

**Søknad om utslippstillatelse for planlagte utslipp ved
boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit
(PL 097)**

Tittel:		
Søknad om utslippstillatelse for planlagte utslipp ved boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit		
Dokumentnr.: MYN-LET- 00332	Kontraktsnr./prosjektnr.:	Arkivnr.:

Gradering: Åpen	Distribusjon: Kan distribueres fritt
--------------------	---

Utgivelsesdato: 16.10.2006	Rev. dato:	Rev. nr.:	Eksempel nr.:
--------------------------------------	------------	-----------	---------------

Forfatter(e)/Kilde(r): Sissel Fløysvik, Hilde Espedal Arntsen, Liv Torunn Vika, Heine Vikane (MI-swaco), Brit Dirdal (Halliburton)	
Omhandler (fagområde/emneord): Boring, utslippssøknad, utslipp, miljø, utslippstillatelse, SFT	
Merknader:	
Trer i kraft:	Oppdatering:
Ansvarlig for utgivelse: Geir Tungesvik	Myndighet til å godkjenne fravik:

Utarbeidet: Miljøkoordinator LET- HMS	Navn: Sissel Fløysvik	Dato/Signatur: 16/10-06 Sissel Fløysvik
Kontrollert: HMS-Rådgiver LET-HMS	Navn: Njål Corneliusen	Dato/Signatur: 16/10-06 Njål Corneliusen
Verifisert: Brønnprosjektleder LET-OPR-BEV	Navn: Dagfinn Alm	Dato/Signatur: 16/10-06 Dagfinn Alm
Godkjent: Direktør LET-OPR	Navn: for Geir Tungesvik	Dato/Signatur: 16/10-06 Geir Tungesvik

Innhold

	Sammendrag.....	6
1	Innledning.....	10
2	Søknadens Omfang	12
3	Boreplan, brønn 7120/6-2 S.....	13
4	Utslipp til sjø.....	16
4.1	Klassifisering av kjemikalier.....	16
4.2	Beskrivelse av utslippsforhold	17
4.2.1	Utslipp av utboret bergmasse med vedheng av vannbasert borevæske.....	17
4.2.2	Utslipp av sement.....	17
4.2.3	Utslipp av riggkjemikalier.....	17
4.2.4	Utslipp av gjengefett	18
4.2.5	Utslipp i forbindelse med eventuell brønntesting	18
4.3	Bakgrunn for valg av borevæske, sementsystem og riggkjemikalier.....	19
4.3.1	Vannbasert borevæske	19
4.3.2	Beredskapskjemikalier i borevæske.....	19
4.3.3	Sementsystem.....	19
4.3.4	Gjengefett.....	20
4.3.5	Riggkjemikalier.....	21
4.4	Rensing av oljeholdig vann	21
5	Utslipp til luft.....	21
5.1	Utslipp ved kraftgenerering	21
6	Utslippsreduserende tiltak	23
6.1	Gjenbruk av borevæske.....	23
6.2	Borekaks.....	23
6.3	Vektmaterialer.....	23
6.4	Sement.....	23
7	Utfasingsplaner.....	23
8	Tekniske krav til riggen.....	24
9	Behandling av avfall.....	25
10	Kontroll, måling og rapportering av utslipp	25
11	Miljømessige konsekvenser	25
11.1	Miljømessige problemområder knyttet til spredning og deponering av kaks og slam.....	25
11.2	Resultater av havbunnsundersøkelser	27
11.3	Fugl og pattedyr i området	28
11.4	Fiske og fiskeriressurser.....	28
11.5	Miljøkonsekvenser som følge av boring av brønn 7120/6-2 S	29
11.5.1	Generelt	29
11.5.2	Nedslamming	30
11.6	Konklusjon	30
12	Vedlegg.....	31

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

Dok. nr.
MYN-LET-00332
Dato
16.10.2006



Rev. nr.
0

12.1	Vedlegg A.1: Omsøkte kjemikalier.....	31
12.2	Vedlegg A.2: Omsøkte sementkjemikalier i forbindelse med "back-up" operasjoner	31
12.3	Vedlegg A.3: Beredskapskjemikalier.....	31
13	Referanser.....	32
A.1	Omsøkte kjemikalier.....	33
A.2	Omsøkte sementkjemikalier i forbindelse med back-up operasjoner.....	39
A.3	Beredskapskjemikalier	41

Søknad om utslippstillatelse for boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit, PL 097

I henhold til Opplysningspliktforordningen §5 og 6, søker Statoil ASA om utslippstillatelse for boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit i utvinningstillatelse 097 (PL 097). Søknaden omfatter utslipp til sjø, deponering av borekaks med vedheng av borevæske og utslipp til luft ved kraftgenerering. Det er ingen boretidsbegrensning i utvinningstillatelsen. Brønnen vil bli boret over en periode på ca 40 dager. Varigheten av operasjonen er blant annet avhengig av om det blir påvist hydrokarboner i brønnen.

Operatørene for utforskningslisenser i nordområdene har forpliktet seg til å operere i samsvar med forutsetninger i Olje og Energidepartementets utredning av konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten –Barentshavet (ULB-utredningen).

Brønn 7120/6-2 S vil bli boret uten utslipp til sjø av borekaks og borevæske, etter at topphullseksjonene er boret.

Beste tilgjengelige teknologi vil bli benyttet for å gjøre operasjonen mest mulig miljøvennlig. Mannskapet på riggen vil bli gitt miljøfaglig opplæring for å sikre at samtlige har grunnleggende forståelse for tiltakenes betydning for vern av det marine miljøet i Barentshavet.

Statoil sitt boreprosjekt for brønn 7120/6-2 S, arbeider mot null utslipp til sjø etter følgende prinsipper:

1. Miljøfarlige borekjemikalier skal ikke benyttes i operasjonen.
2. Det skal alltid være to barrierer mot søl av kjemikalier fra riggen.
3. Brukt borevæske skal fraktes til land for rensing og gjenbruk (etter at topphullseksjonene er boret).
4. Utboret bergmasse (borekaks) med vedheng av borevæske, etter at topphullseksjonene er boret, skal fraktes til land for deponering.

Søknaden gjelder forbruk og utslipp av kjemikalier som er planlagt benyttet i forbindelse med boring og sementering, samt hjelpekjemikalier.

Sammendrag

I sammendragstabellen nedenfor er det vist en oversikt over ulike kategorier av utslipp og de tiltak som blir iverksatt for å nå målet om null utslipp til sjø slik de er definert i ULB. Se tabell 0-1.

Total mengde grønt og gult stoff som vil slippes ut ved planlagte operasjoner, og som det søkes utslippstillatelse for, er beskrevet i tabellene 0-2 og 0-3 under. I tillegg er mengde grønt og gult stoff som kan bli sluppet ut i forbindelse med ”back-up” operasjoner også inkludert i tabellene. Kjemikalier som inngår i søknaden er vist i Vedlegg A.1 (primær plan) og A.2 (back-up).

Tiltak for å tilfredsstille kravet om null utslipp slik det er definert i ULB.

Tabellen under viser et sammendrag av hvilke tiltak som vil bli satt i verk i forbindelse med å nå målet om null utslipp til sjø slik det er definert i ULB.

Tabell 0-1: Oversikt over ulike kategorier av utslipp og de tiltak som blir iverksatt for nå målet om null utslipp til sjø.

Kategori av utslipp :	Tiltak :	Kommentar :
Boring av topphull. (36” og 26” hullseksjoner)	Toppullet bores utelukkende med bruk av sjøvann og grønne kjemikalier (PLONOR).	Toppullet for brønn 7120/6-2 S vil kun bli boret 280 meter ned i havbunnen. Oversikt over beregnet mengde utboret kaks fra topphullsseksjonene som slippes ut på havbunnen er gitt i Tabell A.1-7, Vedlegg A.1.
Boring av mellomseksjoner og reservoarseksjonen. (17 ½”, 12 ¼ og 8 ½” hullseksjoner)	Seksjonene bores med miljøtilpasset vannbasert borevæske. Borevæsken blir gjenvunnet på riggen. Utboret bergmasse, med rester av borevæske, skilles fra og fraktes til land.	Borekaket vil bli levert til basen i Hammerfest hvor det vil bli fraktet videre til deponi av godkjent avfallsselskap.
Sementer av 30” lederør og 20” foringsør	Ved sementering uten retur til rigg vil overskudd av sement bli avsatt på havbunnen.	Utslipp av overskudd av sement er inkludert i utslippssøknaden. Det vil kun bli benyttet PLONOR og gule kjemikalier.
Sementer etter at stigerør og BOP er satt.	All sement vil bli tatt vare på bortsett fra ca. 30 liter pr. sementjobb som vil bli sluppet ut i forbindelse med reingjøring av riggens sementutstyr. Det vil bli tilstrebet at mengde sement som må vaskes ut etter at sementjobben er ferdig, reduseres mest mulig. Det vil ved planlegging av brønnen bli søkt etter løsninger som kan redusere mengden av	Utslippssøknaden inkluderer utslipp av kjemikalier i forbindelse med nødvendig reingjøring av sementutstyr kalkulert ut fra ca. 30 liter sementblanding etter hver sementjobb.

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006



Rev. nr.
0

7 av 41

Kategori av utslipp :	Tiltak :	Kommentar :
	overskytende sement.	
Sikkerhetsventilen (BOP) som står på havbunnen må regelmessig testes. Ved operering og funksjonstesting av ventilene går den vannbaserte hydraulikkvæsken normalt til sjø og ikke i retur til rigg.	BOP- hydraulikkvæsken Pelagic Green Zone BOP Fluid, klassifisert grønn, vil bli benyttet under operasjonen.	BOP-hydraulikkvæsken er vannbasert og tilsettes frostvæske (glykol) ved behov. Ved lave temperaturer vil opptil 30 % av væsken bestå av glykol av grønn kategori.
Gjengefett benyttes på borerør og foringsrør for å beskytte gjengene slik at rørene kan skrues sammen og fra hverandre uten at farlige situasjoner oppstår på boredekket. Rester av gjengefettet presses ut av rørkoplinger og ut i borevæsken.	<u>Borestreng:</u> Gjengefett i gul kategori skal benyttes på borestreng. Borevæsken blir ikke sluppet ut til sjø etter at BOP er satt og det vil derfor ikke bli utslipp av gjengefett ved boring av disse seksjonene. <u>Foringsrør:</u> Det skal kun benyttes gjengefett på 9 5/8" foringsrør og 7" liner. Gjengefettet som benyttes er i gul kategori. Gjengefett frie foringsrør fra Snøhvit restlager vil brukes for størrelsene 14" og 10 3/4", i tillegg benyttes det ikke gjengefett på 30" lederør og 20" foringsrør.	Søknaden inkluderer utslipp av noen få kg gjengefett i forbindelse med boring av topphull.
Vaskevann og regnvann fra riggen	Høy standard på renhold av riggen gir en del vaskevann fra boreområdene. Vaskevann og regnvann blir fanget opp av riggens drens-system og skal renses i samsvar med gjeldene krav.	Riggen har lukket drens-system slik at oppsamlet regnvann og vaskevann ikke slippes direkte ut til sjø. Vaskemidler med gode miljøegenskaper vil bli benyttet. Regnvann fra områder hvor det ikke benyttes kjemikalier vil ikke bli samlet opp.
Risiko for akutt utslipp fra riggen	Riggen er kartlagt og tilfredstiller kravet til doble barrierer ved drift av alle systemer som kan gi lekkasjer eller som ved feiloperering kan føre til akutt utslipp til sjø.	Polar Pioneer har gjennomgått flere modifikasjoner for å oppfylle kravet til doble barrierer. Riggen har siden desember 2004 boret 10 brønner på Snøhvit feltet og en letebrønn (Tornerose) for Statoil, og har i hele denne perioden hatt høy fokus på å redusere risiko for akutt utslipp til sjø.
Mini DST test	Det skal ikke gjennomføres ordinær brønn-test i forbindelse med avgrensningsbrønnen på	Det er ikke aktuelt å brenne gass eller olje.

Søknad om utslippstillatelse for planlagte utslipp ved boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006



Rev. nr. 8 av 41
0

Kategori av utslipp :	Tiltak :	Kommentar :
	Snøhvit. Det vil kun bli gjennomført testing ved "mini-DST" (MDT Dual-Packer) hvis det påtreffes olje i Stø 2.	
Utslipp til luft	Riggen sine kraftgeneratorer vil bli kjørt så optimalt som mulig.	Utslipp til luft fra rigg er inkludert i søknaden.
Utslipp av olje og gass fra formasjonen	Brønnen er grundig planlagt og bores slik at det alltid er to uavhengige og testede barrierer mot tap av brønnkontroll.	Dette tema behandles i miljørettet risiko og beredskapsanalyse, samt brønnspesifikke og operasjonelle risikoanalyser. Alt brønnkontrollutstyr vil bli trykktestet og funksjonstestes på regelmessig basis og mannskapet vil ha opplæring i trykkontroll i samsvar med anerkjent industripraksis.

Omsøkte grønne og gule stoffer

Klassifiseringen av kjemikalier er gjort iht. Vedlegg 2 i Aktivitetsforskriften. I veiledningen til Aktivitetsforskriften § 57, blir det presisert at SFT i særlige tilfeller kan stille vilkår knyttet til krav om utslipp også for PLONOR-kjemikalier ved utslipp i områder med særlig sårbare miljøresurser. En oversikt over benyttede PLONOR kjemikalier er derfor listet opp i Vedlegg A.1 og A.2.

Omsøkte grønne stoffer

Tabell 0-2 viser totalt planlagt forbruk og utslipp av grønne stoffer for avgrensningsbrønn 7120/6-2 S som det søkes utslippstillatelse for, jfr. Vedlegg A.1. Utslipp av grønne kjemikalier vil forekomme i forbindelse med boring og sementering av topphullsseksjonene. Det er også inkludert forbruk og utslipp av grønne stoffer i forbindelse med "back-up" operasjoner (ref. 4.3.3), jfr. Vedlegg A.2.

Tabell 0-2 : Planlagt forbruk og utslipp av grønne stoffer.

Brønn	Primær plan		Back-up	
	Forbruk [tonn]	Utslipp [tonn]	Forbruk [tonn]	Utslipp [tonn]
7120/6-2 S	2204	565	149	30

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006



Rev. nr.
0

9 av 41

Omsøkte gule stoffer

Tabell 0-3 viser totalt forbruk og maksimalt utslipp av gule stoffer for avgrensningsbrønn 7120/6-2 S som det søkes utslippstillatelse for, jfr. Vedlegg A.1. Mengdene er beregnet ut fra andel gult stoff i hvert av handelsproduktene. Utslipp av gule kjemikalier vil forekomme ved bruk av gjengefett under boring av topphullsseksjonene og i forbindelse med sementering. I tillegg vil det være utslipp av riggvaskemiddel. Det er også inkludert forbruk og utslipp av gule stoffer i forbindelse med ”back-up” operasjoner (ref. 4.3.3), jfr. Vedlegg A.2.

Tabell 0-3 : Planlagt forbruk og utslipp av gule stoffer

Brønn	Primær plan		Back-up	
	Forbruk [tonn]	Utslipp [tonn]	Forbruk [tonn]	Utslipp [tonn]
7120/6-2 S	1.7	0.09	1.7	0.05

1 Innledning

Søknaden gjelder forbruk, utslipp og avfallshåndtering i forbindelse med boring, formasjonsevaluering og tilbakeplugging av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit i utvinningstillatelse 097.

Avgrensningsbrønnen 7120/6-2 S (Snøhvit oljesone) har posisjon bredde 71° 36' 0,71''N og lengde 20° 49' 41,50''Ø, i en avstand av ca. 111 km fra nærmeste land, som er Sørøya i Hasvik kommune (figur 2). Vandypet hvor brønnen 7120/6-2 S skal bores er ca 324 m MSL.

Boringen skal utføres med den halvt nedsenkbare boreriggen Polar Pioneer (figur 1), som opereres av Transocean Offshore Ltd. Riggen er spesielt bygget for krevende operasjoner på dypt vann og i arktiske strøk. Riggen, som er bygget i 1986, har i forkant av boreoperasjonen på Snøhvit gjennomgått en omfattende modifisering for å kunne tilfredsstille kravet om null utslipp av skadelige stoffer under arbeidet i Barentshavet.

Det er ingen boretidsbegrensning i utvinningstillatelsen. Søknaden er basert på at boringen er slutført innenfor en periode på ca 40 dager. Det primære formålet med brønnen er å påvise oljesonen i produserbar reservoarsone og å påvise fluid-kontakter (gass-oljekontakt og vann-oljekontakt), samt bekrefte de antatt gode reservoaregenskapene og tykkelsesøkningen som forventes i vestlige del av Snøhvitfeltet. Sekundært mål er å redusere usikkerheten i gassreserve-estimeringen ved å påvise topp reservoardyp. I tillegg er brønnen en kandidat for framtidig injeksjon av produsert vann.

Statoil har som operatør lang erfaring med boreoperasjoner i Barentshavet og i miljøfølsomme områder.



Figur 1. Boreriggen Polar Pioneer fra Transocean Offshore Ltd.

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

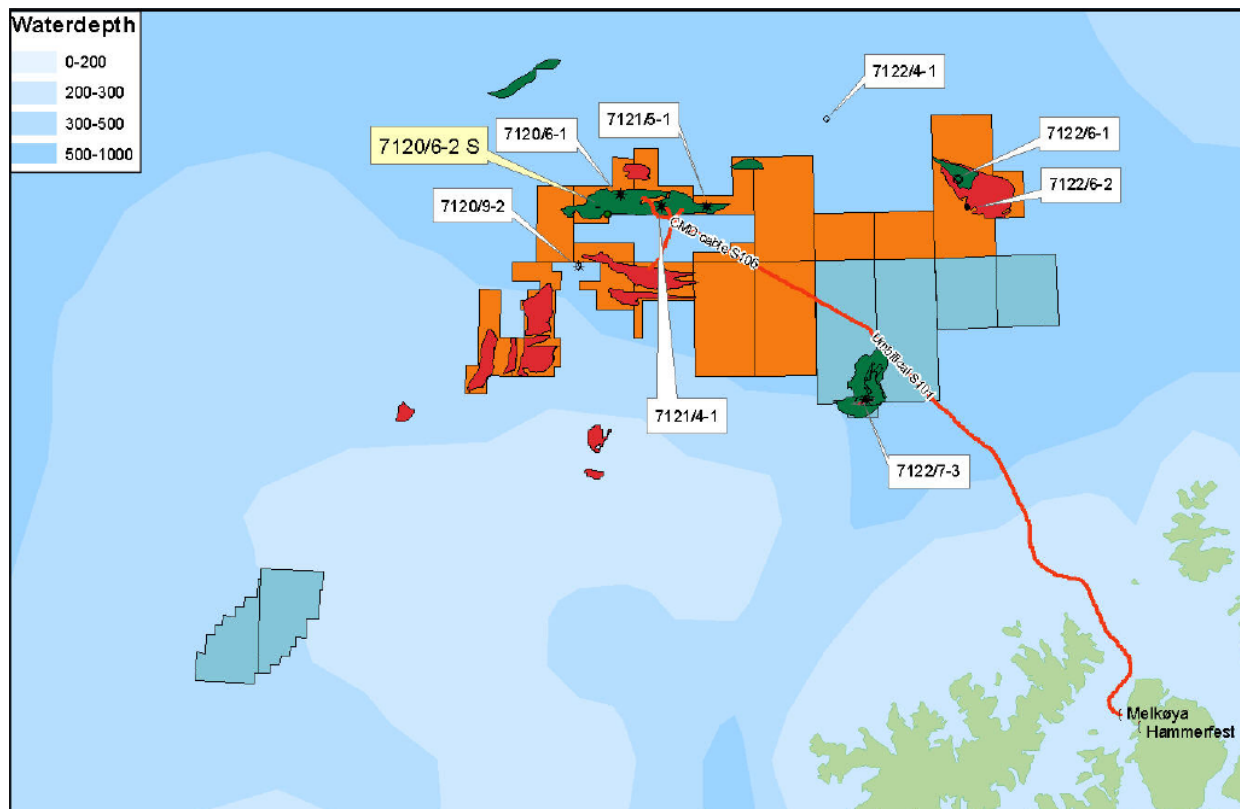
MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006



Rev. nr.
0

11 av 41



Figur 2. Lokasjonskart

2 Søknadens Omfang

Statoil ASA søker om følgende for boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S:

- Utslipp av borevæske, borekaks og overskudd av sement i forbindelse med boring og sementering av topphullseksjonene.
- Utslipp av små mengder gjengefett i forbindelse med topphulls-boring, ref. tabell 0-1.
- Utslipp av sementblanding i forbindelse med rengjøring av overflateutstyr etter hver sementjobb.
- Forbruk og utslipp knyttet til drift av riggen:
 - o Sanitærutslipp fra riggens boligkvarter.
 - o BOP-hydraulikkvæske.
 - o Renholdskjemikalier og drensvann
- Rensing av oljeholdig vann vil bli utført ute på rigg iht. til myndighetskrav eller sendt til land for rensing ved anlegg som har de nødvendige tillatelser for dette.
- Transport av boreavfall til basen på land for gjenvinning, gjenbruk og avfallsminimering. Eventuell sluttdeponering av restavfall vil bli utført ved anlegg som har de nødvendige tillatelser for dette.
- Utslipp til luft av avgasser fra riggen sin kraftgenerering. Det skal ikke brennes olje ved eventuell brønntesting, og det søkes derfor ikke om utslipp til luft i forbindelse med brønntesting.

Leverandører av borevæske- og sementkjemikalier er henholdsvis MI-Swaco og Halliburton. Samlet oversikt over de omsøkte kjemikalier er gjengitt i Vedlegg A.1 og Vedlegg A.2. Planlagt utforming av brønnen er illustrert i Figur 3.

3 Boreplan, brønn 7120/6-2 S

Forventet borestart er ca 1. februar 2007. Estimert boretid er på ca 40 dager. Brønnen vil bli midlertidig plugget, og kan på et senere tidspunkt bli konvertert til en injektor for produsert vann. Brønnen bores deviert som en S-brønn med en max vinkel på 26 grader.

De foreløpige tolkningene av seismikken tilsier at det kan være grunn gass på den aktuelle lokasjonen. Det presiseres likevel at endelig konklusjon, med hensyn til grunn gass varsel, ikke kan tas før borestedsundersøkelsen foreligger. Under oppankring av riggen vil det bli tatt hensyn til eventuelle nye opplysninger om området, som blir tilgjengelig når borestedsundersøkelsen foreligger. Dersom borestedsundersøkelsen viser grunn gass på et grunnere dyp enn det som er planlagt settedyb for overflate-foringsrøret (20"), vil man bore et 9 7/8" pilothull med MWD logging. Borevæsken vil være sjøvann og viskøse væskepillers vil bli pumpet etter behov.

Brønnen er planlagt boret i følgende sekvenser, se også figur 3. Alle dyp er målt fra boredekkshøyden på Polar Pioneer (høydereferanse er betegnet RKB). Vanndypet på lokasjonen er 347mRKB:

36" hull med 32" x 30" lederør:

Fra 347 til 411mMD RKB: Hullseksjonen vil bli boret med sjøvann og viskøse væskepillers vil bli pumpet etter behov. De viskøse væskepillene består av ferskvann tilsatt bentonitt (leire) og pumpes i forbindelse med hullrensing. Etter boring fortrenses hullet til mettet saltvann. Et vektet bentonittslam kan måtte brukes i tilfelle hullstabilitetsproblemer oppstår. Lederøret vil bli sementert i hele sin lengde.

26" hull med 20" foringsrør:

Fra 411 til ca. 621 mMD RKB: Dersom borestedsundersøkelsen resulterer i mulighet for grunn gass på et dyp som er grunnere enn det som er planlagt settedyb for 20" overflate-foringsrøret, vil et 9 7/8" pilothull bli boret ned til settedyb for 20" foringsrørsko på ca 621m. Dette hullet vil så bli åpnet til 26", og et 20" foringsrør vil bli kjørt. Foringsrøret vil bli sementert i hele sin lengde. Settedyp for 20" foringsrør er basert på brønnintegritetsberegninger. Hullseksjonen vil bli boret med sjøvann og viskøse væskepillers av ferskvann tilsatt bentonitt (leire) vil bli pumpet for å rense hullet. Etter boring fortrenses hullet til mettet saltvann. Et vektet bentonitt slam kan måtte bli pumpet hvis hullstabilitetsproblemer oppstår.

17 ½" hull med 14" foringsrør:

Etter at BOP og stigerør er kjørt bores det et 17 ½" hull ned til ca 1256m MD RKB. Seksjonen vil bli boret med et kaliumformatbasert borevæskesystem, Formpro. Et 14" foringsrør vil bli satt og sementert over de nederste 200 m.

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006



Rev. nr.
0

14 av 41

12 1/4" hull med 10 3/4" x 9 5/8" foringsrør:

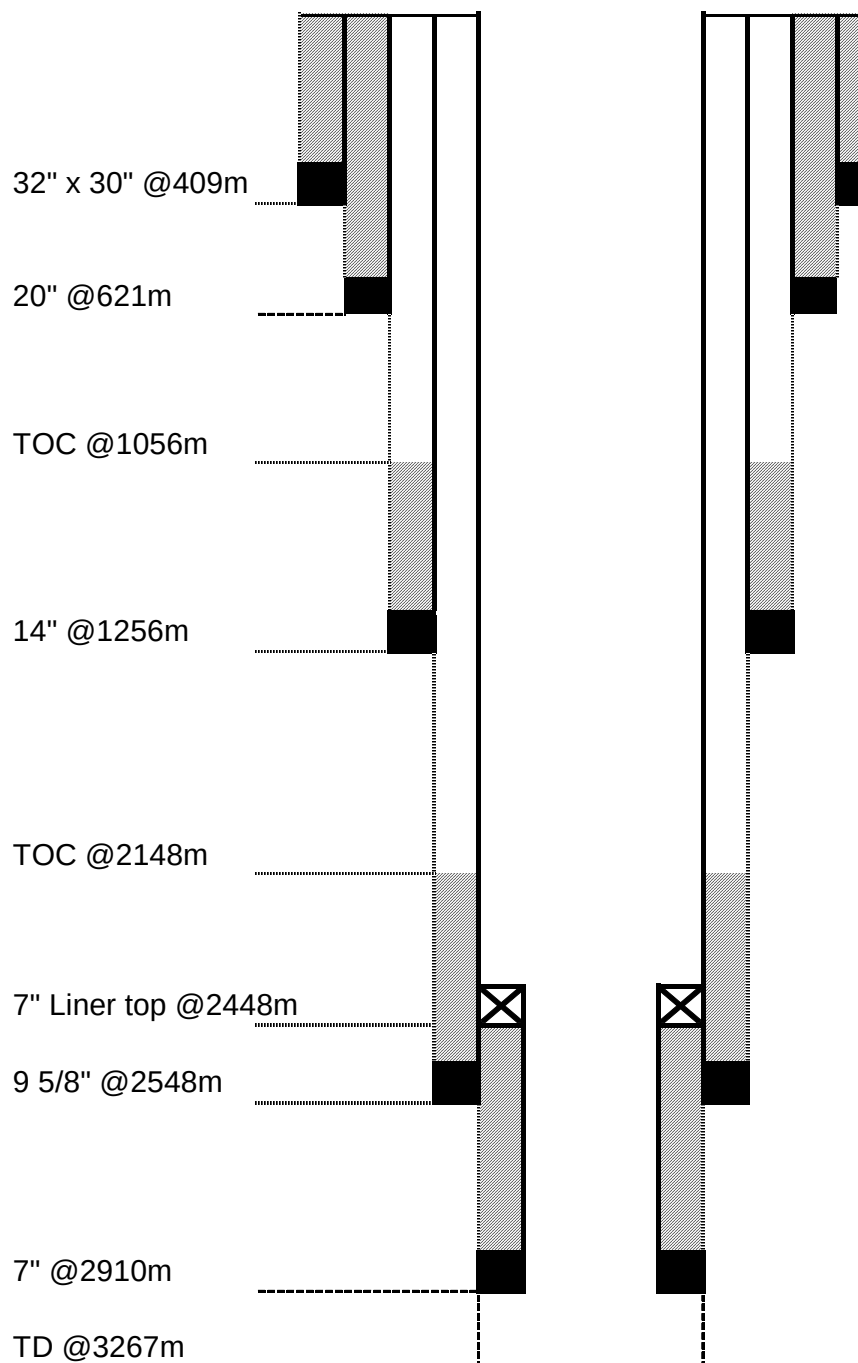
Under 14" foringsrørsko borer man et 12 1/4" hull til omlag 2554 m MD RKB. Her vil det også benyttes Formpro borevæske. Et 10 3/4" x 9 5/8" foringsrør vil bli satt og sementert over de nederste 400 m.

8 1/2" hull fra 2554 til ca 3267 m MD RKB:

Fra 9 5/8" foringsrørsko vil det bores et 8 1/2" hull gjennom reservoarene til endelig brønndyp på omlag 3267 m MD RKB. Formpro borevæske vil bli benyttet. Det planlegges å sette et 7" forlengelsesrør i denne seksjonen. Forlengelsesrøret vil bli hengt av 100m oppe i 9 5/8" foringsrør og satt med sko på circa 2910m MD RKB. Forlengelsesrøret vil bli sementert i hele sin lengde.

Det vil ikke bli foretatt noen produksjonstest, kun en mulig "mini-DST" (MDT Dual-Packer) dersom det påtreffes olje i Stø 2.

Brønnen vil bli midlertidig tilbakeplugget.



Figur 3 : Planlagt foringsrør program for brønnen (alle dyp oppgitt i målt dyp, MD RKB)

4 Utslipp til sjø

4.1 Klassifisering av kjemikalier

I det etterfølgende redegjøres det for bruk av kjemikalier ved boring av brønn 7120/6-2 S.

Klassifiseringen av kjemikalier er gjort iht. Vedlegg 2 i Aktivitetsforskriften. I veiledningen til Aktivitetsforskriften § 57, blir det presisert at SFT i særlige tilfeller kan stille vilkår knyttet til krav om utslipp også for PLONOR-kjemikalier ved utslipp i områder med særlig sårbare miljøresurser. En oversikt over benyttede PLONOR kjemikalier er derfor listet opp i Vedlegg A.1 og A.2.

Statoil arbeider kontinuerlig med å minimalisere utslippene til sjø i henhold til krav om null utslipp [1].

Forventede forbruks- og utslippsmengder på stoffnivå for gule og grønne kjemikalier er beskrevet under sammendraget i Tabell 0-2 og 0-3. Ingen røde eller svarte kjemikalier skal benyttes ved boring av brønnen.

Vedleggene A.1 og A.2 viser de aktuelle kjemikaliene sortert i henhold til bruksområder. Kjemikaliene deles inn i hovedområdene:

- Borevæsker
- Sementkjemikalier
- Riggspesifikke kjemikalier
- Gjengefett

Tabell A.1-1 i Vedlegg A.1 gir en samlet oversikt over planlagt forbruk og utslipp kjemikalier.

4.2 Beskrivelse av utslippsforhold

4.2.1 *Utslipp av utboret bergmasse med vedheng av vannbasert borevæske*

Utslipp vil kun forekomme i forbindelse med boring av 36" og 26" topphullseksjonene. Borevæske og borekaks fra topphullseksjonene, samt fortrengningsvæske slippes til havbunnen. Borekakset vil sedimentere i nærheten av borelokasjon. Primært planlegges det å bore topphullene med sjøvann og viskøse piller. Hullet blir fortrenget til mettet saltløsning før 30" og 20" foringsrørene kjøres. Dersom hullproblemer oppstår vil man måtte benytte en vektet borevæske ved fortrenkning. Hoveddelen av kjemikalierne i borevæsken vil gå i oppløsning ved kontakt med sjøvann. Alternativ fortrengningsvæske kan bli tilsatt vektmaterialiet Ilmenitt.

For de påfølgende seksjonene (17 ½", 12 ¼" og 8 ½") etter at BOP er satt, vil all væske og kaks bli samlet opp og fraktet til land for deponering .

Borevæskesystemene som benyttes i både topphullsseksjoner og i de øvrige seksjoner består utelukkende av PLONOR kjemikalier.

4.2.2 *Utslipp av sement*

Prognose for forbruk og utslipp av kjemikalier i forbindelse med sementjobber er gitt med basis i tidligere erfaringer fra tilsvarende operasjoner.

Utslipp av sementeringskjemikalier vil være i form av overskuddssement på sjøbunnen fra de to øverste seksjonene, samt vasking av sementutstyr, estimert til ca. 30 liter sementblanding pr. sementjobb. Statoil vil søke å redusere overskytende sementmengder så langt teknisk forsvarlig.

Utslipp i forbindelse med sementering av 30" lederør estimeres normalt til 50% av ringromsvolumet. Ved sementering av 20" foringsrør beregnes 25 % av åpenhulls-annulusvolum som utslipp. Dette gjelder kun ledesementblandingen. Denne sementen består av PLONOR-kjemikalier samt et miljøakseptabelt (gult) kjemikalie, NF-6 skumdemper.

Ved all sementering etter at BOP er satt, vil sementoperasjonene bli utført slik at overskudd av sementblanding reduseres mest mulig.

4.2.3 *Utslipp av riggkjemikalier*

Riggkjemikalier omfatter vaskemidler og BOP-kontrollvæsker. Kjemikalier som benyttes skal være identisk eller bedre miljømessig i forhold til det som er oppgitt i denne søknaden.

BOP-hydraulikkvæske benyttes ved trykksetting og aktivering av ventiler og systemer på BOP. Ved boring av denne brønnen skal BOP-hydraulikkvæsken Pelagic Green Zone, som kun

inneholder PLONOR kjemikalier, benyttes. I denne væske inngår en PLONOR glykoltype, som bla. frostvæske, med konsentrasjon opptil 30% avhengig av lufttemperatur.

Drensvann vil bli rensset i henhold til gjeldene krav eller sendt til land for behandling.

Vaskemidler. Som grovvaskemiddel er det planlagt å benytte det gule kjemikallet Superrigg-cleaner OK-2047.

Sanitærvann fra driften av boligkvarteret er tilsvarende 110 personer/døgn.

4.2.4 *Utslipp av gjengefett*

Bruk av gjengefett til sammenskruing av borestreng og foringsrør er nødvendig av hensyn til sikkerheten til personellet som arbeider på boredekket. For boring av denne brønnen er det kun i forbindelse med topphulls-boring at rester av gjengefett blir sluppet til sjø. For seinere seksjoner (etter at BOP er satt) der borevæske gjenbrukes på riggen vil rester av gjengefettet sirkulere i borevæsken eller følge borekaket til land. Utslippet av gjengefett er ut fra bransjestandard estimert til 10 % av totalforbruket for boring av topphullet.

Gjengefett til bruk på borestreng:

På borerør planlegges det å benytte det gule gjengefettet Bestolife 3010 NM SPECIAL. Se kap. 4.3.4.

Gjengefett til bruk på foringsrør:

Det gule gjengefettet Jet Lube Seal Guard (ECF) vil bli benyttet på 9 5/8" foringsrør og 7" liner. Se kap. 4.3.4. Det vil ikke bli benyttet gjengefett for kjøring av 30" lederør. Til smøring her vil det bli benyttet en liten mengde med konsentrert Pelagic GZ. Det vil heller ikke bli benyttet gjengefett på 20" foringsrør.

Gjengefettfrie foringsrør:

Gjengefett-frie foringsrør fra Snøhvit restlager vil brukes så langt som mulig. Det vil bli benyttet 14" gjengefettfritt foringsrør. Etter at 14" foringsrør er satt, blir det boret et 12 ¼" hull. Gjengefettfri 10 ¾" foringsrør vil bli brukt inni 14" foringsrør og krysset over til 9 5/8" standard foringsrør fra dette dyp (10 ¾" foringsrør er for stort til å brukes i 12 ¼" hull). For 7" liner vil det også bli brukt standard foringsrør.

4.2.5 *Utslipp i forbindelse med eventuell brønntesting*

Det skal ikke gjennomføres ordinær brønntest i forbindelse med avgrensningsbrønnen på Snøhvit. Det vil kun bli gjennomført testing ved "mini-DST" hvis det påtreffes olje i Stø 2. Det er ikke aktuelt å brenne gass eller olje.

4.3 Bakgrunn for valg av borevæske, sementsystem og riggkjemikalier

Produktene er vurdert opp mot godkjente HOCNF skjema.

4.3.1 Vannbasert borevæske

36" og 26" hullseksjonene, vil bli boret før BOP er satt og borevæsken vil gå i retur fra brønnen til sjø. Det har derfor vært fokusert på å velge et miljømessig, 100% grønt borevæskesystem. Seksjonene vil bli boret med sjøvann og viskøse piller med bentonitt for å rense hullet (kun PLONOR kjemikalier).

Borevæskesystemet, Formpro er planlagt benyttet ved boring av 17 ½", 12 ¼" og 8 ½" seksjonene. Denne borevæsken består av kun PLONOR kjemikalier (format-salter, polysakkarider og sitronsyre). Borekaks og borevæske fra disse seksjonene går ikke til utslipp. Dette borevæskesystemet er blitt valgt fordi det kun består av organiske produkter, samt at det er et kjent system som muliggjør gode boretekniske løsninger. Formpro er benyttet av ENI i forbindelse med boreoperasjoner på Goliat.

4.3.2 Beredskapskjemikalier i borevæske

Beredskapskjemikalier kan komme til anvendelse dersom det oppstår bore- eller brønntekniske problemer, for eksempel fastsittende borestreng eller tapt sirkulasjon i brønnen. I henhold til Aktivitetsforskriften, Vedlegg 2, skal det ikke søkes om utslippstillatelse for beredskapskjemikalier. Produktene er vurdert og godkjent internt i Statoil, og HOCNF er tilgjengelig for SFT. Planlagte beredskapskjemikalier er gitt i Vedlegg A.3.

4.3.3 Sementsystem

Halliburton har designet sementprogrammet for brønnen. Statoil har hele tiden fokusert på å benytte minst mulig miljøskadelige kjemikalier der dette er teknisk forsvarlig.

I 36" og 26" seksjonene, før BOP er satt, vil overskytende ledeselement gå til sjø. Det har derfor vært fokusert på å designe en miljømessig 100 % grønn sementblanding. Det er oppnådd, med unntak av NF-6 skumdemper som er klassifisert som gul.

For de resterende seksjoner etter at BOP er satt, er det iht. til sementprogrammet planlagt å benytte kun PLONOR og gule kjemikalier ved sementering. Det er estimert utslipp av ca. 30 liter sementblanding pr. sementjobb i forbindelse med vasking av sementutstyr.

Under er sementoperasjoner som er inkludert som "back-up" operasjoner listet opp:

- Kjemikalier for topp-opp jobb (grouting) av 30" lederør.
- Kjemikalier for grunn gass plugg.
- Kjemikalier for gasstett ledeselement ved sementering av 14" foringsrør.

- Kjemikalier for Kick off plugg (KOP).

Forbruk og utslipp av sement kjemikalier i forbindelse med ”back-up” operasjonene er gitt i Vedlegg A.2. Forbruks- og utslippsmengdene inkludert for ”back-up” operasjonene kan kun benyttes dersom de omtalte ”back-up” operasjoner må initieres. SFT vil bli informert dersom ”back-up” operasjoner blir aktuelt.

Miljøvurdering av sementkjemikalier

Sementen ved sementering av topphullseksjonen består av PLONOR-kjemikalier samt et miljøakseptabelt (gult) kjemikalie, NF-6 skumdemper. Det er tidligere utført EIF analyse av dette kjemikaliene, da med total mengde 77 kg og en EIF <0,1. I denne søknaden er det søkt om et totalt utslipp av ca 10 kg NF-6 og dette ville gitt en enda lavere EIF verdi.

Halad-99LE+, Halad 400L, CFR-8 L, HR-25L N og SCR-100L er planlagt benyttet ved sementering av de nederste hullseksjonene, men ikke nødvendigvis samtidig eller på alle nevnte jobber. Det er kun innholdet i de 30 litrene som slippes ut i forbindelse med vasking av sementeringsutstyret som vil bli sluppet ut. Konsentrasjonene av kjemikalier i sementblandingen varierer fra 1-7 liter/100 kg sementblanding. Dette medfører en total mengde utslipp per jobb på ca 4-20 liter avhengig av hvilket kjemikalie som er tilsatt. Kjemikalierne har lav giftighet og bioakkumulerer ikke, og har nedbrytbarhet som er større enn 20% men mindre enn 60%.

På bakgrunn av HOCNF informasjon og EIF beregninger vurderes utslipp av sementkjemikalier å ha minimal miljøskadelig effekt.

4.3.4 Gjengefett

Gjengefett er en gruppe kjemikalier som lenge har vært prioritert for substitusjon. Statoil ASA har lagt ned store ressurser (faglig og økonomisk) i å få utviklet og kvalifisert gule gjengefett både for borestreng og foringsrør. Gult gjengefett for borestreng har blant annet blitt benyttet på Snøhvit prosjektet siden desember 2004, og leteboringer i Barnetshavet for Statoil siden april 2005. For foringsrør er et gult gjengefett nylig blitt teknisk kvalifisert, og dette har til nå blitt benyttet på 2 letebrønner i 2006 med gode resultater. Det vil imidlertid bli et begrenset forbruk og utslipp av gjengefett på foringsrør, da det er planlagt å benytte foringsrør som ikke krever påføring av gjengefett for rørdimensjonene 14” og 10 ¾”.

Bakgrunn for valg av gjengefett er gitt i de følgende avsnitt.

Borestreng:

På borestrengen planlegges det å bruke produktet Bestolife 3010 NM SPECIAL. Dette gjengefettet kommer i kategorien gul. Gult stoff utgjør ca. 66% av dette produktet. Bestolife 3010 NM SPECIAL er vurdert som det beste alternativet, og representerer en klar miljøforbedring fra tidligere brukte gjengefett i rød kategori.

Foringsrør:

Det gule gjengefettet, Jet Lube Seal Guard (ECF), vil bli brukt på foringsrør der det ikke er gjengefettfrie foringsrør igjen fra Snøhvit-restlager. Gjengefett vil kun bli benyttet på 9 5/8" foringsrør og 7" liner på denne avgrensningsbrønnen på Snøhvit. Dette gjengefettet kommer i kategorien gul, og gult stoff utgjør 97% av produktet. Jet Lube Seal Guard (ECF) er vurdert som det beste alternativet, såfremt det ikke er gjengefettfrie foringsrør tilgjengelig.

4.3.5 Riggkjemikalier

BOP-hydraulikkvæsken, Pelagic Green Zone og Pelagic Green Zone glycol som skal benyttes, er PLONOR kjemikalier og utslipp av disse vurderes å ha minimal effekt på miljøet. Riggvaskekjemikalie OK2047-Super Riggcleaner som skal benyttes er klassifisert gult og dette er valgt på grunn av at det inneholder stoffer som har lav bioakkumulering og høy nedbrytbarhet > 60 % og lav giftighet. Det eksisterer per i dag ikke riggvaskekjemikalier i grønn miljøkategori.

4.4 Rensing av oljeholdig vann

I prosessen med rensing av oljeholdig vann vil kjemikalie Well Flocc 100, som er PLONOR kjemikalie, bli benyttet som flokkulant. Flokkulanten vil bli skummet av og går derfor ikke til utslipp.

Siden mengde dreneringsvann vil være avhengig av nedbørsmengde, er det vanskelig å estimere totalt volum rensed oljeholdig vann som vil gå til sjø i forbindelse med operasjonen.

I Tabell A.1-6 Vedlegg A.1 er det satt opp estimert mengde Well Flocc 100 som vil bli tilsatt i rensesprosessen av oljeholdig vann.

5 Utslipp til luft

Utslipp til luft i forbindelse med boring av avgrensningsbrønn, 7120/6-2 S, vil være avgasser i forbindelse med kraftgenerering. Forventet utslipp til luft i forbindelse med kraftgenerering fremgår av Tabell 5-1. Her er også vist hvilke utslippsfaktorer som er benyttet ved beregningene.

5.1 Utslipp ved kraftgenerering

Kraftgenerering foregår ved bruk av dieseldrevne motorer.

Totalt dieselforbruk er estimert til ca. 19 tonn pr. døgn. Totalt er det planlagt at riggen vil ligge på lokasjon i ca. 40 dager. Estimert er beregnet med basis i dagens forbruk. Det kan forventes at forbruket kan bli økt noe pga. de klimatiske forholdene som kan inntreffe i Barentshavet.

Mengde utslipp av gasser til luft er beskrevet i Tabell 3-1. OLF standardfaktorer er benyttet for å estimere utslippet av de ulike klimagassene.

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006



Rev. nr.
0

22 av 41

Tabell 5-1 Totale utslipp til luft i forbindelse med boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S

Dieseldrevne motorer	Diesel	CO ₂	NO _x	nmVOC
	mengde [Tonn]	Utslipp [Tonn]	Utslipp [Tonn]	Utslipp [Tonn]
Sum per døgn *)	19	61	1,33	0,095
Totalt for 40 døgn**	760	2440	53,2	3,8

*) Faktorer benyttet: For CO₂ - 3,2 tonn/tonn, for NO_x - 70 kg/tonn, for nmVOC - 5 kg/tonn.

**) Dersom varighet av brønnen blir lenger enn 40 døgn vil utslippet bli høyere enn vist i tabell over.

6 Utslippsreduserende tiltak

Dette kapittelet beskriver ulike tiltak for null utslipp til sjø [1]. I planleggingsarbeidet er miljøkrav tatt inn som en vesentlig del av vurderingsgrunnlaget for operasjonene.

6.1 Gjenbruk av borevæske

Statoils strategi vedrørende valg av borevæskesystem er beskrevet i Statoils styrende dokumentasjon [2]. Statoil har over lengre tid gjenbrukt borevæske, det vil si at borevæsken sendes til land etter at brønnen er boret ferdig, kondisjoneres og benyttes på en annen brønn. Statoil vil samarbeide med andre operatører i nærområdet for å oppnå størst mulig grad av gjenbruk.

6.2 Borekaks

Etter at BOP er satt og det er retur til riggen av borekaks, vil kaks bli sendt til land i egnede lastebærere. På land vil avfallsmottaker omlaste og transportere kakset til godkjent deponi.

6.3 Vektmaterialer

Ilmenitt vil bli benyttet som vektmateriale. Ettersom det kaliumformatbaserte borevæskesystemet har høy egenvekt vil det være begrenset behov for vektmateriale. Utslipp av Ilmenitt vil kun være aktuelt dersom det er behov for å benytte vektet fortrengningsvæske før kjøring av 30" lederør og/eller 20" foringsrør .

6.4 Sement

Sementselskapet skal benytte et væsketilsetningssystem som sørger for at en nøyaktig porsjonert mengde av kjemikaliet blir tilsatt sementblandevannet like før det føres inn i blandetanken. Dette reduserer behovet for oppsamling av restkjemikalier fra sementoperasjoner. Ved sementering i de nederste seksjonene vil det kun være utslipp av sementkjemikalier i sementblandingen som vil gå til utslipp etter hver sementjobb.

7 Utfasingsplaner

Statoil legger vekt på å velge de kjemikaliene som har minst risiko for miljøskade ved utslipp til sjø. Helse- og miljøfarlige kjemikalier vil vurderes for substitusjon (jamfør produktkontrollen § 3a om substitusjonsplikt). Vedlegg 2 til aktivitetsforskriften angir kriterier for kjemikalier som spesielt skal prioriteres for substitusjon.

I Statoil pågår arbeid med planlegging og substitusjon av kjemikalier som går til utslipp til det ytre miljø, i samarbeid med Statoils kjemikalieleverandører. Det er utarbeidet utfasingsplaner fra borevæske- og sementleverandørene. Kjemikaliene som benyttes på denne brønnen vil inngå som en del av dette arbeidet. Utskiftninger av kjemikalier vil skje internt i henhold til SFTs krav og retningslinjer når erstatningsprodukter foreligger.

8 Tekniske krav til riggen

Polar Pioneer er en rigg med lang erfaring fra operasjoner i Barentshavet, og har boret 10 produksjonsbrønner på Snøhvit og en letebrønn på Tornerose siden desember 2004 uten vesentlige forsinkelser eller uhellslutslipp til sjø. Riggen er verifisert med hensyn til "tett rigg" både av reder og operatører.

Krav til utslippsreducerende tiltak er formulert som spesifikke og funksjonelle krav i riggkontrakten.

Riggen skal blant annet ha:

- doble fysiske barrierer på alle linjer mot sjø
- doble fysiske barrierer på linjer for borevæske, kjemikalier og olje på lastestasjonen
- tankkapasitet for å lagre oljeholdig vann
- "Liquid additive system" (LAS) for automatisk dosering av sementkjemikalier. Systemet gir god nøyaktighet og kontrollert forbruk av kjemikalier
- alle områder hvor olje- og kjemikaliesøl kan oppstå skal være koblet til et lukket drencsystem
- to uavhengige systemer for operering av pakninger på stigerørets teleskopdel (slip joint)
- kant som forhindrer utslipp til sjø i området ved kjellerdekkshull ("moon pool") og andre områder der utslipp normalt kan gå direkte til sjø
- grønn BOP-hydraulikkvæske

Dreneringssystemet er designet med tanke på å unngå utilsiktede utslipp til sjø. Tekniske og organisatoriske tiltak omfatter:

- Områder der kjemikalie- og oljeutslipp kan inntreffe er tilkoblet lukket dren. Drencvannet vil enten bli rensert og sluppet til sjø, eller sendt til land for videre håndtering.
- Utslipp fra vannbehandlingssystemer og annet utstyr hvor det benyttes kjemikalier, skal kobles til lukket dren eller transportable tanker der dette er teknisk mulig. Der utslippene etter kjemikaliebehandling ikke kan samles opp skal det kun benyttes PLONOR eller gule kjemikalier.

9 Behandling av avfall

Oljeindustriens landsforening (OLF) sine retningslinjer for avfallsstyring vil bli benyttet i forbindelse avfallshåndtering, og en installasjonsspesifikk avfallsplan vil bli fulgt. Konkrete sorteringsmål er styrende for avfallsarbeidet og flyterigger som operer for Statoil er underlagt samme sorteringssystem. Avfallet vil bli sendt til land til myndighetsgodkjente selskaper. Prinsipper om reduksjon av avfallsmengder ved kilden og gjenbruk av materialer vil bli implementert.

10 Kontroll, måling og rapportering av utslipp

Statoil har satt krav og retningslinjer til driftskontroll, utslippsmåling og rapportering i forbindelse med virksomheten på norsk sokkel, slik at både myndighetskrav og interne krav vil bli ivaretatt. Disse kravene vil også gjelde for de leverandører som leverer tjenester i forbindelse med boring av brønnen. Rapportering av forbruk og utslipp av riggkjemikalier utføres av boreentreprenør. Rapportering av forbruk og utslipp av borevæsker og sementkjemikalier utføres av den enkelte leverandør.

11 Miljømessige konsekvenser

11.1 Miljømessige problemområder knyttet til spredning og deponering av kaks og slam

I Grunnlagsstudie til ULB [6]: 5-a Spredning og deponering av kaks og slam, gjøres det utslippsberegninger for boring av topphull med utslipp til sjø. Utslippet er beregnet for tre lokaliteter i området: Nordland VI, Troms II og Bjørnøya Vest. Lokalitetene var utvalgt for å være representative for hele området som ULB omfatter, samt for å representere kriterier om høyt konfliktpotensial mht. fiskeri og miljøinteresser [5].

Grunnlagsstudiet peker på to miljømessige problemområder ved deponering av kaks og slam:

Koraller og svamper

Deponering av kaks og slam kan påvirke koraller da disse lever av å filtrere vann. Finpartikulært materiale i kaks/slam kan potensielt redusere fødetilgangen gjennom tilstopping av polyppene. Tilsvarende problemstilling gjelder for svamper. Næringspartikler strømmer inn gjennom organismenes porer, og ut av åpningen på toppen av organismen. Gjennomstrømningen holdes i gang av flimmerhår fra cellene langs innsiden av sekken som også fanger opp næringsstoffene. Finpartikulært materiale i kaks/slam kan potensielt redusere fødetilgangen gjennom inhibering av flimmerhårenes funksjon.

Lokasjonene for feltinstallasjonene på Snøhvit ble nøye kartlagt i 2002 og 2003 med blant annet videoinspeksjon fra fjernstyrt undervannsfarkost sammen med bruk av høyfrekvent/sidesøkende sonar. Det ble ikke observert korallforekomster eller gjort marinarkeologiske funn [11]. Det er

heller ikke observert koraller eller svampmiljøer i forbindelse med boring av de 10 produksjonsbønnene på Snøhvit i perioden 2005-2006.

Det er gjennomført borestedsundersøkelse av brønnlokasjonen til avgrensningbrønnen på Snøhvit, 7120/6-2 S [7]. Målinger foretatt med multistråle ekkolodd og sidesøkende sonar viser ingen indikasjoner på korallforekomster på lokasjonen. Det vil imidlertid gjennomføres en visuell inspeksjon med ROV og undervannskamera for å bekrefte at det ikke finnes koraller eller annen sårbar bunnfauna før borestart på avgrensningsbrønnen på Snøhvit. Dersom slike naturressurser avdekkes, vil fiskerimyndighetene kontaktes og Statoil vil foreslå avbøtende tiltak for å unngå skader som følge av operasjonen.

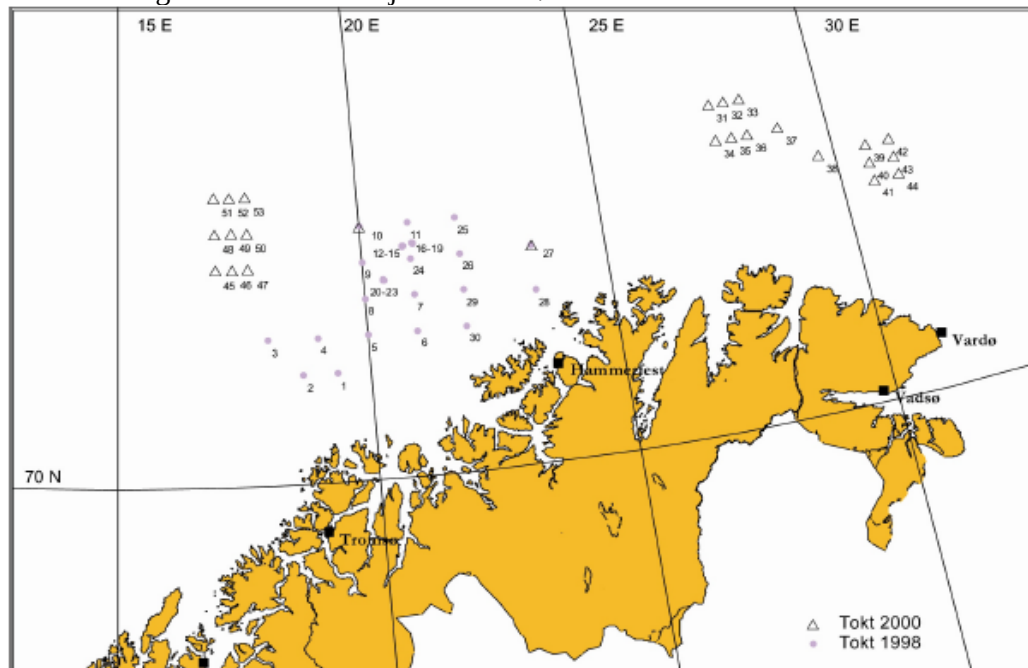
Gyteområde for lodde og sild

Lodde og sild har egg som bunnsår og som således kan komme i konflikt med deponering av kaks og slam. Gyteområde for lodde og sild er i kystnære områder. Vårgytende sild gyter på grusbunn på 50 – 100 m dyp, mens lodde gyter på grusbunn på 30 – 50 m dyp [9]. Etter klekking kommer fiskelarven opp i de øvre vannlagene og blir transportert med strømmen ut i de sørlige delene av Barentshavet.

Siden gyting til lodde og sild skjer på en helt annen lokalitet (mindre dyp, minimum 60 km avstand fra borelokaliteten) enn den planlagte boringen, er miljørisikoen fra boreslam/kaks på disse arters gyting vurdert til å være neglisjérbar.

11.2 Resultater av havbunnsundersøkelser

Grunnlagsanalyser er utført av Veritas i dette området i 1998 [8] og av Akvaplan –niva i 2003 [10]. I 1998 ble 30 stasjoner i det aktuelle området undersøkt mht. fysisk, biologisk og kjemisk karakteristikk og i 2003 ble 41 stasjoner undersøkt.



Figur 11.2 Oversikt over stasjoner i Region IX som ble undersøkt i 1998 og 2000. Figuren er hentet fra DNV (2000) [10].

Snøhvit avgrensningsbrønn har vanddyb 324 meter og ligger ca 1200 meter nordvest for referansestasjon F-15 (Figur 11.2).

Gunnundersøkelsen som ble gjennomført i 2003 er en basisundersøkelse i forbindelse med de fire nye bunnrammene som er plassert ut på Snøhvitfeltet. Dybden på stasjonene varierer fra 321m til 355 m. Sedimentet i området er klassifisert som silt med et høyt innhold av pelitt (54,4% - 90,3%) og TOM (3,4% - 8,6%).

Sedimentene på Snøhvit har lavt innhold av THC (2,3 - 7,5 mg/kg). Sedimentenes innhold av barium varierer relativt lite over området (68 - 133 mg/kg). For de øvrige metallene er det forholdsvis stor variasjon over stasjonene. Sedimentenes innhold av hydrokarboner og metaller som er sammenlignbare med konsentrasjonene i tidligere undersøkelser i regionen og sedimentene anses som ikke forurensset.

Det er stor variasjon i antall individ (330 - 1192) og taxa (73 - 126) over feltet. Samtidig er diversiteten høy på samtlige stasjoner (H. 5,1 - 6,1). De multivariate analysene viser stor

innbyrdes faunalikhet mellom stasjonene, og referansestasjonen skiller seg ikke i noen stor grad fra de øvrige stasjonene.

Korrelasjonsanalysen viser at faunasammensetningen i området styres av naturlige variabler, og ingen av stasjonene viser forhøyet tetthet av typiske opportunistiske arter. På denne bakgrunn konkluderes det med at faunaen på Snøhvit er uforstyrret av petroleumsvirksomhet.

Det vil bli gjennomført en overvåkningsundersøkelse etter at boringen av brønnen er avsluttet for å se etter effekter etter boring og utslipp av borekaks fra topphullseksjonen.

11.3 Fugl og pattedyr i området

De omsøkte operasjonelle utslipp vil etter Statoils vurdering ikke påvirke sjøfugl eller marine pattedyr i området.

Konsekvenser som følge av uhellsutslipp av olje er grundig analysert og beskrevet i miljørettet risikoanalyse [3].

11.4 Fiske og fiskeriressurser

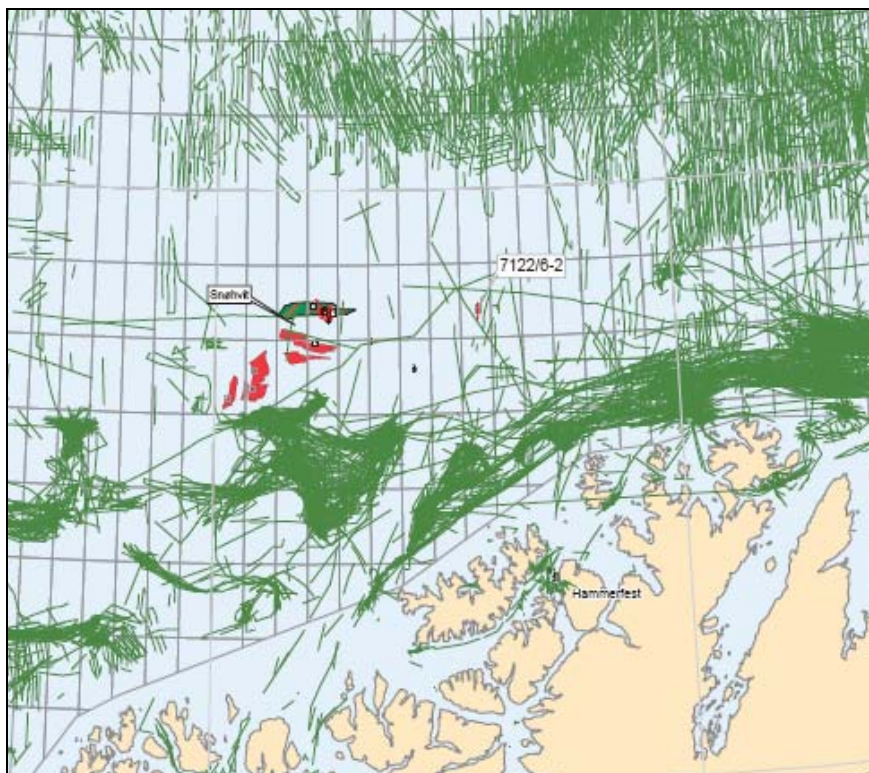
Aktuelle fiskeriressurser i området er lodde, sei, sild og torsk, der torsk og lodde er regnet som de viktigste basert på økologiske og økonomiske kriterier [4] [9]. Et typisk bilde av tråleaktivitet i området er vist i figur 11.3. Bildet viser sporingsdata av trålefartøy for perioden juni-desember 2004 (kilde: Fiskeridirektoratet). Tråleaktiviteten er konsentrert langs kysten og mot Bjørnøya, og er lav ved borelokasjonen.

Sårbarheten for fisk er størst på egg- og larvestadiet, mens voksen fisk betraktes som mer robust. I Barentshavet har voksen fisk en stor spredning over havområdene.

Torsk gyter i mars/april lengre sør. Hovedtyngden av torskelarvene føres med strømmen til Tromsøflaket i juni-juli, for så å spres som pelagisk yngel utover Barentshavet i juli-august.

Lodde har hovedgyting i mars-april på strekningen fra Vesterålen til øst for Murmanskfjorden. Vanligvis er gytingen konsentrert i en mindre del av gyteområdet, med en østlig eller vestlig sentrering. Etter klekking kommer loddelarvene opp i de øvre vannlag og blir transportert ut i den sørlige del av Barentshavet og videre opp til havområdene vest for Svalbard. I løpet av oktober-november legger isen seg i de nordlige beiteområdene, og lodda vandrer sørover i havet for å overvintre.

Fiske og fiskeressurser er vurdert å ikke bli negativt påvirket som følge av de omsøkte utslipp og den begrensede varigheten av boreaktiviteten. Konsekvenser som følge av uhellsutslipp av olje er grundig analysert og beskrevet i miljørettet risiko og beredskapsanalyse [3] og [4].



Figur 11.3. Sporingsdata av trålefartøy, juni – desember 2004 (kilde: Fiskeridirektoratet 2006)

11.5 Miljøkonsekvenser som følge av boring av brønn 7120/6-2 S

11.5.1 Generelt

Miljøkonsekvensene som følge av boreaktivitetene, anses for å være minimale. Utslipp av topphullskaks vil finne sted direkte på havbunnen og vil (i motsetning til utslipp fra riggen) ikke gi opphav til en sky av sediment i hele vannsøylen. Partikler i utslippet vil sedimentere i nærområdet rundt brønnen.

Utslipp av borevæskekemikalier til sjø vil kun finne sted over en periode på noen få dager i forbindelse med boring av topphullseksjonen. Sementkemikalier (ca. 30 liter sementblanding) som slippes ut i forbindelse med vasking av sementutstyr etter hver sementjobb er vurdert til å ha minimal effekt på miljøet. Sementkemikalier som slippes ut fra brønnrammen vil raskt sedimentere i nærområdet rundt brønnen. Noen av komponentene er vannløselige og vil raskt fortynnes ved utslipp. Ingen av komponentene er giftige for vannlevende organismer i de konsentrasjoner som kan oppstå utenfor brønnrammen.

Utslippene av gjengefett er diffuse og vil medføre minimale konsekvenser i vannsøylen. Man har planlagt bruk av gult gjengefett på borestreng. Fettfraksjonen som lekker ut, er såpass lite vannløselig at det ikke kan oppnås giftige konsentrasjoner i vannsøylen ved utslipp.

Fraksjonen som følger med borekaks og –væske vil fortynnes og vil ikke medføre konsekvenser på sedimentlevende organismer i området.

11.5.2 Nedslamming

Utslipp av topphullskaks vil finne sted direkte på havbunnen og vil (i motsetning til utslipp fra riggen) ikke gi opphav til en sky av sediment i hele vannsøylen. Strømning og hastighet vil bestemme spredningen av utslippet. Ved boring av topphullet er det planlagt å benytte NaCl og om nødvendig bentonitt for å rense hullet.

Spredning og sedimentering av kaks på sjøbunnen som begraver fauna nær brønnen vil representere den største miljøpåvirkningen. Påvirkningen er svært lokal og opprettelig innenfor kort tid. Overvåkningsundersøkelser etter tidligere boringer gjennomført av Statoil i Barentshavet viser begrenset spredning av borekaks.

Også andre spesialdesignede undersøkelser viser at ved bruk av vannbasert borevæske er de miljømessige effektene begrenset til en distanse på 25-50 meter fra boreposisjoner [12].

Ved boring av brønn 7120/6-2 S er det beregnet at det vil boret ut ca 116m³ kaks i tillegg til eventuell bentonitt fra topphullsseksjonen, som vil bli deponert på havbunnen. Avhengig av strømstyrke vil kaksen fordeles medstrøms, sannsynligvis innenfor noen titalls meter. I områder der bunnsedimentet blir dekket med flere cm tykt kakslag vil bunnsamfunnet mest sannsynlig desimeres. Likevel vil de nye massene danne ny bunnoverflate og rekoloniseringen vil starte i løpet av det nærmeste året.

Ut fra betraktningene ovenfor kan det antas at deponering av borekaks i størrelsesorden 116m³, uavhengig av om det benyttes NaCl eller bentonitt, vil kun ha negative miljømessige effekter på et meget begrenset bunnareal.

11.6 Konklusjon

Med bakgrunn i at det kun benyttes ikke miljøskadelige kjemikalier i forbindelse med boreoperasjonen, at forbruk og utslipp av kjemikalier minimaliseres og at det ikke er koraller eller annen sårbar bunnfauna på brønnlokasjonen, kan det konkluderes med at det sannsynligvis ikke vil oppstå skade på miljøet.

12 Vedlegg

12.1 Vedlegg A.1: Omsøkte kjemikalier

Vedlegget inneholder lister over de kjemikalier som planlegges brukt under operasjonen, i tillegg til massebalanse over borevæske og borekaks. Tabellene er inndelt etter bruksområder.

Miljøklassifiseringen er gjort i henhold til Vedlegg 2 i Aktivitetsforskriften. Kjemikalienes prosentandel og mengde stoff, er angitt i kategoriene PLONOR (grønne) og miljøakseptable (gule). Det skal ikke benyttes kjemikalier som inneholder komponenter som klassifiseres som miljøbetenkelige (røde) eller uakseptable (svarte).

Bruk av kjemikalier klassifisert som PLONOR (grønne) og miljøakseptable (gule) er ikke videre begrunnet. Dette er i henhold til retningslinjer gitt fra SFT.

Økotoksikologisk dokumentasjon for omsøkte produkter finnes i Chems. Statoil kan ettersende dette til SFT ved behov. HMS datablad for produktene vil gjøres tilgjengelig på Statoils webside under behandlingen av søknaden.

12.2 Vedlegg A.2: Omsøkte sementkjemikalier i forbindelse med ”back-up” operasjoner

Vedlegg A.2 omhandler forbruk/utslipp av sementkjemikalier i forbindelse med følgende ”back-up” operasjoner:

- Topp-opp jobb av 30” lederør
- Grunn gass plugg
- Gasstett lead, 14” foringsrør
- Kick off plugg i 12 1/4” hull seksjon

Vedlegget inneholder en liste over kjemikalier som planlegges brukt i forbindelse med ”back-up” operasjonene. Forbruks- og utslippsmengdene inkludert for ”back-up” operasjonene kan kun benyttes dersom de omtalte ”back-up” operasjoner må initieres. SFT vil bli informert dersom ”back-up” operasjoner blir aktuelt.

12.3 Vedlegg A.3: Beredskapskjemikalier

I henhold til Aktivitetsforskriften, vedlegg 2, Kap XLIII Kjemikalier som krever utslippstillatelse, skal det ikke søkes om utslippstillatelse for beredskapskjemikalier. Produktene er vurdert og godkjent internt, og HOCNF er tilgjengelig.

13 Referanser

- [1] Status på forpliktelser som ble gjort i nullutslippsrapport til SFT i juni 2003 sammenstilt med status per september 2006., datert 06.10.2006.
- [2] Statoils styrende dokument WR 1151 Utslippsbegrensninger og driftsoppfølging beskriver Statoils strategi vedrørende borevæsker og borekaks.
- [3] Miljørisikoanalyse for avgrensningsboring på Snøhvit, Rapport no.:2006-1694, datert 16. oktober 2006
- [4] Miljørettet beredskapsanalyse – Snøhvit, Rapport no.:2006-1627, datert 16. oktober 2006
- [5] Utredning av konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet. Sammendragsrapport. Olje og energidepartementet.
(<http://www.dep.no/oed/norsk/aktuelt/p10002038/p10002039/026031-080002/index-dok000-b-n-a.html>)
- [6] Spredning og deponering av kaks og slam. Spredning av produsert vann med doser på organismer. Spredning av radioaktivitet. OED studie 5a og 5b – utredning Lofoten – Barentshavet. SFT-rapport STF66 F03027. juli 2003. Olje og energidepartementet.
(<http://www.dep.no/oed/norsk/publ/p10001888/026031-990022/index-dok000-b-n-a.html>)
- [7] Borestedsevalueringsrapport for avgrensningsbrønn på Snøhvit.
- [8] DNV, 1999. Miljøundersøkelse- Region IX, Finnmark 1998. Rapport nr. 99-3137.
- [9] Føyn, L., von Quillfeldt, C.H. & Olsen, E. 2002. Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten- Barentshavet. Fisken og havet no.6. 83 pp.
- [10] Trannum, H.C., Pettersen, A, A., Oug, E., 2004. Grunnlagsundersøkelse på Snøhvit og Område C i Barentshavet, 2003. Akvaplan-niva report no 2785-1. 94 pp + Appendix.
- [11] Snøhvit Feltutvikling, Trasèkartlegging 2002 og 2003, Statoil, brev til SFT 11.06.2003. Vår ref. BR-SNØ-MYN-0224/ANF
- [12] Neff, 1987;Daan & Mulder 1996;Trannum et al. 2004;2005

Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006

Rev. nr.
0

33 av 41



Vedlegg

A.1 Omsøkte kjemikalier

Tabell A.1-1: Totalt planlagt forbruk og utslipp av kjemikalier.

Bruksområde	Forbruk (tonn)	Utslipp (tonn)	Forbruk stoff (tonn)		Utslipp stoff (tonn)	
			Grønn	Gul	Grønn	Gul
Rigg kjemikalier	5,4	5,3	5,3	0,1	5,2	0,08
Borevæske kjemikalier	2004,9	536,7	2004,9	0,0	536,7	0,0
Sementering	195,1	23,6	193,6	1,5	23,5	0,015
Gjengefett	0,11	0,002	0,034	0,08	0,001	0,001
Dimensjonerende forbruk og utslipp:	2205,5	565,6	2203,8	1,70	565,5	0,094

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006

Rev. nr.
0

34 av 41



Tabell A.1-2: Planlagt forbruk og utslipp av riggkjemikalier.

Handelsnavn	Funksjon	Miljø- klassifisering	Forbruk kjemikaliet tonn	Utslipp kjemikaliet tonn	% av stoff		Forbruk stoff [tonn]		Utslipp stoff [tonn]	
					Grønn	Gul	Grønn	Gul	Grønn	Gul
OK 2047 Super Rigg-Cleaner	Vaskemiddel	Gul	0,4	0,3	75,4	24,6	0,30	0,10	0,24	0,08
Pelagic GZ BOP fluid	BOP væske	Grønn	2,6	2,6	100,0		2,60	0,00	2,60	0,00
MEG *	Anti-frysemiddel	Grønn	2,4	2,4	100,0		2,40	0,00	2,40	0,00
Sum			5,4	5,3			5,30	0,10	5,24	0,08

*) Forbruket av frostvæske er avhengig av temperaturen som erfares under operasjonen

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006

Rev. nr.
0

35 av 41



Tabell A.1-3: Planlagt forbruk og utslipp av sementkjemikalier iht. sementprogram

Handelsnavn	Funksjon	Miljø- klassifisering	Forbruk kjemikaliet tonn	Utslipp kjemikaliet tonn	% av stoff		Forbruk stoff tonn		Utslipp stoff tonn	
					Grønn	Gul	Grønn	Gul	Grønn	Gul
Norcem "G" cement + 0,1 % EZ-FLO	Sement	Grønn	173	23	100	0	173,0	0,0	23,0	0,0
Lime	PH regulerende middel	Grønn	0,070	0,0004	100	0	0,070	0,000	0,0004	0,0
Microsilica	Gassmigrerings kontroll	Grønn	5,587	0,0349	100	0	5,587	0,000	0,0349	0,0
Gascon	Gassmigrerings kontroll	Grønn	1,353	0,0030	100	0	1,353	0,000	0,0030	0,0
HR-4L	Retarder	Grønn	0,302	0,0006	100	0	0,302	0,000	0,0006	0,0
HR-5L	Retarder	Grønn	0,894	0,0020	100	0	0,894	0,000	0,0020	0,0
Econolite	Extender/Akselerator	Grønn	2,017	0,4580	100	0	2,017	0,000	0,4580	0,0
CaCl2	Akselerator	Grønn	2,518	0,0250	100	0	2,518	0,000	0,0250	0,0
Tuned Spacer E+	Skillevæske	Grønn	3,760	0,0000	100	0	3,760	0,000	0,0000	0,0
NF-6	Skumdreper	Gul	0,425	0,0106	7,40	92,60	0,031	0,394	0,0008	0,0098
Halad-99LE+	Filtertaps kontroll	Gul	0,217	0,0004	99,43	0,57	0,216	0,001	0,0004	0,0000
Halad-400L	Filtertaps kontroll	Gul	1,910	0,0071	79,00	21,00	1,509	0,401	0,0056	0,0015
CFR-8L	Dispergeringsmiddel	Gul	1,459	0,0058	64,00	36,00	0,934	0,525	0,0037	0,0021
HR-25L N	Retarder	Gul	1,073	0,0067	91,43	8,57	0,981	0,092	0,0061	0,0006
SCR-100L	Retarder	Gul	0,527	0,0033	80,00	20,00	0,421	0,105	0,0026	0,0007
Sum			195,11	23,56			193,59	1,52	23,54	0,015

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006

Rev. nr.
0

36 av 41



Tabell A.1-4: Oversikt over planlagte forbruk og utslipp av borevæske kjemikalier

Handelsnavn	Funksjon	Miljø- klassifisering	Forbruk kjemikaliet tonn	Utslipp kjemikaliet tonn	% av stoff		Forbruk stoff tonn		Utslipp stoff tonn	
					Grønn	Gul	Grønn	Gul	Grønn	Gul
Bentonitt	Viskositetsendrende	Grønn	56,6	56,6	100		56,6	0,0	56,6	0,0
Formic Acid	pH kontroll	Grønn	1,3		100		1,3	0,0	0,0	0,0
CaCO3	Væsketap	Grønn	104,4		100		104,4	0,0	0,0	0,0
Duovis plus NS	Viskositetsendrende	Grønn	15,9		100		15,9	0,0	0,0	0,0
Ilmenite*	Vektmateriale	Grønn	349,8	245,0	100		349,8	0,0	245,0	0,0
K-Format brine	Avleiringshemmer/Vekt	Grønn	1194,0		100		1194,0	0,0	0,0	0,0
Soda ash	Hardhet	Grønn	1,1	1,1	100		1,1	0,0	1,1	0,0
Sodium bicarb	Kjemikalier i forbindelse sementforurensing	Grønn	4,0		100		4,0	0,0	0,0	0,0
NaCl-brine	Brine	Grønn	234,0	234,0	100		234,0	0,0	234,0	0,0
Trol FL	Stivelse	Grønn	43,8		100		43,8	0,0	0,0	0,0
Sum			2004,9	536,7			2004,9	0,0	536,7	0,0

*Utslipp av Ilmenitt vil kun være aktuelt dersom det er behov for å benytte vektet fortrengningsvæske før kjøring av 30" lederør og/eller 20" foringsrør .

Søknad om utslippstillatelse for planlagte utslipp ved boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006

Rev. nr.
0

37 av 41



Tabell A.1-5: Planlagt forbruk og utslipp av gjengefett.

Handelsnavn	Funksjon	Miljø- klassifisering	Forbruk kjemikaliet tonn	Utslipp kjemikaliet tonn	% av stoff		Forbruk stoff tonn		Utslipp stoff tonn	
					Grønn	Gul	Grønn	Gul	Grønn	Gul
Bestolife NM Special*	Gjengefett (Borestreng) Topphull	Gul	0,017	0,002	33,70	66,30	0,006	0,011	0,001	0,001
Bestolife NM Special	Gjengefett (Borestreng) resterende seksjoner	Gul	0,082	0	33,70	66,30	0,028	0,054	0	0
Jet Lube Seal Guard (ECF)**	Gjengefett (9 5/8", 7" foringsrør)	Gul	0,014	0	2,44	97,56	0,000	0,014	0	0
Sum			0,113	0,002			0,034	0,079	0,001	0,001

*) Det vil kun bli utslipp av gjengefett ved boring av topphullsseksjonene (36" og 26" seksjonene).

**) Det benyttes ikke gjengefett på 30" lederør og 20" foringsrør. Det vil kun bli benyttet gjengefett på 9 5/8" foringsrør og 7" liner, og da borevæske og borekaks fra disse hullseksjonene blir sendt til land, vil det ikke bli utslipp av gjengefett.

Tabell A.1-6 : Oversikt over kjemikalier som inngår i renseprosessen av oljeholdigvann

Handelsnavn	Funksjon	Miljø- klassifisering	Forbruk kjemikaliet tonn	Utslipp kjemikaliet tonn	% av stoff		Forbruk stoff tonn		Utslipp stoff tonn	
					Grønn	Gul	Grønn	Gul	Grønn	Gul
Well Flock 100	Flokkulant	Grønn	0,3	0	100		0,3	0	0	0
Sum			0,3	0			0,3	0	0	0

*Flokkulanten Well Flock 100 går ikke til utslipp

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006

Rev. nr.
0

38 av 41



Tabell A.1-7: Massebalanse kaks.

Hullseksjon	Seksjons lengde	Type	Borevæske	Borekaks		
			Utslipp/Deponering	Volum	OLF factor Egenvekt/utvasking	Utslipp/deponering
	(m)		(m3)	(m3)		(tonn)
36"	64	Sjøvann / Bentonitt	300	42	3	126
26"	216	Sjøvann / Bentonitt	400	74	3	222
		Deponering på havbunn:	700	116		348
17 1/2"	636	Formpro	400	99	3	296
12 1/4"	1291	Formpro	245	98	3	294
8 1/2"	737	Formpro	120	27	3	81
		Deponering på land:	765	224		671

A.2 Omsøkte sementkjemikalier i forbindelse med back-up operasjoner

Tabell A.2-1: Totalt planlagt forbruk og utslipp av sement kjemikalier i forbindelse med back-up operasjoner (*).

Bruksområde	Forbruk (tonn)	Utslipp (tonn)	Forbruk stoff (tonn)		Utslipp stoff (tonn)	
			Grønn	Gul	Grønn	Gul
Back-up kjemikalier sementering	150,4	29,8	148,73	1,66	29,70	0,051
Totalt back-up kjemikalier:	150,4	29,8	148,7	1,7	29,7	0,051

* Back-up operasjonene inkluderer: 1)Topp-opp jobb av 30" lederør, 2) grunn gass plugg, 3) gasstett lead slurry for 14 " foringsrør og 4) kick off plugg

**Søknad om utslippstillatelse for
planlagte utslipp ved boring av
avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på
Snøhvit**

MYN-LET- 00332

Dato
16.10.2006

Rev. nr.
0

40 av 41



Tabell A.2-2: Totalt forbruk og utslipp av sementkjemikalier i forbindelse med back-up operasjoner.

Handelsnavn	Funksjon	Miljø- klassifisering	Forbruk kjemikaliet tonn	Utslipp kjemikaliet tonn	% av stoff		Forbruk stoff tonn		Utslipp stoff tonn	
					Grønn	Gul	Grønn	Gul	Grønn	Gul
Norcem "G" cement + 0,1 % EZ-FLO	Sement	Grønn	131,0	28,0	100	0	131,0	0	28,0	0
Microsilica	Gassmigrerings kontroll	Grønn	2,517	0,0050	100	0	2,517	0	0,0050	0
Gascon	Gassmigrerings kontroll	Grønn	4,181	0,0009	100	0	4,181	0	0,0009	0
HR-4L	Retarder	Grønn	0,744	0,0000	100	0	0,744	0	0,0000	0
HR-5L	Retarder	Grønn	0,760	0,0010	100	0	0,760	0	0,0010	0
CaCl ₂	Akselerator	Grønn	3,012	1,1494	100	0	3,012	0	1,1494	0
Tuned Spacer E+	Skillevæske	Grønn	1,710	0,5400	100	0	1,710	0	0,5400	0
NF-6	Skumdreper	Gul	0,223	0,0533	7,40	92,60	0,017	0,206	0,0039	0,0494
Halad-99LE+	Filtertaps kontroll	Gul	0,643	0,0000	99,43	0,57	0,639	0,004	0,0000	0,0000
Halad-400L	Filtertaps kontroll	Gul	3,784	0,0025	79,00	21,00	2,990	0,795	0,0020	0,0005
CFR-8L	Dispergeringsmiddel	Gul	1,813	0,0031	64,00	36,00	1,160	0,653	0,0020	0,0011
Sum			150,39	29,76			148,73	1,66	29,70	0,05

A.3 Beredskapskjemikalier

Beredskapskjemikalier er kjemikalier som kan benyttes i tilfelle bore- og brønn tekniske problemer. Tabell A.3-1 under gir en oversikt over konsentrasjonen som vil bli benyttet i borevæsken. Det er kun satt opp PLONOR og gule kjemikalier som beredskapskjemikalier.

Tabell A.3-1: Oversikt over beredskapskjemikalier

Handelsnavn	Funksjon	Miljø klassifisering	% av stoff		Konsentrasjon Kg/m3
			Grønn	Gul	
Ammonium Bisulphite	Oksygen fjerner	Grønn	100		0,1 - 2
Barite	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		50 - 100
CMC EHV	Viskositet	Grønn	100		13
Kalsium Karbonat Grov	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		15 - 25
Kalsium Karbonat Fine	Tapt sirkulasjon	Grønn			
Kalsium Karbonat Medium	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		10
Citric Acid	Bit Balling / Stuck Pipe/pH	Grønn	100		+/- 250
Defoam AL	Skumdemper	Gul		100	0.5 - 2
Form - A - Plug II	Tapt sirkulasjon	Gul	16,1	83,9	+/- 280
Form - A - Plug II Accelerator	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		125 - 150
Form - A - Plug II Retarder	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		+/- 20
Glydril MC	Bit Balling	Gul		100	+/- 250
G-Seal	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		40 - 50
Ironite Sponge	H2S fjerner	Grønn	100		Etter behov
KCl Brine (ltr/m ³)	Bit Balling / Stuck Pipe	Grønn	100		+/- 750
Mica Fine	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		30
Mica Medium	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		25 - 40
Mica Coarse	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		25 - 40
Mix II Fine	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		20 - 30
Nutplug Medium	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		25 - 50
Nut Plug Fine	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		25 - 50
Safe Cide	Biosid	Gul	20	80	0.5 - 1
Safe Core E	Korrosjons inhibitor	Gul	80,6	19,4	Etter behov
Soda Ash	pH Regulator	Grønn	100		Etter behov
Sodium Bicarbonate	Kalsium behandling	Grønn	100		Etter behov
Spersene	Tapt sirkulasjon	Grønn	100		+/- 8

Miljørettet beredskapsanalyse - Snøhvit:

Rapport til STATOIL ASA
Rapport no.: 2006-1627

16 oktober 2006

Miljørettet beredskapsanalyse - Snøhvit

for

STATOIL ASA

4035 STAVANGER
NORWAY

Kontaktperson:

DET NORSKE VERITAS AS
Veritasveien 1
1322 Høvik
Tel: +47 67 57 99 00
Fax: +47 67 57 99 11
Registrert i Norge
NO 945 748 931 MVA

Rapport nr.: 2006-1627

Emnegruppe:

Indekseringstermer:

Utarbeidet av:

Navn og stilling

Geir Morten Skeie, Principal
Consultant

Anders Rudberg, Senior Specialist
Ole Kristian Sollie, Consultant

Signatur

Verifisert av:

Navn og stilling

Line Sverdrup, Senior Consultant

Signatur

Godkjent av:

Navn og stilling

Magne Tørhaug, Customer Service
Manager

Signatur

Utstedelsesdato:

16 oktober 2006

Prosjekt nr:

65218134

* Vennligst bruk Prosjekt nr som referanse i all korrespondanse med DNV

- ☒ Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet (forøvrig, fri distribusjon for internt bruk innen DNV etter 3 år)
- ☐ Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet
- ☐ Strengt konfidensiell
- ☐ Fri distribusjon

Alle opphavsrettigheter tilhører Det Norske Veritas AS. Det er ikke tillatt å reproducere eller overføre denne publikasjonen eller deler av denne i noen form eller på noen måte, inkludert kopiering, nedtegning og opptak, uten at man på forhånd har fått skriftlig samtykke fra Det Norske Veritas AS.

contents

1.0	Introduksjon.....	1
2.0	Definisjoner og forkortelser	1
3.0	Beredskapsetablering	3
3.1	Myndighetskrav	3
3.2	Beredskapsstrategi på norsk kontinentalsokkel.....	4
3.3	Dimensjonering av beredskap mot akutt forurensning	4
3.4	Forutsetninger for dimensjonering	4
3.4.1	Hav	4
3.4.2	Kyst og strand.....	5
3.4.3	Oljevernorganisasjon	5
3.5	Anvendte data og verktøy.....	5
4.0	Aktivetsbeskrivelse.....	5
4.1	Definerte fare- og ulykkeshendelser (DFU)	6
5.0	Resultater fra oljedriftsberegningene.....	7
5.1	Metode	7
5.2	Utslippsscenarioer	7
5.3	Beskrivelse av hydrokarbontype.....	7
5.4	Resultater – Oljedrift.....	9
5.4.1	Undervannsutblåsning	9
5.4.2	Overflateutblåsning	9
5.4.3	Dimensjonerende scenarier	9
5.4.4	Sannsynlighet for oljeforurensning	9
5.5	Dimensjonerende områder for oljevernberedskapen i kyst- og strandsone....	11
6.0	Oljeblandingens forvitringsegenskaper og beredskapsetablering.....	12
7.0	Bekjempelsesstrategier	15
7.1	Utslipp av "Snøhvit blend" ved vindstyrker < 2 m/s.....	15
7.2	Utslipp av "Snøhvit blend" ved vindstyrker 5 m/s.....	15
7.3	Utslipp av "Snøhvit blend" ved vindstyrker => 10 m/s.....	16
8.0	Oljedriftsstatistikk og valg av dimensjonerende scenarier	16
8.1	Vurdering av bruk av rate og vektet varighet i beredskapsanalysen	18
9.0	Tiltaksalternativer.....	20
10.0	Vurdering av effekt av tiltaksalternativene 1-3	21
10.1	Dimensjonerende scenario med hensyn på kapasitet/omfang	21
10.2	Dimensjonerende scenario med hensyn på drivtid	25
10.3	Illustrerende scenario med hensyn på berørt strandareal	27
10.4	Dimensjonerende scenario med hensyn på miljørisiko	30
11.0	Vurdering fra oljedriftsmodellering av kondensat.....	33
11.1	Bekjempelsesstrategi ved utslipp av ustabilisert Snøhvit kondensat.....	33
12.0	Sammenligning av tiltaksalternativene	34

13.0	Anbefalt beredskapsløsning	34
14.0	Sammenligning med tidligere boringer på Snøhvit.....	35
15.0	Referanser.....	36
	Appendix I – Metodebeskrivelse.....	1
1.0	Generell metodebeskrivelse.....	1
1.1	Innledning.....	1
1.2	Elementene i beredskapsanalysen.....	2
1.3	Inngangsdata.....	3
1.4	Oljedriftsberegninger	4
1.5	Analyse av oljedriftsstatistikk.....	4
1.6	Valg av dimensjonerende scenarier	4
1.7	Analyse av beredskapsbehov.....	5
1.7.1	Definisjoner.....	5
1.7.2	Fastsettelse av ytelse på systemnivå.....	6
1.7.3	Fastsettelse av ytelse på barrierenivå.....	7
1.7.4	Ytelsespåvirkende faktorer /egnethet av beredskapsløsninger	10
1.7.5	Tiltaksalternativer.....	13
1.7.6	Barrierekrav	13
1.7.7	Anbefalt tiltak / beredskapsløsning	15

1.0 Introduksjon

Foreliggende miljørettede beredskapsanalyse er utarbeidet som en del av Statoil ASA sine forberedelser til boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 utenfor kysten av Vest-Finnmark. Brønnen er lokalisert ca. 111 km fra nærmeste land, som er Sørøya i Hasvik kommune. Boringen er planlagt gjennomført i januar-april 2006.

Denne beredskapsanalysen for akutt utslipp er gjennomført etter metoden som ligger til grunn for NOFOs planverk, samt en utvidelse som ble utviklet av Eni Norge og NOFO gjennom forberedelsene til boring i PL 229 høsten 2005. Analysen tar utgangspunkt i brønnspesifikk informasjon, den miljørettede risikoanalysen, resultater fra oljedriftsberegninger, de forventede klimatiske forhold i området i den aktuelle perioden og NOFOs planverk. Metoden beskrives nærmere i vedlegg I.

Det er gjennomført oljedriftsberegninger for Snøhvit blend (se MIRA Snøhvit, 2006) for hele året. Analyser av enkeltscenarier for dimensjonering av beredskap i barriere 1-4 (responstid og kapasitet) er gjennomført for perioden fra og med januar til og med april. I tillegg er effekten av beredskapstiltak vist for to andre scenarier i samme periode (størst berørt landareal og størst bestandstap).

Resultatene fra analysen danner grunnlag for en beskrivelse av beredskapsløsning for den planlagte aktiviteten.

Det er også gjennomført modelleringer av scenariet med størst strandet mengde med Snøhvit kondensat, for å belyse utfall av et rent kondensatutslipp. Resultatene fra denne simuleringen er diskutert i kapittel 11.0.

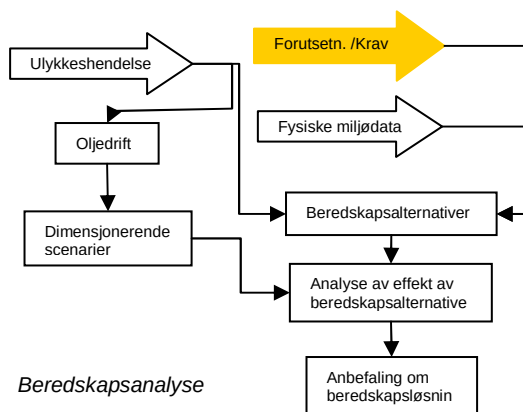
2.0 Definisjoner og forkortelser

Absolutt effekt	Prosentandel av totalt utsluppet mengde som bekjempes (dispergeres kjemisk eller samles opp mekanisk).
Akseptkriterier	Kriterier som benyttes for å uttrykke et akseptabelt risikonivå i virksomheten.
ALARP	As Low As Reasonably Practicable
Bakgrunnsbelastning	Med bakgrunnsbelastning menes operasjonelle utslipp fra egen innretning og andre utslipp i regionen, og deres bidrag til den totale miljørisikoen (Veiledning til Styringsforskriften, § 16).
Barriere	Fellesbetegnelse for en samlet aksjon i et avgrenset område; kan inkludere ett eller flere system.
Barriere-effektivitet	Prosentandel av overflateolje som passerer en linje som samles opp av en barriere. Ved sidestilte system (bredt flak) vil barriere-effektiviteten maksimalt være lik system-effektiviteten. Ved system etter hverandre (konsentrert flak) vil barriere-effektiviteten kunne overstige system-effektiviteten.
Barriere-kapasitet	Summen av systemkapasitetene i en barriere. På samme måte som for systemkapasitet vil oppnåelse av barriere-kapasiteten forutsette overskudd av olje.
Barriere-tap	Reduksjonsfaktor i barriere-effektivitet fra en barriere til etterfølgende barriere, grunnet spredning av olje.
Bekjempelse	Alle tiltak som gjennomføres i akutfasen av en forurensningssituasjon og som skal hindre at oljen sprer seg (straktiltak ved å stanse lekkasjen, begrense utstrekningen, hindre spredning, samle opp fra sjøen, lede oljen

	forbi sensitive områder og hindre strandet olje fra å bli remobilisert (Carrol <i>et al.</i> , 1999)).
Borgerlig tussmørke	Lysforholdene fra solen står 6 grader under horisonten til soloppgang (demring), samt fra solnedgang til solen står 6 grader under horisonten (skumring).
ContAct/ActLog	Web- og GIS-basert beslutningsstøttesystem for miljøberedskap.
Dagslys	Lysforholdene fra soloppgang til solnedgang.
DFU	Definerte fare- og ulykkeshendelser.
Dimensjonerende område	Område som er karakterisert ved å ha en høy sannsynlighet for berøring (her: av oljeforurensning) ved sin beliggenhet i ytre kystzone, høy tetthet av miljøprioriterte lokaliteter og ressurser, vanskelig atkomst, samt utfordrende bekjempelsesaksjoner. En beredskap dimensjonert for gjennomføring av aksjoner i eksempelområdene anses også å kunne ivareta situasjoner med stranding av olje i andre områder langs kysten.
Eksponeringsgrad	Benyttes for å beskrive hvorvidt kysten er eksponert, moderat eksponert eller beskyttet mht. bølgeeksponering.
Gangtid	Tiden det tar å frakte personell og utstyr med fartøy fra hentested (base) til stedet der aksjonen skal gjennomføres.
GIS	Geografisk informasjonssystem
GOR	Gas Oil Ratio
Influensområde	Området med større eller lik 5 % sannsynlighet for forurensning med mer enn 1 tonn olje innenfor en 10x10 km rute, iht. oljedriftsberegninger.
IUA	Interkommunale utvalg mot akutt forurensning
Klargjøringstid	Tiden det tar fra ankomst til aksjonsstedet til bekjempelse er startet.
Korteste drivtid	Tiden det tar fra utslippets start til den første oljen når kyst- og strandsonen.
Miljøfølsomme områder	Et geografisk avgrenset område hvor bestandsandelen er av en størrelse og en sårbarhet som gjør at et oljeutslipp vil kunne føre til gitte skader på bestanden.
Miljøprioritert lokalitet	En stedfestet lokalitet hvor det forekommer verneverdige miljøressurser som er sårbare for oljeforurensning.
MIRA	Miljørettet risikoanalyse
MIRABA	Miljørettet risiko- og beredskapsanalyse
MOB	Metode for prioritering av ressurser i oljevernberedskap. Kriteriesamling og dokumentasjon publisert av SFT & DN (1996).
Mobiliseringstid	Tiden fra varsel er gitt til personell og utstyr er klart for transport fra mobiliseringsstedet.
MRDB	Marin Ressurs Data Base
NOFO	Norsk Oljevernforening for Operatørselskap
NOFO system	Et NOFO system består av 1 Transrec oljeopptaker, 400 m havlenser, 1 oljevern fartøy og 1 slepe fartøy.
NOFOs regionale planverk	Nettsted som dokumenterer operatørselskapenes regionale beredskap mot akutt oljeforurensning. Inneholder for øvrig dokumentasjon av forhold relevant for beredskap mot akutt forurensning. http://planverk.nofo.no .
OLF	Oljeindustriens landsforening
Operasjonslys	Lysforholdene under dagslys og borgerlig tussmørke, dvs. når solen står mindre enn 6 grader under horisonten.
Overvåking	Med overvåking menes systematiske og regelmessige undersøkelser for å dokumentere miljøressursenes tilstand, beskrive risiko for forurensning og føre kontroll med forurensning av marine miljøressurser (Veiledning til Rammeforskriften, § 27).

PL	Utvinningsstillatelse (Production Licence)
Relativ effekt	Prosentandel av olje på overflaten som bekjempes (dispergeres kjemisk eller samles opp mekanisk).
Responstid	Sammenlagt mobiliseringstid og gangtid.
Sannsynlighet for treff	Sannsynlighet for at en 10x10 km rute treffes av olje fra et potensielt utslipp.
Sekundærforurensning	Remobilisering av olje til nye områder, eller til områder som har vært tidligere rammet.
SFT	Statens forurensningstilsyn
SMO	Spesielt miljøfølsomme områder. Landsdekkende analyse for identifikasjon av SMO i norske kyst- og havområder, utført for SFT og DN.
Strandingsrate	Tilførselsrate av olje til kyst- og strandsonen.
System-effektivitet	(Throughput efficiency) Prosentandel av sveipet overflateolje som samles opp av ett system. Gjelder for ett NOFO system.
Systemkapasitet	Forventet oppsamlingsrate i m ³ /d for ett system; medregnet lossetid, ineffektiv tid, fritt vann osv. For Transrec oljeopptager er denne normalt satt til 2400 m ³ /d. Systemkapasiteten forutsetter tilstrekkelig tilgang på olje (i praksis overskudd av olje).
THC	Total Hydrocarbon Concentration
VSKTB	Virksomhetens Spesifikke Krav Til Beredskap

3.0 Beredskapsetablering



Det henvises til kapittel 2.2 i MIRA for styring av miljørisiko og sammenheng mellom MIRA og BA.

3.1 Myndighetskrav

Aktivitetsforskriften § 64 stiller krav til beredskapsetablering og krav til etablering av beredskapsstrategi. Der fremgår blant annet at beredskapen skal etableres på bakgrunn av miljørettede risiko- og beredskapsanalyser og ivareta hav, kyst og strandsonen. Ramme- og styringsforskriften formulerer også et overordnet prinsipp om krav om reduksjon av risiko så langt det er mulig, utover interne krav og akseptkriterier, med forbehold om at kostnadene ved tiltakene ikke står i vesentlig misforhold til den oppnådde risikoreduksjon.

3.2 Beredskapsstrategi på norsk kontinentalsokkel

Hovedstrategien for beredskap mot akutt forurensning på norsk sokkel er mekanisk oppsamling nær kilden for utslippet ved hjelp av NOFOs havgående systemer i barriere 1 og 2. I tillegg til disse barrierene, er strategien å benytte ytterligere tre barrierer hvor den siste utgjør sanering av eventuelle strandområder som er påvirket av utslippet. De fem barrierene er som følger:

- Barriere 1: Oppsamling på åpent hav nær kilden
- Barriere 2: Oppsamling på åpent hav og inn mot kystsonen
- Barriere 3: Oppsamling i kystsonen og beskyttelse av kystnære ressurser (miljøprioriterte lokaliteter)
- Barriere 4: Bekjempelse i fjordområder og strand/tidevannssonen
- Barriere 5: Bekjempelse og sanering i tidevannssonen og på strand

3.3 Dimensjonering av beredskap mot akutt forurensning

Målet for bekjempelse av akutt oljeforurensning er å hindre skader på mennesker, miljø og verdier. Målet oppnås ved å benytte egnede strategier og avtalefestede tekniske og menneskelige beredskapsressurser, fra privat, statlig og interkommunal beredskap.

Statoil har utviklet operasjonsspesifikke målsetninger for brønn 7120/6-2 som dekker åpent hav, kyst og strandsonen.

- Ivareta Statoils målsetning om 0 skade på mennesker og miljø.
- Miljørisikoen skal reduseres så langt det er praktisk og økonomisk forsvarlig, jfr. ALARP-prinsippet.
- Prioritere oppsamling nær kilden, om nødvendig ved bruk av flere delbarrierer
- Prioritere beskyttelse av sårbare områder
- Robust og fleksibel beredskapsløsning, ved:
 - o Kompetanse og trening
 - o Logistikkplaner
 - o Detaljerte planer
- Risikobasert utvalg av scenarier som grunnlag for å dimensjonere beredskapen

3.4 Forutsetninger for dimensjonering

3.4.1 Hav

Første prioritet vil være oppsamling nær kilden. Hovedfokus for operasjonen er å ha tilstrekkelige systemer eller beredskapsressurser for oppsamling av olje for å redusere risikoen for skade på strand og kystressurser så langt det er praktisk oppnåelig. Ytelseskravene er som følger:

- Barriere 1 og 2 skal ha en **barrierekapasitet** tilsvarende den mengde oljeemulsjon som tilflytter barrieren, beregnet ut fra utslippsrate og oljens egenskaper.
 - o Dette kravet ivaretas med en kombinasjon av systemantall, sveipebredde og konfigurasjon av systemene og vil som resultat gi en barriereeffektivitet, som benyttes til å beregne mengde oljeemulsjon til neste barriere.

- Det skal være tilgjengelig en oljeopptaker/system som er egnet for oppsamling av tyntflytende olje, f. eks. FoxTail eller tilsvarende.
- Det skal være kort responstid for start av bekjempelse av utslippet
 - Det vil være to fartøyer med "Oil Recovery" klasse og NOFO standard tilknyttet operasjonen. NOFO systemer skal være ombord på et av disse fartøyene.

3.4.2 Kyst og strand

Fokus skal være på fleksible og robuste løsninger for å forhindre skade på kyst- og strandressurser.

Ressurser for effektiv bekjempelse av olje i kyst- og strandsonen skal kunne mobiliseres innen minste drivtid av olje inn til kyst- og strandsonen. En eventuell aksjon skal:

- Foregå uten skader på personell
- Minimere påslag av olje
- Prioritere oppsamling i sårbare områder
- Optimalisere avfallshåndtering
- Minimere risiko for sekundærforurensing fra lagring og transport av oppsamlet olje
- Miljøet skal tilbakeføres til opprinnelig tilstand raskest mulig etter en hendelse
- Skade på materiell og eiendom skal begrenses til et minimum

3.4.3 Oljevernorganisasjon

Organisasjonen skal ha tilstrekkelig opplæring og kompetanse til å gjennomføre nødvendige aksjoner på en tilfredsstillende måte.

3.5 Anvendte data og verktøy

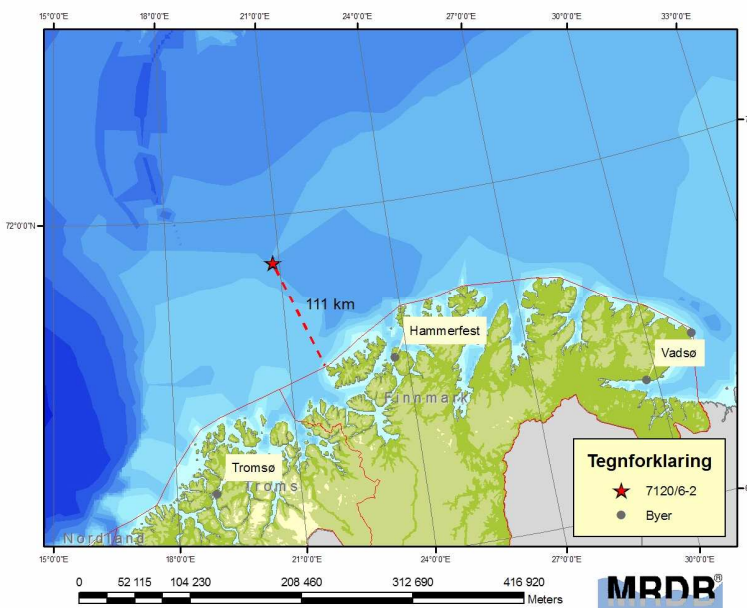
Inngangsdata til beredskapsanalysen er hentet fra:

- NOFOs planverk (www.nofo.no).
- Oljedriftsberegninger gjennomført med modellen Oiltraj (del av DNVs ContRisk).
- Resultater fra miljørettet risikoanalyse (MIRA Snøhvit).
- Resultater fra forvitringsstudie for Snøhvit Blend (Sintef, 2006b og Sintef, 2006c).
- ContAct kartmodul og ContAct beredskapsplanlegger.
- ActLog rutiner og digitale datagrunnlag (del av DNVs ContRisk).

4.0 Aktivitetsbeskrivelse

Det planlegges for boring av letebrønn 7120/6-2 (Snøhvit) i PL 097. Brønnen er lokalisert ca. 111 km nordøst av Sørøya i Finnmark. Det er ingen boretidbegrensninger i lisensen. Boringen er planlagt gjennomført med boreriggen "Polar Pioneer" i januar – april 2007, og er antatt å ta ca. 40 dager. Vanddyptet er 326 m.

Tabell 4-1 Informasjon om den planlagte brønnen 7120/6-2 (Statoil 2006a).

Posisjon for brønn 7120/6-2	71 °35' 31,77" N 20 °50' 11,04" Ø	 Kart som viser brønnens plassering og korteste avstand til land
Analyseperiode	Hele året (12 måneder)	
Vanndyp	326 m	
Oljetype	Snøhvit blend	
Gass-olje-forhold (GOR) (blend)	5050 Sm ³ /Sm ³	
Oljetetthet (blend)	769 kg/m ³	
Gasstetthet	0,95 kg/m ³	
Max utblåsning (tid for boring av avlastningsbrønn)	40 dager	
Utslippstemp.	92,8 °C	
Utblåsningsrate	1000 Sm ³ /døgn	
Varighet av boring (uten testing)	36 døgn	
Borerigg type og navn	Halvt nedsenkbar "Polar Pioneer"	

4.1 Definerte fare- og ulykkeshendelser (DFU)

For beskrivelse av DFU henvises det til kapittel 3.2 i MIRA. Sannsynlighetsfordelingen for utslippsrater og varigheter er gitt i Tabell 4-2.

Tabell 4-2 Sannsynlighetsfordeling for utslippsscenarioer og varigheter for brønn 7120/6-2

Scenario, hydrokarbon type	Utslippspunkt	Rate Sm ³ /d	Varighet (døgn)					Sannsynlighet scenario	Sannsynlighet utslippspunkt
			0-2	2-5	5-14	14-30	30-40		
Tripping, olje/kondensat blend	Overflate	1000	0,57	0,20	0,15	0,05	0,03	0,8	0,25
	Sjøbunn	1000	0,41	0,18	0,19	0,08	0,14		0,75
Innboring, kondensat	Overflate	904	0,57	0,20	0,15	0,05	0,03	0,2	0,25
	Sjøbunn	904	0,41	0,18	0,19	0,08	0,14		0,75

Spredningsberegningene er kjørt for fem varigheter (2, 5, 14, 30 og 40 døgn). Den vektete varigheten som benyttes i beredskapsanalysen er 6,9 døgn, for overflateutblåsning og 12,4 døgn for undervannsutblåsning. Raten som benyttes er 1000 m³/d. Bruk av rate og vektet varighet i beredskapsanalysen er nærmere diskutert i kapittel 8.1.

Boring av avlastningsbrønn forventes å kunne gjennomføres innen 40 dager. Dette er derved satt som lengste varighet av en eventuell utblåsning fra operasjonen.

5.0 Resultater fra oljedriftsberegningene

Med bakgrunn i utblåsningsrater og varigheter, forventet oljetype og meteorologiske data som strøm, vind, sjøtemperatur og saltholdighet, er det utført oljedriftsberegninger for den dimensjonerende hendelsen. Det er gjennomført statistisk oljedriftsmodellering av overflate- og sjøbunnsutslipp for hver måned i året, for vår, sommer, høst og vintersesong, samt for vinter- og sommerhalvåret. For sjøbunnsutslippet er det gjennomført modellering av forløpet til en utblåsning fra sjøbunn til det når overflaten. Resultatene fra modelleringen benyttes til eksponeringsvurdering for miljørisikoanalyse, samt som grunnlag for beredskapsanalysen.

5.1 Metode

BLOW-modellen er benyttet for modellering av undervannsutblåsningen. BLOW beregner forløpet av et sjøbunnsutslipp fra utstrømningsstedet til dannelse av oljeflaket på overflaten eller eventuell innlagring i vannmassene.

OILTRAJ oljedriftsmodellen er benyttet for modellering av oljedrift på overflaten. Modellen beregner blant annet treffsannsynligheter, massefaktorer (fordampet, nedblandet og gjenværende andel olje) samt drivtider.

De statistiske oljedriftssimuleringene har en horisontal oppløsning på 1 til 10 km. Utslppsperioden er inntil lengste varighet, som for Snøhvit er estimert til 40 dager, og følgetiden til utslippet er 30 dager.

5.2 Utslippsscenarioer

Oljedriftsberegningene er gjennomført for én lokasjon med posisjon 71° 35 '31,77" N, 20 ° 50'11,04" Ø (brønn 7120/6-2) og et havdyp på 326 m.

Det er utført modellering av en undervannsutblåsning for å beregne en initiell oljefilmtykkelse til bruk i videre oljedriftsberegninger på overflaten (= 0,01 som). For overflateutslippet er initiell oljefilmtykkelse satt til 1,2 som. I oljedriftsmodelleringene på overflaten er det generert oljedriftsstatistikk med 3 600 simuleringer, for én utslppsrate og alle fem varigheter. Oljedriftsmodelleringene er utført for alle årets måneder. Det er hentet ut statistikk for hver måned, vår-, sommer-, høst- og vintersesongene, for sommer- og vinterhalvår, samt helårsstatistikk.

5.3 Beskrivelse av hydrokarbontype

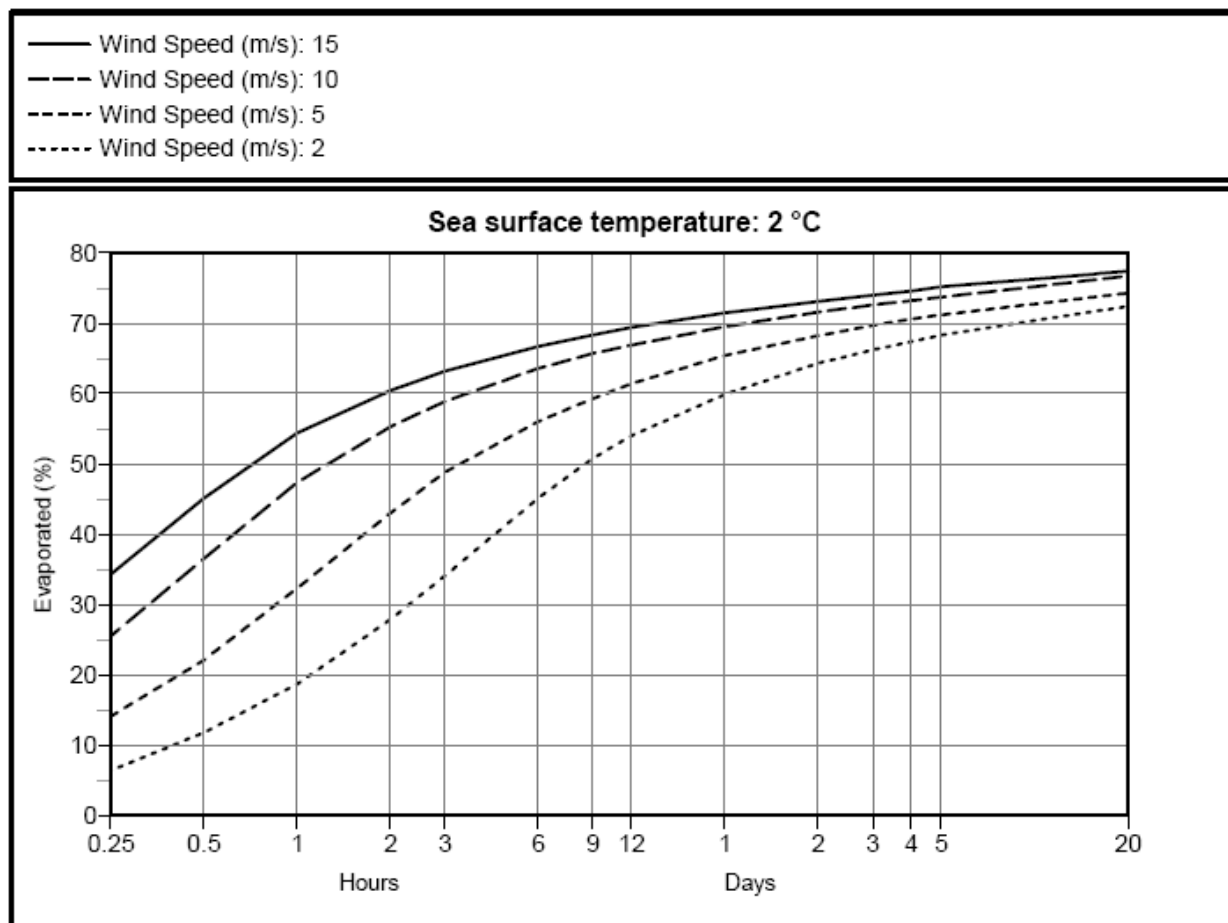
Det er definert to ulike utslippsscenarioer ved boring av brønn 7120/6-2 8. Ved innboring i det hydrokarbonførende laget i Støformasjonen kan en utblåsning medføre utslipp av et rent gass/kondensat; Snøhvit kondensatet. Men, det mest sannsynlige utslippsscenarioet er definert til et senere stadium i boreoperasjonen og medfører utslipp av en kondensat/olje blanding som domineres av kondensat.

Statoil har ved hjelp av modeller beregnet blandingsforholdet for kondensat/olje blandingen, og noen fysiske og kjemiske egenskaper for den ferske blandingsoljen basert på målte data for Snøhvit kondensat og Snøhvit olje. Blandingsforholdet mellom kondensat og olje er beregnet til 76 % kondensat og 24 % olje. I den videre teksten vil denne kondensat/olje blandingen omtales som Snøhvit blend.

Snøhvit kondensat er et lett kondensat som vil ha meget kort levetid på sjøen. Snøhvit olje har bl.a. middels voksinnhold, noe asfalter og høyt stivnepunkt, og denne kan forventes å

emulgere på overflata ved tilstrekkelig høy filmtykkelse. Når disse to blandes vil kondensatet fungere som et løsningsmiddel som fortynner oljen, men de tyngre komponentene vil fremdeles være der og gi et "residue" når de lette komponentene i olje og kondensat er fordampet.

Sintef (2006c) har kartlagt forvitringsegenskapene til Snøhvit blend ved hjelp av trinnvis forvitring. Laboratoriedataene er brukt i SINTEFs olje forvitningsmodell (OWM) for å predikere egenskaper og skjebne til Snøhvit blend ved et overflateutslipp. Laboratoriestudier hos Sintef viser at Snøhvit blend ved forvitring på sjøen ligner mer en råolje enn et kondensat. Snøhvit blend emulgerer mer vann enn for eksempel lettoljene Kristin og Åsgard A, og danner emulsjoner med høyere viskositet. Siden Snøhvit blend inneholder så stor andel av kondensat er avdampningen høy, tilsvarende 65 % etter ett døgn på sjøen ved 2°C og 5 m/s vind (Figur 5-1). Snøhvit blend har ikke så lang levetid på overflaten ved høyere vindhastigheter (Figur 6-1 og Figur 6-2). Den emulsjonen som er på overflaten ved ulike tidspunkt i ulike vær-situasjoner har egenskaper som ligner lette oljer.



Figur 5-1 Avdampning for Snøhvit blend ved 2°C og 2 - 15 m/s vindhastighet.

For modellering av en undervannsutblåsning benyttes en GOR (gass/olje-forhold) på 50/50 Sm^3/Sm^3 , et utstrømningsareal på undervannsutblåsningen på $0,025 \text{ m}^2$ samt at det er lagt til grunn at gassen i reservoarene som driver oljen opp til overflaten, er metan og at utslippstemperaturen er $92,8^\circ\text{C}$.

Utvalgte egenskaper ved Snøhvit blandingsolje:

- Tetthet: 769 kg/m³
- Maksimalt vanninnhold: 85 %
- Viskositet: 1 cP (ved 100 s⁻¹)

5.4 Resultater – Oljedrift

5.4.1 Undervannsutblåsning

Simuleringsresultatene viser at plumen stiger langsomt opp til overflaten før den genererer en svært tynn oljefilm på overflaten. Årsaken til dette er relativt høy GOR og lav utblåsningsrate samt de vertikale tetthetsgradientene. Etter at plumen har nådd overflaten, vil den spre seg utover. Nærsoneberegningene gjennomføres som utgangspunkt for videre modelleringer av oljens drift på overflaten.

5.4.2 Overflateutblåsning

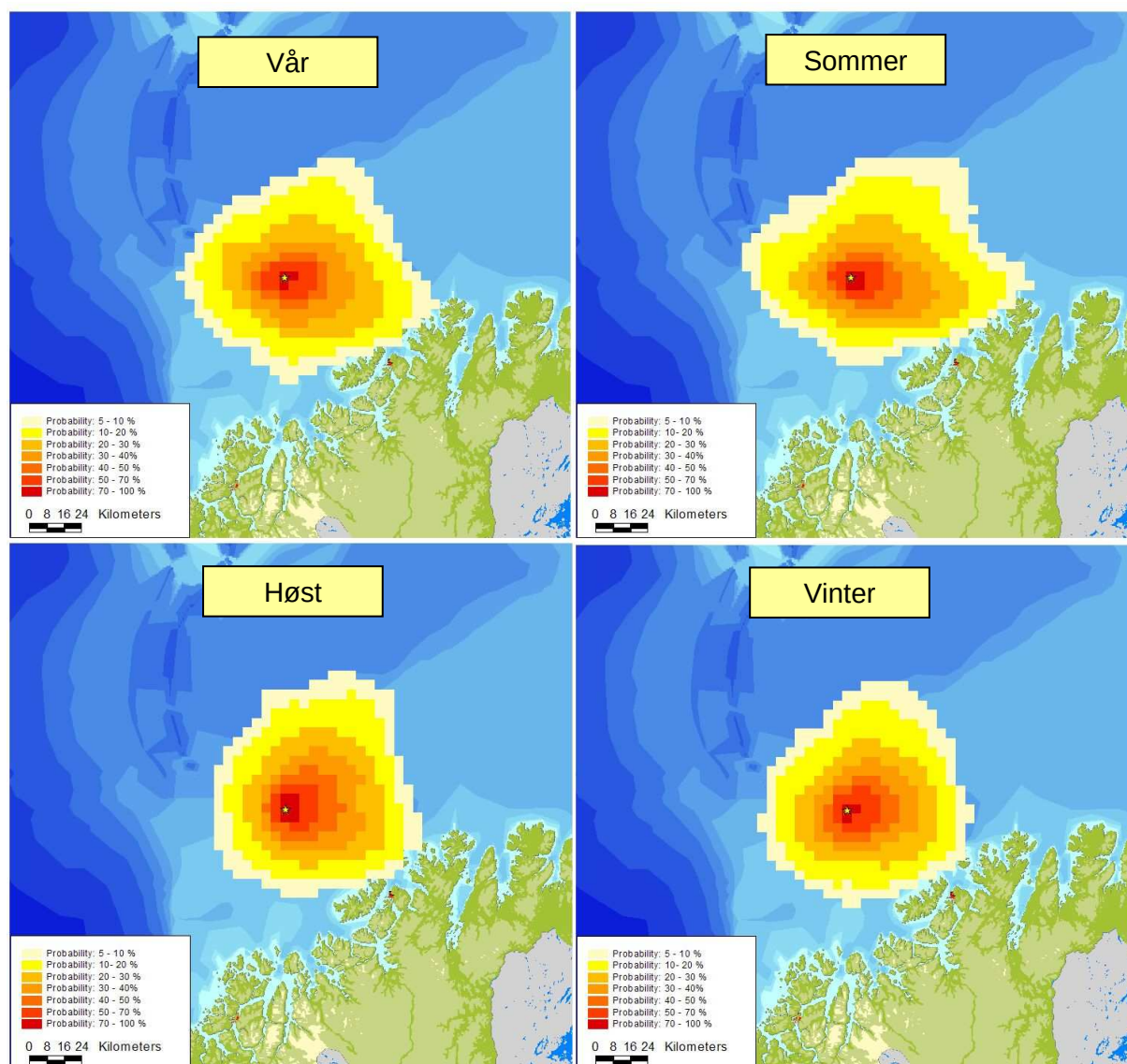
Det er generert oljedriftsstatistikk på rutenett (10 x 10 km), samt detaljert modellering av utvalgte scenarier på 1 km rutenett. Utvalgte scenarier inkluderer de som ga den største oljemengden på land, korteste drivtiden til land, største miljørisiko på overflaten samt største miljørisiko i kystsonen.

5.4.3 Dimensjonerende scenarier

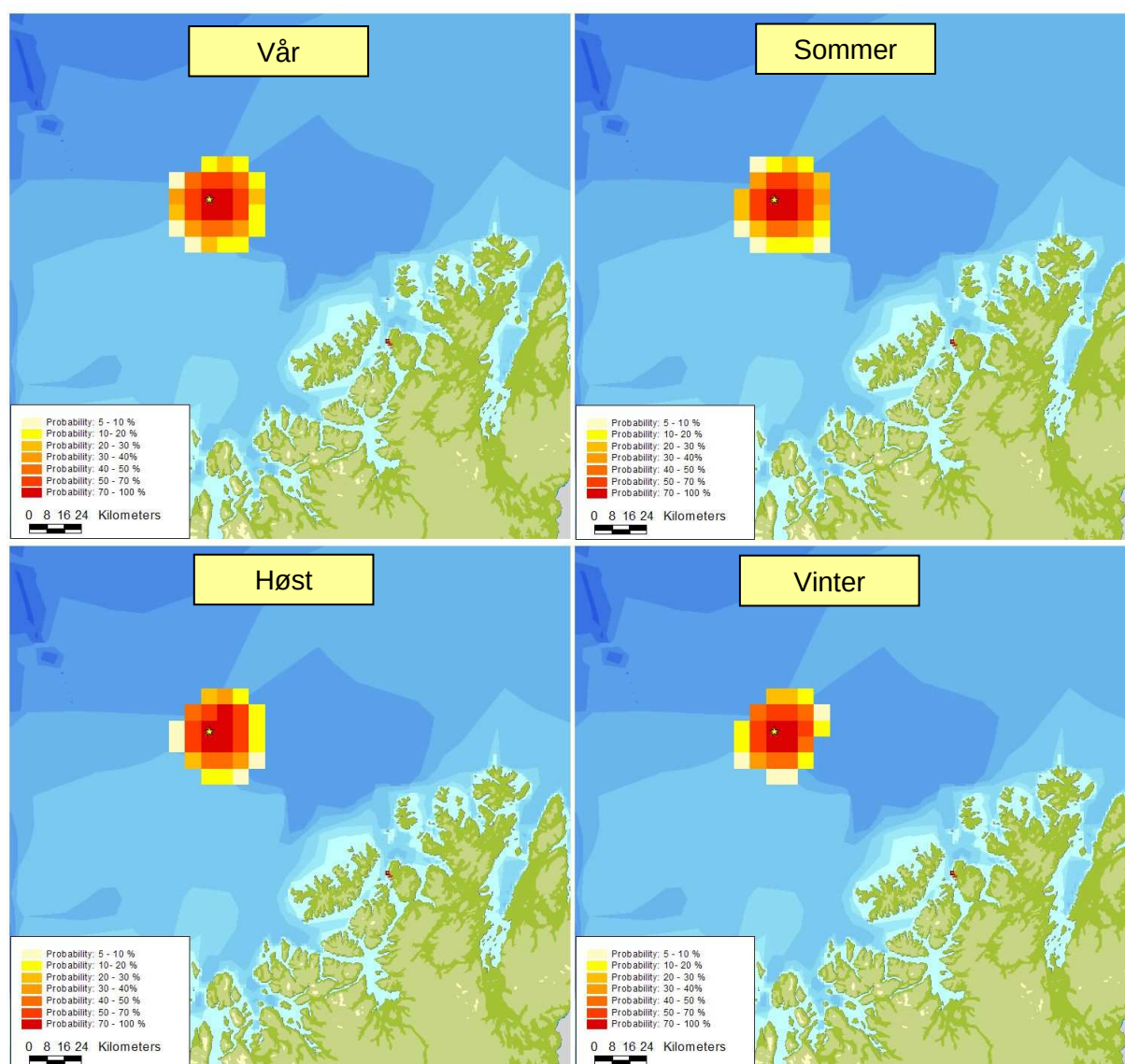
Det er hentet ut resultater fra samtlige simuleringer av overflate- og sjøbunnsutslipp: blant annet gjennomsnittlig strandet oljemengde, maksimal strandet oljemengde, korteste drivtid til land, samt sannsynlighet for treff av land. Disse resultatene benyttes til å velge dimensjonerende scenarier.

5.4.4 Sannsynlighet for oljeforurensning

Sannsynlighet (>5 %) for oljeforurensning i 10 x 10 km ruter etter et overflate- og sjøbunnsutslipp fra brønnen for fire sesonger er presentert i Figur 5-2 og Figur 5-3. Figurene viser resultater av én rate og vektet varighet. Gitt et overflateutslipp, er maksimal sannsynlighet for treff av olje på enkelte landruter 5-10 % for alle sesongene. Gitt et undervannsutslipp, er det ingen treff av landruter.



Figur 5-2 Influensområdet som viser treffsannsynlighet av oljeforurensning > 5 % i 10x10 km ruter (for vektet varighet) i for fire sesonger for overflateutslippet. Utslippspunktet er vist som en stjerne.



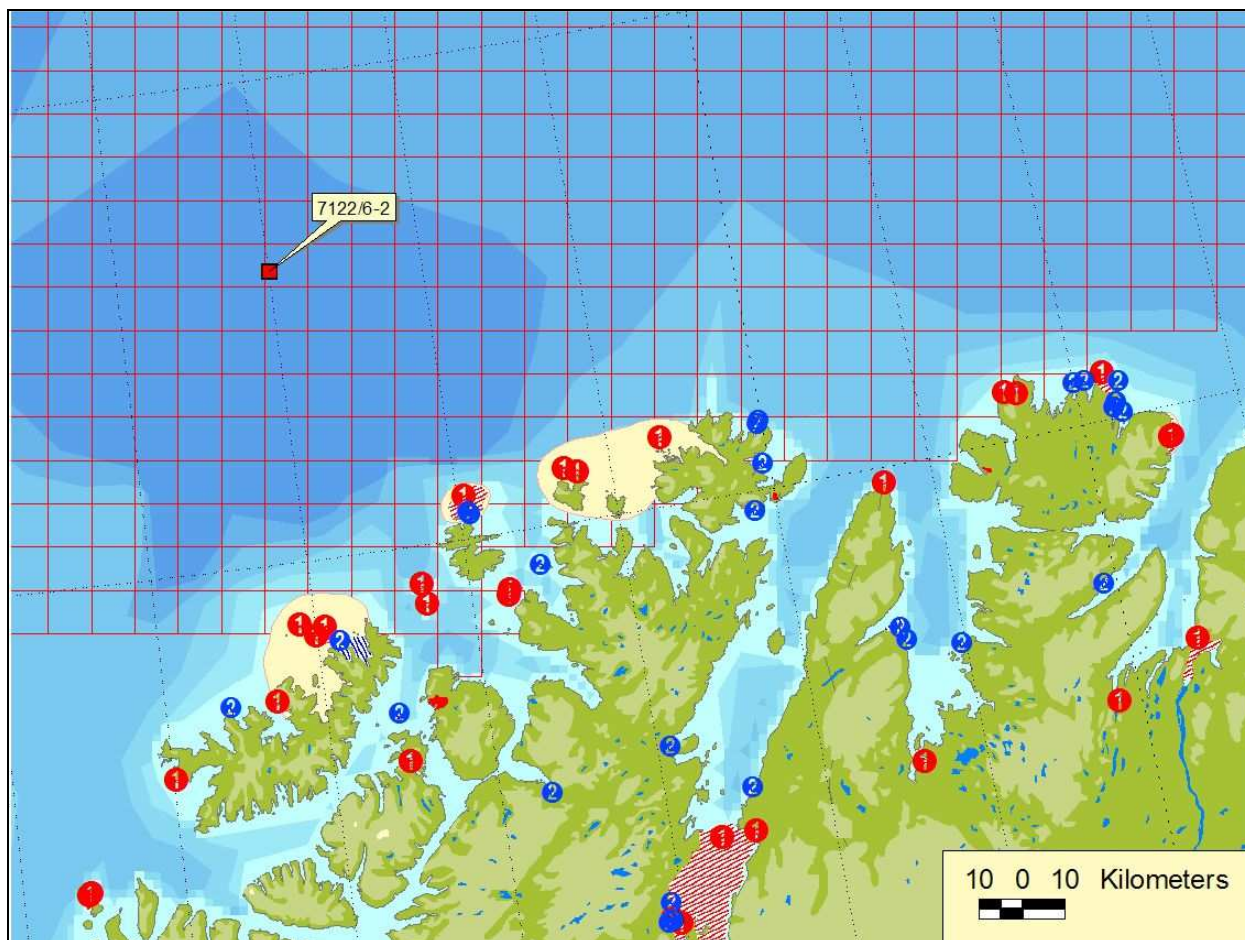
Figur 5-3 Influensområdet som viser treffsannsynlighet av oljeforurensing > 5 % i 10x10 km ruter (for vektet varighet) i for fire sesonger for sjøbunnutslippet. Utslippspunktet er vist som en stjerne.

5.5 Dimensjonerende områder for oljevernberedskapen i kyst- og strandsone

Innen influensområdet er det identifisert områder med:

- høy strandingssannsynlighet
- beliggenhet i ytre kystsone, som innebærer beredskapsmessige utfordringer mht. logistikk og tilgjengelighet
- høy miljø sårbarhet (SOM og MOB A og B-områder).

Slike sårbare og utfordrende områder er dimensjonerende mht. beredskapen, og en beredskapsløsning som tilfredsstiller disse områdenes behov mht. omfang, logistikk-løsninger og miljøprioritering vil være dekkende for andre deler av influensområdet. Enkelte av disse områdene som inngår i influensområdet: nordvestlige deler av Sørøya, Ingøya, og Hjelmsøya, er i stor grad sammenfallende med NOFO eksempelområder, og er blant de samme områdene hvor det er utarbeidet detaljerte beredskapsplaner.



Figur 5-4 Influensområdet for en overflateutblåsning i sommerperioden, MOB A og B-områder, og NOFO eksempelområder (i gult).

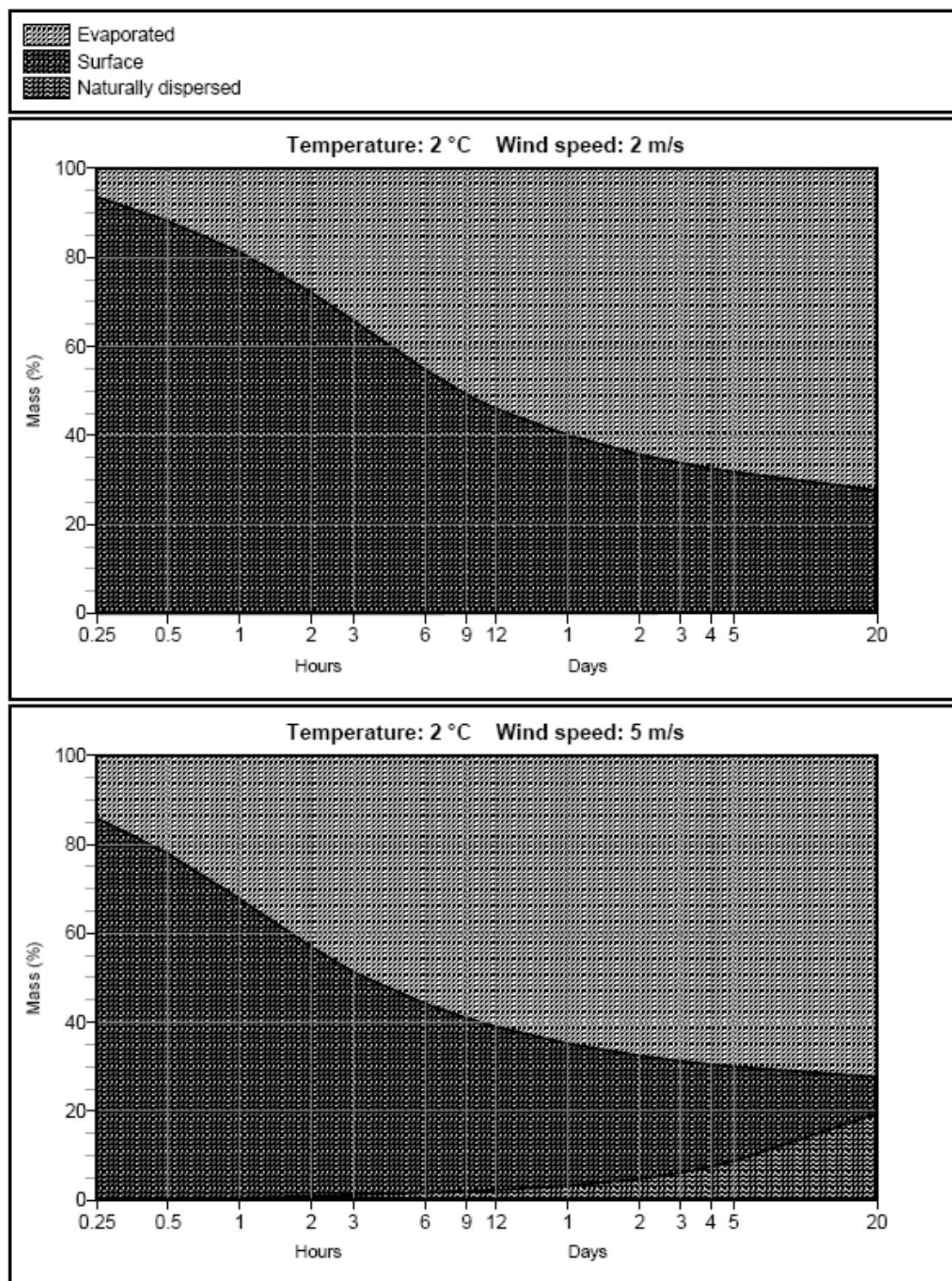
6.0 Oljeblandingens forvitringsegenskaper og beredskapsetablering

Det foreligger en nylig oppdatert forvitringsstudie for Snøhvit blend oljen (SINTEF, 2006c). Viktige forhold med tanke på beredskap er blant annet:

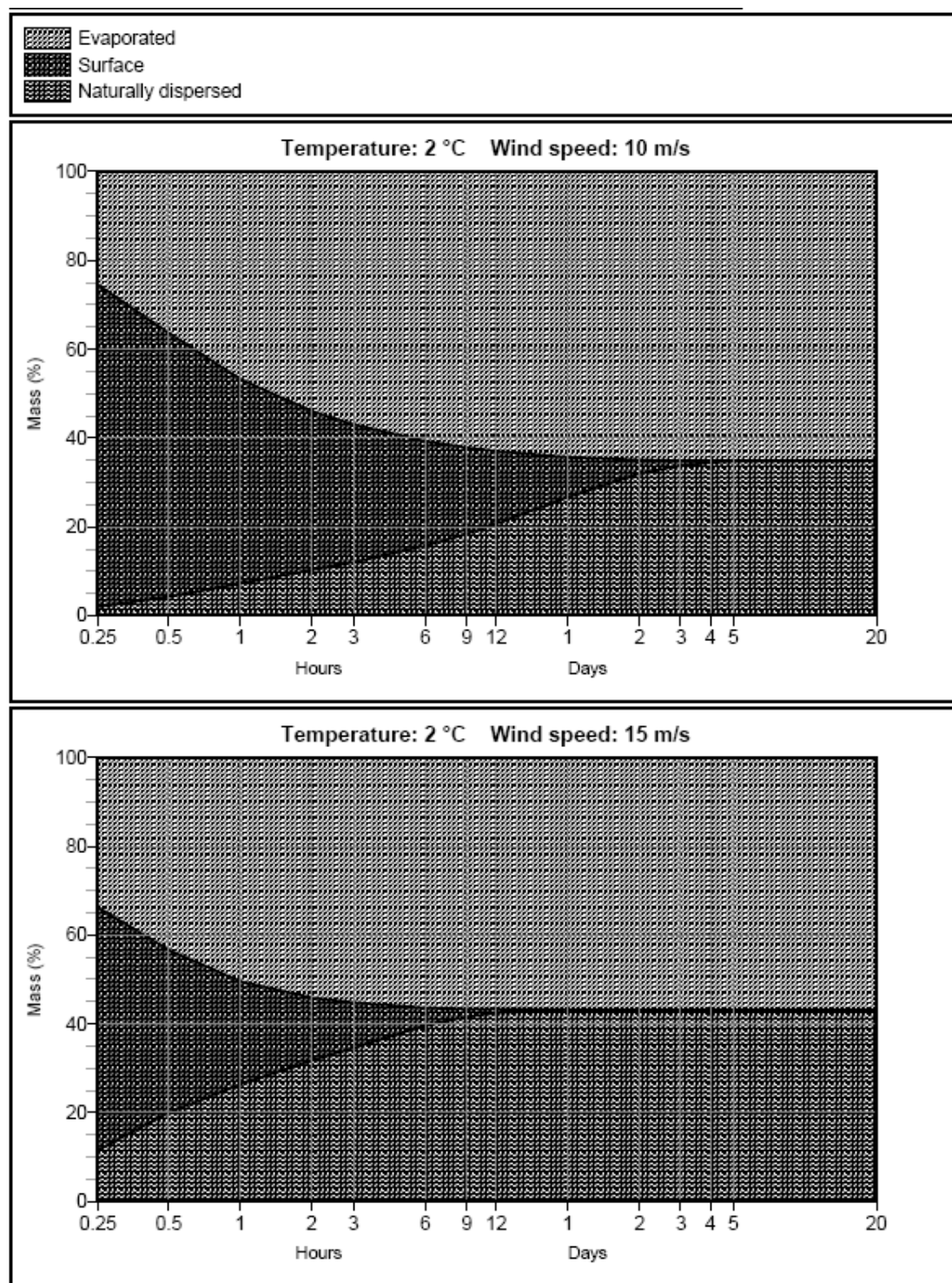
- ✚ Stor andel av lette komponenter – høy fordampning, spesielt i de tre første timene.
- ✚ Høyt vannopptak, oppnår maksimalt vannopptak i løpet av de første tolv timene.
- ✚ Kan danne stabil emulsjon som har egenskaper som ligner lette råoljer.
- ✚ Lav viskositet: Kan i tidlig fase gi høyere lensetap enn "standard" råoljer

Betydningen av disse forholdene for beredskap er nærmere beskrevet i kapittel 7.0.

Levetid på havoverflaten er et viktig forhold i beredskapsøymed. I Figur 6-1 og Figur 6-2 er resultatene fra forvitringsstudien (SINTEF, 2006c) gjengitt for ulike vindstyrker ved sjøtemperatur 2 °C. Studiet er gjennomført med en filmtykkelse som er sammenliknbart med et overflateutslipp. Ved et sjøbunnsutslipp vil initiell filmtykkelse og derved levetid på havoverflaten være til dels vesentlig kortere.



Figur 6-1 Massebalanse for utslipp av Snøhvit blend ved temperatur 2 °C og vindstyrke hhv. 2 og 5 m/s (SINTEF, 2006c).



Figur 6-2 Massebalanse for utslipp av Snøhvit blend ved temperatur 2 °C og vindstyrke hhv. 10 og 15 m/s (SINTEF, 2006c).

Som det fremgår av figurene er levetiden av utslippet på havoverflaten svært avhengig av vindstyrken. Ved lave vindstyrker (2 m/s) er ca. 60 % fordampet etter 1 døgn, mens en tredjedel av utslippsmengden er igjen etter 5 døgn. Ved 5 m/s vind er tilsvarende tall 65 % og 23 % (en del av oljen er da nedblandet).

Ved vindstyrke 10 m/s har utslippet en maksimal levetid på overflaten på rundt 3 døgn, mens levetiden ved 15 m/s vind er ca. 12 timer.

7.0 Bekjempelsesstrategier

Sjøtemperatur i området forventes i boreperioden å være ca. 2 °C (Data for Slettnes fyr, gitt i NOFOs planverk).

Vindforholdene i området for mars måned (Data for Fruholmen fyr, gitt i NOFOs planverk) er som følger:

- < 1,5 m/s: 2,8 % av tiden
- 1,5 – 5,4 m/s: 27,5 % av tiden
- 5,4 – 10,7 m/s: 45,7 % av tiden
- > 10,7 m/s: 24 % av tiden.

I månedene januar og februar er vindstyrkene generelt høyere.

Sett i sammenheng med utslippets egenskaper i beredskapsøyemed, diskutert i foregående kapittel, foreslås følgende hovedstrategier ved eventuelle akuttutslipp:

7.1 Utslipp av "Snøhvit blend" ved vindstyrker < 2 m/s

Forvitringsstudiene viser at levetiden av utslippet på havoverflaten ved slike vindstyrker er > 5 døgn. Ca. 60 % av utslippsmengden er imidlertid fordampet allerede etter 1 døgn. Slike vindstyrker forventes kun i en svært liten andel av tiden.

Under slike forhold vil gasskonsentrasjoner grunnet høy avdampning være en viktig risikofaktor med tanke på sikkerhet, på samme måte som beskrevet for kondensat i kapittel 11.1. Beredskapsstrategien vil være å følge "flaket" i noe avstand, og først gjennomføre mekanisk oppsamling når de lette komponentene har dampet av. For å redusere lensetap grunnet lav viskositet vil lensene trekkes med redusert hastighet i forhold til vanlige operasjonsstrategier. Transrec oljeopptaker forventes å være egnet under disse forholdene.

7.2 Utslipp av "Snøhvit blend" ved vindstyrker 5 m/s

Forvitringsstudiene viser at levetiden av utslippet på havoverflaten ved slike vindstyrker er i størrelsesorden > 5 døgn. Ca. 65 % av utslippsmengden er imidlertid fordampet allerede etter 1 døgn. Slike vindstyrker forventes i en relativt stor andel av tiden.

Under slike vindforhold vil gasskonsentrasjoner grunnet høy avdampning være en mindre viktig faktor for beredskapstiltak. Beredskapsstrategien vil være tilsvarende som for foregående punkt, men det kan forventes et høyere lensetap grunnet lav viskositet. Levetiden av olje som passerer lensene forventes imidlertid å være svært begrenset, grunnet lav filmtykkelse.

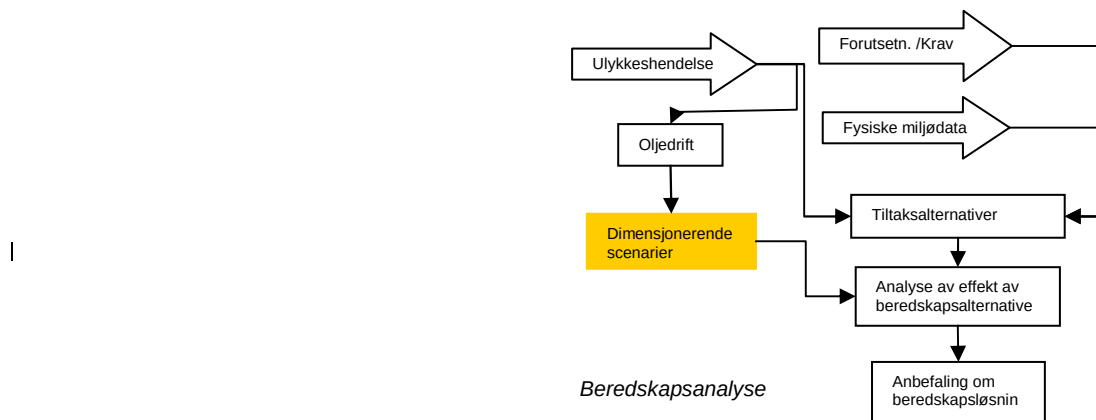
7.3 Utslipp av "Snøhvit blend" ved vindstyrker => 10 m/s

Forvittringsstudiene viser at levetiden av utslippet på havoverflaten ved slike vindstyrker er kortere enn 3 døgn. Slike vindstyrker forventes i en relativt stor andel av tiden.

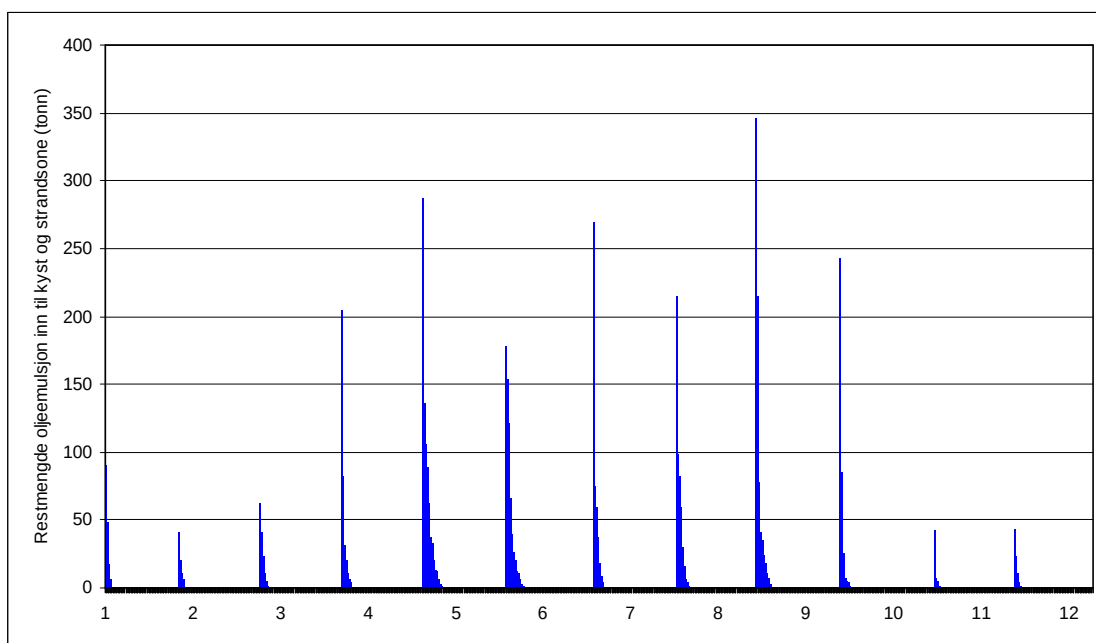
Under slike forhold vil gasskonsentrasjoner grunnet høy avdampning være en mindre viktig faktor for beredskapstiltak. Ut fra massebalansen vist i Figur 6-2 så ser man at man kan forvente en del olje på sjøen som er tilgjengelig for opptak innenfor nærområdet til utslippet. Beredskapsstrategien vil være tilsvarende som for forgående punkt.

Bekjempelsesstrategi ved utslipp av kondensat er beskrevet i kapittel 11.1.

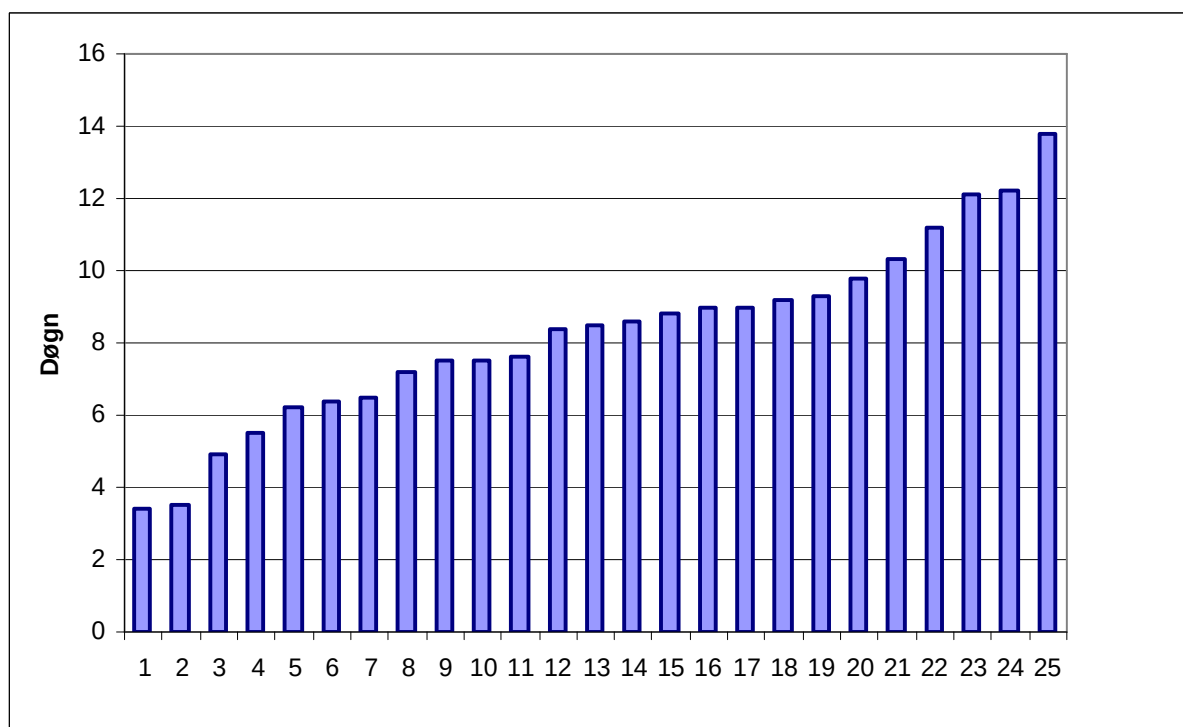
8.0 Oljedriftsstatistikk og valg av dimensjonerende scenarier



Utfallene av alle simuleringer av oljedrift med tanke på emulsjonsmengde inn til kyst- og strandsone per døgn, er vist i Figur 8-1. Simuleringen som ga korteste drivtid er i januar måned. Drivtid for de simuleringene som ga stranding i januar måned er vist i Figur 8-2.



Figur 8-1 Restmengde emulsjon i kyst- og strandsone ved minimumstiltak i én barriere for alle 3 600 simuleringer (scenarier) av oljedrift. Resultatene er vist måned for måned, og sortert fra høy til lav restmengde. Da boreperioden er fra januar – april er scenariet med størst restmengde i april er valgt som dimensjonerende for beredskapsanalysen.



Figur 8-2 Drivtid til land for de 25 simuleringer (scenarier) av oljedrift som strandet i januar måned. Scenariet med kortest drivtid i perioden januar til april ligger i januar måned, og er på 3,4 døgn. Kun 9 % av alle simuleringer for januar måned strander.

Av de 3 600 simuleringene av et overflateutslipp så strander 14 % av simuleringene. I de simuleringene der olje når land, gjennom hele året, varierer minste drivtid fra 3,4 til 23,6 døgn. Mengde oljeemulsjon per døgn inn til kyst- og strandsone for de simuleringene som når land varierer fra 0,3 til 346 tonn/d. Dette er inkludert effekt av en barriere (med ett system).

De 3 600 simuleringene er hentet ut ved tilfeldig utvalg fra en værstatistikk for en 30-års periode. Fra disse er det valgt ut et sett av scenarier for videre beskrivelse. Scenariene uttrykker ekstremsituasjoner for hvordan et større oljeutslipp kan utvikle seg, med hensyn til drivtid, mengde olje inn til kyst- og strandsone samt miljørisiko på henholdsvis åpent hav og i kyst- og strandsone. Scenarier som er lagt til grunn i denne analysen i perioden januar – april er (dato for valgte vær-/vind-situasjon angitt):

- Dimensjonerende utslippsscenario for kapasitet/omfang av beredskapsløsning i forventet boreperiode (januar-april): Utslipet med start 28.4.1967. Ved slutført simulering har dette en relativ lav emulsjonsmengde inn til kyst- og strandsone.
- Dimensjonerende utslippsscenario for responstid: Utslipet med start 15.1.1970. Scenariet har korteste drivtid til land av samtlige simuleringer innen boreperioden, tilsvarende 3,4 døgn.
- Illustrasjon av effekten mht. reduksjon av miljørisiko på åpent hav: Utslipet med start 29.4.1974, som har høyest miljørisiko for ressurser på havoverflaten, uttrykt ved bestandstap for lundefugl på åpent hav.
- Illustrasjon av effekten mht. reduksjon i utstrekning av berørt landareal: Utslipet med start 18.4.1988, som har flest berørte landruter med strandet emulsjon.

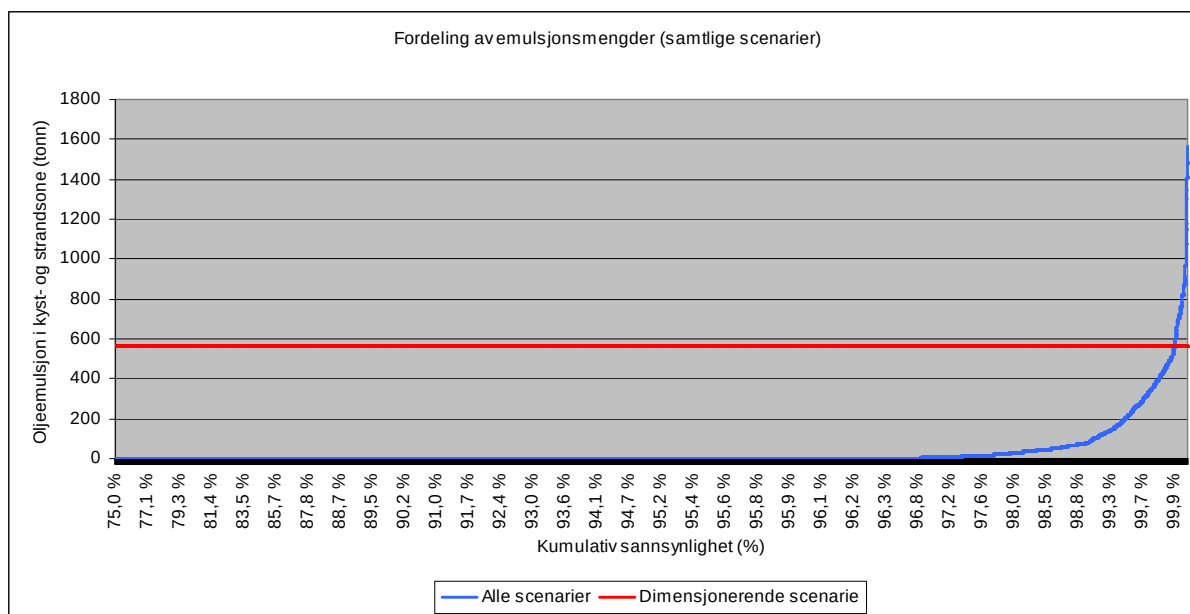
Disse scenariene benyttes videre for å vurdere virkning av beredskapsalternativene i ulike situasjoner for å sikre en robust beredskapsløsning.

8.1 Vurdering av bruk av rate og vektet varighet i beredskapsanalysen

Det er modellert 3600 simulering for hver rate- og varighetskombinasjon. Totalt er det 5 kombinasjoner (1 rate og 5 varigheter) for både overflate og sjøbunnsutslipp, i alt 10 rate-varighetskombinasjoner. Dette gir et utfallsrom på 36000 enkeltsimuleringer av oljedrift. Hver av disse simuleringene har en sannsynlighet knyttet til seg basert på følgende faktorer:

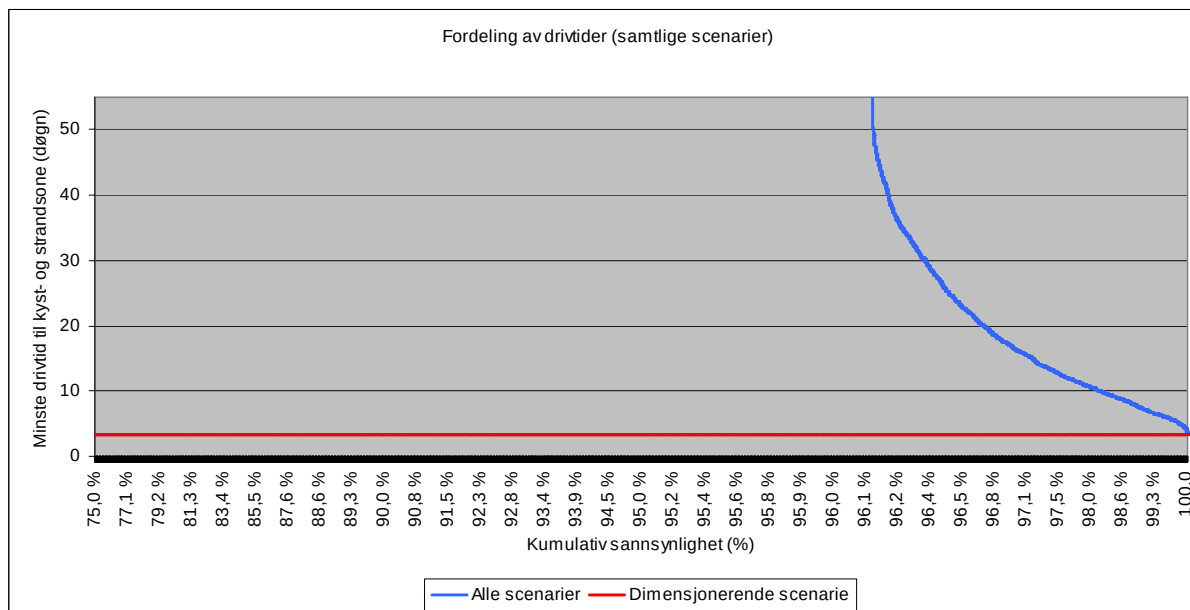
$$P_{\text{sim}} = (P_{\text{utslipp}} * P_{\text{top/sub}} * P_{\text{rate}} * P_{\text{varighet}}) / 36000$$

Samtlige av disse scenariene er deretter rangert etter strandingsmengde og det er beregnet kumulativ sannsynlighet for den angitte strandingsmengden. Resultatet viser at det er hele 99,9 % sannsynlighet for at strandingsmengdene blir mindre enn for det dimensjonerende scenariet som er valgt med basis i vektet rate og varighet. Kun overflateutslipp er vist i figurene da sjøbunnsutslipp (75 % av totalsannsynligheten) ikke medfører stranding av olje.



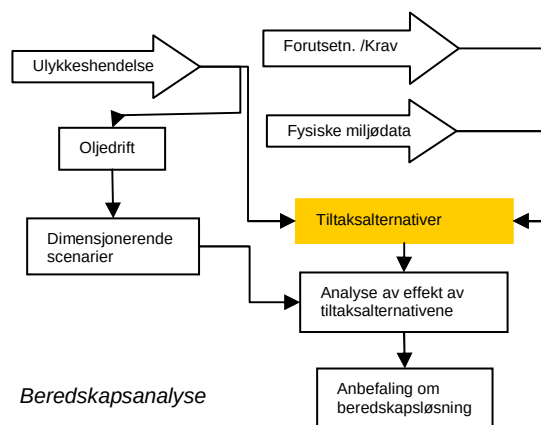
Figur 8-3 Kumulativ sannsynlighet for mengde oljeemulsjon i kyst- og strandsone.

Når det gjelder drivtid vil den korteste drivtid i vektet rate og varighet tilsvare korteste drivtid også i de resterende simuleringer og ligger derved som et "worst case" scenario blant samtlige simuleringer.



Figur 8-4 Kumulativ sannsynlighet for drivtid inn til land.

9.0 Tiltaksalternativer



Beredskap er et konsekvensreducerende tiltak, og skal derfor i utgangspunktet stå i forhold til miljørisiko. Statoil sine styringskriterier tilsier at miljørisikoen skal reduseres dersom kostnadene ikke står i vesentlig misforhold til miljøgevinsten tiltaket medfører. I dette tilfellet har Statoil som utgangspunkt for analysen valgt å ha et beredskapssystem plassert på beredskapsfartøyet ved riggen under boring i oljeførende lag.

Tabell 9-1 Kriterier for valg av tiltaksalternativer

Tiltaksalternativ	Kriterier for valg av delbarrierer	Barrierer
Tiltaksalternativ 1	Tiltaksalternativet skal ha tilstrekkelig kapasitet i hver delbarriere.	Delbarriere 1A – 1 system Delbarriere 2A – 1 system
Tiltaksalternativ 2	Tiltaksalternativet skal ved introduksjon av ytterligere delbarrierer gi en fordobling av oppsamlet mengde i forhold til tiltaksalternativ 1	Delbarriere 1A – 1 system Delbarriere 1B – 1 system Delbarriere 2A – 1 system
Tiltaksalternativ 3	Tiltaksalternativet skal ved introduksjon av ytterligere delbarrierer gi en fordobling av oppsamlet mengde i forhold til tiltaksalternativ 2	Delbarriere 1A – 1 system Delbarriere 1B – 1 system Delbarriere 1C – 1 system Delbarriere 2A – 1 system

Basert på ovenstående er følgende alternative beredskapsløsninger (tiltaksalternativer) identifisert og videre analysert i denne analysen:

Tiltaksalternativ 1

Alternativet omfatter følgende:

- 1 NOFO system i barriere 1
- 1 NOFO system i barriere 2
- 1 Kystsystem i barriere 3
- 1 Fjordsystem i barriere 4

Tiltaksalternativ 2

Alternativet omfatter følgende:

- 1 NOFO-system i delbarriere 1A
- 1 NOFO-system i delbarriere 1B
- 1 NOFO/KV-system i barriere 2
- 1 kystsystem i barriere 3
- 1 fjordsystem i barriere 4

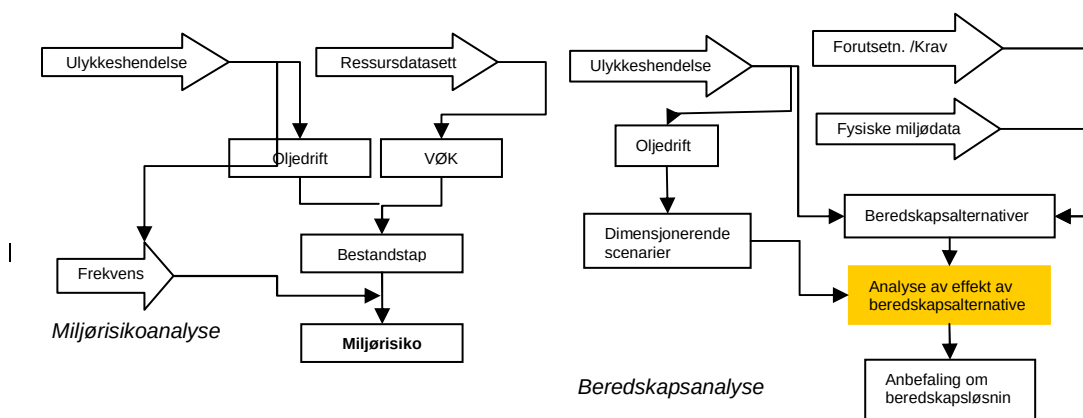
Tiltaksalternativ 3

Alternativet omfatter følgende:

- 1 NOFO-system i delbarriere 1A
- 1 NOFO-system i delbarriere 1B
- 1 NOFO-system i delbarriere 1C
- 1 NOFO/KV-system i barriere 2 A
- 1 kystsystem i barriere 3
- 1 fjordsystem i barriere 4

I tillegg til disse tre tiltaksalternativene vises også utfallet av simuleringene uten tiltak for oppsamling av olje.

10.0 Vurdering av effekt av tiltaksalternativene 1-3

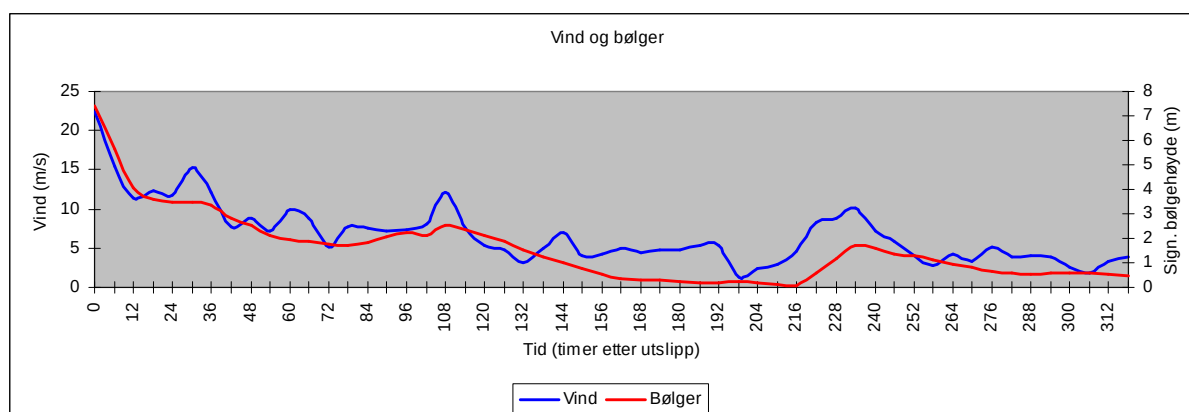


10.1 Dimensjonerende scenario med hensyn på kapasitet/omfang

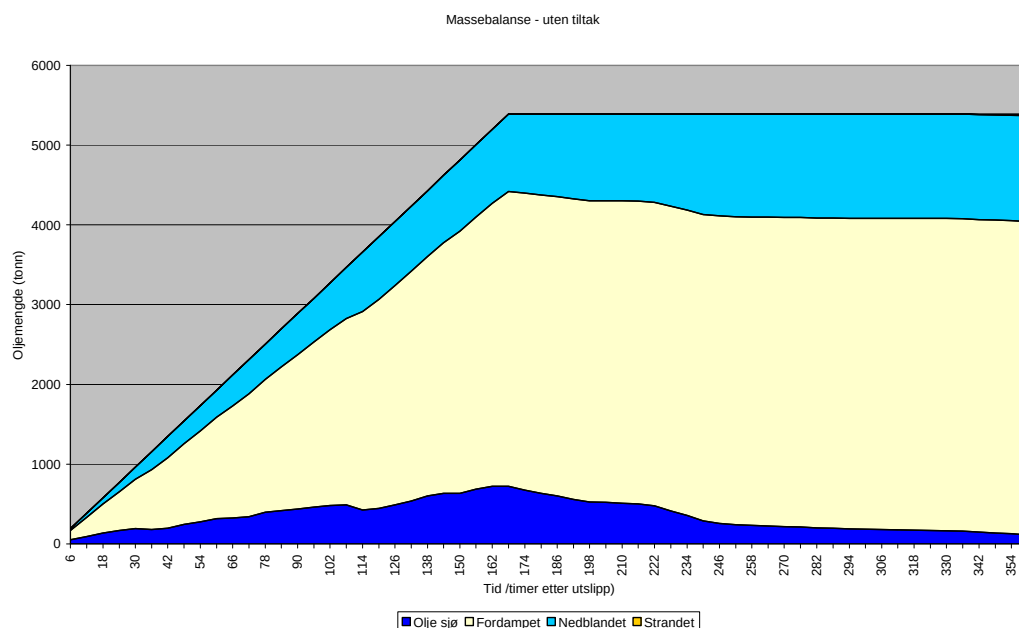
Utslippsscenarioet som gav størst strandet restmengde er det dimensjonerende scenarioet mhp. kapasitet/omfang av beredskapen i barriere 1-4. Figur 10-2 presenterer massebalansen for

utslippet, mens Figur 10-3 og Figur 10-4 viser samlet effekt av barriere 1 og 2 for de ulike beredskapsløsningene på hhv. oljemengde på havoverflaten og total strandingsmengde.

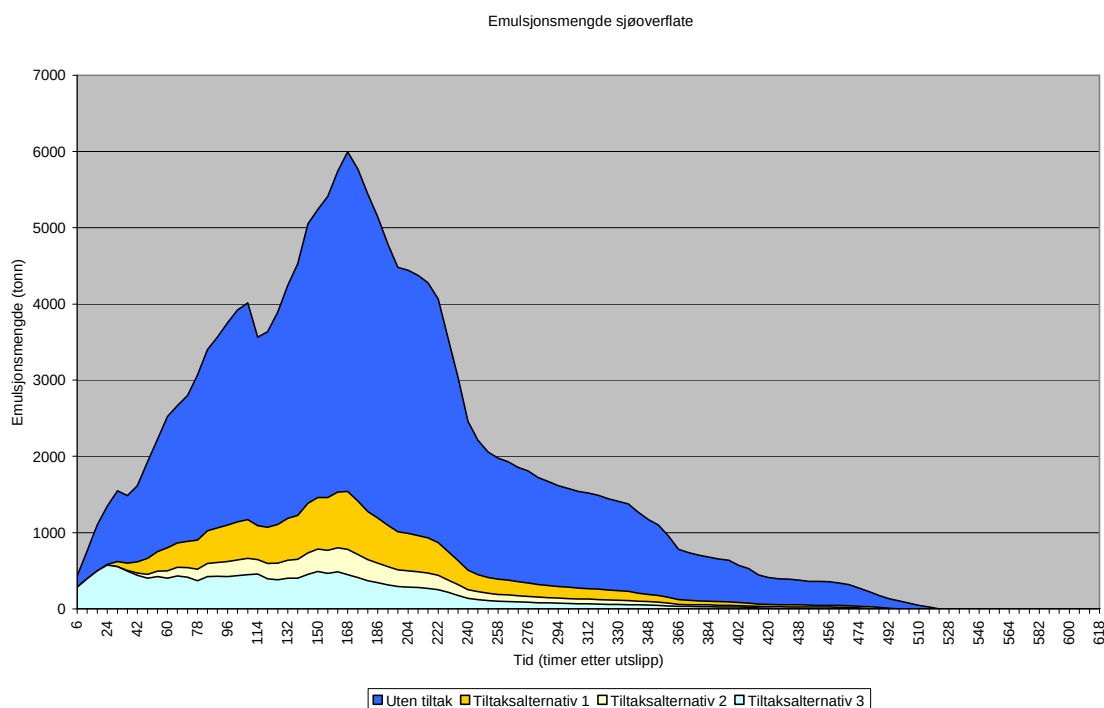
Utslippet starter 28. april 1967. Værforholdene under utslippets varighet er vist i Figur 10-1. De første timene etter utslippets start blåser det liten storm, men vinden avtar raskt ned til liten kuling på slutten av det første døgnet. I løpet av de første fem døgnene er vinden avtagende, men varierer fra stiv kuling til laber bris. Vindretningen i denne perioden er sørvest – vestlig vind. De påfølgende tre døgn dreier vinden til nord – nordøstlig retning, med laber bris i styrke. Resten av perioden er det stort sett sørvest – vestlig vind, med en gjennomsnittlig styrke på lett bris. De første tolv timene etter utslippets start er bølgehøyden over 4 m, og det kan derfor være vanskelige forhold for mekanisk oppsamling. Resten av perioden er bølgehøyden under 4 m.



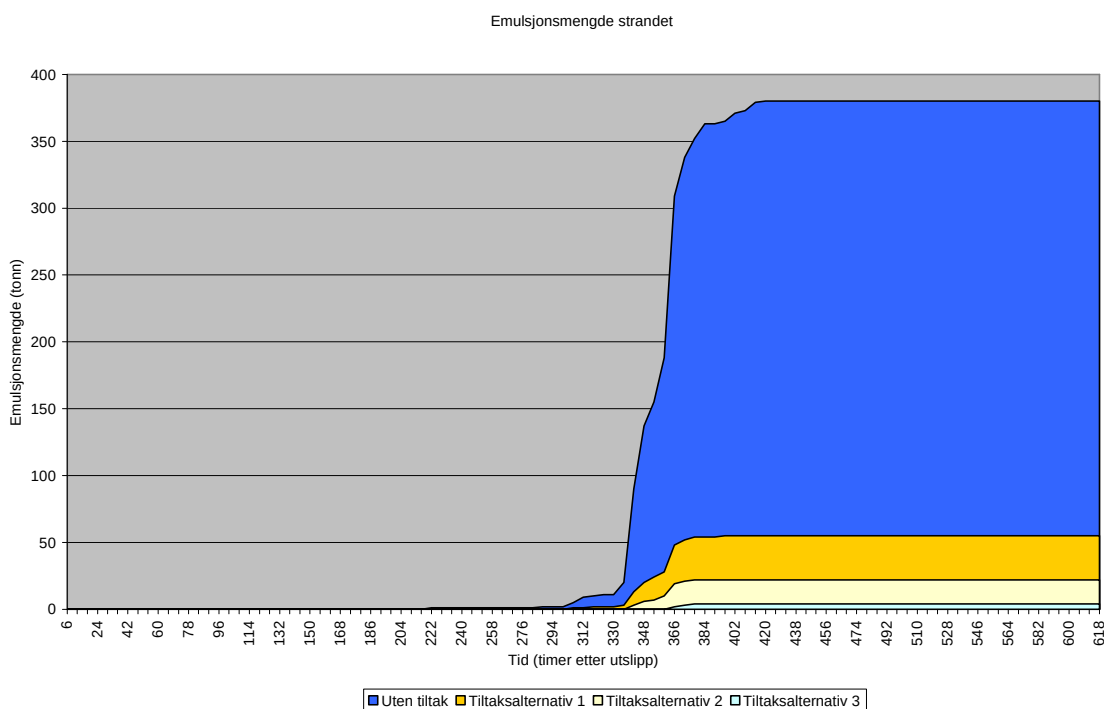
Figur 10-1 Vind og bølgeforhold gjennom simuleringen for scenario med størst strandet mengde.



Figur 10-2 Massebalansen til dimensjonerende scenario for omfang/kapasitet (forventet boreperiode) uten beredskapstiltak.



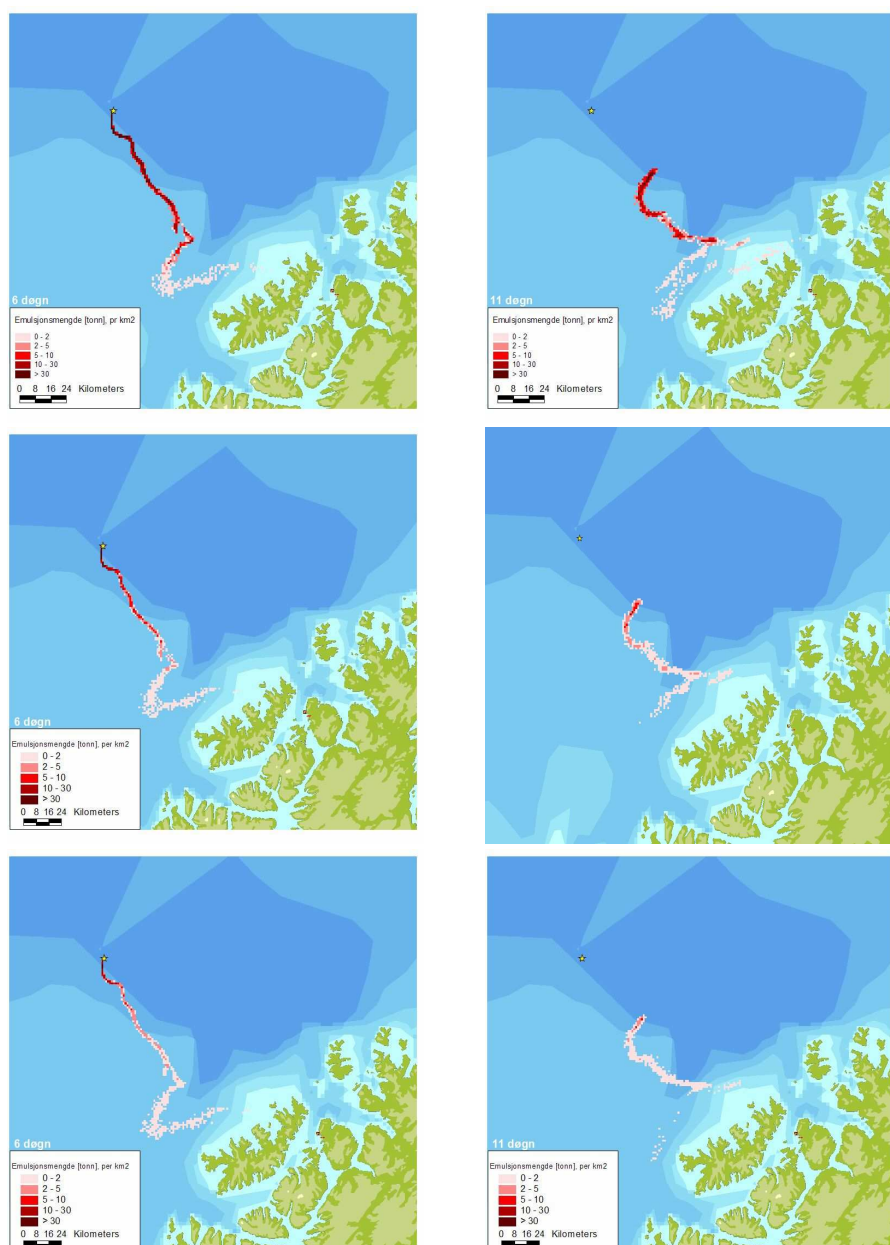
Figur 10-3 Emulsjonsmengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang) ved ulike tiltaksalternativer.



Figur 10-4 Emulsjonsmengde inn til kyst- og strandsone for dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang) ved ulike tiltaksalternativer.

Maksimal mengde emulsjon på overflaten er i underkant av 6000 m³ ca. 7 døgn etter utslippets start uten effekt av oljevernberedskap. Effekten av standard beredskapsløsning er høy og bidrar til stor reduksjon av oljemengde på overflaten og tilsvarende reduksjon i olje inn til kyst- og strandsone. Med utvidet beredskap reduseres oljemengden inn til kyst- og strandsone ytterligere.

Figur 10-5 illustrerer emulsjonsmengde og utbredelse på havoverflaten ved ulike tidspunkt etter utslippet. Figuren viser også effekten av de ulike beredskapsalternativene på mengde og utbredelse.



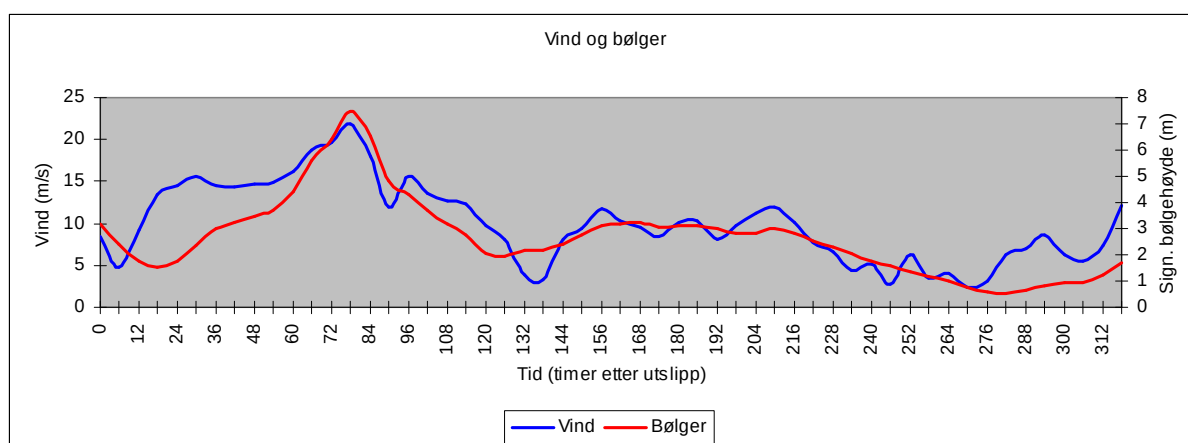
Figur 10-5 Emulsjonsmengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang) i forventet boreperiode, uten tiltak (øverst), med tiltaksalternativ 1 (midten) og tiltaksalternativ 2 (nederst)

for tidspunktene 6 døgn og 11 døgn etter utslippets start. Tiltaksalternativ 3 reduserer mengden ytterligere.

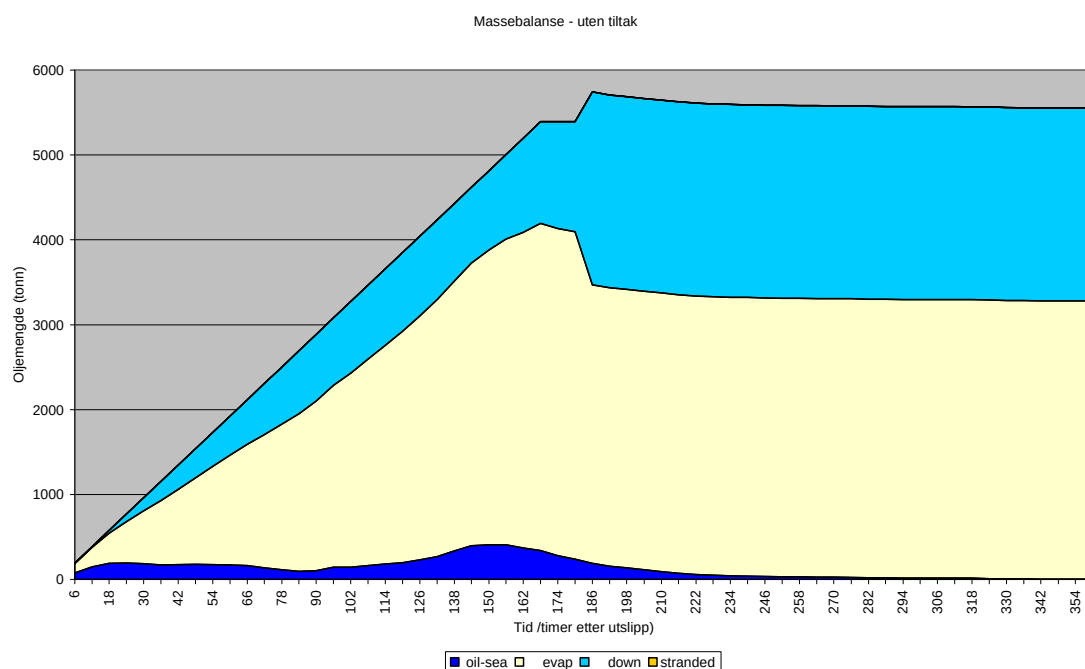
10.2 Dimensjonerende scenario med hensyn på drivtid

Utslippsscenariet som gav korteste drivtid er det dimensjonerende scenariet mhp. responstid. Scenariet har en drivtid på 3,4 døgn inn til land. Figur 10-7 presenterer massebalansen for utslippet, mens Figur 10-8 viser hhv. effekt av de ulike beredskapsløsningene på oljemengde på havoverflaten. Selv uten beredskapstiltak er det en veldig liten mengde olje som strander i dette scenariet (< 1 tonn) og det er derfor ikke vist noen figur for stranding.

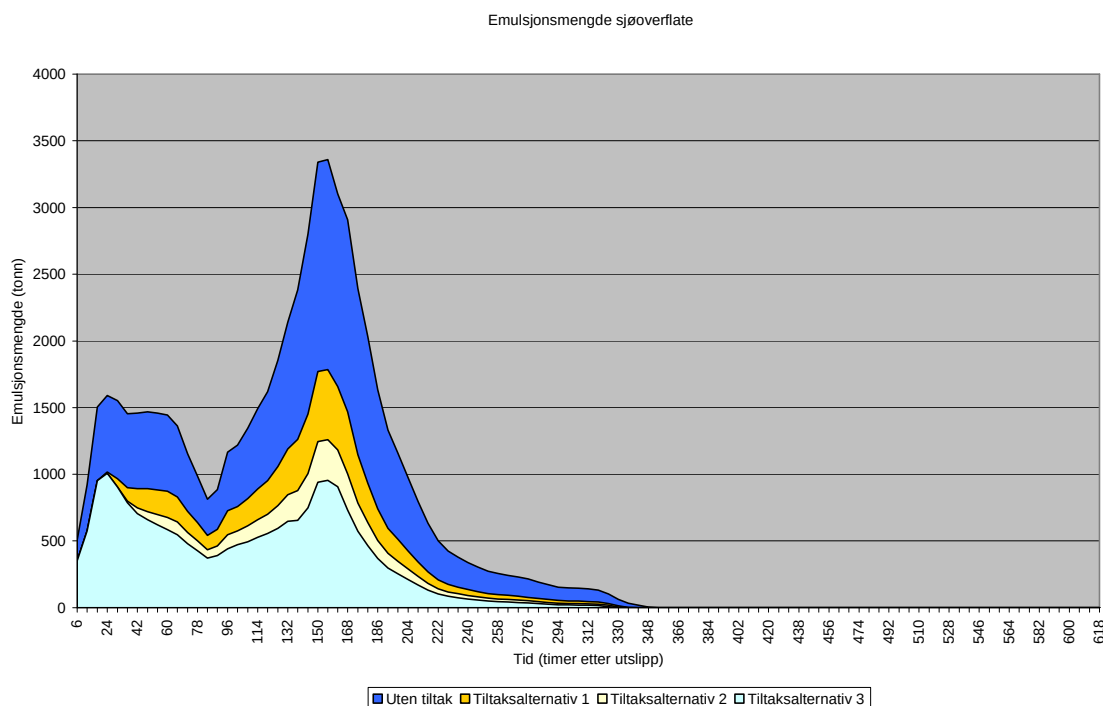
Utslipet starter 15. januar 1970. Værforholdene under utslippets varighet er vist i Figur 10-6. De første fire døgnene etter utslippets start øker vinden i styrke fra frisk bris til liten storm. Styrken avtar så jevnt i påfølgende to døgn helt ned i svak vind. Videre varierer styrken mellom liten kuling og laber bris, mot slutten av perioden er den nede i lett bris men øker til liten kuling igjen. Vindretningen er under hele perioden av vestlig karakter, men varierer mellom nordvestlig og sørvestlig retning. Bølgehøyden er i de største delene av perioden under 4 meter. I perioden ca. 2 døgn til fire døgn etter utslippets start er bølgehøyden over 4 m, noe som vanskeliggjør mekanisk oppsamling av oljen.



Figur 10-6 Vind og bølgeforhold gjennom simuleringen for scenariet med korteste drivtid.



Figur 10-7 Massebalansen til dimensjonerende scenario for responstid (forventet boreperiode) uten beredskapstiltak.



Figur 10-8 Emulsjonsmengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario for responstid (forventet boreperiode) ved ulike tiltaksalternativer.

Figur 10-9 illustrerer emulsjonsmengde og utbredelse på havoverflaten ved ulike tidspunkt etter utslippet. Figuren viser kun situasjonen uten beredskapstiltak.



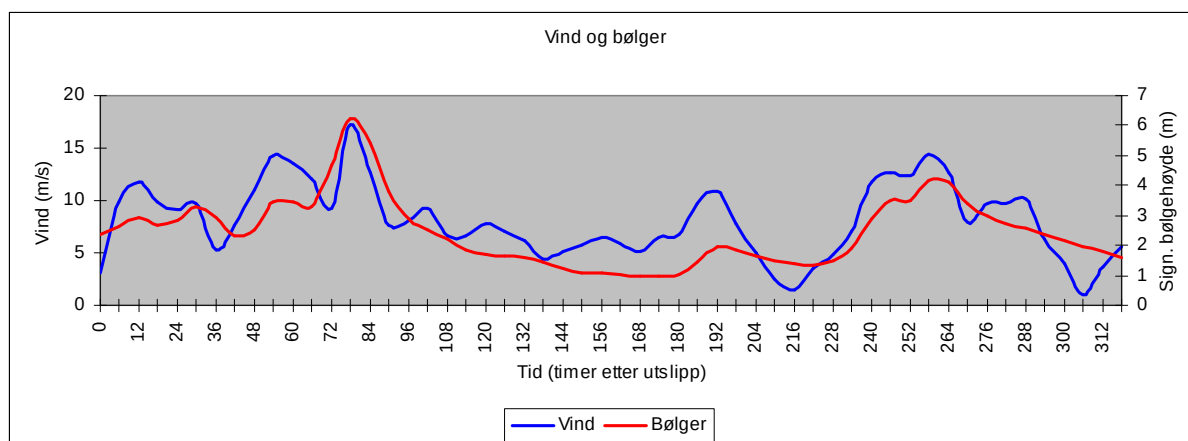
Figur 10-9 Emulsjonsmengde på havoverflaten for scenariet med kortest drivtid i forventet boreperiode, uten tiltak, for tidspunktene 3,4 døgn (korteste drivtid) og 6 døgn etter utslippets start.

Figuren viser oljeflakets utbredelse ved stranding ved Rolvsøy etter 3,4 døgn. Det er en liten mengde emulsjon som strander (< 1 tonn), og flaket driver nordover etter strandingen.

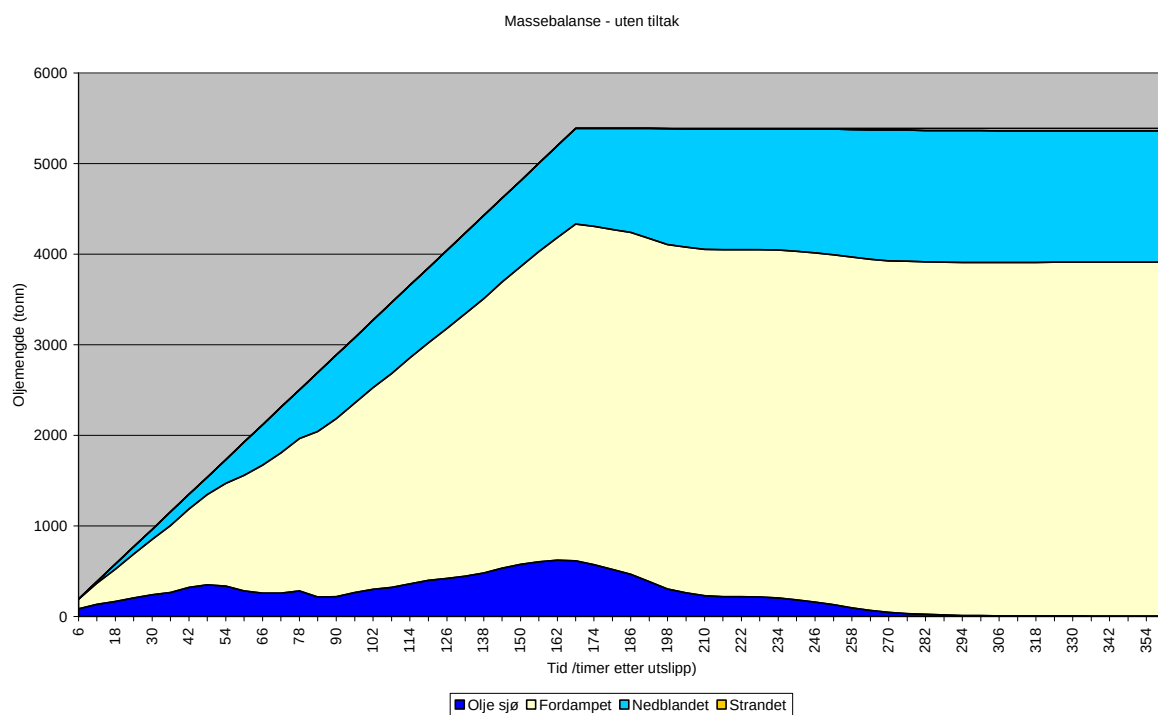
10.3 Illustrerende scenario med hensyn på berørt strandareal

Utslippsscenarioet som gav størst berørt område er vist i dette delkapitlet. Figur 10-11 presenterer massebalansen for utslippet, mens Figur 10-12 og Figur 10-13 viser effekt av de ulike beredskapsløsningene på hhv. oljemengde på havoverflaten og total strandingsmengde.

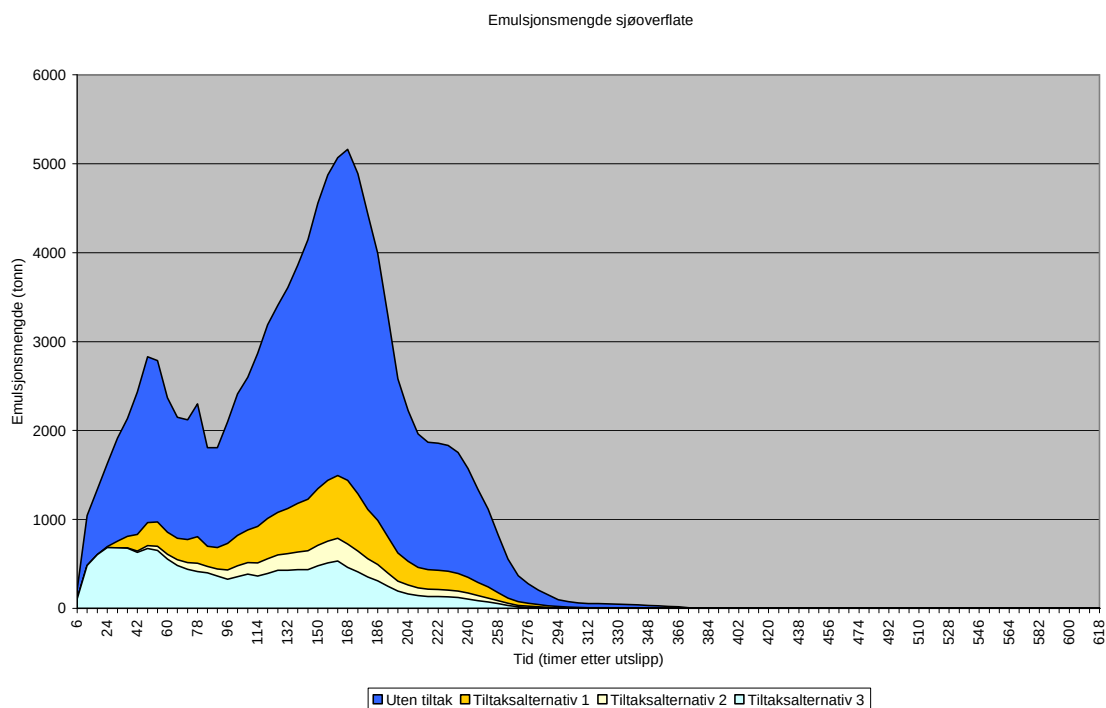
Utslipet starter 18. april 1988. Værforholdene under utslippets varighet er vist i Figur 10-10. Vindstyrken varierer mye under hele perioden. I de første fire døgnene etter utslippets start varierer den mellom svak vind og sterk kuling. De påfølgende fire døgn stabiliserer vinden seg rundt laber bris i styrke, før den igjen på slutten av perioden varierer mellom svak vind og sterk kuling. Vindretningen varierer også under perioden. I det første døgnet er det nordøstlig vind, som etter hvert dreier mot nord – nordvestlig retning de påfølgende elleve døgn. Mot slutten av perioden dreier vinden igjen til en nordøstlig retning. Bølgehøyden er i store deler av perioden under 4 meter. I det tredje døgnet etter utslippets start, er bølgehøydene over 4 m noe som gjør mekanisk bekjempelse vanskelig.



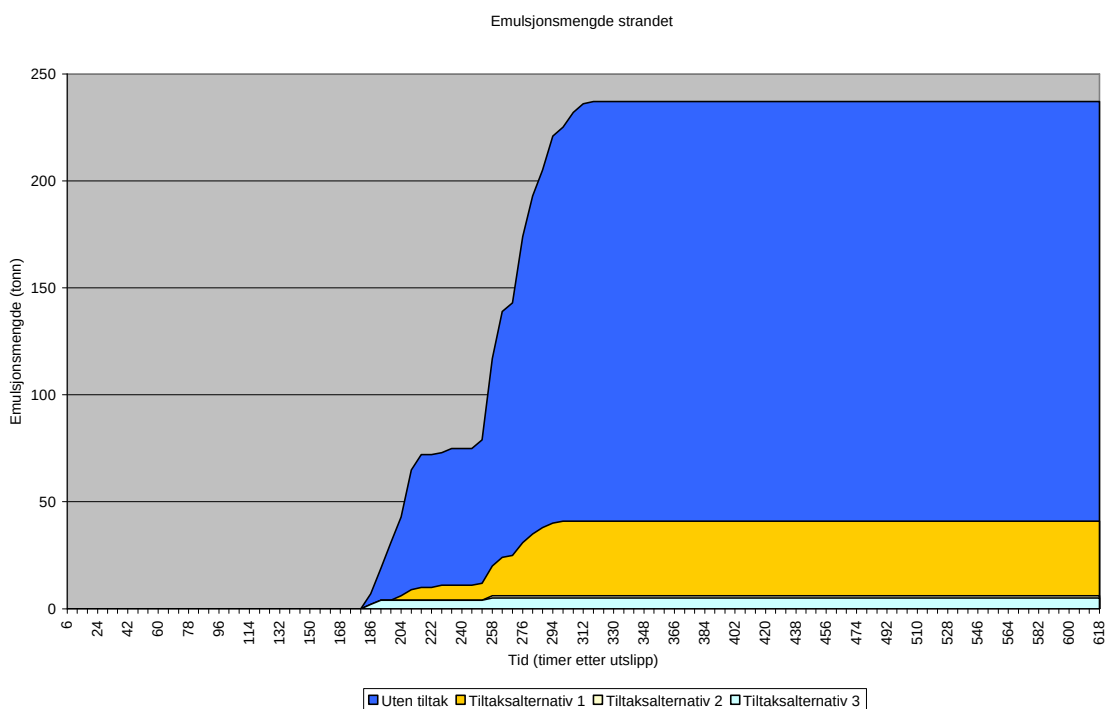
Figur 10-10 Vind og bølgeforhold gjennom simuleringen for scenariet som gir størst berørt område.



Figur 10-11 Massebalansen til illustrerende scenario for størst berørt landområde (forventet boreperiode) uten beredskapstiltak.

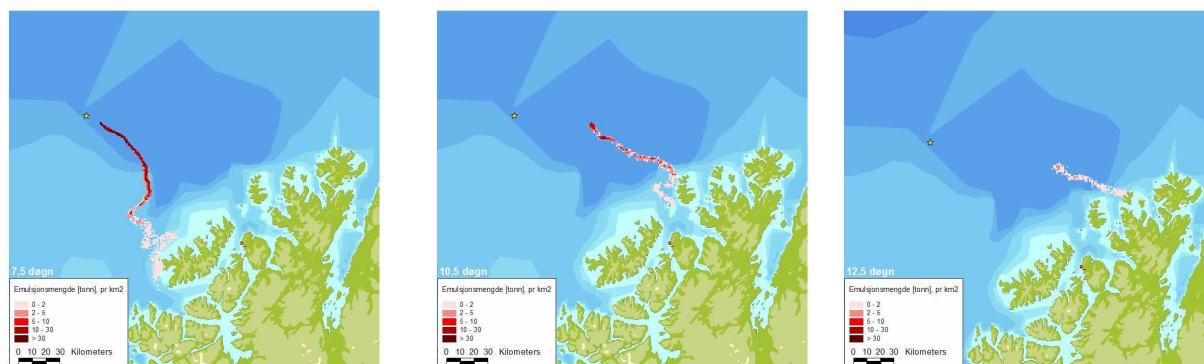


Figur 10-12 Emulsjonsmengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario størst berørt område ved ulike tiltaksalternativer.



Figur 10-13 Emulsjonsmengde inn til kyst- og strandsone for illustrerende scenario størst berørt land område ved ulike tiltaksalternativer.

Figur 10-14 illustrerer emulsjonsmengde og utbredelse på havoverflaten ved ulike tidspunkt etter utslippet.



Figur 10-14 Emulsjonsmengde på havoverflaten for scenariet med størst berørt område i forventet boreperiode, uten tiltak, for tidspunktene 7,5 døgn og 10,5 døgn og 12,5 døgn etter utslippets start.

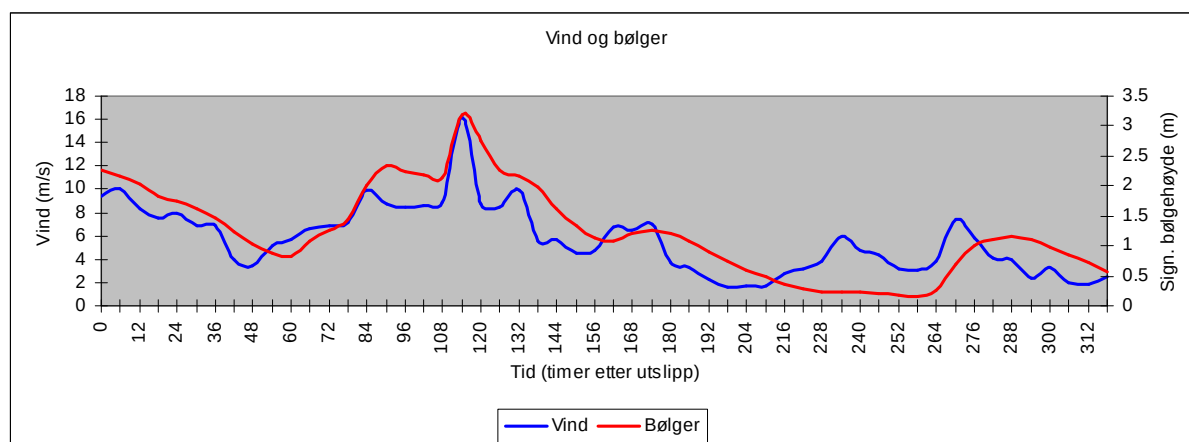
Som man ser av figuren driver flaket i dette scenariet nordover og eksponerer området fra Sørøya i sør til Hjelmsøya i nord.

10.4 Dimensjonerende scenario med hensyn på miljørisiko

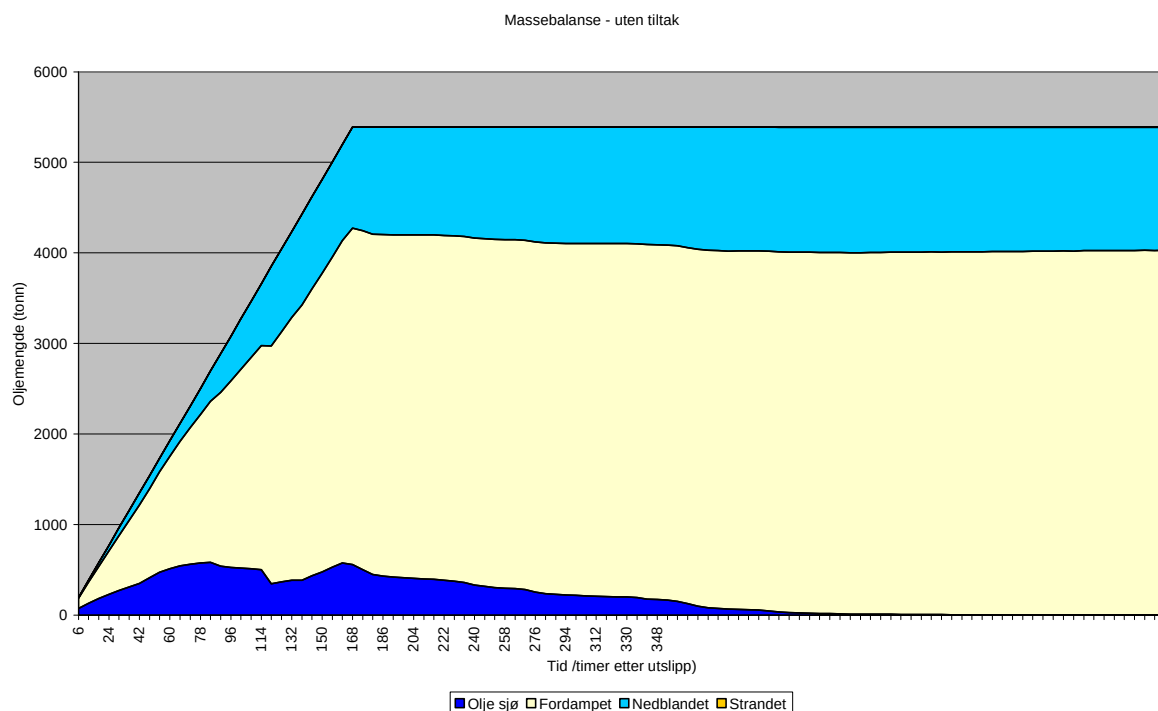
Utslippsscenariet som gav størst effekt i forhold til miljørisiko er vist i dette delkapitlet. Figur 10-16 presenterer massebalansen for utslippet, mens Figur 10-17 og Figur 10-18 viser effekt av de ulike beredskapsløsningene på hhv. oljemengde på havoverflaten og total strandingsmengde.

Utslippet starter 29. april 1974. Værforholdene under utslippets varighet er vist i Figur 10-15. De første fire døgnene er det stort sett frisk bris, men er nede i lett bris etter to døgn. I de fjerde døgnet øker vindstyrken raske til stiv kuling før den like raskt igjen avtar til frisk bris. I resten av perioden er vindstyrken stort sett mellom svak vind og laber bris. Vindretningen er i de første to døgn nordvestlig, men dreier så til nordøstlig retning de neste tre døgn. Vinden varierer så mellom nordvestlig og nordøstlig retning. I det niende døgnet dreier vinden til sørøstlig retning og holder seg slik stort sett ut perioden.

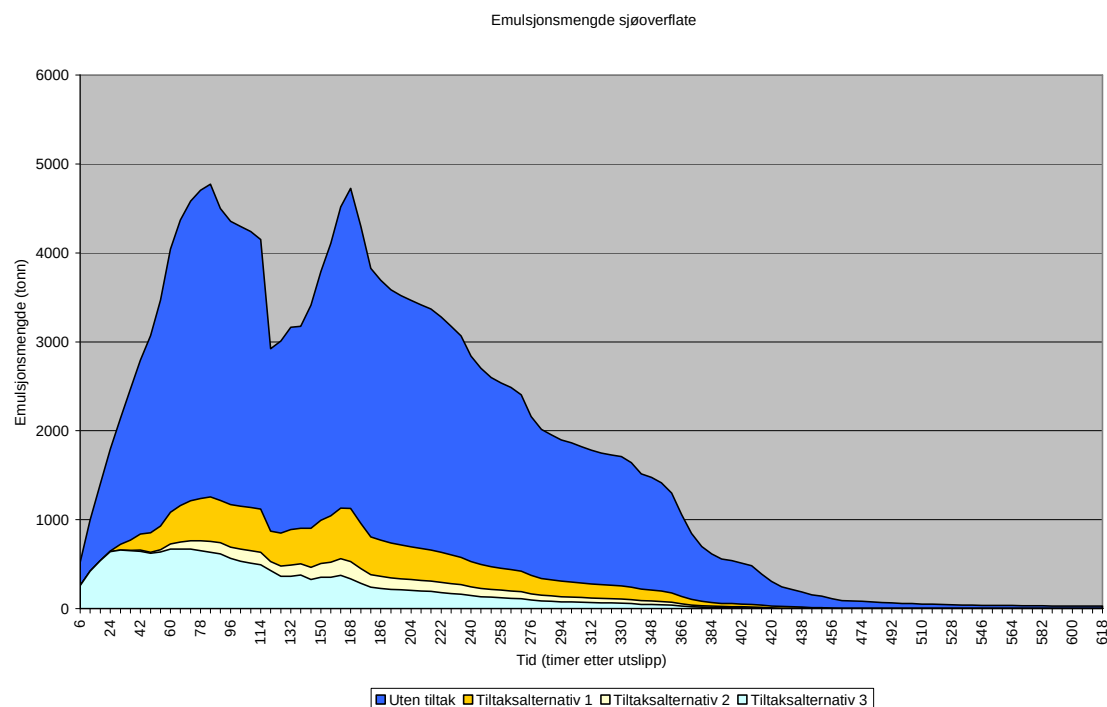
Bølgehøyden er i hele perioden under 4 meter.



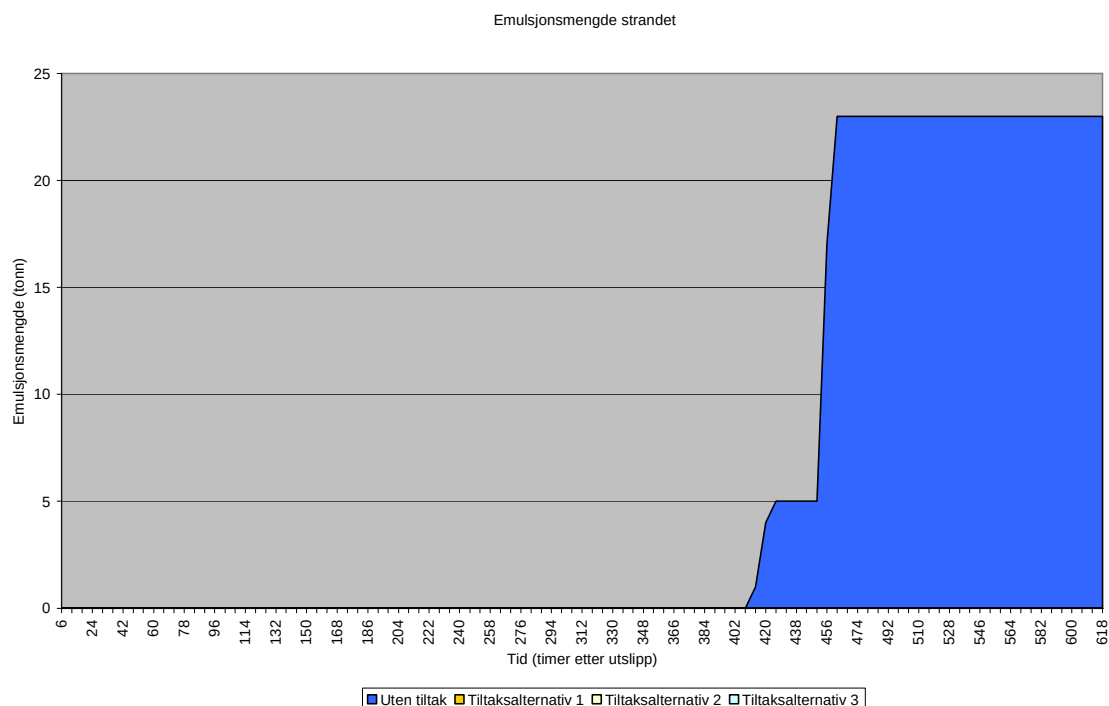
Figur 10-15 Vind og bølgeforhold gjennom simuleringen for scenariet med høyest miljørisiko.



Figur 10-16 Massebalansen til dimensjonerende scenario med høyest miljørisiko (forventet boreperiode) uten beredskapstiltak.

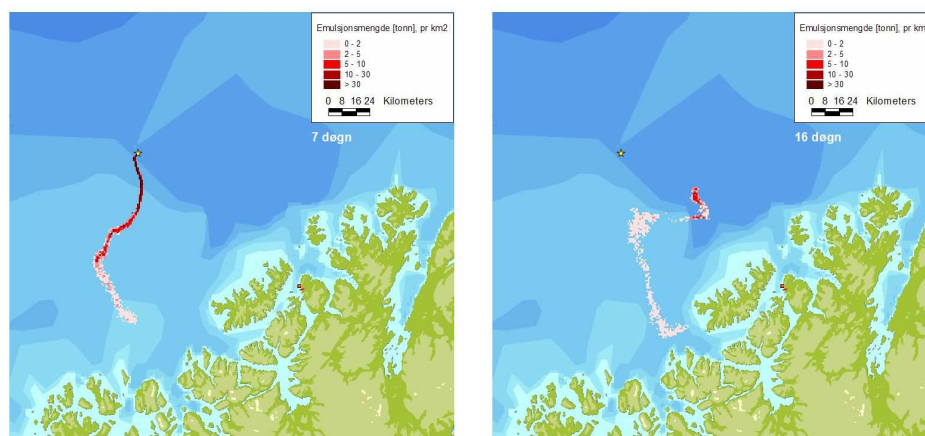


Figur 10-17 Massebalanse av dimensjonerende scenario med høyest miljørisiko ved ulike tiltaksalternativer vist ved oljemengde på havoverflaten.



Figur 10-18 Emulsjonsmengde inn til kyst- og strandsone for dimensjonerende scenario med høyest miljørisiko ved ulike tiltaksalternativer. Alle tiltaksalternativene medfører at ingen emulsjon strander.

Figur 10-19 illustrerer emulsjonsmengde og utbredelse på havoverflaten ved ulike tidspunkt etter utslippet.



Figur 10-19 Emulsjonsmengde på havoverflaten for scenariet med høyest miljørisiko i forventet boreperiode, uten tiltak, for tidspunktene 7 døgn og 16 døgn etter utslippets start.

11.0 Vurdering fra oljedriftsmodellering av kondensat

Det er tidligere gjennomført spredningsberegninger for utslipp av ustabilisert Snøhvit kondensat (NOFO, 2001), som viser at utslippet har svært høy fordampning, med en utbredelse på overflaten begrenset til utslippspunktets nærområde.

I forvitringsstudien for Snøhvit kondensat konkluderes det med følgende hovedpunkter når det gjelder egenskaper til kondensatet (Sintef 2001):

- Snøhvit kondensat vil fordampe raskt, og vil miste ca. 90 % av sitt opprinnelige volum etter noen dager på overflaten.
- Snøhvit kondensat vil ikke emulgere. Vannopptak vil dermed ikke bidra til økning i kondensatets viskositet ved forvitring på sjøen.
- Kondensatet vil ha svært lave viskositeter under hele forvitringsforløpet og vil være vanskelig å samle opp i en lense på grunn av stor spredning, og på grunn av at kondensatet unnslipper under lensa.
- Det kan forventes høy naturlig dispergering for Snøhvit kondensat etter et utslipp, forutsatt en viss energi på havoverflaten (>5 m/s vind). Kombinert med høy avdamping vil dette føre til relativ kort levetid for kondensatet på sjøoverflaten.

For å belyse utfallet av et rent kondensatutslipp er scenariet som gir størst strandet mengde ved utslipp av en blandingsolje, også modellert med Snøhvit kondensat. I Figur 11-1 vises utbredelse av Snøhvit kondensat ved ulike tidspunkt.



Figur 11-1 Utstrekning av kondensatflaket ved 1, 3 og 6 døgn.

Simuleringene for dette scenariet viser at kondensatflaket har en relativ kort levetid på overflaten grunnet svært høy fordampning og nedblanding. Dette er i tråd med hva oljedriftsberegningene i 2001 viser (NOFO, 2001). Samlet sett vil maksimal utstrekning på influensområdet være ca. 20 km, men det er da snakk om svært små mengder kondensat på overflaten (ca. 30 kg/km²).

11.1 Bekjempelsesstrategi ved utslipp av ustabilisert Snøhvit kondensat

Overvåking og fjernmåling, samt etterkantundersøkelser er de primære beredskapstiltakene. Grunnet gasskonsentrasjoner fra fordampning av kondensat vil sikkerhet alltid være en viktig faktor ved bekjempelse av utslippet. Beredskapsstrategien vil være å følge "flaket" i noe

avstand, og først gjennomføre mekanisk oppsamling når de lette komponentene har dampet av. Kun svært begrensede restmengder forventes på overflaten. Det foretas operative vurderinger av hvorvidt restene er tilgjengelig på opptak. For å sikre fleksibilitet anbefales at fartøy nr. 1 i tillegg til HiWax og Transrec oljeopptaker også utstyres med Foxtail oljeopptaker eller tilsvarende. I tillegg anbefales at fartøyet utstyres med absorberende lense, for anvendelse ved eventuelle mindre utslipp.

12.0 Sammenligning av tiltaksalternativene

Oljedriftsberegningene viser begrensede mengder strandet emulsjon. Tiltaksalternativ 1 medfører en betydelig reduksjon i mengde emulsjon inn til kyst- og strandsone.

Tiltaksalternativ 2 gir en beskjedne effekt på den totale massebalansen, men gir en større fleksibilitet enn tiltaksalternativ 1.

13.0 Anbefalt beredskapsløsning

Grunnet en større fleksibilitet i tiltaksalternativ 2 i forhold til tiltaksalternativ 1, anbefales tiltaksalternativ 2. Den anbefalte beredskapsløsningen er vist i tabell 12-1. For håndtering av mindre utslipp og for å sikre fleksibilitet anbefales følgende plassert på beredskapsfartøyet med oljevernutstyr:

- 1 stk. FoxTail eller tilsvarende oljeopptaker
- 200 m absorberende lenser

Generelt bør beredskapsfartøyene være utstyrt med heating av tanker, alternativt transportable heatere, for å sikre pumpbarhet av oppsamlet olje og oljeemulsjon. I tillegg forutsettes at gassmålere benyttes for å sikre forsvarlig utførelse av operasjonen.

Tabell 13-1 Anbefalt beredskapsløsning

Barriere 1	
Systemer og responstid	System 1: innen 2 timer – fra feltet (beredskapsfartøy) System 2: innen 24 timer
Antall systemer i barrieren:	2 NOFO-system
Barriere 2	
Systemer og responstid	System 3: innen 35 timer
Antall systemer i barrieren:	1 NOFO- eller KV-system
Barriere 3 – Beskyttelse av kystnære miljøressurser	
Systemer og responstid	1 kystsystem innen 3 døgn
Antall systemer i barrieren:	1 system
Barriere 4 – Bekjempelse i strand/tidevannssonen	
Systemer og responstid	1 fjordsystem innen 3 døgn
Antall systemer i barrieren:	1 system
Barriere 5 – Strandsanering	
Systemer og responstid	Detaljeres i beredskapsplanen
Felles	Tankfartøy og lagringsenheter for oppsamlet olje
Overvåkning, fjernmåling og etterkantundersøkelser	- Visuell observasjon og kontroll ved tanking/lagring - Kontroll av forbruk av kjemikalier og drivstoff - Teknisk overvåkning av bore- og brønnoperasjoner - Bruk av radarsatellittjeneste - Beredskapsfartøy utstyrt med oljedetekterende radar - Visuell observasjon av havoverflaten fra rigg og beredskapsfartøy - Visuell observasjon ved hjelp av systematiske søk med fartøy - Helikopter for visuell observasjon og bruk av FLIR kamera - Overvåkingsfly med SLAR, IR/UV, video, foto - Iverksettelse av etterkantundersøkelser

14.0 Sammenligning med tidligere boringer på Snøhvit

I forbindelse med tidligere boringer på Snøhvitfeltet ble det i februar 2004 gjort en Miljørisiko- og Beredskapsanalyse av Statoil (Statoil, 2004). I analysen antok man en utslippsrate på 1580 – 1910 tonn/døgn av en oljetype lik Norne oljen. Analysen konkluderte med at 1 system på felt og 1 system ved basen i Hammerfest var dekkende for beredskapsbehovet under boringene.

Til sammenlikning er det i denne analysen antatt en rate på 769 tonn/døgn av Snøhvit blend olje. Analysen konkluderer, som beskrevet i forgående kapittel, med en anbefalt beredskap som omfatter 2 systemer i regionen (hvorav 1 på felt) og et tredje system som hentes fra regional beredskap.

15.0 Referanser

1	Statoil 2006a. Beregning av utblåsningsrater for brønn 7120/6-2, E-post fra Sigbjørn Høyland til Terje H. Møgster, 31.07.06
2	Statoil 2004. Miljørisiko- og beredskapsanalyse, oljevern for Snøhvit – offshore – februar 2004. 12.2.2004.
3	Scandpower 2006: "Blowout and Well Release Frequencies – based on Sintef Offshore Blowout Database 2005".
4	Sintef 2006a: "Blowout and Well Release Characteristics and Frequencies, 2005.
5	Sintef 2006b: "Snøhvit blandingsolje – forvitringsegenskaper", 20.9.2006
6	Sintef 2006c: " Snøhvit blandingsolje – forvitringsegenskaper, oppdatert 2.10.2006", 2.10.2006.
7	NOFO, 2001: Beredskapsanalyse – Snøhvit, rapport nr. 1079-01-01, mai 2001

Appendix I – Metodebeskrivelse

1.0 Generell metodebeskrivelse

1.1 Innledning

Ved utslipp av olje til sjø gjennomgår oljen en rekke fysiske og kjemiske endringer, som er illustrert i Figur 1-1. De viktigste prosessene er:

- **Fordampning** av flyktige fraksjoner av oljen – som reduserer volumet som skal bekjempes. Fordampning øker generelt med økende vindstyrke, mens den maksimalt oppnåelige graden av fordampning varierer med oljens kjemiske sammensetning.
- **Nedblanding** som resultat av vind og bølger – som også reduserer volumet som skal bekjempes. Nedblanding øker generelt med økende vindstyrke, mens den maksimalt oppnåelige graden av nedblanding varierer med oljens kjemiske sammensetning.
- **Vannopptak** som resultat av at oljen danner en emulsjon – noe som øker volumet som skal bekjempes. Vannopptak (prosentvis vanninnhold) øker generelt med økende vindstyrke, inntil den maksimalt oppnåelige grensen, som varierer fra oljetype til oljetype.

Avhengig av oljetype og vindforhold vil dermed volumet av oljeemulsjon på overflaten kunne avvike fra utslippsmengden.

Kravene til beredskapstiltakene er derfor utformet slik at kapasiteten skal være tilstrekkelig til å bekjempe beregnet volum av oljeemulsjon, gitt av utslippsrate, vindforhold og oljetype.

Totaleffekten av beredskapstiltak kan også uttrykkes på to måter, på bakgrunn av de prosessene som er nevnt tidligere (se også Figur 1-1):

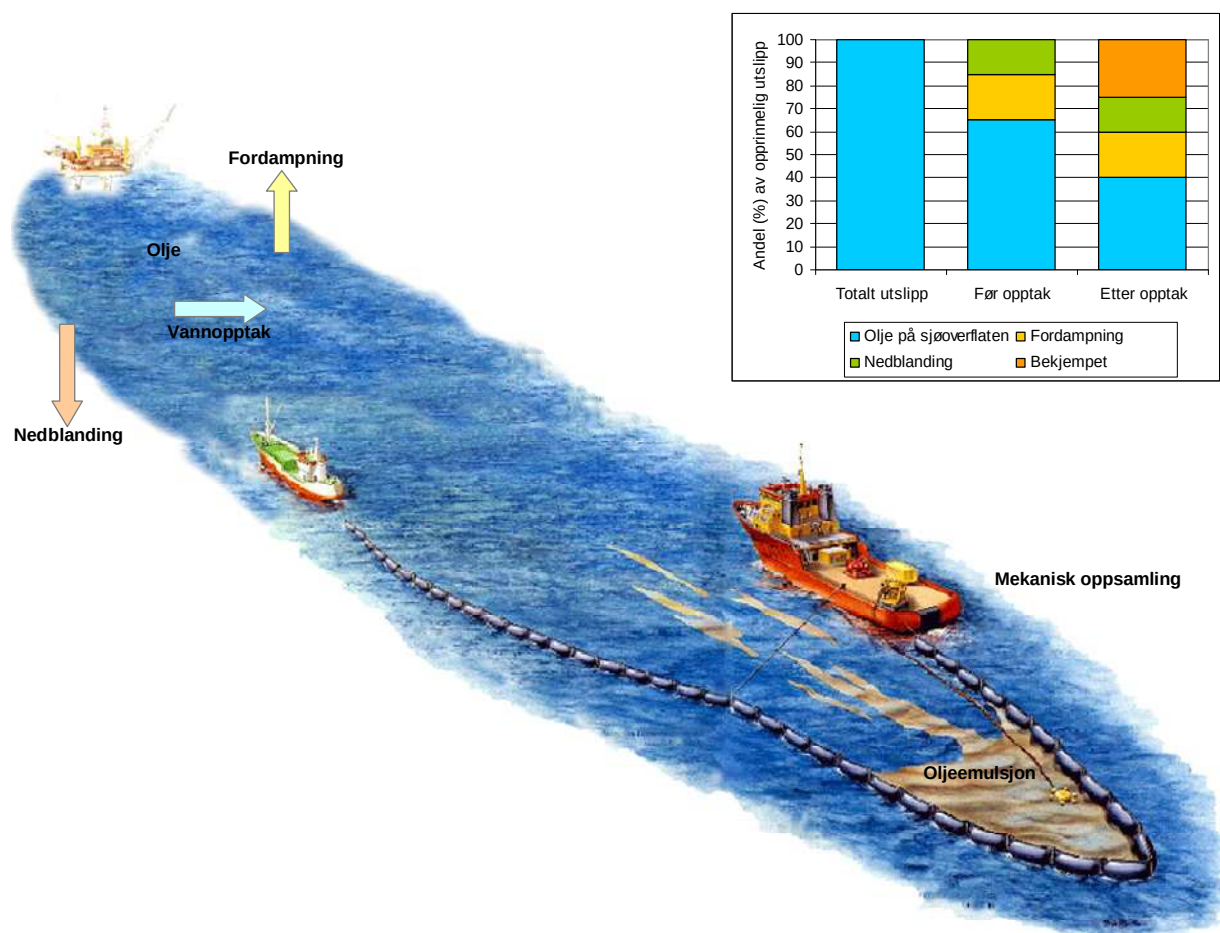
- **Absolutt effekt** uttrykker hvor stor andel av det totale utslippet som er blitt bekjempet ved de beredskapstiltak som settes inn. I disse beregningene inkluderes fordampning og naturlig nedblanding.
- **Relativ effekt** uttrykker hvor stor andel av den olje som er tilgjengelig for bekjempning på overflaten som er blitt bekjempet ved de beredskapstiltak som settes inn.

For en gitt hendelse vil absolutt effekt ha en lavere tallverdi enn relativ effekt. Gitt et eksempel for et utslipp hvor 25 % fordampes, 25 % blandes ned, og 50 % av gjenværende oljemengde samles opp, vil *absolutt effekt* være 25 %, mens *relativ effekt* er 50 %.

Under et utslipp som varer over noe tid vil vær, vind- og strømforhold variere, og derved påvirke utfall og forløp. Dette er grunnen til at man gjennomfører et stort antall simuleringer av oljedrift, som følger utviklingen av historiske vær-situasjoner. Man får således et spenn i mulige utfall. Disse inkluderer følgende forløp:

- Lav *Absolutt* effekt og lav *Relativ* effekt (lite olje tilgjengelig for oppsamling, hoveddelen av utslippet fordampet eller naturlig nedblandet).
- Høy *Absolutt* effekt og høy *Relativ* effekt (vellykket oppsamling av oljen som er på havoverflaten, med en liten andel fordampet og nedblandet olje).
- Lav *Absolutt* effekt og høy *Relativ* effekt (vellykket oppsamling av oljen som er på havoverflaten, mens hoveddelen av utslippet fordampet eller ble naturlig nedblandet)

Dette spennet i mulige utfall danner grunnlag for den miljørettede beredskapsanalysen.

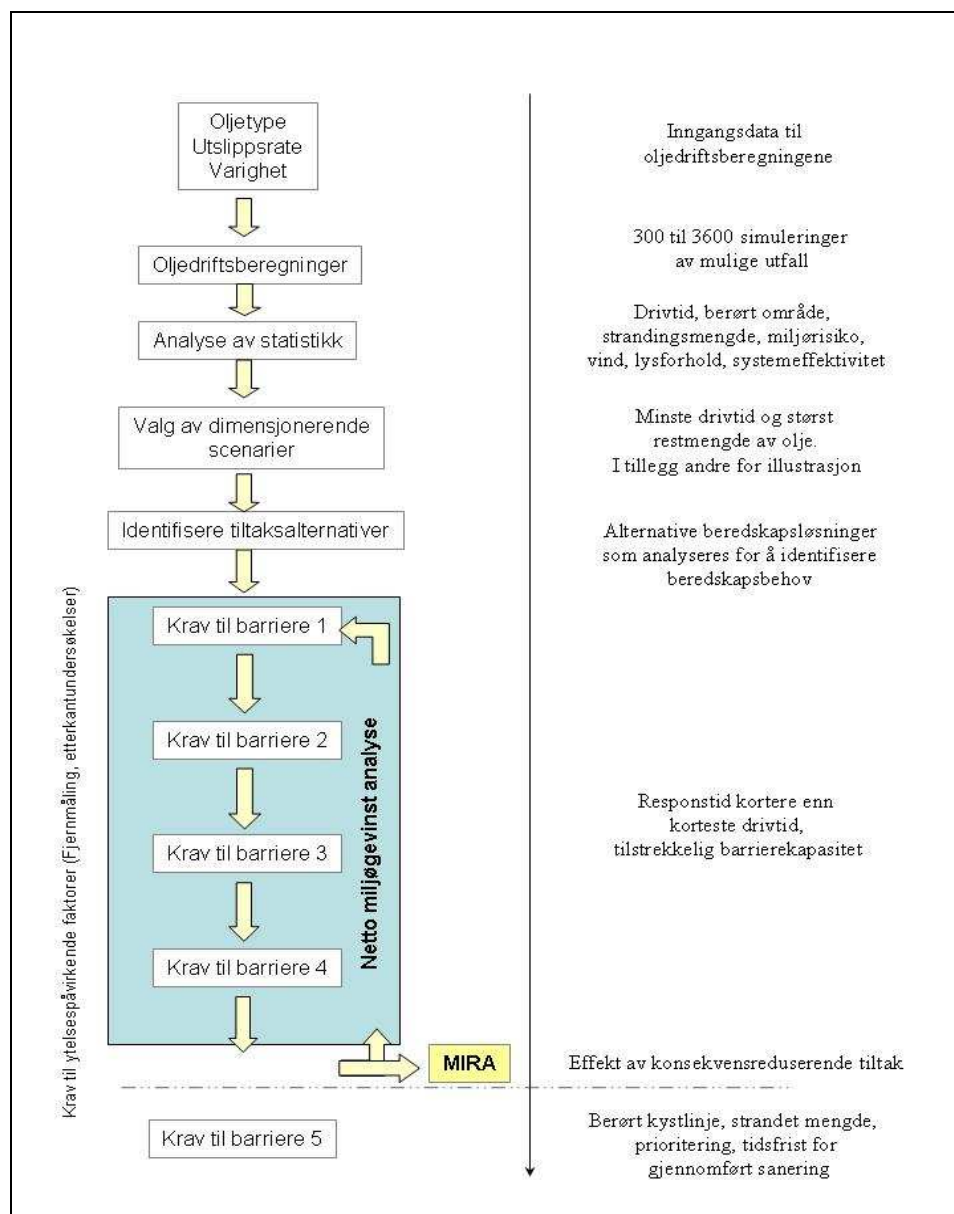


Figur 1-1 Illustrasjon som viser hvilke prosesser som påvirker oljen fra utslipp til bekjempelse. I øvre høyre del av figuren er det illustrert hvordan disse prosessene fører til reduksjon i olje på sjøoverflaten.

1.2 Elementene i beredskapsanalysen

Metodeutviklingen i 2004-2005 resulterte i beskrivelser av ytelseskrav og at metoden sikrer en høyere oppløsning og detaljeringsgrad i resultatene, blant annet ved at man forsøker å fange opp flest mulige utfall av hendelser som utgangspunkt for beredskapsanalysene. Dette stiller igjen høye krav til inngangsdata (jfr. forhold identifisert i avsnitt 3.7).

Gjennomføring av en beredskapsanalyse omfatter mange ledd, med til dels omfattende beregninger i enkelte av disse. Figur 1-2 gir en overordnet illustrasjon av de viktigste ledd i analysen, og deres innbyrdes rekkefølge. En utfyllende beskrivelse av hvert enkelt ledd er gitt i det følgende.



Figur 1-2 Elementer som kan inngå i miljørettet beredskapsanalyse

1.3 Inngangsdata

Brønnteknisk informasjon utgjør viktige inngangsdata til analysen, og blir gitt av operatøren. Et sentralt element her er hvilken oljetype som forventes funnet. Basert på informasjon om reservoaret og eventuelle kjente funn i nærheten identifiseres en eller flere kjente råoljer som representative, og legges sammen med annen teknisk informasjon til grunn for modellering av utslippsrate og varighet.

Inn til neste ledd i analysen går:

- Oljetype
- Utslippsrate
- Vektet varighet av utslippet

- Utslippsdyp
- GOR (Gas Oil Ratio)

1.4 Oljedriftsberegninger

Oljedriftsberegninger gjennomføres med ovenstående inngangsdata. Vanligvis gjennomføres beregningene for en ukontrollert utblåsning, hvor utslippet skjer ved havbunnen eller over riggen til havoverflaten. Det gjennomføres minimum 300 og maksimum 3600 simuleringer, med tilfeldig valgte starttidspunkt og etterfølgende historisk vær (se egen beskrivelse av oljedriftsmodell).

Beregningene rapporteres statistisk og som enkeltsimuleringer, i henhold til NOFOs standard. Dette er informasjonen som går videre til neste ledd i analysen. Resultater fra oljedriftsberegningene er vist i kapittel 5.

1.5 Analyse av oljedriftsstatistikk

Resultatene fra statistiske oljedriftsberegninger etterbehandles i flere trinn. For hver enkelt av de 300 – 3600 simuleringene hentes det ut detaljert informasjon om starttidspunkt, minste drivtid til land, vindforhold, og oljemengde inn til kyst og strand. I tillegg beregnes miljørisiko for den mest utslagsgivende VØK i miljørisikoanalysen, for hver enkelt simulering. Deretter beregnes mørkeandel, og effektivitetsnivå av beredskap for hver simulering. Disse parametrene benyttes til å beregne en restmengde av olje inn til kyst og strand, som grunnlag for neste trinn i analysen.

Som resultat av disse trinnene og inngangsdata til neste trinn fremkommer følgende informasjon for hver enkelt simulering:

- **ID** – som er en entydig referanse til simuleringen
- **Starttidspunkt for simuleringen** – som er en tilfeldig dato fra perioden man har vindarkiv
- **Minste drivtid til land** – tiden i timer fra utslippets start til olje treffer kysten
- **Vindforhold** – midlere vindstyrke i de første 15 døgn av hendelsen
- **Strandet oljemengde** – over hele simuleringsperioden (varighet av utslippet og etterfølgende 30 døgn)
- **Miljørisiko** – bestandstap/oljemengde for en utslagsgivende VØK
- **Mørkeandel** – andel av døgnet med mørke hvor solen er lavere enn 60 under horisonten. Beregnes på grunnlag av starttidspunkt og borelokalitetens posisjon.
- **Beredskapseffektivitet** – gis av vindforhold og mørkeandel
- **Restmengde** – som illustrerer hvilken simulering som forventes å gi størst restmengde av olje inn til kyst og strand etter at beredskaptiltak i åpent hav er gjennomført.

1.6 Valg av dimensjonerende scenarier

Simuleringen med størst restmengde olje til kyst og strand etter effekt av ett system velges som dimensjonerende scenario mht. kapasitet/omfang av beredskap i barriere 1-4. Begrunnelsen for dette er at man da tar hensyn til redusert effekt i mørke, og ved høye

vindstyrker. I tillegg vil simuleringen med minste drivtid til land hentes ut fra tabellen utarbeidet i foregående trinn, og drivtiden settes som minimumskrav til responstid for kystnær bekjempelse. Scenariet med størst strandet restmengde og korteste drivtid er to ulike scenarier.

I tillegg til ovenstående velges også scenarie med høyest miljørisiko for utvalgte ressurser ut for visualisering og videre beregninger av massebalanse.

1.7 Analyse av beredskapsbehov

Beredskapsbehov analyseres med utgangspunkt i dimensjonerende scenario (med størst restmengde olje inn til kyst og strand) og prinsipper utdypet i kommende avsnitt.

1.7.1 Definisjoner

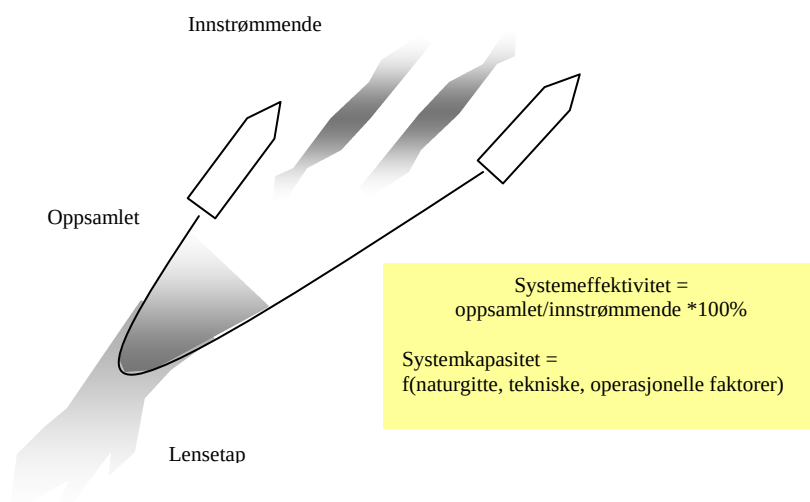
Følgende begreper og definisjoner benyttes i den kvantitative analysen av beredskapseffektivitet:

- **System:** fellesbetegnelse for et komplett oppsamlingsystem. For et NOFO system inkluderer dette to fartøy, 400 m lense, Transrec oljeopptager og lagringskapasitet på ca 1000 m³.
- **System-effektivitet:** (throughput efficiency) % av sveipet overflateolje som samles opp av ett system. Gjelder for ett system (lense, Transrec, to fartøy) (se Figur 1-3).
- **Systemtap:** % av sveipet overflateolje som unnslipper et system (primært lensetap). (dvs.: 100 % - systemeffektivitet)
- **Systemkapasitet:** oppsamlingskapasitet i m³/d for ett system; medregnet lossetid, ineffektiv tid, fritt vann osv. For Transrec er denne normalt satt til 2400 m³/d. Systemkapasiteten forutsetter tilstrekkelig tilgang på olje (i praksis overskudd av olje).
- **System-opsamlingsrate:** Reelt forventet oppsamlet volum i m³/d for et system. Ved rikelig tilgang på olje skal denne være lik systemkapasiteten
- **Barriere:** fellesbetegnelse for en samlet aksjon i et avgrenset område; kan inkludere ett eller flere system.
- **Barriere-kapasitet:** summen av systemkapasitetene i en barriere. På samme måte som for system-kapasitet vil oppnåelse av systemkapasiteten forutsette overskudd av olje.
- **Barriere-effektivitet:** % av overflateolje som passerer en (tenkt) linje som samles opp av en barriere. Ved sidestilte system (bredt flak) vil effektivitet av en delbarriere maksimalt være lik system-effektiviteten, dersom hele flaket dekkes. Ved system etter hverandre (konsentrert flak – flere delbarrierer) vil barriere-effektiviteten kunne overstige system-effektiviteten.
- **Barrieretap:** % av overflateolje som passerer en (tenkt) linje som unnslipper en barriere.
- **Barriere-opsamlingsrate:** Reelt forventet oppsamlet volum i m³/d for barrieren som helhet. Ved rikelig tilgang på olje skal denne være lik barrierekapasiteten
- **Relativ effekt:** % av total overflateolje som oppsamles
- **Absolutt effekt:** % av totalt utsluppet som samles opp

Ytelseskrav til beredskapen kan uttrykkes på systemnivå, barrierenivå og for beredskapen som helhet (absolutt, relativ effekt).

1.7.2 Fastsettelse av ytelse på systemnivå

En barriere vil normalt bestå av ett eller flere system. Figur 1-3 illustrerer et standard system bestående av to fartøy, lense, oljeopptager og lagringskapasitet.

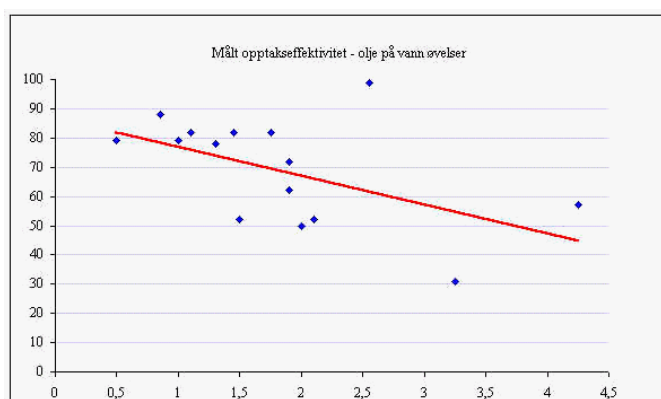


Figur 1-3 Systemeffektiviteten tilsvarer den andel av sveipet overflateolje som samles opp.

Systemeffektivitet

Systemeffektivitet er et uttrykk for hvor mye olje som lekker fra et lensesystem og er dermed hovedsaklig relatert til lensetype, operasjonen, oljens egenskaper og bølge/strømforhold. Lysforhold påvirker i liten grad systemeffektiviteten (utover en mulig effekt på selve slepeoperasjonen).

Mange år med olje-på-vann-øvelsene har etablert kunnskap om oppsamlingseffektiviteten som oppnås med et NOFO-system som funksjon av bølgehøyde. Figur 1-4 gir en omtrentlig sammenheng mellom systemeffektivitet og bølgehøyde basert på dette erfaringsmaterialet.



Figur 1-4 Sammenheng mellom signifikant bølgehøyde (i meter) og systemeffektivitet (i prosent).

Øvelsene gir til en viss grad også kunnskap om hvordan oljens egenskaper påvirker oppsamlingseffektiviteten. Erfaringene har vist at det er fordelaktig å tillate oljen en periode på vannoverflaten for å avdampe lette komponenter og oppta noe vann, slik at viskositeten løftes. 1000 cP anvendes som en tommelfingerregel som nedre grense for effektiv bruk av NOFO systemene. Ved lavere viskositet vil lensetapet øke. Det legges derfor opp til å etablere Barriere 1 i en avstand tilsvarende 1-2 timers drivtid fra kilden (også av hensyn til sikkerhetsvurderinger).

Ved lengre tids opphold på vannet vil viskositeten og stivnepunktet øke og det kan danne seg oljeflak med høy viskositet. Systemeffektiviteten i større avstand fra kilden vil kunne bli høyere enn nær kilden, men flakene vil kunne være spredt over et stort område som medfører at aksjonen totalt sett blir mindre effektiv (lav barriereeffektivitet).

I analysen legges det til grunn en høyere systemeffektivitet for barriere 2 enn for barriere 1, men totalt sett en lavere barriereeffektivitet.

Systemkapasitet

Tall for systemkapasiteten er også etablert gjennom olje-på-vann-øvelser. Systemkapasiteten tar høyde for lossetid, mulig nedetid, drenering av fritt vann osv. Systemkapasiteten uttrykkes derfor som en gjennomsnittlig døgnkapasitet.

1.7.3 Fastsettelse av ytelse på barrierenivå

Når ytelsen er fastsatt for systemene vil dette inngå for å fastsette ytelsen for barrierene som systemene er en del av. Figur 1-5 skisserer en mulig barriereløsning og viser hvordan et visst antall systemer til sammen utgjør barrieren.

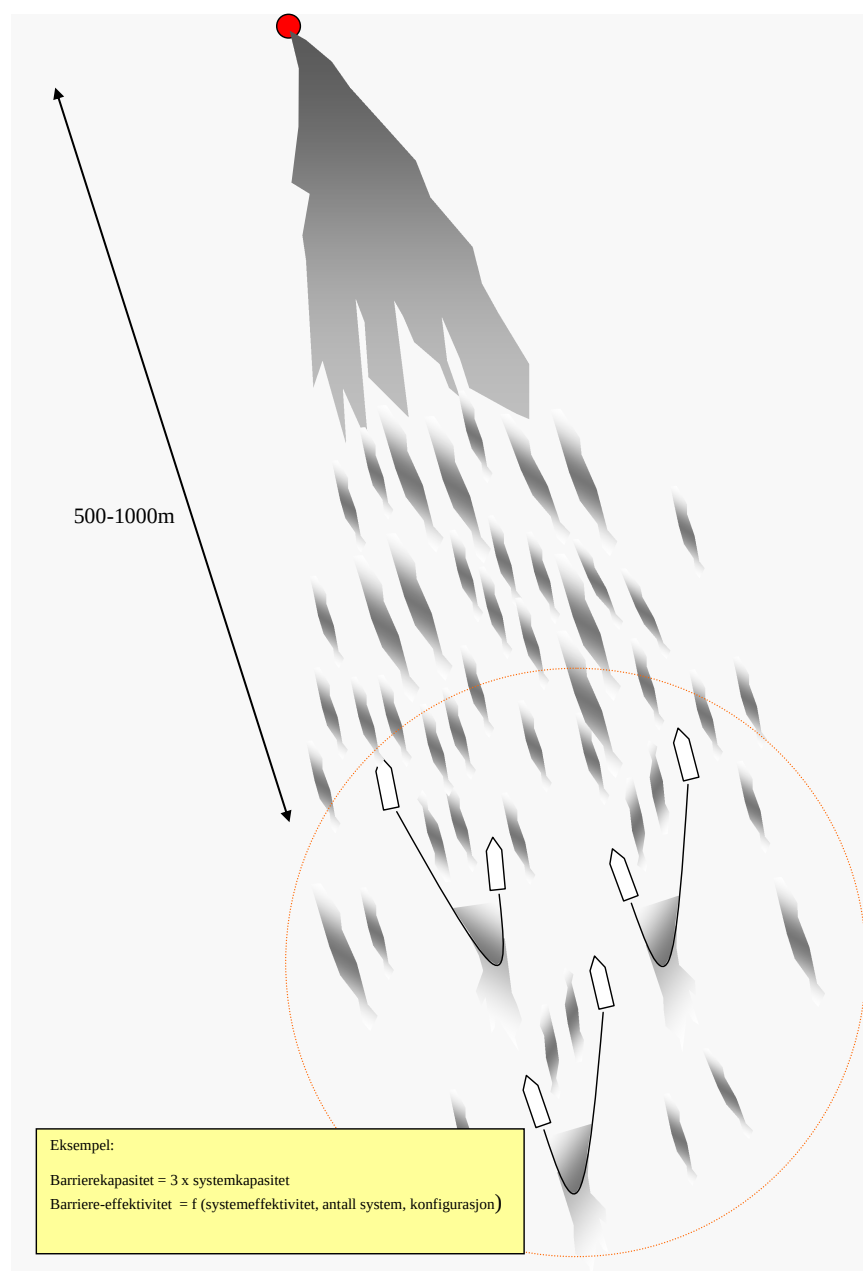
Barriere 1 skiller seg fra øvrige barrierer ved at den søker å danne en total barriere mot utslippet nær utslippslokaliteten og dimensjoneres dermed på bakgrunn av utblåsningsrater og forvitring i tidlig fase. Øvrige barrierer er selektive, de settes inn for å bekjempe spredte oljeflak og har som primært formål å hindre/ redusere påslag av olje på kysten. Disse dimensjoneres på bakgrunn av oljedriftsberegninger og forventet effekt av tidligere barrierer.

Barriereeffektivitet gir et uttrykk for den prosentvise andelen av overflatolje som samles opp av en barriere. Barriereeffektiviteten er derfor en funksjon av systemkapasitet, systemeffektiviteten, antall systemer og deres konfigurasjon. Barriereeffektiviteten er videre sterkt påvirket av lysforhold og andre muligheter for overvåkning/deteksjon.

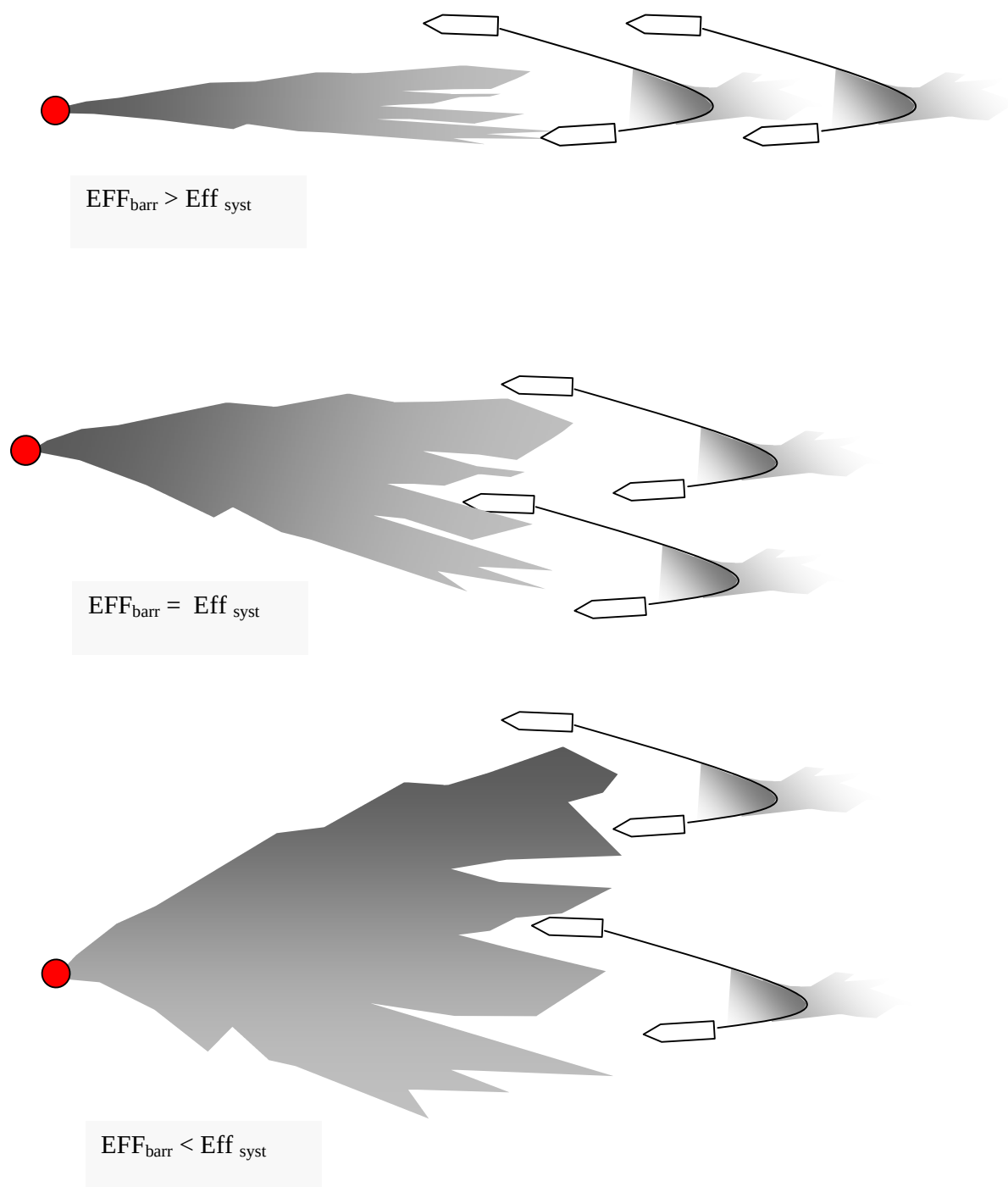
Figur 1-6 viser tre mulige konfigurasjoner av to system i en barriere i forhold til et av karaktertrekkene til et utslipp. Avhengig av utslippets bredde og anvendelsen av systemene kan barriereeffektiviteten være mindre, lik eller større enn systemeffektiviteten. I analysen er systemeffektiviteten satt som øvre grense for barriereeffektiviteten, som innebærer at en fullt utviklet delbarriere har en sveipebredde som overstiger flakbredden.

I analysen antas det videre at barriereeffektiviteten avtar med avstand fra kilden, og med antall passeringer/lekkasjer ved forutgående barrierer. Innen en hovedbarriere antas det med denne begrunnelsen en reduksjon på 20 % i oppnåelig effektivitet fra delbarriere til delbarriere.

Fra hovedbarriere 1 til hovedbarriere 2 antas i denne analysen at barriereeffektiviteten avtar med 50 %. Barriere 2 antas å være i betydelig avstand fra barriere 1 (6 - 12 timers drivtid). Systemeffektiviteten på dette punktet antas å være høyere enn ved barriere 1.



Figur 1-5 En barriere består av ett eller flere systemer som utgjør en samlet aksjon i et avgrenset område.



Figur 1-6 Illustrasjon av hvordan barriereeffektiviteten varierer med flakets utbredelse og konfigurasjon av en barriere bestående av to systemer.

1.7.4 Ytelsespåvirkende faktorer /egnethet av beredskapsløsninger

Ytelseskraav til beredskapen kan som vist uttrykkes på systemnivå, barrierenivå og for beredskapen som helhet (absolutt, relativ effekt). Ytelsen på alle disse nivåene er påvirket av en rekke faktorer og oppnåelse av ytelsesambisjoner forutsetter et bevisst forhold til disse. Faktorene relateres gjerne til utstyrets/løsningens egnethet.

Tabell 1-1 viser eksempel på et barriereskjema. Dette benyttes for å sammenstille og gjennomgå de enkelte elementene i beredskapen og har som hensikt å gi en oversiktlig og systematisk gjennomgang av faktorer som påvirker godheten/egnetheten av barrieren.

Skjemaet inndeles i naturgitte og påvirkbare parametere. I en kontinuerlig prosess for å vedlikeholde/forbedre beredskap er det vesentlig med best mulig kunnskap om naturgitte parametere og hvordan disse påvirker beredskapen.

I forhold til de påvirkbare parametrene bør beredskapsgjennomgangen demonstrere at beredskapsetableringen har tatt hensyn til disse slik at effektivitet/egnethet er best mulig. I den kontinuerlige prosessen med utviklinger/forbedringer bør parametere som antas å medføre størst gevinst i form av beredskapsytelse prioriteres.

Tabell 1-2 er en videre detaljering av barriereskjemaet der de viktigste faktorene som påvirker de enkelte ytelsesparametrene er identifisert. Ved valg av beredskapsløsning bør hvert av disse punktene adresseres (detaljert eller overordnet) for å underbygge eller modifisere effektivitetstall som legges til grunn.

Tabell 1-1 Eksempel på et barriereskjema

Ulykkeshendelse/ scenario: Oljeutslipp				
Barrierefunksjon	Barriere delfunksjon	Barriere-system	Ytelsepåvirkende faktorer	
			Naturgitte	Påvirkbare
Hindre oljeutslipp (fastsettes av risikoanal)	delfunksjon 1	barrieresystem 1	YF	YF
		barrieresystem 2	YF	YF
	delfunksjon 2	barrieresystem 3	YF	YF
		barrieresystem 4	YF	YF
Hindre drift/spredning av oljeflak bort fra nærsone	Oppdage utslipp	Skips-radar		operatørens erfaring teknologiens egnethet vaktordning tilstedeværelse av fartøy
		Visuell overvåkning	lys	vaktordning fartøys lokalitet
	Mekanisk bekjempelse (barriere 1&2)	lense-system	meteorologiske forhold oseanografiske forhold oljefflak Oljeegenskaper	lysforhold/effektivitet av overvåkningsstøtte
				utstyrets pålitelighet/robusthet/egnethet mobiliseringstid personell erfaring/kompetanse
		oppsamlings-enhet (skimmere)	meteorologiske forhold oseanografiske forhold oljefflakets tykkelse oljens egenskaper (viskositet,	utstyrets egnethet utstyrets pålitelighet/robusthet mobiliseringstid personell erfaring/kompetanse
	Overvåkningsstøtte til	skipsradar		operatørens erfaring teknologiens egnethet vaktordning tilstedeværelse av fartøy
		IR/UV aerostat	Værforhold	personell erfaring/kompetanse
		Helikopter-overvåkning	Værforhold	personell erfaring/kompetanse
	Hindre påslag av olje på kysten	Detektere/overvåke utslipp	Fjernovervåkning - satellitt	returperioder værforhold
			Kystverket flyovervåkn	værforhold
		Mekanisk bekjempelse	lense-system	operatørens erfaring
				lysforhold/effektivitet av overvåkningsstøtte
			meteorologiske forhold oseanografiske forhold Oljefflak Oljeegenskaper	utstyrets pålitelighet/robusthet/egnethet mobiliseringstid personell erfaring/kompetanse
		oppsamling-enhet (skimmere)	oljens egenskaper (viskositet,	utstyrets egnethet utstyrets pålitelighet/robusthet mobiliseringstid personell erfaring/kompetanse

Tabell 1-2 Viktige ytelsespåvirkende faktorer

Ytelses - måltall	Ytelsespåvirkende faktorer		Kommentar./relaterte parametere
	Naturgitte	Påvirkbare	
Systemeffektivitet (lensetap)	Bølger, strøm		Sammenheng etablert gjennom olje-på-vann øvelser
	Oljens egenskaper ved tid for opptak		Forvittringsstudier. Bølgeforhold.
		Lensens dypgang, konstruksjon, hydrodynamiske egenskaper	Utstyrsutvikling/ testing foretatt.
		Oppsamlingsenhetens effektivitet	Påvirket av oljens egenskaper, oljelagets akkumulerte tykkelse osv. Se testresultater.
Systemkapasitet		Slepehastighet, operasjon	Erfaring, strømforhold, manøvrerbarhet av fartøy. Øvelsesnivå
		Oljeopptagerkapasitet	Bølger, oljeegenskaper
		Tid for lossing, dødtid osv	Operasjonelle forhold. Mørke
		Effektivitet av olje/vann separasjon	Oljeegenskaper, oppsett på fartøy
System-oppsamlingsrate	Tilgang på olje	Systemeffektivitet	Utslippets størrelse, emulgering, fordampning, nedblanding, tid /lokalitet for opptak
		Systemkapasitet	
Barriere-effektivitet	Oljens spredning	Antall system	NOFO strategier, øvelser
		Konfigurasjon	
		Systemeffektivitet	Oljens egenskaper, vind, bølger
		"Treffsikkerhet" (hvor stor andel som treffer barrieren)	
Barriere-kapasitet		Systemkapasitet	Lys, operasjon, overvåkning, antall systemer
		Antall systemer	
Barriere-oppsamlingsrate		Barrierekapasitet	
		Barriereeffektivitet	
		Tilgang på olje	

1.7.5 Tiltaksalternativer

Tiltaksalternativer (alternative beredskapsløsninger) identifiseres med utgangspunkt i resultater fra oljedriftsberegninger, oljens egenskaper, værforhold i området samt krav til beredskap. Virkningen av de ulike alternativene vurderes i analysen av beredskapsbehov. Mange alternativer vurderes innledningsvis og et fåtall velges ut for nærmere analyse.

Dispergering vil også vurderes under dette punktet. I henhold til Forurensningsforskriftens § 19-5 skal "dispergeringsmidler velges når dette, sammenliknet med andre metoder, totalt sett gir minst miljøskade og samtidig ikke medfører urimelige kostnader for beredskapspliktig virksomhet".

1.7.6 Barrierekrav

Barrierebehov nødvendig for å etablere en komplett barriere 1 fastsettes med utgangspunkt i ytelsen på systemnivå, ytelsen for barrierene og de ytelsespåvirkende faktorene (jf. beskrivelser i 3.7.2, 3.7.3 og 3.7.4). Deretter analyseres virkningen av de ulike tiltaksalternativene for det dimensjonerende scenariet.

Tabell 1-3 skisserer hvordan barrierekrav kan formuleres basert på den skisserte metoden.

Tabell 1-3 Formulering av barrierekrav

Barriere: 1A (Nærsone)	
Forutsetning	Barriere 1 innebærer oppsamling så nær kilden som mulig og dimensjoneres i forhold til utslippets forventede rater og meteorologiske/oseanografiske forhold. Barrieren kan bestå av flere delbarrierer. Barriere 1A – Oppsamling i nærsonen til utslippet. Så nær kilden som sikkerhetsmessig forsvarlig. Det antas at oljen etter 2 timer på sjøen har antatt egenskaper som gjør den egnet for oppsamling samtidig som den har forflyttet seg tilstrekkelig bort fra kilden for gjennomføring av aksjon.
Målsetning	Barrierens formål er å danne en første total barriere mot oljeutslippet, dvs. oppnå en sveipebredde som overstiger flakets bredde. Ved oppnåelse av denne ambisjonen vil barriereeffektiviteten være lik systemeffektiviteten.
Krav	En komplett barriere 1A bør oppfylle følgende: En sveipebredde som overstiger forventet bredde av flaket med 50 %. Det antas en drivtid på 1 time, og oppsamling 500 – 1000 m fra utslippsstedet. Vil ha en barrierekapasitet (summen av systemkapasitetene) som overstiger forventet korrigert utslippsrate (korrigert for emulgering, fordampning, dispergering osv.)
Barriere: 1B (Nærsone)	
Forutsetning	Barriere 1B – Oppsamling i nærsonen til utslippet, men bak barriere 1A. Det antas at denne barrieren vil ha en 20 % redusert barriere-effektivitet i forhold til barriere 1A. Dette er begrunnet ved følgende antagelser: Barriere 1B opererer på tynnere oljefilm Oppsamling vil skje i større avstand fra kilden Oljeflak antas å være vanskeligere å detektere

	Olje til barriere 1B skyldes lekkasje og dykking av olje ved barriere. Det antas et mer oppdelt flak og mindre "oversiktlig forhold" for oppsamling i barriere 1B.
Målsetning	Barrierens ambisjon er å danne en ny total barriere for oljeutslippet. Barriere 1B antas å ha samme systemeffektivitet som barriere 1A.
Krav	En komplett barriere 1B bør dermed oppfylle følgende: En sveipebredde (eventuelt sveipeareal) som overstiger forventet bredde av flaket på stedet En barrierekapasitet (summen av systemkapasitetene) som minst er 50 % av barrierekapasiteten i barriere 1A
Barriere: 1C, → (Nærsone)	
Forutsetning	Tilsvarende som forrige barriere men med ytterligere 20 % reduksjon i oppnåelig barriere-effektivitet for hver delbarriere
Målsetning	Samme som 1B
Krav	Samme som 1B
Barriere: 2 (Mellomsone)	
Forutsetning	Barriere 2 innebærer oppsamling nærmere kysten og dimensjoneres på bakgrunn av resultater av oljedriftsberegninger korrigert for oppsamlet olje i barriere 1. Øket avstand til kilden vil trolig medføre større tap av olje mellom systemene. Samtidig vil økt oljeviskositet trolig øke systemeffektiviteten. Totalt antas Barriere 2 å ha 50 % redusert barriere-effektivitet i forhold til første delbarriere i barriere 1.
Målsetning	Målsetningen til barrieren er å hindre/reducere olje inn til neste barriere. For barrieren vil fleksibilitet, sveipeareal og forflytningsmuligheter være vesentlig i tillegg til oppsamlingskapasitet.
Krav	En komplett barriere 2 bør oppfylle følgende: Ha barrierekapasitet tilsvarende dimensjonerende mengde inn til barrieren. Ha fleksibilitet og mobilitet som muliggjør hurtig forflytning innenfor forventet influensområde
Barriere: 3 (Kystnært)	
Forutsetning	Barriere 3 innebærer beskyttelse av kystnære miljøressurser og dimensjoneres på bakgrunn av resultater av oljedriftsberegninger og statistikk for oljemengder inn til kystsonen; korrigert for oppsamlet olje i barriere 1 og 2. For barrieren vil fleksibilitet og forflytningsmuligheter trolig være mer kritisk enn oppsamlingskapasitet.
Målsetning	Målsetningen til barrieren er å hindre/reducere olje inn sårbare områder.
Krav	En komplett barriere 3 bør oppfylle følgende: Ha barrierekapasitet tilsvarende dimensjonerende mengde inn til barrieren. Ha fleksibilitet og mobilitet som muliggjør hurtig forflytning innenfor forventet influensområde
Barriere: 4 (Nær strand)	

Forutsetning	Barriere 4 innebærer bekjempelse i strand/tidevannsonen og dimensjoneres på bakgrunn av resultater av oljedriftsberegninger og statistikk for oljemengder inn til kystsonen; korrigert for oppsamlet olje i barriere 1 og 2 og 3.
Målsetning	Målsetningen til barrieren er å hindre stranding i sårbare områder
Krav	Oppsamlingskapasitet, fleksibilitet og forflytningsmuligheter

Barriere: 5 (Strand)

Forutsetning	Barriere 5 innebærer bekjempelse og opprensing i strandsonen, herunder tidlig oppsamling av gjenværende olje på havoverflaten og aktivt arbeid for å redusere remobilisering av strandet olje. Dimensjonering foretas med bakgrunn i oljedriftsberegninger av strandet oljemengder korrigert for oppsamlet olje i barrierer 1, 2, 3 og 4.
Målsetning	Krav til denne barrieren settes til at sanering til et nærmere definert nivå skal være gjennomført innen en viss tid etter at frittflytende olje er samlet opp.
Krav	Prioritering gis av forurensningsgrad og øvrige ledd i SFTs prioriteringsmodell (MOB), slik den er implementert i ActLog. Samlet ressursbehov utledes av krav satt til når sanering skal være gjennomført, forurensningsgrad og valg av saneringsmetoder.

1.7.7 Anbefalt tiltak / beredskapsløsning

Anbefalt tiltak/beredskapsløsning baseres på analyseresultatene, men trekker også inn andre relevante beredskapsmessige forhold.

Samlet reduksjon i oljemengde som resultat av beredskapstiltakene i barriere 1 benyttes til en etterbehandling av oljedriftstatistikk og reanalyse av miljørisiko for utslagsgivende VØK.

Behov for overvåkning (operasjonell overvåkning og fjernmåling) vurderes for normale operasjoner så vel som ved driftsavbrudd/akutte hendelser.

DNV Consulting:

er et annerledes konsultentselskap som tilbyr avansert tverrfaglig kompetanse innen ledelse og teknologi. Vi er solid forankret i Det Norske Veritas og basert på DNVs omfattende teknologikompetanse, internasjonale erfaring og unike uavhengighet som en stiftelse. Våre 400 konsulenter betjener internasjonale kunder fra kontorer i Norge, Storbritannia, Tyskland, Belgia og USA med full tilgang til DNVs verdensomspennende nettverk.

DNV CONSULTING
Veritasveien 1
N-1322 Hovik
Norway
Phone: +47 67 57 99 00

DNV CONSULTING
Johan Berentsenvei
109-111
N-5020 Bergen
Norway
Phone: +47 55 94 36 00

DNV CONSULTING
Bjergstedveien 1
N-4002 Stavanger
Norway
Phone: +47 51 50 60 00

DNV CONSULTING
Ingvald Ystgaardsvei 15
N-7496 Trondheim
Norway
Phone: +47 73 90 3500

DNV CONSULTING
Businesspark
Essen - Nord
Schnieringshof 14
45329 Essen
Germany
Phone: +49 201 7296 412

DNV CONSULTING
Duboisstraat 39 – Bus 1
B-2060 Antwerp
Belgium
Phone: +32 (0) 3 206 65 40

DNV CONSULTING
Palace House
3 Cathedral Street
London SE1 9DE
United Kingdom
Phone: +44 20 7357 6080

DNV CONSULTING
Highbank House
Exchange Street
Stockport
Cheshire SK3 0ET
United Kingdom
Phone: +44 161 477 3818

DNV CONSULTING
Cromarty House
67-72 Regent Quay
Aberdeen AB11 5AR
United Kingdom
Phone: +44 1224 335000

DNV CONSULTING
16340 Park Ten Place
Suite 100
Houston, TX 77084
USA
Phone: +1 281 721 6600

en ny virkelighet, en annen tilnærming:

DNV CONSULTING



MANAGING RISK

Miljørisikoanalyse for avgrensningsboring på Snøhvit:

Rapport til STATOIL ASA
Rapport no.: 2006 - 1694

16 oktober 2006

Miljørisikoanalyse for avgrensningsboring på Snøhvit

for

STATOIL ASA

4035 STAVANGER
NORWAY

Kontaktperson: Nina-Elise Breivik Jacobsen

DET NORSKE VERITAS AS
Veritasveien 1
1322 Høvik
Tel: +47 67 57 99 00
Fax: +47 67 57 99 11
Registrert i Norge
NO 945 748 931 MVA

Rapport nr.: 2006 - 1694

Emnegruppe:

Indekseringstermer: PL790A, Snøhvit, miljørisiko, avgrensningsboring, kondensat/olje

Utarbeidet av:

Navn og stilling

Torild R. Nissen-Lie (Senior
Konsulent), Randi Kruuse-Meyer og
Anders Rudberg

Signatur

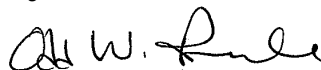


Verifisert av:

Navn og stilling

Odd Willy Brude, Senior Konsulent

Signatur



Godkjent av:

Navn og stilling

Magne Tørhaug, Customer Service
Manager

Signatur

(Helle Hundseid for Magne Tørhaug)



Ustedelsesdato: 16 oktober 2006

Prosjekt nr: 65218134

- ☒ Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet (forøvrig, fri distribusjon for internt bruk innen DNV etter 3 år)
- ☐ Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet
- ☐ Strengt konfidensiell
- ☐ Fri distribusjon

Alle opphavsrettigheter tilhører Det Norske Veritas AS. Det er ikke tillatt å reproducere eller overføre denne publikasjonen eller deler av denne i noen form eller på noen måte, inkludert kopiering, nedtegning og opptak, uten at man på forhånd har fått skriftlig samtykke fra Det Norske Veritas AS.

Sammendrag:

Statoil planlegger boring av avgrensingsbrønn; 7120/6-2 (Snøhvit) i PL 790A. Brønnen er lokalisert ca. 111 km nordøst av Sørøya i Finnmark. Boringen er planlagt gjennomført med boreriggen "Polar Pioneer" i januar – april 2007, og er antatt å ta ca. 36 døgn. Vanndypet er 326 m.

Tabell 1 viser de to utslippsscenarioene som er definert for boringen med tilhørende rate varighetsmatrise og sannsynlighetsfordeling. Frekvensen for utblåsning er estimert til $1,9 \times 10^{-4}$. Det mest sannsynlige utslippsscenarioet vil medføre utslipp av en kondensat/olje blanding som domineres av kondensat. Bakgrunnen for dette er beskrevet i kapittel 3.2.1. Utslipet av kondensat/olje blandingen (Snøhvit blend) vil ha de alvorligste miljømessige konsekvensene og danner derfor grunnlaget for beregning av miljørisiko.

Tabell 1 Sannsynlighetsfordeling for utslippsscenarioer og -varigheter for brønn 7120/6-2.

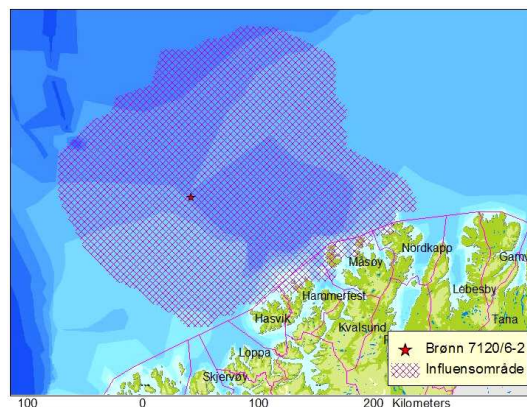
Scenario, hydrokarbon type	Utslippspunkt	Rate Sm ³ /d	Varighet (døgn)					Sannsynlighet scenario	Sannsynlighet utslippspunkt
			0-2	2-5	5-14	14-30	30-40		
Tripping, kondensat/olje blanding	Overflate	1000	0,57	0,20	0,15	0,05	0,03	0,8	0,25
	Sjøbunn	1000	0,41	0,18	0,19	0,08	0,14		0,75
Innboring, kondensat	Overflate	904	0,57	0,20	0,15	0,05	0,03	0,2	0,25
	Sjøbunn	904	0,41	0,18	0,19	0,08	0,14		0,75

Laborariestudier hos Sintef viser at Snøhvit blend ved forvitring på sjøen ligner mer en råolje enn et kondensat eller lettolje. Snøhvit blend emulgerer mer vann enn for eksempel Kristin og Åsgard A olje og danner emulsjoner med høyere viskositet. Men, siden Snøhvit blend inneholder så stor andel av kondensat er avdampningen høyere enn for Kristin og Åsgard A. Dette gjør at også gjenværende mengde på overflaten for Snøhvit blend er lavere sammenlignet med Kristin inntil ca. 24 timers levetid på sjøen.

Det er utført modellering av drift og spredning av Snøhvit blend med hensyn på sjøbunnsutblåsning og overflateutblåsning. Modellene som er brukt er DNVs modeller BLOW og OILTRAJ. Oljedriftsmodellen beregner også konsentrasjoner av hydrokarboner i vannmassene. Figur 1 viser influensområdet på havoverflaten for boringen. Influensområdet inkluderer et større havområde rundt Snøhvit-feltet og kyststrekning fra Stålet (Sørøya) i Hammerfest kommune til knivskjelodden i Nordkapp kommune.

Det er videre gjennomført en sensitivitetsstudie for utslipp av snøhvit kondensat der det er tatt utgangspunkt i ett scenario fra oljedriftsstatistikken med Snøhvit blend.

Miljørisiko er beregnet i henhold til MIRA metoden (OLF, 2005). For miljørisiko på strand er det benyttet en videreutvikling av metoden som er beskrevet i OLFs metodebeskrivelse. I tillegg er det tatt spesielt hensyn til sjøfuglbestander med negativ bestandstrend i innværende analyse. I analysen er miljørisiko beregnet med hensyn på alle sesonger, med månedsvise oppløsning. Følgende miljøkomponenter er valgt ut som VØK (Verdsatte Økosystem Komponenter) i



Figur 1 Influensområde for boring av brønn 7120/6-2.

analysen; strand, fiskeslagene lodde, sild og torsk, de marine pattedyrene havert og oter, og sjøfuglartene alke, alkekonge, lunde, lomvi, polarlomvi, teist, ærfugl, havelle, storskarv, toppskarv, havhest og krykkje.

Miljøriskoen er gjennomgående lav for den planlagte aktiviteten og resultatene viser at miljøriskoen er mye lavere enn grensen for akseptabel miljørisiko. Hekkebestanden av alke (*Alca torda*) er dimensjonerende for risikonivået med 1,0 % av akseptkriteriet i juli måned i kategorien "moderat" miljøskade (restitusjonstid 1-3 år) og om lag 0,3 % av akseptkriteriet i skadekategori "mindre" miljøskade (<1 år restitusjonstid). Mai er deretter måneden med nest høyeste miljørisikonivå, med et utslag for hekkebestanden av teist (*Cephus grylle*) på 0,7 % av akseptkriteriet.

Miljøriskoen for fisk vurderes som lav og godt innenfor de akseptkriterier som Statoil har for aktiviteten.

Risikoen for skade på strandområder er lav. Miljøriskoen for strand overskrider ikke 1 % av Statoils akseptkriteriet. Målt mot akseptkriteriene er risikoen høyest i vår og sommersesongen i området som omfatter nordre del av Ingøya (se Figur 6-17). I vintersesongen er sannsynligheten for skade på strandressurser lavest (< 0,5 %) fordi sannsynligheten for at oljen når inn til kysten er lav.

Potensielle miljøkonsekvenser er totalt sett høyest ved et overflateutslipp i vår og sommersesongen med mulighet for merkbare bestandstap for lunde, alke, teist og toppskarv samt stranding av olje, alt knyttet til mulige enkeltscenarier. Ekstremscenariet som gir høyeste bestandstap (8,6 % av bestand i Barentshavet/Norskehavet av lunde i mai måned) utgjør meget lav hendelsessannsynlighet, dvs. 1 av 3.600.000 modellerte scenarier.

Risikoreduserende tiltak vil imidlertid bli implementert for å redusere risikoen ytterligere.

Bakgrunnsbelastningen som følge av aktiviteten rundt boreoperasjonene er liten og har ingen konsekvenser for konklusjonene på miljørisiko som fremkommer i denne rapporten. For den kommende operasjonen legges opp til å følge prinsippene om nullutslipp som definert blant annet i Stortingsmelding 38 (2003-2004) (OED, 2004).

contents

1.0	Forkortelser og definisjoner	1
2.0	Introduksjon	3
2.1	Innledning	3
2.2	Oversikt over analyser for styring av miljørisiko	3
2.3	Utrekning av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet	5
3.0	Aktiviteten	6
3.1	Aktivitetsbeskrivelse	6
3.2	Definerte fare- og ulykkeshendelser (DFU)	7
3.2.1	Innledning	7
3.2.2	Utblåsningsscenarier, utblåsnings sannsynlighet og -frekvens	7
3.2.3	Utblåsningsrater	8
3.2.4	Varighet av utblåsning	9
3.2.5	Oppsummering	10
3.3	Beskrivelse av hydrokarbontype	10
3.3.1	Innledning	10
3.3.2	Snøhvit kondensat/olje blanding	10
3.3.3	Snøhvit kondensat	13
4.0	Miljøbeskrivelser	14
5.0	Oljedriftsmodellering	15
5.1	Innledning	15
5.2	Metode	15
5.3	Utslippsscenarier	15
5.4	Oljens egenskaper	16
5.5	Resultater – Oljedrift	16
5.5.1	Undervannsutblåsning	16
5.5.2	Overflateutblåsning	16
5.5.3	Sannsynlighet for oljeforurensning	16
5.5.4	Konsentrasjoner i vannmassene	18
5.5.5	Sensitivitetsstudie av Snøhvit kondensat	20
6.0	Miljørettet risikoanalyse	22
6.1	Mål	22
6.2	Analysemetodikk	22
6.2.1	Innledning	22
6.2.2	Sjøfugl og marine pattedyr	23
6.2.3	Strand	24
6.2.4	Fisk	25
6.3	Statoils risikostyringskriterier for akutt forurensning	26
6.4	Valg av verdsatte økosystemkomponenter (VØK)	27
6.4.1	Innledning	27
6.4.2	Overlappsanalyse av bestander av sjøfugl og marine pattedyr	27
6.4.3	Strandhabitater	28
6.4.4	Fisk	29
6.5	Resultater – Miljørettede risikoberegninger	30

6.5.1	Innledning	30
6.5.2	Beregning av bestandstap for VØK-bestand	30
6.5.2.1	Innledning	30
6.5.2.2	Kystnære bestander av sjøfugl og sjøpattedyr	30
6.5.2.3	Sjøfugl på åpent hav	35
6.5.2.4	Fisk	39
6.5.2.5	Utslipp av rent gasskondensat og konsekvenser for fisk	42
6.5.3	Beregning av skade på VØK strand	43
6.5.3.1	Innledning	43
6.5.3.2	Treffsannsynlighet; VØK strand	43
6.5.3.3	Sannsynlighet for skade; VØK strand	45
6.6	Miljørisiko	46
6.6.1	Innledning	46
6.6.2	Sjøfugl og marine pattedyr	46
6.6.3	Fisk	49
6.6.4	Strand	49
6.7	Konklusjon	52
7.0	Håndtering av usikkerhet og bakgrunnsbelastning i regionen	54
7.1	Håndtering av usikkerhet	54
7.2	Bakgrunnsbelastning	54
8.0	Referanser	56
Appendix I – Naturressurser og fysiske miljøforhold i Barentshavsregionen		1
Appendix II – Metodebeskrivelse for habitatanalyse for strand		1
Appendix III – Bestandstap for regionale bestander basert på NoBaLes-data		1

1.0 Forkortelser og definisjoner

Akseptkriterier	Kriterier som benyttes for å uttrykke et akseptabelt risikonivå i virksomheten uttrykt ved en grense for akseptabel frekvens for en gitt miljøskade
ALARP	As Low As Reasonably Practicable. Prinsipp for risikoreduksjon benyttet til risikostyring av operasjonene.
Analyseområde	Området som danner utgangspunktet for miljørisiko- og beredskapsanalysen og som er større enn influensområdet (sistnevnte er et resultat av oljedriftsanalysen). Ressursbeskrivelsen tar utgangspunkt i analyseområdet for å sikre at omfanget er tilstrekkelig.
Annulus	Ringrom - hulrommet mellom borestrengen og foringsrøret
BA	Beredskapsanalyse akutt forurensning
Brønnspark	Innstrømning av formasjonsvæske fra formasjon til brønn, pga midlertidig negativ balanse mellom trykk i brønnen og formasjonen. Ved deteksjon av brønnspark stenges brønnsikringsventil (BOP) umiddelbart, og en brønnkontrolloperasjon settes i gang for å gjenopprette en overbalansert slamsøyle og positiv trykkløst mellom brønn og formasjon.
DFU	Definerte fare- og ulykkeshendelse.
Dimensjonerende scenarier	Scenario basert på konservative enkeltresultater, som trekkes ut av oljedriftsanalysene til bruk for dimensjonering av oljevernberedskap.
Eksponeringsgrad	Benyttes for å beskrive hvorvidt kysten er eksponert, moderat eksponert eller beskyttet mht. bølgeeksponering.
Forvitring	Nedbrytning av oljen i miljøet. Forvitningsanalysen måler ulike fysikalsk-kjemiske egenskaper ved oljen i miljøet.
Gasskoning	Fenomen som oppstår ved strømning fra et reservoar som inneholder både gass og væske. Pga. at gass strømmer lettere enn væske vil gassen fortrenge en del av eller all væsken, slik at den relative mengden gass som strømmer ut blir større enn det høyden på lagene i reservoaret og trykkforhold skulle tilsi.
GIS	Geografisk Informasjonssystem
GOR	Gass/olje-forhold (Gas Oil Ratio)
Influensområde	Området med større eller lik 5 % sannsynlighet for forurensning med mer enn 1 tonn olje innenfor en 10 x 10 km rute, iht. oljedriftsberegninger.
Miljøfølsomme områder	Et geografisk avgrenset område hvor bestandsandelen er av en størrelse og en sårbarhet som gjør at et oljesøl vil kunne føre til gitte skader på bestanden.
Miljøprioritert lokalitet	En stedfestet lokalitet hvor det forekommer verneverdige miljøressurser som er sårbare for oljeforurensning.
MIRA	Metode for miljørettet risikoanalyse (OLF 2005)

MOB	Metode for prioritering av ressurser i oljevernberedskap. Kriteriesamling og dokumentasjon publisert av SFT & DN (1996).
Mobiliseringstid	Tiden fra varsel er gitt til personell og utstyr er klart for transport fra mobiliseringsstedet.
MRA	Miljørisikoanalyse
MRDB	Marin Ressurs Data Base
Nasjonal rødliste	Nasjonal liste over plante- og dyrearter som på en eller annen måte er truet eller utsatt for betydelig reduksjon (Direktoratet for naturforvaltning 1999)
NoBaLes	Norsk Barentshavs Letesamarbeid
NOFO	Norsk Oljevernforening For Operatørselskap
NOFOs regionale planverk	Nettsted som dokumenterer operatørselskapenes regionale beredskap mot akutt oljeforurensning. Inneholder for øvrig dokumentasjon av forhold relevant for beredskap mot akutt forurensning. http://planverk.nofo.no .
OLF	Oljeindustriens landsforening
PL	Produksjonslisens (Utvinningstillatelse)
Restitusjonstid	Restitusjon er oppnådd når det opprinnelige dyre- og plantelivet i det berørte samfunnet er tilstede på tilnærmet samme nivå som før utslippet (naturlig variasjon tatt i betraktning), og de biologiske prosessene fungerer normalt. Restitusjonstiden er tiden fra et oljeutslipp skjer og til restitusjon er oppnådd.
Sannsynlighet for treff	Sannsynlighet for at en 10x10 km rute treffes av olje fra et potensielt utslipp.
SFT	Statens forurensningstilsyn
SMO	Spesielt Miljøfølsomme Områder. Landsdekkende analyse for identifikasjon av SMO i norske kyst- og havområder, utført for SFT og DN.
THC	Total Hydrocarbon Concentration
Tripping	Vertikal bevegelse av borestrengen; borestrengen føres ned eller trekkes ut av brønnen
ULB	Utredning av konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten - Barentshavet
VØK	Verdsatt økosystemkomponent. Ressurs som velges som dimensjonerende ressurs for analyse av miljørisiko pga. sårbarhet overfor oljeforurensning, samt høy grad av tilstedeværelse i aktuell periode, og som derfor har høy sannsynlighet for å ville kunne gi utslag i analysen.

2.0 Introduksjon

2.1 Innledning

Statoil planlegger å bore avgrensingsbrønn 7120/6-2 (Snøhvit – PL 790A) utenfor kysten av Vest-Finnmark. Brønnen er lokalisert ca. 111 km fra nærmeste land, som er nordvest enden av Sørøya (Trombåk) i Hasvik kommune. Som en del av det forberedende arbeidet er det utarbeidet miljørettet risiko- og beredskapsanalyse.

Boringen er planlagt gjennomført i januar-mars 2006, og forventes å ta 36 dager. Statoil har, i tråd med Styringsforskriften § 16, utarbeidet en miljørettet risikoanalyse og en miljørettet beredskapsanalyse for aktiviteten. Disse danner grunnlaget for etablering av en beredskapsløsning for den planlagte aktiviteten, som dokumenteres i en operasjonsspesifikk beredskapsplan.

2.2 Oversikt over analyser for styring av miljørisiko

I en teknisk risikoanalyse tar man for seg uønskede hendelser, avdekker hvordan de kan oppstå, hvordan sannsynligheten for at de skal inntreffe kan reduseres, samt hvordan konsekvensene dersom de inntreffer kan reduseres.

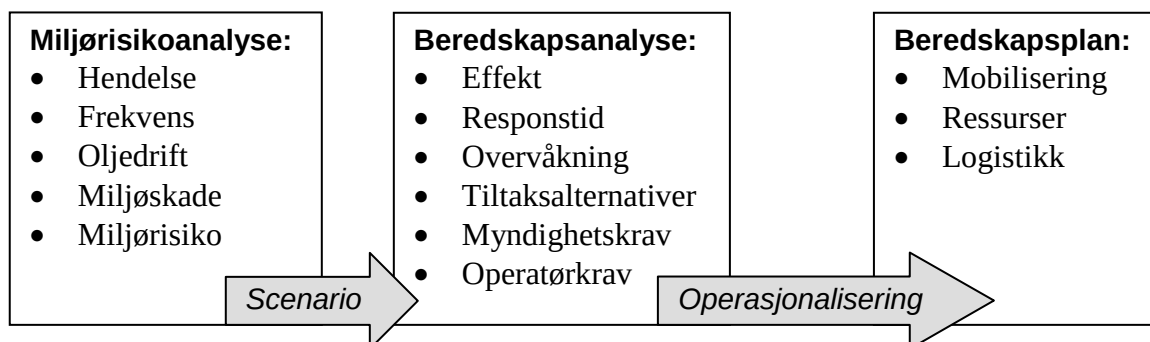
Denne miljørettede risikoanalysen adresserer uønskede hendelser som medfører utslipp av olje, og kartlegger skadeomfanget av utslippene. Analysen har følgende hovedpunkter:

- Beskrivelse av området, blant annet vind- og bølgeførhold, lysbetingelser og sårbare miljøressurser.
- Beskrivelse av den planlagte aktiviteten, hvor de mest alvorlige uønskede hendelsene detaljeres.
- Modellering av spredning og forvitring og nedbrytning av oljen.
- Analyse av de konsekvenser som oljeutslippet kan ha på sårbare miljøressurser.
- Analyse av miljørisikoen aktiviteten medfører, og behov for risikoreduserende tiltak.

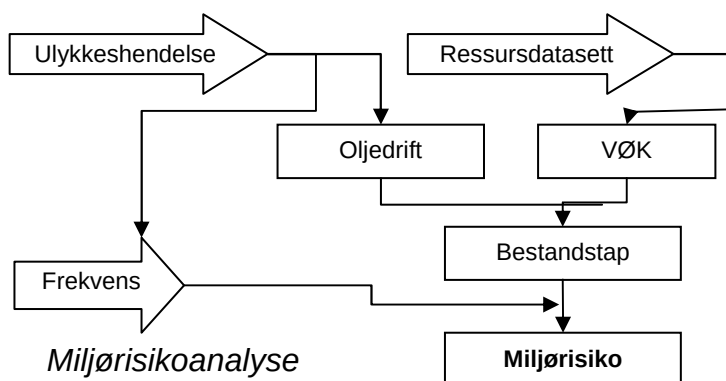
Med bakgrunn i miljørisikoanalysen gjennomføres en beredskapsanalyse for kartlegge konsekvensreduserende tiltak (Skeie et al. 2006). I beredskapsanalysen inngår følgende hovedpunkter:

- Analyse av hvilke beredskapsressurser som er nødvendig for å oppnå ønsket risikoreduksjon i henhold til miljørisikoanalysen.
- Detaljering av oljevernressurser, ressursmengder og mobiliseringstider, som grunnlag for etablering av en beredskapsplan.

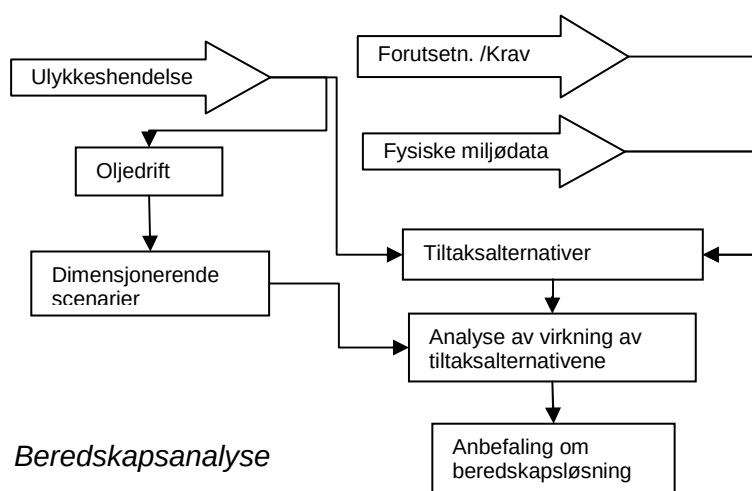
En oversikt over analysene og rapportene som ivaretar analyse og styring av miljørisiko, er vist i figur 2-1. En oversikt over de enkelte steg i analysene er vist i Figur 2-2 og Figur 2-3. Disse presenteres videre i begynnelsen av enkelte delkapitler for å synliggjøre hvilket steg i analyseprosessen som beskrives. I de delkapitlene som beskriver steg i miljørisikoanalysen som er overlappende med beredskapsanalysen, vil dette også bli synliggjort.



Figur 2-1 Oversikt over analyser og vurderinger som er gjennomført i forbindelse med fremtidig boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2.



Figur 2-2 Oversikt over de ulike steg i metoden for *miljørisikoanalyse*. Oversikten er knyttet opp mot de ulike avsnitt og kapitler av rapporten. Tekstbokser representerer leddene i analysearbeidet, mens piler representerer inngangsdata til analysene.



Figur 2-3 Oversikt over de ulike steg i metoden for *beredskapsanalyse*. Oversikten er knyttet opp mot de ulike avsnitt og kapitler av rapporten (se Skeie et al. 2006). Tekstbokser representerer leddene i analysearbeidet, mens piler representerer inngangsdata til analysene.

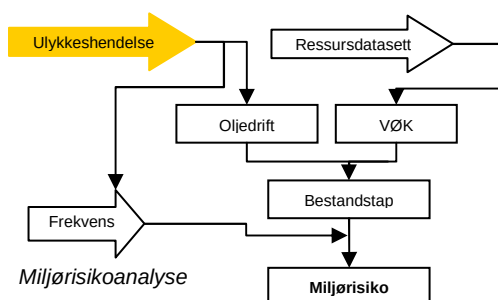
2.3 Utredning av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet

Det er tidligere boret mer enn 60 letebrønner i Barentshavet, i årene 1980 til 2005. I 2002 startet Olje- og energidepartementet et omfattende arbeid med "Utredning av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet" (ULB). Dette arbeidet ble avsluttet i 2003. Regjeringen besluttet i desember samme år at flere områder skulle gjenåpnes for petroleumsvirksomhet, deriblant Finnmark Vest, som er det området Snøhvit er plassert i.

Mens foreliggende analyse omhandler gjennomføring av en boreoperasjon, omhandlet ULB tre ulike aktivitetsnivåer av olje- og gassproduksjon på flere forskjellige lokasjoner. Alle resultatene fra ULB er derfor ikke direkte overførbare til foreliggende analyse. Dette gjelder spesielt tallmateriale på sannsynlighet for uønskede hendelser og tilstedeværelse av naturressurser.

Med hensyn til informasjon om fordelingen av naturressurser i tid og rom, er informasjonen fra de relevante ULB-delstudiene anvendt i foreliggende analyse. Det er tatt hensyn til kunnskapshull som ble avdekket i tidligere gjennomførte analyser for Eni Norge, Hydro og Statoil.

3.0 Aktiviteten

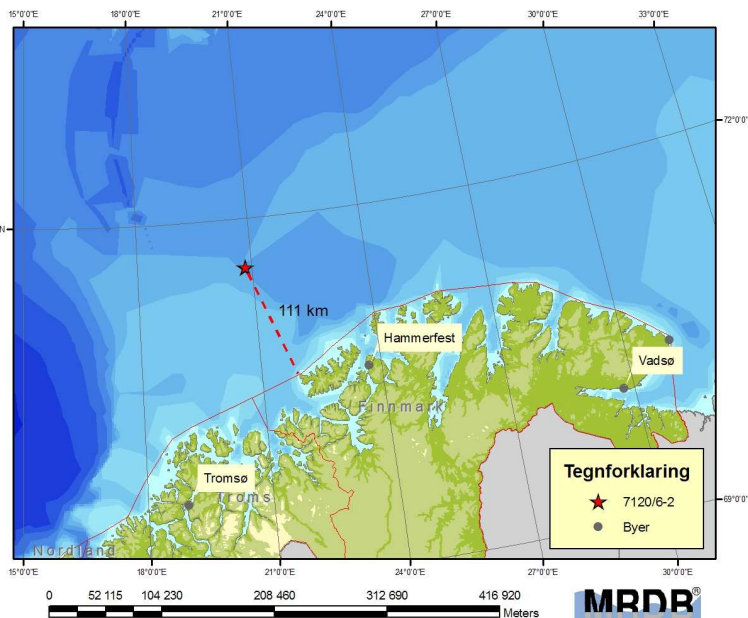


3.1 Aktivitetsbeskrivelse

Statoil planlegger boring av avgrensningsbrønn; 7120/6-2 (Snøhvit) i PL 790A. Brønnen er lokalisert ca. 111 km nordøst av Sørøya i Finnmark. Det er ingen boretidsgrensninger i lisensen. Boringen er planlagt gjennomført med boreriggen "Polar Pioneer" i januar – mars 2007, og er antatt å ta ca. 36 døgn. Vanddypet er 326 m. En oversikt over sentrale parametere for den planlagte aktiviteten er presentert i Tabell 3-1, og videre beskrevet i kapittel 3.2 og 0.

Tabell 3-1 Informasjon om den planlagte brønnen 7120/6-2 (Statoil 2006a, Sintef 2006).

Posisjon for brønn 7120/6-2	71 ° 35' 31,77'' N 20 ° 50' 11,04'' Ø
Analyseperiode	Hele året (12 måneder)
Vanddyp	326 m
Oljetype	Snøhvit blend
Gass-olje-forhold (GOR) (blend)	5050 Sm ³ /Sm ³
Oljetetthet (blend)	769 kg/m ³
Gasstetthet	0,95 kg/m ³
Max utblåsning (tid for boring av avlastningsbrønn)	40 dager
Utslippstemp.	92,8 °C
Utblåsningsrate	1000 Sm ³ /døgn
Varighet av boring (uten testing)	36 døgn
Borerigg type og navn	Halvt nedsenkbar "Polar Pioneer"



Kart som viser brønnens plassering og korteste avstand til land

3.2 Definerte fare- og ulykkeshendelser (DFU)

3.2.1 Innledning

Statoil planlegger å bore en avgrensningsbrønn for oljesonen på Snøhvitfeltet. Følgende informasjon om boringen og brønnen er hentet fra Statoil (2006b). Den primære hensikten med operasjonen er å innhente mer informasjon om formasjonsvæsker i Stø- og Nordmelaformasjonene. I tillegg skal brønnen bores videre inn i Tubåenformasjoen og klargjøres som vanninjektor. Brønnen skal bores med den oppankrede riggen Polar Pioneer.

Ved boring fra flyterigg til hydrokarbonførende lag, dominerer hendelsen *utblåsning* risikobildet. En utblåsning innebærer at olje strømmes ukontrollert fra reservoaret gjennom brønnen til omgivelsene. Sannsynligheten for utblåsning er svært lav, men de store potensielle oljeutslippene en slik hendelse kan medføre, gjør utblåsning til dimensjonerende uønsket hendelse for operasjonen.

I miljørisikoanalysen er fokus på utblåsning av olje og gass/kondensat. Aktuelle hydrokarbonførende lag for brønn 7120/6-2 vil være i Støformasjonen, og innboring i Stø vil skje etter at 9 5/8" foringsrøret er satt. Etter å ha penetrert ca 90 m med gassførende lag, kommer en inn i en 14,5 m tykk oljesone (nettodybder, fratrasket ikke produktive lag). Utblåsning fra gasslaget vil innebære utslipp av gass/kondensat til sjøen. Inntreffer en utblåsning etter at det er boret inn i oljelaget, vil utblåsningsmediet bestå av en kondensat- og oljeblanding. Blandingen vil være dominert av kondensat pga. geometri, væske og strømningsforhold. Kondensat/oljeblandingen er nærmere beskrevet i kapittel 3.3.

Bakgrunnsinformasjon brukt til å definere fare og ulykkeshendelser i forbindelse med boring av brønn 7120/6-2 omfatter:

- Kunnskap fra tidligere brønner i området
- Rateberegninger gjort i Statoils bore- og brønnmiljø (Statoil 2006b)
- Historiske utblåsningsdata (SINTEF 2006c)
- Analyser og tilpasninger av historiske utblåsningsdata (Scandpower 2006)

I tillegg er det gjort forutsetninger basert på vurderinger og diskusjoner internt.

3.2.2 Utblåsningsscenarier, utblåsningssannsynlighet og -frekvens

De aktuelle utblåsningsscenariene er knyttet til boreoperasjonene f.o.m. penetrasjon av Stø til setting av foringsrør i brønnseksjonen som er planlagt gjennom Stø. Penetrasjon av reservoaret i Stø er planlagt i begynnelsen av reservoarseksjonen, som bores med 8 1/2" borekrone. Analysen tar høyde for at det er en liten sannsynlighet for at penetrasjon kan skje mot slutten av foregående seksjon, som bores med 12 1/4" borekrone. Forventet lengde av selve reservoarseksjonen er 320 m, medregnet hele Tubåen. Selve reservoaret befinner seg i øvre del av denne med total nettohøyde ca. 90 m. De øvre ca 75 m vil levere gass og de nederste ca 15 m olje.

Det første utblåsningsscenariet som adresseres er brønnsplask som følge av underbalanse (brønntrykk < reservoartrykk) ved Innboring i reservoar og påfølgende tap av brønnkontroll.

Verst tenkelig scenario er at en utblåsning inntreffer etter at hele reservoartverrsnittet er penetrert. Dette vil være tilfelle under alle faser av boringen etter at ca 1/3 av seksjonen er boret ut. Den mest sannsynlige årsaken til et slikt scenario er underbalanse under Tripping ut

av brønnen (borestrengen trekkes ut) etter at hele reservoartverrsnittet er penetrert. Hendelser i nedre 2/3 av seksjonen kan derfor sees i sammenheng.

Siden hendelser mellom Innboring-scenariet og Tripping-scenarier er relativt lite sannsynlige, legges sannsynlighet for disse til samlet sannsynligheten for Tripping-scenariene. De to definerte scenariene dekker dermed alle scenarier, slik at:

$$P(\text{Tripping} \mid \text{utblåsning}) = 1 - P(\text{Innboring} \mid \text{utblåsning})$$

Konservativt antas det i begge scenarier at hydrokarboner strømmer fritt i annulus uten restriksjoner.

Brønnen er en avgrensingsbrønn, hvor betydelig erfaring fra boring i nærliggende brønner foreligger, særlig i gassdelen av reservoaret. Utblåsningssannsynlighet vurderes derfor lavere enn en ren letebrønn, men høyere enn en produksjonsbrønn. Scandpower (2006) oppgir følgende utblåsningssannsynligheter for disse typene operasjoner:

$$P(\text{utblåsning} \mid \text{leteboring}) = 3,1 \times 10^{-4}$$

$$P(\text{utblåsning} \mid \text{produksjonsboring}) = 6,0 \times 10^{-5}$$

Siden trykkmarginen i denne brønnen forventes å være god og andre risikofaktorer som påvirker trykkkontroll utover det normale er identifisert, benyttes en utblåsningssannsynlighet lik gjennomsnittet mellom lete og produksjonsboring:

$$P(\text{utblåsning} \mid \text{avgrensingsbrønn 7120/6-2}) = (3,1 \times 10^{-4} + 6,0 \times 10^{-5}) / 2 = \underline{1,9 \times 10^{-4}}$$

Oversikt over årsaker til utblåsninger, beskrevet i SINTEF (2006c) tabell 4.9, og forutsetning om strømning i annulus, gir etter Statoils vurdering grunnlag for å bruke følgende scenariosannsynligheter:

$$P(\text{Innboring} \mid \text{utblåsning}) = \underline{0,2}$$

og dermed:

$$P(\text{Tripping} \mid \text{utblåsning}) = 1 - P(\text{Innboring} \mid \text{utblåsning}) = \underline{0,8}.$$

Fordeling av sannsynlighet mellom utblåsninger på havbunn kontra overflate er satt til hhv. 75 % og 25 % (havbunn / overflate) basert på en samlet vurdering av scenarier og at Polar Pioner har standard, slakt oppankringssystem. Fordelingen er brukt for både *Innboring* og *Tripping*.

3.2.3 Utblåsningssrater

Strømningsrater er beregnet for scenariene Innboring og Tripping, definert i forrige avsnitt (Statoil 2006b). For begge scenarier kan utblåsning strømme enten til havbunnen eller til overflaten. Strømning til overflaten kan gi lavere utløpsmotstand og dermed høyere rater. Strømning til overflaten er konservativt lagt til grunn for begge tilfeller.

For Innboring er det konservativt forutsatt penetrasjonsdybde på 14,2 m inn i gassreservoaret.

I dette scenariet kan det oppstå strømning av kondensat, men ikke olje. Beregnet rate:

$$Q_{\text{kondensat, innboring}} = 904 \text{ Sm}^3 / \text{døgn}$$

For Tripping-scenariet vil mediet være en blanding av kondensat og gass. Basert på tidligere produksjonstester i området samt en vurdering av effekten av gasskoning under utblåsningen, er det konkludert at andelen av kondensat og olje vil være hhv. 76 % og 24 %. Beregnede rater for total strømning og hhv. kondensat- og oljeandeler er:

$$Q_{\text{total, tripping}} = 1000 \text{ Sm}^3 / \text{døgn}$$

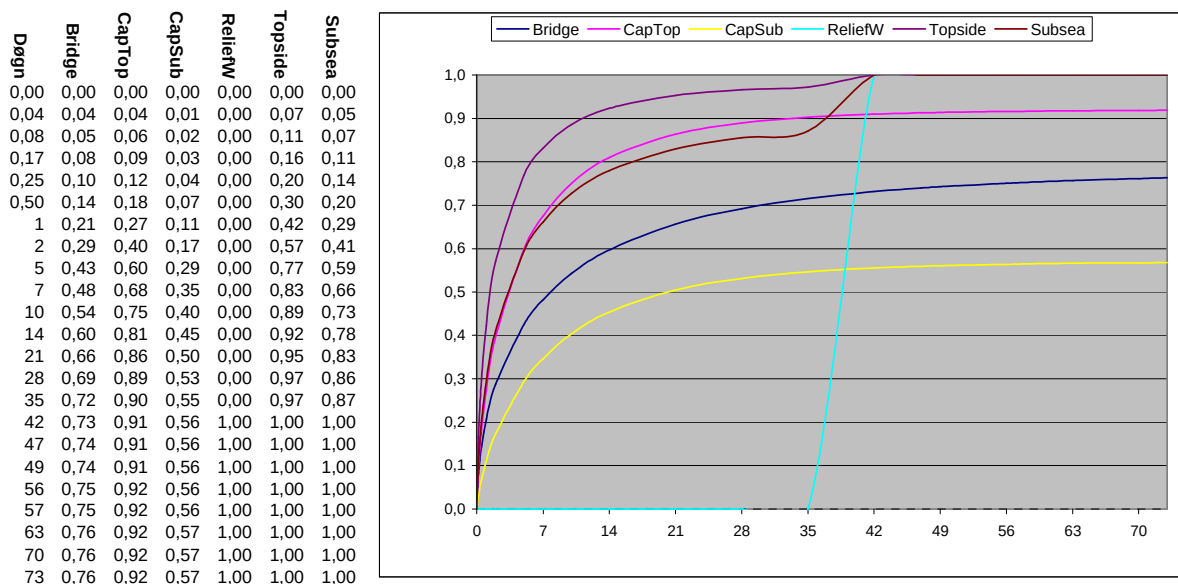
$$Q_{\text{kondensat, tripping}} = 1000 \text{ Sm}^3 / \text{døgn} \times 0.76 = 760 \text{ Sm}^3 / \text{døgn}$$

$$Q_{\text{olje, tripping}} = 1000 \text{ Sm}^3 / \text{døgn} \times 0.24 = 240 \text{ Sm}^3 / \text{døgn}$$

3.2.4 Varighet av utblåsning

Sannsynlighetsfordeling for varighet av en eventuell utblåsning beregnes med tilsvarende modell som benyttet i Scandpower (2006). Resultatet av modelleringen er vist i Figur 3-1. Brønnsespesifikk input til fordelingene er forventet tid til boring av avlastningsbrønn lik 40 dager. Forhold som skulle gi andre verdier for stansemekanismene bridging og capping, er ikke identifisert.

Tabell 3-2 oppsummerer de definerte fare og ulykkeshendelsene for avgrensingsboring av brønn 7120/6-2, og sannsynlighetsfordelingen for disse.



Figur 3-1 Sannsynlighetsfordelinger over varighet av utblåsning.

3.2.5 Oppsummering

Tabell 3-2 oppsummerer all informasjon knyttet til de to identifiserte utblåsningsscenariene. Tabellen viser sannsynlighetsfordelingen mellom ulike varigheter og overflate kontra sjøbunnsutslipp for de to scenarioene. I tillegg vises sannsynlighetsfordelingen mellom scenariene. Utsliffsfrekvens er beregnet til $1,9 \times 10^{-4}$.

Utslippet av kondensat/oljeblandingen vil ha de alvorligste miljømessige konsekvensene primært fordi blandingen har lengst levetid på sjøen, og danner derfor grunnlaget for de videre beregninger av miljørisiko. En sensitivitetsanalyse av Snøhvit kondensat presentert i kapittel 5.5.5, belyser forskjellene mellom spredning og drift av kondensat/oljeblandingen og snøhvit kondensat.

Tabell 3-2 Sannsynlighetsfordeling for utslippsscenarioer og -varigheter for brønn 7120/6-2 (Statoil 2006b).

Scenario, hydrokarbon type	Utslippspunkt	Rate Sm ³ /d	Varighet (døgn)					Sannsynlighet scenario	Sannsynlighet utslippspunkt
			0-2	2-5	5-14	14-30	30-40		
Tripping, kondensat/olje blanding	Overflate	1000	0,57	0,20	0,15	0,05	0,03	0,8	0,25
	Sjøbunn	1000	0,41	0,18	0,19	0,08	0,14		0,75
Innboring, kondensat	Overflate	904	0,57	0,20	0,15	0,05	0,03	0,2	0,25
	Sjøbunn	904	0,41	0,18	0,19	0,08	0,14		0,75

3.3 Beskrivelse av hydrokarbontype

3.3.1 Innledning

Det er definert to ulike utslippsscenarioer ved boring av brønn 7120/6-2 8 (se kapittel 3.2.2). Ved innboring i det hydrokarbonførende laget i Støformasjonen kan en utblåsning medføre utslipp av et rent gasskondensat; Snøhvit kondensatet. Det mest sannsynlige utslippsscenarioet er definert til et senere stadium i boreoperasjonen og medfører utslipp av en kondensat/olje blanding som domineres av kondensat. Bakgrunnen for dette er beskrevet i kapittel 3.2.1. Utslippet av kondensat/olje blandingen vil ha de alvorligste miljømessige konsekvensene primært fordi blandingen har lengst levetid på sjøen, og danner derfor grunnlaget for de videre beregninger av miljørisiko. Egenskapene til kondensat/olje blandingen er beskrevet i kapittel 3.3.2. Konsekvenser av utslipp av rent gasskondensat er diskutert i kapittel 6.5.2.5 og kondensatet er beskrevet i kapittel 3.3.3.

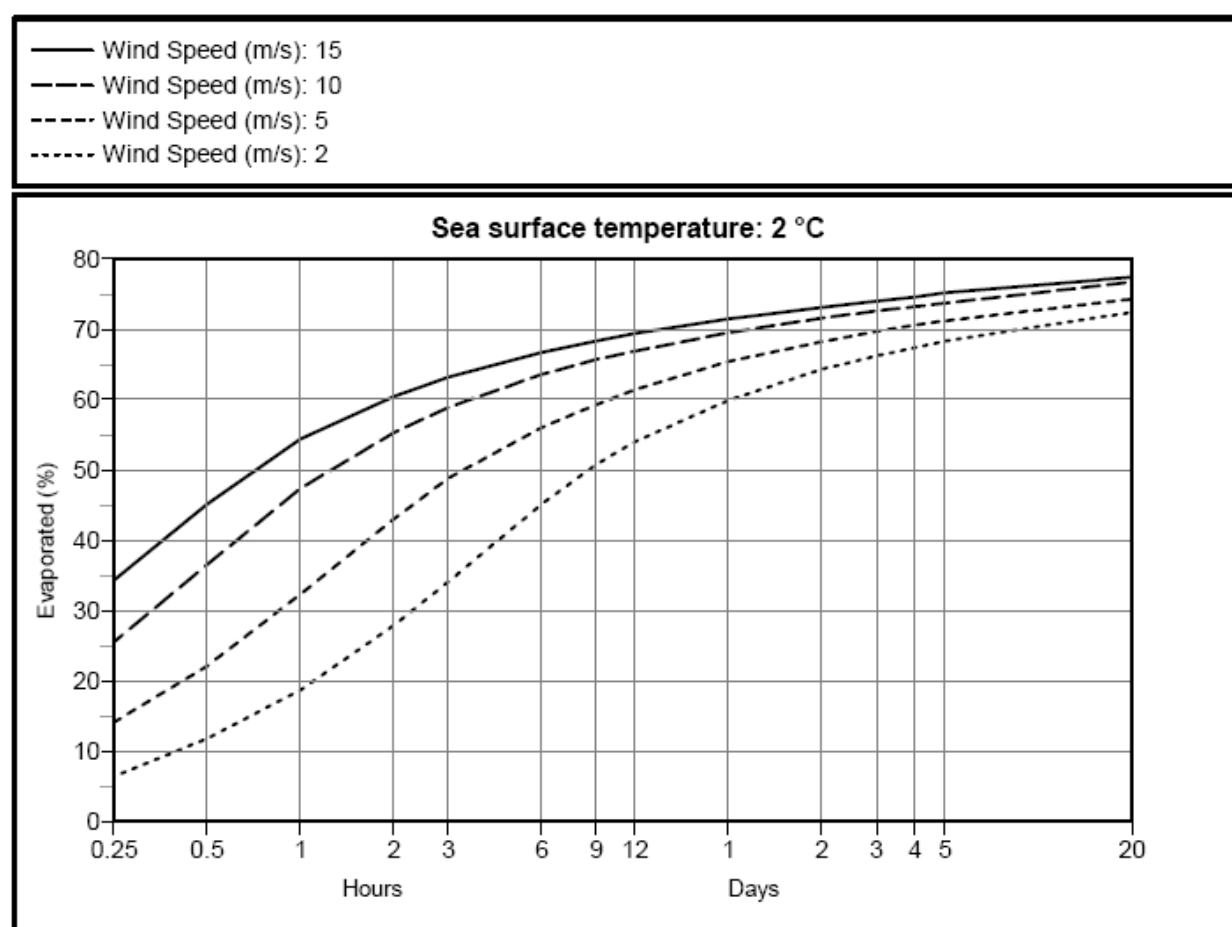
3.3.2 Snøhvit kondensat/olje blanding

Statoil har ved hjelp av modeller beregnet blandingsforholdet for kondensat/olje blandingen, og noen fysiske og kjemiske egenskaper for den ferske blandingsoljen basert på målte data for Snøhvit kondensat og Snøhvit olje. Blandingsforholdet mellom kondensat og olje er beregnet til 76 % kondensat og 24 % olje. I den videre teksten vil denne kondensat/olje blandingen omtales som Snøhvit blend.

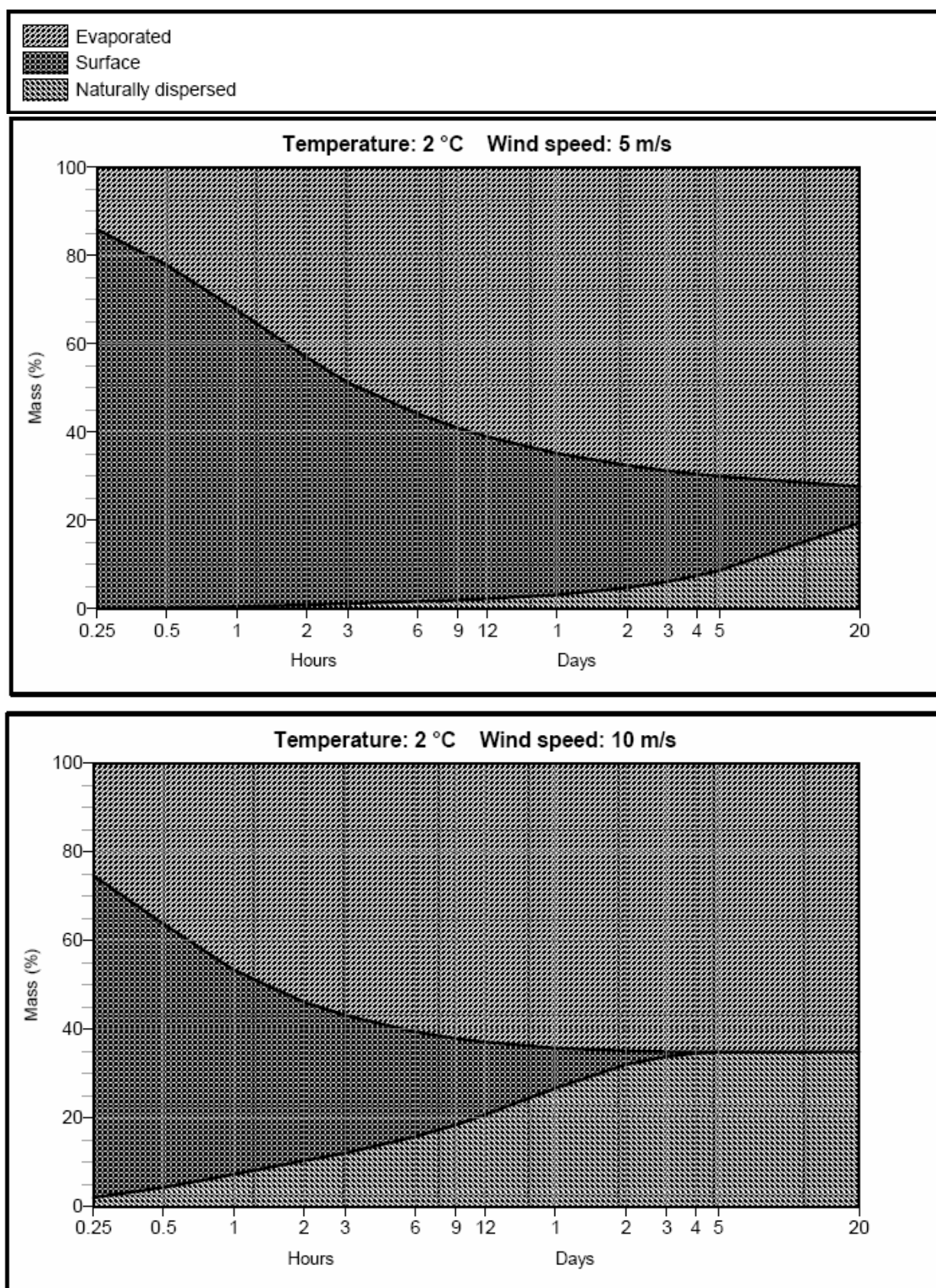
Snøhvit kondensat er et lett kondensat som vil ha meget kort levetid på sjøen. Snøhvit olje har bl.a. middels voksinnhold, noe asfalter og høyt stivnepunkt, og denne kan forventes å emulgere på overflata ved tilstrekkelig høy filmtykkelse. Når disse to blandes vil kondensatet

fungere som et løsningsmiddel som fortynner oljen, men de tyngre komponentene vil fremdeles være der og gi et "residue" når de lette komponentene i olje og kondensat er fordampet.

Sintef (2006c) har kartlagt forvitringsegenskapene til Snøhvit blend ved hjelp av trinnvis forvitring. Laboratoriedataene er brukt i SINTEFs olje forvitningsmodell (OWM) for å predikere egenskaper og skjebne til Snøhvit blend ved et overflateutslipp. Laboratoriestudier hos Sintef viser at Snøhvit blend ved forvitring på sjøen ligner mer en råolje enn et kondensat. Snøhvit blend emulgerer mer vann enn for eksempel lettoljene Kristin og Åsgard A, og danner emulsjoner med høyere viskositet. Siden Snøhvit blend inneholder så stor andel av kondensat er avdampningen høy, tilsvarende 65 % etter ett døgn på sjøen ved 2°C og 5 m/s vind (Figur 3-2. Snøhvit blend har ikke så lang levetid på overflaten ved høyere vindhastigheter (Figur 3-3). Den emulsjonen som er på overflaten ved ulike tidspunkt i ulike vær-situasjoner har egenskaper som ligner lette oljer.



Figur 3-2 Avdampning for Snøhvit blend ved 2°C og 2 - 15 m/s vindhastighet.



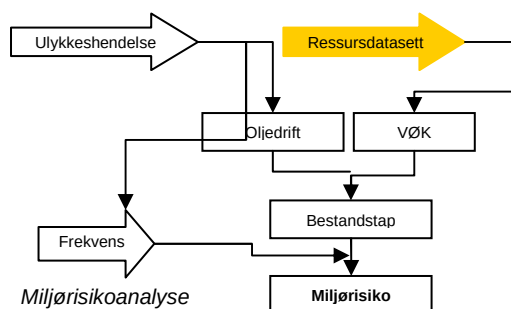
Figur 3-3 Massebalanse (avdampning, olje på overflaten og nedblanding) for Snøhvit blend ved 2°C og 5 - 10 m/s vindhastighet.

3.3.3 Snøhvit kondensat

Det er utført en sensitivitetsstudie med Snøhvit kondensat (Sintef 2001), se kapittel 5.4.6. I forvitringsstudiet konkluderes det med følgende hovedpunkter når det gjelder egenskaper til Snøhvit kondensat:

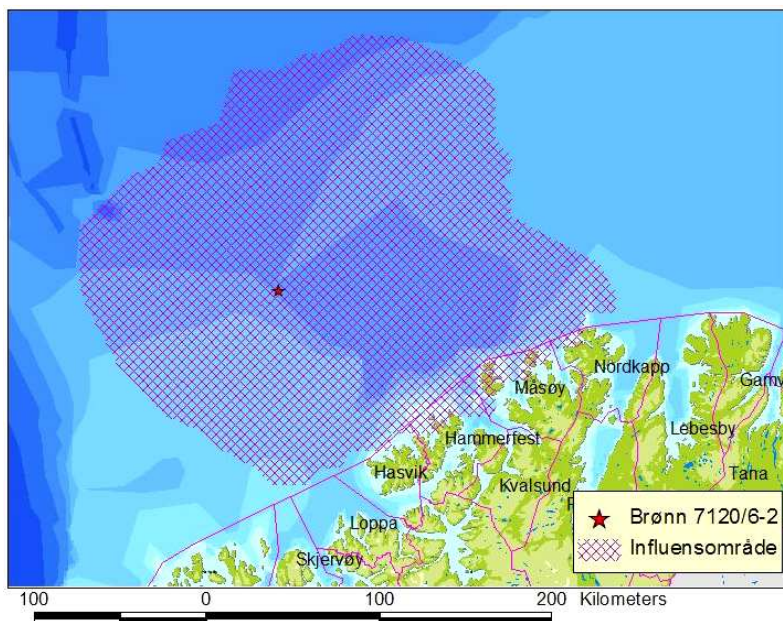
- Snøhvit kondensat fordamper raskt. Forvitringsstudien viser at kondensatet vil miste ca. 90 % av sitt opprinnelige volum grunnet fordampning innen 2 døgn, selv ved lave vindhastigheter.
- Snøhvit kondensat vil ikke emulgere. Vannopptak vil dermed ikke bidra til økning i kondensatets viskositet ved forvitring på sjøen.
- Kondensatet vil ha svært lav viskositet under hele forvitringsforløpet
- Det kan også forventes høy naturlig dispergering for Snøhvit kondensat etter et utslipp, forutsatt en viss energi på havoverflaten (>5 m/s vind). Kombinert med høy avdampning vil dette føre til relativ kort levetid for kondensatet på sjøoverflaten.

4.0 Miljøbeskrivelser



Informasjon om naturressurser og fysiske miljøforhold brukes som grunnlag for miljørisiko- og beredskapsanalyse. Viktig miljøinformasjon med fokus på analyseområdet til brønn 7120/6-2 er beskrevet i Appendix I. Den generelle beskrivelsen av tilstedeværende naturressurser er bredere enn utvalget av ressurser som anses å ha betydning for risikobildet i forbindelse med boring av brønnen, og analyseområdet er større enn influensområdet. Informasjon om fysiske miljøforhold er hovedsakelig hentet ut fra NOFOs regionale planverk, mens datagrunnlag og beskrivelse av naturressurser, sårbare områder og miljøprioriterte lokaliteter er hovedsaklig basert på informasjon i Marin Ressurs DataBase (MRDB[®]) og ULB.

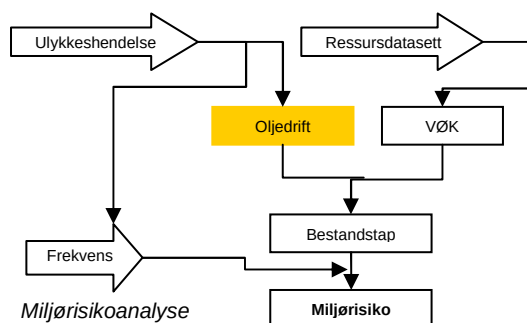
Influensområdet til brønn 7120/6-2 er vist i figur 4-1 og inkluderer et større havområde rundt Snøhvitfeltet og kyststrekning fra Stålet (Sørøya) i Hammerfest kommune til knivskjelodden i Nordkapp kommune. Influensområdet er definert som området med $\geq 5\%$ sannsynlighet for forurensning med mer enn 1 tonn olje innenfor 10 x 10 km ruter, og er basert på spredningsberegninger kjørt for alle fire sesonger. Influensområdet viser ikke utstrekningen av et oljeflak gitt en utblåsning. Et eksempel på dette kan sees i figur 5-5.



Figur 4-1 Influensområde for boring av brønn 7120/6-2. Influensområdet er basert på spredningsberegninger kjørt for alle fire sesonger og er avgrenset ved 5 % sannsynlighet for olje i 10x10 km ruter. Influensområdet viser ikke utstrekningen av et oljeflak gitt en utblåsning.

I henhold til prioriteringsprinsipper fra Statens forurensningstilsyn (SFT) og Direktoratet for naturforvaltning (SFT 2000), er akvakulturanlegg og områder med betydning for rekreasjon og turisme ikke høyt prioritert i sammenheng med miljørisikobetraktninger. Denne typen ressurser er derfor ikke beskrevet i denne analysen, men vil bli behandlet i beredskapsanalysen.

5.0 Oljedriftsmodellering



5.1 Innledning

Med bakgrunn i utblåsningsrater og varigheter, forventet oljetype og meteorologiske data som strøm, vind, sjøtemperatur og saltholdighet, er det utført spredningsberegninger for det dimensjonerende scenariet. Det er gjennomført statistisk oljedriftsmodellering av overflate- og sjøbunnsutslipp for hver måned i året, for vår, sommer, høst og vintersesong, samt for vinter- og sommerhalvåret. For sjøbunnsutslippet er det gjennomført modellering av forløpet til en utblåsning fra sjøbunn til det når overflaten. Resultatene fra modelleringen benyttes til eksponeringsvurdering for miljørisikoanalyse, samt som grunnlag for beredskapsanalysen.

5.2 Metode

DNVs BLOW-modell er benyttet for modellering av undervannsutblåsningen. BLOW beregner forløpet av et sjøbunnsutslipp fra utstrømningsstedet til dannelse av oljeflaket på overflaten eller eventuell innlagring i vannmassene.

OILTRAJ, som er DNVs oljedriftsmodell er benyttet for modellering av oljedrift på overflaten. Modellen beregner blant annet treffsannsynligheter, massefaktorer (fordampet, nedblandet og gjenværende andel olje) samt drivtider.

De statistiske oljedriftssimuleringene har en horisontal oppløsning på 1 til 10 km. Utslppsperioden er inntil lengste varighet, som for Snøhvit er estimert til 40 dager, og følgetiden til utslippet er 30 dager.

5.3 Utslippsscenarier

Oljedriftsberegningene er gjennomført for én lokasjon med posisjon 71 °35' 31,77" N, 20 °50' 11,04" Ø (brønn 7120/6-2) og et havdyp på 326 m.

Det er utført modellering av en undervannsutblåsning for å beregne en initiell oljefilmtykkelse til bruk i videre oljedriftsberegninger på overflaten (= 0,01 mm). For overflateutslippet er initiell oljefilmtykkelse satt til 1,2 mm. I oljedriftsmodelleringene på overflaten er det generert oljedriftsstatistikk med 3 600 simuleringer, for én utslppsrate og alle fem varigheter. Oljedriftsmodelleringene er utført for alle årets måneder. Det er hentet ut statistikk for hver måned, vår-, sommer-, høst- og vintersesongene, for sommer- og vinterhalvår, samt for hele året.

5.4 Oljens egenskaper

Oljens egenskaper har stor betydning for utfall av den miljørettede risikoanalysen og beredskapsanalysen. Basert på kunnskap om reservoaret er det for brønn 7120/6-2 definert et utslipp av en kondensat/oljeblanding som domineres av kondensat (Statoil 2006b), se kapittel 3.2. Egenskapene til Snøhvit blend er derfor anvendt i modelleringen.

For modellering av en undervannsutblåsning benyttes en GOR (gass/olje-forhold) på 5050 Sm³/Sm³, et utstrømningsareal på undervannsutblåsningen på 0,025 m² samt at det er lagt til grunn at gassen i reservoarene som driver oljen opp til overflaten, er metan og at utslippstemperaturen er 92,8°C.

Utvalgte egenskaper ved Snøhvit blend:

- Tetthet: 769 kg/m³
- Maksimalt vanninnhold: 85 %
- Viskositet: 1 cP (ved 100 s⁻¹)

5.5 Resultater – Oljedrift

5.5.1 Undervannsutblåsning

Simuleringsresultatene viser at plumen stiger langsomt opp til overflaten før den genererer en svært tynn oljefilm på overflaten. Årsaken til dette er relativt høy GOR og lav utblåsningsrate samt de vertikale tetthetsgradientene. Etter at plumen har nådd overflaten, vil den spre seg utover. Nærsoneberegningene er gjennomført som utgangspunkt for videre modelleringer av oljens drift på overflaten.

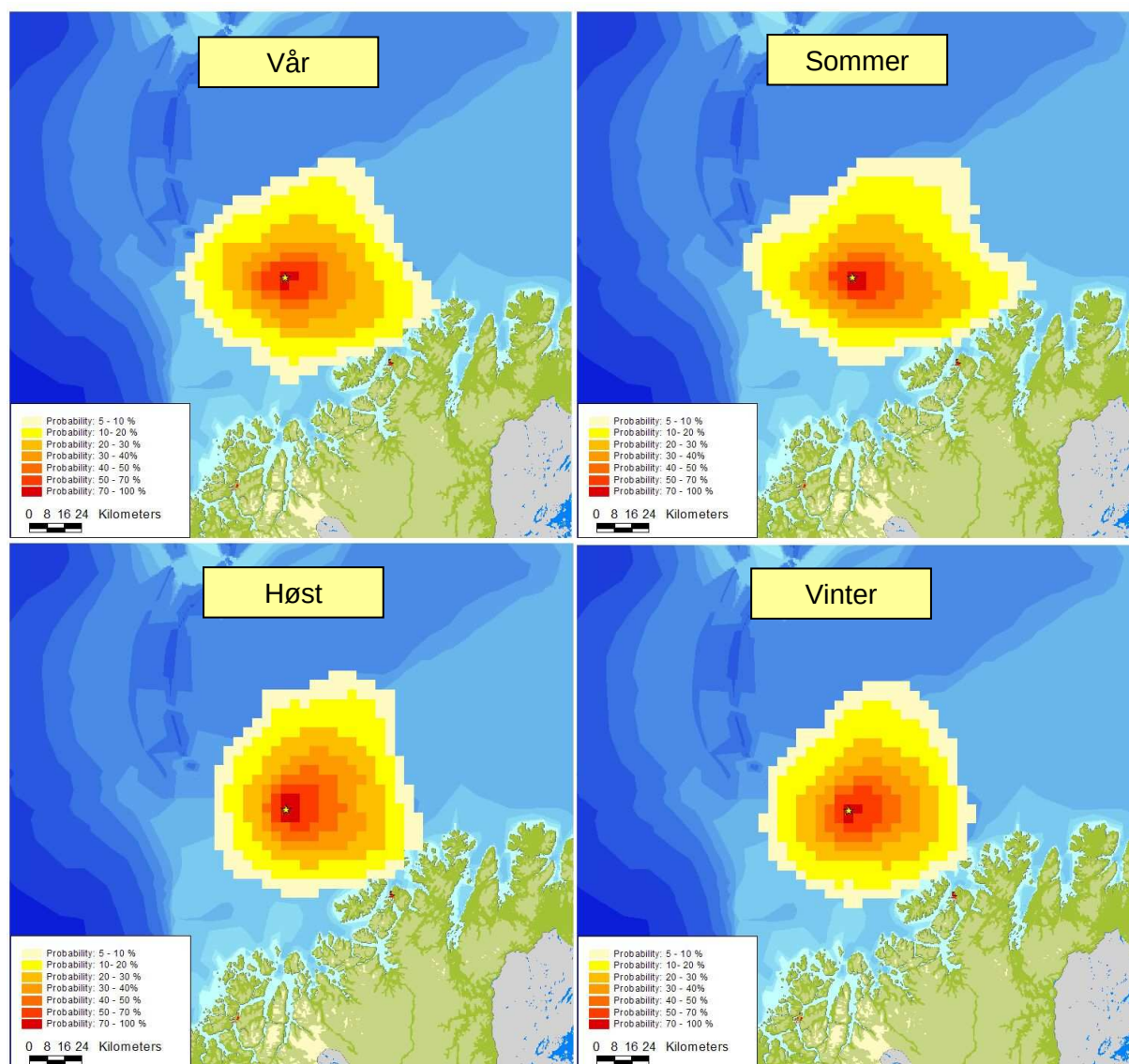
Nærsoneberegninger er også gjennomført med Sintefs modell DeepBlow. Resultater fra denne studien er dokumentert i egen rapport; Sintef (2006d).

5.5.2 Overflateutblåsning

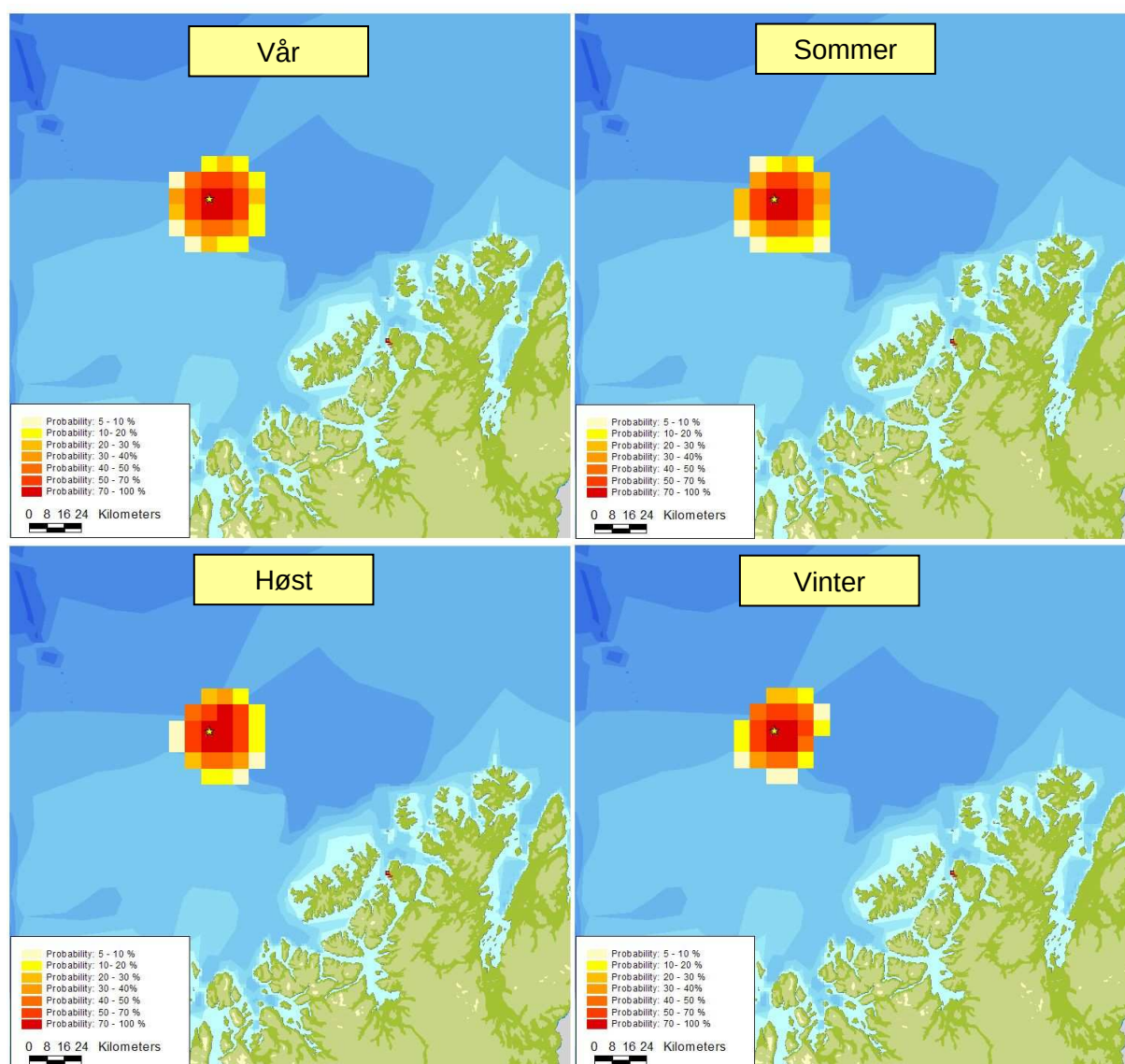
Det er generert oljedriftsstatistikk på rutenett (10 x 10 km), samt detaljert modellering av utvalgte scenarier på 1 km rutenett. Utvalgte scenarier inkluderer de som ga den største oljemengden på land, korteste drivtiden til land, største miljørisiko på overflaten samt største miljørisiko i kystsonen. Disse scenariene er nærmere presentert i rapporten for miljørettet beredskapsanalyse for Snøhvit (Skeie et al. 2006).

5.5.3 Sannsynlighet for oljeforurensning

Sannsynlighet (>5 %) for oljeforurensning i 10 x 10 km ruter etter et overflate- og sjøbunnsutslipp fra brønnen for fire sesonger er presentert i Figur 5-1 og Figur 5-2. Figurene viser resultater av én rate og vektet varighet. Gitt et overflateutslipp, er maksimal sannsynlighet for treff av olje på enkelte landruter 5-10 % for alle sesongene. Gitt et undervannsutslipp, er det ingen treff av landruter.



Figur 5-1 Sannsynlighet for oljeforurensning i 10x10 km ruter (rate og vektet varighet) for fire sesonger gitt et overflateutslipp. Utslippspunktet er vist som en stjerne. Figuren viser ikke utstrekningen av et oljeflak gitt en utblåsning.



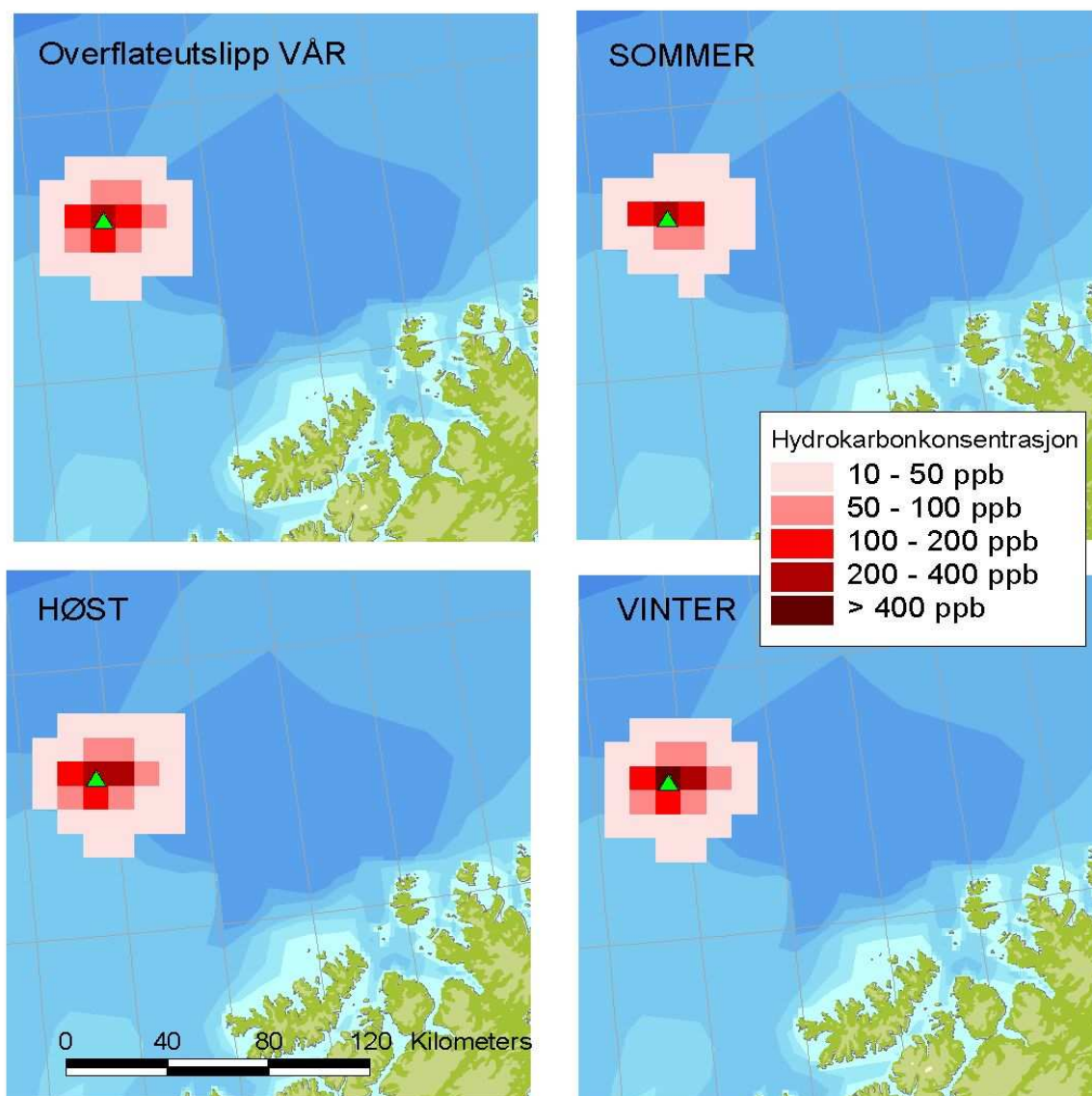
Figur 5-2 3 Sannsynlighet for oljeforurensning i 10x10 km ruter (rate og vektet varighet) for fire sesonger gitt et sjøbunnsutslipp. Utslippspunktet er vist som en stjerne. Figuren viser ikke utstrekningen av et oljeflak gitt en utblåsning.

5.5.4 Konsentrasjoner i vannmassene

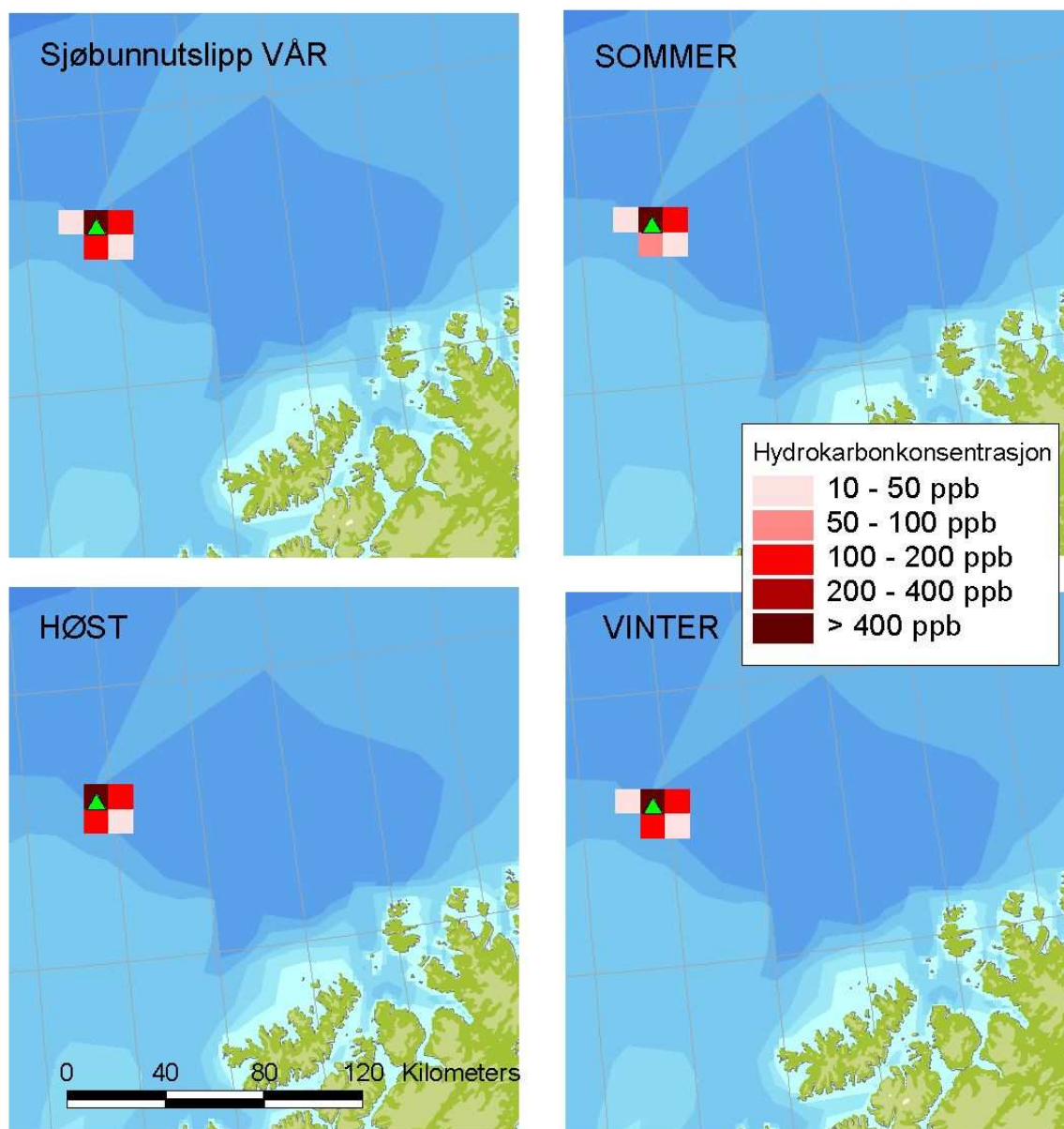
Resultatene av konsentrasjonsberegningene rapporteres som totale konsentrasjonsverdier av olje (THC) i de øverste vannmasser, dvs. det skilles ikke mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Oljen i vannmassene vil i hovedsak skrive seg fra olje som blandes ned i vannmassene fra drivende oljeflak (naturlig dispergering som følge av vind og bølger). Nedblanding av oljen fra overflaten beregnes på basis av oljens egenskaper og den rådende sjøtilstand.

Konsentrasjonen i en gridrute beregnes ved å fordele nedblandet oljemengde i et fast vannvolum. Volumet utgjør en vanddybde på 10 m og 10 % av arealet i 10 x 10 km gridrute. Det beregnes ikke videre fortykning av hydrokarbonkonsentrasjonene i vannmassene. Det antas betydelig fortykning i et par kilometers avstand fra posisjonen til flaket, slik at oljekonsentrasjonene i én rute ikke vil påvirke naboruter.

Et eksempel, dersom det blandes ned totalt 50 tonn i en 10 x 10 km rute vil konsentrasjonen bli 50 ppb, men blandes tilsvarende mengde ned i 10 % av ruta blir konsentrasjonen 500 ppb. I Figur 5-3 og 5-4 er hydrokarbonkonsentrasjoner i de øverste vannmassene for hver sesong presentert. Det er vist statistisk total hydrokarbonkonsentrasjoner for verdier større enn 10 ppb for både overflate- og sjøbunnutblåsning. Resultatene er basert på vekta utslippsrate og utslippsvarighet.



Figur 5-3 Totale hydrokarbonkonsentrasjoner > 10 ppb i de øverste 10 m i 10x10 km ruter (én rate og vektet varighet) etter et overflateutslipp. Utslippspunktet er vist som en trekant. Figuren viser ikke arealet med gitte oljekonsentrasjoner etter én utblåsning, men det totale berørte området gitt ca. 900 oljedriftsimuleringer per sesong.



Figur 5-4 Totale hydrokarbonkonsentrasjoner > 10 ppb i de øverste 10 m i 10x10 km ruter (én rate og vektet varighet) etter et sjøbunnsutslipp. Utslippspunktet er vist som en trekant. Figuren viser ikke arealet med gitte oljekonsentrasjoner etter én utblåsning, men det totale berørte området gitt ca. 900 oljedriftsimuleringer per sesong.

5.5.5 Sensitivitetsstudie av Snøhvit kondensat

Det er tatt utgangspunkt i ett scenario fra oljedriftsstatistikken med Snøhvit blend; det scenariet som gav størst oljemengde på land. Dette er kjørt på nytt med Snøhvit kondensat for å belyse forskjellene i utbredelse og nedblanding for Snøhvit blend og Snøhvit kondensat. Resultatet presentert som olje/emulsjonsmengde på overflaten er vist i Figur 5-5. Kondensatet benevnes med oljemengde fordi dette ikke emulgerer.



Figur 5-5 Sammenligning av olje/emulsjonsmengde på overflaten etter 6 døgn ved et utslipp av Snøhvit kondensat og Snøhvit blend. De to enkeltscenarioene er kjørt med ellers sammenlignbare forhold, dvs. samme vind og bølgeførhold (start utslipp; 28. april 1967). Merk at kondensatet benevnes med oljemengde fordi dette ikke emulgerer.

Utslippet starter 28. april 1967. De første timene etter utslippets start blåser det liten storm, men vinden avtar raskt ned til liten kuling på slutten av det første døgnnet. I løpet av de første fem døgnene er vinden avtagende, men varierer fra stiv kuling til laber bris. Vindretningen i denne perioden er sørvest – vestlig vind. De påfølgende tre døgn dreier vinden til nord – nordøstlig retning, med laber bris i styrke. De første tolv timene etter utslippets start er bølgehøyden over 4 m. Resten av perioden er bølgehøyden under 4 m.

Figur 5-5 viser at oljemengden på overflaten avtar mye raskere etter et utslipp av Snøhvit kondensat sammenlignet med et utslipp av Snøhvit blend. Bakgrunnen for dette er at det er forventet høy naturlig dispergering for Snøhvit kondensat etter et utslipp, forutsatt en viss energi på havoverflaten (>5 m/s vind) (DNV, 2006). Kombinert med høy avdamping vil dette føre til kort levetid for Snøhvit kondensat på sjøoverflaten.

6.0 Miljørettet risikoanalyse

6.1 Mål

Målet med en miljørettet risikoanalyse er å utarbeide et kvantitativt uttrykk for skade i kombinasjon med sannsynligheten for at denne skaden kan oppstå. Kombinasjonen av sannsynligheten for en hendelse og konsekvensen av hendelsen betegnes miljørisiko. Både sannsynlighetsreduserende og konsekvensreduserende tiltak betegnes som risikoreduserende tiltak i forhold til miljørisiko. I beslutningsprosessen sammenlignes miljørisiko med selskapets kriterier for akseptabel virksomhet. Sammenligningen gjøres normalt uten konsekvensreduserende tiltak. Dersom miljørisikoen overstiger akseptkriteriet skal konsekvensreduserende tiltak iverksettes for å oppnå akseptabel miljørisiko. Miljørisikoen skal uansett reduseres så langt det er praktisk mulig og økonomisk forsvarlig.

Det Statoil ønsker å oppnå med miljørettet risikoanalyse for denne brønn 7120/6-2 er:

- Å sikre at virksomheten er akseptabel i forhold til Statoils egne standarder og målsetninger. Statoils mål innen helse, miljø og sikkerhet er null skade på mennesker og miljø, samt null ulykker eller tap.
- Kontinuerlig reduksjon i miljørisiko knyttet til virksomheten.
- Å sikre at det tas hensyn til spesielle områder eller miljøressurser med spesielt høy sårbarhet. Det legges derfor vekt på å analysere risikoen for de mest sårbare arter, bestander eller økosystemer.

Foreliggende miljørisikoanalyse bygger på det kunnskapsnivå som er opparbeidet gjennom miljøutredninger og risikoanalyser på norsk sokkel generelt og i Barentshavet spesielt gjennom flere tiår og som også omfatter nyere arbeider i forbindelse med utredning av konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet (ULB).

6.2 Analysemetodikk

6.2.1 Innledning

Statoil har, i henhold til Styringsforskriften § 16, gjennomført en miljørettet risikoanalyse. Denne er gjort i henhold til den foreliggende veiledningen fra OLF: "Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel - Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA)" (OLF, 2005). Miljørisikoanalysen er gjennomført for hele året med månedlig oppløsning.

Analysen er gjennomført for den mest detaljerte formen for miljørettet risikoanalyse; en skadebasert MIRA. Risikoanalysen for strandressurser er i denne analysen dessuten utvidet i forhold til OLFs metodebeskrivelse ved at sannsynligheten for skade på strand beregnes for hele kystlinjen innenfor influensområdet til brønnen. Denne metoden vil mest trolig bli inkludert i den reviderte utgaven av metodebeskrivelsen som er antatt å komme tidlig i 2007. I tillegg tas det spesielle hensyn til sårbare bestander med en negativ bestandstrend.

Miljørisiko for VØK bestander og strand blir generelt beregnet ut fra følgende faktorer:

$$f_{[\text{skade; kategori } X]} = f_0 \times p_{[\text{scenario } Y]} \times p_{[\text{treff; gitt scenario } Y]} \times p_{[\text{tilstedeværelse}]} \times p_{[\text{skade; kategori } X \text{ gitt scenario } Y]}$$

$f_{[\text{skade; kategori}]}$	= frekvens for skade i de fire skadekategoriene (mindre, moderat, betydelig, alvorlig)
f_0	= utblåsningsfrekvens
$p_{[\text{scenario } Y]}$	= sannsynlighet for sjøbunns- eller overflateutblåsning
$p_{[\text{treff; gitt scenario } Y]}$	= treffsannsynligheten (antall tilfeller hvor områder med en definert VØK/strandroute blir rammet av olje), gitt scenario Y.
$p_{[\text{tilstedeværelse}]}$	= sannsynligheten for at arten er tilstede (uttrykt ved andel av sesongen/boreperioden arten er tilstede). For strand er denne variabelen alltid lik 100 %.
$p_{[\text{skade; kategori } X \text{ gitt scenario } Y]}$	= sannsynligheten for skade (uttrykt ved restitusjonstid) i de fire skadekategoriene, gitt scenario Y.

6.2.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Fordeling av oljemengde i kategorier benyttes til å fordele sannsynligheten for bestandstap ved bruk av effektnøkler (Tabell 7-1 og Tabell 7-2), avhengig av sårbarhet. Andelen av bestanden som skades (*bestandstap*) benyttes videre for å karakterisere alvorlighetsgraden av miljøskaden i fire *konsekvenskategorier* som er definert ved *restitusjonstid*. Tabell 6-3 illustrerer skadenøkkelen som benyttes for bestander av sjøfugl og marine pattedyr med lavt restitusjonspotensiale. For lomvi er det en negativ bestandsutvikling, som vil kunne påvirke restitusjon etter evt. skade. For å ta høyde for dette benyttes en mer konservativ skadenøkkel for slike arter (Tabell 6-4).

For hvert av de 3600 scenariene beregnes bestandstap. Det er derfor viktig å merke seg at tallene for maksimale bestandstap representerer enkelte ekstremsituasjoner. Et overflateutslipp gir langt større oljemengder på havoverflaten enn et undervannsutslipp (se Figur 5-1 og Figur 5-2), og dermed også de største bestandstapene. Til beregning av miljørisiko bidrar alle scenarier med bestandstap over 1 %. Bidraget til miljørisiko er deretter vektet i forhold til sannsynlighetsfordelingen mellom sjøbunn og overflateutblåsning. Det er betydelige forskjeller mellom det maksimale bestandstap i enkelte ekstremscenarier og bestandstapet som kan forventes å finne sted (tilsvarende et gjennomsnittlig bestandstap).

Tabell 6-1 Effektnøkkel for sjøfugl.

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

Tabell 6-2 Effektnøkkel for marine pattedyr.

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

Tabell 6-3 Skadenøkkel for sjøfugl og marine pattedyr. Fordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt reduksjon av bestander med lavt restitusjonspotensiale (OLF, 2005).

Skadenøkkel bestand	Konsekvenskategori – miljøskade			
	Teoretisk restitusjonstid i år			
Akutt reduksjon (% av bestand)	Mindre (0,1-1 år)	Moderat (1-3 år)	Betydelig (3-10 år)	Alvorlig (>10 år)
< 5 %	50 %	50 %	-	-
5-10 %	25 %	50 %	25 %	-
10-20%	-	25 %	50 %	25 %
20-30%	-	-	50 %	50 %
≥ 30 %	-	-	-	100 %

Tabell 6-4 Skadenøkkel for sjøfugl og marine pattedyr. Fordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt reduksjon av bestander med lavt restitusjonspotensiale og negativ bestandstrend (DNV, 2006).

Skadenøkkel bestand	Konsekvenskategori – miljøskade			
	Teoretisk restitusjonstid i år			
Akutt reduksjon (% av bestand)	Mindre (0,1-1 år)	Moderat (1-3 år)	Betydelig (3-10 år)	Alvorlig (>10 år)
< 5 %	40 %	50 %	10 %	-
5-10 %	10 %	50 %	30 %	10 %
10-20%	-	10 %	50 %	40 %
20-30%	-	-	20 %	80 %
≥ 30 %	-	-	-	100 %

6.2.3 Strand

Miljøriskio for strand er analysert i henhold til VØK habitatmetoden. I analysen benyttes resultater fra oljedriftsberegninger i et 10x10 km rutenett. Risikoanalysen for strandressurser er videreutviklet i denne analysen i forhold til OLFs metodebeskrivelse for MIRA (OLF, 2005). Sannsynligheten for skade på strand beregnes for hele kystlinjen innenfor influensområdet, og den beregnes ut fra rutas eksponeringsgrad, tilstedeværende strandtyper og sårbarhet. Sårbarhetsindeks og skadenøkkel er vist i Tabell 6-5 og 6.6. Konsekvenskategoriene er de samme som for sjøfugl og sjøpattedyr og angis som teoretisk restitusjonstid. For videre metodebeskrivelse henvises til Appendix II.

Tabell 6-5 Sårbarhetsindeks for strandtyper for eksponert og beskyttet kyst (Alpha, 2003)

Strandtype	Sårbarhetsgrad	
	Eksponert	Beskyttet
Sva	1	1
Klippe	1	1
Blokkstrand	1	2
Sandstrand	2	3
Steinstrand	1	3
Leire	2	3
Ikke data	2	3
Menneskeskapt	1	1
Sanddyne	2	3

Tabell 6-6 Skadenøkkel for beregning av sannsynlighet for skade på kyst (habitanalyse)

Skadenøkkel for kyst		Skadekategori Teoretisk restitusjonstid			
Sårbarhet	Oljemengde	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydlig 3-10 år	Alvorlig >10 år
Høy (S3)	1-100 tonn	20 %	50 %	30 %	
	100-500 tonn	10 %	60 %	20 %	10 %
	500-1000 tonn		20 %	50 %	30 %
	≥1000 tonn			40 %	60 %
Moderat (S2)	1-100 tonn	70 %	30 %		
	100-500 tonn	50 %	40 %	10 %	
	500-1000 tonn	40 %	40 %	20 %	
	≥1000 tonn	20 %	50 %	30 %	
Lav (S1)	1-100 tonn	100 %			
	100-500 tonn	80 %	20 %		
	500-1000 tonn	60 %	40 %		
	≥1000 tonn	40 %	40 %	20 %	

6.2.4 Fisk

For fiskeressurser er det benyttet en tilnærming for beregning av miljørisiko som er i tråd med tidligere gjennomførte miljørisikoanalyser i Barentshavet (Brude *et al.*, 2000), og konsept for beregning av skade og miljørisiko på fiskeressurser (Moe *et al.* 2000).

Miljøriskioen for fisk er vurdert i to trinn. Først beregnes potensielle skader på årsklassene av egg- og larver. Dersom tapsandelen for årsklassene i snitt overstiger 1 %, vurderes virkningene av disse skadene på gytebestandsnivå.

Som utgangspunkt for analysen gjør vi en antagelse om at andelen av oljen som blandes ned i vannsøylen blandes til 10 meters dybde. Dette er en konservativ antagelse da nedblanding i realiteten også vil skje til dypere lag. Deretter antar vi at alle fiskeegg og larver som eksponeres for hydrokarbonkonsentrasjoner over en gitt terskelverdi, dør som følge av eksponeringen.

Andeler av en årsklasse av fisk som berøres, beregnes på grunnlag av enkeltsimuleringer av oljedrift i en måned eller sesong. Dette er tilsvarende MIRA-metoden for beregning av bestandstap av sjøfugl og sjøpattedyr. For fisk er det valgt å begrense omfanget av beregninger til vektet varighet, og ikke beregne med hensyn på full rate- og varighetsfordeling. Bakgrunnen for dette er det store antallet årsklassefordelinger (hvert 10 døgn over hele gyteperioden for omlag 20 ulike år) det skal tas hensyn til, og at det ikke forefinnes automatiserte rutiner for beregning og viderebehandling av det store dataomfanget. For videre bergning av skade på gytebestandsnivå (f.eks for Norsk arktisk torsk) tas det hensyn til sannsynligheten for hhv. sjøbunns- og overflateutslipp.

Grenseverdiene for giftighet for overfor fiskeegg og larver av løst og dispergert totalt hydrokarbon (THC), er ikke fastsatt. Det har likevel vært vanlig å bruke 50 ppb THC som grenseverdi for denne typen organismer, og denne grenseverdien vil også brukes i innværende analyse. Det eksisterer per i dag ingen effekt-nøkkel som beregner % -vise tap av årsklasse i ulike mengdekategorier for fisk, og det benyttes derfor 100 % dødelighet i overlappende område (for egg og larver), noe som er konservativt gitt terskelverdi 50 ppb THC.

Den historiske utviklingen for artens gytebestand sammenlignes med utviklingen slik den antas å ville være med den beregnede reduserte årsklassen. Det beregnes således et tidsvindu for når de to bestandsutviklingene igjen ville være sammenfallende (Brude *et al.* 2000; Moe *et al.* 2000). Modellen beregner sannsynlighetsfordeling av restitusjonstider for en gytebestand som funksjon av prosentvis tap av en årsklasse fiskelarver. Restitusjonstiden er definert som tiden frem til gytebestanden er tilbake på 99 % av uforstyrret nivå. Modellen beregner dermed ikke restitusjonstid for bestandstap for en årsklasse som er lavere enn 1 %.

6.3 Statoils risikostyringskriterier for akutt forurensning

Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier for forurensning er lagt til grunn i den miljørettede risikoanalysen for brønn 7120/6-2. Akseptkriteriene angir grenser for hva selskapet definerer som et uakseptabelt risikonivå ved en gitt operasjon. Akseptkriteriene er formulert som mål på skade på bestander, uttrykt ved varighet og ulik alvorlighetsgrad.

Akseptkriteriene uttrykker selskapets holdning om at naturen i størst mulig grad skal være uberørt av selskapets aktiviteter. Kriteriene angir maksimal tillatt hyppighet av hendelser som kan forårsake skade på miljøet (Tabell 6-7).

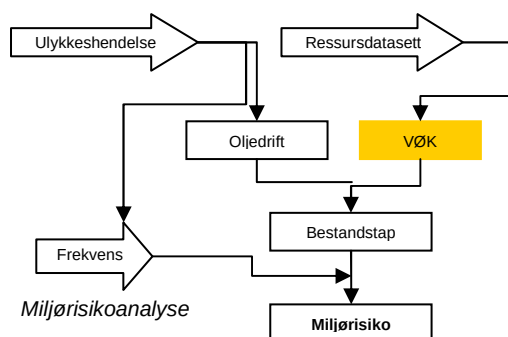
Tabell 6-7 Statoils akseptkriterier for forurensning. De operasjonsspesifikke akseptkriterier er lagt til grunn i den miljørettede risikoanalysen for brønn 7120/6-2.

Miljøskade	Varighet av skaden (restitusjonstid)	Felt-spesifikk Risiko per år:	Installasjons-spesifikk risiko per år:	Operasjonsspesifikk risiko per operasjon:
Mindre	1 mnd - 1 år	$< 2 \times 10^{-2}$	$< 1 \times 10^{-2}$	$< 1 \times 10^{-3}$
Moderat	1-3 år	$< 5 \times 10^{-3}$	$< 2,5 \times 10^{-3}$	$< 2,5 \times 10^{-4}$
Betydelig	3-10 år	$< 2 \times 10^{-3}$	$< 1 \times 10^{-3}$	$< 1 \times 10^{-4}$
Alvorlig	> 10 år	$< 5 \times 10^{-4}$	$< 2,5 \times 10^{-4}$	$< 2,5 \times 10^{-5}$

I tråd med Rammeforskriften § 9 og Styringsforskriften § 1, benytter Statoil risikoreduksjon i planlegging og gjennomføring av sine aktiviteter. ALARP (As Low As Reasonably Practicable) er et prinsipp for risikoreduksjon som definerer at en aktivitet skal ha så lav som praktisk oppnåelig risiko, så sant kostnadene ikke står i et vesentlig misforhold til den risikoreduksjonen som oppnås (Rammeforskriften § 9).

Vanlig praksis i miljørettede risikoanalyser er å definere ALARP som 50 % av akseptkriteriene. Dersom miljørisikoen overskrider 50 % av akseptkriteriet skal risikoreduserende tiltak vurderes. Statoil har valgt å legge ytterligere fokus på risikoreduksjon og styring av egne aktiviteter, og benytter ALARP-prinsippet uavhengig av risikonivået før tiltak.

6.4 Valg av verdsatte økosystemkomponenter (VØK)



6.4.1 Innledning

Som utgangspunkt for den miljørettede risikoanalysen er det gjennomført en vurdering av hvilke naturressurser som har det største konfliktpotensialet innen influensområdet til Snøhvit, som følge av et oljeutslipp. Verdsatte økosystem-komponenter (VØK) er valgt ut etter følgende prioriteringskriterier, som sikrer at de mest kritiske ressursene velges:

- VØK må være en populasjon eller bestand, et samfunn eller habitat/naturområde.
- VØK må ha høy sårbarhet for oljeforurensning i den aktuelle sesong.
- VØK-bestand må være representert med en stor andel i influensområdet.
- VØK-bestand må være tilstede i en stor andel av året eller i den aktuelle sesong.
- VØK-habitat må ha høy sannsynlighet for å bli eksponert for oljeforurensning.

Videre vil ressurser i områder som kvalifiserer til SMO eller MOB-område inkluderes i VØK-settet. Rødlistearter med bestandsandeler i influensområdet vil også søkes inkludert som VØK (OLF, 2005).

6.4.2 Overlappsanalyse av bestander av sjøfugl og marine pattedyr

Utvalget av VØK'er for en spesifikk operasjon kan representere et spenn av ressurser som vil bidra i ulik grad til miljørisikoen for operasjonen. Naturressursene som tilfredsstiller kravene til VØK-bestand mht. sårbarhet overfor oljeforurensning er begrenset ved hjelp av en overlappsanalyse. Arter med andeler av nasjonal bestand innenfor influensområdet (i en eller flere måneder) som overstiger 1 % er valgt ut som VØK i helårig analyse med månedlig

oppløsning. Der det kun forekommer regionale datasett er utvelgelseskriteriet satt til 1 % av regional bestand. Naturressursene som i utgangspunktet kvalifiserer til VØK, og som er analysert mht. mulig overlapp er: Alke, alkekonge, lomvi, lunde, polarlomvi, storskarv, teist, toppskarv, praktærfugl, ærfugl, stellerand, bergand, kvinand, sjørre, svartand og havhest og de marine pattedyrene havert, steinkobbe og oter. Følgende arter er plukket ut som resultat av overlappsanalysen:

Pelagisk dykkende sjøfugl:

- Lunde (*Fratercula arctica*).
- Lomvi (*Uria aalge*)
- Polarlomvi (*Uria lomvia*)
- Alke (*Alca torda*)
- Alkekonge (*Alca alle*)

Kystbundne dykkende sjøfugl:

- Teist (*Cephus grylle*)
- Storskarv (*Phalacrocorax carbo*)
- Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*)
- Ærfugl (*Somateria mollissima*)

Kystbundne dykkende sjøfugl:

- Havhest (*Fulmarus glacialis*)
- Krykkje (*Rissa tridactyla*)

Marine pattedyr.

- Havert (*Halichoerus grypus*)
- Oter (*Lutra lutra*)

Som utgangspunkt for overlappsanalysen på sjøfugl er det tatt utgangspunkt i modellerte data for sjøfugl på åpent hav og SMO data for sjøfugl kystnært (med unntak av for Havelle). SMO-dataene er tidligere tilrettelagt for bruk i skadebaserte analyser ved bruk av ArcView rutiner, hvor datasettene er fordelt til en buffersone rundt det aktuelle SMO iht. Moe *et al.* (1999). De modellerte distribusjonsdataene for åpent hav er opparbeidet av NINA på vegne av Norsk Hydro (Fauchald *et al.*, 2005). For overlappsanalyse på havelle er fugletellingsdata fra Systad og Bustnes (1999) benyttet. For havert er det benyttet data fra Nilssen *et al.* (2004) for nasjonal bestand og data fra Jødestøl *et al.* (1998) for bestanden i Finmark. For overlappsanalyse på steinkobbe er det tatt utgangspunkt i data fra SMO (Moe *et al.*, 1999), mens for oter er det tatt utgangspunkt i data hentet fra Naturbase (Direktoratet for Naturforvaltning).

6.4.3 Strandhabitater

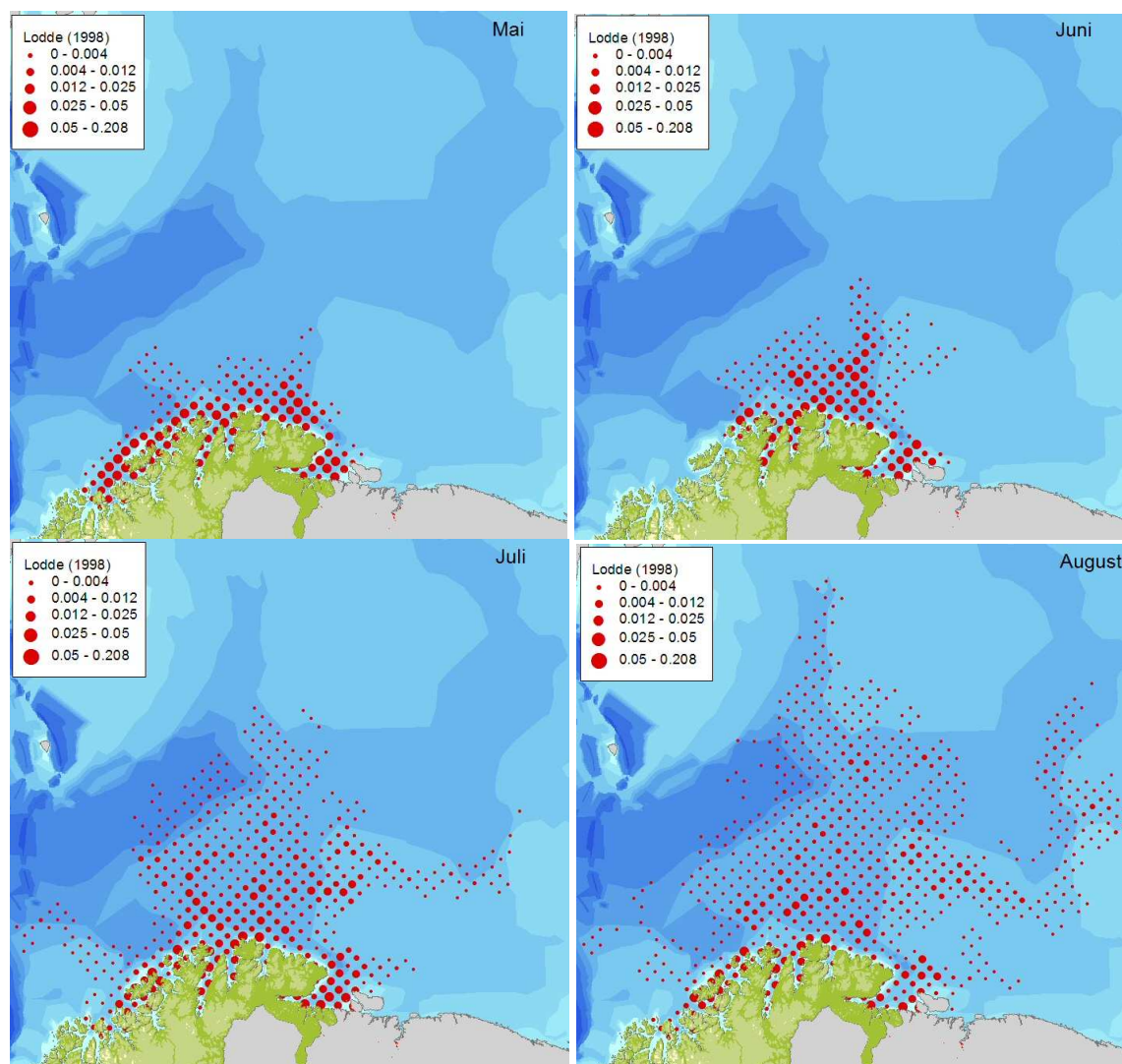
På bakgrunn av substrattype, habitat og eksponering for vind, bølger og tidevann, kan kystens sensitivitet for olje beregnes. I foreliggende analyse beregnes miljørisiko for strand (VØK-habitat) med utgangspunkt i prinsippene om at et kysthabitat er sårbart for olje basert på type substrat og type flora/fauna det er i habitatet. Strandhabitatanalysen er foretatt med 10 x10 km rutenett. Datasett for strandhabitater er hentet fra MRDB (2006).

6.4.4 Fisk

Egg og larver av fisk er ansett som sårbare for oljeforurensning. I forhold til et akutt oljeutslipp er yngel og voksen fisk antatt å være sårbare i mindre til liten grad. Lodde gyter i Barentshavet, men det forventes kun signifikant overlapp med influensområdet i år med vestlig gyting. Sild som gytes på Mørkekysten er mindre sårbare når de når Barentshavet som yngel. Det samme gjelder torsk som gytes i Lofoten, og som generelt er yngel innen de når Barentshavet. For hyse foreligger det ikke datasett som er egnet for risikovurdering.

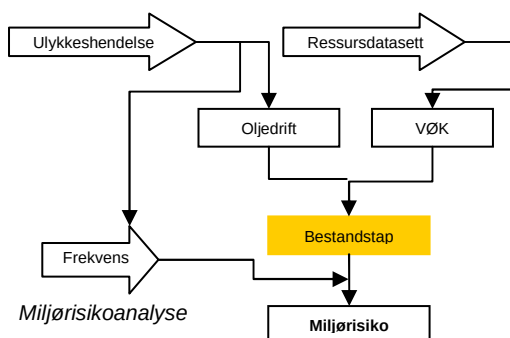
Som utgangspunkt for skadebaserte analyser på fisk er det brukt modellerte data på fordeling av fiskelarver/yngel for lodde, torsk og sild. De modellerte distribusjonsdataene er opparbeidet av Havforskningsinstituttet på vegne av Norsk Hydro. Datasett er opparbeidet for mange år, og for hvert år er det tatt ut stillbilder av fordelingsmønsteret hvert 10. døgn innenfor den aktuelle modelleringsperioden. Figur 6-1 viser eksempler på fordelingsmønstre for lodde i perioden mai til august. Følgende arter er dermed inkludert som VØK:

- Lodde
- Torsk
- Sild



Figur 6-1 Modellert loddelarve fordeling i perioden mai – august i 1998. Kilde: HI

6.5 Resultater – Miljørettede risikoberegninger



6.5.1 Innledning

Ved en utblåsning vil utslippet forekomme enten ved overflaten eller ved sjøbunnen. For sjøbunnsutblåsninger er det i denne analysen gjennomført modelleringer som viser forløp for oppstigning til overflaten og hvilke flaktykkelser som kan forventes. Tykkelsen på oljeflak på havoverflaten nær utslippspunktet, er svært forskjellig mellom overflateutslipp og sjøbunnsutslipp. Dette virker inn på oljens spredning og forvitring og dermed også på miljørisikoen. Konsekvensberegningene for VØK'ene er derfor gjennomført separat for sjøbunnsscenario og overflatescenario. De beregnede konsekvensene blir deretter summert i henhold til sannsynlighetsfordeling (se kapittel 6.6) for å gjenspeile total risiko for alle scenarier.

6.5.2 Beregning av bestandstap for VØK-bestand

6.5.2.1 Innledning

Beregninger av skade på sjøfuglbestander og sjøpattedyrbestander er gjennomført med utgangspunkt i full oppløsning på rater (her kun en rate) og varigheter. For fisk er beregningene gjennomført på faktisk rate og tilnærmet vektet varighet. Varigheten som er brukt i beregningene for fisk er 14 døgn, mens vektet varighet er 6,94 døgn. Bakgrunnen for at det ikke brukes full oppløsning på varigheter for fisk er at det per i dag ikke forekommer beregningsrutiner for håndtering av den mengde data for fisk.

Bestandstap er beregnet for alle utvalgte VØK'er for hver måned. Variasjonen i miljørisiko gjennom året gjenspeiler både variasjon i influensområdet og ressursenes tilstedeværelse og/eller sårbarhet gjennom året.

Nasjonale bestandstap er benyttet til beregning av miljørisiko mot akseptkriteriene. Bestandstap beregnes for hver enkelt fordeling av VØK-bestanden og alle simuleringer (300 simuleringer per måned for en gitt fordeling) der bestandstapet overstiger 1 %, bidrar til definere risikonivået for aktiviteten. Det er viktig å merke seg at tallene for maksimale bestandstap representerer enkelte ekstremsituasjoner (1 av 3600 scenarier). Alle bestandstap er basert på oljemengder uten beredskapstiltak.

6.5.2.2 Kystnære bestander av sjøfugl og sjøpattedyr

Alle de følgende VØK artene ble plukket ut i overlappsanalysen og analysert: alke, alkekonge, teist, lomvi, lunde, polarlomvi, havhest, krykkje, ærfugl, havelle, storskarv, toppskarv, oter og havert. For perioden oktober til mars er det ikke dekning i det nasjonale kystnære datasettet for

alkefugl fordi datasettet kun omfatter hekkebestanden i hekkesesongen. Men, det foreligger helårlig datasett i åpent hav for lunde, lomvi, alke og alkekonge (se kapittel 6.5.2.3).

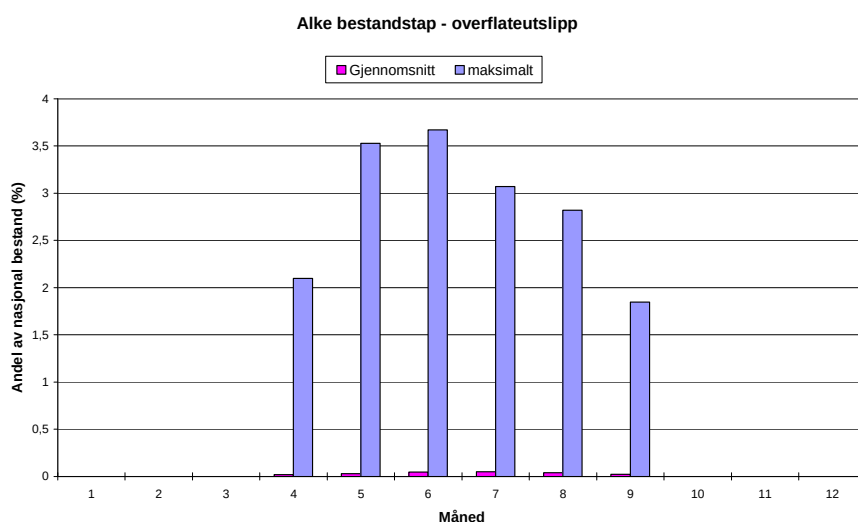
For kystnære hekkebestander av alkekonge og polarlomvi ble de beregnede bestandstapene 0 %. For de øvrige analyserte artene er resultatene av effektberegningene oppsummert i de påfølgende avsnittene.

En oppsummering av bestandstap for arter der det foreligger *nasjonale* bestandsdatasett, og som dimensjonerer miljørisikoanalysen er gitt i Tabell 6-8.

Alke (*Alca torda*):

Datasettet for den kystnære nasjonale hekkebestanden av alke er gyldig for perioden april til september. De gjennomsnittlige bestandstapene for alke overstiger ikke 1 % etter et overflateutslipp (Figur 6-1). Bestandstapet etter sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 % fordi det ikke er overlap mellom olje og ressurs. I analyseperioden varierer det maksimale bestandstapet for alke mellom 1,8 og 3,7 %, med høyest bestandstap i juni.

For alke i åpent hav er det beregnet bestandstap på bakgrunn av et regionalt helårlig datasett. Se resultater i kapittel 6.5.2.3.

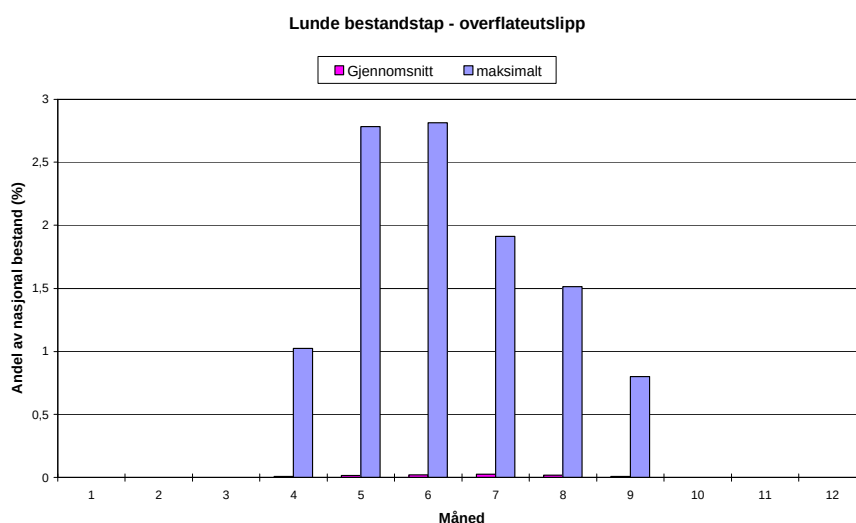


Figur 6-2 Gjennomsnittlig og maksimalt bestandstap (andeler av nasjonal bestand) beregnet for alke gitt en overflateutblåsning fra brønn 7120/6-2. Sjøbunnsutslipp medfører ikke bestandstap for arten. For perioden oktober-mars er det ikke dekning i det nasjonale kystnære datasettet for alkefugl, fordi dette er datasett for hekkebestanden.

Lunde (*Fratercula arctica*):

Datasettet for den kystnære nasjonale hekkebestanden av lunde er gyldig for perioden april til september. De gjennomsnittlige bestandstapene for arten overstiger ikke 1 % i analyseperioden etter et overflateutslipp (Figur 6-3). Bestandstapet etter et sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 %. I analyseperioden april til september varierer det maksimale bestandstapet for lunde mellom 0,8 og 2,8 %, med det høyeste i juni.

For lunde i åpent hav er det beregnet bestandstap på bakgrunn av et regionalt helårlig datasett. Se resultater i kapittel 6.5.2.3.



Figur 6-3 Gjennomsnittlig og maksimalt bestandstap (andeler av nasjonal bestand) beregnet for lunde gitt en overflateutblåsning fra brønn 7120/6-2. Sjøbunnsutslipp medfører ikke bestandstap for arten. For perioden oktober-mars er det ikke dekning i det nasjonale kystnære datasettet for alkefugl, fordi dette er datasett for hekkebestanden.

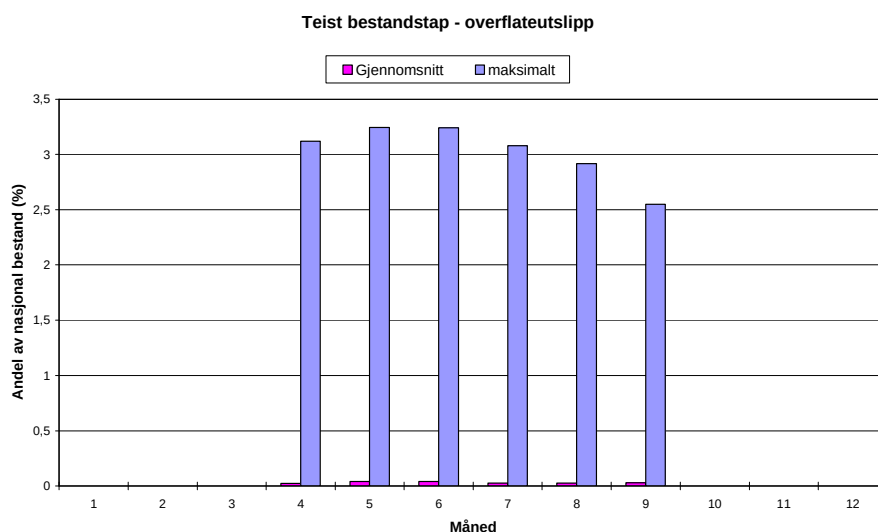
*Lomvi (*Uria aalge*):*

Datasettet for den kystnære nasjonale hekkebestanden av lomvi er gyldig for perioden april til september. Verken de gjennomsnittlige eller maksimale bestandstapene for den nasjonale hekkebestanden overstiger 1 % i den analyserte perioden etter et overflateutslipp. Bestandstapet etter et sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 %.

For lomvi i åpent hav er det som for lunde, beregnet bestandstap på bakgrunn av et regionalt helårlig datasett (se kapittel 6.5.2.3).

*Teist (*Cephus grylle*):*

Datasettet for den kystnære nasjonale hekkebestanden av teist er gyldig for perioden april til september. Den kystnære alkefuglen teist har i den analyserte perioden gjennomsnittlige bestandstap som ikke overstiger 1 % av nasjonal hekkebestand etter et overflateutslipp (Figur 6-4). Bestandstapet etter et sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 %. Det maksimale bestandstapet for arten i analyseperioden, er lett økende fra april til mai/juni og synker deretter frem til september. I mai/juni er det maksimale bestandstapet beregnet til 3,2 % etter et overflateutslipp.



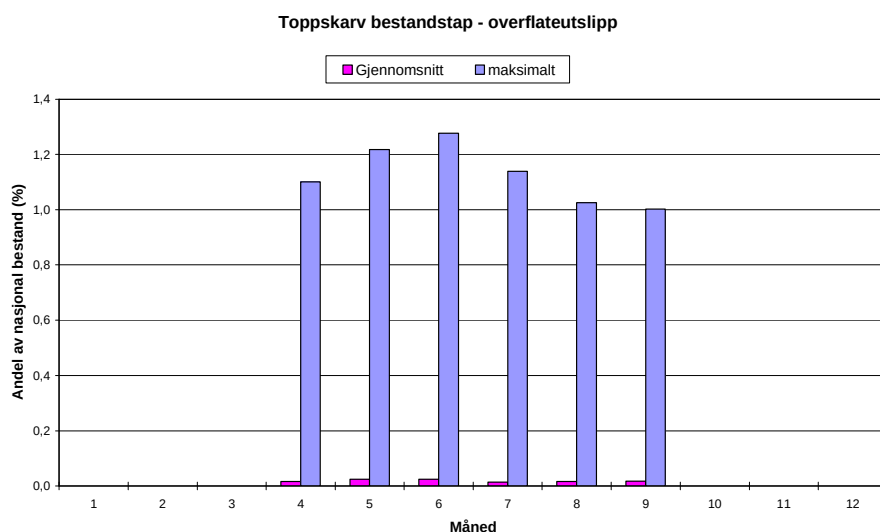
Figur 6-4 Gjennomsnittlig og maksimalt bestandstap (andeler av nasjonal bestand) beregnet for teists gitt en overflateutblåsning fra brønn 7120/6-2. Sjøbunnsutslipp medfører ikke bestandstap for arten. For perioden oktober-mars er det ikke dekning i det nasjonale kystnære datasettet for alkefugl, fordi dette er datasett for hekkebestanden.

Storskarv (Phalacrocorax carbo):

Kystnært datasett for storskarv dekker hele året. Det er beregnet et lite varierende gjennomsnittlige bestandstap i perioden april til september etter et overflateutslipp (<0,1 % av nasjonal bestand i hele perioden). I de resterende månedene av året er bestandstapet beregnet til 0 %. Det maksimale nasjonale bestandstapet inntreffer i ett scenario som følge av et overflateutslipp i juni, og er i underkant av 0,5 %. Bestandstapet etter sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 % for alle måneder.

Toppskarv (Phalacrocorax aristotelis)

Kystnært datasett for toppskarv dekker hele året. Toppskarv har i gjennom hele året gjennomsnittlige bestandstap som ikke overstiger 1 % av nasjonal bestand etter et overflateutslipp (Figur 6-4). I perioden fra oktober til mars er bestandstapet beregnet til 0 %. Tilsvarende er bestandstapet etter et sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 % for alle årets måneder. Det maksimale bestandstapet for arten er høyest i juni; tilsvarende tap av 1,3 % av bestanden.



Figur 6-5 Gjennomsnittlig og maksimalt bestandstap (andeler av nasjonal bestand) beregnet for toppskarv gitt en overflateutblåsning fra brønn 7120/6-2. Sjøbunnsutslipp medfører ikke bestandstap for arten. Datasettet har dekning for hele året.

Ærfugl (Somateria mollissima):

Kystnært nasjonalt datasett for ærfugl dekker hele året. I perioden april til september gir scenariene meget lave gjennomsnittlige bestandstap (< 0,01 % av nasjonal bestand) etter overflateutslipp, og i de øvrige månedene ingen utslag. De maksimale bestandstapene overstiger ikke 0,3 % av den nasjonale bestanden. Bestandstapet for ærfugl etter et sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 % i hele året.

Havelle (Clangula hyemalis)

Det foreligger ikke et nasjonalt datasett for havelle. Bestandstap for arten er derfor beregnet for den regionale bestanden i Finnmark. Dette datasettet er kun gyldig for perioden september til februar. For månedene september/oktober og januar gir scenariene meget lave gjennomsnittlige bestandstap (< 0,01 % av regional bestand) etter overflateutslipp, og i de øvrige månedene ingen utslag. De maksimale bestandstapene overstiger ikke 0,9 % bestanden. Bestandstapet for havelle etter et sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 % i hele analyseperioden.

Havhest (Fulmarus glacialis):

Kystnært nasjonalt datasett for havhest dekker hele året. I perioden mars til september gir scenariene meget lave gjennomsnittlige bestandstap (<0,001 % av nasjonal bestand) etter overflateutslipp, og i de øvrige månedene ingen utslag. De maksimale bestandstapene overstiger ikke 0,5 % av den nasjonale bestanden. Bestandstapet for havhest etter et sjøbunnsutslipp er beregnet til 0 % i hele året.

For havhest i åpent hav er det som for lunde og lomvi, beregnet bestandstap på bakgrunn av et regionalt helårlig datasett (se kapittel 6.5.2.3).

Havert (Halichoerus grypus):

Bestandstap for havert er beregnet både som andel av nasjonal bestand og som andel av regional bestand (se Appendix III). Sjøbunnsutslipp medfører ikke bestandstap for arten.

Gjennomsnittlige bestandstap for nasjonal bestand av havert er gjennomgående meget lave (<0,01 %) gitt et overflateutslipp fra brønn 7120/6-2. De høyeste bestandstapene finner sted i perioden september til desember, da maksimale bestandstap kan komme opp mot 0,6 %.

Oter (*Lutra lutra*)

Bestandstap for oter er kun beregnet på basis av Finmarksbestanden, dvs som andel av regional bestand (se også Appendix III). Sjøbunnsutslipp medfører ikke bestandstap for arten. Gjennomsnittlige bestandstap for Finmarksbestanden er gjennomgående meget lave (<0,01 %) gitt et overflateutslipp fra brønn 7120/6-2. Det maksimale bestandstapene for hver måned ligger innenfor intervallet 0,3 – 0,9 %, med unntak av i november da det er lavere.

En oppsummering av bestandstap for arter der det foreligger *nasjonale* kystnære bestandsdatasett og som dimensjonerer miljørisikoanalysen, dvs har bestandstap som for enkeltsimuleringer overstiger 1 %, er gitt i Tabell 6-8. Ingen marine pattedyr hadde bestandstap som oversteg 1 %. Alle enkeltsimuleringer som overstiger 1% (300 simuleringer per måned for en gitt bestandsfordeling) bidrar til en sannsynlighetsfordeling for bestandstap i 4 effektkategorier. Denne sannsynlighetsfordelingen tas videre i risikoberegningene. Det er dermed ingen motsetning i at den gjennomsnittlige bestandstapet er under 1 % og at arten bidrar til risikonivået for boreaktiviteten.

Tabell 6-8 Bestandstap for sjøfugl med høy sårbarhet som dimensjonerer videre beregning av miljørisiko (for arter med nasjonale kystnære bestandsdatasett). Datasettet for alkefugl er kun gyldig for perioden april til september..

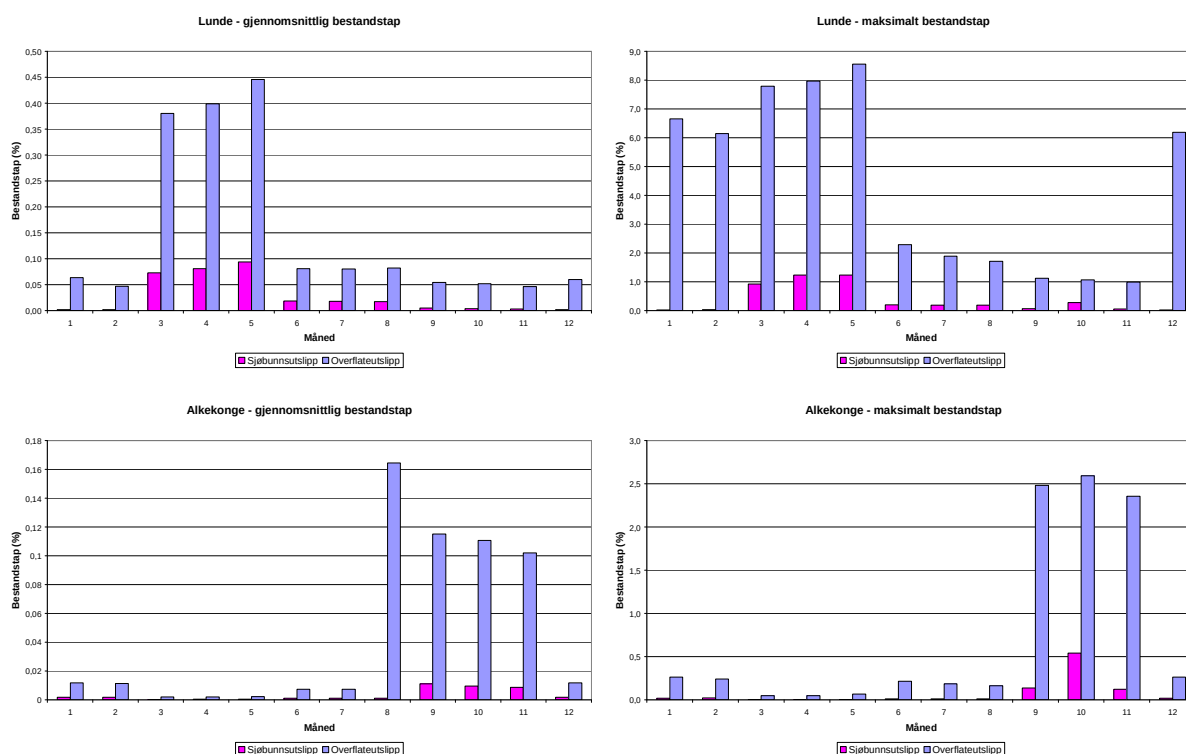
Art	Gjennomsnitt av bestandstap hver måned											
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Alke	-	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-
Lunde	-	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-
Teist	-	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-
Toppskarv	0	0	0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0	0	0

6.5.2.3 Sjøfugl på åpent hav

Bestandstap for sjøfugl på åpent hav er beregnet med helårlige datasett for lunde, alkekonge lomvi, alke, havhest og krykkje. Bestandstapet er beregnet for 100 modellerte regionale bestandsfordelinger av lunde, alkekonge og lomvi (Norskehavet/Barentshavet). For krykkje er bestandstap beregnet med basis i en bestandsfordeling for hver art som er begrenset i utbredelse til Barentshavet

For lomvi, havhest og krykkje viste resultatet at bestandstapene aldri overstiger 1 %, uansett bestandsfordeling og uansett sesong. Disse artene er dermed ikke tatt videre i risikoberegningene for brønn 7120/6-2.

Gjennomsnittlig bestandstap for lunde og alkekonge overstiger heller ikke 1 % i noen av årets måneder gitt utslipp fra brønn 7120/6-2. De gjennomsnittlige bestandstapene har likevel en klar sesongvariasjon der lundebestanden har de høyeste bestandstapene i vårsesongen, mens alkekonge har de høyeste tapene i perioden august til november. De maksimale bestandstapene som kan forekomme gitt et utslipp er noe høyere; i underkant av 9 % for lunde og i underkant av 3 % for alkekonge. Også her er det klare sesongvariasjoner med de høyeste bestandstapene for lunde i vinter og vårsesongen og for alkekonge i høsts sesongen.

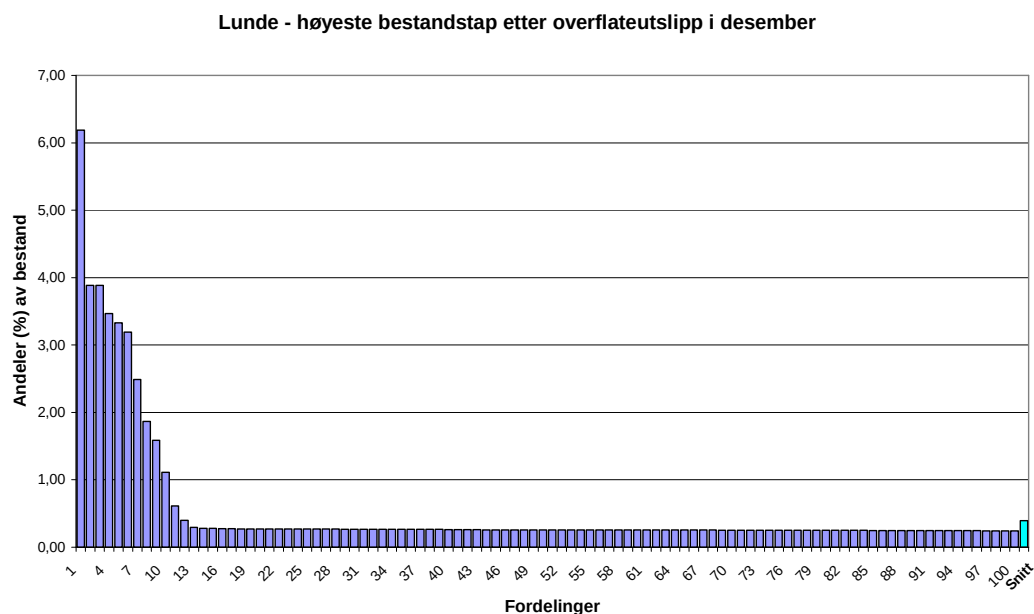


Figur 6-6 Gjennomsnittlig og maksimalt bestandstap (andeler av Barentshavs-/Norskehavsbestand) beregnet for alle årets måneder for sjøfugl på åpent hav. Hundre fordelinger av lunde og alkekonge ligger til grunn for resultatene som er presentert. Merk at skalaen varierer mellom figurene.

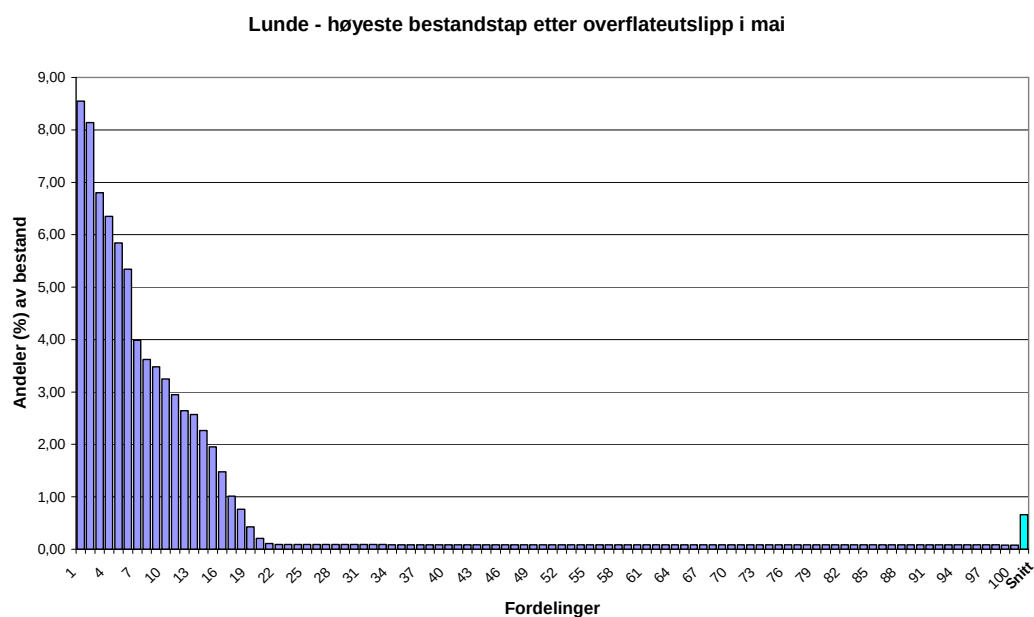
Variasjoner i maksimale bestandstap etter et overflateutslipp for 100 fordelinger av lunde på åpent hav er presentert for den måneden som gav høyest bestandstap i høst/vinter- og vår/sommer perioden, i henholdsvis Figur 6-7 og Figur 6-8. Tilsvarende resultater for alkekonge er vist i Figur 6-9 og Figur 6-10. Det er ikke laget tilsvarende figurer for gjennomsnittlig bestandstap for fordi dette er så lavt (< 1 %) både for lunde og alkekonge.

Det maksimale bestandstapet for lunde på åpent hav etter et sjøbunnsutslipp overstiger ikke 1 % i vinterhalvåret. I sommerhalvåret kan det maksimale bestandstapet komme opp i overkant av 1,2 %, men det er kun 2 bestandsfordelinger av hundre som gir utslag over 1 %.

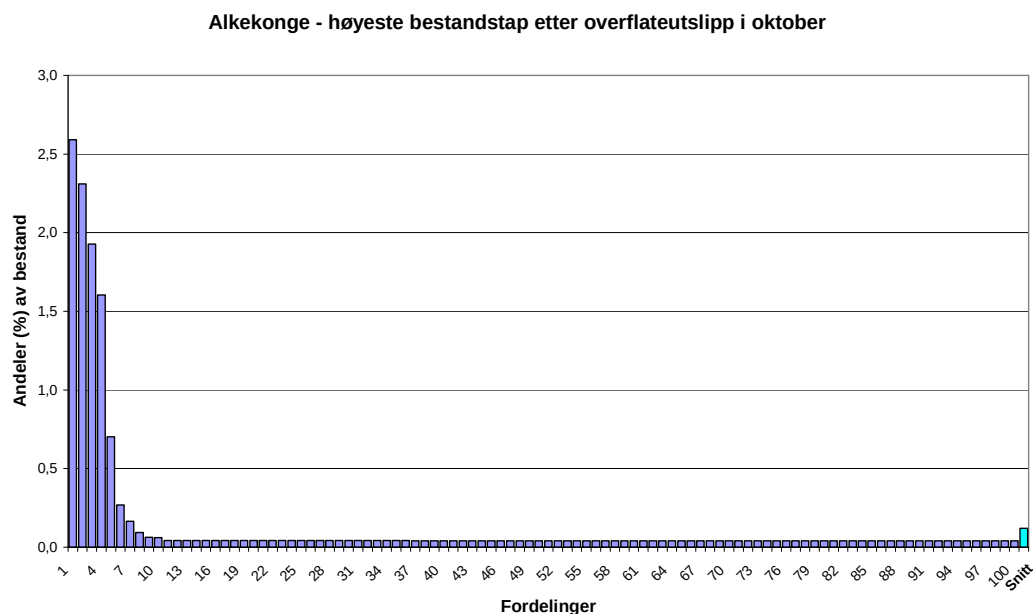
Det maksimale bestandstapet for alkekonge på åpent hav etter et sjøbunnsutslipp overstiger ikke 1 % i verken i vinterhalvåret eller i sommerhalvåret. Det maksimale bestandstapet kan komme opp i overkant av 0,5 % i vinterhalvåret, mens det i sommerhalvåret er langt lavere.



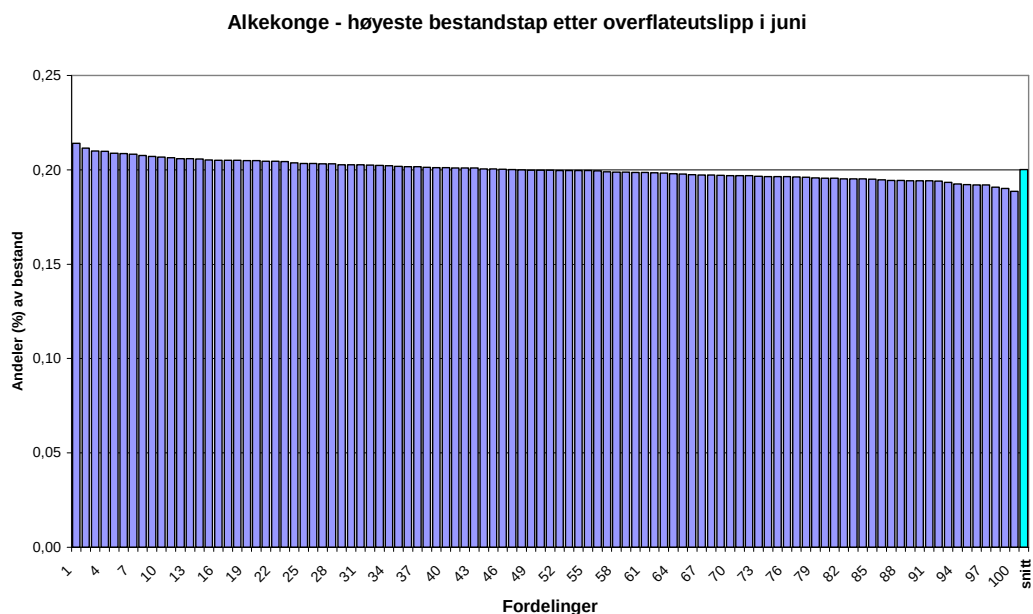
Figur 6-7 Maksimale bestandstap (andeler av Barentshavs/Norskehavsbestand) beregnet for sjøfugl på åpent hav for 100 fordelinger av lunde. Lengst til høyre vises resultatet for en gjennomsnittlig fordeling av lunde. Figuren viser maksimale bestandstap ved overflateutslipp i vinterhalvåret.



Figur 6-8 Maksimale bestandstap (andeler av Barentshavs/Norskehavsbestand) beregnet for sjøfugl på åpent hav for 100 fordelinger av lunde. Lengst til høyre vises resultatet for en gjennomsnittlig fordeling av lunde. Figuren viser maksimale bestandstap ved overflateutslipp i sommerhalvåret.



Figur 6-9 Maksimale bestandstap (andeler av Barentshavs/Norskehavsbestand) beregnet for sjøfugl på åpent hav for 100 fordelinger av alkekonge. Lengst til høyre vises resultatet for en gjennomsnittlig fordeling av alkekonge. Figuren viser maksimale bestandstap ved overflateutslipp i vinterhalvåret.



Figur 6-10 Maksimale bestandstap (andeler av Barentshavs/Norskehavsbestand) beregnet for sjøfugl på åpent hav for 100 fordelinger av alkekonge. Lengst til høyre vises resultatet for en gjennomsnittlig fordeling av alkekonge. Figuren viser maksimale bestandstap ved overflateutslipp i sommerhalvåret.

6.5.2.4 Fisk

Til beregning av tapsandeler for en årsklasse av fisk brukes enkeltscenarioer av oljedrift definert ved faktisk rate og varighet på 14 døgn (vektet varighet er 6,94 døgn). Hver oljedriftsimulering (ca. 300 per måned) gir et effektområde som er definert ved området der oljemengdene i vannmassene overstiger en grenseverdi for skade (50 ppb). (Effektområde må ikke forveksles med influensområdet for konsentrasjoner i vannsøylen som er vist i figur 5-3 og 5-4, som har en større utstrekning.) Terskelkonsentrasjonen er konservativt benyttet ved å la samtlige fiskelarver som eksponeres for konsentrasjoner over terskelverdien gå til grunne. Analyser er gjennomført for lodde, torsk og sild.

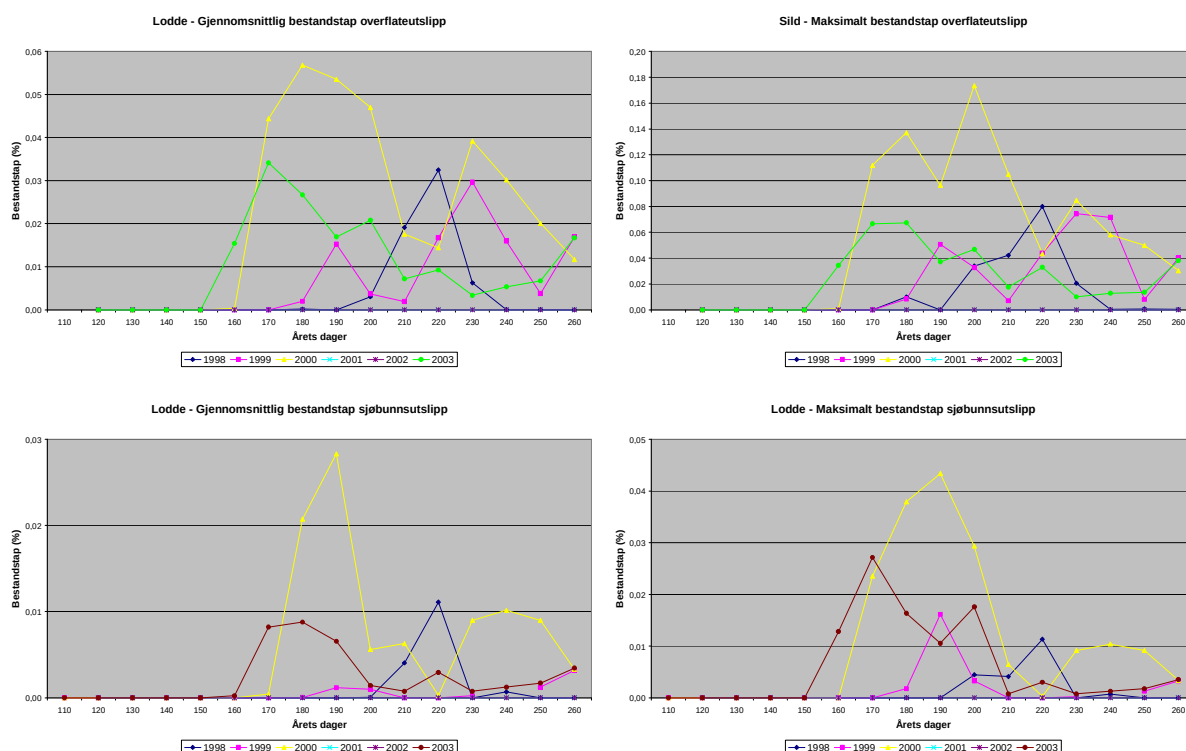
Lodde (*Mallotus villosus*) er analysert i perioden fra april til og med september, ved bruk av overlappsanalyse mellom utbredelsen av loddelarver hvert 10. døgn i modelleringsperioden og månedsvis oljedriftsstatistikk for perioden. Lodda gyter inne i selve Barentshavet. Larvedriften går nordøstover og en finner gjerne 0-gruppe lodde i kalde vannmasser nord for de boreale artene torsk, hyse og sild. Lodde kan ha forskjellige gyteområder i ulike år.

Torsk (*Gadus morhua*) er analysert i perioden fra mars til og med juli ved bruk av overlappsanalyser. Analysen er kjørt med månedsvis oljedriftsstatistikk og data på torskeegg og larvefordelingen hvert 10. døgn i modelleringsperioden. Torsken gyter på våren i områdene Lofoten-Vesterålen. Først på sensommeren har hovedtyngden av torskeyngelen (0-gruppe) blitt transportert inn i Barentshavet og står i et belte fra Svalbard sørøstover til Novaja Zemlja. Den er da mindre sårbar for oljeforurensning. Utover høsten bunnsår fisken seg og den pelagiske fasen er over.

Sild (*Clupea harengus*) er analysert i perioden fra mars til og med juli, ved bruk av overlappsanalyse mellom utbredelsen av sildelarver/yngelet hvert 10. døgn i modelleringsperioden og månedsvis oljedriftsstatistikk for perioden. Silda gyter om våren, sør for analyseområdet. 0-gruppen av sildeyngelet befinner seg gjerne lenger vest enn torsken, der den står i tette stimer. Utover høsten og vinteren befinner noe av silda seg i de norske fjordsystemene, men hovedtyngden av en god årsklasse befinner seg i Barentshavet ut for Varangerhalvøya og sørøstover inn i russisk sone.

Resultater av overlappsanalysene for lodde, sild og torsk er presentert i henholdsvis Figur 6-11, Figur 6-12 og Figur 6-13.

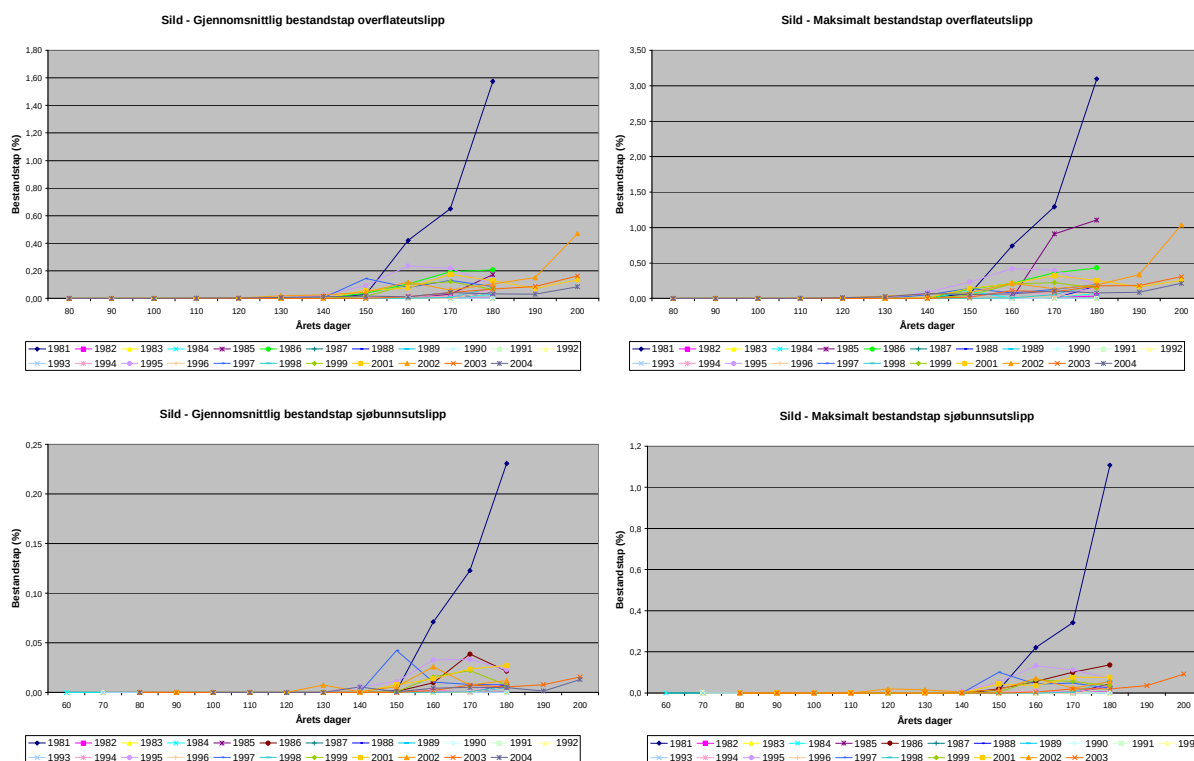
Figur 6-11 viser størst eksponering av loddelarver over terskelkonsentrasjon i perioden fra juni til september (døgn 160–250). Gjennomsnittlige tapsandeler for de modellerte årsklassene er alltid mindre enn 0,1 %, mens de maksimale tapsandelene ikke overstiger 0,2 %.



Figur 6-11 Tapsandel for årsklasser av loddelarver modellert med 10 døgns intervall og eksponert for terskelkonsentrasjoner over 50 ppb THC i vannsøylen. Resultater er vist for overflateutslipp (øverst) og sjøbunnsutslipp (nederst) fra brønn 7120/6-2.

Figur 6-12 viser størst eksponering av sildelarver/ungel over terskelkonsentrasjon senere på året i perioden juni til juli (døgn 150-200). Gjennomsnittlige tapsandeler for årsklassene i denne perioden ligger innenfor intervallet 0-1,6 %, men med hovedtyngden lavere enn 0,3 % ved overflateutslipp og lavere enn 0,1 % ved sjøbunnsutslipp. De maksimale tapsandelene varierer mellom 0 og 3,1 %, men med hovedtyngden lavere enn 0,5 % ved overflateutslipp og lavere enn 0,2 % ved sjøbunnsutslipp. De økende tapsandelene senere på året henger trolig sammen med forflytningsmønsteret til sildelarvene langs kysten. Den største mengden av sildelarver ankommer Barentshavsregionen godt i etterkant av gyteperioden. På denne tiden er larvene blitt til unger, og er mindre sårbar for olje. Antagelsen om at samtlige fiskelarver/ungel som eksponeres for konsentrasjoner over terskelverdien (som er knyttet til giftighet for fiskelarver) går til grunne, anses som svært konservativ i denne perioden.

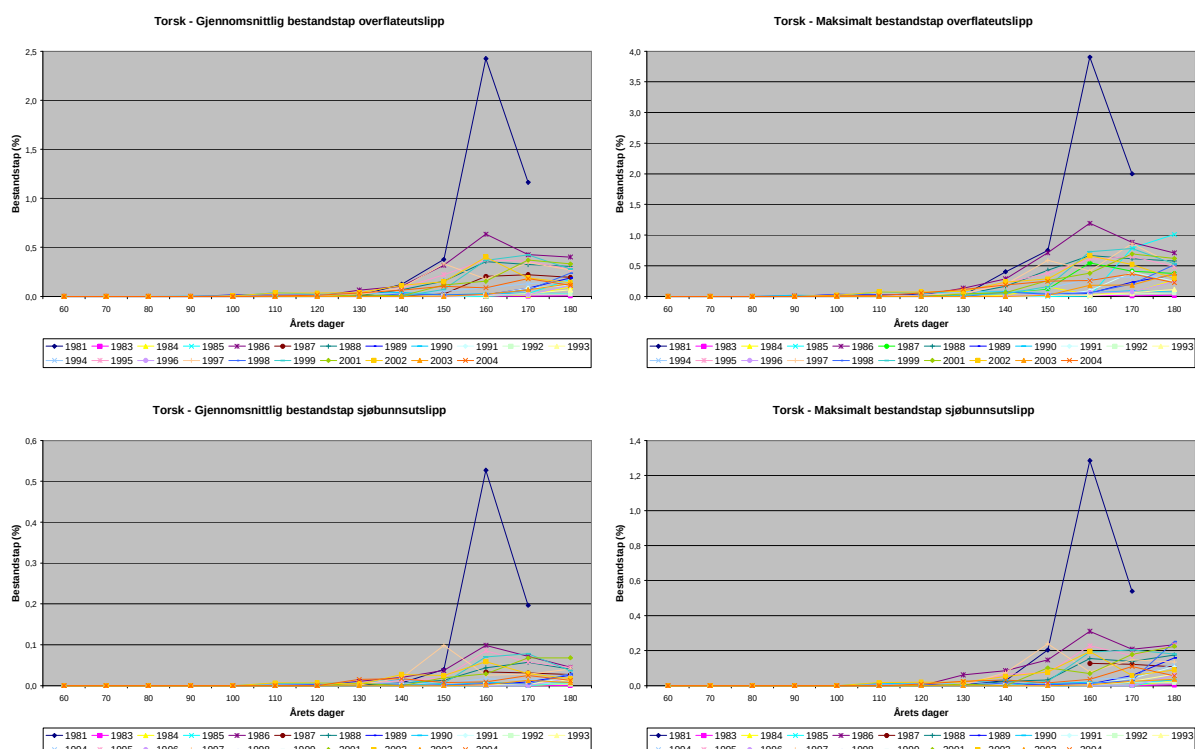
Tap av årsklasser av sild som gjennomsnittlig overstiger 1 % er knyttet til fordelingsmønsteret i ett av totalt 23 modellerte år, nemlig 1981. Fordelingsmønsteret av sild i de siste 19 årene (1986 – 2004) medfører ikke gjennomsnittlige tap av årsklasser som overstiger 1 %.



Figur 6-12 Tapsandel av årsklasser av sildelarver modellert med 10 døgns intervall og eksponert for terskelkonsentrasjoner over 50 ppb THC i vannsøylen. Resultater er vist for overflateutslipp (øverst) og sjøbunnsutslipp (nederst) fra brønn 7120/6-2.

Figur 6-13 viser at resultatene for torsk er sammenfallende i eksponeringsmønster med resultatene for sild. Eksponeringen av torskelarver er størst senere på året i perioden juni til primo juli (døgn 150-180). Gjennomsnittlige tapsandeler for årsklassene i denne perioden ligger innenfor intervallet 0-2,4 %, men med hovedtyngden lavere enn 0,6 % ved overflateutslipp og lavere enn 0,1 % ved sjøbunnsutslipp. De maksimale tapsandelene varierer mellom 0 og 4,9 %, men med hovedtyngden lavere enn 0,9 % ved overflateutslipp og lavere enn 0,3 % ved sjøbunnsutslipp. Tap av årsklasser av torsk som gjennomsnittlig overstiger 1 % er knyttet til fordelingsmønsteret i kun ett av totalt 23 modellerte år, nemlig 1981. Dette er det samme året som ga de høyeste tapsandelene for sild.

Resultatene som er beskrevet over for fisk er beregnet på bakgrunn av et 14 dagers overflate eller sjøbunnsutslipp (vektet varighet er 6,94 døgn) fra brønn 7120/6-2. En konservativ tilnærming er dermed brukt i forhold til varigheten av utslippet. Beregnede gjennomsnittlige tapsandel av årsklasser av fisk overskrider kun 1 % for sild og torsk i ett av de 23 modellerte årene og helt i slutten av modelleringsperioden. I slutten av modelleringsperioden er det forventet at silde og torskelarvene i stor grad er blitt yngel og nådd en slik størrelse at sårbarheten for oljeforurensning er redusert. Tatt i betraktning de lave tapsandelene som er beregnet generelt for lodde, sild og torsk vil derfor fisk ikke tas videre i risikoberegningene for brønn 7120/6-2.



Figur 6-13 Tapsandel av årsklasser av torskkegg og larver modellert med 10 døgns intervall og eksponert for terskelkonsentrasjoner over 50 ppb THC i vannsøylen. Resultater er vist for overflateutslipp (øverst) og sjøbunnsutslipp (nederst) fra brønn 7120/6-2.

6.5.2.5 Utslipp av rent gasskondensat og konsekvenser for fisk

I forbindelse med boring av brønn 7120/6.2 er det identifisert et utslippsscenario som medfører utslipp av rent gasskondensat, dvs. Snøhvit kondensat (se kapittel 3.2.2). Med bakgrunn i faglige vurderinger har man valgt å gjennomføre risikoanalysen basert på utslipp av olje/kondensat blandingen. Hovedårsakene til dette er at dette scenarioet er mest sannsynlig og at denne typen utslipp generelt har større miljøkonsekvenser enn rene kondensatutslipp. Utslippetsraten er også noe lavere for dette scenarioet.

I analysen ønsker Statoil likevel å belyse potensielle konsekvenser for fisk i forbindelse med utslipp av Snøhvit kondensat. En sensitivitetsanalyse for spredning av snøhvit kondensat er gjennomført og beskrevet i kapittel 5.5.5. Analysen viser at oljemengden på overflaten avtar mye raskere etter et utslipp av Snøhvit kondensat sammenlignet med et utslipp av Snøhvit blend. Bakgrunnen for dette er at det er forventet høy naturlig dispergering for Snøhvit kondensat etter et utslipp, forutsatt en viss energi på havoverflaten (>5 m/s vind) (Skeie et al. 2006). Kombinert med meget høy avdamping vil dette føre til kortere levetid for Snøhvit kondensat på sjøoverflaten enn for Snøhvit blend.

Et utslipp av Snøhvit kondensat antas å medføre noe høyere konsentrasjoner av hydrokarboner i vannsøylen i nærheten av utslippspunktet sammenlignet med et utslipp av Snøhvit blend. Dette skyldes primært at kondensatet har en større andel av lette komponenter som blandes raskere ned i vannsøylen. I tillegg emulgerer ikke kondensatet og har dermed lav viskositet gjennom hele spredningsforløpet.

Ved et utslipp av Snøhvit kondensat forventes dermed høyere konsentrasjoner i vannsøylen i nærheten av utslippet, men utstrekningen av arealet med konsentrasjoner over 50 ppb THC, som er terskelkonsentrasjonen for beregning av skade på fisk, forventes å ha en mindre utstrekning sammenlignet med et utslipp av Snøhvit blend. Bakgrunnen for dette er videre beskrevet i kapittel 5.5.4 der basis for beregning av konsentrasjoner i vannmassene er beskrevet. En tilsvarende effekt sees ved sammenligning av utstrekning av arealet med terskelkonsentrasjon over 50 ppb THC etter et sjøbunnsutslipp av Snøhvit blend, sammenlignet med et overflateutslipp av Snøhvit blend (se figur 5-3 og 5-4).

I beregning av tapsandeler på årsklasser av fisk følger vi ikke dose/respons prinsippet, men antar konservativt at alle fiskelarver som eksponeres for konsentrasjoner over 50 ppb THC går til grunne. Utslipp av snøhvit kondensat vil, som diskutert ovenfor, medføre et mindre areal med konsentrasjoner i vannsøylen som overstiger 50 ppb THC enn et utslipp av Snøhvit blend. Utslipet av snøhvit blend er dermed dimensjonerende for miljørisikoanalysen også med hensyn på skade på fiskebestander under de gitte forutsetningene.

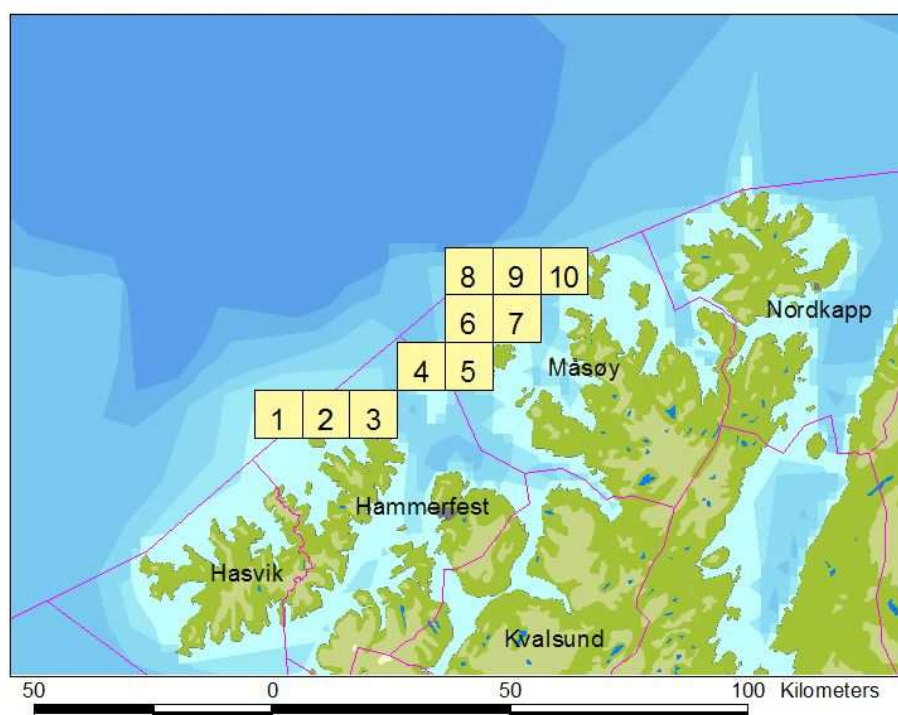
6.5.3 Beregning av skade på VØK strand

6.5.3.1 Innledning

Treffsannsynlighet for VØK strand er presentert i kapittel 6.5.3.2 og sannsynligheten for skade i de fire skadekategoriene er presentert i kapittel 6.5.3.3. Til grunn for beregningene ligger fordeling av strand med høy, moderat og lav sårbarhet for olje som vist i Tabell 6-5.

6.5.3.2 Treffsannsynlighet; VØK strand

Tabell 6-9 viser sannsynlighet for treff av olje i 10x10 km ruter langs kysten. Sannsynligheten er fordelt mellom oljemengdekategoriene som benyttes i skadeberegningen: 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og over 1000 tonn per 10x10 km rute. Tabellen viser de ti rutene med høyest strandingssannsynlighet ved overflateutslipp fra brønn 7120/6-2. Området med høyest sannsynlighet for stranding strekker seg fra Bondøya/Kamøya i Hammerfest kommune til Hjelmsøya i Måsøy kommune (**Figur 6-14**). Det er ingen sannsynlighet for stranding i noen mengdekategorier etter sjøbunnsutslipp.



Figur 6-14 De ti landrutene med høyest treffsannsynlighet ved boring av brønn 7120/6-2.

Tabell 6-9 Sannsynlighet for stranding av olje i 10 x 10 km ruter gitt et overflateutslipp fra brønn 7120/6-2, i vår, sommer- og høst- og vintersesongen. Det er ingen sannsynlighet for stranding i mengdekategoriene; 100-500 tonn, 500-1000 tonn og >1000 tonn. Det er ingen sannsynlighet for stranding i noen mengdekategorier etter sjøbunnsutslipp. Informasjonen er oppgitt for de ti kystrutene med høyest strandings-sannsynlighet sett over året (se Figur 6-14).

Scenario	Rute nummer	Sannsynlighet (%) for olje i mengdekategori (tonn) i 10 x 10 km ruter gitt utblåsning							
		Vår		Sommer		Høst		Vinter	
		< 1	1-100	< 1	1-100	< 1	1-100	< 1	1-100
Havoverflate	1	13,3	0,4	6,4	0,6	9,6	1,0	8,9	0,1
	2	10,8	0,3	5,1	0,3	8,4	0,9	5,2	0,1
	3	9,4	0,1	4,4	0,1*	7,3	0,4	3,5	-
	4	11,1	1,6	7,9	1,4	8,8	1,1	6	-
	5	7	3,2	4,7	2,8	5,6	2,3	2,9	0,4
	6	12,9	0,2	12,3	0,3	11,1	0,1	5,5	-
	7	5,8	0,1	5,1	0,1	2,9	-	-	-
	8	14,9	0,8	15	2,9	13,9	0,1	6,7	0,1
	9	12	0,3	12,2	2,0	8,3	-	3,8	-
	10	8,2	0,2	10,6	1,2	6,2	-	2,1	-

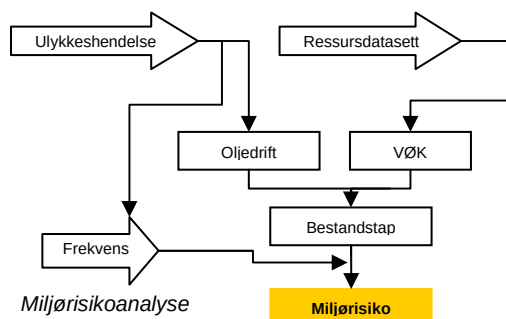
6.5.3.3 Sannsynlighet for skade; VØK strand

For hver kystrute er det beregnet sannsynlighet for skade i alle tre sårbarhetsklassene, det vil si S1, S2 og S3. Dette gjøres ved å multiplisere sannsynligheten for hver oljemengde med sannsynlighetsfordelingen av skadeomfanget for hver sårbarhetskategori. Sannsynligheten for skade i hver skadekategori (<1 år, 1-3 år, 3-10 år og >10 år) summeres opp og utgjør sannsynligheten for skade gitt utslipp. Dette gjøres for hver sårbarhetsklasse, deretter multipliseres sannsynligheten for skade i hver skadekategori med andelen (i %) av hver enkelt sårbarhetskategori i ruten. Resultatet blir et skadebilde som gir en sannsynlighetsfordeling mellom de fire skadekategoriene gitt at det skjer en utblåsning ved boring av brønn 7120/6-2. Tabell 6-10 viser sannsynligheten for skade for de ti landrutene med høyest treffsannsynlighet gitt et utslipp.

Tabell 6-10 Sannsynligheten for skade i de fire skadekategoriene gitt en utblåsning fra overflaten i vår, sommer, høst og vintersesongen. Det er ingen sannsynlighet for signifikant skade på strand etter et sjøbunnsutslipp fordi oljen da ikke når inn til kysten. Informasjonen er oppgitt for de ti kystrutene med høyest strandingssannsynlighet (se Figur 6-14).

	Rute Nr.	Sannsynlighet (%) for skade gitt utblåsning og gitt treff															
		Vår				Sommer				Høst				Vinter			
		1 mnd-1 år	1 – 3 år	3 – 10 år	> 10 år	1 mnd-1 år	1 – 3 år	3 – 10 år	> 10 år	1 mnd-1 år	1 – 3 år	3 – 10 år	> 10 år	1 mnd-1 år	1 – 3 år	3 – 10 år	> 10 år
Havoverflate	1	97,9	2,1	0,0	0,0	97,9	2,1	0,0	0,0	97,9	2,1	0,0	0,0	97,9	2,1	0,0	0,0
	2	99,7	0,3	0,0	0,0	99,7	0,3	0,0	0,0	99,7	0,3	0,0	0,0	99,7	0,3	0,0	0,0
	3	99,4	0,6	0,0	0,0	99,4	0,6	0,0	0,0	99,4	0,6	0,0	0,0	-	-	-	-
	4	100	0,0	0,0	0,0	100	0,0	0,0	0,0	100	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-
	5	97,3	2,7	0,0	0,0	97,3	2,7	0,0	0,0	97,3	2,7	0,0	0,0	97,3	2,7	0,0	0,0
	6	97,0	3,0	0,0	0,0	97,0	3,0	0,0	0,0	97,0	3,0	0,0	0,0	-	-	-	-
	7	97,6	2,4	0,0	0,0	97,6	2,4	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	8	99,4	0,6	0,0	0,0	99,4	0,6	0,0	0,0	99,4	0,6	0,0	0,0	99,4	0,6	0,0	0,0
	9	100	0,0	0,0	0,0	100	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	98,2	1,8	0,0	0,0	98,2	1,8	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-

6.6 Miljørisiko



6.6.1 Innledning

Miljørisiko uttrykkes ved sannsynlighet for skade på bestander eller kystområder. Skade er definert i form av restitusjonstid og graden av skade er inndelt i fire kategorier; mindre (<1 år), moderat (1-3 år), betydelig 3-10 år og alvorlig (> 10 år) restitusjonstid. Miljørisiko kan presenteres som andel av akseptkriteriet til operatørselskapet (se 6.3).

6.6.2 Sjøfugl og marine pattedyr

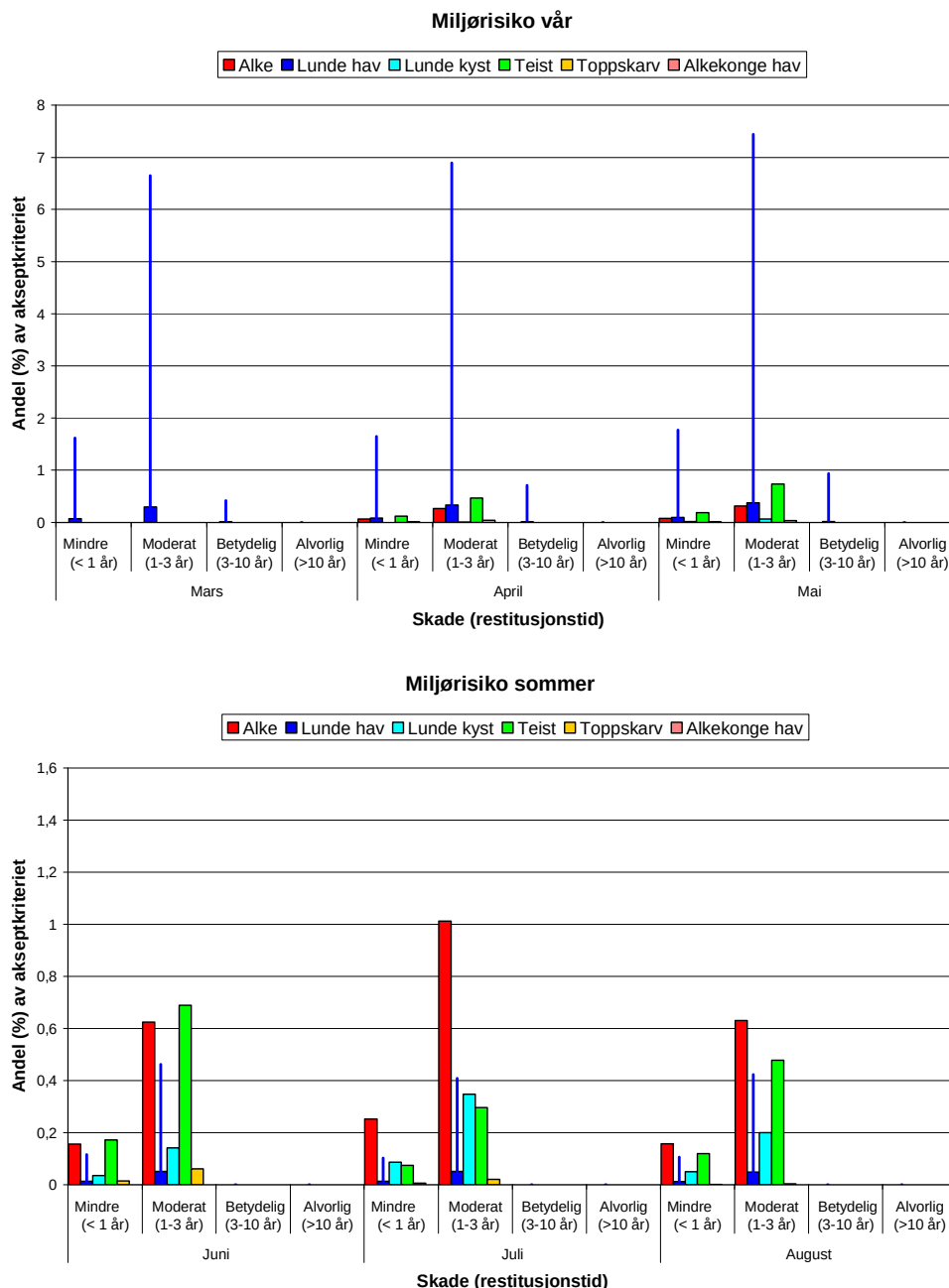
I rapporten er det tatt utgangspunkt i å beregne miljørisiko med hensyn på bestandstap knyttet til nasjonale bestander. I risikoberegningene blir det tatt hensyn til vektet fordeling mellom hhv. sjøbunn- og overflateutslipp, og gjeldende sannsynlighetsfordeling mellom de fem utblåsningsvarighetene. Kun bestandstap som overstiger 1 % blir vektlagt i beregningene. Restitusjonstiden er definert som tiden frem til bestanden er tilbake på 99 % av uforstyrret nivå. I MIRA beregnes dermed ikke restitusjonstid for bestandstap som er lavere enn 1 % (OLF, 2005).

Resultater for miljørisiko knyttet til bestander er presentert på månedsbasis innenfor hver sesong. Figur 6-15 viser i miljørisiko knyttet til sjøfuglbestander i vår og sommersesongen ved boring av brønn 7120/6-2. Figur 6-16 viser miljørisiko knyttet til sjøfuglbestander i høst og vintersesongen. Ingen bestander av marine pattedyr hadde beregnet bestandstap over 1 % og bidrar derfor ikke signifikant til risikonivået for aktiviteten. Det høyeste gjennomsnittlige miljørisikonivået knyttet til bestander finner man på sommeren, med en topp i juli måned på 1,0 % av Statoils akseptkriterier for aktiviteten. Dette risikoutslaget er i miljøskadekategori moderat (1-3 års restitusjonstid). Bestanden som gir det høyeste risikoutslaget er hekkebestanden av alke langs kysten.

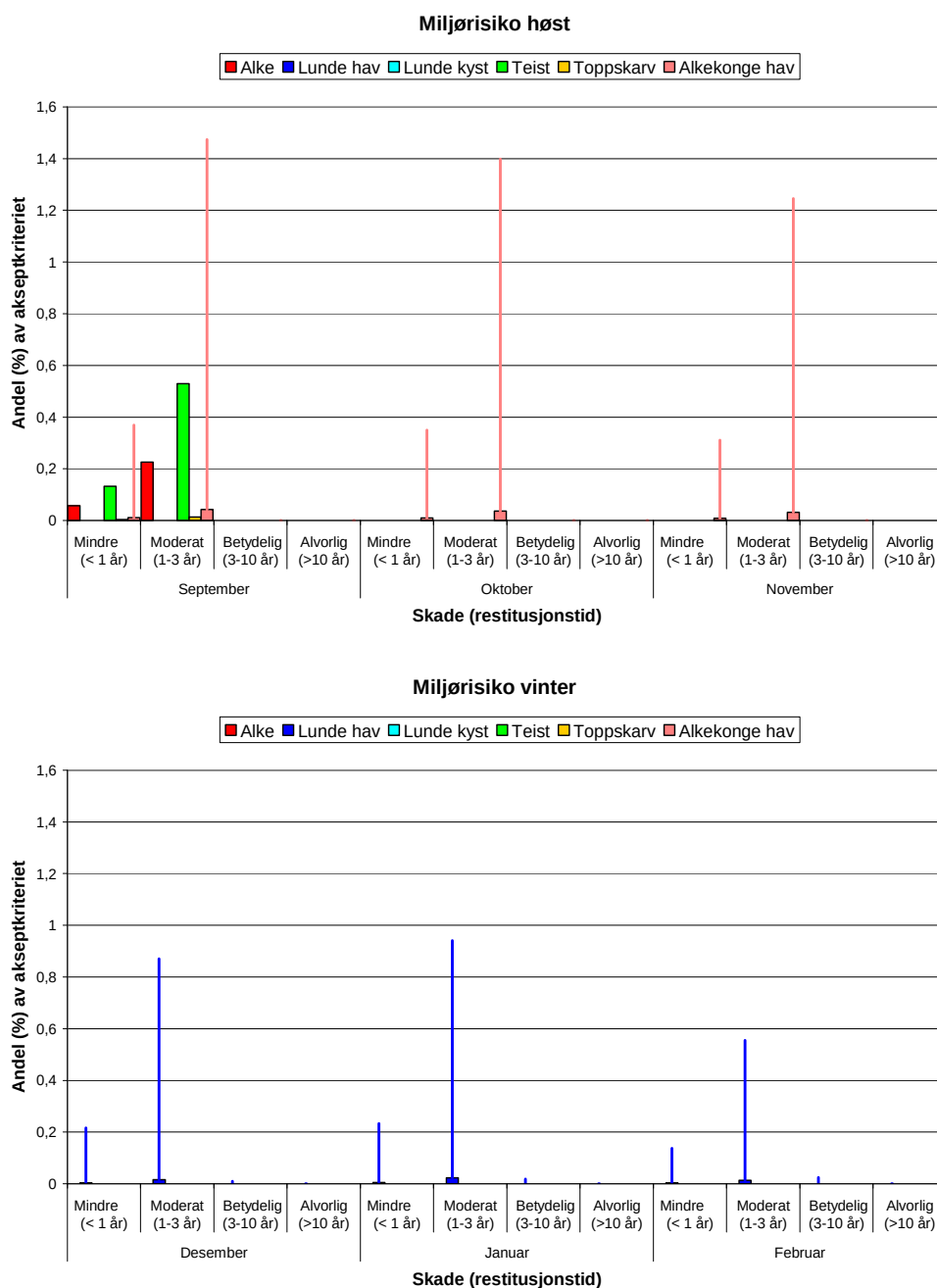
For de artene der bestandstap har vært beregnet med hensyn på flere bestandsfordelinger, dvs. lunde og alkekonge på åpent hav, er det stor variasjon i utslaget på risikonivået for aktiviteten. Variasjonen mellom gjennomsnittlig og maksimalt utslag er markert i Figur 6-15 og Figur 6-16. Med utgangspunkt i bestandsfordelingene som har de høyeste gjennomsnittlige bestandstapene vil risikonivået være høyest om våren, med en topp i mai måned på 7,4 % av Statoils akseptkriterier for aktiviteten. Dette risikoutslaget er i miljøskadekategori moderat (1-3 års restitusjonstid). Bestanden som gir dette risikoutslaget er lunde på åpent hav.

Med utgangspunkt i gjennomsnittlig miljørisikonivå er miljøriskoen knyttet til aktiviteten høyest på sommeren, men fremdeles veldig lav. Miljørisikonivået i vårsesongen er nest høyest,

etterfulgt av høstsesongen. Det laveste gjennomsnittlige risikonivået forekommer på vinteren med utslag på 0,02 % av akseptkriteriet.



Figur 6-15 Miljørisiko knyttet til sjøfuglbestander i vår og sommersesongen ved boring av brønn 7120/6-2, presentert som andel (%) av Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier. For mars er det ikke dekning i det nasjonale kystnære datasettet for alkefugl. Ingen bestander av marine pattedyr ga signifikante bidrag til miljørisiko for aktiviteten. Merk at aksene for data for vårsesongen avviker fra sommersesongen og fra Figur 6-16.



Figur 6-16 Miljørisiko knyttet til sjøfuglbestander i høst og vintersesongen ved boring av brønn 7120/6-2 , presentert som andel (%) av Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier. For perioden oktober til mars er det ikke dekning i det nasjonale kystnære datasettet for alkefugl. Ingen bestander av marine pattedyr ga signifikante bidrag til miljørisiko for aktiviteten. Merk at aksene er forskjellig fra data for vårsesongen i Figur 6-15.

6.6.3 Fisk

Konsekvensbildet for fiskelarver og yngel er så lavt (se kapittel 6.5.2.4) at det ikke er tilstrekkelig grunnlag for å vurdere restitusjonstid for verken lodde, sild eller torsk. Dette medfører at det heller ikke er funnet grunnlag for å kvantifisere miljørisiko for disse artene. Miljørisikoen for fisk vurderes som lav og godt innenfor de akseptkriterier som Statoil har for aktiviteten.

6.6.4 Strand

Skadefrekvensen for strand er beregnet med hensyn til fordelingen av kysttyper i sårbarhetsklasse S1-S3 innen hver rute. Resultatet av analysen vises som frekvens for skade for hver enkelt av skadekategoriene; mindre (1mnd - 1 år), moderat (1 – 3 år), betydelig (3 – 10 år) og alvorlig (> 10 år) restitusjonstid. Figur 6-18 viser frekvens for skade i alle berørte strandruter i vår og sommersesongen, ved boring av brønn 7120/6-2. Figur 6-19 viser frekvens for skade i høst og vintersesongen.

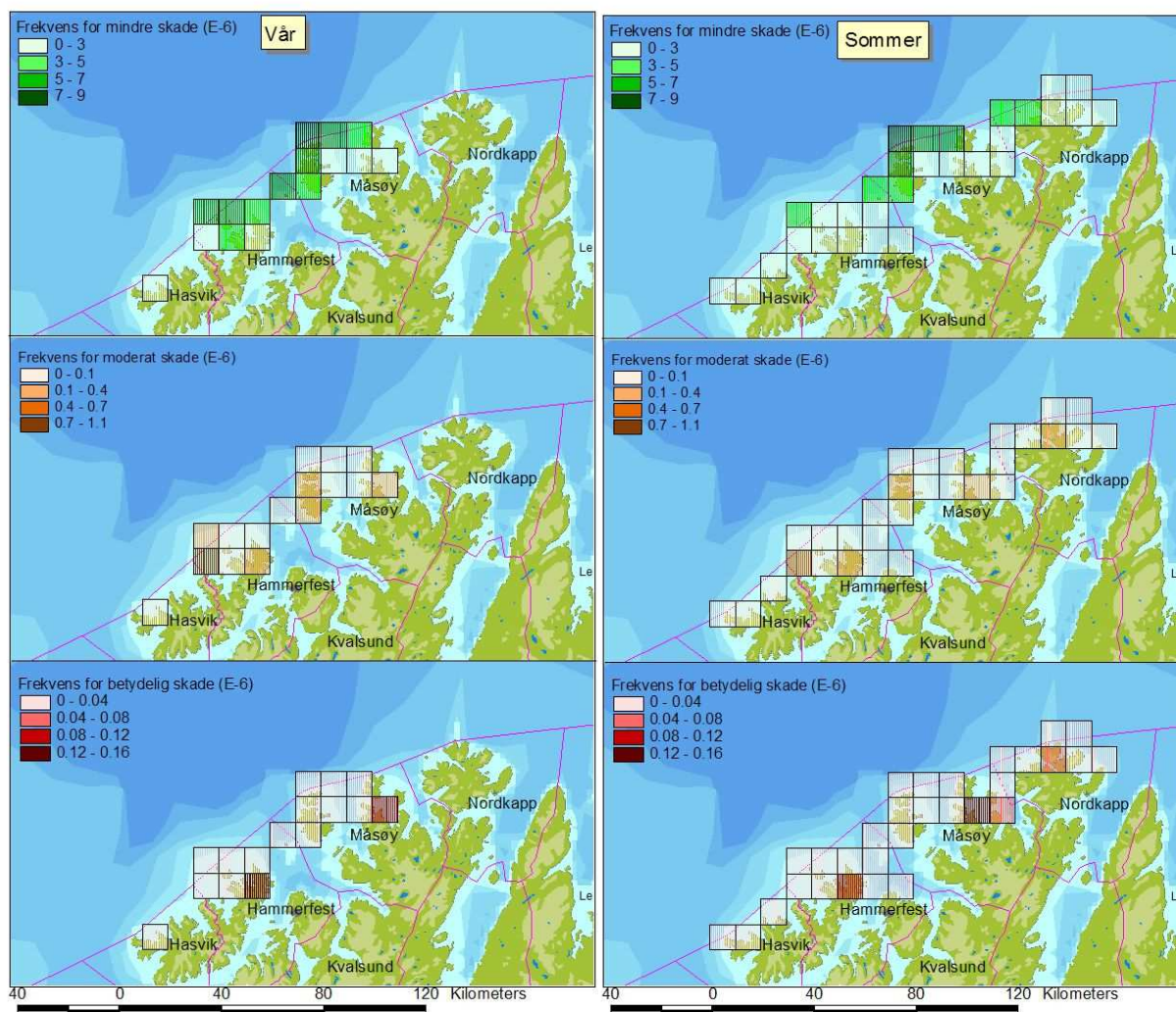
Frekvensen for skade er høyest i den laveste skadekategorien (< 1 års restitusjonstid) i alle sesonger. Aller høyest er frekvensen for skade i den laveste skadekategorien i vår og sommersesongen helt nord på Ingøya. Ruter i ytre kystsoner er mer eksponert og har større sannsynlighet for større andel av utslag i laveste skadekategori, mens det er de mer beskyttede områdene som har den høyeste sannsynlighet for skade i kategori "betydelig" (3-10 års restitusjonstid). To områder som peker seg ut med høy frekvens for skade i denne kategorien er de mer beskyttede områdene nord på Sørøya i Hammerfest kommune og beskyttede områder i tilknytning til Breidsundet i Måsøy kommune. De beskyttede områdene nord på Sørøya har også høy frekvens for skade i høst og vintersesongen.

Sommersesongen er perioden med flest berørte strandruter (30 stk), etterfulgt av vårsesongen (16 stk) og høstesesongen (13 stk). Om vinteren er relativt få strandruter berørt (5 stk).

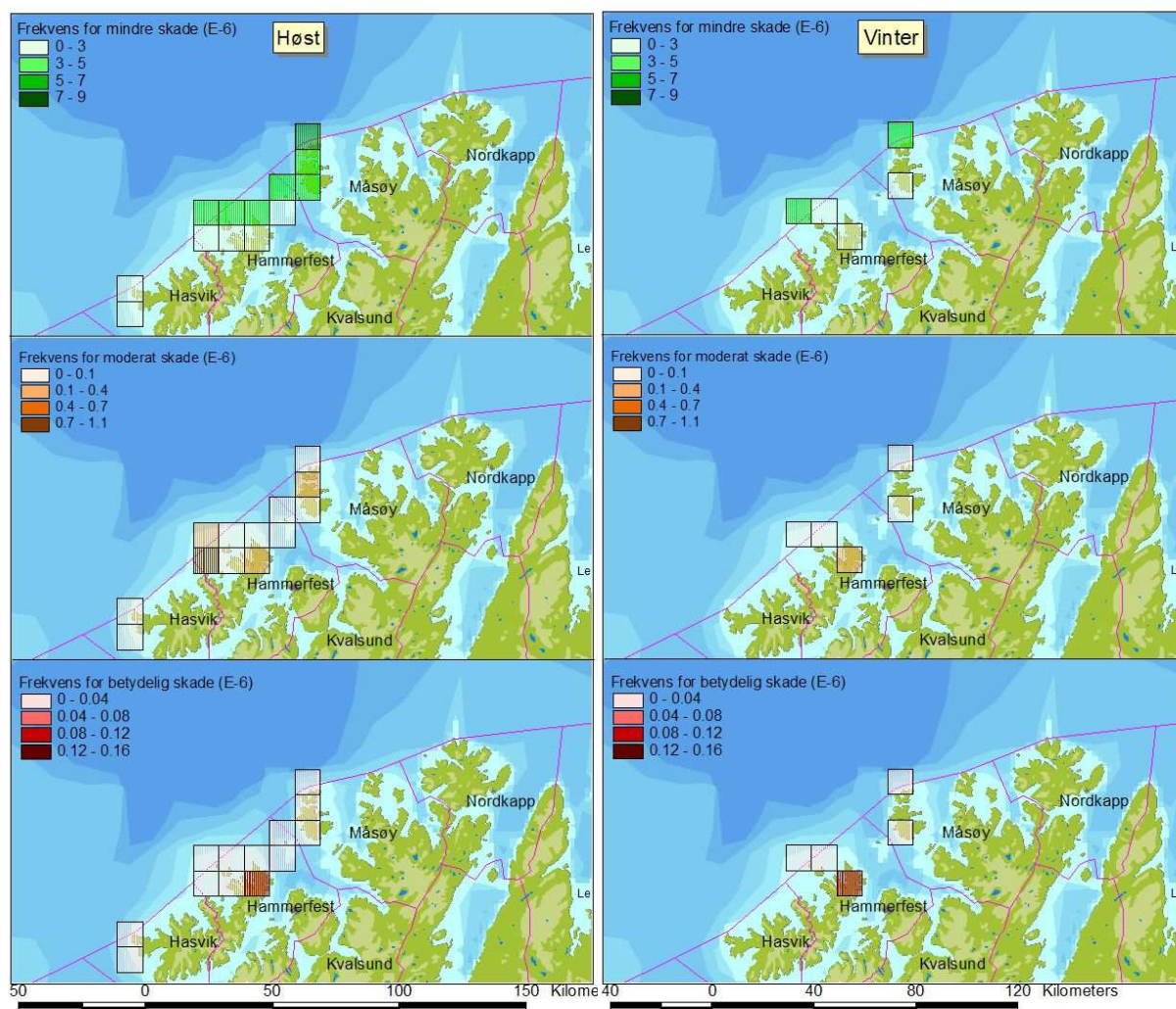
Som det fremkommer av resultatene, er risikoen for skade på strandområder lav. Dette er også illustrert i Figur 6-20 der miljørisikoen er uttrykt som prosentandel av akseptkriteriet. For hver rute er høyeste andel av akseptkriteriet valgt uavhengig av skadekategori. Figuren viser at miljørisikoen ikke overskrider 1 % av akseptkriteriet. Målt mot akseptkriteriene er risikoen høyest i vår og sommersesongen i området som omfatter nordre del av Ingøya (se Figur 6-17).



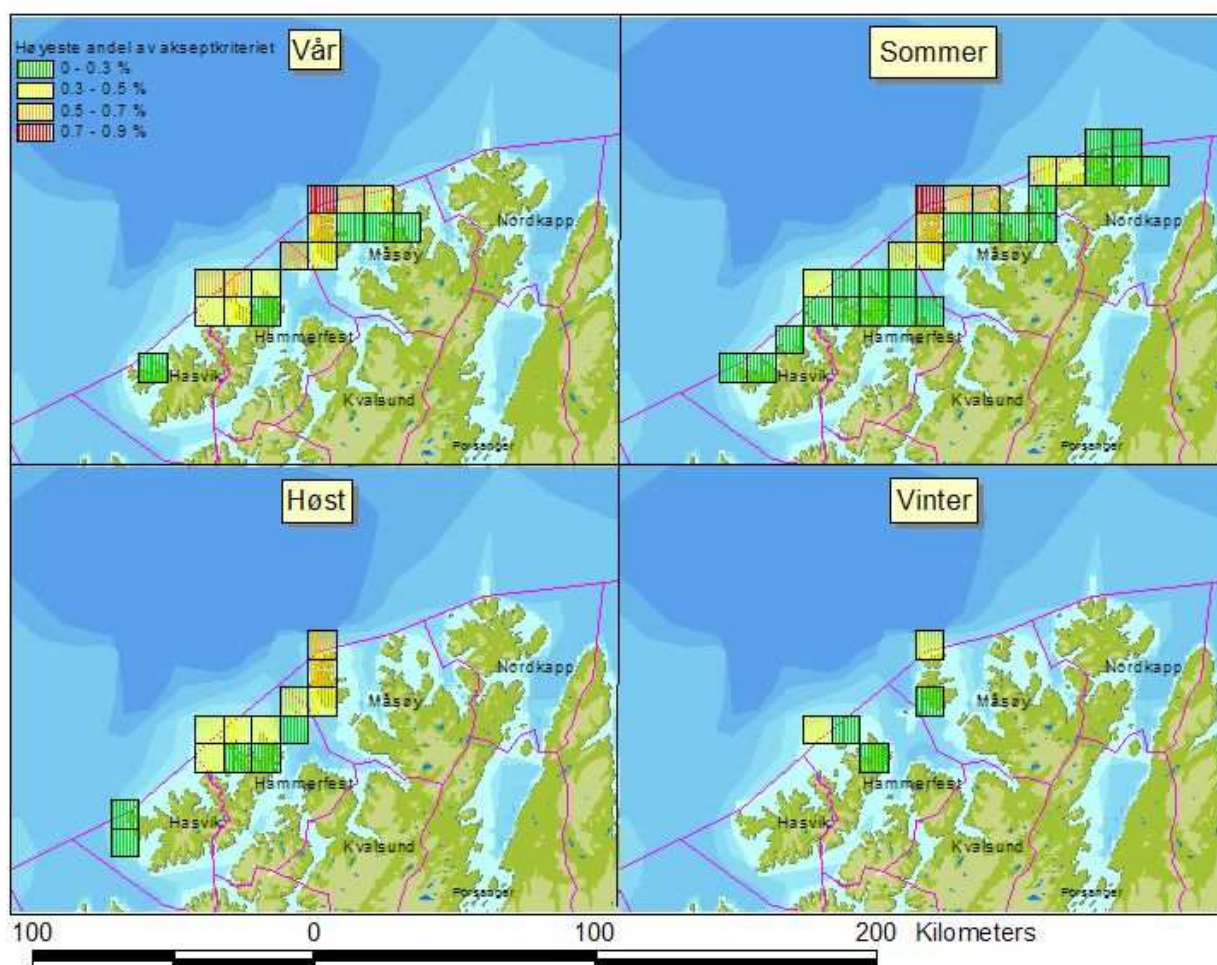
Figur 6-17 Strandområder vest for Ingøy landsby.



Figur 6-18 Risiko for miljøskade i strandsonen om våren og sommeren ved boring i brønn 7120/6-2, vist som frekvens per operasjon for skade fordelt på de fire skadekategoriene. Det var ingen sannsynlighet for skade i kategori for alvorlig miljøskade. Merk at skalaen for sannsynligheten er 10^{-6} (en hendelse per 1.000.000 operasjoner) og at det er forskjellig skala fra skadekategori til skadekategori.



Figur 6-19 Risiko for miljøskade i strandsonen om høsten og vinteren ved boring i brønn 7120/6-2, vist som frekvens per operasjon for skade fordelt på de fire skadekategoriene. Det var ingen sannsynlighet for skade i kategorien alvorlig miljøskade. Merk at skalaen for sannsynligheten er 10^{-6} (en hendelse per 1.000.000 operasjoner) og at det er forskjellig skala fra skadekategori til skadekategori.



Figur 6-20 Miljørisiko for strandhabitater uttrykt som høyeste andel av akseptkriteriet som er beregnet for hver skadekategori i 10x10 km ruter. Miljørisikoen er vist for vår, sommer og høstsesongen. I vintersesongen er sannsynlighet for skade på strandhabitater neglisjerbar.

6.7 Konklusjon

Miljørisikoen er gjennomgående lav for den planlagte aktiviteten og resultatene viser at miljørisikoen er mye lavere enn grensen for akseptabel miljørisiko. Hekkebestanden av alke (*Alca torda*) er dimensjonerende for risikonivået med 1,0 % av akseptkriteriet i juli måned i kategorien "moderat" miljøskade (restitusjonstid 1-3 år) og om lag 0,3 % av akseptkriteriet i skadekategori "mindre" miljøskade (<1 år restitusjonstid). Mai er deretter måneden med nest høyeste miljørisikonivå, med et utslag for hekkebestanden av teist (*Cephus grylle*) på 0,7 % av akseptkriteriet.

Miljørisikoen for fisk vurderes som lav og godt innenfor de akseptkriterier som Statoil har for aktiviteten.

Risikoen for skade på strandområder er lav. Miljørisikoen for strand overskrider ikke 1 % av Statoils akseptkriteriet. Målt mot akseptkriteriene er risikoen høyest i vår og sommersesongen i området som omfatter nordre del av Ingøya (se Figur 6-17). I vintersesongen er

sannsynligheten for skade på strandressurser lavest ($< 0,5\%$) fordi sannsynligheten for at oljen når inn til kysten er lav.

Potensielle miljøkonsekvenser er høyest ved et overflateutslipp i vår og sommersesongen med mulighet for merkbare bestandstap for lunde, alke, teist og toppskarv samt stranding av olje, alt knyttet til mulige enkeltscenarier. Ekstremscenariet som gir høyeste bestandstap (8,6 % av bestand i Barentshavet/Norskehavet av lunde i mai måned) utgjør meget lav hendelsessannsynlighet, dvs. 1 av 3.600.000 modellerte scenarier (3600 simuleringer for 1 rate og 5 varigheter for både sjøbunn- og overflateutslipp for 100 ulike bestandsfordelinger).

Risikoreduserende tiltak vil imidlertid bli implementert for å redusere risikoen ytterligere.

7.0 Håndtering av usikkerhet og bakgrunnsbelastning i regionen

7.1 Håndtering av usikkerhet

I miljørisikoanalysen adresserer vi hvorvidt en utblåsning ved boring til havs vil inntreffe, og hva de miljømessige konsekvensene av en slik hendelse kan være. Dette er usikre forhold som representerer en risiko for miljøet. I analysen settes tall på usikkerhet og dermed risikoen. Vurdering av miljørisikoen er altså en systematisk vurdering av usikre forhold. Analysen i seg selv er ikke usikker.

Kvaliteten i en miljørisikoanalyse henger sammen med hvordan usikkerhet rundt årsaks- og konsekvensfaktorer for utblåsning er håndtert i analysen. I denne analysen er håndteringen i stor grad preget av at konservative verdier legges til grunn, slik at den endelige beregnede miljørisikoen er større enn tallet man ville ha funnet i en enda mer omfattende og detaljert analyse. Merk at dette innebærer at dersom sensitivitetsvurderinger ble utført som en del av analysen, ville disse generelt gi lavere risikoverdier. Nedenfor følger noen mer spesifikke kommentarer knyttet til hovedtrinnene i analysen.

1. *Utblåsningssannsynlighet*: Uttrykker usikkerhet knyttet til hvorvidt utblåsning vil inntreffe. Denne er fastsatt på grunnlag av historiske data for leteboring i SINTEFs utblåsningsdatabase, og representerer beste kvalifiserte industripraksis. Faktorer som tyder på at den anvendte sannsynligheten er konservativ, er relativt god kunnskap om trykkmargin (sikkerhetsmargin mot brønnspråk gitt ved operasjonsvindu mellom pore- og oppsprekkingstrykk) i reservoaret, at boreplanen bygger konservative trykkestimer.
2. *Utblåsningsrater og –varighet*: Mest mulig ugunstig trinn i operasjonen og valg av utstrømningsvei er lagt til grunn i rateberegningen. I tillegg er det benyttet konservative estimat av poretrykk og permeabilitet. Varighetsvurderingene bygger på de beste tilgjengelige erfaringsdata sammen med brønnsesifikke vurdering av tid for boring av avlastningsbrønn.
3. *Drivbane/spredningsberegninger*: Det kjøres mange ulike simuleringer basert på historiske vinddata fra Meteorologisk Institutt for å inkludere alle mulige utfall om hvor oljen beveger seg, samt mulige overlapp med sårbare ressurser. Hver av simuleringene er analysert for overlapp og konsekvens. Alle beregnede bestandstap er benyttet videre i analysen.
4. *Ressursdata*: For flere VØK-bestander er det opparbeidet et større antall bestandsfordelinger (23 ulike år med larvedata for fisk og 100 modellerte bestandsfordelinger av sjøfugl på åpent hav) som ligger til grunn for beregninger av bestandstap. Variasjonen i bestandsfordelingene ivaretar variasjonen knyttet til den faktiske tilstedeværelsen av ressurser.
5. *Miljøskade*: MIRA metoden tar hensyn til at det er variasjoner i bestandenes behov for restitusjonstid etter en hendelse med akutt dødelighet. Nøkkelen for fastsettelse av restitusjonstid er basert på en sannsynlighetsfordeling hvor et gitt skadeutslag kan gi både mindre, moderat, betydelig og alvorlig konsekvens, med tilhørende restitusjonstider fra <1 år, 1-3 år, 3-10 år og mer enn 10 år.

7.2 Bakgrunnsbelastning

Bakgrunnsbelastningen som følge av aktiviteten rundt boreoperasjonene er liten og har ingen konsekvenser for konklusjonene på miljørisiko som fremkommer i denne rapporten. For den kommende operasjonen legges opp til å følge prinsippene om nullutslipp som definert blant

annet i Stortingsmelding 38 (2003-2004) (OED, 2004). Det vil ikke forekomme utslipp av borekaks eller -væske fra annet enn topphullseksjonen fra brønnene. Riggeren er grundig gjennomgått for å minimere regulære utslipp samt redusere risiko for uhellsutslipp av oljer og kjemikalier fra riggeren. De regulære utslippene vil ikke kunne føre til signifikante konsekvenser på det marine miljø.

8.0 Referanser

Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P. (red.). 2000. The status of marine birds in the Barents Sea breeding region. Norsk Polarinstitutt meddelelser nr 113. 213 s.

Behrens, H.L., Aspholm, O., Bakke, S., Dragsund, E., Gravir, G. & Nilssen, V.H., 1998. Barents Icewater Subproject no. 3: Identification and Modelling of Recipients. DNV Report No. 98-3201.

Bjørn, T.H. 2000. Oteren i Finnmark. En kartlegging av oterbestanden i Finnmark ved bruk av sportegnmetoden. Rapport fra Fylkesmannen i Finnmark, miljøvernavdelingen. Rapport 1-2000.

Brude, O.W., Systad, G.H., Moe, K.A. og Østby, C. 2003. ULB delutredning – studie 7b. Uhellsutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser for sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. Alpha-rapport 1157-01.

Brude, O.W., Ugland, K.I. & Moe, K.A. 2000. Olje-Fisk - Barentshavet. Anskueliggjøring av miljørisiko i forbindelse med Borekampanjen 2000-2001. Norsk Agip, Hydro og Statoil. Alpha Miljørådgivning rapport nr 1057-1. 33 s.

Det Norske Meteorologiske Institutt: Database av beregnede vind og bølgeparametre for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet hver 6. time for årene 1955-1994

Direktoratet for naturforvaltning 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian red list 1998. DN-rapport 3:1-161.

Direktoratet for naturforvaltning 2006. Utskrift fra Naturbase 3.0, datert 17. september 2006.

DNV 2006. Miljørisikoanalyse for boring av brønn 7122/7-4 (West) og 7122/7-5 (South). DNV-rapport 2004-0511, 77 sider

Fosså, J.H., Mortensen P.B. & Furevik, D.M. 2000. *Lophelia*-korallrev langs norskekysten – Forekomst og tilstand. Fisker og Havet no. 2-2000. Havforskningsinstituttet (Institute of Marine Research). 94 pp

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

Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S., & S. Byrkjeland (red.). 1994. Norsk Fugleatlas. Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. 552 pp.

Hanssen, S.A., G.H. Systad, P. Fauchald & J.O. Bustnes, 1998. Fordeling av sjøfugl i åpent hav: Nordland VI. NINA Oppdragsmelding 554: 1-81.

Havforskningsinstituttet - Faggruppe bunnhabitater, 2004. Korallrev Databasen.

Heggberget, T.M. 1995. Food resources and feeding ecology of marine feeding otters (*Lutra lutra*). Side 609-618 I Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad, K.E. og Leinaas, H.P. (reds.): Ecology of fjords and coastal waters. Elsevier science B.V., Amsterdam.

Heggberget, T.M. 1995. Food resources and feeding ecology of marine feeding otters (*Lutra lutra*). Side 609-618 I Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad, K.E. og Leinaas, H.P. (reds.): Ecology of fjords and coastal waters. Elsevier science B.V., Amsterdam.

Henriksen, G., Ørjebu, A. & Haug, T., 1993. Steinkobbe og havert i Finnmark. Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3 – 1993: 1-19. ISSN 0800-2118.

Jødestøl, K.A., E. Særgård., E. Hoell og B. Fredheim 1996. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA): Metodebeskrivelse.

Jødestøl, K.A., Ugland, K.I. & Nissen-Lie, T.R. 1998. Sea mammals – Oil pollution vulnerability and damage categorization. DNV report no. 98-3481 to Statoil and Hydro.

Lorentsen, S.-H. 2005. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2005. NINA Rapport 97. 54 s.

Martinsen, E. A., H. Engedahl, G. Ottersen, B. Ådlandsvik, H. Loeng and B. Bilano, 1992: Climatological and hydrographical data hindcast of ocean currents. Technical Report no. 100. The Norwegian Meteorological Institute.

Melle, W., Serigstad, B. & Eilertsen, B. 2001. Environmental risk of deep water oil drilling. A preliminary analysis. IMR Report 1/2001. Institute of Marine Research, Bergen, Norway.

Michalsen, K. (red.) 2003. Havets ressurser 2003. Fisken og havet, særnr. 1-2003.

Miljøverndepartementet 2002: Bruttoliste for marin verneplan. Rapporten er et resultat av et samarbeid mellom Miljøverndepartementet, Fiskeridepartementet og Olje- og energidepartementet.

Moe, K.A., Ugland, K.I. og Brude, O.W. 2000. Fisk & Olje – Et integrert konsept for skade- og risikoberegninger. Alpha Report 1068-I. Alpha Miljørådgivning.

Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. Alpha Miljørådgivning - Havforskningsinstituttet - Norsk institutt for naturforskning - Norsk Polarinstitut. Alpha Rapport 1007-1. Alpha Miljørådgivning. 51 s. + Web-Atlas CD-ROM

Moe, K.A., Ugland, K.I., Brude, O.W. & Skeie, G.M. 2000. Fisk & Olje - Et integrert konsept for skade- og risikoberegninger. Rapport 1028-1. Alpha Miljørådgivning. 34 s

MRDB, 2006. Marin Ressurs Data Base. Et miljøstyringsverktøy for operatører på Norsk sokkel og Norske miljømyndigheter.

Nilssen, K.T., Corkeron, P., Haug, T, Skavberg, N.E., Jenssen, B.M. & Henriksen, G. 2004. Status for havertbestandens ungeproduksjon langs Norskekysten i 1001-2003. Fisken og Havet. Nr. 2, 2002. 15 s + App.

Nygård, T., Jordhøy, P., Kondakov, A. og Krasnov, Yu.V. 1995. A survey of waterfowl and seal on the coast of southern Barents Sea in March 1994. NINA oppdragsmelding 361. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim.

Nygård, T., Larsen, B. H., Follestad, A. & Strann, K.-B. 1988: Numbers and distribution of wintering waterfowl in Norway . *Wildfowl* 39: 164-176.

OED 2004 St.meld. nr. 38 (2003-2004) Om petroleumsvirksomheten.

OED, 2003. Utredning av konsekvenser av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet. Sammendragsrapport, Juli 2003. Olje- og

energidepartementet.

OLF, 2005. Miljørisiko. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel. Metode for Miljørettet Risiko Analyse (MIRA). Rapport (56 s.) / Elektronisk publikasjon. Oljeindustriens Landsforening.

Rapportering oljedrift, NOFO 2000. http://planverk.nofo.no/mal_olje.htm

Rey, F. 1993. Planteplanktonet og dets primærproduksjon i nordlige Barentshavet. Fisken og havet nr. 10.

Rådgivende utvalg for marine verneområder 1995. Kartlegging av egnede marine verneområder i Norge. En utredning for Direktoratet for naturforvaltning. Brattegård T. & Holthe T (reds.).

Rådgivende utvalg for marine verneområder 2003. Råd til utforming av marin verneplan for marine beskyttede områder i Norge. Foreløpig tilrådning fra Rådgivende utvalg for marin verneplan pr. 17. februar 2003.

Scandpower 2006: "Blowout and Well Release Frequencies – based on Sintef Offshore Blowout Database 2005".

SFT & DN 1996. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. Statens forurensningstilsyn, Horten, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. Veiledning. 16 pp.

Sintef 2001. Snøhvit kondensat. Forvitringsegenskaper. Sintef Rapport nr. STF66F01111

Sintef 2006a: Kristin lettölje - Egenskaper og forvitring på sjøen relatert til beredskap". Sintef rapport nr. STF80MK A06221.

Sintef 2006b. Snøhvit blandingsolje – forvitringsegenskaper. Notat skrevet av merete Moldestad og Frode Leirvik. Dateret 20.09.2006

Sintef 2006d. Beregninger av spredning av olje og gass i nærsone ved mulige undervannsutblåsnings ved boring på snøhvitfeltet. Sintef rapport; dateret 12.09.2006.

Sintef Technology and Society 2006c: "Blowout and Well Release Characteristics and Frequencies, 2005.

Skeie, G.M., Rudberg, A. og Sollie, O.K., 2006. Miljørisikoanalyse for avgrensingsboring på Snøhvit. DNV rapport 2006 - 1694.

Statoil 2006a. Beregning av utblåsningsrater for brønn 7120/6-2, E-post fra Sigbjørn Høyland til Terje H. Møgster, 31.07.06

Statoil 2006b. Innspill til vurderinger av miljørisiko forbundet med utblåsningsrisiko ved boring av avgrensingsbrønn 7120/6-2, Snøhvit oljereservoar. Teknisk notat fra Thomas Nilsen, dateret 1. september 2006.

Stiansen, J.E., Bogstad, B., Budgell, P., Dalpadado, P., Gjøsæther, H., Hauge, K.H., Ingvalsen, R., Loeng, H., Mauritzen, M., Mehl, S., Ottersen, G., Skogen, M. and Stenevik, E.K. 2005. Status report on the Barents Sea Ecosystem, 2004-2005. Fisken og havet, nummer 3 – 2005.

Systad, G. H. og Bustnes J.O. 1999. Fordeling av kystnære sjøfugl langs Finnmarkskysten utenom hekketida: Kartlegging ved hjelp av flytelling. NINA oppdragsmelding 605: 1-66.

Systad, G.H., Fauchald, P. & Bustnes, J.O. 1999. Fordeling av sjøfugl i åpent hav: Barentshavet. NINA Oppdragsmelding 621.

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

Appendix I – Naturressurser og fysiske miljøforhold i Barentshavsregionen

Innledning

Det følgende appendikset beskriver naturressurser og fysiske miljøforhold i Barentshavet med fokus på influensområdet til avgrensningsbrønn 7120/6-2. Influensområdet til brønnen er vist i Figur 4-1 på side 14 i rapporten og inkluderer et større havområde rundt Snøhvit-feltet og kyststrekning fra Stålet (Sørøya) i Hammerfest kommune til knivskjelodden i Nordkapp kommune.

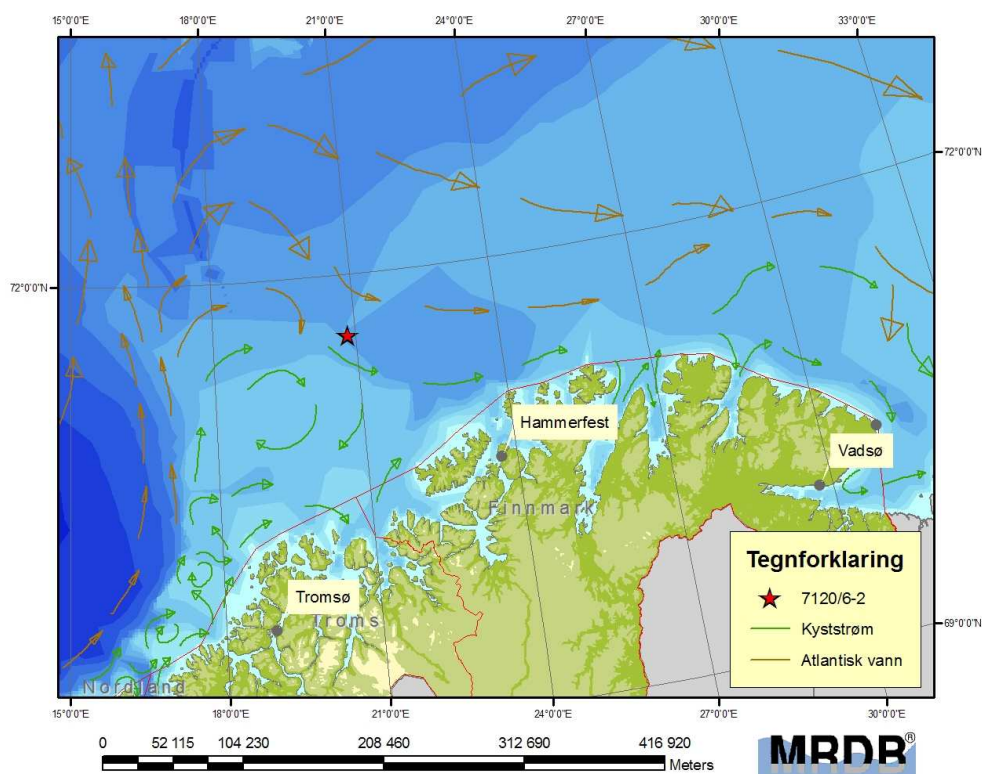
Kartillustrasjoner og beskrivelser av naturressursene er i hovedsak basert på Marin Ressurs Data Base (MRDB[®]) og "Utredning av konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet" (Brude et al. 2003), samt datasett for tilstedeværelse av naturressurser som er tilrettelagt på bakgrunn av SMO-arbeidet (Moe et al. 1999). MRDB[®] inneholder offentlig tilgjengelig informasjon om naturressurser i Norge og på Svalbard. Følgende naturressurser innenfor influensområdet er beskrevet; plankton, fisk, bunndyr, marine pattedyr, sjøfugl og strand.

I henhold til prioriteringsprinsipper fra Statens Forurensningstilsyn og Direktoratet for Naturforvaltning (SFT 2000), er akvakulturanlegg og områder med betydning for rekreasjon og turisme ikke høyt prioritert i sammenheng med miljørisikobetraktninger. Denne typen ressurser er derfor ikke beskrevet i denne analysen.

Fysiske miljøforhold

Strømforhold

Strømforholdene i Barentshavet rundt borelokasjonen er vist i **Figur 8-1**.

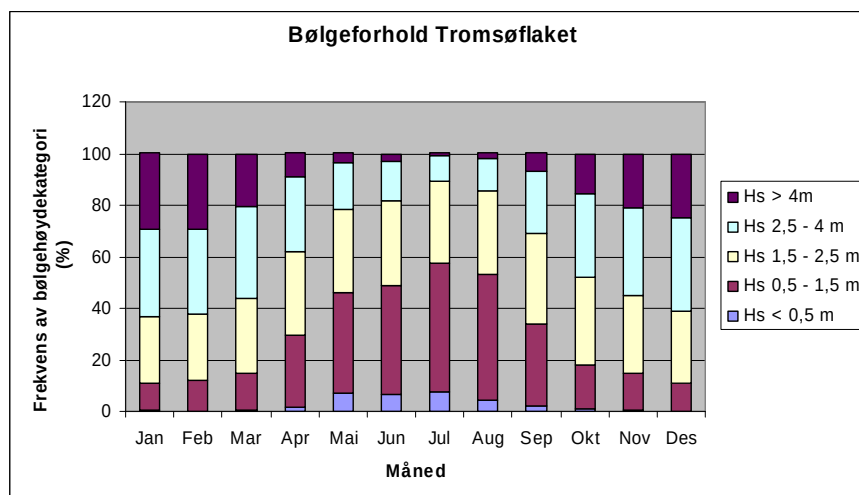


Figur 8-1 Strømforholdene i Barentshavet rundt brønn 7120/6-2.

Vind og bølger

Gjennomsnittlig vindstyrke ved Fruholmen fyr er i januar måned frisk bris, ca. 8 - 10 m/s, og i juli måned lett bris, ca. 3 – 5 m/s. Vindforholdene er ikke vesentlig forskjellig fra områder lenger sør langs norskekysten.

Fordelingen av bølgehøyder på Tromsøflaket gjennom året er vist i Figur 8-2. Dette er lignende bølgeforhold som ellers på norsk sokkel. Forhold av beredskapsmessig betydning er at det er større andel store bølgehøyder i vinterhalvåret enn i sommerhalvåret.



Figur 8-2 Bølgehøydefordeling på Tromsøflaket gjennom året. Hs = signifikant bølgehøyde (NOFOs regionale planverk).

Tidevann

Forskjellen mellom middel høyvann og middel lavvann er stor i Nord-Norge. Ved målestasjonene i Vardø, Honningsvåg, Hammerfest og Kirkenes varierer differansen mellom 174 og 204 cm.

Lysforhold

Lysforholdene varierer sterkt gjennom året, med operasjonslys 24 timer pr. døgn i mai-august og ca. 4 timer pr. døgn i desember. Operasjonslys er lysforhold hvor aktiviteter utendørs kan gjennomføres normalt uten tilførsel av kunstig lys.

Temperaturer

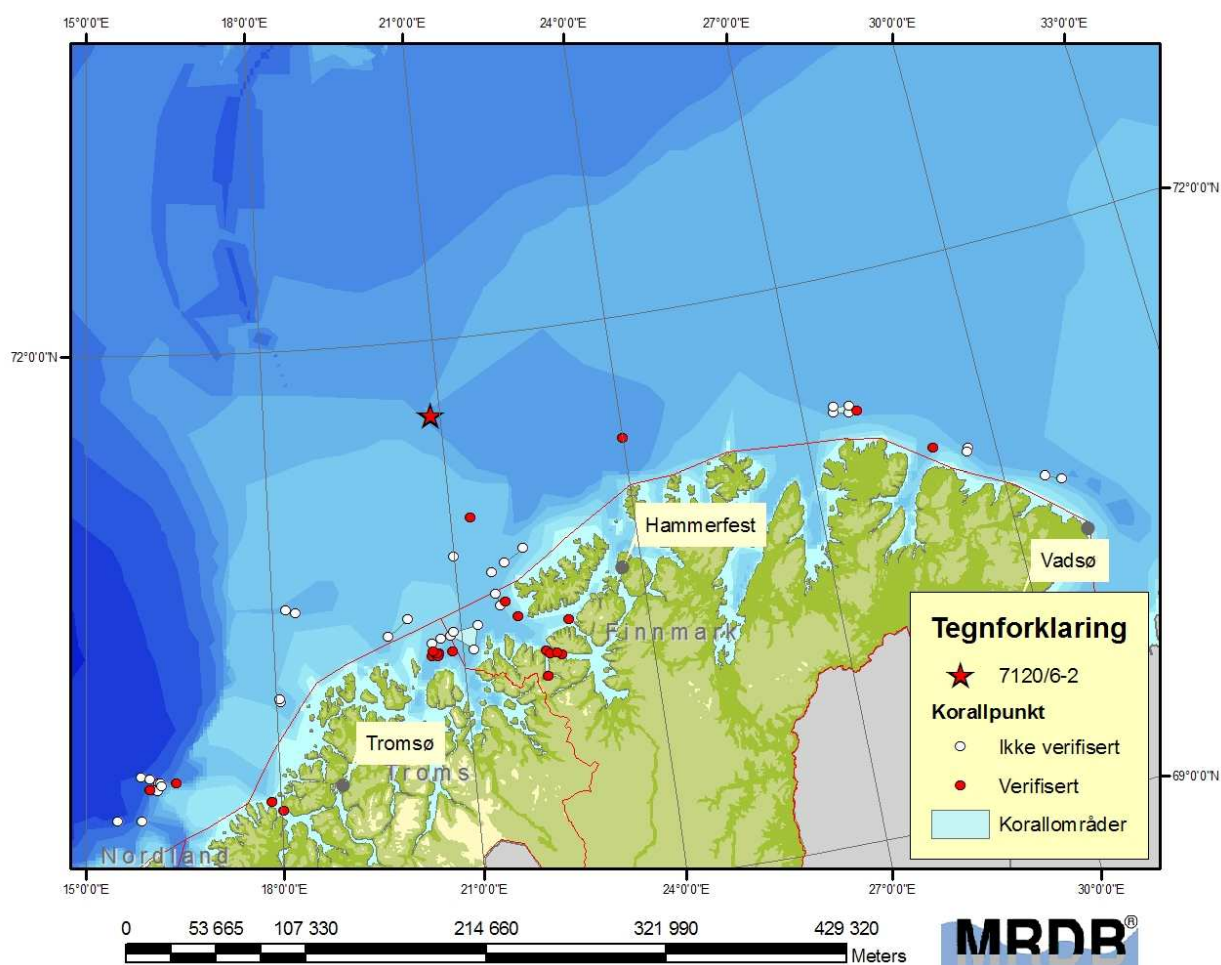
Gjennomsnittlig sjøtemperatur på Tromsøflaket varierer gjennom året fra under 4,6 °C i april til 9,6 °C i august. Gjennomsnittlig lufttemperatur ved kysten av Finnmark varierer fra 9,5 °C til -4 °C gjennom året.

Bunndyr

Føyn *et al.* (2002) oppsummerer kunnskapen vi har om bunndyrfaunaen og floraen i Barentshavet. Store deler av bunndyrfaunaen er stasjonær og avspeiler dermed de lokale miljøforholdene. I bunnsamfunn i strandsonen (sublittoralt) finnes noen av de mest komplekse dyresamfunn, med høyt artsmangfold og høy produksjon. Disse samfunnene er viktige

energiressurser og oppvekstområder for yngel av viktige fiskeslag som torsk, sei og hyse, samt viktige beiteområder for sel og sjøfugl. Ute i havet er dypvannskorallen *Lophelia pertusa* og svampsamfunn to viktige komponenter som peker seg ut som økologisk viktige blant bunndyrsamfunnene (se også diskusjon på side 26 om Tromsøflaket). Et større arbeid for å kartlegge forekomster av *L. pertusa* langs Norskekysten er gjennomført (Fosså *et al.* 2000). Kartleggingen av *L. pertusa* følges opp av oljeselskapene i forbindelse med boring av nye brønner. Registrerte korallområder i analyseområdet er vist i Figur 8-3.

Bunndyrsamfunnene på åpent hav er ikke antatt å eksponeres for signifikante oljemengder i forbindelse med eventuelle akutte utslipp under boring i lisensen.



Figur 8-3 Registrerte korallområder i analyseområdet til brønn 7120/6-2 (Havforskningsinstituttet - Faggruppe bunnhabitater, 2004).

Plankton

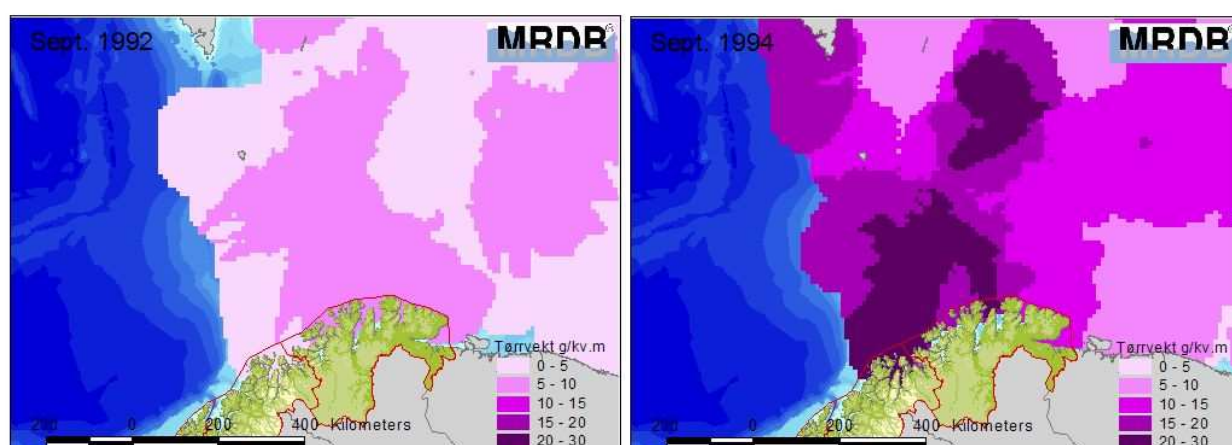
Primærproduksjonen i arktiske og subarktiske områder er karakterisert ved store årstidsvariasjoner. I Barentshavet skjer ca. 60 % av den totale årlige produksjonen i forbindelse med våroppblomstringen. I de sørlige delene av Barentshavet skjer dette i april - mai. Det er i hovedsak økningen i lysinnstråling og dermed dagens lengde som er styrende faktor for oppblomstringstidspunktet. Gjennom vinteren transporteres næringssalter fra de dypere vannlag opp til de øvre og danner grunnlaget for en intensiv produksjon. Det produseres i gjennomsnitt ca. 90 g karbon/m² per år i Barentshavet (Rey, 1993). Den årlige

planteplanktonproduksjonen vil imidlertid variere svært mye mellom regioner og år. Det foregår tilnærmet ingen primærproduksjon i vintermånedene.

Oppblomstringen av planteplankton gir grunnlag for en noe senere oppblomstring av dyreplankton. En stor mengde dyreplankton beiter på planteplanktonet og utgjør koplingen mellom primærproduksjon og høyere trofiske nivåer (fisk og fugl). En av de viktigste dyreplanktonartene er raudåta (*Calanus finmarchicus*) som er en pelagisk kopepode. Raudåte oppholder seg i de dypere vannlag på vinteren og reproduserer i de øvre lag i løpet av våren og forsommeren. Krillen (i hovedsak *Thysanoessa longicaudata* og *T. inermis*) er også en meget viktig dyreplanktonart som også reproduserer i løpet av vår og tidlig sommer. Raudåte og de to krillartene utgjør begge svært viktige byttedyrgrupper for ulike fiskearter og er sentrale grupper i energioverføringen videre oppover i næringskjeden. Krill er også viktig som føde for sjøfugl og sjøpattedyr.

Fordeling og mengden av dyreplankton vil variere enormt, både sesongmessig, geografisk og mellom år (Figur 8-4). Biomassedata fra 1990-2001 viser at de høyeste konsentrasjonene av dyreplankton finnes mellom Nordkapp og Bjørnøya, mens det også er høye konsentrasjoner nord for 78 °N. Den sesongmessige variasjonen er knyttet til primærproduksjonen. Om våren vil de fleste arter og grupper av dyr tilpasse reproduksjonen til våroppblomstringen. De herbivore planktonarter (dyreplankton som ernærer seg på planteplankton) vil frigi egg eller larver slik at disse vil være i stand til å ta til seg næring når produksjonen er på topp. For eksempel vil raudåta gyte som en respons på økt planteplanktonproduksjon. De carnivore gruppene (dyreplankton som ernærer seg på annet dyreplankton) vil igjen tilpasse reproduksjonen til sine byttedyr. Generelt vil mengden dyreplankton være høy om våren og sommeren, med avtagende mengde utover høsten og vinteren. Hovedsaklig vil det være en oppkonsentrering av dyreplankton over bankområder i vår- og sommerperioden og i dypområdene i vinterperioden.

Laboratorie-eksperimenter og feltstudier har vist at oljeforurensning kan ha en signifikant effekt på enkeltorganismer av plante- og dyreplankton, og at dette kan føre til endringer i artssammensetningen i mindre områder. På den andre side er det ikke dokumentert endringer på populasjonsnivå verken i forbindelse med akutte eller permanente utslipp. Populasjonssårbarhet til plante- og dyreplankton er ansett å være lav på grunn av stor spredning i distribusjonen som gir muligheten til immigrasjon fra ueksponerte omkringliggende områder, og den relativt korte generasjonstiden som medfører rask rekruttering.



Figur 8-4 Distribusjon av dyreplankton i Barentshavet i september i 1992 (gjennomsnittlig 5,13 g tørrvekt/m²) og 1994 (gjennomsnittlig 12,83 g tørrvekt/m²) (Føyn et al. 2002).

Fisk

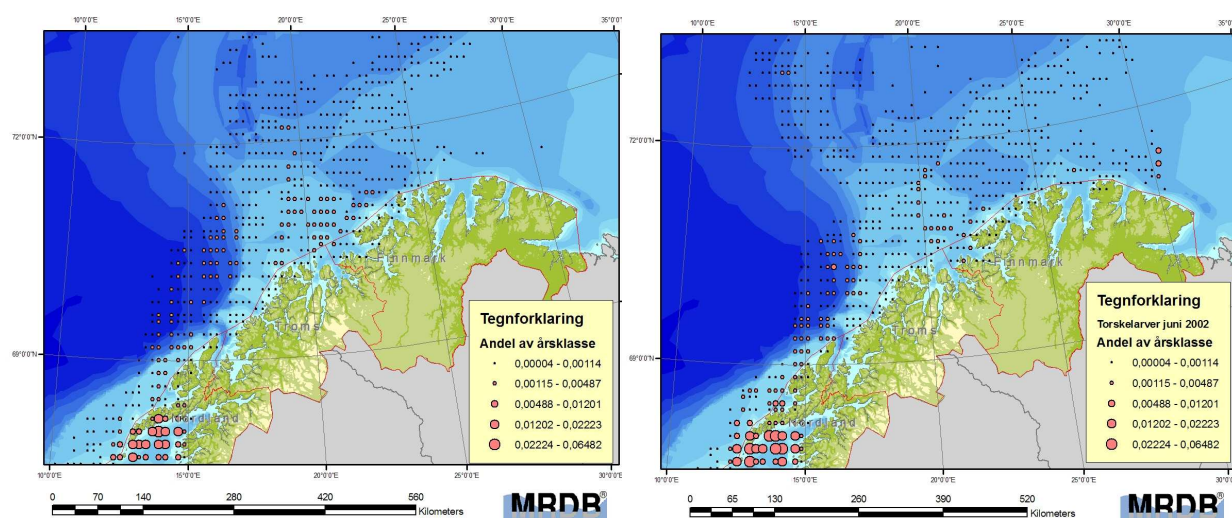
Barentshavet er kjent som et viktig oppvekstområde for fisk, og fiskefaunaen her omfatter om lag 150 ulike arter fordelt på 52 familier. Torsk, hyse, sild og lodde regnes som de viktigste artene både ut fra økologiske og økonomiske verdier, og vil derfor bli nærmere omtalt her. Andre viktige arter i Barentshavet er lusuer (*Sebastes viviparus*), kveite (*Hippoglossus hippoglossus*), hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) og sei (*Pollachius virens*).

Det er de yngste stadiene av fisk som anses for å ha høyest sårbarhet overfor olje, og den vannløselige fraksjonen av oljen er ansett for å være den med høyest giftighet (Melle *et al.*, 2001). I Barentshavet er det foretatt yngelundersøkelser i august - september siden 1965 som et samarbeid mellom norske og russiske myndigheter, undersøkelsene har som formål å skaffe et tidlig mål på årsklassens styrke. Distribusjonen av årets yngel (0-gruppe) vil variere fra år til år avhengig av blant annet vind og strømforhold, og da kanskje spesielt innstrømmingen av Atlanterhavsvann i Barentshavet (Føyn *et al.* 2002).

Torsk (*Gadus morhua*)

Den norsk arktiske torsken (*Gadus morhua*) gyter i hovedsak i Vestfjorden og på bankene utenfor Lofoten, Vesterålen og Troms. En mindre, men viktig andel av torsken, ca. 15-20 %, gyter utenfor kysten av Møre. Gytebestanden ankommer gyteområdene i januar - februar, og gyter i de to påfølgende månedene, med hovedtyngden i mars - april. Torsken gyter i sprangsjiktet mellom kyststrømmen og det underliggende atlantehavsvannet, men ettersom eggene er lettere enn sjøvann, stiger de sakte opp mot overflaten i kyststrømmen. Vind og bølger vil blande eggene nedover i vannmassene slik at vertikalfordelingen av eggene i stor grad er styrt av værforholdene.

Eggene blir transportert nordover med kyststrømmen, og transporten er i denne perioden prissgitt de rådende strømforhold. Etter ca. 3 uker, mot slutten av april, klekker torskelarvene. De er fremdeles avhengige av de horisontale og vertikale vannbevegelsene, og de høyeste konsentrasjonene av nyklekkede larver vil være å finne på 10-20 m dyp. I juli måned finner en mesteparten av årsklassen over Tromsøflaket utenfor kysten av Nord-Troms. Larvene har nå blitt ca. 3 cm og befinner seg fremdeles høyt oppe i vannmassene, over 20 meters dyp. de er nå mindre sårbare overfor oljeforurensning.



Figur 8-5 Andeler av årsklassen av torskelarver/lynger i Barentshavet i juli 2001 (venstre) og 2002 (høyre). Data er opparbeidet av havforskningsinstituttet.

I august - september finner en torskeyngelen igjen i store deler av Barentshavet. Deler av yngelen følger strømmen til områdene vest for Svalbard, mens hovedtyngden vil fortsette innover i Barentshavet og står i et belte fra Svalbard sørøstover til Novaya Zemlja. Utbredelsen er forholdsvis stabil fra år til år, mens tetthetene varierer med 1000 ganger fra et godt til et dårlig år. Torskeyngelen har nå blitt ca. 7 cm og fordelingen i vannsøylen vil være fra 60 m og opp mot overflaten. Utover høsten i oktober - desember når torsken har blitt 10-12 cm lang, bunnsår den seg og den pelagiske fasen er over.

Den totale bestanden av norsk arktisk torsk er estimert til 1,3 mill. tonn, hvorav den gyttende bestanden utgjør 430.000 tonn (Michalsen, 2003).

Sild (*Clupea harengus*)

Norsk vårgyttende sild vandrer ut fra overvintringsområdet i Vestfjorden i januar og setter kursen mot gyteområdene. Silda ankommer gyteområdene i januar – februar og gyter på kystbankene fra Egersund til Vesterålen i perioden fra februar til april, med hovedtyngden gjerne i månedsskiftet februar - mars. Selve gytingen foregår 5-10 m over bunnen på 50-150 m dyp. Gytefeltene har grusbunn, og etter at eggene er gytt synker de ned mot bunnen hvor de kleber seg fast. Inkubasjonstiden har en varighet på ca. 3 uker avhengig av temperaturen.

De nyklekkede sildelarvene svømmer opp i den eufotiske sonen hvor de begynner å spise etter 2-3 dager. Sildelarvene følger det samme transportmønsteret som torskelarvene, og i april - mai er de spredd over hele midtnorsk sokkel og videre nordover på Røstbanken, Vesterålsbankene, banken utenfor Troms og Tromsøflaket. Silda metamorfoserer ikke før den har blitt 40-50 mm lang. Samtidig samler silda seg i tette stimer som respons på de forskjellige predatorer som ernærer seg på silda.

I august - september står silda i tette stimer i Barentshavet, men med en mer vestlig fordeling enn torsken. Silda blir værende i Barentshavet i tre år, og den har da en øst-vest beitevandring hvor tyngdepunktet flytter seg vestover for hvert år inntil den vandrer ut fra Barentshavet og inn i Norskehavet hvor den slutter seg til den gyttende bestanden.

Silda har vist store endringer i bestandstørrelse i løpet av de siste 50 årene, og den forandrer også gyte- og beiteområde. Rekrutteringen er svært ujevn, men det synes som om det er en forutsetning for god rekruttering at en stor del av yngelen driver inn i Barentshavet og vokser opp der. Barentshavet er således et nøkkelområde for rekrutteringen. (Føyn *et al.* 2002).

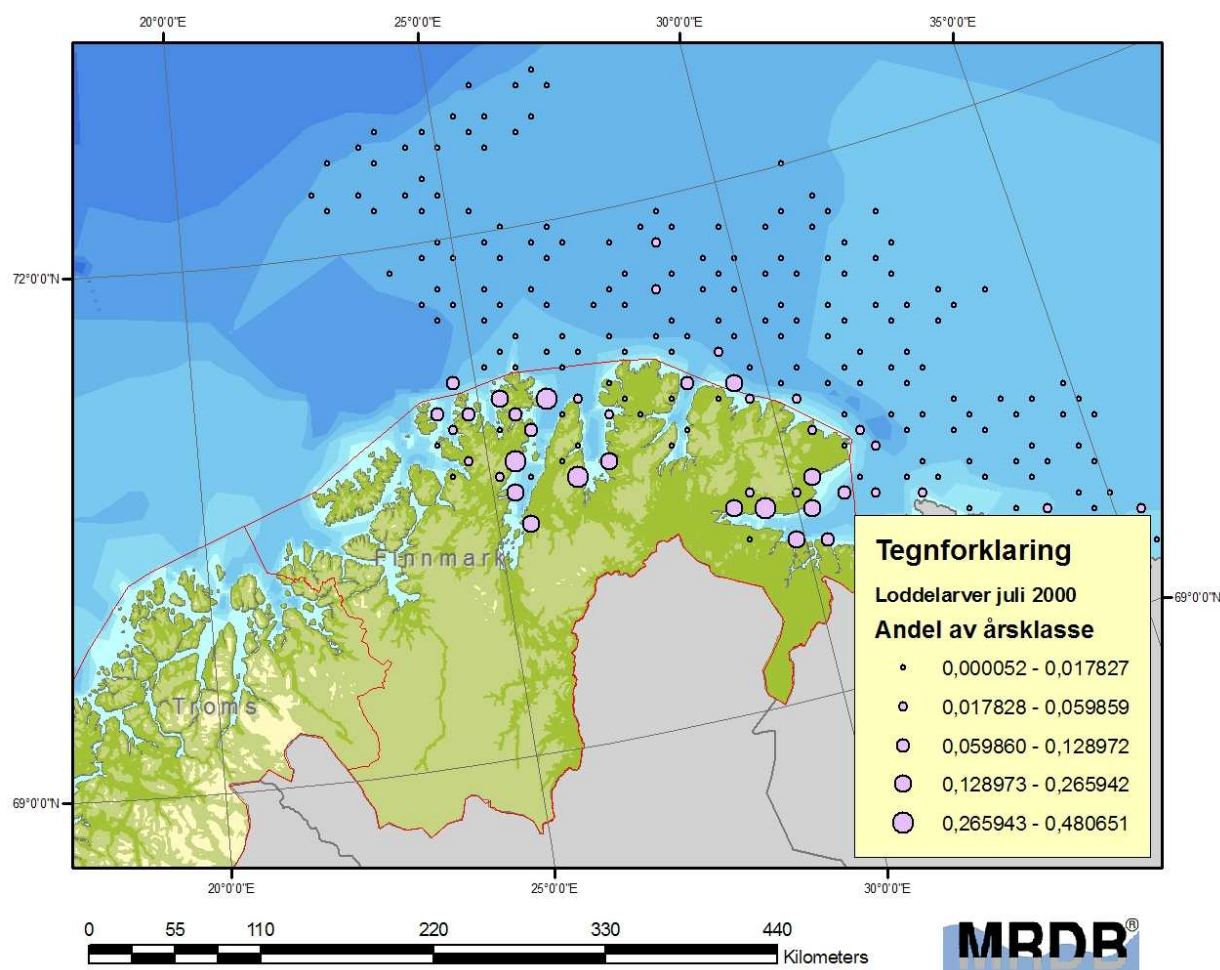
Lodde (*Mallotus villosus*)

Lodda er en viktig art i Barentshavet fordi den omdanner mye av sekundærproduksjonen til fiskeprotein, og den er en viktig matkilde for både annen fisk, sjøfugl og marine pattedyr. Gytingen foregår i selve Barentshavet innenfor et område som strekker seg fra Vesterålen til øst for Murmansk fjorden, oftest med et østlig eller vestlig konsentrert gytesenter. Lodda gyter på grusbanker på 30-50 m dyp, og eggene blir gravd ned i grusen. Egg og plommesecklarver utvikler seg nede i grusen for så å svømme ut når forholdene er gode.

Lodelarvene drives med strømmen i de øvre delene av vannmassene, og drivretningen er for en stor del avhengig av hvor gytingen har foregått. I år hvor gytingen har foregått i vestlige områder (Troms og Vest-Finnmark), vil larvene transporteres langs Eggakanten mot områdene vest for Svalbard. Ved gyting i østlige områder (Midt-Finnmark til Murmansk) vil en finne larvene igjen i nordøstlige deler av Barentshavet. Temperatur og næringsforhold i Barentshavet er begrensende for larvenes vekst slik at lodda ikke klarer å gjennomgå

metamorfose den første sommeren. Den overvintrer som larver eller "glasslodde" som den ofte blir kalt. Lodda har en nord-sør beitevendring etter som polarfronten flytter seg.

Lodda gyter som regel i en alder av 3-4 år, og ettersom lodda er en laksefisk er det vanlig at de fleste dør etter at de har gytt første gang. Den korte livssyklusen til lodda gjør den sårbar for påvirkninger. En ser for eksempel at i år med store sildeklasser som beiter på loddelarvene, vil det i de 2-3 etterfølgende år være dårlig rekruttering av lodde, noe som vil føre til en dramatisk nedgang i bestanden til den kortlivede lodda.



Figur 8-6 Andel av nasjonale årsklasser av loddelarver i Barentshavet i juli 2002. Data er opparbeidet av havforskningsinstituttet.

Hyse (*Melanogrammus aeglefinus*)

Hyse finnes på begge sider av Atlanterhavet, i de østlige delene har den en utbredelse som strekker seg fra Portugal til Barentshavet. Den Norsk- Arktiske bestanden gyter i Nordsjøen, på bankene ut for Møre og i Vestfjorden, men hovedgytefeltet synes imidlertid å være vestskråningen utenfor Tromsøflaket (Føyn *et al.*, 2002). Hysa gyter pelagisk på dyp mellom 200 og 600 m, noe som gjør at eggene blir mer spredd enn for eksempel torskeegg når de kommer til overflaten. Hyselarver driver nordover med strømmen og inn i Barentshavet på dyp mellom 10-40 m, de er allsidige i spiseseddelen og viser et aktivt næringssøk og vokser derfor raskt. Fra hysa er ett år lever den nær bunnen i områdene langs Finnmarkskysten og i de

vestlige områdene av Barentshavet nær Bjørnøya og Svalbard (Behrens *et al.*, 1998). Eldre fisk har tydelige migrasjonsmønstre mellom næringsområder i østlige og kystnære strøk, og overvintringsområder på større dyp i vestlige deler av Barentshavet (Behrens *et al.*, 1998).

Marine pattedyr

Rundt 24 arter av marine pattedyr er å finne i Barentshavet, hvorav 7 er selarter, 12 er store hvaler og 5 er små hvaler (niser og delfiner), (Stiansen *et al.*, 2005). Selene dominerer i antall mens hvalene dominerer i forhold til biomasse (Føyn *et al.*, 2002). Flere av disse artene har en utbredelse som strekker seg utover landegrensene og Norge deler derfor forvaltningsansvaret med en rekke andre land.

Hval

Enkelte av hvalene oppholder seg bare i Barentshavet i forbindelse med beiting, f.eks. vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*), mens andre oppholder seg her igjennom hele året (Kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*) og nise (*Phocoena phocoena*)). Estimerer av de mest tallrike hvalartene i nordøst Atlanteren (Nordsjøen, Norskehavet, Grønland og Barentshavet) er:

- Vågehval: 107 205
- Finnhval (*Balaenoptera physalus*): 5 400
- Knølhval (*Megaptera novaeangliae*): 1 200
- Spermhval (*Physeter catodon*): 4 300
- Kvitnosen er den mest tallrike av de små hvalene med 130 000 individer (Stiansen *et al.*, 2005).

Generelt er hval ansett å være lite sårbare for oljeutslipp. Blant hvalene er spekkhoggeren *Orcinus orca* trolig den mest sårbare fordi de opptre i større grupper (familiegrupper) langs kysten, spesielt i vintermånedene. Flere hvaler har fått rødlistestatus på Svalbard, og er vist i tabell 6-1.

Andre marine pattedyrarter som har fått Rødlistestatus på Svalbard er hvalross (*Odobenus rosmarus*) (DM), isbjørn (*Ursus maritimus*) (DM) og steinkobbe (*Phoca vitulina*) (DM). Både hvalross og isbjørn har sitt utbredelsesområde i de nordlige deler av Barentshavet, ofte i tilknytning til iskanten men også landområder på Svalbard. Disse områdene ligger utenfor influensområdet og tas dermed ikke med i videre beregninger for miljørisiko i denne analysen, selv om artene er sårbare overfor oljeforurensning.

Tabell 6.1. Hvalarter med rødlistestatus på Svalbard (DN 1999).

Art	Vitenskapelig navn	Rødlistestatus Svalbard
Blåhval	<i>Balaenoptera musculus</i>	R
Finnhval	<i>Balaenoptera physalus</i>	DM
Grønlandshval	<i>Balaena mysticetus</i>	E
Knølhval	<i>Megaptera novaeangliae</i>	DM
Kvitiskjeving	<i>Lagenorhynchus acutus</i>	DM
Narhval	<i>Monodon monoceros</i>	DM
Nebbhval	<i>Mesoplodon ampullatus</i>	DM
Nise	<i>Phocoena phocoena</i>	DM
Seihval	<i>Balaenoptera borealis</i>	DM
Spisshval	<i>Mesoplodon bidens</i>	DM

E (Endangered) – Arter som er direkte truet og står i fare for å dø ut i nærmeste fremtid dersom de negative faktorene fortsetter å virke.

V (Vulnerable) – Sårbare arter med sterk tilbakegang, som kan gå over i gruppen direkte truet dersom de negative faktorene fortsetter å virke.

R (Rare) - Sjeldne arter som ikke er direkte truet eller sårbare, men som likevel er i en utsatt situasjon på grunn av liten bestand eller med spredt og sparsom utbredelse.

DC (Declining, care demanding) – hensynskrevende arter som ikke tilhører kategori E, V eller R, men som på grunn av tilbakegang krever spesielle hensyn og tiltak.

DM (Declining, monitor species) – Kategorien bør overvåkes omfatter arter som har gått tilbake, men som ikke regnes som truet. For disse artene er det grunn til overvåking av situasjonen.

Sel

Barentshavet er også rikt på sel, og den mest tallrike arten er grønlandssel (*Phoca groenlandica*) som teller ca 2,2 mill. individer i Barentshavet. Det er denne arten som enkelte år forårsaker såkalte "selinvasjoner" langs norskekysten. I de isfylte delene av Barentshavet er det også vanlig å fine både ringsel (*Phoca hispida*) og storkobbe (*Erignathus barbatus*). Begge disse artene opptrer som regel alene og deres utbredelse sammenfaller ikke med influensområdet for denne analysen, og de tas dermed ikke med i videre beregninger for miljørisiko i denne analysen.

Langs norskekysten finner en også havert (*Halichoerus grypus*) og steinkobbe (*Phoca vitulina*). Haverten finnes bare i Nord-Atlanteren og den totale verdensbestanden er ca. 180 000 dyr. Havertbestanden i Norge er estimert til ca 7 000 individer (K.T. Nilssen, HI, pers. comm.), og de finnes langs kysten fra Rogaland til Finnmark. Bestandene i Troms og Finnmark er anslått til ca. 1 100 individer og totalt sett blir bestanden vurdert som stabil. Haverten oppholder seg gjennom hele sin livssyklus i kystnære eksponerte områder selv om den kan være spredt vidt omkring langs kysten i næringssøk. I kasteperioden samler haverten seg i kolonier i de lunere delene av de ytre skjær (Henriksen et al., 1993) og viktige kasteplasser innenfor influensområdet er Bondøya, Gamviksfjorden, Kamøyene, Reinøykalven og Gjesværstappan Naturreservat i Finnmark. Kasteperioden strekker seg fra oktober til november i Troms og Vest-Finnmark og desember i Øst-Finnmark, og hunnene føder normalt en unge per år. På grunn av den lave reproduksjonsevnen anses haverten for å ha høy sårbarhet og den forventede veksthastigheten er på 2-3 % etter en akutt bestandsreduksjon. I februar og mars samles haverten i kolonier i forbindelse med hårfellingen. (Kart som viser kasteplasser evt. fordeling av havert i Troms og Finnmark).

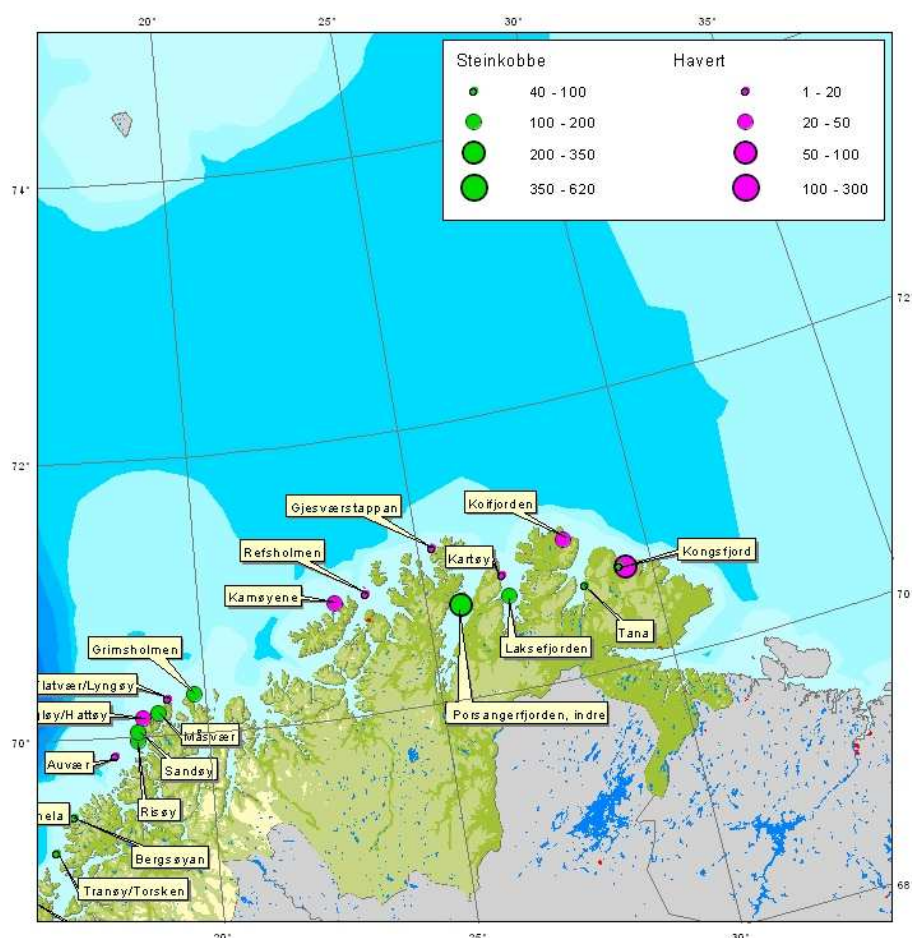
Bestanden av steinkobbe langs norskekysten er estimert til 6 700 dyr, hvorav ca. 20 % holder til i Troms og Finnmark. Steinkobben er et sosialt dyr og oppholder seg ofte i kolonier på land. I motsetning til haverten oppholder den seg nær koloniene hele året, og er derfor en stedbunden art. Kasteperioden for steinkobben er i sommermånedene juni og juli, og hårfellingsperioden i august. Det er observert steinkobbe i Hammerfest og Måsøy kommuner, men bestandsestimat

mangler. I indre deler av Porsanger er det registrert kasteplass og ca 350 dyr. Disse områdene ligger utenfor influensområdet. I ytterkanten av influensområdet, i Kongsfjord og Måsvær er det registrert kasteplasser med henholdsvis 90 og 300 steinkobbe.

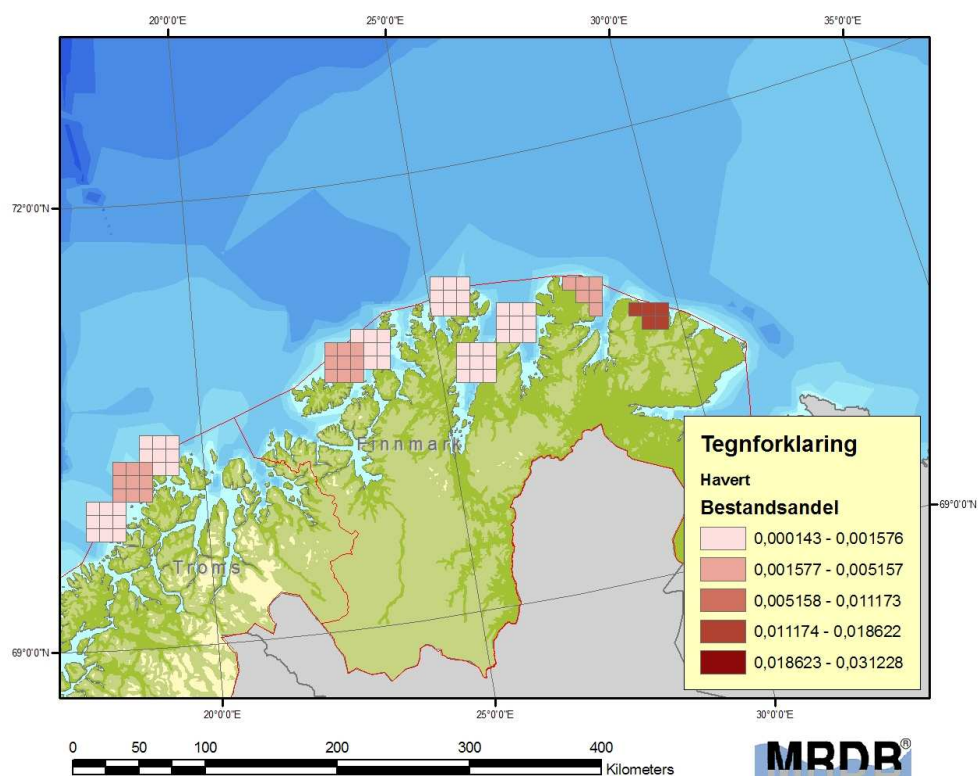
Kaste- og hårfellingsperiodene er de periodene da havert og steinkobbe er mest sårbare for oljesøl fordi de da samles i store kolonier på land. Sel har et spekklag som sikrer termoregulering og er derfor i utgangspunktet mindre sårbare for ytre, mekanisk belastning av olje. Dyra kan imidlertid skades ved tilgrising av hud/ skinn (sårskaader med infeksjon), og som funksjon av oljens giftighet ved opptak gjennom hud og lunger og inhalering av flyktige hydrokarbonforbindelser. Nyfødte selunger har et mindre utviklet spekklag enn de voksne, og blir derfor sannsynligvis hardest rammet (OED, 2003). Tabell 8-2 viser MOB sårbarhet i løpet av året for havert og steinkobbe (SFT, 2000). Figur 8-8 og Figur 8-9 viser andeler av nasjonale bestander av hhv. havert og steinkobbe innen regionen.

Tabell 8-2 MOB sårbarhetsverdier for havert og steinkobbe.

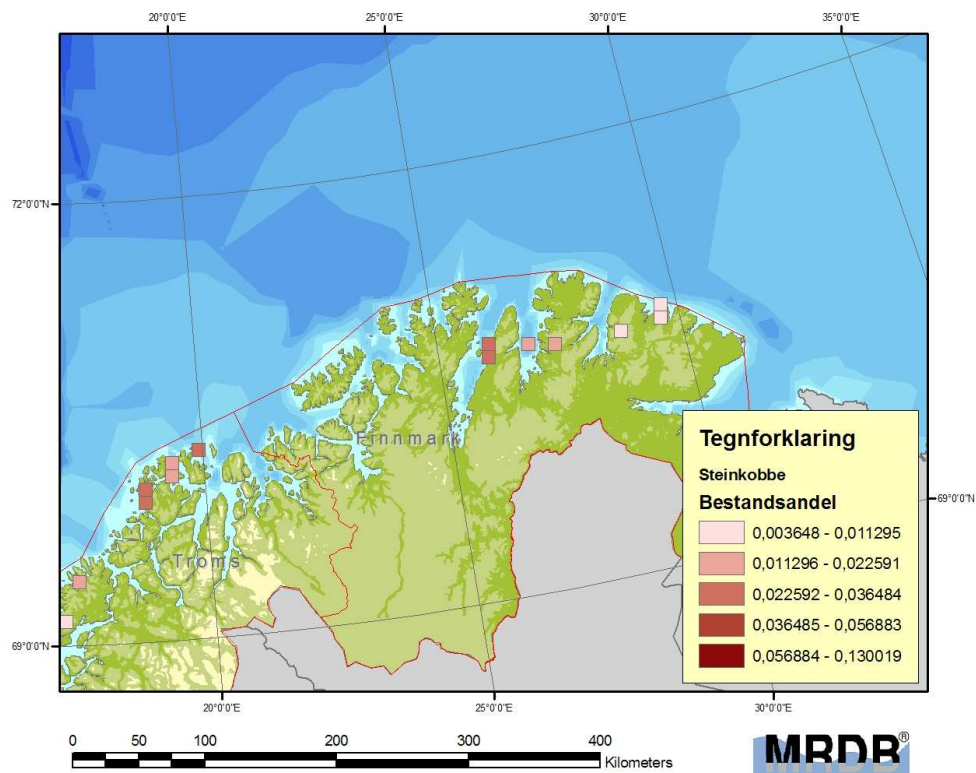
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Havert	0	1	1	0	0	0	0	0	3	3	3	3
Steinkobbe	0	0	0	0	0	3	3	1	0	0	0	0



Figur 8-7 Beliggenhet og bestandsestimater av viktige lokaliteter for havert og steinkobbe . Kilde: Nilssen (2004) og Olsen & von Quillfeldt (2003).



Figur 8-8 Havert i Finnmark og Nord Troms (andeler av nasjonal bestand). Utbredelsen er lik gjennom året. Data er hentet fra Moe et al. 1999.



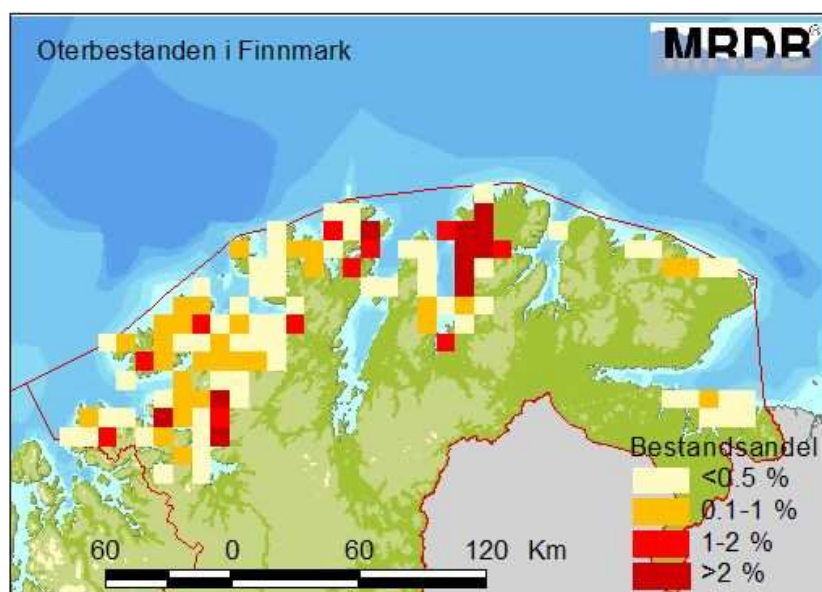
Figur 8-9 Steinkobbe i Finnmark og Nord Troms (andeler av nasjonal bestand). Utbredelsen er lik gjennom året. Data er hentet fra Moe et al. 1999.

Oter

Oteren (*Lutra lutra*) har vært fredet i Norge siden 1982 som følge av bestandsnedgang i store deler av utbredelsesområdet. På den nasjonale rødlisten er oteren, som er eneste registrerte marine pattedyr på fastlandet, karakterisert som en art med negativ bestandstrend som bør overvåkes (DM). Denne karakteristikken tildeles arter som har gått tilbake, men som ikke regnes som truet. Oteren står også i Bern-konvensjonen som Norge har ratifisert. I henhold til Bern-konvensjonen er Norge forpliktet til å sikre og bevare bestander av oter og deres leveområder.

I Norge har bestandene vokst siden fredningen i 1982 og regnes som sterke og livskraftige (Bjørn, 2000). Den Norske oterbestanden ble i 1995 beregnet til 17-21 000 dyr (Heggberget, 1998) og ble i Bjørn (2000) estimert til å kunne være opp mot 30 000 dyr. En undersøkelse som ble gjennomført i 1999, viser at også oterbestanden i Finnmark er tallrik og at oteren er utbredt i hele fylket, men at forekomst av oter er høyere i Vest-Finnmark enn i Øst-Finnmark. Oteren er påvist i alle geografiske områder og faste leveområder er funnet på de ytterste øyene (værharde og eksponerte områder), langs halvøyer og inne i fjordene. Ytre og midtre kystsegment regnes som oterens kjerneområde. Bestandstrenden har vært positiv de siste årene og økningen har vært estimert til ca 10 % per år siden 1980-tallet. Teoretiske beregninger av oterbestanden i Finnmark indikerer at denne kan ligge på omkring 6 000 individer (Bjørn, 2000).

Oteren er utbredt ved sjøen så vel som ved mange typer ferskvann. Oteren tilbringer det meste av døgnet på land, men er en fremragende svømmer og jakter hovedsakelig etter byttedyr i vann. Strandsonen og gruntvannsområder er derfor svært viktige for kystlevende oter. Marin fisk dominerer kystoterens diett (Heggberget, 1995). Oteren blir kjønnsmoden i 2.-3. leveår og har en kullstørrelse på 1-4 unger, det vil si at arten har en middels god reproduksjonsevne og populasjonen antas derfor å ha en middels sårbarhet. På individnivå er oteren generelt regnet for å være moderat til svært sårbar for oljeforurensning (SFT, 2000). I MOB er oter tildelt sårbarhet 3 gjennom hele året. Skadevirkninger fra et oljesøl vil i hovedsak skyldes mekanisk skade, men også giftvirkninger av direkte eksponering eller eksponering via føde (Jødestøl et al., 1998, Brude et al., 2003). Figur 8-10 viser andeler av regionale bestander av oter i Finnmark.



Figur 8-10 Oter i Finnmark (andeler av regional bestand). Utbredelsen er lik gjennom året. Fordelingen er opparbeidet basert på data fra Naturbase.

Sjøfugl

Generell beskrivelse

Barentshavet har en av de høyeste tettheter av sjøfugl, og i sommerhalvåret er det beregnet at ca. 20 mill. sjøfugl holder til her. Det er den høye primær- og sekundærproduksjonen som danner grunnlaget for de store sjøfuglbestandene. Sjøfugl ernærer seg på et vidt spekter av arter og de store bestandene av sild, torsk og lodde er viktige næringsemner. På grunn av sin begrensede størrelse fungerer lodda som næringskilde for sjøfugl gjennom hele året og er dermed en nøkkelart i store deler av Barentshavet. Sjøfuglene spiller en viktig rolle som bindeledd mellom sjø og land, og både terrestre planter og dyr drar nytte av næringstilførselen via ekskrementer og byttedyrrester.

De viktigste gruppene av fugl i Barentshavsregionen er alkefugl, ender, dykkere, skarv, måker, terner, joer og havhest. Atferden til de forskjellige artene varierer, spesielt ved hekking, næringssøk, hvile, myting og overvintring. I Tabell 8-1 er artene delt inn økologiske grupper.

Tabell 8-1 Ulike arter sjøfugl fordelt på økologiske grupper (SFT, 2000).

Pelagisk dykkende sjøfugl	Pelagisk overflate - beitende sjøfugl	Kystbundne dykkende sjøfugl		Kystbundne overflatebeitende sjøfugl		Åtsel- etere	Stein- strands- vadere
Lomvi	Havhest	Smålom	Ærfugl	Knoppsvane	Tyvjo	Havørn	Tjeld
Polarlomvi	Grålire	Storlom	Prakt- ærfugl	Sangsvane	Storjo		Fjæreplytt
Alke	Havlire	Islom	Stellerand	Kortnebbgås	Hettemåke		Stein- vender
Alkekonge	Havsvale	Gulnebbblom	Havelle	Grågås	Fiskemåke		
Lunde	Storm- svale	Toppdykker	Svartand	Kanadagås	Sildemåke		
	Havsule	Gråstrupe- dykker	Sjørre	Hvitkinngås	Gråmåke		
	Polarjo	Horndykker	Kvinand	Ringgås	Grønlands- måke		
	Fjelljo	Storskarv	Siland	Gravand	Polarmåke		
	Krykkje	Toppskarv	Laksand	Stokkand	Svartbak		
	Ismåke		Teist	Svømmesnipe	Splitterne		
				Polar- svømmesnipe	Makrellterne		
					Rødnebb- terne		

Pelagisk dykkende sjøfugl utgjør den største gruppen i Barentshavet, og polarlomvi (*Uria lomvia*), alkekonge (*Alle alle*) og lunde (*Fratercula arctica*) utgjør til sammen 50 % av alle sjøfuglene. Alle disse tre artene opptre med bestander på over 1 million par. Legger en til de pelagisk overflatebeitende artene krykkje (*Rissa tridactyla*) og havhest (*Fulmarus glacialis*), som begge har bestander på 0,5-1 mill. par, så vil disse fem artene utgjøre over 90 % av hekkebestanden i området (Føyn et al., 2002). Pelagisk sjøfugl lever mesteparten av året i åpent hav, og bare i hekkesesongen er de avhengige av å kunne oppsøke land, men også i denne perioden foregår de fleste aktivitetene på sjøen, bl.a. næringssøk, hvile, fjærstell og kurtise. Barentshavet omfatter 91 hekkekolonier med mer enn 10 000 hekkende individer. På

18 av disse overstiger hekkebestanden 100 000 individer. Av disse har Norskekysten henholdsvis 34 og 13 kolonier. Fuglefjellene er jevnt fordelt i eksponerte områder langs kysten, og huser både alkefugler, krykkjer og havhest. Disse fuglene har relativt stor aksjonsradius, og en må regne med at næringssøk finner sted innenfor en 100 km radius fra hekkelokaliteten. Utenom hekketiden er de viktigste næringsområdene knyttet til oseanografiske forhold i sjøen og/eller bunntopografien. Konvergensområder hvor omrøring i vannmassene fører til forhøyet biologisk produksjon er viktige. I Barentshavet gjelder dette spesielt polarfronten, som er viktig for lomviartene, men også for andre arter (Føyn *et al.*, 2002).

Etter endt hekkesesong gjennomgår gjess, ender og alkefugler et fullstendig skifte av vingefjærene (myting). Denne myteperioden varer i 3-7 uker (vanligvis i juli-august) og fuglene er i denne perioden ikke i stand til å fly. Fuglene samles i myteflokker på grunne områder (ikke alke), og er i denne perioden svært sårbare for menneskeskapte forstyrrelser. De viktigste myteområdene langs fastlandskysten er de ytre deler av Tromsø og Karlsøy kommuner, samt Tanafjorden og Varangerfjorden. De fleste alkefugler myter i åpent hav, men bestandene er for dårlig kartlagt til at de viktigste områdene kan pekes ut. Lunde skiller seg fra de andre mytende fuglene ved at den myter i januar-februar (Behrens *et al.*, 1998).

Trekkbevegelsene hos sjøfugl i Barentshavet er dårlig kartlagt, og det er derfor vanskelig å utpeke de mest verdifulle områdene. Om høsten skjer det en sørvestlig forflytning av sjøfuglbestandene i Barentshavet. Fugler fra norskekysten og Svalbard beveger seg i stor grad ut av havområdet og inn i overvintringslokaliteter i nordvest Atlanteren. Disse blir trolig erstattet av store bestander fra den russiske delen av Barentshavet. Om våren er bestandene preget av fugler på trekk tilbake til hekkeområdene, eller fugler som har overvintret i området.

Kunnskapen om sjøfuglenes fordeling i Barentshavet vinterstid er begrenset, men siden de nordlige delene er dekket av is er det primært de sørvestlige områdene og norskekysten som huser de overvintrende artene. De viktigste artene som overvintrer forholdsvis stasjonært langs kysten er marine dykkender (for eksempel ærfugl, praktærfugl, havelle og sjøorre), skarver, gråmåke, svartbak og arktiske lommer (Føyn *et al.*, 2002).

Sårbarheten for olje for de ulike artene av sjøfugl er svært forskjellig og henger i stor grad sammen med atferden i forbindelse med bl.a. næringssøk, men også hekking, hvile og myting. Sjøfugler har gjennomgående sen kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduksjonsrate. Dette er en tilpasning til et ustabilt miljø hvor næring ofte er en begrensende faktor for et vellykket hekkesultat. Sjøfuglenes evne til å takle endringer i deres livsmiljø er derfor langt mindre, og restitusjonstiden betydelig lengre enn for arter som har en høy reproduksjonsrate. Dette gjør sjøfuglene spesielt sårbare for menneskeskapt miljøpåvirkning.

En generell oppsummering av sårbarheten for de økologiske gruppene av sjøfugl er gitt av SFT/DN (SFT, 2000) (Tabell 8-2). En oversikt over MOB sårbarhetsverdi for fuglene som er beskrevet ovenfor er gitt i Tabell 8-3. Tabell 8-4 viser fuglenes restitusjonspotensiale, bestandstrend og Rødlistestatus for fastlandet.

Tabell 8-2 Sårbarhetstabell olje/sjøfugl for MOB-modellen (SFT, 2000).

Økologisk gruppe	Sommerområder				
	Hekking	Næringssøk	Hvile	Myting	Vinterområde
Pelagisk dykkende sjøfugl	3	3	3	3	3
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	1	2	1	-	2
Kystbundne dykkende sjøfugl	3	3	3	3	3
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	2	1	1	2	1
Åtseletere	-	1	-	-	1
Steinstrandsvadere	1	1	-	-	1

Tabell 8-3 Oppsummering av MOB sårbarhetsverdi fordelt på måneder for utvalgte sjøfugl (<http://www.beredskapsportalen.no>) .

Norsk navn	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Lunde	M/V	M/V	V	H	H	H	H	H/V	V	V	V	V
Lomvi	V	V	V	H	H	H	H/M	M	M	V	V	V
Polarlomvi	V	V	V	H	H	H	H	H/M	M	M/V	V	V
Alke	V	V	V	H	H	H	H/M	M	M	V	V	V
Alkekonge	V	V	V	V	H	H	H	H/V	M	M/V	V	V
Storskarv	V	V	V	V/H	H/N/Hv	H/N/Hv	H/N/Hv	H/N/Hv	V	V	V	V
Toppskarv	V	V	V	V/H	H	H	H	H/V	V	V	V	V
Teist	V	V	V	V/H	H	H	H	M	M/V	V	V	V
Ærfugl	V	V	V	V/H	H/V	H	H/M	M	M/V	V	V	V
Praktærfugl	V	V	V	V	N/Hv/V/H	N/Hv/H	N/Hv/M/H	M	M	V	V	V
Havelle	V	V	V	V	V/H	H	H	M	M/V	V	V	V
Stellerand	V	V	V	V	V/N/Hv	N/Hv	N/Hv	M	M	V	V	V
Havhest	V	V	H/V	H/V	H/V	H/V	H/V	H/V	V	V	V	V
Krykkje	V	V	V	V/H	H/V	H/V	H/V	V	V	V	V	V
Polarmåke	V	V	V	V	H	H	H	H	V	V	V	V
Havsule	V	V	V	H/V	H/V	H/V	H/V	H/V	V	V	V	V

Forkortelser: Hekking (H), Næringssøk (N), Hvile (Hv), Myting (M)

Forklaringer: Sårbarhetsverdi 3 (rød), sårbarhetsverdi 2 (orange), sårbarhetsverdi 1 (gul).

Tabell 8-4 Restitusjonspotensiale, bestandstrend og Rødlistestatus sjøfugl på fastlandet (Systad et al. 2003 og Lorentsen, 2005).

Norsk navn	Restitusjons potensial	Bestandstrend fastland	Rødlistestatus fastland
Lunde	liten	stabil	DC
Lomvi	liten	negativ	V
Polarlomvi	liten	negativ	VSV
Alke	liten	-	VV
Alkekonge	liten	stabil	VV
Storskarv	stor	positiv	
Toppskarv	stor	positiv	
Teist	middels	negativ	DM
Ærfugl	middels	stabil	
Praktærfugl	middels	-	VSV
Havelle	middels	negativ	DM
Stellerand	liten	stabil	V
Havhest	liten	stabil	
Krykkje	stor	negativ	
Polarmåke	middels	stabil	
Havsule	stor	stabil	

V (Vulnerable) – Sårbare arter med sterk tilbakegang, som kan gå over i gruppen direkte truet dersom de negative faktorene fortsetter å virke.

DC (Declining, care demanding) – hensynskrevende arter som ikke tilhører kategori E, V eller R, men som på grunn av tilbakegang krever spesielle hensyn og tiltak.

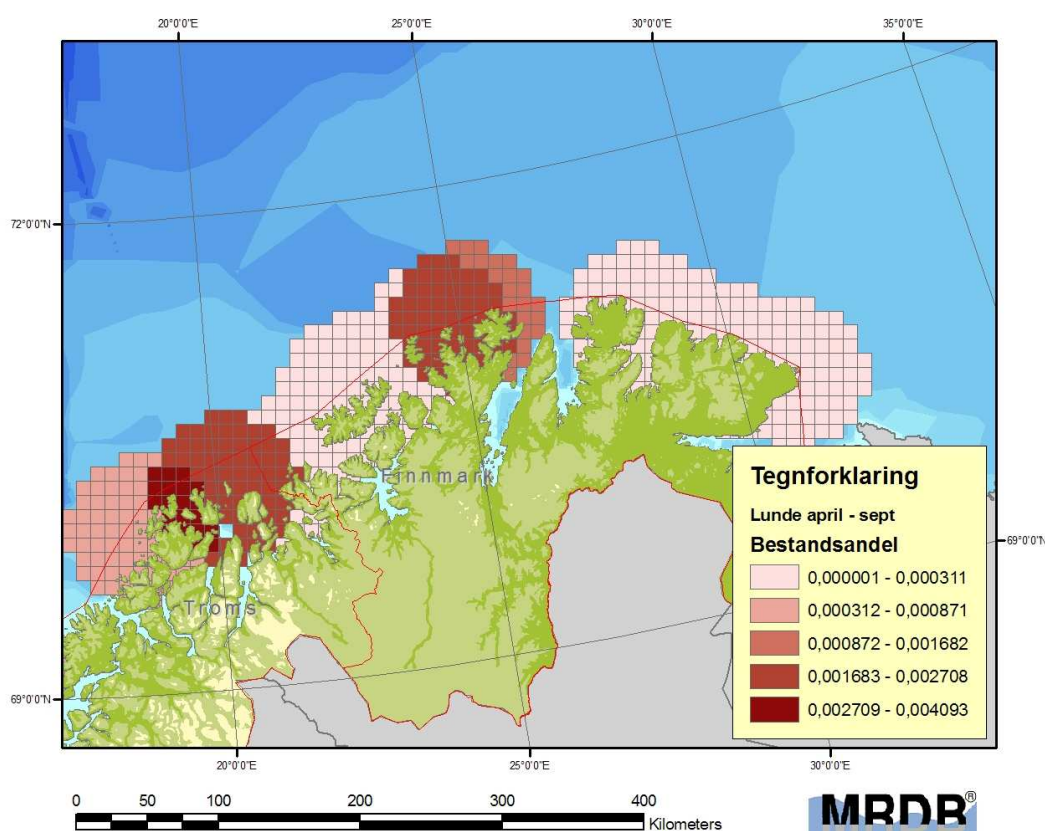
DM (Declining, monitor species) – Kategorien bør overvåkes omfatter arter som har gått tilbake, men som ikke regnes som truet. For disse artene er det grunn til overvåking av situasjonen.

VV (Vinter Viktig) Populasjon med viktig overvintringsområde i Barentsregionen, ikke dekket av rødlistestatus

VSV (Vinter Svært Viktig) Populasjon med svært viktig overvintringsområde i Barentsregionen, ikke dekket av rødlistestatus.

Lunde (*Fratercula arctica*)

Lunden hekker på begge sider av det nordlige Atlanterhav og estimerer tilsier at ca 2 millioner par av den totale bestanden på ca 6 (4-8) millioner par hekker i Norge. Lunden blir kjønnsmoden i 4-6 års alder og ankommer hekkekolonien i mars og legger ett egg pr. par i midten av mai (Nord-Norge). Lunden er vurdert å ha et lavt reproduksjonspotensiale (Systad *et al.* 2003). Etter Røst er Gjesværstappan (Finnmark) og Nord-Fugløy (Troms) de største hekkekoloniene, men også Sør-Fugløy (Troms) og Nykvåg (Nordland) har mer enn hundre tusen par. Bortsett fra kolonien på Røst, som har hatt en kraftig tilbakegang de siste 20 årene, har hekkekoloniene for lunde vært stabile eller i svak fremgang (Lorentsen, 2005). Lunde tilbringer mye tid på sjøen i forbindelse med både hvile, kurtise, næringssøk og myting, og har derfor høy sårbarhet (sårbarhetsverdi 3) gjennom hele året. Lunde er registrert i Rødliste for norske hekkefugler som hensynskrevende (DC) og den oppfyller de internasjonale kriteriene til nasjonal og internasjonal SVO (Systad *et al.*, 2003).

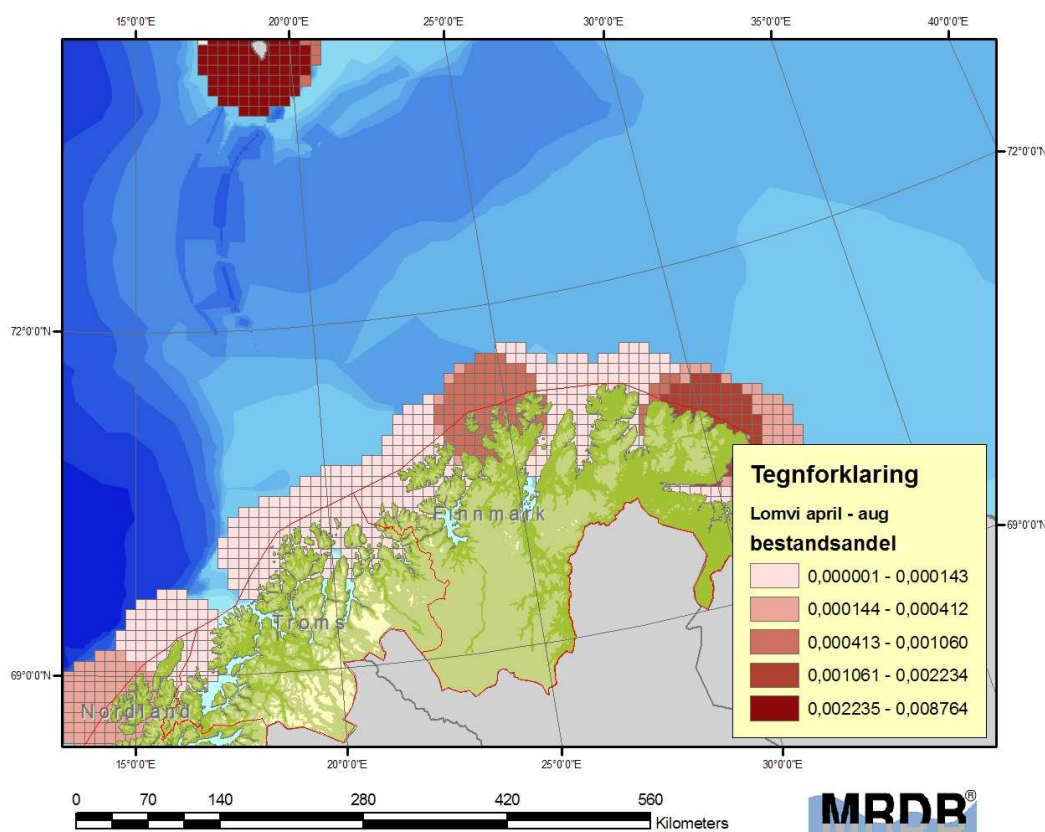


Figur 8-11 Andeler av nasjonal bestand av lunde i sommerhalvåret i regionen. Data tilrettelagt fra Moe *et al.* (1999).

Lomvi (*Uria aalge*)

Lomvi har en vid utbredelse og finnes både nord i Stillehavet og i Nordatlanteren. Den norske bestanden hadde en kraftig tilbakegang i løpet av 1986/87; i noen områder opptil 85-90 % reduksjon. Bestandsestimatene for Nord-Norge er per i dag ca 10 – 20 000 par (90 % av den norske populasjonen), mens bestanden på Bjørnøya teller ca 100 000 par. De viktigste hekkelokalitetene langs Finnmarkskysten er Gjesværstappan, Syltefjordstauran og Hornøy (Anker-Nilssen *et al.*, 2000). Arten overvåkes på Hjelmsøy, der nedgangen har vært dramatisk (Lorentsen, 2005). Lomvien hekker når den er 4-5 år og den legger da bare ett egg. Etter endt

hekkesesong i juli/august tar en av foreldrene, vanligvis hannen, ungen med seg på et svømmetrekk. I denne perioden myter de voksne individene på åpent hav og er flygeudyktige i 45-50 dager. Utenom hekkesesongen er viktige forekomster registrert i sentrale deler av Barentshavet om høsten og i områdene nord for polarfronten og i kystnære områder langs norskekysten vinterstid (Systad et al., 1999). Lomvi er registrert på Rødliste for Norske hekkefugler som sårbar (V) og den oppfyller de internasjonale kriteriene til nasjonal og internasjonal SVO (Systad et al., 2003). Lomvi har høy sårbarhet for oljeforurensning gjennom hele året p.g.a. at den tilbringer så mye tid på havet i forbindelse med både hvile, næringssøk og myting. Sårbarhetsverdien for Lomvi er 3 gjennom hele året. Lomvien har negativ bestandstrend, og det benyttes egen skadenøkkel for denne arten i miljørisikoanalysen, da tilstanden for den nordnorske bestanden er registrert som meget alvorlig (Lorentsen, 2005).



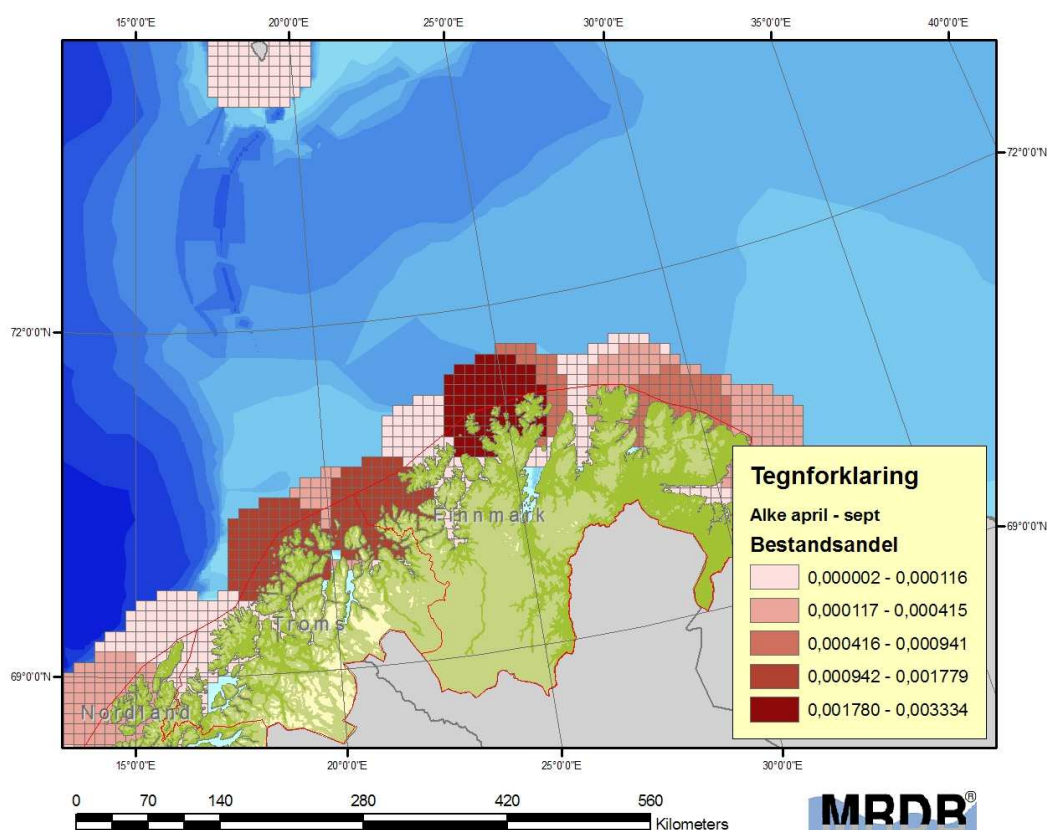
Figur 8-12 Andeler av nasjonal bestand av lomvi i sommerhalvåret i regionen Data er tilrettelagt fra Moe et al. (1999).

Polarlomvi (*Uria lomvia*)

De fleste koloniene av polarlomvi finnes i havområder der overflatetemperaturen er under 5°C. Det finnes noen få par hekkende polarlomvi på Hjelmsøy, der bestanden er i nedgang (Lorentsen, 2005), Gjesværestappan, Syltefjordsturan, Hornøy og Reinøy. Hekkelokaliteter andre steder i landet er Runde og Røst, samt på Svalbard. Hekkebiologien hos polarlomvi er omtrent lik lomviens. Bestanden på fastlandet ble i 1990 anslått til ca 1-2 000 hekkende par (Gjershaug et al., 1994), mens bestanden på Svalbard omfatter ca. 850 000 par (Føyn et al., 2002). Polarlomvi har sårbarhetsverdi 3 gjennom hele året (SFT, 2000).

Alke (Alca torda)

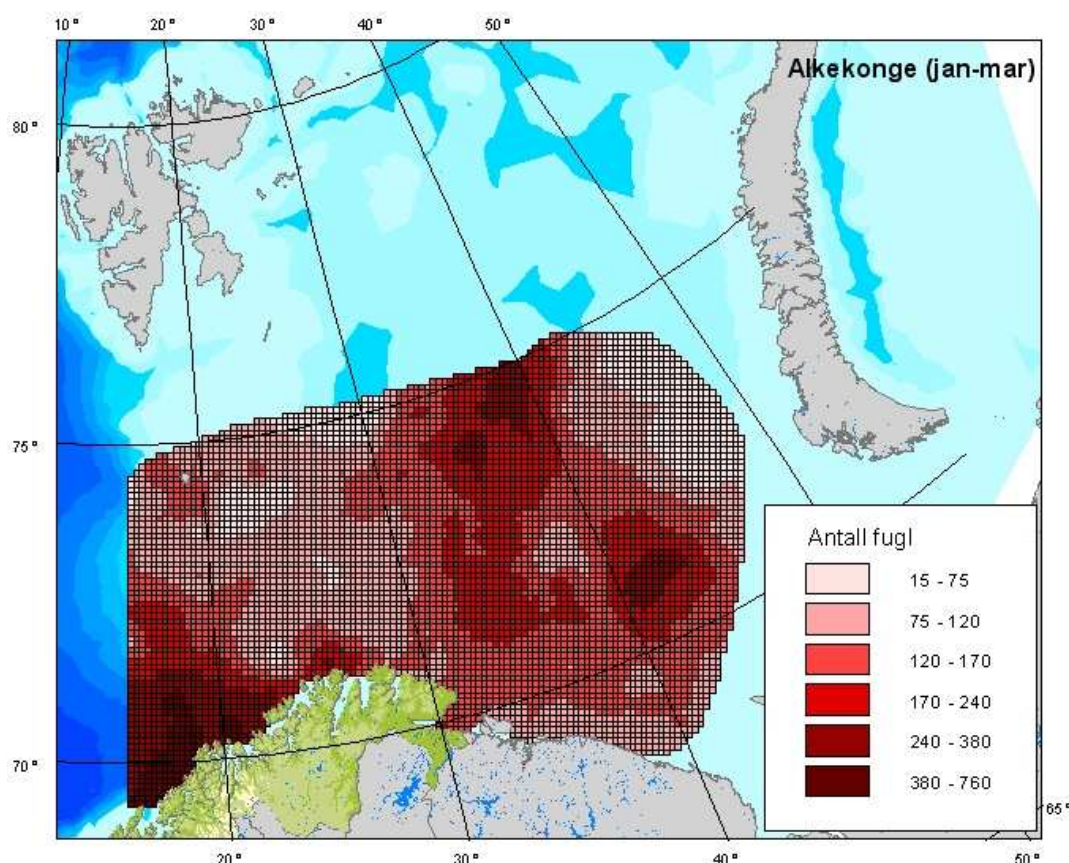
Bestanden av alke i Norge er beregnet til ca 30 000 par, men fordi de hekker godt skjult er de svært vanskelige å kvantifisere. Dette gjenspeiler seg også i estimerer for verdensbestanden som varierer mellom 500 000 og 700 000 par. De største koloniene i Norge er Nord-Fugløy (ca 10 000 par), Loppa, Hjelmsøy (ca 7 000 par), Gjesværstappan, Syltefjord og Runde (ca 3-4 000 par) (Gjershaug *et al.*, 1994). Alkene hekker ikke før de er 4-5 år gamle, og de legger da ett egg i mai/juni. Etter hekketiden trekker alkene langt bort fra koloniene og enkelte vintre er det observert store flokker i nordnorske fjorder. (Gjershaug *et al.*, 1994). Alke oppfyller de internasjonale kriteriene til nasjonal og internasjonal SVO (Systad *et al.*, 2003). Den har sårbarhetsverdi 3 gjennom hele året (SFT, 2000).



Figur 8-13 Andeler av nasjonal bestand av alke i sommerhalvåret i regionen. Data er tilrettelagt fra Moe *et al.* (1999).

Alkekonge (*Alle alle*)

Alkekonge hekker i området rundt Barentshavet, og hekkebestanden på Svalbard (inkl. Bjørnøya) er estimert til over 1 million par. Det er ikke påvist hekke-lokaliteter på fastlandet i Norge. Alkekonge trekker sørover i høstsesongen langs kysten av Norge i oktober/november, mens de om vinteren er spredd over et større område. (Gjershaug *et al.*, 1994). Alkekonge har som alke sårbarhetsverdi 3 gjennom hele året.



Figur 8-14 Fordeling av alkekonge i vinterperioden januar-mars. Kilde: Fauchald et al. (2004).

Storskarv (*Phalacrocorax carbo*)

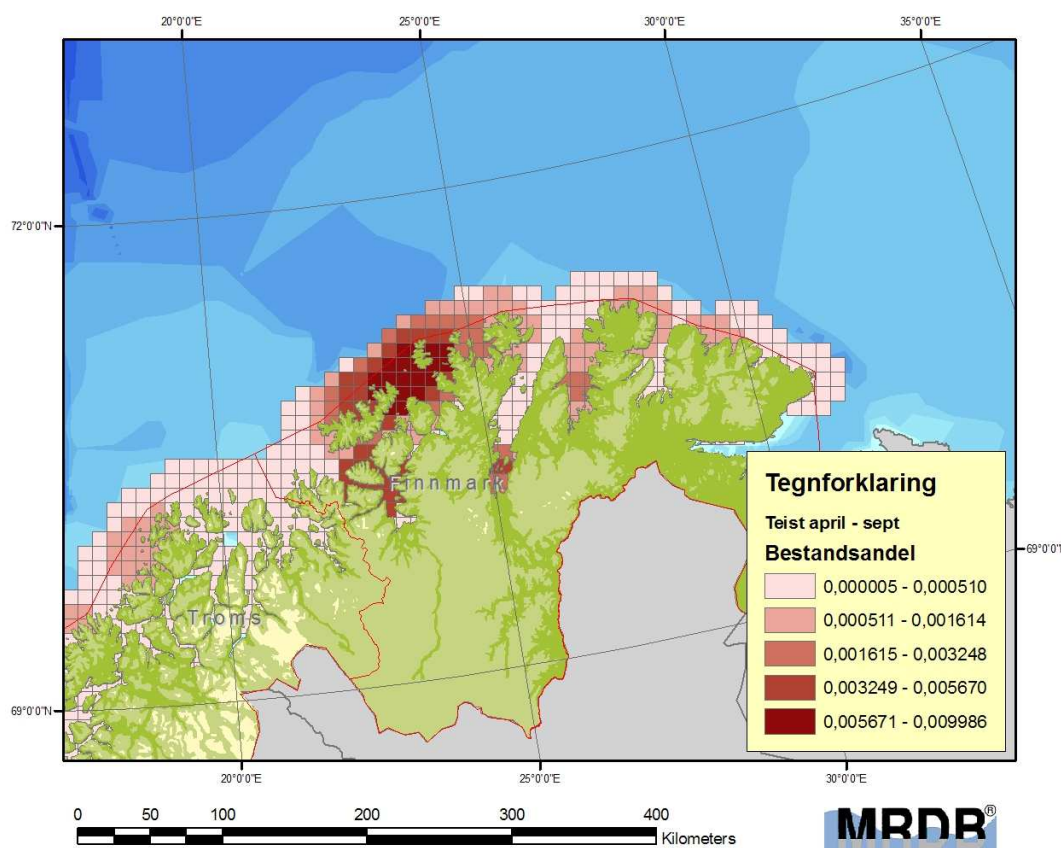
Storskarvens viktigste hekkeområder er på de grunne kystområdene i Trøndelag og den sørlige del av Nordland hvor ca 70 % av den norske bestanden hekker (Gjershaug et al., 1994). Rundt 6 500 par hekker langs norskekysten nord for polarfronten. I Vest-Finnmark er arten tallrik, men koloniene er små og ligger oftest i bratte utilgjengelige berg og klipper eller på større øyer. I Øst-Finnmark hekker storskarven i bratte fuglefjell inne i fjordene (Gjershaug et al., 1994). De fleste storskarvene trekker sørover i september. Sårbarhetsverdien for storskarv gjennom året er 3.

Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*)

Toppskarven hekker fra Rogaland i sør til Grense Jakobselv i Sør-Varanger. Størrelsen på koloniene er ofte små, bare 15-30 par, men det finnes noen store kolonier med over tusen par. De viktigste hekkeplassene for toppskarv er Kjørholmene, Runde, Frøøyene, Sklinna, Helgelandskysten, Røst og Vest-Finnmark (Gjershaug et al., 1994). Arten har en hekkebestand på ca 9 150 par i Barentshavet (Anker-Nilssen et al., 2000). Toppskarven har sårbarhetsverdi 3 gjennom alle sesonger.

Teist (*Cepphus grylle*)

Teisten er en circumpolar art som hekker fra Canada og de kanadiske øyene via de russiske øyene til Wrangleøya og Beauforthavet, og medregnet østersjølandene og Kvitsjøen. I Norge finner en hekkende teist langs hele kysten, men med spredt tilstedeværelse i deler av Sør-Norge og i Hordaland. Den totale bestandstørrelsen i Norge er forholdsvis usikker og estimatene varierer fra 11.000 til 40.000 par (Gjershaug *et al.*, 1994). Bestanden har gått kraftig tilbake i nyere tid, og lokalt enkelte steder er arten forvunnet eller i ferd med å forsvinne, spesielt gjelder dette i de sørlige delene. I nordlige del av Nordland samt Troms og Finnmark er bestandsstørrelsen estimert til ca 30 000 hekkende par og her synes det som om bestandstørrelsen har vært nokså jevn og kanskje til og med hatt en liten økning (Gjershaug *et al.*, 1994). Teisten ankommer hekkeområdene i april, og ungene forlater hekkelokalitetene så snart de er flygedyktige. Det finnes klare konsentrasjoner av teist på kyststrekninger med vide og grunne sjøområder med gode beitemuligheter. Teist er registrert i Rødlisten for hekkefugler i Norge som DM (bør overvåkes), den oppfyller også de internasjonale kriteriene til nasjonal og internasjonal SVO (Systad *et al.*, 2003). Sårbarhetsverdien for teist er 3 gjennom hele året.



Figur 8-15 Andeler av nasjonal bestand av teist i sommerhalvåret i regionen. Data er tilrettelagt fra Moe *et al.* (1999).

Ærfugl (*Somateria mollissima*)

Ærfuglen har en holarktisk utbredelse og er den vanligste havdykkanda langs norskekysten (Hanssen *et al.* 1998). Totalt overvintrer ca. 500 000 individer i Norge (Nygård *et al.* 1995), hvorav ca. 120 000 i Troms og Finnmark (Nygård *et al.* 1988). Hekkebestanden i Norge er anslått til ca. 100-150 000 par, hvorav 10-15 000 par hekker i Finnmark (Systad & Bustnes,

1999). Ærfuglen hekker i den ytre skjærgården i mai/juni når den er 3 år gammel, og den legger 4-6 egg. Det er mange viktige hekkelokaliteter for ærfugl langs kysten av Nord-Norge, eksempelvis Finnfjorden, Gamvikfjorden, Ingøya, Skarsvåg, Kjøllefjord, Mehamn og Gamvik havn. Reproduksjonspotensialet er ansett å være omkring middels (Systad *et al.* 2003), men på grunn av manglende vurdering av populasjonsdynamikken er bestandens restitusjonsevne satt lik som alkefugl; det vil si lav restitusjonsevne med forventet veksthastighet på 2-3 % pr. år opp mot bærekapasitet. Etter endt hekking myter ærfuglene, og de samler seg i flokker i overvintringsperioden som starter i september. Ærfuglen er en relativt stasjonær art som oppholder seg i gruntvannsområder langs kysten hele året. Bestandsstatus for ærfugl er antatt å være stabil, men den naturlige variasjonen er ikke godt kjent. Ærfuglen har generelt høy individuell sårbarhet for oljesøl, spesielt om vinteren når fuglene samler seg i store flokker. Ærfugl har en MOB sårbarhetsverdi på 3 gjennom hele året.

Praktærfugl (*Somateria spectabilis*)

Praktærfuglen hekker ikke i Norge, men i mer arktiske strøk i Sibir, Svalbard, Grønland og Canada (Hanssen *et al.* 1998). Man antar at ca 100 000 fugler overvintrer langs norskekysten, og i Finnmark overvintrer mer enn 30 000 individer av usikker opprinnelse. Sannsynligvis trekker Svalbardbestanden på ca 500 individer ned til norskekysten vinterstid. Resten tilhører trolig den russiske bestanden hvis status er ukjent men antatt stabil. Den overvintrende bestanden ankommer ved juletider og trekker ut igjen i begynnelsen av april. Praktærfuglen er en sosial art som kan opptre i flokker på flere tusen individer. Viktige forekomster er registrert rundt Magerøya, ved Mehamn og Berlevåg samt nordøst på Sørøya. Praktærfuglen står ikke i den norske Rødlisten, men den overvintrende populasjonen karakteriseres likevel som en populasjon med svært viktige overvintringsområder i Barentsregionen (Systad *et al.*, 2003). Praktærfuglen har høy individuell sårbarhet for olje i alle sesonger, og har MOB sårbarhetsverdi 3 gjennom hele året.

Havelle (*Clangula hyemalis*)

Havelle har en sirkumpolar utbredelse og hekker nord i Canada, Alaska, Sibir, Kola-halvøya, Svalbard, Grønland, Island og Nord-Skandinavia. Antallet haveller som overvintrer langs norskekysten er estimert til ca 50 000 individer, hvorav 5-6 000 individer overvintrer langs Finnmarkskysten (Nygård *et al.*, 1995 og Systad *et al.*, 1999). Den overvintrende bestanden synes å være stabil (Nygård, 1994). Den norske hekkepopulasjonen av havelle har derimot vist en negativ populasjonstrend (Anker-Nilssen *et al.*, 2000 og Systad *et al.*, 2003) og er estimert til å omfatte 5-10 000 individer. Den høyeste hekketettheten finner en i Finnmark. Generelt hekker arten i Nord-Norge nær innsjøer i høyereliggende strøk, men i Finnmark og på Svalbard hekker fuglen gjerne i tilknytning til havet (Anker-Nilssen *et al.*, 2000). Viktige forekomster er registrert i Porsangerfjorden, Laksefjorden, Tanafjorden og på Varangerhalvøya vinterstid (Systad *et al.*, 1999). Havelle er oppført på nasjonal Rødliste som en art med negativ bestandstrend som bør overvåkes (DM). Arten har også høy sårbarhet (MOB sårbarhetsverdi 3) for olje i alle sesonger.

Stellerand (*Polysticta stellerii*)

Stelleranda hekker ikke i Norge, men estimerer tilsier at ca. 15 000 individer overvintrer her. Den internasjonale bestanden teller ca. 30 000 individer, som alle holder til innenfor Barentsregionen. Stellerand oppfyller de internasjonale kriteriene til nasjonal og internasjonal SVO (Systad *et al.*, 2003). Den har sårbarhetsverdi 3 gjennom hele året.

Havhest (Fulmarus glacialis)

Havhesten er en havfugl knyttet til nordlige og kalde farvann og den internasjonale bestanden er på ca 2 200 000 fugler (Systad *et al.*, 2003). Den er en typisk koloniruger som i Norge først og fremst har etablert seg som hekkefugl i og nær fuglefjell og sjøfuglkolonier, noe som forklarer den spredte forekomsten i Norge. Arten hekket for første gang i Norge på Runde i 1920, en bestand som i dag har vokst til ca. 5 000 par. Den totale norske bestanden er estimert til ca 13 000 individer, hvorav 1 000 i området Lofotodden til Grense Jakobselv. Ekspansjonen i Norge pågår trolig ennå. (Gjershaug *et al.*, 1994). Havhesten, som er en pelagisk overflatebeitende sjøfuglart, har sårbarhetsverdi 2 gjennom hele året.

Krykkje (Rissa tridactyla)

Krykkja er en arktisk, sirkumpolar art med usammenhengende utbredelse. I Norge hekker krykkja i kolonier fra Rogaland i sør til Grense Jakobselv i nordøst, men over 65 % av den norske bestanden hekker i Finnmark hvor det er registrert minst 8 kolonier på mer enn 10 000 par. Totalt er det antatt at ca 500 000 par krykkje hekker i Norge, mens verdensbestanden grovt regnet er på ca 6-8 millioner par (Gjershaug *et al.*, 1994). Krykkje har sårbarhetsverdi 2 gjennom hele året.

Polarmåke (Larus hyperboreus)

Polarmåka er en sirkumpolar art som hekker i høyarktiske strøk, i Europa vil det si på Island, Jan Mayen og Svalbard. Utenom hekkesesongen oppholder de seg langs kysten men og i åpent/isfyllt hav. Populasjonen på Svalbard er estimert til å være mellom 4 000-10 000 par, mens estimatene for hele Barentsregionen er estimert til 7 000-17 000 par. Det er ingen data på bestandsutvikling, men det antas at bestanden er relativt stabil på Bjørnøya. Polarmåka har sårbarhetsverdi 2 fra mai til august i forbindelse med hekkesesongen, mens den resten av året har sårbarhetsverdi 1.

Havsule (Sula bassana)

Havsule er en nordatlantisk art og hekker langs østkysten av Canada, i Island og langs vestkysten av Europa fra Frankrike i sør til Finnmark i nord. I 1991 var det fem hekkelokaliteter for havsule i Norge: Runde, Hovsflesa, Skarvklakke, Gjesværstappan og Syltefjordstauran. På dette tidspunktet ble det også anslått at bestanden var på ca. 3 600-3 700 par, noe som tilsvarer ca 1 % av den internasjonale bestanden. Havsula ble tidligere hardt beskattet, men har vist stor fremgang etter at den ble fredet på begynnelsen av 1900-tallet. Sannsynligheten for at bestanden fortsetter å vokse og at nye kolonier blir etablert ansees som stor (Gjershaug *et al.*, 1994). Havsule har sårbarhetsverdi 2 gjennom hele året.

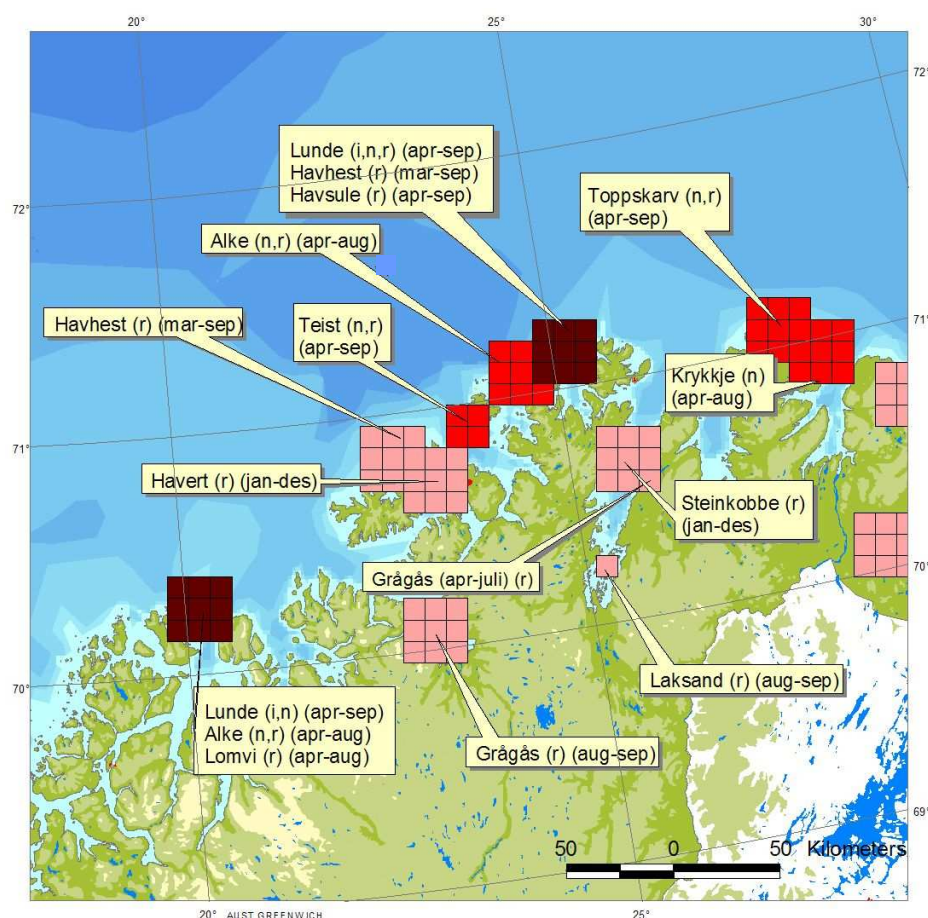
SMO

Direktoratet for Naturforvaltning og SFT har gjennomført en analyse for identifikasjon av spesielt miljøfølsomme områder i norske kyst- og havområder (Moe *et al.*, 1999a). Resultatene av analysen identifiserer SMO etter regionale, nasjonale og internasjonale kriterier for en rekke arter og artsgrupper. Et SMO er definert som et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere spesielt betydelige forekomster av naturressurser som er sårbar(e) for en gitt påvirkningsfaktor, i denne sammenheng akutt oljeforurensning, og som i beste fall vil trenge lang tid for å restituere til et naturlig nivå etter vesentlig skade. Vesentlig skade er gitt i betydning av bestandsandeler som kan gå tapt, hvor forskjellige grenseverdier danner kriteriene for identifikasjon av det enkelte SMO, tilsvarende:

- 5 % reduksjon av internasjonal bestand (internasjonal SMO)
- 10 % reduksjon av norske bestand (nasjonal SMO)
- 20 % reduksjon av regionale bestand (regional SMO).

Kriteriene er anvendt på utvalgte naturressurser i norske farvann innenfor gruppene strand, fisk, sjøfugl og marine pattedyr. Dersom verdiene for SMO er lik eller større enn 1, er kriteriet for at et område kan gis status som SMO oppfylt (Moe *et al.*, 1999a).

I analyseområdet er det identifisert SMO som vist i Figur 8-16. Arter som viser tilstedeværelse innen influensområdet i overlappsanalysen kvalifiserer til å benyttes som VØK i miljørisikoanalysen. Avsnitt 6.4 beskriver utvelgelsen av naturressurser som VØK.



Figur 8-16 Områder som kvalifiserer som internasjonale, nasjonale og regionale SMO gjennom året, samt indikasjon av hvilken art området er SMO for (Moe *et al.*, 1999a).

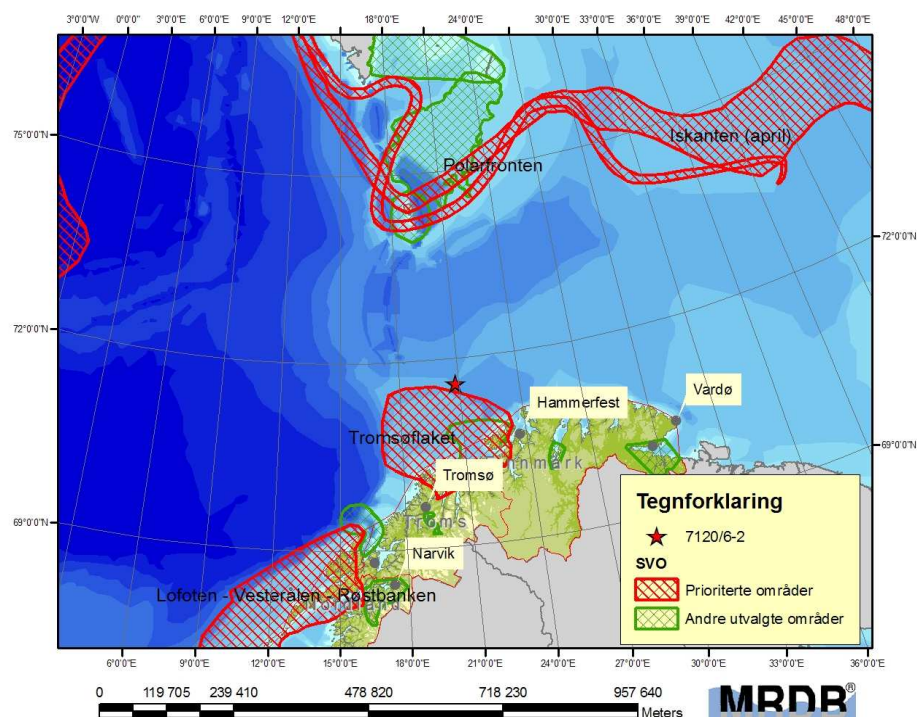
Særlig Verdifulle Områder (SVO)

Som et ledd i arbeidet med den helhetlige forvaltningsplanen for Barentshavet, har Olsen og von Quillfeldt (2003) identifisert Særlig Verdifulle Områder (SVO) i Lofoten –Barentshavet (merk at disse områdene ikke tilsvarer de identifiserte SVO-områdene for sjøfugl som er diskutert i ressursbeskrivelsen for sjøfugl). Av et større utvalg områder, ble 18 områder i denne regionen ansett som særlig verdifulle. Disse ble videre prioritert med hensyn til viktighet for biologisk mangfold og biologisk produksjon. Tromsøflaket, som ligger innenfor influensområdet til Brønn 7120/6-2, var ett av fire områder som skilte seg spesielt ut med bakgrunn i disse kriteriene.

Tromsøflaket er et bankområde med høy biodiversitet ligger sydvest i Barentshavet. Området er avgrenset i nord av Bjørnøya og i vest-sørvest av den bratte eggakanten ned mot dypet i Norskehavet. Bunnkonturene styrer i stor grad strømsystemene, og en strømvirvel fører til at vannmassene får en forlenget oppholdstid over Tromsøflaket. Tromsøflaket utgjør det viktigste retensjonsområdet for torsk- og hyselarver i regionen (Olsen & von Quillfeldt, 2003).. I år med vestlig gyting av lodde, kan Tromsøflaket være et viktig larveområde for lodde som er en nøkkelart i økosystemet. Den nordre delen av Tromsøflaket er også et antatt viktig gyteområde for flekksteinbit. De strømrike områdene i nordvest er områder med store forekomster av svamper, og er med stor sannsynlighet betydningsfulle oppvekstområder for ulike fiskeslag. Man antar også at det er korallforekomster langs kanten av flaket, men dette er ikke fastslått. Både korallrev og svampområder har stor biodiversitet (Olsen & von Quillfeldt, 2003). Blant de andre 18 områdene, inngår også Lophavet, som har også status som et egnet marint verneområde (se kapittel om Terrestriske og marine verneområder på side 26).

Konsentrasjonen av biomasse over Tromsøflaket gir også grunnlag for et særlig rikt fugleliv, og området er viktig for hekkende og overvintrende sjøfugl. I tilknytning til området finnes derfor noen av Norges største og viktigste fuglefjell med blant annet store bestander av alkefugl og en restbestand av den utrydningstruete nordlige sildemåken (Stortingsmelding nr. 8, 2005-2006).

SVO'er tas ikke spesielt hensyn til i miljørisikoanalysen, men ressursene som er tilknyttet disse områdene, blir ivarettatt gjennom konsekvensvurderinger av sårbare bestander eller konsekvensvurderinger for kysten i sin helhet.



Figur 8-17 Særlig verdifulle områder (SVO) i Barentshavs-regionen (Olsen og von Quillfeldt, 2003). Fire områder er spesielt prioritert; Tromsøflaket, Lofoten-Vesterålen-Røstbanken, iskanten og polarfronten.

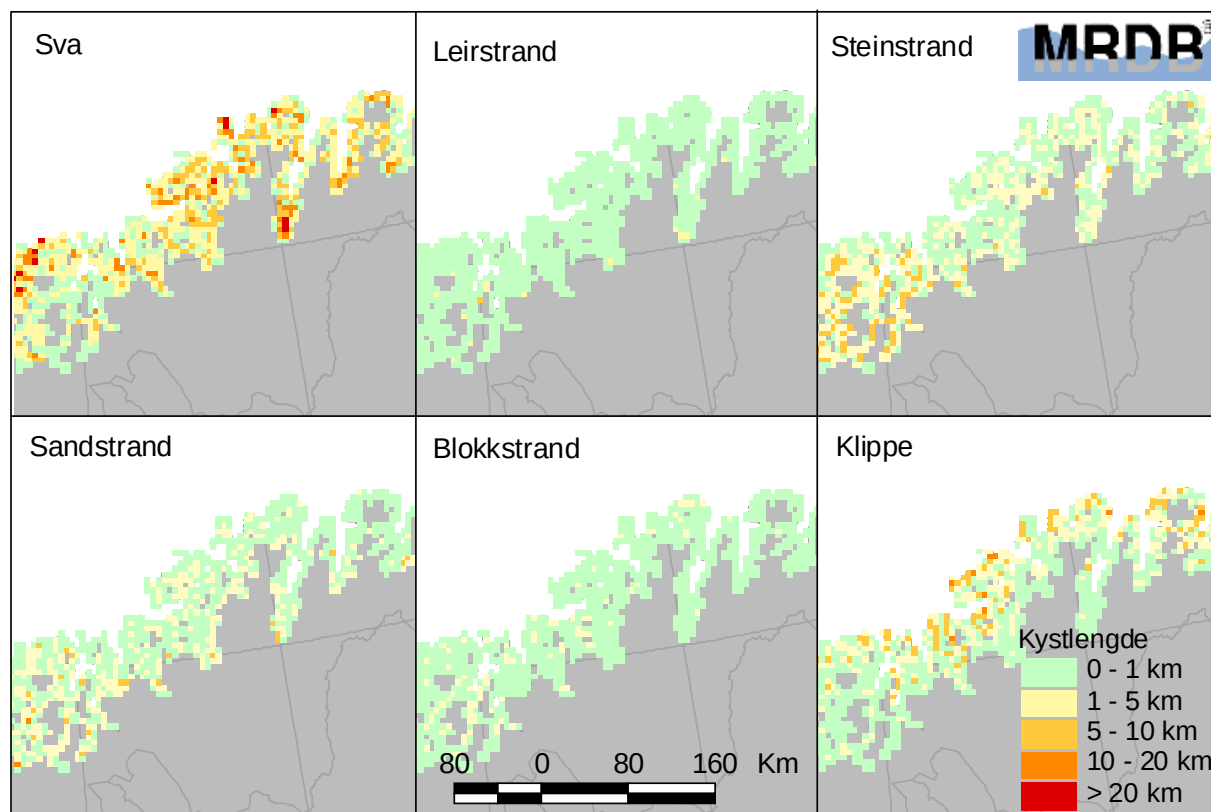
Strandressurser

Figur 6-14 viser kysttyper innenfor analyseområdet til den planlagte boreoperasjonen. Kysten av Norge har blitt inndelt i seks forskjellige kysttyper basert på substrattypen: leirstrand, sandstrand, steinstrand, blokkstrand, sva og klippe (Brude *et al.*, 2003a).

Kystens sårbarhet for olje er primært en funksjon av kystmorfologi, topografi og substrat, kombinert med bølgeaktivitet og tidevann. Bølgeaktiviteten er en viktig faktor for frigivelse og redistribusjon av olje. Tidevannsdifferansen i området er betydelig, og på de mest nærliggende målestasjonene (Vardø, Honningsvåg, Hammerfest og Kirkenes) er differansen mellom 174 og 204 cm.

Strandens selvrensingsevne er signifikant høyere i eksponerte områder enn i beskyttede områder. Leirstrand og beskyttede stein- og blokkstrandsområder er generelt mest sårbare på grunn av sin dårlige selvrensingsevne. Generelt er saltenger og leirstrand områder med høy artsdiversitet (flora og fauna), og empirisk har slike områder vist seg svært sårbare for oljeforurensning. Viktige arter på leirstrand er ettårige eller flerårige urter med rot. Når denne typen arter dør, kan dette gi sekundæffekter som erosjon, noe som fører til forlenget restitusjonstid.

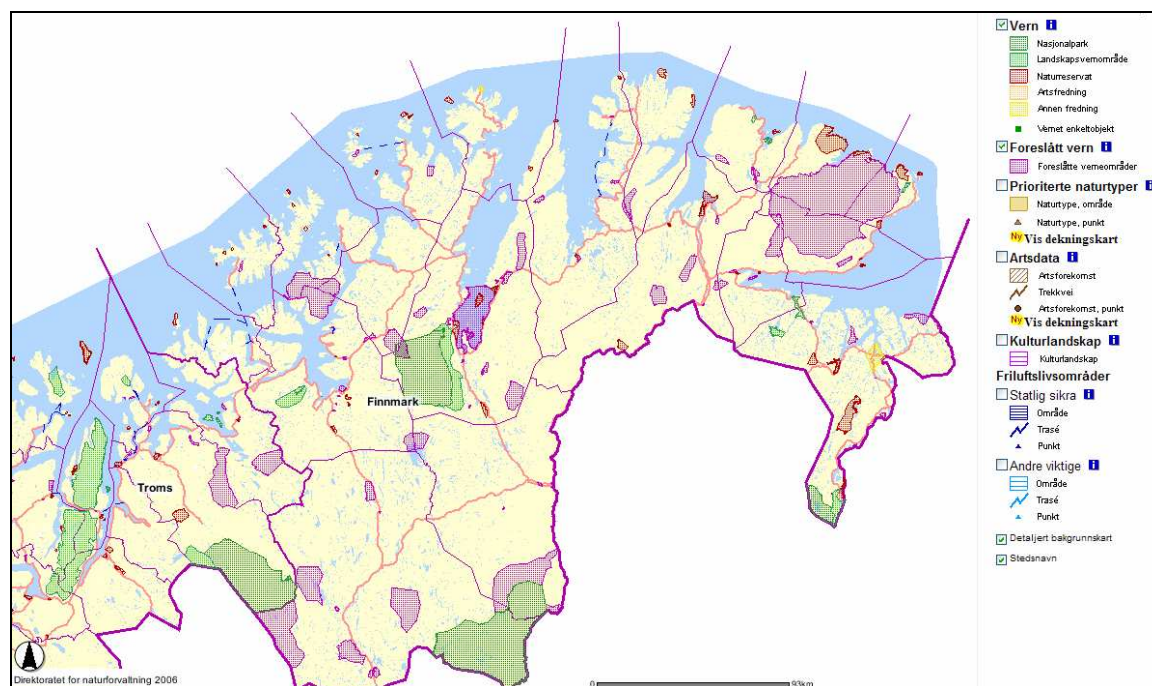
Kysten med tilknyttet flora og fauna anses å kunne ha betydning for risikonivået som er knyttet til boreoperasjonen og er dermed tatt videre i analysen for beregning av miljørisiko.



Figur 8-18 Kysttyper angitt som lengde kyst av sva, leirstrand, steinstrand, sandstrand, blokkstrand og klippestrand innenfor 5 x 5 km ruter (Brude *et al.* 2003a). Området som vist strekker seg fra Tromsø i vest til Tanafjorden i øst.

Terrestriske og marine verneområder

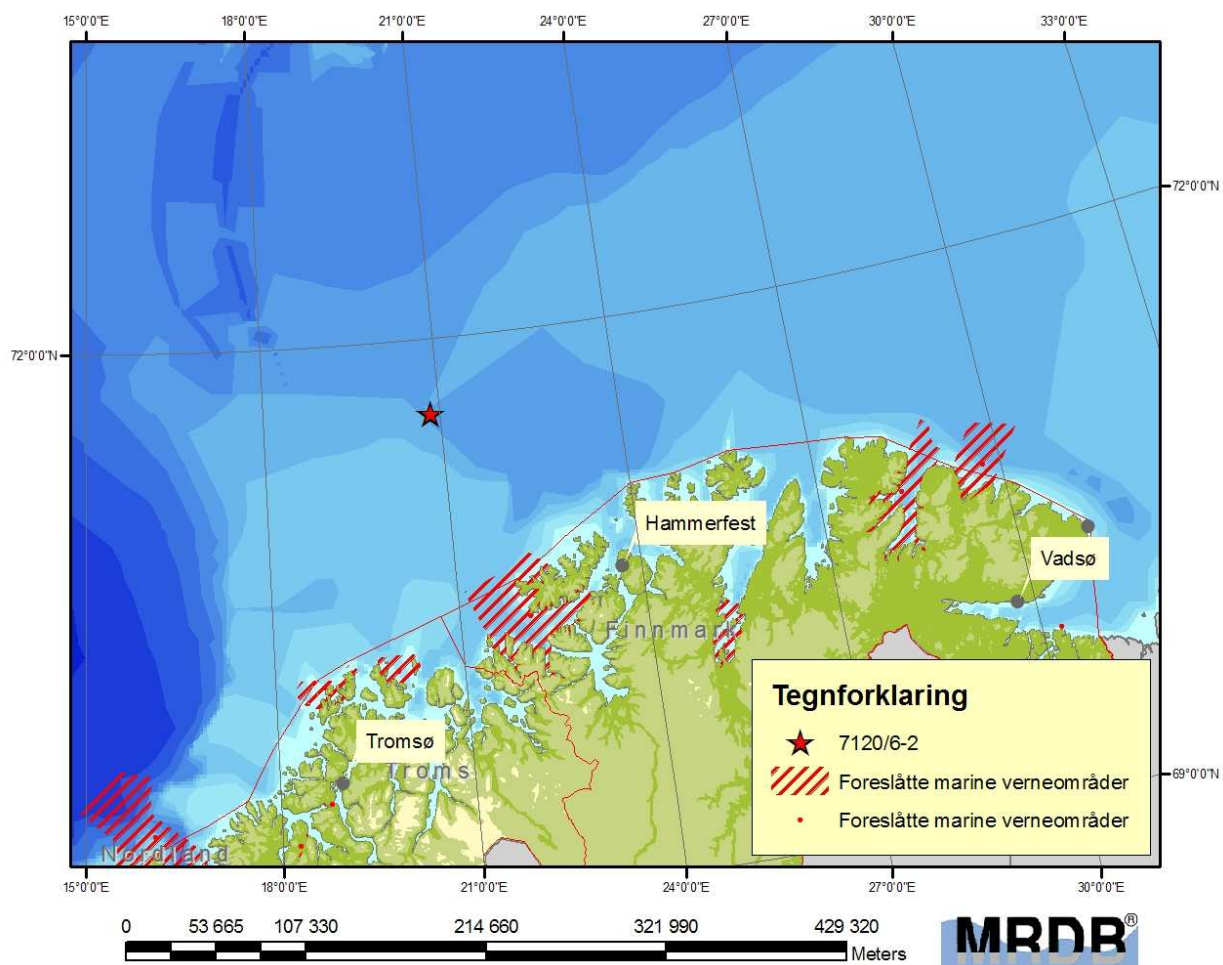
Figur 8-19 viser verneområder og foreslåtte verneområder i Finnmark (Direktoratet for naturforvaltning 2006). I den ytre kystsonen finnes det mange naturreservater. Vern av sjøfugl er bakgrunnen for at de fleste naturreservatene er opprettet. Men det er også flere vernede våtmarker i den ytre kystsonen.



Figur 8-19 Verneområder og foreslåtte verneområder i nord Troms og Finnmark (Direktoratet for naturforvaltning, 2006).

Figur 8-20 viser mulige fremtidige marine verneområder i Finnmark (Rådgivende utvalg for marine verneområder 1995 og 2003, Miljøverndepartementet 2002). I nærheten av influensområdet ligger LoppHAVet, et åpent kystområde med stor spennvidde i naturtyper. Området omfatter en dyp renne inn i Sørøysundet med bratte undersjøiske fjellvegger, grunne fjorder og vikar i et alpint landskap, samt grunne eksponerte områder og strender nord og vest av Sørøya. Lokaliteten inneholder flere dype korallrev. Verneverdien er knyttet til det store mangfoldet av naturtyper som er representative for denne delen av kysten, men som også inneholder særegne kvaliteter.

Verneområder tas ikke spesielt hensyn til i miljørisikoanalysen, men ressursene som er tilknyttet disse områdene, blir ivarettatt gjennom konsekvensvurderinger av sårbare bestander eller konsekvensvurderinger for kysten i sin helhet.



Figur 8-20 Foreslåtte marine verneområder i Nord-Troms og Finnmark (Rådgivende utvalg for marine verneområder, 1995 og 2003, Miljøverndepartementet, 2002).

Appendix II – Metodebeskrivelse for habitatanalyse for strand

Risikoanalysen for strandressurser gjennomført i analysene for brønn 7120/6-2 er videreutviklet i forhold til OLFs metodebeskrivelse for MIRA. Utvalget av miljøkomponenter som blir benyttet i en MIRA-analyse er identifisert på grunnlag av et omfattende kartleggingsarbeid som har pågått i regi av oljeselskaper, myndigheter og fagmiljøer over mange år. I habitatsanalyse for strand blir hele kystlinjen innenfor influensområdet ansett som VØK (Verdsatt Økosystem Komponent). Sannsynligheten for skade på strand beregnes dermed for hele kystlinjen innenfor influensområdet til et uhellsutslipp fra boreaktiviteten. Sannsynligheten for skade beregnes i 10 x 10 km ruter som korresponderer med rutenettet for oljedriftsberegningene. For hver rute forekommer informasjon om strandtype og lengden av hver strandtype (DNV, 2006). Hver strandtype tildeles en sårbarhetsindeks som vist i Tabell II-1. Sårbarhetsindeksen er angitt for eksponert kyst og beskyttet kyst. Sårbarhetsindeksen benyttes for å differensiere alvorligheten av et oljesøl på forskjellige strandtyper. Dette gjøres ved at det er laget en skadenøkkel for hver sårbarhetsindeks (Tabell II-2) hvor strandet oljemengde kobles med en sannsynlighetsfordeling av konsekvenskategorier. I MIRA-veiledningen (OLF, 2005) er kun skadenøkkel for sårbarhet 3 vist, men den opprinnelige metoderapporten fra 1996 har skadenøkkel for alle tre sårbarhetskategoriene.

Tabell II-1 Sårbarhetsindeks for strandtyper for eksponert og beskyttet kyst (DNV, 2006).

Strandtype	Sårbarhetsgrad	
	Eksponert	Beskyttet
Sva	1	1
Klippe	1	1
Blokkstrand	1	2
Sandstrand	2	3
Steinstrand	1	3
Leire	2	3
Ikke data	2	3
Menneskeskapt	1	1
Sanddyne	2	3

For hver rute beregnes sannsynligheten for skade fordelt på de fire skadekategoriene ved å ta hensyn til andelen av strandlinje med sårbarhetsindeks 1, 2 og 3 respektivt. Sannsynligheten for skade for strand innen hver sårbarhetsindeks blir da et produkt av sannsynligheten for olje i de fire oljemengdekategoriene, andelen av kyst med sårbarhetsindeks 1, 2 eller 3 og den respektive sannsynlighetsfordelingen av konsekvenskategorier som vist i

Tabell 6-62. Den totale sannsynligheten for skade i hver enkelt rute angis ved å summere sannsynligheten for hver enkelt konsekvenskategori for de tre sårbarhetsindeksene.

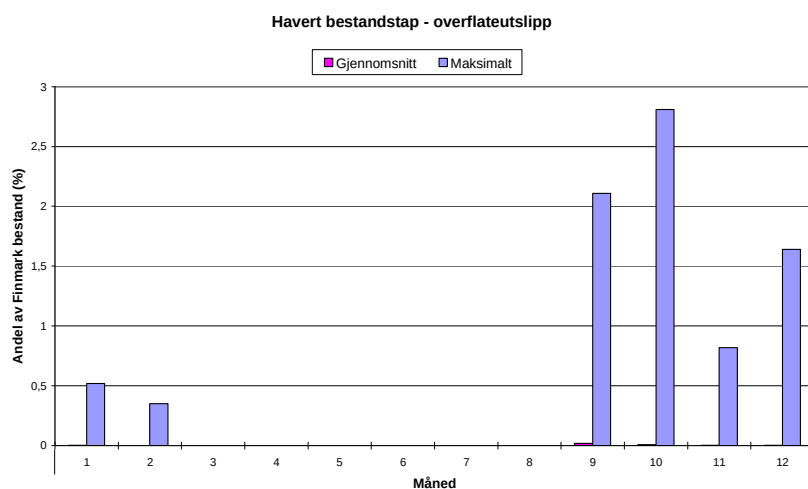
Tabell II-2 Skadenøkkel for beregning av sannsynlighet for skade på kyst (DNV, 2006).

Skadenøkkel for kyst		Skadekategori			
		Teoretisk restitusjonstid			
Sårbarhet	Oljemengde	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydlig 3-10 år	Alvorlig >10 år
Høy (S3)	1-100 tonn	20 %	50 %	30 %	
	100-500 tonn	10 %	60 %	20 %	10 %
	500-1000 tonn		20 %	50 %	30 %
	≥1000 tonn			40 %	60 %
Moderat (S2)	1-100 tonn	70 %	30 %		
	100-500 tonn	50 %	40 %	10 %	
	500-1000 tonn	40 %	40 %	20 %	
	≥1000 tonn	20 %	50 %	30 %	
Lav (S1)	1-100 tonn	100 %			
	100-500 tonn	80 %	20 %		
	500-1000 tonn	60 %	40 %		
	≥1000 tonn	40 %	40 %	20 %	

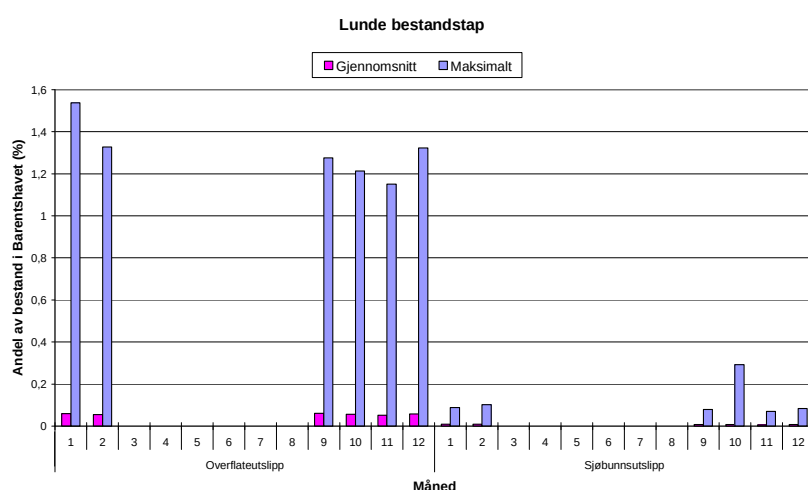
Appendix III – Bestandstap for regionale bestander basert på NoBaLes-data

Bestandstap er beregnet for regionale data basert på data opparbeidet i NoBaLes-samarbeidet. De regionale dataene omfatter VØK'ene Barentshavbestanden av lunde og lomvi (åpent hav data), de regionale bestander i Finmark av de marine pattedyrene havert og oter, og de regionale Finmarksbestandene av havelle, ærfugl og praktærfugl. Datasettene tilsvarer de som er brukt som grunnlag for beregning av miljørisiko i forbindelse med boreaktivitet på Goliat feltet (PL 329).

Beregning viste at de gjennomsnittlige bestandstapene for VØK-artene ikke oversteg 1 % i noen måneder av året. Maksimale bestandstap oversteg 1% kun for havertbestanden i Finmark og lundebestanden i Barentshavet. Figur 1 og figur 2 viser beregnede bestandstap for henholdsvis havert og lunde.



Figur 1 Gjennomsnittlig og maksimalt bestandstap for Finmarksbestanden av havert, beregnet for perioden september til februar. Det foreligger ikke et datasett for sommerhalvåret, men i denne perioden er bestanden mindre sårbar. Figuren viser resultatet etter et overflateutslipp. Bestanden blir ikke berørt ved sjøbunnsutslipp.



Figur 1 Gjennomsnittlig og maksimalt bestandstap for lundebestanden i Barentshavet beregnet for perioden september til februar. Datasettet har ikke dekning i sommerhalvåret.

DNV ENERGY:

er et annerledes konsultentselskap som tilbyr avansert tverrfaglig kompetanse innen ledelse og teknologi. Vi er solid forankret i Det Norske Veritas og basert på DNVs omfattende teknologikompetanse, internasjonale erfaring og unike uavhengighet som en stiftelse. Våre 400 konsulenter betjener internasjonale kunder fra kontorer i Norge, Storbritannia, Tyskland, Belgia og USA med full tilgang til DNVs verdensomspennende nettverk.

DNV ENERGY
Veritasveien 1
N-1322 Hovik
Norway
Phone: +47 67 57 99 00

DNV ENERGY
Johan Berentsenvei
109-111
N-5020 Bergen
Norway
Phone: +47 55 94 36 00

DNV ENERGY
Bjergstedveien 1
N-4002 Stavanger
Norway
Phone: +47 51 50 60 00

DNV ENERGY
Ingvald Ystgaardsvei 15
N-7496 Trondheim
Norway
Phone: +47 73 90 3500

DNV ENERGY
Businesspark
Essen - Nord
Schnieringshof 14
45329 Essen
Germany
Phone: +49 201 7296 412

DNV ENERGY
Duboisstraat 39 – Bus 1
B-2060 Antwerp
Belgium
Phone: +32 (0) 3 206 65 40

DNV ENERGY
Palace House
3 Cathedral Street
London SE1 9DE
United Kingdom
Phone: +44 20 7357 6080

DNV ENERGY
Highbank House
Exchange Street
Stockport
Cheshire SK3 0ET
United Kingdom
Phone: +44 161 477 3818

DNV ENERGY
Cromarty House
67-72 Regent Quay
Aberdeen AB11 5AR
United Kingdom
Phone: +44 1224 335000

DNV ENERGY
16340 Park Ten Place
Suite 100
Houston, TX 77084
USA
Phone: +1 281 721 6600

en ny virkelighet, en annen tilnærming:

DNV ENERGY



MANAGING RISK