

Utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet

Per Fauchald
Torkild Tveraa
Bård-Jørgen Bårdsen
Knut Langeland



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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.

Norsk institutt for naturforskning

Utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet

Per Fauchald
Torkild Tveraa
Bård-Jørgen Bårdsen
Knut Langeland

Utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet - NINA Rapport 64. 35 pp.

Tromsø, juni 2005

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1602-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Per Fauchald

KVALITETSSIKRET AV

Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Norsk Hydro

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Espen E. Hoell

NØKKEWORD

Petroleumsvirksomhet, oljeboring, miljørisikoanalyse, sjøfugl, utbredelse, Norskehavet, Barentshavet

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø

Polarmiljøsenderet
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Fauchald, P., Tveraa, T. Bårdsen, B. J., & Langeland, K. 2005. Utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet - NINA Rapport 64. 35 pp.

For å kvantifisere miljørisiko forbundet ved petroleumsvirksomhet på norsk sokkel, bruker oljeselskapene miljørettet risikoanalyse (MIRA). Sjøfugl regnes som en sårbar dyregruppe ved akutte øljesøl, og data over utbredelsen til de mest sårbare artene brukes som inngangsdata i disse analysene. I dette prosjektet har vi videreutviklet analysemetodikk, og analysert tilgjengelige data over utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet. Vi har konsentrert oss om de seks viktigste pelagiske artene i dette området: Alkekonge (*Alle alle*), lunde (*Fratercula arctica*), lomvi/polarlomvi (*Uria spp.*), havhest (*Fulmarus glacialis*), polarmåke (*Larus hyperboreus*) og krykkje (*Rissa tridactyla*).

I prosjektet har vi for første gang kombinert analyser av romlige mønstre, analyser av leveområder og datasimuleringer. Vi har ved hjelp av romlig statistikk, beregnet størrelsen og tettheten til konsentrasjoner av fugl. Vi har brukt generaliserte additive modeller for å predikere de ulike artenes leveområder avhengig av tid på året. Resultatene fra disse analysene er brukt som input i stokastiske simuleringsmodeller som simulerer scenarier over utbredelsen til den enkelte art. For hver art og sesong har vi simulert 100 slike scenarier. Disse scenariene kan brukes som inngangsdata i skadebasert MIRA, og vil gi et bilde på utfallsrommet av skade ved et gitt øljesøl.

Metodikken som er utviklet i dette prosjektet gir mulighet for å estimere populasjonsstørrelse og utbredelse i relasjon til viktige marine økosystemkomponenter. Analysene viser store sesongmessige endringer i utbredelse og tetthet av de ulike artene. Vi har med dette prosjektet kommet et betydelig skritt videre i arbeidet med å bedre kvaliteten på inngangsdataene som brukes i oljeselskapenes miljørisikoanalyser. Det største forbedringspotensialet ligger etter vår mening nå i å bedre datatilfanget for sjøfugl i åpent hav. Slike data samles nå fortløpende inn i prosjektet SEAPOP.

Per Fauchald
Torkild Tveraa
Bård Jørgen Bårdsen
Knut Langeland

Norsk institutt for naturforskning
Avdeling for arktisk økologi
Polarmiljøsenderet
9296 Tromsø

e-post: per.fauchald@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Materiale og metode	7
2.1 Sjøfugl data.....	7
2.2 Analyser av romlige mønstre.....	7
2.2.1 Skala og standardisering av observasjonelle enheter.....	8
2.2.2 Nøstede romlige strukturer.....	8
2.2.3 Korrelogrammer og definering av romlige strukturer.....	9
2.3 Analyser av romlig forutsigbarhet og leveområder.....	9
2.3.1 Miljødata.....	10
2.3.2 GAM modellering.....	10
2.4 Modellering av utbredelsesmønstre.....	11
3 Resultater	13
3.1 Romlige analyser.....	13
3.1.1 Storskalaanalyser.....	13
3.1.2 Småskalaanalyser.....	16
3.2 Analyse av leveområder.....	16
3.3 Simuleringer.....	16
4 Diskusjon	18
5 Referanser	19
6 Vedlegg 1 Miljøvariable	20
7 Vedlegg 2 Artsspesifikke resultater	23

Forord

I forbindelse med Hydros planer om prøveboring i brønn PL 286, Nordland I, skal det gjøres en miljørettet risikoanalyse. Man ønsket i den forbindelse å oppdatere inngangsdata over fordelingen av sjøfugl i åpent hav. NINA fikk i oppdrag å videreutvikle analysemetodikk, og analysere eksisterende data over utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet. Vi takker Norsk Hydro ved Espen E. Hoell for oppdraget, og godt samarbeid i prosjektperioden.

22. juni 2005
Per Fauchald
prosjektleder

1 Innledning

Sjøfugl er en dyregruppe som tradisjonelt har stått i fokus med hensyn til akutte oljeutslipp (St. meld. nr. 38 Om petroleumsvirksomheten). Kunnskap om sjøfuglenes utbredelse i åpent hav har vært relativt begrenset, og utvikling av metodikk og økt datatilfang på dette feltet vil kunne forbedre presisjonen til oljeselskapenes miljørisikovurderinger. På denne bakgrunn har NINA, på oppdrag fra oljeindustrien, utviklet ny metodikk for å forbedre inngangsdataene til denne typen analyser (Fauchald et al. 2004, Fauchald & Brude 2005).

For å kvantifisere miljørisiko forbundet med offshore petroleumsvirksomhet har man på norsk sokkel benyttet seg av "Miljørettet risikoanalyse" (MIRA) (OLF 2001). I skadebasert MIRA sammenholdes forventet utslippsfrekvens og oljedriftsscenarioer med miljøressursenes utbredelse og restitusjonstid. Ved hjelp av disse analysene beregnes risiko for ulike forhåndsdefinerte konsekvenskategorier. I denne rapporten tar vi i bruk ny metodikk for å forbedre inngangsdata til skadebasert MIRA med hensyn til utbredelse av sjøfugl i Barentshavet og Norskehavet.

Sjøfugl har generelt en flekkvis utbredelse hvor store konsentrasjoner av fugl gjerne befinner seg innenfor relativt små områder. Dette fordelingsmønsteret har stor betydning for hvilket skademønster man kan forvente å observere etter et akutt oljeutslipp. I noen tilfeller vil store mengder fugl kunne bli berørt mens det i de fleste tilfeller vil være svært få individer innenfor oljesølets nedslagsområde. Store konsentrasjoner av fugl kan være knyttet til viktige og forutsigbare marine leveområder. I slike tilfeller har man mulighet for å skille ulike områder som mer eller mindre sårbare for oljesøl. Svært ofte er imidlertid konsentrasjonene av sjøfugl flyktige og mer eller mindre uforutsigbare. I slike tilfeller kan det være vanskelig å skille områder med hensyn til sårbarhet. For å vurdere risiko for ulike skadebilder ved et uhellutslipp av olje må man derfor ta hensyn til sjøfuglenes fordelingsmønster og den romlige forutsigbarheten til disse mønstrene.

Analyse av sjøfuglenes fordeling i åpent hav baserer seg på toktdata hvor man teller sjøfugl fra båt som går med en konstant hastighet langs fastlagte transekter. Dataene fra slike tokt utgjør et øyeblikksbilde av et lite utsnitt av havområdet som toktet skal dekke. NINA har opparbeidet en database over slike toktdata hvor man har data fra ulike havområder i ulike sesonger og år. For å kunne bruke disse dataene i miljørisikoanalyser, må man interpolere både i tid og rom. Fordi dataene representerer et øyeblikksbilde må man interpolere dataene i tid. Fordi man bare har observert en liten del av influensområdet må man interpolere dataene i rom. Tatt i betraktning sjøfuglenes flekkvise, flyktige og delvis uforutsigbare fordelingsmønster er man derfor avhengig av relativt omfattende analyser før man på en robust måte kan benytte disse dataene i miljørisikoanalyser.

Vår metodikk består av tre trinn:

1. Analyse av romlige mønstre

Basert på toktdata analyseres romlige mønstre for å finne den generelle størrelsen (skalaen) til de romlige strukturene av fugl. De romlige strukturene defineres som diskrete områder (konsentrasjoner), og tetthet av fugl innenfor og utenfor disse områdene estimeres.

2. Analyse av romlig forutsigbarhet

Basert på analysene under trinn 1 er alle punkter fra toktdataene definert til å være enten innenfor eller utenfor en konsentrasjon av fugl. Ulike miljøvariable (havtemperatur, saltholdighet, dyp etc.) definerer sjøfuglenes leveområder. I generaliserte additive modeller analyseres sammenhengen mellom konsentrasjoner av fugl og de ulike miljøvariablene og tid på året. Dermed kan vi estimere sannsynligheten for å finne en konsentrasjon av fugl innenfor et gitt leveområde for et gitt tidspunkt på året. Basert på disse analysene kan vi med andre ord interpolere utbredelsesmønsteret til de ulike artene i tid (forventet utbredelse avhengig av tid på året) og rom (forventet utbredelse avhengig av leveområde).

3. Simulering av fordelingsmønstre

I den grad fordelingsmønsteret av sjøfugl er uforutsigbart, vil en interpolering basert på analysene under trinn 2 medføre at den uforutsigbare romlige heterogeniteten gattes ut. Dette betyr at fordelingsmønsteret som estimeres i trinn 2 kun gir et forventet, gjennomsnittlig bilde av ut-

bredelsen. For å få et riktigere bilde av variasjonen i skadeomfang ved et uhellsutslipp av olje, har vi utviklet en modell som på basis av analysene under trinn 1 og 2 kan simulere et stort antall utbredelsesscenarier (Fauchald & Brude 2005). Disse scenariene kan brukes som inngangsdata i skadebasert MIRA, og vil gi et bilde på utfallsrommet av skade.

2 Materiale og metode

2.1 Sjøfugldata

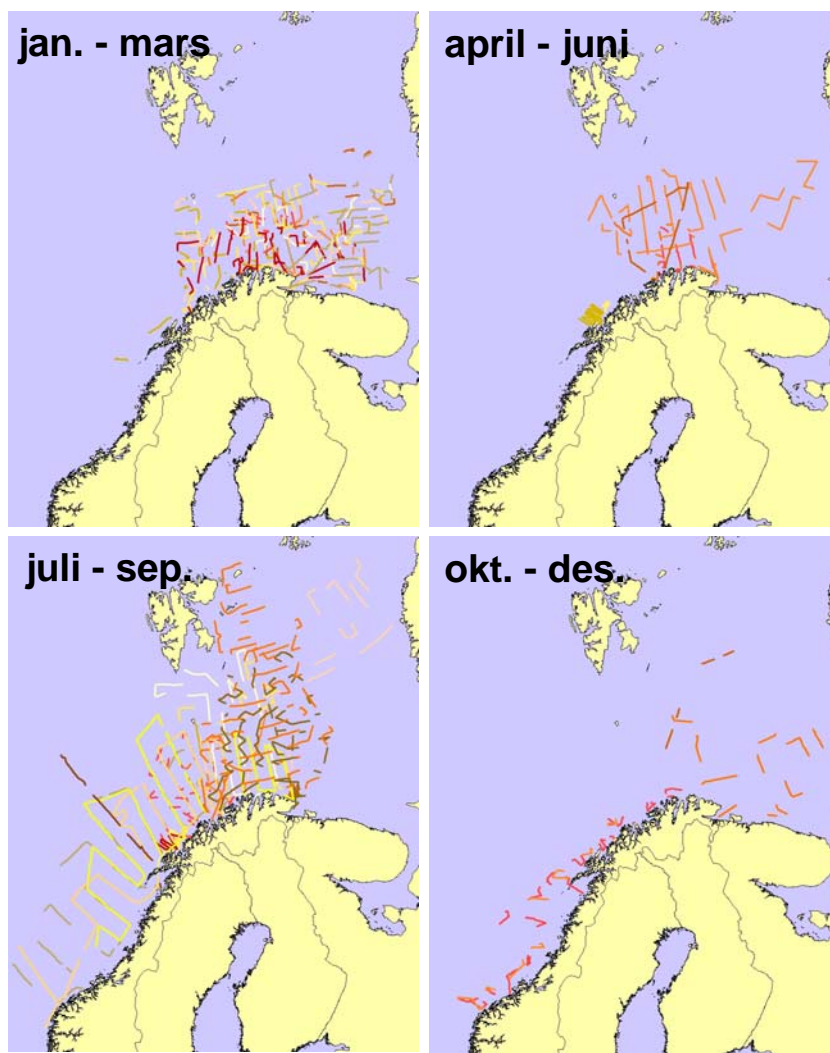
Vi har benyttet alle tilgjengelige toktdata nord for 61°N fra NINAs åpent hav database. Data er samlet inn ved standardisert metodikk. Observasjoner har vært gjort fra broen på fartøyet (ca. 5 m over havnivå) langs 300 m brede transekter hvor fartøyet har gått med en tilnærmet konstant hastighet på 10 knop. Alle fugler som ble observert innenfor transektet ble registrert med art, posisjon og tidspunkt.

Observasjoner har primært vært gjort fra ulike havforskningsfartøyer og Kystvakten. Datasettet omfatter 33 ulike tokt fra 1983 til 2004 med en totalt utkjørt distanse på 52 000 km. Datasettet har relativt dårlig dekning i Norskehavet, spesielt tidlig på året, mens Barentshavet er rimelig godt dekket i alle sesonger (Figur 1). Vi har konsentrert oss om de syv vanligste artene/artsgruppene som opptrer i åpent hav. Disse er alkekonge (*Alle alle*), lunde (*Fratercula arctica*), lomvi/polarlomvi (*Uria aalge/ Uria lomvia*), havhest (*Fulmarus glacialis*), polarmåke (*Larus hyperboreus*) og krykkje (*Rissa tridactyla*). Totalt ble det observert 230 000 individer av disse artene, noe som utgjorde 91% av alle observasjoner. Lomvi og polarlomvi ble slått sammen til en gruppe fordi disse artene er vanskelig å skille vinterstid, og derfor i stor grad ble telt under ett i denne årstiden. De fire artene av alkefugl (alkekonge, lunde, lomvi og polarlomvi) er alle dykkende arter som er relativt upåvirket av tilstedeværelsen av fartøyet. Måkeartene (polarmåke og krykkje) og havhest er derimot overflatebeitende arter og klassiske "skipsfølgere". Det vil si at de i stor grad følger etter båten. Dette har spesielt vært tilfelle under tokt hvor båten har drevet forskningsfiske med trål. Tettheten av disse artene er derfor overestimert, og romlig struktur, spesielt på liten skala, er sannsynligvis påvirket av båtens tilstedeværelse. Ved noen av toktene er disse artene telt som punktobservasjoner hver halve time istedenfor kontinuerlig langs transektene. Ulik praksis mellom toktene kan derfor være opphav til støy i materialet.

2.2 Analyser av romlige mønstre

I disse analysene ønsket vi å finne 1) den romlige skalaen til konsentrasjoner av de ulike artene, og 2) definere disse romlige strukturene som diskrete områder. De 33 toktene ble analysert separat, og ble behandlet som likeverdige utvalgsenheter i analysene av de romlige strukturene. Vi har ikke skilt mellom ulike sesonger, men antar at skalaen til de romlige strukturene er uavhengig av tid på året.

Analyser ble gjort ved hjelp av romlig autokorrelasjon etter metodikk beskrevet i Fauchald et al. (2000). Romlig autokorrelasjon er korrelasjonen i en egenskap mellom punkter med en gitt distanse. Romlig autokorrelasjon i tetthet av fugl på 50 km, er for eksempel korrelasjonen i tetthet mellom alle par av punkter med en innbyrdes avstand på 50 km. Siden punkter som ligger nær hverandre har en tendens til å ligne på hverandre, vil autokorrelasjonen generelt være høy for korte distanser og synke for økende distanser. Hvis fuglene er organisert i konsentrasjoner med en gitt utstrekning, vil autokorrelasjonen være høy for korte distanser, og synke under null når distansen er større enn utstrekningen til den romlige strukturen (Legendre & Fortin 1989). Distansen hvor autokorrelasjonen er null angir med andre ord den karakteristiske skalaen til den romlige strukturen. Den romlige strukturfunksjonen som beskriver autokorrelasjon som funksjon av distanse mellom punkter kalles et korrelogram.



Figur 1. Tokt med sjøfuglregistreringer i Norskehavet og Barentshavet fra 1983 – 2004 fordelt på fire sesonger. Ulike tokt er markert med ulike farger.

2.2.1 Skala og standardisering av observasjonelle enheter

Den observasjonelle skalaen, det vil si hvilken romlig skala som ligger til grunn for beregning av tetthet i hvert enkelt punkt, har betydning for tolkningen av romlige analyser. Hvis skalaen er for liten, vil småskalastrukturer skape støy i korrelogrammene. Hvis skalaen er for stor, vil nødvendigvis strukturene viskes ut.

Observasjonell skala ble kontrollert ved å aggregere data innenfor rutenett med forhåndsbestemt rutestørrelse. Det vil si at vi beregnet tetthet (antall individer per km²) i alle ruter i et forhåndsdefinert rutenett hvor vi hadde data. Romlige data av pelagiske organismer har en svært skjev fordeling med mange observasjoner hvor tetthet er lik null, og noen observasjoner med svært høye tettheter. Dette kan skape støy i strukturfunksjonene, og data ble derfor ranktransformert før de ble analysert. Hvert tokt ble ranktransformert separat. For å unngå skjevheter i analysene som følge av ulik utvalgsstørrelse i de enkelte tokt, opererte vi med relative rankverdier. Spredningen av rankverdier ble derfor holdt konstant i hver enkelt analyse.

2.2.2 Nøstede romlige strukturer

Utbredelsen av pelagiske organismer er gjerne nøstet i hierarkier. I slike hierarkier er tette konsentrasjoner på liten skala nøstet innenfor større områder med gjennomsnittlig lavere tettheter.

For å analysere slike strukturer må man nøste analysene. Man starter først med strukturene på stor skala, og definerer disse. Innenfor de definerte strukturene analyseres strukturer på mindre skala.

2.2.3 Korrelogrammer og definering av romlige strukturer

Vi brukte Moran's I som romlig korrelasjonskoeffisient (Legendre & Fortin 1989). Basert på tidligere studier, ble strukturer på stor skala analysert med data aggregert innenfor 50x50 km² ruter, mens strukturer på liten skala ble analysert på data aggregert innenfor 10x10 km² ruter. Vi brukte midtpunktet i rutene som posisjon. Korrelogrammer med distanseklasser på henholdsvis 50 km for storskalaanalyser og 10 km for småskalaanalyser, ble beregnet for hvert enkelt tokt. Tokt med mindre enn 15 par av observasjoner i distanseklasse to ble fjernet fra analysene. Likeledes ble alle korrelasjoner som baserte seg på mindre enn 15 observasjonspar fjernet.

Førsteordens autokorrelasjon er korrelasjonen mellom alle par av observasjoner som ligger innenfor første distanseklasse i korrelogrammet (distanse mellom 50 – 75 km i storskalaanalyser og distanse mellom 10 – 15 km i småskalaanalyser). Generelt vil førsteordens autokorrelasjon være høy når de romlige strukturene av fugl er distinkte, og nærmere null når det ikke finnes noen klare romlige strukturer. Vi brukte førsteordens Moran's I lik 0,1 som en grense for romlig struktur. For en del tokt var førsteordens autokorrelasjon < 0,1. Disse toktene hadde generelt svært lave tettheter av fugl, og punktene innenfor disse toktene ble følgelig definert som utenfor områder med konsentrasjoner av fugl. Gjennomsnittlige korrelogrammer fra tokt hvor førsteordens autokorrelasjon var større en 0,1 ble brukt til å bestemme skalaen til de romlige strukturene.

For tokt med førsteordens autokorrelasjon $\geq 0,1$ ble observasjonene definert til å være innenfor eller utenfor områder med konsentrasjoner av fugl ved suksessivt å fjerne observasjonene med lavest tetthet (rank). For hver runde med fjerning, ble førsteordens autokorrelasjon regnet ut for de gjenværende punktene. Hvis datasettet inneholder relativt homogene romlige strukturer, vil førsteordens autokorrelasjon synke, og nærme seg null ettersom områder utenfor strukturen blir fjernet. Når førsteordens autokorrelasjon var < 0,1, ble de gjenværende observasjonene definert til å være innenfor den romlige strukturen, mens observasjoner som ble fjernet i løpet av prosedyren ble definert som utenfor den romlige strukturen. I enkelte tilfeller konvergente ikke førsteordens autokorrelasjon mot null ved fjerning av de laveste tetthetene før utvalgsstørrelsen ble for liten. Dette kunne for eksempel være tilfeller hvor man hadde observert 3 naboruter med høye tettheter av fugl, og ellers svært lave tettheter. I disse toktene kunne derfor ikke strukturene defineres, og disse ble fjernet fra videre analyser.

Definisjon av romlige strukturer ble først gjort på stor skala (distanseklasse = 50 km, observasjonell skala = 50x50 km²). Observasjoner som ble definert til å være innenfor storskalastrukturer, ble analysert på tilsvarende måte på liten skala (distanseklasse = 10 km, observasjonell skala = 10x10 km²). Ved å følge denne prosedyren ble observasjoner definert til å være 1) utenfor storskalastruktur 2) innenfor storskalastruktur, men utenfor småskalastruktur og 3) innenfor både storskala og småskalastruktur. For skipsfølgerne var småskalastrukturene i mange sammenhenger svært vage. Vi besluttet derfor kun å definere observasjoner for disse artene på to nivåer det vil si 1) innenfor eller 2) utenfor storskalastrukturer.

2.3 Analyser av romlig forutsigbarhet og leveområder

Fra de romlige analysene ble observasjoner fra datasettet definert innenfor hierarkiet av romlige strukturer. Fra tidligere studier vet vi at småskalastrukturene er relativt flyktige og uforutsigbare. Det ble derfor besluttet å la disse strukturene bli behandlet som rent stokastiske innenfor storskala områdene. Vi forventer derimot en viss forutsigbarhet med hensyn til storskalastrukturene. Disse områdene definerer leveområdene til de ulike artene til ulike årstider. Disse leveområdene kan igjen beskrives av et sett av miljøvariable som havtemperatur, saltholdighet, dyp, avstand til kyst etc. Vi forventer imidlertid at disse leveområdene forandrer seg med tid på året, og det er dermed nødvendig å kontrollere for tid i sesongen i analysene. Vi analyserte

disse sammenhengene i generelle additive modeller (GAM). Prediksjonene fra disse modellene ble deretter brukt til å interpolere utbredelsen av storskalastrukturer for hver enkelt art i hele studieområder til ulike tider på året.

GAM kan brukes til å modellere ikke-lineære sammenhenger så vel som interaksjonene mellom disse. Dette er en meget gunstig egenskap ved modellering av leveområder ettersom man ikke kan forvente noen lineær/monoton sammenheng mellom en miljøvariabel og leveområdets egnethet for en organisme. Videre gjør denne typen modellering det mulig å modellere sesongmessige endringer i leveområdene. Dette er særlig aktuelt for arter som har sesongmessige vandringer.

Vi definerte studieområdet, det vil si det området hvor vi ønsket å predikere fordelingen av fugl, som et område definert av utstrekningen til toktene. Studieområdet ble delt inn i $10 \times 10 \text{ km}^2$ ruter, og analysene ble utført på dette rutenettet. Studieområdet omfatter 14 170 slike ruter, og utgjør dermed $1\,417\,000 \text{ km}^2$. Dette er et område som er mer enn fire ganger så stort som flateinnholdet av fastlands Norge.

2.3.1 Miljødata

Temperatur og saltholdighet

Studieområdet ble karakterisert med hensyn til overflatetemperatur og saltholdighet for fire sesonger (januar-mars, april-juni, juli-september og oktober-desember). CTD data over havtemperatur og saltholdighet ble innhentet fra World Ocean Database som forvaltes av National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA). Url: http://www.nodc.noaa.gov/OC5/WOD01/pr_wod01.html. Fra denne databasen plukket vi ut år og sesonger hvor studieområdet var godt dekket. Dekningsgrad var generelt dårlig før 1980 og etter 1990. For januar til mars fant vi 5 år med god dekning, for april - juni fant vi 9 år, for juli - september fant vi 5 år, og for oktober til desember fant vi 4 år med god dekning. Det var kun ett år (1986) som hadde god dekning i alle sesonger. Vi besluttet derfor å interpolere temperatur og saltholdighet i hele studieområdet for hvert enkelt år med god dekning, og deretter snitte verdiene. Vi benyttet data fra overflaten (0 – 5m). Vi interpolerte hvert enkelt år og sesong med god dekning ved hjelp av IDW (Interpolated distance weighting). Dette er en teknikk som interpolerer verdier til rutene i studieområdet ved å finne gjennomsnittet for de åtte nærmeste observasjonene vektet for distanse. Deretter ble gjennomsnittet i de interpolerte verdiene av saltholdighet og temperatur for hver enkelt rute beregnet. Disse verdiene representerer altså gjennomsnittlig temperatur (Vedlegg 1, Figur 1) og saltholdighet (Vedlegg 1, Figur 2) for en gitt årstid, og det er disse verdiene vi har tatt videre i analysene.

Dyp

Data over dybde i studieområdet ble hentet fra en global terrengmodell med en oppløsning på 2×2 minutter (2-minute Gridded Global Relief, ETOPO2) fra NGDC (National Geophysical Data Center, NOAA Satellite and Information Service). Url: <http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/global/relief/ETOPO2/>. Gjennomsnittlig dybde i hver enkelt rute i studieområde ble beregnet fra dette datasettet, og er vist i vedlegg 1, Figur 3.

2.3.2 GAM modellering

Modellering av sesongmessig utbredelse

Fra de romlige analysene hadde vi for hver enkelt artsgruppe følgende variable: Posisjon, tidspunkt for observasjon, plassering innenfor hierarkiet av romlige strukturer og tetthet. Disse data ble plassert innenfor rutenettet og koblet til korresponderende miljødata.

Basert på disse dataene utviklet vi en prediktiv modell for storskala-utbredelsen til de ulike artene ved bruk av generaliserte additive modeller (GAM, Hastie & Tibshirani 1990). Modellering ble gjort ved hjelp av mgcv biblioteket i R (R-Development-Core-Team 2004) som er basert på "penalized regression splines" og "generalized cross validation" (Wood 2000; Wood 2003; Wood & Augustin 2002). GAM er en ikke-parametrisk utvidelse av generaliserte lineære modeller (GLM) hvor den lineære funksjonen til prediktorvariabelen er erstattet med en glattefunk-

sjon ("smoothing function"). GAM er derfor velegnet til å modellere ikke-lineære sammenhenger. Grad av glatting bestemmer presisjonen til modellen. Høy glatting, dvs. bruk av mange splines, øker andel varians som forklares av modellen, men vil samtidig øke modellens kompleksitet, og redusere antall frihetsgrader. Grad av glatting ble optimalisert gjennom "generalized cross validation" slik at antall splines ble balansert mot økningen i modellens presisjon, dvs. evnen til å predikere sjøfuglers utbredelse. Vi undersøkte interaksjonene mellom prediktorvariablene ved bruk en prosedyre i mgcv-biblioteket som er basert på tensor produkt.

Vi brukte tid på året (måned), en eller flere miljøvariable, og interaksjonen mellom miljø og tid som prediktorvariable for å modellere tilstedeværelsen av storskalakonsentrasjon av fugl. Responsvariabelen var binær, og vi benyttet logit linkfunksjon. Estimatene fra disse analysene ble brukt til å predikere utbredelsen av hver enkelt art i fire sesonger (jan. - mars, april – juni, juli – sept. og okt. - des.) Det vil si, at for hver enkelt sesong, ble modellresultatene brukt til å predikere sannsynligheten for at en storskalakonsentrasjon av fugl skulle være tilstede i hver enkelt rute i hele studieområdet.

Modellering av sesongmessige endringer i tetthet

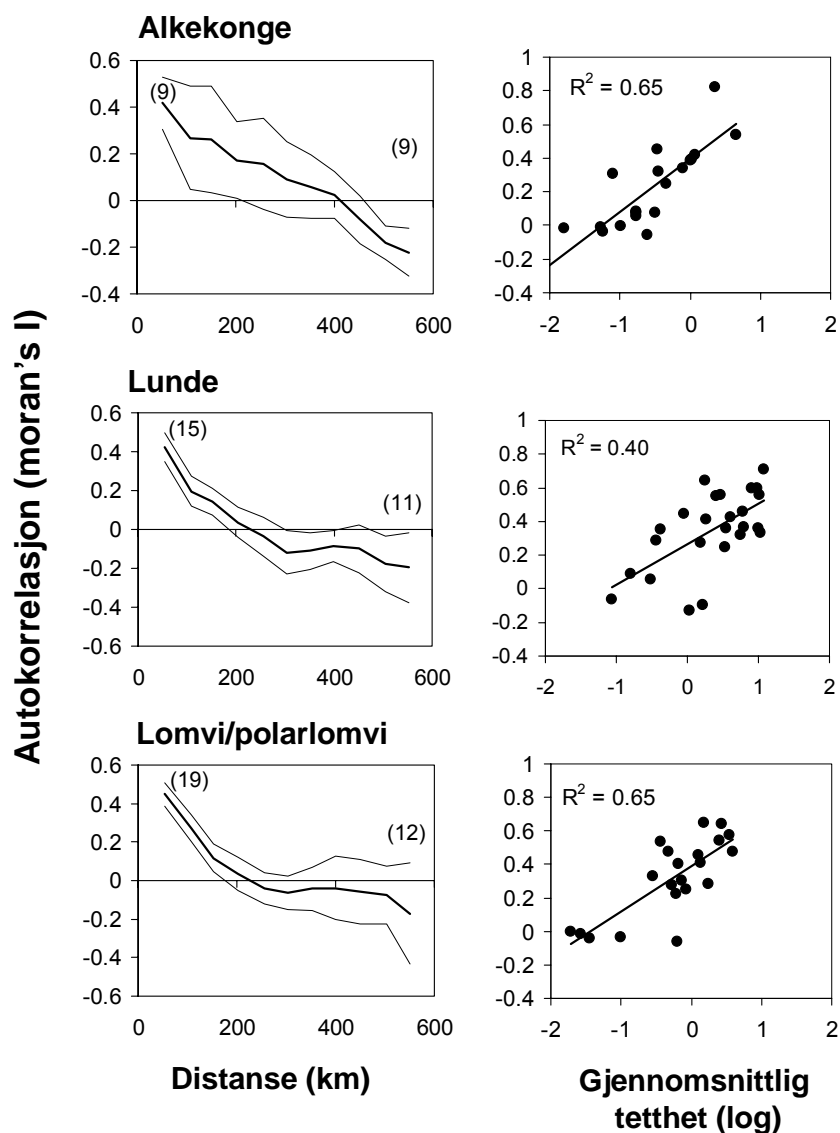
Man kan tenke seg at tetthet av fugl innenfor de ulike nivåene i det romlige hierarkiet vil endre seg gjennom året. Det betyr for eksempel at tettheten innenfor storskalakonsentrasjonene fluktuerte avhengig av sesong. Vi modellerte disse sammenhengene ved hjelp av GAM (se over). Antall observerte fugl i rutene innenfor et gitt nivå i hierarkiet ble brukt som responsvariabel mens lengde utkjørt transekt innenfor ruten og måned ble brukt som kontinuerlig prediktorvariabel. Responsvariabelen er en tellevariabel, og vi antok Poisson fordeling av residualene med logaritmisk linkfunksjon.

2.4 Modellering av utbredelsesmønstre

Modellene over sjøfuglenes leveområder beskriver den forutsigbare komponenten i de forskjellige artenes utbredelsesmønstre. I disse modellene blir den ikke-forutsigbare komponenten jevnet ut. Variasjonen i skadeomfang ved reelle utslipp av olje vil derfor bli underestimert. For å gi et mer realistisk bilde på bredden i mulige skadeomfang har vi utviklet en modell som kombinerer den uforutsigbare så vel som den forutsigbare komponenten i utbredelsesmønsteret (Fauchald og Brude 2005). Denne modellen simulerer et sett av fordelingsmønstre (øyeblikksbilder) basert på hvordan fordelingsmønsteret er strukturert, og forutsigbarheten til de romlige strukturene.

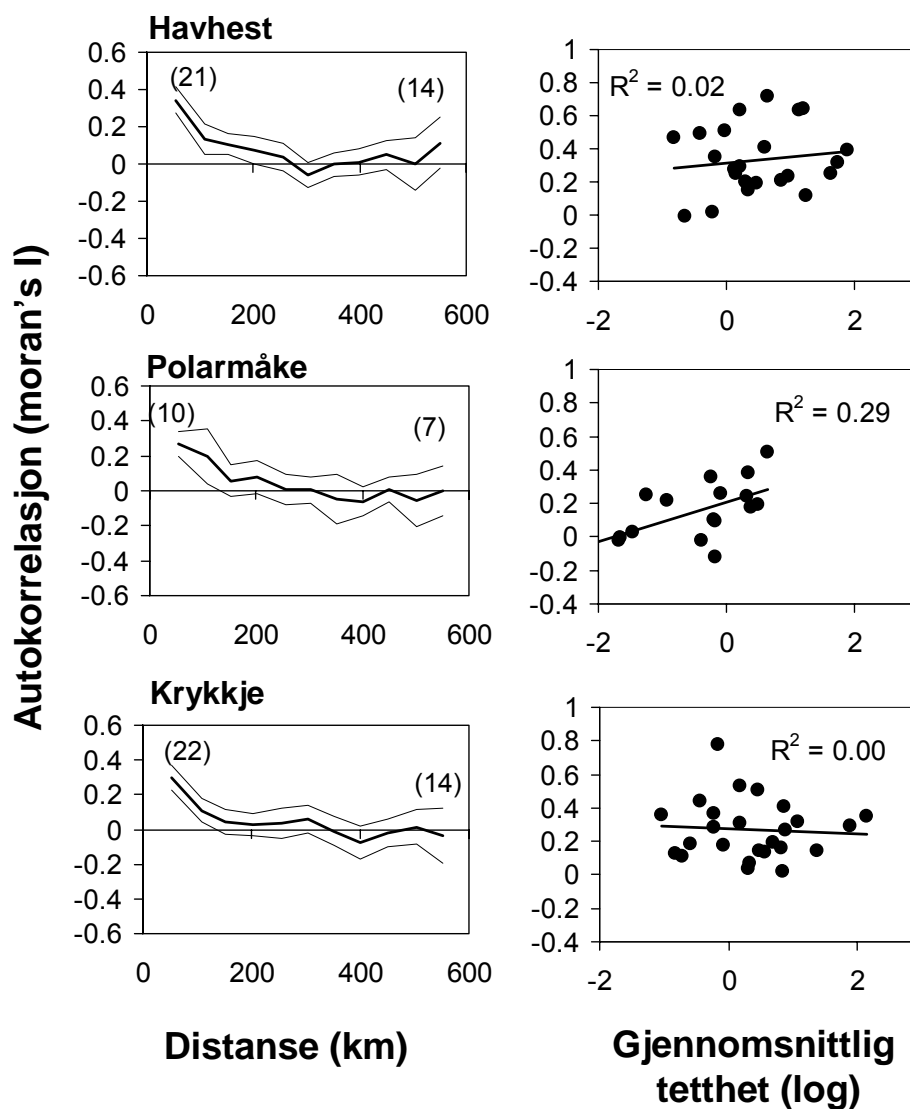
Fra de prediktive modellene over utbredelse har vi estimert sannsynlighet for at hver enkelt rute i studieområde skal tilhøre et nivå i hierarkiet av romlige strukturer. Legg merke til at vi antar at småskalastrukturene er tilfeldig fordelt innenfor storskalastrukturene. Videre har vi estimert for antallet fugl som vil være tilstede dersom ruten tilhører et gitt hierarkisk nivå. Fra de romlige analysene har vi funnet den romlige skalaen til de ulike strukturene i hierarkiet. Legg merke til at vi antar at denne skalaen holder seg konstant, uavhengig av sesong.

Disse data ble brukt som input i simuleringsmodellen. Modellen er beskrevet i detalj i Fauchald og Brude (2005). Prinsippet for modellen er som følger. Den forutsigbare komponenten av utbredelsesmønsteret er input til modellen. Denne komponenten angir initiell sannsynlighet for at en rute skal tilhøre et gitt nivå i hierarkiet av romlige strukturer. Disse sannsynlighetene trenes med hensyn på romlig autokorrelasjon. Avhengig av rutenes sannsynlighetsverdi, blir de trukket ut til å tilhøre/ikke tilhøre det gitte nivået i hierarkiet. Når en rute er bestemt til et nivå vil dette, på grunn av romlig autokorrelasjon, påvirke sannsynlighetsverdiene i omkringliggende ruter. Den romlige skalaen til autokorrelasjonen, det vil si avstanden som en rute påvirker andre ruter, er estimert i de romlige analysene, og alle ruter som ligger innenfor denne avstanden blir oppdatert med hensyn til sannsynlighet for å tilhøre det gitte hierarkiske nivået. Denne prosedyren gjentas på en gitt andel av rutene i studieområdet. Etter en stund konvergerer mønsteret, det vil si at sannsynligheten i de fleste rutene nærmer seg null eller en (med unntak av ruter i grenseområder). Man har dermed generert et scenario over utbredelsen av de romlige strukturene.



Figur 2. Romlige analyser på stor skala for arter som ikke følger fartøyet. Venstre panel: Korrelogrammer for tokt hvor førsteordens autokorrelasjon > 0.1 . 95% konfidensintervall er indikert. Antall tokt er indikert i parentes. Høyre panel: Sammenhengen mellom førsteordens autokorrelasjon og gjennomsnittlig tetthet av fugl.

Fra analysene over tetthet kjenner vi gjennomsnittlig antall individer i en rute for hvert enkelt nivå i hierarkiet. Under forutsetning av at dette antallet følger en Poisson-prosess, blir hver rute gitt et antall fugl. Dermed har man generert et scenarie over hvordan individer av en gitt art er fordelt i utbredelsesområdet. Kombinert med oljedriftsmodeller kan man under dette scenariet angi hvor mange fugl som blir berørt. Ved å gjennomføre disse analysene på et større antall scenarier vil man få et bilde på skadeomfang.



Figur 3. Romlige analyser på stor skala for arter som følger etter fartøyet. Venstre panel: Korrelogrammer for tokt hvor førsteordens autokorrelasjon > 0.1 . 95% konfidensintervall er indikert. Antall tokt er indikert i parentes. Høyre panel: Sammenhengen mellom førsteordens autokorrelasjon og gjennomsnittlig tetthet av fugl.

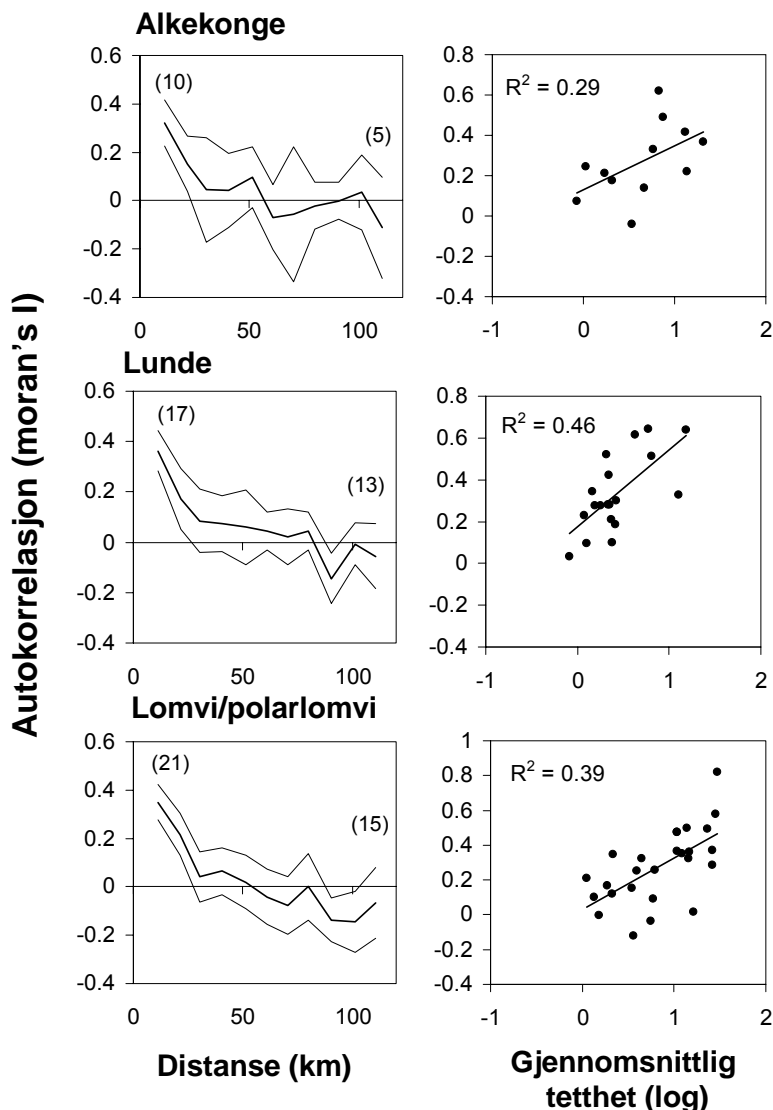
3 Resultater

3.1 Romlige analyser

3.1.1 Storskalaanalyser

Vi startet med å analysere storskalamønstre ved å studere de romlige strukturfunksjonene for hvert enkelt tokt med data aggregert på $50 \times 50 \text{ km}^2$.

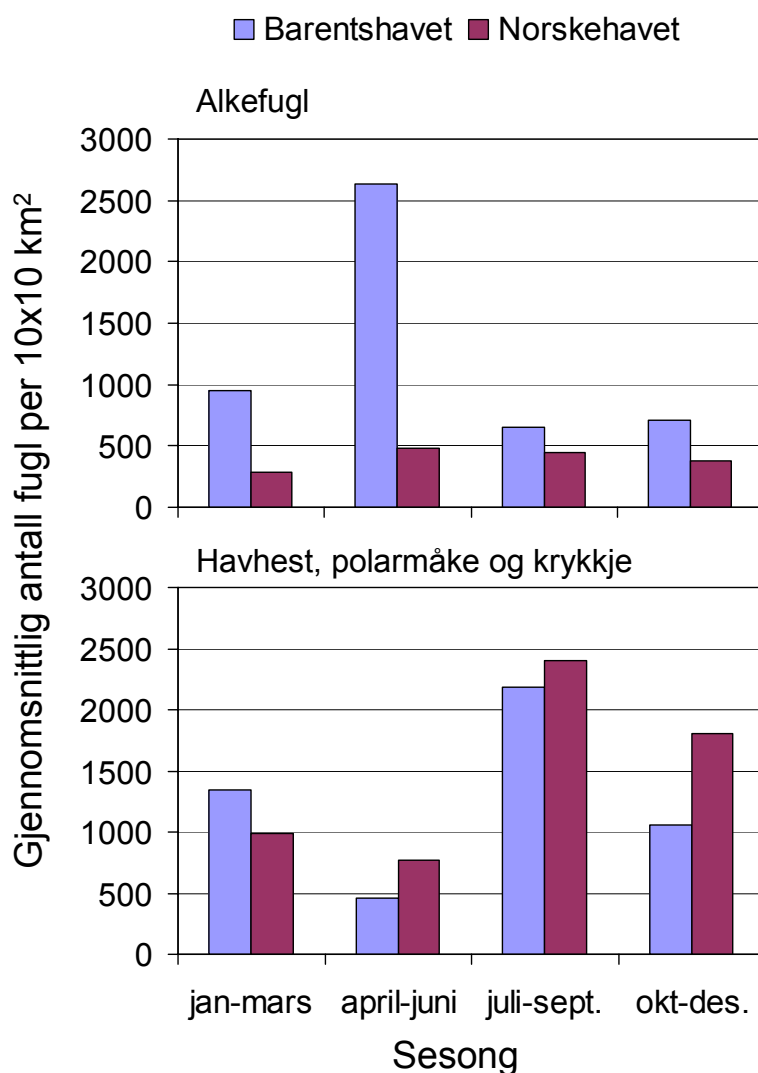
Figur 2 og 3 viser autokorrelogrammer (venstre side av figurene) som gjennomsnitt ($\pm 95\%$ konfidensintervall) for alle tokt hvor førsteordens autokorrelasjon var større enn 0,1, hvor tetthet av fugl var større enn null, og hvor antall par var større enn 15. "Ikke-skipsfølgere" er vist i figur 2 og "skipsfølgere" er vist i figur 3. Antall tokt (n) som ligger til grunn for gjennomsnittet, varierte avhengig av art og distanseklasse. Generelt er n størst for første distanseklasse, og



Figur 4. Nøstede analyser på liten skala for arter som ikke følger etter fartøyet. Venstre panel: Korrelogrammer for tokt hvor førsteordens autokorrelasjon > 0.1 . 95% konfidensintervall er indikert. Antall tokt er indikert i parentes. Høyre panel: Sammenhengen mellom førsteordens autokorrelasjon og gjennomsnittlig tetthet av fugl.

lavest for største distanseklasse. N er angitt i figuren for disse to distanseklassene. Strukturfunksjonene for lunde og lomvi/polarlomvi er relativt like, og antyder en karakteristisk skala (der strukturfunksjonen krysser X-aksen) for de romlige strukturene på ca. 225 km. Tilsvarende karakteristisk skala for alkekonge var ca. 400 km. For "skipsfølgerne" var strukturfunksjonene relativt like med en karakteristisk skala på ca 225 km. Legg merke til at strukturfunksjonene generelt er svakere for "skipsfølgerne", dette kan skyldes variasjon i metodikk fra tokt til tokt, eller det faktum at strukturene er vanskeligere å registrere når en del fugl til enhver tid følger etter båten.

Høyre side av figur 2 og 3 viser sammenhengen mellom førsteordens autokorrelasjon (distanseklasse 1: 50 – 75 km) og gjennomsnittlig tetthet av fugl i toktet for tokt hvor tetthet av fugl var større enn null, og hvor antall par var større enn 15. Generelt øker korrelasjonen for økt tetthet. Dette betyr at i tokt hvor man observerte lite fugl, var også strukturene svake og utydelige.



Figur 5. Estimert gjennomsnittlig tetthet av fugl i de ulike havområdene i fire sesonger. Estimatenes er basert på modellene av leveområder og de romlige analysene (se tekst). Barentshavet er definert som området øst av Sørkapp mens Norskehavet er vest av Sørkapp. Øverst er arter som ikke følger fartøyet dvs. alkefugl (alkekonge, lunde og lomvi/polarlomvi). Nederst er pelagisk overflatebeitende arter som følger etter fartøyet (havhest, polarmåke og krykkje).

Dette betyr at tokt hvor man har observert lite fugl, også har gått utenfor områder med konsentrasjoner av fugl. Legg merke til at denne sammenhengen ikke eksisterer for krykkje og havhest. Dette skyldes sannsynligvis at disse to artene ble observert i relativt store tettheter i alle tokt.

Storskalakonsentrasjoner av fugl ble definert ved suksessivt å fjerne storskalaruter for hvert tokt, inntil førsteordens autokorrelasjon var mindre enn 0,1. For noen tokt konvergente ikke førsteordens autokorrelasjon mot 0 (> 0,1) før utvalgsstørrelsen ble for liten. Dette gjaldt ett tokt for hver av artene alkekonge, lunde, lomvi/polarlomvi og havhest, og tre tokt for krykkje. Disse toktene ble fjernet fra de videre analysene. Tokt hvor førsteordens autokorrelasjon var mindre enn 0,1 ble satt til å være utenfor storskala konsentrasjon.

3.1.2 Småskalaanalyser

Småskalaanalyser ble kun utført på arter som ikke følger etter båten (Figur 4). Årsaken til dette er at tilstedeværelse av båten forstyrrer utbredelsen mer på liten skala enn på stor skala. Innenfor de definerte konsentrasjonene på stor skala, ble romlige mønstre studert med data aggregert innenfor 10x10 km² ruter. Strukturfunksjonene var forholdsvis like for de tre undersøkte artene med en karakteristisk skala på om lag 50 km. Som for analysene på stor skala økte førsteordens autokorrelasjon med økende gjennomsnittlig tetthet, noe som indikerer at man innenfor noen storskalakonsentrasjoner ikke observerte småskalakonsentrasjoner.

Som for storskalaanalysene, ble småskalakonsentrasjonene definert ved suksessivt å fjerne de laveste verdiene inntil førsteordens autokorrelasjon var mindre enn 0,1. For alkekonge konvergente alle toktene, mens for lunde og lomvi/polarlomvi var det to tokt som ikke konvergente.

3.2 Analyse av leveområder

Analyse av leveområder ble gjort ved å studere sammenhengen mellom tilstedeværelsen av storskalakonsentrasjoner av fugl og miljøvariable og tid på året. Hver 10x10 km² rute som var dekket av tokt, og hvor det eksisterte tilstrekkelige data som konvergente, var fra de romlige analysene definert som enten innenfor eller utenfor en storskalakonsentrasjon. Disse data utgjorde responsvariabelen. Hver rute i studieområdet var gitt en verdi for hver enkelt miljøvariable (overflatetemperatur og saltholdighet (4 sesonger), dyp og avstand til kyst). Disse data utgjorde prediktorvariablene i GAM-modellene.

Av miljøvariablene var det overflatetemperatur (SST) som alene forklarte mest av utbredelsesmønsteret. Inkludering av de andre miljøvariablene forbedret ikke modellene i nevneverdig grad for noen av artene, og vi besluttet derfor konsekvent å bruke SST som den eneste miljøvariabelen i modellene. Måned i året og interaksjonene mellom måned og SST hadde relativt sterke effekter for de fleste artene, og ble derfor brukt konsekvent i de endelige modellene. SST, måned på året og interaksjonen mellom måned på året og SST, ble brukt som prediktorvariable for å predikere tilstedeværelsen av storkonsentrasjoner for samtlige arter. En interaksjon mellom SST og måned på året betyr at SST har ulik effekt på utbredelsesmønsteret avhengig av tid på året.

Fra de romlige analysene hadde vi definert to hierarkiske nivåer i de romlige strukturene for "ikke-skipsfølgerne", mens vi for "skipsfølgerne" kun hadde definert ett nivå. For "ikke-skipsfølgerne" er rutene dermed definert til tre ulike nivåer: 1) utenfor storskalakonsentrasjon, 2) innenfor storskalakonsentrasjon men utenfor småskalakonsentrasjon, 3) innenfor småskalakonsentrasjon. For "skipsfølgerne" er det kun to nivåer: Utenfor eller innenfor storskalakonsentrasjon. Hvordan tettheten av fugl i hvert av disse nivåene varierte med tid på året ble modellert i GAM modeller med tetthet som responsvariabel og måned på året som prediktorvariabel.

I vedlegg 2 er den tredimensjonale sammenhengen mellom SST, måned på året og utbredelse av storskalakonsentrasjoner vist for hver enkelt art (GAM-modeller; Leveområder). Til høyre for disse figurene er sammenhengen mellom tid på året og tettheten av fugl innenfor hvert av de definerte nivåene vist (GAM-modeller; Tetthet innenfor konsentrasjoner). Basert på disse modellene har vi beregnet gjennomsnittlig antall fugl innenfor hver enkelt 10x10 km² rute i studieområdet for de fire sesongene januar - mars, april - juni, juli - september og oktober - desember. Dette er vist i figurene under GAM-modellene (Gjennomsnittlig utbredelse).

I figur 5 har vi summert opp den estimerte gjennomsnittlige tettheten av ulike arter i henholdsvis Barentshavet (øst for Sørkapp) og Norskehavet (vest for Sørkapp). Vi summerte artene i to grupper for hver sesong. Den første gruppen bestod av alkefuglene (ikke-skipsfølgere), mens den andre gruppen bestod av skipsfølgere.

3.3 Simuleringer

Simulering av utbredelsesmønstre var basert på de romlige analysene over skalaen til de ulike strukturene, analysene av leveområder, og analysene av tetthet innenfor de ulike nivåene. Vi

simulerte 100 realiseringer av utbredelsesmønsteret for hver enkelt art i fire sesonger. Input med hensyn til skalaen til romlig struktur, sannsynlighet for romlig struktur og tetthet av fugl er gitt i tabell 1. De tre første simuleringene for hver art og sesong er vist i vedlegg 1.

Tabell 1. Input til simuleringer. Skala er radius til romlige mønstre i km. *Skala 1* er skala til storskalastrukturene mens *skala 2* er skala til småskalastrukturene som er nøstet innenfor storskalastrukturene (se tekst). *Snitt P1* er gjennomsnittlig sannsynlighet for at en 10x10 km² rute skal være innenfor en storskalastruktur. Det romlige mønsteret i P1 er modellert i "leveområde modellene" (se tekst). *P2* er sannsynlighet for at en 10x10 km² rute skal tilhøre en småskalastruktur, gitt at den tilhører en storskalastruktur. *Tett* er gjennomsnittlig antall fugl innenfor en 10x10 km² rute. *Tett 1* er tetthet utenfor storskalastrukturene, *Tett 2* er tetthet innenfor storskalastrukturene, men utenfor småskalastrukturene. *Tett 3* er tetthet innenfor småskalastrukturene. Legg merke til at vi har operert med to nivåer for artene som ikke er skipsfølgere (alkefuglene) mens vi for skipsfølgere kun har operert med ett nivå.

Art	Sesong	Skala 1	Skala 2	Snitt P 1	P 2	Tett 1	Tett 2	Tett 3
<i>Alkekonge (Alle alle)</i>								
	jan.-mars	200	25	0.05	0.52	7	7	311
	april-juni	200	25	0.22	0.52	8	35	533
	juli-sept.	200	25	0.06	0.52	5	94	466
	okt.-des.	200	25	0.24	0.52	13	186	1081
<i>Lunde (Fratercula arctica)</i>								
	jan.-mars	112.5	25	0.02	0.33	3	141	1023
	april-juni	112.5	25	0.11	0.33	4	141	1023
	juli-sept.	112.5	25	0.39	0.33	19	141	1023
	okt.-des.	112.5	25	0.33	0.33	14	141	1023
<i>Lomvi/polarlomvi (Uria spp.)</i>								
	jan.-mars	112.5	25	0.25	0.59	117	777	3489
	april-juni	112.5	25	0.42	0.59	57	368	6559
	juli-sept.	112.5	25	0.26	0.59	101	388	1723
	okt.-des.	112.5	25	0.37	0.59	75	402	787
<i>Havhest (Fulmarus glacialis)</i>								
	jan.-mars	112.5	-	0.39	-	210	1048	-
	april-juni	112.5	-	0.30	-	114	754	-
	juli-sept.	112.5	-	0.45	-	327	2303	-
	okt.-des.	112.5	-	0.18	-	323	3602	-
<i>Polarmåke (Larus glacialis)</i>								
	jan.-mars	112.5	-	0.42	-	50	294	-
	april-juni	112.5	-	0.20	-	9	117	-
	juli-sept.	112.5	-	0.05	-	24	591	-
	okt.-des.	112.5	-	0.11	-	2	147	-
<i>Krykkje (Rissa tridactyla)</i>								
	jan.-mars	112.5	-	0.36	-	256	1003	-
	april-juni	112.5	-	0.30	-	69	611	-
	juli-sept.	112.5	-	0.52	-	307	1638	-
	okt.-des.	112.5	-	0.55	-	162	597	-

4 Diskusjon

I dette prosjektet har vi kombinert analyser av romlige mønstre, prediktive analyser av leveområder og stokastiske simuleringer for å gi mest mulig realistiske øyeblikksbilder av utbredelsen til sjøfugl ved et eventuelt oljeutslipp. Denne kombinasjonen av ulike analysemetoder er unik, og har etter vår kunnskap ikke vært anvendt før.

Studieområdet hvor vi predikerer og simulerer utbredelsen av sjøfugl omfatter Norskehavet og Barentshavet, og er på 1 400 000 km². Dette området er mer enn fire ganger så stort som flateinnholdet av fastlands Norge. Analysene er basert på data fra 33 ulike skipsbaserte tokt fra 1983 og fram til i dag. Hovedproblemet med analysene slik de foreligger, er at datagrunnlaget er noe tynt (se Figur 1). Dette øker usikkerheten med hensyn til estimatene i analysene. Videre medfører dette at modellene ikke fanger opp alle romlige mønstre som måtte være tilstede. Opparbeiding av datamateriale er tid- og kostnadskrevende. Gjennom realiseringen av programmet SEAPOP (Anker-Nilssen et al. 2005), regner vi imidlertid med at dette problemet vil løses innen relativt kort tid. Innsamling av denne type data gjøres primært gjennom deltakelse på Havforskningsinstituttets økosystemtokt. Foruten de synergieffekten dette gir, har vi gjennom dette samarbeidet muligheten til å studere sjøfugl i relasjon til andre sentrale marine økosystemkomponenter.

Analysene i det foreliggende studiet avdekker svært store sesongmessige svingninger i utbredelse og mengde fugl. For eksempel varierer det estimerte antallet av lomvi og polarlomvi i studieområdet fra 4 millioner sendt på høsten til 24 millioner sendt på våren. Lunde er tilnærmet fraværende i studieområdet vinterstid (rundt 100 000 individer), men har en topp tidlig på høsten på rundt 2,5 millioner individer. Barentshavet (området øst for Sørkapp) har gjennomgående en høyere forekomst av alkefugl enn Norskehavet (vest for Sørkapp) (se Figur 5). Spesielt er forekomstene i Barentshavet høye i perioden april-juni. Alkefugl er pelagisk dykkende arter som regnes som svært sårbare for oljesøl. De pelagisk overflatebeitende artene dvs. måkefugl og havhest er derimot relativt likt fordelt mellom Barentshavet og Norskehavet.

På bakgrunn av de store sesongmessige svingningene, gir toktdata sannsynligvis et riktigere bilde av antallet sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet enn det data fra kolonier gir. I tillegg kan man gjennom tokt fange opp endringer i utbredelse og antall i direkte relasjon til andre viktige komponenter i det marine økosystemet. Man bør imidlertid finne fram til metoder for å korrigere for estimater hvor artene følger etter båten. "Distance sampling" (Buckland et al. 2001) bør innføres, og man må i tråd med dette, finne fram til måter å angi usikkerhet på.

På grunn av begrenset datatilfang, ble de romlige analysene utført uavhengig av sesong. De store sesongmessige svingningene i utbredelsesmønster antyder imidlertid at skalaene til de romlige strukturene også endrer seg avhengig av tid på året. Dette medfører at skalaen til de romlige strukturene ikke alltid korresponderer med utbredelsesmønsteret fra analysene over leveområder. Resultatet er at skalaen på de simulerte mønstrene varierer fra sesong til sesong (se vedlegg 2).

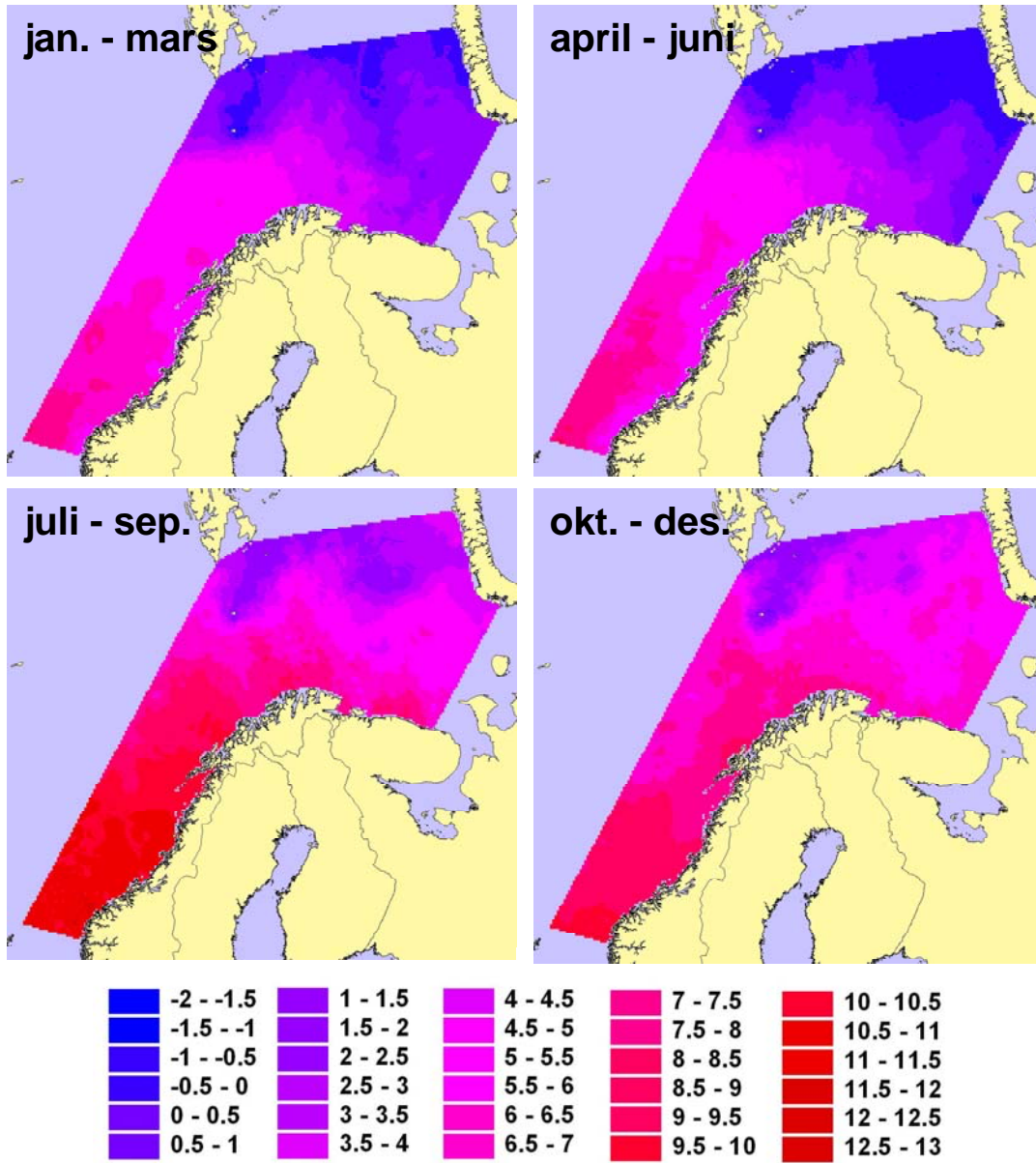
Legg merke til at vi generelt har store forskjeller i utbredelsesmønster mellom siste og første sesong. Dette skyldes for det første at vi har lite data i perioden november – januar. Den viktigste årsaken er imidlertid at vi har modellert måned som en kontinuerlig stigende variabel fra 1 – 12. Dermed baserer de estimerte verdiene på slutten av året seg på data fra før desember mens estimatene fra første del av året baserer seg på data fra etter januar. Resultatet er en kunstig diskontinuitet. Vi prøvde å rette på dette ved å legge inn tid på året som en sirkelvariabel. Dette ga imidlertid svært ustabile modeller, og vi valgte derfor å bruke måned som en lineær variabel. Alternativt kan man forlenge og forkorte året slik at månedsintervallet blir fra -6 – 18, men kun ta ut estimerte verdier fra 1 – 12. Man vil dermed kunstig doble utvalgsstørrelsen.

Vi har med dette prosjektet kommet et betydelig skritt videre i arbeidet med å bedre kvaliteten på inngangsdataene som brukes i oljeselskaperens miljørisikoanalyser. Det største forbedringspotensialet ligger etter vår mening nå i å bedre datatilfanget for sjøfugl i åpent hav.

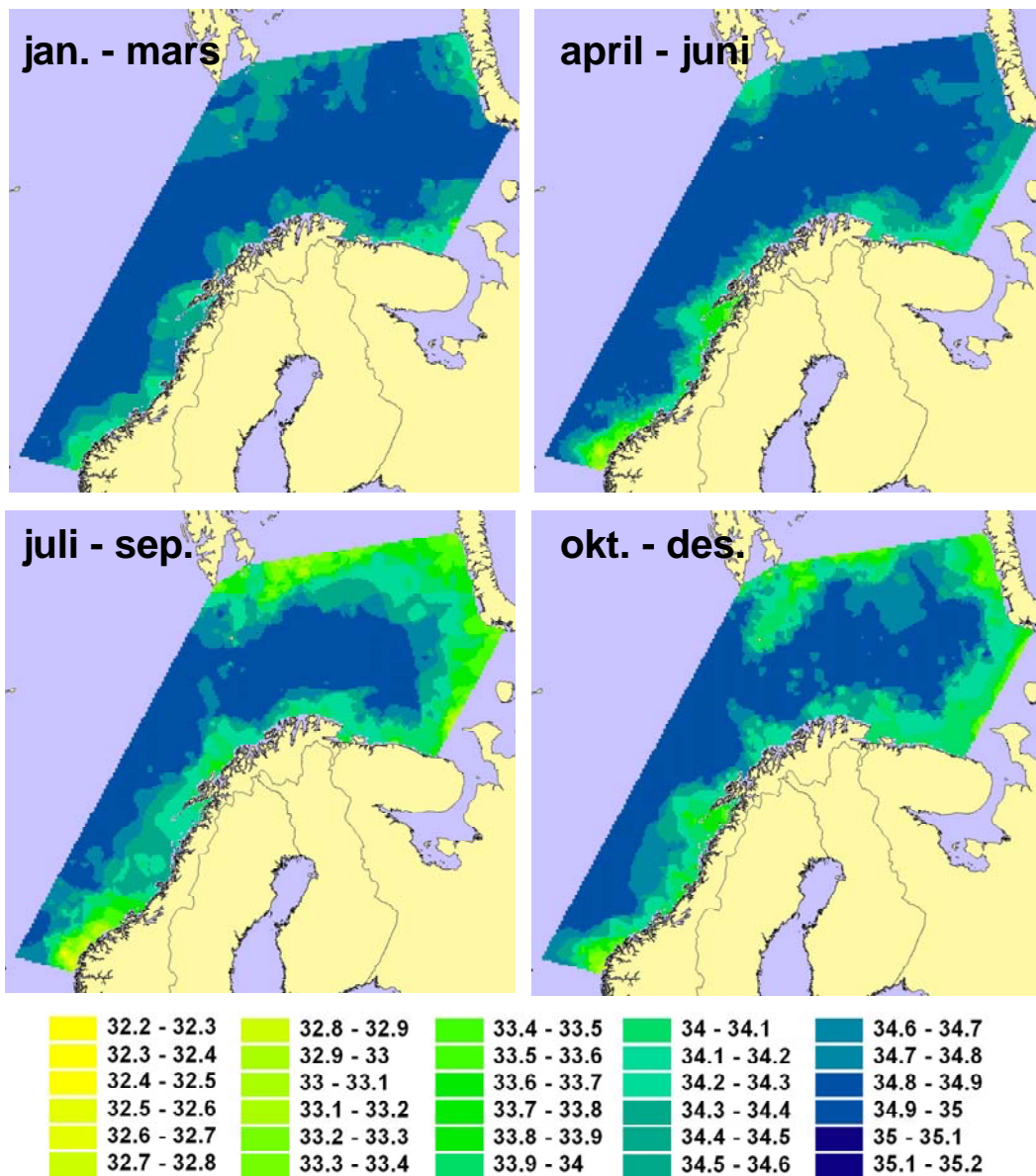
5 Referanser

- Anker-Nilssen, T., J. O. Bustnes, K. E. Erikstad, P. Fauchald, S.-H. Lorentsen, T. Tveraa, H. Strøm, & R. T. Barrett. 2005. Seapop. Et nasjonalt sjøfuglprogram for styrket beslutningsstøtte i marine områder. NINA Rapport 1. 66 pp.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, & L. Thomas. 2001. Introduction to Distance Sampling. Estimating Abundance of Biological Populations. Oxford University Press, New York.
- Fauchald, P., & O. W. Brude. 2005. Simulering av fordelingsmønsteret til sjøfugl som en komponent i MIRA. NINA Rapport 15. 36 pp.
- Fauchald, P., K. E. Erikstad, & H. Skarsfjord. 2000. Scale-dependent predator-prey interactions: the hierarchical spatial distribution of seabirds & prey. *Ecology* **81**:773-783.
- Fauchald, P., K. Langeland, & K. E. Erikstad. 2004. Utbredelse av sjøfugl i Barentshavet. Grunnlagsrapport for inngangsdata til Miljørettet Risikoanalyse for område C, Barentshavet. NINA Oppdragsmelding 815. 52 pp.
- Hastie, T. & R. Tibshirani. 1990. Generalized Additive Models. London: Chapman & Hall/CRC.
- Legendre, P., & M. J. Fortin. 1989. Spatial Pattern and Ecological Analysis. *Vegetatio* **80**:107-138.
- OLF. 2001. Miljørisiko. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel. Metode for Miljørettet Risikoanalyse (MIRA). - Oljeindustriens Landsforening, pp. 1-60.
- R-Development-Core-Team. 2004 R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria
- Wood, S. N. 2000 Modelling and smoothing parameter estimation with multiple quadratic penalties. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Statistical Methodology* **62**, 413-428.
- Wood, S. N. 2003 Thin plate regression splines. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Statistical Methodology* **65**, 95-114.
- Wood, S. N. & Augustin, N. H. 2002 GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. *Ecological Modelling* **157**, 157-177.

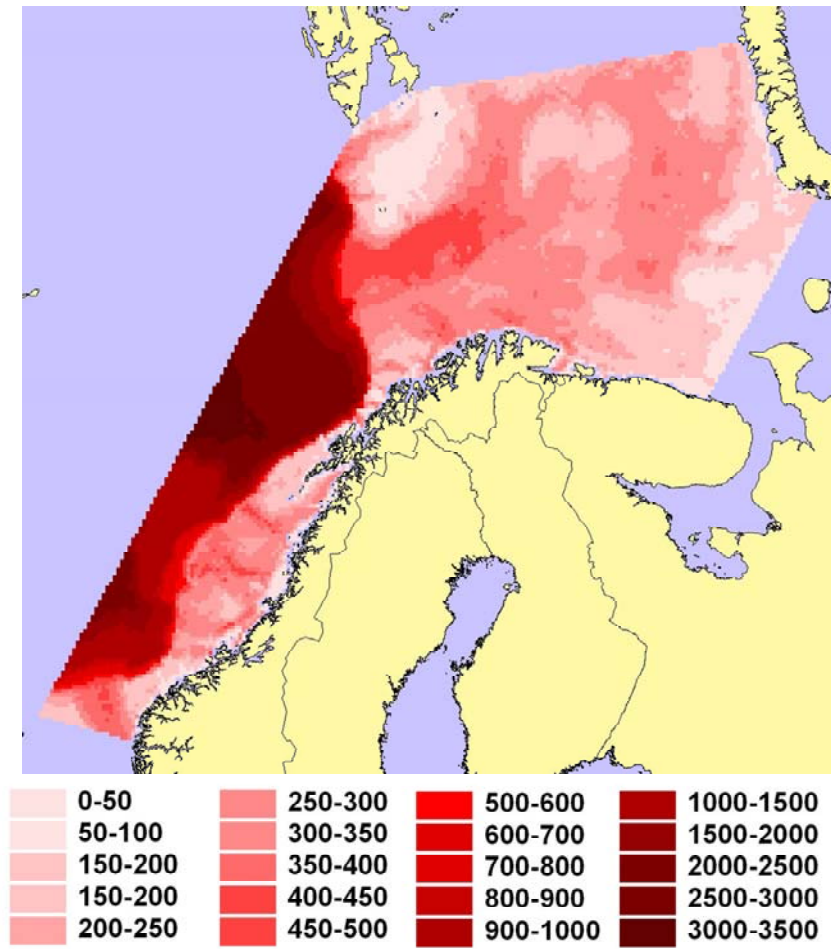
6 Vedlegg 1 Miljøvariable



Figur 1. Gjennomsnittlig overflatetemperatur °C i studieområdet for fire ulike sesonger.



Figur 2. Gjennomsnittlig overflatesaltholdighet (ppt) i studieområdet for fire ulike sesonger.



Figur 3. Dyp (m) i studieområdet.

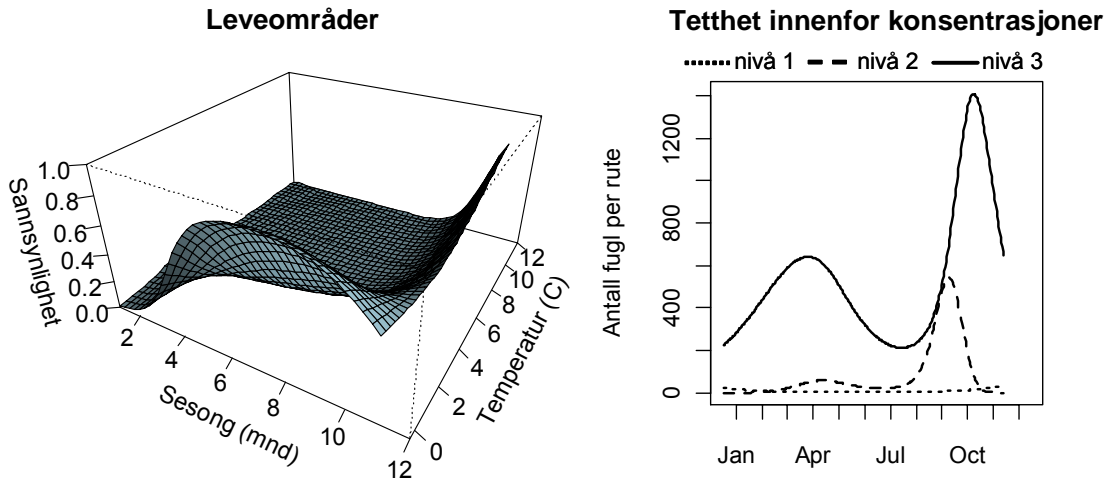
7 Vedlegg 2 Artsspesifikke resultater

For hver art er vist (for detaljer se tekst):

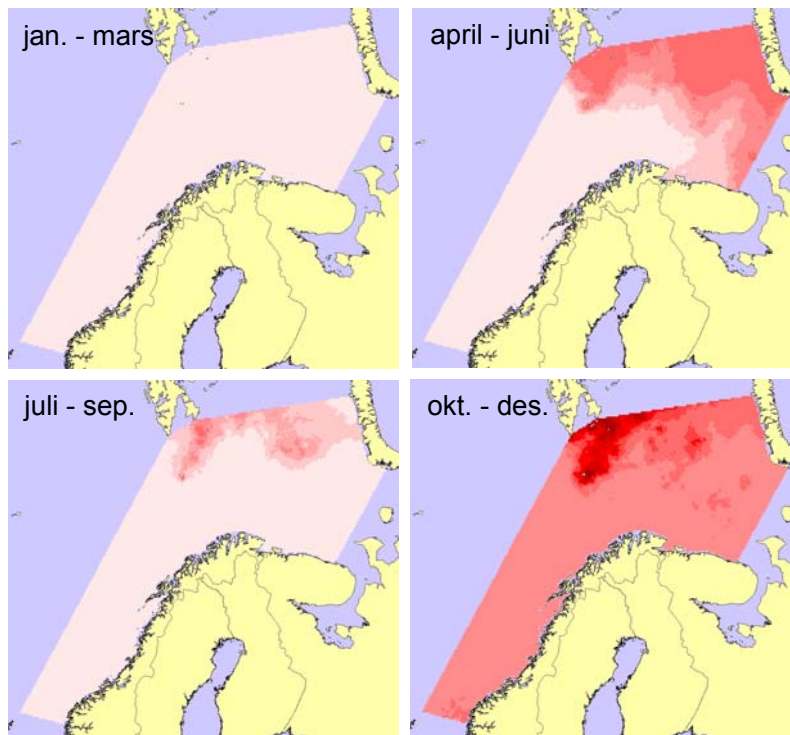
1. GAM-modell over leveområde: Tilstedeværelse av storskalastruktur som funksjon av overflatetemperatur og måned i året.
2. GAM-modell over tetthet av fugl: Tetthet av fugl innenfor de romlige strukturene som funksjon av måned i året.
3. Geografisk interpretasjon av GAM-modellene: Kart over gjennomsnittlig tetthet av fugl innenfor 10x10 km² ruter i studieområdet for fire sesonger.
4. Tre simulerte scenarier over utbredelsesmønsteret for fire sesonger.

Alkekonge (*Alle alle*)

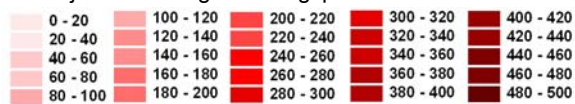
GAM-modeller



Gjennomsnittlig utbredelse



Gjennomsnittlig antall fugl per 10x10 km² rute

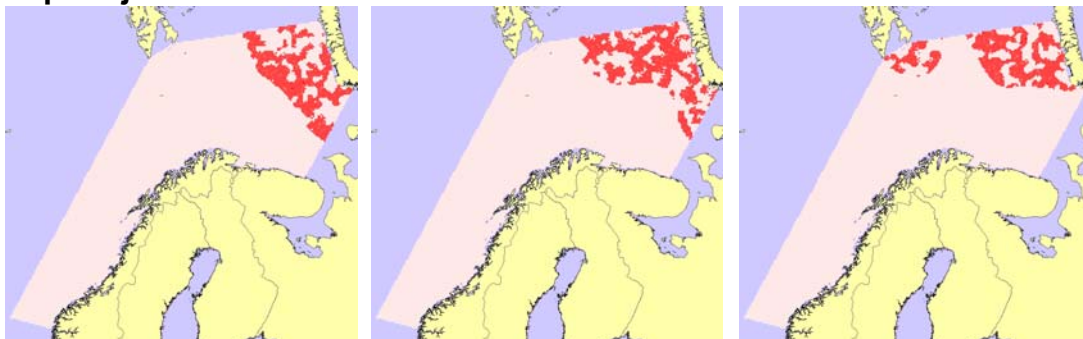


Alkekonge (*Alle alle*) Simuleringer

januar - mars



april - juni



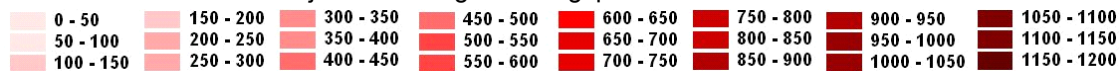
juli - september



oktober - desember

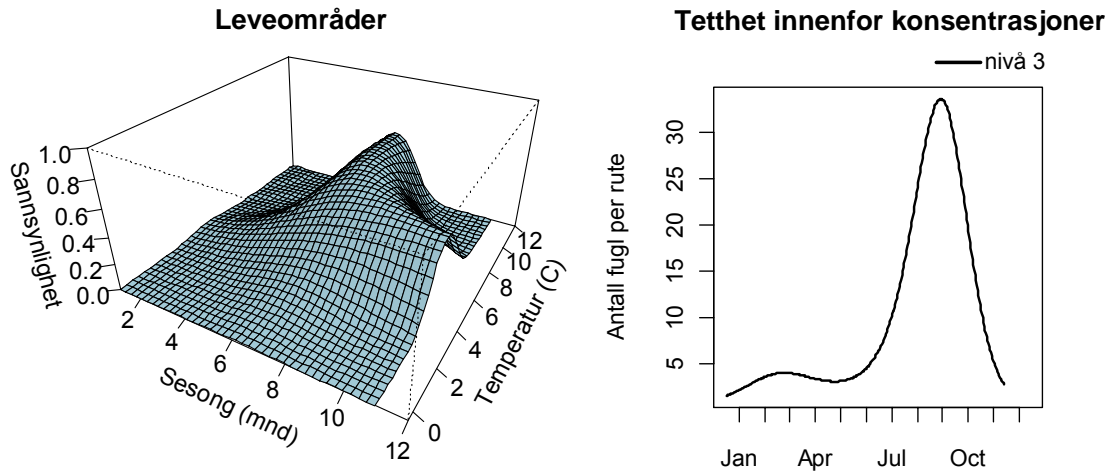


Gjennomsnittlig antall fugl per 10x10 km² rute

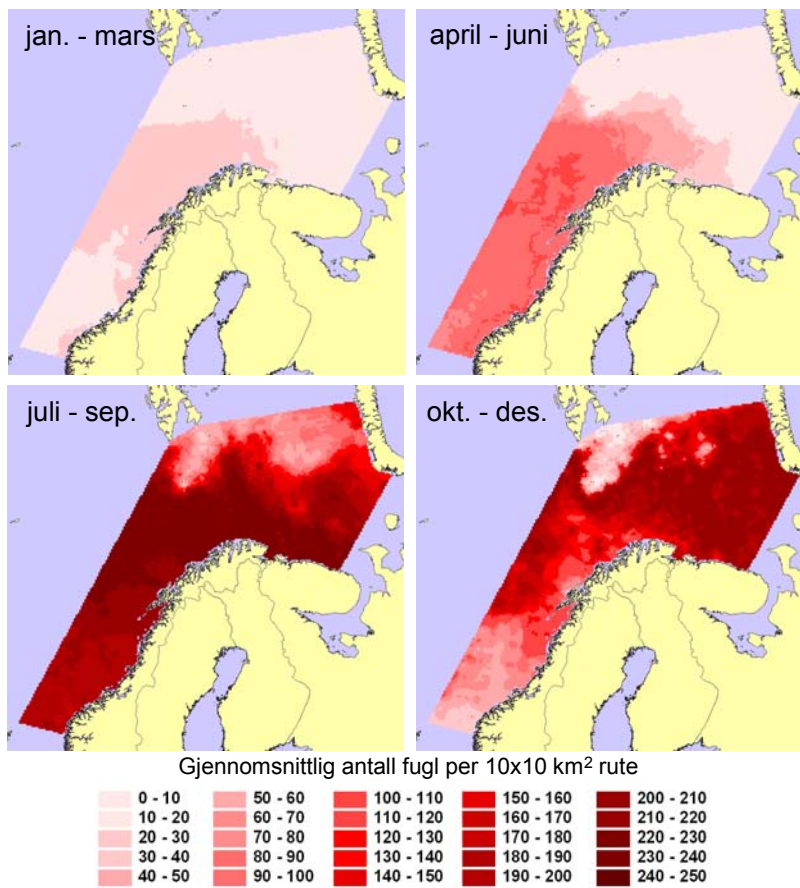


Lunde (*Fratercula arctica*)

GAM-modeller



Gjennomsnittlig utbredelse



Lunde (*Fratercula arctica*)

Simuleringer

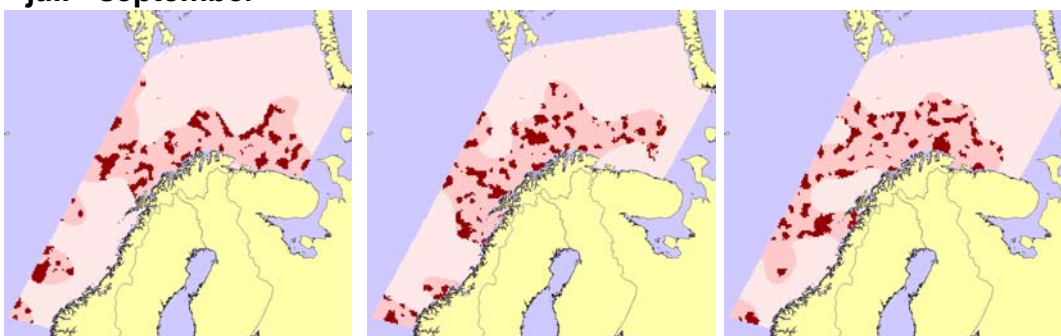
januar - mars



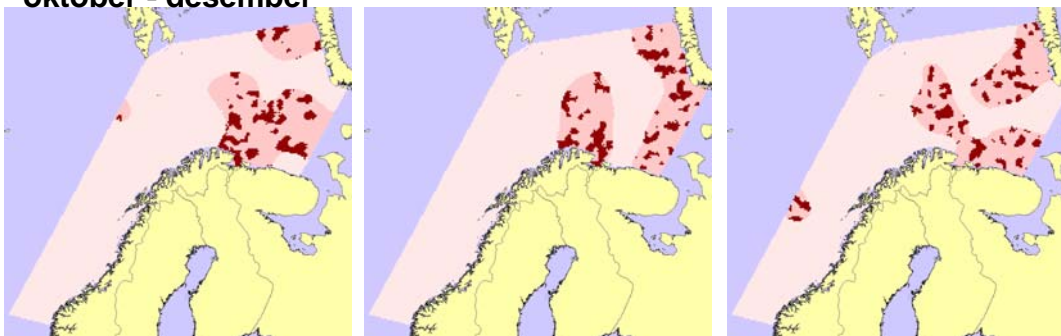
april - juni



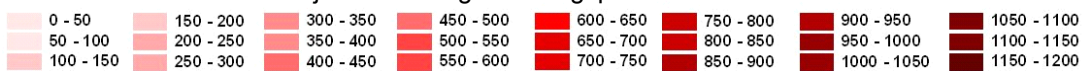
juli - september



oktober - desember



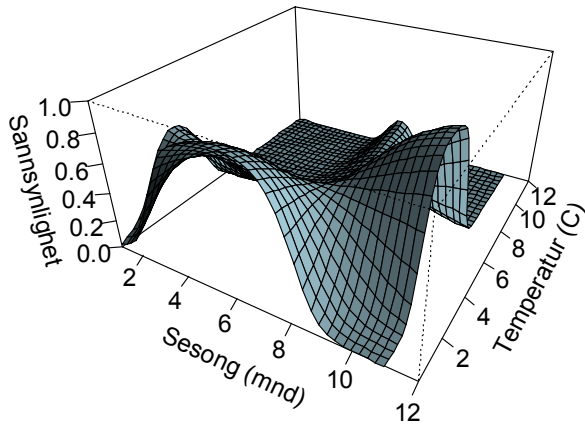
Gjennomsnittlig antall fugl per 10x10 km² rute



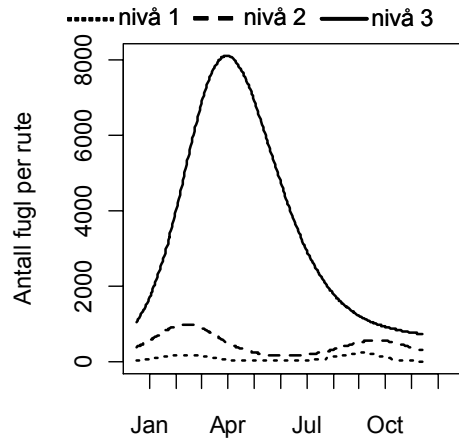
Lomvi/polarlomvi (*Uria spp.*)

GAM-modeller

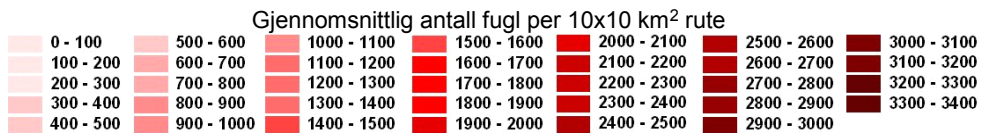
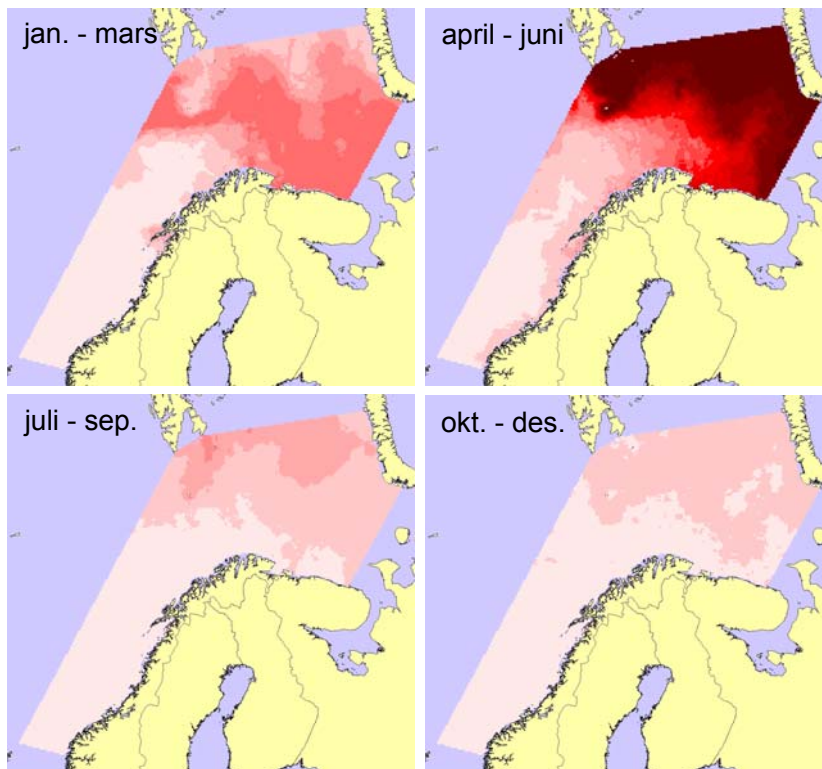
Leveområder



Tetthet innenfor konsentrasjoner



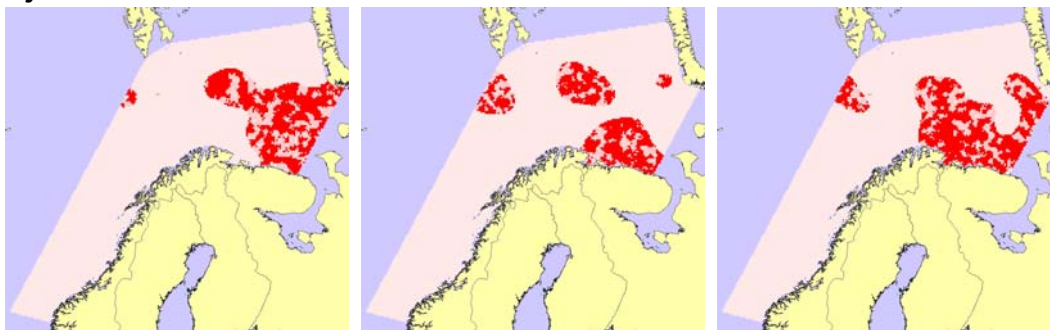
Gjennomsnittlig utbredelse



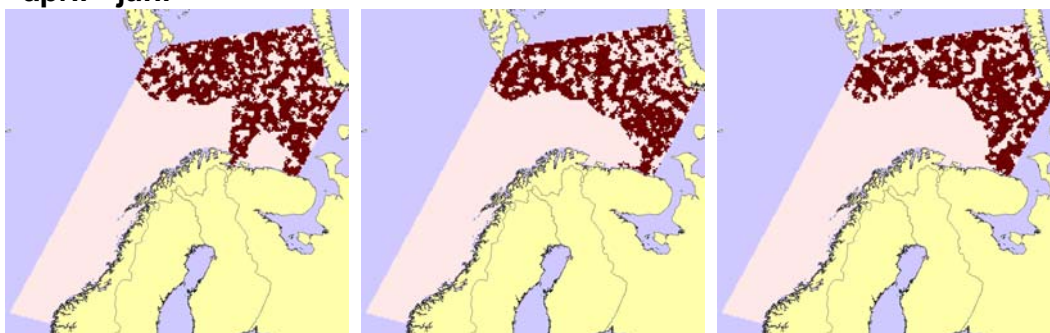
Lomvi/polarlomvi (*Uria spp.*)

Simuleringer

januar - mars



april - juni



juli - september



oktober - desember



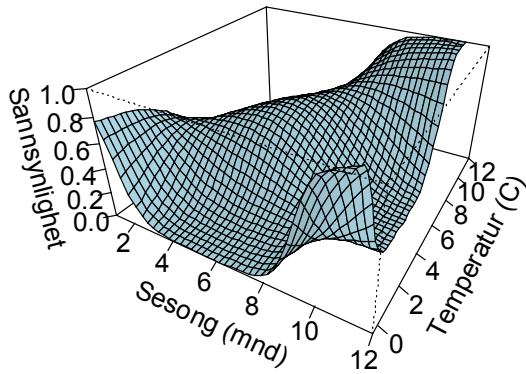
Gjennomsnittlig antall fugl per 10x10 km² rute



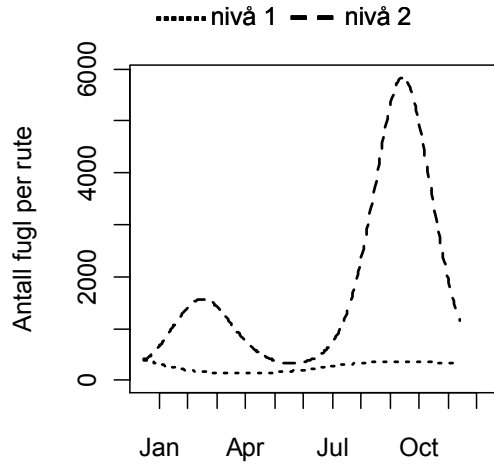
Havhest (*Fulmarus glacialis*)

GAM-modeller

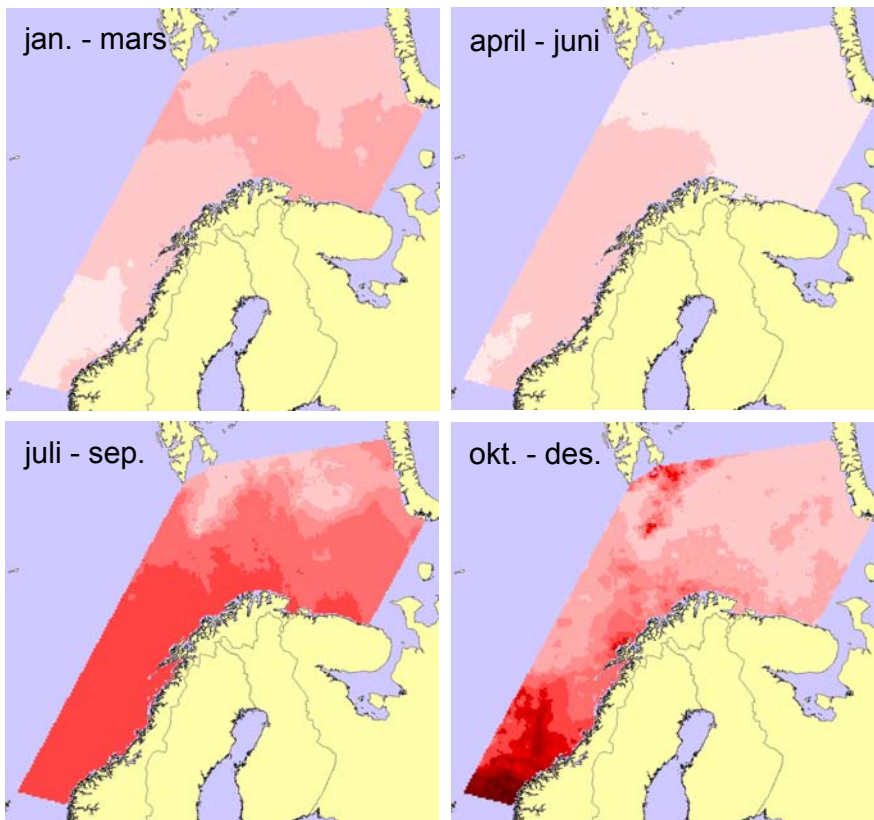
Leveområder



Tetthet innenfor konsentrasjoner



Gjennomsnittlig utbredelse



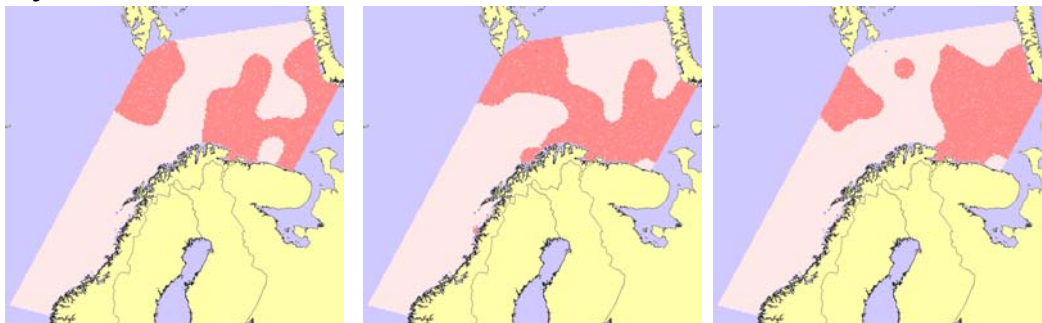
Gjennomsnittlig antall fugl per 10x10 km² rute



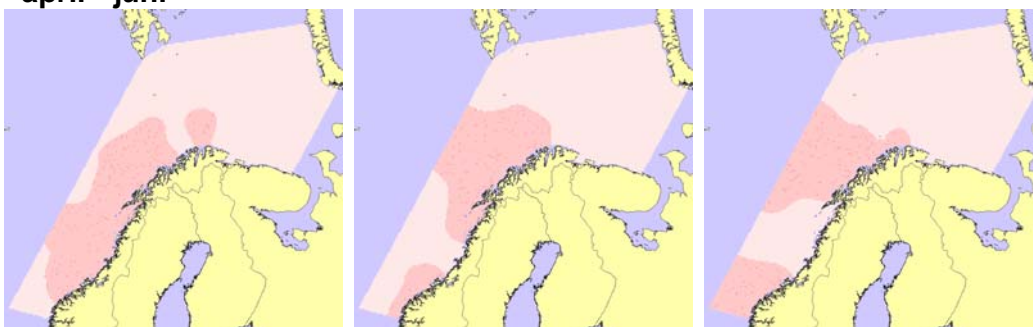
Havhest (*Fulmarus glacialis*)

Simuleringer

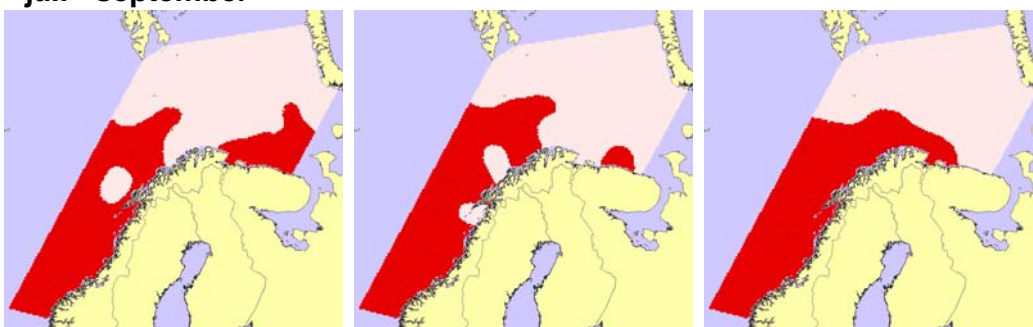
januar - mars



april - juni



juli - september



oktober - desember



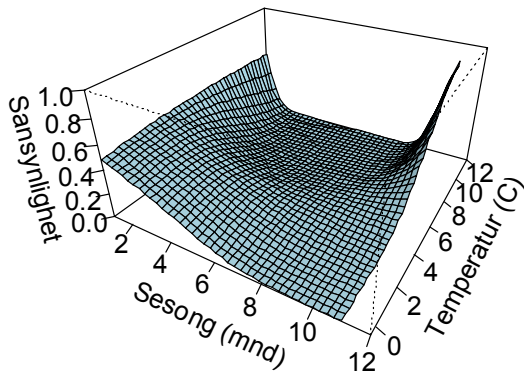
Gjennomsnittlig antall fugl per 10x10 km² rute



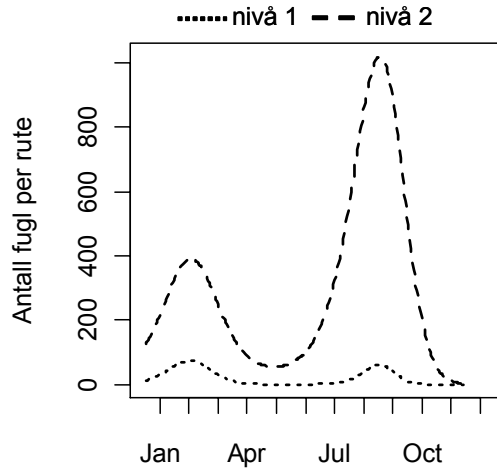
Polarmåke (*Larus hyperboreus*)

GAM-modeller

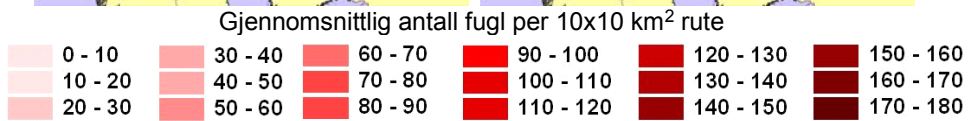
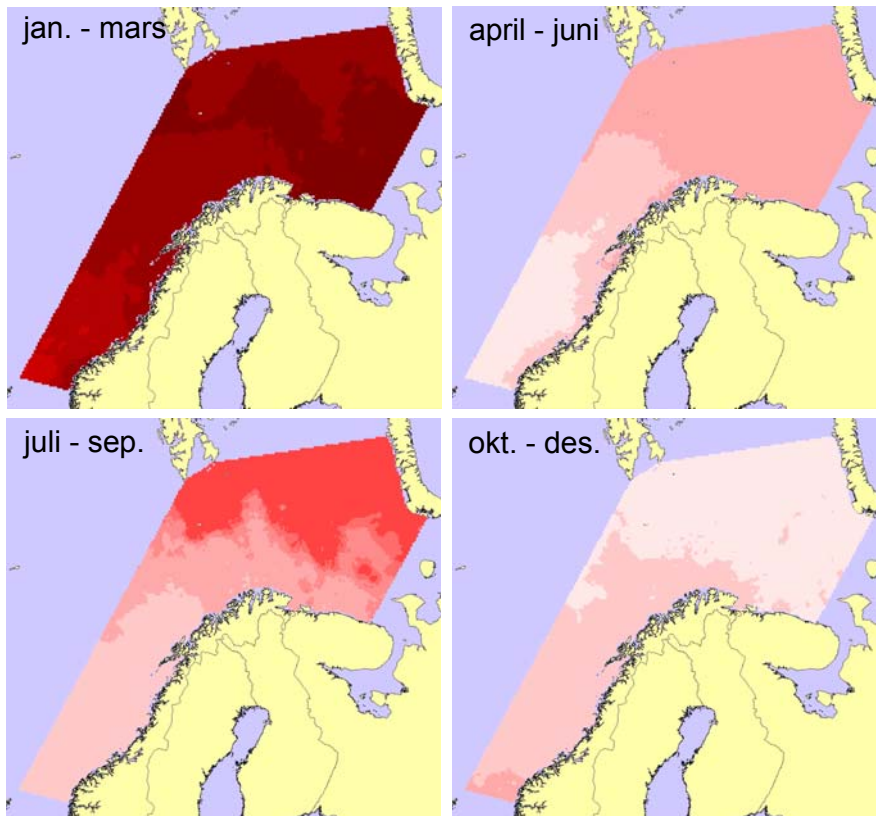
Leveområder



Tetthet innenfor konsentrasjoner



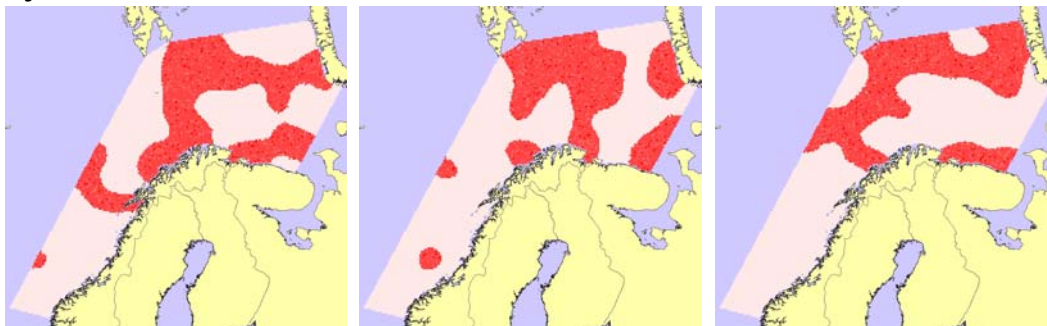
Gjennomsnittlig utbredelse



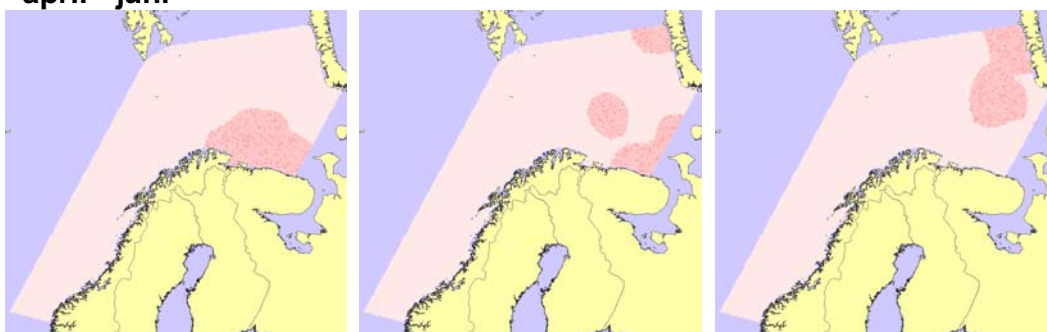
Polarmåke (*Larus hyperboreus*)

Simuleringer

januar - mars



april - juni



juli - september



oktober - desember



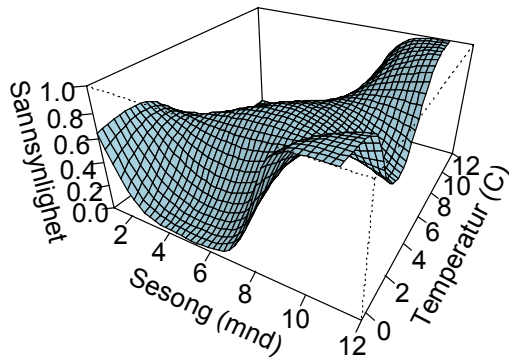
Gjennomsnittlig antall fugl per 10x10 km² rute



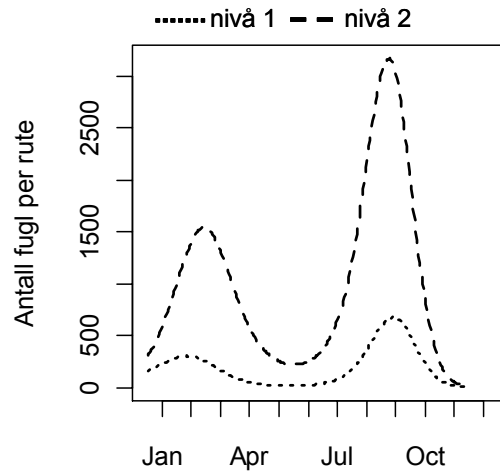
Krykkje (*Rissa tridactyla*)

GAM-modeller

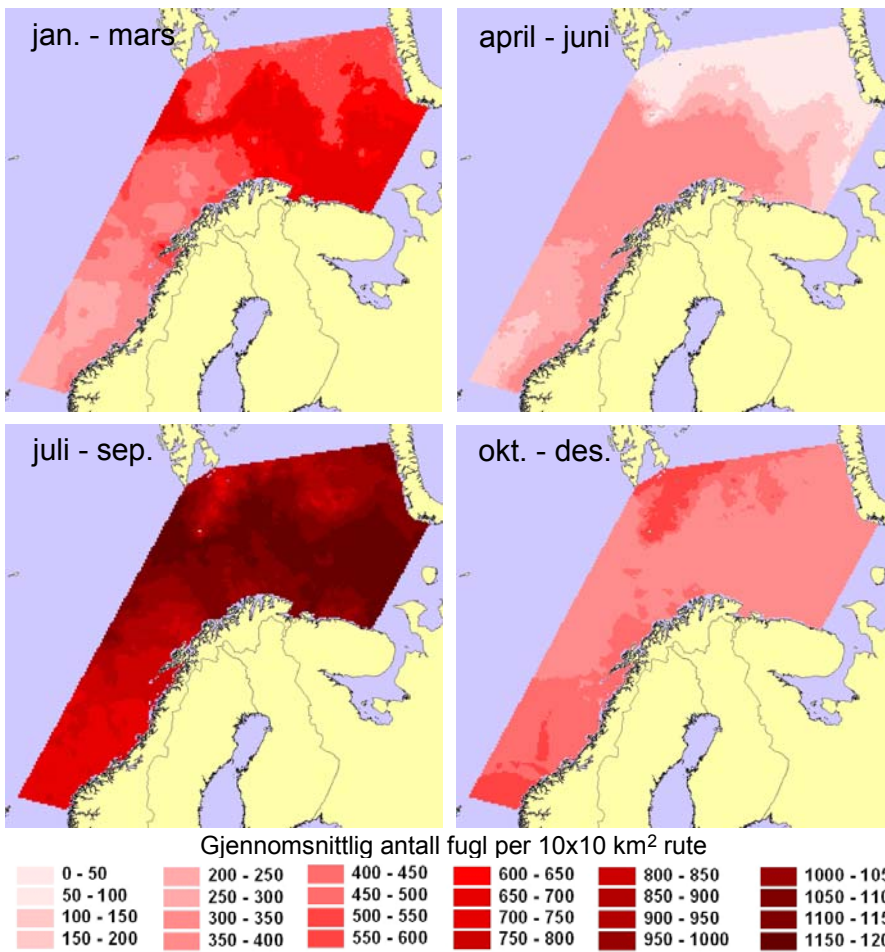
Leveområder



Tetthet innenfor konsentrasjoner



Gjennomsnittlig utbredelse



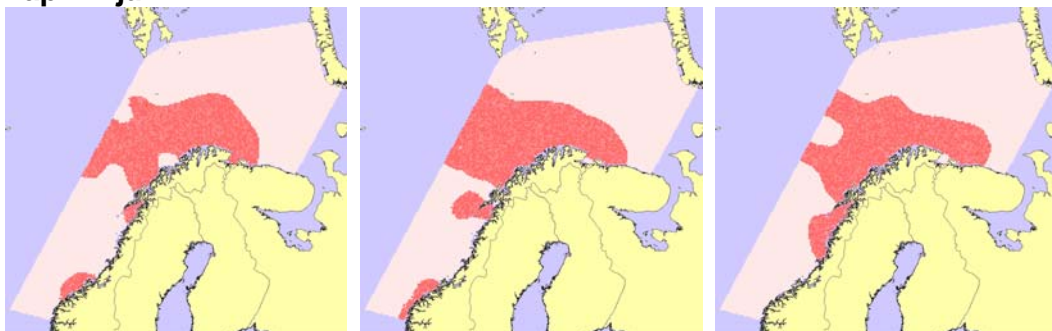
Krykkje (*Rissa tridactyla*)

Simuleringer

januar - mars



april - juni



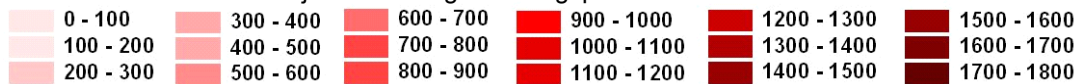
juli - september



oktober - desember



Gjennomsnittlig antall fugl per 10x10 km² rute



NINA Rapport 64

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426-1602-7