

NINA Minirapport 570

Kongeørn: Bestands- og habitatmodellering

Erlend B. Nilsen
Jenny Mattisson
Torgeir Nygård
Øyvind Hamre

Nilsen, E.B., Mattisson, J., Nygård, T. & Hamre, Ø. 2015.
Kongeørn: Bestands- og habitatmodellering. - NINA Minirapport
570. 31 s.

Trondheim, november 2015

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

TILGJENGELIGHET

Upublisert

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

ANSVARLIG SIGNATUR

Erlend B. Nilsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Morten Kjørstad

NØKKEORD

- Norge
- Kongeørn
- Utbredelse
- Overvåkning

KEY WORDS

-
- Norway
- Golden Eagle
- Distribution
- Monitoring

NINA Minirapport er en enklere tilbakemelding til oppdragsgiver enn det som dekkes av NINAs øvrige publikasjonsserier. Minirapporter kan være notater, foreløpige meldinger og del- eller sluttresultater. Minirapportene registreres i NINAs publikasjons-database, med internt serienummer. Minirapportene er ikke søkbare i de vanlige litteraturbasene, og følgelig ikke tilgjengelig på vanlig måte. Således kan ikke disse uten videre refereres til som vitenskapelige rapporter.

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeldgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Innhold

Innhold	4
1 Innledning	5
1.1 Bestandsmodelleringen	5
1.2 Habitatmodelleringen.....	6
2 Resultater	7
2.1 Estimering av omregningsfaktor	7
2.2 Estimering av habitategnethet	11
3 Vedlegg 1: Estimering av bestandsstruktur	15
3.1 Populasjonsmodellen	15
3.2 Demografiske rater	16
3.3 Estimering av andel territorielle individer og omregningsfaktor	19
3.4 Sensitivitetsanalyser	20
4 Vedlegg 2: Habitatmodellering	21
4.1 Habitat modellering	21
4.2 Model input	21
4.3 Modelling process.....	24
4.4 Model evaluation	25
4.5 Suitable habitat.....	27
5 Referanser	30

1 Innledning

I en nylig publisert rapport (Dahl mfl. 2015) ble det estimert at 963 (95% C.L. 652-1139) av de totalt 1260 kongeørnterritorier (*Aquila chrysaetos*) som er registrert i Rovbase var okkupert i løpet av siste femårsperiode. Den relativt store usikkerheten skyldes i stor grad at mange av de kjente territoriene ikke er besøkt på lang tid. Videre ble det framholdt at det er deler av landet hvor forekomsten av hekkende kongeørn kan være mangelfullt kartlagt. Det foreligger heller ikke noe modellbasert estimat på hvor stor kongeørnbestanden kan antas å være, gitt et visst antall okkuperte territorier, siden det så langt ikke foreligger noen formelle analyser av kongeørnas bestandsstruktur.

Vi vil i denne rapporten ikke komme med nye estimater for den norske kongeørnbestanden, men vi har beskrevet to sett med analyser som vil være med på å øke den generelle kunnskapen om kongeørnbestanden i Norge:

- 1) Vi har estimert en «*omregningsfaktor*» som kan benyttes til å estimere størrelsen på kongeørnbestanden basert på antall okkuperte territorier. Denne er basert på en standard aldersstrukturert bestandsmodell, og kan derfor i prinsippet tolkes likt de omregningsfaktorene som benyttes i overvåkningen av henholdsvis gaupe og jerv.
- 2) Basert på habitatmodellering har vi identifisert de områder hvor habitatet er mest egnet for hekkende kongeørn, men hvor det pr. i dag ikke er registrert kongeørnreir/territorier i Rovbase. I denne modelleringen har vi benyttet såkalte «presence-only»-modeller basert på registrerte reirlokalteter i Rovbase.

Det er viktig å understreke at kongeørna er en meget mobil art som kan forflytte seg over store avstander. Våre analyser fokuserer på perioden rundt hekking, og habitatmodelleringen tar ikke sikte på å beskrive habitategnethet for kongeørn på andre tider av året. Likeledes er omregningsfaktoren basert på den stående bestandsstrukturen rett før/i begynnelsen av hekkesesong.

1.1 Bestandsmodelleringen

Formålet med bestandsmodelleringen i denne rapporten er å estimere den stabile bestandsstrukturen for kongeørn i Norge, og derigjennom estimere hvor stor andel av bestanden de territorielle parene utgjør. I forvaltningssammenheng benyttes liknende tilnærminger for jerv og gaupe, hvor den reproduktive andelen av bestanden (familiegrupper) registreres i løpet av vinteren, og hvor den totale bestandsstørrelsen estimeres basert på denne informasjonen samt en omregningsfaktor (Anonym 2015, Anonym 2015). Det er imidlertid to vesentlige forskjeller mellom kongeørn og henholdsvis jerv og gaupe som gjøre denne øvelsen mer krevende for kongeørn. For det første 1) må man anta at usikkerheten i registreringene (for kongeørn antall okkuperte territorier) av reproduserende bestand er større for kongeørn, da det ikke har vært ført enhetlig oversikt over dette for en lengre tidsperiode (Dahl mfl. 2015). Denne usikkerheten blir ikke behandlet videre her, men er omfattende beskrevet i Dahl mfl. (2015). For det andre 2) er det selvsagt usikkerhet knyttet til de demografiske ratene (overlevelse, reproduksjon, alder for første reproduksjon osv.) for kongeørn. Mens det har vært gjennomført omfattende feltstudier på f.eks. gaupe, hvor demografiske rater har blitt estimert fra radiomerkede individer (Gaillard mfl. 2014, Nilsen mfl. 2012, Nilsen mfl. 2012), er det pr. i dag langt mindre informasjon tilgjengelig når det gjelder overlevelse, ved hvilken alder de etablerer territorier, hvor stor andel av den «voksne» bestanden som faktisk er territorielle osv. Når det gjelder årlig hekkesuksess (for ulike territorier) er dette langt bedre kjent, gjennom ulike overvåkings- (f.eks. TOV, og Rovdatas «intensivområder»; se <http://www.rovdata.no>) og kartleggings- og forskningsprosjekter (se f.eks. Nygård & Østerås 2014, Systad mfl. 2007). Vi har derfor inkludert i analysene en omfattende sensitivitetsanalyse, for å illustrere hvordan usikkerhet i ulike parametere i bestanden påvirker estimatene, samt hvilke parametere som har størst effekt på utfallet.

1.2 Habitatmodelleringen

Formålet med habitatmodelleringen er å finne de områdene i Norge hvor habitatsammensetningen er slik at sannsynligheten for at det er kongeørnterritorier som ikke er kartlagt og registrert er høyest. Slik informasjon kan benyttes i framtidig kartleggings- og registreringsaktivitet for å rette innsatsen i den ekstensive overvåkingen mot de mest egnede områdene for kongeørn, samt de registrerte reir som ikke har vært besøkt på lang tid. I denne rapporten har vi kun hatt tilgang til data på eksisterende reir, men mangler kunnskap om område uten reir. Utdfordringen er derfor at man ikke vet om områder uten territorier skyldes at det faktisk ikke er kongeørnterritorier der, eller om det skyldes mangelfull kartlegging. På grunn av dette har brukt en såkalt «presence-only» tilnærming som ramme for habitatmodelleringen. Dette er et vanlig problem i analyser av arters distribusjon, og det finns verktøy tilgjengelige for å håndtere dette (Hirzel mfl. 2002, Thuiller mfl. 2009). Likevel er det viktig å merke seg at denne tilnærmingen aldri blir like sikker som når man har tilgang til såkalte «presence-absence»-data (se f.eks. Yackulic mfl. 2013). Vi vill derfor påpeke at resultatene i denne rapporten burde gi en indikasjon om hvilke områder i Norge som man har en høyere sannsynlighet før å finne kongeørnreir, men man kan aldri benytte «presence-only» data til å estimere en reell sannsynlighet for at det er kongeørnreier i de tomme områdene. Videre har vi gjennomført analysene på en relativt stor skala (et rutenett på 10x10km), og benyttet habitatsammensetningen i hver rute som en beskrivelse av disse. Et kongeørnterritorium kan ha flere reirplasser, men i de analysene vi presenterer har vi antatt at en rute er okkupert dersom det finnes ett eller flere kongeørnreir innenfor ruten, uavhengig av antall reir og reirets plassering i rute. Vi tar således ikke hensyn til i hvilket territorium de ulike reirene hør hjemme eller hvor mye aktivitet det var på reirene. Resultatene fra modelleringen kan sees på som et mål på habitategnethet (for kongeørn), men må ikke tolkes som sannsynligheten for at det finnes reir i de ulike rutene. Videre vil arealet som regnes som egnet for kongeørn være avhengig av hvilken terskel man velger for å definere dette. Det finnes en rekke ulike algoritmer for å fastsette en slik terskel, men generelt bør man være varsom med å sette en absolutt terskel når man kun har tilgang til «presence only»-data. Vi har derfor valgt å ikke bruke en enkelt verdi som terskel for egnet habitat, men presenterer heller resultater basert på ulike terskelverdier.

2 Resultater

2.1 Estimering av omregningsfaktor

Kort modellbeskrivelse

En fyldigere beskrivelse av modelltilnærmingen finnes i **Vedlegg 1**, og vi gir her kun en kort sammenfatning av modellen.

I tråd med vanlige prosedyrer for denne typen populasjonsmodellering har vi benyttet en standard matrisetilnærming (Caswell 2001), hvor hver aldersklasse er representert i matrisen. Vi har benyttet en klassisk «alders-spesifikke» tilnærming, vi har kun modellert hunn-delen av bestanden (eng. *female only model*), og vi har antatt en såkalt «pre-breeding census». Dette innebærer at bestanden registreres rett før hekking hvert år (Caswell 2001). Siden vi har benyttet alders-spesifikke modeller har vi antatt at kongeørna når en maksimal alder på 30 år. Dette er neppe noe absolutt øvre alder for en kongeørn og det eldste dokumenterte individet fra Sverige er 32 år (Hjernquist 2011). En oppsummering av livshistorien som er benyttet i denne modelleringen og en oversikt over datagrunnlag for demografiske rater er gitt i **Tabell V1.1** i **Vedlegg 1**.

Hvordan man estimerer den stabile aldersfordelingen er fyldig beskrevet i f.eks. Caswell (2001). Vi er her i utgangspunktet ikke ute etter å estimere den stabile aldersfordelingen pr. se, men i stedet den andelen av bestanden som utgjøres av territorielle individer (Ψ). Denne kan man (gitt de forutsetninger som er beskrevet i Vedlegg 1) estimere på følgende måte:

$$\bullet \quad \Psi = \sum_{i=1}^{i=\omega} c(i) * T_i$$

, hvor $c(i)$ er andelen av bestanden som befinner seg i aldersklasse i , og T_i er sannsynligheten for at et individ i aldersklasse i er territoriell. I vår tilnærming er denne pr. definisjon 0 når $i \leq 4$ år (**Vedlegg 1**).

Basert på denne informasjonen kan man videre beregne to estimatorene av interesse:

1. En «omregningsfaktor» (β) som angir hva man må multiplisere antallet okkuperte territorier med for å finne (beste gjettning) på den totale bestanden er definert som:

$$\bullet \quad \beta = \frac{2}{\Psi}$$

Merk at siden vi her har benyttet en «female only»-tilnærming og ikke tatt hensyn til hannene i bestanden blir uttrykket som definert over, og ikke $\frac{1}{\Psi}$ som man kanskje intuitivt ville tro. Denne omregningsfaktoren vil være ekvivalent til den som benyttes i f.eks. gaupeovervåkingen, men der «grunnenheten» er antall familiegupper og ikke antall okkuperte territorier.

2. Man kan videre estimere total bestandsstørrelse (\widehat{N}_{tot}) ved hjelp av følgende formel:

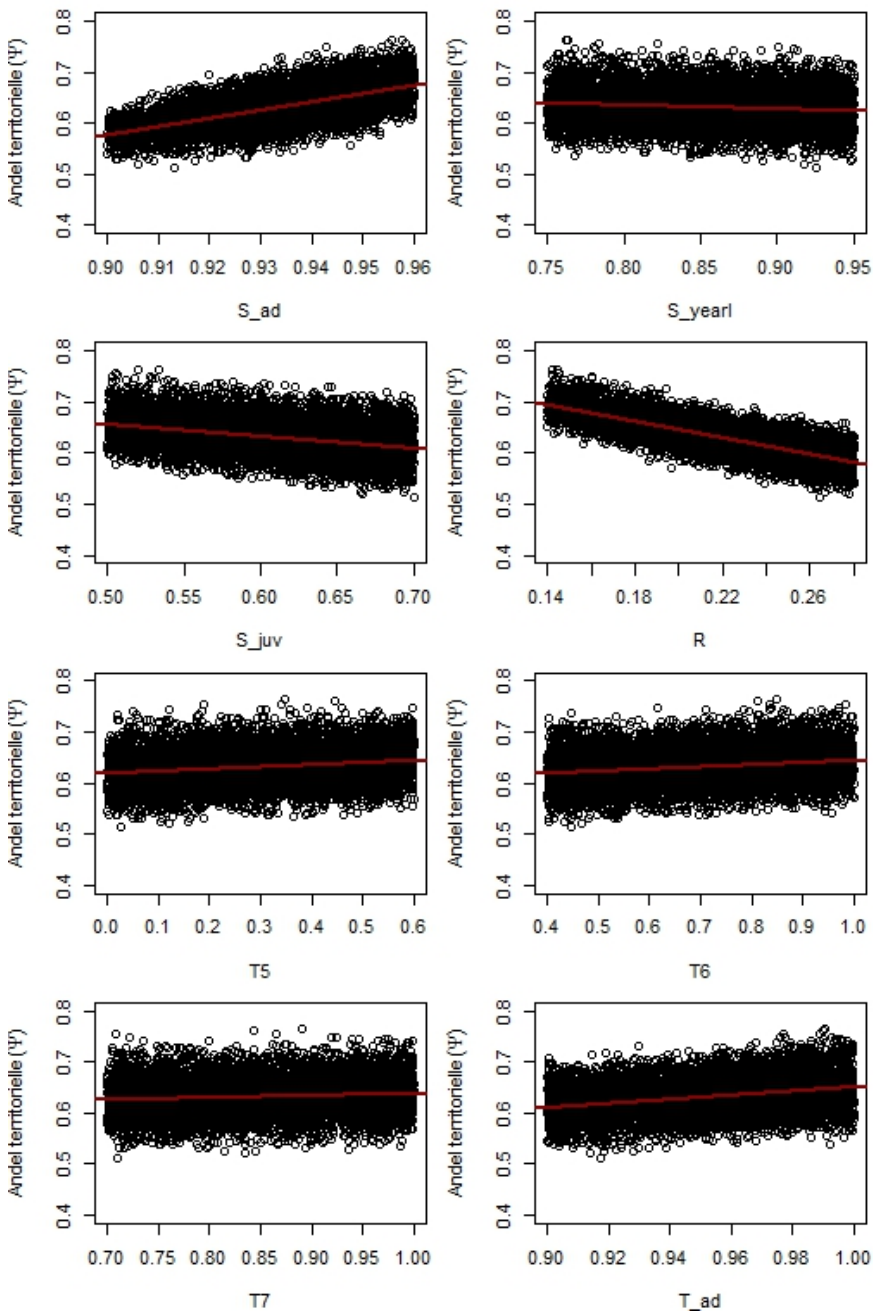
$$\bullet \quad N_{tot} = \frac{Okk * 2}{\Psi} = Okk * \beta$$

Hvor Okk er antall (estimert) okkuperte territorier (se for eksempel i Dahl mfl. 2015). Vi vil her understreke at vi har benyttet samme definisjon på om et territorium er okkupert som i Dahl mfl. (2015), altså hvorvidt territoriet er okkupert siste femårsperiode eller ikke. Et territorium kan altså være definert som okkupert selv om det ikke er tegn til hekking det aktuelle året.

Siden det er usikkerhet i alle demografiske rater (**Vedlegg 1**) har vi benyttet en simulering/sensitivitetsanalyse til å estimere de mest sannsynlige verdiene for Ψ og β (**Vedlegg 1**).

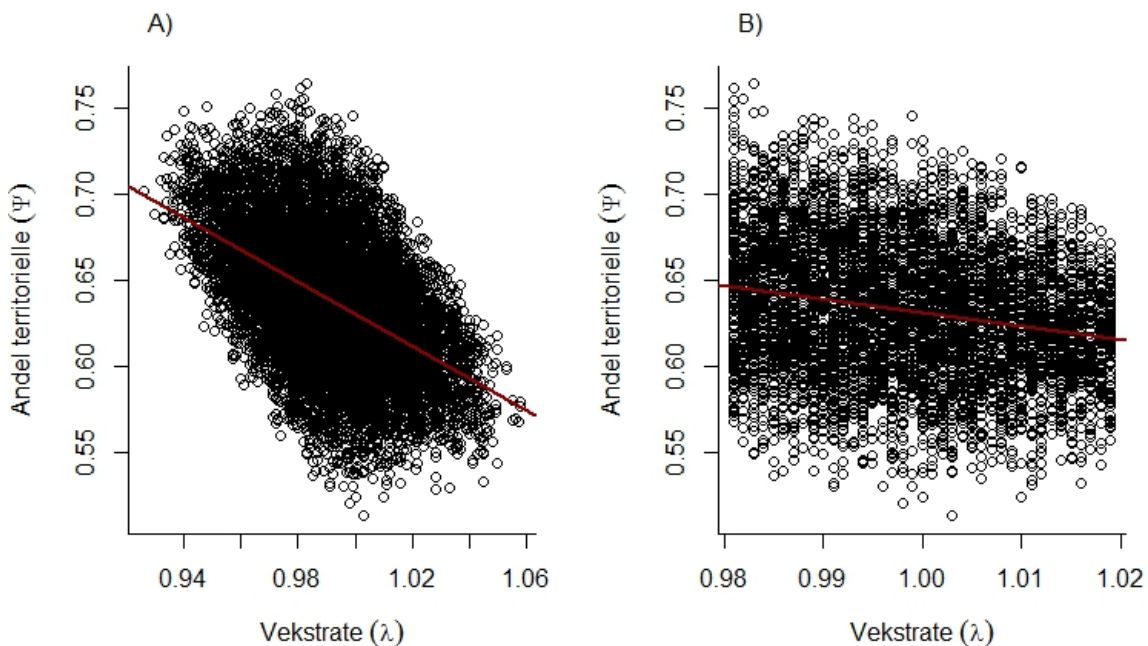
Oppsummering av resultater

Gitt de forutsetninger som er beskrevet over samt i **Vedlegg 1** har vi estimert andelen territorielle individer i bestanden (Ψ) under en rekke ulike sammensetninger av demografiske rater. Generelt finner vi, som forventet, at estimert andel territorielle individer øker med økende overlevelse for voksne individer (**Figur 1**), mens den avtar med økende rekruttering (både i form av økt antall hunnlige avkom pr territorium R og juvenil overlevelse S_{juv}). Estimatenes er også avhengig av hvilken antagelse man gjør når det gjelder andel av de ulike aldersgrupper som hevder territorier, men siden denne parameteren er representert flere steder i estimeringen blir sammenhengen mindre sterkt enn man intuitivt ville forvente (**Figur 1**).



Figur 1: Sammenheng mellom demografiske rater i populasjonsmodellen og estimert andel territorielle individer (Ψ) i bestanden. For en nærmere beskrivelse av tilnærmingen se **Vedlegg 1**.

I våre simuleringer har vi brukt et realistisk spenn av demografiske rater, og simulert ulike kombinasjoner av disse. Som beskrevet over (se også **Figur 1**) vil ulike demografiske rater føre til ulike estimater for Ψ . Siden de demografiske ratene også naturlig nok påvirker bestandens vekstrate (λ) har vi også undersøkt sammenhengen mellom Ψ og λ (**Figur 2**). Generelt finner man at kombinasjoner av demografiske rater som gir høy bestandsvekst også generelt resulterer i et relativt sett lavt estimat for Ψ , mens det motsatte er tilfellet for kombinasjoner som resulterer i en lav (negativ) bestandsvekst (**Figur 2**).



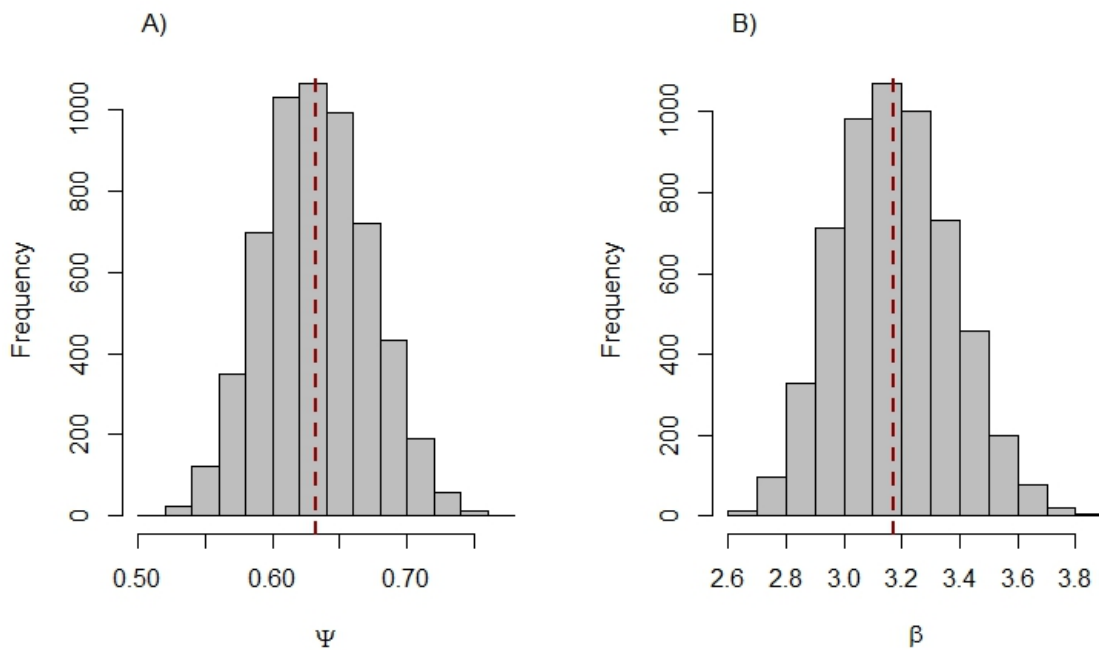
Figur 2. Sammenhengen mellom estimert andel territorielle individer (Ψ) og bestandens vekstrate (λ). Hvert punkt i figuren representerer en unik kombinasjon av demografiske rater, hvor verdien for den enkelte rate er trukket tilfeldig fra fordelingene gitt i **Tabell V1.1** i **Vedlegg 1**. I A) er sammenhengen vist for alle kombinasjoner av demografiske rater, mens i B) er kun de kombinasjoner som resulterer i en årlig bestandsendring mindre enn $\pm 2\%$ illustrert.

Med disse sammenhengene som bakteppe og modellforutsetninger som beskrevet i **Vedlegg 1** har vi estimert de mest sannsynlige verdiene for 1) andelen av individene i bestanden som er territorielle (Ψ) og 2) en «omregningsfaktor» (β). Vi har basert denne estimeringen på kun de kombinasjoner som resulterer i en årlig bestandsendring mindre enn $\pm 2\%$ (se **Vedlegg 1**). Generelt ser vi at frekvensfordelingen for de ulike verdier av Ψ (**Figur 3A**) og β (**Figur 3B**) har en tilnærmet normalfordeling. Den estimerte frekvensfordelingen er gjengitt i **Tabell 1**.

Tabell 1. Estimert persentilfordeling for Ψ og β , basert på modellformuleringen og modellparametere som beskrevet i **Vedlegg 1**. 0,25% persentilen – 97,5% persentilen dekker til sammen 95% av parameterkombinasjonene og utgjør et omtrentlig 95% konfidensintervall for fordelingen.

	0,25% persentil	Nedre kvartil [25%]	Median [50%]	Øvre kvartil [75%]	97,5% persentil
Andel territorielle (Ψ)	0,56	0,60	0,63	0,66	0,71
«Omregningsfaktor» (β)	2,81	3,03	3,16	3,31	3,56

Basert på disse analysene er det beste estimatet for en omregningsfaktor (basert på foreliggende demografiske verdier) β på 3,16 [2,81-3,56] (**Tabell 1**). Det er viktig å merke seg at en ekstrapolering fra et gitt antall okkuperte territorium til en total bestandsstørrelse basert på en slik tilnærming er lite egnet for små geografiske enheter, både fordi usikkerhet og tilfeldigheter da vil spille en større rolle, men også fordi kongeørna kan forflytte seg over store geografiske områder. Modellen vi har benyttet antar en geografisk lukket bestand, og vi har ikke gjort forsøk å inkorporere informasjon om sesongmessige forflytninger og spredning av ungfugl før de etablerer territorium. Som vist i **Figur 1** er også estimatet selvsagt påvirket av verdien for de demografiske ratene, og særlig har overlevelse av voksne individer (S_{ad}) stor effekt på estimatet. Framtidige studier bør særlig fokusere på å innhente data som kan benyttes til en mer presis estimering av denne under ulike miljøforhold.



Figur 3. Frekvensfordelingen for A) andel territorielle individer (Ψ) og B) «omregningsfaktoren» (β) basert på de om lag 55% av modellsimuleringen hvor parameterkombinasjonene førte til en vekstrate (λ) på 0.98 – 1.02.

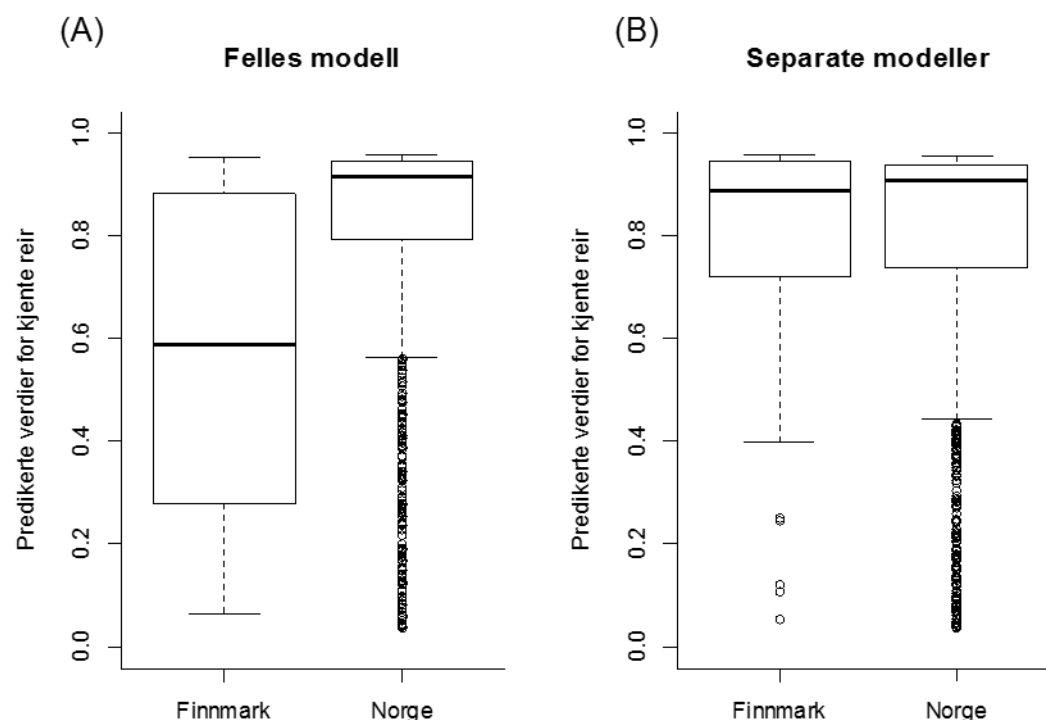
2.2 Estimering av habitategnethet

Kort modellbeskrivelse

En fylldigere beskrivelse av habitatmodelleringen som danner grunnlag for estimatene presentert under er gitt i **Vedlegg 2**. Modelleringen av habitategnethet er basert på alle kongeørnreir registrert i «Rovbase» for perioden 1970-2014 (2779 reir i 1260 territorier). Vi delte hele landet inn i et 10x10km rutenett, og antok at ruter hvor det var ett eller flere kongeørnreir var lokalisert var «okkupert». Generelt har vi benyttet en GLM-tilnærming der vi genererte «pseudo-absence»-data for hver modellkjøring ved å følge rutiner i programpakken Biomod2 (Thuiller mfl. 2009). Høyde, skråning, og andel av ulike vegetasjonstyper (f.eks. skog, åpent terreng, tettsted) i hver rute ble brukt som grunnlag i analysene.

Innledningsvis undersøkte vi hvorvidt en felles modell for hele landet var tilstrekkelig til å estimere habitatets egnethet. Utforskende analyser tyder imidlertid på at en slik modell vil ha lavere gyldighet for de nordligste delene av landet (**Vedlegg 2**). Vi splittet derfor datasettet i to, hvor den ene delen representerer Finnmark mens den andre delen representerer resten av landet. Når vi laget to sett modeller for disse to datasettene, respektivt, ble modellens evne til å predikere hvilke ruter som inneholdt kongeørnhabitat betydelig forbedret (**Figur 4**). I habitatmodellering har vi derfor kjørt to separate analyser (en modell for Finnmark og en modell for resten av Norge; **Vedlegg 2**). Vi har likevel valgt å illustrere resultater basert på de to modellen samlet i figurer og tabeller.

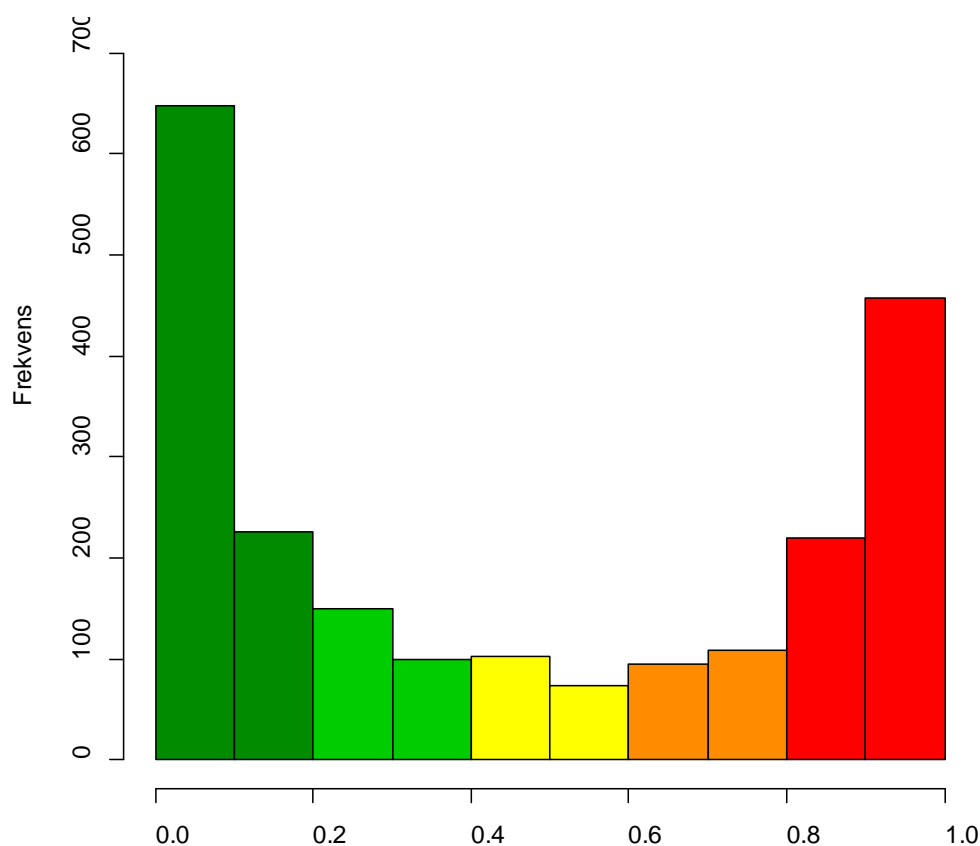
Modellene var generelt sett relativt gode på å predikere hvilke ruter som inneholder kongeørnreir (**Figur 4**). Dersom man anser ruter med en habitategnethetsverdi >0.8 som en terskel inkluderes 70% av rutene med reir, med en terskel på 0.6 inkluderes 82%. De områdene hvor modellen tilsynelatende var dårligst til å predikere forekomsten av kjent reirlokalteter var framfor alt på øyer utenfor Finnmark, og i kantsonen mellom områder med egnet og mindre egnet habitat. Dette kan muligens forklares av den relativt grove skalaen (10*10 km ruter), samt at vi ikke har tatt hensyn til om reirene er plassert på kanten eller midt i ruten. Dersom et reir ligger helt i kanten på en uegnet ruta kan en større del av territoriet egentlig være i en egnet naborute.



Figur 4. Predikerte verdier (y-aksen) for ruter med kjent forekomst av kongeørnreir, fordelt på Finnmark og resten av landet. Figur (A) viser resultater når man benytter en felles modell for hele landet, mens (B) viser prediksjoner basert på to modeller, hvorav den ene er basert på Finnmark og den andre for data fra resten av landet (her «Norge»).

Oppsummering av resultater

Som beskrevet i innledningen er det ikke mulig basert på «presence only»-data å estimere sannsynligheten for at det er kongeørnreir i de rutene hvor det ikke er registrert reir. Resultatene her må derfor forstås som relativt egnethet for de ulike rutene, basert på de enkelte rutenes habitatsammensetning (eng. *Habitat suitability*). Basert på datagrunnlaget og modellrammeverket beskrevet over samt i **Vedlegg 2** har vi estimert relativ egnethet for kongeørn for alle ruter i et 10x10km rutenett som dekker hele fastlands-Norge. Hver rute får en verdi mellom null og en, og denne angir den relative egnetheten. Dersom man kun anser ruter med en habitategnethetsverdi >0.8 som en terskel, estimerer den valgte modellen at 31% av rutene i Norge uten registrert kongeørn har et habitat som er egnet for kongeørnreir (**Tabell 2** og **Figur 5**). Dersom man benytter en terskel på 0,6 øker dette til 41%, og dersom man benytter en terskel på 0,4 øker dette ytterligere til 49% (**Tabell 2**). I Akershus, Østfold, Vestfold og Oslo fylke er det ikke registrert kongeørnreir i «Rovbase», og basert på modellen presentert her ble det heller ikke estimert høye egnethetsverdier for noen av rutene. Nordland er det fylket med mest egnet areal habitat uten registrert reir (**Tabell 2**, **Figur 6**).

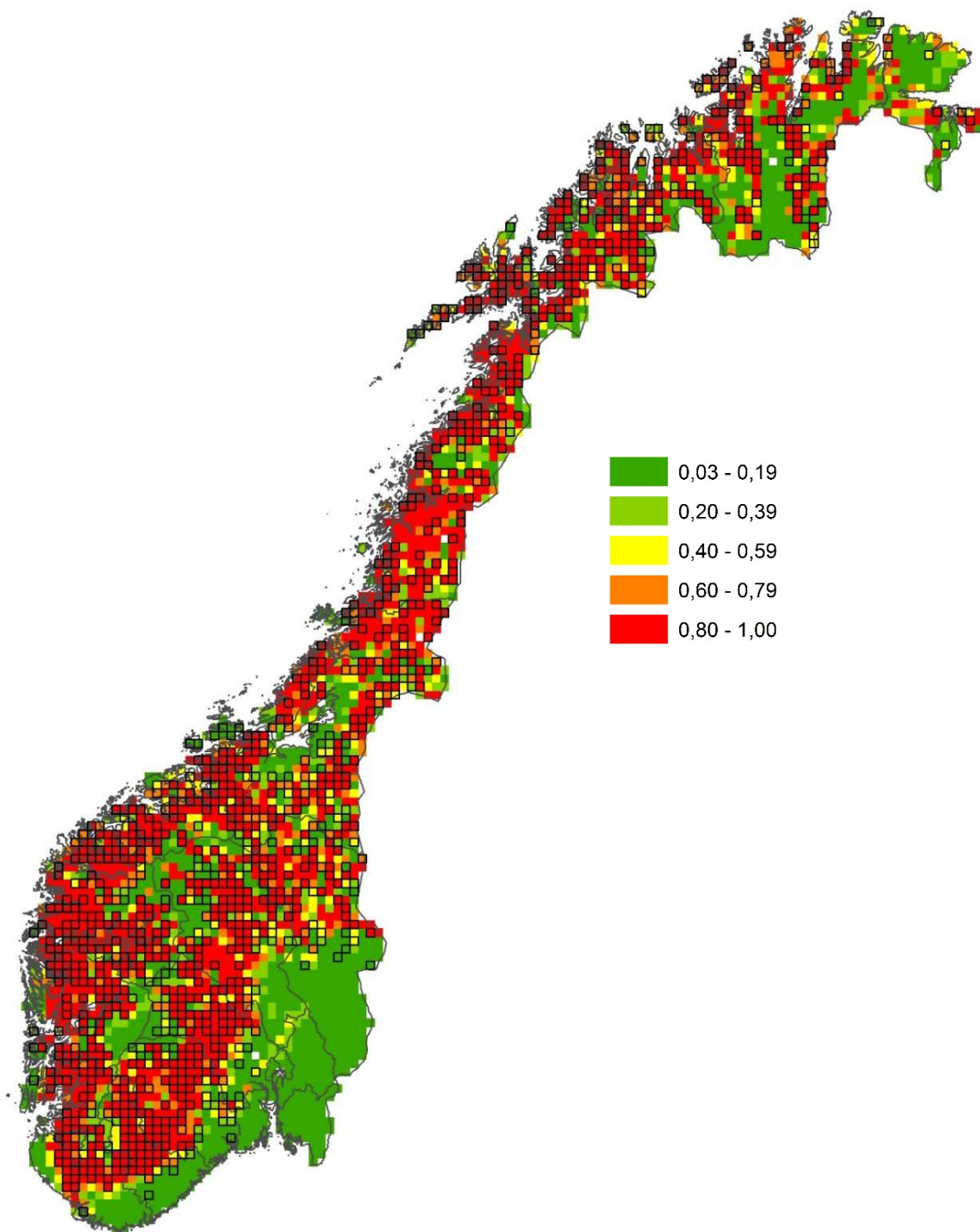


Predikerte verdier i område med ukjent f

Figur 5. Frekvensen av ruter med ukjent forekomst av kongeørn reir i Norge i relasjon til habitategnethet. I område med ukjent forekomst av kongeørn predikerte modellen oftest enten en høy habitategnethet (>0.8) eller en lav habitategnethet (<0.2).

Tabell 2. Andel av rutene i de ulike fylker hvor det ikke er registrert kongeørnrreir som faller innenfor ulike terskler for å definere egnet habitat for kongeørnrreir, samt antallet 10x10km ruter uten registrerte kongeørnrreir som faller innenfor ulike kategorier for habitategnethet. I kolonnen lengst til høyre er totalt antall ruter (pr. fylke) og totalt antall ruter med registrerte kongeørnrreir angitt. For hver rute estimeres en verdi mellom null og en, og denne angir den relative egnetheten.

Habitategnethet	Andel av celler over terskel ved ulike terskelverdier			Antall 10*10km ruter uten dokumentert kongeørnrreir fordelt på habitategnethetsverdi				Antall ruter:	
	0.4	0.6	0.8	0-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1	Med reir	Totalt
Akershus	0 %	0 %	0 %	50				0	50
Aust-Agder	26 %	16 %	12 %	37	5	2	6	42	92
Buskerud	47 %	38 %	26 %	48	8	11	23	61	151
Finnmark	39 %	30 %	19 %	239	38	44	74	96	491
Hedmark	34 %	26 %	17 %	141	16	18	37	59	272
Hordaland	57 %	50 %	44 %	44	8	6	45	58	161
Østfold	0 %	0 %	0 %	42				0	42
Møre-og-Romsdal	69 %	56 %	44 %	24	10	9	34	88	165
Nordland	74 %	65 %	54 %	70	24	27	146	127	395
Nord-Trøndelag	61 %	52 %	40 %	58	14	18	60	76	226
Oppland	41 %	32 %	27 %	101	14	9	46	85	255
Oslo	0 %	0 %	0 %	5				0	5
Rogaland	60 %	51 %	40 %	22	5	6	22	38	93
Sør-Trøndelag	53 %	43 %	32 %	52	11	12	35	80	190
Sogn-og-Fjordane	69 %	65 %	57 %	36	4	9	65	82	197
Telemark	57 %	53 %	38 %	35	3	14	31	70	151
Troms	55 %	49 %	38 %	58	8	15	50	134	264
Vest-Agder	29 %	21 %	15 %	37	4	3	8	24	76
Vestfold	0 %	0 %	0 %	22				0	22
Norge total	49%	41%	31%	1121	172	203	682	1120	3298



Figur 6. Estimert habitategnethet for kongeørnreir i Norge, basert på habitategnethetsmodellering som beskrevet i Vedlegg 2. Skala for habitategnethet er angitt i figuren, og ruter med dokumenterte kongeørnreir er framhevet ved hjelp av svart kant rundt ruten.

3 Vedlegg 1: Estimering av bestandsstruktur

3.1 Populasjonsmodellen

I tråd med vanlige prosedyrer for modellering av (alders)-strukturerte bestander har vi benyttet en standard matrisetilnærming (Caswell 2001), hvor hver aldersklasse er representert i matrisen. Slik det er vanlig i denne typen modellering, har vi benyttet en "female only"-tilnærming, og har antatt at 1) kjønnsfordelingen er omlag 1:1, og 2) hannene ikke spiller noen større rolle for bestandsutviklingen (altså at det ikke er underskudd på hanner). De foreliggende data tillater oss ikke å nærmere teste disse antagelsene, men vi anser likevel dette for å være en rimelig antagelse. Hvorvidt bestandsutviklingen faktisk er påvirket av et eventuelt underskudd på hanner er foreliggende det ikke data på, og vi har ikke undersøkt dette nærmere i vår modelltilnærming. I prinsippet kunne vi gjennomført denne modelleringen både ved hjelp av «stadie-spesifikke» modeller (Caswell 2001, Sæther & Bakke 2000) eller «alders-spesifikke» modeller (Caswell 2001).

Videre må man før man begynner modelleringen definere en livssyklus, og et sentralt valg er om man velger å estimere bestandsstørrelse/struktur rett før (såkalt «pre-breeding census») eller rett etter (såkalt «post-breeding census»). Dette har betydning både for hvordan man parameteriserer modellen og hvordan man tolker resultatene. Vi har benyttet en «pre-breeding census», hvilket innebærer at bestandsstruktur estimeres rett før (i praksis i tidlig fase av) hekkesesongen. Som vi skal se nedenfor betyr dette at man først regner individer som en del av bestanden når de er i underkant av ett år gamle (altså i hekkesesongen $t+1$, dersom de er født i år t). Videre vil alle parametere som påvirker rekrutteringen av individer til bestanden (f.eks. hvor stor andel som går til hekking, kullstørrelse, andel vellykkede hekninger, overlevelse fra utflyging til neste hekkesesong) inkluderes i rekrutterings-funksjonen (F). Siden vi har benyttet alders-spesifikke modeller har vi antatt at kongeørna når en maksimal alder på 30 år. Dette er neppe noe absolutt øvre alder for en kongeørn og det eldste dokumenterte individet fra Sverige er 32 år (Hjernquist 2011). Vi har derfor valgt å la voksne ørner > 30 år gå ut av bestanden (altså dø). En oppsummering av livssyklus for kongeørna som benyttet her er illustrert i **Figur. V1.1** på neste side.

Matrisemodeller er mye benyttet innenfor populasjonsøkologien og vi vil ikke her gi noen større innføring i emnet, kun kort presentere de momenter som er viktig for å evaluere og reprodusere de estimater vi presenterer her. Generelt benytter vi en populasjonsmodell som vist i eq. 1, og projiserer endringer i bestandsstørrelse og struktur (N) fra år t til år $t+1$ ved hjelp av en overgangsmatrise (A):

$$\bullet \quad N_{t+1} = A * N_t \quad (\text{eq. 1})$$

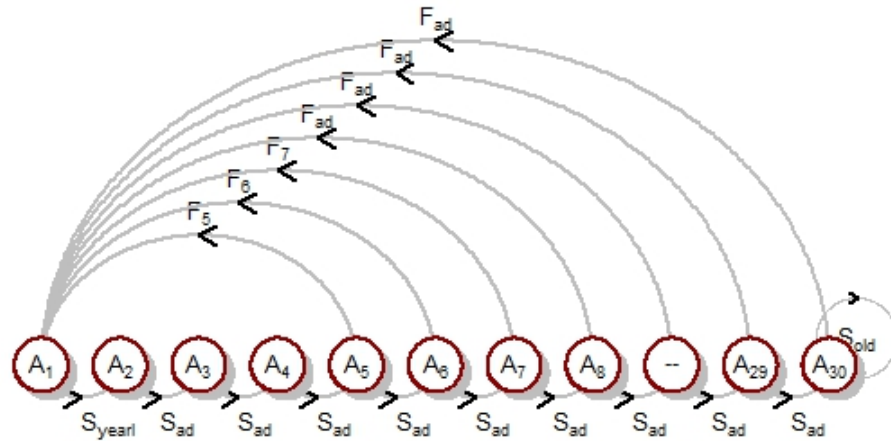
Merk at antall individer i bestanden (bestandsstørrelse) og struktur er beskrevet ved hjelp av bestandsvektoren N_t :

$$\bullet \quad N_t = \begin{bmatrix} n_1 \\ n_2 \\ \vdots \\ n_{29} \\ n_{30} \end{bmatrix}_t \quad (\text{eq. 2})$$

Hvor n_1 er antall individer i aldersklasse 1, n_2 er antall individer i aldersklasse 2 osv., og hvor summen av alle aldersklasser til sammen utgjør den totale bestandsstørrelsen. Når vi senere snakker om bestandens aldersstruktur er det andelen individer i de ulike aldersklasser vi refererer til.

Overgangsmatrisen (A) er representert ved hjelp av en kvadratisk matrise med antall kolonner og rader lik antall aldersklasser i populasjonsvektoren N_t .

Kongeørn - aldersstrukturert populasjonsmodell



Figur V1.1. Livssyklus-graf for kongeørn, som er benyttet som basis for modelleringen presentert her.

3.2 Demografiske rater

I livssyklus-grafen (**Figur V1.1**) samt i matrisemodellen over har vi gjort rede for hvordan de demografiske ratene inkorporeres i modellen, og hvordan disse sammen bestemmer matrisemodellens egenskaper. Her gjør vi kort rede for de spesifikke demografiske rater vi har benyttet her, samt en kort diskusjon om hvordan vi har håndtert usikkerhet.

Årlig overlevelsessannsynlighet

For kongeørn fra Norge (og mer generelt) er det relativt få studier som har rapportert årlige overlevelsessannsynligheter. Kongeørna er en relativt stor fugl med en relativt lang generasjonstid, og det er derfor fra generell økologisk teori å forvente at overlevelse for voksne individer er høy under «normale» forhold. Tilgjengelige estimater inkluderer:

- Fra gjenfunn av 173 ringmerkede kongeørn i Sverige har årlig overlevelse blitt estimert til 67,9% for første leveår, 73,1% for andre leveår og 86,5% for eldre kongeørn (referert på side 26 i Hjernquist 2011).
- Watson (2010) rapporterte en årlig overlevelsessannsynlighet på 91-98% for voksen kongeørn generelt.
- Nygård mfl. (*manuskript*) estimerte basert på GPS-merkede individer en årlig overlevelsessannsynlighet (juli-juli) på om lag 47% (SE: 0.11), og en kumulativ overlevelse på 40% (SE: 0.64) over de to første leveårene. Dette tilsvarer en overlevelse i andre leveår på om lag 85%. Merk også at overlevelse første leveår er basert på perioden juli-juli, mens S_{juv} er definert som overlevelse fra reiret forlates (~juli) fram til neste hekkesesong.

Det tilgjengelige datagrunnlaget representerer altså ulike tidsperioder, ulike områder og ulike metodiske tilnærminger, og ikke alle aldergrupper er representert i de ulike analysene. Vi har derfor benyttet en pragmatisk tilnærming til problemet og benyttet følgende parametere i den videre modelleringen (**Tabell V1.1**).

Rekruttering

Siden vi har spesifisert en «pre-breeding census»-modell, vil parameterne som bestemmer rekrutteringen (F) være gitt av følgende vitale rater (eq. 3):

$$\bullet \quad F_i = P(T_i) * P(B) * P(hatch) * CS * S_{nest} * S_{juv} \quad (\text{eq. 3}),$$

De vitale rater som inngår i rekrutteringsfunksjonen er videre:

- $P(T_i)$ angir sannsynligheten for at et individ i aldersgruppe i okkuperer et territorium
- $P(B)$ som er sannsynligheten for at et territorielt individ faktisk hekker et gitt år
- CS som angir antall egg produsert pr. hekking
- $P(hatch)$ som angir sannsynligheten for at et egg klekker og fører til at et flyvedyktig avkom produserer
- S_{juv} angir overlevelse fra reiret forlages til neste hekkesesong (i år $t+1$) initieres

En vital rate som må ansees som viktig her, men som det også er heftet usikkerhet til er $P(T_i)$, altså hvor stor andel av individene av en gitt alder som okkuperer et territorium. Dessverre er også dette en parameter som det ikke er publisert sikre estimater fra norske (eller skandinaviske) studier. Som beskrevet i Hjernquist (2011) kan kongeørnen begynne å hekke når den har fått sin voksne drakt, og dette skjer i Sverige ved en alder av seks år. Parbinding kan skje i en yngre alder, og noen ganger også hekking. Imidlertid er det ukjent hvor stor andel av ørner på fem, seks og sju år som faktisk hevder territorier og hekker, og det er ikke beskrevet hvor stor andel (om noen) av de eldre ørnene som ikke hevder territorium. På samme måte som for årlig overlevelsessannsynlighet har vi derfor undersøkt hvordan usikkerhet i denne parameteren påvirker estimert bestandsstruktur.

Det meste av det som er tilgjengelig av data (f.eks. via TOV-programmet/intensiv-områdene) er rapportert som antall avkom produsert pr. territorium. Selv om vi kunne valgt å gå videre med modelleringen ved å bryte ned disse datasettene til de aktuelle rater (som vist i eq. 3) har vi her tatt utgangspunkt i tallmaterialet slik det har blitt rapportert i ulike TOV-rapporter (Framstad 2014). Dette innebærer at rekrutteringsraten (F) forenkles til (eq. 4):

$$\bullet \quad F_i = P(T_i) * R * S_{juv} \quad (\text{eq. 4})$$

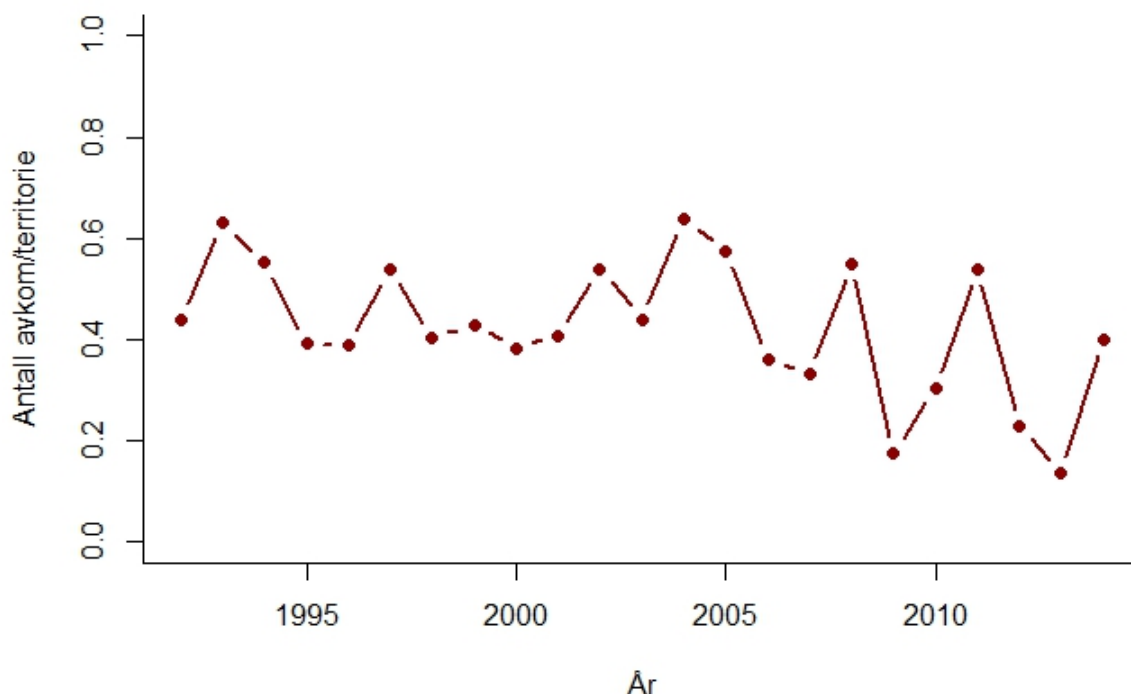
, hvor R er antall flyvedyktige hunnlige avkom pr. (okkuperte) territorium pr. år. Årlig gjennomsnitt for de 6 TOV-områdene for perioden 1993-2013 er rapportert i Framstad (2014), og årlige gjennomsnittstall for alle områder samlet for perioden 1993-2014 er gjengitt i **Figur V1.2**. Merk at de estimater som vanligvis er rapportert (TOV-rapporter osv.) gjelder for begge kjønn. Dersom man antar at antall hunnlige avkom (som er det interessante i vår sammenheng) er halvparten vil estimert antall hunnlige avkom pr. (okkuperte) territorium (R) estimeres til 0,21 (SE: 0,02) ved hjelp av en lineær mixed effects («random intercept») modell (Zuur mfl. 2009) med område som random faktor. Verdier for de enkelte intensivt overvåkede områdene varierer fra 0,14 (SE: 0,023) til 0,28 (SE: 0,023). Vi har også benyttet data fra kongeørnprosjektet i Nord-Trøndelag (Nygård & Østerås 2014) og Finnmark (Systad mfl. 2007) for å utvide spekteret av områder. Her har vi benyttet estimater for territorier som er dokumentert okkupert siste femårsperiode, hvilket er helt likt den definisjonen som ble benyttet til Dahl mfl. (2015). Estimert antall hunnlige avkom pr. territorium som var okkupert i løpet av siste fem for disse områdene var for alle disse områdene mellom 0,13 og 0,26. De verdier som ble benyttet i modellene er gjengitt i **Tabell V1.1**.

Tabell V1.1: Oversikt over demografiske rater benyttet i modelleringen. Begrunnelse for valg av verdier er gitt i teksten over.

Parameter	Betydning	«Sentral-verdi» ²	Fordeling benyttet i sensitivitetsanalysene
S_{juv}	Overlevelsessannsynlighet første år ¹	0,6	Unif (0,5–0,7)
S_{year1}	Overlevelsessannsynlighet andre år	0,85	Unif (0,75–0,95)
S_{ad}	Overlevelsessannsynlighet eldre ind.	0,93	Unif (0,90– 0,96)
T₅	Andel 5-åringer som hevder territorium	0,3	Unif (0,0–0,6)
T₆	Andel 6-åringer som hevder territorium	0,7	Unif (0,4– 1,0)
T₇	Andel 7-åringer som hevder territorium	0,85	Unif (0,7– 1,0)
T_{ad}	Andel eldre ind. som hevder territorium	0,95	Unif (0,9– 1,0)
R	Antall hunnlige avkom pr. okkuperte territorium pr. år	0,21	Unif (0,14– 0,28)

1: Overlevelse fra reiret forlages til hekkesesong i år $t+1$.

2: Midtpunktet i den uniforme fordelingen som er benyttet i simuleringene.



Figur V1.2. Gjennomsnittlige årlig antall avkom produsert pr. (okkuperte) territorium i TOV-områdene i perioden 1992–2014.

3.3 Estimering av andel territorielle individer og omregningsfaktor

Matrisemodeller blir benyttet rutinemessig innenfor populasjonsøkologien, og det finnes en rekke bøker som beskriver de viktigste egenskapene og analytiske tilnærmingene. En god beskrivelse finner man i standardverket Caswell (2001). Siden formålet med denne rapporten er å estimere hvor stor andel av bestanden de territorielle individene utgjør tar vi utgangspunkt i den stabile aldersfordelingen. Generelt lar vi $c(i)$ beskrive andelen av bestanden som befinner seg i de ulike aldersklassene når bestanden er stabil (Caswell 2001). Den analytiske beregningsmetoden finner man beskrevet f.eks. i Caswell (2001). Det som er viktig å merke seg er at denne er en funksjon av alle de demografiske ratene beskrevet over, siden alle disse inngår i overgangsmatrisen \mathbf{A} . Videre vil denne (i en deterministisk modell) være uavhengig av strukturen på utgangsbestanden. Likeledes er bestandens vekstrate λ gitt ved den dominante «eigenvalue» til matrisen, og også denne kan finnes analytisk (Caswell 2001).

Vi er her i utgangspunktet ikke ute etter å estimere den stabile aldersfordelingen pr. se, men i stedet andelen av bestanden som utgjøres av territorielle individer (Ψ). Denne kan man estimere på følgende måte:

$$\bullet \quad \Psi = \sum_{i=1}^{i=\omega} c(i) * T_i \quad (\text{eq. 5})$$

, hvor $c(i)$ er andelen av bestanden som befinner seg i aldersklasse i , og T_i er sannsynligheten for at et individ i aldersklasse i er territoriell. I vår tilnærming er denne pr. definisjon 0 når $i \leq 4$ år.

Basert på denne informasjonen kan man videre estimere to estimatorer av interesse:

1. En «omregningsfaktor» (β) som angir hva man må multiplisere antallet okkuperte territorier med for å finne (beste gjettning) på den totale bestanden er definert som:

$$\bullet \quad \beta = \frac{2}{\Psi} \quad (\text{eq. 6})$$

Merk at man siden vi her har benyttet en “female only”-tilnærming og ikke tatt hensyn til hannene i bestanden blir uttrykket som definert over, og ikke $\frac{1}{\Psi}$ som man kanskje intuitivt ville tro. Denne omregningsfaktoren vil være ekvivalent til den man benytter i f.eks. gaupeovervåkingen, men der «grunnenheten» er antall familiegupper og ikke antall okkuperte territorier.

2. Man kan videre estimere total bestandsstørrelse (\widehat{N}_{tot}) ved hjelp av følgende formel:

$$\bullet \quad N_{tot} = \frac{Okk*2}{\Psi} = Okk * \beta \quad (\text{eq. 7})$$

Hvor Okk er antall (estimert) okkuperte territorier (se for eksempel i Dahl mfl. 2015). Merk at et territorie kan være definert som okkupert selv om det ikke er tegn til hekking det aktuelle året. En nærmere beskrivelse finnes i Dahl mfl. (2015).

3.4 Sensitivitetsanalyser

I tillegg til å estimere andelen territorielle individer (Ψ) basert på «gjennomsnittsveridene» i Tabell 1 og 2 har vi gjennomført relativt omfattende sensitivitetsanalyser for å undersøke hvor robuste våre estimater er, og hvor mye Ψ forventes å variere under ulike forutsetninger. Slike analyser kan gjøres på flere måter, men vi har her valgt å gjøre dette ved hjelp av simuleringer. Merk at vi har ikke gjennomført stokastiske simuleringer av modellen, og vi har ikke skilt på prosess-usikkerhet (representert ved demografisk og miljømessig stokastisitet) og observasjonsusikkerhet (knyttet til usikkerhet i parameterestimer). Den usikkerheten som her presenteres er derfor ikke ment å representere den usikkerheten som er knyttet til bruk av «omregningsfaktoren» for et mindre område eller en kortere tidsenhet, men er ment å illustrere spennvidden på de estimater som er basert på parameterverdiene i **Tabell V1.1**. For å undersøke dette har vi brukt de sannsynlighetsfordelingene som er oppgitt i **Tabell V1.1**, og trukket 10 000 tilfeldige og uavhengige verdier. Basert på disse 10 000 settene med parameterkombinasjoner har vi så estimert stabil aldersfordeling, Ψ og β . Siden mange av disse kombinasjonene resulterer i sterk nedgang eller økning i bestanden har vi innskrenket utfallsrommet til de kombinasjoner som ligger innenfor $\pm 2\%$ årlig endring i bestandsstørrelse. En gjennomsnittlig årlig vekst på 2% vil føre til en vekst i bestanden på 50% over 20 år, mens en årlig nedgang på 2% vil føre til en reduksjon på 33% over 20 år. Selv om det er knyttet usikkerhet til bestandsveksten i den norske kongeørnbestanden (Dahl mfl. 2015) er det lite trolig at en endringsrate over tid skulle ligge utenfor dette spennet.

4 Vedlegg 2: Habitatmodellering

4.1 Habitat modelling

The population monitoring of Golden eagles in Norway today involves two different methods; intensive and extensive area monitoring. Nest documented with both methods are registered in a national database (“Rovbase”) for monitoring of carnivores and golden eagles (www.Rovbase.no). In the areas of intensive monitoring, all territories (N=180) are closely monitored every year following strict guidelines (see www.rovdata.no). Outside these areas, the monitoring has been unorganized without any general standardization, resulting in a dataset collected from different sources (Dahl mfl. 2015) with a variable spatial extent. As the documentation of the effort and extent of the monitoring is not consistent, it is difficult to know whether the absence of nests in an area is caused by true absence or by lack of monitoring.

The main focus of the modelling process in this report is therefore to try to highlight areas with a habitat composition suitable for golden eagle territories i.e. areas with a higher suitability for golden eagle occupancy based on the environmental conditions in that area. It is important to note that one cannot predict whether there is a territory or not in a cell as only presence data is available. Thus, one can only highlight areas where to focus the monitoring to increase probability to find new territories.

4.2 Model input

Golden eagle data

For the habitat suitability modelling, we used all golden eagle nests registered in “Rovbase” between 1970 and 2014 (from intensive and extensive monitoring previously quality-assured in Dahl et al. (2015)). After removing duplicates based on coordinates, 2779 nest belonging to 1260 territories remained. We created a grid with cell size 10*10km covering the land area of Norway, and each cell was assigned a “1” for presence when at least one nest was included in the cell or a “NA” for unknown occupancy where no nest were registered in the cell. Cell size was set to 10 km to represent a small territory size of a golden eagle pair.

Environmental data

We used four landscape variables as potential important habitat predictors of nesting eagles; Elevation (m), slope (%), ruggedness and vegetation type. For elevation and slope, we calculated mean, max and standard deviation for each cell in the grid based on a 10*10 m DEM raster (Digital Norway, Kartverket, GEOVEKST and the Municipalities). Surface ruggedness, a measure of the variability of elevation based on vectors of slope and aspect in a three dimensional orientation, was calculated in GRASS using “r.roughness.vector”. Moving window size was set to 9 neighboring cells. Ruggedness is here given as an index between 0 and 1, where 1 is most rugged. For vegetation type we estimated the proportion of each habitat class in the cells based on a 25*25 m vegetation raster (NORUT; www.norut.no). The raster is originally using 25 different vegetation types, which we reclassified into six types, mainly followed the broader classification done by NORUT (**Table V2.1**). Areas of water (value 22; sea and lakes), unclassified (value 25) or missing values (area in neighboring countries) was removed from the cells and the proportion re-estimated using area of the remaining habitat types. Cells with $\geq 50\%$ water (mainly along the coast) or $\geq 50\%$ missing values (mainly along the border to neighboring countries) was completely removed from analyses as this was causing skewed result for the DEM layers.

Several of the DEM based values were highly correlated and could not be used in the same model. After some preliminary analyses, we decided to keep mean ruggedness, mean elevation and max slope ($r \leq 0.4$). Distribution and magnitude of the different environmental variables across Norway are shown in **Figure V2.1**.

Table V2.1. Reclassification of NORUT vegetation map. For details on vegetation types see (http://norut.no/sites/norut.no/files/static_files/content/download/4551004/9246892/Norut_rapport_3_2009.pdf). Class 22 (water) and 25 (unspecified) was excluded in the analyses.

New class	NORUT type		Detail information
Conifer forest	1:3	Forest vegetation	Pine and spruce
Leaf forest	4:8	Forest vegetation	Birch and deciduous
Mire	9:10	Mire and open swamp vegetation	
Open	12:20	Alpine and open vegetation in lowland	
Glacier	21	Alpine and open vegetation in lowland	
Human	23:24	Other	Agricultural & built-up areas, cities

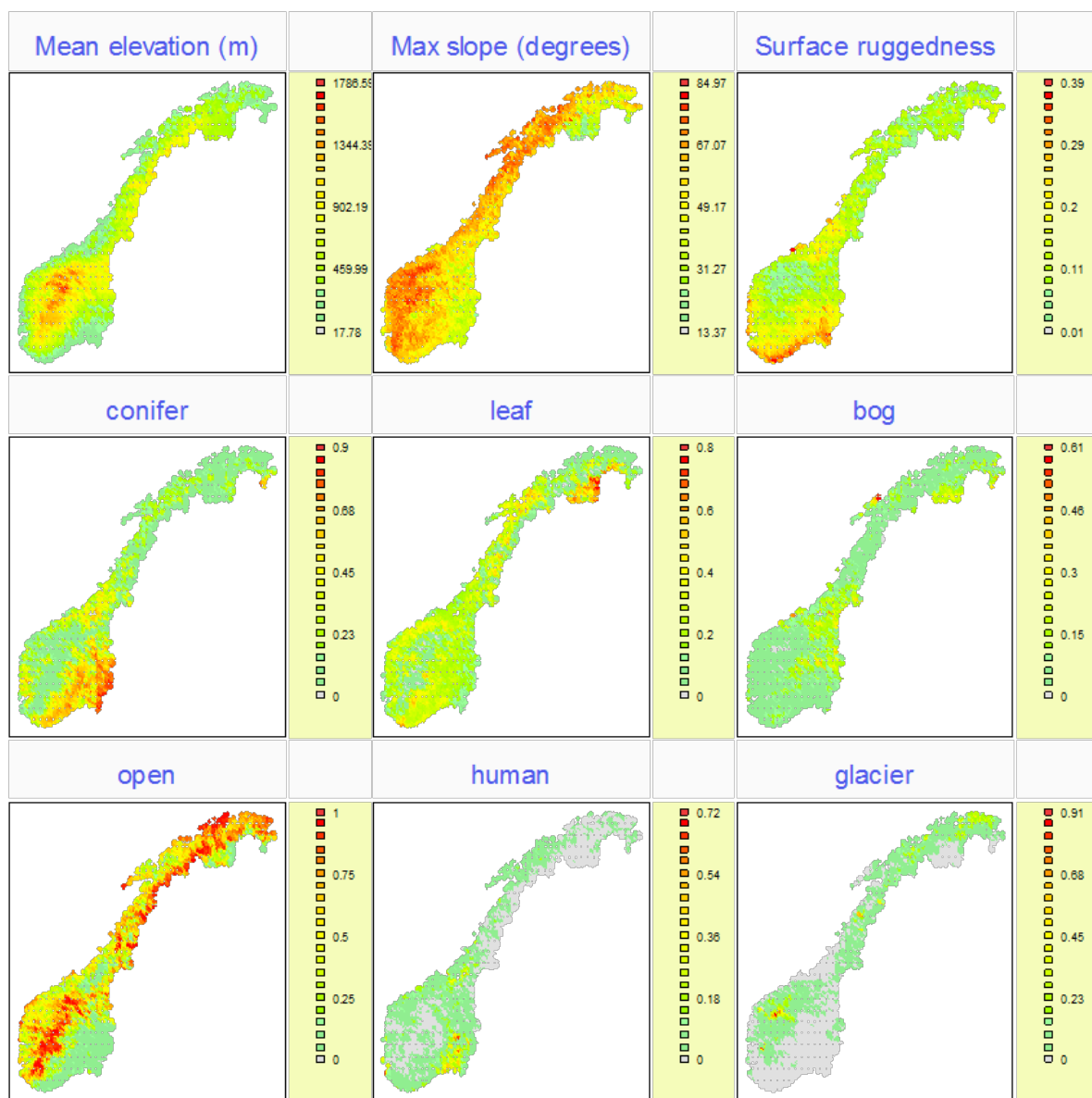


Figure V2.1. Distribution of the environmental variables across Norway. Vegetation types are all in proportions between 0 and 1 but note the different scales.

Nests and environmental variables

In addition to estimating environmental conditions for the grid cells covering Norway, we overlapped all nest locations with the same landscapes layers. This was done to get a general idea of the habitat in the close vicinity of the nest and to be able to compare to the output of the model. Most nest were located between 260 and 700 meters above sea level (1st-to 3rd quantile), in relatively steep slopes (33-54%; **Figure V2.2**). Nests were distributed in most habitat classes except human dominated landscapes or on mires (**Figure V2.3**). We further estimated the distance to human dominated landscapes and although most nests were between 1.1 and 8.6 km away from agricultural land and 5.8 to 17 km from built-up areas, the minimum distance to a cell of this value was 18 and 121 meters respectively.

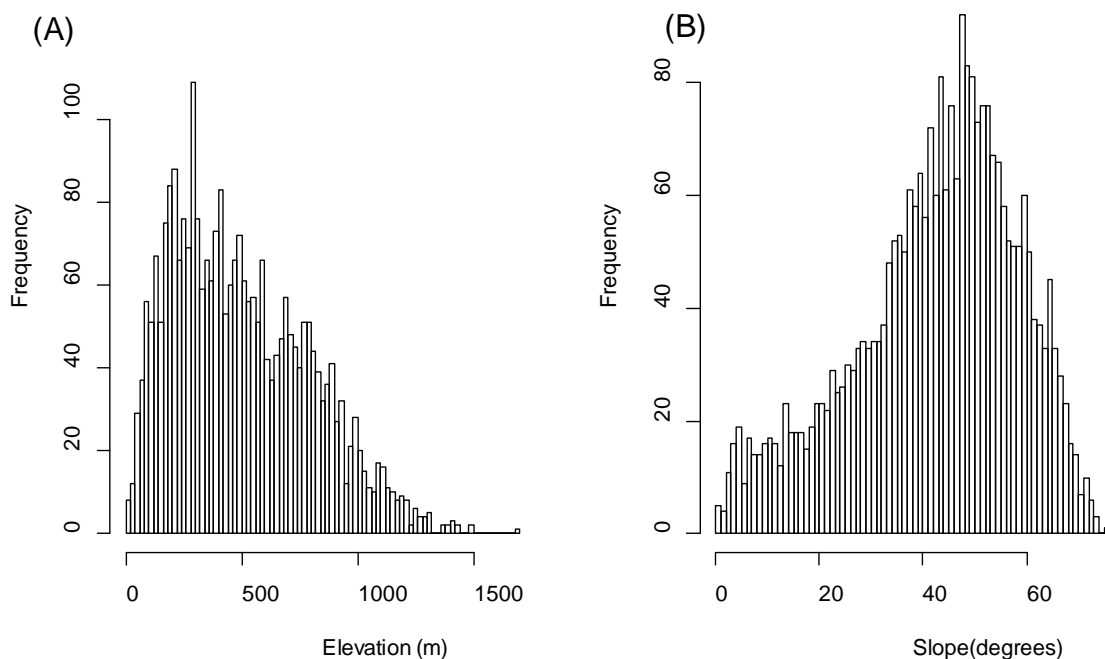


Figure V2.3. Distribution of golden eagle nest locations in relation to elevation and slope.

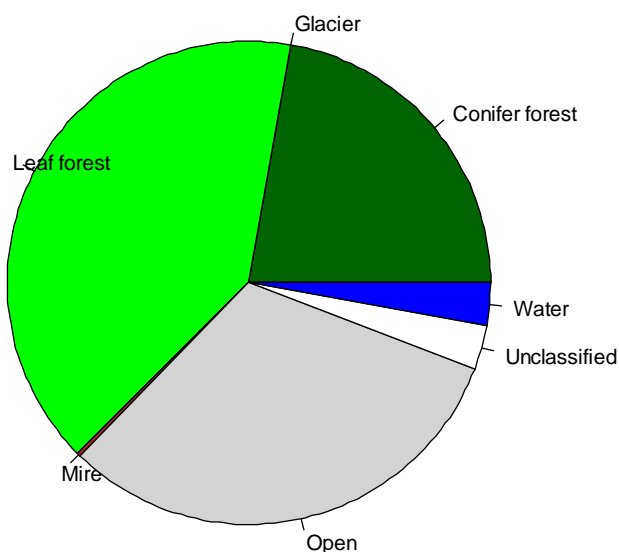


Figure V2.2. Habitat types around nest locations. Water suggest that these nest are close to either shorelines or lakes.

4.3 Modelling process

To identify factors determining distribution of golden eagle nests and to predict suitable habitat in areas where nest have not been detected or monitored (data was not available to separate these two), we used functions in the R-package “*Biomod2*” (Thuiller 2014, Thuiller mfl. 2009). *Biomod2* is a platform for ensemble forecasting of species distribution. We employed generalized linear models (GLM; logistic regression), including quadratic terms but no interactions between explanatory variables. Model selection was based on AIC. The dataset included 1120 cells with documented presence of golden eagle nests out of a total of 3289 cells. As there was no true absence in the dataset (i.e. no documented absence of nest), we created 5 pseudo-absence datasets with 500 absence cells in each using strategy “SRE” (surface range envelop model). By using SRE, pseudo absence cells are forced to be selected outside broadly defined environmental conditions for the golden eagle (i.e. pseudo absences candidates were selected in environmental conditions that differs from a defined proportion, here set 0.025, of presence data). In practice, a SRE are first carried out on presence data and then pseudo-absence data are extracted outside of this envelop. Initially we tried to use a completely random selection of pseudo-absence (Barbet-Massin mfl. 2012) but models based on this performed badly, most likely as pseudo absence are placed in suitable habitat (**Figure V2.4**).

Separate models were ran for each pseudo-absence dataset. Models where calibrated with 80% of the data, while the remaining 20% of the data was used for evaluation. This process (calibration and evaluation) was repeated 5 times for each dataset resulting in a total of 25 set runs (5 dataset*5 evaluation runs). This cross-validation allows a quite robust test of the model when independent data is not available. We gave equal weight to presence and absence data during the calibration process. Models were evaluated using ROC (Relative Operating Characteristic). ROC plot the probability of detection against the probability of false detection using a set of increasing probability thresholds. The area under this curve is used as a score where 1 is perfect and 0.5 is useless. All models exceeding a ROC value of 0.9 was combined into an ensemble model (using ensemble modeling in *Biomod2*). Projections to the full dataset was performed based on the ensemble model.

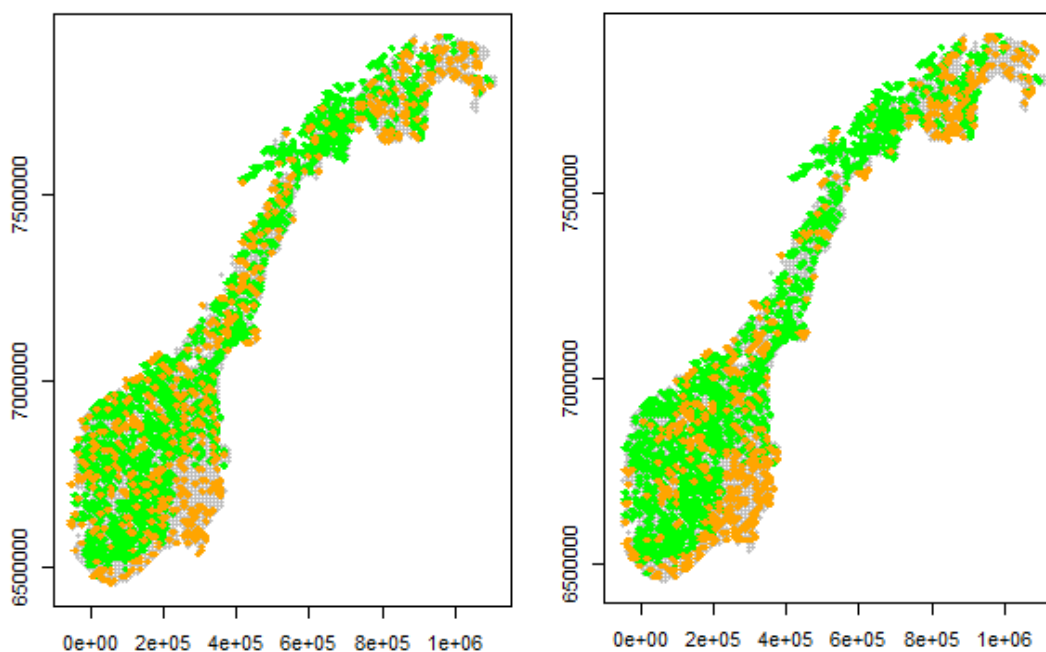


Figure V2.4. Example of two dataset with presence (green) and 500 pseudo-absence (orange), where the left figure have been created using random selection of pseudo-absence while for the one to the right, SRE has been used.

4.4 Model evaluation

Primarily analyses showed that the ability of the models to predict presence in cells with true presence declined at high latitude (**Figure V2.5**). Due to this, we decided to split the dataset in two by separate out the northern most part of Norway. To get large enough sample size we decided to use the county border of Finnmark.

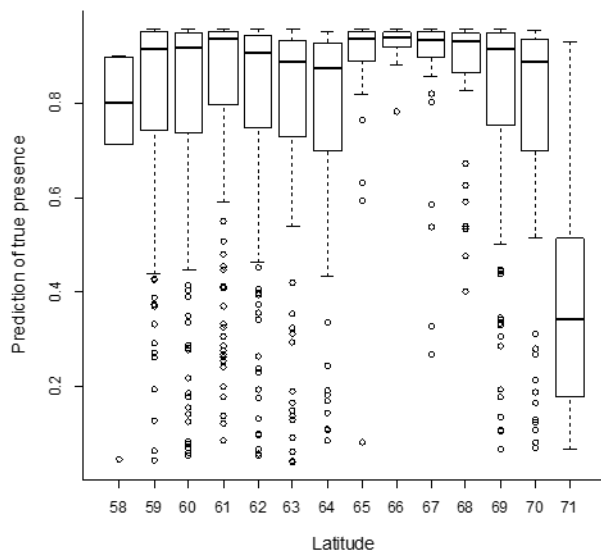


Figure V2.5. Prediction of true presence in relation to latitude.

Models were reran for the two new data sets separately; Finnmark and rest of Norway (hereafter called only Norway). Datasets of pseudo-absence was created similar for the Norway data (1023 presence out of 2795 cells) as for the full dataset but as Finnmark only had 500 cells (with 97 presence) we increased number of pseudo-absence dataset to 10 while lowering the number of pseudo-absence in each set to 100. Prediction success for true presence increased when data was analyzed separately (**Figure V2.6**).

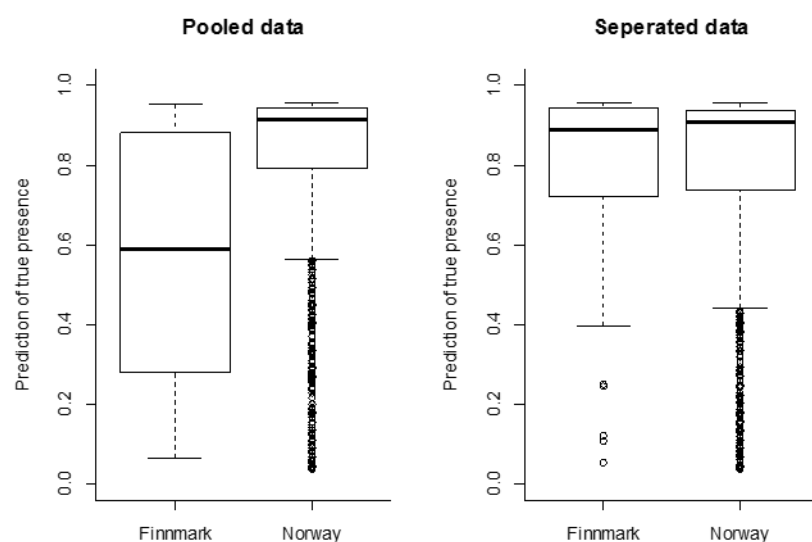


Figure V2.6. Predicted values (Y-axis) for cells with known presence of golden eagle nest grouped by Finnmark and the rest of Norway. In the left figure models were run for all data pooled (i.e. before splitting) and in the left models have been run separately for Finnmark and the rest of Norway.

Table V2.2. Evaluation scores (ROC) from the ensemble models. Sensitivity measures the proportion of presence that are correctly identified as such while specificity measures the proportion of pseudo-absence that are correctly identified as such.

	Testing data	Sensitivity	Specificity	No. of models*
Finnmark	0.838	94.8	60.3	21 (50)
Norway	0.742	80.8	59.0	20 (25)

*Only models with ROC >0.9 are included. Total number of models in brackets

After splitting the dataset, almost all models for both datasets performance well (ROC \bar{x} = 0.91; range 0.87-0.93 for Norway, \bar{x} = 0.88; 0.77-0.97 for Finnmark). When running ensemble models (i.e. combining all models from different pseudo-absence (PA) dataset and evaluation runs with ROC>0.9) the ROC value decreased significantly for Norway (**Table V2.2**). This is a likely a result of merging the different PA dataset. As the absence cell are chosen randomly outside the SRE envelop the different models will generate different response to the included environmental predictors (seen in the high variance in relative importance of the different models in **Table V2.3**). When creating an ensemble model the different models will all contribute to the outcome and then naturally cause a higher variation in the response even thus the single models performed outstanding (ROC > 0.9). We still chose an ensemble model as we have no way of determine which of the included models is the "best" as we have no true absence to calibrate it with. However, the projections of the models show little variance especially outside Finnmark (**Figure V2.7**).

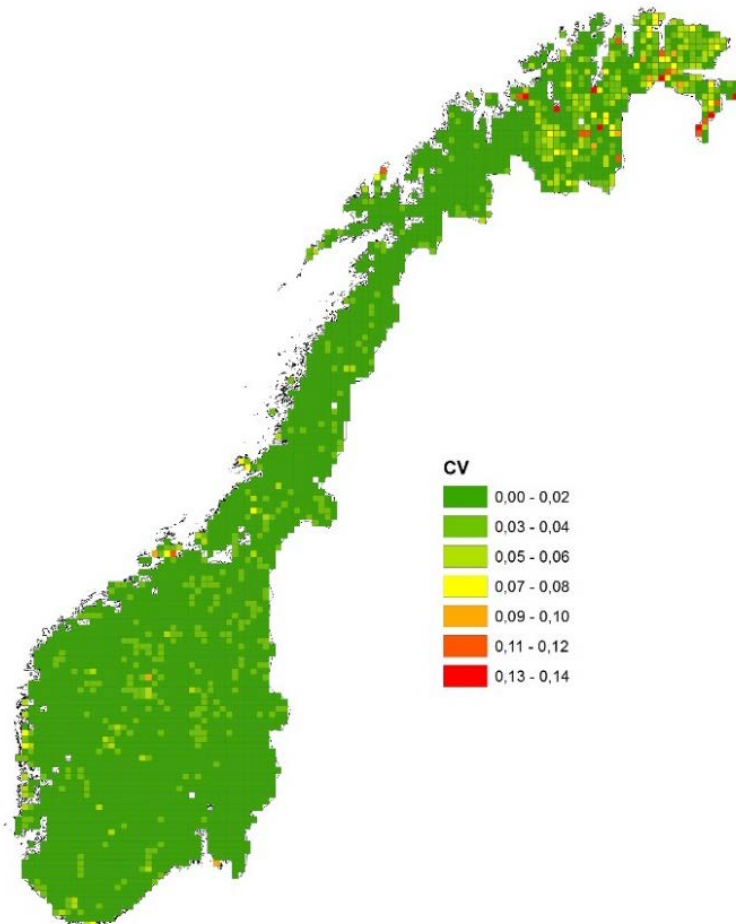


Figure V2.7. Model evaluation. Models were ran separately for Finnmark and rest of Norway but outcomes were combined for illustration. CV is the coefficient of variance (standard deviation/mean) for the predictions where a value of 1 is high uncertainty and 0 no uncertainty.

4.5 Suitable habitat

The modelling approach provided varying quantifications of the variables importance in predicting suitable habitat for golden eagle (**Table V2.3**). Access to relatively steep slope was most important in Finnmark (**Table V2.3** and **Figure V2.8**). In rest of Norway a combination of open and forested areas, including slopes provides suitable habitat (**Table V2.3** and **Figure V2.9**). High proportion of glacier or human dominating landscape is naturally not suitable habitat although a small proportion (i.e. occurrences within 10 km) is not necessarily unsuitable. The response curve of human areas in Finnmark show an increase of suitability at higher proportion but this is caused by the one cell with the highest proportion of human dominated areas, includes a nest (**Figure V2.8**). However, this cell still only has ~5 % human dominated areas, which is in less than the proportion needed to cause a negative response in rest of Norway (**Figure V2.9**).

Table V2.3. Relative importance of environmental variables presented as mean and coefficient of variance of the models included in the ensemble model.

	Norway		Finnmark	
	\bar{x}	CV	\bar{x}	CV
Mean elevation	8 %	0.52	3 %	1.65
Max slope	18 %	0.21	60 %	0.14
Ruggedness	4 %	0.59	8 %	0.56
Conifer forest	22 %	1.18	11 %	1.46
Leaf forest	29 %	0.95	34 %	0.75
Mires	9 %	2.50	20 %	0.77
Open veg.	43 %	0.67	25 %	1.07
Human	14 %	1.27	16 %	0.29
Glacier	13 %	1.31	15 %	0.87

Although the projections of the models were reasonable good at predicting golden eagle occurrence in areas with known nest we could still identify some areas with lower success (Green cells with black border in **Figure 6**). This was particular on islands outside Finnmark and on the border between suitable and unsuitable habitat. It is important to note that the scale used (10*10km) are quite coarse and the nest locations within the cells is not accounted for i.e. a nest located near the border of the cell is treated similar to one in the centre although the territory is likely to overlap with the neighbouring cell.

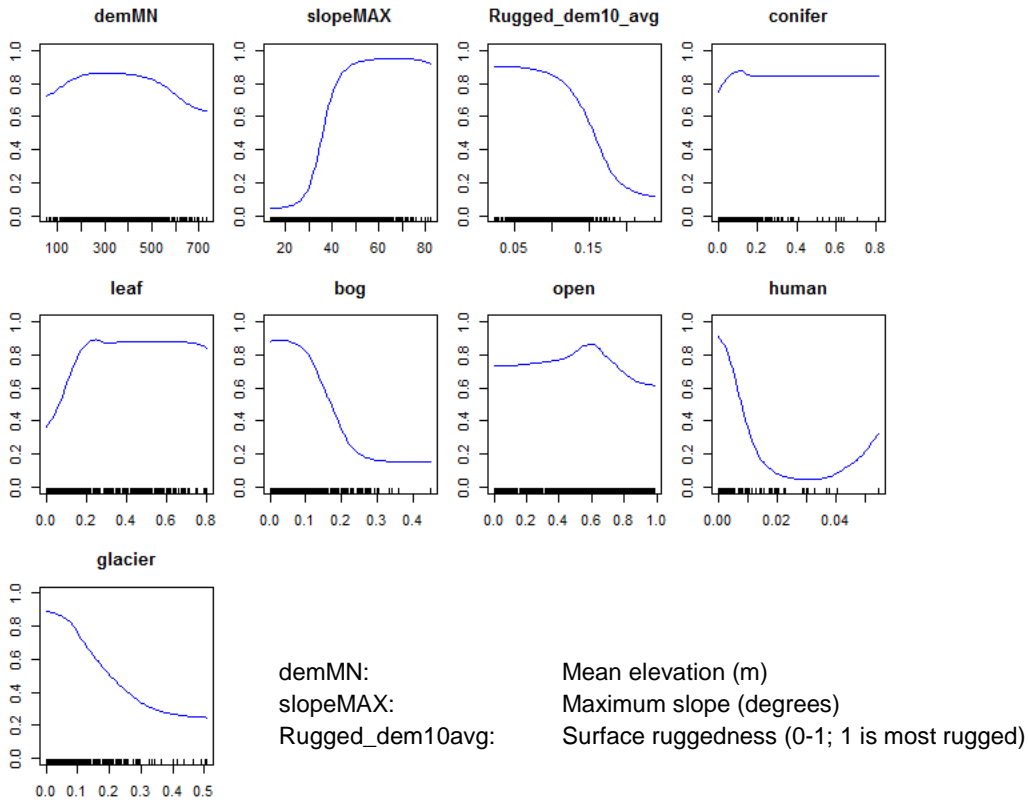


Figure V2.8. Response curve for the ensemble model for Finnmark. All vegetation variables are in proportions.

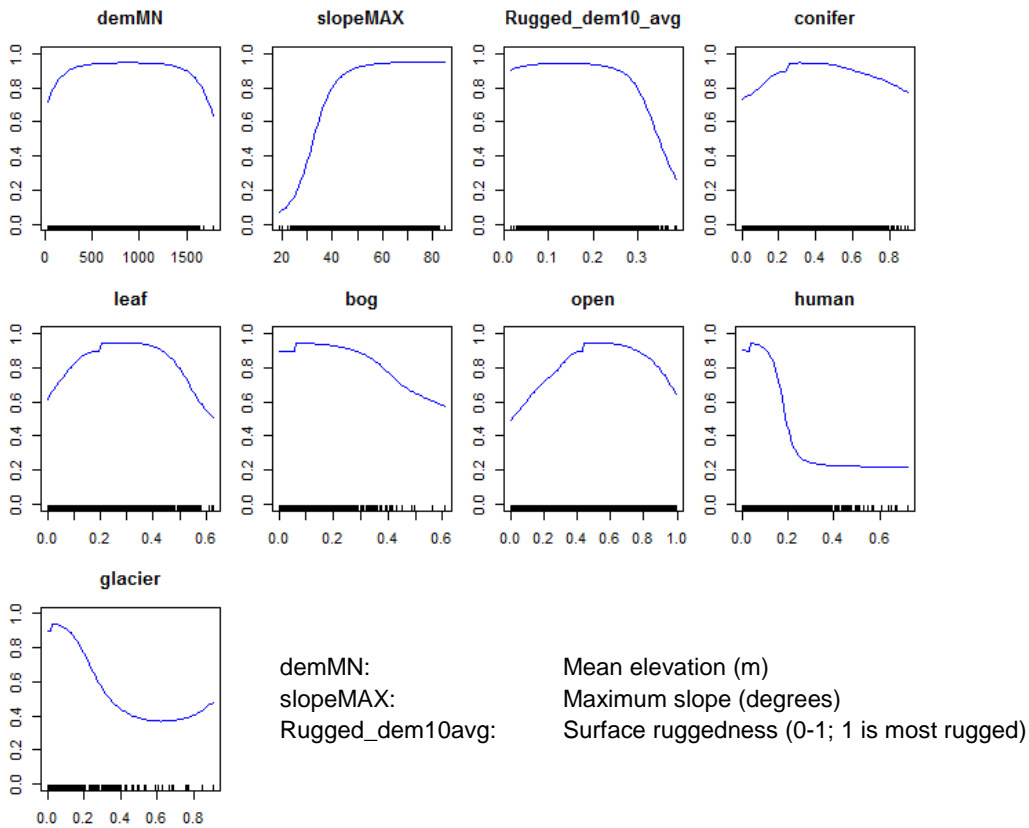


Figure V2.9. Response curve for the ensemble model for Norway excluding Finnmark. All vegetation variables are in proportions.

The grid used to cover Norway contained 3298 cells. Assuming grid cells with occurrence probability > 0.8 , 45% of Norway will be suitable habitat for golden eagles ($N=1471$; **Figure V2.10**) of which 54 % already have documented nests. However, using this cut-off only 789 of the 1120 cells where nest have been registered at least once during the period 1970 to 2014 were included. Decreasing the cut-off to 0.6 gives 55% suitable habitat including 917 cells with known nests (51%) and decreasing to 0.4 gives 62% and 994 cells with nests (48%). However, some of these cells with known nest may not have been monitored for many years.

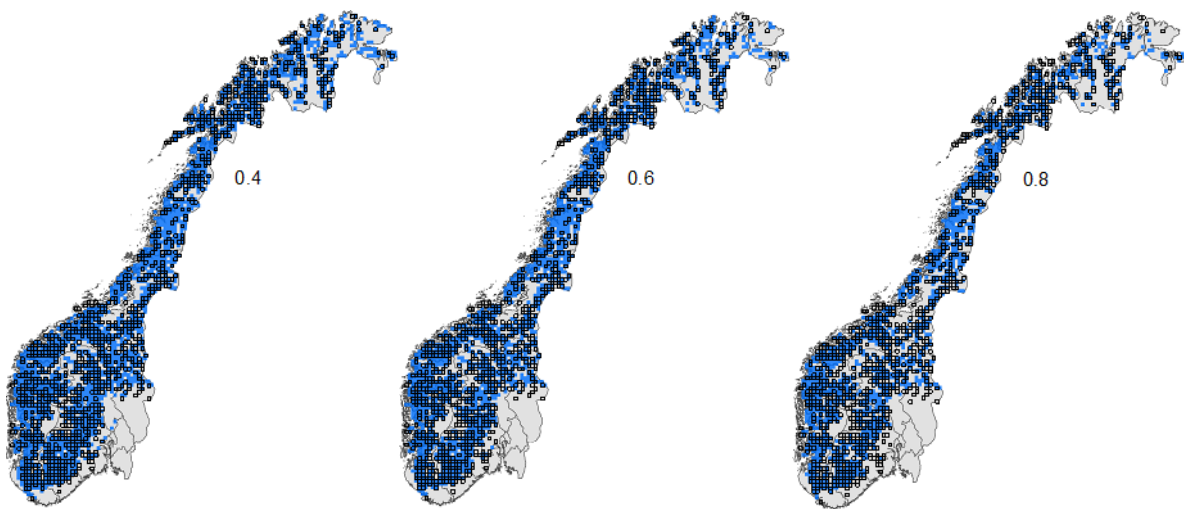


Figure V2.10. Potential habitat for golden eagle territories depending on cut-off used to assume a cell to be suitable. Grid cells with occurrence probabilities exceeding 0.4, 0.6, and 0.8 are considered suitable in the maps from left to right. Cells marked with black border include 1 or more known golden eagle nests.

5 Referanser

- Anonym. 2015. Inventering av jårv 2015. - Bestandsstatus for stora rovdjur i Skandinavien 3-2015: 1-31.
- Anonym. 2015. Inventering av lodjur i 2015. - Bestandsstatus for stora rovdjur i Skandinavien 2-2015: 1-36.
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H. & Thuiller, W. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? - *Methods in Ecology and Evolution* 3: 327-338.
- Caswell, H. 2001. *Matrix population Models: Construction, analysis and interpretation*. 2. utg. - Sinauer Associates Inc., Massachusetts.
- Dahl, E. L., Nilsen, E. B., Brøseth, H. & Tovmo, M. 2015. Estimering av antall hekkende par kongeørn basert på kjent forekomst i Norge for perioden 2010-2014. 23 s. NINA Rapport 1158.
- Framstad, E. (red). 2014. *Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater*. 158 s. NINA Rapport 1036.
- Gaillard, J.-M., Nilsen, E. B., Odden, J., Andrén, H. & Linnell, J. D. C. 2014. One size fits all: Eurasian lynx females share a common optimal litter size. - *Journal of Animal Ecology* 83: 107-115.
- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D. & Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? - *Ecology* 83: 2027-2036.
- Hjernquist, M. 2011. Åtgårdsprogram for kungsørn, 2011–2015. s. Naturvårdsverket.
- Nilsen, E. B., Broseth, H., Odden, J. & Linnell, J. D. C. 2012. Quota hunting of Eurasian lynx in Norway: patterns of hunter selection, hunter efficiency and monitoring accuracy. - *European Journal of Wildlife Research* 58: 325-333.
- Nilsen, E. B., Linnell, J. D. C., Odden, J., Samelius, G. & Andren, H. 2012. Patterns of variation in reproductive parameters in Eurasian lynx (*Lynx lynx*). - *Acta Theriologica* 57: 217-223.
- Nygård, T. & Østerås, T. R. 2014. Kongeørn i Nord-Trøndelag 2009-2013. 28 s. NINA Rapport 1011.
- Systad, G. H., Nygård, T., Johnsen, T., Jacobsen, K. O., Halley, D., Håkenrud, B., Østlyngen, A., Johansen, K., Bustnes, J. O. & Strann, K.-B. 2007. Kongeørn i Finnmark 2001-2006. 36 s. NINA Rapport 236.
- Sæther, B. E. & Bakke, O. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. - *Ecology* 81: 642-653.
- Thuiller, W. 2014. Editorial commentary on 'BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change'. - *Global Change Biology* 20: 3591-3592.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araujo, M. B. 2009. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. - *Ecography* 32: 369-373.

Watson, J. 2010. The Golden Eagle (2. utg). - T & AD Poyser, London.

Yackulic, C. B., Chandler, R., Zipkin, E. F., Royle, J. A., Nichols, J. D., Grant, E. H. C. & Veran, S. 2013. Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences? - *Methods in Ecology and Evolution* 4: 236-243.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. 1st. utg. *Statistics for Biology and health*. - Springer.

www.nina.no

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 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