on SINTEF Offshore Blowout Database. BlowFam edition. Report no 80.005.003/2009/R3.
- 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, 1999. Jotunoljene Elli South, Tau og Elli: Egenskaper og forvitring på sjøen relatert til beredskapstiltak. STF66 A99009. 136 s.
- Skjoldal, H.R. 2005. The Norwegian Sea Ecosystem, Tapir Academic Press.
- 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., Vongraven, D., Haug, T., Nilssen, K., Øien, N., Lindstrøm, U. & Goodwin, H. 2013. Miljøverdi og sårbarhet for marine arter og leveområder - Harmonisering av sårbarhetsverdier for marine pattedyr. Akvaplan-niva Rapport nr. 5308.02. 92 s.
http://havmiljø.no/Content/Documents/Verdi_og_saarbarhetskriterier_marine_pattedyr_15_12_2011.pdf

Statoil, 2013 (Skeie, G.M., Engen, F., Spikkerud, C.S., Boye, A., Sørnes, T., Rasmussen, S.E.). Beredskap mot akutt oljeforurensning. Analysemetode og beregningsmetodikk.

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

10 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
Sjørre	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

11 Vedlegg 2. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler

11.1 Formel for beregning av miljørisiko

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

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

der:

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

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

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

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

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

n = antallet måneder eller sesonger

11.2 Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr

Effektnøkler for sjøfugl og marine pattedyr er gitt i Tabell 14 og Tabell 15. De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 16.

Tabell 14 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 15 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 16 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 17 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 18 MOB sårbarhet for marine pattedyr. Isbjørn og isseler er tatt med for fullstendighet, men forekommer ikke i analyseområdet.

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

11.3 Effekt- og skadenøkler for kysthabitater

Tabell 19 Effekt- og skadenøkkel for kysthabitater basert på kysttypens sårbarhet (OLF, 2007).

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

11.4 Miljøriskoberegning for fisk

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

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

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

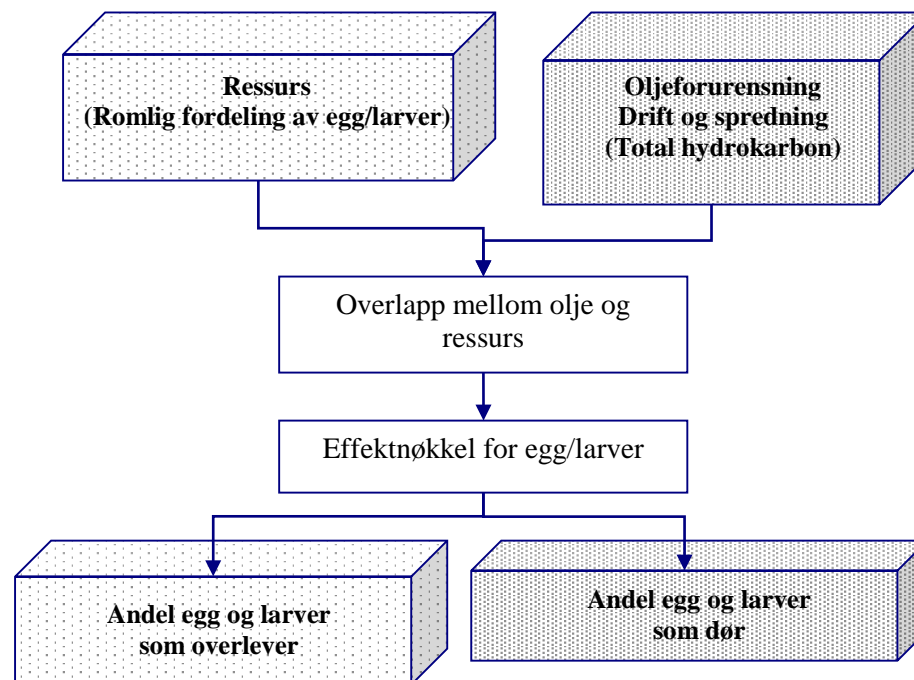
Det ble i det første ULB-arbeidet (ULB7c) benyttet to sett grenseverdier, hhv. 50 og 200 ppb THC. I oppdateringen av det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen (Brude *et al.*, 2010) argumenteres det for en effektgrense på 2,5 ppb PAH, som tilsvarer 375 ppb THC for Balder råolje (basert på innhold av PAH i Balder råolje). Det foreligger ikke informasjon om hva den tilsvarende grenseverdien vil være for andre råoljer. Av denne grunn, og for sammenligning med tidligere gjennomførte analyser, er 50 ppb benyttet i denne analysen i påvente av relevant grenseverdi for oljetypen.

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

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

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

Figur 101 Skisse av trinnene i en tapsanalyse for fiskeressurser (OLF, 2007).



12 Vedlegg 3. Anvendelse av støtteinformasjon på internett

Det er for denne analysen lagt ut fullstendige resultater fra miljørisikoanalysen på www.senseweb.no

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

12.1 Fullstendige resultater – alle arter

Prosjektforsiden (under; eksempel for letebrønn Skarfjell):

Startsiden for analysen.

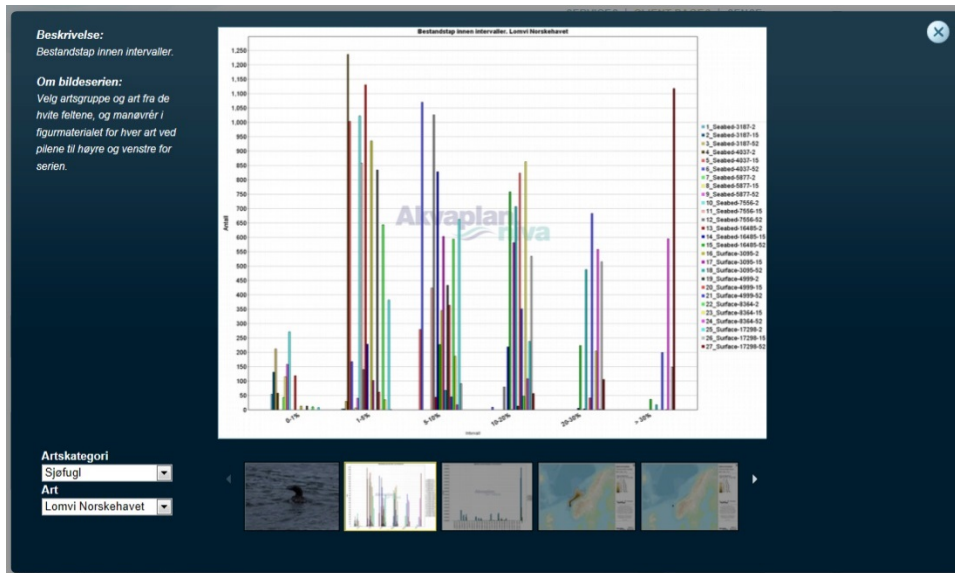
Ved å klikke på bildet øverst til høyre på prosjektsiden gis det tilgang til bilde-serievisning, som viser resultater fra miljørisikoanalysen for alle sjøfuglarter i SEAPOPs database, samt marine pattedyr som ikke ble tatt med i selve hovedanalysen. Også arter uten tilstedeværelse eller utslag i miljørisiko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

Startsiden for bildeserien.

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

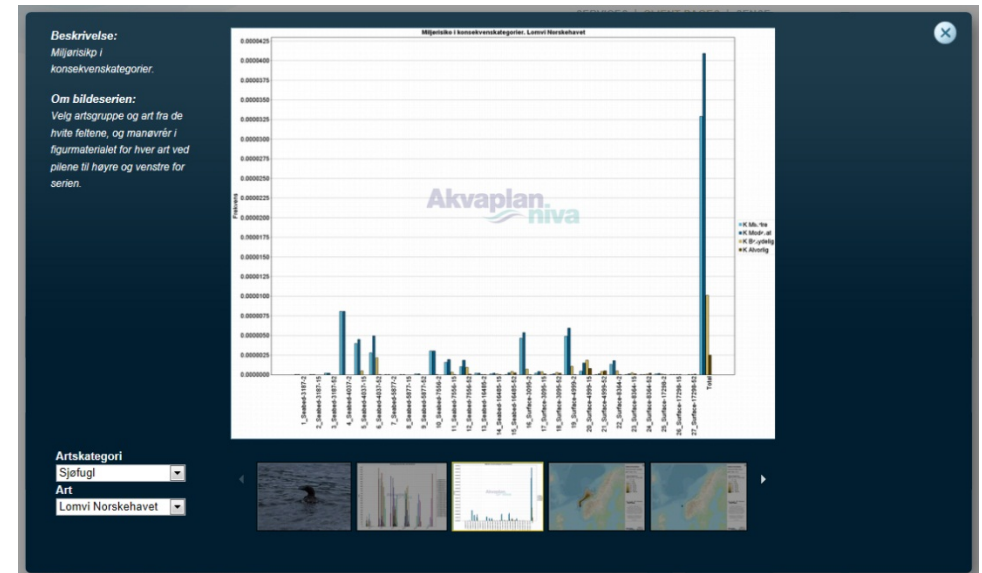
- Artsfoto dersom tilgjengelig. Disse er opphavsrett- og kopibeskyttet etter norsk lov.
- Utbredelseskart for aktuell sesong.
- Bestandstap i intervaller.
- Miljørisiko i konsekvenskategorier.
- Visningsrelevant influensområde for sjøbunnsutslipp og overflateutslipp (likt for alle arter).

12.1.1 Bestandstap i intervaller



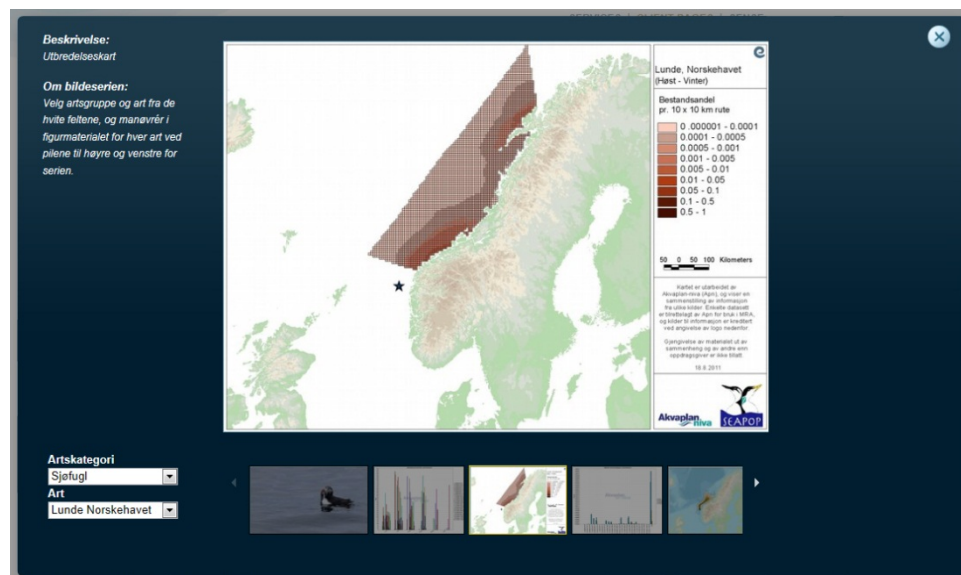
Figuren viser antallet simuleringer (y-aksen) av hver rate-/varighetskombinasjon som gav bestandstap i andelskategorier på x-aksen. Bestandstapet i en rute fordeles med en sannsynlighetsfordeling som gitt i effekt-nøkkelen, og bestandstapet i alle ruter summeres til et totalt bestandstap for simuleringen,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

12.1.2 Miljørisiko i konsekvenskategorier



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

12.1.3 Utbredelseskart



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

12.1.4 Influensområder

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

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

