

1616b

NINA Rapport

Sjøfugl i Barentshavet

- vurderinger av sårbare arter, bestander, områder og perioder basert på nyeste kunnskap (revidert utgave)

Per Fauchald, Kjell Einar Erikstad, Tone Kristin Reiertsen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig..

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Sjøfugl i Barentshavet

- **vurderinger av sårbare arter, bestander, områder og perioder basert på nyeste kunnskap (revidert utgave)**

Per Fauchald

Kjell Einar Erikstad

Tone Kristin Reiertsen

Fauchald, P., Erikstad, K. E. & Reiersten, T., K. 2019. Sjøfugl i Barentshavet - vurderinger av sårbare arter, bestander, områder og perioder basert på nyeste kunnskap (revidert utgave). NINA Rapport 1616b. Norsk institutt for naturforskning.

Tromsø, april, 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3406-1

REVISJONER

Denne rapporten erstatter NINA rapport 1616. Det er lagt til noen endringer i figurer (figur 3.4 og 3.5) og tabeller (tabell 3.1 og 3.2). Det er også gjort noen endringer i teksten til kapittel 3.2 Sårbarhetsanalyser, men rapportens hovedkonklusjoner er som før.

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Hallvard Strøm, Norsk Polarinstitutt; Geir Helge Systad, NINA

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Cathrine Henaug

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-1266|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Cecilie Østbye, Magnus Irgens

FORSIDEBILDE

Polarlomvi © Kjetil Schjølberg

NØKKELOORD

- Barentshavet, Vesterålen, Lofoten, Finnmark, Troms, Svalbard
- *Uria aalge*, *Uria lomvia*, *Fratercula arctica*, *Alle alle*, *Rissa tridactyla*
- miljørisikoanalyse, olje - sjøfugl, utbredelse, migrasjon

KEY WORDS

- Barents Sea, Vesterålen, Lofoten, Finnmark, Troms, Svalbard
- *Uria aalge*, *Uria lomvia*, *Fratercula arctica*, *Alle alle*, *Rissa tridactyla*
- environmental risk assessment , oil - seabird, spatial distribution, migration

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Fauchald, P., Erikstad, K. E. & Reiersten, T. K. 2019. Sjøfugl i Barentshavet - vurderinger av sårbare arter, bestander, områder og perioder basert på nyeste kunnskap (revidert utgave). NINA Rapport 1616b. Norsk institutt for naturforskning.

Barentshavet har store bestander av sjøfugl som potensielt er sårbare for uhellsutslipp av olje fra eksisterende og planlagt petroleumsvirksomhet. I denne rapporten oppsummerer vi kunnskapsstatusen for sjøfuglbestandene i Barentshavet med hensyn til sårbarhet for oljeforurensning. Gjennom sjøfuglprogrammene SEAPOP og SEATRACK har det de siste årene vært samlet inn mye ny kunnskap om sjøfuglene i norske havområder. Ny loggerteknologi har gjort oss i stand til å følge de enkelte bestandene gjennom året, og vi oppsummerer kunnskapsstatus om hvordan de mest sårbare artene migrerer ut og inn av Barentshavet og hvor de til enhver tid oppholder seg. Hekkeperioden, svømmetrekk, og fjærfelling er perioder hvor spesielt alkefuglene er sårbare. Vi går gjennom ny kunnskap, muliggjort av detaljerte loggerstudier utført i disse periodene. Overvåking av demografi og populasjonsutvikling som gjennomføres i regi av SEAPOP, gjør at vi har god oversikt over bestandsstatusen til de viktigste og mest sårbare artene i Barentshavet. Basert på disse dataene kan vi ved hjelp av bestandsmodellering bestemme den enkelte hekkebestands sårbarhet for en akutt økning i dødelighet som følge av for eksempel oljehell.

I hekkeperioden (april-august) er sjøfuglene spesielt sårbare i områdene i umiddelbar nærhet til koloniene. SEAPOP har god oversikt over sjøfuglkoloniene på Svalbard og fastlands Norge, og studier med GPS-loggere gir oss detaljerte data over fuglenes aksjonsradius ut fra koloniene. Rett etter hekking gjennomfører lomvi, polarlomvi og alke et svømmetrekk til havområdene hvor fjærfelling foregår. Fuglene regnes for å være spesielt sårbare i denne perioden fordi de ikke kan fly, og dermed ikke så lett kan unnsnippe forurensede områder. Tidlig på høsten er Barentshavet spesielt produktivt, og sjøfugl fra kolonier i Norskehavet migrerer i denne perioden inn i området for å beite. Flere bestander, og spesielt bestander som hekker i den vestlige delen, forlater Barentshavet sent på høsten. Hoveddelen av den norske bestanden av lomvi blir imidlertid igjen i et forholdsvis begrenset område sør i Barentshavet. Polarlomvi fra de store koloniene i nord og øst blir også igjen i Barentshavet gjennom vinteren. Det samme gjør de østlige bestandene av lunde. Sjøfuglbestandene vender tilbake mot hekkekoloniene allerede sent på vinteren. Gytevandringen til lodde mot kysten av Kola og Finnmark, er en viktig næringskilde for alkefugl og krykkje i denne perioden. Lomvibestanden i Barentshavet er voksende, men sett i et historisk perspektiv har den nylig kommet tilbake til samme nivå som den hadde etter den store bestandsnedgangen midt på 1980-tallet. Bestandene av polarlomvi, lunde og krykkje er imidlertid synkende, og økt dødelighet vil kunne øke risikoen for at disse bestandene når et kritisk lavt nivå.

Miljørisikoanalyser av sjøfugl gjennomføres i dag ved bruk av datasett opparbeidet gjennom taksering av sjøfugl til havs. Fordi disse dataene representerer relative forekomster og ikke inneholder informasjon om bestandstilhørighet, har analysene først og fremst kunnet gi informasjon om sårbarhet relativt til område og sesong. Analysene har med andre ord i liten grad kunnet gi informasjon om sjøfuglenes sårbarhet på bestandsnivå. De nye datasettene som blir opparbeidet av SEATRACK gjør det for første gang mulig å koble forekomsten av sjøfugl til havs til hekkebestandene. Dermed kan man nå i prinsippet fullt ut utnytte SEAPOP sine overvåkingsdata i miljørisikosammenheng og spesifikt adressere risikoen for de enkelte sjøfuglbestandene ved et akutt oljesøl. I tillegg er man i ferd med å opparbeidet detaljert kunnskap om sjøfuglenes atferd til havs, og man er nå i stand til å generere realistiske modeller for sjøfuglenes bevegelse og utbredelsesmønster i særlig sårbare perioder og områder.

Per Fauchald, Norsk institutt for naturforskning, e-post: per.fauchald@nina.no
Kjell Einar Erikstad, Norsk institutt for naturforskning, e-post: kjell.erikstad@nina.no
Tone Kristin Reiertsen, Norsk institutt for naturforskning, e-post: tone.reiertsen@nina.no

Abstract

Fauchald, P., Erikstad, K. E. & Reiersten, T. K. 2019. Seabird in the Barents Sea – an evaluation of vulnerable species, populations, areas and seasons based on new and updated data and knowledge (revised edition). NINA Report 1616b. Norwegian Institute for Nature Research.

The Barents Sea holds large populations of seabirds that are potentially vulnerable to accidental oil spills from existing and planned petroleum activities. In this report, we summarize the knowledge status of the vulnerability of the Barents Sea seabird populations to oil pollution. In recent years, new knowledge has been gathered on this topic through the seabird monitoring programs SEAPOP and SEATRACK. In particular, new technology for bird tracking has enabled us to follow the movement of breeding populations throughout the year, and we summarize the present knowledge of the year-round spatial distribution of vulnerable populations, and when they eventually migrate in and out of the Barents Sea. The auk species are especially vulnerable during the breeding season, during the swim migration and during moulting. We summarize new knowledge, made possible by detailed tracking studies conducted during these periods. The monitoring of demography and population dynamics carried out by SEAPOP gives a comprehensive picture of the status of the most important and vulnerable seabird populations in the Barents Sea. Based on these data, we can, by means of population viability analyses (PVA), determine the individual breeding population's vulnerability to an acute increase in mortality due to, for example, an oil accident

During the breeding season (April-August), the areas close to the large seabird colonies are especially vulnerable for acute oil spills. SEAPOP has mapped the seabird colonies in Svalbard and mainland Norway, and studies with GPS loggers have provided detailed data on the birds' radius of action from several colonies. Immediately after breeding, common guillemots, Brünnich's guillemots and razorbills conduct a swim migration to the sea areas where they moult. The birds are vulnerable during this period because they cannot fly and thus cannot easily escape oil polluted areas. In the early autumn, the Barents Sea offers rich feeding conditions, and seabirds from colonies in the Norwegian Sea migrate into the Barents Sea for feeding. Some populations, especially those nesting in the western part, leave the Barents Sea in late fall. However, the major proportion of the Norwegian population of common guillemots over winter in a relatively limited area in the southern Barents Sea. Brünnich's guillemots from the large colonies in the north and east remains also in the Barents Sea throughout the winter. The same goes for the eastern populations of puffins. The seabird populations return to the nesting colonies in late winter. The spawning migration of capelin from the central Barents Sea to the coast of Kola and Finnmark, is an important target for feeding auks and kittiwakes during late winter and spring. The population of common guillemots in the Barents Sea is growing, but seen from a historical perspective, it has recently returned to the same level as it had after the large population decline in the mid-1980s. The populations of the Brünnich's guillemots, Atlantic puffin and black-legged kittiwakes are declining, and increased mortality may increase the risk of these populations reaching critically low levels.

Environmental risk assessments of seabirds at sea are currently being carried out using data accumulated through seabirds at sea surveys. Because these data represent relative occurrences and do not identify the populations of the birds present, the analyzes have primarily been able to provide information of the relative vulnerability among areas and seasons and give limited information on the seabirds' vulnerability at the population level. The new datasets that are being developed by SEATRACK make it possible for the first time to link the occurrences of seabirds at sea to their breeding populations. Thus, one can now in principle fully utilize SEAPOP's monitoring data in environmental risk assessments and specifically address the risk of an acute oil spill for individual seabird populations. In addition, detailed knowledge of seabirds' behavior at sea is developing, and it is now possible to generate realistic models for seabirds' movement and distribution patterns in particularly vulnerable periods and areas.

Per Fauchald, Norwegian Institute for Nature Research, email: per.fauchald@nina.no
Kjell Einar Erikstad, Norwegian Institute for Nature Research, email: kjell.erikstad@nina.no
Tone Kristin Reiertsen, Norwegian Institute for Nature Research, email: tone.reiertsen@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Sårbare områder og tidsperioder for sjøfugl i Barentshavet	11
2.1 Sjøfugl på åpent hav i høst, vinter og vårperioden.....	11
2.1.1 Åpent hav tokt.....	11
2.1.2 Vandringer kartlagt med lysloggere.....	14
2.2 Lomvi på svømmetrekk.....	20
2.2.1 Når forlater ungen kolonien?.....	20
2.2.2 Svømmetrekket.....	21
2.2.3 Hvor lenge er ungen avhengig av hannen?.....	22
2.2.4 Videre arbeid.....	23
2.3 Hekking og næringssøksperioder:.....	25
2.3.1 Lomvi på Hornøya.....	25
2.3.2 Toppskarv, Hornøya.....	27
2.3.3 Alkekonge, Svalbard og Bjørnøya.....	29
2.3.4 Sammendrag og konklusjon.....	29
3 Sårbare bestander	30
3.1 Bestandsutvikling og bestandsstatus for de viktigste Norske bestandene med tilhold i Barentshavet/Lofoten.....	30
3.2 Sårbarhetsanalyser.....	32
3.2.1 Tid til bestandene blir halvert.....	33
3.2.2 Tid til bestanden er tilbake til pre-crash bestandsstørrelse.....	34
3.2.3 Konklusjon.....	35
4 Sårbarhet for olje	38
4.1 Individuell sårbarhet.....	38
4.2 Sårbare bestander.....	38
4.3 Sårbare områder og perioder.....	39
5 Diskusjon	41
5.1 Metoder for vurdering av miljørisiko i åpent hav.....	41
5.1.1 Åpent hav datasettet.....	41
5.1.2 Bestandstilhørighet.....	42
5.1.3 Atferd og lokal variasjon i utbredelse.....	44
5.2 Hensiktsmessig miljøkartlegging i tilknytning til petroleumsaktivitet.....	44
5.2.1 Sanntidsovervåking som grunnlag for dimensjonering av operasjonen.....	45
5.2.2 Sanntidsovervåking som grunnlag for effektive tiltak ved skade.....	45
5.3 Kunnskapsmangler.....	45
5.3.1 Data og kunnskap om sjøfugl.....	45
5.3.2 Metodikk for implementering av ny kunnskap i miljørisikoanalyser.....	46
5.3.3 Økosystemeffekter.....	46
6 Referanser	47

Forord

Miljødirektoratet har fått i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet å utarbeide en «*Utredning om mulige nye vilkår i rammeverk og tillatelser for å ivareta hensynet til sjøfugl på åpent hav ved petroleumsvirksomhet i Barentshavet*».

I tillegg jobber Miljødirektoratet med oppdateringen av det faglige grunnlaget for Forvaltningsplanen i Barentshavet og Lofoten. I den forbindelse skal det skrives tekster som omhandler sjøfuglers sårbarhet for olje, ut i fra ny og oppdatert kunnskapsstatus.

I forbindelse med disse arbeidene trenger Miljødirektoratet sjøfuglfaglige innspill fra NINA, basert på nyeste kunnskap om sjøfugl og siste status knyttet til pågående sjøfugl-prosjekter i SEAPOP og SEATRACK.

I denne rapporten har vi gått gjennom ny kunnskap som er opparbeidet om sjøfuglbestandene i Barentshavet de siste årene. På bakgrunn av denne kunnskapen, identifiserer vi de mest sårbare artene, bestandene, områdene og sesongene med hensyn til olje/sjøfugl. Kunnskapsgrunnlaget for forvaltning av sjøfugl har økt betydelig de siste årene, og dette har åpnet muligheter for en forbedring av konsekvensutredningene og miljørisikoanalysene som gjøres i forbindelse med ny petroleumsvirksomhet. I rapporten peker vi på hvordan denne nye kunnskapen kan implementeres i miljørisikoarbeidet.

09.04.2019, Per Fauchald

1 Innledning

Barentshavet er et produktivt arktisk og sub-arktisk sokkeadelhav. Store bestander av pelagisk stimpfisk som lodde, polartorsk og sild, pelagiske krepser som hoppekreps, krill og amfipoder, samt yngelen til de store fiskestammene av torsk og hyse, utgjør næringsgrunnlaget for millioner av sjøfugl i området. Totalt hekker det omlag 36 sjøfuglarter regelmessig i Barentshavet (Anker-Nilssen et al. 2000, Tabell 1). Basert på tellinger i koloniene, anslo Barrett et al. (2002) at om lag 6 millioner par sjøfugl hekker i Barentshavet hvert år. Tar man hensyn til bestandene av ungfugl og fugl som ikke hekker, er den totale bestanden på om lag 20 millioner individer. Bestandsstørrelsene er imidlertid svært skjevt fordelt mellom artene (Tabell 1.1), og de fem mest tallrike artene utgjør således hele 90% av den samlede sjøfuglbestanden.

Tabell 1.1. Sjøfugl i Barentshavområdet sortert etter total hekkebestand. Antall hekkende par for hele Barentshavet er hentet fra Strøm et al. (2009). Antall hekkende par fra kolonier i Norge og Svalbard er hentet fra Anker-Nilssen et al. 2015. Norsk rødliste og rødliste for Svalbard er hentet fra Henriksen & Hilmo (2015).

Art	Vitenskapelig navn	Barentshavet Totalt**	Barentshavet: Fastlands Norge***	Svalbard	Norsk rødliste 2015	Rødliste, Svalbard 2015
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	1 250 000	<100	615 000	EN	NT
Alkekonge	<i>Alle alle</i>	>1 010 000	0	> 1 mill		
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	910 000	907 000	< 10 000	VU	
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	500 000-1 000 000	0	< 1 mill	EN	
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	682 000	37 000	245 000	EN	NT
Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	157 000-159 000	9 000	17 000	NT	
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	150 000	14 000	132 000	CR	VU
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	122 600	11 500	<5		
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	65 000	4 000	< 10 000		
Teist	<i>Cephus grylle</i>	58 000	20 000	20 000	VU	
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	22 930	4 500	100		
Alke	<i>Alca torda</i>	19 600	<45 000	120	EN	EN
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	14 200	10 000	<5	NT	
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	9 000-15 000	0	4 000		NT
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	11 570	5 500	0		
Toppskarv	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	6 350-6 400	5 000	0		
Havsvale	<i>Hydrobates pelagicus</i>	1 000-10 000	>100	0		
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	3 500	<100	<5		
Ismåke	<i>Pagophila eburnea</i>	2 200-3 750	0	2 000		VU
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	1 900-2 150	2 100	10		
Tyvjo	<i>Stercorarius parasiticus</i>	1 150	< 1000	1 000	NT	
Praktærfugl	<i>Somateria spectabilis</i>	1 000	0	500		NT
Makrellterne	<i>Sterna hirundo</i>	>1 000	1 000	0	EN	
Samojedmåke	<i>Larus heuglini</i>	600-1 100	0	0		
Storjo	<i>Stercorarius skua</i>	540-1 100	20	1 000		
Stormsvale	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	100-1 000	0	0	NT	
Stellerand	<i>Polysticta stelleri</i>	10-100	0	0	VU	
Sabine måke	<i>Xema sabini</i>	1-10	0	10-50		VU
Islom	<i>Gavia immer</i>	0-3	0	0-3		
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	?				NT
Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	?				
Sjøorre	<i>Melanitta fusca</i>	?				
Siland	<i>Mergus serrator</i>	?				
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	?				
Fjelljo	<i>Stercorarius longicaudus</i>	?				NT
Polarjo	<i>Stercorarius pomarinus</i>	?				

Rødlistekriterier: CR = kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = nær truet

*Justert opp fra 104 000

**Omfatter de nordøstligste delene av Norskehavet og Grønlandshavet, hele Barentshavet og Kvitsjøen

***Fra Andenes til Grense Jakobselv

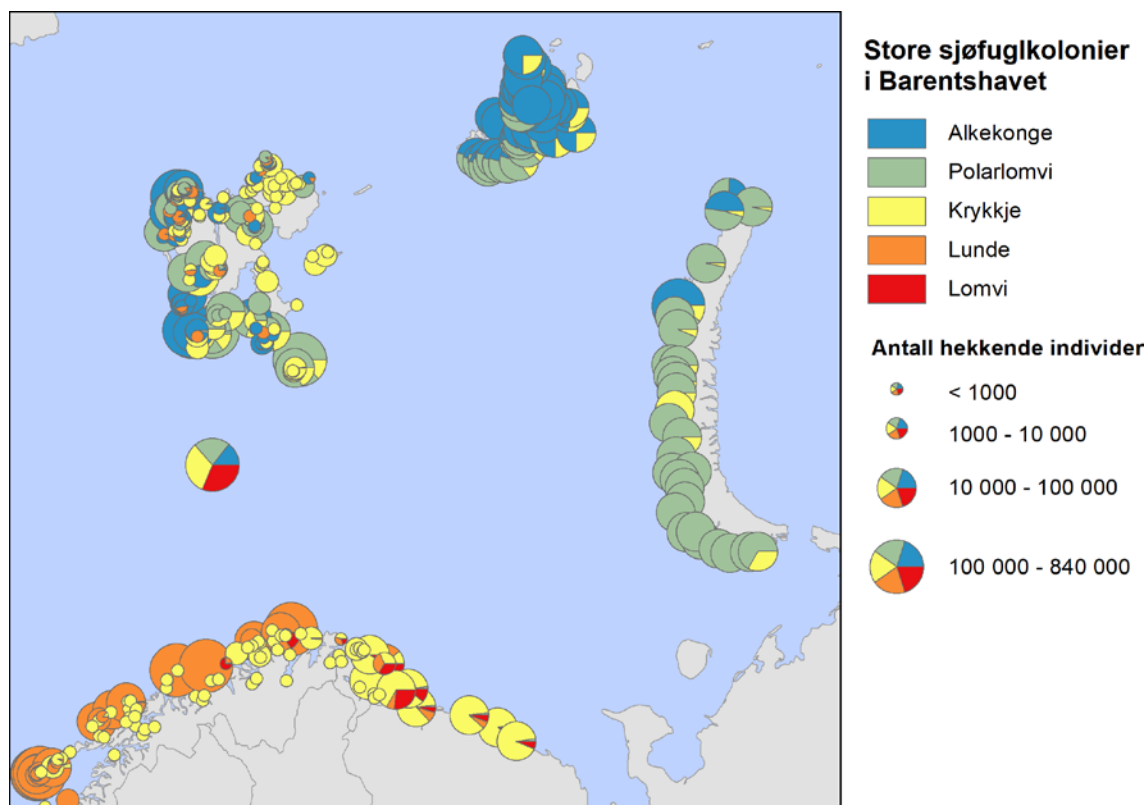


Figur 1.1. Seks dominerende pelagiske sjøfuglarter i Barentshavet. Fra øverst til venstre: Polarlomvi, alkekonge, lunde, krykkje, havhest og lomvi. Foto: Eirik Grønningssæter og Kjetil Scjøllberg.

De fem mest tallrike sjøfuglartene i Barentshavet er polarlomvi, alkekonge, lunde, havhest og krykkje (Figur 1.1). Disse artene er alle pelagiske sjøfugl, det vil si at de lever og henter næring i de frie vannmassene, gjerne langt til havs. Alkekonge, lunde og de to lomviartene, polarlomvi og lomvi, er pelagisk dykkende sjøfugl, og tilhører alkefamilien. I denne familien har utviklingen av egenskaper som gjør dem til dyktige svømmere og dykkere gått ut over flygeegenskapene, og arter i denne familien er derfor generelt svært gode dykkere, men har relativt stort energiforbruk under flyging. Artene tilbringer derfor mye tid på og i sjøen, hvor de jakter på stimer av småfisk og krepsdyr på dyp ned til hundre meter. Havhest og krykkje er pelagisk overflatebeitearter. Krykkje er en liten måkeart mens havhesten er en stormfugl. Disse artene er svært gode flygere, men de kan kun hente næring fra den øverste meteren under havoverflaten. De flyr derfor over store havområder på jakt etter steder hvor havstrømmer eller jagende fisk, sjøfugl og sjøpattedyr driver småfisk og krepsdyr opp i overflaten.

I hekkeperioden er sjøfuglene knyttet til hekkeplassene hvor de legger egg og fopstrer opp unger. Reirplassene til de pelagiske sjøfuglene er gjerne konsentrert i store sjøfuglkolonier. For å unngå predasjon og forstyrrelser er koloniene gjerne bratte og utilgjengelige områder, samtidig som de er plassert nært produktive næringsområder (Sandvik et al. 2016).

I Barentshavet følger fordelingen av sjøfuglkolonier den dominerende miljøgradienten som går fra varmt atlantisk vann i sør og vest, via polarfronten, til kaldt arktisk vann i nord og øst (Figur 1.2). Sjøfuglkoloniene i de høy-arktiske øyene nord i Barentshavet, det vil si Spitsbergen, Frans Josef Land, og nordlige deler av Novaja Semlja, domineres av alkekonger, polarlomvi, havhest og krykkje. Disse arktiske koloniene er nært knyttet til den marginale issonen. Om sommeren og tidlig på høsten, utnytter sjøfuglene i disse områdene den intense produksjonen som utvikler seg i smeltevannsområdet når isen trekker seg tilbake. Viktige næringsemner for sjøfugl i dette området er lipidrike arktiske hoppekreps, amfipoder, krill, polartorsk og lodde. Sjøfuglsamfunnene og dietten forandrer seg når man beveger seg sørover forbi polarfronten. De sørlige koloniene domineres av lunde, krykkje og lomvi, og dietten deres består i større grad av fisk som lodde, ungsild, tobis og ikke minst fiskelarver som driver fra gyteområdene langs kysten av Nord-Norge og inn i Barentshavet.



Figur 1.2. Fordeling, størrelse og sammensetning av sjøfuglkolonier i Barentshavet. Data er hentet fra SEAPOP (www.seapop.no), Fauchald et al. 2015, Anker Nilssen et al. 2000 og "The Seabird Colony Registry of the Barents and White Seas".

Flere av de viktigste bestandene av sjøfugl i Barentshavet har vist en markant tilbakegang de siste 50 årene (Fauchald et al. 2015 a), og flere arter er derfor oppført på den norske rødlista og rødlista for Svalbard (Tabell 1). Med unntak av alkekonge, gjelder dette også de mest tallrike artene. Årsaken til tilbakegangene er sammensatt, men er i mange tilfeller knyttet til endringer og fluktusjoner i økosystemet, som igjen påvirker næringsgrunnlaget til sjøfugl (Fauchald et al. 2015 b). Mens fiskeri og fangst var viktige påvirkningsfaktorer helt fram til tusenårsskiftet, er det i dag de raske klimaendringene som dominerer endringene i Barentshavet. De siste årene har man sett en dramatisk reduksjon i isdekket i Barentshavet, en stigning av havtemperaturen, og en markant endring i fiskesamfunnene, hvor arktiske fiskesamfunn har blitt skiftet ut med boreale arter som lodde og torsk (Fossheim et al. 2015). Det er nærliggende å tro at denne utviklingen har og vil ha store konsekvenser for sjøfugl, og da spesielt for de arktiske sjøfuglsamfunnene.

I tillegg til klimaendringene, vil økt menneskelig aktivitet knyttet til olje- og gassvirksomhet, turistrasfikk og skipstrafikk kunne utgjøre betydelige trusler for sjøfuglsamfunnene i nord. Spesielt vil uhellsutslipp av olje kunne få betydelige konsekvenser for bestandene, og arter som tilbringer mye tid på sjøen vil være mest utsatt. Av de pelagiske sjøfuglartene er det spesielt alkefuglene som har høy sårbarhet for uhellsutslipp av olje på individnivå (Anker-Nilssen et al. 1988). Dette skyldes først og fremst at disse artene tilbringer mye tid på sjøen, de berører gjerne et relativt stort sjøareal per tidsenhet, og de har svak restitusjonsevne etter oljeskade (Anker-Nilssen et al. 1988; Troisi et al. 2016). Uhellsutslipp av olje vil derfor kunne ha alvorlige konsekvenser, spesielt for disse bestandene (se f.eks. Votier et al. 2005; Castege et al. 2007; Munilla et al. 2011; Le Rest et al. 2016).

Gjennom sjøfuglprogrammene SEAPOP (www.seapop.no) og SEATRACK (<http://seatrack.seapop.no>) har Norge svært gode systemer for overvåking av sjøfugl. SEAPOP

som har pågått siden 2005, er et nasjonalt program for kartlegging og overvåking av tilstanden til norske sjøfuglbestander. SEATRACK er et relativt nytt program som utnytter ny sporingsteknologi til å kartlegge bevegelsesmønstrene til ulike sjøfuglbestander i Nordøst-Atlanteren. Samlet gir kunnskapen som samles inn gjennom disse programmene et godt grunnlag for å vurdere miljørisiko for sjøfugl med hensyn til uhellsutslipp av olje fra oljeindustrien i Barentshavet. I denne rapporten gir vi en oversikt over relevant kunnskap, og hvordan denne kunnskapen kan benyttes i konsekvensutredninger og miljørisikoanalyser. Vi vil fokusere på miljørisiko et stykke ut fra kysten, og vil derfor konsentrere oss om de pelagiske sjøfuglartene, det vil si arter som primært henter næring i de frie vannmassene til havs. Kystnære arter som oppholder seg på grunt vann i fjorder og langs kysten, det vil i hovedsak si andefugl, vadere, lommer og skarv, blir ikke behandlet i denne rapporten. Artsutvalg for miljørisikoanalyser er beskrevet i Systad et al. (2018)

2 Sårbare områder og tidsperioder for sjøfugl i Barentshavet

SEAPOP kartlegger utbredelsen av sjøfugl langs kysten og til havs gjennom skipstokt til havs og tellinger langs kysten. For pelagisk sjøfugl gir tellinger langs kysten kunnskap om bestandsstørrelse og hvordan de ulike bestandene er fordelt geografisk. Overvåking og sporing av fugler i koloniene gir informasjon om hvordan fuglene bruker området rundt kolonien i hekkeperioden. Tokt i åpent hav gir kunnskap om hvordan artene er fordelt i leveområdene i åpent hav, og hvordan de er knyttet til forekomst av næringsemner og fysisk miljø. Siden 2014 har SEATRACK kartlagt bevegelsesmønsteret til en rekke sjøfuglarter ved bruk av lysloggere (GLS). Disse loggerne er svært små og monteres på fuglene i hekkekolonien. Loggerne måler og lagrer en flere parametre, blant annet lys, og på bakgrunn av disse målingene er det mulig å gi en posisjonering av fuglen med en usikkerhet på rundt +/- 180 km to ganger i døgnet. Målingene foregår gjennom hele året, og dataene lastes ned når fuglen vender tilbake til kolonien. Målingene kan ikke gi posisjoner under vår- og høstjævndøgn og når det er kontinuerlig lys (midnattssol) eller mørke (polarnatt). Gjennom SEAPOP og SEATRACK har man instrumentert flere tusen fugl i en rekke kolonier i hele Nordøst-Atlanteren, og vi har nå for første gang fått en god oversikt over hvordan de ulike bestandene beveger seg gjennom året.

2.1 Sjøfugl på åpent hav i høst, vinter og vårperioden

Barentshavet har ikke bare store bestander av hekkende sjøfugl, men er også et viktig område for sjøfugl utenom hekkeperioden. Spesielt viser innsamlede data at Barentshavet er et viktig område for pelagisk sjøfugl på høsten fra august til oktober hvor tallrike bestander av alkekonge, polarlomvi, lunde, krykkje og lomvi beiter på fiskeyngel, dyreplankton og pelagisk fisk som lodde og polartorsk. Dette er en periode hvor lomvi og polarlomvi er spesielt sårbare ettersom de i denne perioden skifter fjærdrakt og er på svømmetrekk ut fra koloniene. En del bestander, spesielt de bestandene som tilhører de vestlige koloniene, trekker ut av Barentshavet midtvinters. Flere bestander blir imidlertid igjen i Barentshavet gjennom hele vinteren. Bestander som hekker i sør er tilbake i områdene rundt koloniene allerede i perioden februar- mars, mens artene som hekker i de helt nordlige koloniene vender tilbake noe senere på våren.

2.1.1 Åpent hav tokt

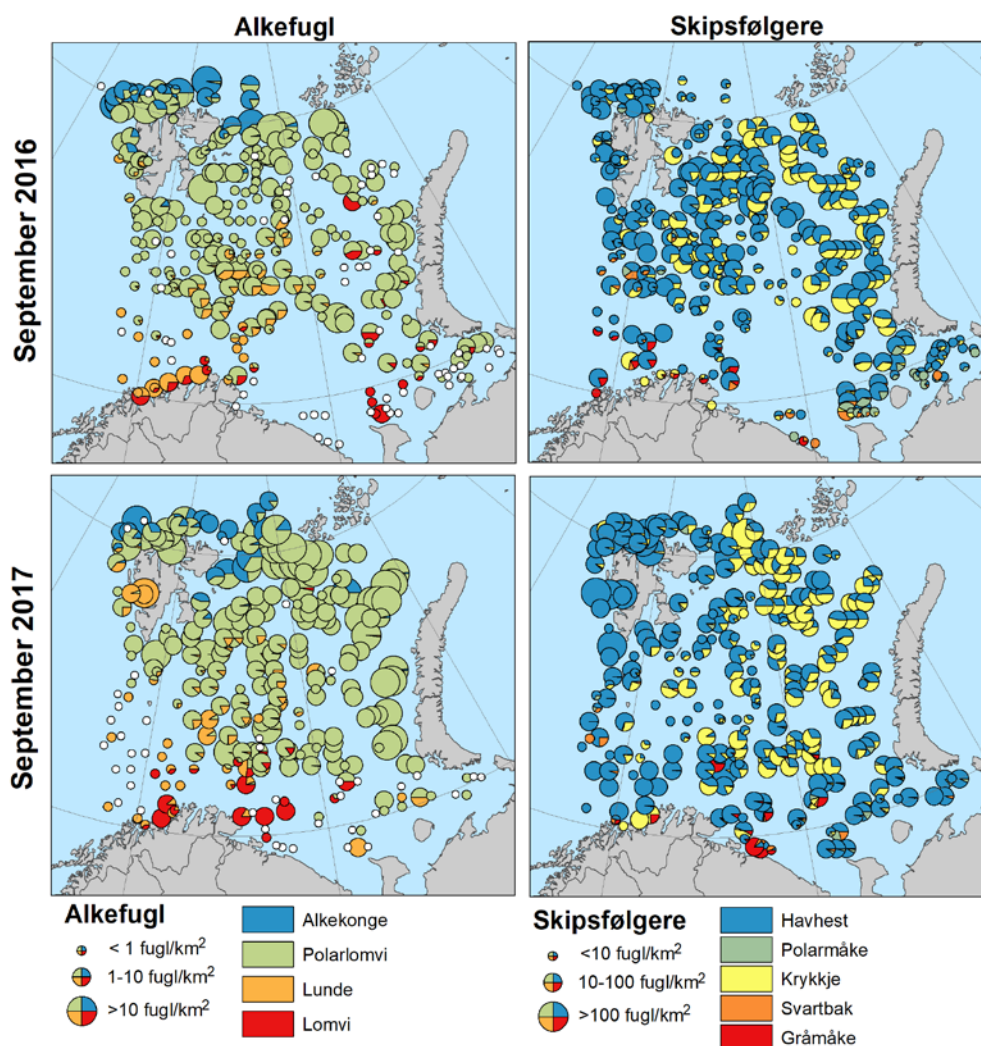
SEAPOP har deltatt med sjøfuglobservatører på Havforskningsinstituttets forskningstokt i Barentshavet gjennom en årrekke. Det gjennomføres to regulære forskningstokt hvert år: Økosystemtoktet i september og bunnfisktoktet i februar og mars. SEAPOP har først og fremst fulgt økosystemtoktet, hvor vi har data hvert år fra og med 2004. Bunnfisktoktet ble fulgt i 2009 og 2010.

På åpent hav-toktene telles sjøfugl langs transekter mens fartøyet går mellom faste trål/CTD stasjoner. Noen sjøfugl; «skipsfølgere», tiltrekkes og følger etter fartøyet. Disse artene omfatter blant annet måker og havhest, og tellingene for disse artene vil systematisk være mye høyere enn de reelle tetthetene. Andre arter unngår fartøyet ved for eksempel å dykke når båten nærmer seg, og disse artene blir systematisk underestimert i tellingene. Det er derfor viktig at man behandler telledata fra åpent hav toktene som *relative* verdier, som først og fremst kan beskrive den relative forskjellen i tetthet mellom områder, sesonger og år.

På grunn av dårlige lysforhold og manglende toktvirksomhet, har vi ingen åpent hav datasett fra Barentshavet i den mørkeste perioden om vinteren (november-januar). Fordelingen av henholdsvis alkefugl og skipsfølgere fra de to siste økosystemtoktene er vist i Figur 2.1. Tilsvarende fordeling fra bunnfisktoktet er vist i Figur 4. Toktene dekker den isfrie delen av Barentshavet. Økosystemtoktet i september foregår i en periode hvor Barentshavet er tilnærmet isfritt, og dekker derfor hele Barentshavet, mens bunnfisktoktet i februar til mars bare dekker den sørlige delen.

Økosystemtoktene fra september viser høye tettheter av fugl i den nordlige delen av Barentshavet, det vil si i områdene nord for polarfronten (Figur 2.1). Spesielt finner man høye tettheter av polarlomvi og krykkje i disse områdene. Dette er beiteområdene for lodde, og man finner også store mengder sjøpattedyr og torsk i disse områdene på høsten. Merk at man ikke finner spesielt høye tettheter av sjøfugl i områdene rundt polarfronten. Fordelingen av sjøfuglartene følger den karakteristiske klimagradierten i Barentshavet, med lomvi, lunde, svartbak og gråmåke i de atlantiske områdene i sørvest og alkekonge, polarlomvi og krykkje i de arktiske områdene i nordøst. Denne artsfordelingen har ligget forholdsvis fast siden tellingene startet i 2004, og vi har ikke kunnet se noen klare forskyvinger mot nord som en følge av økende havtemperatur (ICES 2018). Vi finner imidlertid ganske store år-til-år fluktuasjoner i antallet fugl som observeres. Denne variasjonen skyldes sannsynligvis årlige endringer i migrasjonsmønsteret til de ulike artene.

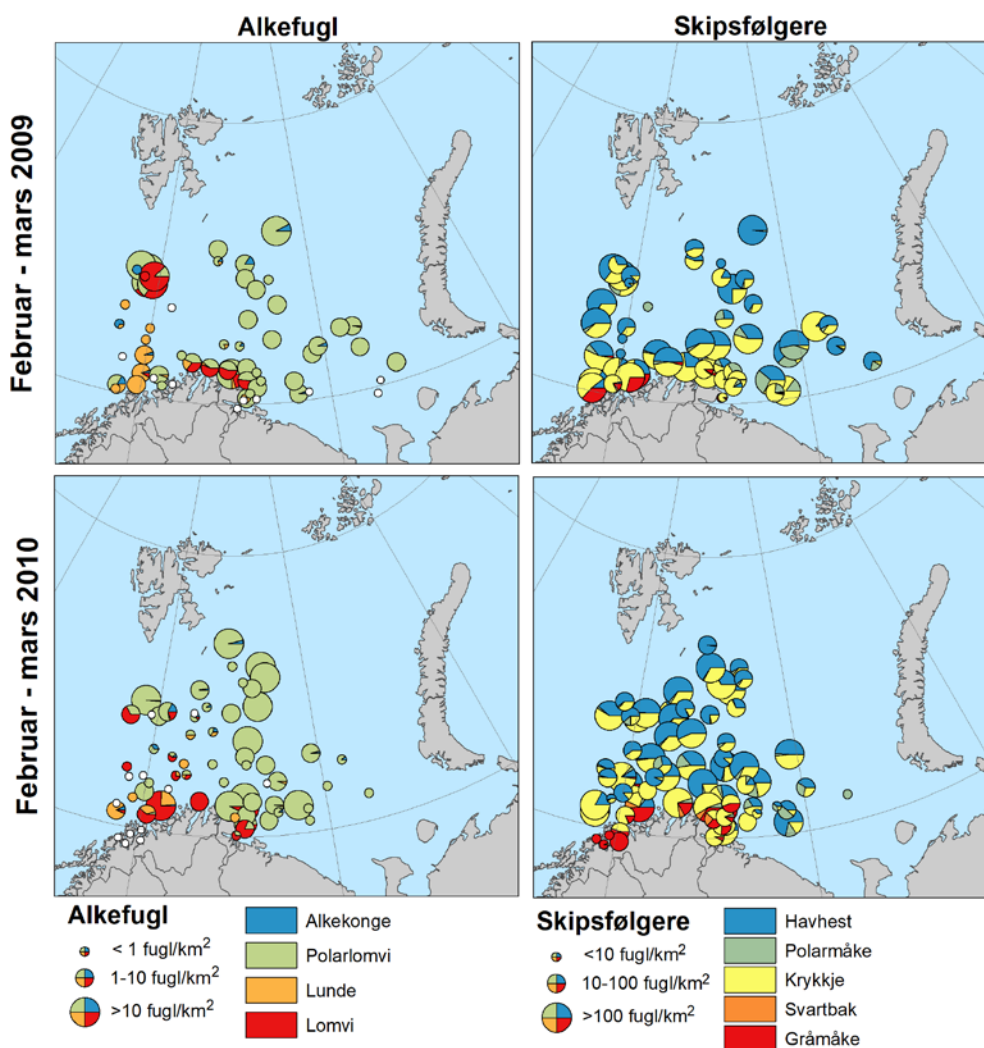
Analysen av data fra økosystemtoktet viser komplekse interaksjoner mellom sjøfugl og de andre økosystemkomponentene. Verdt å merke seg er at lodde er en svært sentral art i systemet, og høye konsentrasjoner av lodde tiltrekker seg polarlomvi og krykkje. Kontrollert for forekomsten av byttedyr, viser analysene også at de ulike sjøfuglartene i stor grad tiltrekker seg hverandre.



Figur 2.1. Fordelingen av de dominerende pelagiske sjøfuglartene i Barentshavet på økosystemtoktene i 2016 og 2017. Data fra SEAPOP og HI/PINRO (Økosystemtoktet i Barentshavet)

Disse positive interaksjonene skyldes sannsynligvis at sjøfuglene gjør næringen lettere tilgjengelig for hverandre (Fauchald 2009). Dykkende sjøfugl driver byttedyr opp mot overflaten, og gjør dermed fisk og krepsdyr tilgjengelig for overflatebeitende sjøfugl, mens overflatebeitende sjøfugl på sin side kan utgjøre et visuelt signal om høye forekomster av næring. Slike positive interaksjoner har to viktige implikasjoner: For det første betyr det at sjøfugl ofte opptrer i tette konsentrasjoner på forholdsvis små områder, og at slike konsentrasjoner ikke alltid er lett å forutsi. For det andre betyr det at bortfall av noen arter vil kunne ha uventede negative effekter på andre arter. Analysene viser for eksempel at polarlomvi tiltrekker seg flere andre arter, og derfor har en helt sentral rolle for sjøfuglsamfunnet i Barentshavet på høsten.

Vi finner også relativt høye tettheter av sjøfugl i Barentshavet i perioden februar og mars (Figur 2.2). Legg imidlertid merke til at i denne perioden er den nordlige delen av Barentshavet dekket av is. Den total mengden sjøfugl i Barentshavet er derfor sannsynligvis lavere enn i september. Sjøfugl begynner å vende tilbake til koloniene i februar og mars, og vi finner høye konsentrasjoner av fugl rundt Bjørnøya og kysten av Finnmark. I den nordlige delen av Barentshavet er havområdene rundt koloniene dekket av is, og i disse områdene venter nok alkekonge og polarlomvi noe lenger ut i sesongen før de vender tilbake til koloniene. I denne perioden er også lodda på gytevandring mot kysten av Finnmark og Kolahalvøya, og store mengder lomvi, polarlomvi og krykkje følger denne gytevandringen inn mot kysten (Fauchald & Erikstad 2002).



Figur 2.2. Fordelingen av de dominerende pelagiske sjøfuglartene i Barentshavet på bunnfisktoktene i 2009 og 2010. Data fra SEAPOP.

2.1.2 Vandringer kartlagt med lysloggere

I sjøfuglprogrammet SEATRACK har man de siste fire årene instrumentert sjøfugl med lysloggere for å kartlegge vandringsmønsteret til de vanligste sjøfuglartene fra et utvalg kolonier i Nordøst-Atlanteren. Basert på disse dataene har vi nå relativt god kunnskap om hvilke bestander som oppholder seg i Barentshavet gjennom året.

Lysloggere gir relativt grove posisjoner og gir ikke posisjoner under vår- og høstjævndøgn og når fuglen befinner seg i områder med midnattssol eller polarnatt. Vandringsmønsteret for artene alkekonge, polarlomvi, lunde, lomvi og krykkje er vist i Figur 2.3, 2.4, 2.5, 2.6 og 2.7. Kun bestander som har tilhold i Barentshavet i deler eller hele året er tatt med. Legg merke til at vi har slått sammen data fra nærliggende kolonier som har forholdsvis likt vandringsmønster.

Noen sjøfuglbestander trekker ut av Barentshavet på høsten. Dette gjelder først og fremst bestandene av alkekonge og polarlomvi som hekker helt i vest (Vest-Spitsbergen og Bjørnøya). Disse bestandene forlater Barentshavet på høsten, og overvintre i et stort havområde utenfor den sørøstlige og sørvestlige delen av Grønland og rundt Island (Figur 2.3 og 2.4). De store bestandene av polarlomvi og alkekonge som hekker nord og øst i Barentshavet, det vil si på Øst-Spitsbergen, Frans Josef Land og Novaja Semlja, ser i større grad ut til å forbli i Barentshavet gjennom hele året.

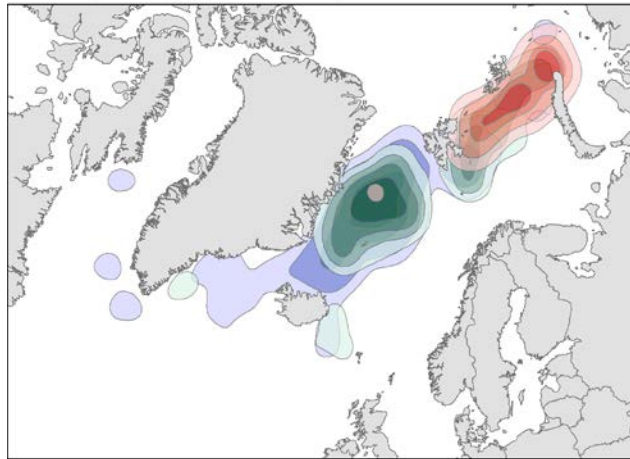
Polarlomvi fra Vest-Spitsbergen forlater Barentshavet umiddelbart etter hekking, og det kan derfor se ut til at disse bestandene har et svømmetrekk som går rett vestover over Framstredet, og at de myter i Grønlandshavet. Bestandene fra resten av Barentshavet, inkludert Bjørnøya, ser ut til å ha svømmetrekk og fjærfellingsområder i Barentshavet (Figur 2.4). Det samme gjelder Barentshav-bestandene av lomvi (Figur 2.6).

En del bestander trekker også inn i Barentshavet på høsten, for så å forlate området senere på vinteren. Dette gjelder blant annet bestandene av lunde som hekker langs kysten av Norge fra Nord-Vestlandet til Vesterålen (Figur 2.5). Disse bestandene trekker inn i Barentshavet etter hekkesesongen, for så å forlate Barentshavet sent på høsten. De overvintre i havområdene rundt Island, og vender tilbake mot koloniene tidlig på våren. Bestandene av lunde som hekker lenger nordøst, langs Finnmarkskysten og kysten av Kola, forblir i større grad i Barentshavet gjennom hele vinteren.

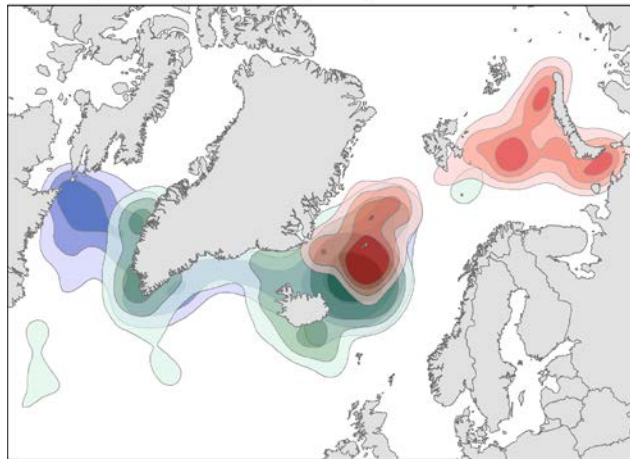
Lomvibestandene fra Bjørnøya, Finnmark og Kola forblir i et velavgrenset område i den sørvestlige delen av Barentshavet gjennom hele vinteren (Figur 2.6). En del lomvi fra kysten av Nord-Norge migrerer også inn i dette området på høsten. Det samme gjelder deler av bestanden fra Jan Mayen.

En del bestander av krykkje trekker også inn i Barentshavet på høsten (Figur 2.7). Dette gjelder først og fremst bestandene som hekker langs kysten av Nord-Norge. Midtvinters forlater krykkja i stor grad Barentshavet, og overvintre sentralt og vest i Nord-Atlanteren. En del av Bjørnøya-bestanden overvintre i Nordsjøen. Krykkjene vender tilbake til koloniene tidlig på våren, de sørlige bestandene er tidligere tilbake enn områdene nord i Barentshavet.

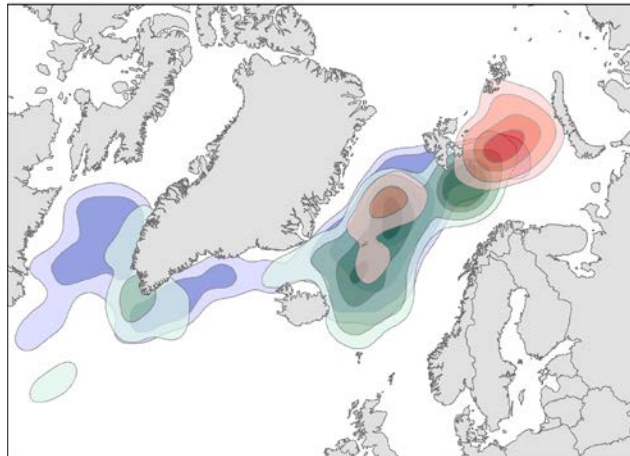
Alkekonge høst (august - oktober)



Alkekonge vinter (november - januar)



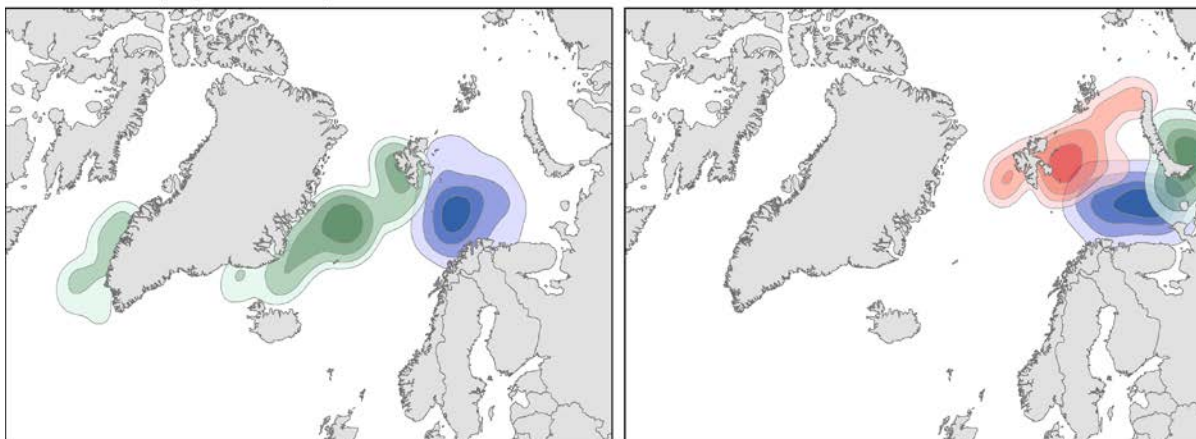
Alkekonge vår (februar - april)



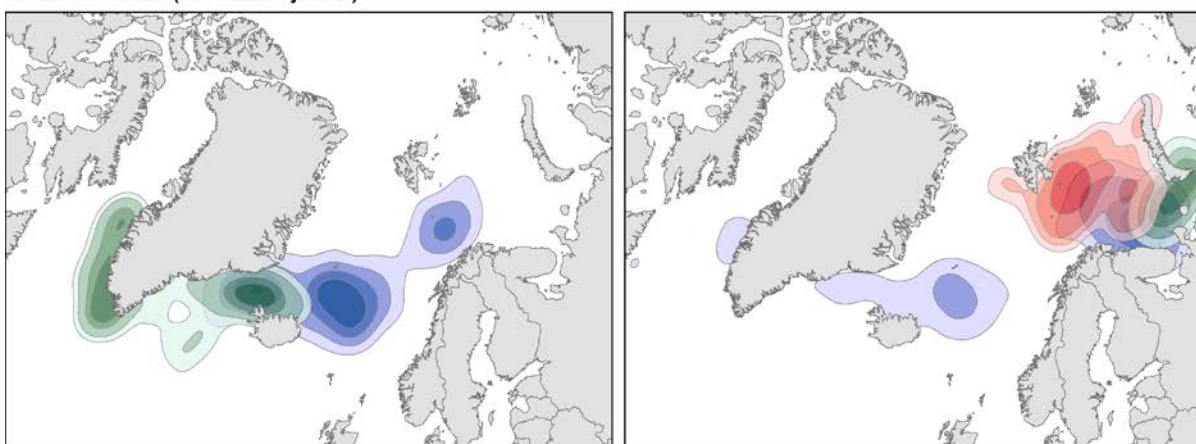
■ Barentshavet nord ■ Bjørnøya ■ Vest Spitsbergen

Figur 2.3. Utbredelsen av alkekonge om høsten, vinteren og våren fra følgende hekkebestander (antall unike individer fulgt; N_{ind}): Barentshavet nord ($N_{ind}=36$) (Frans Josef land), Bjørnøya ($N_{ind}=29$) og Vest Spitsbergen ($N_{ind}=84$) (Hornsund, Isfjorden, Kongsfjorden). Kartene viser 25%, 50%, 75% og 90% kernel beregnet fra posisjonsdata. Data fra ulike år er slått sammen. Data er hentet fra SEATRACK (<http://seatrack.seapop.no>).

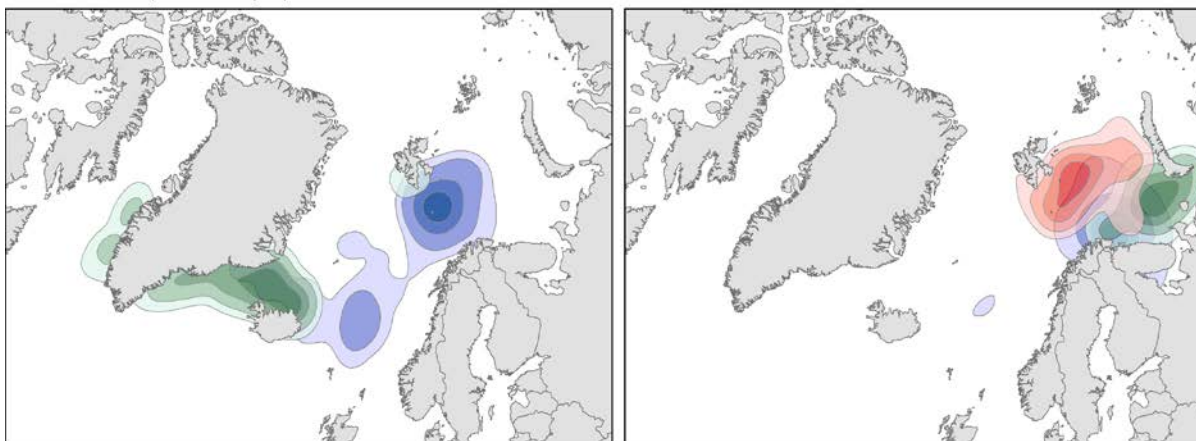
Polarlomvi høst (august - oktober)



Polarlomvi vinter (november - januar)



Polarlomvi vår (februar - april)

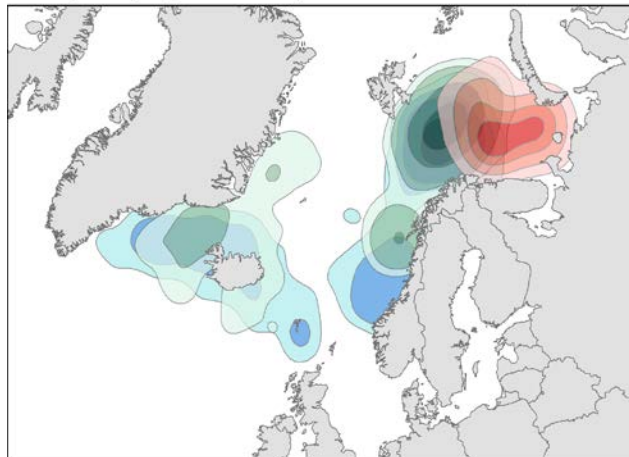


Vest Spitsbergen Bjørnøya

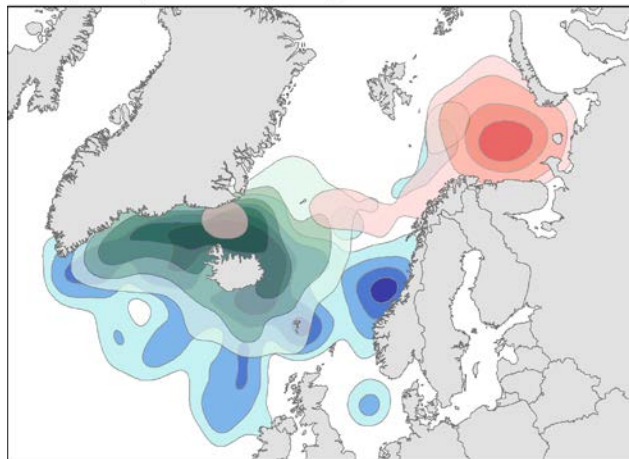
Barentshavet nord Barentshavet øst Barentshavet syd

Figur 2.4. Utbredelsen av polarlomvi om høsten, vinteren og våren fra følgende hekkebestander (antall unike individer fulgt; N_{ind}): Venstre panel: Vest Spitsbergen ($N_{ind}=18$) (Isfjorden), Bjørnøya ($N_{ind}=29$). Høyre panel: Barentshavet nord ($N_{ind}=33$) (Alkefjellet, Frans Josef land, Oranskie Island), Barentshavet øst ($N_{ind}=41$) (Cape Sakhnin), Barentshavet syd ($N_{ind}=62$) (Hornøya, Cape Gorodetskiy). Kartene viser 25%, 50%, 75% og 90% kernel beregnet fra posisjonsdata. Data fra ulike år er slått sammen. Data er hentet fra SEATRACK (<http://seatrack.seapop.no>).

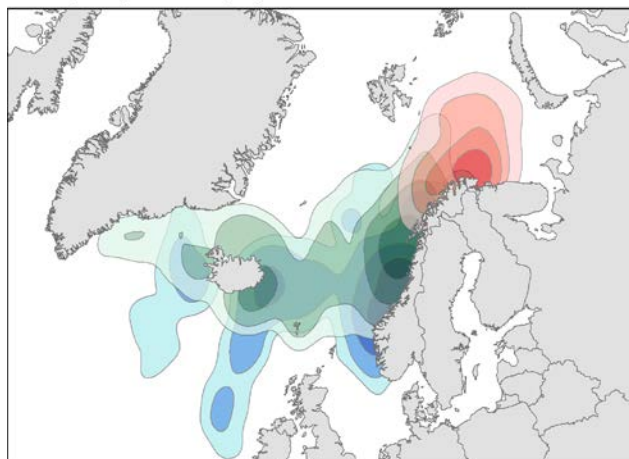
Lunde, høst (august - oktober)



Lunde, vinter (november - januar)



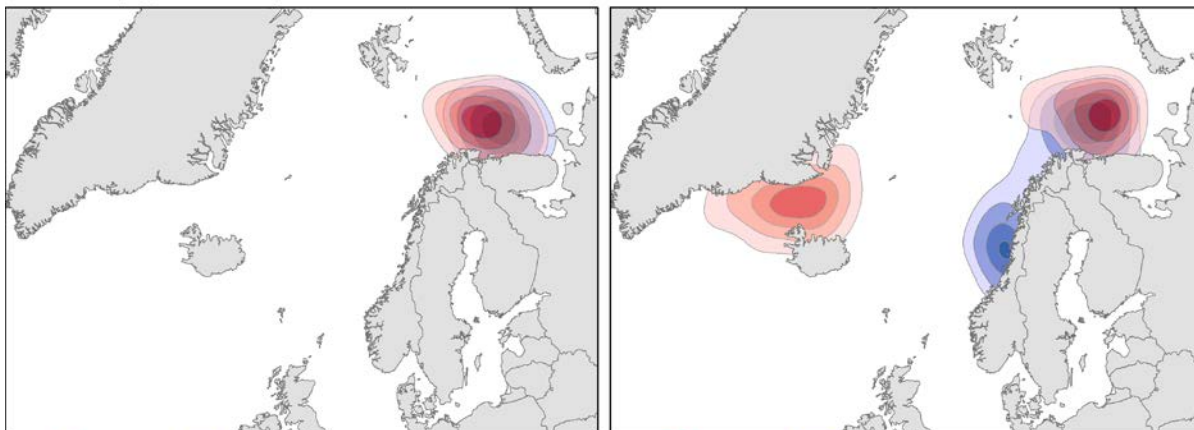
Lunde, vår (februar - april)



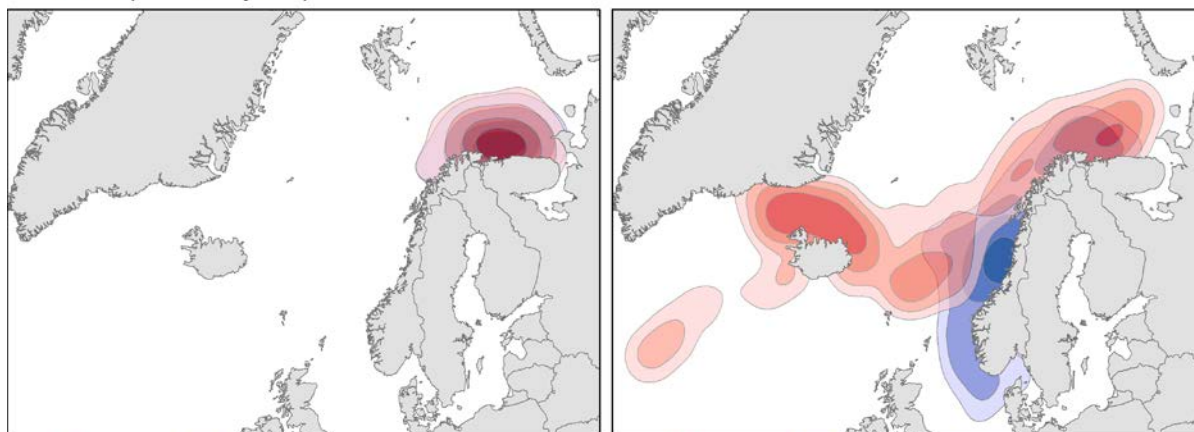
■ Barentshavet syd ■ Lofoten & Vesterålen ■ Helgeland & Vestlandet

Figur 2.5. Utbredelsen av lunde om høsten, vinteren og våren fra følgende hekkebestander (antall unike individer fulgt; N_{ind}): Barentshavet syd ($N_{ind}=72$) (Hjelmsøya, Hornøya, Seven Island), Lofoten & Vesterålen ($N_{ind}=72$) (Anda, Røst), Helgeland & Vestlandet ($N_{ind}=32$) (Sklinna, Runde). Kartene viser 25%, 50%, 75% og 90% kernel beregnet fra posisjonsdata. Data fra ulike år er slått sammen. Data er hentet fra SEATRACK (<http://seatrack.seapop.no>).

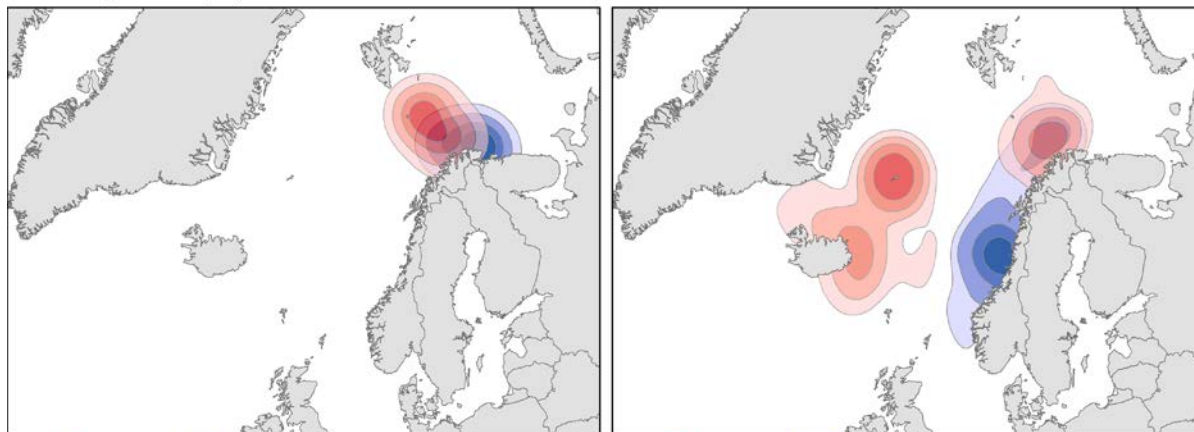
Lomvi høst (august - oktober)



Lomvi vinter (november - januar)



Lomvi vår (februar - april)

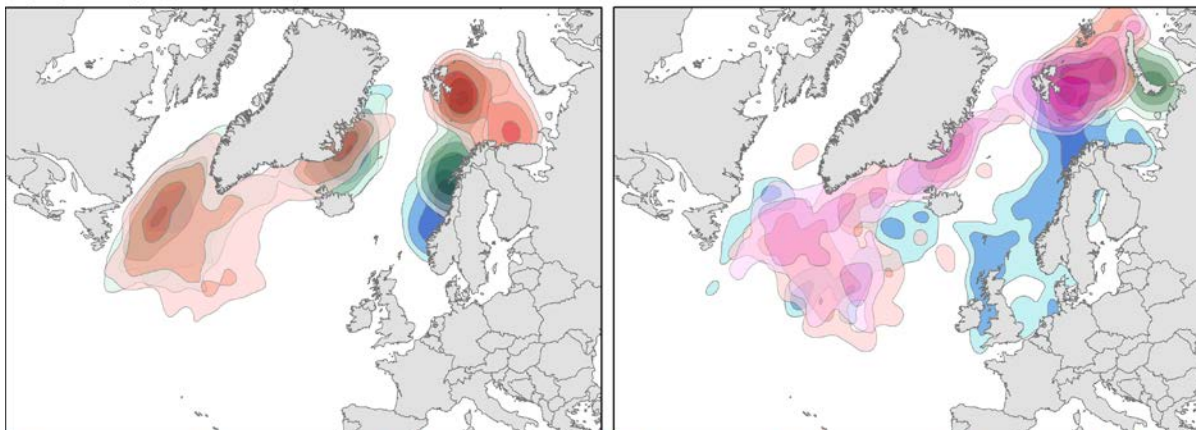


■ Bjørnøya ■ Barentshavet syd

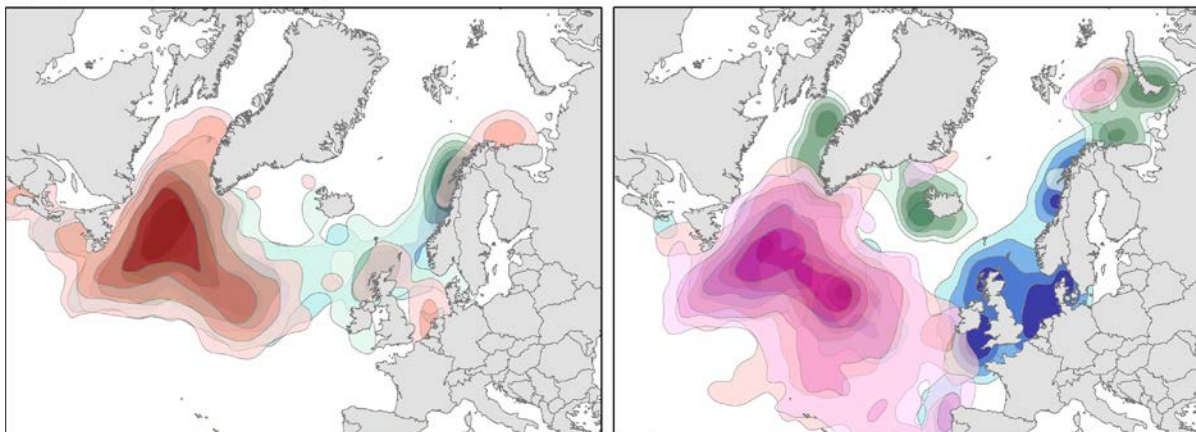
■ Jan Mayen ■ Helgeland

Figur 2.6. Utbredelsen av lomvi om høsten, vinteren og våren fra følgende hekkebestander (antall unike individer fulgt; Nind): Venstre panel: Bjørnøya (Nind=35), Barentshavet syd (Nind=70) (Hjelmsøya, Hornøya, Cape Gorodetskiy). Høyre panel: Jan Mayen (Nind=27), Helgeland (Nind=38) (Sklinna). Kartene viser 25%, 50%, 75% og 90% kernel beregnet fra posisjonsdata. Data fra ulike år er slått sammen. Data er hentet fra SEATRACK (<http://seatrack.seapop.no>).

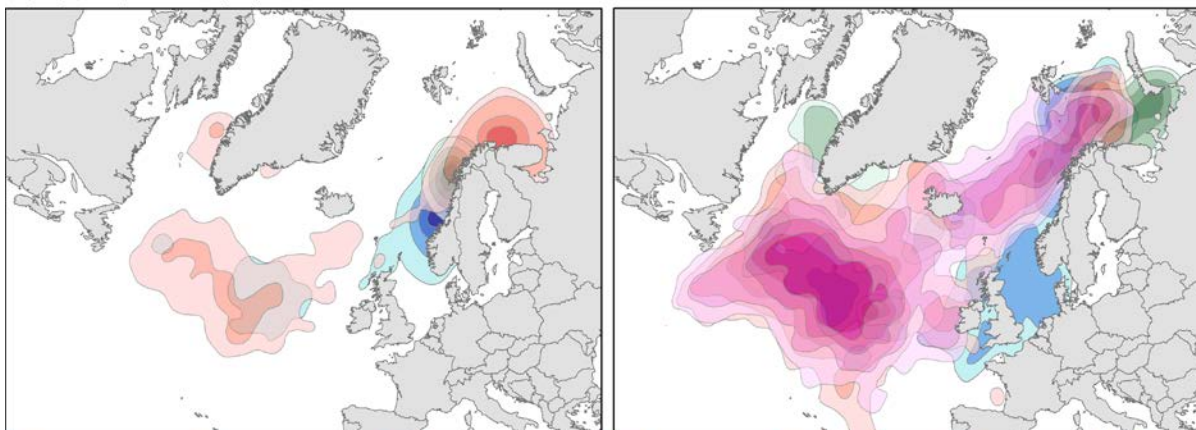
Krykkje, høst (august - oktober)



Krykkje, vinter (november - januar)



Krykkje, vår (februar - april)



■ Barentshavet syd ■ Lofoten & Vesterålen ■ Helgeland & Vestlandet ■ Vest Spitsbergen ■ Barentshavet nord ■ Barentshavet øst ■ Bjørnøya

Figur 2.7. Utbredelsen av krykkje om høsten, vinteren og våren fra følgende hekkebestander (antall unike individer fulgt; Nind): Venstre panel: Barentshavet syd (Nind=82) (Hornøya, Cape Krutik), Lofoten & Vesterålen (Nind=97) (Anda, Røst), Helgeland & Vestlandet (Nind=61) (Sklinna, Runde). Høyre panel: Vest Spitsbergen (Nind=63) (Isfjorden, Kongsfjorden), Barentshavet nord (Nind=74) (Alkefjellet, Franz Josef land), Barentshavet øst (Nind=6) (Cape Sakhnin), Bjørnøya (Nind=40). Kartene viser 25%, 50%, 75% og 90% kernel beregnet fra posisjonsdata. Data fra ulike år er slått sammen. Data er hentet fra SEATRACK (<http://seatrack.seapop.no>).

2.2 Lomvi på svømmetrek

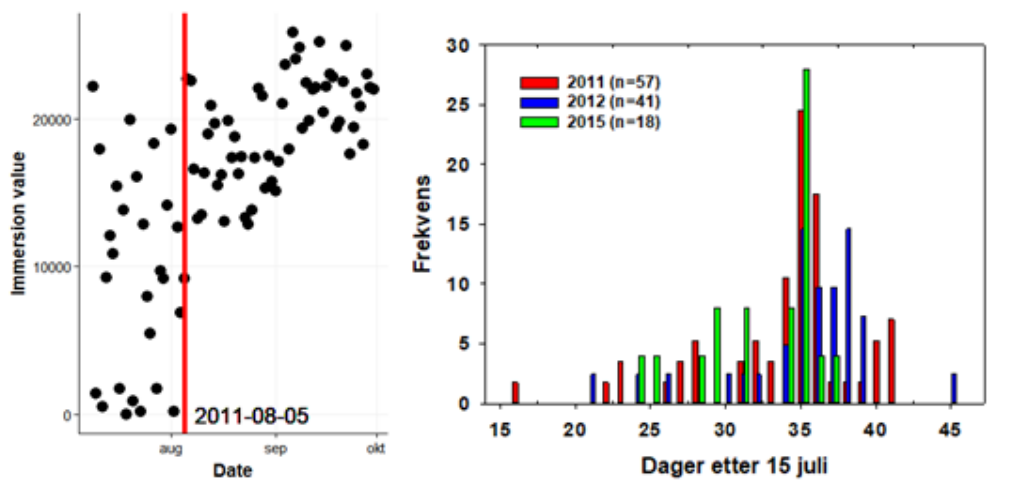
Lomvi er klassifisert som kritisk truet på den norske rødlisten. Hoveddelen av de norske bestandene oppholder seg i det sørøstlige Barentshavet det meste av året (Figur 2.6). Lomvi har som polarlomvi og alke en spesiell hekkestrategi. Ungene forlater reirplassen etter ca. 21 dager før de er flyvedyktige, og kun 1/3 av voksen størrelse. De følger hannen og foretar et svømmetrek fra kolonien til havs, hvor siste del av unge-oppfostringen foregår. En regner med at ungen blir uavhengig først etter 10-12 uker. Data fra lysloggere (GLS; SEATRACK.no) viser at både lomvihanner (sammen med ungen) og lomvihunner befinner seg i et relativt begrenset område sørøst i Barentshavet allerede i siste halvdel av august. En antar at lomviene trekker direkte til dette området med en gang de forlater kolonien. Dette gjelder fugl fra Bjørnøya, men også lomvi fra andre kolonier som Hornøya, Hjelmøya, Sklinna, Jan Mayen, og koloniene på russisk side (se Figur 8). I dette området gjennomgår foreldrene også fjærfellingen (myting), og er ikke flygedyktige i en periode på ca. 45-50 døgn. Dette er derfor en svært sårbar periode for lomviene med tanke på menneskelige inngrep og aktiviteter i de områdene fuglene bruker.

På grunn av lysforholdene i nord (dvs. manglende dag/natt rytme), mangler vi posisjonsdata fra GLS loggerne for svømmetrekperioden i Barentshavet. Samtidig har direkte kartlegging ved bruk av båttransekter vist seg både lite egnet og kostbart for å kartlegge svømmetrekket i detalj, og gir heller ingen informasjon om hvilke kolonier fuglene tilhører (Follestad et al 2015). En mulighet for å fange opp svømmetrekket i den perioden GLS-loggerne ikke gir posisjon, er små satellitt-sendere. Det lages nå sendere som veier ned til 2 g, og disse utprøves på lomvi av Polarinstittuttet på Bjørnøya (Hallvard Strøm, pers. medd.). Denne teknikken har vist seg å fungere, men er kostbar hvis den skal gjennomføres i stor skala i mange kolonier.

Utarbeidelse av nye teknikker for å analysere data fra både GLS- og dykkeloggerne (TDR) er lovende for å analysere svømmetrekket i detalj. Sammen med data på gradienter av sjøtemperatur i Barentshavet kan data fra disse loggerne sammenstilles for å sannsynliggjøre mer spesifikt hvor svømmetrekket foregår i den perioden hvor lysforhold gir begrensninger. Til dette har vi brukt en «random walk» modell (Technitis et al. 2015). GLS-loggerne har i tillegg også en saltvannsbryter-funksjon («dry/wet stage») som gjør det mulig å beregne aktivitetsmønstre for når fuglen flyr, når den ligger på sjøen og når den dykker. I tillegg registrerer de nøyaktige sjøtemperaturer. Både «dry/wet stage» og temperatur registreres uavhengig av lysforhold (detaljer rundt denne teknikken er beskrevet i Erikstad et al. 2018) TDR-loggerne registrerer dykkeprofiler og dykkemønstre, inklusive nøyaktige sjøtemperaturer, i hele perioden fra fuglene forlater kolonien til de når myteområdet øst i Barentshavet. Denne informasjonen kan brukes til å estimere hvor lenge ungen er avhengig av hannen for mat og pass (Elliot et al. 2017). Ved hjelp av informasjon basert på dataloggere og sjøtemperaturer, har vi utviklet en generell metodikk for å studere retning og adferd til fugl langs svømmetrekket.

2.2.1 Når forlater ungen kolonien?

For å beregne tidspunktet for når fuglene forlater kolonien, brukes tørr/våt informasjon fra GLS loggerne. Informasjon om GLS-loggeren er våt eller tørr registreres hvert 3. sekund. Hvert 10 minutt lagres de akkumulerte verdiene av våt/tørr der 200 = konstant våt og 0 = konstant tørr. Ved å summere våt verdiene for hvert døgn får man en «immersion value»; det vil si en verdi for hvor lenge loggeren var senket i vann gjennom døgnet. Datoen de merkede fuglene forlot kolonien på Bjørnøya ble kalkulert ved hjelp av endringer i gjennomsnittet og variansen i disse verdiene. Figur 2.8 A) viser et eksempel fra en logger/fugl, og hvordan dette fungerer. Figur 2.8 B) viser frekvensfordelingen av når de instrumenterte fuglene fra Bjørnøya forlater kolonien i de tre årene 2011, 2012 og 2015. Spredningen i når hannen forlater kolonien med ungen varierer så mye som 29 dager. Hovedtyngden av når de forlater begrenses imidlertid til ca. 10 dager (fra 1. til 10. august). Variasjonen mellom år er liten, og medianverdien varierer kun fra 4. til 6. august i de tre årene.



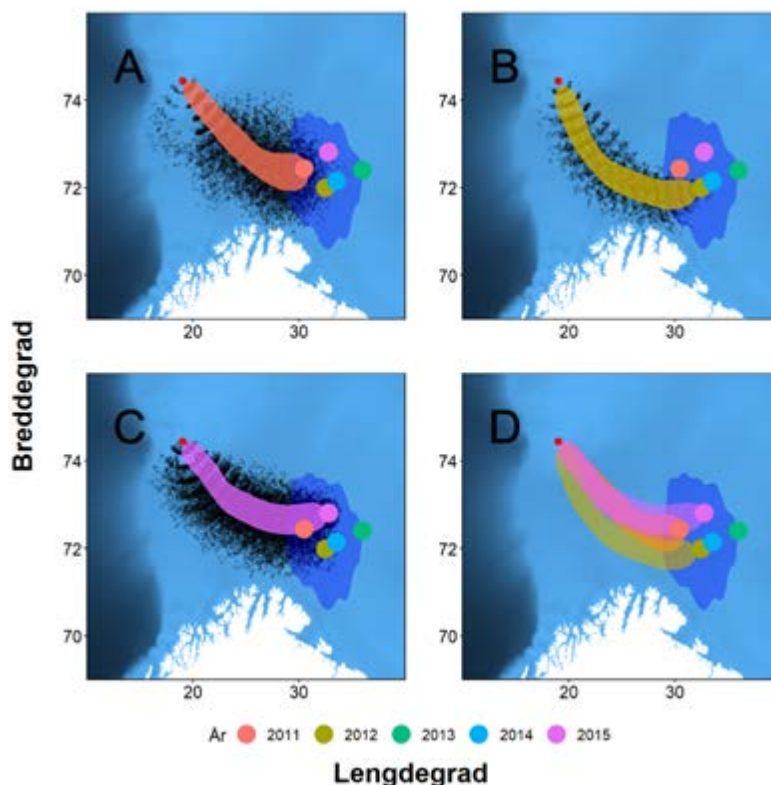
Figur 2.8. Informasjon fra tørr/våt stadiet og hvordan dette kan brukes til å beregne tidspunkt for når lomvi forlater Bjørnøya. (hentet fra Erikstad et al. 2018)

2.2.2 Svømmetrekket

For å simulere svømmetrekket til lomvi fra Bjørnøya benyttet vi en «Constrained Random walk» modell (Technitis et al., 2015). Begrensningen i modellen er i dette tilfellet svømmehastigheten til lomvihannen med unge. Svømmehastigheten er kalkulert fra to unger merket med satellittsendere i hekkesesongen 2017 på Bjørnøya basert på en 10 dagers periode (Strøm, H. upublisert data). Hastigheten ble estimert til 37,5 km per dag.

Det genererte svømmetrekket består av flere punkt, separert av samplingsintervallet. For hvert punkt konstrueres først et potensielt punktområde. Dette området betegner det området hvor ett punkt i trekket kan plasseres. Vi antar at lomvi bruker 20 døgn på svømmetrekket fra Bjørnøya til det sørøstlige Barentshavet (basert på når vi får lyssignaler fra GLS-loggerne og den hastigheten som er brukt på trekket). Slutt punktet for svømmetrekket ble satt til midtpunktet av et 50% utbredelsesområde (kernel) estimert fra GLS-loggere sent i august og september (Figur 2.9). Fargede sirkler angir hovedområdet til dette oppvekstområdet i forskjellige år. Svømmetrekket er simulert 10 000 ganger. For hvert av de simulerte punktene sammenligner vi temperaturen registrert av GLS-loggere med sjøtemperaturen på det gitte punktet i Barentshavet. Trekk hvor mer enn ett punkt har ett avvik på mer enn + 1,5 °C ble deretter fjernet (metoden er beskrevet i detalj i Erikstad et al. 2018)

Figur 2.9 viser resultatet fra disse simuleringene for hvert av de tre årene (A,B,C) og for alle tre årene samlet (D) og er hentet fra Erikstad et al. (2018). Etter år hanner med unge forlater Bjørnøya, svømmer de i sørøstlig retning. Retningen går først mer inn mot norskekysten enn direkte til oppvekstområdet. Sannsynligvis er dette en tilpasning for å nå den østgående kyst- og Atlanterhavsstrømmen raskere og billigere. Å haik medstrøms mot det vi antar er oppvekstområdet i sørøst, kan være en tilpasning som gjør kostnadene med svømmetrekket mindre. Området i sørøst er et produktivt område med aggregering av fiskeyngel (spesielt torsk og sild) som drifter med strømmen inn i Barentshavet fra gyteområdene lengre sør langs norskekysten (Myksvoll et al. 2013, Sandvik et al. 2016).

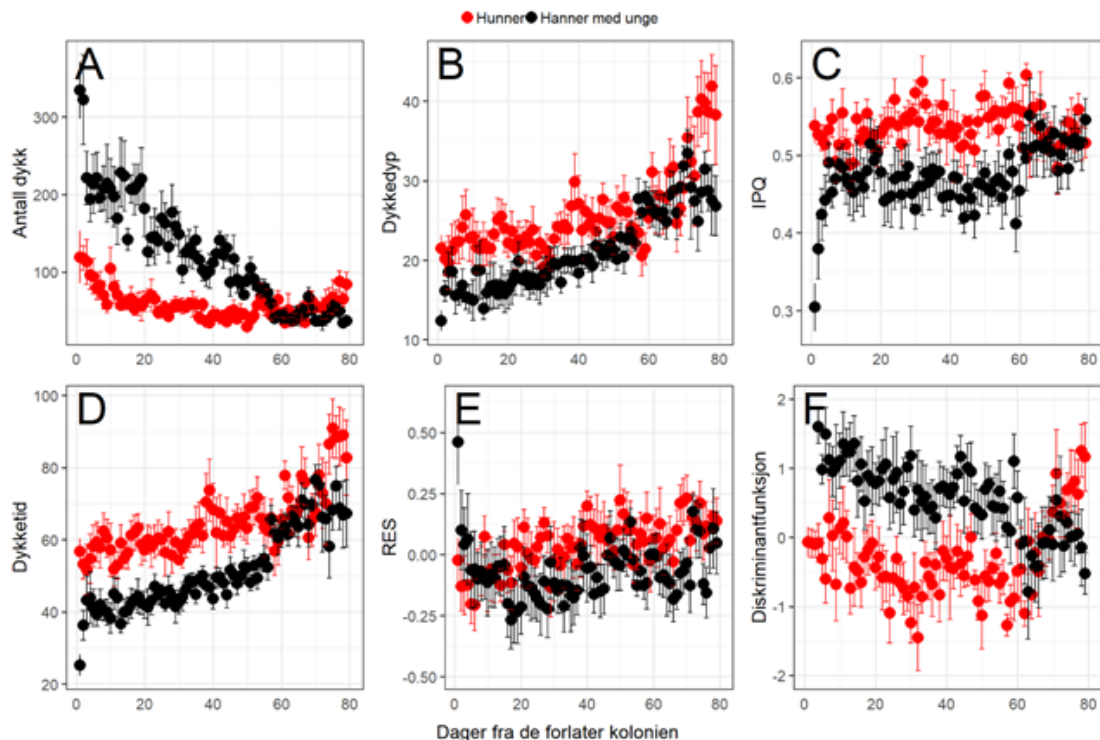


Figur 2.9. Resultatet fra simuleringene av svømmetrekket for hvert av de tre årene (A,B,C) og for alle tre årene samlet (D). De fargede trekkene viser 50% kernelområder av trekket som er det mest sannsynlige. 50% kernel for oppvekstområdet er vist i blått og tyngdepunktet for hvert av årene er gitt som en farget sirkel innenfor denne kernelen. Etter Erikstad et al. (2018)

2.2.3 Hvor lenge er ungen avhengig av hannen?

Ved hjelp av data fra dykkeloggere er det mulig å beregne dykkeadferd til hanner med unger og hunner uten unger. Hannen og hunnen har ulik dykkeadferd så lenge hannen er sammen med ungen. Så snart ungen er uavhengig, blir hannen og hunnens dykkeadferd lik. Ved å analysere dykkedata kan en få informasjon om hvor lenge ungen er avhengig av hannen, og når den når voksenstørrelse (Elliot et al. 2017). Data fra Hornøya er benyttet i en slik analyse (Erikstad, Benjaminsen, Reiertsen upublisert), da det så langt ikke er tilgjengelige data fra Bjørnøya. Mønsteret synes imidlertid å være robust og stabilt, og er også vist fra andre havområder (Elliot et al. 2017).

Figur 2.10 viser resultatet fra analyser av dykkemønsteret. I perioden etter at de forlater kolonien har voksne hunner og hanner (som passer ungen) forskjellig dykkeadferd. Gjennomgående har hanner en lavere kvalitet (funksjon av dykketid og dykk) i områder der de dykker med ungen (A). De har grunnere dykk (B) og veldig mange flere flere dykk C) og bruker også betydelig mindre tid til dykking (D). Diskriminantfunksjonen av disse adferds-kategoriene viser at forskjellen mellom adferden til hunner og hanner blir den samme etter ca. 60-65 dager (F). En antar at dette er tida som trengs før ungen er «voksen» og uavhengig av hannen (se også Elliot et al. 2017).



Figur 2.10. Oversikt over dykkeadferden til hanner med unger og hunner etter at de forlater Bjørnøya og 80 dager fram i tid. Adferd som er registrert er A) Antall dykk/per dag B) Dykkedyp C) IPQ (Kvalitet på området), D) Dykketid, E) RES. Dette er residualer fra sammenhengen mellom varighet av dykk og lenden på pauser. F) viser resultater fra en diskriminantfunksjon av parameterne A-E (Erikstad et al. 2018)

Simuleringene viser at svømmetrekket fra Bjørnøya lar seg kartlegge ved å sammenstille data fra dataloggere og bruk av sjøtemperaturer i Barentshavet. Trekket går veldig raskt, med en gjennomsnittshastighet på 37 km per dag. Hele svømmetrekket tar 20 dager fra Bjørnøya og til oppvekstområdet i sørøstlige Barentshavet. For å validere simuleringene av svømmetrekket, er det viktig at resultatene testes mot satellittsenderstudiet som Norsk Polarinstitutt (Hallvard Strøm) gjør på lomviunger.

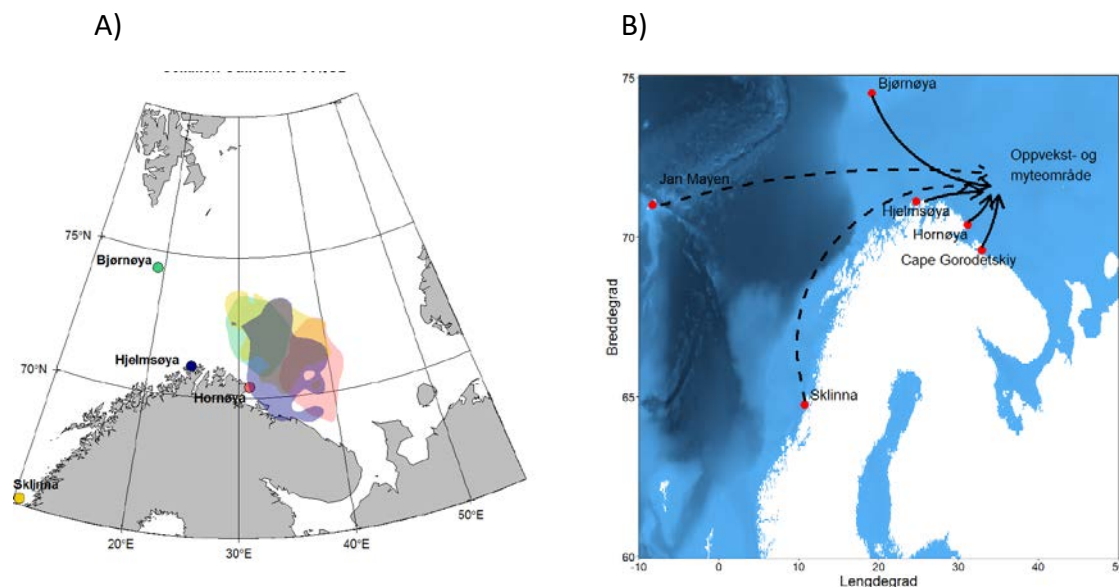
Det er også utviklet metodikk for å beregne tidspunkt for når lomviene forlater Bjørnøya i august. Dette er viktig for å beregne tidsvinduet når svømmetrekket foregår. Det var liten forskjell i median verdien i hoppetidspunkt for de tre årene (bare 2 dager), men spredningen innad i år var ganske stor, og på totalt 29 dager. Det er imidlertid ett tidsvindu på ca. 10 dager (fra 1 august) hvor den største andelen av hanner med unger forlater kolonien (Erikstad et al. 2018).

Data fra dykkeloggere i tidspunktet fra lomviene forlater kolonien viser stor forskjell i dykkeadferd hos hunner og hanner (med unger). Forskjellen i dykkeadferd mellom hun og han ble brukt til å se på hvor lenge ungen er avhengig av hannen for mating og pass i dette området. Denne perioden ble beregnet til 60-65 dager.

2.2.4 Videre arbeid

Svømmetrekket er en svært sårbar periode av livssyklusen til alkefuglene. Både med hensyn til oppvekstområder for unger, men også at denne perioden sammenfaller med myting hos de voksne som gjør dem flygeudyktig for en periode. Foreløpig har en testet metoden kun på lomvi fra Bjørnøya i tre år. Metoden bør brukes på flere arter fra flere kolonier over flere år for å få en oversikt over hvordan disse sårbare områdene i Barentshavet blir brukt. Det er en betydelig overlapp i oppvekstområdet for unger og myteområder for voksne fra ulike kolonier (Figur 2.11

A). Fugler fra noen av koloniene har betydelig distanse de må tilbakelegge for å komme seg til dette området (Figur 2.11 B).



Figur 2.11. A) Utbredelse av lomvi (50% kernel) sent i august og i september hvor de passer unger og hvor også de voksne myter sine vingefjær og er flyveudyktig for en periode. Fugler fra Bjørnøya, Hjelmsøya, Hornøya og Sklinna bruker overlappende områder i det sørlige Barentshavet. B) Mulige trekkruiter for fugler fra ulike lomvikolonier som bruker dette samme området (Erikstad et al. 2018).

I tillegg til lomvi har også polarlomvi og alke samme adferden med at ungene forlater kolonien når de er bare ca. 1/3 av voksen størrelse. Disse trekker også til områder i Barentshavet etter at de forlater kolonien.

Kritisk for nøyaktigheten av de simuleringene vi gjør er oppløsningen på sjøtemperaturdataene. Temperaturer målt av GLS-loggere har en nøyaktighet på 0.2°C. Det temperaturarkivet vi har brukt har imidlertid en skala på ca. 10 x 27 km² (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>), noe som ikke vil fange opp fine gradienter i sjøtemperatur. Oseanografer ved Havforskningsinstituttet i Bergen har utviklet to nye temperaturarkiv på henholdsvis 4x4 km² og 800x800 m² som vil kunne forbedre nøyaktigheten av de simuleringene vi gjør. Disse bør implementeres i framtidige simuleringer slik at nøyaktigheten økes.

Simuleringene som er gjort har ikke en variasjon i starttidspunkt, men simulerer kun retning og hvor lang tid svømmetrekket tar. I det videre arbeidet bør man også å legge inn variasjon i tidspunkt for når de forlater kolonien. Tidspunktet kan beregnes med stor nøyaktighet ved hjelp av data fra «wet-dry» bryteren i GLS-loggerne. For Bjørnøya varierer dette mye, selv om mesteparten av fuglene forlater innen ett tidsvindu på 10 dager. Slike simuleringer vil også gi tetthet av unger både i tid og rom som ytterligere kan dokumentere den mest sårbare perioden langs trekk-ruten.

Med en hastighet på mer enn 30 km per dag, går svømmetrekket forbausende fort. Mistanken vår er at strømforhold i Barentshavet kan være en nøkkel i tillegg til vind for å forstå dette. Arkiv over strømforhold; <https://earth.nullschool.net/#current/ocean/surface/currents/orthographic=-322.37,73.25,3000> viser at det er mulig for fuglene å velge områder med sterk medstrøm for det meste av ruten fra Barentshavet til kysten av Norge. Det vil også være gunstig å kunne legge inn strøm- og vindforhold i simuleringene for en ytterligere forbedring av svømmetrekket.

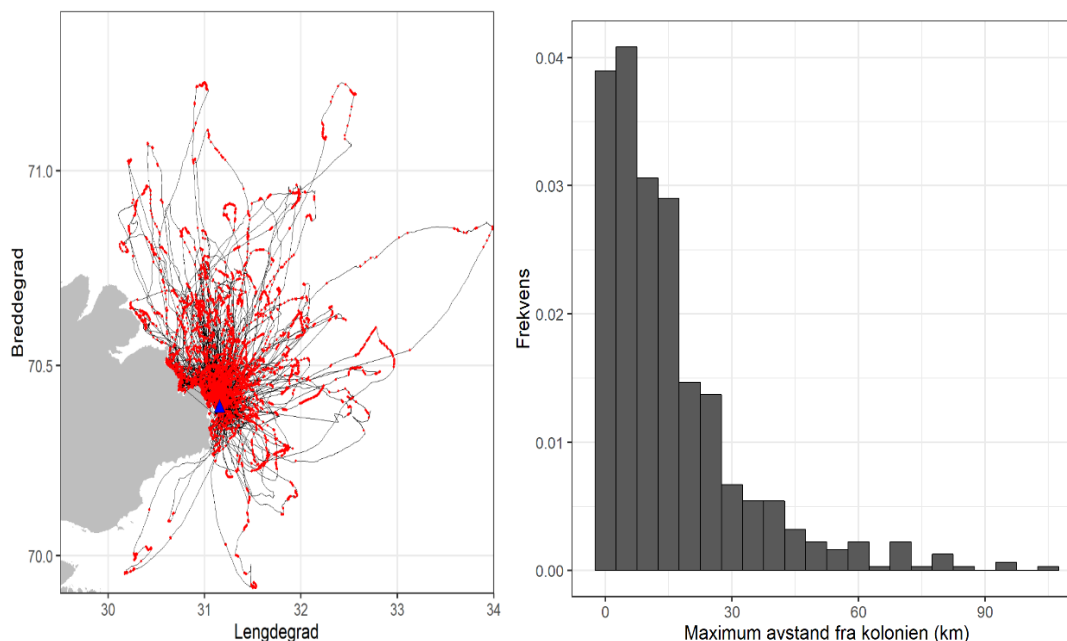
2.3 Hekking og næringssøksperioder:

Detaljer rundt områdebruk og trekkruiter hos sjøfugl til havs har økt betydelig i løpet av de siste årene. Teknologien som brukes i SEATRACK (GLS) gir relativt stor unøyaktighet (ca. 180 km) i posisjoner, og kan ikke benyttes for å studere næringssøk og områdebruk rundt koloniene.

For å få eksakt kunnskap om fuglenes arealbruk i hekketida bruker en GPSloggere. Dette er viktig kunnskap i vurderinger av miljørisiko og konsekvenser av et eventuelt oljeutslipp. I motsetning til lysloggere gir GPS nøyaktig sporing, men kan kun anvendes over kortere tidsperioder i hekketiden.

Fra kolonier i Barentshavet er det så langt begrenset med informasjon om områdebruk i hekketiden. Det er kun fire studier hvor det er opparbeidet data. Det ene er på lomvi fra Hornøya (Erikstad et al., upublisert) over flere år (2011-2018), det andre på toppskarv (Christensen-Dalsgaard et al. 2017) fra årene 2011-2012, det tredje er et studie på alkekonge (Jakubas et al. 2017) fra Spitsbergen og Bjørnøya (2011-2013), og det fjerde er et studie på storjo på Bjørnøya fra 2014 (Jakubas et al. 2018). Det er imidlertid gjort GPS-sporing fra flere kolonier (Hjelmsøya, Bjørnøya og Spitsbergen på flere arter), men disse er ikke opparbeidet og ikke tilgjengelig for denne rapporten. Fra 2017 startet SEAPOP et større prosjekt for sporing av sjøfuglarter i flere kolonier fra både Norskehavet og Barentshavet. Dette vil gi oss muligheter i de nærmeste årene til å komme med mer generelle betraktninger om områdebruk og eventuelle forskjeller mellom kolonier og arter.

2.3.1 Lomvi på Hornøya

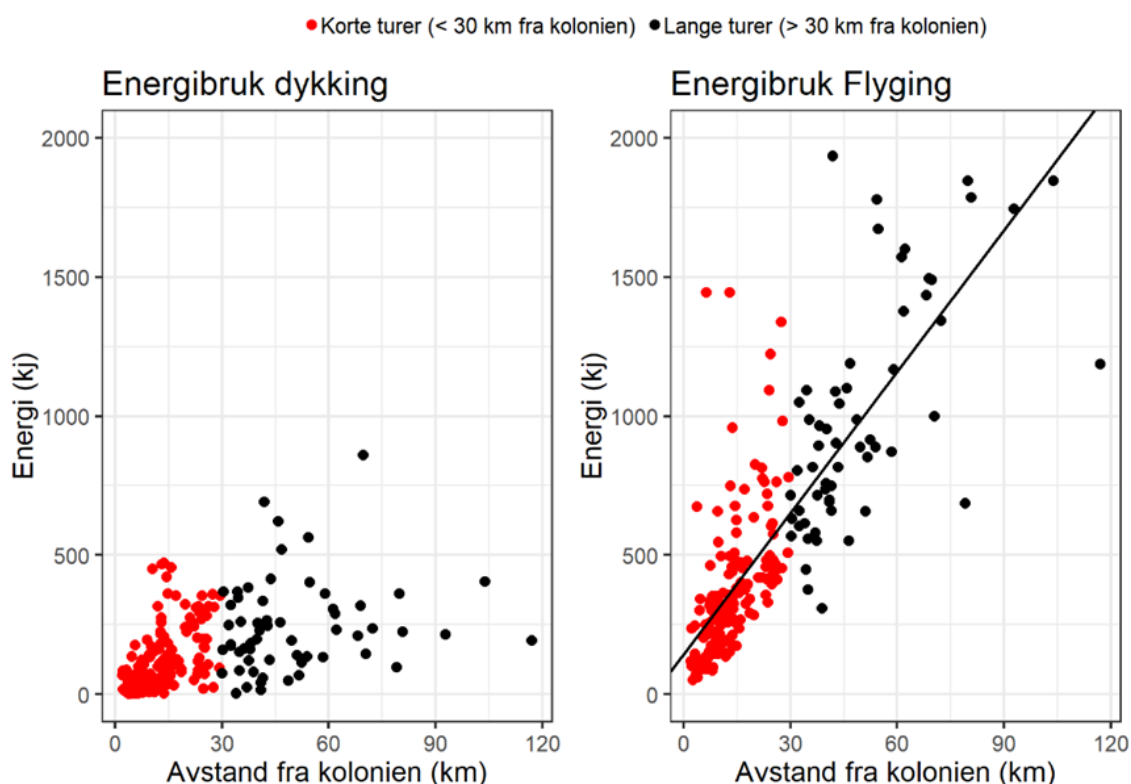


Figur 2.12. A) Beiteturer til lomvi i årene 2011-2018 fra perioden når de mater ungen sin. Røde områder viser hvor de beiter. B) Frekvens diagram over lengden på alle turer Etter Erikstad, Benjaminsen, Reiertsen et al. unpubl.).

Figur 2.12 gir en oversikt over alle komplette turer med GPS hos lomvi, hvor vi samtidig har brukt dykkeloggere (TDR) (N=747) på de samme fuglene (Erikstad m.fl. unpubl.). Figuren til venstre

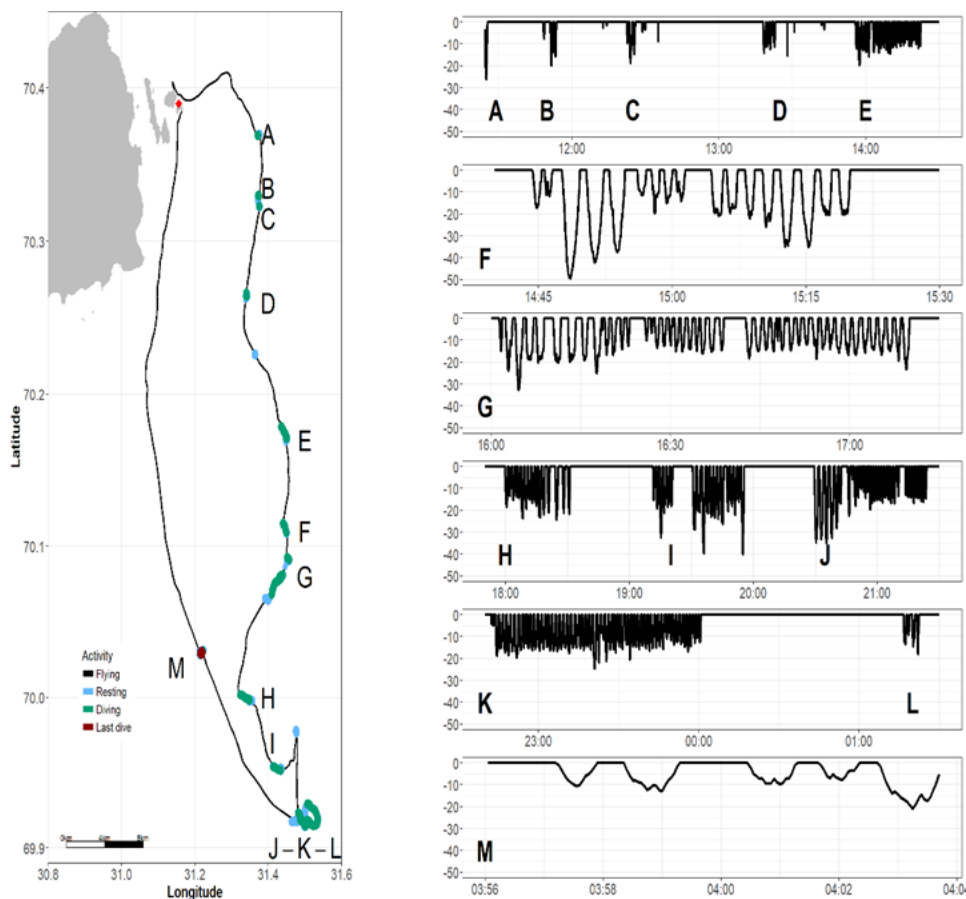
viser alle enkeltturer. Svarte linjer indikerer flyving og røde punkter angir beiting. Lengde på beiteturer er sterkt forskjøvet mot korte turer (B), og det meste av området som brukes er innenfor 30 km fra kolonien, mens de lengste turene kan nå opp til 120 km fra kolonien.

Lomvi har svært høye flygekostnader. De har korte vinger som er godt egnet til å «fly» under vann. Med høye flygekostnader i luft, er det viktig at næringen er så nært kolonien som mulig. Energiforbruket til flyving øker med avstand (Figur 2.13), og kostnadene ved lange beiteturer firedobles sammenlignet med korte beiteturer. Kostnadene til dykking er imidlertid små og viser ingen eller svak økning med avstand fra kolonien.



Figur 2.13. Energibruk til dykking og energibruk til flyging i forhold til avstanden fra kolonien for lomvi på Hornøya (hentet fra Erikstad, Benjaminsen, Reiertsen et al unpub.)

En kombinasjon av dykkeloggere (TDR) og GPS-loggere, gir oss viktig informasjon i forhold til områdebruk, som også er viktig i forvaltningen av arter/olonier. Figur 2.14 gir ett eksempel på hvordan slike beiteturer fungerer. Beiting foregår langs hele turen, og det er vekselvis beiting, hvile og flyving. Alle stopp underveis, er trolig for å fange fisk som de voksne spiser selv. Mye av dietten til de voksne består av lodde, men de spiser også 0-gruppe torsk. Disse beiteområdene rundt kolonien ligger i driftsområdet til 0-gruppe torsk fra sørlige gyteområder (f.eks.. Erikstad et al. 2013). Når de tar siste dykk (ofte langt unna kolonien), fanger de en enkelt fisk som de tar med til kolonien for å gi til ungen. For Hornøya er dette enten ei lodde, sild eller tobis (Barrett et al. i revisjon). Ved hjelp av observasjoner når de kommer tilbake etter en slik beitetur, kan en se hvilken fisk de har fanget i siste dykk.



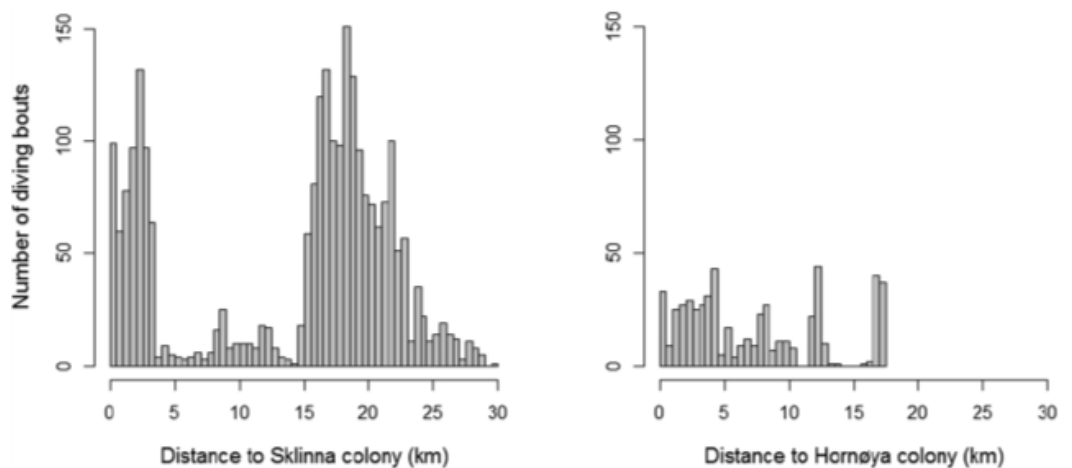
Figur 2.14. Eksempel på hvordan en beitetur med næringssøk forløper. Fuglen forlater Hornøya og flyr, beiter og hviler langs trekket (A-L). I siste dykk (M), fanger de en fisk som de tar med tilbake til ungen i reiret (Hentet fra Erikstad, Benjaminsen, Reiertsen et al. Unpubl.)

2.3.2 Toppskarv, Hornøya

Det andre sporingsstudiet fra Barentshavområdet er på toppskarv i årene 2011-2012 (Christensen-Dalsgaard et al., 2017). Dette studiet inkluderer også undersøkelse i en annen koloni (Sklinna) i Midt-Norge. Denne sammenligningen illustrerer fint problemet med å skissere arts-spesifikk områdebruk.

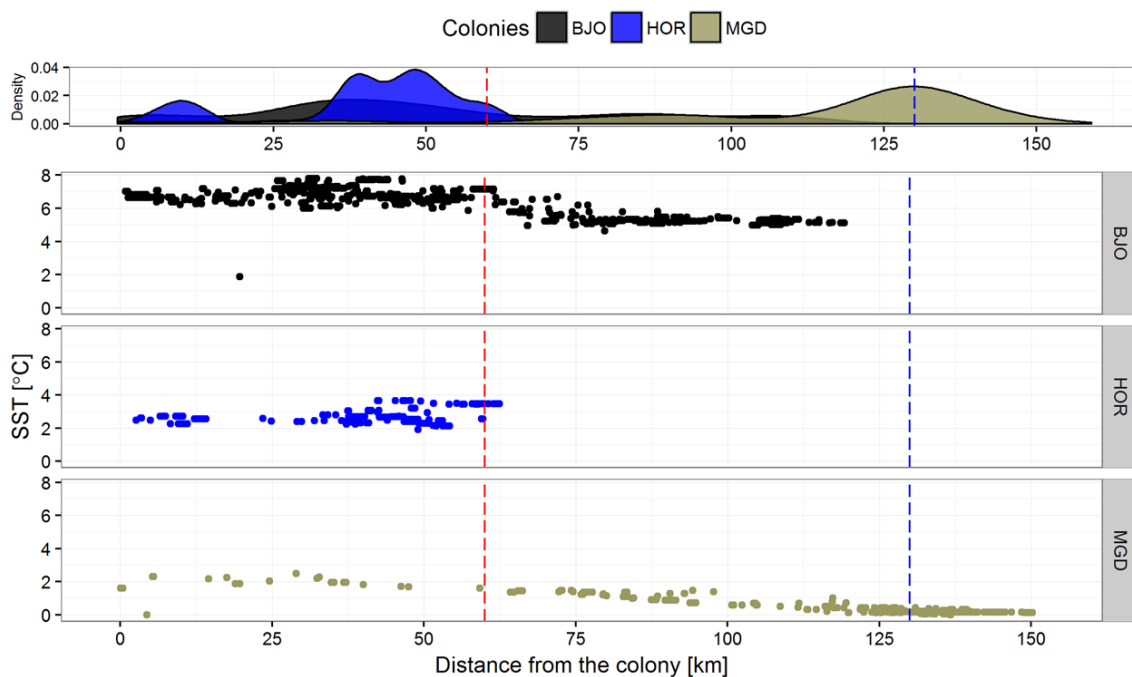
Figur 2.15 viser avstanden fra kolonien hvor toppskarv beiter i to kolonier; Sklinna og Hornøya. Sklinnakolonien ligger i et område med flere øyvær som skarven bruker mens Hornøyakolonien hovedsakelig bruker områder langs fastlandskysten. Fordelingen av områdebruken vil variere fra koloni til koloni, avhengig av tilgangen på gode beitehabitater. Avstanden skarven beiter fra

kolonien, er for Hornøya betydelig mindre enn for Sklinna. Gjennomsnittslengde for Hornøya var 25 ± 0.8 km og for Sklinna 39 ± 0.8 km. Det var også tydelig at Sklinna hadde en bimodal fordeling av beiteturer. Mye av denne variasjonen kunne forklares med habitat-karakteristika som tilgang på tareskog, dyp og bunntopografi.



Figur 2.15. Lengden på beiteturer som avstand til kolonien for toppskarv som hekket på Sklinna og Hornøya (hentet fra Christensen-Dalsgaard et al. 2017)

2.3.3 Alkekonge, Svalbard og Bjørnøya



Figur 2.16. Avstand til beiteområder for alkekonge fra tre kolonier på Svalbard. (Bjørnøya (BJO), Hornsund (HOR) og Magdalenafjorden (MGD)) plottet i forhold til tetthet og sjøtemperatur (SST). Figuren er hentet fra Jakubas et al. (2017).

Figur 2.16 viser hvilken voldsom fleksibilitet alkekonge har i beitestrategier. Forskjellen mellom koloniene er en tredobling i lengden på beiteturer fra Hornsund til Magdalenafjorden. En slik fleksibel beitestrategi gjør alkekongen robust mot moderate klimaendringer. Hvis en derimot modellerer temperaturøkning på 1°C og 2°C i overflaten, så vil alkekongen miste mye av tilgjengelig habitat slik at negative effekter på bestandene i disse områdene er uunngåelig (Jakubas 2017).

2.3.4 Sammendrag og konklusjon

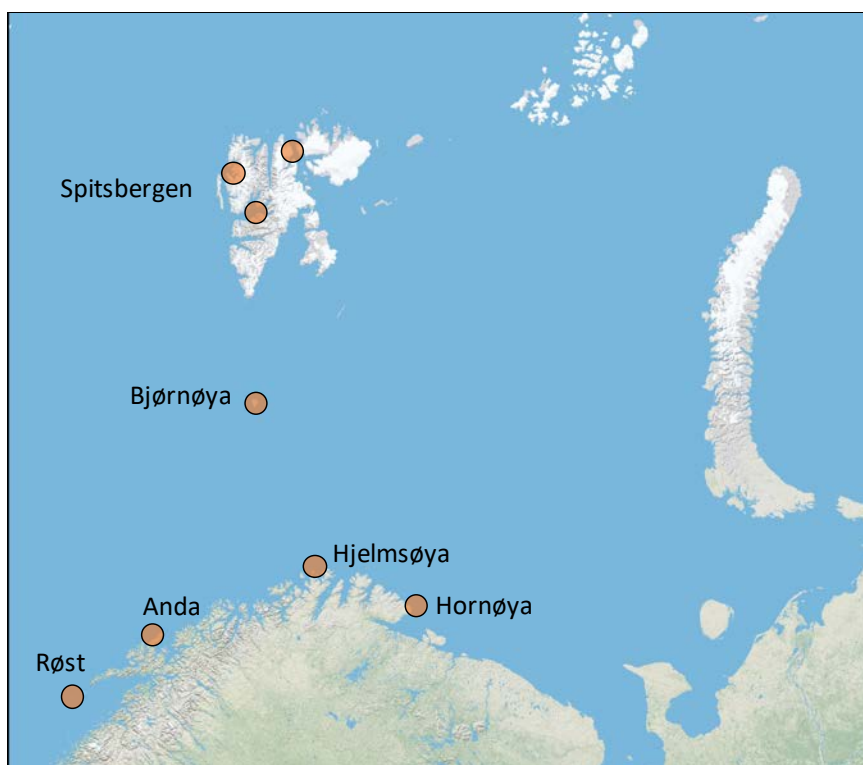
Foreløpig er det for lite opparbeidet materiale fra GPS-studier i Barentshavområdet til å gjøre generelle betraktning for enkeltkolonier og arter i områdebruk. Mye av den variasjonen en ser i de studiene som er oppsummert her, er knyttet til valg av byttedyr mer enn direkte til forskjell mellom arter. Eksempelvis ser en tredobling av lengde på beiteturer for de tre alkekongekoloniene som er studert på Svalbard. Det fins også observasjoner for få turer i løpet av ungeperioden fra krykkje på Hornøya (Ponchon et al., 2013). Det man ser er at ungene sulter og dør samtidig som de voksne starter å ta ekstreme beiteturer med en lengde på opptil 450 km for å nå næringsområdene. Dette viser klart betydningen av lengden på beiteturer og tilgang på mat for når grensen nås for når de blir nødt til å gi opp ungene.

3 Sårbare bestander

I dette kapitlet identifiserer vi bestander som vil være spesielt sårbare for økt dødelighet som følge av en ytre påvirkning som for eksempel uhellsutslipp av olje. Vi går først kort igjennom bestandsutviklingen for de viktigste artene på norsk side i Barentshavet. Deretter viser vi hvordan populasjonsmodeller kan brukes til å analysere bestandenes sårbarhet for en ytre påvirkning som gir økt dødelighet i en kortere periode.

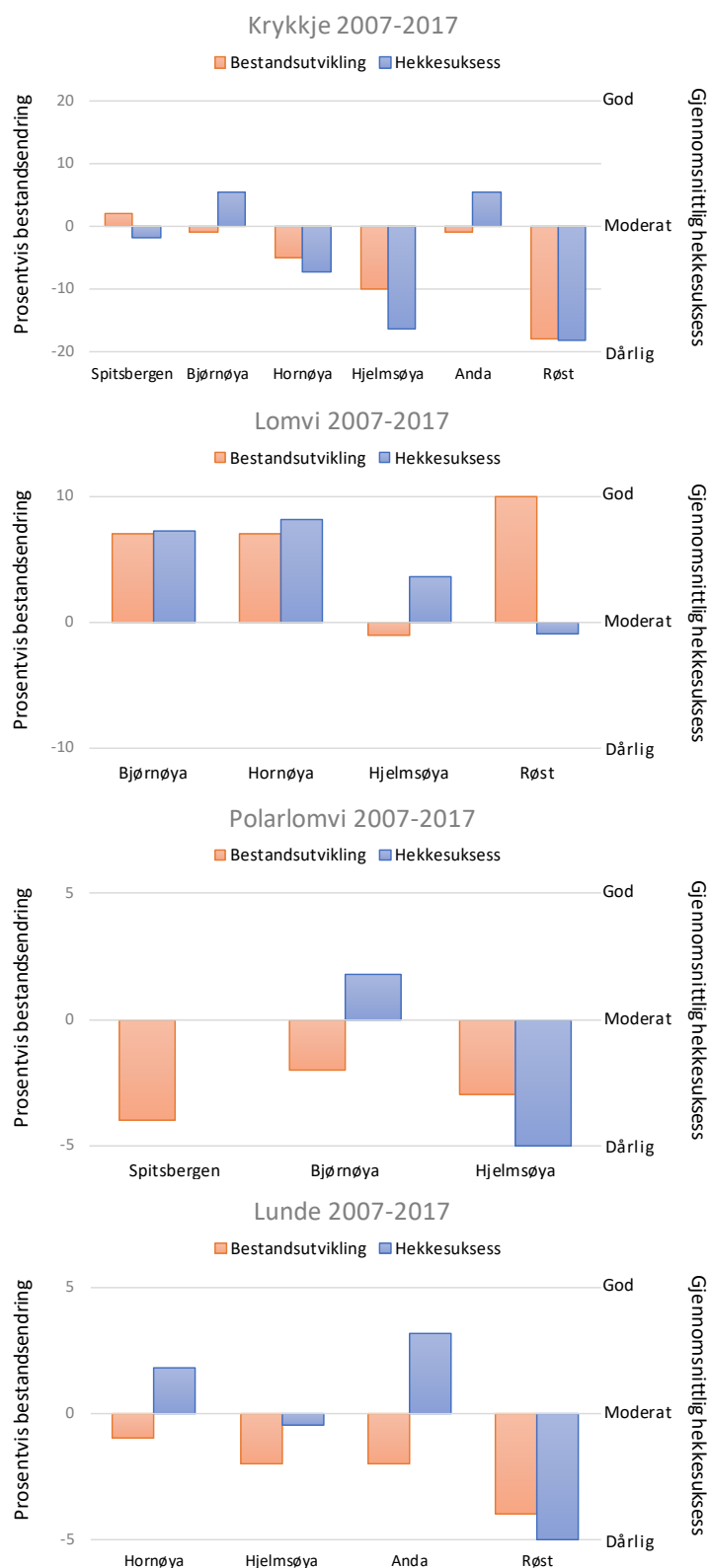
3.1 Bestandsutvikling og bestandsstatus for de viktigste Norske bestandene med tilhold i Barentshavet/Lofoten

SEAPOP overvåker bestandsutvikling, hekkesuksess og overlevelse for en rekke sjøfuglarter i et utvalg av kolonier på Svalbard og fastlands-Norge. Disse koloniene utgjør nøkkellokalitetene i SEAPOP sitt overvåkingssystem, og utviklingen oppsummeres hvert år i en rapport (se f.eks. Anker-Nilssen et al. 2018). Nøkkellokalitetene hvor man overvåker pelagisk sjøfugl i Barentshavet og Lofoten er vist i Figur 3.1. I tillegg til overvåkingslokalitetene telles alle hekkende sjøfugl langs kysten ca. hvert tiende år.

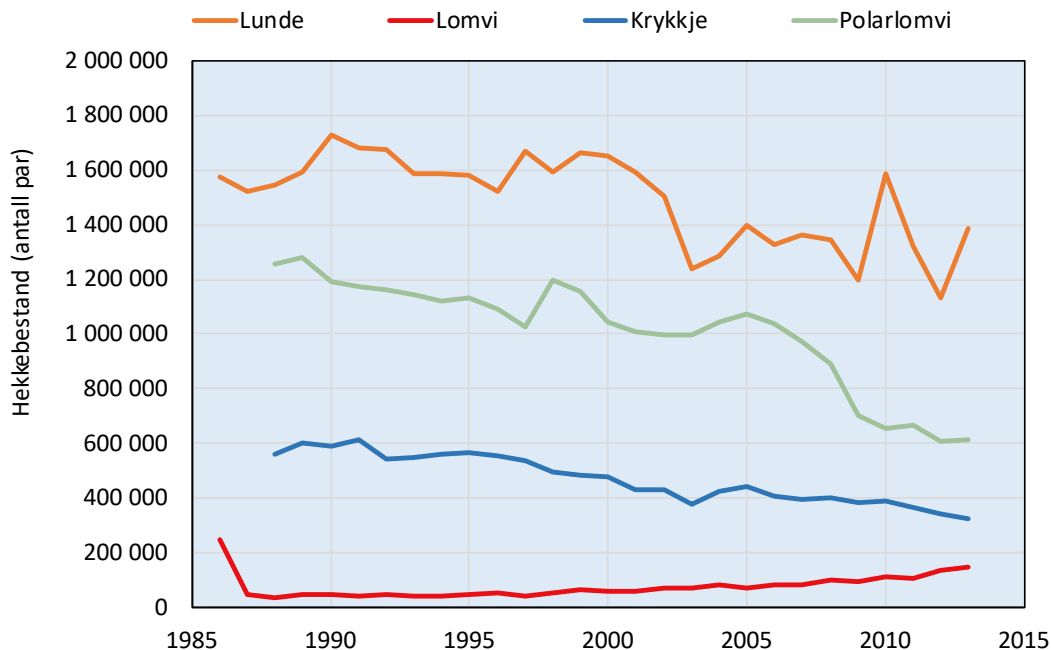


Figur 3.1. Norske overvåkingslokaliteter for pelagisk sjøfugl i Barentshavet og Lofoten/Vesterålen i regi av SEAPOP.

Gjennomsnittlig standardisert hekkesuksess og bestandsendring for krykkje, lomvi, polarlomvi og lunde i nøkkellokalitetene for de siste 10 årene er vist i Figur 3.2. Basert på bestandsutvikling i nøkkellokalitetene og kartlegging av hekkebestandene, beregnet Fauchald et al. (2015 a) bestandsutviklingen til norske sjøfuglbestander fra 1980-tallet og fram til 2013. Trendene for bestander i Barentshavet er vist i Figur 3.3.



Figur 3.2. Gjennomsnittlig standardisert hekkesuksess og prosentvis bestandsendring i perioden 2007-2017 i SEAPOP nøkkellokaliteter i Barentshavet og Lofoten/Vesterålen. Data på bestandsendring er hentet fra Table 1 i Anker-Nilssen et al. 2018. Data på årlig hekkesuksess er hentet fra den samme tabellen i de årlige SEAPOP rapportene (<http://www.seapop.no/no/publikasjoner/publisert-seapop/>). Legg merke til at skala for prosentvis bestandsendring varierer mellom figurene.



Figur 3.3. Utvikling av hekkebestander av lunde, lomvi, krykkje og polarlomvi i norske sjøfugl-kolonier inkludert Svalbard i Barentshavet. Data fra SEAPOP og Fauchald et al. 2015.

SEAPOP-programmet gir god kunnskap om bestandsstatusen til norske sjøfugler, og man har god oversikt over status og utviklingen på norsk side i Barentshavet. Man har imidlertid liten kunnskap om statusen til de store bestandene av polarlomvi, alkekonge og krykkje som hekker på Novaja Semlja og Frans Josef Land på russisk side.

På norsk side har hekkesuksessen til de tre mest tallrike pelagiske artene; lunde, polarlomvi og krykkje, vært gjennomgående moderat eller dårlig de siste 10 årene. Bestandsutviklingen har vært tilsvarende svak. Situasjonen er spesielt alarmerende for krykkje og polarlomvi hvor bestandene er halvert de siste 30 årene. Økt dødelighet som følge av en ytre påvirkning i slike nedadgående bestander hvor hekkesuksessen gjennomgående er lav, vil øke risikoen for at bestandene når kritisk lave nivåer (se kap. 3.2).

Lomvi har, i motsetning til de andre pelagiske sjøfuglene, gjennomgående hatt god hekkesuksess og økende bestander de siste ti årene. Lomvibestandene langs kysten av Nord Norge og på Bjørnøya ble imidlertid desimert på midten av 1980-tallet som følge av næringssvikt i Barentshavet (Erikstad et al. 2013). Bestandene har imidlertid hatt en gjennomgående positiv utvikling siden, og nærmer seg i dag nivåene den hadde i årene før den kollapset.

3.2 Sårbarhetsanalyser

Havområdene Lofoten-Vesterålen i Norskehavet og Barentshavet har fått mye oppmerksomhet i forhold til myndighetenes og oljeselskapenes ønsker om økt petroleumsvirksomhet. Ny kunnskap om sjøfuglenes utbredelse fra forskningsprosjektet SEATRACK viser at langt flere sjøfugler oppholder seg i disse områdene året rundt enn tidligere antatt. Denne nye kunnskapen om hvor sjøfugler fra de ulike koloniene oppholder seg gjennom året gir mulighet til å koble potensielle trusler i sjøfuglenes leveområder direkte til bestandene. Dette gjør det mulig å vurdere enkeltbestanders sårbarhet mot akutte bestandsreduksjoner. Dette er viktig for å kunne gi målrettede vurderinger i forhold til bestanders' sårbarhet gjennom forskjellige tider på året.

Et prosjekt finansiert av Miljødirektoratet (NINA rapport 1547, Reiertsen et al. 2018) hadde som målsetningen å gi en vurdering av hvor sårbare enkeltbestander av pelagiske sjøfugl i områdene Lofoten – Vesterålen og Barentshavet var for akutte bestandsreduksjoner. Slike bestandsreduksjoner kan blant annet komme fra uhell i offshore petroleumsvirksomheten. Hovedspørsmålet som ble undersøkt i dette prosjektet var hvilken betydning skader av varierende omfang ville ha å si for bestandenes fremtidige prognoser. Ved hjelp av sårbarhetsmodeller ble det kvantifisert hva ulike bestander tålte av akutte bestandsreduksjoner på 10%, 25% og 50%.

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl SEAPOP (www.seapop.no) har opparbeidet tidsserier på årlige bestandsstørrelser for sjøfugl i de aktuelle havområdene. Disse ble brukt i sårbarhetsanalysene av 14 pelagiske sjøfuglbestander av artene lunde, lomvi, polarlomvi og krykkje, som har sine leveområder i Lofoten, Vesterålen og Barentshavet. En Brownian bestandsmodell ble brukt for å modellere de akutte bestandsreduksjonene (Lande et al. 2003):

$$\ln N_{t+1} = \ln N_t + \bar{r} - \frac{1}{2} \sigma_d^2 N_t^{-1} + \sum \beta_i X_{i,t} + \varepsilon_t$$

Hvor β_i er stigningstallet til miljøkovariaten $X_{i,t}$, ε_t er miljø-variasjonen (en uavhengig variabel med null som gjennomsnitt og med variansen σ_e^2 (miljø-variansen), N_t er bestandstørrelsen i år t, \bar{r} er bestandens langsiktige vekstrate, σ_d^2 er den demografiske variansen, $X_{i,t}$ er miljøkovariaten i året t.

Bestandenes levedyktighet/sårbarhet (PVA) ble utført for hver bestand separat og simuleringer av fremtidig prognoser ble kjørt. I hvert tilfelle ble 10 000 fremtidige bestandssimuleringer modellert. Modell-verktøyet kan ikke projisere bestandene helt mot 0, men må gå mot en tenkt kritisk terskel da bestanden ikke lenger regnes som levedyktig. Den kritiske terskelen ble satt til halvert bestandsstørrelse. For hver bestand ble ett sett med tre ulike sårbarhets-simuleringer kjørt 100 år frem i tid. En uten bestandsnedgang og to med prosentvise bestandsnedgang (kollaps) (10%, 20% og 50%). Disse tilsvarer tapskategoriene 5-10%, 20 – 30% og >30% i miljørisikoanalyser og kan brukes som sammenligningsgrunnlag. To ulike vurderingsmetoder ble brukt avhengig av om bestandene hadde nedgang eller økning eller var stabile. For bestander med bestandsnedgang ble endring i tid til halvert bestand for de ulike prosentvise akutte reduksjonene sammenlignet med fremtidig halveringstid hos en bestand uten akutt bestandsreduksjon. Dersom denne tiden minker vil dette medføre ekstra belastning for bestander som allerede er under press. For stabile og økende bestander ble tid tilbake til pre-kollaps bestandsstørrelse kvantifisert. Dette kan sammenlignes med restitusjonstid som benyttes i miljørisikoanalyser. For den siste vurderingsmetoden ble tid til pre-kollaps bestandsstørrelse fordelt på de fire forskjellige kategorier av ulike skadegrad som benyttes i miljørisikoanalyser i dag (Mindre < 1 år, Moderat 1-3 år, Betydelig 3-10 år og Alvorlig > 10 år). Vurderinger av hver enkelt bestands' sårbarhet ble gjort på bakgrunn av disse resultatene. Ved å bruke denne tilnærmingen var det mulig å sammenligne bestandenes sårbarhet ut ifra ulike scenarier for akutte bestandsnedganger, for å finne hvordan en akutt ytterligere belastning vil påvirke de fremtidige bestandsprognosene.

3.2.1 Tid til bestandene er halvert

For bestander med bestandsnedgang ble det kvantifisert effekt av bestandsreduksjon i form av endring i tid til halvert bestand for de ulike prosentvise akutte reduksjonene sammenlignet med tilsvarende halveringstid hos en bestand uten akutt bestandsreduksjon. Ingen av bestandene med tilbakegang har noen sannsynlighet for å komme tilbake til samme bestandsstørrelse som før akutt bestandsreduksjon dersom miljøvariasjonen fortsetter som tidligere. Resultatene oppsummeres i tabell 3.1. Nedre konfidensintervall utgjør et verste scenario for fremtidige bestandsprognoser, og vil være den riktige verdien å forholde seg til etter et føre-var prinsipp (Morris & Doak 2002).

Lunde på Røst er en bestand med tilbakegang og uten en akutt bestandsreduksjon sier prognosene at bestanden i verste tilfelle vil være halvert etter 8 år. En 10% akutt reduksjon kan føre til at bestanden blir halvert etter 6 år (se figur 3.4 A), og 25% reduksjon vil halvere bestanden etter kun 4 år, som vil si dobbelt så raskt som uten bestandsreduksjon.

For lunde på Hjelmsøya vil tilsvarende halveringstid være 2 år etter verste scenario. Bestandsreduksjoner på 10% og 25% vil redusere halveringstiden med hhv. 2 år og 4 år.

Krykkje fra Vedøya (Røst) har en halveringstid uten bestandsreduksjon på 4 år. Etter hhv 10% og 25% reduksjon vil tilsvarende halveringstid være hhv 3 og 2 år etter verste scenario.

Prognosene for krykkje fra Hjelmsøya er i utgangspunktet veldig dårlig og i verste fall vil bestanden være halvert etter 3 år uten akutte bestandsreduksjoner. For både 10% og 25% reduksjoner vil denne tiden minke til 2 år.

For krykkje på Hornøya tilsier prognosene at bestanden kan være halvert etter 6 år uten akutte bestandsreduksjoner. Ved 10% akutt reduksjon kan bestanden være halvert etter 5 år, mens en 25% reduksjon kan føre til at bestanden er halvert etter 3 år.

For polarlomvi på Bjørnøya vil det verste scenarioet tilsi at bestanden halveres etter 9 år uten hendelser som gir akutt bestandsreduksjon. Ved en 10% og 25% reduksjon vil bestanden halveres etter hhv 8 og 5 år.

Tabell 3.1. . Oversikt over endring i tid til halvert bestand, oppgitt som median tid med 80 % konfidensintervall (CI) i parentes, for bestander som har hatt en nedadgående trend, uten og med ulike prosentvise akutte bestandsreduksjoner for de ulike bestandene. Det oppgis ikke verdier for 50 % reduksjon da dette tilsier halvert bestandsstørrelse. Nedre konfidensintervall (markert med fet font) utgjør et verste scenario og vil være den verdien en forholder seg til ved et føre var-prinsipp. N angir bestandsstørrelse i 2017 som er siste år før simulert akutt bestandsreduksjon. Status angir gjennomsnittlig bestandstrender med observert årlig endringsrate (r) angitt i parentes.

ENDRING I HALVERINGSTID (ÅR):

LOFOTEN OG VESTERÅLEN		N (par)	status	Uten reduksjon	10 % reduksjon	25 % reduksjon
LUNDE	Røst	316800	Nedgang (r=-0.04)	16 (8, 48)	14 (6, 40)	10 (4, 30)
KRYKKJE	Vedøy	1111	Nedgang (r=-0.105)	7 (4, 15)	6(3, 13)	4 (2, 10)
BARENTSHAVET						
KRYKKJE	Hjelmsøya	1448	Nedgang (r=-0.12)	6 (3, 17)	5 (2, 15)	4 (2, 11)
KRYKKJE	Hornøya	3870	Nedgang (r=-0.06)	12 (6, 30)	10 (5, 25)	7 (3, 19)
LUNDE	Hjelmsøya	56546	Nedgang (r=-0.05)	8 (2, ∞)	7 (2, ∞)	5 (1, ∞)
POLARLOMVI	Bjørnøya	112034	Nedgang (r=-0.03)	22 (9, 126)	18 (8, 103)	12 (5, 66)

3.2.2 Tid til bestanden er tilbake til samme størrelse som før akutt reduksjon i bestandsstørrelse

For stabile og økende bestander ble tid samme bestandsstørrelse som før akutt reduksjon oppsummert i tabell 3.2. . Med utgangspunkt i verste scenario, som er riktig å bruke som et føre var-prinsipp, bruker man verdiene fra det øvre konfidensintervallet som vurderingsgrunnlag (Morris & Doak 2002).

Ingen av de stabile bestandene av krykkje i Vesterålen (Anda) og Barentshavet (Bjørnøya) vil restitueres etter selv 10% akutt bestandsreduksjon. Det samme gjelder de stabile lunde- bestandene fra begge havområdene (Anda, Gjesvær og Hornøya). Både krykkje- og lunde-bestandene oppnår en restitusjonstid i kategorien aldri, selv etter 10% akutt reduksjon. Lunde-bestanden på Hornøya havner imidlertid i kategorien alvorlig etter 10% reduksjon da den vil restitueres etter 95 år.

Av det tre lomvi-bestandene, som alle har bestander som øker, er Hjelmsøya-bestanden den mest sårbare med en restitusjonstid på 30 år etter 10% reduksjon. En 25 og 50% reduksjon øker denne tiden til hhv 113 år og aldri.

Lomvi fra Bjørnøya får en restitusjonstid på hhv 7, 13 og 25 år for de tre %-vise akutte bestandsreduksjonene. Hornøya-bestanden av lomvi får en restitusjonstid på hhv 4, 8 og 15 år etter hhv 10, 25 og 50% akutt bestandsreduksjon. Lomvi-bestanden på Hjelmsøya havner i skadekategorien alvorlig selv etter kun 10% reduksjon. Bjørnøya-bestanden av lomvi havner i skadekategorien betydelig etter 10% reduksjon, og alvorlig etter 25% reduksjon. Hornøya-bestanden av lomvi er i skadekategorien betydelig etter både 10 og 25% reduksjon, og i alvorlig etter 50% reduksjon.

Tabell 3.2. Oversikt over stabile eller økende bestander og estimer på antall år til de er tilbake til samme bestandsstørrelse som før en akutt bestandsreduksjon (restitusjonstid) etter ulike prosentvise bestandsreduksjoner. Endringer i restitusjonstid er gitt som median med 80% øvre og nedre konfidensintervall i parentes- Kategorier med alvorlighetsgrad (hentet fra MIRA) oppgis i parentes. Utgangspunktet for disse er her verste scenario (øverste konfidens-intervall). N angir bestandsstørrelse i 2017 som er siste år før den simulerte bestandsreduksjonen. Status angir bestandstrendene. Bestander som er svakt økende eller synkende antas her å være stabile.

ENDRING I RESTITUSJONSTID (ÅR):

LOFOTEN OG VESTERÅLEN		N	status	Bestandsreduksjon 10 %	Bestandsreduksjon 25 %	Bestandsreduksjon 50 %
KRYKKJE	Anda	785	Stabil (r=0.003)	11 (2, ∞) (Aldri)	40 (8, ∞) (Aldri)	132 (24, ∞)(Aldri)
LUNDE	Anda	16080	Stabil (r=-0.01)	17 (1, ∞) (Aldri)	Aldri (5, ∞) (Aldri)	Aldri(20,∞) (Aldri)
BARENTSHAVET						
KRYKKJE	Bjørnøya	132732	Stabil (r=-0,01)	5 (1, ∞) (Aldri)	20 (4, ∞) (Aldri)	68 (14, ∞) (Aldri)
LUNDE	Gjesvær	338362	Stabil (r=-0.01)	2 (1, ∞) (Aldri)	4 (1, ∞) (Aldri)	12 (2, ∞) (Aldri)
LUNDE	Hornøya	11183	Øker (r=0.02)	3 (1, 95) (Alvorlig)	8 (2, ∞) (Aldri)	23 (6, ∞) (Aldri)
LOMVI	Hjelmsøya	7988	Øker (r=0.03)	2 (1, 30) (Alvorlig)	4 (1, 113) (Alvorlig)	9 (3, ∞) (Aldri)
LOMVI	Hornøya	18986	Øker (r=0.08)	2 (1, 4) (Betydelig)	4 (2, 8) (Betydelig)	9 (6, 15) (Alvorlig)
LOMVI	Bjørnøya	251519	Øker (r=0.08)	2 (1, 7) (Betydelig)	4 (2, 13) (Alvorlig)	9 (4, 25) (Alvorlig)

3.2.3 Konklusjon

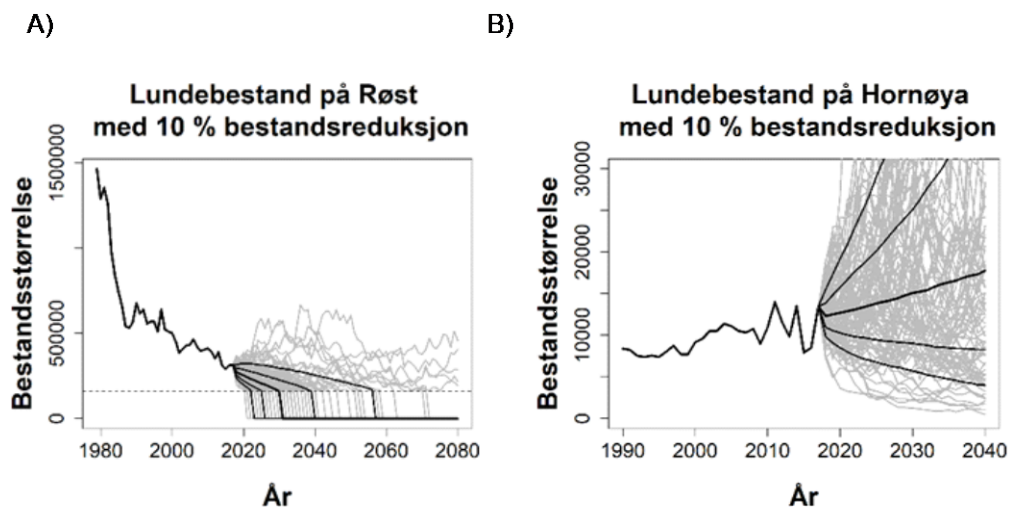
Hvor stor endring i sårbarhet de ulike bestandene får etter akutte bestandsreduksjoner avhenger av bestandenes forutgående utvikling. Bestander i nedgang er i utgangspunktet mer

sårbare for akutte bestandsreduksjoner enn økende bestander. For å kunne gjøre gode vurderinger av sårbarhet bør en derfor skille mellom bestander i tilbakegang og bestander som har en bedre utvikling. Bestander som går tilbake vurderes best ut ifra hvor mye en akutt bestandsreduksjon vil redusere tiden det tar til bestanden når en nedre kritisk grense. I dette studiet satte vi denne terskelen til halvert bestandsstørrelse da det er behov for vurderings-kriterier som tar høyde for en kortere tidsramme enn de tradisjonelle sårbarhetskriteriene (tid til bestanden regnes som ekstinkt) som vanligvis benyttes i sårbarhetsanalyser. Analysene viste at alle bestandene fikk en betydelig endring i sin sårbarhet etter en akutt bestandsreduksjon.

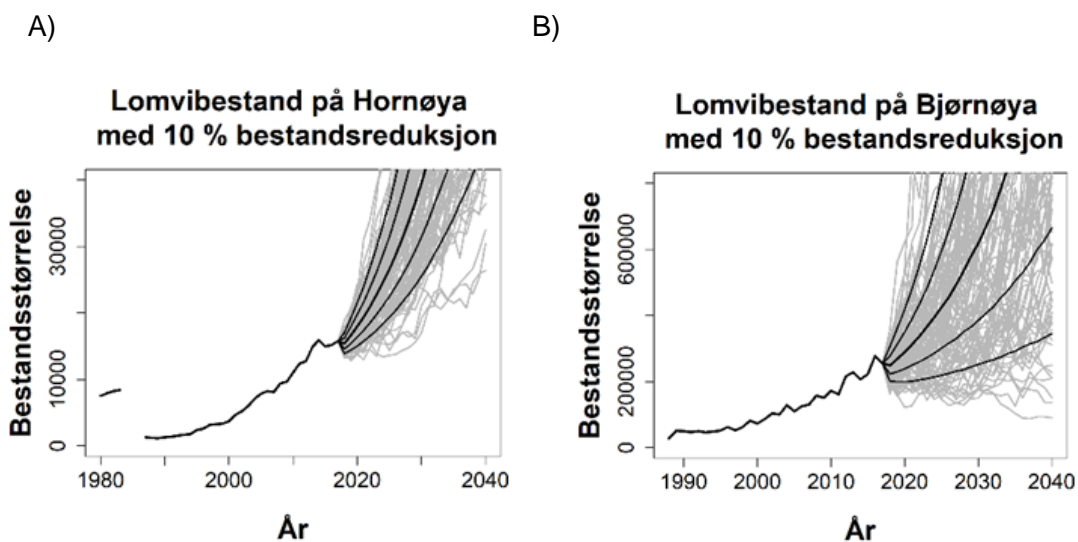
I miljørisikoanalyser finnes det imidlertid ikke egne skadekategorier som kan fange opp og vurdere effekter på bestander i nedgang på samme vis som for bestander som øker eller er stabile. I sistnevnte brukes restitusjonstid, som vil si tiden det tar før bestanden er tilbake til samme bestandsstørrelse som før en akutt bestandsreduksjon. Disse bestandene vil uansett havne i skadekategorien aldri siden tiden det tar før bestanden er tilbake til samme bestandsstørrelse som før skade er uendelig. Dette gir et lite nyansert bilde. For å kunne implementere resultater fra sårbarhetsmodellering for bestander i tilbakegang, anbefaler vi at det kommer på plass et vurderingssett som ser på potensiell endring i tid før bestanden når en viss nedre grense for når varsellampene bør begynne å blinke. Å benytte en bestands-halvering som beskrevet i dette studiet, kan være en slik nedre terskel.

For bestander som regnes som stabile eller økende tilsier analysene at krykkje og lunde fra begge havområdene oppnår alvorlig skade selv ved 10 % akutt reduksjon. Lomvi bestandene i Barentshavet oppnår en noe lavere sårbarhet men likevel innenfor kategorien betydelig, bortsett fra lomvi fra Hjelmsøya som havner i skadekategorien alvorlig selv ved 10 % reduksjon. Det er imidlertid viktig å merke seg at lomvibestandene hadde et nedgang på mer enn 80% på midten av 1980 tallet. De er i ferd med å komme tilbake til samme bestandsstørrelse som før dette sammenbruddet (Fig. 3.5 A og B). Selv om ikke utslagene av ytterligere bestandsreduksjoner blir så store, vil det likevel medføre en ekstra belastning på bestander som i utgangspunktet har vært svært lave etter tidligere nedgang. I tillegg må det tas med i betraktning at 90% av den norske lomvibestanden befinner seg innenfor et relativt begrenset område i Barentshavet om høsten. Hendelser som kan føre til akutte reduksjoner av fugl i dette området kan få alvorlige konsekvenser for store deler av den norske lomvibestanden.

For å kunne ta høyde for den sterkt styrende livshistoriestrategien til sjøfugl i denne typen modellering, anbefaler vi for fremtiden at demografisk modellering inkorporeres i metodikken. Gjennom SEAPOP finnes det nå godt opparbeidede tidsserier på både voksenoverlevelse og hekkesuksess, som er viktige demografiske faktorer som kan være med på å forklare om det er variasjon i voksen overlevelse eller reproduksjon som regulerer de ulike bestandene.



Figur 3.4. Årlig bestandsutvikling (sort linje) og fremtidige simuleringer av bestandsutvikling (grå linjer) ved 10% akutt bestandsreduksjon for lunde på Røst (A) og lunde på Hornøya (B). For lundebestanden på Røst er tiden til bestanden er halvert modellert inn i fremtiden. Median tid er den midterste sorte linjen, mens de andre linjene viser hhv kvartiler og 80% konfidensintervaller. Den grå stiplede linjen i A) viser den kritiske terskelen som i dette tilfellet er satt til halvert bestand. For lundebestanden på Hornøya vises tid til bestanden kommer



Figur 3.5. Årlig bestandsutvikling (sort linje) og fremtidige simuleringer av bestandsutvikling (grå linjer) ved 10% akutt bestandsreduksjon for lomvi på Hornøya (A) og lomvi på Bjørnøya (B). Median tid er den midterste sorte linjen etter den simulerte bestandsnedgangen, mens de andre linjene viser hhv kvartiler og 80% konfidensintervaller.

4 Sårbarhet for olje

I dette kapitlet oppsummerer vi sjøfuglenes sårbarhet for uhellsutslipp av olje i Barentshavet ut i fra ny og oppdatert kunnskapsstatus.

4.1 Individuell sårbarhet

I en omfattende konsekvensutredning om olje og sjøfugl i Barentshavet, gjorde Anker-Nilssen et al. (1988) en grundig vurdering av blant annet den individuelle sårbarheten til oljesøl. Utfra kriterier som bl.a. «tid på sjøen», «arealutnyttelse», «atferd på sjøen», «reaksjonsmulighet» og «restitusjonsevne», konkluderte de med at alkefuglene vil være de mest sårbare artene i åpent hav. Hvis utslippet treffer kysten, vil i tillegg kystnære arter som havdykkender, teist, skarver og lommer kunne bli sterkt berørt. De best dokumenterte uhellsutslippene av olje fra lignende havmiljøer som Barentshavet, det vil blant annet si «Exxon Valdez» i Prince William Sound, Alaska (Piatt et al. 1990), «Prestige» utenfor Galicia (Spania) (Camphuysen et al. 2002; Munilla et al. 2011) og «Erika» i Biscayabukta (Cadiou et al. 2004), bekrefter at alkefugl er gruppen av sjøfugl som er mest utsatt med hensyn til antall fugl som omkommer i slike ulykker. I ulykkene nevnt over, utgjorde alkefugl, og av dem i hovedsak lomvi, mellom 80 og 85 % av de omkomne fuglene. Måkeartene og havhest har en mer spredt fordeling til havs, de tilbringer mindre tid på vannet, og bevegeligheten gjør dem bedre i stand til å unngå områder med oljesøl. Disse artene har blitt vurdert som mindre sårbare for oljesøl, og data fra tidligere hendelser antyder også at disse artene er mindre utsatt for skade sammenlignet med alkefuglene.

Lomvi er også en art hvor man har påvist effekter av oljesøl på bestandsnivå. Fra en tidsserie på lomvi fra Skomer Island i Wales, viste Votier et al. (2005) hvordan fire oljeutslipp i Øst-Atlanteren over en periode på 10 år («Aegean Sea», Spania 1992; «Sea Empress», Wales 1996; «Erika», Frankrike 1999; «Prestige», Spania 2002), fordoblet vinterdødeligheten hos lomvi. Det er imidlertid ofte vanskelig å dokumentere hvordan et uhellsutslipp av olje påvirker overlevelse og bestandsutvikling i hekkekoloniene. Dette skyldes som regel at man ikke har gode nok data fra før uhellet fant sted, det er gjerne usikkert hvilke kolonier de berørte fuglene kom fra, og det er vanskelig å skille effekten av ett enkelt oljeuhell fra andre miljøfaktorer statistisk.

Fem arter pelagiske alkefugl hekker i Barentshavet. Dette er polarlomvi, lomvi, alke, lunde og alkekonge. Av disse artene har vi minst kunnskap om alke. Denne arten hekker forholdsvis fåtallig i den sørlige delen av Barentshavet. Den overvåkes ikke like grundig som de andre artene i SEAPOP programmet, og den inngår foreløpig ikke i SEATRACK. Alke er imidlertid oppført som «truet» på den norske rødlisten, og den vil sannsynligvis være like sårbar for oljesøl som de andre alkefuglartene.

4.2 Sårbare bestander

Målsetningen var å identifisere spesielt sårbare bestander med tanke på hvordan bestandene tåler økt dødelighet som følge av akutte bestandsreduksjoner fra for eksempel uhellsutslipp av olje. I tillegg ønsket vi å vise hvordan populasjonsmodeller kan brukes til analyser av bestandenes sårbarhet. Gjennom SEAPOPs overvåkingssystem av bestandsutvikling, hekkesuksess og overlevelse for en rekke sjøfuglarter i utvalgte kolonier har man god kunnskap om bestandsstatus og -utvikling hos sjøfugl på norsk side i Barentshavet.

På norsk side har hekkesuksessen til de tre mest tallrike pelagiske artene; lunde, polarlomvi og krykkje, vært gjennomgående moderat eller dårlig de siste 10 årene. Bestandsutviklingen har vært tilsvarende svak. Situasjonen er spesielt alarmerende for krykkje og polarlomvi hvor bestandene er halvert de siste 30 årene. Økt dødelighet som følge av en ytre påvirkning i slike nedadgående bestander hvor hekkesuksessen gjennomgående er lav, vil øke risikoen for at bestandene når kritisk lave nivåer. Lomvi har, i motsetning til de andre pelagiske sjøfuglene, gjennomgående hatt god hekkesuksess og økende bestander de siste ti årene. Bestandene har hatt en gjennomgående positiv utvikling siden det fatale bestandskollapset de opplevde på midten av 80-tallet, og nærmer seg i dag nivåene den hadde i årene før den kollapset.

Populasjonsmodeller basert på bestandsutvikling for å beregne bestanders sårbarhet er et svært nyttig verktøy for å identifisere hvor stor grad av ekstra belastning i form av økt dødelighet ved for eksempel uhellsutslipp av olje de ulike bestandene tåler. Ut ifra slike sårbarhetsanalyser kan man vurdere sårbarheten på to måter. Enten ved 1) å kvantifisere tiden det tar før bestanden er tilbake til pre-kollaps bestandsstørrelse etter ulike prosentvise akutte bestandsreduksjoner, eller 2) å beregne hvor mye raskere en bestand synker mot en kritisk terskel ved akutte bestandsreduksjoner sammenlignet uten. Den første sårbarhets-vurderingen gjøres for bestander som er stabile eller øker, mens den siste gjøres for bestander i tilbakegang.

Sårbarhetsanalysene på et utvalg av de mest tallrike bestandene i Lofoten-Vesterålen og Barentshavet viste at for bestander som vokser eller er stabile, vil akutte bestandsreduksjoner ha størst effekt i Lofoten Vesterålen området. Selv i en så lav tapskategori som 10% får det betydelig eller alvorlig betydning på bestandenes evne til å komme tilbake til pre-kollaps bestandsstørrelse med hhv. median-verdier på 8, 11 og 17 år for hhv. krykkje på Røst og Anda, og lunde på Anda. For bestander med tilknytning til Barentshavet som øker eller er stabile har en 10% reduksjon noe mindre effekt, men de havner likevel i skade-kategorien moderat, og tid til samme bestandsstørrelse som før bestandsnedgangen er 2-3 år. Av de artene som har bestander i vekst er det lunde fra Anda, Gjesvær og Hornøya som skiller seg ut som mest sårbare. Lomvi kommer ut som minst sårbar, men med tanke på disse bestandenes historikk med bestandskollaps på 80-tallet, og at de nå ser ut til å komme tilbake til de bestandsstørrelsen de hadde før sammenbruddet, anses de likevel som sårbare da akutte bestandsreduksjoner igjen vil sette dem tilbake.

For bestander i nedgang ble tiden generelt sett kuttet med 2-3 år ved 10% reduksjon, mens tiden ble halvert i forhold til tid til kritisk terskel ved 25% reduksjon. Alle bestandene viste samme effekt av bestandsreduksjon. Bestander i tilbakegang er sårbare i utgangspunktet og effekter fra akutte bestandsreduksjoner som vist her vil føre til økt grad av belastning og gjøre bestandene enda mer sårbare. En halvering av tiden før bestanden når en nedre kritisk terskel er et tydelig signal på at effekten av akutte bestandsreduksjoner øker sårbarheten til disse bestandene. Polarlomvi fra Bjørnøya og lunde fra Røst skiller seg ut som særlig sårbare. For polarlomvi vil tiden til halvert bestand synker fra 20 år uten akutt bestandsreduksjon til hhv 17 og 11 år ved 10% og 25% bestandsreduksjon. For lunde vil tiden til halvert bestand synker fra 16 år uten akutt bestandsreduksjon til hhv 14 og 9 år ved 10% og 25% bestandsreduksjon.

4.3 Sårbare områder og perioder

Barentshavet har store hekkebestander av sjøfugl (tabell 1.1), og områdene rundt de store sjøfuglkoloniene vil være svært sårbare for oljesøl fra april til begynnelsen av august, når fuglene er tilknyttet koloniene (Systad et al. 2018). Fuglenes aksjonsradius fra kolonien varierer gjennom sesongen og fra år til år (kapittel 2.3). I ungeperioden, når de voksne fuglene henter mat til ungene, er aksjonsradiusen ut fra kolonien forholdsvis kort. Dette gjelder spesielt for alkefugl, som bruker mye energi når de flyr, og som ofte henter mat bare noen titall kilometer fra kolonien (kapittel 2.3). Inntil man har fått mer detaljert kunnskap om sjøfuglenes områdebruk, foreslo Systad et al. (2018), at man bruker standardiserte funksjonsområder rundt koloniene, hvor pelagisk dykkende og overflatebeitende arter har et funksjonsområde som strekker seg 100 km ut fra kysten, kystbundne arter strekker seg 60 km, og kystnære dykkende arter strekker seg til 15 km. Basert på disse kriteriene og nasjonale data over hekkeforekomster, laget Systad et al. (2018) datasett som kan inngå i miljørisikoanalyser.

Man antar at alkefuglene er spesielt sårbare for oljesøl i perioder hvor de i liten grad kan fly, og dermed har begrenset mulighet til å bevege seg vekk fra ulike trusler. Dette gjelder spesielt under svømmetrekk, og i perioden når de skifter fjærdrakt (kapittel 2.2). Lomvi, alke og polarlomvi har et karakteristisk svømmetrekk rett etter hekking hvor ungen mates av hannen på sjøen mens de svømmer fra koloniene til områdene hvor de feller fjærdrakten. Under fjærfellingen er fuglene ute av stand til å fly i en periode på noen uker. For lomvi, polarlomvi og alkekonge skjer dette i

løpet av august til september. For lunde foregår fjærfellingen sannsynligvis mer spredt gjennom vinteren.

Tidlig høst, det vil si august til september, er en periode med høy biologisk aktivitet i Barentshavet. I denne perioden er havisen på et minimum, og årets produksjon av dyreplankton omsettes oppover i næringskjeden gjennom fiskeyngel, pelagisk fisk, bunnfisk, sjøpattedyr og sjøfugl. Spesielt er aktiviteten stor i områdene nord for polarfronten hvor man ofte finner store ansamlinger av lodde, sjøfugl og hval. I denne perioden migrerer en del sjøfugl og sjøpattedyr inn i Barentshavet for å beite på den rike produksjonen (se kapittel 2.1). For sjøfugl gjelder dette spesielt lundefugl, lomvi og krykkje som trekker fra koloniene lenger sør i Norskehavet.

Utover høsten begynner en del sjøfuglbestander å trekke ut av Barentshavet for å overvintre i havområdene rundt Island og den sørlige delen av Grønland. Dette gjelder først og fremst bestander fra de vestligste koloniene. Bestandene av polarlomvi og alkekonge fra vest-Spitsbergen ser ut til å trekke vestover ganske umiddelbart etter hekking, mens bestandene på Bjørnøya blir igjen i Barentshavet noe lenger. Lunden som migrerte inn i Barentshavet etter hekking, trekker ut igjen senere på høsten, men bestandene fra de østligste koloniene blir igjen i Barentshavet gjennom vinteren. De store bestandene av polarlomvi og alkekonge fra koloniene på øst-Spitsbergen, Frans Josef Land og Novajaa Semlja forblir også i Barentshavet gjennom hele vinteren. Dette gjelder også bestanden av lomvi. Så å si hele den norske lomvibestanden, som i all hovedsak hekker i Finnmark og på Bjørnøya, trekker etter hekking til et forholdsvis begrenset område sør for sentralbanken i Barentshavet, hvor de feller fjærdrakten og tilbringer vinteren.

Sent på vinteren (februar til april) har lodda gytevandring inn mot kysten av Finnmark og Kola. Store mengder lomvi og polarlomvi følger loddevandringen inn mot kysten i denne perioden (Fauchald & Erikstad 2002). Fra mars til april vender sjøfuglene tilbake til koloniene. Bestandene som overvintret lengst vekk fra koloniene, og sjøfugl fra koloniene lengst mot nord ankommer seinere enn bestandene i de sørlige koloniene.

5 Diskusjon

I dette kapitlet vil vi gi noen faglige innspill for hvordan man kan vurdere miljørisiko og ivareta hensynet til sjøfugl på åpent hav ved petroleumsvirksomhet i Barentshavet. Vi vil gi en kort oversikt over datagrunnlaget og hvordan dette grunnlaget kan brukes til å vurdere miljørisiko. Vi vil også gi innspill til hensiktsmessig miljøkartlegging i forbindelse med petroleumsvirksomhet, og vi vil også beskrive viktige kunnskapsmangler.

5.1 Metoder for vurdering av miljørisiko i åpent hav

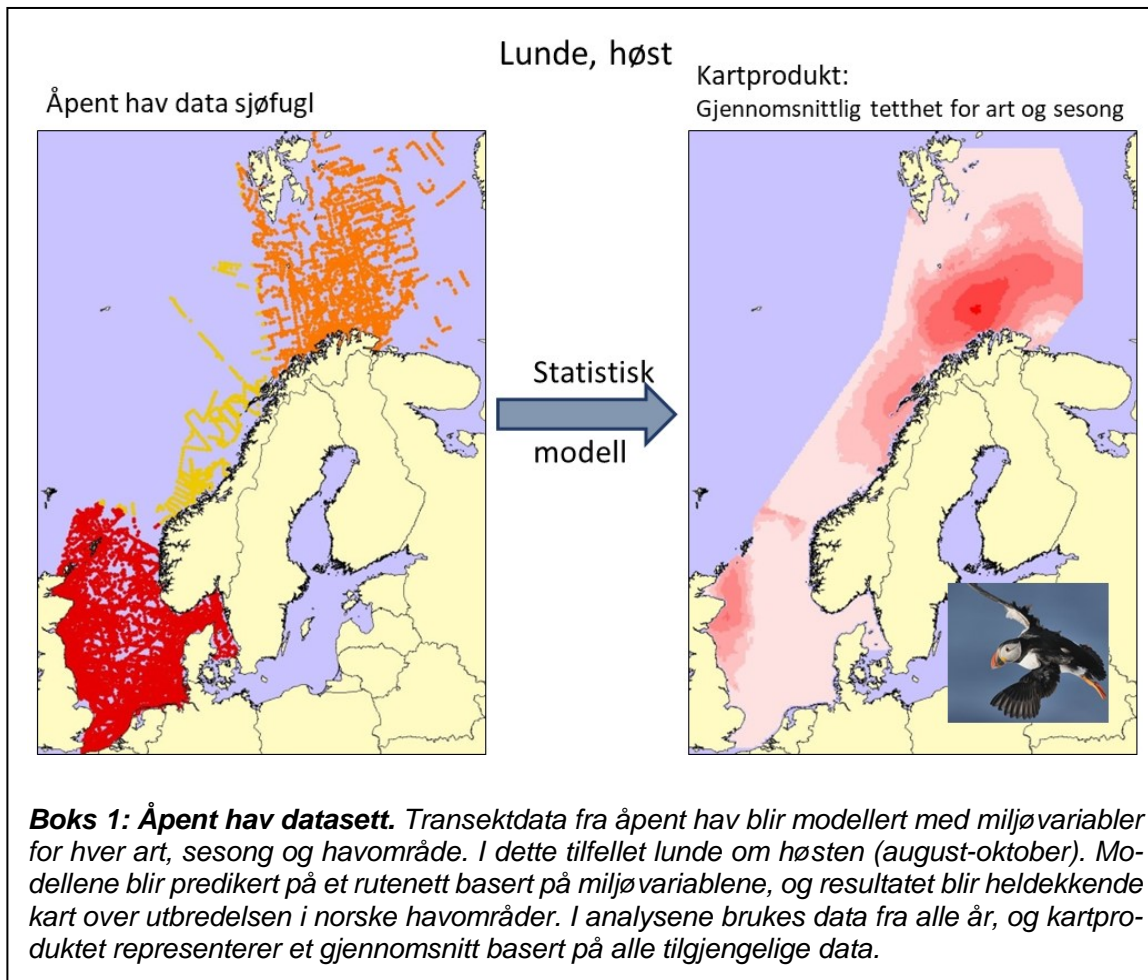
5.1.1 Åpent hav datasettet

I analyser av miljørisiko ved uhellsutslipp av olje, beregner man skade ved hjelp av oljedriftssimuleringer som man knytter opp mot kart over utbredelsen av de viktigste sjøfuglartene. Kartene over sjøfuglutbredelse stammer fra standardiserte tellinger av sjøfugl fra båt langs transekter i åpent hav (Fauchald 2011). For å interpolere tettheter av fugl i heldekkende områder, bruker man statistiske modeller hvor man relaterer de observerte tetthetene av fugl til ulike miljøvariabler. Fra disse modellene predikerer (interpolerer) man til slutt tettheter i heldekkende områder. Metodikk og feilkilder for denne metodikken er utførlig beskrevet i Fauchald et al. (2011) og Fauchald (2011). Datasettene som er utviklet i SEAPOP omfatter alle norske og tilgrensende isfrie områder i tre sesonger, og er tilgjengelige på seapop.no. Eksempel på transektdata og kart er vist i Boks1.

De viktigste svakhetene ved disse datasettene er:

1. *Systematiske skjevheter i estimert tallrikhet knyttet til art*
Noen arter blir systematisk overestimert (f.eks. måker og havhest som gjerne følger etter skipet) mens andre arter blir systematisk underestimert (f.eks. dykkende arter som unngår fartøyet). Tallene fra datasettene kan derfor ikke brukes til å beregne det absolutte antallet fugl som blir berørt i et oljehell. De relative forskjellene mellom områder og perioder er imidlertid ikke berørt av disse skjevhetene, og man kan derfor bruke kartene til å identifisere spesielt sårbare perioder og områder.
2. *Datagrunnlaget som ligger til grunn for modellene varierer mellom områder, år og sesonger*
Fordi sjøfugltellinger følger regulær toktvirksomhet, vil noen områder og perioder ha svært god dekning mens andre områder har dårligere dekning. Usikkerheten i datasettene varierer derfor mellom områder og sesonger. Usikkerhetsberegninger basert på Bootstrap-analyser har blitt gjort for alle kartene, og følger med datasettene.
3. *Kartene er et gjennomsnitt for alle år hvor man har data*
For å maksimere datagrunnlaget som kartene bygger på, brukes data fra alle år med data (første år er 1984). Kartene representerer derfor et gjennomsnitt for alle år med data. Man har ikke oversikt over endringer i forekomst og utbredelse av de ulike artene.
4. *Variasjon i tetthet på liten skala blir glattet ut i modellene*
I modellene blir variasjon på liten skala som ikke kan forklares av miljøvariablene, glattet ut. Denne variasjonen representerer gjerne en stor del av den totale variasjonen i tetthet, og kan for eksempel skyldes flokkdannelse og aggregering over flyktige næringsforekomster. Denne variasjonen blir derfor ikke tatt hensyn til i den videre beregningen av miljørisiko.
5. *Lav sesongmessig oppløsning (kun tre sesonger)*
Datagrunnlaget gir ikke mulighet for en bedre oppløsning enn tre sesonger. Dette er en svakhet i analyser hvor man gjerne vil undersøke effekter innenfor kortere tidsperioder.
6. *Bestandstilørighet er ukjent*
Fordi pelagisk sjøfugl migrerer over store områder (se kapittel 2.1) kjenner man ikke til hvilke hekkebestander fuglene tilhører. Man kan derfor ikke bruke disse kartene til å beregne miljørisiko på bestandsnivå (se kapittel 3.2).

Disse seks begrensningene i datasettet har i stor grad lagt føringer på hvordan miljørisikoanalyser med hensyn til sjøfugl og petroleumsvirksomhet kan gjennomføres. Med ny kunnskap om sjøfuglenes atferd og bestandstilknytning kombinert med moderne modellteknikker og analyseverktøy, er imidlertid dette bildet i ferd med å endres.

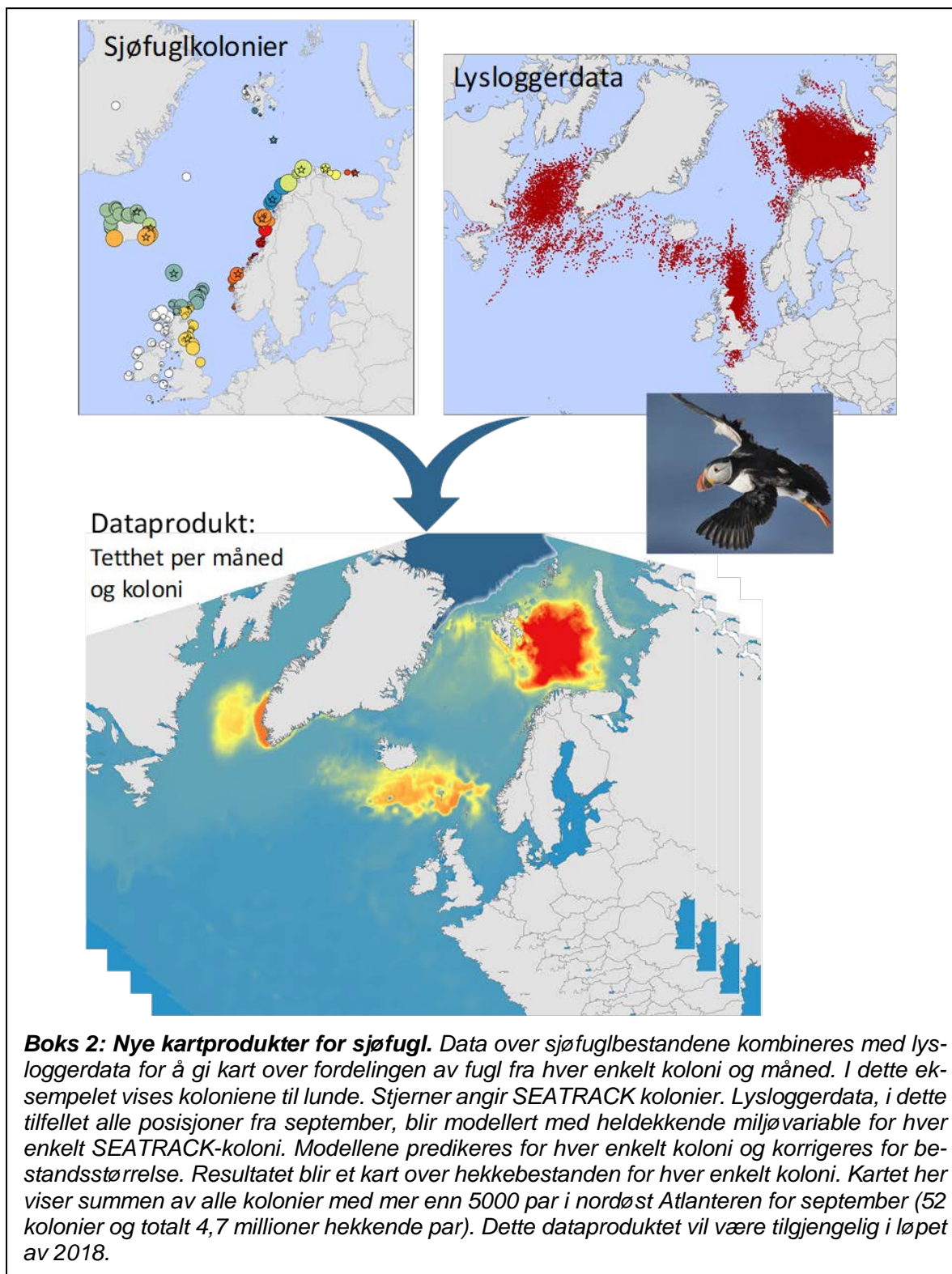


5.1.2 Bestandstilhørighet

Fordi man ikke har kjent bestandstilhørigheten til fuglene man observerer i åpent hav (punkt 6), og heller ikke kan beregne det absolutte antallet fugl som vil bli berørt i et gitt uhell (punkt 1), bruker man i miljørisikoanalysene det totale estimatet for antallet fugl i hele havområdet som et mål for «bestand», og beregner hvor stor andel av denne «bestanden» som blir berørt av et geografisk avgrenset oljesøl. Dette gir et mål for det berørte området sin sårbarhet, og den relative skaden et gitt oljesøl vil kunne ha.

Fordi sjøfugl beveger seg over store områder samtidig som de er knyttet til helt spesifikke hekkebestander, er man imidlertid avhengig av å koble de berørte fuglene fra et oljesøl til en spesifikk hekkebestand for å kunne si noe om skadeomfanget på bestandsnivå. Hvis for eksempel den berørte bestanden finnes på et lite avgrenset område og bestanden er liten og synkende, vil konsekvensene av et uhellsutslipp være betydelig mer negative enn hvis den berørte bestanden er stor, finnes over et større område og er voksende. Man kan med andre ord vanskelig sette fornuftige grenseverdier for et potensielt skadeomfang ved et oljeuhell uten å ha kunnskap om bestanden som de berørte fuglene kommer fra. SEAPOP overvåker bestandsdynamikk og demografi hos sjøfugl i norske kolonier og på Svalbard, og ved hjelp av kvasi-ekstinksjonsanalyser kan man modellere hvordan en akutt økt dødelighet vil påvirke risikoen for at bestanden når et

kritisk lavt nivå (se kapittel 3.2). SEATRACK gir, på sin side den nødvendige kunnskapen med hensyn til hvor bestandene til enhver tid befinner seg (se kapittel 2.1.2), og gir for første gang mulighet for å knytte en skade til spesifikke bestander.



Innen utgangen av 2018 vil SEATRACK og SEAPOP ha utviklet nye datasett over utbredelsen til seks pelagiske sjøfuglarter (alkekonge, lomvi, polarlomvi, lunde, havhest og krykkje) fra nord-øst- Atlantiske kolonier. Datasettene er basert på lysloggerdata og bestandsestimater fra alle kjente sjøfuglkolonier. Datasettene vil gi månedlige kart over utbredelsen av hekkefugl fra hver enkelt koloni gjennom hele året (se boks 2). De viktigste svakhetene med dette dataproduktet vil være at det vil gi et forholdsvis grovt bilde på utbredelse, og at ungfuglsegmentet, som ikke er en del av SEATRACK, ikke er med i datasettet. Uansett vil produktet potensielt være et langt steg framover. Dette forutsetter imidlertid at man faktisk utnytter potensialet, og knytter kunnskap om bestandstilørighet til bestandsmodellene (kapittel 3.2.).

5.1.3 Atferd og lokal variasjon i utbredelse

Et annet hovedproblem med åpent hav datasettene (boks 1), og som også gjelder de nye SEATRACK datasettene (boks 2), er at forekomsten av fugl blir glattet ut, og representerer gjennomsnittsverdier over relativt store områder og år (se punkt 3 til 5 over). Fordi sjøfugl har en atferd der de gjerne tiltrekkes hverandre og områder med høye forekomster av næring, er sjøfugl konsentrert i mindre og ofte flyktige områder. Dermed vil variasjonen i skade ved et gitt oljesøl være svært stor: I mange tilfeller vil svært få fugl berøres, men i noen få tilfeller vil svært mange fugl kunne berøres.

Fauchald og Brude (2005) og Systad et al. (2018) simulerte denne romlige stokastisiteten, og fant at den kunne ha stor betydning for miljørisiko. Disse analysene er imidlertid forholdsvis kompliserte, og gjør bruk av en rekke antagelser hvor man ikke har spesielt gode data. De siste årene har imidlertid økt dataprosessorkapasitet gitt mulighet for mer sofistikerte modeller som baserer seg på kjent kunnskap om miljø og atferd. I prosjektet MARAMBS har man brukt agent-baserte modeller (Agent-Based Modeling; ABM), for å simulere bevegelsesmønsteret til sjøfugl og sjøpattedyr. ABM brukes etter hvert i stor utstrekning for å modellere bevegelsesmønsteret og utbredelsen til mange typer biologiske ressurser. Modellene tar hensyn til all kjent kunnskap om agentene som modelleres, inkludert fysiologi, bevegelsesbegrensninger, aktivitet, atferd og interaksjoner med det ytre miljø. Individene eller agentene i modellene simuleres enkeltvis, og i MARAMBS har hensikten vært å kunne bruke disse modellene i miljørisikoanalyser. De to viktigste fordelene med denne typen modeller er at de integrerer all kjent kunnskap om den biologiske ressursen, og de kan simulere essensiell atferd på liten skala som flokkdannelse, svømmetrekk, fjærfellingsperioder og aggregering i små områder med høye konsentrasjoner av for eksempel næring. De gir også, i motsetning til utbredelseskart, mulighet for å simulere tidsaspektet ved et oljehull, det vil si hvordan sjøfugl eventuelt beveger seg inn i et område med oljesøl, og hvordan oljesølets utvikling og nedbryting vil kunne påvirke det endelige skadeområdet.

Loggerstudier (se kapittel 2.2) og detaljerte studier i åpent hav (se kapittel 2.1) gir ny kunnskap som kan fungere som input til ABM modeller. For eksempel gir åpent hav studiene kunnskap om flokkdannelse og hvordan sjøfugl responderer på fysisk miljø og konsentrasjoner av næring. Loggerstudier gir informasjon om flyge- og dykkeaktivitet, når fuglene forlater kolonien, fjærfellingsperioder og svømmetrekk (se kapittel 2.2), og hvordan de bruker habitatet (kapittel 2.3). Denne informasjonen kan integreres i ABM modellene utviklet av MARAMBS-prosjektet, og vil kunne gi betydelig mer realistiske modeller for skadeomfang ved oljesøl.

I denne sammenheng vil de nye SEATRACK-datasettene kunne anvendes som ytre betingelser for ABM modellene. Det vil si at SEATRACK-datasettene forteller modellen hvilke bestander de simulerte agentene kommer fra, og hvilke geografiske områder agentene skal migrerer mot («area of attraction»). Resultatet vil bli realistiske modeller over skadeomfang for gitte bestander.

5.2 Hensiktsmessig miljøkartlegging i tilknytning til petroleumsaktivitet

I forbindelse med leteboring i Barentshavet i 2014, ble det gitt pålegg om at operatøren skulle overvåke sjøfugl før og under operasjonene for om mulig å igangsette sikringstiltak i tilfelle det

var høye forekomster av sjøfugl i området. I dette tilfellet var man spesielt bekymret for lomvi på svømmetrekk fra Bjørnøya (se kapittel 2.2). Som et ledd i dette tiltaket utførte Follestad et al. (2015) standardisert taksering av sjøfugl fra båt i området rett før operasjonen.

5.2.1 Sanntidsovervåking som grunnlag for dimensjonering av operasjonen

Ett argument for sanntidsovervåking er at forekomstene av sjøfugl er så variabel og uforutsigbar at man trenger overvåking for å kunne vurdere gjennomføringen av operasjonen. Ett av hovedproblemene ved sanntidsovervåking er hvordan man skal definere grenseverdier for «høye forekomster», det vil si når sikringstiltak skal settes i verk. «Høye forekomster» eller «høye tettheter» må nødvendigvis defineres på samme måte som for annen kartlegging av sjøfugl i åpent hav. Fordi man vanskelig kan bestemme den eksakte tallrikheten av fugl fra åpent hav tokt, og fordi man som regel ikke har kunnskap om bestandstilhørighet, kan man kun sammenligne tettheten man observerer under tiltaket med tettheter målt med samme metodikk i andre områder og perioder (se kapittel 5.5.1). Dette ble også gjort i rapporten av Follestad et al. (2014). Problemet er imidlertid at man ikke kan relatere tettheten man observerer til et potensielt skadeomfang på bestandsnivå (se kapittel 5.1.1 og 5.1.2). Høy relativ tetthet kan være forbundet med liten risiko hvis fuglene i området kommer fra en stor og robust bestand. Hvis fuglene kommer fra en liten og sårbar bestand, vil imidlertid selv lave relative tettheter kunne være forbundet med risiko for alvorlig skade.

Premisset om uforutsigbarhet og variabilitet i potensielt skadeomfang var heller ikke tilstede for tiltaket i 2014. Svømmetrekket og myteområdene til lomvi har i ettertid vist seg å være forutsigbare (se kapittel 2.2), og denne kunnskapen bør enkelt kunne implementeres i miljørisikoanalysene i god tid før operasjonen. Det skal imidlertid nevnes at detaljene rundt svømmetrekket til lomvi i all hovedsak ble kartlagt i etterkant av operasjonen. For at sanntidsovervåking skal være hensiktsmessig med hensyn til dimensjonering, må forekomstene av ressursen være svært variabel og uforutsigbar, og operasjonen må være av begrenset varighet. Sanntidsovervåking er i prinsippet ikke en god løsning fordi det gir uforutsigbarhet for myndigheter og operatører, og fordi risiko i utgangspunktet bør håndteres i forkant av en operasjon, og da gjennom en rettet miljørisikoanalyse. I praksis betyr dette at man bør ha svært god kunnskap om ressursen, spesielt med hensyn til hvordan den varierer i tid og rom, før man eventuelt bestemmer seg for å gjennomføre denne typen sanntidsovervåking. Denne kunnskapen bør blant annet omfatte hva som skal være grenseverdiene for iverksetting av sikringstiltak, og ikke minst hvilke sikringstiltak man eventuelt skal gjennomføre dersom grenseverdiene er nådd.

5.2.2 Sanntidsovervåking som grunnlag for effektive tiltak ved skade

Et annet argument knyttet til sanntidsovervåking, er den gevinsten dette kan gi i forhold til skadeforebygging hvis et uhell faktisk har inntruffet. Kunnskap om sjøfuglenes utbredelse i området hvor et uhell har skjedd, vil kunne gi verdifull kunnskap om hvordan man bør sette inn ulike tiltak som bruk av dispergeringsmidler og oljelenser. Sanntidsovervåking med denne begrunnelsen bør først og fremst iverksettes for operasjoner hvor skadepotensialet er stort og hvor rask og målrettet innsats er viktig ved et akutt uhell.

5.3 Kunnskapsmangler

5.3.1 Data og kunnskap om sjøfugl

Fordi sjøfuglene merkes og gjenfanges i koloniene, omfatter SEATRACK-dataene foreløpig kun hekkende fugl. Sjøfugl blir kjønnsmoden først etter flere år, og ungfuglsegmentet som andel av den totale bestanden kan derfor være stort. Hvis ungfuglene oppholder seg i de samme områdene som den voksne delen av bestanden, vil bruk av SEATRACK-dataene ikke være et alvorlig problem. Denne antagelsen kan i stor grad testes ved hjelp av åpent hav data. Åpent hav dataene skiller ikke mellom ungfugl og voksen fugl, og et betydelig avvik mellom fordelingen som måles på båttokt og fordelingen som måles med GLS i SEATRACK, vil tyde på at utvalget i SEATRACK ikke er representativt, for eksempel ved at man har utelatt ungfuglsegmentet. Analyser av representativitet bør derfor gjennomføres. I tillegg bør det gjennomføres GLS-studier på ungfugl.

SEATRACK og SEAPOP dekker de fleste aktuelle artene av pelagisk sjøfugl i Barentshavet. Ett unntak er alke som hekker i den sørlige delen av Barentshavet, og som ikke er dekket av SEATRACK-studiene.

Det har vært gjennomført detaljerte studier av svømmetrekket til lomvi fra Bjørnøya, men det mangler fortsatt kunnskap om svømmetrekket fra andre kolonier (Erikstad et al. 2018), og ikke minst svømmetrekket til polarlomvi i Barentshavet. Det bør gjennomføres tilsvarende studier som vist i kapittel 2.2 for alle lomvi- og polarlomvibestandene. Slike studier kan utføres ved å bruke eksisterende data samlet inn av SEATRACK eller ved hjelp av satellittelemetri..

Man har fortsatt begrenset kunnskap om sjøfuglenes habitatbruk og atferd i hekkesesongen. Denne typen kunnskap kan opparbeides gjennom detaljerte loggerstudier i SEAPOP sine nøkkellokaliteter (se kapittel 2.3).

For å bestemme de enkelte bestandenes sårbarhet for en akutt bestandsreduksjon, ved for eksempel et oljehell, modellerer man ulike scenarier ved hjelp av bestandsdata man har samlet inn i SEAPOP. Det trengs imidlertid å utvikles robuste kriterier for hvordan man skal definere sårbarhet, spesielt i bestander som ikke er stasjonære, det vil si bestander som har vært stabilt synkende eller stigende over en lengre periode.

5.3.2 Metodikk for implementering av ny kunnskap i miljørisikoanalyser

De siste årene har sjøfuglprogrammene SEAPOP og SEATRACK fremskaffet et vell av ny kunnskap om sjøfugl med høy relevans for petroleumsvirksomheten i Barentshavet. Spesielt er den store mengden data som innhentes ved hjelp av ny loggerteknologi i ferd med å revolusjonere kunnskapsgrunnlaget som er tilgjengelig for å vurdere konsekvenser og miljørisiko. For det første har data fra lysloggere gjort det mulig å knytte forekomsten av fugl til havs til hekkebestandene. Dermed kan man beregne miljørisiko for spesifikke bestander. For det andre har kunnskapen om fuglenes habitatbruk og atferd økt betraktelig. Man kan dermed få bedre modeller for å beregne det faktiske skadeomfanget ved et eventuelt oljehell.

Hovedutfordringen er for øyeblikket å finne fram til kostnadseffektive og gode metoder og rutiner for å implementere denne nye kunnskapen i de konkrete konsekvensutredningene og miljørisikoanalysene. I denne rapporten har vi skissert ett mulig system som kombinerer SEATRACK sitt nye kartprodukt med Agent Basert Modellering og bestandsmodellering (se kapittel 5.1). Et slikt system vil ta i bruk den nye kunnskapen, og vil gi risikovurderinger av betydelig høyere kvalitet sammenlignet med dagens systemer.

5.3.3 Økosystemeffekter

I denne rapporten har vi først og fremst fokusert på effekter på enkeltbestander. Oljehell kan imidlertid også påvirke sjøfugl indirekte gjennom ulike økosystemeffekter. Om sommeren og tidlig høst er for eksempel fiskelarver en svært viktig økosystemkomponent langs kysten av Nord-Norge og Barentshavet. Fiskelarver konsumerer dyreplankton, og er selv mat for større fisk, sjøpattedyr og store bestander av sjøfugl langs kysten (Myksvoll et al. 2013; Sandvik et al. 2016). Et oljehell som berører fiskelarver (se Vikebø et al. 2013), vil derfor kunne ha konsekvenser for andre deler av økosystemet enn de fiskebestandene som larvene rekrutterer til. Indirekte konsekvenser vil også kunne oppstå når sjøfuglbestander rammes direkte. Polarlomvi har for eksempel en sentral rolle for sjøfuglsamfunnene i Barentshavet om høsten, og en tilbakegang av polarlomvi kan derfor ha negative konsekvenser for andre sjøfuglbestander (se kapittel 2.1).

Indirekte økosystemeffekter kan være vanskelig å predikere eksakt, men økt generell kunnskap om økosystemene i Barentshavet og Norskehavet kan gi oss en god pekepinn om sentrale bestander og interaksjoner man bør ta høyde for ved vurdering av konsekvensene av ulike menneskelige aktiviteter.

6 Referanser

- Anker-Nilssen, T., Bakken, V. & Strann, K.-B. (1988). Konsekvensanalyse olje/sjøfugl ved petroleumsvirksomhet i Barentshavet sør for 74°30'N. Viltrappport 46. Direktoratet for naturforvaltning viltforskningen. Trondheim.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P. (2000). The Status of Marine Birds Breeding in the Barents Sea Region. Norsk Polarinstitutt Rapportserie, 113. 213 pp.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H., Bustnes, J.O., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Hanssen, S.A., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T.K. & Systad, G.H. (2015). SEAPOPOP. De ti første årene. Nøkkeldokument 2005-2014. – SEAPOPOP, Norsk institutt for naturforskning, Norsk Polarinstitutt & Tromsø Museum – Universitetsmuseet. Trondheim, Tromsø. 58 s.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R. T., Christensen-Dalsgaard, S., Hanssen, S. A., Reiertsen, T. K., Bustnes, J. O., Descamps, S., Erikstad, K. E., Follestad, A., Langset, M., Lorentsen, S.-H., Lorentzen, E., Strøm, H., Systad G. H. (2018). Key-site monitoring in Norway 2017, including Svalbard and Jan Mayen. SEAPOPOP Short Report, 1-2018. www.seapop.no/no/publikasjoner/publisert-seapop/
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G.W. & Chapdelaine, G. (2002). Food consumption by seabirds in Norwegian waters. - ICES Journal of Marine Science, 59: 43-57.
- Cadiou, B., Riffaut, L., McCoy, K. D., Cabelguen, J., Fortin, M., Gélinaud, G., ... & Boulinier, T. (2004). Ecological impact of the "Erika" oil spill: Determination of the geographic origin of the affected common guillemots. Aquatic Living Resources, 17(3), 369-377.
- Camphuysen, K. C., Heubeck, M., Cox, S. L., Bao, R., Humple, D., Abraham, C., & Sandoval, A. (2002). The Prestige oil spill in Spain. Atlantic seabirds, 4(3), 131-140.
- Castege, I., Lalanne, Y., Gouriou, V., Hemery, G., Girin, M., D'amico, F., ... & Lafitte, D. (2007). Estimating actual seabirds mortality at sea and relationship with oil spills: lesson from the "Prestige" oilspill in Aquitaine (France). Ardeola, 54(2), 289-307.
- Christensen-Dalsgaard, S., Mattisson, J., Bekkby, T., Gundersen, H., May, R., Rinde, E., & Lorentsen, S. H. (2017). Habitat selection of foraging chick-rearing European shags in contrasting marine environments. Marine Biology, 164(10), 196.
- Elliott, K.H., Linnebjerg, J.F. Burke, C., Gaston, A.J., Mosbech, A., Frederiksen, M. & d Flemming, Merkel, M. (2017). Variation in Growth Drives the Duration of Parental Care: A Test of Ydenberg's Model," The American Naturalist 189, no. 5 (May 2017): 526-538.
- Erikstad, K. E., Reiertsen, T. K., Barrett, R. T., Vikebø, F., & Sandvik, H. (2013). Seabird fish interactions: the fall and rise of a common guillemot *Uria aalge* population. Marine Ecology Progress Series, 475, 267-276.
- Erikstad, K.E., Benjaminsen, S., Reiertsen, T.K., Ballesteros, M. & Strøm, H. 2018. Modelling av svømmetrekke til lomvi (*Uria aalge*) fra Bjørnøya til noskekysten. Utvikling av metodikk for bruk av lysloggere (GLS), dykkeloggere (TDR) og sjøtemperaturer (SST) til kartlegging av svømmetrekke hos alkefugl. NINA Rapport 1546.
- Fauchald, P., & Erikstad, K. E. (2002). Scale-dependent predator-prey interactions: the aggregative response of seabirds to prey under variable prey abundance and patchiness. Marine Ecology Progress Series, 231, 279-291.
- Fauchald, P. (2009). Spatial interaction between seabirds and prey: review and synthesis. Marine Ecology Progress Series 391: 139–151.
- Fauchald, P. & Brude, O. W. (2005). Simulering av fordelingsmønsteret til sjøfugl som en komponent i MIRA - NINA Rapport 15. 36 pp.
- Fauchald P, Skov H, Skern-Mauritzen M, Hausner VH, Johns D, Tveraa T (2011). Scale-dependent response diversity of seabirds to prey in the North Sea. Ecology 92:228-239
- Fauchald P. (2011). Sjøfugl i åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl I norske og tilgrensende havområder. - NINA Rapport 786. 33 s.
- Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Bustnes, J. O., Bårdsen, B. J., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Engen, S., Erikstad, K. E., Hanssen, S. A., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T., Strøm, H. & Systad, G. H. (2015a). The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard. NINA report 1151: 84 pp.

- Fauchald P, Barrett RT, Bustnes JO, Erikstad KE, Nøttestad L, Skern-Mauritzen M, Vikebø FB (2015b). Sjøfugl og marine økosystemer -Status for sjøfugl og sjøfuglenes næringsgrunnlag i Norge og på Svalbard -NINA Rapport 1161. 44 s.
- Follestad, A. Fauchald, P., Erikstad, K.E., & Strøm, H. (2015). Erfaringer fra kartlegging og overvåkning av sjøfugler ved leteboring i Barentshavet 2014. NINA rapport 1175.
- Fosshem, M., Primicerio, R., Johannesen, E., Ingvaldsen, R. B., Aschan, M. M., & Dolgov, A. V. (2015). Recent warming leads to a rapid borealization of fish communities in the Arctic. *Nature Climate Change*, 5(7), 673.
- Henriksen S. og Hilmo O. (red.) (2015). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- ICES. 2018. Interim Report of the Working Group on the Integrated Assessments of the Barents Sea (WGIBAR). WGIBAR 2018 REPORT 9-12 March 2018. Tromsø, Norway. ICES CM 2018/IEASG:04. 210 pp.
- Jakubas, D., Wojczulanis-Jakubas, K., Iliszko, L. M., Strøm, H., & Stempniewicz, L. (2017). Habitat foraging niche of a High Arctic zooplanktivorous seabird in a changing environment. *Scientific reports*, 7(1), 16203.
- Jakubas, D., Iliszko, L.M., Strøm, H., Helgason, H.H. and Stempniewicz, L. 2018. Flexibility of foraging strategies of the great skua *Stercorarius skua* breeding in the largest colony in the Barents Sea region. *Frontiers in Zoology* 15:9.
- Lande, R., Engen, S., & Saether, B. E. (2003). Stochastic population dynamics in ecology and conservation. Oxford series in ecology and evolution. Oxford University Press.
- Le Rest, K., Certain, G., Debétencourt, B., & Bretagnolle, V. (2016). Spatio-temporal modelling of auk abundance after the Erika oil spill and implications for conservation. *Journal of applied ecology*, 53(6), 1862-1870.
- Munilla, I., Arcos, J. M., Oro, D., Álvarez, D., Leyenda, P. M., & Velando, A. (2011). Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere*, 2(7), 1-14.
- Myksvoll, M. S., Erikstad, K. E., Barrett, R. T., Sandvik, H., & Vikebø, F. (2013). Climate-driven ichthyoplankton drift model predicts growth of top predator young. *PLoS One*, 8(11), e79225.
- Piatt, J. F., Lensink, C. J., Butler, W., Kendziorek, M., & Nysewander, D. R. (1990). Immediate impact of the 'Exxon Valdez' oil spill on marine birds. *The Auk*, 387-397.
- Ponchon, A., Gremillet, D., Doligez, B., Chambert, T., Tveraa, T., González-Solís, J., & Boulinier, T. (2013). Tracking prospecting movements involved in breeding habitat selection: insights, pitfalls and perspectives. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 143-150.
- Sandvik, H., Barrett, R. T., Erikstad, K. E., Myksvoll, M. S., Vikebø, F., Yoccoz, N. G., ... & Skern-Mauritzen, M. (2016). Modelled drift patterns of fish larvae link coastal morphology to seabird colony distribution. *Nature communications*, 7, 11599.
- Strøm, H., Gavrilov, M.V., Krasnov, J.V. and Systad, G.H. (2009). Seabirds. In: Joint Norwegian-Russian Environmental Status 2008 Report on the Barents Sea Ecosystem. Part II – Complete report, pp. 67-73. Ed. by J.E. Stiansen, O. Korneev, O. Titov, P. Arneberg, A. Filin, J.R. Hansen, Å. Høines and S. Marasaev. IMR/PINRO Joint Report Series, 3/2009.
- 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. Norsk institutt for naturforskning.
- Technitis, G., Othman, W., Safi, K., & Weibel, R. (2015). From A to B, randomly: a point-to-point random trajectory generator for animal movement. *International Journal of Geographical Information Science*, 29(6), 912-934.
- Troisi, G., Barton, S., & Bexton, S. (2016). Impacts of oil spills on seabirds: Unsustainable impacts of non-renewable energy. *international journal of hydrogen energy*, 41(37), 16549-16555.
- Vikebø, F. B., Rønningen, P., Lien, V. S., Meier, S., Reed, M., Ådlandsvik, B., & Kristiansen, T. (2013). Spatio-temporal overlap of oil spills and early life stages of fish. *ICES Journal of Marine Science*, 71(4), 970-981.
- Votier, S. C., Hatchwell, B. J., Beckerman, A., McCleery, R. H., Hunter, F. M., Pellatt, J., ... & Birkhead, T. R. (2005). Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics. *Ecology Letters*, 8(11), 1157-1164.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3406-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger