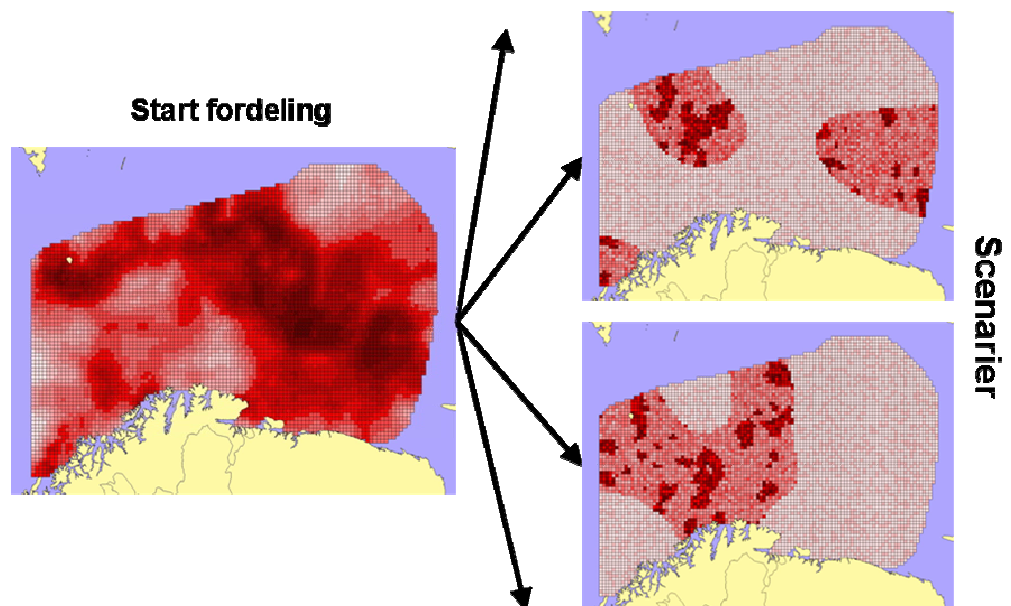


Simulering av fordelingsmønsteret til sjøfugl som en komponent i MIRA

Per Fauchald
Odd Willy Brude



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som tar opp i seg de tidligere seriene NINA Oppdragsmelding, NINA Fagrapport og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs endelige rapportering til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, blant annet befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, resultater av eget forskningsarbeid, litteraturstudier, problemoversikter og prosjekter der resultatene må gjøres tilgjengelig på annet språk.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner og utarbeides etter behov, blant annet for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, for eksempel landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftslivskretser og lignende. De gis derfor en mer 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, og gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

Hovedtyngden av den vitenskapelige publiseringen til NINAs ansatte foregår likevel i internasjonale journaler og populærfaglige (tids)skrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Simulering av fordelingsmønsteret til sjøfugl som en komponent i MIRA

Per Fauchald
Odd Willy Brude

Simulering av fordelingsmønsteret til sjøfugl som en komponent i
MIRA - NINA Rapport 15. 36 pp.

Tromsø, 31. januar 2005

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1529-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Per Fauchald

KVALITETSSIKRET AV

Kjell Einar Erikstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)

ENI Norge, Norsk Hydro, Statoil

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Erik Bjørnbom, Espen E. Hoell, Nina-Elise B. Jacobsen

NØKKEWORD

Oljeutslipp, oljeboring, miljørisikoanalyse, sjøfugl, utbredelses-
mønster, 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

NO-9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården

NO-2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Fauchald, P. & Brude O. W. Simulering av fordelingsmønsteret til sjøfugl som en komponent i MIRA. – NINA Rapport 15. 36 pp.

For å vurdere risiko forbundet med akutte oljesøl knyttet til sin aktivitet på norsk sokkel, bruker oljeselskapene miljørettet risiko analyse (MIRA). I denne metoden vurderes risiko for akutte oljesøl, mulige drivbaner for oljesøl, og utbredelsen av verdifulle og sårbare miljøkomponenter opp mot selskapenes akseptkriterier for miljørisiko. Utbredelsen av miljøkomponenter kan imidlertid variere, og i særdeleshet er utbredelsen av sjøfugl flyktig og variabel både i tid og rom. Dette gir stor variasjon i skade på sjøfugl ved et oljesøl. I mange tilfeller vil svært få fugl bli berørt, mens det samme oljesølet i enkelte tilfeller vil kunne berøre titusenvise individer. I MIRA har man til nå brukt et gjennomsnittlig utbredelsesmønster av sjøfugl. Disse inngangsdataene glatter ut den reelle variasjonen man vil ha i skadeomfang ved et oljesøl. For å øke realismen i miljørisikoanalysene, har vi i dette prosjektet laget en modell som simulerer utbredelsesmønsteret til sjøfugl i gitte områder.

Basis for modellen er analyser av utbredelsesdata over sjøfugl i det aktuelle området. Fra disse dataene beregnes 1) et gjennomsnittlig (forutsigbart) utbredelsesmønster via habitatanalyser og 2) skala og tetthet til romlige strukturer (konsentrasjoner) av fugl. På bakgrunn av disse analysene genererer modellen romlige konsentrasjoner av fugl som følger et gitt forutsigbart utbredelsesmønster. Ved lav romlig forutsigbarhet gir modellen mange forskjellige realiseringer av utbredelsesmønsteret. De ulike realiseringene kan brukes som inngangsdata i miljørisikoanalysene, og vil gi et mer realistisk bilde på utfallsrommet av et oljesøl.

Modellen er blitt testet i MIRA med hensyn til polarlomvi/lomvi i Barentshavet vinterstid for tre ulike utslippspunkt med 300 simulerte oljeutblåsninger. Hver av de simulerte utblåsningene ble analysert mot 100 simulerte utbredelser av fugl. Analysene demonstrerer stor variasjon i skadeomfang som følge av stokastisk variasjon i utbredelsen av fugl. Modellen harmonerer godt med prinsippene i miljørisikoanalyse, og gir et mer realistisk skadebilde med hensyn til sjøfugl enn tidligere analyser. Den krever imidlertid et relativt omfattende datatilfang og statistiske analyser med hensyn til utbredelse av fugl.

Per Fauchald
Norsk institutt for naturforskning
Polarmiljøsenteret
9296 Tromsø

Odd Willy Brude
Det norske veritas
Veritasveien 1
1322 Høvik

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
1.1 Habitatmodellering	6
1.2 Begrensninger og utfordringer	6
1.3 Motivasjon og målsetning	7
2 Modellen	8
2.1 Romlig autokorrelasjon -trening av cellene	9
2.2 Realisering av nivå	9
2.3 Initiering av rutenettet og simulering av tid	10
2.4 Beregning av initielle sannsynligheter	10
2.5 Fordeling av fugl i cellene	10
2.6 Justering av kanteffekten	11
2.7 Input til programmet	11
2.8 Output fra programmet	11
3 Simuleringseksempler; polarlomvi i Barentshavet	12
4 Implementering av modellen i MIRA	17
4.1 Analysemetodikk MIRA	18
4.2 Utslippspunkt 7131/4-1	18
4.3 Utslippspunkt Bjørnøya Vest (ULB)	22
4.4 Utslippspunkt Lopparyggen Øst (ULB)	23
5 Konklusjon	25
6 Referanser	27
7 Vedlegg	29

Forord

Dette prosjektet er et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for naturforskning, Avdeling for arktisk økologi og Alpha miljørådgivning AS. Per Fauchald, NINA har stått for modellutvikling og analyser av utbredelsen av fugl mens Odd Willy Brude, Alpha miljørådgivning har testet resultatene fra modellen i MIRA. ENI Norge, Statoil og Norsk Hydro har, gjennom letesamarbeidet i Barentshavet (NoBaLes), vært oppdragsgivere for prosjektet. Vi takker selskapene representert ved Erik Bjørnbom (ENI Norge), Espen Edward Hoell (Norsk Hydro) og Nina-Elise B. Jacobsen (Statoil) for godt samarbeid.

31. januar 2005
Per Fauchald
Prosjektleder

1 Innledning

Sjøfugl har en flekkvis og delvis uforutsigbar utbredelse i tid og rom. Periodevis kan man således finne tusenvis av fugl innenfor relativt små områder. Denne typen fordelingsmønster er vanlig i marine pelagiske systemer, og kan ha stor betydning for variasjonen i skadeomfang ved uhellsutslipp av olje.

Målsetningen med dette prosjektet er å utvikle et modellverktøy som kan simulere den geografiske utbredelsen til en ressurs med flekkvis og delvis uforutsigbart fordelingsmønster. Hensikten med modellen er å gi mer realistiske inngangsdata til risikoanalyser i oljeindustrien.

1.1 Habitatmodellering

Data over fordelingen av sjøfugl i åpent hav samles som regel inn ved observasjoner fra fartøyer som går langs fastlagte transekter. Til de fleste forvaltningsformål som arealplanlegging, miljørisikoanalyser og estimerer av bestandsstørrelse, trenger man imidlertid estimerer over tetthet over større kontinuerlige områder. Av logistiske årsaker er det vanskelig å samle inn denne typen data, og man er derfor avhengig av å estimere tettheten av fugl i områder hvor man ikke har vært.

For en del formål er det tilstrekkelig å interpolere fra områder hvor man har observasjoner til områder hvor man ikke har observasjoner. Dette kan gjøres ved hjelp av interpoleringsteknikker som IDW (Interpolated Distance Weighting) eller kriging (Cressie 1993). Disse teknikkene kan utføres av de fleste GIS (Geographical Information System) programpakker, og brukes ofte for å produsere kart over ulike miljøressurser.

I naturen er gjerne organismer knyttet til leveområder med spesifikke miljøbetingelser. Kunnskap om habitatpreferanser og utbredelsen av relevante miljøbetingelser kan derfor brukes til å forutsi utbredelsen av en biologisk ressurs. Denne formen for prediktiv habitatmodellering er blitt svært populær i miljørisikoanalyser og arealplanlegging (Buckland and Elston 1993; Boyce and McDonalds 1999; Guisan and Zimmermann 2000). For at en miljøvariabel skal være egnet i habitatmodellering, bør variabelen ha en dokumentert biologisk betydning. Videre må variabelen være enkel å måle og være grundig kartlagt i det aktuelle området. Typiske og egnede variable i det marine systemet er saltholdighet, temperatur, dyp, karakteristiske vannmasser, primærproduksjon og frontområder. Disse variablene har betydning for fysiologiske prosesser i organismene og produktiviteten i økosystemene. De er kartlagt over store områder og data kan lastes ned gratis fra ulike kilder på internett som ICES (International Exploration of the Seas; <http://www.ices.dk>) eller NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration; <http://www.noaa.gov/>). Slike data inkluderer prosesserte fjernmålingsdata (primærproduksjon, is, havnivå og overflatetemperatur), punktobservasjoner (CTD data) av saltholdighet og temperatur og detaljerte kart over batymetri. Den romlige sammenhengen mellom den biologiske ressursen og miljø kan modelleres ved hjelp av ulike statistiske teknikker som generelle multiple regresjoner (GLM), generelle additive modeller (GAM) eller Bayesiske modeller (se oppsummering av Guisan & Zimmermann 2000). Sammenhengen mellom den biologiske ressursen og miljø kan dermed brukes til å predikere forekomster i områder hvor man har observasjoner av miljø, men ikke observasjoner av ressursen.

1.2 Begrensninger og utfordringer

Et stort problem forbundet med habitatmodellering er romlig autokorrelasjon i den avhengige variabelen. De fleste biologiske ressurser har en flekkvis utbredelse noe som resulterer i det man statistisk omtaler som romlig autokorrelasjon dvs. at observasjoner som ligger nært hverandre ikke er uavhengige. For eksempel, hvis man observerer en måke på sjøen er det ikke tilfeldig om man observerer en annen måke to meter unna. Sterk romlig autokorrelasjon i den biologiske ressursen medfører at man vil finne en romlig sammenheng med en hvilken som

helst miljøvariabel med tilsvarende romlig kovariansstruktur (Lennon 1999; 2000; Fauchald et al. 2002). Hvis for eksempel en sjøfugl har en nordlig utbredelse ett år, så vil man finne en negativ sammenheng med havtemperatur. Utbredelsen behøver imidlertid ikke ha noe med havtemperatur å gjøre, men kan for eksempel være en effekt av utbredelsen av et byttedyr. Bruk av havtemperatur kan derfor ha en svært lav prediktiv verdi for andre områder eller tidspunkt. For å etablere sammenhenger med prediktive muligheter, er man derfor avhengig av flere uavhengige datasett (fra andre områder, eller andre år). Sterke interaksjoner mellom miljøvariablene og datasett (dvs. år eller områder) vil indikere ikke-konsistente sammenhenger. Analyser fra Barentshavet viser at forutsigbarheten i utbredelsen av sjøfugl, selv på stor skala, er relativt lav mellom år. Vi finner sterke sammenhenger mellom ulike miljøvariabler og sjøfugl for hvert enkelt år, men interaksjonene er sterke og sammenhengene forandrer seg følgelig mellom år (Fauchald et al. 2002; 2004).

Marine pelagiske organismer har gjerne et komplekst nøstet utbredelsesmønster (Haury et al. 1978; Hunt & Schneider 1987; Murphy et al. 1988; Kotliar and Wiens 1990). Dette betyr at konsentrasjoner av organismer er nøstet innenfor konsentrasjoner på større skala. Stimfisk er for eksempel på liten skala konsentrert innenfor stimen, stimene er ofte konsentrert innenfor områder med gunstige næringsbetingelser, og disse områdene er igjen konsentrert innenfor fiskens gyte- eller vandringsområder. I slike systemer synker den romlige forutsigbarheten med minkende skala. Det betyr for eksempel at forutsigbarheten i plasseringen av en enkelt stim er lavere enn forutsigbarheten i fiskens beiteområder på stor skala.

Nøstede utbredelsesmønstre gir svært komplekse og sterkt aggregerte fordelinger. Dette betyr at en stor andel av den totale biomassen vil befinne seg innenfor relativt små områder. Aggregerte fordelinger vil øke en bestands sårbarhet for romlig avgrensede forstyrrelser slik som oljesøl. Sterkt klumpet fordeling av lomvi i Barentshavet medfører for eksempel at tusenvis av fugl kan bli berørt av selv et lite oljesøl (Barrett 1979).

1.3 Motivasjon og målsetning

Utrekninger om mulige effekter av uhellsutslipp av olje på sjøfugl baserer seg på artsspesifikke sårbarhetsindekser og data over utbredelse (se for eksempel Williams et al. 1995; Begg et al. 1997; Anker-Nilssen et al. 1988; Anonym 2001). Miljørisikoanalyser i norske farvann har de siste årene vært basert på habitatmodeller utviklet fra data over utbredelse av de aktuelle artene og ulike miljøvariable (Fauchald et al. 1996; Hanssen et al. 1998; Systad et al. 1999; Fauchald et al. 2004). Disse analysene viser relativt lav forutsigbarhet i utbredelse mellom år. Analysene utjevner den uforutsigbare komponenten i fordelingsmønsteret, og fordelingen som inngår i analysene tar dermed ikke høyde for det sterkt uforutsigbare og aggregerte fordelingsmønsteret til sjøfugl. Det store antall sjøfugl som har blitt berørt av enkelte oljesøl (for eksempel Exxon Valdez, Braer, Sea Empress, Erika ulykkene) understreker behovet for å inkludere denne typen stokastisitet i analysene.

I dette prosjektet har vi utviklet en modell som simulerer den romlige fordelingen til en aggregert og delvis uforutsigbar ressurs. Modellen tar hensyn til den forutsigbare komponenten i utbredelsesmønsteret, og genererer ut fra dette, romlig eksplisitte scenarier som kan brukes som input i miljørisikoanalyser som MIRA (OLF 2001).

2 Modellen

Marine pelagiske organismer er organisert i romlige hierarkier hvor konsentrasjoner på liten skala er nøstet innenfor konsentrasjoner på større skala (se Fig. 1, Murphy et al. 1988, Kotliar & Wiens 1990, Rose & Leggett 1990, Russell et al. 1992, Fauchald et al. 2000). Denne egenskapen brukes som basis for modellen (se Fig. 1, og Fauchald (1999)).

Modellen er programmert i Simula (Kirkerud 1989). Kompilator (cim: Simula in C) for Simula kan lastes ned fra <http://www.iro.umontreal.ca/~vaucher/Simula/Software/>. Programutskrift er gitt i vedlegg. I det følgende vil tekst med fonttype `courier` vise til tekst i programmet. Bokstaver i *kursiv* er symboler for variable definert i teksten.

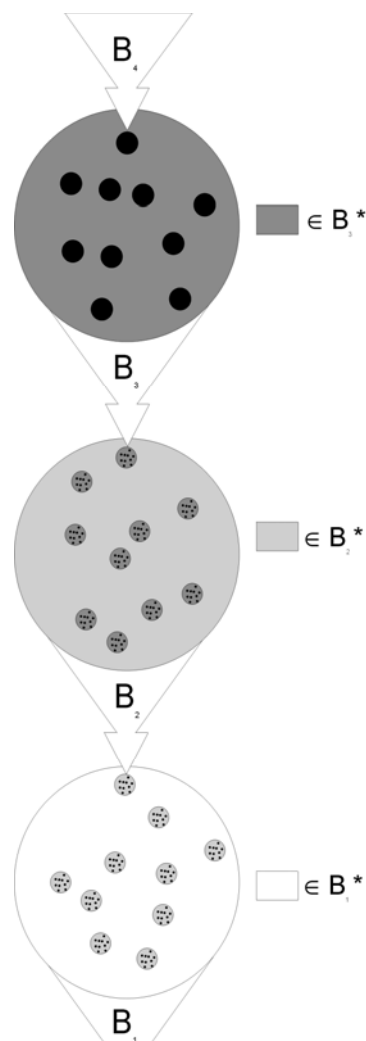
La et romlig hierarkisk system bestå av diskrete konsentrasjoner på diskrete nivåer fra 0 til n . La konsentrasjoner på et gitt nivå (>0) være nøstet innenfor konsentrasjoner på nivået under. Det vil si at en konsentrasjon på nivå 2 bare kan finnes innenfor en konsentrasjon på nivå 1 osv. For økende nivå vil 1) arealet av konsentrasjonene synke, 2) tettheten av den biologiske ressursen øke, og 3) varigheten av konsentrasjonen synke. Vi ønsker å simulere slike fordelinger i tid og rom. Fordi systemet er nøstet, må vi for hvert tidsintervall t (time) starte med å simulere det første nivået i (level) i systemet ($i = 1$), og deretter nøste oss innover (procedure program).

Vi definerer et romlig eksplisitt rutenett med C celler hvor hver celle j er karakterisert ved (`ref(cell)` array `grid(1:10000)`, `class cell`):

1. x_j, y_j – posisjon (x, y)
2. α_{ij} - *initie*ll sannsynlighet for at cellen tilhører nivå i gitt at cellen tilhører nivå $i-1$
3. p_{ijt} - sannsynlighet for at cellen tilhører nivå i gitt at cellen tilhører nivå $i-1$ ved tid t (`prob`)
4. L_j - høyeste realiserte nivå i hierarkiet (`hlevel`)

På grunn av problemer med hensyn til minnehåndtering leses α_{ij} fra fil før simulering av hvert nivå (procedure `initgrid`; `initprob`), og er derfor ikke representert i `class cell`.

Initieell sannsynlighet, α_{ij} er gitt på forhånd, og representerer den forutsigbare delen av fordelingsmønsteret. α_{ij} beregnes fra fordelingsdata over ressursen ved hjelp av interpolering og/eller habitatanalyser, og angir sannsynligheten for at en celle skal tilhøre et nivå *uten* effekten av romlig autokorrelasjon.



Figur 1. Hierarkisk fordelingsmønster med 4 nivåer. (etter Fauchald 1999).

2.1 Romlig autokorrelasjon -trening av cellene

For å simulere romlig autokorrelasjon for nivå i , blir cellene i rutenettet *trenet* på følgende måte (`procedure treneprob`):

1. Sannsynlighet for at cellene tilhører et nivå ved tid 0, p_{ij0} blir satt lik α_{ij} .
2. Hvorvidt neste celle i simuleringen skal tilhøre nivå i eller ikke trekkes tilfeldig med sannsynlighet lik $\Sigma \alpha_{ij} / C$ (`portion(level)`).
3. Hvilken celle k som skal bestemmes til nivå trekkes tilfeldig fra fordelingen av p_{ijt} til cellene som ikke allerede er bestemt til nivå (`Class cell; boolean train`) med sannsynlighet $(1 - p_{ijt})$ hvis cellen *ikke* skal tilhøre i og p_{ijt} hvis cellen skal tilhøre i .
4. Autokorrelasjon: Cellen som er bestemt til nivå påvirker p_{ijt} til nærliggende celler j etter følgende formler (`class cell`):

- a. Hvis cellen k tilhører i (`procedure updatespatup(x1, y1)`):

$$p_{ijt} = p + (1 - p)r(i, d_{kj}) \text{ for } p_{ijt} \geq 0.5$$

$$p_{ijt} = p + pr(i, d_{kj}) \text{ for } p_{ijt} > 0.5$$

- b. Hvis cellen k ikke tilhører i (`procedure updatespatdown(x1, y1)`):

$$p_{ijt} = p - (1 - p)r(i, d_{kj}) \text{ for } p_{ijt} \geq 0.5$$

$$p_{ijt} = p - pr(i, d_{kj}) \text{ for } p_{ijt} > 0.5$$

Hvor p_{ijt} er sannsynlighet til celle j etter påvirkning fra celle k . p er sannsynlighet til celle j før påvirkning fra celle k . r er en rate (`rate`) bestemt av den romlige skalaen til nivå i , β_i (`spatscale(level)`), styrken på autokorrelasjonen til nivå i , φ_i (`spatconn(level)`), og distansen d_{kj} (`dist`) mellom cellene k og j . Vi antar at r synker lineært med d_{kj} på følgende måte:

$$r(i, d_{kj}) = \varphi_i - \frac{\varphi_i d_{kj}}{\beta_i} \text{ for } d_{kj} \leq \beta_i$$

$$r(i, d_{kj}) = 0 \text{ for } d_{kj} > \beta_i$$

Punktene 2 til 4 gjentas inntil fordelingen av p_{ijt} konvergerer. Innenfor i vil p_{ijt} gå mot 1 mens utenfor vil p_{ijt} gå mot 0. I grensen mellom i og $i-1$, vil p_{ijt} konvergere mot en verdi mellom 0 og 1. I mangel på effektive konvergeringskriterier trenes en gitt andel av cellene i rutenettet (`ptraining, procedure trenerprob; ntrain`).

Den romlige skalaen til nivå i , β_i (`spatscale(level)`), angir avstanden hvor cellene påvirker hverandre. Denne skalaen må bestemmes fra romlige analyser av reelle data. Vi har brukt autokorrelogrammer for å finne fornuftige verdier for denne verdien, og har satt β_i lik distansen hvor den romlige autokorrelasjonen er lik null (dvs. der hvor autokorrelogrammet skjærer x-aksen) (se Legendre & Fortin 1989; Fauchald et al. 2000). Styrken på autokorrelasjonen, φ_i bestemmer hvor raskt p_{ijt} konvergerer. Fordi antall potensielle celler som påvirker hverandre øker med økende skala (synkende nivå), må effekten av hver enkelt celle synke, og φ_i må derfor synke for økende β_i .

2.2 Realisering av nivå

For hvert nivå som trenes, er det kun celler som tilhører nivået under det aktuelle nivået som deltar. Det betyr at for trening av nivå 1 deltar alle cellene i rutenettet. Når nivå 1 er bestemt (realisert), blir nivå 2 trenet med utvalget av celler som tilhører nivå 1 osv.

Etter trening, realiseres nivået i cellene i `procedure realiserprob`. Realiseringen gjøres enkelt ved at cellen bestemmes til nivå i ved å trekke tilfeldig med sannsynlighet lik p_{ijt} .

2.3 Initiering av rutenettet og simulering av tid.

Før simulering av hvert nivå initieres rutenettet i `procedure initgrid`. x_j , y_j og α_{ij} leses fra fil (`gridfil`). Hvis tid er null settes p_{ijt} lik α_{ij} . Hvis rutenettet skal simuleres over flere tidsintervaller vil imidlertid p_{ijt} være avhengig av $p_{ij(t-1)}$. Det vil si at fordelingen ved tid t vil avhenge av fordelingen ved tid $t-1$. Etter hver trening lagres p_{ijt} i en temporær, nivåspesifikk fil (`tempfil`). Denne hentes fram igjen ved initiering av nivået ved neste tidsintervall. Vi antar at p_{ijt} (`prob`) vil gå fra $p_{ij(t-1)}$ (`fprob`), og nærme seg α_{ij} (`initprob`) over tid med en gitt nivåspesifikk rate, τ_i (`timerate(level)`). Vi antar følgende forhold:

$$p_{ijt} = \alpha_{ij} \text{ for } t = 0$$

$$p_{ijt} = \alpha_{ij} + (p_{ij(t-1)} - \alpha_{ij}) \frac{1}{\tau_i} \text{ for } t > 0$$

I likhet med den romlige autokorrelasjonsfaktoren β_i , representerer τ_i den temporære autokorrelasjonen, og må gis verdier på bakgrunn av analyser av data. Som for β_i kan rimelige verdier for τ_i finnes fra temporære autokorrelogrammer.

2.4 Beregning av initielle sannsynligheter

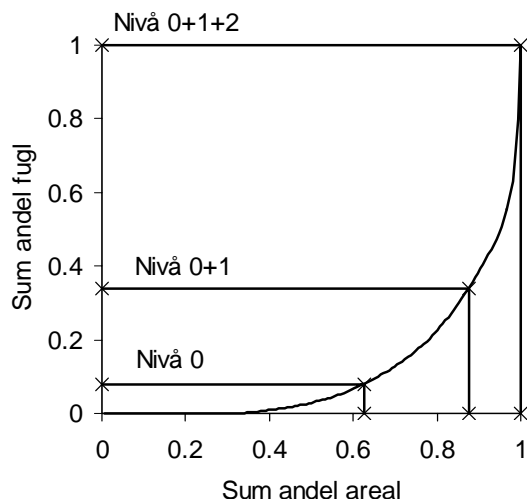
Initiell sannsynlighet for at en celle tilhører et nivå i , α_{ij} representerer den forutsigbare delen av fordelingsmønsteret, og må beregnes fra reelle data. Vi har dels brukt habitatanalyser og dels romlige analyser for å finne rimelige verdier for α_{ij} . I habitatanalysene ble det brukt logistisk regresjon for å estimere sannsynlighet for å observere fugl i cellene (Fauchald et al. 2004). Vi antar at fordelingen av dette estimatet reflekterer fordelingen av α_{ij} . Fra romlige analyser (Fauchald et al. 2000) kan man beregne hvor stor andel av det totale arealet som hvert enkelt nivå utgjør. Interceptet for estimatene ble justert slik at α_{ij} samsvarer med denne andelen.

2.5 Fordeling av fugl i cellene

Vi antar at antall fugl i hver celle er Poisson fordelt med den nivåspesifikke parameteren μ_i (gjennomsnitt og varians av antall fugl i cellene i nivå i er lik μ_i). Fordeling av fugl i cellene gjøres i `procedure tetthet`.

Antall fugl i cellene øker med nivå, og μ_i må beregnes fra data. Vi har valgt å bruke følgende framgangsmåte:

1. Estimering av totalt antall fugl innenfor rutenettet (`totfugl`): Antall fugl i hver celle blir estimert gjennom interpoleringen i habitat analysen, og totalt antall fugl blir summert opp.
2. Arealandel av hvert nivå (`proparea(level)`): Fra de romlige analysene (se Fauchald et al. 2000) beregnes andeler av det totale arealet som hvert enkelt nivå utgjør.



Figur 2. Sum andel fugl som funksjon av sum andel areal. Data er fra utbredelsen av lomvi i Barentshavet vinteren 1987, og er sortert stigende med hensyn på antall fugl. Sum andel areal som utgjøres av et system med to nivåer med korresponderende sum andel fugl er indikert. Andel areal som de ulike nivåene utgjør er beregnet fra det samme systemet ved hjelp av romlige analyser (Fauchald et al. 2000).

3. Andeler av fugl innenfor hvert enkelt nivå: Fra reelle data over utbredelsen av fugl innenfor rutenettet estimeres andel av totalt antall observerte fugl innenfor hvert nivå. Dette gjøres ved å sortere dataene stigende med hensyn til antall fugl i hver celle. Fra sum andel fugl som funksjon av sum andel areal estimeres sum andel fugl for hvert enkelt nivå (Fig 2). Ved denne framgangsmåten antar vi at antall fugl i hver celle er lavest i det laveste nivået, øker med nivå, og er høyest i det høyeste nivået.
4. Gjennomsnittlig antall fugl i hver celle for hvert enkelt nivå, beregnes fra andel fugl innen hvert nivå og totalt antall fugl i rutenettet

2.6 Justering av kanteffekten

Etter en del utprøving av modellen ble det klart at sannsynlighetene for at en celle skulle tilhøre et nivå var avhengig av nærheten til utkanten av rutenettet eller nivået under. Dette skyldes at celler nær utkanten av et nivå nødvendigvis påvirkes av færre celler enn celler som befinner seg i midten av nivået. For å korrigere for dette, teller prosedyren `trenerprob` opp antallet naboer innenfor den nivåspesifikke romlige skalaen (β_i) for hver enkelt celle (`class cell; procedure nabo, korr`). Denne faktoren blir det korrigert for ved trening av p_{ijt} i cellene. Det vil i praksis si at alle cellene totalt sett påvirkes tilnærmet like mye under hver enkelt trening.

2.7 Input til programmet

Programmet initieres av en tekstfil (mellomromseparert, ingen overskriftsrad) med informasjon om cellene i rutenettet. Filen må hete "grid.dat", og må bestå av følgende variable organisert i kolonner:

1. Posisjon i x-retning
2. Posisjon i y-retning
3. En kolonne for med initiell sannsynlighet α_{ij} for hvert enkelt nivå fra nivå 1 til n.

Følgende parametere må oppgis i programmet (`procedure simulering`) før kompilering:

1. Antall tidsintervall som skal simuleres `endtime; integer`
2. Antall nivåer i hierarkiet `nlevel; integer`
3. Andel celler i rutenettet som skal trenes `ptraining; real`
4. Skala for romlig autokorrelasjon hver enkelt nivå, β_i `spatscale(level; real`
5. Styrken på romlig autokorrelasjon for hvert enkelt nivå, ϕ_i `spatconn(level); real`
6. Temporær autokorrelasjon for hvert enkelt nivå, τ_i `timerate(level); real`
7. Totalt antall fugl som skal fordeles i rutenettet `Nbird; real`
8. Andel av totalt antall fugl som skal plasseres innenfor hvert enkelt nivå `prop-bird(level); real`

2.8 Output fra programmet

Output fra programmet er filer med en kolonne som angir høyeste realiserte nivå og en kolonne som angir korresponderende simulerte mengde fugl (`procedure skrivut`). Verdiene er for hver enkelt celle i rutenettet, og rekkefølgen av celler er den samme som rekkefølgen input filen (grid.dat). Det skrives ut en fil med navnet "tstxxx.res" for hvert tidssteg og uavhengig scenariosimulering. "tt" angir tidssteg og "xxx" angir scenario nummer (`procedure program`).

3 Simuleringseksempler; polarlomvi i Barentshavet

Vi har valgt å bruke utbredelsen av lomvi (*Uria aalge*) og polarlomvi (*Uria lomvia*) i Barentshavet vinterstid (januar-mars) for å illustrere modellen. Disse to artene er vanskelig å skille vinterstid, og blir derfor behandlet under ett. I den aktuelle perioden er imidlertid hovedtyngden (ca. 90%) av de fuglene som er identifisert polarlomvi, og vi omtaler dem derfor som polarlomvi. Vi har tilsammen ni år med data fra Barentshavet vinterstid, og utbredelsen av polarlomvi i denne perioden er nøyte studert (Erikstad et al. 1990; Fauchald et al. 2000; Fauchald & Erikstad 2002; Fauchald et al. 2002; Fauchald et al. 2004).

Tabell 1. Viktige input til modellen (se tekst for forklaring)

		Verdi	Referanse
Skala nivå 1,	β_1	150	1,2
Skala nivå 2	β_2	25	1,2
Areal nivå1/areal nivå2	Intercept α_{1j}	0.375	1,2
Areal nivå2/areal nivå1	α_{2j}	0.330	1,2
Totalt antall fugl		6 860 231	3
Andel fugl innenfor nivå 0		0.060	1,2,3
Andel fugl innenfor nivå 1		0.254	1,2,3
Andel fugl innenfor nivå 2		0.685	1,2,3
1)Fauchald et al. 2000 2)Fauchald & Erikstad 2002 3) Fauchald et al. 2004			

Viktige input til modellen er gitt i tabell 1. Alle simuleringer er gjort med disse verdiene hvis ikke annet er angitt. Rutestørrelsen i gridet ble satt til 10x10km². Dette samsvarer med rutestørrelsen i tidligere miljørisikoanalyser (se Fauchald et al. 2004). Tidligere studier har vist tre hierarkiske nivåer i fordelingen av polarlomvi i Barentshavet (Fauchald et al. 2000; Fauchald & Erikstad 2002). Det laveste nivået (nivå 1) har en radius på ca. 150 km, det neste nivået (nivå 2) har en radius på ca. 25 km mens det høyeste nivået hadde en radius på ca. 1.5 km. Som en følge av oppløsningen til gridet har vi kun mulighet til å studere dynamikken på nivå 1 og 2. Den romlige fordelingen på høyere nivåer har sannsynligvis en for liten skala til å være relevant for de aktuelle miljørisikoanalysene.

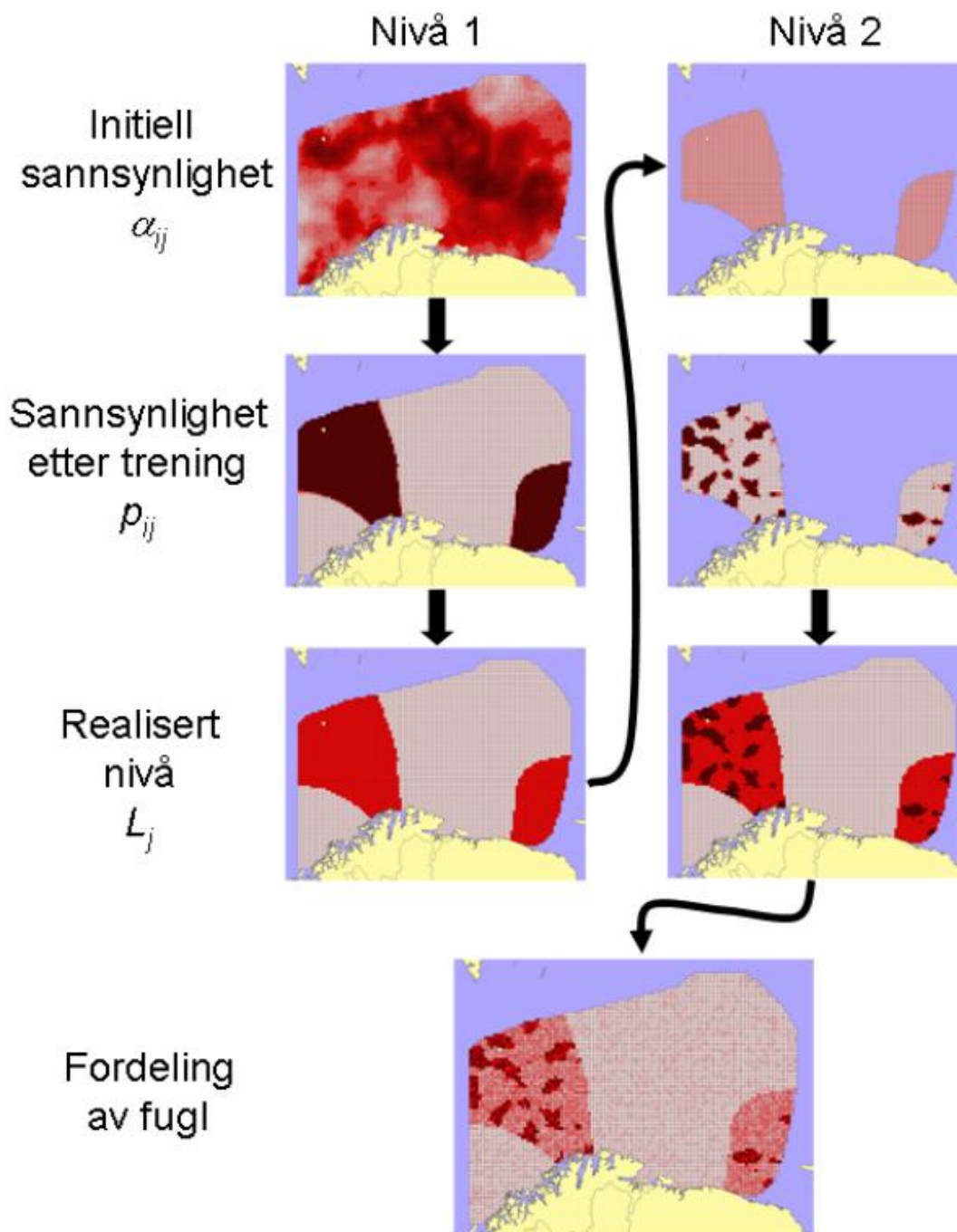
Fordelingen av initiell sannsynlighet α_{1j} (for det første nivået) er hentet fra en logistisk habitatmodell i Fauchald et al. (2004). Interceptet i modellen ble justert slik at gjennomsnittlig sannsynlighet sammenfalt med andelen areal som nivå 1 utgjør innenfor nivå 0. Fauchald et al. 2002 viste at utbredelsen på mindre skala er uforutsigbar fra år til år. Vi lot derfor α_{2j} være lik arealandelen som nivå 2 utgjør av nivå 1. Arealandeler ble beregnet fra analyser gjort i Fauchald et al. (2000) og Fauchald & Erikstad (2002).

Systemet konvergerer relativt raskt, og vi lot modellen trene 75% av rutene for hver simulering ($p_{\text{training}} = 0.75$)

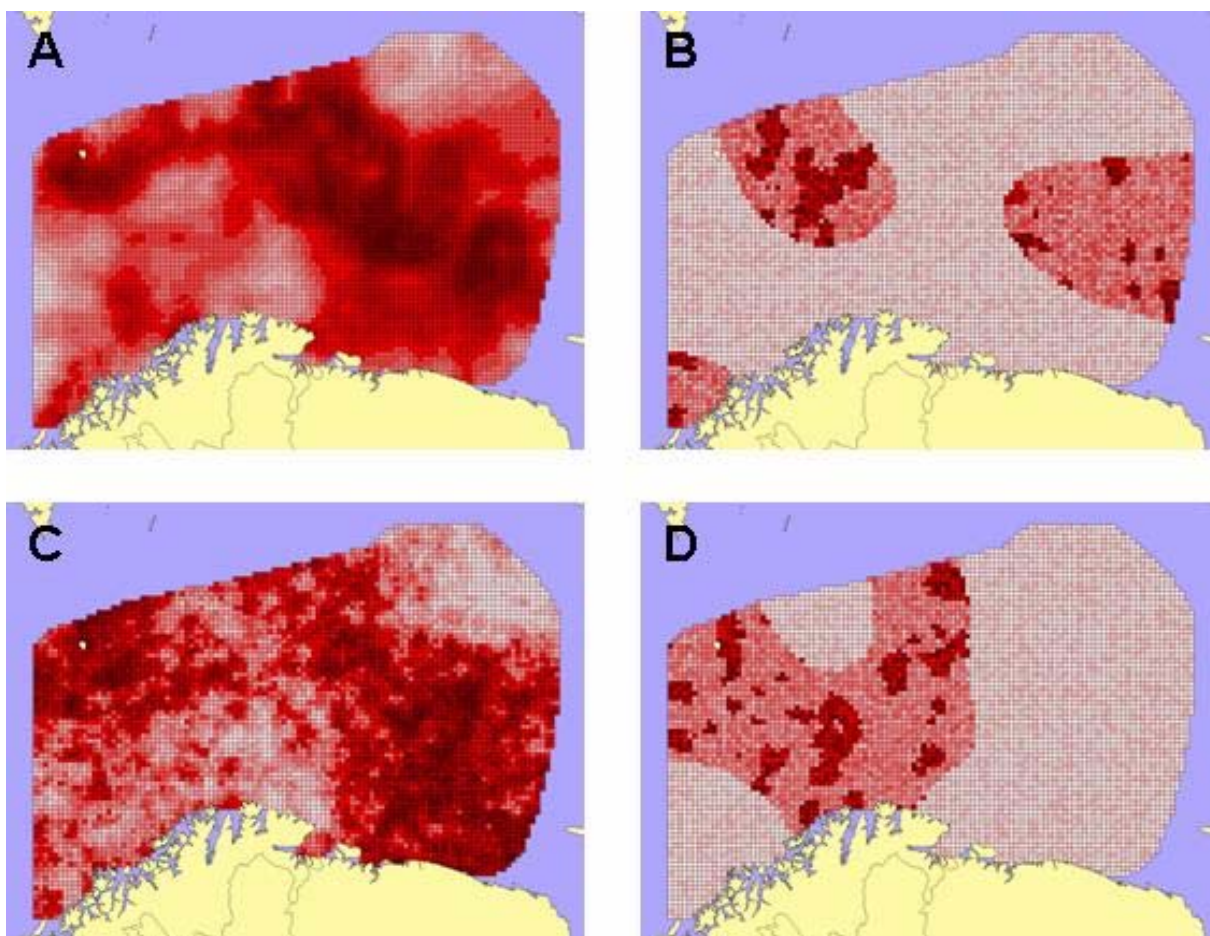
Totalt antall fugl innenfor gridet ble beregnet fra habitatmodellene i Fauchald et al. (2004). Andel fugl innenfor hvert enkelt nivå ble beregnet for hvert av de ni årene med data (se over og Fig 2), og verdiene som brukes er gjennomsnittsverdier for disse ni årene.

Fig. 3 viser rekkefølgen i en simulering for hvert enkelt nivå. Fig. 4 viser to ulike realiserte fordelingsmønstre av polarlomvi, gjennomsnittlig fordeling av 100 ulike simuleringer sammenlignet med fordelingen av initielle sannsynligheter. Legg merke til at den gjennomsnittlige utbredelsen av 100 simuleringer samsvarer med den initielle fordelingen av sannsynligheter. I fig. 5 har vi endret på den romlige skalaparameteren β_i , for å studere hvordan dette påvirker utbredelsesmønsteret.

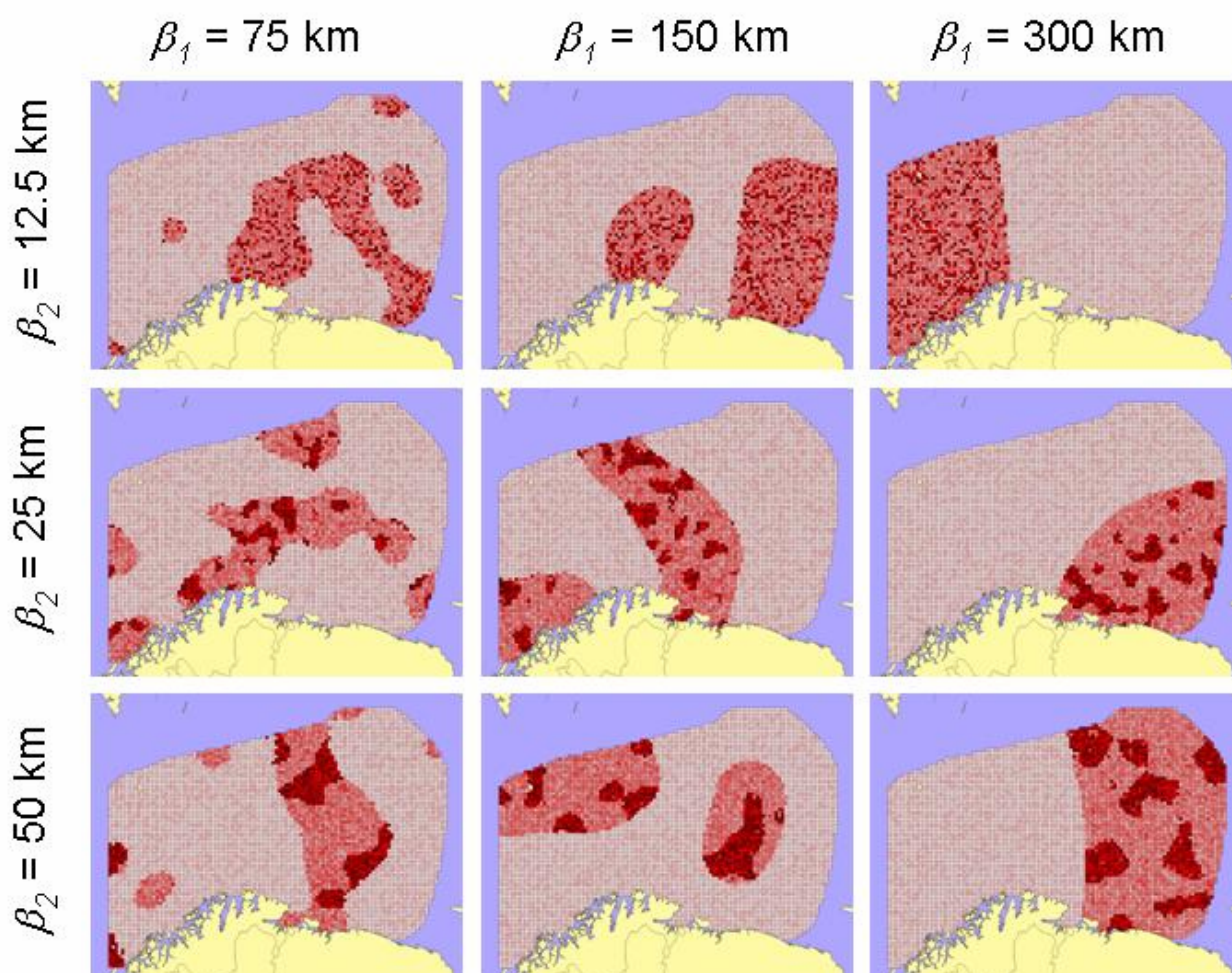
Modellen girt mulighet for å studere endringer i utbredelse over tid. Fig. 6 viser denne typen simulering. Legg merke til at storskalamønstre endrer seg langsommere enn mønstrene på liten skala.



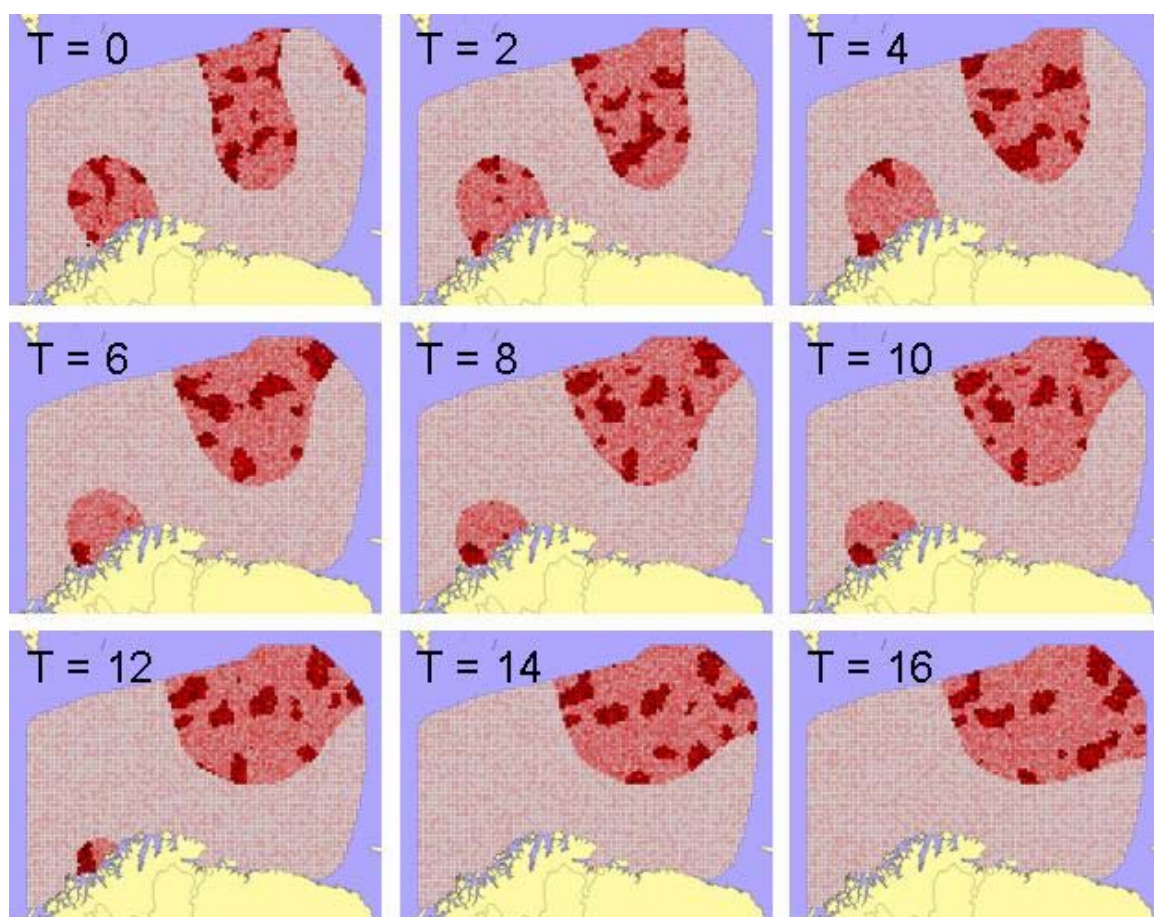
Figur 3. Simulering av utbredelsen av polarlomvi i Barentshavet vinterstid. Den forutsigbare komponenten er input til modellen, og angir initiell sannsynlighet α_{ij} for at en celle skal tilhøre et gitt nivå. Denne sannsynligheten trenes med hensyn på romlig autokorrelasjon p_{ij} . Utifra denne sannsynligheten bestemmes realisert nivå. Systemet er nøstet, slik at nivåene simuleres sekvensielt. Nivå 2 kan bare finnes innenfor nivå 1, og simuleres derfor etter nivå 1. Til slutt fordeles fugl i systemet i henhold til en Poisson-prosess.



Figur 4. Eksempler på simuleringer. A) er initiell fordeling av sannsynlighet (α_{ij}), og representerer den forutsigbare komponenten i simuleringene. B) og D) er simulert fordelinger av fugl, og C) er gjennomsnittet av 100 simulerte fordelinger av fugl. Merk at en rute er $10 \times 10 \text{ km}^2$



Figur 5. Effekten av skalaparameteren β_i på simulerte utbredelsesmønstre. β_i angir avstanden som en rute påvirker andre ruter, og skalerer således den romlige autokorrelasjonen i systemet. Bortover øker skalaparameteren (β_1) for storskala mønsteret (nivå 1). Nedover øker skalaparameteren (β_2) for småskalamønstret (nivå 2). Merk at en rute er $10 \times 10 \text{ km}^2$



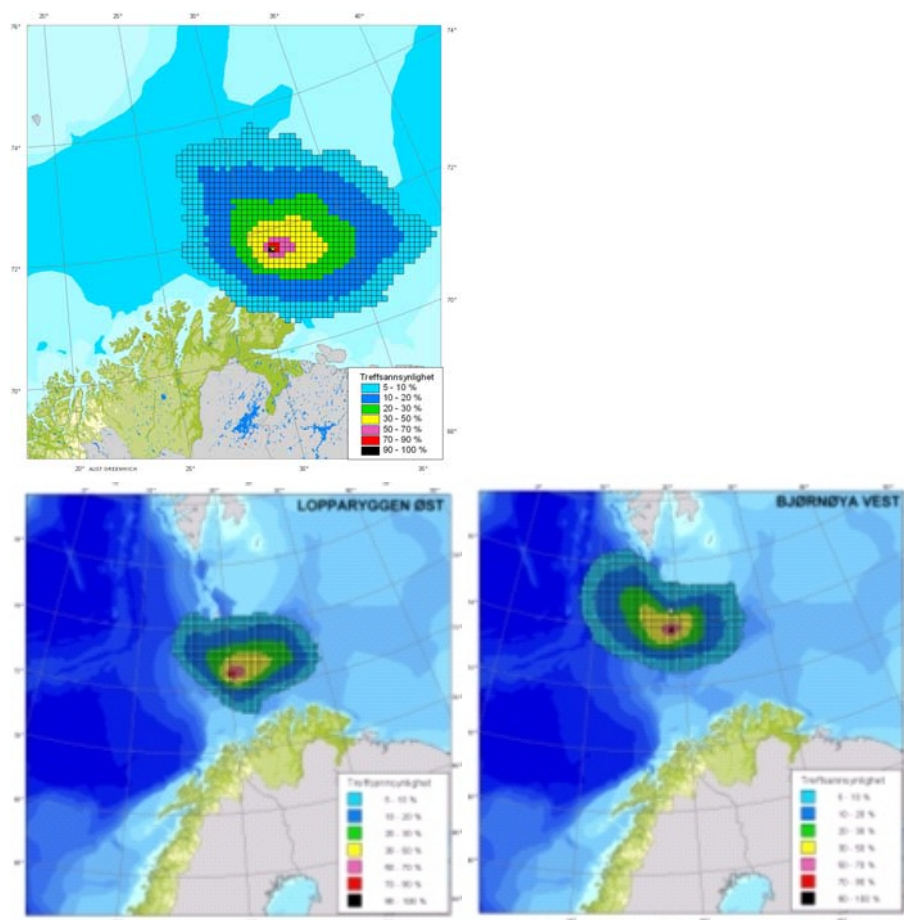
Figur 6. Simulering av tid. Modellen gir mulighet for simulering av endringer i utbredelsesmønsteret over tid. Sannsynlighetene for å være i et gitt nivå går da mot initiell sannsynlighet med en gitt rate (τ_i) avhengig av nivå. For den største skalaen (nivå 1) ble τ_1 satt lik 1.5, mens for den minste skalaen (nivå 2) ble τ_i satt lik 2. Legg merke til at mønsteret på nivå 2 forandrer seg hurtigere enn mønsteret på nivå 1.

4 Implementering av modellen i MIRA

Modellresultatene for ulike fordelingsmønstre av polarlomvi er testet i en skadebasert MIRA (OLF 2001). Inngangsdata fra tre oljedriftsberegninger med ulikt influensområde (fig. 7) er benyttet som følger:

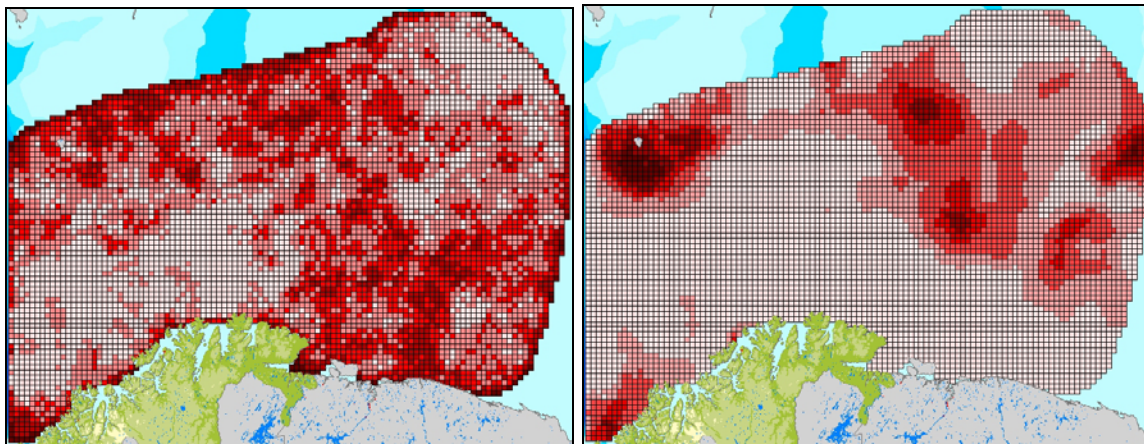
Tabell 2. Testdata oljedrift

Aktivitet	Periode	Utslippsrate	Varighet	Frekvens
Letebrønn 7131/4-1	Jan-Mar	1430 m ³ /d	6d	2×10^{-4}
ULB – Bjørnøya Vest	Jan	3000 m ³ /d	5d	2×10^{-4}
ULB – Lopparyggen Øst	Nov	3000 m ³ /d	5d	2×10^{-4}



Figur 7. Influensområde fra overflateutslipp ved hhv. 7131, Lopparyggen Øst og Bjørnøya Vest

Resultater fra modelleringen av ulike fordelingsmønstre for polarlomvi viser stor spredning mellom de ulike datasettene. I figur 8 er det vist en gjennomsnittlig fordeling basert på 100 modellkjøringer sammenlignet med originaldatasettet som dannet initiell sannsynlighet for modellkjøringene. Datasettene som ble brukt i disse kjøringene er ikke kontrollert for "kanteffekten" (se s 12). Legg merke til den økte forekomsten av høye tettheter langs utkanten av studieområdet sammenlignet med fig. 4 hvor "kanteffekten" er kontrollert for. "Kanteffekten" vil kunne endre resultatene noe, men vi tror ikke den påvirker hovedkonklusjonene fra analysen.



Figur 8. Gjennomsnittlig fordeling av lomvi/polarlomvi vinterperioden basert på 100 modellkjøringer sammenlignet med originaldatasettet (til høyre) som dannet utgangspunkt for modellkjøringene.

4.1 Analysemetodikk MIRA

For hver av de 100 lomvifordelingene er det for alle enkeltsimuleringer av oljedrift beregnet tapsandeler av lomvibestanden (her definert ved datasettets avgrensning). Tapsandelene presenteres ved henholdsvis minimum, gjennomsnitt og maksimumsverdier for hver lomvifordeling. I den videre beregning av skadebasert miljørisiko er det benyttet effekt- og skadenøkkel nøkkel for sjøfugl med høy sårbarhet (jf. tabell 3).

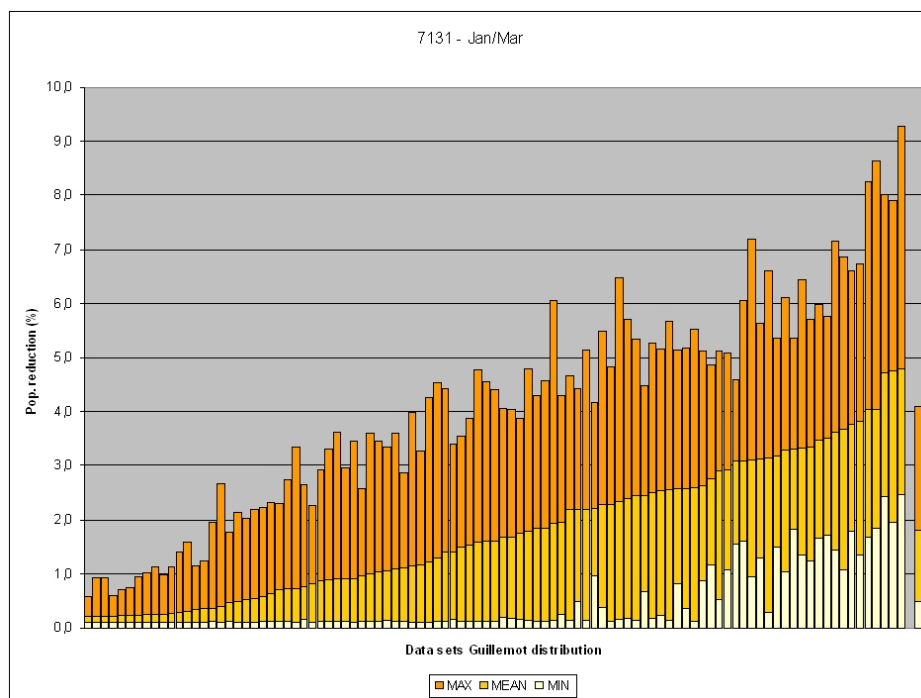
For fordelinger hvor samtlige drivbaneberegninger gir tapsandeler under 5 % fordeles miljørisikoen mellom mindre og moderat miljøskade. For de fordelinger der noen enkeltsimuleringer gir bestandstap over 5 %, vil en få utslag i kategori betydelig miljøskade. Felles for alle kjøringene i foreliggende analyse er at ingen tapsandeler er over 10 % av bestanden dvs. at en heller ikke vil få utslag i kategori alvorlig miljøskade.

Tabell 3. Skadenøkkel for sjøfugl med høy sårbarhet på bestandsnivå (OLF 2001).

Skadenøkkel bestand– Sjøfugl/ sjøpattedyr	Konsekvenskategori – miljøskade (restitusjonstid i år)			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Akutt reduksjon				
<5%	50%	50%		
5-10%	25%	50%	25%	
10-20%		25%	50%	25%
20-30%			50%	50%
≥30%				100%

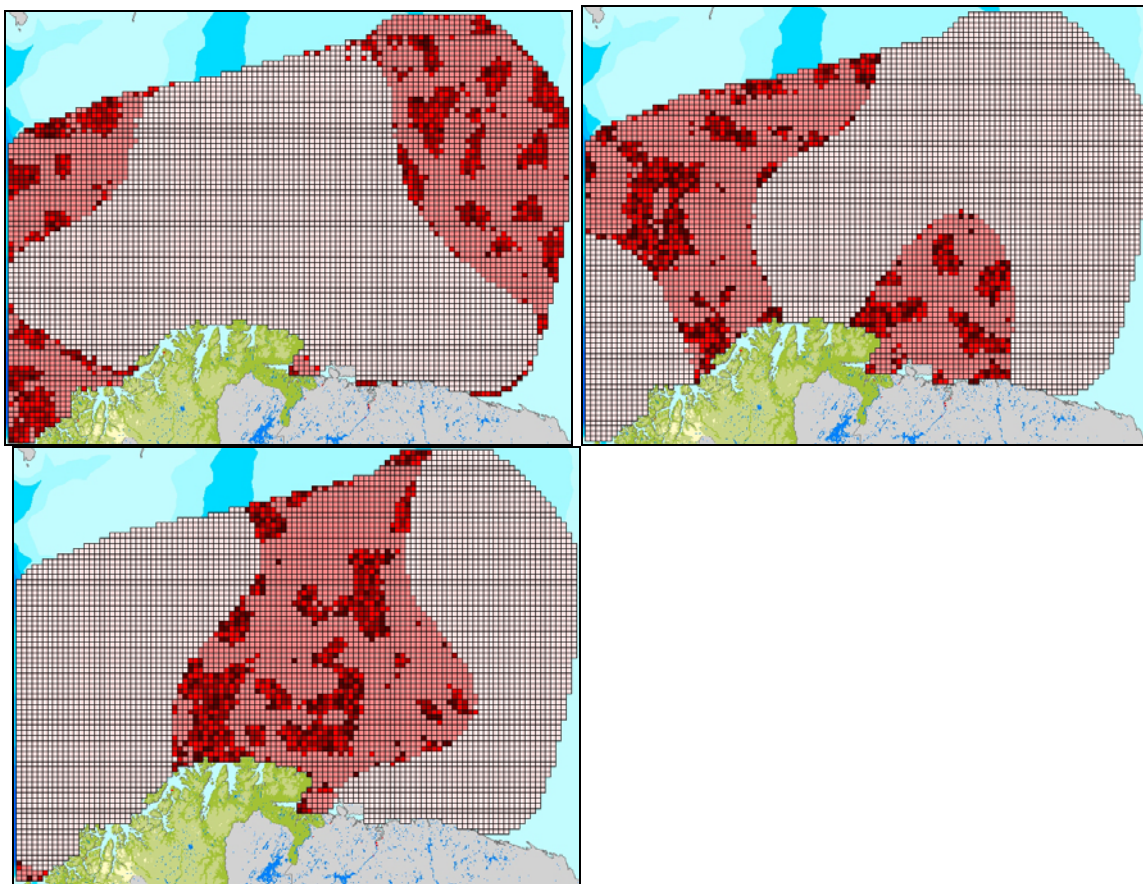
4.2 Utslippspunkt 7131/4-1

Beregnete tapsandeler på lomvibestanden for de 100 ulike fordelingsmønstrene av lomvi er vist i figur 9.



Figur 9. Tapsandeler for hver av de 100 lomvifordelingene basert på 1200 simuleringer av overflateutblåsning fra 7131 i perioden januar - mars. Grafen helt til høyre viser gjennomsnittlig tapsandel for de 100 fordelingene.

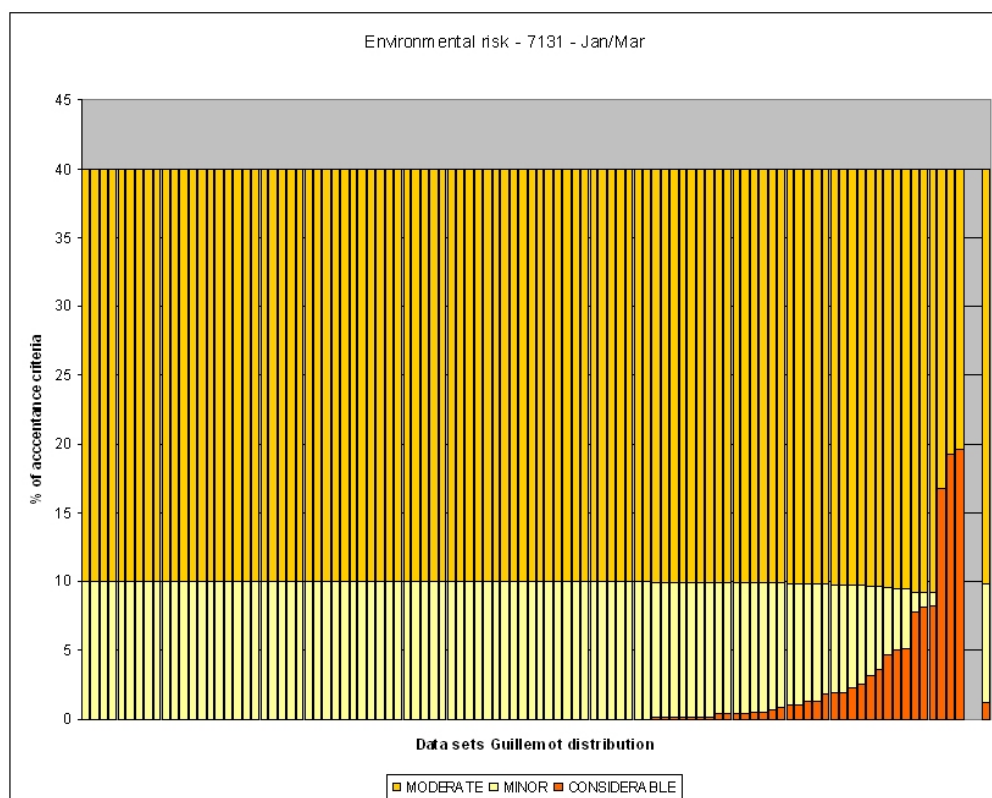
Resultatene viser gjennomsnittlige tapsandeler fra 0,2 % til i underkant av 5 % av lomvibestanden og tilsvarende maksimale tapsandeler fra om lag 0,5 % til i overkant av 9 % av bestanden. Sammenlignet med tapstallene som ble beregnet med utgangspunkt i originalfordelingen (jf. figur 8) gir de fleste (> 95 %) fordelingsmønstrene her høyere tapsandeler. Dette kan trolig forklares ved at det er innen influensområdet er felter med lav tetthet av lomvi/polarlomvi i originaldatasettet, samt at det innen fordelingsmønstrene som er modellert er realisert høyere bestandsandeler innen mindre områder enn det i originaldatasettet. Dette blir spesielt viktig i forhold til at enkeltsimuleringer av oljedrift hver for seg berører langt mindre områder enn det influensområdet viser.



Figur 10. Lomvifordelinger som gir hhv. minimum (B26), gjennomsnittlig (B52) og maksimale (B70) tapstall for utslippspunkt 7131.

Generelt er det stor variasjon mellom de 100 fordelingsmønstrene av lomvi/polarlomvi og dette innebærer naturlig nok en stor variasjon i beregnede tapsandeler av fugl. Figur 4 viser de lomvifordelingene som gir minimale (B26), gjennomsnittlig (B52) og maksimale (B70) tapstall for 7131. I tilfeller hvor influensområdet fra 7131 ikke berører hovedaggregeringene med fugl (B26 i figur 4) blir tapsandelene svært lave, mens i tilfeller hvor influensområdet totalt overlapper hovedaggregeringene (B70 i figur 4), blir tapstallene tilsvarende høye. Fordeling B52 representerer et fordelingsmønster hvor en eller flere aggregeringer ligger innenfor influensområdet og fordelingen representerer således en gjennomsnittssituasjon som gir midlere tapsandeler.

Beregnet miljørisiko for de 100 fordelingsmønstrene av lomvi/polarlomvi er vist i figur 11. De fleste fordelingsmønstrene gir ikke tapsandeler over 5 % og derav en fordeling av miljørisiko innenfor mindre og moderat miljøskade. Fordelingsmønsteret som gir maksimal risiko gir imidlertid utslag på inntil 20 % i kategori betydelig miljøskade.



Figur 11. Beregnet miljørisiko for 7131 for 100 ulike fordelingsmønstre av lomvi/polarlomvi.

Variasjonen i bestandstap basert på ulike fordelingsmønstre blir bare til en viss grad ivarettatt ved beregning av selve miljørisikoverdien. Dette har årsak i at det benyttes skadekategorier istedenfor kontinuerlige funksjoner i overgangen fra bestandstap til beregnet miljøskade. Kun ved overgang fra en skadekategori til neste vil resultatene reflekteres i beregnet miljørisiko. Av figur 5 kan vi se at dette først skjer for fordelingsmønstre av lomvi der tapsandelene vil overstige 5 % av bestanden.

Som et endepunkt for miljørisiko foreslås det å benytte gjennomsnittsverdien for alle fordelinger, samt å ta med både maksimal og minimal risiko i beskrivelsen av resultatene. For en overflateutblåsning fra 7131 gir dette følgende risikobilde:

Tabell 4. Beregnet miljørisiko for lomvi/polarlomvi fra overflateutblåsning fra 7131

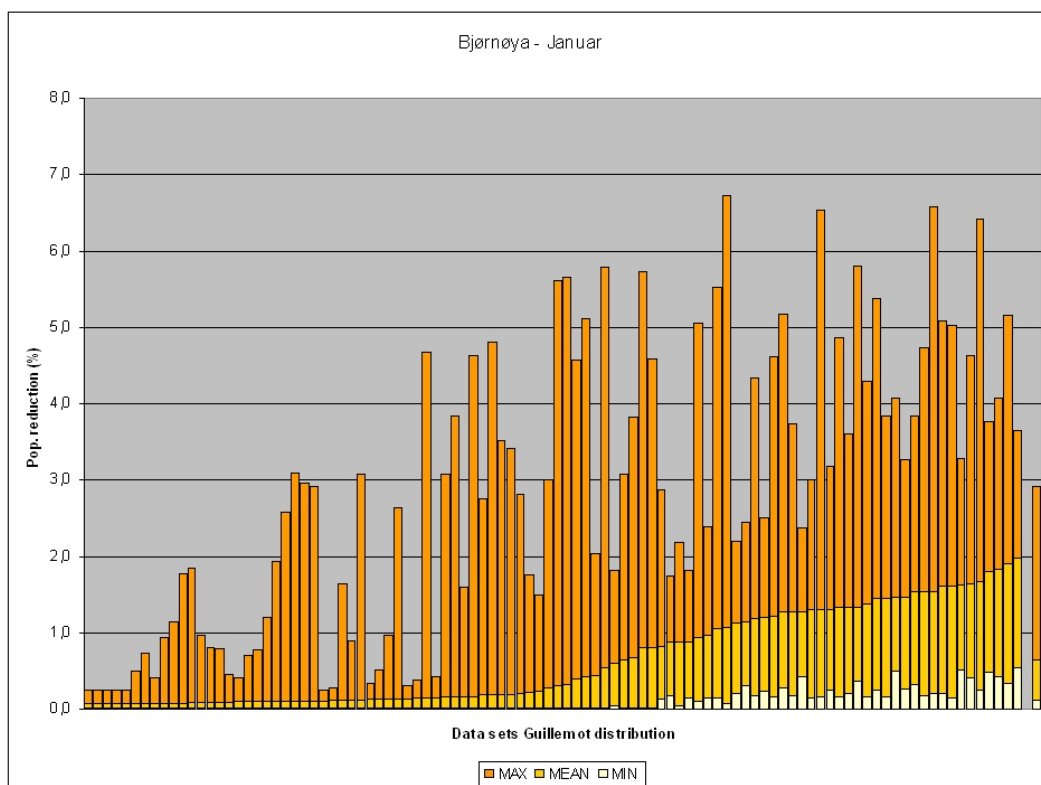
Miljøskade	Miljørisiko		
	Gj.snitt	Min	Maks
Mindre	9,9E-05	8,0E-05	1,0E-04
Moderat	1,0E-04	1,0E-04	1,0E-04
Betydelig	1,2E-06	-	2,0E-05
Alvorlig	-	-	-

Tabell 5. Beregnet miljørisiko for lomvi/polarlomvi fra overflateutblåsning fra 7131 vist som andel av akseptkriteriene for de ulike skadeklasser.

Miljøskade	Miljørisiko		
	Gj.snitt	Min	Maks
Mindre	9,9 %	8,0 %	10,0 %
Moderat	40,0 %	40,0 %	40,0 %
Betydelig	1,2 %	0,0 %	19,6 %
Alvorlig	-	-	-

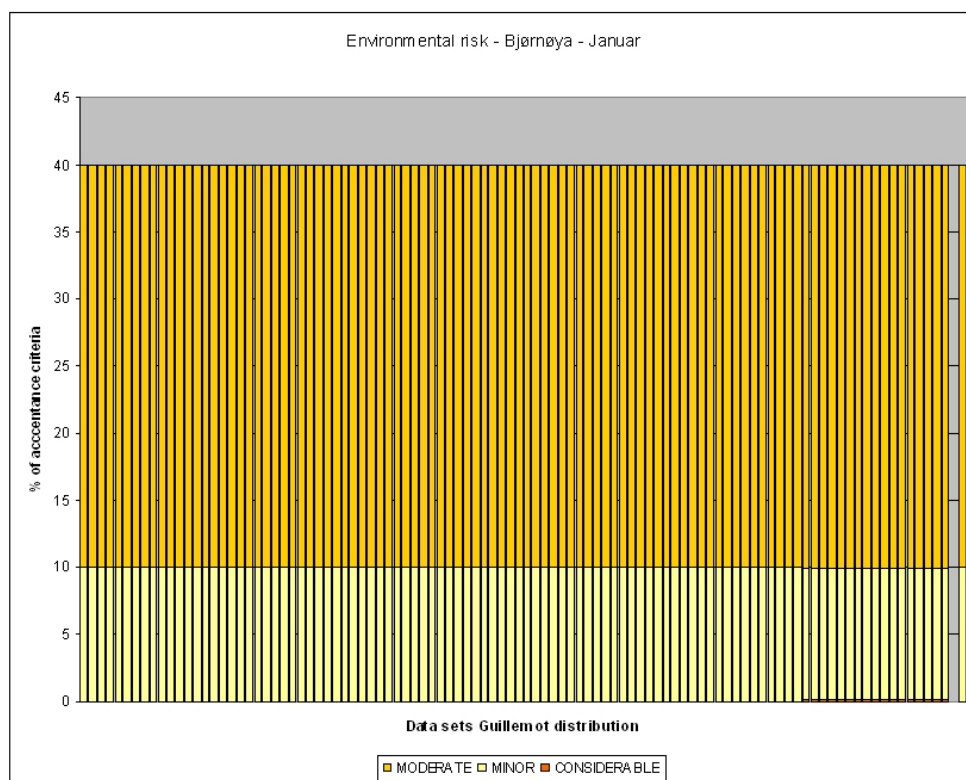
4.3 Utslippspunkt Bjørnøya Vest (ULB)

Utslippspunktet ved Bjørnøya Vest fra ULB ligger i utgangspunktet nærmere et område som har høyere tettheter i originaldatasettet enn det som var tilfellet for 7131. Likevel er beregnede tapsandeler i sum noe lavere for dette utslippspunktet (figur 12). Dette kan ha sammenheng med både oljetype og den videre spredning av oljen, men dersom en ser på gjennomsnittet av de 100 fordelingsmønstrene, viser influensområdet rundt Bjørnøya Vest seg å ikke ha vesentlig høyere bestandstettheter enn tilfellet for 7131 (jf. figur 8). Spredningen i tapsandeler kan imidlertid sies å være høyere for Bjørnøya Vest enn for 7131.



Figur 12. Tapsandeler for hver av de 100 lomvifordelingene basert på 300 simuleringer av overflateutblåsning fra Bjørnøya Vest i januar. Grafen helt til høyre viser gjennomsnittlig tapsandel for de 100 fordelingene.

Med utgangspunkt i svært få tapsandeler over 5 % av bestanden er det tilsvarende lite utslag i betydelig miljørisiko for utslippspunkt Bjørnøya vest (figur 13) og de fleste fordelingsmønstre gir en 50/50 fordeling mellom mindre og moderat miljøskade. Dette gir en miljørisiko på 10 % og 40 % av akseptkriteriene for hhv. mindre og moderat miljøskade.



Figur 13. Beregnet miljørisiko for Bjørnøya vest for 100 ulike fordelingsmønstre av lomvi/polarlomvi.

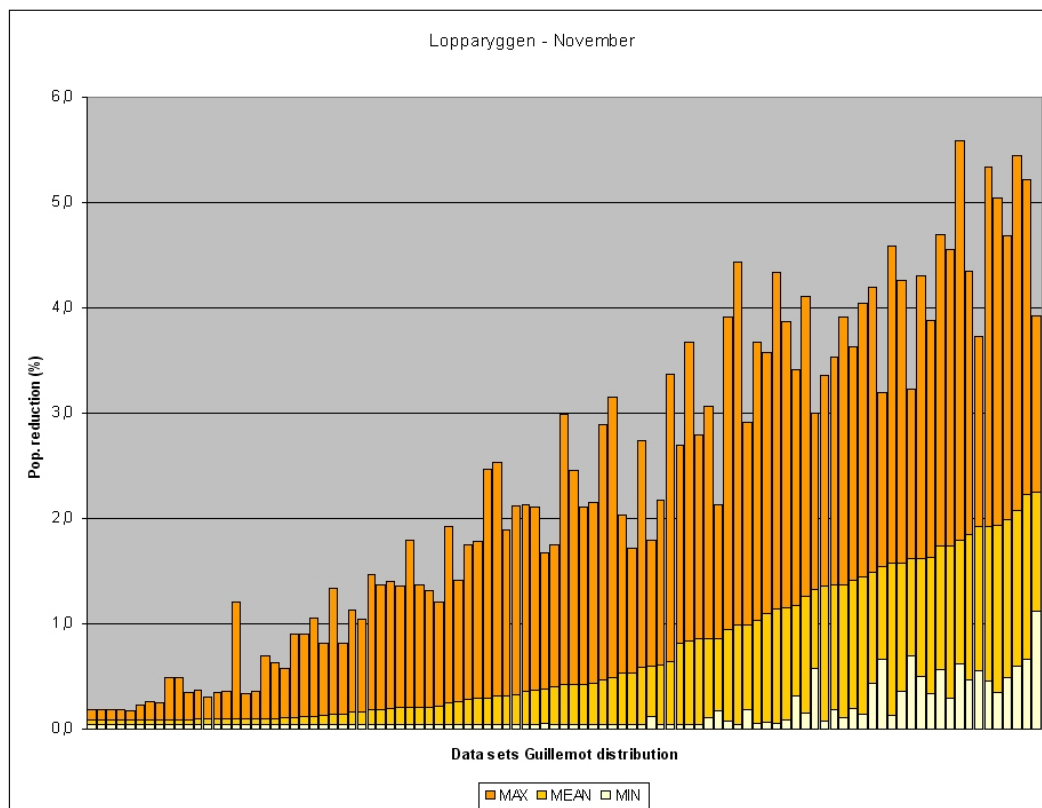
Beregnet miljørisiko for overflateutblåsning fra Bjørnøya vest er oppsummert i tabell 6.

Tabell 6. Beregnet miljørisiko for lomvi/polarlomvi fra overflateutblåsning fra Bjørnøya vest vist som andel av akseptkriteriene for de ulike skadeklasser.

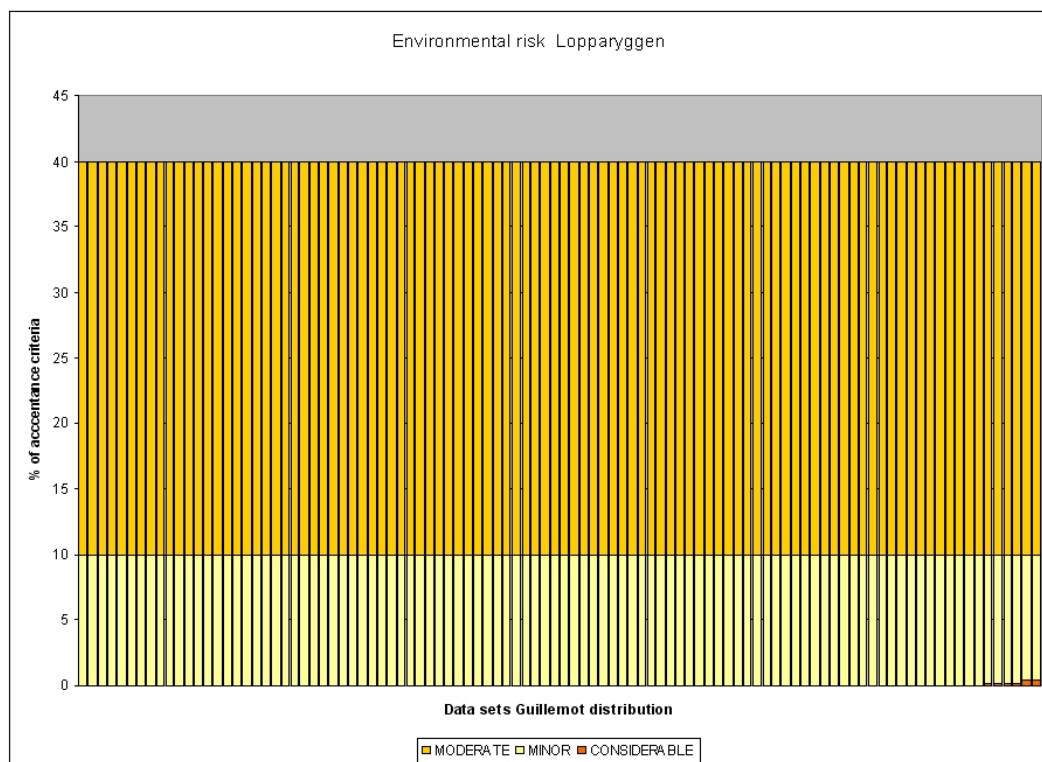
Miljøskade	Miljørisiko		
	Gj.snitt	Min	Maks
Mindre	10,0 %	10,0 %	9,98 %
Moderat	40,0 %	40,0 %	40,0 %
Betydelig	0,03 %	-	0,17 %
Alvorlig	-	-	-

4.4 Utslippspunkt Lopparyggen Øst (ULB)

Utslippspunkt Lopparyggen Øst fra ULB er eksempel på en oljedriftsberegning hvor nesten samtlige tapsandeler er under 5 % av bestanden. På tross av stor variasjon i beregnede tapsandeler (figur 14) vil likevel miljørisikoen være nesten uforandret i et slikt tilfelle, da det i svært få tilfeller vil være skifte fra en skadekategori til en annen (jf. figur 15).



Figur 14. Tapsandeler for hver av de 100 lomvifordelingene basert på 300 simuleringer av overflateutblåsning fra Lopparyggen Øst.



Figur 15. Beregnet miljørisiko for utslippspunkt Lopparyggen Øst for 100 ulike fordelingsmønstre av lomvi/polarlomvi.

5 Konklusjon

Modellen som er utviklet i dette prosjektet svarer til følgende målsetninger:

- Modellen er romlig eksplisitt. Dvs. den simulerer utbredelse i et gitt geografisk område.
- Modellen er definert for flere nøstede nivåer hvor parametrene er bestemt av analyser av utbredelsesdata.
- Modellen simulerer stokastiske endringer i utbredelse.
- Modellen implementerer en forutsigbar komponent i fordelingsmønsteret basert på analyse av utbredelsesdata.
- Modellen kan brukes til å simulere inngangsdata i miljørettet risikoanalyse.

Modellen gir mulighet for å kvantifisere effekten av et uforutsigbart og flekkvist fordelingsmønster. Slike fordelingsmønstre er vanlige i det marine økosystem, og modellen vil angi utfallsrommet til effekten av et gitt arealbegrenset og tidsbegrenset inngrep på en biologisk ressurs. Ikke uventet fant vi stor variasjon i berørte bestandsandeler av polarlomvi ved et uhellsutslipp av olje i Barentshavet. Denne variasjonen gjenspeiler den store variasjonen man finner i skadeomfang ved virkelige hendelser, og vi mener modellen tar et skritt i retning av å gi mer realistiske miljørisikoanalyser.

Den simulerte variasjonen i utbredelse fra modellen reflekteres godt i variasjon i beregnede bestandstap i den skadebaserte miljørisikoanalysen. Variasjon i inngangsdata reflekteres derimot i mindre grad som variasjon i miljørisiko. Dette skyldes bruken av konsekvens/skadekategorier i MIRA. Dette innebærer at det er først bestandstap som fører til endringer i skadekategori som reflekteres i selve miljørisikoverdiene. Ved lave bestandstap som for eksempel ved Lopparyggen Øst utslippet vil det derfor være vanskelig å spore endringer i miljørisiko. En mer kontinuerlig overgang fra bestandstap til miljørisiko ville derfor være å foretrekke dersom det biologiske grunnlag for dette er tilstede.

Modellen krever input i form av parametre som beskriver utbredelsen til ressursen. Disse parametrene må utledes fra reelle data, og man trenger derfor et relativt omfattende datagrunnlag for å kvantifisere:

1. Det forutsigbare fordelingsmønsteret gjennom habitatanalyser og/eller interpolering.
2. Skalaen og styrken til den flekkvise fordelingen gjennom romlig og temporær autokorrelasjonsanalyser.

Analyser under punkt 1) er standard prosedyrer som gjøres for å gi relevant input til miljørisikoanalyser i oljeindustrien. Analyser under punkt 2) er nye for modellen som er utviklet. Dataene som brukes til de to typene analyser er i prinsippet de samme, og man trenger derfor ikke samle inn ytterligere data for å bruke modellen. Analysene under punkt 2) er imidlertid relativt omfattende, og er langt fra standardisert. Dette betyr at estimatene ikke uten videre kan kalkuleres direkte i standard statistikkpakker. Videre er ikke usikkerheten rundt de estimerte verdiene evaluert. Dette området er imidlertid under rask utvikling, og man kan forvente at det vil bli utviklet nye og forbedrede statistiske metoder i framtiden.

Modellen er nyskapende. Til tross for omfattende litteratursøk har vi ikke funnet tilsvarende modeller i internasjonale fagtidsskrifter. Modellen bør derfor presenteres for og evalueres av et internasjonalt publikum gjennom publisering i et internasjonalt tidsskrift. Fordi modellen er ny, bør modellen uttestes og evalueres ytterligere før den eventuelt implementeres som en standard prosedyre i miljørisikoanalysene. Dette omfatter:

- Modellen bør omprogrammeres til et programmeringsspråk som har en større brukergruppe. Dette vil forenkle en eventuell videreutvikling.
- Programmet må gjøres mer brukervennlig.
- Modellen bør uttestes på andre arter og områder.
- Modellen bør evalueres opp mot reelle data.

- Det bør utføres sensitivitetsanalyser for å evaluere sensitiviteten til de ulike parametrene.
- Estimering av input til modellen må evalueres og standardiseres.

Modellen kan simulere endringer i fordelingsmønster over tid. Dette kan være en viktig faktor når den biologiske ressursen er utsatt for skade over tid. Dette gir potensiale for videreutvikling i retning av enda mer realistiske miljørisikoanalyser.

6 Referanser

- Augustin, N. H., Muggleston, M. A. and Buckland, S. T. 1996. An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. - *Journal of Applied Ecology* 33: 339-347.
- Barrett, R. T. 1979. Small oil spill kills 10-20000 seabirds in North Norway. - *Marine Pollution Bulletin* 10:253-255.
- Begg, G. S., Reid, J. B., Tasker, M. L. & Webb, A. 1997. Assessing the vulnerability of seabirds to oil pollution: sensitivity to spatial scale. - *Colonial Waterbirds* 20: 339-352.
- Boyce, M. S. & McDonald, L. L. 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. - *Trends in Ecology and Evolution* 14: 268-272.
- Buckland, S. T. & Elston, D. A. 1993. Empirical models for the spatial distribution of wildlife. - *Journal of Applied Ecology* 30: 478-495.
- Cressie, N. A. C. 1993. *Statistics for spatial data*. John Wiley & Sons, New York.
- Fauchald, P. 1999. Foraging in a hierarchical patch system. - *American Naturalist* 153: 603-613.
- Fauchald, P., Erikstad, K.E. & Skarsfjord, H. 1996. Physical and biological environmental properties as predictors of the broad scale spatial distribution of pelagic seabirds. - NINA*NIKU project report 6.
- Fauchald, P., Erikstad, K. E. and Skarsfjord, H. 2000. Scale-dependent predator-prey interactions: the hierarchical spatial distribution of seabirds and prey. - *Ecology* 81: 773-783.
- 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., Erikstad, K. E. and Systad, G. H. 2002. Seabirds and marine oil incidents: is it possible to predict the spatial distribution of pelagic seabirds? - *Journal of Applied Ecology* 39: 349-360.
- Fauchald, P., Langeland, K. & Erikstad, K.E. 2004. Utbredelse av sjøfugl i Barentshavet – Grunnlagsrapport for inngangsdata til Miljørettet Risikoanalyse for område C, Barentshavet. - NINA Oppdragsmelding 815.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. – *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Hanssen, S. A., Systad, G. H., Fauchald, P. and Bustnes, J. O. 1998. Distribution of seabirds at sea: Nordland VI. - NINA Oppdragsmelding 554, pp. 1-81.
- Haurv, L. R., McGowan, J. A. & Wiebe, P. H. 1978. Patterns and processes in the time - space scales of plankton distributions. *Spatial pattern in Plankton Communities* (ed J. H. Steele), pp. 277-327. Plenum Press, New York.
- Kirkerud, B. 1989. *Object – oriented programming with Simula*. 515 pp. International Computer Science Series. Addison-Wesley Publishin Company. Workingham, England.
- Kotliar, N. B. & Wiens, J. A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. - *Oikos* 59: 253-260.
- Lennon, J. J. 1999. Resource selection functions: taking space seriously? - *Trends in Ecology and Evolution* 14: 399-400.
- Lennon, J. J. 2000. Red-shifts and red herrings in geographical ecology. – *Ecography* 23: 101-113.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology.- *Ecology* 73: 1943-1967.
- Murphy, E. J., Morris, D. J., Watkins, J. L. & Priddle, J. 1988. Scales of interactions between Antarctic krill and the environment. Pages 120-130 in D. Sahrhage, editor. - *Antarctic Ocean and resources variability*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- OLF. 2001. Miljørisiko. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel. Metode for Miljørettet Risikoanalyse (MIRA). - Oljeindustriens Landsforening, pp. 1-60.
- Rose, G. A. & Leggett, W. C. 1990. The importance of scale to predator-prey spatial correlations: an example of Atlantic fishes. - *Ecology* 71:33-43.
- Russell, R. W., Hunt, G. L., Coyle, K. O. & Cooney, R. T. 1992. Foraging in a fractal environment: spatial patterns in a marine predator-prey system. - *Landscape Ecology* 7: 195-209.

- Systad, G.H., Fauchald, P. & Bustnes, J.O. 1999. Fordeling av sjøfugl i åpent hav: Barentshavet. NINA Oppdragsmelding 621.
- Williams, J. M., Tasker, M. L., Carter, I. C. & Webb, A. 1995. A method of assessing seabird vulnerability to surface pollutants. - Ibis, 136: 147-152.

7 Vedlegg

Vedlegg 1. Programkode i Simula (Kirknerud 1989). Kompilator kan lastes ned fra <http://www.iro.umontreal.ca/~vaucher/Simula/Software/>

```
begin
  real array portion(1:3), propbird(0:3), spatscale(1:3), spatscale2(1:3), spatconn(1:3), timerate(1:3);
  integer u, nlevel, ncell, level, time;
  long real limit1, limit2;
  real ptraining, Nbird;

  ref(cell) array grid(1:10000);

  class cell;
  begin
    integer x,y;
    long real prob;
    integer korr, hlevel;
    boolean train;

    procedure nabo(x1,y1);
    integer x1, y1;
    begin
      real dist;

      dist:=(x1-x)**2+(y1-y)**2;
      if dist<=spatscale2(level) then
        korr:=korr+1;
      end;

      procedure updatespatup(x1,y1);
      integer x1, y1;
      begin
        integer i;
        real dist, rate;

        if prob>limit1 and prob<limit2 then
          begin
            dist:=(x1-x)**2+(y1-y)**2;

            if dist<=spatscale2(level) then
              begin
                dist:=sqrt(dist);
                rate:=spatconn(level)-
(spatconn(level)/spatscale(level))*dist;

                for i:=1 step 1 until korr do
                  begin
                    if prob>=0.5 then
                      prob:=prob+(1-prob)*rate else
                      prob:=prob+prob*rate;
                    end;
                  end;
                end;
              end;
            end;
          end;
        end;
      end;
    end;
  end;
end;
```

```
        end;
    end;

    procedure updatespatdown(x1,y1);
    integer x1, y1;
    begin
        real dist, rate;
        integer i;

        if prob>limit1 and prob<limit2 then
            begin
                dist:=(x1-x)**2+(y1-y)**2;

                if dist<=spatscale2(level) then
                    begin
                        dist:=sqrt(dist);
                        rate:=spatconn(level)-
(spatconn(level)/spatscale(level))*dist;

                        for i:=1 step 1 until korr do
                            begin
                                if prob>=0.5 then
                                    prob:=prob-(1-prob)*rate else
                                    prob:=prob-prob*rate;
                                end;
                            end;
                        end;
                    end;
                end;
            end;
        end grid;
```

```
procedure realiserprob;
begin
    integer i, bas;
    boolean ja;

    bas:=level-1;
    for i:=1 step 1 until ncell do
        begin
            if grid(i).hlevel=bas then
                begin
                    ja:=draw(grid(i).prob,u);
                    if ja then
                        grid(i).hlevel:=grid(i).hlevel+1;
                    end;
                end;
            end;
        end;
    end;
```

```
procedure treneprob(tempfilnavn);
text tempfilnavn;
begin
    text filnavn;
    ref(outfile) tempfil;
```



```

integer i, j, ut, ntrain, nclevel, bas, xl, yl;
long real sump, sx, rnr;
integer maxnabo, minnabo;
boolean ja;

!Finner korreksjon for kanteffekt;
outtext("...korreksjon..."); breakoutimage;
bas:=level-1; minnabo:=10000;
for i:=1 step 1 until ncell do
begin
  if grid(i).hlevel=bas then
  begin
    grid(i).korr:=0;
    for j:=1 step 1 until ncell do
    begin
      if grid(j).hlevel=bas then
        grid(i).nabo(grid(j).x,grid(j).y);
      end;
      if grid(i).korr>maxnabo then
        maxnabo:=grid(i).korr;
      if grid(i).korr<minnabo then
        minnabo:=grid(i).korr;
      end;
    end;
  end;
  for i:=1 step 1 until ncell do
  begin
    if grid(i).hlevel=bas then
      grid(i).korr:=entier(maxnabo/grid(i).korr);
    end;
  end;

outtext("...trener..."); breakoutimage;

!Trener;
bas:=level-1;
for j:=1 step 1 until ncell do
begin
  grid(j).train:=false;
  if grid(j).hlevel=bas then
    nclevel:=nclevel+1;
end;

ntrain:=entier(nclevel*ptraining);

for i:=1 step 1 until ntrain do
begin
  ja:=draw(portion(level),u);

  sump:=0;

  if ja then
  begin
    for j:=1 step 1 until ncell do
      if not grid(j).train and grid(j).hlevel=bas then
        sump:=sump+grid(j).prob;
    end else
    begin
      for j:=1 step 1 until ncell do
        if not grid(j).train and grid(j).hlevel=bas then
          sump:=sump+1-grid(j).prob;
      end;
    end;
  end;
end;

```

```
rnr:=uniform(0,sump,u);

sx:=0;ut:=0;

if ja then
begin
  while sx<rnr do
  begin
    ut:=ut+1;
    if not grid(ut).train and grid(ut).hlevel=bas then
      sx:=sx+grid(ut).prob;
    end;
  end else
  begin
    while sx<rnr do
    begin
      ut:=ut+1;
      if not grid(ut).train and grid(ut).hlevel=bas then
        sx:=sx+1-grid(ut).prob;
      end;
    end;

    grid(ut).train:=true;
    x1:=grid(ut).x; y1:=grid(ut).y;

    if ja then
    begin
      for j:=1 step 1 until ncell do
        if j<>ut and grid(j).hlevel=bas then
          grid(j).updatespatup(x1,y1);
        end else
        begin
          for j:=1 step 1 until ncell do
            if j<>ut and grid(j).hlevel=bas then
              grid(j).updatespatdown(x1,y1);
            end;
          end;
        end;
      end;

      filnavn:=-copy(tempfilnavn);
      filnavn.sub(4,1).putint(level);
      tempfil:=-new outfile(filnavn);
      tempfil.open(blanks(20));

      for j:=1 step 1 until ncell do
      begin
        tempfil.outfix(grid(j).prob,10,14);
        tempfil.outimage;
      end;
      tempfil.close;
    end;

    procedure initgrid(gridfil, tempfilnavn);
    ref(infile) gridfil;
    text tempfilnavn;
    begin
```

```

ref(infile) tempfil;
text filnavn;
real initprob, fprob;
integer i;

if time>0 then
begin
  filnavn:=-copy(tempfilnavn);
  filnavn.sub(4,1).putint(level);
  tempfil:-new infile(filnavn);
  tempfil.open(blanks(20));
end;

gridfil.open(blanks(100));
ncell:=0;

gridfil.inimage;
while not gridfil.endfile do
begin
  ncell:=ncell+1;

  if time=0 and level=1 then
    grid(ncell):-new cell;

    if level=1 then
      grid(ncell).hlevel:=0;

      grid(ncell).x:=gridfil.inint;
      grid(ncell).y:=gridfil.inint;
      for i:=1 step 1 until level do
        initprob:=gridfil.inreal;

      if time=0 then
      begin
        grid(ncell).prob:=initprob;
        portion(level):=portion(level)+initprob;
      end
      else
      begin
        tempfil.inimage;
        fprob:=tempfil.inreal;
        grid(ncell).prob:=initprob+(fprob-initprob)*(1/timerate(level));
      end;

      gridfil.inimage;
    end;

    if time=0 then
      portion(level):=portion(level)/ncell;

    gridfil.close;
    if tempfil/= none then
      tempfil.close;
  end;

procedure skrivut(utfil);
ref(outfile) utfil;
begin

```

```
integer i, antallfugl;
integer array antlevel(0:nlevel);
real array poipara(0:nlevel);
real a;

for i:=1 step 1 until ncell do
  antlevel(grid(i).hlevel):=antlevel(grid(i).hlevel)+1;

for i:=0 step 1 until nlevel do
begin
  poipara(i):=propbird(i)*Nbird/antlevel(i);
  outfix(poipara(i),0,10); outimage;
end;

for i:=1 step 1 until ncell do
begin
  utfil.outint(grid(i).hlevel,5);
  a:=poipara(grid(i).hlevel);

  if a<20 then
    antallfugl:=poisson(a,u) else
    antallfugl:=entier(normal(a,sqrt(a),u));
  if antallfugl<0 then antallfugl:=0;
  utfil.outint(antallfugl,10);
  utfil.outimage;
end;
end;

procedure simulering(utfilnavn);
text utfilnavn;
begin
  ref(outfile) utfil;
  ref(infile) gridfil;
  text tempfilnavn;
  integer endtime, i;

!xxxxxxxxxx;
!Parametre;
!xxxxxxxxxx;

  gridfil:=-new infile("grid.dat");

  endtime:=16;
  nlevel:=2;

!Andel celler som skal trenes mht prob;
  ptraining:=0.75;

!Romlig skala for hvert niva;
  spatscale(1):=150;
  spatscale(2):=25;

  for i:=1 step 1 until nlevel do
    spatscale2(i):=spatscale(i)**2;

!Romlig autokorr for hvert niva;
```

```

    spatconn(1):=1/3;
    spatconn(2):=1.5;

!Temp skala for hvert niva;
    timerate(1):=1.5;
    timerate(2):=2;

!Totalt antall fugl som skal fordeles i rutenettet;
    Nbird:=6860230.948;

!Andel av totalt antall fugl innenfor hvert enkelt niva;
    propbird(0):=0.060262711;
    propbird(1):=0.254485662;
    propbird(2):=0.685251628;

!xxxxxxxxxxx;
!Simulering;
!xxxxxxxxxxx;

    tempfilnavn:=-copy("lev .res");
    limit1:=0.0000000000000001;
    limit2:=1-limit1;

    for time:=0 step 1 until endtime do
    begin
        if time <10 then
            utfilnavn.sub(2,1).putint(time) else
            utfilnavn.sub(1,2).putint(time);

        outimage;
        outtext(utfilnavn);
        outimage;

        utfil:=-new outfile(utfilnavn);
        utfil.open(blanks(100));

        outtext("Time > "); outint(time,5); outimage;

        for level:=1 step 1 until nlevel do
        begin
            outtext("Level > "); outint(level,5); outimage;

            outtext("...initierer"); breakoutimage;
            initgrid(gridfil, tempfilnavn);

            treneprob(tempfilnavn);

            outtext("...realiserer"); breakoutimage;
            realiserprob;
            outimage;

        end;
        outtext("Skriver ut"); breakoutimage;
        skrivut(utfil); outimage;

```

```
        utfil.close;
    end;
end;

procedure program;
begin
    integer i;
    text utfilnavn;
    ref(outfile) utfil;

    Outtext("Random number seed>"); breakoutimage; inimage;
    u:=inint;

    for i:=1 step 1 until 1 do
    begin
        if i<10 then
        begin
            utfilnavn:=copy("0 s .res");
            utfilnavn.sub(4,1).putint(i);
        end;
        if i>9 and i<100 then
        begin
            utfilnavn:=copy("0 s .res");
            utfilnavn.sub(4,2).putint(i);
        end;
        if i>99 then
        begin
            utfilnavn:=copy("0 s .res");
            utfilnavn.sub(4,3).putint(i);
        end;

        simulering(utfilnavn);
    end;
end;

program;

end program;
```


NINA Rapport 15

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426-1529-2



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>