

Miljørisiko- og beredskapsanalyse (MRABA) for letebrønn 7234 / 6-1 Stangnestind i PL858 i Barentshavet

Aker BP ASA

Rapportnr.: 2019-1039, Rev. 00

Dokumentnr.: 523306

Dato: 2019-10-25



Prosjektnavn: MRABA Stangnestind
Rapporttittel: Miljørisiko- og beredskapsanalyse (MRABA) for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind i PL858 i Barentshavet
Oppdragsgiver: Aker BP ASA, Oksenøyveien 10, 1366, Lysaker, Norway
Kontaktperson: Anita Fjellså
Dato: 2019-10-25
Prosjektnr.: 10170361
Org. enhet: Environmental Risk and Preparedness
Rapportnr.: 2019-1039, Rev. 00
Dokumentnr.: 523306

DNV GL AS Region Norway
5321, Region Norway
P.O. Box 300,
Tel: +47 67 57 99 00
CNORDNV11

Levering av denne rapporten er underlagt bestemmelsene i rammkontrakt FA-00901.

Oppdragsbeskrivelse:

Miljørisiko- og oljevernberedskapsanalyse for boring av letebrønn 7234/6-1 Stangnestind i PL858 i Barentshavet.

Utført av:

Helene Østbøll
Principal Consultant

Anders Rudberg
Principal Specialist

Verifisert av:

Odd Willy Brude
Senior Principal Consultant

Godkjent av:

Torild R. Nissen-Lie
Group Leader

Beskyttet etter lov om opphavsrett til åndsverk m.v. (åndsverkloven) © DNV GL 2019. Alle rettigheter forbeholdes DNV GL. Med mindre annet er skriftlig avtalt, gjelder følgende: (i) Det er ikke tillatt å kopiere, gjengi eller videreformidle hele eller deler av dokumentet på noen måte, hverken digitalt, elektronisk eller på annet vis; (ii) Innholdet av dokumentet er fortrolig og skal holdes konfidensielt av kunden, (iii) Dokumentet er ikke ment som en garanti overfor tredjeparter, og disse kan ikke bygge en rett basert på dokumentets innhold; og (iv) DNV GL påtar seg ingen aktsomhetsplikt overfor tredjeparter. Det er ikke tillatt å referere fra dokumentet på en slik måte at det kan føre til feiltolkning. DNV GL og Horizon Graphic er varemerker som eies av DNV GL AS.

DNV GL distribusjon:

- ☐ ÅPEN. Fri distribusjon, intent og eksternt.
☒ INTERN. Fri distribusjon internt i DNV GL.
☐ KONFIDENSIELL. Distribusjon som angitt i distribusjonsliste. Distribution within DNV GL according to applicable contract.*
☐ HEMMELIG. Kun autorisert tilgang.

*Distribusjonsliste:

Nøkkelord:

Letebrønn, Caurus olje, miljørisiko, oljevernberedskap, Barentshavet

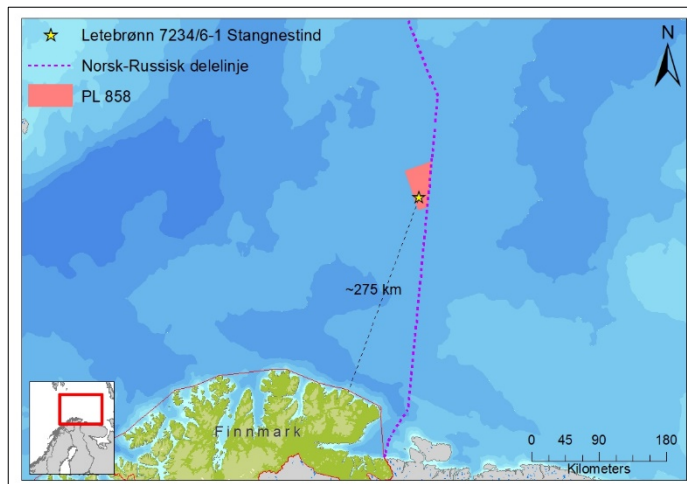
Rev.nr.	Dato	Årsak for utgivelser	Utført av	Verifisert av	Godkjent av
00	2019-10-21	Draft issue	HELOS	BRUDE	TRNL
00	2019-10-25	Final issue	HELOS	BRUDE	TRNL

Innholdsfortegnelse

TEKNISK SAMMENDRAG FOR LETEBRØNN 7234/6-1 STANGNESTIND	3
DEFINISJONER OG FORKORTELSER	8
1 INTRODUKSJON	10
1.1 Aktivitetsbeskrivelse	10
1.2 Hensikt/formål	11
1.3 Aker BPs akseptkriterier for akutt forurensing	12
1.4 Gjeldende regelverkskrav	12
2 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSSCENARIER	13
2.1 Dimensjonerende DFU	13
2.2 Sannsynlighet for dimensjonerende DFU	13
2.3 Utblåsningsrater og -varigheter	14
3 OLJEDRIFTSMODELLERING	15
3.1 Oljetype og oljens egenskaper	15
3.2 Oljedriftsmodellen	15
3.3 Beskrivelse av modellerte utblåsingsscenarier	15
3.4 Oljedriftsmodellering – Resultater	16
4 METODIKK FOR MILJØRETTET RISIKOANALYSE	22
4.1 Usikkerhet i miljørisikoanalyser	24
5 MILJØBESKRIVELSE	27
5.1 Verdifulle Økosystem Komponenter (VØK)	27
5.2 Utvalgte VØK for analysen	27
6 MILJØRETTET RISIKOANALYSE – RESULTATER	31
6.1 Mulige konsekvenser ved en utblåsing fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind	31
6.2 Miljørisiko	35
6.3 Oppsummering av miljørisiko forbundet med boring av letebrønn 7234/6-1 Stangnestind	37
7 BEREDSKAPSANALYSE FOR LETEBRØNN 7234/6-1 STANGNESTIND	40
7.1 Metode for gjennomføring av miljørettet beredskapsanalyse	40
7.2 Analysegrunnlag	43
7.3 Beredskapsbehov og responstider i barriere 1 og 2	49
7.4 Beredskapsbehov og responstider barriere 3 - 5	51
7.5 Bruk av kjemisk dispergering	51
7.6 Konklusjon - Beredskapsanalyse	52
8 REFERANSER	53
Appendix A Ratematrise fra Ranold for letebrønn Stangnestind	
Appendix B Gjeldende regelverk	
Appendix C Oljedriftsmodellen OSCAR	
Appendix D Bestandstap vist for alle modellerte arter	
Appendix E Utbredelsesfigurer og beskrivelse av arter og habitater inkludert i analysen	

TEKNISK SAMMENDRAG FOR LETEBRØNN 7234/6-1 STANGNESTIND

Hvilket område vil bli berørt av en utblåsning fra letebrønn 7234/6-1?



Brønn 7234/6-1 Stangnestind ligger i østre del av Barentshavet, 275 km fra norskekysten som er Korsnes i Båtsfjord kommune i Finnmark. Vanndeepet på lokasjonen er 247 meter.

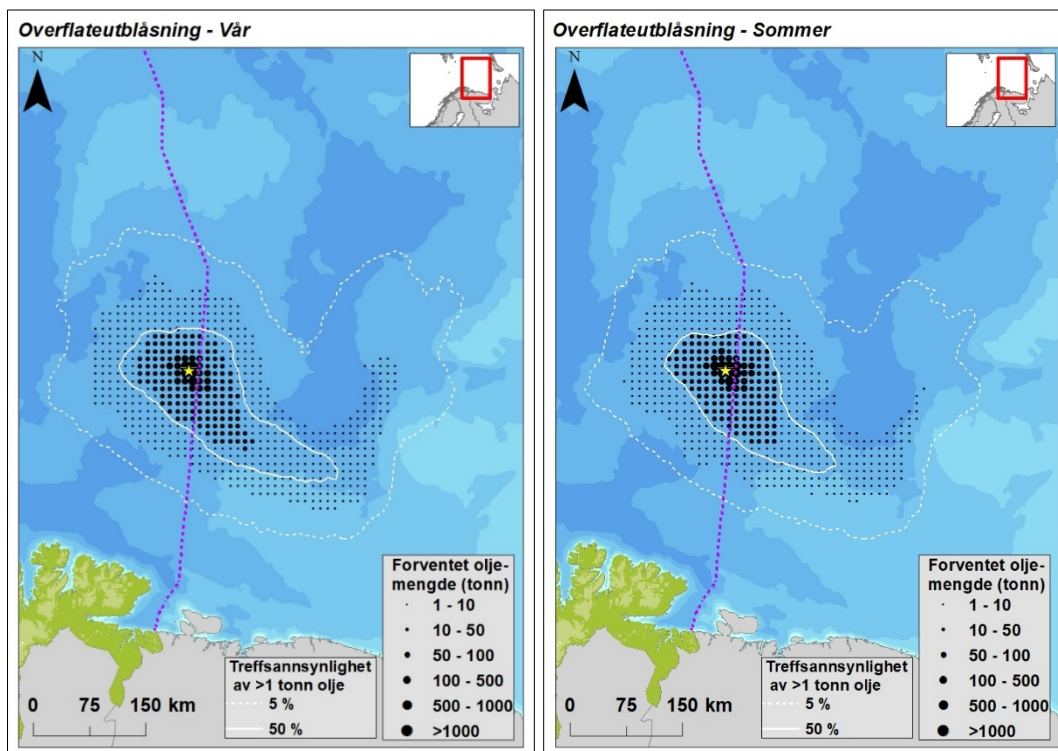
Metode / Analyse: Det er utført et statistisk representativt antall oljedriftsberegninger for utslippsrater fra 1678 opp til 11418 Sm³/døgn og utblåsningsvarigheter fra 2 døgn helt opp til 75 døgn. Oljedriftsmodellen OSCAR er benyttet med 4x4 km 3D strømdata (døgnmiddel) og 10x10 km vinddata (hver 3. time) fra perioden 2007 -2016.

Resultat / Diskusjon:

En utblåsning med de utblåsningsratene som er lagt til grunn i dette studiet vil ikke nå kysten. En utblåsning fra overflate vil ha noe større spredningsområde enn et sjøbunnsutslipp og man kan forvente at utslippet sprer seg inntil 230 km fra utslippspunktet. Sannsynligheten for at olje på overflaten driver lengre enn dette er begrenset. Det er noe variasjon i spredning fra sesong til sesong, og dette skyldes variasjon i vær og vinddata i de ulike sesongene.

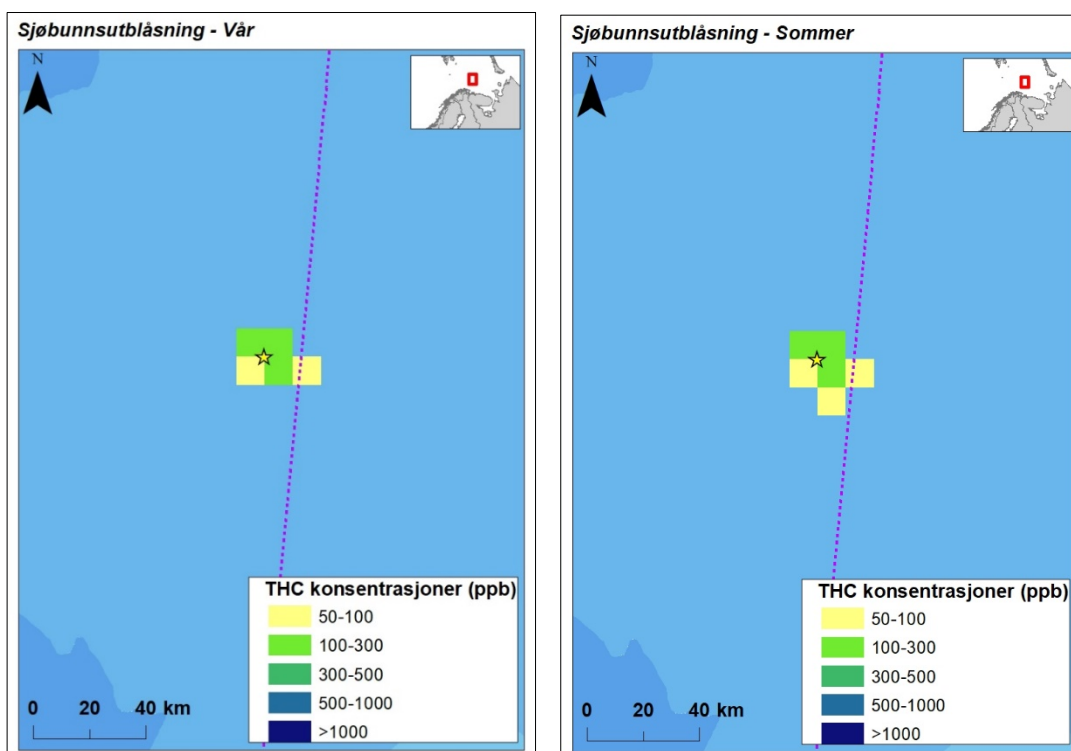
Figurene under viser hvilket område man kan forvente olje på overflaten (dvs mer enn 50 % sannsynlighet for treff, som igjen betyr at over halvparten av simuleringene har nådd dette området). Figuren viser også områder som kan ha en viss sannsynlighet for å bli berørt (mellom 5 og 50 % sannsynlighet for å få olje til dette området gitt en utblåsning). Figurene er vist for en overflateutblåsning for vår- og sommersesongen (det er kjørt oljedrift for alle sesonger). Planlagt oppstart for gjennomføring av operasjonen på Stangnestind er i Q2 (alle sesonger for både overflate- og sjøbunnstblåsning er vist i Figur 3-1 og Figur 3-2).

For å gi et statistisk godt bilde også på hvilke oljemengder som er forventet innenfor influensområdet er det i figurene presentert forventet oljemengde i tonn innen hver 10x10 km gridrute. Forventet mengde er gitt som en kombinasjon av oljemengde når området blir berørt multiplisert med sannsynligheten for å bli berørt. Figurene viser at mesteparten av oljen gitt en utblåsning vil fordeles 105-300 km fra borelokasjonen. Det er også i disse områdene en da vil forvente størst effekt på sjøfugl og andre ressurser.



Forventede oljemengder gitt en overflateutblåsning i vår- og sommersesongen.

Figurene nedenfor viser THC konsentrasjoner i vannsøylen i vår- og sommersesongen. Resultatene av modelleringen gir lave THC-konsentrasjoner i vannsøylen. En overflateutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind gir THC konsentrasjoner opp til 17 ppb (høstsesongen). En sjøbunnsutblåsning fra brønnen gir THC konsentrasjoner opp til 35 ppb i vårsesongen og opp til 214 ppb i sommersesongen i området rundt brønnlokasjonen. 58 ppb regnes som nedre effektgrense for skade på fiskeegg og – larver.



THC konsentrasjoner i vannsøylen i vår- og sommersesongen.

Vil olje fra en utblåsning i dette området nå iskanten?

Iskanten er svært variabel fra dag til dag, fra måned til måned og fra år til år. Det benyttes derfor ofte en definisjon på iskanten eller den marginale iskantsonen som det område som har mer enn 30 % sannsynlighet for mer en 15 % is-konsentrasjon. Typisk ser man da på månedlig sannsynlighet basert på mange år med historiske isutbredelser (10-30 år med data).

Metode / Analyse: Oljedrift etter utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 er modellert med integrerte isdatasett (SVIM-arkivet, Meteorologisk Institutt, perioden 2007-2016). Isutbredelsen er størst i mars/april og videre utover sommeren/høsten forventes isutbredelsen å reduseres ytterligere, før den igjen vokser med avtakende temperaturer inn mot vintersesongen.

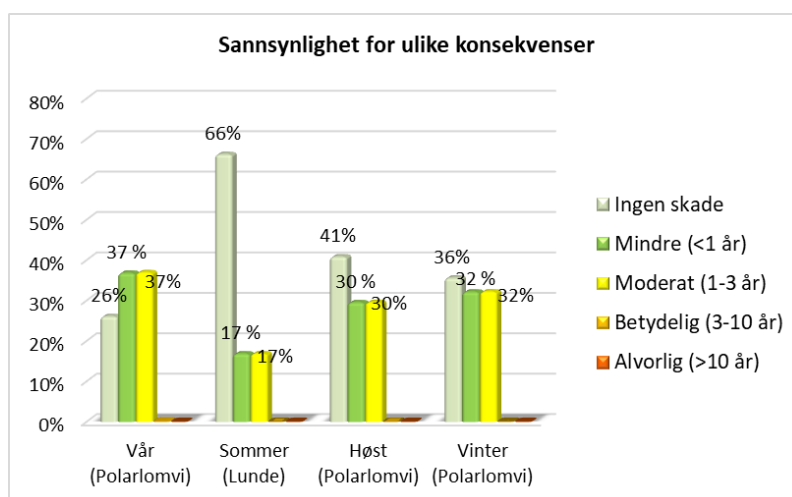
Resultat / Diskusjon: Brønn 7234/6-1 ligger godt utenfor det området som defineres som den marginale iskantsonen og har ingen sannsynlighet for iskonsentrasjoner over 15 %.

Hvilke konsekvenser kan en utblåsning i dette området gi?

Miljøkonsekvensene fra en utblåsning er hovedsakelig knyttet til sjøfugl på åpent hav i området rundt brønnlokasjonen.

Metode / Analyse: I denne studien er det analysert på ulike datasett som beskriver fordeling av sjøfugl i åpent hav, kystnære sjøfugl, marine pattedyr, fisk og strandhabitater. Hovedkilden til sjøfugldata er SEAPOP programmet (helhetlig og langsiktig overvåkings- og kartleggingsprogram for norske sjøfugl). Det foreligger data på månedlig fordeling av de ulike ressursgruppene for en rekke arter. Det er ikke tatt hensyn til svømmetrekk for sjøfugl i Seapop datasettene, og det er derfor sett spesifikt på dette i MARMABS data (polarlomvi) og Seatrack data (lomvi). Datasettet for pelagiske sjøfugl gir månedlige tettheter i hele Barentshavområdet, mens lysloggerdata for lomvi (SeaTrack) og MARAMBS-data (polarlomvi og krykkje) er høyoppløselige data som ivaretar aggregeringer av fugl gjennom året basert på fuglenes livssyklus.

Resultat / Diskusjon: Gitt en utblåsning fra brønn 7234/6-1, vil lunde og polarlomvi på åpent hav være de sjøfuglene som vil bli mest berørt på bestandsnivå. Figuren til høyre viser at det er inntil 37 % sannsynlighet for moderat miljøskade (1- 3 års restitusjonstid for bestanden) med størst sannsynlighet for skade i vårsesongen, og ingen sannsynlighet for alvorlig miljøskade (over 10 års restitusjonstid for bestanden) i noen sesonger.



Sannsynlighet for ulike miljøskader på sjøfugl gitt en utblåsning fra 7234/6-1.

Tapsandeler av fiskeegg og fiskelarver gitt en utblåsning fra brønn 7234/6-1 viste ingen sannsynlighet for tapsandeler over 0,5 % i noen av sesongene for hverken torsk eller lodde. Mulige konsekvenser ble ansett som neglisjerbare, og fisk ble ikke tatt med videre i miljørisikoberegningene. Det er heller ingen overlapp mellom THC konsentrasjoner >50 ppb i vannsøylen og gyteområder for polartorsk eller definerte SVO områder i Barentshavet.

Resultatene fra lysloggerdatasettet for lomvi viser at det er 73 % sannsynlighet for 1-5 % tap av kolonien for Allbirds (alle definerte lysloggerkolonier samlet) gitt en overflateutblåsning, og 22 % sannsynlighet for 1-5 % tap av kolonien for Sklinnekolonien gitt en sjøbunnsutblåsning.

Resultatene fra MARAMBS datasettet viser et maksimalt bestandstap på inntil 6,1 % for krykkje og 4,9 % for polarlomvi, mens de forventede tapsandelene er lavere på opptil 5,1 % for krykkje og 2,8 % for polarlomvi.

Miljørisikonivå

Sannsynligheten for en oljeutblåsning fra en letebrønn i området er basert på historiske data fra *SINTEF offshore blowout database* og er beregnet til $1,36 \times 10^{-4}$ per leteboring, som tilsvarer en utblåsning for hver 7352 letebrønn. Aker BPs miljøakseptkriterier for ulik miljøskade ved leteboringsaktivitet er:

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

Beregnet miljørisiko for de ulike skadekategoriene uten beredskap som konsekvensreducerende tiltak er gitt i tabellen under og er på maksimalt 9 % av Aker BPs akseptgrense (gitt som 100 %), altså godt innenfor de angitte akseptkriteriene.

Miljørisiko som andel av akseptkriteriet vist for de ulike VØK gruppene og sesongene.

Sesong	VØK-gruppe	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 -10 år)	Alvorlig (> 10 år)
Vår	Pelagisk sjøfugl	2,3 %	9,4 %	0,6 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Marine pattedyr	0 %	0 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	0 %	0 %	0 %	0 %
Sommer	Pelagisk sjøfugl	1,0 %	4,2 %	0 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Marine pattedyr	0 %	0 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	0 %	0 %	0 %	0 %
Høst	Pelagisk sjøfugl	2,0 %	8,1 %	0,5 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Marine pattedyr	0 %	0 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	0 %	0 %	0 %	0 %
Vinter	Pelagisk sjøfugl	2,2 %	9,0 %	0,5 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Marine pattedyr	0 %	0 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	0 %	0 %	0 %	0 %

Hva er behovet ved en oljevernaksjon for brønn 7234/6-1?

Metode / Analyse: Med utgangspunkt i forvittringsdataene for Caurus olje og vektet utblåsningsrate (2314 Sm³/d) er emulsjonsmengden tilgjengelig for mekanisk opptak på åpent hav beregnet. For systembehovene i barriere 1 og 2 er forvittringsdata for henholdsvis 2 og 12 timer forvitret olje lagt til grunn for alle sesonger.

Oljetype: Det er forventet et lett og flyktig hydrokarbon i brønnen ved funn. Det er konservativt valgt å bruke Caurus råolje (SINTEF, 2011) som referanseolje i oljedriftsmodelleringene, da denne oljen har lenger levetid på sjø. Caurus olje danner ustabile emulsjoner med lav viskositet initielt i et utslipp. Viskositet > 1000 cP oppnås 6 timer etter utslipp ved vindhastighet 10 m/s både ved sommer- og vinterforhold for Caurus olje.

Caurus olje har et godt potensiale for kjemisk dispergering, både ved sommer og vinterforhold. I en beredskapsoperasjon vil dispergering vurderes etter at det er tatt prøver av oljen ved en hendelse.

Beredskapsbehov barriere 1 og 2: For dimensjonerende scenario for Stangnestind, som er en overflateutblåsning med vektet utblåsningsrate på 2314 Sm³/døgn, er systembehovet beregnet til ett NOFO-systemer i barriere 1 og ett NOFO system i barriere 2, totalt **to** NOFO-system i alle fire sesonger. Første system vil ha responstid på 2 timer, og fullt utbygget barriere 1 og 2 er på plass etter 36 timer basert på bruk av tradisjonelle NOFO J-systemer.

System	Seilingstid (t)	Tids-tillegg (t)	Samlet responstid NOFO-fartøy (t)	Slepefartøy	Samlet responstid Slepefartøy (t)	Total responstid for komplett system (t)
SBV	0	2	2	På lokasjon	2	2
Goliat	17,7	4	23	NOFO pool	36	36

Beredskapsbehov barriere 3, 4 og 5: Det er ikke stranding på kysten eller i definerte eksempelområder gitt en utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind, og det er derfor ikke beregnet beredskapsbehov for barriere 3-5.

DEFINISJONER OG FORKORTELSER

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 Reasonable Practicable (så lav som det er praktisk mulig)
Analyseområde	Området som er basis for miljørisikoanalysen og som er større enn influensområdet. Ressursbeskrivelsen dekker analyseområdet.
BarKal	Barriere kalkulator. Excel basert verktøy utviklet av NOFO for beregning av beredskapsbehov i de ulike barrierene 1-5.
Bestand	Gruppe individer innen en art som er reproduktivt isolert innen et bestemt geografisk område.
BOP	Blowout Preventer
cP	Centipoise, måleenhet for viskositet
DFU	Definerte fare- og ulykkeshendelser
Eksempelområde	Til bruk i beredskapsplanleggingen er det definert arealer kalt eksempelområder. Disse er karakterisert ved at de ligger i ytre kystsoner, har høy tetthet av miljøprioriterte lokaliteter og som også på andre måter setter strenge krav til oljevernberedskapen. Disse eksempelområdene er derfor forhåndsdefinert som dimensjonerende for oljevernberedskapen.
Eksponeringsgrad	Benyttes for å beskrive hvorvidt kysten er eksponert, moderat eksponert eller beskyttet mht. bølgeeksponering
Forvitring	Nedbrytning av olje i miljøet. Forvittringsanalysen måler fysiske og kjemiske egenskaper for oljen til stede i miljøet over tid.
GOR	Forkortelse for Gass/Olje forhold. Forholdet mellom produsert gass og produsert olje i brønnen.
Grunnberedskap	1 Kystsystem (type A eller B) og 1 Fjordsystem (type A eller B).
IKV	Indre Kystvakt
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
IUA	Interkommunale Utvalg mot Akutt forurensning
Korteste drivtid	Tiden det tar fra utslippets start til den første oljen når kyst- og strandsonen.
KYV	Kystverket
Miljø	Et ytre miljø som kan bli berørt av oljeutslipp til sjø, dvs. det marine miljø.
Miljørisikoanalyse	Risikoanalyse som vurderer risiko for ytre miljø.
Miljøskade	Direkte eller indirekte tap av liv for en eller flere biologiske ressurser på grunn av oljeutslipp som kan beskrives på individ- eller bestandsnivå. For at et oljeutslipp skal kunne gi en miljøskade må restitusjonstiden for den mest sårbare bestanden være lengre enn 1 måned.
Miljøskadekategorier	Kategorisering av miljøskader i hhv. mindre, moderat, betydelig eller alvorlig på grunnlag av restitusjonstid for den mest sårbare bestanden: – Mindre: en miljøskade med restitusjonstid mellom 1 måned og 1 år. – Moderat: en miljøskade med restitusjonstid mellom 1 år og 3 år. – Betydelig: en miljøskade med restitusjonstid mellom 3 år og 10 år. – Alvorlig: en miljøskade med restitusjonstid over 10 år.
Miljødirektoratet	Tidligere Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) og direktoratet for naturforvaltning
MIRA	Metode for miljørettet risikoanalyse (OLF, 2007).
MRA	Miljørettet risikoanalyse
NEBA	Net Environmental Benefit Analysis. Prosess som brukes av de ulike partene som inngår i en oljevernorganisasjon for å minimere effekten av oljeutslipp på mennesker og miljø.
NOFO	Norsk Oljevernforening for Operatørselskap
NOROG	Norsk olje og gass.
Operasjon	En enkel, tidsbegrenset arbeidsoperasjon som kan medføre akutt utslipp, f.eks. boring av en letebrønn, som inkluderer all aktivitet fra leteriggen er på borelokasjonen til den forlater lokasjonen.

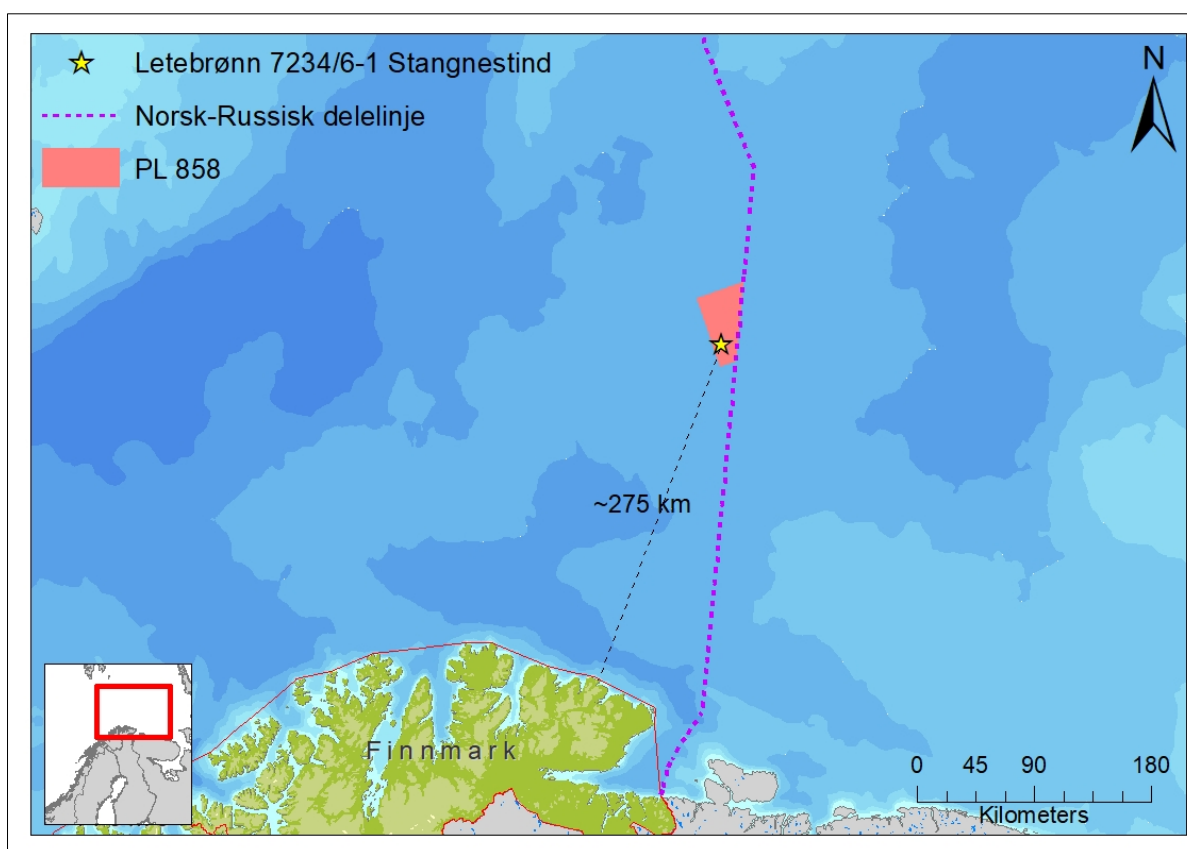
OSRL	Oil Spill Response Limited
OSCAR	Oil Spill Contingency Analysis and Response (SINTEF modell for oljedriftssimuleringer)
Persentil	P-persentil betyr at p prosent av observasjoner i et utfallsrom er nedenfor verdien for p-persentilen. En 25-persentil er da slik at 25 % av data/observasjoner er under den gitte verdien.
PL	Utvinningstillatelse (Produksjonslisens)
ppb	Parts per billion / deler per milliard
ppm	Parts per million / deler per million
Prioriterte områder	Til bruk i beredskapsplanleggingen er det definert arealer kalt prioriterte områder (basert på en vurdering av tidligere eksempelområder i NOFO). Disse er karakterisert ved at de ligger i ytre kystsoner, har høy tetthet av miljøprioriterte lokaliteter og som også på andre måter setter strenge krav til oljevernberedskapen. Disse områdene er derfor forhåndsdefinert som dimensjonerende for oljevernberedskapen.
Ptil	Petroleumstilsynet
Ressurser eller biologiske ressurser	Levende organismer, f.eks. plankton, tang og tare, virvelløse dyr, fisk, sjøfugl og sjøpattedyr.
Restitusjonstid	Restitusjonstiden er oppnådd når det opprinnelige dyre- og plantelivet i det berørte samfunnet er tilbake til tilnærmet samme nivå som før utblåsningen (naturlig variasjon tatt i betraktning) og de biologiske prosessene fungerer normalt. Bestander anses å være restituert når bestanden er tilbake på 99 % av nivået før hendelsen. Restitusjonstiden er tiden fra en oljeutblåsning skjer og til restitusjon er oppnådd.
RKB	Rotary Kelly Bushing (mål for posisjon på boredekk)
Sannsynlighet for treff	Sannsynlighet for at en 10x10 km rute treffes av olje fra en potensiell utblåsning
SIMA	Spill Impact Mitigation Assessment – metode for å sammenligne og rangere netto miljøgevinst forbundet med forskjellige bekjempelsesmetoder innen oljevern, eksempelvis oppsamling, mekanisk og kjemisk dispergering. Metoden omfattes av NEBA-prosessen (Net Environmental Benefit Analysis).
Størst strandet emulsjonmengde	95-persentilen i utfallsrommet for størst strandet mengde
THC	Total Hydrocarbon Concentration (total hydrokarbonkonsentrasjon)
TVD	True Vertical Depth (sann vertikal dypde)
VØK	Verdsatt Økosystem Komponent. En VØK er en populasjon, et samfunn eller et habitat (naturområde) som: - Er viktig for lokalbefolkningen (ikke bare økonomisk), eller - Har regional, nasjonal eller internasjonal verdi, eller - Har stor økologisk, vitenskapelig, estetisk og/eller økonomisk verdi, og som - Vil være dimensjonerende med hensyn på gjennomføring av risikoreduserende tiltak.

1 INTRODUKSJON

1.1 Aktivitetsbeskrivelse

Aker BP ASA (heretter Aker BP) planlegger boring av letebrønn 7234/6-1 Stangnestind i PL858 i Barentshavet. Brønnen ligger ca. 275 km fra Korsnes i Båtsfjord kommune i Finnmark (Figur 1-1). Vanndeepet i området er ca. 247 meter. Boringen har planlagt oppstart Q2 2020, men for å ta høyde for eventuelle endringer i boretidspunkt er det gjennomført en analyse som dekker hele året. Brønnen skal bores med den halvt nedsenkbare flyteriggen Deepsea Nordkapp.

Som forberedelse til den planlagte operasjonen er det utarbeidet en miljørettet risikoanalyse og beredskapsanalyse for aktiviteten. Basisinformasjon for aktiviteten er oppsummert i Tabell 1-1.



Figur 1-1 Lokasjon til letebrønn 7234/6-1 Stangnestind i utvinningstillatelse PL858 i Barentshavet.

Tabell 1-1 Basisinformasjon for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind.

Koordinater for modellerte scenarier	Breddegrad: 72° 38' 54,393" N, Lengdegrad: 34° 50' 49,292" Ø
Vanndybde	247 meter
Avstand til nærmeste kystlinje	ca. 275 km fra Korsnes i Båtsfjord kommune
Oljetype	Caurus råolje (795 kg/m ³)
Riggtype	DeepSea Nordkapp - Halvt nedsenkbar flyterigg
Utblåsningsrater	Vektet rate overflate: 2314 Sm ³ /døgn Vektet rate sjøbunn: 2331 Sm ³ /døgn
Vektet varighet	Overflateutblåsning: 11,2 dager Sjøbunnsutblåsning: 11,6 dager
GOR (Sm³/Sm³)	1514
Tid for boring av avlastningsbrønn	75 døgn
Aktivitet	Leteboring
Type scenario	Utblåsning (overflate/sjøbunn)

1.2 Hensikt/formål

Gjennomføring av miljørisikoanalyse knyttet til leting av og/eller produksjon av olje og gass på norsk sokkel er påkrevd i henhold til norsk lovverk (se kapittel 1.4).

Miljørisikoanalysen er gjennomført som en skadebasert analyse i henhold til Norsk olje og gass (tidligere OLF) sin veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel (OLF, 2007). En kort beskrivelse av metoden er gitt i Kapittel 4. For ytterligere informasjon henvises det til veiledningen. Miljørisikoen vurderes opp mot Aker BPs operasjonsspesifikke akseptkriterier. I en skadebasert analyse vil konsekvensene av oljeutblåsning knyttes opp mot sannsynligheten (frekvensen) for en slik hendelse, for å tallfeste risikoen et akutt oljeutslipp kan ha på ulike ressurser i området. Ressursene i området som benyttes i analysen omtales som Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK) og er en sammensetning av ulike populasjoner (sjøfugl, sjøpattedyr, fiskearter) og habitater (kystsonen). For å bli betraktet som en VØK i analysen må ulike krav tilfredsstilles (se avsnitt 5.1).

Når en leser miljørisikoanalyser får en gjerne inntrykk av at miljørisiko er en eksakt kvantitativ størrelse som uten forbehold kan avgjøre om planlagt aktivitet er akseptabel eller uakseptabel i forhold til mulig miljøpåvirkning. Bak tallene ligger en rekke parametere som rommer større eller mindre grad av usikkerhet. Usikkerhet i miljørisikoanalysen er omtalt i avsnitt 4.1.

For beredskapsanalysen er det gjennomført en beregning av beredskapsbehov knyttet til mekanisk oppsamling av olje på åpent hav, samt beregninger av beredskapsbehov i kyst- og strandsonen. Beregningene er gjort i henhold til industristandarden «Veiledning for miljørettede beredskapsanalyser» (Norsk olje og gass, 2013).

1.3 Aker BP's akseptkriterier for akutt forurensing

Aker BP har som en integrert del av deres styringssystem definert akseptkriteriene for miljørisiko. For letebrønn 7234/6-1 Stangnestind benyttes Aker BP's operasjonsspesifikke akseptkriterier for miljørisiko (Tabell 1-2). Akseptkriteriene angir den øvre grensen for hva Aker BP har definert som en akseptabel risiko knyttet til egne aktiviteter (sannsynlighet for en gitt konsekvens). Disse er formulert som mål på skade på naturlige ressurser (VØK), uttrykt ved varighet (restitusjonstid) og ulik alvorlighetsgrad.

Aker BP anvender de samme akseptkriterier i alle regioner på norsk sokkel. Miljørisikoanalysen fanger opp eventuelle forskjeller i miljøfølsomhet i ulike regioner fordi den tar hensyn til forekomst og følsomhet (benytter en følsomhetskategori) av miljøressursene i det enkelte analyseområdet, og fordi den beregner restitusjonstid for berørte ressurser. Dette fører til at det beregnes en høyere miljørisiko i områder der det er høy andel av berørte, følsomme bestander og ressurstyper. Akseptkriteriene setter derved strengere krav til aktivitet i denne type områder.

Akseptkriteriene uttrykker Aker BP's 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 1-2 Aker BP's operasjonsspesifikke akseptkriterier for forurensning.

Miljøskade	Varighet av skaden (restitusjonstid)	Operasjonsspesifikke akseptkriterier
Mindre	1 mnd. – 1 år	$< 1 \times 10^{-3}$
Moderat	1-3 år	$< 2,5 \times 10^{-4}$
Betydelig	3-10 år	$< 1 \times 10^{-4}$
Alvorlig	>10 år	$< 2,5 \times 10^{-5}$

1.4 Gjeldende regelverkskrav

Myndighetskrav til HMS (helse, miljø og sikkerhet) for petroleumsvirksomhet til havs omfatter følgende lover og forskrifter; forurensingsloven, rammeforskriften, styringsforskriften, innretningsforskriften og aktivitetsforskriften. En nærmere beskrivelse av noen av kravene er gitt i Appendix B.

2 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSSCENARIER

De fleste former for uhellsutslipp i forbindelse med en leteboring er begrensede utslipp, med små mengder og begrenset skadepotensial. De hendelsene som har de største potensielle miljøkonsekvensene er ukontrollerte utslipp fra brønnen under boring (utblåsning), og omtales som definerte fare- og ulykkeshendelser (DFU). Slike hendelser anses dimensjonerende for foreliggende analyse.

2.1 Dimensjonerende DFU

Letebrønn 7234/6-1 Stangnestind skal bores som en vertikal letebrønn. Formålet med brønnen er å teste formasjonene for hydrokarboner. Dimensjonerende DFU vil i den forbindelse være en ukontrollert utblåsning av olje fra letebrønnen under boring. Aker BP har utført en risikovurdering med hensyn til utblåsning av olje fra brønnen og beregnet mulige utblåsningsrater og -varigheter med tilhørende sannsynlighetsfordeling (Ranold, 2019).

Brønnen er planlagt boret med den halvt nedsenkbare riggen DeepSea Nordkapp (Figur 2-1).



Figur 2-1 Deepsea Nordkapp som skal brukes til boring av letebrønn 7234/6-1 Stangnestind i PL858 (Odfjell drilling).

2.2 Sannsynlighet for dimensjonerende DFU

7234/6-1 Stangnestind er en letebrønn hvor det hovedsakling forventes å finne gass/kondensat. Basert på SINTEF offshore blowout database 2018, er den totale utblåsningsfrekvensen vurdert til $1,36 \times 10^{-4}$ for en wildcat gjennomsnittsbrønn (Lloyd's, 2019).

Brønnen er planlagt boret med den halvt nedsenkbare flyteren Deepsea Nordkapp med BOP plassert på havbunnen, noe som tilsier at en utblåsning mest sannsynlig vil forekomme på havbunnen.

Sannsynlighetsfordelingen mellom utblåsninger på havbunn kontra overflate under boring er beregnet til henholdsvis 80 % / 20% (Lloyd's, 2019).

2.3 Utblåsningsrater og -varigheter

Lengste utblåsningsvarighet er satt til tiden det tar å bore en avlastningsbrønn. For letebrønn 7234/6-1 Stangnestind er denne 75 døgn, fordelt på mobilisering av rigg, boring inn i reservoar og dreping av utblåsning (Aker BP, 2019).

Rate-/varighetsmatrisen som er lagt til grunn for oljedriftsmodelleringen og miljørisikoanalysen for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind er presentert i Tabell 2-1 (Ranold, 2019; Appendix A).

Vektet varighet for overflateutblåsning er 11,2 døgn, mens tilsvarende verdi for sjøbunnsutblåsning er 11,6 døgn. Vektet rate for overflateutblåsning er 2314 Sm³/døgn og for en sjøbunnsutblåsning 2331 Sm³/døgn.

For modellering av sjøbunnsutblåsning benyttes utslippsdiameter for utblåsning uten restriksjoner (open) og med restriksjoner (restricted), i henhold til Best Practice oppsett av OSCAR (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016).

Tabell 2-1 Rate- og varighetsfordeling med tilhørende sannsynligheter for overflate- og sjøbunnsutblåsning for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind (Ranold, 2019; Aker BP, 2019).

Utblåsnings-lokasjon	Fordeling overflate / sjøbunn	Rate Sm ³ /d	Open (O) / Restricted (R)	Varigheter (dg) og sannsynlighetsfordeling					Sannsynlighet for raten
				2	5	14	35	75	
Overflate	20 %	1805	NA	52,1 %	18,7 %	17,3 %	6,0 %	6,0 %	72,7
		3080							25,4
		11418							1,9
Sjøbunn	80 %	1786	R	50,1 %	18,9 %	18,3 %	6,5 %	6,1 %	70,0
		3069	O						28,1
		11409	O						1,9

3 OLJEDRIFTSMODELLERING

Brønn 7234/6-1 Stangnestind er en letebrønn. Ved funn forventes et lett og flyktig hydrokarbon. Det er valgt å være konservativ i valget av referanse hydrokarbon, og Caurus råolje er benyttet som referanseolje. I dette kapitlet blir Caurus råoljens egenskaper, oljedriftsmodellen og dens begrensninger, samt resultater fra oljedriftsmodelleringen beskrevet.

3.1 Oljetype og oljens egenskaper

Både levetid til olje på sjø, grad av nedblanding i vannmassene og de tilhørende potensielle miljøeffektene vil avhenge av oljetype. Det samme gjelder egnetheten til og effekten av ulike typer oljevernberedskap (mekanisk og kjemisk bekjempelse). Det forventes å finne hydrokarboner i brønn 7234/6-1 Stangnestind, og det er valgt å benytte Caurus råolje (SINTEF, 2011) som referanseolje i miljørisikoenalysen. Referanseoljens egenskaper er konservative i forhold til hydrokarbonene man forventer i denne brønnen gitt funn.

Caurus olje er en lett parafinsk olje med lavt innhold av asfaltener, og middels til lavt innhold av voks. Det er forventet at oljen vil spres raskt på sjøoverflaten med en høy grad av fordamping og naturlig nedblanding i vannmassene. Ved fordampning vil andel voks og asfaltener øke, og oljens fysiske egenskaper vil endres (SINTEF, 2011).

Caurus olje har et godt potensiale for kjemisk dispergering, både ved sommer og vinterforhold. Ved redusert dispergerbarhet kan tilførsel av energi (trustere, MOB båter etc) være med på å øke dispergentenes effektivitet (SINTEF, 2011).

Karakteristikk for Caurus råolje er sammenfattet i Tabell 3-1.

Tabell 3-1 Parametere for Caurus olje benyttet i spredningsberegningene for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind (SINTEF, 2011).

Parameter	Caurus olje
Oljetetthet [kg/ m ³]	795
Maksimum vanninnhold ved 5°C [volum %]	35
Voksinhold, fersk olje [vekt %]	2,6
Asfalteninnhold, fersk olje [vekt %]	0,5
Viskositet ved 5 °C [cP]	10

3.2 Oljedriftsmodellen

Oljedriftsmodellen som er anvendt er SINTEFs OSCAR modell (Oil Spill Contingency And Response), versjon 10.0.1. Modelloppsettet av OSCAR er basert på Beste Praksis (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016). En beskrivelse av modellen og dens begrensninger og krav til inngangsdata er gitt i Appendix C.

3.3 Beskrivelse av modellerte utblåsningsscenarier

Oljedriftsberegningene er gjennomført for én lokasjon med posisjon 72° 38' 54,393" N, 34° 50' 49,292" Ø og et havdyp på 247 m. Spredningsmodelleringer er gjennomført for overflate- og sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. Spredningsberegningene for utblåsning av olje er kjørt for 5

varigheter og 3 utblåsningsrater for både en overflate- og sjøbunnsutblåsning (ref Tabell 2-1). I oljedriftsmodelleringene er det kjørt tilstrekkelig antall simuleringer for å dekke inn variasjoner i vind og havstrømmer gjennom året.

For modellering av sjøbunnsutblåsningene ble det benyttet GOR (Gass/olje-forhold) lik $1514 \text{ Sm}^3/\text{Sm}^3$ for utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind (Ranold, 2019). Det er lagt til grunn at gassen i reservoarene som driver oljen opp til overflaten er naturgass med stor andel av metan. De statistiske oljedriftsresultatene er presentert i et rutenett som har en horisontal oppløsning på $10 \times 10 \text{ km}$.

3.4 Oljedriftsmodellering – Resultater

3.4.1 Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp

Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp er utført med et annulært utstrømningsareal med diameter lik 47,63 cm.

Simuleringsresultatene for sjøbunnsutblåsning viser at oljen når overflaten etter 3 minutter og spres på havoverflaten som en tynn oljeemulsjonsfilm med estimert tykkelse på 0,002 mm (gjennomsnitt i en $3 \times 3 \text{ km}$ rute). Dette forutsetter en GOR på $1514 \text{ Sm}^3/\text{Sm}^3$ (for Caurus-olje) og et dyp lik 247 m. Vektet rate på $2331 \text{ Sm}^3/\text{d}$ med vektet varighet på 12 dager er benyttet i enkeltsimuleringene, noe som gir en indikasjon på oppførselen til oljeplumen.

3.4.2 Spredning av olje på overflaten

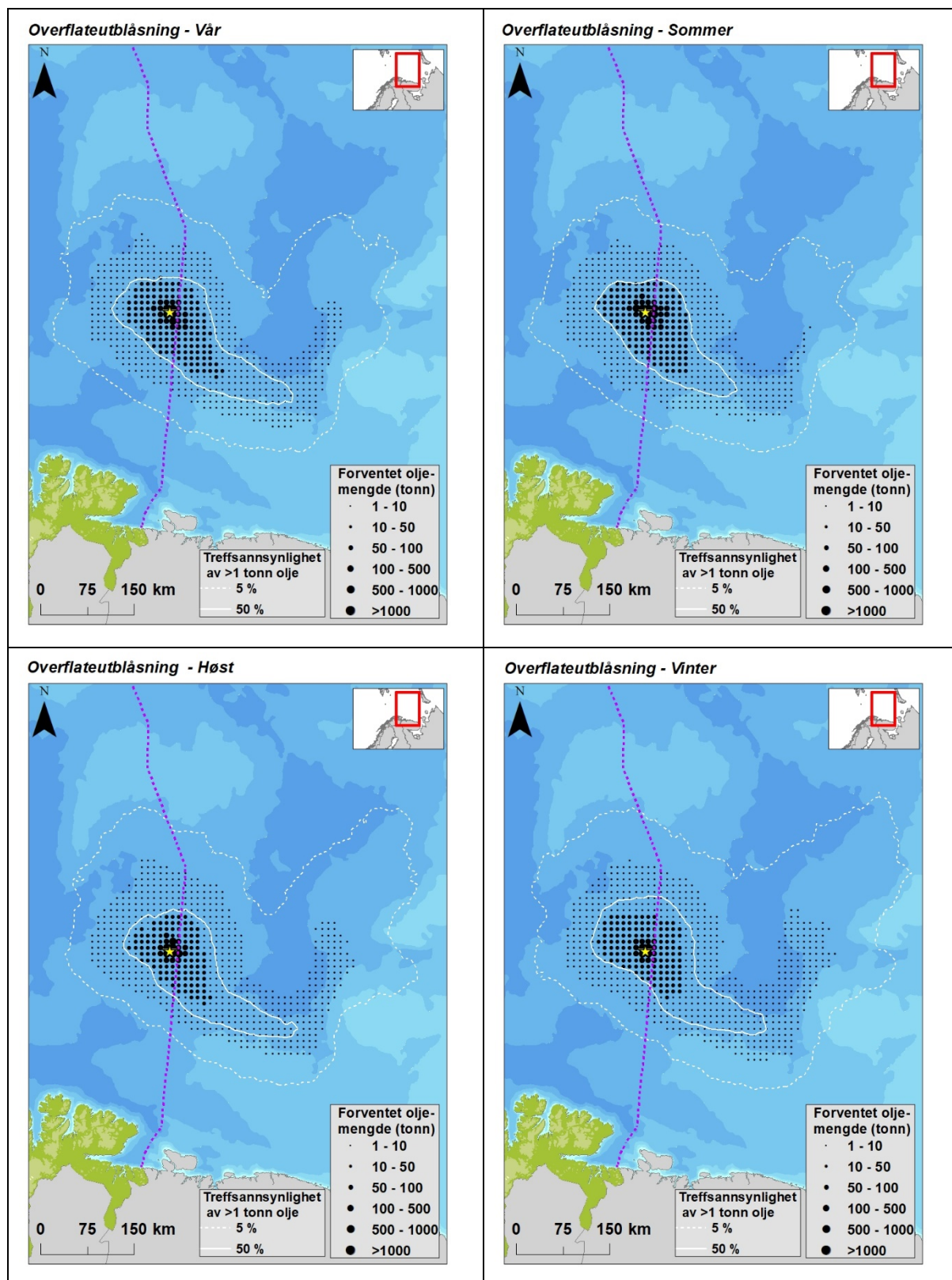
For modellerte overflate- og sjøbunnsutblåsninger er det generert oljedriftsstatistikk på rutenivå ($10 \times 10 \text{ km}$ ruter) for fire sesonger; vår (mars-mai), sommer (juni-august), høst (september-november) og vinter (desember-februar). Forventet treff av oljemengder (sannsynlighet for treff x mengde olje gitt treff) og Influensområder (5 % og 50 % treffsannsynlighet for olje) gitt en utblåsning fra henholdsvis overflate og sjøbunn fra brønnen i de ulike sesongene er presentert i Figur 3-1 og Figur 3-2.

Influensområdet er basert på sannsynligheten for at en rute treffes i den statistiske oljedriftsmodelleringen. For den forventede oljemengden (tonn) er sannsynligheten for at ruten treffes multiplisert med den gjennomsnittlige tidsmidlele oljemengden ≥ 1 tonn i ruten gitt at den treffes. Influensområdet vil være større i utstrekning da den også inneholder ruter med mer enn 1 tonn olje selv med små treffsannsynligheter.

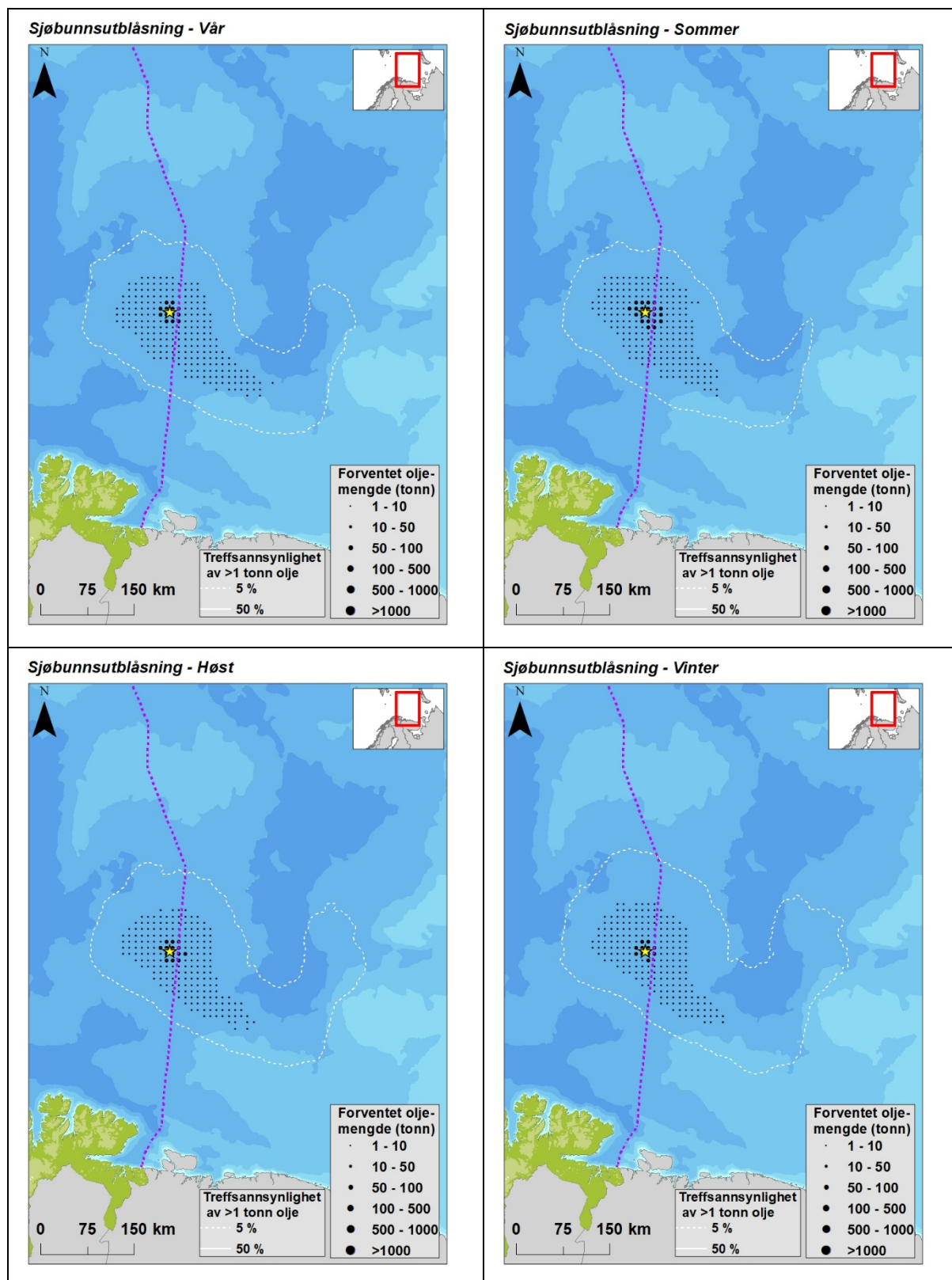
Merk imidlertid at forventet oljemengde og treff av olje er basert på alle utblåsningsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter, og at det markerte området ikke viser omfanget av en enkelt oljeutblåsning, men er det området som berøres i $\geq 5 \%$ av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.

Resultatene for både overflate- og sjøbunnsutblåsning viser at oljen i stor grad fordeles rundt utblåsningspunktet i østlige deler av Barentshavet, men at oljen trekkes østover med kyststrømmen uavhengig av sesong. Se Figur 3-3 for et eksempel på overflatestrømmer i Barentshavet i april.

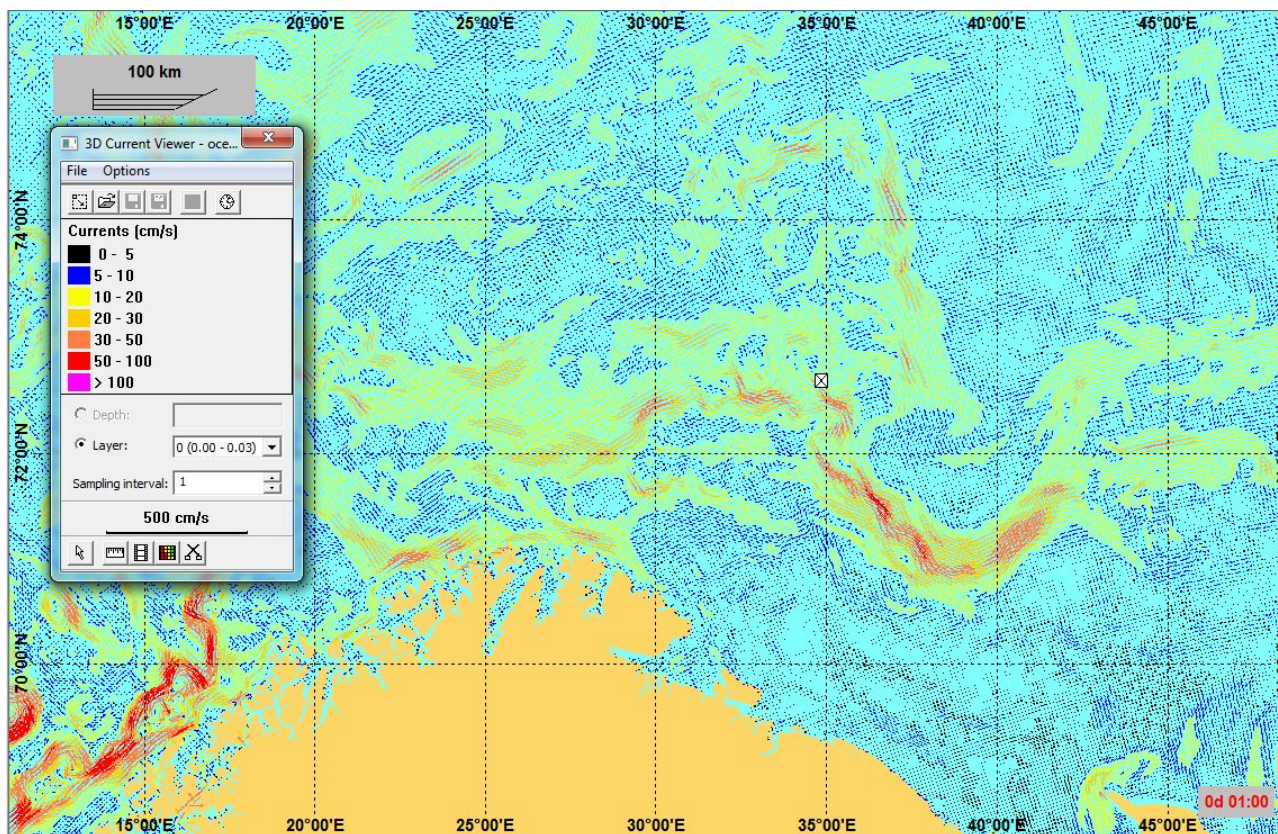
Oljen spres og forvitrer slik at det i all hovedsak er sannsynlighet for treff av oljemengder i kategori < 50 tonn per $10 \times 10 \text{ km}$ rute, med sannsynlighet for større oljemengder opp til 279 tonn i nærområdet til brønnlokasjonen.



Figur 3-1 Sesongvise forventede treff av oljemengder ($\geq 5\%$ treff av > 1 tonn olje) i 10×10 km sjøruter gitt en overflateutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. Forventet treff av olje er basert på alle utblåsningsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter.



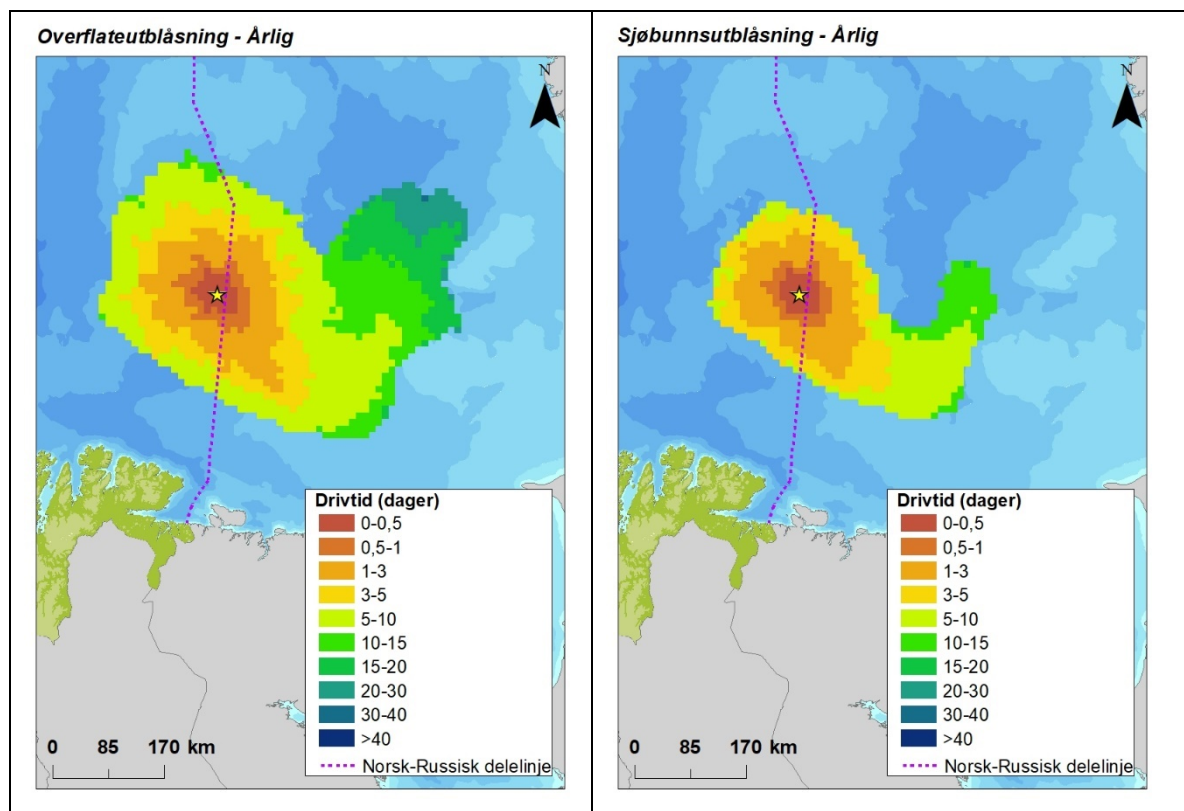
Figur 3-2 Sesongvise forventede treff av oljemengder ($\geq 5\%$ treff av > 1 tonn olje) i 10×10 km sjøruter gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. Forventet treff av olje er basert på alle utblåsningsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter.



Figur 3-3 Øyeblikksbilde av overflatestrømmer i Barentshavet (Meterologisk Institutt: SVIM arkivet for strøm- og isdata: <ftp://ftp.met.no/projects/SVIM-public/SVIMresults/>). Lokasjon for letebrønn Stangenstind er merket inn med en firkant med kryss i.

3.4.3 Drivtider innen influensområdet

Figur 3-4 viser drivtider av olje innenfor influensområdet til brønn 7234/6-1. Figuren viser også delelinjen mellom Norge og Russland. Oljen kan forventes å nå russisk farvann etter ca. et halvt døgn gitt en utblåsning fra Stangnestind. Det er relativt små oljemengder (<50 tonn per 10 x10 km gridrute) som vil drive over på russisk side (se Figur 3-1 og Figur 3-2).



Figur 3-4 Drivtider (dager) for olje innenfor influensområdet til brønn 7234/6-1 Stangnestind. Figurene viser også delelinjen mellom Norge og Russland.

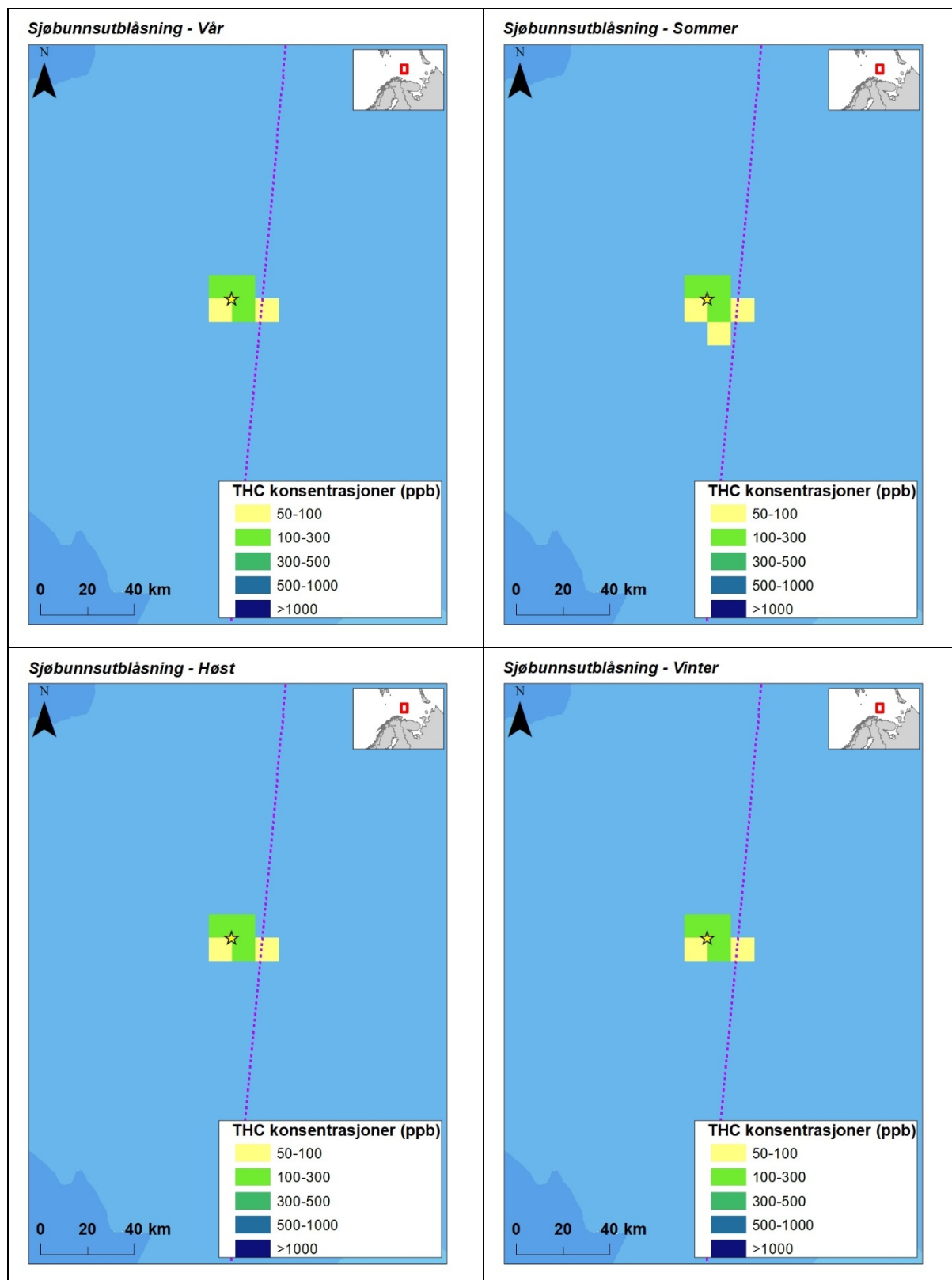
3.4.4 Stranding av olje i kystsonen

Det er ingen landruter eller eksempelområder som har sannsynlighet for stranding av mer enn 1 tonn olje per 10 × 10 km ruter i noen av sesongene hverken gitt en overflate- eller en sjøbunnsutblåsning.

3.4.5 Vannsøylekonsentrasjoner

Resultatene av konsentrasjonsberegningene rapporteres vanligvis som totale konsentrasjonsverdier av olje (THC) i de øverste vannmassene, det vil si både 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 sjøtilstanden.

Resultatene av modelleringen viser at fullt utfallsrom (dvs. alle rate- og varighetskombinasjonene) gir lave THC-konsentrasjoner i vannsøylen. En overflateutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind gir THC konsentrasjoner opp til 17 ppb (høstsesongen), og er derfor ikke vist med figur. En sjøbunnsutblåsning fra brønnen gir THC konsentrasjoner opp til 214 ppb i området rundt brønnlokasjonen (Figur 3-6). 58 ppb regnes som nedre effektgrense for skade på fiskeegg og – larver (Nilsen *et.al.*, 2006).

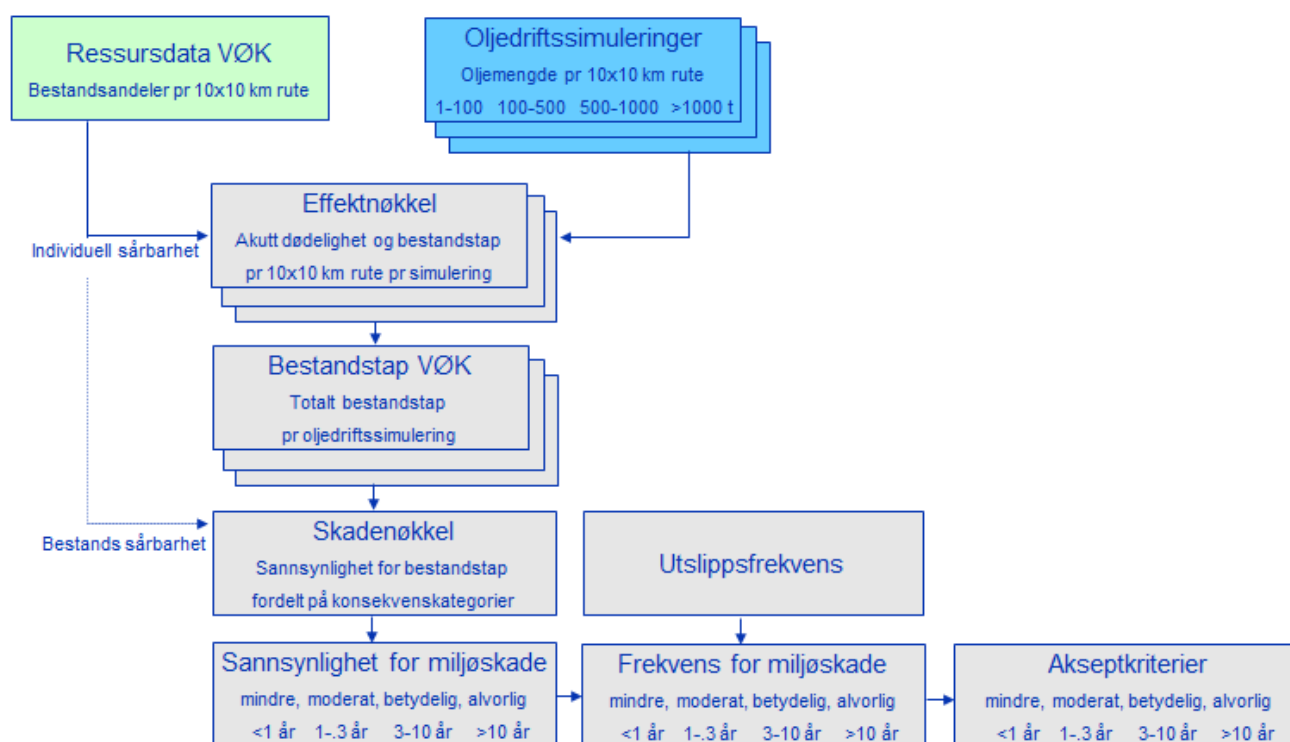


Figur 3-5 Maksimale tidsmidlede THC konsentrasjoner i vannsøylen gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind vist sesongvis. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor året.

4 METODIKK FOR MILJØRETTET RISIKOANALYSE

Analyser av miljørisiko utføres trinnvis i henhold til Norsk olje og gass veiledning for miljørisikoanalyser (OLF, 2007). For letebrønn 7234/6-1 Stangnestind er det valgt å gjennomføre en skadebasert analyse for de antatt mest sårbare miljøressursene. Et sammendrag av metodikken i miljørisikoanalysen er beskrevet nedenfor med fokus på VØK bestander, mens det henvises til veiledningen for mer utfyllende informasjon.

Basert på oljedriftsmodellering og bruk av effektnøkler beregnes bestandstap for den enkelte VØK bestand (se Figur 4-1).



Figur 4-1 Oversikt over ulike trinn i beregning av bestandstap og miljørisiko for VØK bestander.

Trinn 1 – Tilrettelagte utbredelsesdata for de enkelte VØK bestander kombineres med hver enkelt oljedriftssimulering. Det anvendes en effektnøkkel som sier noe om mulig bestandstap i 10 x 10 km gridruter basert på oljemengde i simuleringen (se Tabell 4-1). Ulik individuell sårbarhet for olje gir ulik effektnøkkel.

Trinn 2 – Tapsandeler i 10 x 10 km ruter summeres og gir et samlet bestandstap for hver VØK bestand for hver simulering. Bestandstapene for de ulike oljedriftssimuleringene kategoriseres i 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og mer enn 30 %. Bestandstap under 1 % antas ingen kvantifiserbar effekt på restitusjon av bestanden.

Trinn 3 – Det anvendes deretter en skadenøkkel (Tabell 4-2) som knytter et gitt bestandstap for VØK bestanden til miljøskade. Miljøskade uttrykkes ved tiden det tar før en bestand er restituert til 99 % av nivået før en hendelse inntreffer (OLF, 2007). Som påpekt ovenfor varierer sårbarheten mellom arter (og habitater) og restitusjonstiden vil være påvirket av dette. Den teoretiske restitusjonstiden er inndelt i fire kategorier.

- *Mindre* (< 1 år),
- *Moderat* (1-3 år),
- *Betydelig* (3-10 år) og
- *Alvorlig* (> 10 år).

Trinn 4 – Miljørisiko beregnes deretter ved å kombinere sannsynlighet for ulike miljøskader med frekvensen for den spesifikke oljeutblåsningen og måles opp mot operatørens akseptkriterier for miljøskade.

Tabell 4-1 Effektnøkkel for beregning av bestandstap innenfor en 10 × 10 km sjørute gitt eksponering av olje fordelt på fire kategorier. Verdier for sjøfugl er valgt som eksempel.

Oljemengde (tonn) i 10 × 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 4-2 Skadenøkkel for sannsynlighetsfordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt bestandsreduksjon av sjøfugl- og marine pattedyrbestander med lavt restitusjonspotensiale S3 (OLF, 2007).

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

Beregningene som gjennomføres for strandhabitat skiller seg ut fra VØK bestander ved at det benyttes en kombinert effekt- og skadenøkkel som knytter oljemengden i et 10 x 10 km habitat direkte opp mot miljøskade og restitusjonstid.

4.1 Usikkerhet i miljørisikoanalyser

I henhold til Ptils oppdaterte definisjon av risikobegrepet, der det understrekes at usikkerhetsmomentet i en risikoanalyse bør belyses og hvordan usikkerheten skal håndteres, pekes det i foreliggende avsnitt på de viktigste usikkerhetsparameterne i miljørisikoanalysen.

I miljørisikoanalyser er ønsket å redusere usikkerheten så mye som mulig, noe som innebærer til enhver tid å benytte best tilgjengelig kunnskap. Det innebærer også å gjøre enkelte konservative valg for å håndtere de verdiene en ikke har tilstrekkelig kunnskap om, og på den måten ivareta usikkerheten ved en føre-var holdning.

Når en leser miljørisikoanalyser får man gjerne inntrykk av at miljørisiko er en eksakt kvantitativ størrelse som uten forbehold kan avgjøre om planlagt aktivitet er akseptabel eller uakseptabel i forhold til mulig miljøpåvirkning. Det er lett å glemme at bak tallene ligger en rekke parametere som rommer større eller mindre grad av usikkerhet, eksempelvis:

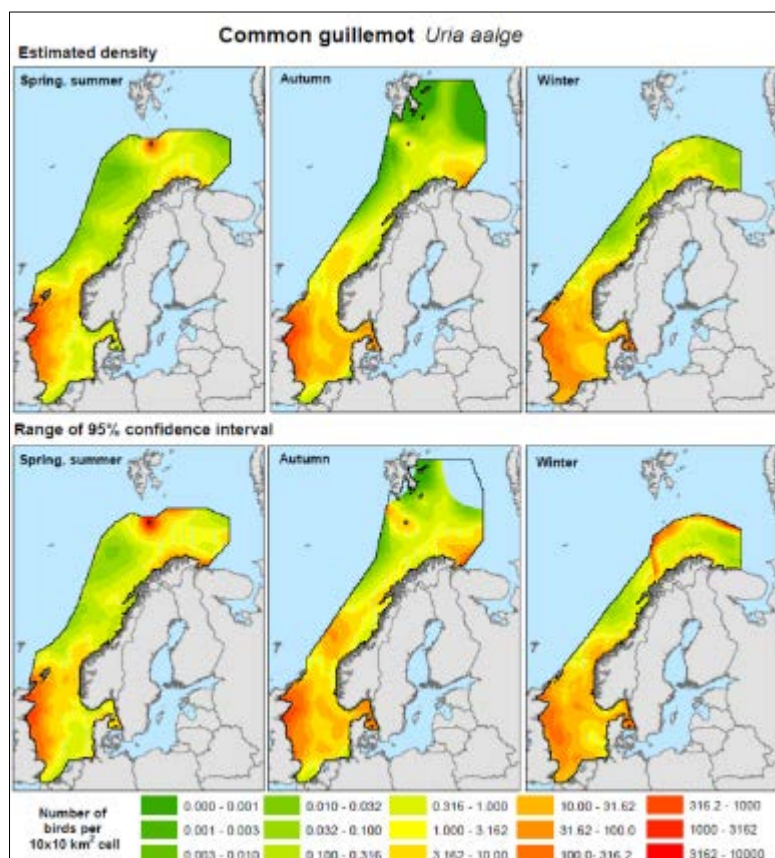
4.1.1 Metodikk

Selve metodikken i seg selv rommer en stor grad av usikkerhet, da det aldri vil være mulig eksakt å beregne effekten av en mulig oljeutblåsning en gang i fremtiden. For å håndtere usikkerheten i bestandseffekter for sjøfugl og marine pattedyr gitt påvirkning av oljeforurensning er det laget «effektnøkler» som gir mulige bestandstap gitt et spenn av ulike oljemengder (eksempelvis 1-100 tonn olje per 10 × 10 km rute, som gir 20 % bestandstap) som sammenfaller med tilstedeværelse av ressursene. Beregnet bestandstap kategoriseres videre med spenn (eksempelvis 1-5 %, 5-10 % osv.), som videre gir et spenn i teoretisk restitusjonstid (eksempelvis gir 10-20 % bestandstap henholdsvis 25 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade, 50 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade og 25 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade). Effekt og skadenøkler er utledet fra observert dødelighet og skade fra tidligere oljeutslipp.

4.1.2 Miljøressurser

Tilstedeværelsen av naturressursene kan også være en svært usikker og variabel størrelse. For sjøfugl er datagrunnlaget generelt godt i hekkesesongen. Datasettene er basert på statistiske analyser av telldata og oppdateres jevnlig gjennom Seapop-programmet. Det er likevel ikke mulig å predikere sjøfugls tilstedeværelse eksakt da variasjonene er store over kort tid og fra år til år, særlig for sjøfugl i åpent hav. Et eksempel på sistnevnte datasett fremkommet gjennom Seapop-programmet er vist i Figur 4-2 (sjøfugl i åpent hav). Predikerte tettheter over havområdene angis sammen med 95 % konfidensintervall og standardfeil. Datasettene angir en slags gjennomsnittsverdi av tettheten av sjøfugl i hele havområdet, og reflekterer således ikke faktisk utbredelse på et gitt tidspunkt et gitt sted. Utfallsrommet av mulige konsekvenser kan således bli snevert i forhold til faktisk forventning, og beregningene basert på datasettene gir kun en «gjennomsnittlig» konsekvens.

For fiskeegg/-larver i vannsøylen baserer analysen seg på modelldata over larvefordeling i vannsøylen i ulike år. Her er det viktig med mange år med data, og realistiske fordelinger, for å gi et godt forventningsbilde av mulige larvetap. Det er også mulig å understreke usikkerheten ved å se på maksimum- og minimumsverdier, og standardavvik.



Figur 4-2 Utbredelseskart for lomvi i åpent hav i tre sesonger (øverst) samt usikkerhetsestimater for utbredelseskartene som 95 % konfidensintervall (nederst). Kartene er opparbeidet gjennom SEAPOP (www.seapop.no). ©SEAPOP

4.1.3 Oljetype

Valg av oljetype-analog som skal representere et mulig hydrokarbonfunn, gjøres med variabel grad av usikkerhet. Noen ganger har man gode indikasjoner på oljeegenskaper som er avgjørende for å velge en liknende analog oljetype, andre ganger er det stor usikkerhet rundt dette. Det kan også være vanskelig å finne en eksisterende oljetype som representerer det forventede hydrokarbonets forvitringsegenskaper. I tillegg kommer usikkerhet i oljedriftmodellens representasjon av oljens oppførsel på havoverflaten/ i vannsøylen etter utslipp på ulike tider av året, ved ulike vær-situasjoner, samt vær-situasjonen i seg selv. For å ivareta usikkerheten i ytre miljøparametere (vind, strøm, temperatur) er det viktig å modellere tilstrekkelig antall simuleringer. Dette innebærer både tilstrekkelig antall simuleringer gjennom året slik at sesongvise (månedlige) variasjoner ivaretas, men også tilstrekkelig antall år som sikrer at årlige variasjoner ivaretas. Det er benyttet 10 år med strøm- og vinddata i modellen, som anses som tilstrekkelig i henhold til *beste praksis* for modelleringsoppsett (DNV GL, Akvaplan-niva, Acona, 2016).

4.1.4 Frekvenser og sannsynligheter

I beregning av risiko benyttes både konsekvensestimater (hva blir konsekvensen dersom en utblåsning skjer), og sannsynlighetsestimater (hvor sannsynlig er det at et utslipp forekommer). Sannsynlighetsestimatene er basert på et tallmateriale som er fremkommet gjennom historiske hendelser for Nordsjøen (norsk, britisk og tysk sektor), og den ytre kontinentalsokkelen av Mexicogolfen. Det er stor usikkerhet rundt hvor godt egnet erfaringsmateriale er for å beskrive/predikere fremtidige



hendelser. I beregning av generiske utblåsningsfrekvenser ble det tidligere tatt utgangspunkt i de siste 20 års hendelser. Beregningsmetodikken er nå endret for å ivareta de senere års teknologiutvikling for å bedre sikkerheten i forbindelse med petroleumsvirksomhet. Nå benyttes data for perioden 1.1.1980-31.12.2016, derav senere års hendelser tillegges større vekt enn hendelser langt tilbake i tid (Lloyds, 2019).

For å redusere usikkerheten rundt utblåsingssannsynligheten ytterligere kan det gjøres brønnspecifikke risikoanalyser, der man vurderer brønntekniske parametere opp mot erfaringsmaterialet. Ofte ender man da opp med en utblåsningsfrekvens som er lavere enn den generiske (historiske) tallverdien, noe som vitner om at operatørene på norsk sokkel har bedre kontroll og bedre rutiner enn hva som ligger til grunn for de historiske hendelsene. Dette innebærer at ved bruk av generiske frekvenser ivaretas usikkerheten gjennom konservative valg.

5 MILJØBESKRIVELSE

Letebrønn 7234/6-1 Stangnestind er lokalisert i Barentshavet. En potensiell utblåsning fra brønnen spres rundt utslippspunktet, og trekkes nordover med kyststrømmen. Det er valgt å fokusere på naturressurser tilknyttet havområde Barentshavet i foreliggende analyse. En kort beskrivelse av miljøressurser inkludert i analysen er gitt i Appendix E. For en mer omfattende beskrivelse av miljøressursene i regionen, henvises det til blant annet: Helhetlig forvaltningsplan av det marine miljø i Barentshavet (St.meld., 2009), oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (St.meld., 2011) og kunnskapsinnhentingene rundt petroleumsvirksomhet i nordøstlige Barentshavet (OED, 2012).

5.1 Verdifulle Økosystem Komponenter (VØK)

Som utgangspunkt for miljørisikoanalysene er det gjennomført en vurdering av hvilke naturressurser som har det største konfliktpotensialet innen influensområdet til letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. En Verdsatt Økosystem Komponent (VØK) er definert i veiledningen for gjennomføring av miljørisikoanalyser (OLF, 2007) som en ressurs eller miljøegenskap som:

- Er viktig (ikke bare økonomisk) for lokalbefolkningen, eller
- Har en nasjonal eller internasjonal interesse, eller
- Hvis den endres fra sin nåværende tilstand, vil ha betydning for hvordan miljøvirkningene av et tiltak vurderes, og for hvilke avbøtende tiltak som velges.

For å velge ut VØKer innen et potensielt berørt område benyttes følgende prioriteringskriterier (OLF, 2007):

- 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

VØKer som blir valgt ut for analyse i en spesifikk operasjon kan representere et spenn av ressurser som vil bidra til miljørisikoen for operasjonen i ulik grad. Som et minimum skal alltid den eller de ressursene som er antatt å bidra mest til miljørisikoen være representert blant de utvalgte ressursene. I utvelgelsen av VØKer er rødlistearter som er til stede i influensområdet vurdert.

5.2 Utvalgte VØK for analysen

Utvalgte VØKer er basert på kriteriene beskrevet i kapittel 5.1 og er nærmere beskrevet nedenfor.

5.2.1 Sjøfugl

Tabell 5-1 viser utvalgte sjøfuglarter på åpent hav og kystnært inkludert i miljørisikoanalysen for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. Flere av de pelagiske sjøfuglene inngår også i datasettene for kystnære sjøfugl, da det benyttes ulike datasett for disse etter tilholdssted i ulike deler av året. For disse artene dreier det seg i all hovedsak om hekkebestanden som oppholder seg rundt hekkekoloniene i en begrenset periode av året (vår/sommer). Det er ikke tatt hensyn til svømmetrekke for sjøfugl i disse

datasettene, og det er derfor sett spesifikt på dette i MARMABS data (polarlomvi) og Seatrack data (lomvi) (for mer informasjon se kap. 5.2.6 og 5.2.7, samt Appendix D). Det er benyttet de mest oppdaterte sjøfugl-datasettene for region Barentshavet.

Datasettene for pelagiske sjøfugl er fra SEAPOPOP (2013) og for kystnære sjøfugl fra SEAPOPOP (2017). Datasettet for kystnære sjøfugl fra SEAPOPOP inneholder både nasjonale data og regionale data (Barentshavet for denne analysen). Det er valgt å presentere resultater for de nasjonale datasettene i rapporten.

Tabell 5-1 Utvalgte VØKer sjøfugl for miljørisikoanalysen fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind (Seapop, 2013; Seapop, 2017/2018; Artsdatabanken (rødliste), 2015).

Navn	Latinsk navn	Rødlista	Tilhørighet
Alke	<i>Alca torda</i>	EN	Pelagisk sjøfugl (åpent hav, Barentshavet)
Alkekonge	<i>Alle alle</i>	LC	
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	NT	
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	LC	
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	EN	
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	LC	
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	EN	
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	CR	
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	VU	
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	EN	
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	-	
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	LC	
Alke	<i>Alca torda</i>	EN	Kystnær sjøfugl (Nasjonale data)
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	NT	
Gråmåke	<i>Podiceps grisegena</i>	LC	
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	EN	
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	LC	
Islom	<i>Gavia immer</i>	-	
Ismåke	<i>Pagophila eburnea</i>	VU	
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	EN	
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	CR	
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	VU	
Makrellterne	<i>Sterna hirundo</i>	EN	
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	EN	
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	-	
Praktærfugl	<i>Somateria spectabilis</i>	-	
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	LC	
Siland	<i>Mergus serrator</i>	LC	
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	LC	
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	LC	
Stellerand	<i>Polysticta stelleri</i>	VU	
Storjo	<i>Stercorarius skua</i>	LC	
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	LC	
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	LC	
Teist	<i>Cephus grylle</i>	VU	
Toppskarv	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	LC	
Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	NT	

NT – Nær Truet, EN – Sterkt Truet, CR – Kritisk Truet, VU – Sårbar, LC – Livskraftig

5.2.2 Marine pattedyr

Havert og steinkobbe har høyest sårbarhet under kaste- og hårfellingsperioden da de samler seg i kolonier i kystnære områder (juni-september for steinkobbe og desember-april for havert). Influensområdet til letebrønn 7234/6-1 Stangnestind strekker seg i nordlig retning, og inn mot kystområdene. Det er valgt å gjennomføre risikoberegninger for havert og steinkobbe, samt oter i denne analysen. Tabell 5-2 viser de utvalgte VØK marine pattedyrene.

Tabell 5-2 Utvalgte VØKer marine pattedyr for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind.

Navn	Latinsk navn	Rødlista
Havert	<i>Halichoerus grypus</i>	LC
Steinkobbe	<i>Phoca vitulina</i>	LC
Oter	<i>Lutra lutra</i>	VU

NT – Nær Truet, EN – Sterkt Truet, CR – Kritisk Truet, VU – Sårbar, LC – Livskraftig

5.2.3 Fisk

Effekten av olje på organismer i vannfasen (fisk og plankton) er avhengig av oljetype, nedblandingsgrad og kinetikk for utløsning av oljekomponenter til vannfasen, samt varighet av eksponeringen. Siden planktonforekomstene (plante- og dyreplankton) er generelt lite sårbare for oljeforurensning, er hovedfokus for miljørisikoanalyser satt på fisk. Egg og larver kan være svært sårbare for oljeforurensning i vannmassene, mens yngel (større enn omlag 2 cm) og voksen fisk i liten grad antas å påvirkes. Dette er i tråd med feltobservasjoner som har vist liten dødelighet av voksen fisk etter virkelige oljeutslipp. For fisk er det hovedsakelig arter som gyter konsentrert både i tid og rom som har størst skadepotensiale for akutte oljeutblåsninger.

I og med at influensområdene dekker sentrale deler av Barentshavet, til områder med tidvise konsentrasjoner av gyteprodukt, er det valgt å inkludere lodde og torsk i miljørisikoanalysen.

Det er også gjennomført en overlappsanalyse (kvalitativ vurdering) av gyteområdene til polartorsk og særlig verdifulle områder i Barentshavet med influensområde i vannsøylen gitt en utblåsning fra letebrønn 7234/6-1.

5.2.4 Strand

En utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind medfører ingen sannsynlighet for stranding av olje langs kysten. Det er allikevel valgt å inkludere skadebaserte analyser for strand, med utgangspunkt i sårbare habitater langs kystområdene.

5.2.5 Polarfronten

Polarfronten finnes der hvor atlantisk vann og arktisk vann møtes. Virvlene som oppstår når to så ulike vannmasser møtes fører til en omrøring og tilførsel av næring fra dypere lag, noe som bidrar til høy primærproduksjon i dette området (NPI, 2016).

Sjøpattedyr og sjøfugl er mindre påvirket av temperatur, men er ofte konsentrert langs fronten som følge av den biologiske produksjonen. Således danner polarfronten et viktig næringsområde for sjøfugl gjennom året.

Polarfronten er et særlig viktig område for polarlomvi, lomvi og krykkje. Polarlomvi, lomvi og andre alkefugler myter i åpent hav. Selv om disse områdene er dårlig kartlagt, er det rimelig å anta at polarfronten er et viktig område i denne perioden. Fordi alkefugler ikke er flyvedyktige i 45–50 dager under mytingen, vil de i denne perioden være ekstra sårbare (sensommer, tidlig høst).

I og med at polarfronten er dynamisk, og mange parametere er med på å bestemme hvor den er lokalisert gjennom året og fra år til år, finnes ingen gode data for å analysere miljørisiko på Polarfronten. Polarfronten er ikke sett på som en egen ressurs i foreliggende analyse, men ulike datasett for sjøfugl ivaretar tilstedeværelsen av ressurser i dette området. Datasettet for pelagiske sjøfugl gir månedlige tettheter i hele Barentshavområdet, mens lysloggerdata for lomvi (SeaTrack) og MARAMBS-data (polarlomvi og krykkje) er høyoppløselige data som ivaretar aggregeringer av fugl gjennom året basert på fuglenes livssyklus.

5.2.6 Lysloggerdata (SeaTrack)

Lyslogger-data (gls-data) er fremkommet ved bruk av lysloggteknologi og er ikke basert på fysiske observasjoner. Datasettene opparbeidet for lomvi omfatter en 3-årlig database med sporingsdata for om lag 300 individer fra fire ulike kolonier; Sklinna, Hjelmsøya, Hornøya og Bjørnøya. I tillegg er det opparbeidet et datasett der alle dataene fra de nevnte koloniene er sammenstilt (AllBirds).

Loggerdataene er innhentet og tilrettelagt av NINA/Norsk Polarinstitutt gjennom SeaTrack programmet. SeaTrack er et pågående og data benyttet i foreliggende analyse er for perioden 2014-2018.

5.2.7 MARAMBS data

MARAMBS (Mobile Animal Ranging Assessment Model for the Barents Sea) er et prosjekt som modellerer daglige tetthetsplott av miljøressursene i Barentshavet for å predikere en mer realistisk utbredelse basert på ressursens adferd og habitatbruk. Det ble i 2015/16 kjørt en pilotstudie på sjøfuglene krykkje og polarlomvi, og det er valgt å analysere på disse artene i foreliggende analyse.

5.2.8 Isbjørn data

Norsk Polarinstitutt har på oppdrag fra Statoil modellert isbjørn habitat bruk med RSF (Resource Selection Function) basert på satelitt-telemetri data fra 294 binner fra 1990-2015. Isbjørn har en habitatpreferanse for områder med 15-75 % is-konsentrasjon. Lokasjonen til den planlagte letebrønnen ligger sør for havområdet der en kan forvente at den marginale issonen vil ligge til ulike tider av året. Isbjørn er derfor ikke spesielt relevant for borelokasjonen med dagens is-utbredelse, men det er allikevel valgt å modellere på isbjørndata.

6 MILJØRETTET RISIKOANALYSE – RESULTATER

Mulige konsekvenser for sjøfugl og marine pattedyr er beregnet som sannsynlighet for en gitt tapsandel (henholdsvis < 1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og > 30 %) av en bestand. Beregningene tar utgangspunkt i månedlige bestandsfordelinger av artene, og resultatene som presenteres er maksimal verdi av månedene innen hver sesong (vår: mars-mai, sommer: juni-august, høst: september-november, vinter: desember-februar). Resultatene er presentert for bestanden med høyest sesongvise miljørisiko i foreliggende kapittel, mens bestandstap av alle modellerte arter er presentert i Appendix D.

Tapsandelen er videre benyttet til å beregne miljøskade. *Miljøskade* er definert i form av mulig restitusjonstid der 1 måned - 1 år restitusjonstid betegnes som *Mindre* miljøskade, 1-3 års restitusjonstid betegnes som *Moderat* miljøskade, 3-10 års restitusjonstid betegnes som *Betydelig* miljøskade og > 10 års restitusjonstid betegnes som *Alvorlig* miljøskade. Sannsynligheten for miljøskade av ulik alvorlighetsgrad er videre kombinert med sannsynligheten (frekvensen) for en oljeutblåsning, og årlig miljørisiko er målt mot Aker BPs operasjonsspesifikke akseptkriterier. Miljørisiko er presentert for alle inkluderte arter i foreliggende kapittel.

For strandhabitat er det beregnet treffsannsynlighet av ulike oljemengdekategorier per 10 × 10 km ruter, som videre danner grunnlaget for beregning av sannsynlighet for miljøskade per rute. Miljøskade for strandhabitat defineres på samme måte som for sjøfugl etter restitusjonstid. Resultatene av konsekvensberegningene er presentert for ruten med høyest sesongvis utslag. Det er valgt å presentere miljørisiko for de 10 ulike rutene i hver sesong med høyest månedlig utslag uavhengig av skadekategori (som andel av akseptkriteriene).

Mulige konsekvenser for Lysloggerdata, MARAMBS data og Isbjørn data er vist i Appendix D.

Det henvises til kapittel 4 for beskrivelse av anvendt metodikk.

6.1 Mulige konsekvenser ved en utblåsning fra letebrønn 7234 / 6-1 Stangnestind

6.1.1 Sjøfugl åpent hav

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - overflateutblåsning - Figur 6-1.

Artene med høyest miljørisiko uavhengig av skadekategori er presentert med bestandstapene i foreliggende kapitler (6.1.1 til 6.1.4). *Lunde* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om sommeren, mens *polarlomvi* har høyest sannsynlighet for bestandstap i øvrige årstider.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

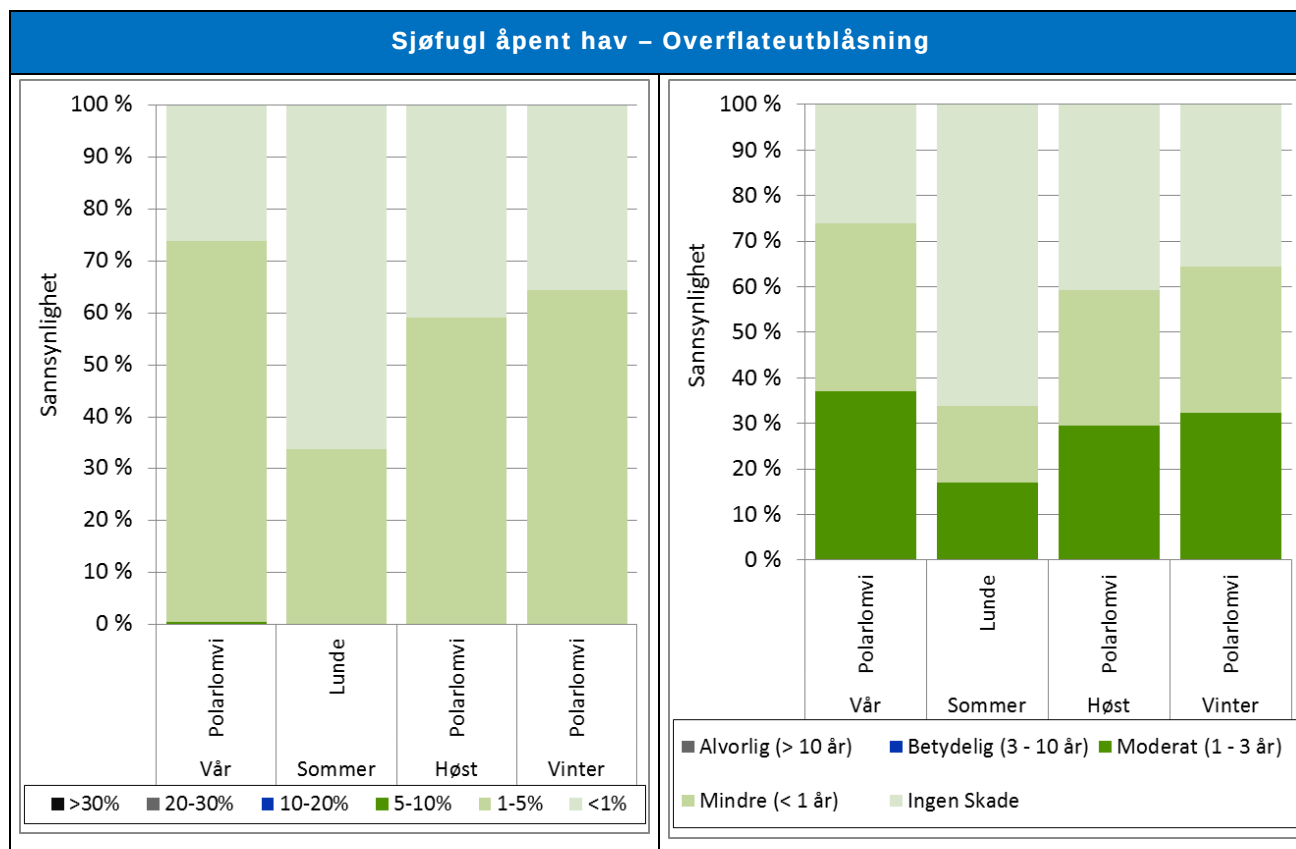
- 73 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (*polarlomvi* – vår).
- 1 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (*polarlomvi* – vår).

Det er ingen sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene >10 %.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 37 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (*polarlomvi* – vår).
- 37 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (*polarlomvi* – vår).
- <0,5 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (*polarlomvi* – vår).

Det er ingen sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade.



Figur 6-1 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av pelagisk sjøfugl dør gitt en overflateutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen. Bestandstapet (venstre) er gruppert i seks kategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %. Miljøskaden (høyre) er gruppert i fem kategorier; Ingen skade, Mindre (<1 år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig skade (>10 år).

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - sjøbunnsutblåsning - Figur 6-2.

Lunde er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om sommeren, mens *polarlomvi* har høyest sannsynlighet for bestandstap i øvrige årstider.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

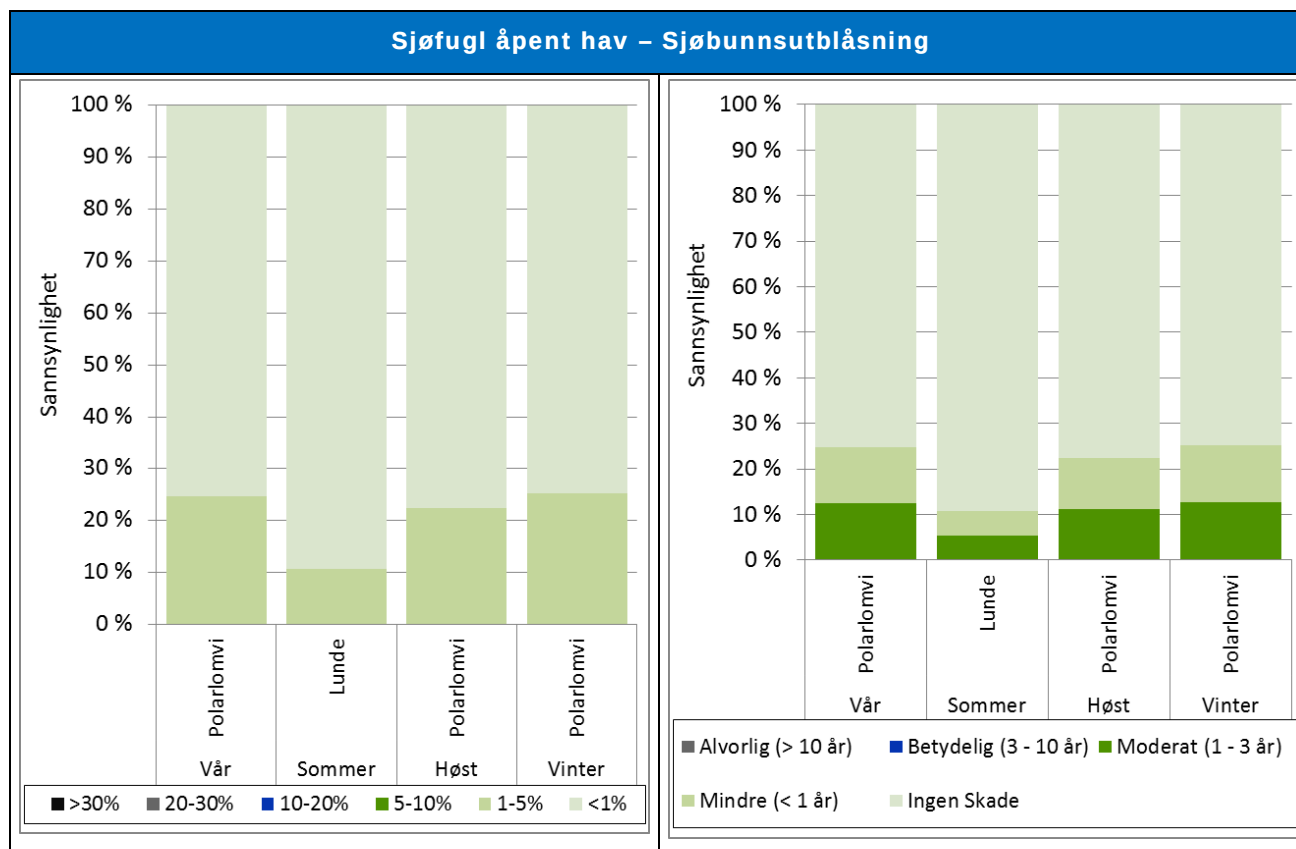
- 25 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (*polarlomvi* – vinter).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (*polarlomvi* – vår).

Det er ingen sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene >10 %.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 13 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (*polarlomvi* – vår).
- 13 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (*polarlomvi* – vår).

Det er ingen sannsynlighet for *Betydelig* og *Alvorlig* miljøskade.



Figur 6-2 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av pelagisk sjøfugl dør gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen. Bestandstapet (venstre) er gruppert i seks kategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %. Miljøskaden (høyre) er gruppert i fem kategorier; Ingen skade, Mindre (<1 år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig skade (>10 år).

6.1.2 Kystnære sjøfugl (nasjonale data)

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – overflate og sjøbunnsutblåsning

Analysen viser ingen sannsynlighet for bestandstap >1 % av kystnære sjøfugl hverken gitt en overflate- eller en sjøbunnsutblåsning fra brønn 7234/6-1 Stangnestind.

6.1.3 Marine pattedyr

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – overflate og sjøbunnsutblåsning

Analysen viser ingen sannsynlighet for bestandstap >1 % av marine pattedyr hverken gitt en overflate- eller en sjøbunnsutblåsning fra brønn 7234/6-1 Stangnestind.

6.1.4 Strandhabitat

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – overflate og sjøbunnsutblåsning

Analysen viser ingen sannsynlighet for treff av olje i strandruter hverken gitt en overflate- eller en sjøbunnsutblåsning fra brønn 7234/6-1 Stangnestind.

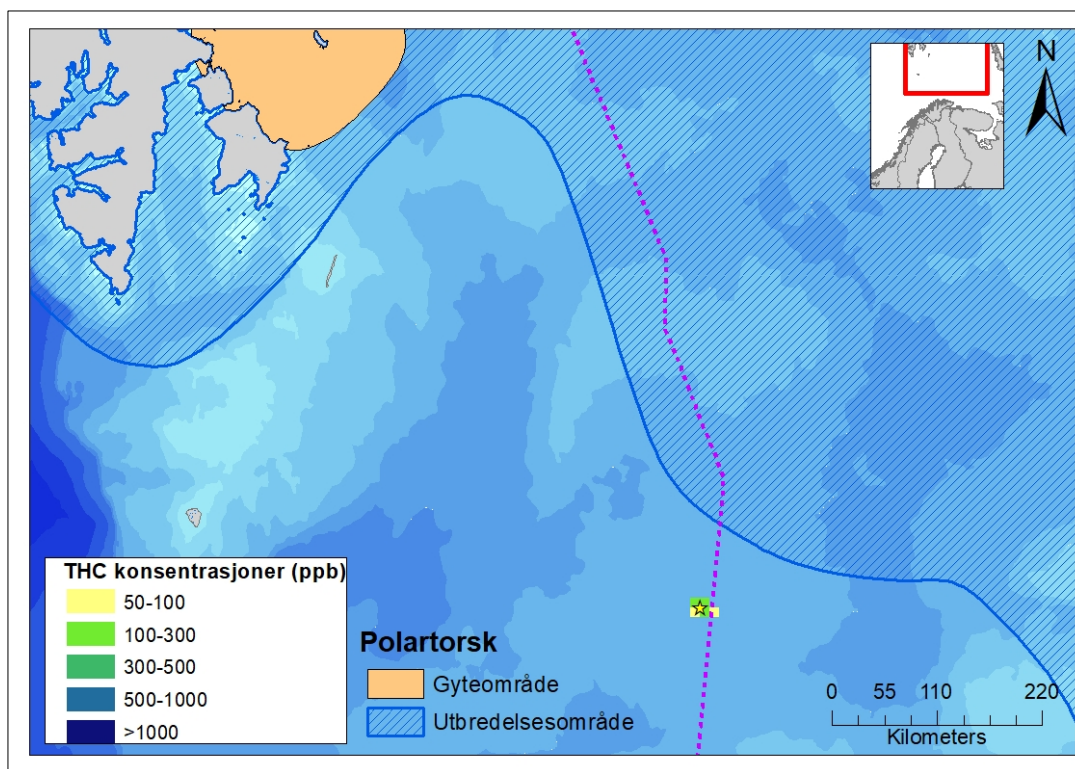
6.1.5 Fisk

Det er gjennomført modellering av mulige tapsandeler av fiskeegg og fiskelarver for henholdsvis torsk og lodde. Analysen er kjørt på utblåsningsratene 3080 Sm³/d for overflateutblåsning og 3069 Sm³/d for sjøbunnsutblåsning, begge med 15 døgns varighet. Valgte rater er nærmest de beregnede vektete ratene. Analysene viste ingen sannsynlighet for tapsandeler av torsk eller lodde (larver) over 0,5 %, og således ingen kvantifiserbare effekter. Eventuelle effekter anses dermed som neglisjerbare og tas ikke videre i miljørisikoberegningene.

Høyeste rater (11418 Sm³/d overflate, 11409 Sm³/d sjøbunn) kan gi høyere tapsandeler, men sannsynligheten for denne raten er svært lav (1,9 %) og miljørisikoen vil dermed også være svært lav.

6.1.6 Overlappsanalyse gyteområder og særlig verdifulle områder

I en kvalitativ vurdering overlappes influensområder i vannsøylen med definerte gyteområder for utvalgte fiskearter og særlig verdifulle områder for å vurdere konsekvenspotensialet. Resultatene fra modelleringene viser at det er lave THC konsentrasjoner i vannsøylen, hovedsaklig verdier under 50 ppb men med noen gridruter med THC konsentrasjoner opp til 214 ppb gitt en sjøbunnsutblåsning fra brønnen (se Figur 6-3). Influensområdet i vannsøylen overlapper ikke med definerte gyteområder for polartorsk eller definerte SVO'er i Barentshavet (Polarfronten, variabel iskant, Eggakanten, Tromsøflaket, Bjørnøya, 50 km kystbelte). De kvantitative beregningene for effekter på fisk (se kap. 6.1.5) viser ingen kvantifiserbare effekter på torsk- og loddelarver, og det forventes heller ikke kvantifiserbare effekter på andre fiskelarver gitt en utblåsning fra 7234/6-1 Stangnestind.



Figur 6-3 Gyte- og utbredelsesområder for polartorsk i Barentshavet (imr.no) vist sammen med influensområde i vannsøylen gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. Lokasjon for letebrønn Stangnestind er vist med gul stjerne.

6.2 Miljørisiko

Miljørisiko i tilknytning til letebrønn 7234/6-1 Stangnestind presenteres sesongvis for den enkelte VØK kategori. Miljørisiko uttrykkes ved sannsynlighet for skade på bestander eller kystområder kombinert med frekvens for utblåsning. For bestander; pelagisk og kystnær sjøfugl, og marine pattedyr presenteres risikoen på artsnivå mens for kysthabitat presenteres de 10 rutene (10 × 10 km) med høyest utslag. De sesongvise verdiene tilsvarer måneden med høyest innslag innenfor en gitt sesong, og viser et vektet bilde for overflate- og sjøbunnsutblåsning. Risikoen presenteres som prosentvis andel av Aker BPs gjeldende operasjonsspesifikke akseptkriterier (foreliggende kapittel).

Skade er definert i form av restitusjonstid som den tiden det tar før en bestand er tilbake til 99 % av opprinnelig nivå (OLF, 2007). Graden av skade er inndelt i fire kategorier; *Mindre* (<1 års restitusjonstid), *Moderat* (1-3 års restitusjonstid), *Betydelig* (3-10 års restitusjonstid) og *Alvorlig* (>10 års restitusjonstid) miljøskade.

6.2.1 Pelagiske sjøfugl

Miljørisiko for pelagisk sjøfugl er presentert i Tabell 6-1 for alle berørte arter i hver sesong.

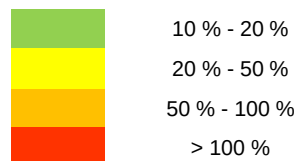
Høyest risiko for skade på pelagisk sjøfugl er beregnet for *polarlomvi* i vinter- og vårsesongen i kategorien *Moderat* miljøskade med 9 % av akseptkriteriet. Høyest beregnet miljørisiko innenfor hver miljøskadekategori, som andel av akseptkriteriet, er som følger:

- 2 % av akseptkriteriet for *Mindre* miljørisiko (krykkje og polarlomvi - vår, høst og vinter).
- 9 % av akseptkriteriet for *Moderat* miljørisiko (polarlomvi – vinter og vår).
- 1 % av akseptkriteriet for *Betydelig* miljørisiko (krykkje – vår, høst og vinter).

Det er ingen beregnet risiko i miljøskadekategori *Alvorlig*.

Tabell 6-1 Miljørisiko forbundet med utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind, presentert for **pelagisk sjøfugl** for henholdsvis Mindre, Moderat, Betydelig og Alvorlig miljøskade, og vist som andel av akseptkriteriet i de fire skadekategoriene. Miljørisiko for hver ressurs er vist for den måneden som gir høyest utslag i hver av skadekategoriene i vår-, sommer-, høst- og vintersesongen. Fargekoden viser miljørisiko av ulik numerisk størrelse.

Art	Andel av akseptkriteriene															
	Vår				Sommer				Høst				Vinter			
	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)
Alke	0,1 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Alkekonge	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Gråmåke	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Havhest	0,6 %	2,3 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %	2,1 %	0,0 %	0,0 %	0,7 %	2,8 %	0,0 %	0,0 %
Havsule	0,0 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %
Krykkje	1,9 %	8,0 %	0,6 %	0,0 %	0,5 %	1,8 %	0,0 %	0,0 %	1,6 %	6,7 %	0,5 %	0,0 %	1,9 %	7,6 %	0,5 %	0,0 %
Lomvi	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,4 %	1,4 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	1,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Lunde	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	1,0 %	4,2 %	0,0 %	0,0 %	1,1 %	4,5 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Polarlomvi	2,3 %	9,4 %	0,1 %	0,0 %	0,1 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %	2,0 %	8,1 %	0,0 %	0,0 %	2,2 %	9,0 %	0,1 %	0,0 %
Polarmåke	0,6 %	2,2 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %	2,1 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %	2,2 %	0,0 %	0,0 %
Svartbak	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
MAX	2,3 %	9,4 %	0,6 %	0,0 %	1,0 %	4,2 %	0,0 %	0,0 %	2,0 %	8,1 %	0,5 %	0,0 %	2,2 %	9,0 %	0,5 %	0,0 %



6.3 Oppsummering av miljørisiko forbundet med boring av letebrønn 7234/6-1 Stangnestind

Miljørisikoen er størst for sjøfugl og endrer seg gjennom året for de ulike artene avhengig av hvor de oppholder seg. Bevegelsesmønsteret og arealbruken styres av hvilken sjøfuglgruppe arten hører til og hvilken fase ressursene er i. I hekkeperioden trekker sjøfuglene mot kysten og samles i hekkekolonier. Etter hekkingen er over drar artene ut på havet igjen på næringssøk.

Ratene som kan forventes gitt en utblåsning fra 7234/6-1 Stangnestind og oljetypen som er benyttet i modelleringene gir små oljemengder på overflaten. Det er størst mengder i området rundt brønnlokasjon, men det er sannsynlighet for mindre oljemengder i et noe større geografisk område da oljen trekker seg østover med kyststrømmen. Oljemengdene rundt brønnlokasjon overlapper med utbredelse av flere av artene i datasettet for pelagiske sjøfugl, og det er derfor disse artene er dimensjonerende for miljørisikonivået.

Det er lite sannsynlig med bestandstap >5 %, som betyr at restitusjonstiden mest sannsynlig vil være under 3 år (mindre og moderat skadekategori). Høyeste miljørisiko er 9 % av akseptkriteriet i moderat skadekategori.

Det er ingen utslag i risikonivået for de andre ressursgruppene; kystnære sjøfugl, marine pattedyr og strandhabitater. Dette skyldes brønnens lokasjon langt fra land, og at det ikke kommer olje inn mot kystområdene der disse ressursene oppholder seg.

Det er viktig å merke seg at pelagisk og kystnær sjøfugl i utgangspunktet kan tilhøre samme bestand, men at analysene er basert på to ulike datasett etter sjøfuglenes tilholdssted i ulike perioder av året. I vår-/ sommersesongen vil hekkebestandene av de pelagiske artene trekke inn mot kysten (hekkekoloniene), og inngår i denne perioden i datasettet for kystnær sjøfugl.

Miljørisikoen forbundet med boring av letebrønn 7234/6-1 Stangnestind ligger for alle naturressurser (VØK kategorier) innenfor Aker BPs operasjonsspesifikke akseptkriterier i de ulike månedene og sesongene. Det kan dermed konkluderes med at miljørisiko knyttet til boreoperasjonen er akseptabel.

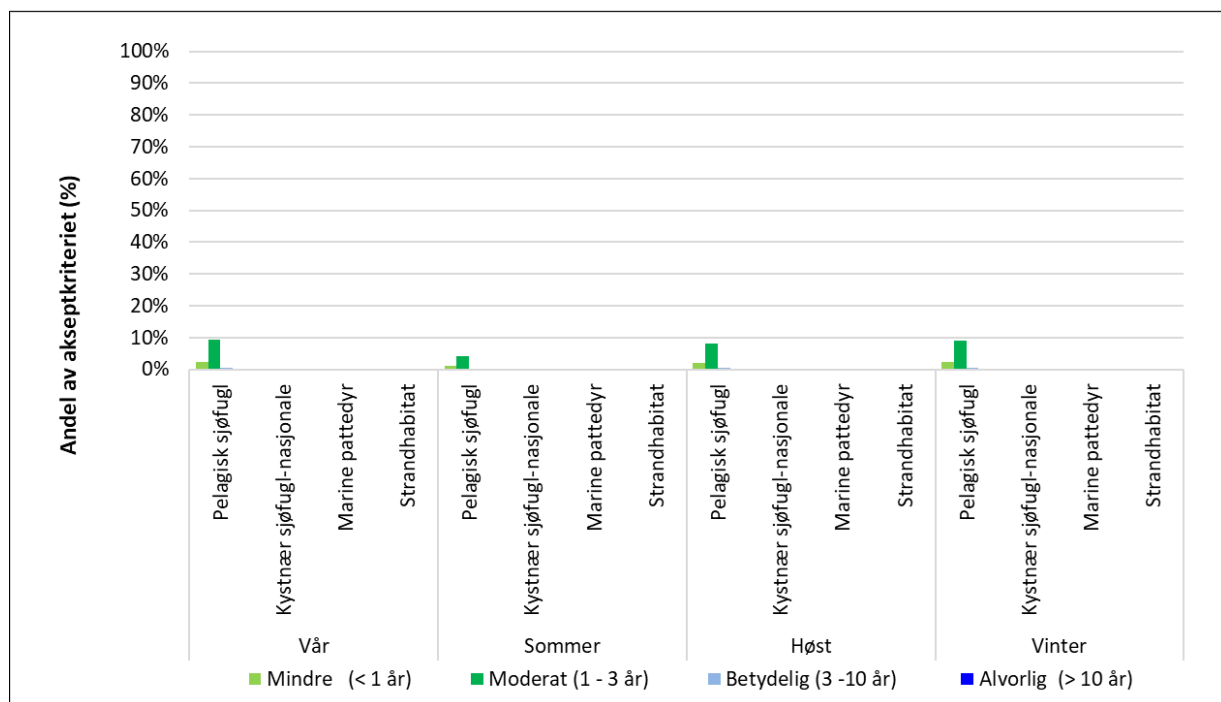
6.3.1 Oppsummering av miljørisiko per sesong

Tabell 6-2 og Figur 6-5 viser sesongvis høyeste miljørisiko for hver av VØK-kategoriene; pelagisk og kystnær sjøfugl, marine pattedyr og strandhabitat, uavhengig av art. Miljørisikoen er presentert som prosentandel av Aker BPs operasjonsspesifikke akseptkriterier.

Pelagiske sjøfugl (polarlomvi) er dimensjonerende for risikonivået med 9 % av akseptkriteriet for Moderat miljøskade i vårsesongen (mars-mai) og vintersesongen (desember – februar). Det er ingen utslag i de andre VØK-gruppene kystnære sjøfugl, marine pattedyr eller strandhabitater.

Tabell 6-2 Beregnet sesongvis miljørisiko for alle VØK-kategoriene lagt til grunn i analysen for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. For sjøfugl og marine pattedyr er den månedlige verdien som gir høyest utslag innenfor de ulike skadekategoriene presentert, uavhengig av art. For strandhabitat er risikoen presentert for den 10 × 10 km kystruten (strand) som viser høyest utslag. Verdiene er oppgitt som prosent av Aker BPs operasjonsspesifikke akseptkriterier.

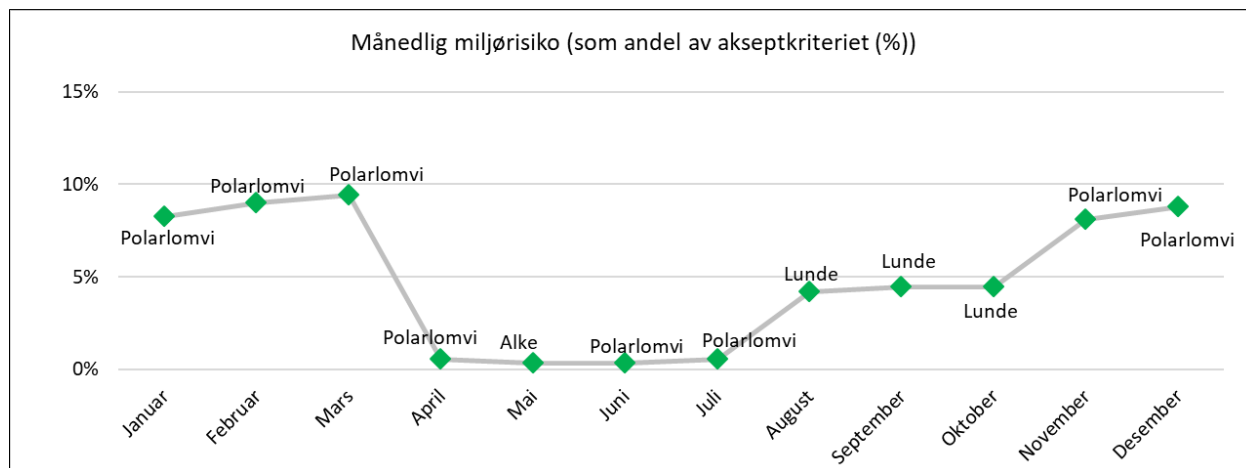
Sesong	VØK-gruppe	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 -10 år)	Alvorlig (> 10 år)
Vår	Pelagisk sjøfugl	2,3 %	9,4 %	0,6 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Marine pattedyr	0 %	0 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	0 %	0 %	0 %	0 %
Sommer	Pelagisk sjøfugl	1,0 %	4,2 %	0 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Marine pattedyr	0 %	0 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	0 %	0 %	0 %	0 %
Høst	Pelagisk sjøfugl	2,0 %	8,1 %	0,5 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Marine pattedyr	0 %	0 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	0 %	0 %	0 %	0 %
Vinter	Pelagisk sjøfugl	2,2 %	9,0 %	0,5 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Marine pattedyr	0 %	0 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	0 %	0 %	0 %	0 %



Figur 6-4 Beregnet miljørisiko for alle VØK-kategoriene lagt til grunn i analysen for de ulike sesongene, for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. Verdiene er oppgitt som prosent av Aker BPs operasjonsspesifikke akseptkriterier.

6.3.2 Oppsummering av miljørisiko per måned

Figur 6-6 viser høyeste miljørisiko i de ulike månedene gjennom året. Det er polarlomvi, alke og lunde fra datasett sjøfugl åpent hav (pelagiske sjøfugldatasett) som er dimensjonerende arter for miljørisiko. I Tabell 6-3 er høyeste miljørisiko vist per måned i de ulike skadekategoriene, og resultatene viser at de dimensjonerende sjøfuglartene for miljørisikoen har høyest utslag i moderat skadekategori.



Figur 6-5 Dimensjonerende arter for miljørisiko for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind i de ulike månedene gjennom året. Artene i figuren er fra datasett pelagisk sjøfugl i Barentshavet, da det er dette datasettet som gir høyest miljørisiko i månedene gjennom året. Det er høyest utslag i skadekategori moderat (grønn) i de ulike månedene.

Tabell 6-3 Høyeste miljørisiko per måned for **pelagisk sjøfugl** i de ulike skadekategoriene mindre, moderat, betydelig og alvorlig. I alle månedene er det pelagiske sjøfuglarter som er dimensjonerende for risikobildet for brønn 7234/6-1 Stangnestind.

Måned	Mindre miljøskade (<1 år)		Moderat miljøskade (1-3 år)		Betydelig miljøskade (3-10 år)		Alvorlig miljøskade (>10 år)	
	Art	Risiko	Art	Risiko	Art	Risiko	Art	Risiko
Januar	Polarlomvi	2,1	Polarlomvi	8,3	Krykkje	0,5	na	na
Februar	Polarlomvi	2,3	Polarlomvi	9,0	Krykkje	0,1	na	na
Mars	Polarlomvi	2,4	Polarlomvi	9,4	Krykkje	0,6	na	na
April	Polarlomvi	0,1	Polarlomvi	0,5	na	na	na	na
Mai	Alke	0,1	Alke	0,3	na	na	na	na
Juni	Polarlomvi	0,1	Polarlomvi	0,3	na	na	na	na
Juli	Polarlomvi	0,1	Polarlomvi	0,5	na	na	na	na
August	Lunde	1,0	Lunde	4,2	na	na	na	na
September	Lunde	1,1	Lunde	4,5	Lunde	0,1	na	na
Oktober	Lunde	1,1	Lunde	4,4	na	na	na	na
November	Polarlomvi	2,0	Polarlomvi	8,1	Krykkje	0,5	na	na
Desember	Polarlomvi	2,2	Polarlomvi	8,8	Krykkje	0,5	na	na

7 BEREDSKAPSANALYSE FOR LETEBRØNN 7234/6-1 STANGNESTIND

Beredskapsanalysen for Stangnestind er operasjonsspesifikk og analysen er en sesongbasert analyse som omfatter sommersesongen (sommer og høst) og vintersesongen (vinter og vår). Borestart for letebrønn Stangnestind er planlagt om våren eller sommeren (Q2, 2020), men da borestarten er usikker er det valgt å analysere for hele året fordelt på sommer- og vintersesong.

Formålet med beredskapsanalysen er å kartlegge og analysere behovet for beredskap ved akutt forurensning. Dette skal gi grunnlag for valg og dimensjonering av oljevernberedskap i forbindelse med akutte utslipp. Aktivitetsforskriftens § 73 og Styringsforskriftens § 17 stiller krav til beregning av risiko og beredskap ved miljøforurensning som følge av akutte utslipp som grunnlag for beredskapsplanlegging.

Beredskap som et konsekvensreduserende tiltak vil være et viktig bidrag til risikoreduksjon. Effektiv oljevernberedskap vil redusere oljemengdene på sjøen, og videre føre til reduksjon av influensområdet for et mulig oljeutslipp. Aker BP vil være ansvarlig for en eventuell oljevernaksjon. NOFO står for den operative delen av beredskapen både til havs, nær kysten og ved eventuelle strandrenseaksjoner og disponerer ressurser for dette. Dispergering vil vurderes som et alternativ eller supplement under en aksjon og NOFOs ressurser vil da kunne benyttes.

7.1 Metode for gjennomføring av miljørettet beredskapsanalyse

Det er gjennomført beregninger av beredskapsbehov knyttet til en utblåsning fra brønn 7234/6-1 Stangnestind. Beregningen er gjort i henhold til veiledningen «Veiledning for miljørettede beredskapsanalyser» (Norsk olje og gass, 2013), basert på dimensjonerende utslippshendelse (DFU, se avsnitt 2.1, som er en overflateutblåsning. Beregningene er gjort med bruk av BarKal som er en Excel basert modell for beregning av beredskapsbehov i de ulike barrierene, og er basert på forutsetninger for barrierer, systemer og ytelser angitt i NOFOs planverk (NOFO, 2019; <https://www.nofo.no/planverk>).

Det forventes en oljetype med liknende egenskaper som Caurus råolje og denne er benyttet som referanseolje. Forvittringsdata for Caurus olje (SINTEF, 2011) benyttes som underlag for beregning av emulsjonsvolum og vurdering av beredskapsmessig relevante egenskaper. Både emulsjonsvolum og effektivitet av barrierer beregnes sesongvis basert på gjennomsnitt for aktuelle parametere (eksempelvis bølger, vind og temperatur).

For å kunne beregne behovet på en måte som best beskriver de operative forholdene, bruker beredskapsanalysen begrepet barrierer (<https://www.nofo.no/planverk/forutsetninger/barrierer/>). Barrierebegrepet samsvarer med de ulike sonene (se Figur 7-1) der oljen skal bekjempes, og er i henhold til internasjonale standarder (f.eks. IPIECA):

- Barriere 1 er nærmest mulig kilden
- Barriere 2 er mellom kilden og kysten
- Barriere 3 er kystnære områder
- Barriere 4 er remobiliserbar strandet olje
- Barriere 5 er strandet olje

Ingen tiltak er alene 100 % effektive, men kan under optimale forhold samlet oppnå en høy ytelse. Beregningen tar hensyn til ytelsen av systemene og dermed også barrierene. I hver barriere (unntatt den første) tas det hensyn til effekten av tiltak i foregående barriere.



Figur 7-1 Barrierer i beredskapsanalysen (Kilde: Nofos planverk)

7.1.1 Ytelseskrav for de ulike barrierene

Det er lagt til grunn felles minimum ytelseskrav iht. veiledningen for miljørettede beredskapsanalyser (NOROG, 2013) i beregningene av beredskapsbehovet. Disse er:

- **Barriere 1 og 2 (nær kilden og i åpent hav)** skal hver for seg ha tilstrekkelig kapasitet til å kunne håndtere den emulsjonsmengden som er tilgjengelig som følge av dimensjonerende rate, med minimum responstid for fullt utbygd barriere lik 95-persentil av korteste drivtid til land, eller til spesielt miljøfølsomme områder identifisert i miljørisikoenalysen.
- **Barriere 3 (kystnært)** skal ha tilstrekkelig kapasitet til å kunne håndtere 95-persentil emulsjonsmengde (fra fullt utfallsrom i oljedriftsstatistikken) inn til barrieren etter at effekt av forutgående barrierer er lagt til grunn. Døgncapasitet er mengden fordelt på beregnet strandingsperiode. Det skal foreligge planer som beskriver egnede taktikker og bekjempelsesmetoder i identifiserte områder. Responstiden skal være mindre enn 95-persentilen av minste drivtid til land.
- **Barriere 4 (kystnært)** Skal ha tilstrekkelig kapasitet til å bekjempe innkommende emulsjonsmengde gitt effekten av foregående barrierer. Systemene skal være mobilisert innen 95-persentilen av korteste drivtid til land.
- **Barriere 5 (strand):** Skal ha tilstrekkelig kapasitet til å kunne bekjempe 95-persentilen av maksimalt strandet mengde emulsjon inn til eksempelområder. Det skal foreligge planer som beskriver egnede taktikker og bekjempelsesmetoder. Personell og utstyr til strandsanering skal

være klar til operasjon innen 95-persentilen av korteste drivtid inn til eksempelområde for de berørte områder med kortere drivtid enn 20 døgn.

7.1.2 Dimensjonering av barriere 1 og 2 – nær kilden og på åpent hav

Beredskapsanalysen for barriere 1 og 2, nær kilden og på åpent hav, er basert på vektet utblåsningsrate og forventet oljetype. Beregninger er gjort for vinter- og sommersesong.

For dimensjonering av barriere 1 benyttes egenskaper (fordamping, naturlig nedblanding, vannopptak og viskositet av emulsjon) for 2 timer gammel olje. Det grunnleggende prinsippet er at kapasiteten i de ulike barrierene skal være tilstrekkelig til å kunne håndtere emulsjonsmengden ved de gitte betingelsene.

For dimensjonering av barriere 2 er det utført beregninger av det antall systemer som kreves for å kunne bekjempe emulsjonsmengden som har passert barriere 1 pga. redusert systemeffektivitet. Systemeffektiviteten er avhengig av bølgehøyde og lysforhold, og varierer mellom de ulike områdene (Nordsjøen, Barentshavet og Barentshavet) på norsk sokkel. I beregningen av systembehov for barriere 2 benyttes oljeegenskaper for 12 timer gammel olje.

Kravene til responstid er satt til best oppnåelig responstid for NOFO-fartøyer til brønnen, og er basert på avstand til oljevernressurser, gangfart for OR-fartøy, slepebåtkapasitet og gangfart for disse, mobilisering av oljevernutstyr om bord på OR-fartøy, og tilgang til personell på basene. I tillegg kommer en vurdering opp mot krav om etablering av barriere 1 og 2 senest innen korteste drivtid til land (95-persentil).

7.1.3 Dimensjonering av barriere 3 og 4 – kyst og strandsone

For barriere 3 og 4, bekjempelse av olje i kyst- og strandsone, er kravene til beredskap satt ut fra størst behov ved å bruke to alternative tilnærminger:

- 95-persentilen av maksimalt strandet mengde emulsjon. Beredskapen i barriere 4 skal ha kapasitet til å bekjempe emulsjonen som passerer barriere 3. Beredskapsbehovet i barriere 3 og 4 er beregnet basert på resultater fra oljedriftssimuleringer gjennomført for aktiviteten.
- Eksempelområder som er berørt av stranding med drivtid kortere enn 20 døgn (ifølge oljedriftssimuleringer) skal kunne ha tilgang til grunnberedskap. Grunnberedskap er definert som 1 Kystsystem og 1 Fjordsystem (type A og D). Beredskapsressursene skal brukes der det er mest hensiktsmessig og er ikke begrenset til de prioriterte områdene.

Denne tilnærmingen medfører at det dimensjoneres både for volumer og utstrekning av strandet emulsjon, og legger til grunn det største behovet, når krav til beredskap i barriere 3 og 4 settes.

Det stilles krav til at beredskapen i barriere 3 og 4 skal være etablert innen 95-persentilen av korteste drivtid til land. Dersom drivtiden til land er lenger enn 20 døgn settes det ikke spesifikke krav til beredskap i barriere 3 og 4.

7.1.4 Dimensjonering av barriere 5 – strandrensing

For barriere 5, bekjempelse av strandet olje, vil det beregnes behov for antall strandrenselag med tilstrekkelig kapasitet til å kunne bekjempe 95-persentilen av størst strandet mengde emulsjon innenfor de berørte prioriterte områdene med kortere drivtid enn 20 døgn.

Det stilles krav til at beredskapen i barriere 5 skal være etablert innen 95-persentilen av korteste drivtid til land til hvert berørte eksempelområde. Når minste drivtid er lengre enn 20 døgn stilles det ikke spesifikke krav til beredskap i barriere 5.

7.2 Analysegrunnlag

7.2.1 Dimensjonerende utslippsscenario

I henhold til eksisterende industristandard (Norsk olje og gass, 2013) skal vektet utblåsningsrate være dimensjonerende når beredskapsbehovet for leteboring beregnes. Vektet utblåsningsrate er beregnet til 2314 Sm³/d for en overflateutblåsning og 2331 Sm³/d for en sjøbunnsutblåsning for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind (Ranold, 2019).

Det er dimensjonert for en overflateutblåsning (2314 Sm³/d) ved beredskapsbehovet.

7.2.2 Oljens egenskaper

7.2.2.1 Caurus råolje

Aker BP forventer ved funn av hydrokarboner i letebrønn Stangnestind at dette vil være et hydrokarbon med tilsvarende egenskaper som Caurus olje (SINTEF, 2011). En kort oppsummering av Caurus oljens egenskaper og parametere er gitt i kapittel 3.1.

Forvitringsegenskaper for Caurus olje ved ulike vindforhold og temperaturer er angitt i Tabell 7-1.

Oljedriftssimuleringene for letebrønnen er utført med Caurus olje, og den samme oljetypen er benyttet for dimensjonering av beredskap.

Forvitringsegenskaper for Caurus olje ved vinterforhold (5 °C, 10 m/s vind) og sommerforhold (10 °C, 5 m/s vind) er benyttet for dimensjonering av beredskap for letebrønn Stangnestind i vinter- og sommersesongen. Vintersesongen er definert fra september til februar, og sommersesongen fra mars til august.

Tabell 7-1 Caurus råolje, forvitringsegenskaper ved 2 og 12 timer for definerte vinter- og sommerforhold.

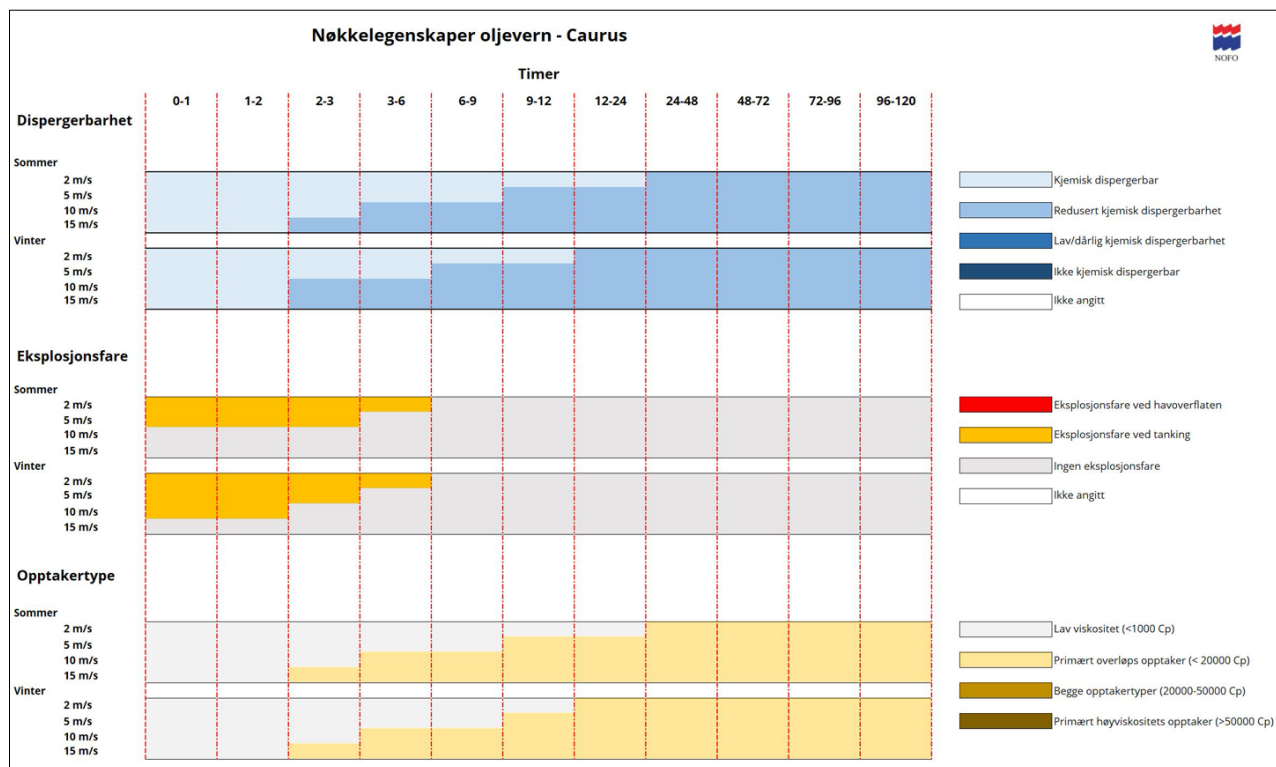
Timer	Parameter – Caurus olje	Vinter, 5°C, 10 m/s	Sommer, 15°C, 5 m/s
2 timer	Fordampning (%)	33	28
	Nedblanding (%)	10	0
	Vanninnhold (%)	36	20
	Viskositet av emulsjon (cP)	507	171
	Gjenværende olje på overflate (%)	57	72
12 timer	Fordampning (%)	42	41
	Nedblanding (%)	40	4
	Vanninnhold (%)	37	36
	Viskositet av emulsjon (cP)	1360	750
	Gjenværende olje på overflate (%)	18	55

7.2.2.2 Oljens egenskaper i forhold til mekanisk oppsamling og kjemisk dispergering

Egenskaper for Caurus olje er brukt i beregningene. Bakgrunnsinformasjonen er hentet fra et forvitningsstudium gjennomført av SINTEF (2011). Det forventes at Caurus olje har kort levetid på sjø. Oljen spres raskt ved et utslipp, og det vil ha høy fordampning og naturlig nedblanding og forvitring.

Figur 7-2 viser at Caurus olje danner ustabile emulsjoner med lav viskositet tidlig i et utslipp. Viskositeter > 1000 cP oppnås 6 timer etter utslipp ved vindhastighet 10 m/s både ved sommer- og vinterforhold for Caurus olje (SINTEF, 2011).

Caurus olje har et godt potensiale for kjemisk dispergering, både ved sommer og vinterforhold. Figur 7-2 viser at oljen får redusert dispergerbarhet 3 timer etter et utslipp ved vindhastighet på 10 m/s ved sommerforhold og etter 2 timer ved vinterforhold. Ved redusert dispergerbarhet kan tilførsel av energi (trustere, MOB båter etc) være med på å øke dispergenterenes effektivitet (SINTEF, 2011).



Figur 7-2 Potensiale for mekanisk oppsamling og kjemisk dispergering basert på viskositet av Caurus råolje (<https://www.nofo.no/planverk/datasett/oljetyper-og-egenskaper/nokkelegenskaper/>).

7.2.3 Faktorer som påvirker ytelse og effektivitet av bekjempelsessystemer

Ytelsen til enhetene som inngår i en aksjon mot akutt forurensning, målt i bekjempet mengde oljeemulsjon pr. døgn, er en funksjon av følgende forhold:

- Andel av tiden enheten kan operere (mørke/ redusert sikt og bølgeforhold)
- Effektiviteten innen operasjonsvinduet (relatert til ulike bølgeforhold, eller antatt konstant)

- Opptaks-/bekjempelseskapasitet under operasjon
- Lagringskapasitet for oppsamlet olje (kun relevant for opptakssystemer)
- Frekvens og varighet av driftsstans (overføring av oppsamlet olje, plunder og heft)
- Andel av tiden hvor tilgangen/tilflyten av olje til lense er mindre enn oljeopptakerens kapasitet (for mekanisk bekjempelse) eller hvor emulsjonen har en fordeling som gjør at dispergeringsmiddel ikke kan påføres med optimal effektivitet.

Funksjonene er brukt i BarKal for beredskapsbehov i alle barrierer.

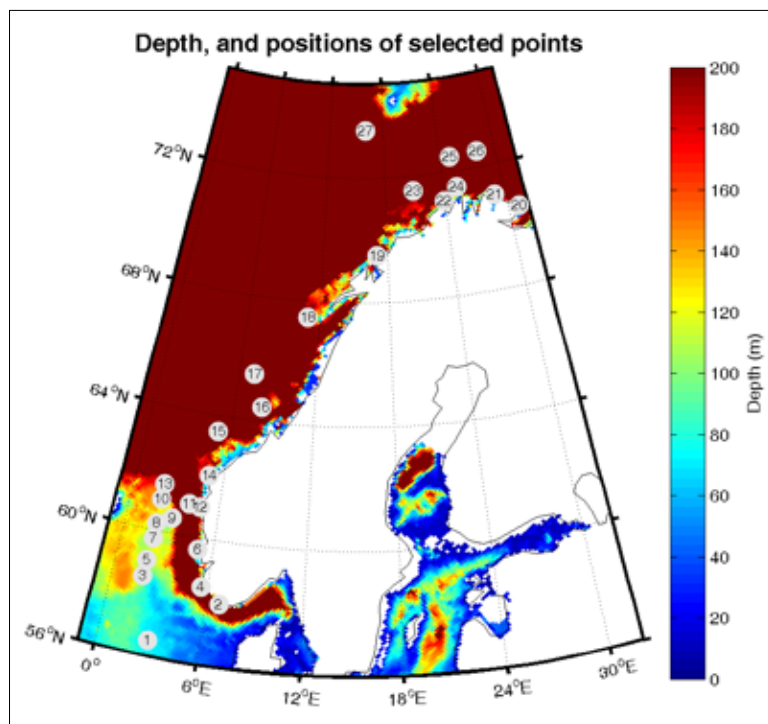
Ytelsen for havgående NOFO system (NOFO J med overløpsopptaker) under optimale forhold, og med tilgang på emulsjon tilstrekkelig i forhold til sveipeareal og pumpe-rate er 2865 m³/døgn (NOFO planverk, 2019).

Faktorer som er områdespesifikke for Stangnestind er omtalt i de følgende delkapitlene.

7.2.3.1 Bølgeforhold

Bølgeforhold på åpent hav inngår i beregning av effektiviteten og ytelsen til enhetene som inngår i en aksjon mot akutt forurensning i barriere 1 og 2. BarKal har bølgedata for 27 stasjoner, som vist i Figur 7-3. Stasjon 26 (NOFO-system) er antatt å best representere bølgeforholdene ved letebrønn Stangnestind.

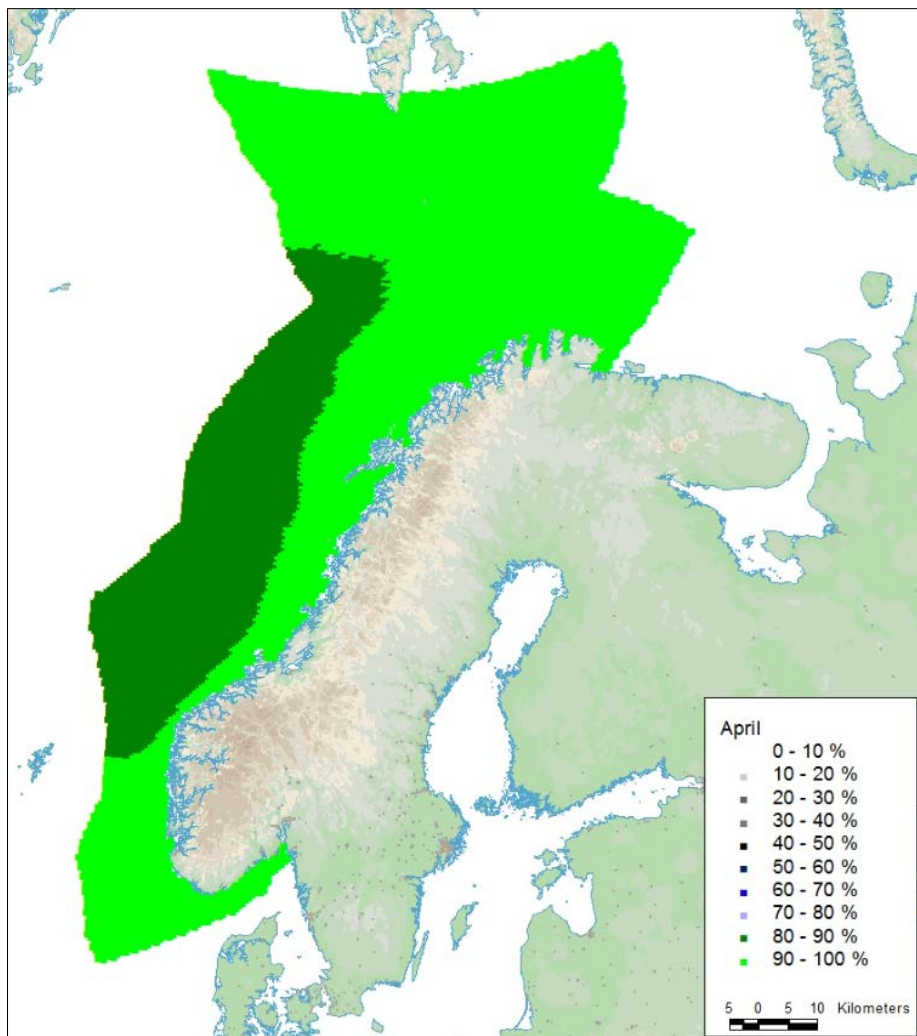
Systemgruppe A har et operasjonsvindu i værforhold med inntil 4 m signifikant bølgehøyde. Figur 7-4 viser tidsandelen med dette operasjonsvinduet for norsk sokkel i april (planlagt tidsperiode for boring inn i eventuelt oljeførende lag). Datagrunnlaget er NORA10 hindcast arkiv for perioden 1958 til 2016.



Figur 7-3 Stasjoner brukt i beregning av bølgeforhold på åpent hav.

Tabell 7-2 Gjennomsnittlig opptakseffektivitet, gitt bølgeforhold ved lokasjon Stangnestind (stasjon 26).

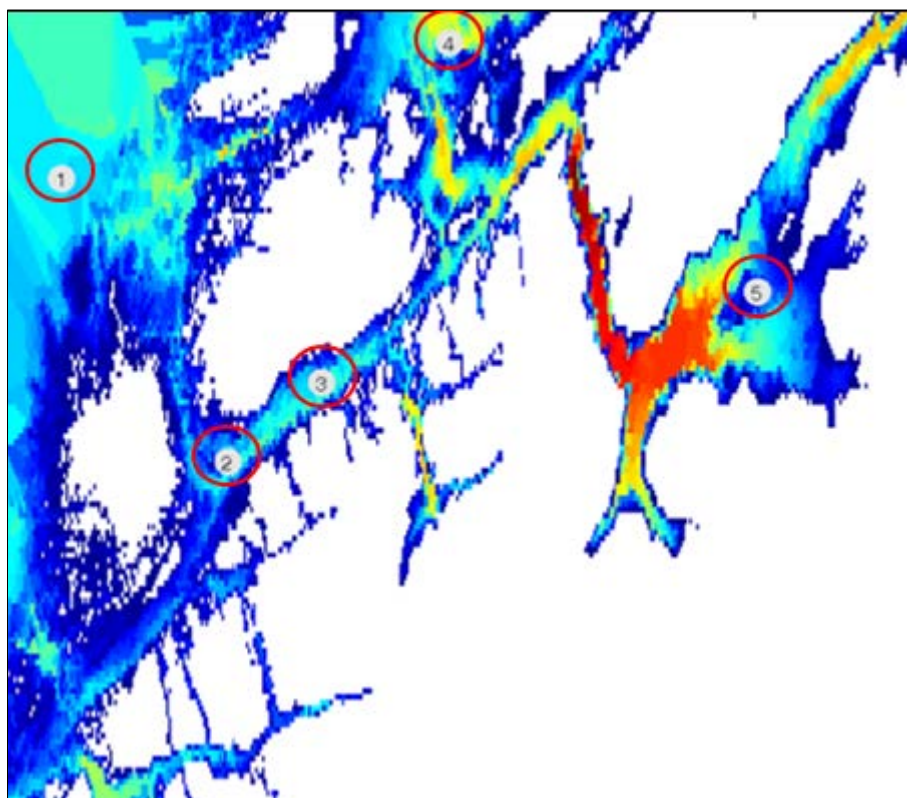
	Vinter	Sommer	År
NOFO-system	55,4 %	78,7 %	67,1 %



Figur 7-4 Operasjonsvindu (tidsandel i %) i værforhold med inntil 4 m signifikant bølgehøyde i april for systemgruppe A (<https://www.nofo.no/planverk/datasett/klimatiske-forhold/bolgeklima/bolgedata4/>).

7.2.3.2 Bølger i kystsonen

Bølgeforhold i kystsonen inngår i beregning av effektiviteten og ytelsen til enhetene som inngår i en aksjon mot akutt forurensning i barriere 3 og 4. BarKal har bølgedata for 5 stasjoner, som vist i Figur 7-5. Stasjon 4 og 3 er antatt mest konservative mtp å representere bølgeforholdene for henholdsvis kyst- og fjordsystem. Antatt gjennomsnittlig opptakseffektivitet for kystsystem er oppsummert i Tabell 7-3.



Figur 7-5 Stasjoner brukt i beregning av bølgeforhold i kystsonen. Stasjonene er valgt ut som representative for Norskekysten.

Tabell 7-3 Gjennomsnittlig opptakseffektivitet gitt bølgeforhold ved stasjon 4 (kystsystem).

	Vinter	Sommer	År
Kyst-system	47,9 %	80,9 %	63,8 %

7.2.4 Oljevernressurser- utstyrs plassering og forutsetninger

Figur 7-6 viser plasseringen av NOFO utstyr per juli 2019 (NOFO planverk). Avstanden fra aktuelle oljevernressurser til borelokasjon brukt som grunnlag for beredskapsanalysen er vist i Tabell 7-4. Tabell 7-5 presenterer ytterligere forutsetninger som gangfart, avgivelsestid for beredskapsfartøy og slepefartøy samt tid for mobilisering av utstyr fra baser. Et NOFO system inkluderer oljelenser, skimmer, tankvolum for oppsamlet emulsjon og overvåkningsutstyr.

Totalt disponerer NOFO om lag 765 Sm³ dispergeringsmidler fordelt på baser og fartøy.



Figur 7-6 NOFOs utstyrsoversikt per oktober 2019.

Tabell 7-4 Avstander fra Stangenstind til oljevernressurser benyttet i analysen.

Oljevernressurser	Avstander fra Stangenstind (nm)
SBV	0
Goliat	248
Avløser nord	248
Hammerfest S1	245
Hammerfest S2	245
Aasta Hansteen	671

Tabell 7-5 Forutsetninger benyttet i analysen for beregning av barrier 1 og 2.

Gangfart, OR-fartøy	14 knop
Mobilisering, klargjøring, lasting og lossing på base – system 1 fra NOFO-base	10 timer Untatt Sandnessjøen – 20 timer
Mobilisering av system 2 fra NOFO-base	30 timer
Mobilisering av system 3 fra NOFO-base	48 timer
Avgivelsestid for beredskapsfartøyer	Goliat: 4 timer Avløser nord: 4 timer Aasta Hansteen: 6 timer
Responstid for slepefartøy	Slepefartøy fra NOFO-pool: 36 timer
Redningsskøyter	Gangfart 20 knop, avgivelsestid 2 timer
Tid til å sette lenser på sjøen / klargjøre dispergering ombord	1 time

7.2.5 Influensområder og stranding

Oljedriftsmodellering for letebrønn Stangnestind viser at det ikke er sannsynlighet for stranding av olje til land ved en dimensjonerende hendelse i noen sesonger.

7.3 Beredskapsbehov og responstider i barriere 1 og 2

For Stangnestind er systembehov beregnet for dimensjonerende hendelse som er en langvarig utblåsning (Tabell 7-7). Basert på dimensjonerende scenario for 7234/6-1 Stangnestind er det beregnet et behov for 2 NOFO-system i barriere 1 og 2 både i sommer- og vintersesongen.

Krav til første NOFO system er satt til 2 timer etter at oljeutslipp er oppdaget. Krav til fullt utbygd barriere 1 og 2 er satt til 23 timer. Det er ikke stranding gitt en utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind, og det er derfor ikke definert en korteste drivtid til land. Ytterligere systemer vil kunne bli mobilisert gjennom NOFO ved behov. Nærmere detaljer om fartøy og systemer vil bli beskrevet i beredskapsplanen.

Tabell 7-6 Beregnet systembehov ved dimensjonerende hendelse for Stangnestind i barriere 1 og 2 – langvarig utblåsning 2314 Sm³/d.

Parameter	Vinter 5°C – 10 m/s	Sommer 15°C – 5 m/s
Utstrømningsrate (Sm ³ /d)	2314	2314
Tetthet (kg/Sm ³)	795	795
Fordampning etter 2 timer på sjø (%)	33	28
Nedblanding etter 2 timer på sjø (%)	10	0
Oljemengde tilgjengelig for emulsjonsdannelse (Sm ³ /d)	1319	1666
Vannopptak etter 2 timer på sjø (%)	36	20
Emulsjonsmengde tilgjengelig for opptak i barriere 1 (Sm ³ /d)	2061	2083
Viskositet av emulsjon inn til barriere 1 (cP)	507	171
Økt systembehov grunnet høy cP (HiVisc: >15000 cP)?	Nei	Nei
Beregnet behov for NOFO systemer i barriere 1	1	1
Emulsjonsmengde inn til barriere 2 (Sm ³ /d)	919	444
Oljemengde inn til barriere 2 (Sm ³ /d)	588	355
Fordampning etter 12 timer på sjø (%)	42	41
Nedblanding etter 12 timer på sjø (%)	40	4
Oljemengde tilgjengelig for emulsjonsdannelse (Sm ³ /d)	359	295
Vannopptak etter 12 timer på sjø (%)	37	36
Emulsjonsmengde tilgjengelig for opptak i barriere 2 (Sm ³ /d)	569	461
Viskositet av emulsjon inn til barriere 2 (cP)	1360	750
Økt systembehov grunnet høy cP (HiVisc: >15000 cP)?	Nei	Nei
Beregnet behov for NOFO systemer i barriere 2	1	1
Behov for NOFO-systemer i barriere 1 og barriere 2	2	2
Samlet effekt av barriere 1 og 2	49,4 %	71,5 %

Tabell 7-8 gir en oppsummering av responstidene som søkes benyttet for brønnoperasjonen.

2 NOFO system er tilgjengelig innen 36 timer. I henhold til ytelseskravene til Aker BP og veiledningen til Norsk olje og gass skal fullt utbygd barriere 2 være på plass senest innen korteste drivtid til land (95 persentil). De to systemene vil være operative innen 36 timer i begge sesonger. Dette er den raskest mulige løsningen med systemer innenfor planforutsetningene. For å øke robustheten i beredskapsoppsettet er det listet opp ytterligere 4 systemer som alle har fullt utbygd barriere innen 55 timer.

Dersom andre fartøy er i området samtidig med denne boreaktiviteten vil disse kunne benyttes i en eventuell boreoperasjon.

Tabell 7-7 Beregninger av responstid for oljevern fartøy ved utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind i PL858 for OR- og slepefartøy.

System	Seilingstid (t)	Tids-tillegg (t)	Samlet responstid NOFO-fartøy (t)	Slepefartøy	Samlet responstid Slepefartøy (t)	Total responstid for komplett system (t)
SBV	0	2	2	På lokasjon	2	2
Goliat	17,7	4	23	NOFO pool	36	36
Avløser nord	17,7	4	23	NOFO pool	36	36
Hammerfest S1	17,5	10	29	NOFO pool	36	36
Hammerfest S2	17,5	30	49	NOFO pool	36	49
Aasta Hansteen	47,9	6	55	NOFO pool	36	55

7.4 Beredskapsbehov og responstider barriere 3 - 5

Det er ikke stranding på kysten eller i definerte eksempelområder gitt en utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind, og det er derfor ikke beregnet beredskapsbehov for barriere 3-5.

7.5 Bruk av kjemisk dispergering

Bruk av kjemisk dispergering som bekjempelsesstrategi skal vurderes iht NEBA-prosessen og SIMA metodikken. Caurus olje har et godt potensiale for kjemisk dispergering, både ved sommer og vinterforhold (SINTEF, 2011). Dispergerbarheten til olje/ oljeemulsjon skal alltid testes *in situ* ved hjelp av SINTEF prøvetakingskoffert ved et utslipp for å vurdere om dispergering kan være et aktuelt beredskapstiltak.

Bruk av kjemisk dispergering i en aksjon skal alltid vurderes med hensyn til observasjoner eller sannsynlig tilstedeværelse av naturressurser i området samt værforhold. Det vil være særlig aktuelt ved høye forekomster av sjøfugl, for å forhindre landpåslag og/eller for å redusere oljemengden inn til kyst og strand.

Tabell 7-10 viser noen aktuelle beredskapsfartøyer som har dispergeringsmidler ombord og deres responstid til letebrønn 7234/6-1 Stangnestind. Dispergeringsmidlet om bord er Dasic Slickgone NS. Ved behov kan fartøyene etterfylle dispergeringsmiddel på basene.

Tabell 7-8 Responstider for et utvalg oljevernressurser med dispergeringskapasitet.

Oljevernressurs	Lokasjon	Responstid *
Esvagt Aurora	Goliat	23
Stril Barents	Hammerfest base	29
Havila Troll	Aasta Hansteen	55

*inkludert klargjøringstid for dispergering om bord på fartøyene (1 time).

7.6 Konklusjon - Beredskapsanalyse

Aker BPs krav til beredskap mot akutt oljeforurensning for boring av letebrønn Stangnestind er oppsummert i Tabell 7-11. Ressursbehovet er tilsvarende for sommer- og vintersesongen.

Det settes krav til 2 NOFO-systemer i barriere 1 og 2 i både sommer- og vintersesongen, med responstid på 2 timer for første system og fullt utbygd barriere 1 og 2 innen 36 timer.

Det er ikke stranding på kysten eller i definerte eksempelområder gitt en utblåsning fra letebrønn 7234/6-1 Stangnestind, og det er derfor ikke beregnet beredskapsbehov for barriere 3-5.

Dimensjonerende hendelse vil kunne håndteres med kjemisk dispergering offshore i kombinasjon med mekanisk oppsamling. Operasjoner fra fartøy, fly og eventuelt subsea dispergering er operasjonelt mulig og tilgjengelig gjennom Aker BP sine avtaler (NOFO).

Tabell 7-9 Kapasitet, ytelse og effektivitet av valgt beredskapsløsning for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind.

Barriere 1 og 2	Vinter (5°C - 10 m/s vind)	Sommer (15°C - 5 m/s vind)
Emulsjonsmengde inn til barriere 1	2061 Sm ³ /d	2083 Sm ³ /d
Viskositet av emulsjon inn til barriere 1	507 cP	171 cP
Antall og systemtyper i valgt beredskapsløsning i barriere 1 og 2	2 NOFO J m/overløp (pri.konfig.)	2 NOFO J m/overløp (pri.konfig.)
Emulsjonsdannelse mellom barriere 1 og 2	-350 Sm ³ /d*	17 Sm ³ /d
Ytelse av valgt beredskapsløsning i barriere 1 og 2	1300 Sm ³ /d	1820 Sm ³ /d
Emulsjonsmengde ut av barriere 2	412 Sm ³ /d	280 Sm ³ /d
Effekt av barriere 1 og 2	49,4 %	71,5 %

*Negativt tall da det er høyere fordampning og nedblanding enn vannopptak.

8 REFERANSER

- Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016: Oljedriftsmodellering for standard miljørisikoanalyser ved bruk av OSCAR – beste praksis.
- Aker BP, 2019. Inngangsdata til MRABA for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind.
- Artsdatabanken, 2015. <http://www.artsdatabanken.no>. Nasjonal kunnskapskilde for biologisk mangfold. Norske Rødliste for arter 2015.
- DN & HI, 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse. Fisken og Havet 6-2007. 156 s.
- DNV GL, 2016. MARAMBS risk assessment demonstrator. DNV GL report No 2016-0886. A Statoil/BaSEC report.
- Lloyd's, 2019. Blowout and well release frequencies based on SINTEF offshore blowout database 2018. Report no: 19101001-8/2019/R3. Rev: Final. Date 08 April 2019.
- Loeng, H., & Drinkwater, K., 2007. Deep-sea reserach II 54 2478-2500. An overview of the Barents and Norwegian Seas and their response to climate variability.
- Nilsen H., Greiff Johnsen H., Nordtug T., Johansen Ø., 2006. Threshold values and exposure to risk functions for oil components in the water column to be used for risk assessment of acute discharges (EIF Acute). Statoil contract no.: C.FOU.DE.B02.
- NOFO, 2019. Planverket, <https://www.nofo.no/planverk>
- NOROG, 2013. Veiledning for miljørettede beredskapsanalyser, datert 16.08.2013.
- NPI, 2016. Lone, K., Aars, J., Lydersen, C. & Kovacs, K.W. 2016. Report to Statoil on Work package 1(WP1). Polar bears and sea ice. Norsk Polarinstitutt rapport.
- OED, 2012. Kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Barentshavet. 23 november 2012.
- OLF, 2007. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) – revisjon 2007. OLF rapport, 2007.
- OLF, 2008. Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV rapport 2007-2075. (pp. 87s).
- Ranold, 2019. Preliminary results, Blowout and dynamic Wellkill simulations. Exploration well 7234/6-1 Stangnestind. 17.9.2019
- Seapop, 2013. Sjøfugl åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder.
- Seapop, 2017. Rådata innhentet for konsentrasjoner av kystnære sjøfuglarter fra Norsk Institutt for Naturforskning ved Geir Systad. Nasjonale og regionale datasett.
- SINTEF, 2011. Caurus crude oil – weathering properties related to oil spill response. SINTEF report SINTEF A21022.
- Systad, G.H.R., Bjørgesæter, A., Brude, O.W., Skeie, G.M.2018. Standardisering og tilrettelegging av sjøfugldata til bruk i konsekvens- og miljørisikoberegninger. NINA Rapport 1509: 36 pp.



APPENDIX A

Ratematrise fra Ranold for Ietebrønn Stangnestind

Ratematrise for letebrønn 7234/6-1 Stangnestind fra utblåsningsstudie utført av Ranold.

Ranold, 2019. Preliminary results, Blowout and dynamic Wellkill simulations. Exploration well 7234/6-1 Stangnestind. 17.9.2019

Table 3: Risked blowout rates – Conventional res. 200 mD – Surface release point

Scenario		Flowpath		BOP Status		Total Risk	Oil blowout potential	Risked Oil blowout rate	Risked Gas blowout rate
Prob. %	Exposure	Prob. %	Status	Prob. %	Status	[%]	[Sm ³ /day]	[Sm ³ /day]	[MSm ³ /day]
60	Partial reservoir exposure	0	Open hole	30	Open	0.00	8007	0	0.00
			70	Restricted	0.00	1975	0	0.00	
		85	Annulus	30	Open	15.30	2942	450	0.68
				70	Restricted	35.70	1705	609	0.92
		15	Drill pipe	30	Open	2.70	2770	75	0.11
				70	Restricted	6.30	1678	106	0.16
40	Full reservoir exposure	16	Open hole	30	Open	1.92	11418	219	0.33
			70	Restricted	4.48	2120	95	0.14	
		72	Annulus	30	Open	8.64	3322	287	0.43
				70	Restricted	20.16	1825	368	0.56
		12	Drill pipe	30	Open	1.44	3099	45	0.07
				70	Restricted	3.36	1799	60	0.09
Total sum:						100		2313	3.50

Table 4: Risked blowout rates – Conventional res. 200 mD – Seabed release point

Scenario		Flowpath		BOP Status		Total Risk	Oil blowout potential	Risked Oil blowout rate	Risked Gas blowout rate
Prob.%	Exposure	Prob.%	Status	Prob.%	Status	[%]	[Sm ³ /day]	[Sm ³ /day]	[MSm ³ /day]
60	Partial reservoir exposure	0	Open hole	30	Open	0.00	7990	0	0.00
				70	Restricted	0.00	1990	0	0.00
		85	Annulus	30	Open	15.30	2941	450	0.68
				70	Restricted	35.70	1719	614	0.93
		15	Drill pipe	30	Open	2.70	2889	78	0.12
				70	Restricted	6.30	1722	109	0.16
40	Full reservoir exposure	16	Open hole	30	Open	1.92	11409	219	0.33
				70	Restricted	4.48	2138	96	0.15
		72	Annulus	30	Open	8.64	3322	287	0.43
				70	Restricted	20.16	1838	371	0.56
		12	Drill pipe	30	Open	1.44	3253	47	0.07
				70	Restricted	3.36	1841	62	0.09
Total sum:						100		2331	3.53



APPENDIX B

Gjeldende regelverk

Myndighetskrav til HMS (helse, miljø og sikkerhet) for petroleumsvirksomhet til havs omfatter følgende lover og forskrifter; forurensningsloven, rammeforskriften, styringsforskriften, innretningsforskriften og aktivitetsforskriften. En nærmere beskrivelse av noen av kravene er gitt nedenfor.

Lov om vern mot forurensning og om avfall (forurensningsloven)

Formålet med forurensningsloven (§ 1) er å verne det ytre miljø mot forurensning, redusere eksisterende forurensning, redusere mengden av avfall samt fremme en bedre behandling av avfall. I § 7 beskrives det at når det er fare for forurensning i strid med loven, eller vedtak i medhold av loven skal den ansvarlige for forurensning sørge for tiltak for å hindre at den inntreffer. Har forurensningen inntrådt skal vedkomne sørge for tiltak for å stanse, fjerne eller begrense virkningen av den. Den ansvarlige plikter også å treffe tiltak for å avbøte skader og ulemper som følge av forurensningen eller av tiltakene for å motvirke den. Plikten etter dette ledd gjelder tiltak som står i et rimelig forhold til de skader og ulemper som skal unngås. I henhold til bestemmelsene i § 11 skal det søkes om tillatelse til virksomhet som kan medføre forurensning. Søknad om tillatelse etter § 11 skal gi de opplysninger som er nødvendig for å vurdere om tillatelse bør gis og hvilke vilkår som skal settes.

Forurensningsloven kan leses i helhet her:

<http://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6>

Forskrift om styring i petroleumsvirksomheten (styringsforskriften)

Styringsforskriften § 25 krever at det søkes om samtykke fra norske myndigheter i forbindelse med all type aktivitet relatert til leting etter og/eller produksjon av olje og gass i norsk sektor. Ifølge Styringsforskriften § 17 skal det utarbeides en miljørettet risikoanalyse og en miljørettet beredskapsanalyse i forbindelse med aktiviteten, for å avdekke hva som kan bidra til miljørisiko knyttet til akutt forurensning, og skal vise hvilken effekt ulike prosesser, operasjoner og modifikasjoner har på miljørisikoen. For større utslipp av olje eller kondensat skal det gjennomføres drifts- og spredningsberegninger.

Styringsforskriften, § 4, beskriver prinsipper for risikoreduksjon. Ved reduksjon av risiko skal den ansvarlige velge tekniske, operasjonelle og organisatoriske løsninger som reduserer sannsynligheten for at det oppstår feil, fare- og ulykkessituasjoner. I tillegg skal det etableres barrierer som reduserer sannsynligheten for at slike feil og fare- og ulykkessituasjoner utvikler seg, og som begrenser mulige skader og ulemper. Resultater fra miljørettede risikoanalyser bør inngå i grunnlaget for valg av løsninger for å redusere risiko. Risikoreduserende tiltak som bør vurderes, er gjennomføring av aktiviteten til perioder av året med lavest miljørisiko og valg av design som reduserer omfang av forurensning, f.eks. utblåsningsrater.

I § 5 stilles krav til barrierer. Der det er nødvendig med flere barrierer, skal det være tilstrekkelig uavhengighet mellom barrierene. De løsningene og barrierene som har størst risikoreduserende effekt, skal velges ut fra en enkeltvis og samlet vurdering. Operatøren eller den som står for driften av en innretning, skal fastsette de strategiene og prinsippene som skal legges til grunn for utforming, bruk og vedlikehold av barrierer, slik at barrierenes funksjon blir ivaretatt gjennom hele innretningens levetid. Det skal være kjent hvilke barrierer som er etablert og hvilken funksjon de skal ivareta, samt hvilke krav til ytelse som er satt til de tekniske, operasjonelle eller organisatoriske elementene som er nødvendige for at den enkelte barrieren skal være effektiv. Det skal være kjent hvilke barrierer som er ute av funksjon eller er svekket. Den ansvarlige skal sette i verk nødvendige tiltak for å rette opp eller kompensere for manglende eller svekkede barrierer.



I henhold til styringsforskriften, § 9, skal det etableres akseptkriterier for akutt forurensning som omfatter både risiko for at akutt forurensning skal inntreffe, og risiko for skade på det ytre miljø (miljørisiko). Operatørene som har innretninger og aktiviteter i samme område, bør samarbeide om prinsipper for etablering av akseptkriterier, slik at disse har en sammenlignbar form mellom operatører og er egnet som grunnlag blant annet for felles beredskapsetablering.

Regelverket for petroleumsvirksomhet (Styringsforskriften) finnes på:

<http://www.ptil.no/styringsforskriften/category382.html>

Forskrift om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten (rammeforskriften)

Rammeforskriften er en overordnet forskrift som gir føringer for helse-, miljø- og sikkerhet i petroleumsvirksomheten. I § 11 presenteres prinsipper for risikoreduksjon. Foruten en pålagt minstestandard identifisert i regelverket, skal risikoen reduseres ytterligere så langt det er mulig. Ved reduksjon av risiko skal den ansvarlige velge de tekniske, operasjonelle eller organisatoriske løsningene som etter en enkeltvis eller samlet vurdering av skadepotensialet og nåværende og fremtidig bruk gir de beste resultater, så sant kostnadene ikke står i et vesentlig misforhold til den risikoreduksjonen som oppnås. I § 26 og § 29 henvises det til når en skal søke om samtykke og hva en slik søknad skal inneholde (herunder miljørisiko- og beredskapsanalyser). § 20 poengterer at en operatør skal sikre at beredskapen er samordnet når det brukes flere innretninger eller fartøy samtidig. Operatørens beredskapstiltak skal også være egnet til å samordnes med offentlige beredskapsressurser. Det er operatøren som skal lede og koordinere innsatsen av beredskapsressursene ved fare og ulykkessituasjoner. Samarbeid om beredskap er temaet for § 21. Operatørene skal samarbeide om beredskapen mot akutt forurensning. Det skal etableres regioner med felles beredskapsplaner og felles beredskapsressurser.

Rammeforskriften kan leses i sin helhet her:

<http://www.ptil.no/rammeforskriften/category381.html>

Forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten (aktivitetsforskriften)

Aktivitetsforskriften § 73 stiller krav til beredskapsetablering og krav til etablering av beredskapsstrategi. Der fremgår blant annet at beredskapen skal etableres på bakgrunn av blant annet resultater av miljørettede risiko- og beredskapsanalyser, og skal ivareta hav, kyst og strandsoner. Det stilles videre krav til etablering av tre teknisk uavhengige barrierer; én nær kilde og i åpent hav, én i fjor- og kystfarvann og én i strandsonen. Barrieren nær kilden og i åpent hav skal kunne håndtere den mengden forurensning som kan tilflytte barrieren. Barrierene i fjord- og kystfarvann og i strandsonen skal kunne håndtere den mengden forurensning som kan tilflytte barrieren etter at effekten av forutgående barrierer er lagt til grunn.

Aktivitetsforskriften kan leses i sin helhet her:

<http://www.ptil.no/aktivitetsforskriften/category379.html>



APPENDIX C

Oljedriftsmodellene OSCAR

Oljedriftsmodellen som er anvendt er SINTEFs OSCAR modell (Oil Spill Contingency And Response). Modelloppsettet av OSCAR er basert på Best Practice (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016).

OSCAR er en tre-dimensjonal oljedriftsmodell som beregner oljemengde på havoverflaten, på strand og i sedimenter, samt konsentrasjoner i vannsøylen. Resultater fra OSCAR er i tre fysiske dimensjoner samt tid. Modellen inneholder databaser for ulike oljetyper med tilhørende fysiske og kjemiske komponenter, vanddyb, sedimenttyper og strandtyper. Oljedriftssimuleringene er kjørt i et 3×3 km rutenett med en svært detaljert kystlinje (Oppløsning: 1:50 000). I etterkant er oljedriftsresultatene eksportert til 10×10 km rutenett til bruk i miljørisikoanalyse. Influsjonsområdene i denne rapporten er også presentert i 10×10 km rutenett.

For sjøbunnsutslippene blir en egen modul i OSCAR anvendt; en nærsonemodell som beregner den første fasen av sjøbunnsutblåsningen (Johansen Ø., 2006). Den beskriver hvordan plumen (olje, gass og vannpakken) oppfører seg fra sjøbunn til overflate eller til et eventuelt innlagringsdyb. Nærsonemodellen beregner plumens fortykning og stighetid oppover i vannsøylen. Modellen tar også hensyn til oppdriftseffekter av olje og gass, tetthetssjiktningen i det omkringliggende området samt sidestrøm. For sjøbunnsutslippene er vertikalprofil i vannmassene med hensyn til temperatur og salinitet lagt inn i modellkjøringene (Levitus, 1994).

Filmtykkelsen som dannes på overflaten etter en sjøbunnsutblåsning beregnes i nærsonemodelleringen. For overflateutblåsningen er den initiale oljefilmtykkelsen satt til 4 mm.

For å bestemme oljens drift og skjebne på overflaten beregner modellen overflatespenning, transport av flak, dispergering av olje ned i vannmassene, fordampning, emulsjon og stranding. I vannkolonnen blir det simulert horisontal og vertikal transport, oppløsning av oljekomponenter, adsorpsjon, avsetninger i sedimenter samt nedbrytning.

OSCAR benytter både to- og tre-dimensjonale strømdata fra hydrodynamiske modeller. De anvendte historiske og dagsgjennomsnittlige strømdataene er fra perioden 2007-2016 med 4×4 km oppløsning (fra SVIM-arkivet, Meteorologisk Institutt). Datasettet inneholder både overflatestrøm og strøm nedover i vannsøylen. En begrensning ved å benytte dagsgjennomsnittlige strømdata er at effekten av tidevannsstrømmer faller bort. Dette er kombinert med historiske vinddata fra Meteorologisk institutt/Norsk dypvannsprogram med 10×10 km oppløsning fra perioden 2007-2016 med tidsintervall tre timer (NORA10).

Dynamiske isdata er også gjort tilgjengelig for oljedriftsmodelleringen i denne studien. På samme måte som for strøm foreligger dagsgjennomsnittlige iskonsentrasjoner (SVIM-arkivet, Meteorologisk Institutt). Isen vil påvirke oljens forvitring og spredning i større eller mindre grad avhengig av iskonsentrasjonene.

Stokastiske simuleringer med forskjellige starttidspunkter er modellert. I de stokastiske modelleringene er et bestemt antall simuleringer utført etter hverandre i én kjøring. Antall simuleringer for de ulike scenariene avhenger av utslippsvarigheten, og målet er å ha tilstrekkelig antall simuleringer slik at perioden det modelleres for (årstid eller hele året) er dekket av historisk variabilitet i strøm og vind. Følgetiden til hver oljepartikkel som slippes ut, er simulert varighet for et utblåsingsscenario pluss 20 døgn. Antall simuleringer varierer fra 36 per år ved 2 dagers utblåsningsvarighet til 12 per år for lengste varighet (eksempelvis 75 dager). Oljedriftssimuleringene er utført for hele året.

For å kunne beregne statistiske resultater er oljedriftsparametere akkumulert for hver simulering i hver berørte rute. Disse resultatene er igjen brukt for bl.a. å beregne treffsannsynligheter i en gitt rute. Treffsannsynlighet er her definert som antall simuleringer (av totalt antall simuleringer) hvor et oljeflak/partikkel på havoverflaten har truffet en 10×10 km rute, uavhengig av hvor lenge det har vært olje i ruten.

Modellens begrensning og krav til inngangsdata

Enhver modell vil nødvendigvis være en forenkling av virkeligheten. Dette medfører at det vil være et visst avvik mellom modellens prediksjoner og virkeligheten, men det kan samtidig være med på å gjøre det enklere å avdekke og forstå generelle trender og fenomener i prosesser som studeres. I dette kapittelet påpekes noen av de viktigste kjente forenklingene og antakelsene i OSCAR. I tillegg gjøres det rede for usikkerheter som følge av modellens oppbygning, så vel som oppsettet av simuleringene og inngangsdataene som er benyttet.

Modelleringen av ulike prosesser som fjerner forurensningen fra en simulering er spesielt interessant da denne har stor effekt på omfanget av eventuelle skadevirkninger i kjølvannet av et oljeutslipp/oljeutblåsning. Olje i OSCAR fjernes fra miljøet gjennom fordampning, degradering og eventuelt mekanisk oppsamling. Videre kan olje til en viss grad immobiliseres på strand og i sedimenter. Av effektivitetshensyn følges ikke sedimentert olje i stokastiske simuleringer. Olje på strand degraderer både i virkeligheten og i modellen, men dette skjer saktere enn for olje i vannkolonnen. Olje kan transporteres ut av det modellerte området, men modellberegningene settes normalt opp slik at dette i verste fall bare gjelder en liten andel av det totale utslippet. I tillegg til degradering vil fortynning av oljen i vannkolonnen være en viktig kilde til at effekten av et utslipp reduseres over tid (Johansen,2010).

OSCAR er en partikkelbasert modell, hvor olje og kjemikalier i modellen representeres som et sett med partikler. Hver partikkel har en rekke egenskaper som forandrer seg i løpet av en simulering. Dette inkluderer generelle egenskaper som posisjon, masse og fysisk utstrekning, så vel som egenskaper knyttet spesielt til oljedriftsmodellering: viskositet, vanninnhold, kjemisk sammensetning, vannløselighet, og andre egenskaper for den benyttede oljen.

I OSCAR finnes det tre hovedtyper av partikler. Disse representerer henholdsvis kjemikalier som er løst i vannet, dråpeskyer i vannkolonnen som følge av kjemisk eller naturlig dispergering og olje på havoverflaten.

En simulering består av en rekke tidssteg hvor partiklenes egenskaper forandres:

- Partiklenes posisjon endres som følge av pådrag fra vind og strøm.
- Massen og den kjemiske sammensetningen endres som følge av blant annet fordampning, biodegradering, og utløsning fra dråpeskyer og overflateflak til løste komponenter.
- Vannopptak og viskositet endres som del av en kompleks forvitningsprosess.

I tillegg kan partikler gå fra å representere dråpeskyer til å representere overflateflak og motsatt. Dråpeskyer kan stige til overflaten som følge av oljens oppdrift, og overflateflak kan blandes ned i vannkolonnen som følge av vindinduserte bølger og turbulens.

Som ved enhver forenkling av en kompleks kontinuerlig prosess, vil en partikkelbasert modell være følsom for hvilken oppløsning som velges. Hvis det benyttes flere partikler i beregningene er det større potensial for å oppnå realistiske simuleringer, gitt strøm-, vind-, dybde- og kystdata. Flere partikler betyr imidlertid også mer ressurskrevende beregninger, og det endelige valg av oppløsning blir en avveining mellom tilgjengelig regnekapasitet og nytten av å øke oppløsningen ytterligere. Det er i denne analysen brukt et standardisert oppsett (etter Best Practice) med et minimum antall partikler på 3000 og maksimum antall på 10000, avhengig av utslippsvarighet og utslippsrate.

Bearbeiding og generering av statistiske parametere

Basert på de stokastiske resultatene fra OSCAR beregnes oljedriftstatistikk; treffsannsynlighet, olje- og emulsjonsmengde, total hydrokarbonkonsentrasjoner og strandingsmengder for forhåndsdefinerte 10×10 km kystruter.

Oljedriftstatistikk for åpent hav er presentert som middelveier av de faktiske parametere. Hver gang en oljepartikkel når en ny rute, vil relevante parametere og antall treff i ruten bli oppdatert. Når alle utblåsning-/utslippsscenarioene er simulert, vil statistikk for hver rute, strandingsareal og influensområdet beregnes.

De statistiske rutenett-parametere som presenteres i denne rapporten er:

- **Treffsannsynlighet**, defineres som det relative antall simuleringer (av totale antall simuleringer) hvor et oljeplak/en partikkel på havoverflaten har truffet en rute. Influensområde defineres som området med en treffsannsynlighet $> 5\%$ for mer enn 1 tonn olje i en 10×10 km rute.
- **Forventningsmengde på olje**, Defineres som treffsannsynlighet (se ovenfor) multiplisert med gjennomsnittlig tidsmidlet oljemengde når ruten treffes (Treffsannsynlighet $\times$ mengde olje gitt treff).
- **Vannsøylekonsentrasjoner (Total hydrokarbonkonsentrasjoner)**, defineres som gjennomsnittstall (over alle simuleringer) basert på tidsmidlet maksimale verdier (over en simulering) i vannsøylen for total oljekonsentrasjon (THC) > 100 ppb, dvs. både løste fraksjoner og oljedråper.



APPENDIX D

Bestandstap vist for alle modellerte arter

Lysloggerdata (SEATRACK)

Lyslogger-data (glS-data) er fremkommet ved bruk av lysloggteknologi og er ikke basert på fysiske observasjoner. Datasettene opparbeidet for lomvi omfatter en 3-årlig database med sporingsdata for om lag 300 individer fra fire ulike kolonier; Sklinna, Hjelmsøya, Hornøya og Bjørnøya. I tillegg er det opparbeidet et datasett der alle dataene fra de nevnte koloniene er sammenstilt. Loggerdataene er innhentet og tilrettelagt av NINA/Norsk Polarinstitutt gjennom SeaTrack programmet og gjort tilgjengelig for bruk i miljørisikoanalyser av NINA og Norsk olje og gass (ref. Egil Dragsund, Norsk olje og gass; DNV GL, 2015). SeaTrack er et pågående prosjekt som har løpt i perioden 2014-2018 (Seapop).

Datasettene inkluderer to ulike perioder; høst fra august til oktober, og vinter fra november til januar. Datasettene med bestandsandeler er illustrert i Figur D-1 til Figur D-3. Datasettene er «vasket» med 50 % kernel, for å luke ut åpenbare feilkilder samt vektlegge områdene med høyest fugletetthet.

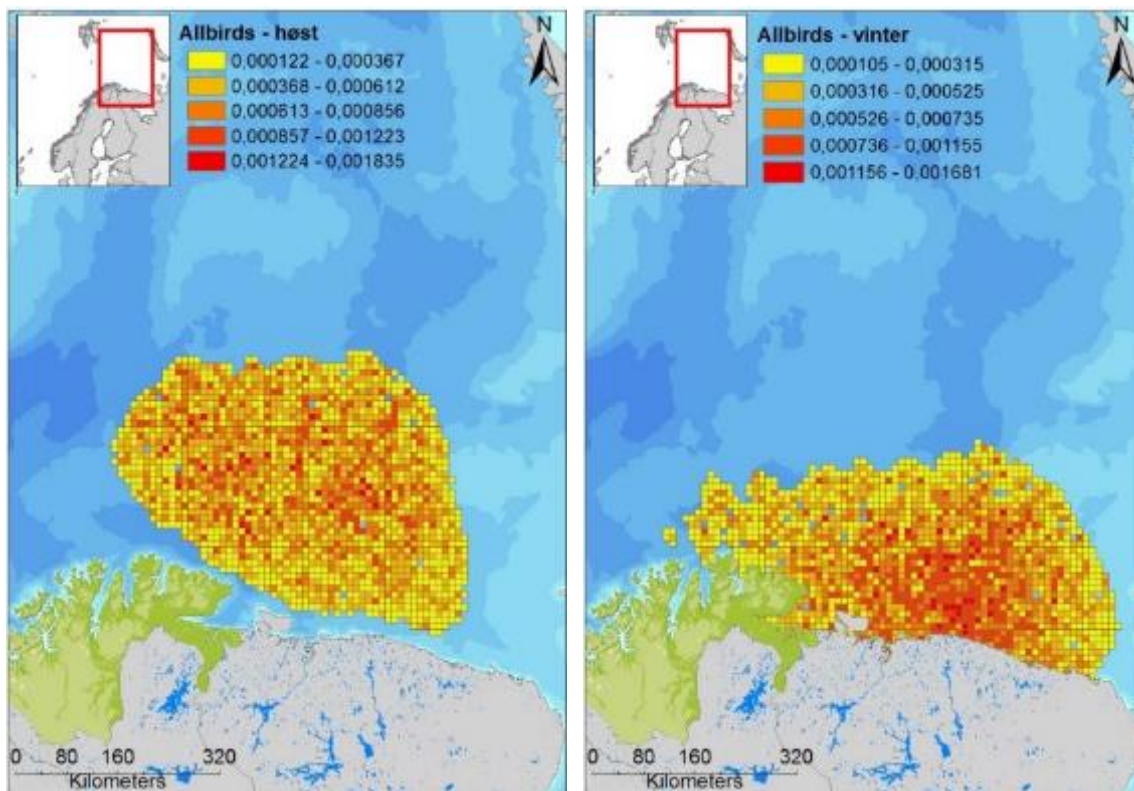
Det er verdt å merke seg at lysloggerdatasettene er delt inn i høstsesong (A) og vintersesong (W), der høstsesongen er definert som august-oktober, mens vintersesongen er definert som november-januar. I MIRA metodikken er sommer (juni-august), høst (september-november), vinter (desember – februar) og vår (mars-mai). Lysloggerdatasettet for høst vil på grunn av august gi utslag også i sommersesongen.

Voksne, hekkende sjøfugl fra Sklinna, Hjelmsøya, Hornøya og Bjørnøya er merket, og vandring i høst- og vintersesongen er sporet. Koloniene er av ulik størrelse;

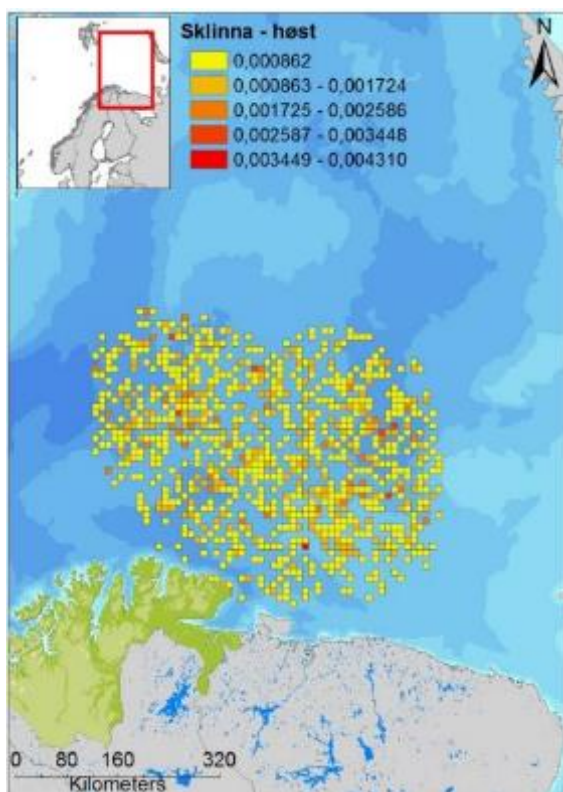
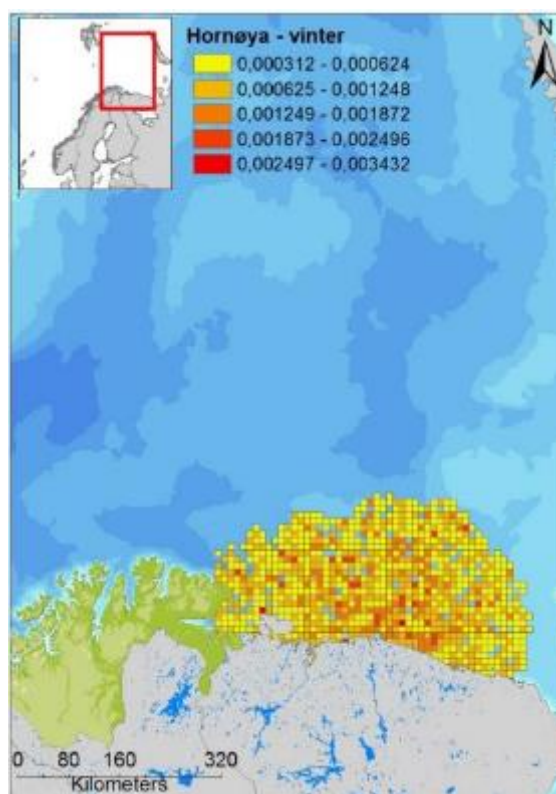
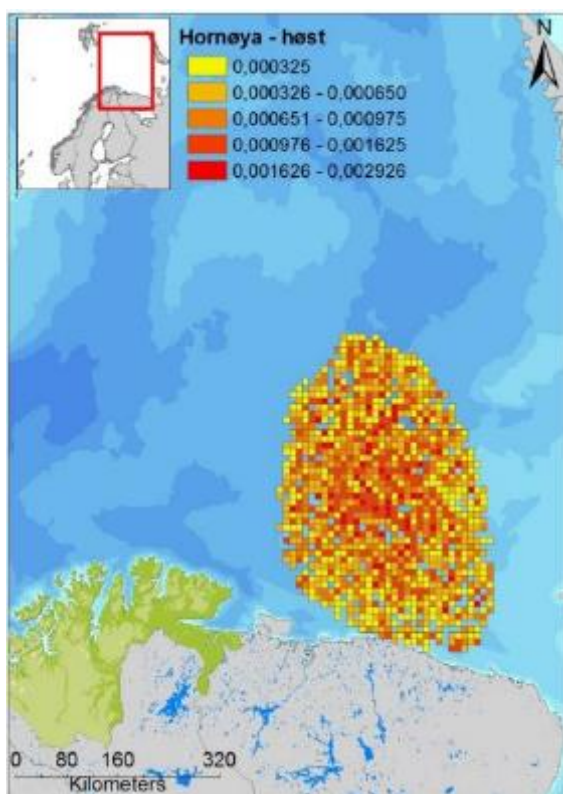
- Sklinna ca. 700 par
- Hjelmsøya ca. 12 000 par
- Hornøya ca. 11 000 par
- Bjørnøya ca. 140 000 par

Mer enn 90 % av den norske populasjonen er antatt å være fordelt på de nevnte koloniene i hekkeperioden.

Sjøfugl som hekker på Sklinna opptrer primært i Barentshavet i høstsesongen, før de flyr sørover i vinterperioden. Sklinna er derfor ikke relevant som datasett i vintersesongen.

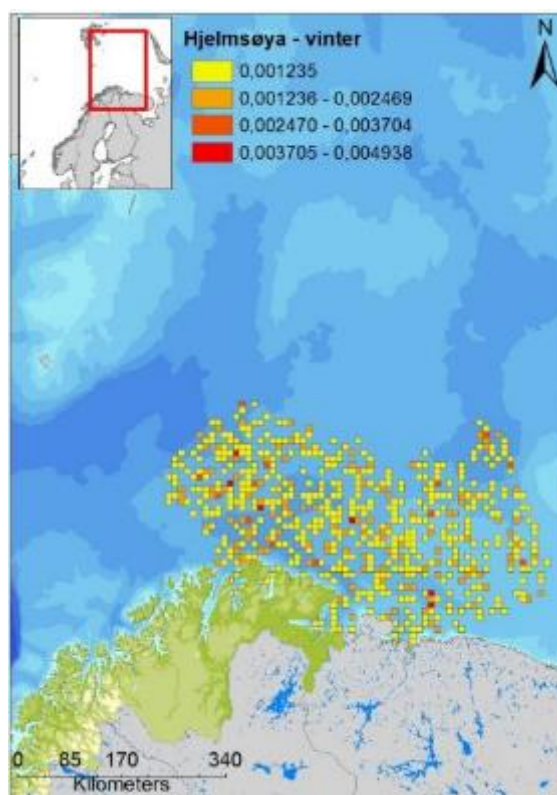
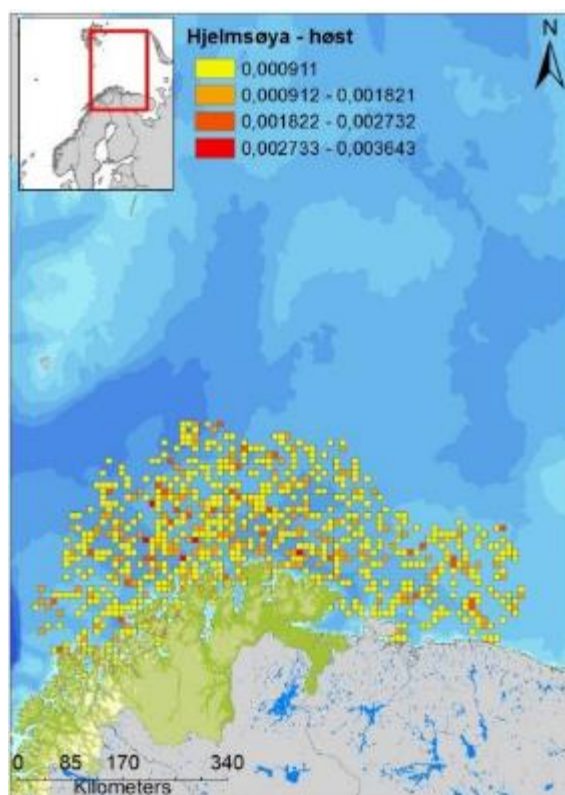
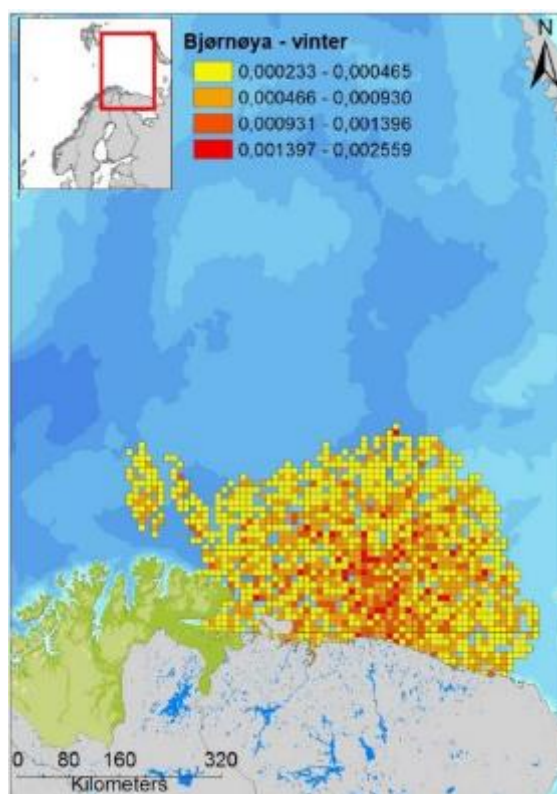
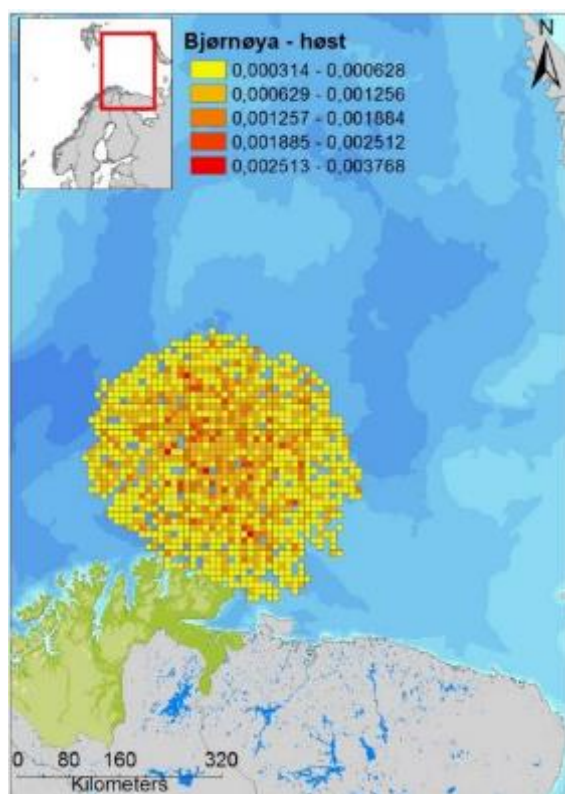


Figur D-1 Datasett for lomvi i høst- (til venstre) og vintersesongen (til høyre), basert på lysloggerdata fra koloniene Bjørnøya, Hjelmsøya, Hornøya og Sklinna. Figurene viser bestandsandeler i høst- og vintersesongen.



Sklinna vinter er ikke relevant som datasett.

Figur D-2 Datasett for lomvi i høst- (til venstre) og vintersesongen (til høyre), basert på lysloggerdata fra koloniene **Hornøya** (øverst) og **Sklinna** (nederst). NB! Lomvi som hekker på Sklinna benytter i svært liten grad Barentshavet som overvintringsområde, dvs. vintersesongen er ikke relevant som datasett. Figurene viser bestandsandeler i høst- og vintersesongen.



Figur D-3 Datasett for lomvi i høst- (til venstre) og vintersesongen (til høyre), basert på lysloggerdata fra koloniene **Bjørnøya** (øverst) og **Hjelmsøya** (nederst). Figurene viser bestandsandeler i høst- og vintersesongen.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - overflateutblåsning – Figur D-4.

Siden fugl fra koloniene på Hornøya stort sett befinner seg øst for influensområdet til Stangnestind, så er det kolonien på Bjørnøya, Hjelmsøya og Sklinna som vil kunne bli mest berørt ved en evt. utblåsning fra brønn 7234/6-1 Stangnestind. Allbirds har høyest utslag i bestandstap i sommersesongen, Bjørnøya er kolonien med høyest sannsynlighet for bestandstap om høstsesongen, og Hjelmsøya er kolonien med høyest sannsynlighet for bestandstap i vintersesongen. Det er ikke utført beregninger i vårsesongen.

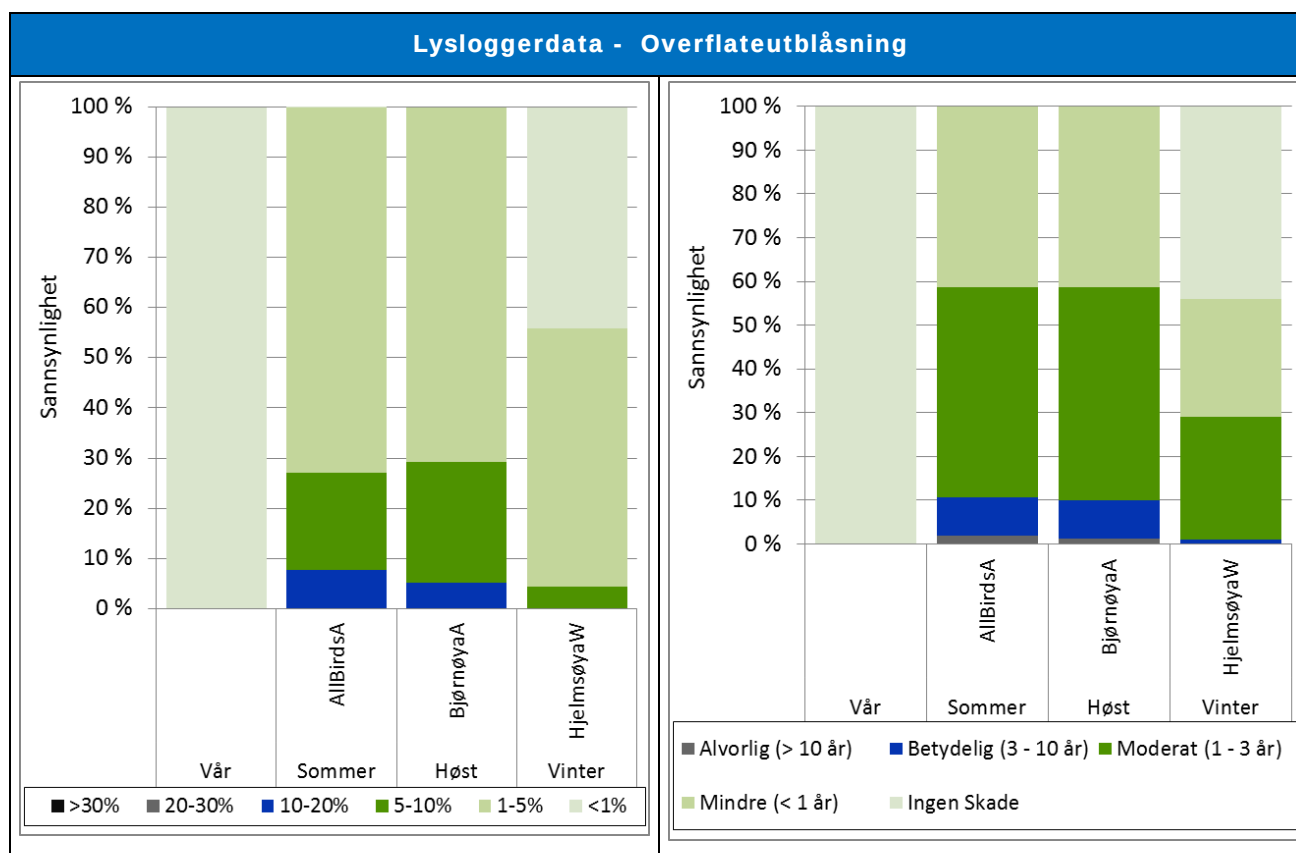
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 73 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (AllbirdsA - sommer).
- 24 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (BjørnøyaA - høst).
- 8 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (AllbirdsA - sommer).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (AllbirdsA - sommer).

Det er ikke beregnet sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 30 %.

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 41 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (BjørnøyaA - høst).
- 49 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (BjørnøyaA - høst).
- 9 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (AllbirdsA - sommer).
- 2 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (AllbirdsA - sommer).



Figur D-4 Sannsynlighet for ulike bestandstap fra lomvikolonien på Hjelmsøya gitt en **overflateutblåsning** fra brønn **7234/6-1 Stangnestind** presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag innenfor en sesong representerer sesongen. Bestandstapet (venstre) er gruppert i seks kategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %. Miljøskaden (høyre) er gruppert i fem kategorier; Ingen skade, Mindre (< 1 år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig skade (> 10 år)

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - sjøbunnsutblåsning – Figur D-5

For en sjøbunnsutblåsning er det Allbirds har høyest utslag i bestandstap i sommersesongen, Sklinna er kolonien med høyest sannsynlighet for bestandstap om høstsesongen, og Hjelmsøya er kolonien med høyest sannsynlighet for bestandstap i vintersesongen. Det er ikke utført beregninger i vårsesongen.

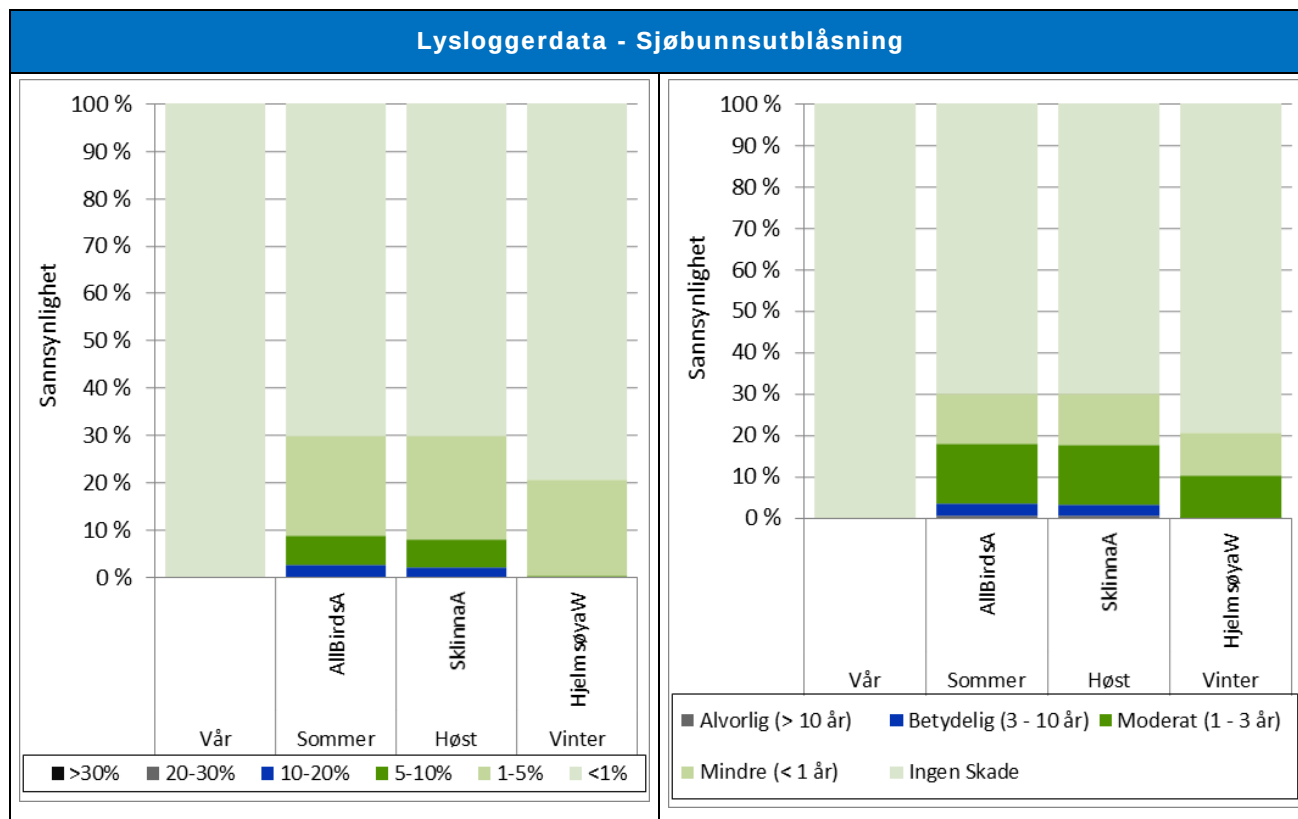
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 22 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (SklinnaA - høst).
- 6 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (AllbirdsA - sommer).
- 3 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (AllbirdsA - sommer).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (AllbirdsA - sommer).

Det er ikke beregnet sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 30 %.

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 12 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (SklinnaA - høst).
- 14 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (SklinnaA - høst).
- 3 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (AllbirdsA - sommer).
- 1 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (AllbirdsA - sommer).

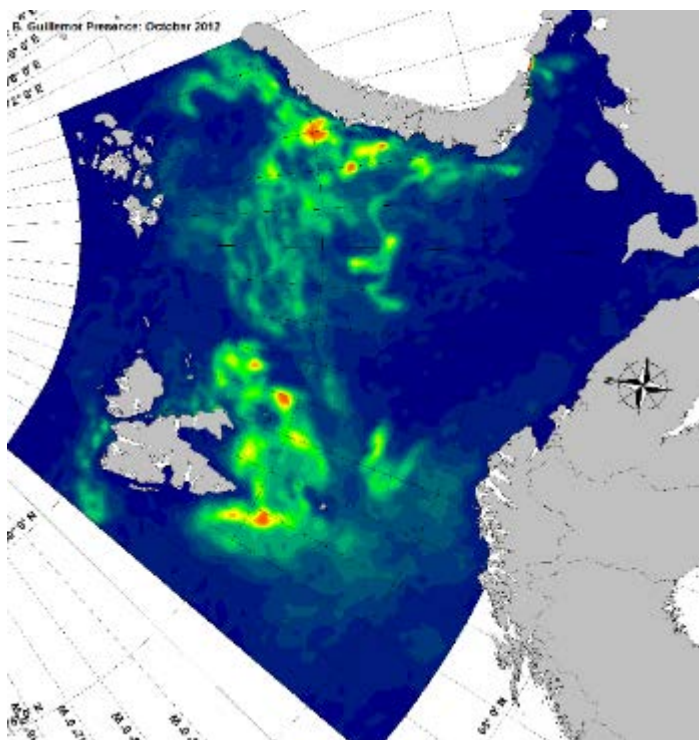


Figur D-5 Sannsynlighet for ulike bestandstap fra lomvikolonien på Hjelmsøya gitt en **sjøbunnsutblåsning** fra brønn 7234/6-1 Stangnestind presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag innenfor en sesong representerer sesongen. Bestandstapet (venstre) er gruppert i seks kategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %. Miljøskaden (høyre) er gruppert i fem kategorier; Ingen skade, Mindre (< 1 år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig skade (> 10 år).

MARAMBS DATA

MARAMBS (Mobile Animal Ranging Assessment Model for the Barents Sea) er en JIP med DHI, Statoil og ConocoPhillips som ser på Agent Based Modelling (ABM) for å predikere realistiske sjøfugl- og sjøpattedyrutbredelser i Barentshavet. MARAMBS kjørte i 2015/16 en pilotstudie på noen arter, og data for krykkje og polarlomvi ble benyttet i en større feasibility studie for BaSEC for å se på bruken av slike data inn i miljørisikoanalyser (DNV GL, 2016).

MARAMBS har to nivåer av data; en habitat-modell som viser egnet habitat (og predikerte tettheter) og en ABM-modell som bygger på habitatmodellen, men som også inkluderer fuglenes adferd. ABM dataene foreligger som daglige tetthetsplott for høst/vinterperioden og data for høstperioden er benyttet som VØK data i foreliggende analyse. Merk at dataene er eksperimentelle og at videre validering foregår i pågående JIP. Resultatene må derved brukes med forsiktighet.



Figur D-6 Eksempel på utbredelse av polarlomvi – oktober 2012 fra MARAMBS ABM modellering (Kilde: DHI).

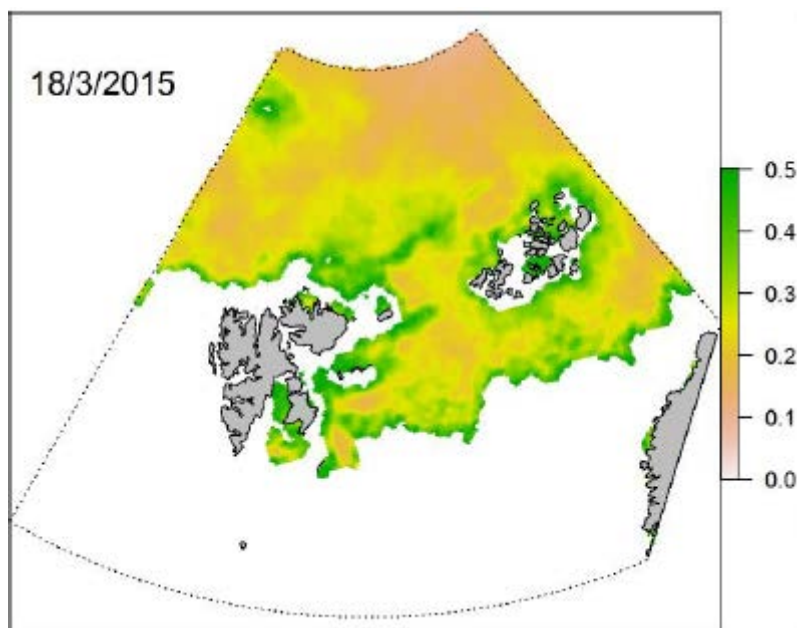
Dataene er matchet i tid med oljedriftssimuleringene slik at det beregnes et bestandstap for hvert daglige VØK datasett i hver oljedriftssimulering. Beregnede bestandstap (gjennomsnitt, maks og min) er vist i figurene under for et 15 dagers utslipp med utslippsrate $3080 \text{ Sm}^3/\text{d}$ (overflate), for hhv. krykkje (Figur D-7) og polarlomvi (Figur D-8). Ratene og varighetene som er valgt er de som er nærmest vektet rate og vektet varighet.

Resultatene viser et maksimalt bestandstap på inntil 6,1 % for krykkje og 4,9 % for polarlomvi, mens de forventede tapsandelene er lavere på opptil 5,1 % for krykkje og 2,8 % for polarlomvi.

ISBJØRN DATA

Norsk Polarinstitutt har på oppdrag fra Statoil modellert isbjørn habitat bruk med RSF (Resource Selection Function) basert på satelitt-telemetri data fra 294 binner fra 1990-2015 (NPI, 2016).

Isbjørn har en habitat-preferanse for områder med 15-75 % iskonsentrasjon og RSF gir grunnlag for å predikere daglig historisk utbredelse basert på 12,5 km iskonsentrasjonskart når de skales til konsentrasjonskart/tetthetskart (se Figur D-9). Dette er utført i utvalgte år i perioden 2003–2011. Årene 2003 og 2004 var år med maksimal målt isutbredelse.

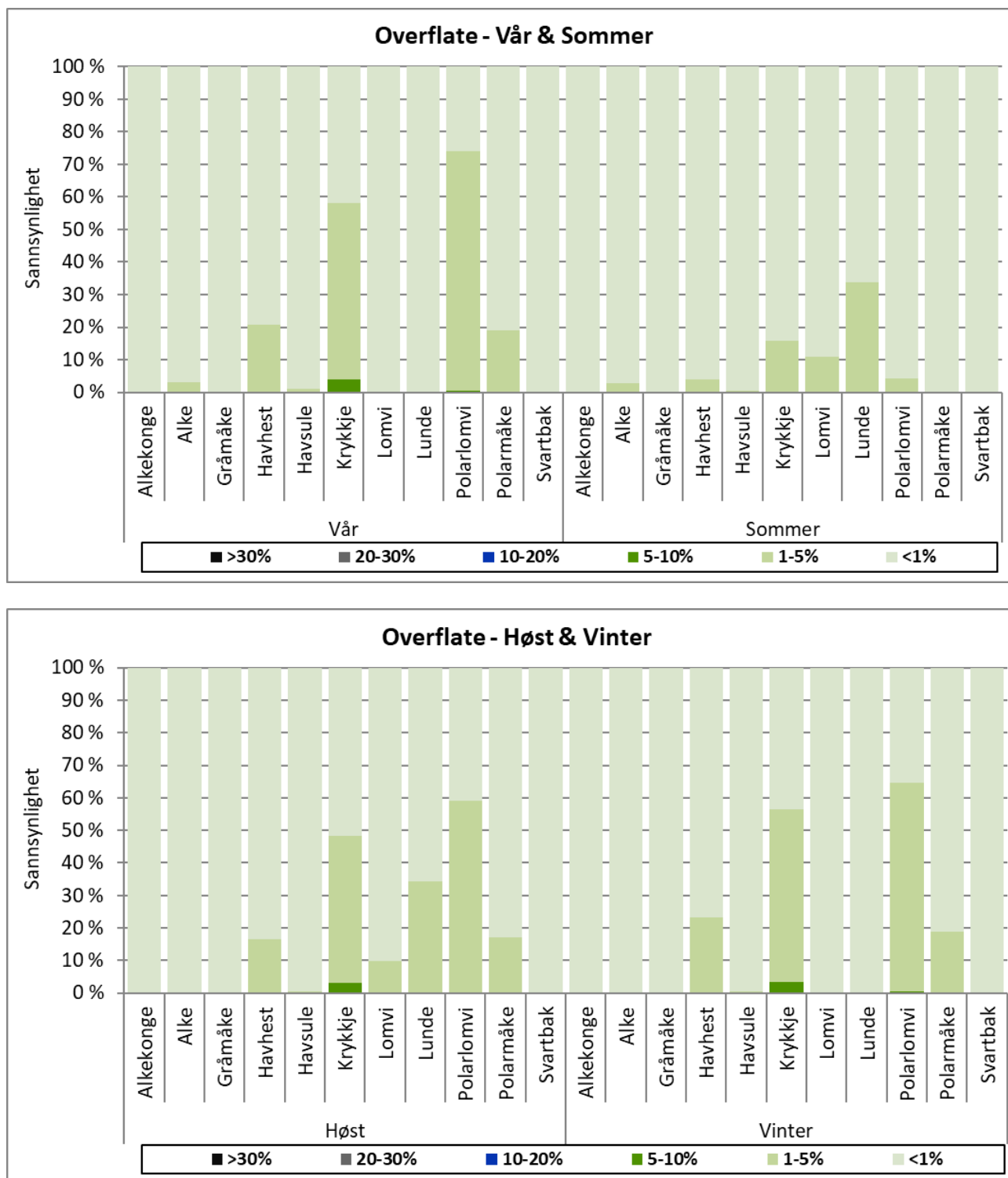


Figur D-9 Eksempel på predikert isbjørntetthet (antall/100 km²) 15. mars 2015. Kilde: NPI, 2016.

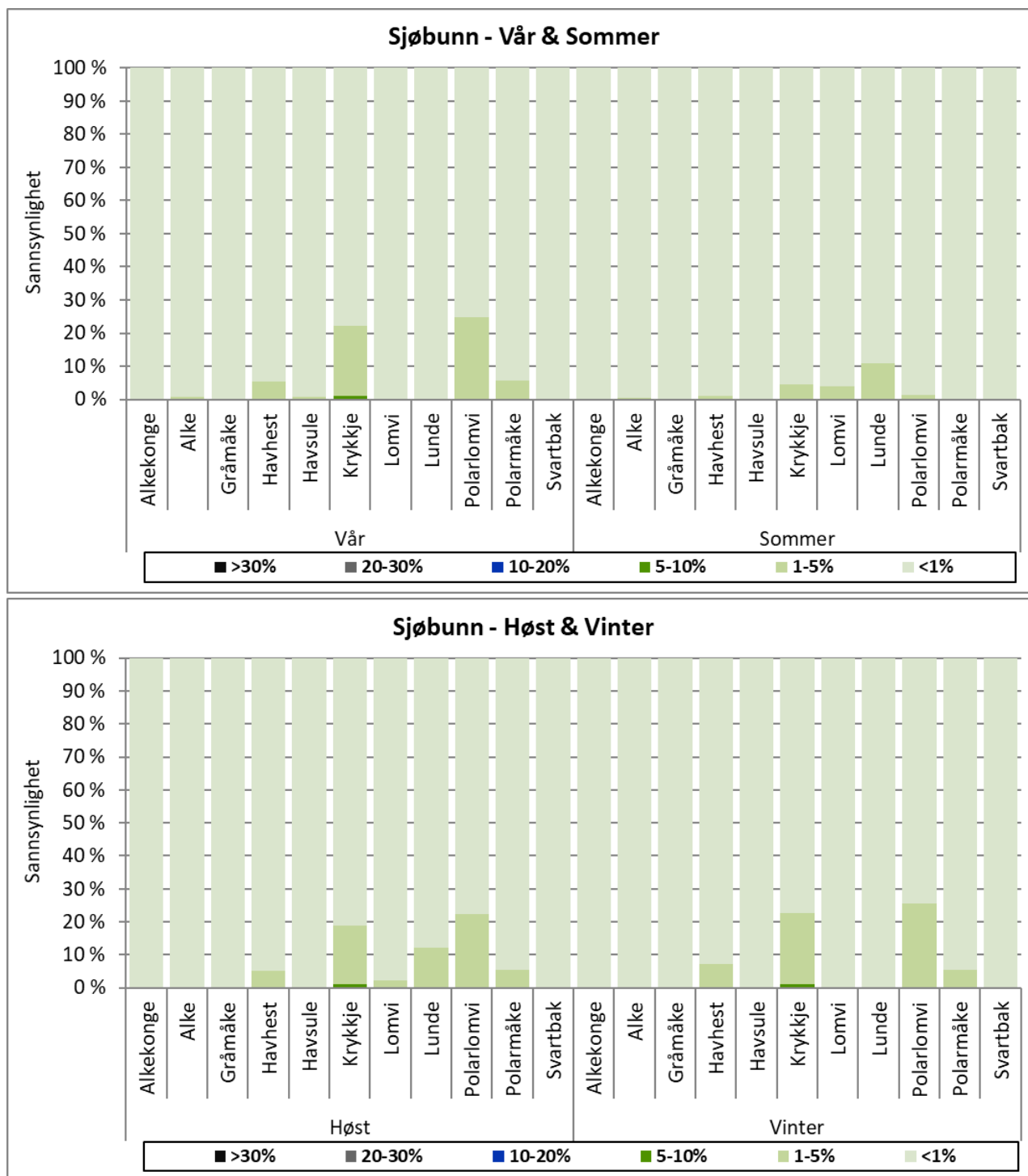
Dataene er matchet i tid med oljedriftssimuleringene slik at det beregnes et bestandstap for hvert daglige VØK datasett i hver oljedriftssimulering. Bestandstap er beregnet for et 15 dagers utslipp med utslippsrate 3080 Sm³/d (overflate). Ratene og varighetene som er valgt er de som er nærmest vektet rate og vektet varighet. Beregningene gir ingen bestandstap for isbjørn gitt en utblåsning fra Stangnestind.

Referanse: NPI, 2016. Lone, K., Aars, J., Lydersen, C. & Kovacs, K.W. 2016. *Report to Statoil on Work package 1(WP1). Polar bears and sea ice*. Norsk Polarinstitutt rapport.

Sannsynlighet for bestandstap av pelagiske sjøfuglarter gitt en utblåsning fra 7234 / 6-1 Stangnestind



Figur D-11 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av **pelagiske sjøfugl**, gitt en **overflateutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.



Figur D-12 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av **pelagiske sjøfugl**, gitt en **sjøbunnsutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.



APPENDIX E

Utbredelsesfigurer og beskrivelse av arter og habitater inkludert i analysen

Fysiske forhold

Barentshavet er et grunt sokkelhav hvor den norske delen omfatter ca. 1,4 mill. km² og har et gjennomsnittlig dyp på omlag 230 m. Bunntopografien er dominert av store banke-områder (100-200 m, eksempelvis Sentralbanken, Spitsbergenbanken og Storbanken) og dype renner (300-400 m, eksempelvis Bjørnøyrenna) mellom disse. I vest følger Barentshavet den bratte kontinentalskråningen mot Norskehavet.

I Barentshavet er det tre hovedvannmasser; kystvann, atlantehavsvann og arktisk vann. Varmt atlantisk vann strømmer inn fra sørvest, mens kaldt, arktisk vann trenger inn fra nordøst. Kystvannet kommer inn i Barentshavet langs norskekysten og følger kysten videre østover. I møtet mellom det kalde arktiske vannet og det varme atlantehavsvannet dannes front- og virvelsystemer som gir opphav til betydelig primærproduksjon i vår- og sommerhalvåret, den såkalte polarfronten. Tilsvarende oppblomstring opptrer om våren i en 20-50 km bred sone langs iskanten, hvor issmeltingen danner forutsetninger for et stabilt overflatelag og frigjøring av næringssalter.

Den sesongvise smeltingen og frysingen av den ettårige vinterisen er sentral for dynamikken i økosystemet i Barentshavet. Inntil 90 % av Barentshavet kan dekkes av is om vinteren, men isutbredelsen varierer mye fra år til år. Iskanten ved minimumsutbredelse kan ha en årlig variasjon på flere hunder kilometer (HI, 2012). Områdene rundt utredningsområdet i Barentshavet er som regel isfrie året rundt på grunn av innstrømming av varmt atlantisk vann (HI, 2012).

Den marginale issonen

Den marginale issonen (MIS) er en betegnelse på området mellom åpent hav og heldekkende sjøis. Generelt er området svært dynamisk og variasjoner i is-konsentrasjoner kan endre seg på kort tid. Vind og havstrømmer i retning mot isdekket kan gi klart definerte kanter, mens vind og strøm i motsatt retning kan gjøre at MIS strekker seg over store områder med ulik grad av isdekke.

MIS er et viktig næringsområde i Barentshavet. Isutbredelsen i Barentshavet påvirkes av lufttemperatur og mengden (m³/s og kjernetemperatur) av innstrømmende atlantehavsvann. Smelting av is i sommerhalvåret gir et overflatelag av vann med høyere temperatur, lavere saltinnhold og mindre tetthet enn underliggende vannmasser. Det stabile overflatelaget er svært næringsrikt. Utover våren, når ikke sollys lengre er en begrensende faktor, dannes det gode vekstvilkår og en massiv oppblomstring av planteplankton som igjen danner grunnlag for en næringskjede bestående av zooplankton, fisk, sjøfugl og marine pattedyr. MIS trekker seg nordover utover sommeren og det skjer en progressivt nordgående oppblomstring. Økosystemet rundt MIS er sentralt for alt liv i Barentshavet, og et eventuelt oljeutslipp som påvirker området vil potensielt kunne få alvorlige konsekvenser for hele økosystemet.

Den sesongvise maksimale isutbredelsen i Barentshavet er basert på statistikk fra 2007-2017. Isutbredelsen varierer i stor grad fra år til år, og også innad i en sesong. Store deler av Barentshavet er isfritt året rundt på grunn av innstrømming av varmt atlantisk vann (Meteorologisk Institutt, 2018, SVIM arkiv). Det er viktig å understreke at disse is-dataene ikke ligger til grunn for oljedriftsmodelleringene, men er benyttet kun for å illustrere mulig isutbredelse. I oljedriftsmodelleringen benyttes dynamiske is-data.

Det finnes en rekke definisjoner av MIS med hensyn til is-konsentrasjoner, for eksempel 15-30 %, 15-40 % og 10-30 % (<http://seaiceatlas.snap.uaf.edu/glossary>). I miljørisikosammenheng anbefales det å bruke en definisjon av MIS som starter på 10 % isdekke (DNV GL & Akvaplan niva, 2014). Dette er basert på Met.no sin definisjon av at is-konsentrasjoner under 10 % er å regne som åpent vann og at isdekke over 10 % vil påvirke eksponerings-scenarioene slik at det blir en endring i sårbarhet



sammenlignet med eksponering på åpent hav. I forvaltningsplanen for Barentshavet er anbefalingene å definere den marginale issone som området med ≥ 15 % med ≥ 30 % sannsynlighet (Klima- og Miljødepartementet, 2015). Denne definisjonen benyttes til å vurdere oljemengder og konsekvenser av oljeforurensning i den marginale issonen gjennom året sett i miljøperspektiv.

Sjøfugl

De to hoveddriverene som bestemmer fordelingen av sjøfugl er lokalisering av hekkekoloniene (i hekkesesongen) og næringstilgangen.

Typiske sjøfugl, som havhest, havsule, skarv, alkefugl samt et stort antall måker og enkelte ender tilbringer store deler av tiden til havs. Denne typen sjøfugl kalles pelagiske sjøfugl. Andre sjøfuglarter som lappdykkere, dykkender og enkelte måker er bare tidvis avhengig av havet, og da gjerne i forbindelse med myting og overvintring (Christensen-Dalsgaard et al., 2008). Myting (fullstendig skifte av vingefjær for gjess, ender og alkefugler) varer i 3-7 uker mellom juli og august. Fuglene mister flygeferdigheten og kan finnes i konsentrerte flokker langs kysten, noe som gjør dem spesielt sårbare i denne perioden.

Næringstilgangen for pelagisk sjøfugl er i stor grad bestemt av oseanografiske betingelser som front områder, strømmønstre, temperatur, salinitet og isutbredelse, som danner ulike typer habitater som er foretrukket av ulike sjøfuglarter. Innen sine fortrukne habitater opptrer sjøfuglartene gjerne i store flokker; flere tusen individer kan opptre innen relativt små geografiske områder. Denne typen ansamlinger av sjøfugl er imidlertid relativt ustabile, og den romlige fordelingen av sjøfugl vil derfor endre seg over tid (Fauchald, Tveraa, Bårdsen & Langeland, 2005).

Fordelingsmønsteret for pelagisk sjøfugl kan deles inn i to faser:

- Trekkperioden, med regulære trekk mellom hekkeområder og overvintrings-/myteområder. Regulariteten i trekkrutene varierer for de ulike artene.
- Overvintringsperioden, der sjøfugl er mer eller mindre stasjonære innen større geografiske områder med god næringstilgang. Endringer i næringstilgangen medfører endringer i oppholdssted.

Sjøfuglartene tilknyttet Barentshavet er avhengig av de store bestandene av lodde, sild og polartorsk og utbredelsen er til en stor grad bestemt av tilgang på byttedyr. Sjøfuglene er viktige for arktisk terrestriske fugler og pattedyr ved tilførsel av næringsstoffer via ekskrementer og byttedyrrester. Vegetasjonen i nærheten av hekkekoloniene er rik.

Sjøfuglartenes viktigste byttedyr; dyreplankton, krepsdyr og små pelagiske stimfisk er spesielt tallrike i de næringsrike områdene knyttet til polarfronten og iskanten. Polarfronten er spesielt viktig for lomviartene og områder i tilknytning til iskanten er spesielt viktige for polarlomvi, alkekonge og teist.

Barentshavet er en viktig sjøfuglregion i global sammenheng. I sommersesongen finnes omkring 20 millioner sjøfuglindivider i området. Sjøfuglbestandene i nord må sees i sammenheng og derfor beskrives artenes utbredelse både i Norskehavet og Barentshavet. En oversikt over de største sjøfuglkoloniene tilknyttet Barentshavet er gitt i Figur E-1.

Særlige viktige sjøfuglområder i Barentshavet er hekkeområder, næringsområder og myteområder. Hekkeområdene er hovedsakelig knyttet til store fuglefljell jevnt fordelt i kystområdene og er sentrale for bestander av hekkende alkefugler, krykkjer, havhest, lomvi og polarlomvi.

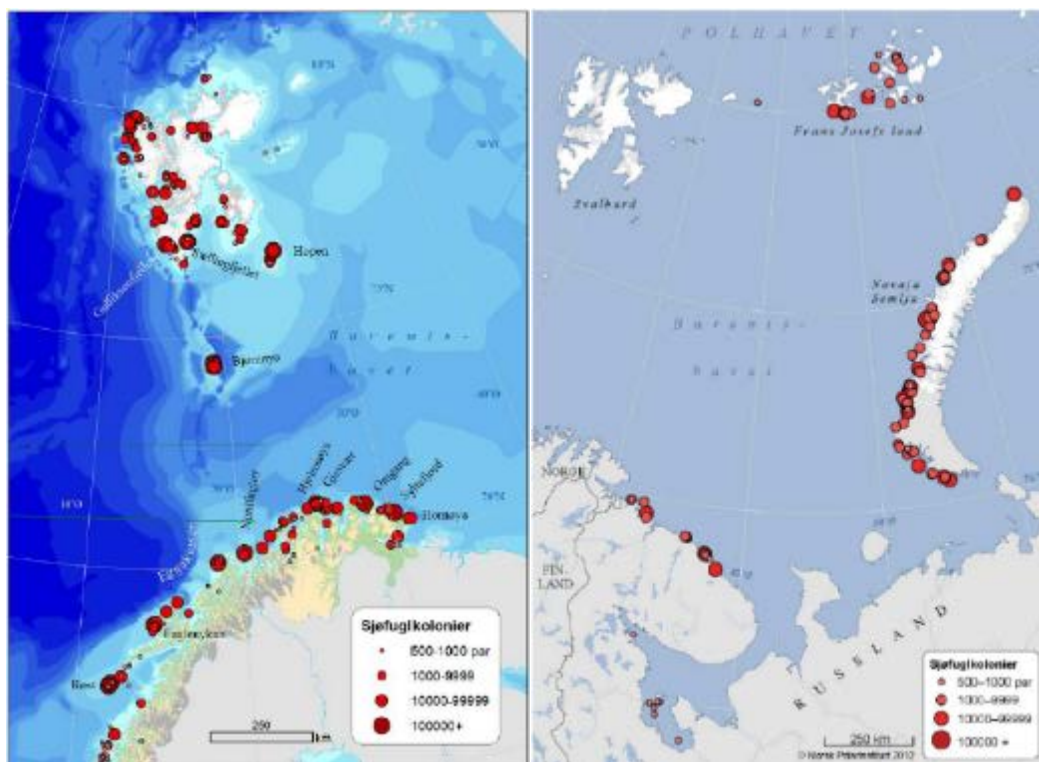


De største sjøfuglkoloniene langs fastlandskysten av Barentshavet er Sør-Fugløy, Nord-Fugløy, Loppa, Hjelmsøya, Gjesvær, Omgang, Syltefjord og Hornøya. Alle disse er typiske fuglefjell der pelagisk beitende arter dominerer. Lunde er den desidert mest tallrike arten på fastlandet med om lag 907 000 hekkende par i Barentshavet, deretter følger krykkje (37 000 par), lomvi (14 000 par) og gråmåke (11 500 par) på de neste plassene (SEAPOP, 2015). Bestandstall for hekkende sjøfugl ulike områder er gitt av Seapop, og gjengitt i Tabell E-1. Hekkebestandene av lomvi tilknyttet ulike hekkekolonier i Barentshavet er sterke og i vekst. Den mest tallrike kolonien er Bjørnøya, estimert til 140 000 par (pers. med. K. E. Erikstad, 2015). Andre tallrike arter er blant annet svartbak, storskarv og rødnebbterne.

Den viktigste kilden til utbredelse av sjøfugl i Norge er NINAs Sjøfugldatabase og Norsk Polarinstitutt's Sjøfugldatabase presentert gjennom Seapop-programmet (www.seapop.no). Sjøfugldataene er delt i to, med kystdata basert på tellinger fra land, sjø og fly, og åpent hav-data som er basert på båttransekter utenfor grunnlinjen. Data over hekkende sjøfugl på russisk side er samlet i en felles norsk-russisk sjøfugldatabase («COLONY») (Systad & Strøm, 2012).

Sjøfugldataene er inndelt i tre ulike datasett; ett for sjøfugl tilknyttet Svalbard (SEAPOP, 2017), et kyst-datasett for sjøfugl tilknyttet fastlands-Norge (SEAPOP, 2017), og et for pelagiske sjøfugl i åpent hav (SEAPOP, 2013). Datasettene behandles separat i analysen, der hvert datasett er definert som én «bestand». Det er imidlertid viktig å bemerke at sjøfugl i begge typer datasett (åpent hav og kystnært) kan tilhøre samme bestand, men at analysen baserer seg på ulike datasett etter ulike tilholdssted i forskjellige perioder av året.

I tillegg har NINA utviklet datasett for lomvi basert på lysloggerdata (gls-loggere). Lysloggerdataene er opparbeidet gjennom et prosjekt går under navnet SEATRACK (Seabird Tracking). SEATRACK omfatter logging av 11 ulike arter fra tilknyttet en rekke kolonier i Norge, Russland, Storbritannia, Island og Færøyene, for å øke kunnskapen om bestandstilørighet, trekkruiter og vinterområder for bestander som Norge har forvaltningsansvar for utenfor hekketiden. Foreløpig er resultater av sporing av lomvi fra fire ulike kolonier publisert for bruk i miljørisikoanalyser (Sklinna, Hornøya, Hjelmsøya og Bjørnøya, se Figur E-2). Dataene er samlet inn siden 2011.



Figur E-1 Store sjøfuglkolonier på fastlandet, Svalbard og Bjørnøya (til venstre) og på Kolahalvøya, Novaja Semlja og Franz Josefs land (til høyre) (Systad & Strøm, 2012).



Figur E-2 Utvalgte kolonier inkludert i lyslogger-studiet (NINA v/Kjell E. Erikstad, 2015).

Tabell E-1 Estimert antall hekkende sjøfuglpar fordelt på fire regioner langs norskekysten per 2014 (fra SEAPOP).

Art	Fastlandet				Jan Mayen	Svalbard			Totalt	Norge	Nasjonal andel	Europa	Andel i Norge
	Nordsjøen – Skagerrak	Norskehavet	Barentshavet	Totalt		Bjørnøya	Øvrige områder	Totalt					
Havhest ¹	600	7 500	0	8 000	> 170 000	30 000	< 1 mill.	< 1 mill.	± 1 mill.	± 20 %	3 000 000	33 %	
Havsvale ¹	> 100	> 1 000	> 100	< 10 000	0	0	0	0	< 10 000	< 1 %	690 000	1 %	
Stormsvale ¹	> 10	> 100	0	< 1 000	0	0	0	0	< 1 000	< 1 %	150 000	1 %	
Havsule	0	3 600	2 100	5 700	0	> 10	0	10	5 700	< 1 %	300 000	2 %	
Storskarv ²	2 500	13 500	5 500	21 000	0	0	0	0	21 000	< 1 %	45 000	41 %	
Toppskarv	14 000	9 000	5 000	28 000	0	0	0	0	28 000	1 %	81 000	35 %	
/Erfugl	37 000	41 000	9 000	87 000	< 200	100	17 000	17 000	104 000	2 %	2 000 000	5 %	
Praktærflugl	0	0	0	0	0	0	500	500	500	< 1 %	500	100 %	
Storjo	< 10	90	20	> 110	< 50	750	250	1 000	1 100	< 1 %	16 000	7 %	
Tyvjo ³	< 300	< 1 000	< 1 000	2 000	< 50	100	> 900	1 000	3 000	< 1 %	17 500	17 %	
Makrellterne ¹	7 000	< 3 000	1 000	< 11 000	0	0	0	0	< 11 000	< 1 %	300 000	4 %	
Rødnebbterne ¹	5 000	20 000	4 000	29 000	< 1 000	< 100	< 10 000	< 10 000	< 40 000	1 %	750 000	5 %	
Fiskemåke ³	5 500	75 000	10 000	90 000	< 5	< 5	0	< 5	90 000	2 %	500 000	18 %	
Sildemåke	21 500	6 500	< 100	28 000	< 50	< 5	0	< 5	28 000	1 %	180 000	16 %	
Gråmåke	19 000	42 000	11 500	72 000	< 5	0	0	< 5	72 000	1 %	850 000	8 %	
Polarmåke	0	0	0	0	> 200	400	3 600	4 000	4 000	< 1 %	21 500	20 %	
Svartbak	8 500	30 000	4 500	43 000	< 40	20	80	100	43 000	1 %	120 000	36 %	
Krykkje	6 000	44 000	37 000	87 000	< 10 000	135 000	109 000	245 000	340 000	6 %	2 500 000	14 %	
Ismåke	0	0	0	0	0	0	2 000	2 000	2 000	< 1 %	2 000	100 %	
Lomvi	50	2 600	14 000	17 000	< 1 000	132 000	100	132 000	150 000	3 %	2 900 000	5 %	
Polarlomvi	0	0	< 100	< 100	> 110 000	95 000	520 000	615 000	725 000	13 %	1 000 000	73 %	
Alke	300	< 10 000	< 45 000	< 55 000	< 100	100	20	120	55 000	1 %	500 000	11 %	
Alkekonge ¹	0	0	0	0	< 100 000	± 50 000	> 1 000 000	> 1 000 000	> 1 000 000	± 20 %	> 1 000 000	< 100 %	
Teist ⁴	< 400	15 000	20 000	35 000	< 1 000	< 1 000	19 000	20 000	55 000	1 %	200 000	28 %	
Lunde	5 000	553 000	907 000	1 465 000	< 5 000	< 1 000	9 000	< 10 000	1 500 000	27 %	5 500 000	27 %	
Totalt	133 000	875 000	1 075 000	2 100 000	400 000	440 000	< 2 500 000	3 000 000	5 500 000	100 %	23 000 000	24 %	

1. Det er ikke grunnlag for gode bestandsestimater for denne arten.

2. Tallene for Europa og andel i Norge gjelder underarten *P. c. carbo* som hekker i Midt-Norge og Nord-Norge.

3. Gjelder kun den kysthekkende bestanden, bestanden i innlandet er ikke taksert.

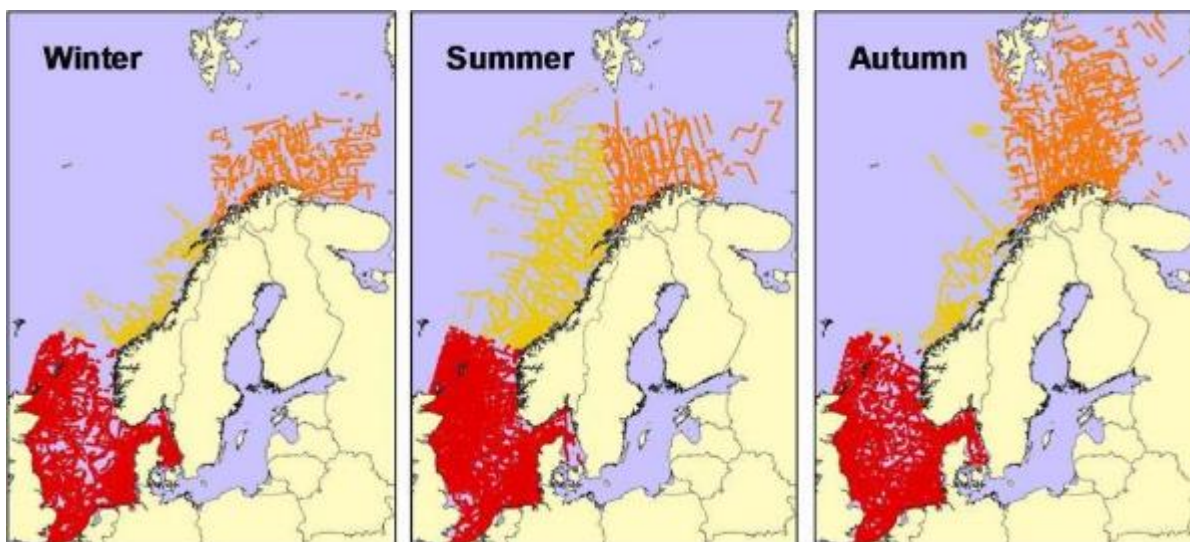
4. Arten krever egen metodikk og mangler gode overvåkningslokaliteter. Estimater er derfor ikke oppdatert siden Barrett et al. (2006; Atlantic Seabirds).

Pelagisk sjøfugl

Data er blitt samlet inn etter standard metode for linjetransekter. Fuglene blir talt fra 6-10 m over havoverflaten under en konstant fart av ca. 20 km/t. Alle fugler sett innenfor en sektor av 300 m rett fram og 90° grader til en side av båten telles. Fordelingen av fugl ble brukt til å estimere utbredelse og tetthet gjennom en GAM-modell (Generalized Additive Model)(SEAPOP, 2015). Dataene (estimert antall per 10 km²) ble regnet om til andeler av totalestimatet for Norskehavet og Barentshavet samlet. Lett oppdagbare arter som har en tendens til å følge båten (f.eks. måker og havhest) er sannsynligvis overestimert, mens små, mer uanselige og dykkende arter (f.eks. alkefugl) er underestimert. Siden oppdagbarhet neppe skiller seg mellom de forskjellige delene av undersøkelsesområdet, vil imidlertid dette ikke ha noen betydning for den relative romlige fordelingen innen en art.

Dataene for pelagisk sjøfugl omfatter registreringer fra Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Data fra Nordsjøen er hovedsakelig fra ESAS (European Seabirds At Sea) databasen, mens dataene fra Norskehavet og Barentshavet hovedsakelig er fra SEAPOP-databasen (seapop.no).

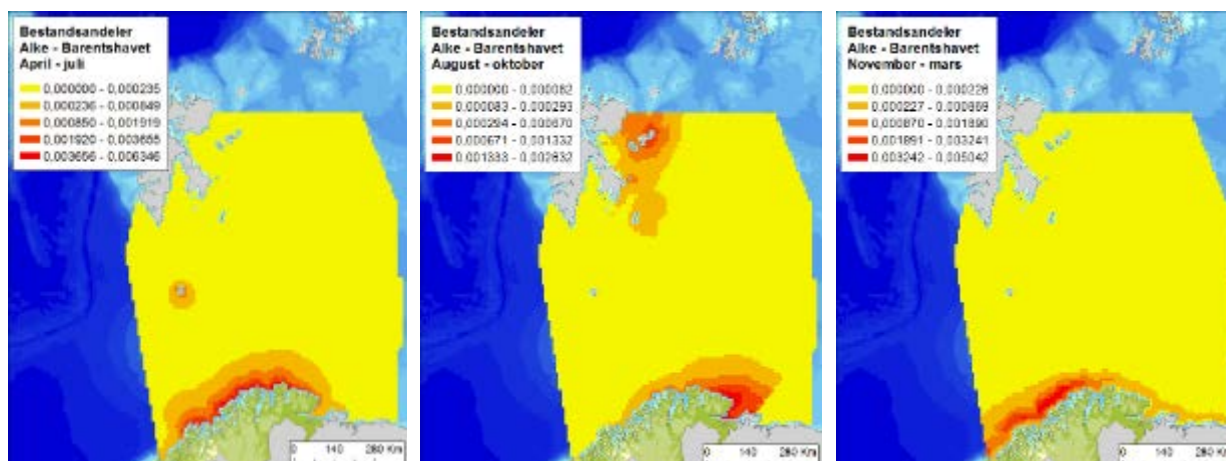
Dataene er analysert atskilt for de tre havområdene og for tre forskjellige sesonger; vinter (1. november – 31. mars), sommer (1. april – 31. juli) og høst (1. august – 31. oktober). Datadekning er vist i Figur E-3.



Figur E-3 Datadekning åpent hav. Hvert punkt representerer en aggregert 20 km linje. Forskjellige farger viser forskjellige havområder, fra sør til nord: Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Kun det siste er brukt i dette arbeidet.

Åpent hav – datasettet inkluderer følgende arter av pelagisk dykkende sjøfugl: alke, alkekonge, lomvi, lunde, polarlomvi, følgende arter av pelagisk overflatebeitende sjøfugl: havhest, havsule og krykkje, og følgende arter av kysttilknyttede overflatebeitende sjøfugl: sildemåke, gråmåke og svartbak. Utbredelseskart er illustrert i det følgende (SEAPO, 2013).

Alke



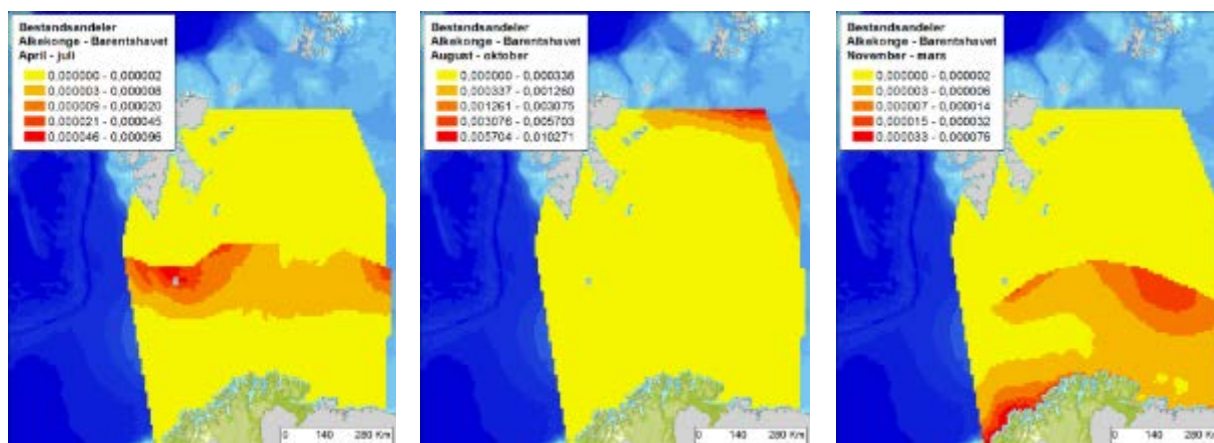
Figur E-4 Fordeling av alke (*Alca torda*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPOP, 2013).

Alke er en relativt stor alkefugl som dykker etter næring. I hekkesesongen foretrekker alken klipper ytterst ved kysten. Hekkeplassene ligger alltid ved åpent hav i nærheten av rike fiskebanker og grunne havområder. Alken hekker ved kystene av det nordlige Atlanterhavet.

I Norge hekker alken hovedsakelig i de store fuglefjellene fra Runde og nordover. Hovedtyngden av den norske bestanden hekker nord for polarsirkelen. Alkene fisker som regel innenfor et område på 15 km fra koloniene men på noen steder hentes maten så nært som under to km fra hekkeplassene. Den dominerende næringen er fisk som fanges ved dykking på grunt vann og vanlige arter er sild, lodde, sil, brisling og små torskefisk vanlig næring.

De største koloniene ligger på Hjelmsøy, Gjesvær, Loppa, Røst og Sør-Fugløy. Det er svært vanskelig å beregne antall hekkende par alke fordi eggene oftest ligger skult. Og antallet fugler som kan observeres i og ved koloniene varierer sterkt fra dag til dag og gjennom døgnet. Følgelig er den også vanskelig å overvåke.

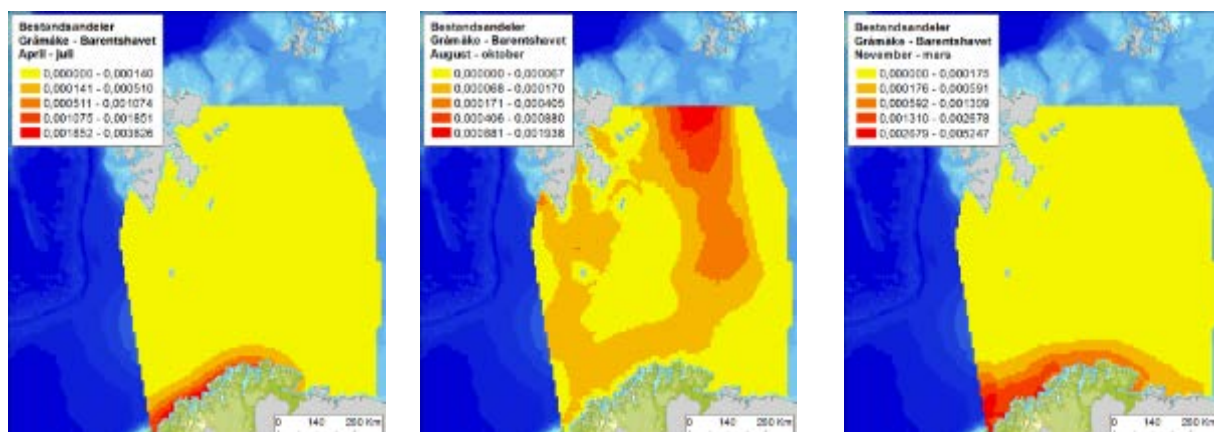
Alkekonge



Figur E-5 Fordeling av alkekonge (*Alle alle*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Alkekonge er en liten alkefugl, og sannsynligvis den mest tallrike sjøfuglen i Nord-Atlanteren. Den hekker i enorme antall i høyarktiske områder, spesielt på Grønland. I Norge er den tallrik på Svalbard og Jan Mayen. Alkekonge livnærer seg først og fremst av dyreplankton, og spesielt er hoppekreps av slekten *Calanus* (inkl. "ishavsåte" og "raudåte") viktig. Alkekongen trekker sørover fra de høyarktiske områdene om vinteren.

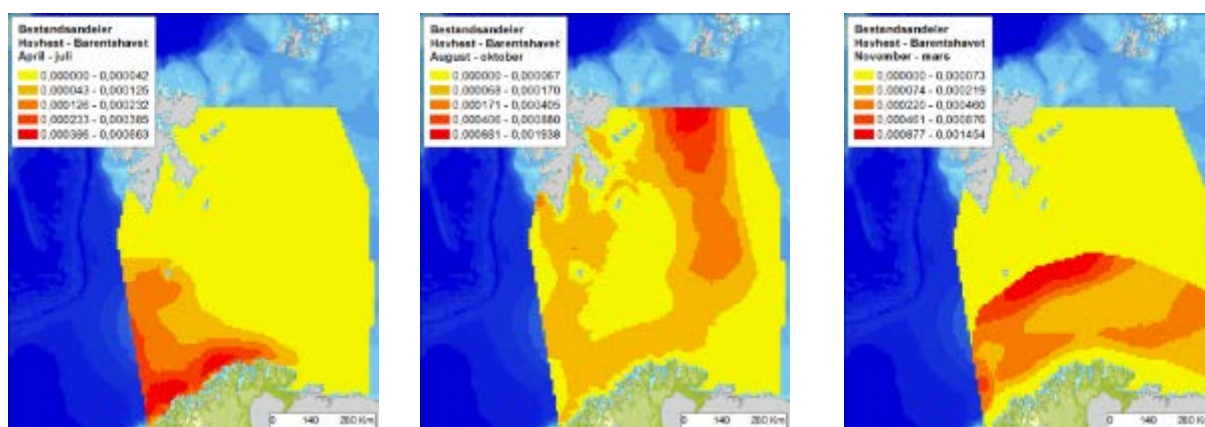
Gråmåke



Figur E-6 Fordeling av gråmåke (*Larus argentatus*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Gråmåken (*Larus argentatus*) er en middels stor måke. Arten er altetende og livnærer seg på en rekke ulike næringsemner gjennom å opptre som åtsel, klektoparasitt og predator. Gråmåken har en sirkumpolar utbredelse og hekker langs kysten mellom 30° og 70° N, men den kan også hekke i innlandet. Den er også en trekkfugl, som overvintrer langs kysten av Nord-Europa (Norsk polarinstitutt, 2014a).

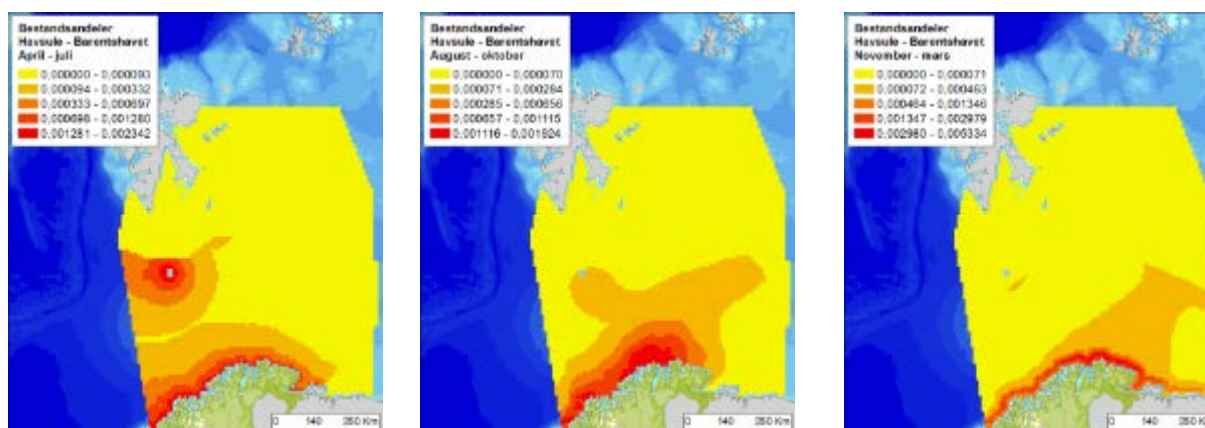
Havhest



Figur E-7 Fordeling av havhest (*Fulmarus glacialis*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Havhest er en svært vanlig pelagisk overflatebeitende fugl i norske farvann. Den finns i stort antall til alle årstider i alle våre havområder, helst litt ut fra kysten. Til tross for at den er så tallrik er hekkebestanden i Fastlands-Norge beskjeden, med bare 7 000-8 000 hekkende par. Den hekker derimot i stort antall på Island, Svalbard, Færøyene og Storbritannia. Havhesten beveger seg over store havområder, også i hekkeperioden, og livnærer seg av mat den finner i overflaten. Dietten inkluderer blekksprut, fisk, dyreplankton, maneter, kadaver av sjøpattedyr og fiskeavfall. Havhesten følger ofte etter fiskefartøy og kan sette til livs store mengder fiskeavfall.

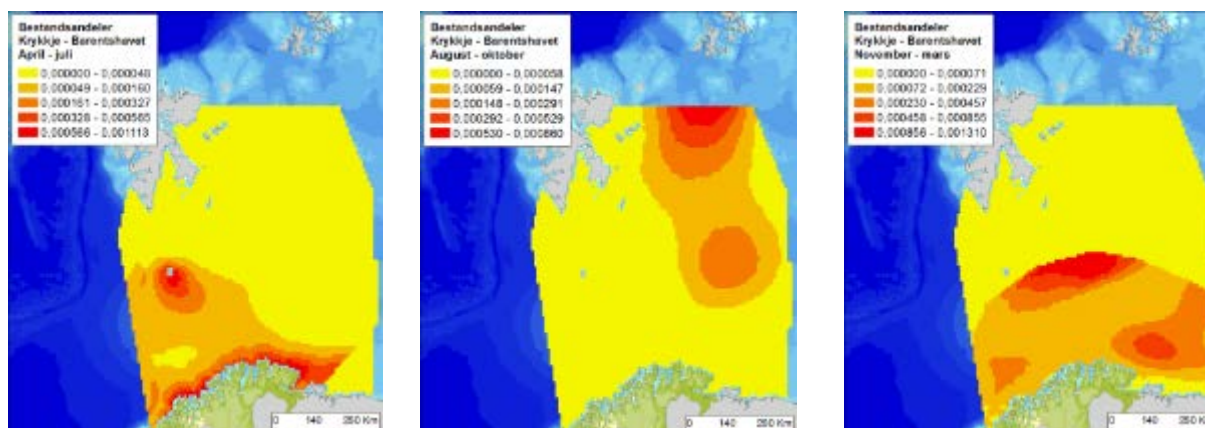
Havsule



Figur E-8 Fordeling av havsule (*Morus bassanus*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Havsule er en pelagisk sjøfugl som henter mat fra havet ved å stupdykke etter fisk som den fanger 0-10 m under havoverflaten. En stor andel av den Europeiske bestanden hekker i Storbritannia, og kun noen få tusen par hekker i Norge. Havsulen har økt i antall siden 1970-tallet og har etablert en rekke nye kolonier, blant annet i Norge. De høyeste konsentrasjonene av arten i den vestlige delen av Nordsjøen, men på høsten og vinteren finner vi også høye tettheter utenfor vestlandskysten.

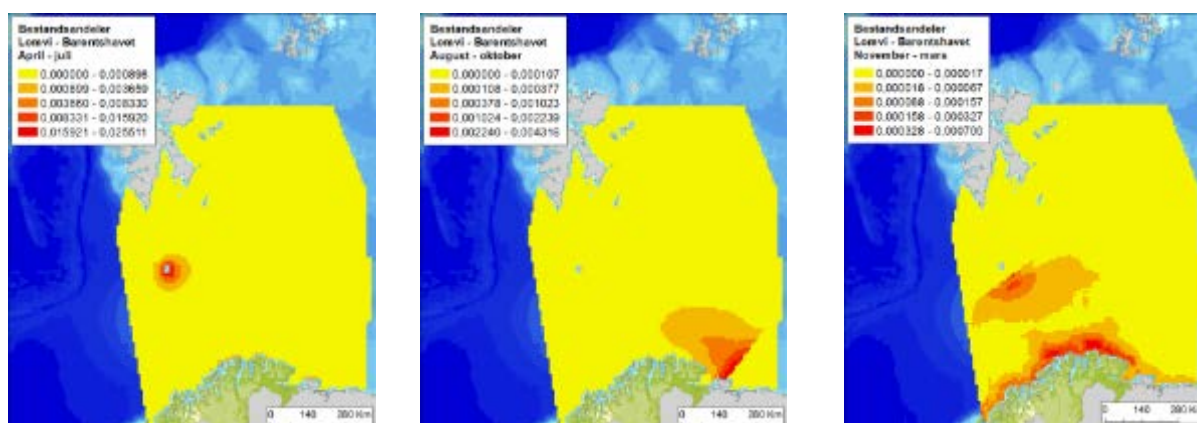
Krykkje



Figur E-9 Fordeling av krykkje (*Rissa tridactyla*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Krykkje er en liten, pelagisk måkefugl som henter mat fra havoverflaten. I likhet med andre overflatebeitende sjøfugl er den ofte å finne sammen med sjøpattedyr og dykkende sjøfugl som alke, lomvi og polarlomvi, som jager småfisk og krill mot overflaten. Den karakteristiske måten som krykkja kretser over knuter av næring i overflaten på signaliserer “mat” for forbipasserende sjøfugl og sjøfugl i nabolaget. Slike samspill mellom ulike sjøfuglarter er viktig for hvordan sjøfuglene er fordelt, og samspillet har sannsynligvis også betydning for fuglenes evne til å finne næring. I Nordsjøen er krykkje og lomvi nøkkelarter i dette samspillet. Krykkja hekker i stort antall i Norge og på Svalbard, og i likhet med havhesten finnes krykkje i alle norske havområder i alle sesonger. Telemetristudier antyder at krykkje fra Europeiske kolonier i stor grad overvintrer utenfor Newfoundland i Canada. Dette samsvarer ikke med analysene som er gjort her. Det er ikke noen stor reduksjon i tallrikhet av krykkje om vinteren i norske farvann.

Lomvi

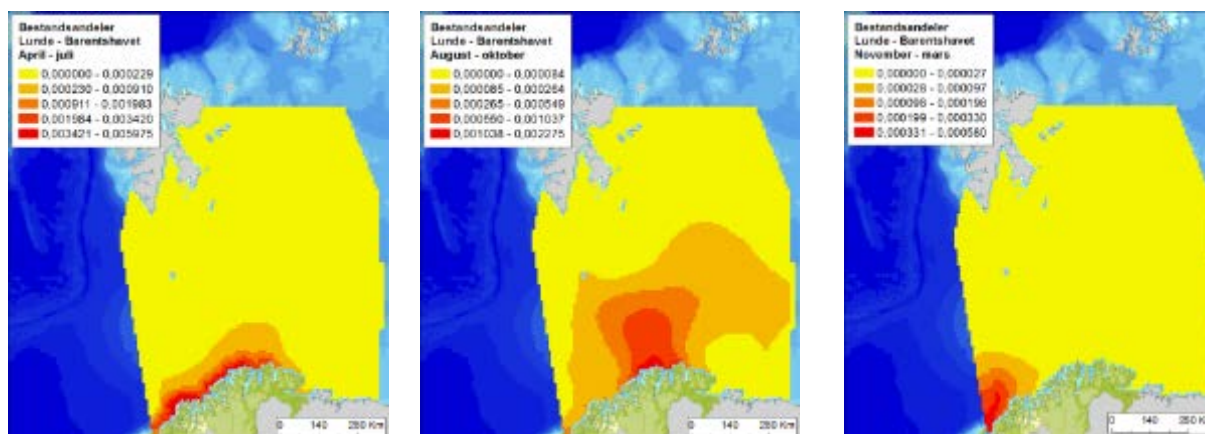


Figur E-10 Fordeling av lomvi (*Uria aalge*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Lomvi er en tallrik sjøfugl i Nordsjøen. Hovedtyngden av Nordsjøbestanden hekker i Storbritannia og på Færøylene. Totalbestanden på de britiske øyer er estimert til 1,4 millioner individer, og denne bestanden

har vært økende de siste 50 årene. Generelt finnes de største konsentrasjonene vest i Nordsjøen, men på høsten og vinteren finner vi også høye konsentrasjoner i Skagerrak og Kattegat. En stor andel av disse overvintrende fuglene er ungfugl. Kattegat og Skagerrak er viktige oppvekstområder for sild og brisling, og ungsild og brisling er nok viktige næringsemner for overvintrende lomvi i dette området. Bestanden av lomvi i Barentshavet sank dramatisk på midten av 1980-tallet, og bestanden er fortsatt historisk lav. Forekomstene av lomvi i Barentshavet er derfor relativt lave sammenlignet med Nordsjøen. I Barentshavet finnes lomvi primært i de sørlige områdene langs Finnmarkskysten og rundt Bjørnøya. På høsten finnes forholdsvis høye forekomster i den sørøstlige delen av Barentshavet.

Lunde

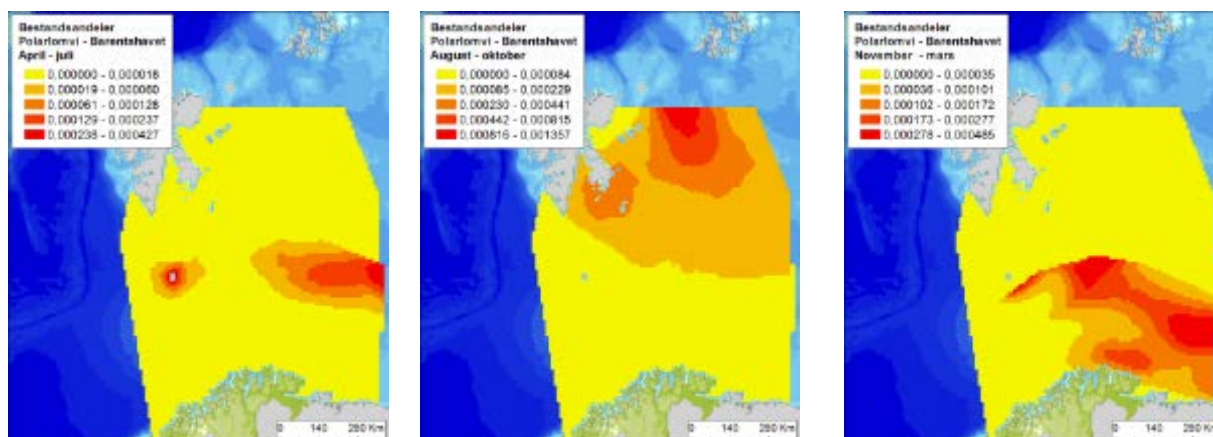


Figur E-11 Fordeling av lunde (*Fratercula arctica*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Lunde er en karakterart og en av de mest tallrike sjøfuglene langs kysten av Nord-Norge. Omlag 900 000 par hekker langs kysten fra Andøya til Vardø, og 800 000 par hekker langs Nordlandskysten. Yngel av sild og torsk fisk som driver nordover i kyststrømmen fra de store gyteområdene langs norskekysten er en helt sentral ressurs for disse koloniene.

Om høsten trekker store mengder lunde til den sørlige delen av Barentshavet. Dette er endestasjonen for driften av fiskeyngel, og det er sannsynlig at fiskeyngel fortsatt er en viktig del av dietten i denne perioden. Om vinteren finnes det lunde i den sørlige delen av Norskehavet. Data fra dette området i denne perioden er imidlertid fragmentariske, og usikkerheten er derfor relativt stor.

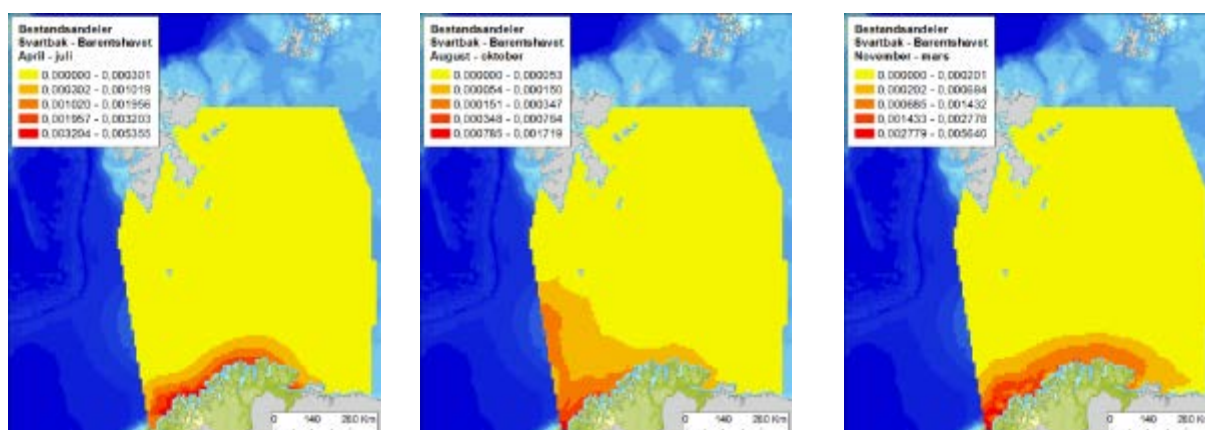
Polarlomvi



Figur E-12 Fordeling av polarlomvi (*Uria lomvia*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPOPOP, 2013).

Polarlomvi er, sammen med alkekonge, den mest tallrike sjøfuglarten i Barentshavet med ca. 1 250 000 hekkende par. Den er en nordlig art og hekker relativt fåtallig langs norskekysten og Kola, men er tallrik på Svalbard og Novaja Semlja. Om høsten finnes polarlomvi i stort antall i den sentrale og nordlige delen av Barentshavet hvor den lever av krill, amfipoder, lodde og polartorsk. Telemetristudier og ringmerkningsstudier fra Svalbard antyder at i hvert fall deler av bestanden migrerer til den nordvestlige delen av Atlanteren om vinteren. Spesielt ser havområdet mellom Grønland og Canada ut til å være viktig. Fra februar og utover våren finnes den imidlertid igjen store mengder polarlomvi i den sørlige delen av Barentshavet, hvor de følger gyteinnsiget av lodde inn mot kysten av Norge og Kolahalvøya.

Svartbak

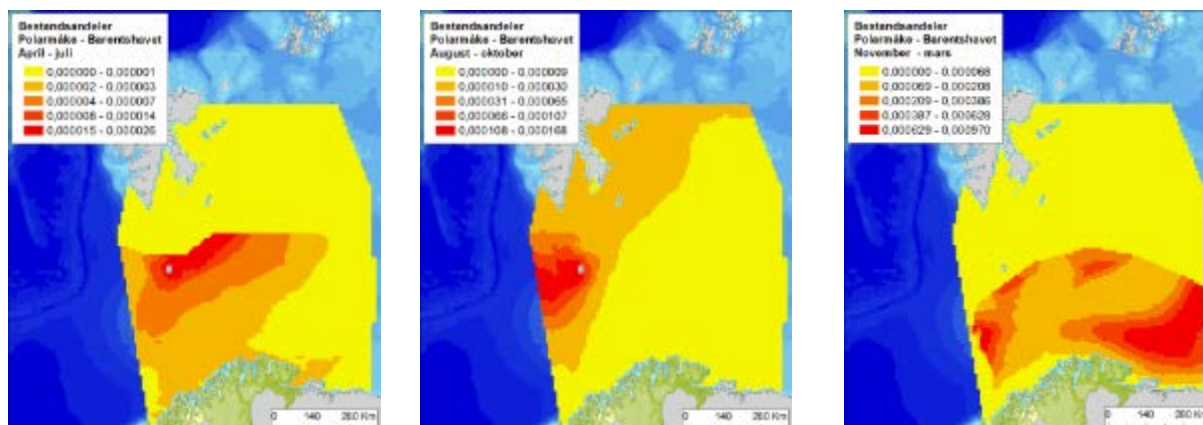


Figur E-13 Fordeling av svartbak (*Larus marinus*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPOPOP, 2013).

Svartbaken er den største av måkene våre, med tykk hals og kraftig nebb. Svartbaken hekker langs kysten av Nord-Atlanteren og tilgrensende havområder; fra Baffinøya i vest (Canada), over Grønland, Island, langs norskekysten, og til Novaja Semlja og Vajgatshøya i øst. I Europa strekker hekkeutbredelsen seg fra de nordlige deler av Frankrike i sør til Svalbard i nord. Den ble funnet

hekkende første gang på Bjørnøya i 1921 og på Spitsbergen i 1930. Siden den gang har bestanden vokst og arten har utvidet sitt utbredelsesområde, spesielt etter 1960 (Norsk Polarinstitutt, 2014).

Polarmåke



Figur E-14 Fordeling av polarmåke (*Larus hyperboreus*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Polarmåken er en stor måke, i gjennomsnitt bare litt mindre enn svartbaken. Arten har en sirkumpolar, høy-arktisk utbredelse. I det nordøstlige Atlanterhavet forekommer den på Grønland, Island, Jan Mayen, Svalbard, Frans Josefs land og Novaja Semlja. De fleste polarmåkene forlater Svalbard i september-oktober og overvintrer trolig spredt i det nordlige Atlanterhavet, både langs kysten og i åpent hav så langt sør som Færøyene, Island og sørlige deler av Grønland. Trolig overvintrer også mange individer i de isfrie delene av Barentshavet (Norsk Polarinstitutt, 2014).

Kystnær sjøfugl

Sjøfugl i kystområdene varierer med arter og sesonger. Noen arter er tilknyttet kysten året rundt, andre trekker mot kysten kun i forbindelse med hekkeperioden (vår/sommer).

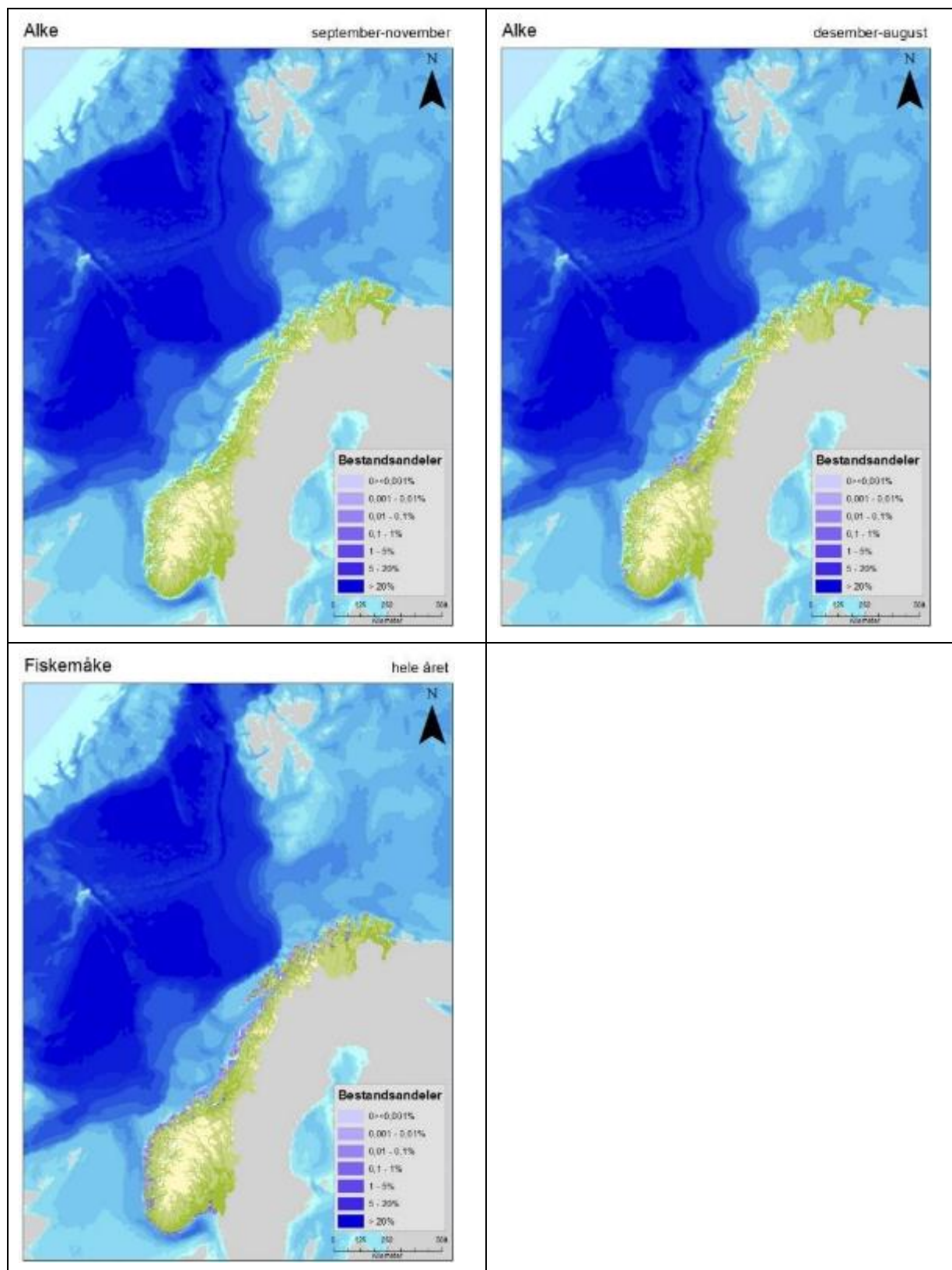
Arter som er tilknyttet kysten er eksempelvis dykkender (ærfugl, svartand, sjøorre), skarver (storskarv, toppskarv), terner, enkelte måkefugl og alkefuglen teist. Disse artene er hovedsakelig å finne i områder som kan sees fra land, men kan også vandre lengre ut i åpent hav, særlig i områder med grunt vann. Mer pelagiske sjøfuglarter benytter kystområdene som hekkeplasser.

Som utgangspunkt for skadebaserte analyser på sjøfugl i kystnære områder og sjøfugl med særlig tilknytting til kystområdene er det tatt utgangspunkt i den nasjonale sjøfugldatabasen til NINA (SEAPOP, 2017). Disse dataene er tilrettelagt for bruk i skadebaserte analyser ved bruk av ArcGIS rutiner, der datasettene er fordelt til en buffersone rundt de aktuelle hekkekoloniene.

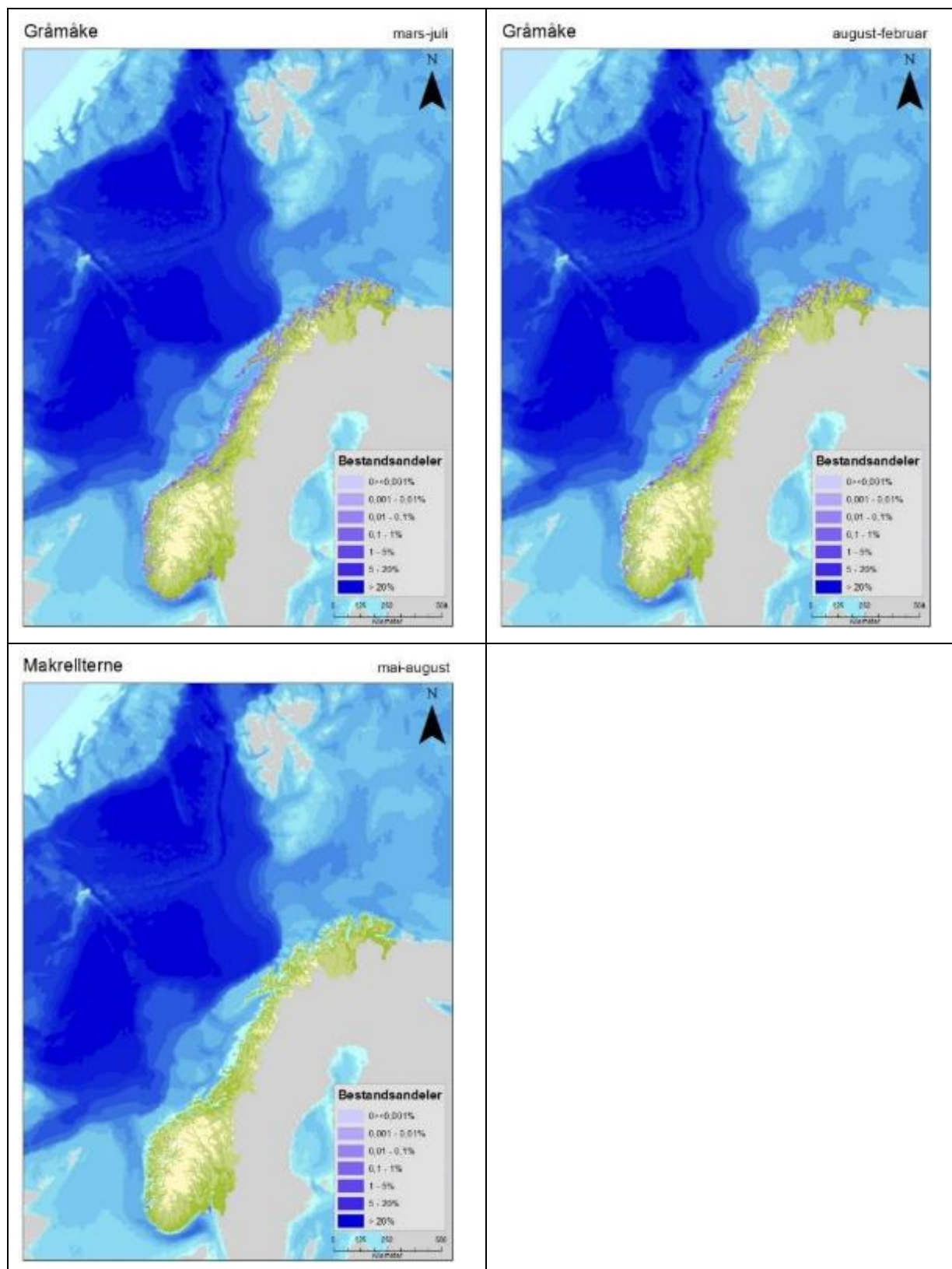
Datasettene inkluderer følgende arter: Alke, fiskemåke, gråmåke, havhest, havsule, islom, ismåke, krykkje, lomvi, lunde, makrellterne, polarlomvi, polarmåke, praktærfugl, rødnebbterne, siland, sildemåke, smålom, stellerand, storjo storskarv, svartbak, teist, toppskarv, ærfugl.

Geografisk fordeling av de ulike artene **når de er tilstede** langs hele kysten (nasjonalt) er vist i Figur E-15 til Figur E-31. Sesongene som ikke vises i figurene er sesonger der fuglene ikke er tilstede i dette området.

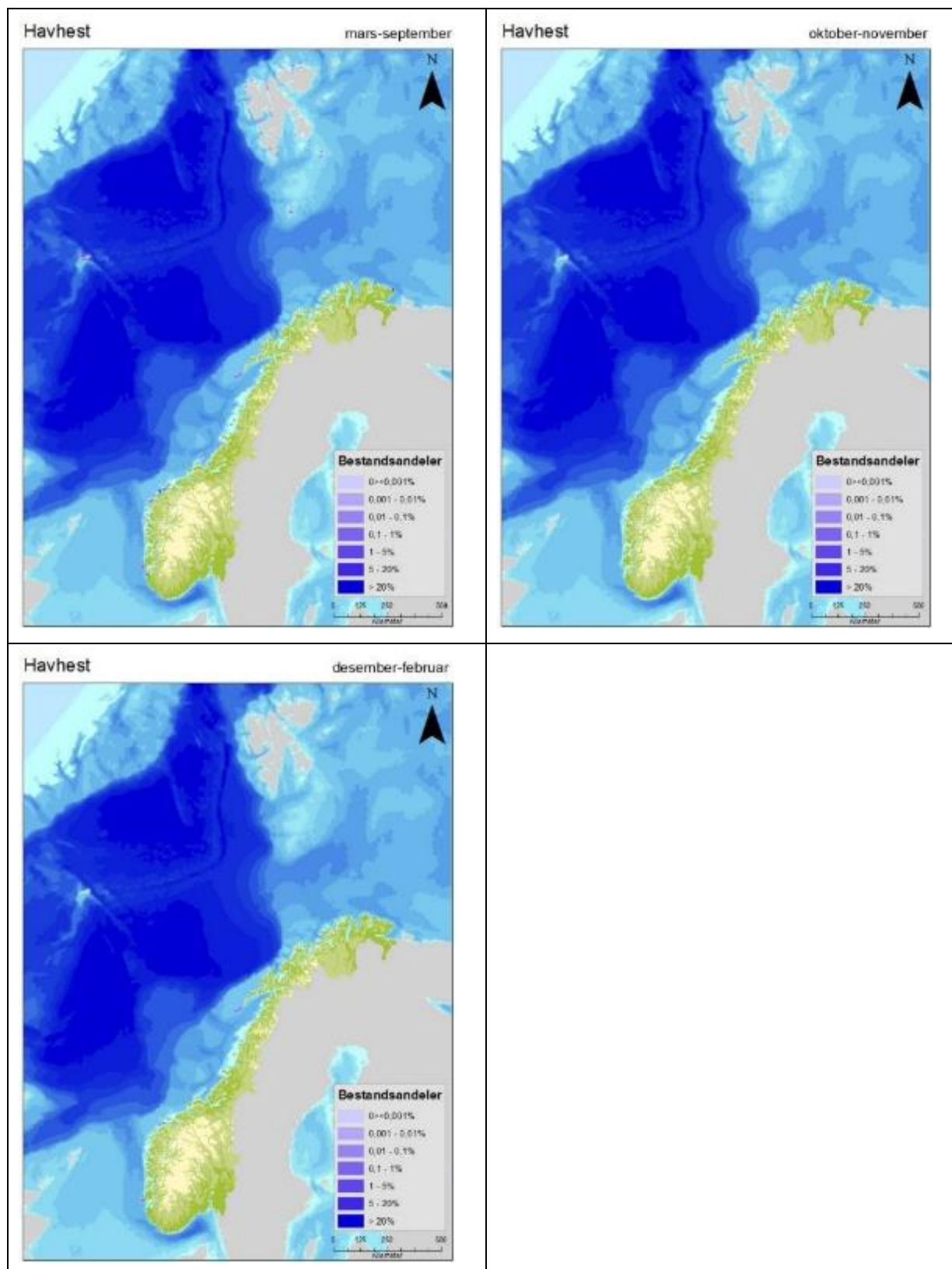
Nasjonale datasett



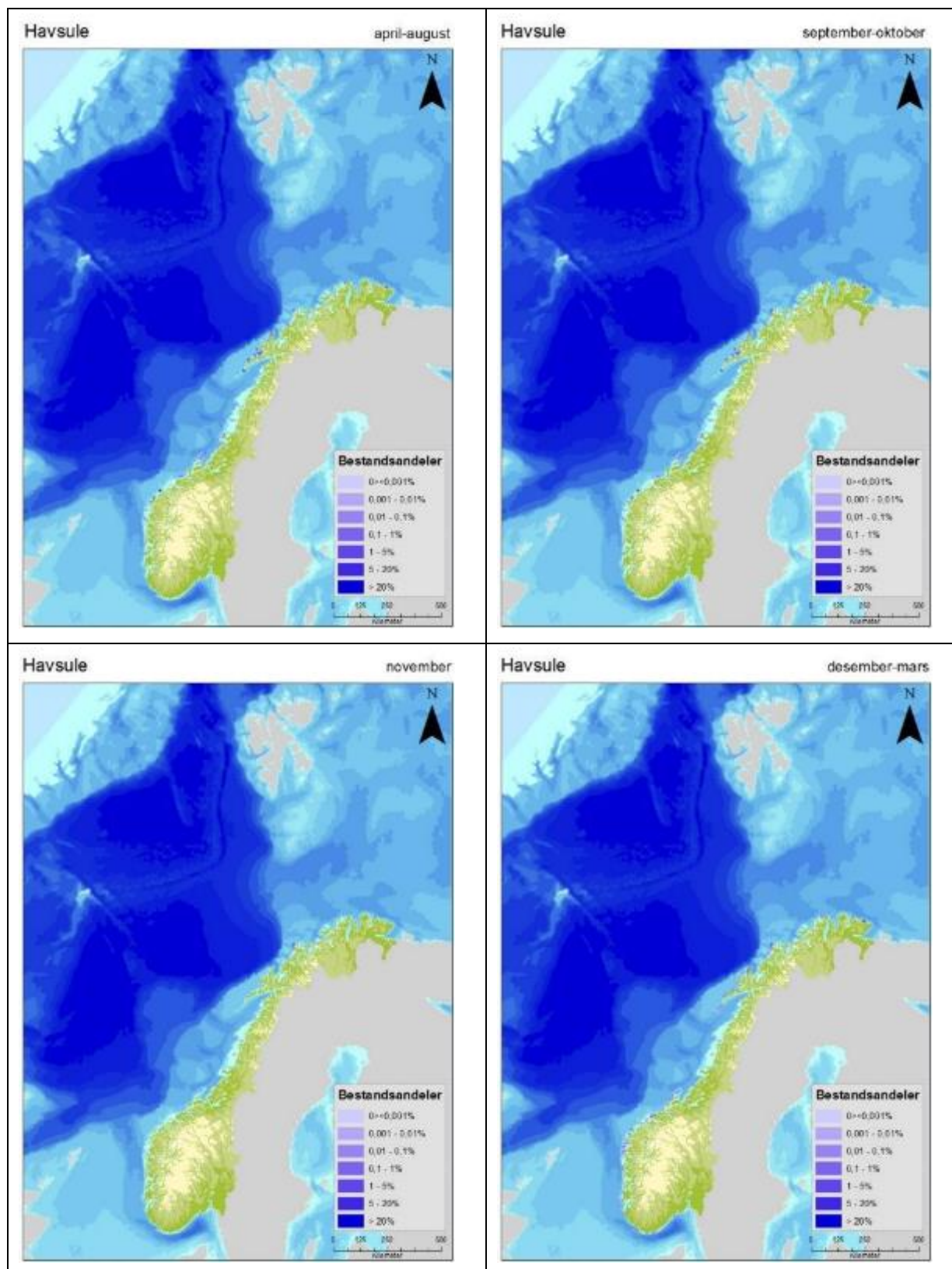
Figur E-15 Nasjonal bestandsfordeling av alke og fiskemåke (SEAPOP, 2017).



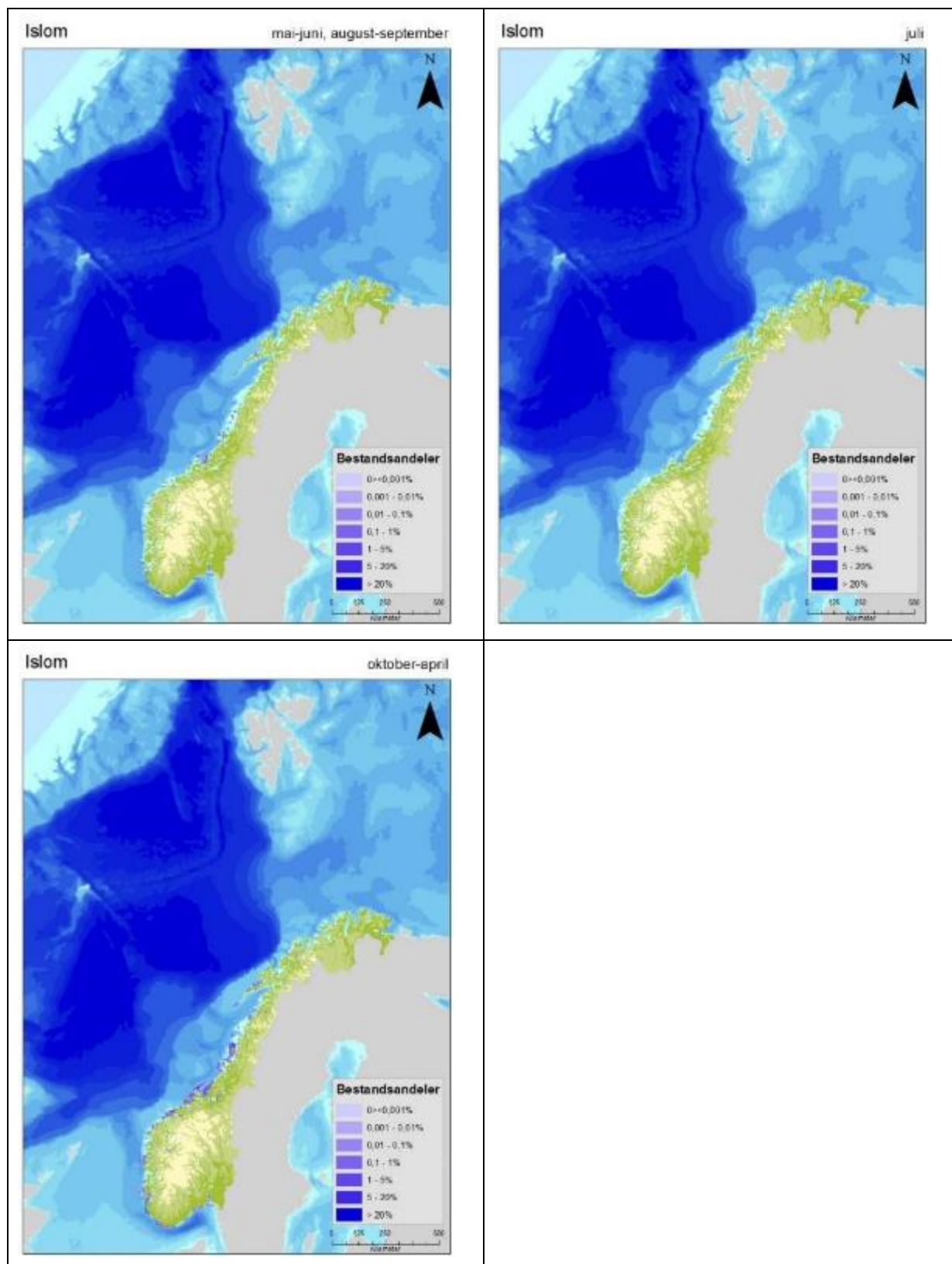
Figur E-16 Nasjonal bestandsfordeling av gråmåke og makrellterne (SEAPO, 2017).



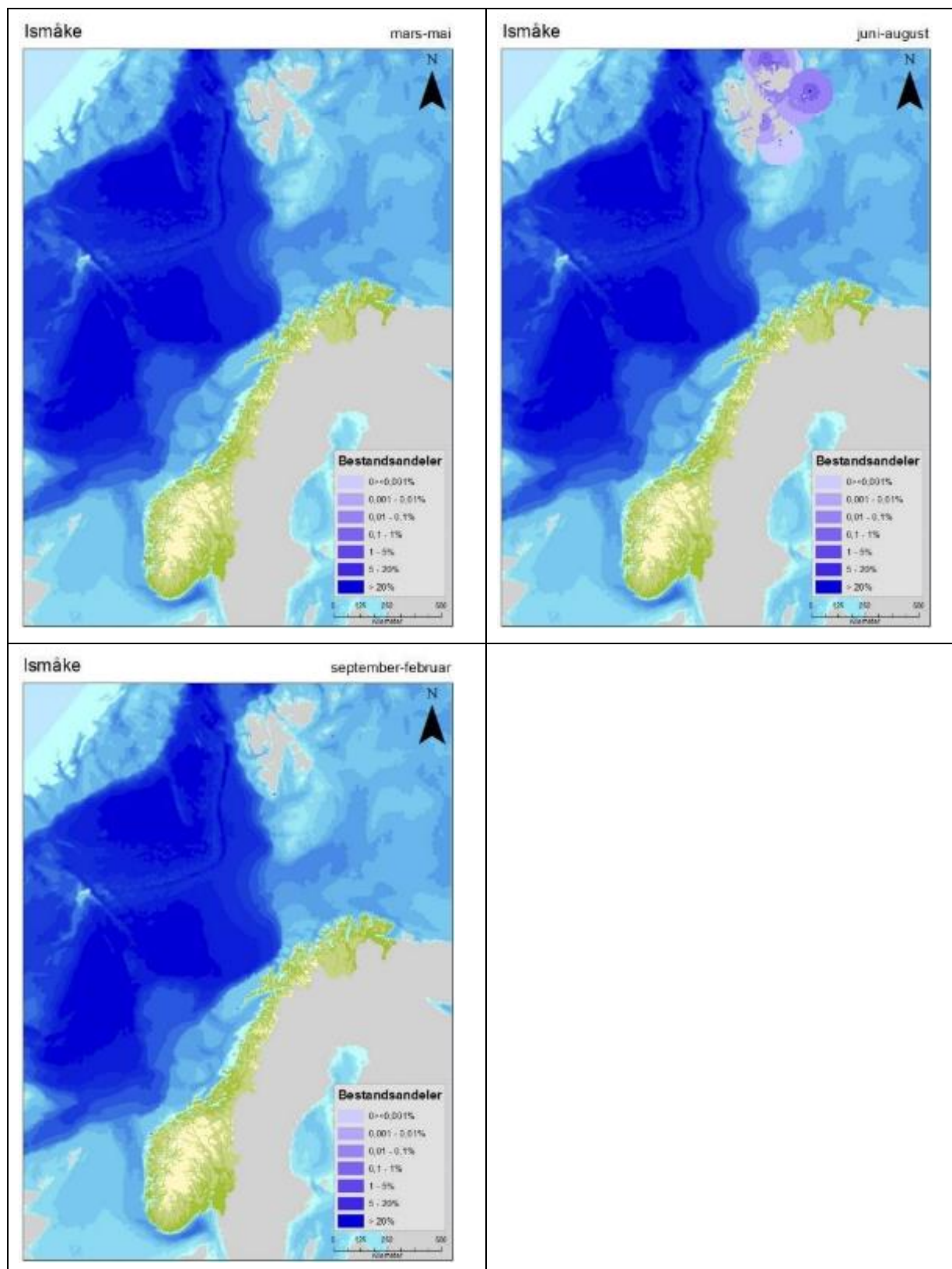
Figur E-17 Nasjonal bestandsfordeling av havhest (SEAPOP, 2017).



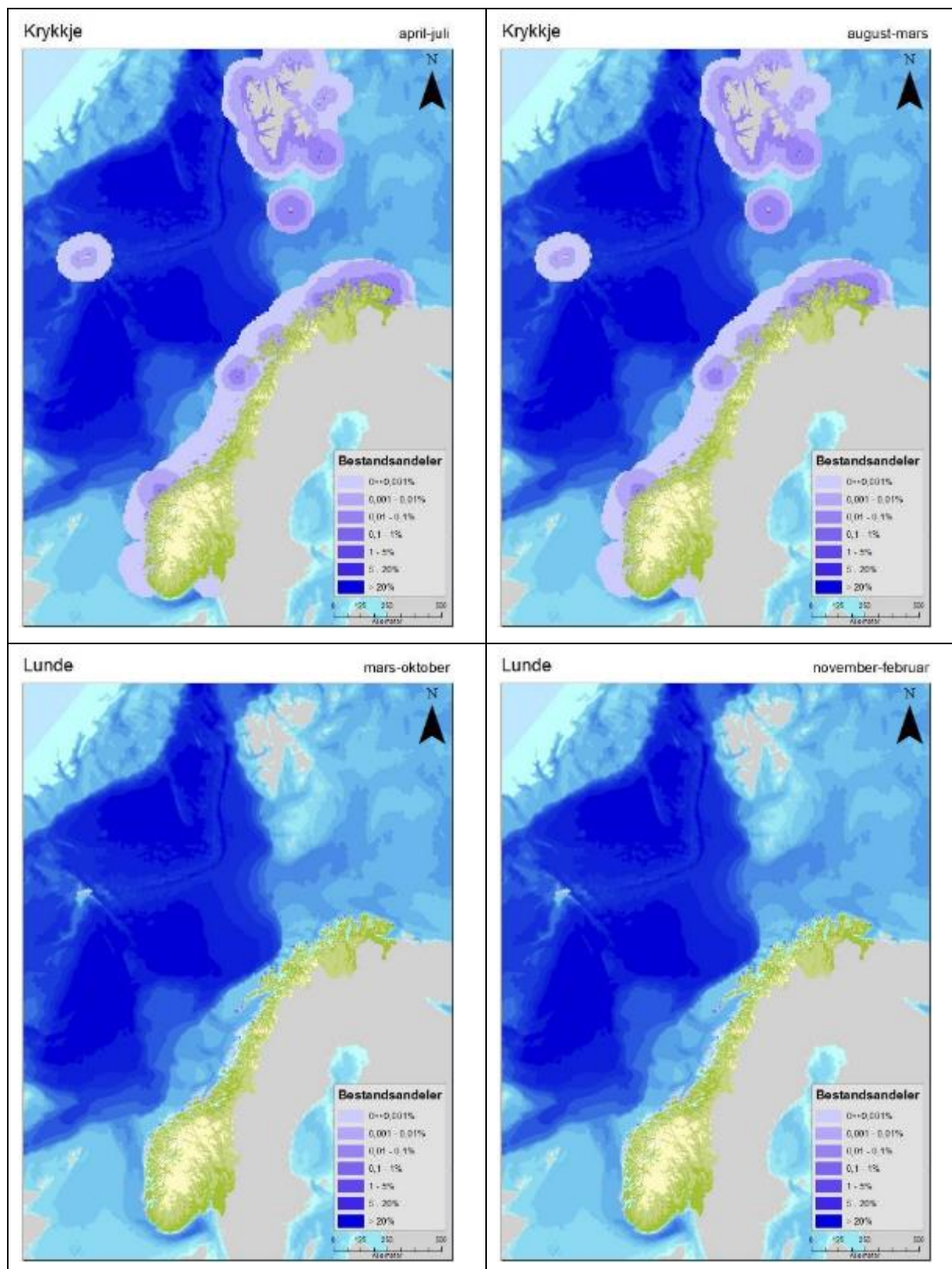
Figur E-18 Nasjonal bestandsfordeling av havsule (SEAPO, 2017).



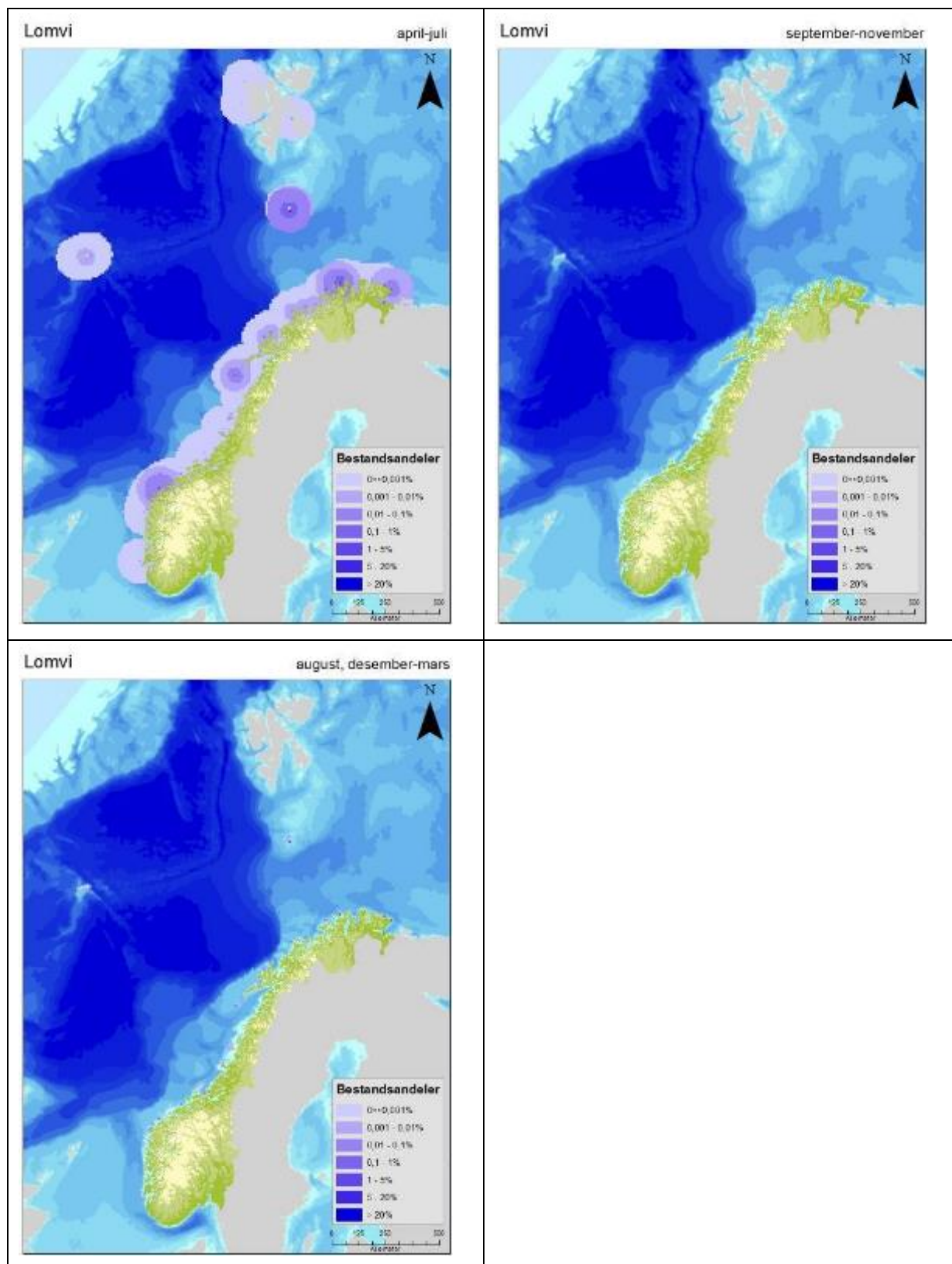
Figur E-19 Nasjonal bestandsfordeling av islom (SEAPOP, 2017).



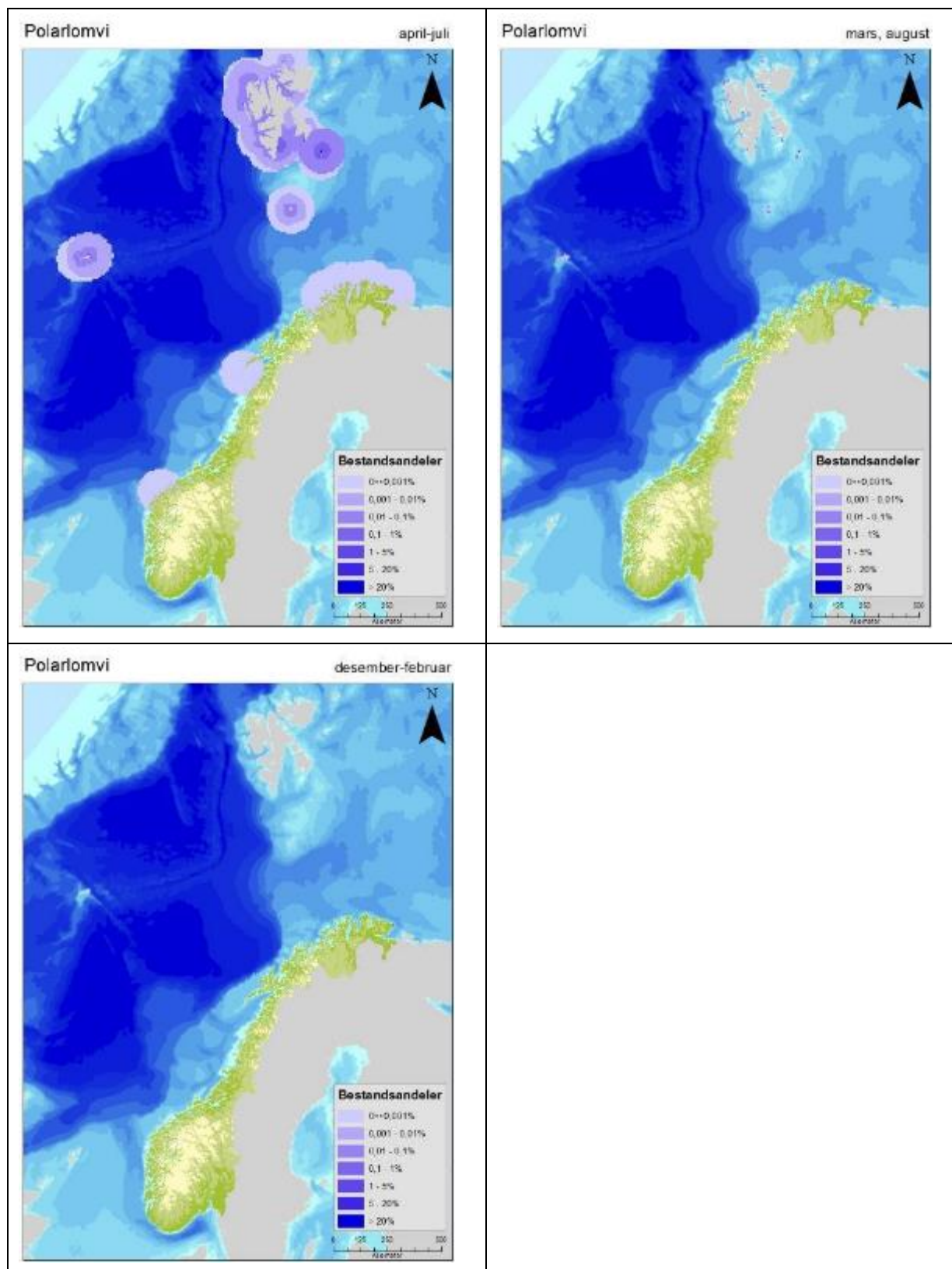
Figur E-20 Nasjonal bestandsfordeling av ismåke (SEAPOP, 2017).



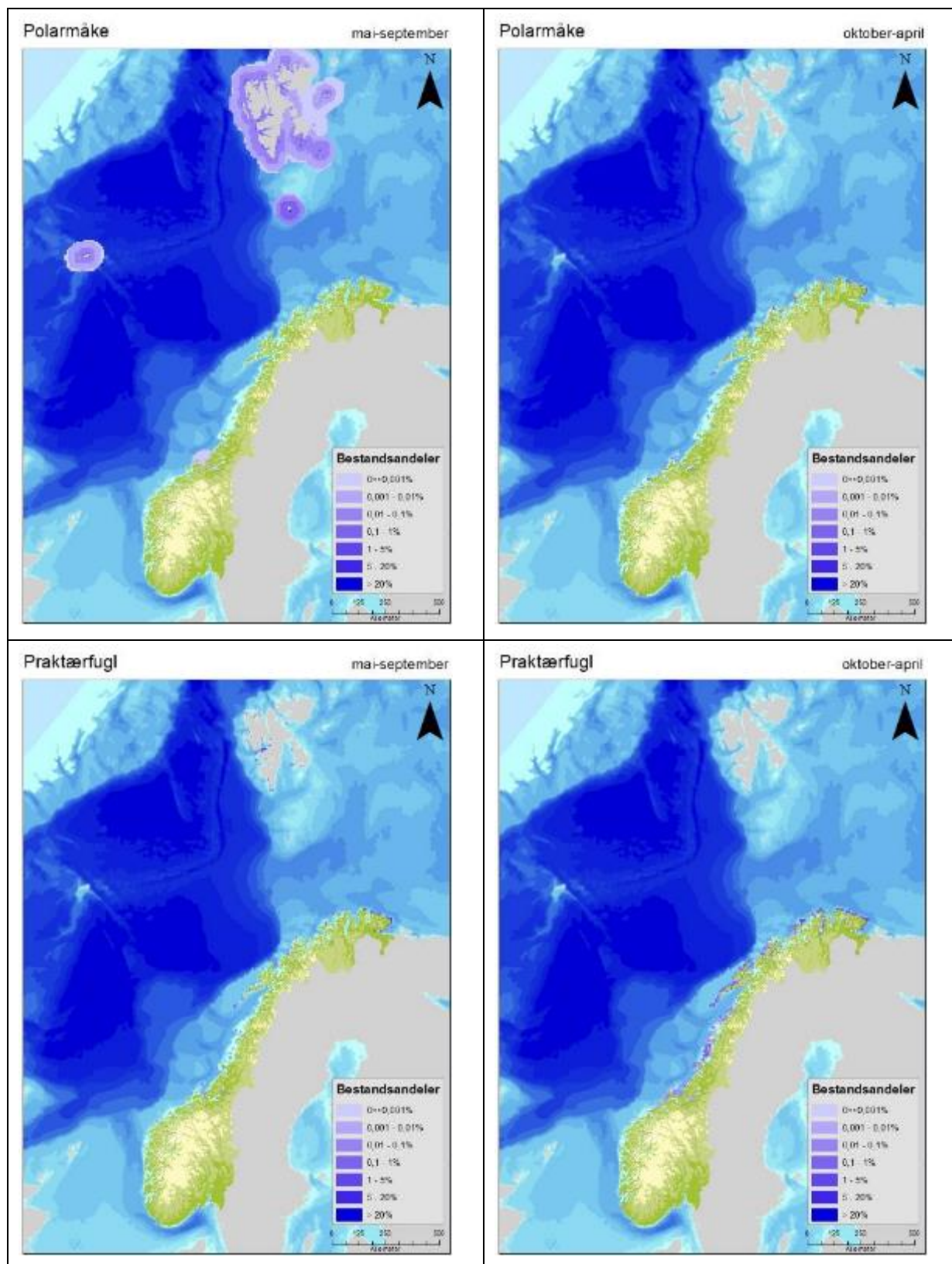
Figur E-21 Nasjonal bestandsfordeling av krykkje og lunde (SEAPOP, 2017).



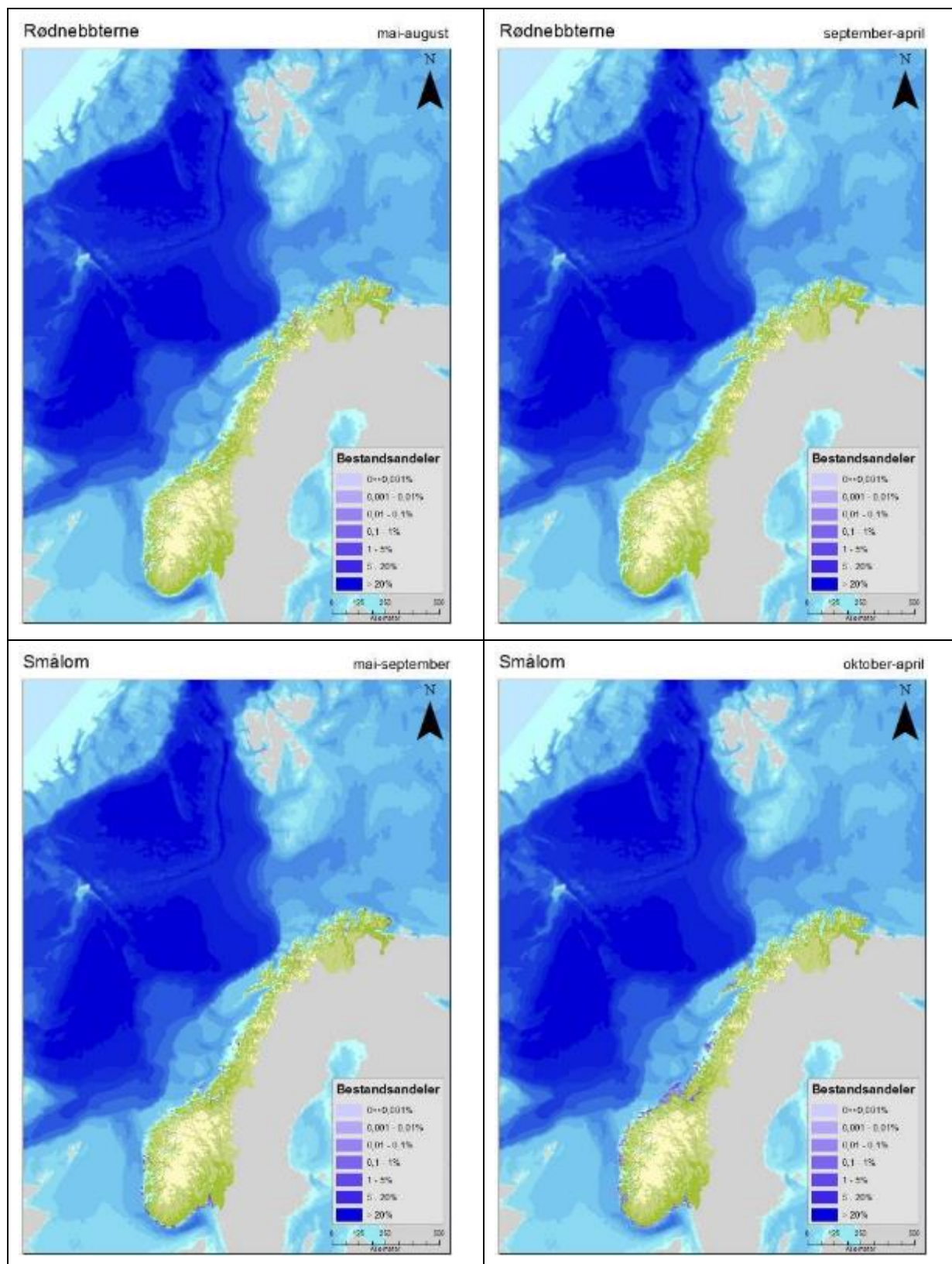
Figur E-22 Nasjonal bestandsfordeling av lomvi (SEAPO, 2017).



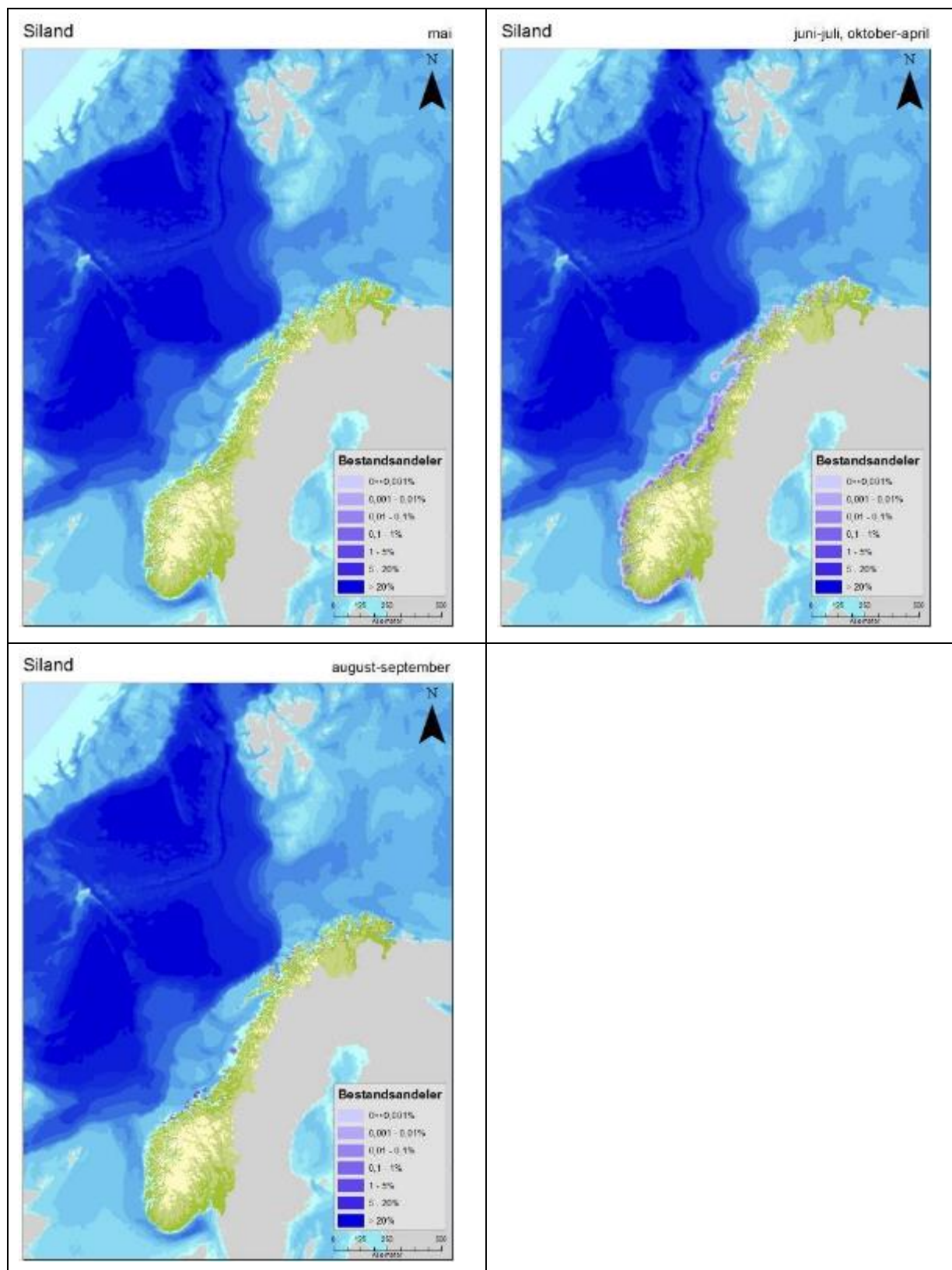
Figur E-23 Nasjonal bestandsfordeling av polarlomvi (SEAPOP, 2017).



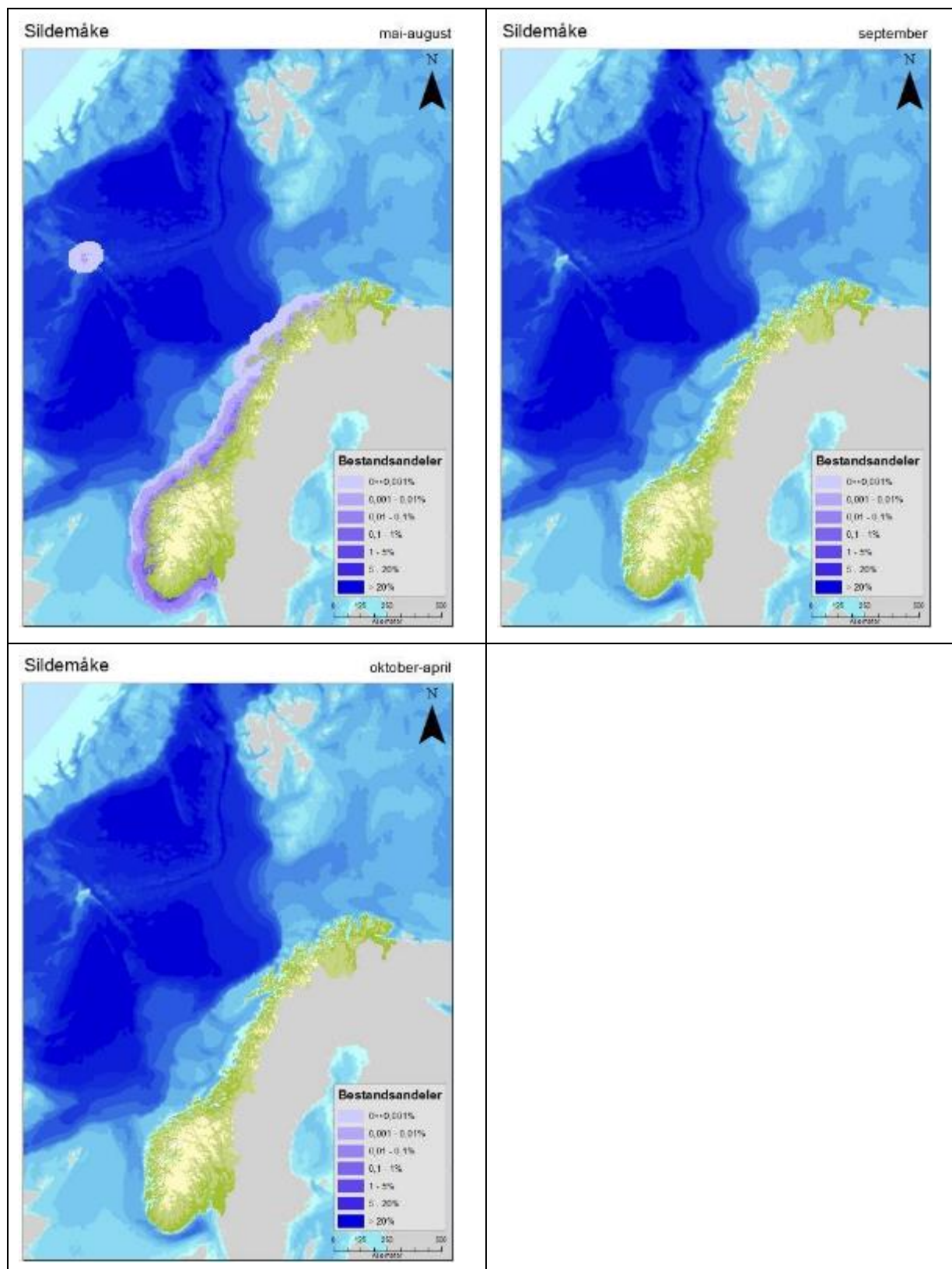
Figur E-24 Nasjonal bestandsfordeling av polarmåke og praktærfugl (SEAPOP, 2017).



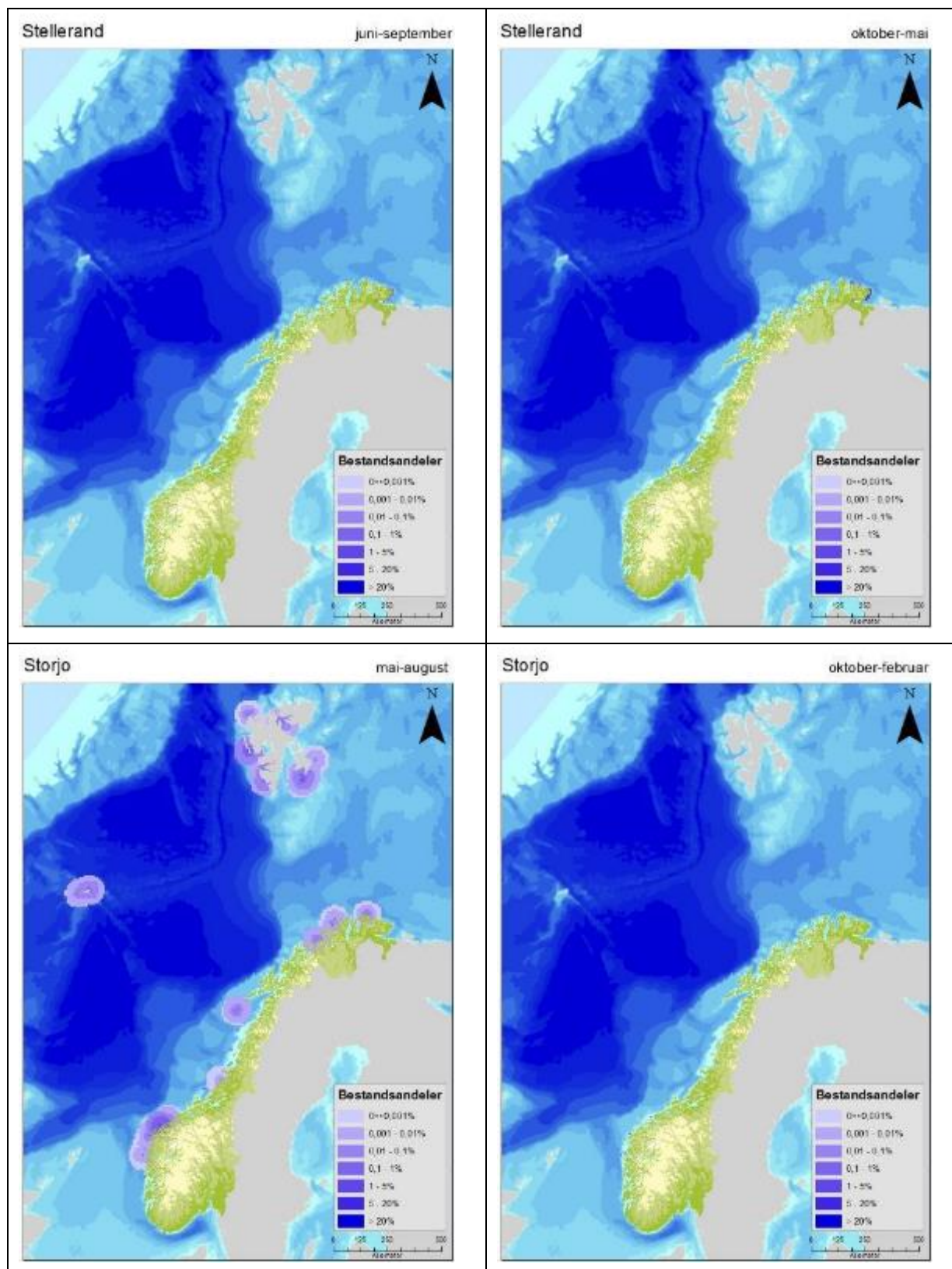
Figur E-25 Nasjonal bestandsfordeling av rødnebbterne og smålom (SEAPOP, 2017).



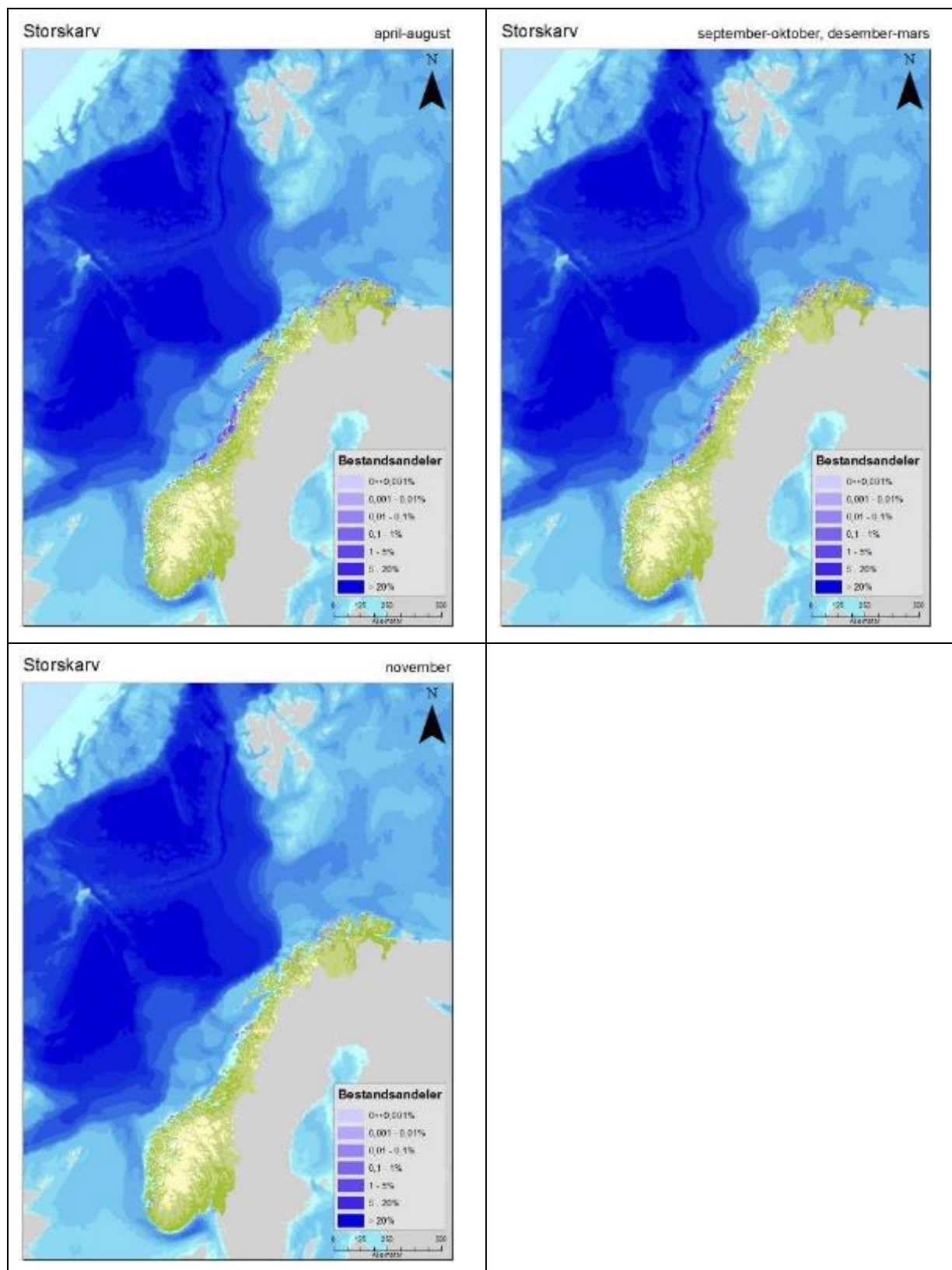
Figur E-26 Nasjonal bestandsfordeling av siland (SEALPOP, 2017).



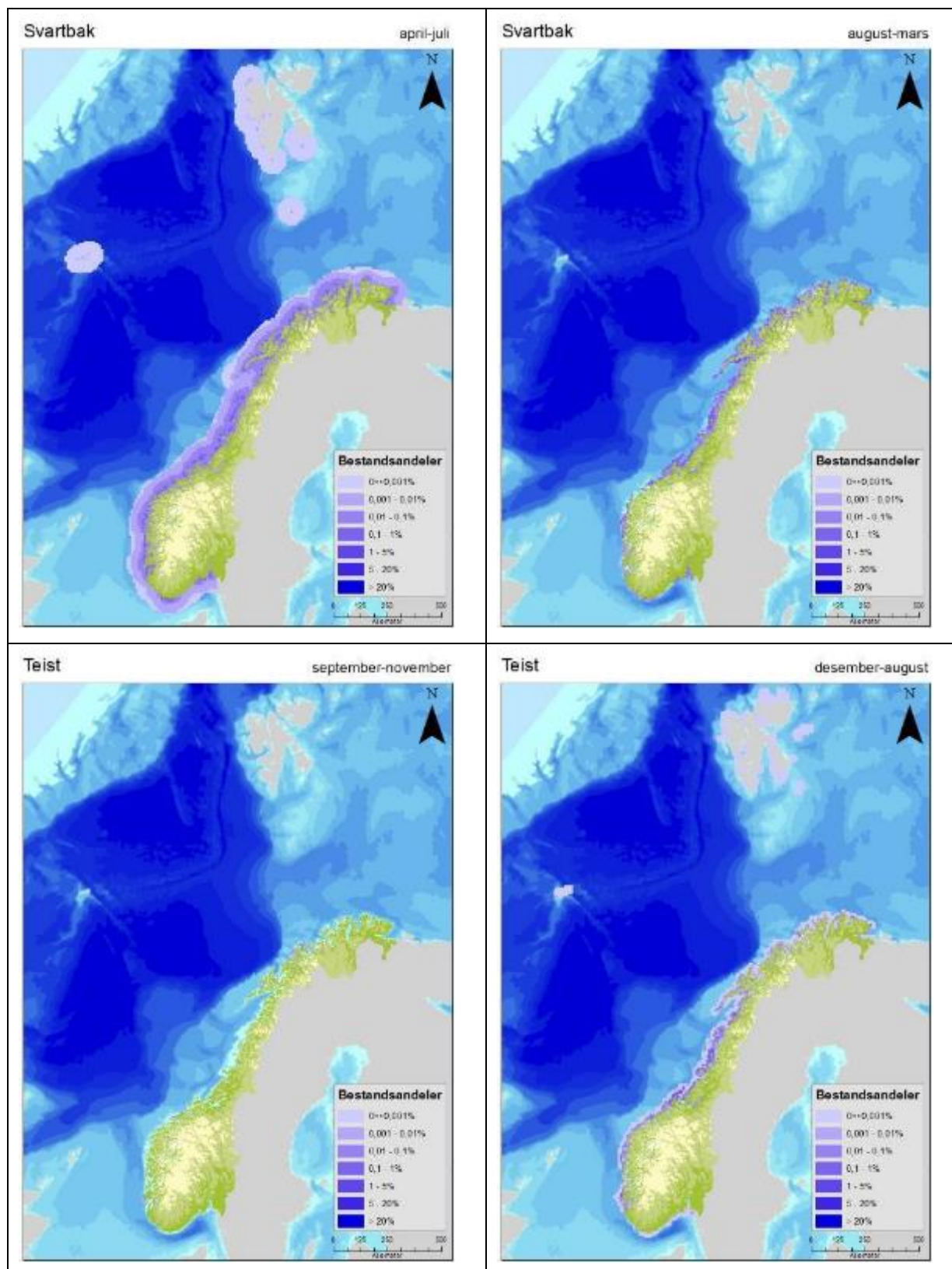
Figur E-27 Nasjonal bestandsfordeling av sildemåke (SEAPOP, 2017).



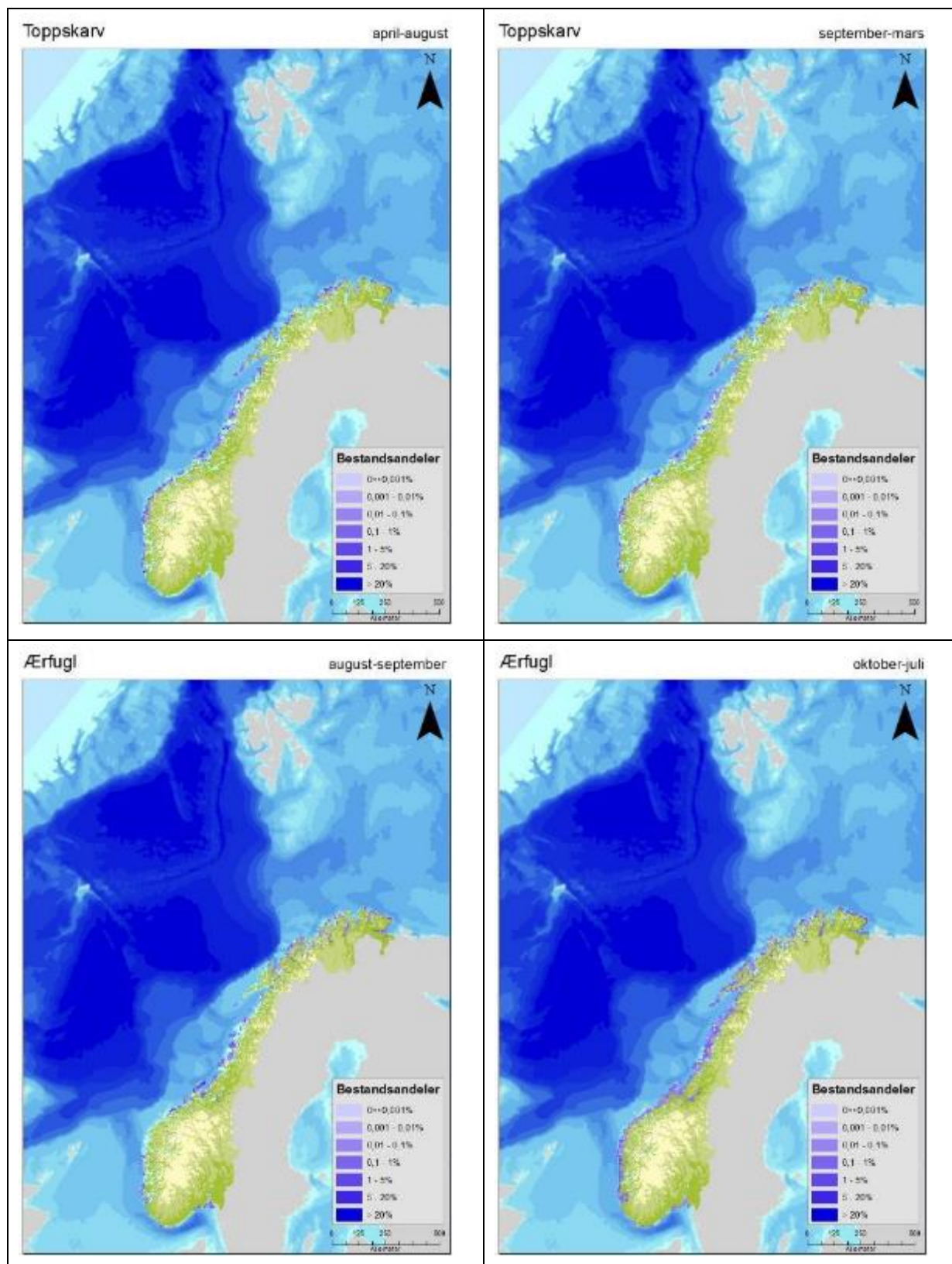
Figur E-28 Nasjonal bestandsfordeling av stellerand og storjo (SEAPO, 2017).



Figur E-29 Nasjonal bestandsfordeling av storskarv (SEAPO, 2017).



Figur E-30 Nasjonal bestandsfordeling av svartbak og teist (SEAPO, 2017).



Figur E-31 Nasjonal bestandsfordeling av toppskarv og ærfugl (SEAPOPOP, 2017).

Marine pattedyr



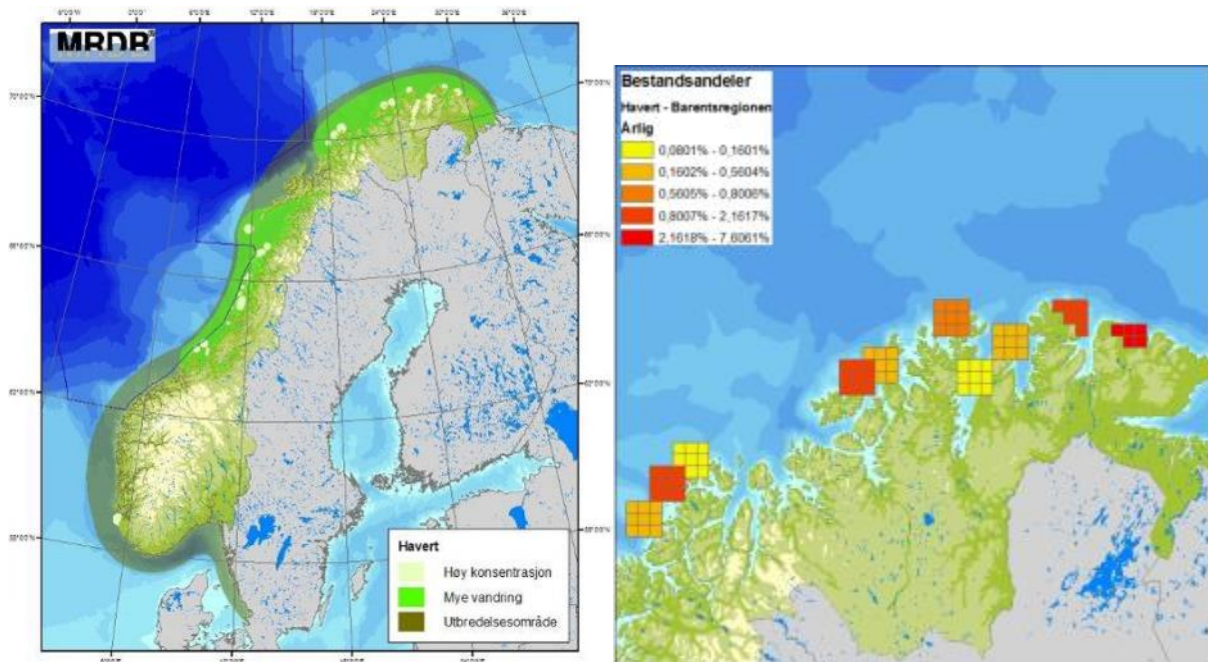
Havert (*Halichoreus grypus*) forekommer i kolonier langs hele norskekysten. Utenom kastetiden kan arten være spredt langs kysten for næringssøk, og utbredelsen fra flere kolonier kan overlappe. Under hårfellingsperioden og kasteperioden samler havert seg i store kolonier (Bjørge, 2008).

Basert på systematiske telling er av havert-koloniene langs norskekysten er det estimert at den årlige produksjonen er på rundt 1 200 unger (hovedsakelig fra Trøndelag og nordover). Havforskningsinstituttet har utviklet en populasjonsmodell basert på telldata og registrert beskatning i perioden 1979-2010. Modellen indikerer at populasjonen lå på om lag 8700 individer i 2011, noe som indikerer en økning fra om lag 3000-4000 individer estimert i 1960-70. Telling i området Froan-Vega i september-oktober 2014 indikerte imidlertid en betydelig reduksjon i antall unger, om lag 40 % færre enn i 2007. Det antas at bifangst ved garnfiske kan være en av årsakene til reduksjonen (Havforskningsinstituttet, 2015).

Sør for Stadt er et kun registrert én kastelokasjon for havert; på Kjør i Rogaland, der inntil 40 ungsel har blitt talt. Merkedata og andre observasjoner indikerer samtidig at havert fra Storbritannia (som innehar en stor populasjon på om lag 100 000 individer) benytter store deler av Nordsjøen til næringssøk og således kan bidra til mange av havert-observasjonene i regionen (DN & HI, 2010).

(Bjørge, 2008) har foreslått å dele de norske forekomstene av havert inn i tre bestander. En populasjon sør for Stad, en populasjon fra Stad til Lofoten, og en populasjon fra Vesterålen til russergrensen. Datasettet for populasjonen fra Vesterålen til russergrensen er benyttet i de kvantitative konsekvensvurderingene for havert. Geografisk utbredelse er vist i Figur E-32 Koloniene på Froan i Sør-Trøndelag er en av de største havertkoloniene. Havert kaster i desember måned og ungene skifter pels etter 3 uker. Hårfelling foregår fra februar til april.

I følge Norsk rødliste er havert «Livskraftig» (LC) (Artsdatabanken, 2015). En positiv bestandstrend for arten i perioden fra 2006 til 2010 medførte at haverten fikk endret sin rødlistekategori fra NT til LC, og denne kategorien er videreført i oppdateringen av rødlista fra 2015.



Figur E-32 Geografisk fordeling av havert innen norske farvann (DN & HI, 2010).

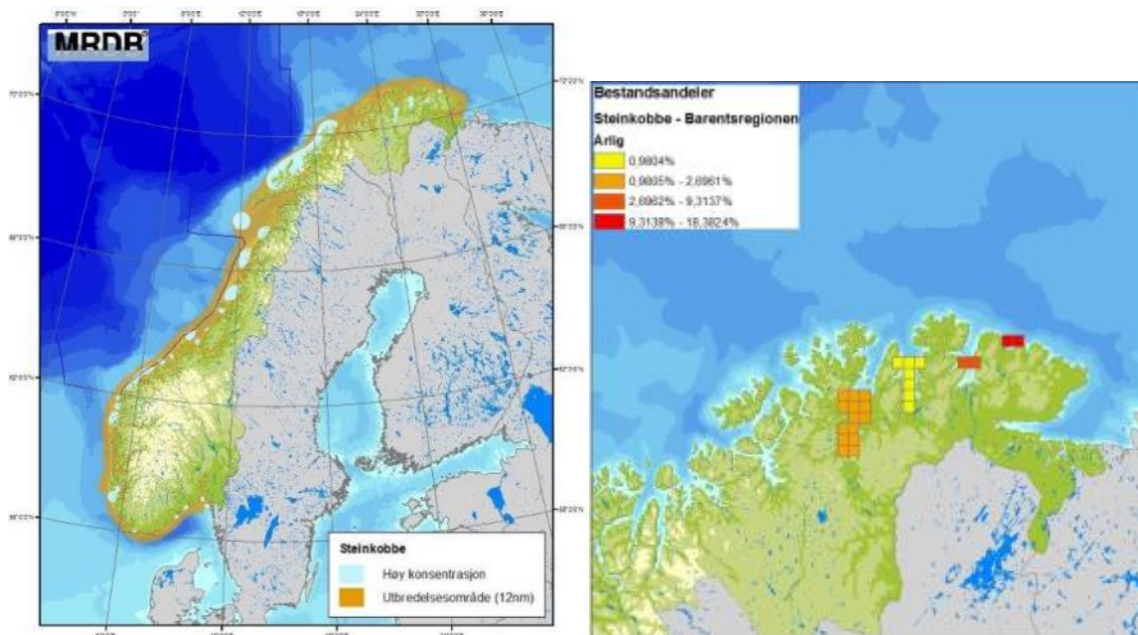
Steinkobbe (*Phoca vitulina*) forekommer i større og mindre kolonier langs hele norskekysten. Arten er relativt stedbunden og oppholder seg nær koloniene året rundt (spredning på noen titalls km).

Basert på telling i perioden 2011-2014, er den norske totalbestanden beregnet til ca. 7500 individer (Havforskningsinstituttet, 2015). Dette er en økning fra 2003-2006, omtrent på lik linje med antallet estimert i 1996-1999. De største tetthetene er å finne i Nordland og Troms med om lag 3500 individer. Det er også estimert om lag 500 individer ved Svalbard (Bjørge, Øien, & Fagerheim, 2007). Steinkobben kaster unger i siste halvdel av juni og dieperioden varer i tre til fire uker. Ungene har felt fosterpelsen ved fødselen og kan gå i vann allerede etter få timer. De er imidlertid særdeles følsomme for forstyrrelser i tiden fram til de har utviklet gode svømmeferdigheter (DN & HI, 2010). For steinkobbe skjer hårfellingen i august-september.



Bjørge (Bjørge, 2008) har foreslått følgende bestandsinndeling basert på biologiske prinsipper; Skagerrakbestanden (fra Østfold til Vest-Agder), vestlandsbestanden (fra Rogaland til Troms/Lopphavet), Finnmarkbestanden (fra Lopphavet til russergrensen), og Svalbardbestanden (ved Prins Karls Forland). Finnmarkbestanden er benyttet i de kvantitative konsekvensberegningene for steinkobbe. Geografisk utbredelse er vist i Figur E-33.

Steinkobbe er jaktbar i Norge, og siden 2003 har kvotene blitt satt vesentlig høyere enn forskernes anbefalinger. Arten er også utsatte for bifangst i fiskeredskap. I noen områder vil steinkobbe være utrydningstruet. I rødlisten er steinkobbe klassifisert som *livskraftig* (LC) på fastlandet og *sårbar* (VU) på Svalbard (Artsdatabanken, 2015).

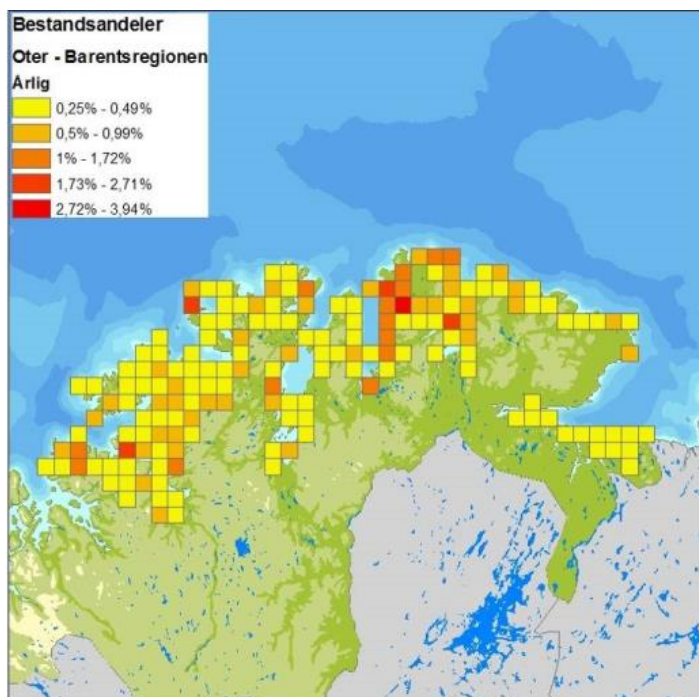


Figur E-33 Geografisk fordeling av steinkobbe innen norske farvann (DN & HI, 2010).

Oter

Oteren ble fredet i Norge i 1982 som følge av bestandsnedgang i store deler av utbredelsesområdet. Det er antatt at over 25 % av den europeiske bestanden finnes i Norge (Brude et al., 2003). Kart over oterens tilhold langs Finnmarkskysten, samt bestandsfordeling i Barentsregionen benyttet i de kvantitative konsekvensberegningene for oter, er vist i Figur E-34. Den nasjonale bestanden synes å være i vekst; i 1990 ble den estimert til 9 000 - 11 000 dyr, mens tilsvarende tall for 1995 er 17 000 - 21 000 dyr. Dersom veksten har vært konstant, er antallet i dag opp mot 30 000 dyr. Det er særlig bestandene i Midt- og Nord-Norge som synes rimelig sterke; i kyststrøkene fra og med Sør-Trøndelag og nordover antas oteren å ha en sammenhengende utbredelse (Jensen, 2008).

Internasjonalt har oteren status som truet rødlisteart, og er beskyttet av flere internasjonale konvensjoner. På den norske rødlista er arten plassert i kategorien sårbar (VU) (Artsdatabanken, 2015).



Figur E-34 Utbredelse av oter (otterområder) og bestandsandeler i Barentsregionen (MRDB, 2010).

Fisk

Barentshavet er et viktig oppvekstområde for fisk, og fiskefaunaen her omfatter om lag 150 ulike arter fordelt på 52 familier. Torsk, 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 polartorsk, lusuer, kveite, hyse og sei. Det gis i det følgende en kort beskrivelse av viktige fiskearter i Barentshavet, og henvises videre til HI-rapport «Kunnskap om marine naturressurser i Barentshavet sørøst» (HI, 2012) for ytterligere informasjon.

Sild (*Clupea harengus*)

Norsk vårgytende sild (*Clupea harengus*) 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 går ikke gjennom metamorfosen fra larve til yngel 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 gytende bestanden.

Silda har vist store endringer i bestandsstørrelse 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.

Som grunnlag for vurdering av mulige konsekvenser for sild er det benyttet modelldata fra Havforskningsinstituttet med modellert larvefordeling i perioden mars-september for årene 2008-2009. Datasettene er generert av Havforskningsinstituttet med sin høyoppløselige operasjonelle larvedriftsmodell (se Figur E-35). De representerer en lang tidsserie for larvefordeling og drift av egg og larver fra gyteområdene nordover og inn i Barentshavet. Datasettene ble første gang benyttet i Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (DNV & SINTEF, 2010).

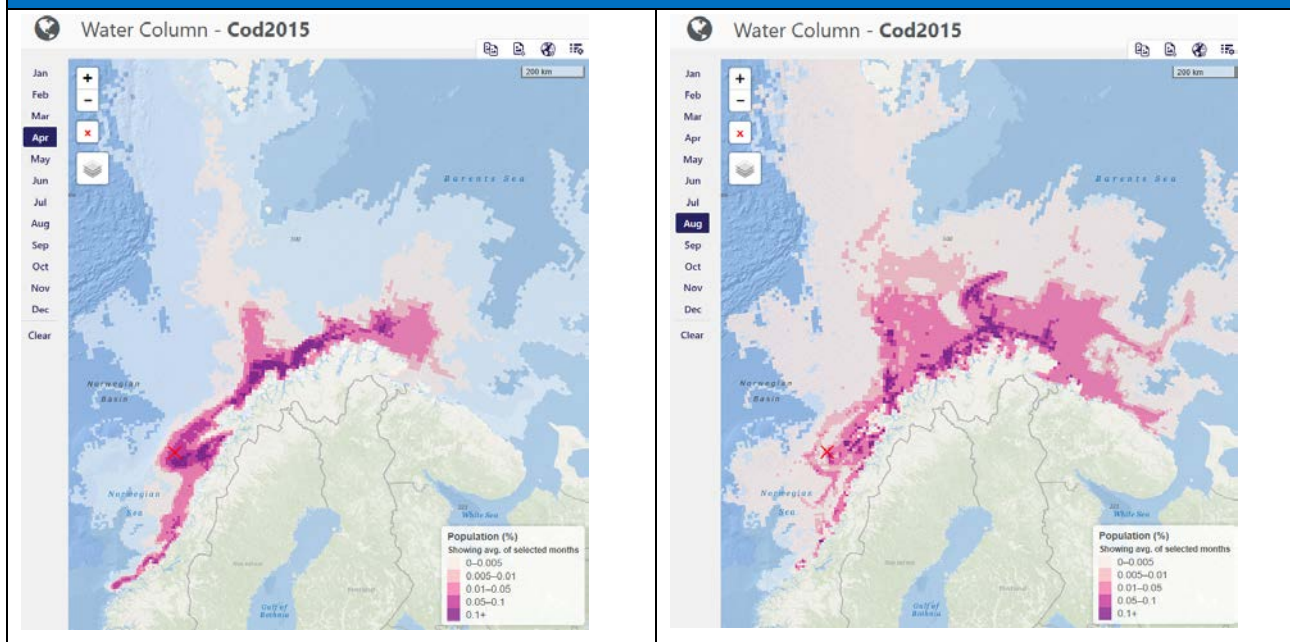
Torsk (*Gadus morhua*)

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 atlanterhavsvannet, 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.

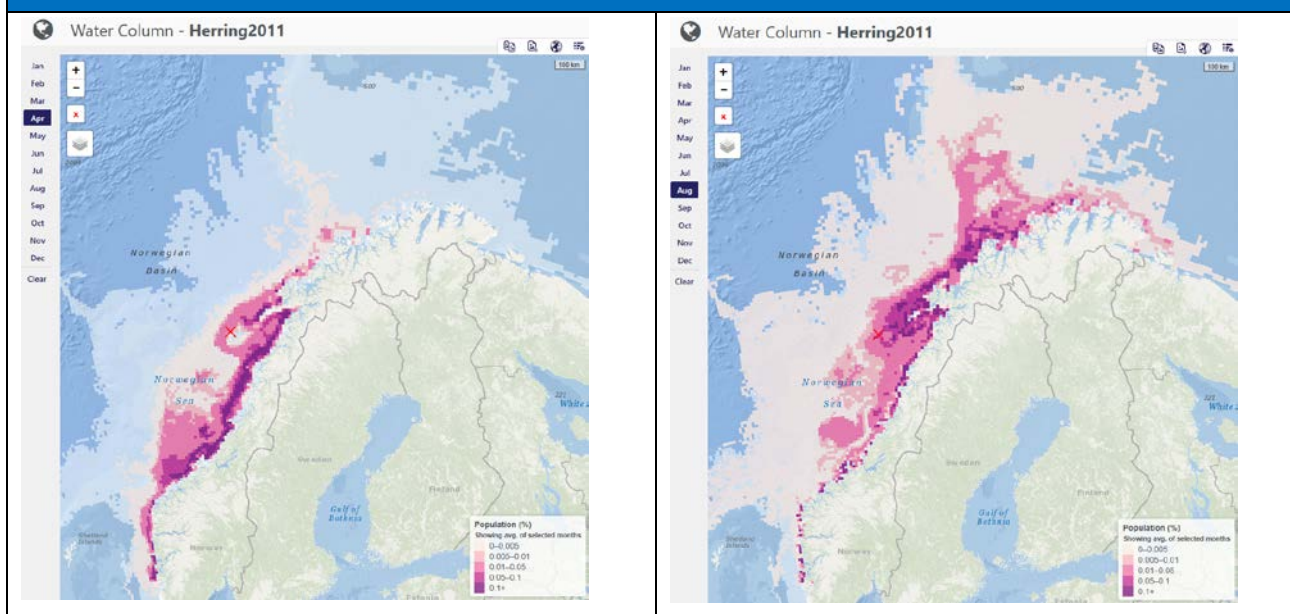
Eggene blir transportert nordover med kyststrømmen, og transporten er i denne perioden priggitt de rådende strømforhold. Etter ca. 3 uker, mot slutten av april, klekker torskelarvene. De er fremdeles avhengige av de horisontale og vertikale vannbevegelsene, og de høyeste konsentrasjonene av nyklekkede larver vil være å finne på 10-20 m dyp. I juli måned befinner mesteparten av årsklassen seg 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. I august–september finner man 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 Novaja Semlja. 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, bunnslår den og den pelagiske fasen er over. Den totale bestanden av norsk arktisk torsk ble i 2006 estimert til 1,3 mill. tonn, hvorav den gytende bestanden utgjorde ca 500 000 tonn (Aglen, 2007).

Som grunnlag for vurdering av mulige konsekvenser for norsk vårgytende sild og norsk-arktisk torsk er det benyttet modelldata fra Havforskningsinstituttet med modellert larvefordeling i perioden mars-september for hhv. årene 2000-2011 og årene 2000-2015 (se Figur E-35).

TORSK



SILD



Figur E-35 Larvefordeling for april og august for torsk i 2015 (øverst) og sild i 2011 (nederst), der mørkere farge angir høyest konsentrasjon. Figurene er fra havforskningsinstituttets operasjonelle larvedriftsmodell (HI, SVIM arkivet, 2018).

Lodde (*Mallotus villosus*)

Lodda (*Mallotus villosus*) 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 Murmanskfjorden, oftest med et østlig eller vestlig konsentrert gytesenter. Lodda

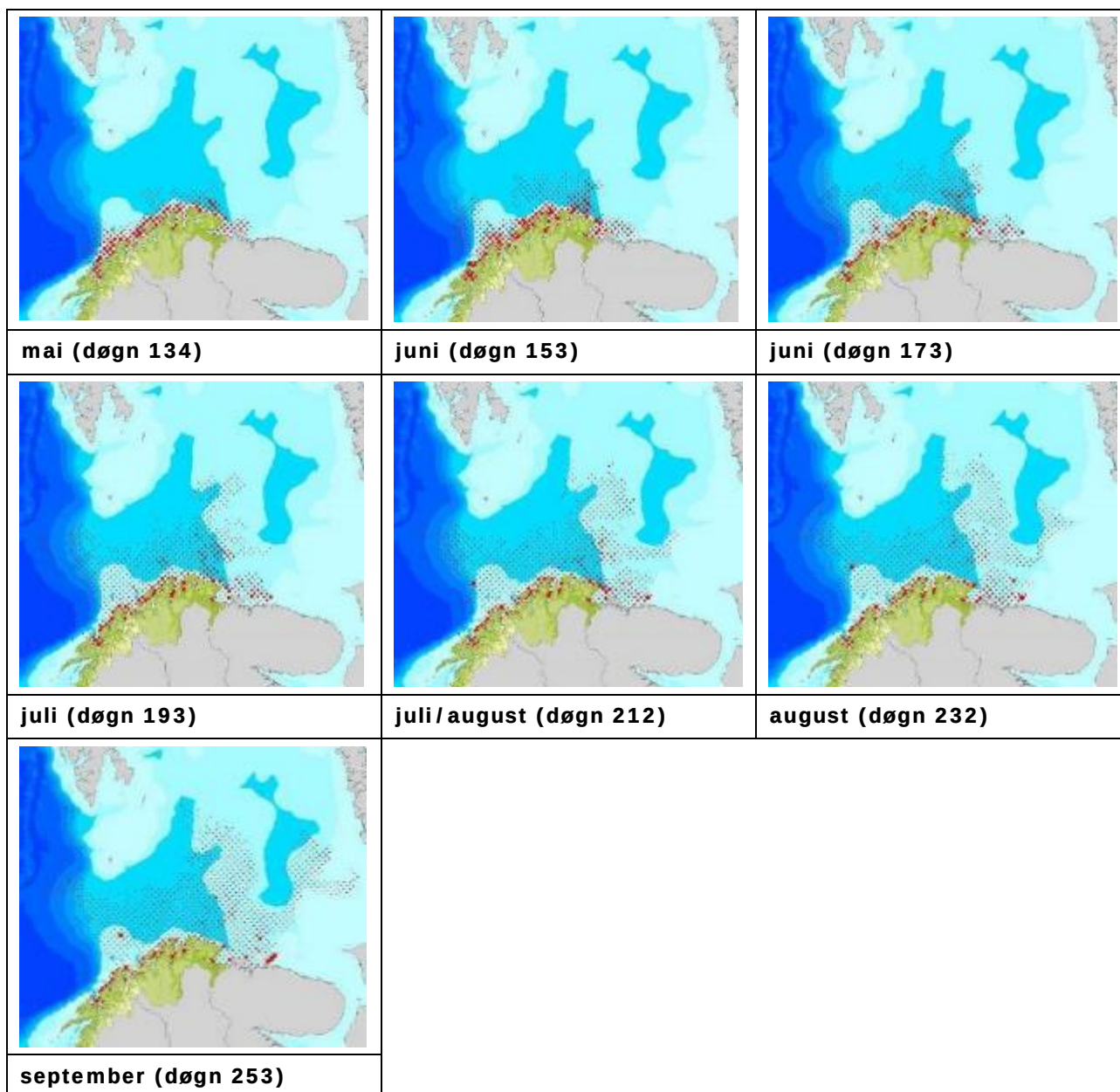


gyter på grusbanker på 30-50 m dyp, og eggene blir gravd ned i grusen. Egg og plommesecklarver utvikler seg nede i grusen for så å svømme ut når forholdene er gode.

Loddelarvene driver 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 beitevandring 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.

En oversikt over fordeling av loddelarver i ulike måneder i 2003 er gitt i Figur E-36. Datasettene som benyttes i de kvantitative konsekvensvurderingene for lodde dekker perioden 1998-2003.



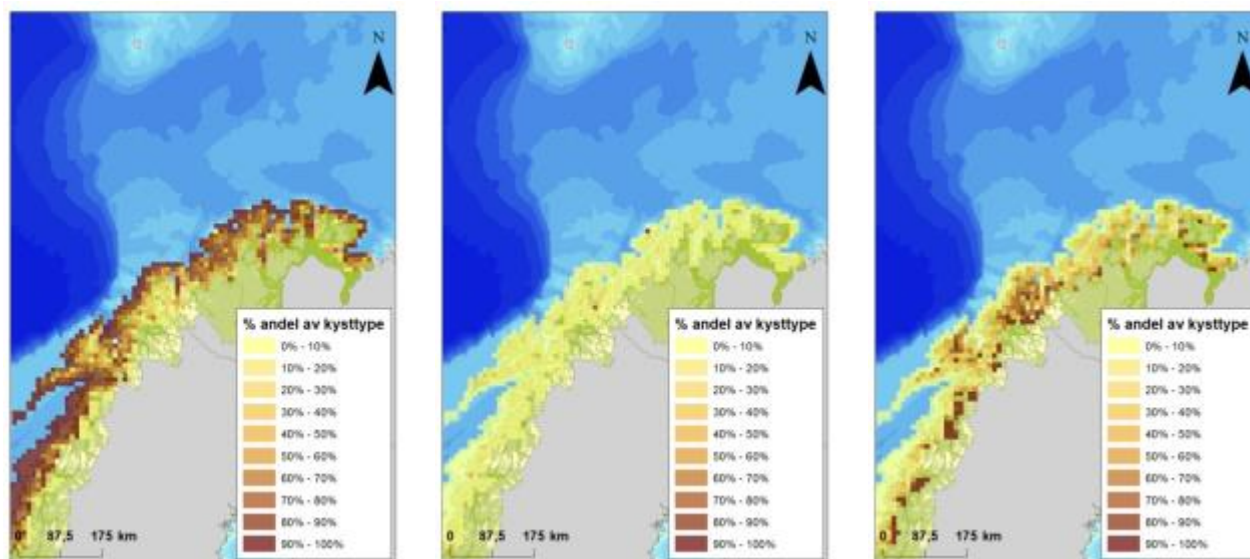
Figur E-36 Fordeling av loddelarver i ulike perioder i 2003.

Strandhabitat

I foreliggende miljørisikoanalyse er det gjennomført en skadebasert analyse for kysthabitatene, basert på standard metodikk (kap 4). Kysthabitatets sårbarhet for olje er beregnet basert på substrattype, habitat og eksponering av vind, bølger og tidevann. Ulike strandtyper er beskrevet under neste avsnitt.

Sårbarhetsindeksen S1-S3 er benyttet for å beskrive kysthabitatenes sårbarhet, derav sårbarhet S3 er mest sårbar for oljeforurensning. Indeksen er basert på prinsippet om at kysthabitatenes sårbarhet for olje er avhengig av type substrat og type flora/fauna innen habitatet. Analysen på strandhabitater er gjennomført på grid med 10 × 10 km oppløsning. Eksponeringstiden av olje på strandlinjen er betydelig lavere i eksponerte områder enn i beskyttede områder. Beskyttede tidevannssletter og beskyttede steinstrender er typisk mest sårbare grunne dårlig evne til selvrensing.

Figur E-37 illustrerer andel (%) av kysten klassifisert med sårbarhetsverdi 1, 2 og 3 innen hver 10 × 10 km rute langs den norske kystlinjen. På Bjørnøya og Svalbard er alle kysthabitatene tildelt sårbarhetsverdi 3.



Figur E-37 Andel (%) av kysthabitat med sårbarhet 1 (venstre), 2 (midt) eller 3 (høyre), der 3 indikerer mest sårbar, per 10 × 10 km rute langs norskekysten.

Referanser tilhørende Appendix E:

Aglen, A., 2007. Nordøstarktisk torsk. I "Havets ressurser og miljø 2007" kapittel 1: Økosystem Barentshavet. HI, Bergen.

Artsdatabanken, 2015. Nasjonal kunnskapskilde for biologisk mangfold. Norske Rødliste for arter 2015. <http://data.artsdatabanken.no/Rodliste/Sok>

Bjørge, A., Øien, N., & Fagerheim, K.-A., 2007. Abundance of Harbour Seals (*Phoca vitulina*) in Norway Based on Aerial Surveys and Photographic Documentation of Hauled-Out Seals During the Moulting Season, 1996 to 1999. *Aquatic Mammals*, 33(3), 7.

Bjørge, 2008. Notat i epost fra Arne Bjørge (HI) til Odd Willy Brude (DNV). 28.01.2008.

Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J.O., Follestad, A., Systad G.H., Eriksen, J.M., Lorentsen S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. – NINA Rapport 338. 161 s.

DN&HI, 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse. *Fisken og Havet 6-2007*. 156 s.

DN & HI, 2010. Faglig grunnlag for en forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Arealrapport. *Fisken og havet* nr. 6/2010. TA-nr. 2681/2010.

DNV, & SINTEF, 2010. Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). *Konsekvenser av akutt utslipp for fisk*.



DNV GL & Akvaplan niva, 2014. Development of methodology for calculations of environmental risk for the marginal ice zone – komA joint project between Akvplan-niva and DNV GL. Report no.: 2014-0545, rev00. Document no.: 18L9BD0-6. Date: 2014-05-23.

Fauchald, P., Tveraa, T., Bårdsen, B.-J., & Langeland, K. (2005). Utbredelse av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet. NINA rapport 64. (pp. 35 s).

Havforskningsinstituttet, 2015. Kysten - Ressurser i åpne vannmasser.

HI, 2010. Havforskningsinstituttet, Norsk Polarinstitut, Miljødirektoratet, Norsk institutt for naturforskning - Forvaltningsplan Barentshavet - rapport fra overvåkningsgruppen 2010. Fisken og havet, særnummer, 1b-2010.

HI, 2012. Kunnskap om marine naturressurser i Barentshavet sørøst. Konsekvensutredning for Barentshavet sørøst. Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet. Rapport fra Havforskningen, 12-2012.

Jensen, B. M., 2008. Effekter på oter og mink. from http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_oter_mink.htm

Meteorologisk Institutt, 2018. SVIM arkivet isdata.

MRDB, 2010. Marin Ressurs DataBase. www.mrdb.no

Polarinstitut, 2014. Arktis - Dyr og fugler. from <http://www.npolar.no/no/arter/>

SEAPOP. www.seapop.no

Seapop, 2013. Sjøfugl åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder.

Seapop, 2017. Rådata innhentet for konsentrasjoner av kystnære sjøfuglarter fra Norsk Institutt for Naturforskning ved Geir Systad. Nasjonale og regionale datasett.

Systad, G. H., & Strøm, H., 2012. Kunnskapsstatus Barentshavet sør - Sjøfugl i våre nordlige havområder NINA rapport 877.



Om DNV GL

DNV GL er et internasjonalt selskap innen kvalitetssikring og risikohåndtering. Siden 1864 har vårt formål vært å sikre liv, verdier og miljøet. Vi bistår våre kunder med å forbedre deres virksomhet på en sikker og bærekraftig måte.

Vi leverer klassifisering, sertifisering, teknisk risiko- og pålitelighetsanalyse sammen med programvare, datahåndtering og uavhengig ekspertrådgivning til maritim sektor, til olje- og gass-sektoren, og til energibedrifter. Med 80,000 bedriftskunder på tvers av alle industrisektorer er vi også verdensledende innen sertifisering av ledelsessystemer.

Med høyt utdannede ansatte i 100 land, jobber vi sammen med våre kunder om å gjøre verden sikrere, smartere og grønnere.