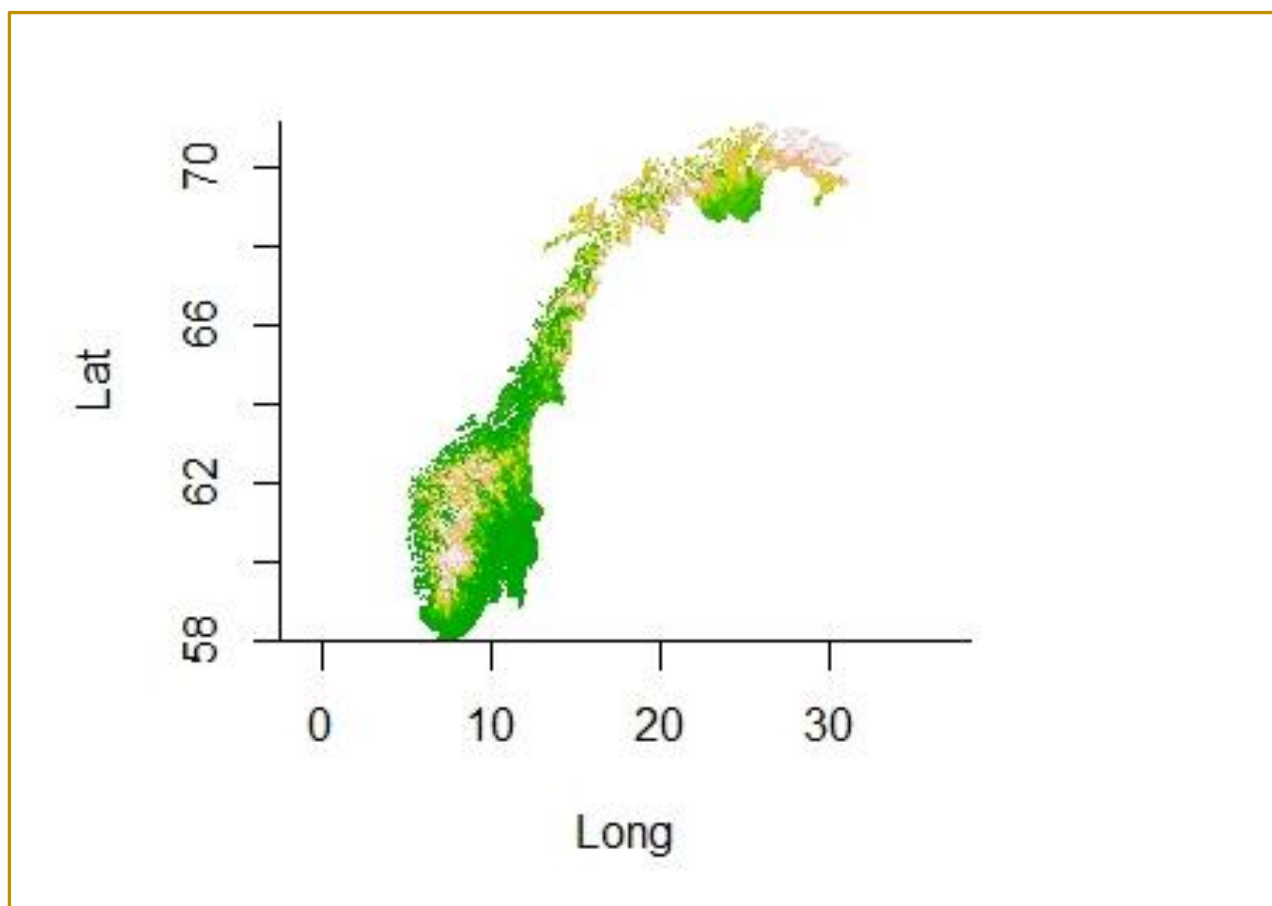


1655

NINA Rapport

Forslag til modellering av fugledata til Naturindeksen

Erlend B. Nilsen
Jenny Mattisson



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Forslag til modellering av fugldata til Naturindeksen

Erlend B. Nilsen
Jenny Mattisson

Nilsen, E.B., Mattisson, J. 2019. Forslag til modellering av fugledata til Naturindeksen. NINA Rapport 1655. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mars 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3399-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

John Atle Kålås

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1355|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Løbersli

NØKKEWORD

Naturindeks

Fugl

TOV-E

Overvåkning

Modellering

KEY WORDS

Nature Index

Birds

Monitoring

Modelling

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Nilsen, E.B. & Mattisson, J. 2019. Forslag til modellering av fugldata til Naturindeksen. NINA Rapport 1655. Norsk institutt for naturforskning.

I denne rapporten går vi gjennom et sett med modelltilnærminger som vi har vurdert av i forbindelse med framtidige oppdateringer av Naturindeksen. Formålet er å få en høyere geografisk oppløsning av bestandsestimater for fugl med tilhørende usikkerhetsverdier enn i Naturindeks for 2014. I Naturindeksen benyttes enten bestandsnivå eller tetthet som variabler. Modellene presentert her er aktuelle for de fuglearter der indikatorberegningene i Naturindeksen bygger på data som kommer fra TOV-E. Vi har vurdert modeller som estimerer sannsynlighet for tilstedeværelse i et gitt areal, f.eks. km² (såkalte site-occupancy-modeller), samt modeller som estimerer tetthet (antall individer eller par innenfor et gitt areal). Vi har vurdert både «statiske» modeller som kun fokuserer på romlig dynamikk, og modeller som fokuserer på både romlig og temporær dynamikk samtidig. Basert på vår gjennomgang anbefaler vi at man i framtidig oppdatering av Naturindeksen benytter romlige modeller basert på data fra de siste tre årene før det aktuelle estimatet, og beregner indikatorverdier basert på predikerte verdier fra de romlige modellene. For de fleste arter vil modellering av tetthet være mest egnet (estimerer relativ tetthet), men for noen fåtallige og sjeldne arter anbefaler vi å benytte forekomst/ fravær-modeller. Dette vil gi et relativt mål på artens tetthet. Modellene er fleksible med tanke på romlige skala for beregning av indikatorverdier, og kan i prinsippet nedskaleres til det geografiske nivå som vurderes egent ut fra en vurdering av hvilken romlig oppløsning som gir mening med tanke på artens økologi i kombinasjon med en vurdering av presisjon i estimatene. Jo høyere geografisk oppløsning, jo høyere usikkerhet. For mange av de arter som inngår i Naturindeksen vurderer vi at oppløsningen minst kan nedskaleres til 5 geografiske regioner med en akseptabel usikkerhet. Kombineret med rutiner for automatisk oppdatering og opplasting av data til Naturindeks-basen bør dette danne et godt grunnlag når utvalgte fugleindikatorer skal oppdateres og nye verdier beregnes. Forbedrede bestandsestimat for fuglearter vil også på sikt kunne bidra som indikatorer for økologisk tilstand.

Erlend B. Nilsen, Norsk institutt for naturforskning: erlend.nilsen@nina.no

Jenny Mattisson, Norsk institutt for naturforskning: jenny.mattisson@nina.no

Abstract

Nilsen, E.B. & Mattison, J. 2019. Suggested modelling approaches for avian data in the Nature index. NINA Report 1655. Norwegian Institute for Nature Research.

In this report, we have evaluated a set of statistical models for their usefulness in relation to the estimation of indicator values for birds in the Nature Index for Norway. Only species for which the data is collected within the TOV-E program is evaluated. Broadly, we have evaluated site-occupancy models for species occurrence, and N-Mixture models for species abundance. We have applied and evaluated both static (i.e. single season) and open (i.e. multi-season) models. Based on our evaluation, we suggest single season models, using data for three years prior to each estimation time point. We suggest that abundance models should be used for most species but that site-occupancy models might be used for rare species. The models are flexible when it comes to spatial scale for indicator estimation, and the selected scale will be a trade-off between the scale of ecological processes of interest and the precision of the estimated indicator values. Combined with automated updating routines and programmatic insertion of data to the Nature Index data base, this should be a good foundation when the Nature Index is to be updated.

Erlend B. Nilsen, Norwegian Institute for Nature Research: erlend.nilsen@nina.no
Jenny Mattisson, Norwegian Institute for Nature Research: jenny.mattisson@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
2 Datagrunnlaget	8
3 Aktuelle statistiske tilnærminger.....	9
3.1 Modellering av romlig utbredelse i forekomst.....	9
3.1.1 Modellering av utbredelse i rom ved bruk av flerskala hierarkiske modeller	10
3.2 Romlige modeller for variasjon i tetthet	11
3.3 Andre tilnærminger som er vurdert.....	12
3.3.1 Dynamiske modeller for endring i forekomst over tid	12
3.3.2 Dynamiske modeller for modellering av endringer i tetthet over tid	15
3.3.3 Bruk av TRIM-modeller.....	15
4 Diskusjon.....	16
4.1 Konklusjon	17
5 Referanser	18

Forord

Fugl utgjør et viktig sett med indikatorer i 'Naturindeks for Norge', og mange av disse er beregnet basert på data samlet inn i det nasjonale programmet for overvåking av landlevende hekkefugl (TOV-E). I denne rapporten har vi gått gjennom en rekke ulike modelltilnærminger, og vurdert hvor egnet de ulike tilnærmingene er for beregning av indikatorverdier for fugl i naturindeksen. TOV-E utgjør en meget stort og rikt datasett, og det er kjennetegnet av høy grad av kvalitet både når det gjelder studiedesign og gjennomføring. Det er derfor vårt håp at de modeller vi beskriver her gjør at man i enda større grad får utnyttet potensialet som ligger i disse dataene.

Svært mange bidrar med organisering, datainnsamling og kvalitetssikring av data i TOV-E, som utføres som et samarbeid mellom Norsk ornitologisk forening og Norsk institutt for naturforskning. Vi vil her benytte anledningen til å takke alle bidragsyttere. Dette er delrapport 2 fra prosjektet «Dataflyt og modellering av indikatorer for naturindeksen», vi vil takke Miljødirektoratet for finansiering av prosjektet som ledet fram til disse rapportene.

26.04.2019 Erlend B. Nilsen

1 Innledning

En rekke fugleindikatorer inngår i datagrunnlaget for Naturindeksen, og mange av disse er basert på data samlet inn via den landsdekkende fugletakseringen gjennomført via overvåkningsprogrammet Terrestrisk Naturovervåkning (TOV). Denne delen av programmet er kjent som TOV-E. I Naturindeksen har det så langt blitt benyttet statistiske modeller basert på programmet TRIM (Van Strien mfl. 2004) for å beregne indikatorverdier (bestandsestimat) for fuglearter basert på data fra TOV-E.

I de siste årene har det imidlertid skjedd en rask og omfattende utvikling når det gjelder bruk av avanserte statistiske modeller for å estimere populasjonsparametere for viltlevende arter (Kéry & Schaub 2012, Royle 2004, Sollmann mfl. 2015). Dette inkluderer både modeller som fokuserer på arters utbredelse og modeller som fokuserer på variasjon i tetthet (antall pr. arealenhet) i tid og rom (Field mfl. 2016, Koons mfl. 2017). Felles for mange av disse modellene er at de eksplisitt separer prosessen knyttet til datainnsamling (sampling) med den økologiske dynamikken. Et samlebegrep på slike modeller er derfor hierarkiske modeller (Royle & Dorazio 2008). Disse modellene gjør det også mulig å knytte en eller flere miljøparametere til den observerte variasjonen i tid og rom, og derigjennom dra fordel av kjente eller modellerte sammenhenger når man predikerer slike verdier for en tid-rom enhet.

Den rivende utviklingen i modeller for bestandsestimering kan bidra til å økte den geografisk oppløsning på fugleindikatoren i Naturindeksen. I denne rapporten presenterer vi eksempler på hvordan man kan benytte moderne statistiske modeller for utvalgte arter hvor datagrunnlaget er basert på TOV-E programmet. Vi gir en kortfattet oversikt over datagrunnlag, statistiske modeller og resultater, og vi diskuterer hvordan dette kan implementeres inn i den løpende oppdateringen av Naturindeks for Norge. Dette er delrapport 2 fra prosjektet «Dataflyt og modellering av indikatorer for naturindeksen», og det henvises for øvrig til NINA rapport 1560 (Skarpaas mfl. 2018). Forbedrede bestandsestimat for fuglearter vil også på sikt kunne bidra som indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, fjell og skog (Nybø mfl. 2018).

Vi presentere her noen ulike alternative måter å modellere data fra TOV-E programmet, for å belyse endringer i tetthet eller forekomst i tid og rom for noen utvalgte arter. Mer presist har vi benyttet:

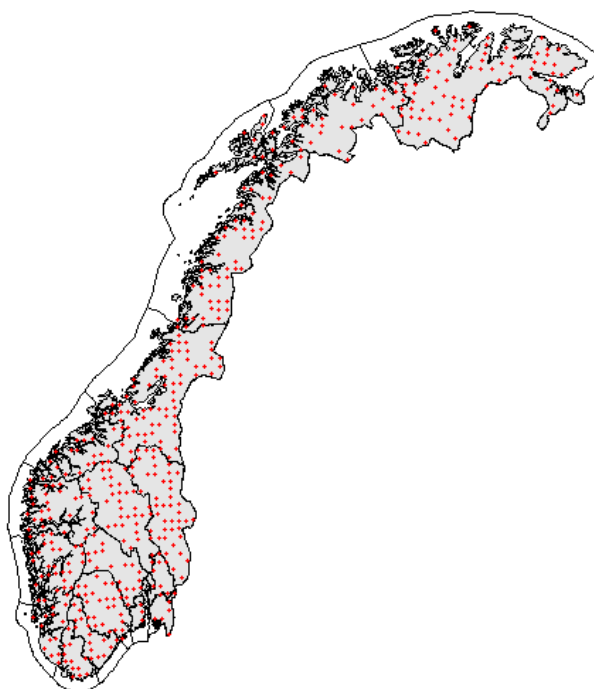
- Site-occupancy modeller for romlig modellering av forekomst
- N-Mixture modeller for modellering av romlig variasjon i tetthet
- Andre modeller hvor man modellerer dynamikken i tid og rom i samme modell

I alle disse modellene kan man benytte en eller flere miljøparametere til å forklare endringer i rom (og evt. tid). Dette gjør at man kan predikere tilstanden også i områder (arealerheter) som ikke er undersøkt. Hvor god slike prediksjoner er avhenger selvsagt av hvor god modellene er. Vi diskuterer kort egnetheten til de ulike modelltilnærmingene, og avslutter med en anbefaling for hvordan man kan estimere oppdaterte verdier for de fugleindikatorer som er basert på data fra TOV-E i Naturindeksen.

2 Datagrunnlaget

Til modelleringen presentert i denne rapporten har vi benyttet fugledata fra i hovedsak TOV-E (<https://tov-e.nina.no/hekkefugl>). Overvåking av fugl i TOV-E (**Figur 1**) baseres på punkttakseringer i 496 tilfeldig utvalgte ruter (1,5*1,5 km) spredd over hele Norge (<https://tov-e.nina.no/Fugl>). Hver rute har i utgangspunktet 20 tellepunkter med 300 meter mellom, og det gjennomføres en fem minutters observasjonstelling på hvert punkt. Taksering utføres mellom 23 mai og 14 juli, under egnede værforhold. Etableringen av TOV-E for fugl startet opp i 2005, og Finnmark ble inkludert fra og med 2010. Vi har derfor i våre analyser presentert her, benyttet data samlet inn fra og med 2011.

TOV-E gjennomføres som et samarbeid mellom Norsk ornitologisk forening som har hovedansvaret for innsamlingen av data, og NINA som har hovedansvaret for samplingsdesign, database og årlig rapportering av resultater. Dette arbeidet har hatt finansiering fra Klima og Miljødepartementet og Miljødirektoratet. En fylldig beskrivelse av bakgrunn og datasettet finnes i Kålås og Husby (2002) og Kålås mfl. (2014), og vi beskriver derfor ikke dette nærmere her.



Figur 1 Oversikt over telleruter (røde prikker) benyttet i forbindelse med overvåkningsprogrammet TOV-E. Hver enkelt tellerute består i utgangspunktet av 20 punkter hvor fugl observeres.

For å illustrere eksemplene har vi valgt å vise resultat fra to fuglearter som er assosierte med alpine tundrahabitat, heipiplerke (*Anthus pratensis*) og fjellrype (*Lagopus muta*). Generelt forekommer heipiplerka i forholdsvis høye tettheter, mens fjellrype ofte er mer fåtallig. Totalt ble det inkludert 9014 observasjoner av heipiplerka og 374 observasjoner av fjellrype i alle ruter i tidsperioden 2011-2016. I de ulike modellene inkluderte vi også data på henholdsvis gjennomsnittlig temperatur i juni (tilgjengelig fra met.no og www.worldclim.com). Data som beskriver habitat er basert på NORUT vegetasjonskart (Johansen 2009) og helningsgrad ble beregnet fra en digital terrengmodell (DTM ; <https://kartkatalog.geonorge.no/>).

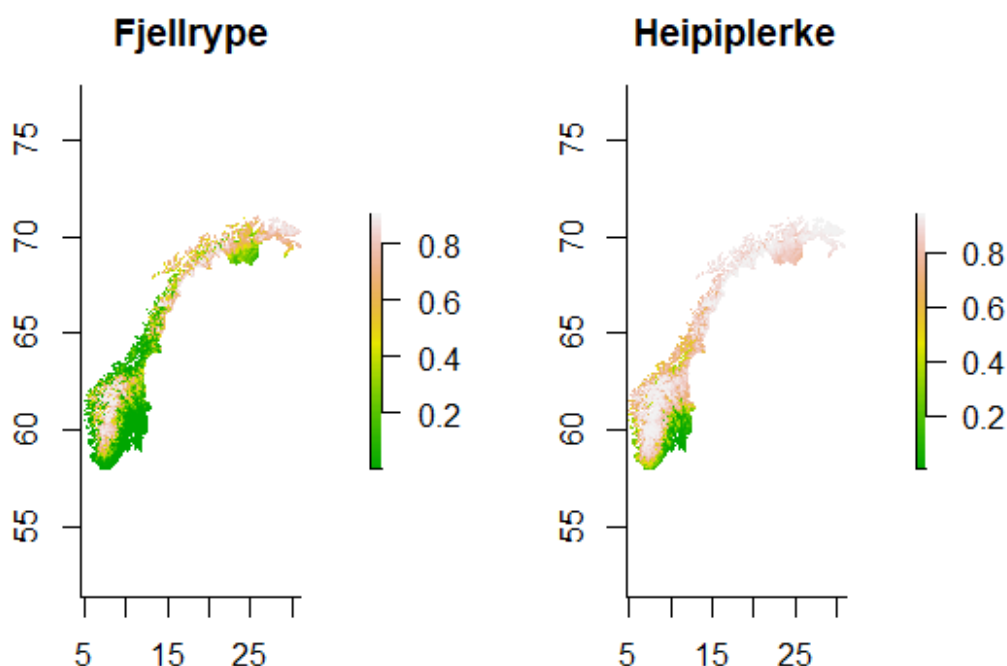
3 Aktuelle statistiske tilnærminger

3.1 Modellering av romlig utbredelse i forekomst

En mulig tilnærming til estimeringen av indikatorverdier er å benytte såkalte site-occupancy-modeller (MacKenzie mfl. 2006). I disse modellene estimerer man sannsynligheten for at en art er tilstede i et gitt areal (her definert som en tellerute), mens man samtidig tar hensyn til oppdagbarheten (altså sannsynligheten for at arten oppdages gitt at den er tilstede). Slike «singel-season» modeller gir ikke muligheten til å eksplisitt modellere den tidsmessige dynamikken. Dersom man velger å benytte et slikt rammeverk for å estimere indikatorverdier vil det derfor være mest aktuelt å aggregere data over noen år (perioden mellom to kjøringar av Naturindeksen) for å estimere modellene. Dette gjøres enklest ved å hente ut predikerte verdier for alle raster-celler som ligger innenfor det valgte arealet (f.eks. fylke eller region), og benytte gjennomsnittlig verdi (og tilhørende varians-mål) som indikatorverdi. Hvilken oppløsning man velger vil være en avveining mellom hvilken skala som er økologisk relevant og presisjon i estimatene. Modellrammeverket i seg selv setter i prinsippet ingen slike begrensninger. Merk at siden man her fokuserer på sannsynlighet for tilstedeværelse (innenfor en tellerute) vil denne tilnærmigen først og fremst være egnet for arter som er relativt fåtallige og sjeldne.

I modellene vi har benyttet til å illustrere denne tilnærmingen har vi inkludert data fra årene 2011-2016, og vi har antatt at den romlige utbredelsen er styrt i hovedsak av klima (temperatur i juni). Man kan selvsagt også i framtidige modeller legge til flere miljøparametere i modellen, slik som habitat. Oppdagbarheten er antatt å variere tilfeldig mellom år og områder. Til å estimeringen valgte vi å benytte R-pakken *unmarked* (Fiske & Chandler 2011) og funksjonen *occu*. En teknisk bemerkning er at disse modellene er relativt sensitive til hvilke startverdier man velger i tilfeller med mange manglende data (altså – år hvor en rute ikke er taksert). Dette er et mindre problem for de siste årene, men for de første årene i tidsserien er dette mer prevalent. Dette må man være bevisst når man tilpasser modellene til flere arter.

Basert på disse modellene har vi predikert sannsynlighet for forekomst av fjellrype og heipiplerke (**Figur 2**) for hver rute på kartet med samme oppløsning som de underliggende klimadataene. Modellene gir et godt bilde på variasjonen i forekomst, men vil ikke være særlig sensitive til endringer i tetthet for en art som heipiplerke.



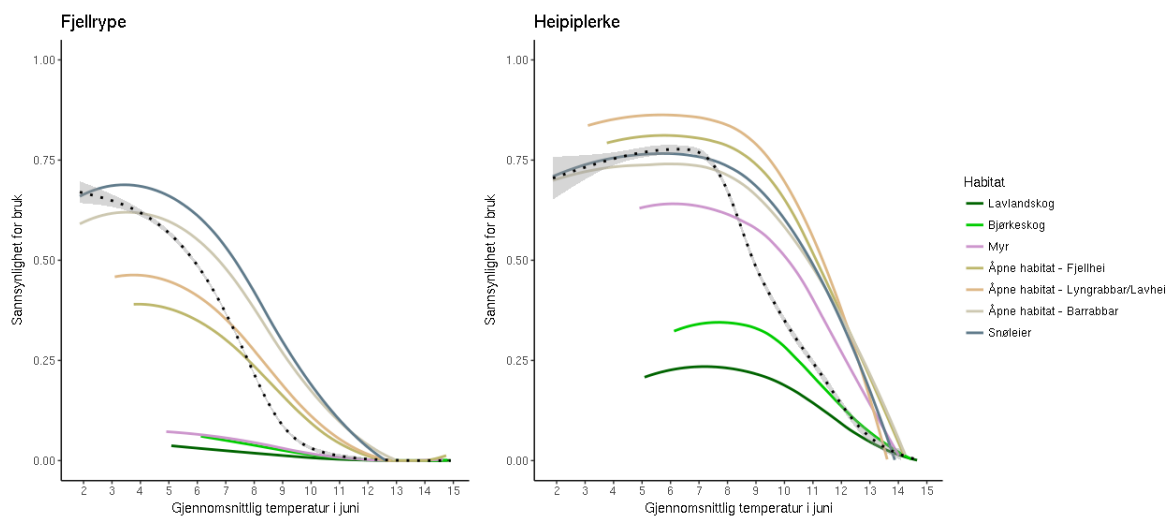
Figur 2 Predikert utbredelse (site-occupancy) av fjellrype (venstre) og heipiplerke (høyre) basert på en klassisk site-occupancy modell. Verdiene angir sannsynligheten for at minst ett individ/par av den aktuelle arten er tilstede innenfor en tellerute.

3.1.1 Modellering av utbredelse i rom ved bruk av flerskala hierarkiske modeller

Som et alternativ til modellen presentert over har vi også vurdert en flerskala hierarkisk site-occupancy modell (Mordecai mfl. 2011). I dette modellrammeverket beregner man samtidig sannsynligheten for forekomst i en tellerute (bestående av 20 tellepunkter) og i tillegg i hvert enkelt tellepunkt. Forekomst i ruten ble relatert til gjennomsnittlig temperatur i juni og i tellepunktene til habitat og helningsgrad. I modellene presentert her har vi benyttet data for årene 2011-2016, men i Naturindeks-sammenheng ville det trolig vært mest aktuelt å benytte f.eks. data fra perioden mellom Naturindeks-beregningene (tre år) når nye indekser skal beregnes (se over).

Selve modell-formuleringen vi benytter her er basert på kode hentet fra Kéry og Schaub (2012), mens modellen er inspirert av Mordecai mfl. (2011). Alle modellene ble estimert ved å benytte JAGS kjørt fra R (R Development Core Team 2018) ved hjelp av pakken jagsUI (Keller 2016). Konvergens ble sjekket ved bruk av «trace plots» og Rhat verdier (vellykket konvergens <1.1).

På stor skala vil estimert tilstedeværelse være omtrent lik som for modellen i kapittel 3.1 (ikke vist her). Men fordelene med denne modellen er at man samtidig kan beregne tilstedeværelse (på større skala) og bruk på mindre skala. Som vist i **Figur 3** er bruk og tilstedeværelse avhengig av både temperatur i juni og habitattype. Hvorvidt en slik større fleksibilitet er nødvendig i Naturindeks-sammenheng er uklart, men vi framholder at disse modellen er svært egnet i tilfeller der formålet i større grad er å forstå de underliggende faktorene som styrer romlig variasjon i forekomst (og tetthet).



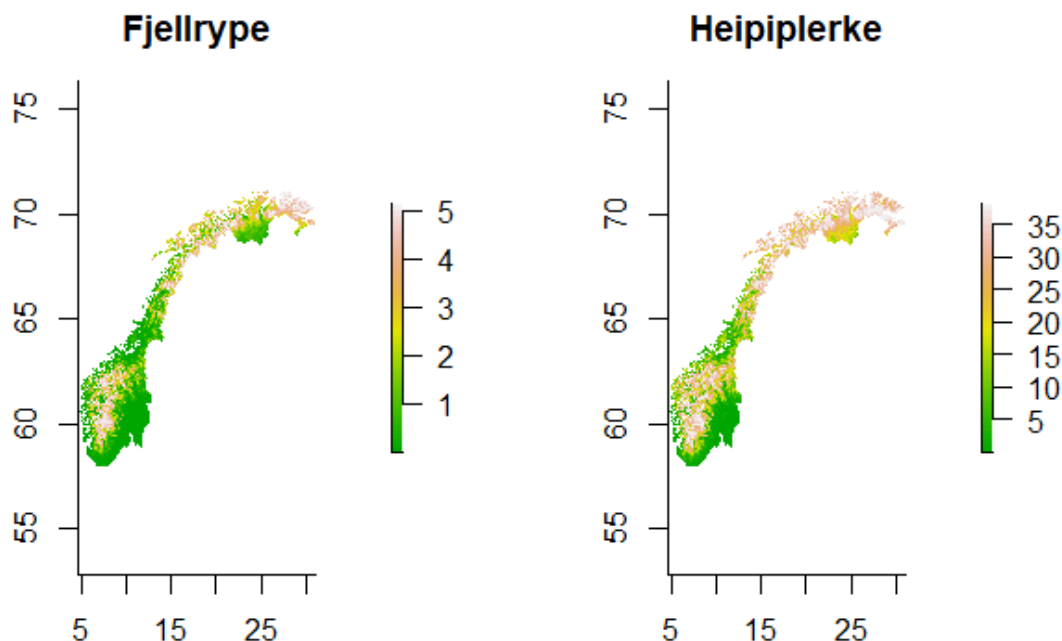
Figur 3. Sannsynligheten for at en rute har forekomst av fjellrype og heipiplerke i relasjon till habitat og gjennomsnittlig temperatur i juni. Linjer for hvert enkelte habitat vises kun for den delen av temperatursspennet hvor denne habitattypen forekommer. Den prikkete grå linje er summen av forekomst i alle habitatyper (med 25-75% bayesianske credible-intervaller).

3.2 Romlige modeller for variasjon i tetthet

På samme måte som for site-occupancy modellene kan man også for tetthet lage modeller for romlig variasjon uten at man eksplisitt modellerer den temporære dynamikken (Kery & Royle 2015, Royle 2004). Disse modellene kan f.eks. estimeres ved hjelp av funksjonen *pcount* i pakken *unmarked* (Fiske & Chandler 2011), og vi har valgt den tilnærmingen her. Ulempen er igjen at man ikke får et direkte estimat på endringer over tid, men fordelene er at man kan benytte en mer kompleks romlig modell. Dersom disse modellene skal benyttes til å estimere indikatorverdier for fugl til Naturindeksen vil det være naturlig å benytte et «tidsvindu» på f.eks. tre år, og beregne verdien som et gjennomsnitt for rutene som ligger innenfor valgte område (økosystem og region/fylke). Vi har ikke gjort denne beregningen her, men dette er en relativt enkel beregning som kan automatiseres ved hjelp av rutiner beskrevet i Skarpaas mfl. (2018).

For å illustrere modelletilnærmingen benyttet vi igjen data for fjellrype og heipiplerke (**Figur 4**), og vi antok at den underliggende variasjonen i tetthet var relatert til gjennomsnittlig junitemperatur. Det resulterende abundanskartene viser at det er stor romlig variasjon i tetthet, og heipiplerke opptrer ofte i større tettheter enn lrype.

Vi anser disse modellene som svært egnet når man skal beregne nye indikatorverdier for Naturindeksen. Som for site-occupancy modellene kan man i prinsippet igjen predikere (gjennomsnittlig) tetthet for alle celler på kartet, og indikatorverdien kan beregnes som gjennomsnittlig verdi for de celler som faller innenfor et gitt areal (f.eks. fylke eller region). For at dette skal være gjennomførbart for en stor rekke arter vil man måtte være nøktern når det gjelder hvilke miljøvariabler som inkluderes. Her har vi kun benyttet gjennomsnittlig temperatur i juni, og vi anbefaler at man kun vurderer et fåtall modeller når dette skal operasjonaliseres i forbindelse med nye estimeringer til Naturindeksen. I tillegg til temperatur kan det for en del arter være aktuelt å inkludere habitattype i modellene.



Figur 4. Predikert tetthet av fjellrype-par (venstre) og heipiplerke-par (høyre) for årene 2011-2016 basert på statistiske N-Mixture modeller.

3.3 Andre tilnærminger som er vurdert

Vi har også vurdert en rekke andre modeller, hvor man enten modellerer dynamikken i tid og rom samtidig, eller kun i tid. Under følger en kort vurdering av disse.

3.3.1 Dynamiske modeller for endring i forekomst over tid

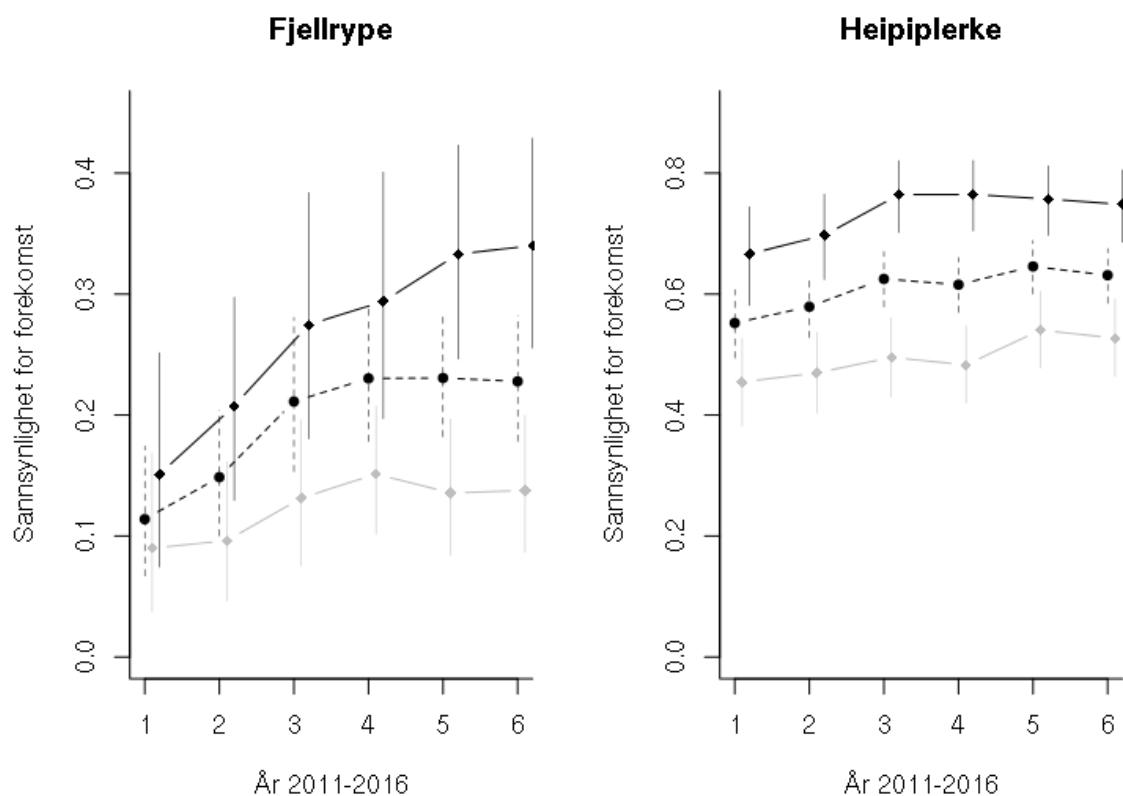
I avsnittene over har vi presentert resultater fra såkalte «single-season» site-occupancy modeller, hvor man ikke gjør noe forsøk på å direkte modellere den temporære dynamiken. En annen mulig tilnærming er å benytte såkalte «multi-season» eller flerårs site-occupancy modeller for å eksplisitt modellere endringer i forekomst mellom år (Kery & Schaub 2012). Disse modellene er egentlig det samme som en klassisk meta-populasjonsmodell, der forandringer mellom år t og år $t+1$ er en funksjon av sannsynligheten av kolonisering av en rute (altså at en art som ikke er tilstede i en tellerute i ett år vil være tilstede året etter), og sannsynligheten for «ekstinksjon» i en rute (at en art som er tilstede i en rute i ett år ikke er der det påfølgende året). Dersom koloniseringen er høyere enn ekstinksjonsraten betyr det at forekomsten har økt fra ett år til det neste. Modellen forutsetter at forekomst i det første året som benyttes estimeres, og at resterende år beskriver forandring fra foregående år.

Vi benytter samme arter og datagrunnlag som foregående eksempler, og har valgt å presentere sannsynligheten for forekomst på tre romlige skaler; hele Norge, Norge delt i sør og nord (Trøndelag og nordover), samt på fylkesnivå. For å illustrere hvordan usikkerheten i estimatene endres avhengig av hvor mange telleruter det er i de ulike fylkene (samt hvor vanlig arten er), har valgt vi ut to store fylker (Finnmark, Trøndelag), to mellomstore (Troms, Oppland) og to mindre (Aust-Agder, Rogaland). Alle modellene ble estimert ved å benytte JAGS kjørt fra R (R Development

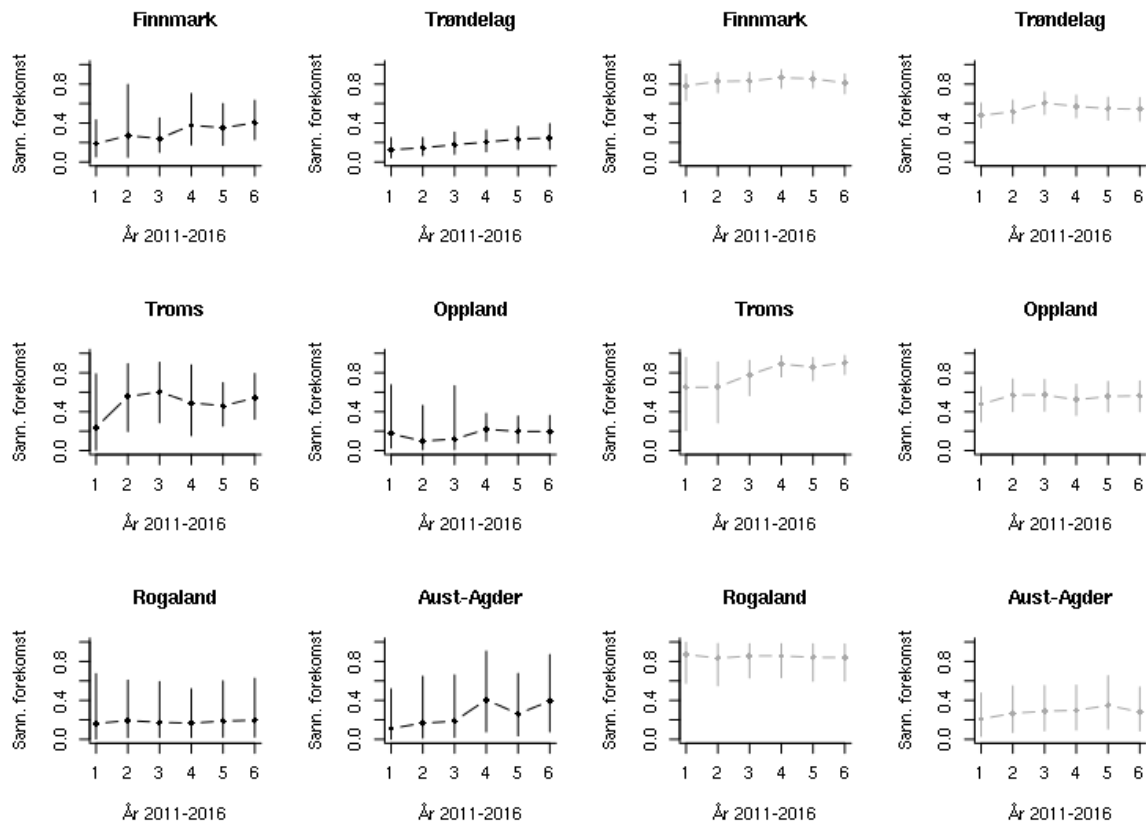
Core Team 2018) ved hjelp av pakken jagsUI (Keller 2016). Konvergens ble kontrollert basert på «trace plots» og Rhat verdier (vellykket konvergens <1.1).

Det var mulig med relativ god nøyaktighet å estimere populasjonstrender for både heipiplerke og fjellrype på landsbasis (**Figur 4**). Når Norge deles opp mellom nord og sør øker usikkerheten kun marginalt for heipiplerke og for fjellrype i sør, mens usikkerheten øker i nord for fjellrype (**Figur 4**). Når årlige populasjonstrender estimeres på finere skala (her fylkesnivå) øker usikkerheten markant avhengig av antall takserte ruter og på tettheten av fugl (**Figur 5**). For store fylker med mange takseringsruter, slik som Trøndelag, fungerer det relativt godt for både vanlige og uvanlige arter, men for Finnmark blir usikkerheten for fjellrype, med færre observasjoner, så pass stor at det gir lite informasjon (**Figur 6**). Dette gjelder naturlig også for de mindre fylkene. Modellene på heipiplerke gir, sammenlignet med fjellrype, bedre resultat da denne er mer vanlig forekommende og har flere observasjoner men likevel er usikkerheten så pass stor at resultatene må tolkes med forsiktighet.

Dynamiske site-occupancy modeller, som beskrevet her, er etter hvert benyttet relativt mye til å beregne endringer over tid i forekomst (Kery & Royle 2015). En fordel er at man kan direkte modellere endringer over tid, og man har også mulighet til å benytte miljøvariabler (covariater) i modellene. Vi har ikke benyttet dette her, men bemerker at dette kan være et godt alternativ dersom man skal benytte slike modeller til forstå sammenhengen mellom miljøvariabler og endringer i forekomst i tid og rom. Ulempen er at de vil kreve mye data dersom man skal lage gode prediktive modeller i tid og rom. I eksempelet her viser vi at modellene kan fungere på relativt liten skala, men vi har ikke inkludert noen miljøparametere for å forklare dynamikken i tid (eller rom). Slike drivere kan være ulik for de ulike artene, og det vil være svært utfordrende (og kanskje umulig) å finne et sett med generiske drivere for alle arter. Selv om modellen er godt egnet dersom man vil bedre forstå sammenhengen mellom miljøfaktorer og den romlige- og tidsmessige dynamikken vurderer vi det som for arbeidskrevende å lage slike modeller for alle arter som inngår i Naturindeksen basert på miljø-variabler.



Figur 5. Forandringer i sannsynligheten for forekomst over tid (2011-2016) for hele Norge (sort stripete) og Norge oppdelt i Sør Norge (grå; Sør om Trøndelag) og Nord Norge (sort). Figurene viser gjennomsnittlig forekomst med usikkerhet som 95% credible intervaller. Notere at y-akser er på ulike skale. Fjellrype til venstre og heipiplerke til høyre.



Figur 6. Forandringer i sannsynligheten for forekomst over tid (2011-2016) på fylkesnivå for fjellryper (sorte streker; figurkolonne 1 og 2) og heipiplerke (grå streker; figurkolonne 3 og 4) i to, til arealene, store fylke (Finnmark, Trøndelag), to mellom store fylke (Troms, Oppland) og to mindre fylke (Rogaland, Aust-agder). Figurene viser gjennomsnittlig forekomst med usikkerhet som 95% C.I.

3.3.2 Dynamiske modeller for modellering av endringer i tetthet over tid

Den siste typen modeller vi har benyttet her er såkalte dynamiske (eller åpne) N-mixture modeller (Dail & Madsen 2011, Kery & Royle 2015, Royle 2004). Til estimeringen valgte vi å benytte R-pakken *unmarked* (Fiske & Chandler 2011) og funksjonen *pcountOpen*, og ikke Bayesiansk statistikk som for de foregående to modellene. Vi har vurdert og estimert verdier for ulike varianter av denne modellen for våre eksempelarter, men bemerker at disse modellene er såpass kompliserte at de vil kreve relativt mye tilpasning for her enkelt art. Vi har her valgt å ikke illustrere denne modellen, da vi ikke anbefaler denne benyttet til Naturindeksen i denne omgang. Modellene vil være svært egnet dersom formålet er å modellere (og forstå) den underliggende økologiske dynamikken i tid og rom.

3.3.3 Bruk av TRIM-modeller

I dag er indikatorverdier for de fugleindikatorerne i Naturindeksen hvor datagrunnlaget er hentet fra TOV-E basert på estimerte tidstrender i programmet TRIM (Van Strien mfl. 2004). Skulle man i fortsettelsen velge å holde fram med dette modellrammeverket vil vi likevel anbefale at man gjør selve estimeringen i R, slik at man kan høste nytte av nylig utviklede automatiseringsrutiner (Skarpaas mfl. 2018).

4 Diskusjon

I denne rapporten har vi gått gjennom et sett med modeller som kan benyttes til å beregne indikatorverdier for fugleindikatorer som inngår i Naturindeksen. Dagens indikatorverdier er basert på estimerte verdier ved bruk av modellrammeverket TRIM (Van Strien mfl. 2004). Denne tilnærmingen er mye benyttet i forbindelse med overvåkning av fugl, og er spesielt designet for tilfeller hvor man har brudd i tidsseriene, og derfor er avhengig av å fylle inn (permutere) manglende verdier. Dette rammeverket er imidlertid ikke godt egnet til å inkludere miljøvariabler, og er derfor ikke godt egnet til en mer modellbasert tilnærming. Innenfor miljøovervåkingen brukes i dag både designbaserte og modellbaserte programmer (Yoccoz mfl. 2001). I førstnevnte tilnærming benytter man kun tilgjengelig data for arten av interesse når man skal beregne f.eks. tetthet. I modellbaserte tilnærminger benytter man data fra den aktuelle arten i et modellrammeverk hvor man forsøker å modellere endringer (i tid og/eller rom) basert på sammenhengen med miljøvariabler (habitat, klima osv). Dette gjør at man kan predikere verdier også for områder man ikke har gjennomført tellinger, og prinsipp kan man da beregne indikatorverdier for mindre geografiske enheter. Hvor godt dette vil gjenspeile den reelle tettheten i de ulike områdene vil selvsagt avhenge av hvor gode modellene er til fange romlig variasjon i tetthet.

Ved en modellbasert tilnærming til beregning av indikatorverdier vil man i utgangspunktet kunne øke den geografiske oppløsningen på indikatorverdiene betraktelig; siden man i prinsippet kan benytte modellene til å predikere indikatorverdier for hver enkelt celle (f.eks. 10 x 10 km² eller 1 x 1 km²) hvert enkelt år. Ved å summere opp verdiene innenfor de aktuelle områdene (f.eks. fylke eller region) vil man kunne estimere en indikatorverdi for den oppløsningen man velger. Hvorvidt dette gir en biologisk meningsfylt oppløsning (f.eks. om skalaen er egnet til å fange en økologisk prosess av interesse) må selvsagt vurderes. Vi har ikke gjort en slik formell vurdering for hvilken geografisk oppløsning som egner seg for de ulike fugleartene i denne rapporten, men dette kan gjøres i forbindelse med operasjonaliseringen av oppdateringen av Naturindeksen høsten 2019. En utfordring når man går over til modellbasert indekser er selvsagt spørsmålet om hvor godt modellene treffer (den ukjente) virkeligheten, men her finnes det ulike tilnærminger som har blitt beskrevet i litteraturen (se f.eks. MacKenzie & Bailey 2004).

Vi har presentert modeller hvor vi modellerer forekomst (site-occupancy) og tetthet (N-Mixture modeller). I utgangspunktet vil modeller for tetthet (antall individer/par pr. arealenhet) være mest riktig med tanke på Naturindeksens mål om å dokumentere bestandsendringer over tid. Når vi likevel har presentert modeller for forekomst er dette fordi det ofte er en sammenheng mellom tilstedeværelse og tetthet (Kery & Royle 2015), selv om denne sammenhengen ofte kan være mer kompleks (Efford & Dawson 2012). Særlig for arter som opptrer i lave tettheter, og hvor man ofte observerer henholdsvis null eller ett hekkende par i hver tellerute kan denne sammenhengen være relativt klar. Siden disse modellene er vesentlig mindre datakrevende enn modeller for tetthet kan man derfor få et tydeligere signal fra miljøvariablene som inkluderes i modellen. Vi anbefaler derfor at site-occupancy modeller benyttes til å gi en vurdering av bestandstetthet av arter som er forholdsvis sjeldne forekommende i TOV-E overvåkingen. For arter hvor man nesten alltid observerer ett eller flere par i hver tellerute vil denne tilnærmingen være mindre egnet, og vi anbefaler derfor at man benytte modeller for tetthet.

Vi har også vurdert modeller som inkluderer variasjon i tid og rom samtidig. Generelt vil det være slik at modellene som kun fokuserer på variasjon i rom vil kreve mindre data enn modeller som fokuserer på variasjon i tid og rom. En utfordring med modeller som inkluderer variasjon i både tid og rom er også at ulike arter sin bestandsdynamikk styres av ulike faktorer, slik at det er en relativt stor jobb å utvikle gode modeller for alle artene. Man kan selvsagt, slik man ofte gjør i statistisk modellering, sammenlikne et sett med kandidatmodeller basert på deres AIC-verdi (Burnham & Anderson 2002) og benytte den beste modellen til å beregne indikatorverdier. Når vi likevel ikke anbefaler disse er det delvis knyttet til at disse modellene vil kreve mye jobb med tilpasning for enkelt art dersom de skal gi et presist bilde på artens dynamikk i tid og rom.

De eksempler på modeller vi har presentert her viser at det er mulig å benytte data fra TOV-E til å predikere romlig (og tidsmessig) variasjon i tetthet (eller forekomst) basert på en modellbasert tilnærming. Modeller kun basert på romlig variasjon er mindre krevende å benytte fordi det trengs færre modelltilpasninger til hver art. I tillegg er det verdt å merke seg at det selvsagt er en fare for at tid-rom modellen predikerer feil verdier dersom den ikke er godt tilpasset de faktiske forhold. Selv om bruk av vanlige rutiner for modellvalidering til en visse grad avdekker slik feilspesifisering vil det fortsatt være en fare for at viktige miljøvariabler som er utelatt fører til feil prediksjoner. En slik mulighet er selvsagt også tilstede ved designbaserte tilnærminger (modeller med kun romlig variasjon).

4.1 Konklusjon

Basert på arbeidet presentert her anbefaler vi at man for de fugleindikatorene som er basert på data fra TOV-E går over til modellbaserte indikatorer, slik at man kan øke den romlige oppløsningen. Vi anbefaler at man baserer modellene på data fra de tre årene før det aktuelle estimatet, og beregner indikatorverdier basert på predikerte verdier fra de romlige modellene. For de fleste arter vil modellering av tetthet være mest egnet (estimerer relativ tetthet), men for noen fåtallige og sjeldne arter anbefaler vi å benytte forekomst/ fravær-modeller. Vi anbefaler at man kun benytter et fåtall miljøvariabler (gjennomsnittlig temperatur i juni, samt habitat for enkelte arter basert på data fra NORUT vegetasjonskart (Johansen 2009)) til å beskrive variasjonen i tetthet eller forekomst. Dette gir mulighet på en relativt enkel og effektiv måte å tilpasse gode romlige modeller. For mange av de aktuelle arter vurderer vi at oppløsningen kan bli på fem geografiske regioner. Det er imidlertid nødvendig å gå gjennom de aktuelle artene i forkant av neste oppdatering av Naturindeksen for å kunne fastslå endelig oppløsning for de enkelte arter. Dette avhenger både av de enkelte arters utbredelse, men også av hvor mye data som er tilgjengelig for den aktuelle arten. Generelt vil oppløsningen kunne bli finere for arter hvor datatilgangen er god.

Dersom man for alle eller noen arter velger å benytte en ren designbasert tilnærming, med indikatorverdier beregnet ved hjelp av TRIM vil vi anbefale at man går over til å gjøre disse beregningene i statistikkprogrammet R (R Development Core Team 2018). På den måten kan man automatisere innlesningen av indikatorverdier til Naturindeksbasen direkte fra R (Skarpaas mfl. 2018). En slik tilnærming bør selvsagt også være en del av rutinen for en modellbasert tilnærming til indikator-beregningen.

5 Referanser

- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2nd. utg. - Springer-Verlag, New York.
- Dail, D. & Madsen, L. 2011. Models for Estimating Abundance from Repeated Counts of an Open Metapopulation. - *Biometrics* 67: 577-587.
- Efford, M. G. & Dawson, D. K. 2012. Occupancy in continuous habitat. - *Ecosphere* 3: art32.
- Field, C. R., Gjerdrum, C. & Elphick, C. S. 2016. How does choice of statistical method to adjust counts for imperfect detection affect inferences about animal abundance? - *Methods in Ecology and Evolution*: 7: 1282-1290.
- Fiske, I. & Chandler, R. 2011. unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance - *Journal of Statistical Software* 43: 1-23.
- Johansen, B. E. 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på landsat TM/ETM+data (in Norwegian). s. NORUT, Tromsø, NORUT, Tromsø.
- Keller, V. 2016. jagsUI: A Wrapper Around 'rjags' to Streamline 'JAGS' Analyses. R package version 1.4.4.
- Kéry, M. & Royle, J. A. 2015. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 1. - Elsevier, London.
- Kéry, M. & Schaub, M. 2012. Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective. - Academic Press, Waltham, MA.
- Koons, D. N., Arnold, T. W. & Schaub, M. 2017. Understanding the demographic drivers of realized population growth rates. - *Ecological Applications* 27: 2102-2115.
- Kålås, J. A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. 25 s., NINA Oppdragsmelding 740, NINA Trondheim.
- Kålås, J. A., Husby, M., Nilsen, E. B. & Vang, R. 2014. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2014. 36 s., NOF Rapport 4-2014.
- MacKenzie, D. I. & Bailey, L. L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. - *Journal of Agricultural Biological and Environmental Statistics* 9: 300-318.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. & Hines, J. E. 2006. Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. - Elsevier Press.
- Mordecai, R. S., Mattsson, B. J., Tzilkowski, C. J. & Cooper, R. J. 2011. Addressing challenges when studying mobile or episodic species: hierarchical Bayes estimation of occupancy and use. - *Journal of Applied Ecology* 48: 56-66.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning
- R Development Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Royle, J. A. 2004. N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. - *Biometrics* 60: 108-115.
- Royle, J. A. & Dorazio, R. M. 2008. Hierarchical modeling and inference in ecology: The analysis of data from populations, metapopulations and communities. - Elsevier Academic Press.
- Skarpaas, O., Töpper, J. P., Nilsen, E. B. & Åström, J. 2018. Dataflyt og modellering av indikatorer for naturindeksen. 24 s., NINA Rapport 1560, NINA Trondheim.
- Sollmann, R., Gardner, B., Chandler, R. B., Royle, J. A. & Sillett, T. S. 2015. An open-population hierarchical distance sampling model. - *Ecology* 96: 325-331.
- Van Strien, A., Pannekoek, J., Hagemeijer, W. & Verstral, T. 2004. A loglinear poisson regression method to analyse bird monitoring data. - *Bird Census News*.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. - *Trends in Ecology & Evolution* 16: 446-453.

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3399-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger