

MASTEROPPGAVE

Emnekode: BIO 5010

Navn: Baro Moslet

Årsaker til varierende ungeproduksjon hos
hubro (*Bubo bubo*) på kysten av Trøndelag.

Causes of varying young production of the Eagle owl (*Bubo
bubo*) on the coast of Trøndelag.

Dato: 01.06.21

Totalt antall sider: 42

Årsaker til varierende ungeproduksjon hos hubro (*Bubo bubo*) på kysten av Trøndelag.

Causes of varying young production of the Eagle owl (*Bubo bubo*) on the coast of Trøndelag.

Baro Moslet



Foto: Martin Pearson

Nord Universitet

Fakultet for biovitenskap og akvakultur (FBA)

Steinkjer

2021



NORD
universitet

Forord

På mastergraden i biovitenskap med spesialisering innen terrestrisk økologi og naturforvaltning ved Nord universitet, har jeg undersøkt hvilke biotiske og abiotiske faktorer som kan påvirke ungeproduksjonen hos hubro på kysten av Trøndelag.

Etter planlegging ved hjelp av GIS-analyser, ble det gjennomført feltarbeid i 14 aktive hubroterritorier på Hitra og Frøya i siste halvdel av mai 2020. Territoriene ble taksert for potensielle byttedyr som ble definert som de biotiske variablene. Ungeproduksjonen, i form av antall unger, ble årlig innsamlet av Martin Pearson i forbindelse med reirkontroller i juni måned i perioden 2016-2020. Landskapselementer og antropogene faktorer som kan ha en betydning for hubroens ungeproduksjon, ble i Arqgis pro analysert og kvantifisert for hvert territorium.

Jeg er svært takknemlig for at jeg har fått muligheten til å jobbe med en spennende art som hubro. Først og fremst vil jeg takke min hovedveileder, Magne Husby, professor ved Nord universitet, for hjelpen med forarbeid, feltarbeid, og skriveprosessen. Ønsker også å takke Anita Husby for god hjelp med feltarbeidet. Videre vil jeg rette en stor takk til Martin Pearson for hjelpen med feltarbeidet, hans kompetanse og erfaring om hubro, lån av bilder og korrekturlesing av oppgaven. Jeg setter også stor pris på hans gjestfrihet under takseringsarbeidet.

Jeg vil videre takke Sam Steyaert, førsteamanuensis ved Nord universitet, for hjelp med de statistiske analysene, og Rolf Terje Kroglund, førsteamanuensis ved Nord universitet, for god hjelp i skriveprosessen. En stor takk rettes også til medstudenter og venner for faglige bidrag, samt korrekturlesing underveis i skriveprosessen.

Til slutt vil jeg takke Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab (DKNVS) for økonomisk støtte fra I. K. Lykkes fond på kr 20 000,- til gjennomføringen av feltarbeidet.

Sammendrag

Hubro er kategorisert som sterkt truet (EN) på den norske rødlisten for arter. Det er anslått at den norske bestanden er på 451-681 par, og har sin utbredelse hovedsakelig langs kysten, med kjerneområder på Helgeland og på Jæren. Selv 50 år etter at hubroen ble fredet i Norge, har det ikke vært noen økning i bestanden.

Svikt i næringstilgangen, antropogene ødeleggelser, og forstyrrelser, er pekt på som de viktigste årsakene til tilbakegangen. Kollisjoner med kraftledninger og elektrokusjon pekes på som andre medvirkende årsaker. Hubro preferer et åpne og fuktig landskap i forbindelse med næringssøk.. Delvis eller fullstendig opphør av utmarksbeite og tradisjonell gårdsdrift, har redusert tilgangen på slike områder.

Enkelte hubropar produserer flere unger årlig. Det vil være av stor forvaltningsinteresse å finne ut hvilke faktorer som forårsaker den varierende ungeproduksjonen til hubro. Et territorium ble i denne undersøkelsen definert som en sirkel med radius på 2 km. I 14 aktive hubroterritorier på Hitra og Frøya ble det i 2020 gjennomført en punkt- og linjetaksering som så på de biotiske faktorene i form av den potensielle næringstilgangen. GIS-analyser ga data på fordelingen av de ulike landskapselementene, samt en rekke antropogene faktorer i territoriene. I tillegg ble andelen av hver arealtype i reelle og fiktive territorier sammenlignet.

De statistiske analysene ble utført i statistikkprogrammet R, med funksjonen «generalized linear mixed model» (GLMM). Basert på en korrelasjonsmatrise, ble ulike variabler med moderate eller svakere korrelasjoner enn +/- 0,6 ($|rs| < 0,6$) satt sammen til kandidatmodeller, og rangert. Disse ble brukt for å undersøke ungeproduksjonen som en funksjon av de ulike forklaringsvariablene.

Det ble ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom ungeproduksjonen til hubro, og andelen av de ulike byttedyrgruppene i territoriet. Andelen dyrkamark i territoriet hadde en positiv signifikant sammenheng. Økende avstand fra reirhylla til nærmeste vei, ga en positiv sammenheng. Det samme gjorde antall gårdsbruk i territoriet. Antall meter med tursti i territoriet hadde en negativ påvirkning på ungeproduksjonen.

Summary

The Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*) is classified as endangered (EN) on the Norwegian Red List for Threatened Species. The population in Norway is estimated to be 451-681 breeding pairs, and has its distribution mainly along the coast, with Helgeland and Jæren as core areas. Even 50 years after the Eagle Owl became a full protected species in Norway, the population still has not increased.

Lack of accessible food, anthropogenic destruction, and disturbances have been identified as the main causes of the decline. Other contributing factors have been electrocution and collision with powerlines. Open landscapes and wetland where prey is abundant are important hunting areas for the Eagle Owl. Cessation of outfield grazing, and traditional farming has reduced access in such areas.

Some pairs produce several young each year. It would be of great conservational interest to find out what causes this, and what factors influence the Eagle Owl's production of young. A territory was defined as a circle with an radius of 2 km. On the islands of Hitra and Frøya, a point- and line transect was conducted in 2020, which mapped potential prey in 14 active territories. GIS analyses provided data on the distribution of habitat types, as well as some anthropogenic factors within the territories. In addition, the proportion of each habitat type at real and fictitious localities was compared to see which habitat types are important.

The statistical analyzes were executed in the statistical program R, with the tool «generalized linear mixed model» (GLMM). Based on a correlation matrix, different variables with moderate or weaker correlations than ± 0.6 ($|r_s| < 0.6$) were combined into candidate models. These were ranked according to how much they explained the natality dynamic of the Eagle Owl.

No significant relationship was found between the production of young of the Eagle Owl and the proportion of the various prey groups in the territory. The proportion of cropland in the territory, on the other hand, had a significant positive correlation. An increasing distance from the nesting ledge to the nearest road showed a positive correlation, as did the number of farms in the territory. The number of meters of hiking trail in the territory had a significant negative impact on the production of young.

Innholdsfortegnelse

Forord	iii
Sammendrag	iv
Summary	v
Innholdsfortegnelse	vi
1 Innledning.....	1
2 Materiale og metode.....	4
2.1 Studieområde.....	4
2.2 Kartlegging av næringsutvalg	5
2.3 Takseringsarbeidet i felt	6
2.4 Datagrunnlag	7
2.4.1 Biotiske faktorer	8
2.4.2 Landskapselementer	11
2.4.3 Antropogene faktorer	12
2.5 Statistisk metode	13
3 Resultater.....	15
3.1 Biotiske faktorer	15
3.2 Landskapselementer	16
3.3 Antropogene faktorer	17
3.4 Sammenstilling av variabler	18
3.5 Landskapselementer i reelle og fiktive territorier	20
4 Diskusjon.....	21
5 Konklusjon	26
6 Referanseliste	27
7 Vedlegg	32
Vedlegg A	32
Vedlegg B.....	33
Vedlegg C.....	34
Vedlegg D	35
Vedlegg E.....	36

1 Innledning

Forholdet mellom predator og byttedyr har i lang tid vært viktig i økologi-studier (Barbosa & Castellanos 2005). Klassiske eksempler er forholdene mellom gaupe (*Lynx lynx*) og hare (*Lepus timidus*), elg (*Alces alces*) og ulv (*Canis lupus*), og jaktfalk (*Falco rusticolus*) og rype (*Lagopus spp.*) (Fryxell et al. 2014). En rekke studier har bidratt med kunnskap som viser viktigheten av tilgangen på kostnadseffektive byttedyr for å oppnå god kondisjon (Marchesi et al. 2002; Pearson & Husby 2021).

Hubro (*Bubo bubo*) er en toppredator og generalist, der dietten i hovedsak består av frosk, smånagere, fugl og mindre pattedyr (Obuch & Bangjord 2016; Penteriani & Delgado 2019). Den norske hekkebestanden av hubro er beregnet til 451-681 par, og har sin hovedtyngde på kysten i Helgeland og på Jæren (Øien et al. 2014). Vurderinger av nyere dato peker på at endringer i næringstilgangen er den mest avgjørende faktoren til å forklare bestandsnedgangen (Fremming 1986; Øien et al. 2014; Madslie et al. 2017). Stor reduksjon i sjøfuglbestandene på kysten av Norge, samt en sterk tilbakegang for arter i kulturlandskapet er to eksempler på at endringer i byttedyrtilgangen påvirker predatoren (Christensen-Dalsgaard et al. 2020; Heggøy & Eggen 2020). Vånd (*Arvicola amphibius*) er et viktig byttedyr til hubro, som i store deler av Europa har blitt hardt beskattet av mink (*Neovison vison*) (Aars et al. 2001; Eriksen & Wabakken 2018).

På grunn av betydelig bestandsnedgang, er hubro kategorisert som sterkt truet (EN) på den norske rødlista for arter (Henriksen & Hilmo 2015). På IUCN sin globale rødliste er den kategorisert som livskraftig (LC), da enkelte land i Europa har en stabil eller økende populasjon (Penteriani & Delgado 2019; IUCN 2020). I Norge var det derimot behov for en egen handlingsplan (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Faggrunnlaget ble oppdatert i 2014 (Jacobsen & Gjershaug 2014), før det nå i løpet av 2021 kommer en revidert handlingsplan for hubro med oppdatert kunnskap om dens utfordringer (Heggøy & Shimmings 2020).

Et leveområde er i økologien definert som det området den aktuelle arten foretrekker å leve i, mens et territorium er det området arten aktivt forsvare (Burt 1943; Sonerud 1991). Sleneset i Nordland innehar den tettteste bestanden av hubro i Norge, hvor enkelte par har et leveområde på 3,2 km² (K. Bevanger et al. 2011). Hubro med satellittsendere på Høg-Jæren viste at hubroen hadde en gjennomsnittlig størrelse på territoriene på 31km² (Oddane et al. 2012). Et territorium inneholder ofte flere alternative reirplasser som vanligvis ligger innen 200 meter fra hverandre

(Hagen 1952). Analyser av bein fra byttedyrrester har vist at gode reirplasser vært i bruk i opptil fire tusen år (Bangjord & Obuch 2019).

Hubro er en typisk nattjeger som starter jakten i skumringen (Penteriani & Delgado 2019). Åpne og fuktige områder prefereres i forbindelse med næringssøk (Leditznig 1996). Syn og hørsel er de viktigste sansene som brukes i næringssøket ved å bruke «sitt-flytt» metoden (Sonerud 1991) der posteringsjakt fra forhøyninger, og ved å fly lavt over terrenget kombineres (Piechocki & März 1985; Penteriani et al. 2002). Gjengroing av åpne områder, skogplanting, opphør i tradisjonell bruk av utmark som kystlynghei, og endring av kulturlandskapet antas å ha en negativ påvirkning på hekkesuksessen til hubro (Penteriani et al. 2001; Dalbeck & Heg 2006; Jacobsen & Røv 2007).

Posteringsjakt fra stolper i kraftledningsnett gjør den utsatt for kollisjoner og elektrokusjon (K. Bevanger 1994; K. Bevanger & Overskaug 1998; Oddane 2011; Heggøy et al. 2020). Kraftledninger med middels sterk spenning (22 kV - 132 kV) utgjør den største faren på grunn av den korte avstanden mellom ledningene og faren for overslag (K. Bevanger 1998). Det er påvist flest døde hubroer på grunn av kollisjon eller elektrokusjon på høsten, i den tiden juvenile fugler har forlatt reiret (Rubolini et al. 2001; Fabrizio et al. 2004). Tilrettelegging med sittepinner og spikermatter på strømstolpene, er tiltak som har redusert dødeligheten i forbindelse med elektrokusjon (K. Bevanger et al. 2011; K.M. Bevanger et al. 2014).

Tap av leveområder gjennom hyttebygging, vindmølleparker, samt industri og veiutbygging antas å utgjøre en betydelig utfordring i hubroterritoriene (Pearson 2019; Heggøy & Shimmings 2020). Antropogene forstyrrelser utgjør en risiko for ødeleggelser og forstyrrelser nært ved reirhylla, men også indirekte ved endringer i territoriet. Tilrettelegging for økt bruk av naturen har vært et overordnet mål i Norge (Klima- og miljødepartementet 2016; Miljødirektoratet 2019). Tilrettelagte turstier og trimkonkurranser har ført til at mye folk bruker utmarka (Trimpoeng 2021). Studier på hubro i Sør-Norge viser at turstier er en direkte trussel i 39 % av alle overvåkede territorier (Heggøy et al. 2020). Det er påvist at en økning av antall turgåere reduserer ungeproduksjonen (Pearson & Husby 2021).

Utgangersau utgjør også en fare ved at de søker ly i sørvendt skråninger hvor hubroen hekker (Pearson 2019; Heggøy & Shimmings 2020). Hubro liker å ha litt vegetasjon rundt reirhylla som en kamuflasje ovenfor andre predatorer (Penteriani & Delgado 2019). Høyt beitetrykk fra beitedyr vil påvirke vegetasjonen nært reirhylla. Et viktig byttedyr som vånd påvirkes negativt av høyt beitetrykk fra bufe (Frafjord 2012).

Interspesifikke interaksjoner mellom hubro, rovfugler, og andre ugler har lenge vært kjent (Penteriani & Delgado 2019). Hubro er imidlertid i stand til å predatere de fleste dagrovfugler og ugler. Samtidig er hubroens unger utsatt for predasjon fra blant annet havørn (*Haliaeetus albicilla*) og kongeørn (*Aquila chrysaetos*) (Mikkola 1976; Willgohs 1984). Interaksjoner mellom hubro og kråkefugl har en todelt effekt, der kråkefugl inngår i dietten, men samtidig utgjør en trussel mot egg og små unger (Penteriani & Delgado 2019). I tillegg kan kråkefugl utgjøre en stressfaktor med sin mobbende adferd (Hagen 1952). I perioder med lite kråkefugler la hubro egg signifikant tidligere enn når antallet kråkefugl var høyere (Pearson & Husby 2021).

Fekunditeten mellom par i en hubropopulasjon varierer (Penteriani & Delgado 2019). Enkelte par produserer flere unger årlig, og bidrar til at populasjonen holder seg stabil eller økende (Brambilla & Bionda 2013). Det vil være av stor forvaltningsinteresse å forstå hva som påvirker ungeproduksjonen til hubro, og hvorfor enkelte par har større ungeproduksjon enn andre. Denne undersøkelsen har på bakgrunn av tidligere undersøkelser, satt opp tre hypoteser som grunnlag for å undersøke en rekke biotiske og abiotiske faktorer som antas å påvirke hubroens ungeproduksjon på Hitra og Frøya. Med biotiske faktorer i denne undersøkelsen menes de potensielle byttedyrene som ble registrert i territoriene.

H1: Tilgangen på måker, ender og hare i territoriet antas å være de viktigste byttedyrgruppene for hubro langs kysten, og det antas å være en sammenheng mellom forekomsten av disse artene og hubroens ungeproduksjon.

H2: Andelen åpne og fuktige områder i territoriet, er landskapselementer som vil øke hubroens ungeproduksjon.

H3: Antropogene forstyrrelser i territoriet vil redusere ungeproduksjonen til hubro.

2 Materiale og metode

2.1 Studieområde

Hitra og Frøya kommuner ligger sør i Trøndelag fylke (Figur 1). Frøya er ei øy med et areal på 241,31 km², og ligger ytterst på Trøndelagskysten, utenfor munningen av Trondheimsfjorden. Like sør ligger den større øya Hitra med et areal på 755,89 km². Det bor ca. 5000 innbyggere på hver øy, og hovedtyngden av bebyggelsen ligger langs kystlinja. Inne på øyene har det vært liten grad av menneskelig påvirkning med beskjeden beiting av husdyr. I nyere tid har industrien beslaglagt større områder. I 2020 ble vindmølleparken på Hitra fortettet og utvidet, mens det på Frøya ble etablert en ny vindmøllepark. Hitra og fastlandet er sammenbundet med en 6 km lang undersjøisk tunell. Hitra og Frøya er sammenbundet med en tilsvarende tunell på drøye 5 km.



Figur 1: Hitra og Frøya ligger utenfor utløpet av Trondheimsfjorden i sørdelen av Trøndelag fylke.

Hitra og Frøya ligger i sterk oseanisk seksjon (O3) som kjennetegnes av tydelig påvirkning fra havet med høy luftfuktighet og en årsnedbør på ca. 1500 mm (Moen et al. 1998; Meteorologisk institutt 2020). Begge øyene ligger i sørboreal sone med gjennomsnittlig årstemperatur på 6,6 grader, og kjennetegnes med milde vintre.

Frøya består for det meste av åpen kystlynghei, små vann, og større sammenhengende myrområder. Med unntak av sitkagran (*Picea sitchensis*) og ulike typer furu (*Pinus* spp.) som ble plantet i perioden 1960-1980, finnes det ikke barskog på Frøya. Berggrunnen er dominert av granitt og gneis (Norges geologiske undersøkelser 2020). Frøya er relativt flat, med høyeste punkt på 76 moh. Hitra er noe mindre eksponert fra havet. Dette gir en litt annerledes vegetasjon med vekselvis furudominert skog, og åpen kystlynghei. I tillegg finnes større områder med bart fjell med omkringliggende våtmarksområder. Berggrunnen på Hitra består hovedsakelig av dioritt, marmor og glimmergneis (Norges geologiske undersøkelser 2020). Hitra er vesentlig mer kupert enn Frøya med høyeste punkt 345 moh.

Hitra har en rik bestand av hjort (*Cervus elaphus*) og rådyr (*Capreolus capreolus*), mens de på Frøya opptrer mer sparsomt. Blant de mindre pattedyrene finnes oter (*Lutra lutra*), mink, hare og piggsvin (*Erinaceus europaeus*). Av smågnagere finnes husmus (*Mus musculus*), klatremus (*Myodes glareolus*) og brunrotte (*Rattus norvegicus*) på Hitra, mens det på Frøya i tillegg er blitt etablert småskogmus (*Apodemus sylvaticus*) (Bangjord & Obuch 2019). På 1990-tallet ble det på Frøya oppdaget (trolig satt ut) buttsnutefrosk (*Rana temporaria*) (Dolmen & Seland 2016). Nyere undersøkelser har vist at buttsnutefrosk har ekspandert til store deler av Frøya (Seland 2014), og blitt en del av hubroens diett (Obuch & Bangjord 2016).

2.2 Kartlegging av næringsutvalg

Utgangspunktet for denne undersøkelsen var 16 hekkelokaliteter for hubro som har vært aktive de siste fem årene (Pearson 2020). Kjente territorier er definert som et område som er besatt av voksen fugl. To av territoriene ble utelatt fra de statistiske analysene fordi det har vært gjennomført tilleggsfôring. Ungeproduksjonen i disse to territoriene er basert på et annet næringsgrunnlag enn det naturlige, og kan derfor ikke ses i sammenheng med resterende territorier.

I prosessen med å utarbeide feltkart til kartleggingen av næringsutvalget, ble programvaren ArcGIS Pro 2.6 benyttet (ESRI 2020a), med datasett som viste arealinformasjon for Hitra og Frøya (FKB_ar5, og N50 kartdata). I tillegg ble det benyttet håndtegnede kart over hubroens kjerneområde hvor vi påla oss ferdselsforbud for å minimere forstyrrelser i hekketiden.

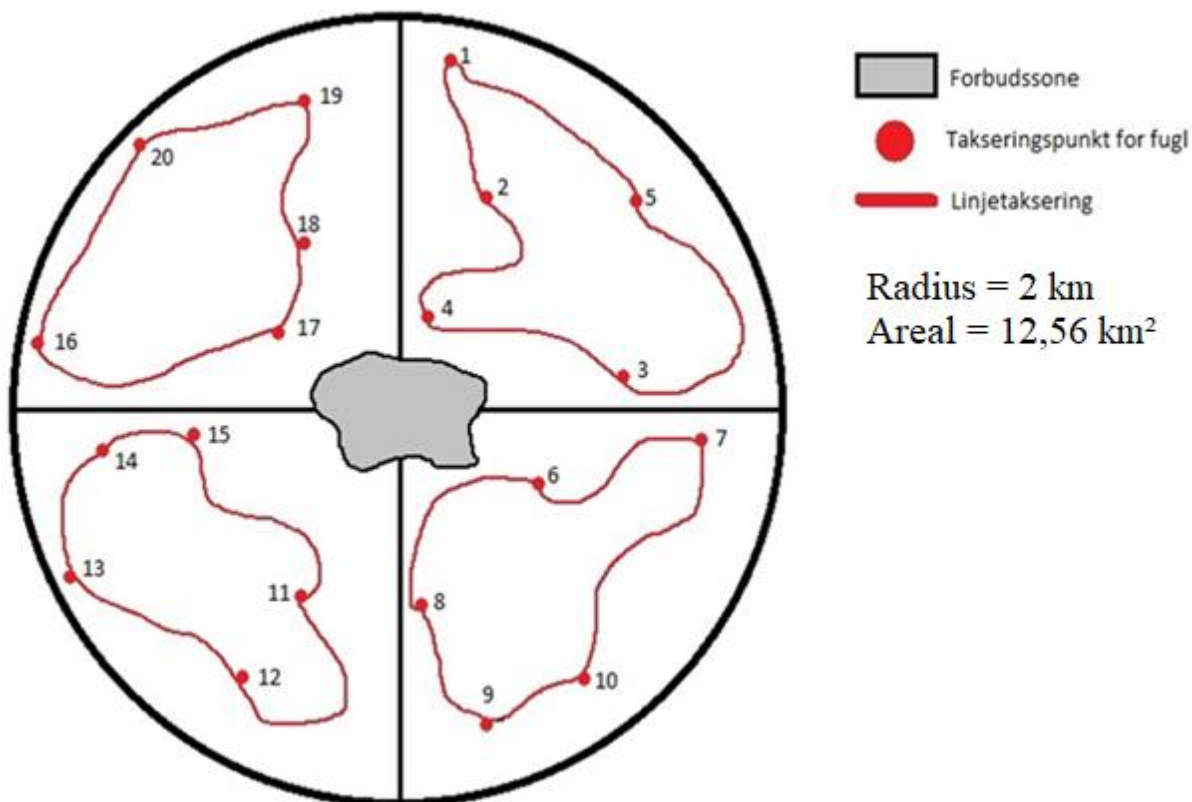
Med utgangspunkt i reirhylla som sentrumspunkt, ble territoriene definert til en sirkel med 2 km radius (areal = 12.56 km²) (Figur 2). I to tilfeller overlappet territoriene hverandre. Grensene til territoriene ble da justert etter en faglig vurdering av hvor de sannsynligvis skulle ha gått.

Hvert territorium ble deretter delt inn i fire like sektorer som hadde til hensikt å fordele takseringen utover fire dager for å redusere effekten av tilfeldige hendelser som kunne påvirke resultatene. Det kunne være antropogene forstyrrelser, værforhold, rovfuglers nærvær med mer. Verktøyet «create random points» valgte ut fem takseringspunkter i hver sektor (ESRI 2020b). Kriteriene for utvelgelsen av takseringspunkter ble gjennomført ved å velge ut åpne og fuktige områder fra datasettet FKB_ar5. Hvert takseringspunkt hadde en avstand på minimum 300 meter fra hverandre. Av til sammen 280 punkter, ble 18 av disse flyttet inntil 100 meter i de tilfellene hvor takseringspunktene åpenbart havnet på uegnede steder. Det kunne være i et søkk, tett inntil en trafikkert vei, eller i et ferskvann. Punktene ble da flyttet etter et fast mønster: Først ble punktet forsøkt flyttet inntil 100 meter mot nord, deretter øst, sør og vest. Punkter som havnet i ferskvann, ble flyttet til nærmeste fastmark. Ingen av punktene som ble flyttet, lå nærmere enn 300 meter til et annet.

2.3 Takseringsarbeidet i felt

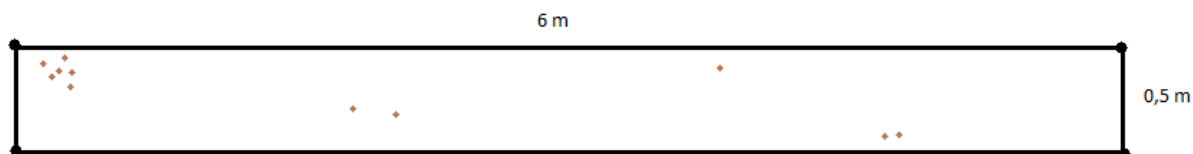
Takseringene ble gjennomført i perioden 18.-31. mai i 2020 under oppholdsvær og vindstyrke under laber bris (5 m/s). Alle takseringene foregikk i tidsrommet fra kl. 07.00 til kl.22.00 ettersom de aller fleste artene hubro jakter på er forholdsvis lette å påvise på dagtid.

Under registreringene av fugl ble det hovedsakelig benyttet håndkikkert, skrivebok, GPS, og kart over hvert territorium. Sektorene i et territorium ble taksert adskilt og på ulike tider av døgnet. Det vil sa at man i løpet av en dag i felt gjennomførte takseringer i tre (fire) territorier samtidig. Det tok fire dager å gjennomføre registreringene for hvert enkelt territorium. Ved hvert takseringspunkt ble samtlige individer av alle potensielle byttedyr registrert i løpet av 5 minutter (Tabell 1). Mellom punktene ble det gått i områder hvor det kunne forventes at hubroen drev næringssøk, det vil si åpne områder, langs ferskvann, vassdrag, og i fjæresonen. Resultatene fra punkt- og linjetakseringene ble summert før analysene startet, slik at det representerte næringsutvalget i territoriene. Noen takseringspunkter som ikke tilhørte den opprinnelige sektoren, ble taksert sammen med punktene i en annen sektor. Årsaker som avstand til vei, og beliggenheten i forhold til punktene i en annen sektor gjorde det naturlig at slike punkter ble taksert sammen med takseringspunktene i en annen sektor. Resultatet fra et slikt punkt, ble notert i den sektoren det opprinnelig tilhørte.



Figur 2: Eksempel på utlegging av ruter for punkt- og linjetakseringen. Fire sektorer med 5 punkter i hver. Sektorene ble taksert adskilt og på ulike tider av døgnet. Grå sone er der vi har pålagt oss ferdselsforbud for å minimalisere forstyrrelsene ovenfor hubroen i hekketiden.

Ved hvert takseringspunkt ble det i tillegg lagt ut standardisert tauverk på 0,5 x 6 meter som hadde til hensikt å telle antall harepellets (Figur 3). Tellerutene ble plasert i områdene hvor haren typisk oppholder seg, det vil si kantsoner rundt våtmark, i skog og åpne områder. Tellerutene ble ikke plassert lengre unna enn 100 meter fra takseringspunktet for fugl.



Figur 3: Registrering av harepellets ble gjennomført innenfor et rektangel på 0,5 x 6 meter. Rektangelet ble etablert ved å bruke ferdig oppmålt tauverk med endepåler.

2.4 Datagrunnlag

Dette studiet tar for seg ungeproduksjonen til hubro i perioden 2016-2020 på Hitra og Frøya. Responsvariabelen var antall unger ved reirkontrollen i juni måned for alle årene. Det ble ikke gjort noen vurdering av ungenes sjanse til å overleve videre ut fra deres vekt eller kondisjon for øvrig. Dataene fra kartleggingen av næringsutvalget utgjør de biotiske variablene, og ble samlet

inn våren 2020. Disse dataene ble brukt for alle fem årene i analysene. Det samme gjelder fordelingen av de ulike landskapselementene, og de antropogene forstyrrelsene. På grunn av et begrenset datagrunnlag (70 observasjoner og 32 forklaringsvariabler) var det ikke mulig å kombinere alle forklaringsvariablene i én dataanalyse (Coolen et al. 2020). Analysene ble derfor delt opp i tre grupper: 1) biotiske, 2) landskapselementer og 3) antropogene faktorer.

2.4.1 Biotiske faktorer

Potensiell næringstilgang i form av biomassen fra mulige byttedyr ble estimert for hver artsgruppe (Tabell 1). Gjennomsnittsverken av voksne fugler av hver enkelt art (BirdID 2020) multiplisert med antall observasjoner fra punkt- og linjertakeringen, utgjør potensiell biomasse i territoriene. Måker (*Larinae*) ble analysert samlet og oppdelt i to grupper på grunn av at fiskemåke (*Larus cauns*) og terner (*Sterna* spp.) ofte hekker i større kolonier, og har et helt annet reirforsvar enn de større måkene som gråmåke (*Larus argentatus*), sildemåke (*Larus fuscus*) og svartbak (*Larus marinus*) (del Hoyo et al. 1996). Grågås (*Anser anser*) og ærfugl (*Somateria mollissima*) ble skilt ut som en egen variabel fordi det ser ut som de ikke er lett å fange, for de er ikke spesielt vanlige byttedyr for hubroen i området (Obuch & Bangjord 2016; Bangjord & Obuch 2019). Byttedyrgruppen «andre» er en samlebetegnelse for mange ulike byttedyr som opptrådte sparsomt, og ble slått sammen for å oppfylle kravene til de statistiske analysene (Zuur et al. 2010).

Artsgruppen «store fugler» er større fugler som diettanalysene har vist at hubro tar (Bangjord & Obuch 2019). Sangsvane (*Cygnus cygnus*), sædgås (*Anser fabalis*), kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*), storlom (*Gavia arctica*) og trane (*Grus grus*) ble registrert med noen få observasjoner i territoriene. Dette er arter som ikke er ansett vanlige byttedyr for hubro (Hagen 1952; Penteriani & Delgado 2019), eller at de ikke er lett å påvise i byttedyrmateriale, da restene ofte blir fraktet vekk fra reirhylla, eller at kjøtt blir spist der fuglen blir drept slik at beinrester ikke havner i gulpebollene (Pearson 2012; Obuch & Bangjord 2016). Disse observasjonene ble ikke tatt med i de statistiske analysene Havørn (*Haliaeetus albicilla*) og kongeørn (*Aquila chrysaetos*) ble heller ikke regnet med som byttedyr i analysene selv om de ble sett overflygende i territoriene.

Det er i all hovedsak ungfugl av grågås som inngår i næringsutvalget til hubro. Tidligere registreringer i området fra hekkeperioden angir at 48 % av grågjessene er ungfugl (Nesset et al. 2017). Biomassen til grågås ble utregnet med antall observasjoner multiplisert med gjennomsnittsverken til ungfugl (1200 g) x 0.48 (andelen ungfugl av totalantallet).

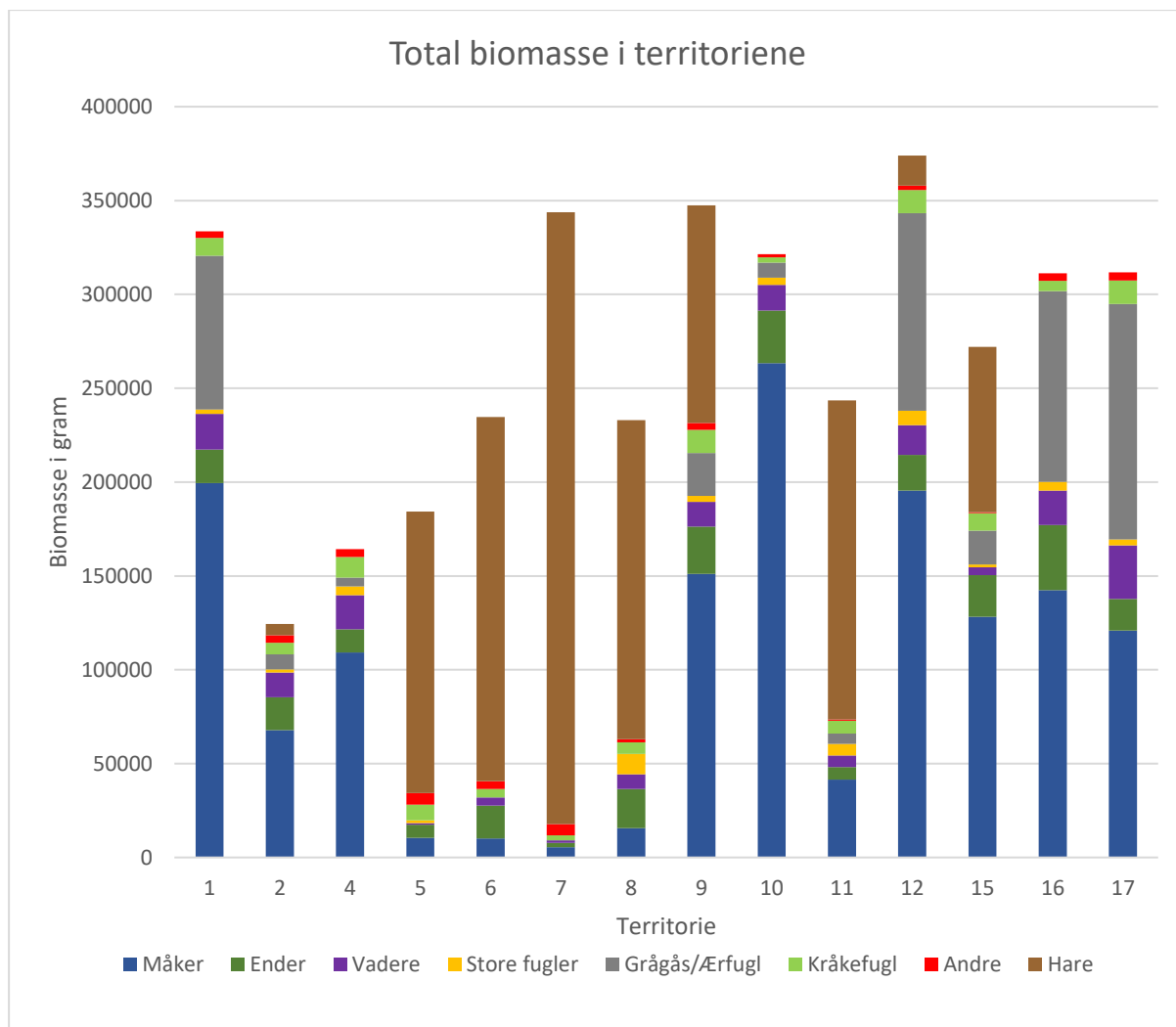
Det er utfordrende å estimere bestandsstørrelsen på hare gjennom direkte tellinger (Brainerd 2005). Telling av harepellets er en indirekte metode som har vist seg å være effektiv og pålitelig (Nams et al. 2001; Newey et al. 2003; Pedersen & Pedersen 2012). Antall harer i territoriene ble beregnet fra tellingen av harepellets, der 1 harepellets per m² tilsvarte 0.15 hare per hektar (Spidsø & Pedersen 1991; Krebs et al. 2001; Newey et al. 2003; Collins et al. 2004; Brainerd 2005). Andelen egnet habitat for hare, dvs. skog, myr, åpent område og dyrka mark ble summert i hvert territorium. Biomassen til en hare ble beregnet til 2000g, basert på en gjennomsnittlig populasjon med 25 % voksne individer og 75 % unge (Flux 1970; H.L. Anderson & Lent 1977; Angerbjörn & Flux 1995).

Det var ikke enkelt å finne en god metode for å kartlegge buttsnutefrosk i territoriene. Derfor ble resultatet fra byttedyranalysene fra 2020 benyttet (G. Bangjord, personlig meddelelse 10. november 2020). Antall individ av buttsnutefrosk ble multiplisert med 23 g som er gjennomsnittsvekten (Savage 1961).

Den totale biomassen varierte mellom territoriene (Figur 4). I enkelte territorier der en byttedyrgruppe som for eksempel måker dominerte, var det mindre av andre byttedyr som for eksempel hare som dominerte i andre territorier.

Tabell 1: Systematisk oversikt over artsgrupper med potensielle byttedyr som ble registrert under punkt- og linjetakseringene i hubrotterritoriene.. Min. og maks. viser til det territoriet med henholdsvis færrest og flest av de aktuelle byttedyrene. SD= standardavvik

Artsgruppe	Arter	Latinsk navn	Gjennomsnitt	SD	Min	Maks
Ender	Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	2	2	0	6
	Brunnakke	<i>Mareca penelope</i>	1	1	0	3
	Krikkand	<i>Anas crecca</i>	1	1	0	3
	Toppand	<i>Aythya fuligula</i>	1	1	0	4
	Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	0	1	0	3
	Siland	<i>Mergus serrator</i>	13	7	2	30
Grågås og ærfugl	Grågås	<i>Anser anser</i>	26	37	0	142
	Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	9	16	0	46
Måker	Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	41	52	0	199
	Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	54	53	2	197
	Svartbak	<i>Larus marinus</i>	15	13	1	42
	Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	4	10	0	35
	Terner spp.	<i>Sterna spp.</i>	6	11	0	43
Vadere	Tjeld	<i>Haematopus ostralegus</i>	9	10	0	40
	Sandlo	<i>Charadrius hiaticula</i>	0	1	0	3
	Heilo	<i>Pluvialis apricaria</i>	3	5	0	21
	Vipe	<i>Vanellus vanellus</i>	1	2	0	6
	Myrsnipe	<i>Calidris alpina</i>	1	2	0	9
	Strandsnipe	<i>Actitis hypoleucos</i>	6	4	1	16
	Rødstilk	<i>Tringa totanus</i>	6	4	0	13
	Storspove	<i>Numenius arquata</i>	5	4	0	11
	Småspove	<i>Numenius phaeopus</i>	1	2	0	6
	Rugde	<i>Scolopax rusticola</i>	1	1	0	4
	Enkeltbekkasin	<i>Gallinago gallinago</i>	6	4	0	15
	Store fugler	Smålom	<i>Gavia stellata</i>	0	1	0
Storskarv		<i>Phalacrocorax carbo</i>	0	0	0	1
Gråhegre		<i>Ardea cinerea</i>	2	2	0	7
Kråkefugl	Skjære	<i>Pica pica</i>	3	4	0	12
	Kråke	<i>Corvus cornix</i>	11	5	3	19
	Ravn	<i>Corvus corax</i>	1	1	0	4
	Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>	0	0	0	1
Andre	Lirype	<i>Lagopus lagopus</i>	0	1	0	3
	Orrfugl	<i>Tetrao tetrix</i>	1	1	0	4
	Fjellvåk	<i>Buteo lagopus</i>	0	0	0	1
	Hønsehauk	<i>Accipiter gentilis</i>	0	0	0	1
	Tårnfalk	<i>Falco tinnunculus</i>	0	1	0	2
	Vandrefalk	<i>Falco peregrinus</i>	0	0	0	1
	Myrrikse	<i>Porzana porzana</i>	0	0	0	1
	Bydue	<i>Columba livia</i>	1	3	0	12
	Ringdue	<i>Columba palumbus</i>	3	3	0	9
	Gjøk	<i>Cuculus canorus</i>	2	1	0	4
	Jordugle	<i>Asio flammeus</i>	0	0	0	1
	Gråspett	<i>Picus canus</i>	1	1	0	5
	Flaggspett	<i>Dendrocopos major</i>	0	1	0	2
	Varsler	<i>Lanius excubitor</i>	0	0	0	1
	Buttsnutefrosk	<i>Rana temporaria</i>	11	22	0	62
	Pattedyr	Hare	<i>Lepus timidus</i>	39	48	0



Figur 4: Den totale tilgjengelige biomassen på potensielle byttedyr varierte mellom territoriene.

2.4.2 Landskapselementer

Fordelingen av de ulike arealkategoriene bebyggelse, samferdsel, skog, myr, dyrkamark, åpen fastmark, ferskvann og hav, ble beregnet for hvert territorium (Tabell 2). Ettersom måker var den viktigste byttedyrgruppen i de territoriene som ble undersøkt (Obuch & Bangjord 2016), antas det at avstanden fra reirhylla til sjøen hadde betydning. Det ble utarbeidet to variabler for sjø hvor den ene målte den korteste avstanden fra reirhylla til nærmeste havflate. Den andre variabelen målte avstanden fra reirhylla til åpne havområder (ekskl. vik, fjordarmer, sund osv.), hvor en antar hubroen driver næringssøk.

Ved hjelp av arealressurskartet (FKB_ar5) over Hitra og Frøya ble det i ArqGIS Pro opprettet 16 fiktive territorier for å sammenligne fordelingen av landskapselementene med de reelle. Alle territoriene hadde samme størrelse ($A=12,56\text{km}^2$), og ble tilfeldig plassert ut på Hitra og Frøya. Det skulle på ingen måte være overlappe mellom de reelle og fiktive territoriene

Tabell 2: Gjennomsnittlig areal av ulike landskapselementer for alle reelle territorier samlet i prosent. Min. og maks. viser til det territoriet med henholdsvis færrest og flest (mest) av den aktuelle variabelen. SD= standardavvik. I tillegg ble avstanden fra reirhylla til nærmeste havflate og havområde hvor hubroen furasjerer målt i meter. Data er hentet fra FKB_ar5 (Kartverket 2020).

Naturtype	Gjennomsnitt	SD	Min	Maks
Skog	18,6	15,5	1,0	45,6
Myr	20,6	11,1	1,3	38,2
Dyrkamark	6,9	4,4	1,3	14,1
Hav	33,0	21,2	0,0	69,5
Åpen fastmark	9,3	4,4	3,2	17,2
Ferskvann	7,9	5,9	0,9	18,7
Samferdsel	1,0	0,7	0,4	3,0
Bebyggelse	2,7	3,4	0,0	12,4
Avstand til nærmeste havflate	826	609	39	2219
Avstand til havområder	1001	616	50	2350

2.4.3 Antropogene faktorer

Utvalgte antropogene faktorer som kan påvirke ungeproduksjonen til hubro, og som det finnes data på i FKB_ Ar5 og N50, er listet opp i tabell 3. Antall meter av 22 kV kraftledninger, veger og turstier ble summert i ArqGIS Pro for hvert enkelt territorium. I tillegg ble avstanden fra reirhylla til nærmeste av de nevnte objektene målt i meter. Antall bygninger (gårdsbruk, eneboliger og fritidsboliger) i hvert territorium ble både sett på i sin helhet, og oppdelt på grunn av deres ulike egenskaper. Bolighus har helårs bosetning med jevnlig forstyrrelser. Fritidsboliger har en variabel bruksintensitet både gjennom år og uka, mens aktive gårdsbruk kan ha en driftsform som kan gi et variert landskap (kulturlandskap) med mange randsoner og større artsrikdom som kan gi en større tilgang på byttedyr.

Tabell 3: Antropogene faktorer som kan påvirke ungeproduksjonen til hubro. Gjennomsnittlig avstand fra reirhylla til objektene er målt i meter. Nettverket av veier, turstier og 22 kV kraftlinjer i territoriene ble summert i antall meter, mens bygninger er målt som antall i territoriet. Min. og maks. viser til det territoriet med henholdsvis færrest og flest (mest) av den aktuelle variabelen. SD = standardvaik.

Variabel	Gjennomsnitt	SD	Min	Maks
Avstand til veg	430	229	120	822
Avstand til tursti	1695	1091	70	4031
Avstand til kraftlinje	502	408	46	1293
Avstand til bygning	581	288	187	1014
Veg	14356	6475	5286	26710
Tursti	883	1144	0	3849
Kraftlinje	7684	3946	2744	18258
Bygninger	103	83	16	263
Bolighus	69	75	3	219
Fritidsbolig	30	18	5	59
Gårdsbruk	3	2	0	8

2.5 Statistisk metode

De statistiske analysene ble utført i statistikkprogrammet R, versjon 3.6.3 (R Core Team 2021a). Statistisk signifikans ble satt til 5% ($p = 0.05$). Et frekvensplot ble brukt til å undersøke mengden av null-verdier blant forklaringsvariablene (Zuur et al. 2010). En rekke artsgrupper ble slått sammen til variabelen «andre» på grunn av mange null-verdier.

Datasettet ble undersøkt for avvikende observasjoner (outliers) ved hjelp av dotchart (Zuur et al. 2010). Variabelen «fiskemåke og terner» hadde en avvikende observasjon som ble forsøkt log-transformert ved å bytte ut 0-verdiene med en lav verdi (0-verdier kan ikke log-transformeres). Det ga ingen forbedring, og variabelen ble derfor ikke endret. Landskapsvariabelen «bebyggelse» hadde flere avvikende observasjoner som ble løst ved å log-transformere verdiene (\log_{10}). Blant forklaringsvariablene som omhandlet antropogene forstyrrelser hadde «antall meter med kraftlinjer», og «antall meter tursti i territoriet» avvikende observasjoner som ble løst ved å log-transformere variablene.

For å teste hypotesene ble «generalized linear mixed model» (GLMM) brukt, (glmer-funksjon i R pakken *lme4*) (Zuur et al. 2009; Bates et al. 2015). Det er en utvidelse av «generalized linear model» (GLM), hvor man i tillegg til forklaringsvariabler inkluderer en eller flere tilfeldige faktorer. I denne undersøkelsen var de ulike territoriene satt som tilfeldig faktor. Responsvariabelen i denne undersøkelsen var antall unger for hvert enkelt territorium i perioden 2016-2020. Sluttresultatet fra regresjonsanalysene viste hvordan de ulike forklaringsvariablene påvirket ungeproduksjonen til hubro.

Basert på en korrelasjonsmatrise (Spearman), ble de ulike forklaringsvariablene med moderate eller svakere korrelasjoner enn $\pm 0,6$ ($|r_s| < 0,6$) satt sammen til kandidatmodeller (Schober et al. 2018). Disse ble i tillegg til en nullmodell som kun inneholdt en tilfeldig faktor, rangert etter en variant av «Akaike's information criterion» (AICc), som er anbefalt i mindre datasett (Bolker et al. 2009). Rangeringen av AICc viste hvilke av kandidatmodellene som passet best til responsvariabelen (Mazerolle 2006). Alle kandidatmodeller med forskjell i AICc-verdier mindre enn 2 ($\Delta AICc < 2$), ble betegnet som likeverdige (Burnham & Anderson 2002; D. Anderson 2008). Den kandidatmodellen som syntes mest logisk ut fra en biologisk vurdering basert på hypotesene hadde en $\Delta AICc < 2$ sammenlignet med den best rangerte kandidatmodellen. Kandidatmodellene ble sjekket for overdispersjon med funksjonen «dispersion_glm» fra pakken Blmeco (Korner-Nievergelt et al. 2015). Alle modellene lå innenfor de akseptable verdiene mellom 0.75 og 1.4.

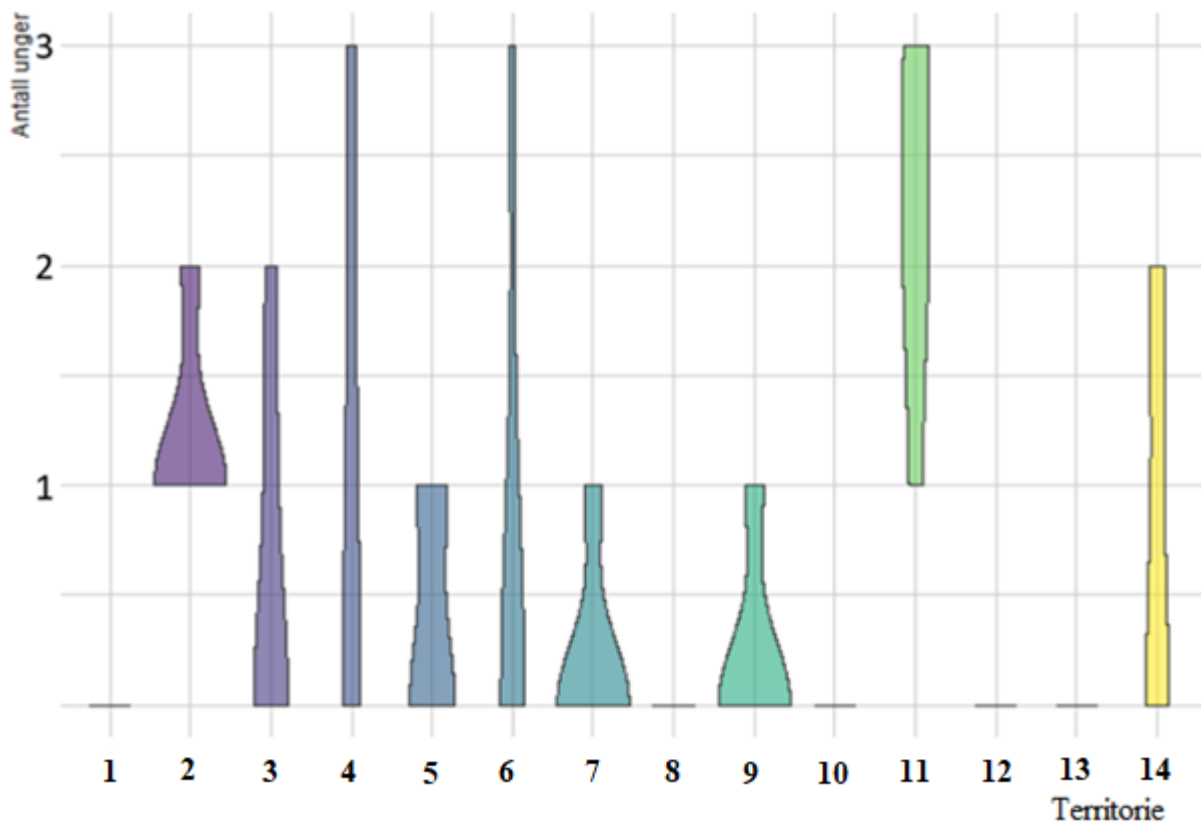
For å undersøke hypotese 1 som sa at biomassen til måker, ender og hare var de viktigste byttedyrgruppene, ble biomassen målt i gram til de ulike byttedyrgruppene, brukt som forklaringsvariabler (Tabell 1). Kandidatmodellene ble satt opp med tanke på at enkelte hubropar lever av få arter, mens andre lever av flere. For å teste hypotese 2 som sa at mengden åpne og fuktige områder påvirker ungeproduksjonen til hubro, ble de ulike landskapselementene brukt som forklaringsvariabler (Tabell 2). For å teste hypotese 3 som sa at antropogene faktorer påvirker ungeproduksjonen til hubro ble de ulike abiotiske faktorene som omhandlet antropogene forstyrrelser brukt som forklaringsvariabler (Tabell 3).

Avslutningsvis ble det sett på om en kombinasjon av variablene fra de ulike kandidatmodellene som ble rangert som likeverdige ($\Delta AICc < 2$) fra hypotese 1-3 kunne gi en bedre forklaring på hva som påvirket ungeproduksjonen til hubro. De biotiske variablene ble summert til to nye variabler er biomasse 1 summerte alle byttedyrgruppene, mens biomasse 2 inneholdt alle unntatt variabelen «ærfugl og grågå». Disse variablene ble sammen med de forklaringsvariablene blant kandidatmodellene i tabell 5 og 6 grunnlaget for utarbeidelsen av nye kandidatmodeller.

Som en tilleggsundersøkelse ble fordelingen av landskapselementene i fiktive og reelle territorier sammenlignet med en ikke-parametrisk test (Tosidig Wilcox test kalt «Mann-Whitney») (Hothorn & Hornik 2019), med funksjonen `wilcox.test` fra R pakken *Stats* (R Core Team 2021b).

3 Resultater

I løpet av studieperioden 2016-2020, ble det produsert 36 unger fra de til sammen 14 territoriene som var med i denne undersøkelsen. Ungeproduksjonen varierte mye mellom år og territorium (Figur 5). I enkelte territorier ble det produsert flere unger årlig, mens det i fem territorier ikke ble produsert noen unger i det heletatt.



Figur 5: Antallet unger produsert i de ulike territoriene i løpet av de siste fem årene varierte. Lengden på søylene viser min. og maks. antall unger for hvert enkelt territorium, mens bredden av søylene viser hvor ofte en verdi forekommer (antallet unger). I ni av totalt fjorten territorier ble det minimum produsert én unge i løpet av femårsperioden.

3.1 Biotiske faktorer

Rangeringen av kandidatmodellene som viste effekten av de ulike byttedyrgruppene i territoriene på ungeproduksjonen, er vist i tabell 4. Av totalt 23 kandidatmodeller (Vedlegg A), ble 6 regnet som likeverdige. Nullmodellen ble rangert som nummer tre ($\Delta AICc = 0.80$, $AICcWt = 0.09$). Ingen av de nevnte kandidatmodellene var signifikante. Den kandidatmodellen som forklarte ungeproduksjonen best, innehold variabelen «andre» ($\beta = 0.64$, $SE = 0.40$, $p = 0.107$).

Tabell 4: Rangering av de ni kandidatmodellene for hvordan biotiske faktorene påvirket ungeproduksjonen med $\Delta AICc < 2$ sammenlignet med beste modell. Biomassen til byttedyrgruppen «andre» ble rangert som den beste modellen. Df = antall frihetsgrader

Modell	Df	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt
Andre	3	130,8	0,00	0,14
Ender + hare	4	131,0	0,21	0,12
Ender	3	131,5	0,63	0,09
Nullmodell	2	131,6	0,80	0,09
Andre + hare	4	132,3	1,43	0,07
Ender + vadere	4	132,5	1,63	0,06
Andre + ærfugl/grågå	4	132,6	1,74	0,57
Måker	3	133,4	2,60	0,04
Hare	3	133,7	2,91	0,03

3.2 Landskapselementer

Rangeringen av kandidatmodellene som omhandlet fordelingen av de ulike landskapselementene i territoriet som en respons på ungeproduksjonen, er vist i tabell 5. Av totalt 24 modeller (Vedlegg B), var 12 modeller betegnet som likeverdig basert på $\Delta AICc < 2$. Nullmodellen ($\Delta AICc = 0.00$, $AICcWt = 0.11$) ble rangert som den modellen som ga mest forklaring på ungeproduksjonen, og var signifikant ($\beta = -1.21$, $SE = 0.42$, $p = 0.004$).

Tabell 5: Rangering av de tolv beste kandidatmodeller for hvordan fordelingen av de ulike landskapselementene påvirket ungeproduksjonen med $\Delta AICc < 2$. Nullmodellen uten noen forklaringsvariabler ble rangert som den beste. Df = antall frihetsgrader

Modell	Df	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt
Nullmodell	2	131,6	0,00	0,11
Dyrkamark + avstand til sjø manuelt	4	132,4	0,77	0,07
Dyrkamark	3	132,4	0,78	0,07
Dyrkamark + avstand til sjø	4	132,9	1,24	0,06
Dyrkamark + ferskvann	4	133,1	1,47	0,05
Ferskvann	3	133,1	1,52	0,05
Samferdsel	3	133,2	1,57	0,05
Avstand til sjø manuelt	3	133,2	1,61	0,05
Skog	3	133,3	1,68	0,05
Avstand til sjø	3	133,3	1,69	0,05
Hav	3	133,4	1,73	0,05
Åpen fastmark	3	133,4	1,80	0,04

3.3 Antropogene faktorer

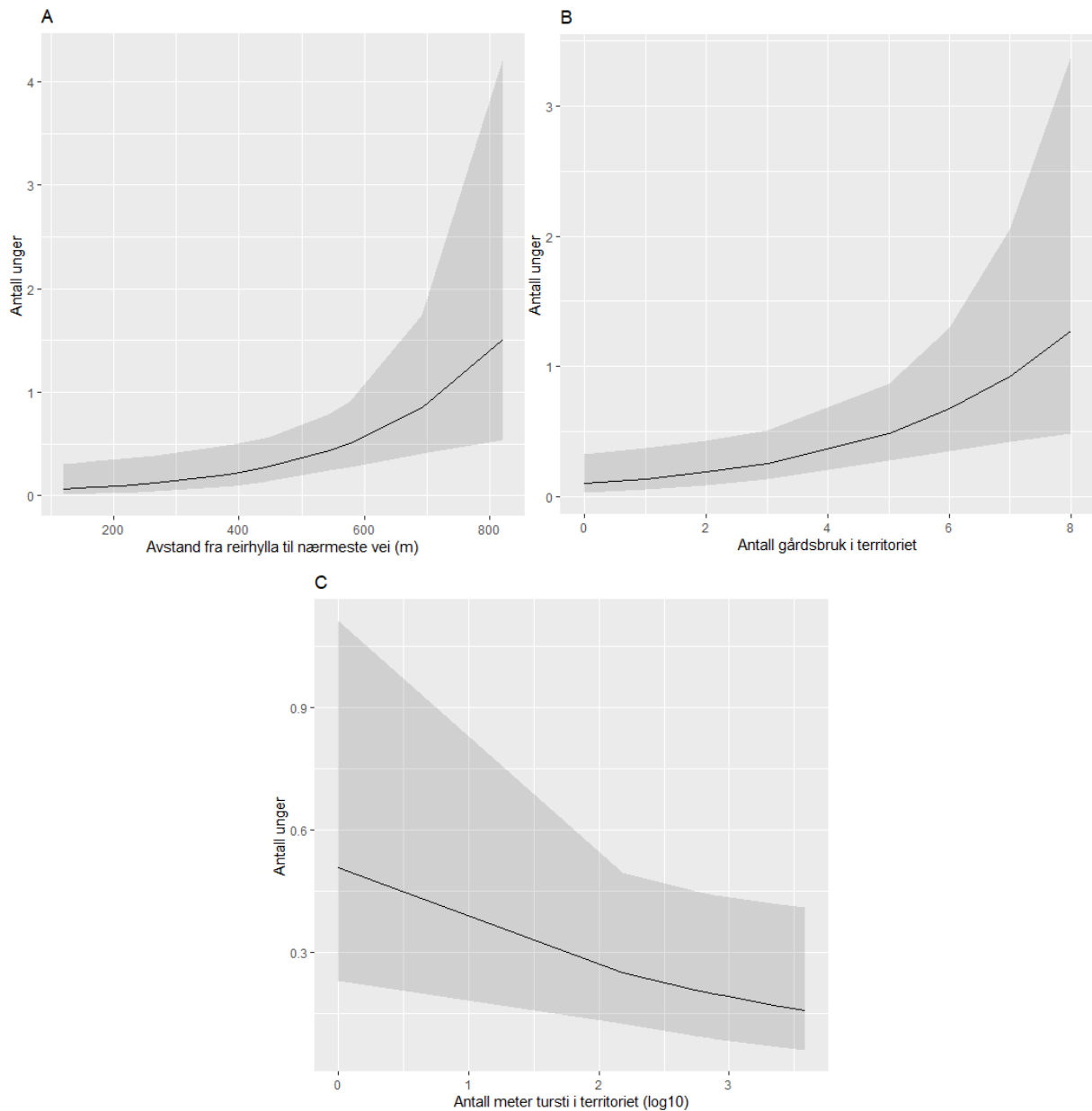
De kandidatmodellene som best viser antropogene forstyrrelsers påvirkning på ungeproduksjonen til hubro, er presentert i tabell 6. Av 30 modeller (Vedlegg C) var 4 modeller betegnet som likeverdige. Kandidatmodellen med variablene «avstand til veg» + «antall gårdsbruk i territoriet» + «antall meter med tursti i territoriet», var signifikant (Tabell 7), og var den som biologisk best forklarte ungeproduksjonen ($\Delta AICc = 0.00$, $AICcWt = 0.21$) (Figur 6). Denne kandidatmodellen hadde en dispersjonsverdi på 0.92, noe som er godt innenfor kravet mellom 0.75 og 1.40. Nullmodellen ble rangert lavt ($\Delta AICc = 5.29$, $AICcWt = 0.02$).

Tabell 6: Rangeringen av de fire beste kandidatmodellene som viser hvordan de antropogene faktorenes påvirkning på ungeproduksjonen etter $\Delta AICc < 2$. Nullmodellen ble rangert lavt med en deltaverdi på 5.29. Df = antall frihetsgrader

Model	Df	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt
Avstand til veg + antall gårdsbruk + antall meter tursti	5	126.3	0.00	0.21
Avstand til veg + antall gårdsbruk	4	127.1	0.73	0.15
Avstand til veg + antall gårdsbruk + avstand til tursti	5	127.2	0.87	0.14
Avstand til veg + antall fritidsboliger	4	128.0	1.62	0.09
Nullmodell	2	131.6	5.29	0.02

Tabell 7: Den beste kandidatmodellen på effekten av antropogene faktorer på ungeproduksjonen, viste en signifikant økning i ungeproduksjonen med større avstand til vei fra reirhylla, og flere antall gårdsbruk i territoriet. Antall meter med tursti i territoriet hadde en signifikant negativ påvirkning på ungeproduksjonen.

Variabel	Estimat	SE	P
Avstand til veg	0.96	0.32	0.001
Antall meter tursti	-0.48	0.24	0.049
Antall gårdsbruk	0.79	0.29	0.007



Figur 6: **A:** Økende avstand fra reirhylla til nærmeste vei, ga en positiv sammenheng med ungeproduksjonen til hubro ($\beta = 0.96$, $SE = 0.32$, $p = 0.001$). **B:** Antallet gårdsbruk i territoriet hadde en positiv sammenheng med ungeproduksjonen til hubro ($\beta = 0.80$, $SE = 0.29$, $p = 0.006$). **C:** Antall meter med tursti i territoriet hadde en negativ effekt på ungeproduksjonen til hubro ($\beta = -0.48$, $SE = 0.24$, $p = 0.049$).

3.4 Sammenstilling av variabler

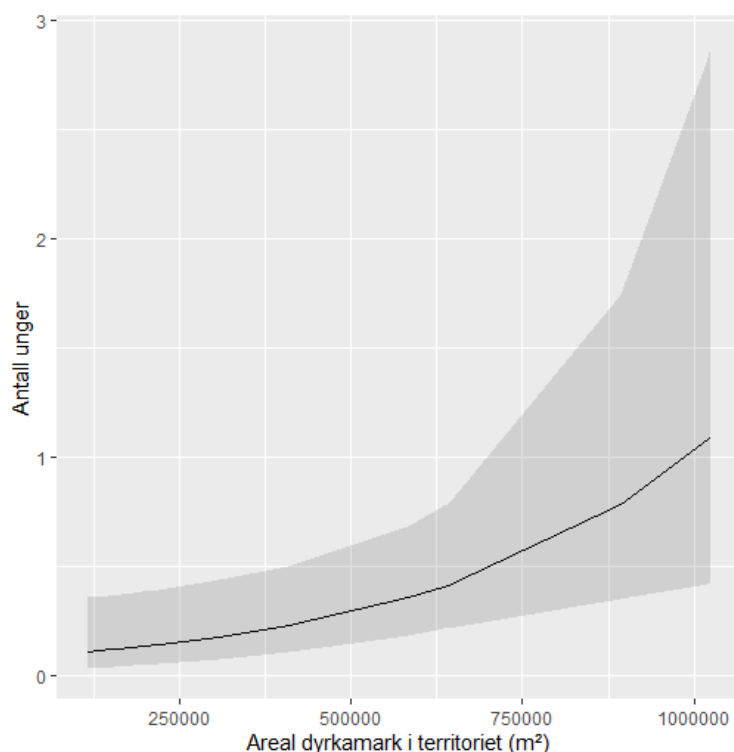
Rangeringen av de beste kandidatmodellene som ble sammensatt fra de biotiske, landskapsmessige og antropogene variablene kombinert, er vist i tabell 8. Av totalt 14 kandidatmodeller (Vedlegg D), ble 5 betegnet som likeverdige. Den utvalgte kandidatmodellen (Tabell 9) viste en signifikant økning i ungeproduksjonen med økende avstand fra reirhylla til nærmeste vei, og med et økende areal dyrkamark i territoriet (Figur 7) Modellen hadde en dispersjonsverdi på 0.91.

Tabell 8: Ranging av de fem beste kandidatmodellene hvor det ble kombinert med de variablene fra de likeverdige kandidatmodellene fra de biotiske, landskapsemssige og antropogene faktorene etter $\Delta AICc < 2$. Kandidatmodellen med variablene: avstand til veg + dyrkamark hadde en positiv effekt på ungeproduksjonen. Df= Grader av frihet

Model	Df	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt
Avstand til veg + dyrkamark	4	125,8	0,00	0,19
Avstand til veg + antall gårdsbruk + antall meter tursti	5	126,3	0,53	0,14
Avstand til veg + dyrkamark + antall meter tursti	5	126,9	1,14	0,11
Avstand til veg + dyrkamark + avstand til tursti	5	127,0	1,22	0,10
Avstand til veg + antall gårdsbruk	4	127,1	1,26	0,10
Nullmodell	2	131,6	5,82	0,01

Tabell 9: Den beste kandidatmodellen viste at avstanden fra reirhylla til nærmeste veg + arealet dyrkamark i territoriet hadde en positiv sammenheng med ungeproduksjonen til hubro.

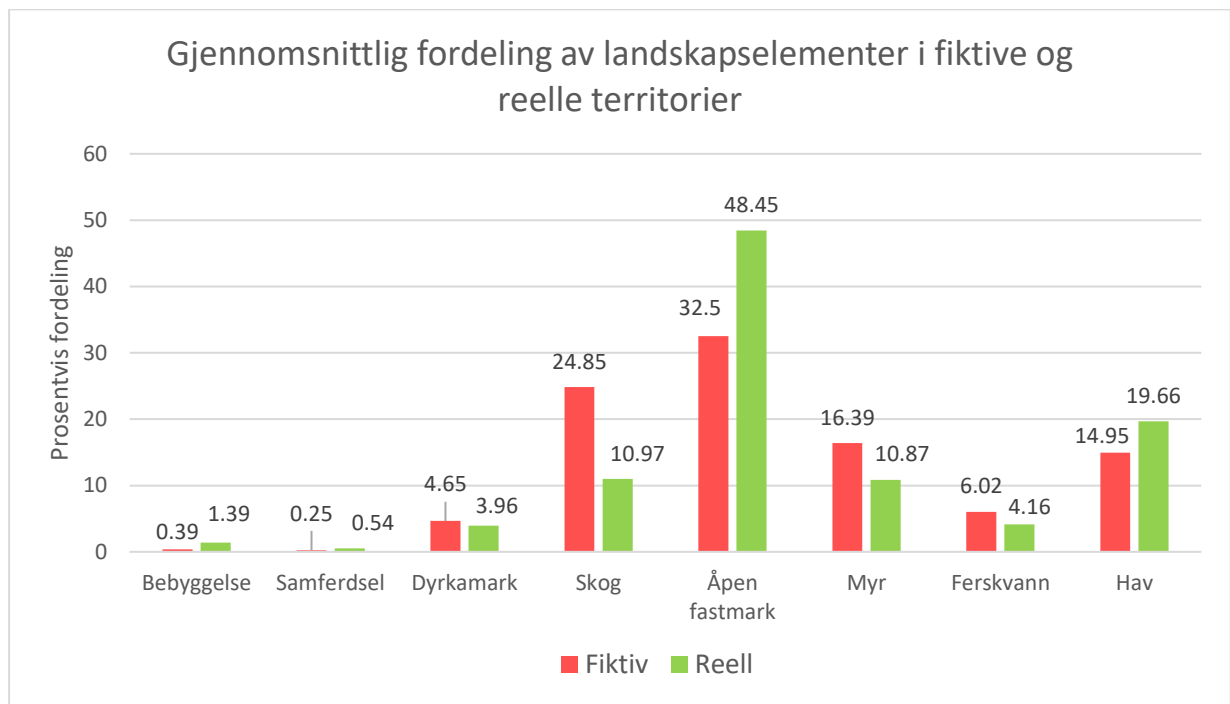
Variabel	Estimat	SD	P
Avstand til veg	1.04	0.38	0.007
Dyrkamark	0.84	0.31	0.008



Figur 7: Arealet dyrkamark i territoriet hadde en positiv sammenheng med ungeproduksjonen til hubro ($\beta = 0.83$, $SE = 0.31$, $p = 0.008$).

3.5 Landskapselementer i reelle og fiktive territorier

Sammenligningen av de ulike landskapselementene i reelle og fiktive territorier, viste at det var signifikant mer åpen fastmark ($W=76$, $p=0.050$), bebyggelse ($W=64$, $p=0.015$) og samferdsel ($W=54$, $p=0.005$) i de reelle territoriene (Figur 8). Naturtypene skog, myr, hav, ferskvann og dyrkamark viste ingen signifikante forskjeller mellom de reelle og fiktive territoriene (Vedlegg E).



Figur 8: Gjennomsnittlig fordeling i prosent av landskapselementene i fiktive og reelle territorier hos hubro på Hitra og Frøya.

4 Diskusjon

Biotiske faktorer

De statistiske analysene avslørte at mengden av de kartlagte byttedyrene ikke påvirket variasjonen i ungeproduksjonen i de 14 territoriene. Dette kan forklares som en funksjonell respons i predator-byttedyrforholdet. For at hubroen i det heletatt skal hekke, må næringsgrunnlaget være godt. Tidligere studier har vist at næringstilgangen er svært viktig for ungeproduksjonen hos hubro (Penteriani & Delgado 2019; Pearson & Husby 2021). Sviktende næringstilgang antas å være årsak til at 9 av totalt 21 ungfugler er funnet døde ved reirhylla etter de var blitt ringmerket i perioden 1999-2019 (Pearson 2019). Perioden etter at ungene begynner å utforske omgivelsene rundt reiret, til de er flygedyktige, er ungedødeligheten stor hos flere arter (Husby & Slagsvold 1992; Tome 2011; Naef-Daenzer & Gruebler 2016).

Det var ingen signifikant sammenheng mellom forekomsten på måker og ungeproduksjonen til hubro. Heller ikke når det ble skilt mellom fiskemåke og terner, og store måker ga det noen signifikant sammenheng. Det kan skyldes at det generelt var mye måker i de fleste territoriene, og der det ikke var måker, var det hare eller et annet viktig byttedyr i stedet. En mulig forklaring på hvorfor stor forekomst av måke ikke økte ungeproduksjonen, er at større måkekolonier har et bedre predatorforsvar (Götmark & Andersson 1984).

Forekomsten av kråkefugl hadde ingen signifikant påvirkning på ungeproduksjonen. Likevel vil man anta at de har en todelt påvirkning, positivt ved at kråkefugl inngår i hubroens næringsutvalg (Bangjord & Obuch 2019), og negativt ved at høye bestander av kråkefugl utsetter eggleggingstidspunktet til hubro (Pearson & Husby 2021). Kråkefugl opptrer ofte i flokk der de kan utfordre hubroen for så å predatere egg eller unger. Denne interaksjonen er kjent fra blant annet studier mellom ravn (*Corvus corax*) og rovfugler i Australia (Bauer & McDonald 2018). Tilstedeværelse av kråkefugl har også en indirekte negativ påvirkning på ungeproduksjonen til hubro ved at de predaterer hubroens byttedyr (Terraube & Bretagnolle 2018). I perioden 2011-2019 ble det på Hitra og Frøya tatt ut i underkant av 9000 kråkefugl som et artsfremmende tiltak (Pearson 2019).

Det var ingen signifikante sammenhenger mellom artsgruppen ender og hubroens ungeproduksjon. Byttedyranalyser tilsier at spesielt gressender er foretrukne byttedyr (Bangjord & Obuch 2019). Hunnen hos endene er godt kamuflert, og de kan være vanskelige å registrere i rugetida. Hannene er lettere å registrere, men det antas likevel at denne artsgruppen ble noe underrepresentert i registreringene. Det var heller ingen signifikante sammenhenger

mellom artsgruppen vadere og ungeproduksjonen til hubro. Hovedtyngden av takseringene foregikk på dagtid, noe som gjorde at enkelte vadere som enkeltbekkasin og rugde ble underrepresentert i næringsutvalget. På grunn av sein vår i 2020, var det få vadere som hadde klekket eggene, noe som kan ført til at denne artsgruppen ble noe underrepresentert. Det er enklere å påvise vadere etter at ungene har klekket, fordi aggresjonsnivået hos foreldrene øker (Cramp 1983).

Hare er i mange områder i Europa utpekt som et viktig byttedyr (Penteriani & Delgado 2019). De statistiske analysene viste imidlertid ingen sammenheng mellom antall harer i territoriet og ungeproduksjonen til hubro. Hare ser likevel ut til å være et viktig byttedyr i enkelte territorier, da det er fravær av andre potensielle byttedyr under registreringene.

Byttedyrgruppen «andre» er en samlebetegnelse for de artsgruppene som opptrådte sparsomt, som det ikke kunne gjøres statistiske analyser på. Selv om denne variabelen ble rangert som den beste, ga den ingen signifikant sammenheng med ungeproduksjonen til hubro. Som det kommer frem av figur 4, utgjør ikke denne variabelen mye av den totale potensielle biomassen. Rype og orrfugl er to arter i gruppen «andre» som lett blir oversett da de i tiden etter egglegging er svært anonyme. Det ville derfor ha vært mer hensiktsmessig å kartlegge disse tidligere på året da lirypa er mer lydytrende, og orrfuglen har leik.

Variabelen «store fugler» inneholdt større byttedyr som gjess, lommer, skarv og gråhegre. Kun de artene som har blitt funnet i byttedyrmaterialet ble medregnet. Å ta større byttedyr krever stor innsats, og det kan medføre en risiko for selv å bli skadet. Sannsynligvis parterer hubroen bytte på åstedet, og tar med seg enkelte deler til reirhylla. Overvåkning av reirhylla har vist at hubroen kan frakte vekk større byttedyrrester, trolig som en strategi for å unngå å tiltrekke seg åtseletere (M. Pearson, personlig meddelelse 10. mai 2021). I tillegg kan man anta at hubro ikke tar veldig mange større byttedyr, ettersom de da lett tiltrekker seg oppmerksomhet fra andre rovfugler og mesopredatorer.

I denne undersøkelsen ble territoriestørrelsen satt til 12,56 km², noe som ser ut å stemme bra med plasseringen av territoriene, med liten grad av overlapping mellom territoriene. Det er imidlertid svært sannsynlig at noen av territoriene er større, og at de derfor har viktige områder for næringssøk utenfor de undersøkte områdene (Penteriani & Delgado 2019).

Resultatene tyder på at når hubroen først etablerer seg et territorium, er næringsgrunnlaget godt nok til at det kan produseres unger. Den variasjonen som er påvist har i de biotiske faktorene trenger heller ikke å samsvare med hvor tilgjengelige de er for hubroen på grunn av reirforsvar,

kamouflasje og evnen til å komme seg unna en angripende hubro. Det skal vektlegges at det ikke ble kartlagt i fiktive territorier. De tilgjengelige byttedyrene i de reelle territoriene kan derfor være signifikante sammenlignet med de fiktive.

Landskapselementer

De statistiske analysene viste at det ikke var signifikant sammenheng mellom ungeproduksjonen til hubro, og fordelingen av de ulike naturtypene i territoriene. Derimot viste sammenligningen av fordelingen av landskapselementene i reelle og fiktive territoriene at det var mer åpne og fuktige områder i de reelle territoriene enn i de fiktive uten hubro. Disse naturtypene er i litteraturen ansett som viktige jaktområder for hubro (Penteriani et al. 2002; Morena-Mateos et al. 2011; Penteriani & Delgado 2019).

En årsak til at de statistiske analysene ikke ga noen sammenheng mellom ungeproduksjonen og fordelingen av landskapselementer i territoriet kan være at når landskapet tilfredsstiller hubroens krav til territorium, betyr ikke variasjonen i landskapselementene noe særlig.

På kysten av Trøndelag er sjøfugl ansett som de viktigste byttedyrene til hubro (Obuch & Bangjord 2016). Derfor var det grunn til å anta at avstanden fra reirhylla til havet kunne være en viktig variabel. Resultatene fra denne undersøkelsen viste imidlertid at det ikke var sammenheng mellom avstanden fra reirhylla til sjøen, og hubroens ungeproduksjon. Selv om det var noe variasjon i avstanden fra reirhylla til sjøen, hekker de fleste med forholdsvis kort avstand til sjøen.

Antropogene faktorer

Ungeproduksjonen til hubro påvirkes negativt av menneskelig forstyrrelser, ødeleggelse og endringer i territoriet (Mikkola 1983; Olsson 1997). Større avstand fra reirhylla til nærmeste vei hadde en signifikant positiv sammenheng med ungeproduksjonen til hubro. Det betyr ikke at eksisterende veier i seg selv er den direkte årsaken, men at motorisert trafikk og/eller menneskelig ferdsel er forklaringen på variasjonen i ungeproduksjonen.

Forklaringen om at turgåere langs veien er påvirkningsfaktoren kan støttes ettersom antall meter merket tursti i territoriene hadde en signifikant negativ påvirkning på ungeproduksjonen. Hubroen er ekstremt sårbar ovenfor menneskelig forstyrrelser, og kan forlate egg og/eller små unger (del Hoyo et al. 1996). Det er dokumentert at generell menneskelig ferdsel langs tilrettelagte turstier er den nest største trusselen, etter elektrokusjon og kollisjoner med kraftledninger, blant de overvåkede hubroterritoriene i Sør-Norge (Heggøy et al. 2020). De siste årene er det blitt veldig populært med tilrettelegging i form av organiserte

trimkonkurranser, hvor eksempelvis folk skal finne frem til ulike turmål i terrenget (Trimpoeng 2021).

Antall gårdsbruk i territoriet ga en positiv effekt på ungeproduksjonen til hubro. I områder rundt gårdsbruk finnes et mosaikklandskap av randsoner og dyrkamark som kjennetegnes av åpne områder hvor man produserer nyttevekster. I disse områdene kan det være høy artsrikdom med mange potensielle byttedyr. Ved gårdsbrukene vil dessuten rotter og andre smågnagere vanligvis forekomme i høyere antall, enn områder uten mennesker. Dessuten er det en del fuglearter som benytter dyrkamarka til næringssøk eller hekking (Husby et al. 2021). Opphør eller sterk endring av driftsformen vil kunne føre til gjengroing som påvirker ungeproduksjonen til hubro negativt (Penteriani et al. 2002; Morena-Mateos et al. 2011).

Ved å sette opp nye kandidatmodeller basert på de variablene blant de likeverdige kandidatmodellene ($\Delta AICc < 2$) fra hypotese 1-3, ga arealet dyrkamark i territoriet, og avstand til vei fra reirhylla en positiv signifikant sammenheng på ungeproduksjonen til hubro. Antall gårdsbruk og arealet dyrkamark i territoriet korrelerte høyt (0.73), noe som kan forklare hvorfor antall gårdsbruk hadde en positiv effekt på ungeproduksjonen i en analyse, og areal dyrkamark i en annen. Det er ikke selve gården som er det viktige, men de landskapselementene rundt gårdene med tilhørende byttedyr.

Det er godt kjent at hubro kan hekke nært bebyggelse så lenge området ved reirhylla får være i fred (Penteriani & Delgado 2019), og at det er god tilgang på byttedyr (Marchesi et al. 2002). Måker er et viktig byttedyr for hubro, og en artsgruppe som kan velge å hekke i tilknytning til bebyggelse, trolig i mange områder som et predatorforsvar mot f.eks. havørn (Christensen-Dalsgaard et al. 2020). Andre eksempler på lignede tilfeller er en art som tornskate som hekker i urbane områder i pga. høyere forekomst av spurvefugl (Artur & Cezary 2014) og vandrefalk pga. tilgangen på hekkeplasser og byttedyr (Gahbauer et al. 2015).

Andre mulige forklaringer på variasjon i ungeproduksjonen

Miljøgifter hos toppredatorer er godt dokumentert (Brink 2018). Bruk av rottegift (spesielt rodenticider) har vært, og er fortsatt problematisk da giftstoffene akkumuleres i næringskjeden (Langford et al. 2013). Hubro er i stand til å predatere mange mesopredatorer som andre ugler, dagrovfugler og kråkefugl. Det gjør den spesielt utsatt for bioakkumulering (Lourenço et al. 2011). Norsk veterinærinstitutt har dokumentert ulike former for rottegift (*warfarin*, *kumatetralyl*, *bromadialon*, *brodifakum*, *difenakum* og *flokumafen*) i 72 % av alle døde hubroer undersøkte i Norge i perioden 1994-2014 (Bernhoft et al. 2018). Samtlige individer som ble

undersøkt fra Hitra og Frøya inneholdt giftstoffer. Som en konsekvens er det vist at hubroen kan legge ubefruktede egg (Penteriani & Delgado 2019)

Kollisjoner og elektrokusjon med kraftledninger er et globalt problem som omhandler en rekke fuglearter med stort vingespenn (K. Bevanger 1998). Samtlige 14 territorier som ble undersøkt på Hitra og Frøya inneholdt kraftledninger. Likevel ga ikke denne faktoren noe utslag på ungeproduksjonen. DNA-analyser har vist at det var lite utskifting av voksen fugl i studieområdet, noe som kan tyde på at etablerte par har lært seg unngå denne faren (Pearson 2019). I nyere tid er tiltak som spikermatter på stolpen og montering av sittepinner utført. Det er å anta at ungfugler som nylig har kommet på vingene er mest utsatt for kollisjoner og elektrokusjon.

Basert på de ulike kandidatmodellene ser man at forklaringsprosenten på hva som påvirker ungeproduksjonen er lav. Det kan tyde på at det er andre årsaker, eller andre kombinasjoner av variabler som kan forklare ungeproduksjonen bedre. Funksjonen *dredge* er verktøy som kan kombinere alle mulige kombinasjoner av forklaringsvariablene, og rangere disse (Fisher et al. 2018). Ulempen er at det blir laget kombinasjoner som en naturlig ikke kan se for seg. Ved bruk av dette verktøyet vil det være behov for å gjøre avveininger på hva som er biologisk mulig (D. Anderson 2008).

5 Konklusjon

De statistiske analysene har vist at gårdsbruk med omkringliggende dyrkamark, randsoner og mosaikklandskap har en positiv påvirkning på hubroens ungeproduksjon. Større avstand fra reirhylla til nærmeste vei hadde en signifikant positiv sammenheng med ungeproduksjonen.

Ting tyder på at når hubroen først har etablert seg i et territorium, er næringsgrunnlaget godt nok til at de kan produsere unger. De statistiske analysene ser ut til å støtte denne teorien, ettersom ingen spesifikk byttedyrgruppe hadde noen signifikant effekt på ungeproduksjonen.

Denne undersøkelsen har vist at menneskelig ferdsel i form mengden av tilrettelagte turstier i territoriet, har en negativ påvirkning på ungeproduksjonen til hubro. Forvaltningsmessig vil det å ivareta kjerneområdene nært reirhylla være viktig i den mest sårbare perioden fra februar til utgangen av juli. Hva som menes med nært vil være unikt for hvert territorium basert på topografi og beliggenhet. En økende grad av friluftsliv er utvilsomt en forvaltningsutfordring, og beslutningstakere burde etterstrebe løsninger som oppnår hensynsfulle friluftaktiviteter som er i tråd med dagens lovverk (eksempelvis friluftslovens § 2. Ferdsel i utmark). Tilrettelegging av turstier, orienteringsløp, og andre trimkonkurranser er eksempler på aktiviteter som bør organiseres i samråd med erfarne fagfolk og forvaltningsmyndigheter slik at man unngår unødig ferdsel i de områdene hvor hubroen hekker.

6 Referanseliste

- Anderson, D. (2008). *Model Based Inference in the Life Sciences: A Primer on Evidence*. New York, NY: Springer Science+Business Media, LLC.
- Anderson, H. L. & Lent, P. C. (1977). Reproduction and growth of the tundra hare (*Lepus othus*). *Journal of Mammalogy*, 58, 53-57.
- Angerbjörn, A. & Flux, J. E. C. (1995). *Leptus timidus* (The American Society of Mammalogists). 495, 1-11 s.
- Artur, G. & Cezary, M. (2014). Nest Site Characteristics and Breeding Success of the Red-Backed Shrike (*Lanius collurio*) in Agricultural Landscape in Eastern Poland: Advantage of Nesting Close to Buildings. *Ecoscience*, 21(2), 168-173.
- Bangjord, G. & Obuch, J. (2019). *Diett hos hubro i Trøndelag 2019*. NOF-notat. 23-2019, 20 s.
- Barbosa, P. & Castellanos, I. (2005). *Ecology of predator-prey interactions*. Oxford; New York: Oxford University Press.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M. & Walker, S. C. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of statistical software*, 67(1), 1-48.
- Bauer, A. L. & McDonald, P. G. (2018). Interactions between Australian Ravens and raptors in a pastoral area of New South Wales: Interspecific aggression and nest-site spacing. *Australian Field Ornithology*, 35, 1-7 s.
- Bernhoft, A., Torget, V., Vikøren, T., Ørnsrud, R., Lyche, J. L., Sandvik, M., Viljugrein, H., Tarpai, A., Mejdell, C. M. & Madslie, K. (2018). Miljøgifter i hubro i Norge 1994-2014 - Rottegifter, klororganiske forbindelser og toksiske metaller. *Vetrinærinstituttet*, 18, 1-20.
- Bevanger, K. (1994). Bird interactions with utility structures; collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis*, 136, 412-425.
- Bevanger, K. (1998). Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological conservation*, 86(1), 67-76.
- Bevanger, K., Bartzke, G., Brøseth, H., Dahl, E. L., Gjershaug, J. O., Hanssen, F., Jacobsen, K.-O., Kvaløy, P., May, R., Meås, R., Nygård, T., Stokke, S. & Thomassen, J. (2011). *Optimal design and routing of power lines; ecological, technical and economic perspectives (OPTIPOL) : Progress Report 2011*. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Bevanger, K. & Overskaug, K. (1998). Utility structures as a mortality factor for raptors and owls in Norway. *R. D. Chancellor, B.-U. Meyburg and J. J. Ferrero eds. 1998, Holarctic Birds of Prey, ADENEX-WWGBP*, 381-391.
- Bevanger, K. M., Bartzke, G., Brøseth, H., Dahl, E. L., Gjershaug, J. O., Hanssen, F. O., Jacobsen, K. O., Kleven, O., Kvaløy, P., May, R. F., Nygård, T., Refsnæs, S., Stokke, S., Thomassen, J. & Meås, R. (2014). Optimal design and routing of power lines; ecological technical and economic perspectives (OPTIPOL). Final Report, findings 2009 – 2014. I: Norsk institutt for naturforskning.
- BirdID. (2020). Birdids fuglebok. Hentet 01.11 2020 fra <https://quiz.natureid.no/bird/eBook.php>
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H. & White, J.-S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol Evol*, 24(3), 127-135.
- Brainerd, S. (2005). *Lokalforankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt : en kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing (8242615624)*. Oslo: Norsk institutt for naturforskning. 38, 76 s.

- Brambilla, M. & Bionda, R. (2013). Variation in productivity and territory occupancy in an Eagle Owl *Bubo bubo* population. *Ornis fennica*, 90(1), 50-56.
- Brink, N. W. v. d. (2018). *Anticoagulant rodenticides and wildlife*. Cham, Switzerland: Springer.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference* (2. utg.). New York: Springer.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy*, 24(3), 346-352.
- Christensen-Dalsgaard, S., Anker-Nilssen, T., Dehnhard, N., Strøm, H. (redaktører), Bustnes, J. O., Benjaminsen, S., Descamps, S., Erikstad, K. E., Fauchald, P., Hanssen, S. A., Langset, M., Lorentsen, S.-H., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T. K. & Systad, G. H. R. (2020). Sjøfugl i Norge 2019. Resultater fra SEAPOP-programmet. *SEAPOP*, 28.
- Collins, G. H., Timm, H. K. & Johnson, W. N. (2004). *Snowshoe Hare Pellet Counts* U.S. Fish and Wildlife Service Tetlin National Wildlife Refuge, 4, 1-17
- Coolen, A. C. C., Sheikh, M., Mozeika, A., Aguirre-Lopez, F. & Antenucci, F. (2020). Replica analysis of overfitting in generalized linear models, 53, 46.
- Cramp, S. (1983). *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa : the birds of the Western Palearctic : 3 : Waders to gulls*. Oxford: Oxford University Press.
- Dalbeck, L. & Heg, D. (2006). Reproductive success of a reintroduced population of Eagle Owls *Bubo bubo* in relation to habitat characteristics in the Eifel, Germany. *Ardea*, 94 (1), 3-21.
- del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Cabot, J. & International Council for Bird, P. (1996). *Handbook of the birds of the world : Vol. 3 : Hoatzin to Auks*. Barcelona: Lynx edicions.
- Direktoratet for naturforvaltning. (2009). *Handlingsplan for hubro : Bubo bubo* (9788270727827). Trondheim: DN Rapport. 2009-1, 26
- Dolmen, D. & Seland, J. (2016). How fast do amphibians disperse? Introductions, distribution and dispersal of the common frog *Rana temporaria* and the common toad *Bufo bufo* on a coastal island in Central Norway. *Fauna norvegica*, 36, 33.
- Eriksen, A. & Wabakken, P. (2018). Activity patterns at the Arctic Circle: nocturnal eagle owls and interspecific interactions during continuous midsummer daylight. *Journal of Avian Biology*, 49(7), e01781-n/a.
- ESRI. (2020a). ArcGIS Pro. Hentet 15.02 2020 fra <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>
- ESRI. (2020b). Create Random Points (Data Management). Hentet 20.02 2020 fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/data-management/create-random-points.htm>
- Fabrizio, S., Luigi, M., Paolo, P., Miguel, F. & Vincenzo, P. (2004). Electrocutation Alters the Distribution and Density of a Top Predator, the Eagle Owl *Bubo bubo*. *The Journal of applied ecology*, 41(5), 836-845.
- Fisher, R., Wilson, S. K., Sin, T. M., Lee, A. C. & Langlois, T. J. (2018). A simple function for full-subsets multiple regression in ecology with R. *Ecol Evol*, 8(12), 6104-6113.
- Flux, J. E. C. (1970). Life history of the Mountain hare (*Lepus timidus scoticus*) in north-east Scotland. *J. Zoology*, 161, 75-123.
- Frafjord, K. (2012). *Sauebeiting reduserer bestanden av vånd i Solvær. Rapport fra befaringer gjort i august 2012*. . Tromsø Museum. 6 s.

- Fremming, O. R. (1986). *Bestandsnedgang av Hubro (Bubo bubo) i Øst-Norge 1920-1980 = population decline of eagle owl (Bubo bubo) in East-Norway 1920-1980*. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning, Viltforskningen.
- Fryxell, J. M., Sinclair, A. R. E. & Caughley, G. (2014). *Wildlife Ecology, Conservation, and Management*. Hoboken: Hoboken: John Wiley & Sons, Incorporated.
- Gahbauer, M. A., Bird, D. M., Clark, K. E., French, T., Brauning, D. W. & McMorris, F. A. (2015). Productivity, mortality, and management of urban peregrine falcons in northeastern North America. *Jour. Wild. Mgmt*, 79(1), 10-19.
- Götmark, F. & Andersson, M. (1984). Colonial breeding reduces nest predation in the common gull (*Larus canus*). *Animal Behaviour*, 32(2), 485-492.
- Hagen, Y. (1952). *Rovfuglene og viltpleien*. Oslo: Gyldendal.
- Heggøy, O. & Eggen, M. (2020). *Tiltak for bakkehekkende fugler i jordbrukslandskapet*. NOF. 3, 78 s.
- Heggøy, O., Gunleifsen, L., Husebø, H., Kleven, O., Steen, O. F., Steinsvåg, M. J., Undheim, O. & Øien, I. J. (2020). *Overvåking av hubro i Sør-Norge 2012–2019*. 1, 26 s.
- Heggøy, O. & Shimmings, P. (2020). *Status og trusler for hubro i Norge. Faggrunnlag for revidering av nasjonal handlingsplan*. 4, 67 s.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015). *Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken, Norge. 1.2, 193
- Hothorn, T. & Hornik, K. (2019). Exact Distributions for Rank and Permutation Tests. Hentet 07.04 2021 fra <https://cran.r-project.org/web/packages/exactRankTests/exactRankTests.pdf>
- Husby, M., Hoset, K. S. & Butler, S. (2021). Non-random sampling along rural–urban gradients may reduce reliability of multi-species farmland bird indicators and their trends. *Ibis (London, England)*, 163(2), 579-592.
- Husby, M. & Slagsvold, T. (1992). Post-Fledging Behaviour and Survival in Male and Female Magpies *Pica pica*. *Ornis Scandinavica*, 23(4), 483-490.
- IUCN. (2020). IUCN redlist. Hentet 23.03 2020 fra <https://www.iucnredlist.org/>
- Jacobsen, K.-O. & Gjershaug, J. O. (2014). *Oppdatering av faggrunnlaget til handlingsplanen for hubro NINA Minirapport*. 491
- Jacobsen, K.-O. & Røv, N. (2007). *Hubro på Sleneset og vindkraft*. Tromsø: Norsk institutt for naturforskning.
- Kartverket. (2020). FKB-AR5. Hentet 26.01 2020 fra <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/fkb-ar5/166382b4-82d6-4ea9-a68e-6fd0c87bf788>
- Klima- og miljødepartementet. (2016). *Friluftsliv, Natur som kilde til helse og livskvalitet* (Meld. St. 18 (2015–2016)).
- Korner-Nievergelt, F., Roth, T., von Felten, S., Guélat, J., Almasi, B. & Korner-Nievergelt, P. (2015). *Bayesian Data Analysis in Ecology Using Linear Models with R, BUGS, and Stan*. Saint Louis: Elsevier Science & Technology.
- Krebs, C. J., Boonstra, R., Nams, V., O'Donoghue, M., Hodges, K. E. & Boutin, S. (2001). Estimating snowshoe hare population density from pellet plots: a further evaluation. *Canadian journal of zoology*, 79(1), 1-4.
- Langford, K. H., Reid, M. & Thomas, K. V. (2013). The occurrence of second generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway. *Sci Total Environ*, 450-451, 205-208.
- Leditznig, C. (1996). Habitatwahl des Uhus (*Bubo bubo*) im Südwesten Niederösterreichs und in den donaanahen Gebieten des Mühlviertels auf Basis radiotelemetrischer Untersuchungen. *Abh. Zool.-Bot. Ges. österreich* 29, 47-68.

- Lourenço, R., Tavares, P. C., del Mar Delgado, M., Rabaça, J. E. & Penteriani, V. (2011). Superpredation increases mercury levels in a generalist top predator, the eagle owl. *Ecotoxicology*, 20(4), 635-642.
- Madslie, K., Vikøren, T., Sandvik, M., Ørnsrud, R., Torget, J. V., Lyche, J., Mejdell, C. M. & Bernhoft, A. (2017). *Norwegian Veterinary Institute Nivåer av tungmetaller, rottegifter og organiske miljøgifter i norske hubroer fra 1998-2014*. Vetrinærinstituttet. 9, 15 s.
- Marchesi, L., Sergio, F. & Pedrini, P. (2002). Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis (London, England)*, 144(4), E164-E177.
- Mazerolle, M. J. (2006). Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* 27, 169-180.
- Meteorologisk institutt. (2020). Yr.no. Hentet 20.10 fra <https://www.yr.no/nb/historikk/graf/1-214850/Norge/Tr%C3%B8ndelag/Fr%C3%B8ya/Sistranda>
- Mikkola, H. (1976). Owls killing and killed by other raptors in Europa. *Br. Birds*, 69, 144-154.
- Mikkola, H. (1983). *Owls of Europe*. Calton: Poyser.
- Miljødirektoratet. (2019). *Naturvennlig tilrettelegging for friluftsliv. M-1326*, 64 s.
- Moen, A., Odland, A. & Lillethun, A. (1998). *Vegetasjon*. Hønefoss: Norges geografiske oppmåling og Statens kartverk.
- Morena-Mateos, D., Benayas, J. M. R., Pérez-Camacho, L., de la Montaña, E., Rebollo, S. & Cayuela, L. (2011). Effects of land use on nocturnal birds in a Mediterranean agricultural landscape. *Acta ornithologica*, 46, 174-182.
- Naef-Daenzer, B. & Grüebler, M., U. (2016). Post-fledging survival of altricial birds: ecological determinants and adaptation. *Journal of field ornithology*, 87(3), 227-250.
- Nams, V., Krebs, C. J., Boonstra, R., O'Donoghue, M., Hodges, K. E. & Boutin, S. (2001). Estimating snowshoe hare population density from pellet plots: a further evaluation. *Revue canadienne de zoologie*, 79(1), 1-4.
- Neset, I., Helstad, Ø., Larsen, T., Vie, O., Bø, C. & Draagen, E. A. (2017). *Forvaltningsplan for grågås, Frøya kommune og Hitra kommune 2017-2022*.
- Newey, S., Bell, M., Enthoven, S. & Thirgood, S. (2003). Can distance sampling and dung plots be used to assess the density of mountain hares *Lepus timidus*? *Wildlife-Biology*, 9, 185-192.
- Norges geologiske undersøkelser. (2020). Berggrunn. Hentet 28.10 2020 fra http://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/
- Obuch, J. & Bangjord, G. (2016). The Eurasian eagle-owl (*Bubo bubo*) diet in the Trøndelag region (Central Norway). *Slovak Raptor Journal*, 10(1), 51-64.
- Oddane, B. (2011). *Kartlegging av potensielt farlige 22 kV kraftlinjer og stolpekonstruksjoner i nærheten av hekkelokaliteter for hubro* (Ecofact). 75, 16 s.
- Oddane, B., Undheim, O., Undheim, O., Sonerud, G. A., Steen, R. & Mangersnes, R. (2012). *Hubro Bubo bubo på Høg-Jæren / Dalane: Bestand, arealbruk og habitatvalg* (Ecofact 1891-5450). 153, 40 s.
- Olsson, V. (1997). Breeding success, dispersal, and long-term changes in a population of Eagle Owls *Bubo bubo* in southeastern Sweden 1952-1996. *Ornis Svecica*, 7, 49-60.
- Pearson, M. (2012). *Hubro - overvåking av hekkelokaliteter som mislykkes med hekking*. Upublisert. 20
- Pearson, M. (2019). *Kartlegging og overvåking av hubro i Hitra og Frøya kommuner i Trøndelag*. Upublisert.
- Pearson, M. (2020). *Kartlegging, overvåking og skjøtsel av hubro i Hitra og frøya kommuner i Trøndelag*. Upublisert.

- Pearson, M. & Husby, M. (2021). Supplementary feeding improves breeding performance in Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*). *Ornis fennica*, 98, 46-58.
- Pedersen, S. & Pedersen, H.-C. (2012). *Bestandssituasjonen for hare i Norge - en kunnskapstatus*. Norsk institutt for naturforskning. 886, 46 s.
- Penteriani, V. & Delgado, M. d. m. (2019). *The eagle owl*. United Kingdom: T & AD POYSER.
- Penteriani, V., Gallardo, M. & Roche, P. (2002). Landscape structure and food supply affect eagle owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intra-population heterogeneity. *J. Zoology*, 257(3), 365-372.
- Penteriani, V., Gallardo, M., Roche, P. & Cazassus, H. (2001). Effects of landscape spatial structure and compositions on the settlement of Eagle Owl *Bubo bubo* in Mediterranean habitat. *Ardea*, 89 (2), 331-340.
- Piechocki, R. & März, R. (1985). *Der Uhu : Bubo bubo L* (5. überarb. Aufl. utg.). Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen.
- R Core Team. (2021a). The R Project for Statistical Computing. Hentet 25.01. 2021 fra <https://www.r-project.org/>
- R Core Team. (2021b). The R Stats Package. Hentet 12.04 2021 fra <https://rdrr.io/r/stats/wilcox.test.html>
- Rubolini, D., Bassi, E., Bogliani, G., Galeotti, P. & Garavaglia, R. (2001). Eagle Owl *Bubo bubo* and powerline interactions in the Italian Alps. *Bird Conservation International*, 11, 319-324.
- Savage, R. M. (1961). *The ecology and life history of the common frog : (Rana temporaria temporaria)*. London: Pitman.
- Schober, P., Boer, C. & Schwarte, L. A. (2018). Correlation Coefficients: Appropriate Use and Interpretation. *Anesthesia & Analgesia*, 126, 1763-1768.
- Seland, J. (2014). *Frøyfrosk-prosjektet. Utbredelse og spredning av vanlig frosk Rana temporaria etter utsetting på Frøya, Sør-Trøndelag (2010-2014)*. 20, 7
- Sonerud, G. A. (1991). *Ugler. Norges dyr: Fuglene*. Oslo: W. Cappelen.
- Spidsø, T. K. & Pedersen, H. C. (1991). *Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare*. NINA. 62, 19 s.
- Terraube, J. & Bretagnolle, V. (2018). Top-down limitation of mesopredators by avian top predators: a call for research on cascading effects at the community and ecosystem scale. *160*, 693-702.
- Tome, D. (2011). Post-fledging survival and dynamics of dispersal in Long-eared Owls *Asio otus*. *Bird Study*, 58(2), 193-199.
- Trimpoeng. (2021). Trimpoeng. Hentet 15.03 2021 fra <https://info.trimpoeng.no/>
- Willgohs, J. F. (1984). *Havørn i Norge : næring, forplantningsøkologi, konkurrenter og fiender*. Trondheim: Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3-14.
- 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*. New York: Springer.
- Øien, I. J., Heggøy, O., Shimmings, P., Aarvak, T., Jacobsen, K.-O., Oddane, B., Ranke, P. S. & Steen, O. F. (2014). *Status for hubro i Norge* (Norsk Ornitologisk Forening). 8, 71 s.
- Aars, J., Lambin, X., Denny, R. & Griffin, A. C. (2001). Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation*, 4(3), 187-194.

7 Vedlegg

Vedlegg A

Tabell A1: Korrelasjonsmatrisen la grunnlaget for å velge ut aktuelle variabler til kandidatmodellene i hypotese 1.

	Måker	Fm/terner	Stormåker	Ender	Vadere	St. fugler	Gg/EA	Kråkefugl	Andre	Hare
Måker	1.00	0.65	0.90	0.65	0.56	0.41	0.68	0.34	-0.53	-0.62
Fiskemåke/terner		1.00	0.56	0.40	0.73	0.49	0.72	0.63	-0.18	-0.72
Stormåker			1.00	0.68	0.62	0.34	0.79	0.29	-0.56	-0.70
Ender				1.00	0.32	0.34	0.45	-0.06	-0.52	-0.39
Vadere					1.00	0.28	0.75	0.41	-0.07	-0.85
Store fugler						1.00	0.39	0.43	-0.67	-0.21
Grågås/ærfugl							1.00	0.56	-0.25	-0.69
Kråkefugl								1.00	-0.02	-0.32
Andre									1.00	0.11
Hare										1.00

Tabell A2: Rangeringen av kandidatmodellene til hypotese 1.

Modell	Df	AICc	Δ AICc	AICcWt
Andre	3	130.8	0.00	0.14
Ender + hare	4	131.0	0.21	0.12
Ender	3	131.5	0.63	0.09
Nullmodell	2	131.6	0.80	0.09
Andre + hare	4	132.3	1.43	0.07
Ender + vadere	4	132.5	1.63	0.06
Andre + grågås/ærfugl	4	132.6	1.74	0.06
Ender + kråkefugl	4	132.8	2.00	0.05
Stormåke	3	133.1	2.29	0.04
Fiskemåke/terner + ender	4	133.2	2.40	0.04
Ender + store fugler + hare	5	133.3	2.46	0.04
Måker	3	133.4	2.60	0.04
Ender + andre + grågås/ærfugl	5	133.5	2.63	0.04
Fiskemåke/terner	4	133.6	2.74	0.03
Hare	3	133.7	2.91	0.03
Store fugler	3	133.8	2.97	0.03
Stormåke + andre + kråkefugl	5	134.5	3.64	0.02
Ender + kråkefugl + vadere	5	134.7	3.84	0.02
Ender + store fugler + vadere	5	134.7	3.88	0.02
Fiskemåke/terner + stormåke	4	135.0	4.22	0.02
Ender + kråkefugl + store fugler + hare	6	135.7	4.85	0.01
Fiskemåke/terner + store fugler	4	135.8	4.93	0.01
Store fugler + hare	4	136.0	5.12	0.01

Vedlegg B

Tabell B1: Korrelasjonsmatrise for hypotese 2 som omhandlet ulike landskapselementer som fordelingen av ulike naturtyper i territoriet, samt avstanden fra reirhylla til sjøen

	Skog	Myr	Dyrka - mark	Hav	Åpen. - fastmark	Fersk- vann	Samf.	Bebyg.	Avstand sjø	Avstand sjø man.
Skog	1.00	0.29	-0.56	-0.13	-0.64	-0.08	-0.43	-0.49	0.14	0.08
Myr		1.00	-0.56	-0.80	0.30	0.57	-0.49	-0.39	0.60	0.72
Dyrkamark			1.00	0.44	0.22	-0.27	0.68	0.71	-0.27	-0.32
Hav				1.00	-0.60	-0.58	0.26	0.12	-0.85	-0.93
Åpen fastmark					1.00	0.43	0.18	0.35	0.46	0.58
Ferskvann						1.00	-0.29	-0.11	0.43	0.51
Samferdsel							1.00	0.91	-0.24	-0.24
Bebyggelse								1.00	-0.03	-0.09
Avs. til nærmeste havflate									1.00	0.96
Avs. til havflate										1.00

Tabell B2: Rangering av samtlige kandidatmodeller til hypotese 2.

Modell	Df	AICc	Δ AICc	AICcWt
Nullmodell	2	131.6	0.00	0.11
Dyrkamark + avstand til havflate	4	132.4	0.77	0.07
Dyrkamark	3	132.4	0.78	0.07
Dyrkamark + avstand til sjø	4	132.9	1.24	0.06
Dyrkamark + ferskvann	4	133.1	1.47	0.05
Ferskvann	3	133.1	1.52	0.05
Samferdsel	3	133.2	1.57	0.05
Avstand til havflate	3	133.2	1.61	0.05
Skog	3	133.3	1.68	0.05
Avstand til nærmeste havflate	3	133.3	1.69	0.05
Hav	3	133.4	1.73	0.05
Åpen fastmark	3	133.4	1.80	0.04
Bebyggelse	3	133.8	2.16	0.04
Myr	3	133.8	2.17	0.04
Myr + Dyrkamark	4	134.0	2.36	0.03
Åpen fastmark + dyrkamark	4	134.3	2.65	0.03
Myr + ferskvann	4	135.0	3.42	0.02
Ferskvann + avstand til havflate	4	135.2	3.53	0.02
Myr + skog	4	135.4	3.74	0.02
Åpen fastmark + ferskvann + dyrkamark	5	135.4	3.77	0.02
Åpen fastmark + avstand til nærmeste havflate	4	135.4	3.79	0.02
Skog + ferskvann + bebyggelse	5	135.4	3.79	0.02
Åpen fastmark + myr	4	135.6	3.99	0.02
Åpen fastmark + myr + dyrkamark	5	136.2	4.53	0.01

Vedlegg C

Tabell C1: korrelasjonsmatrise for hypotese 3 som omhandlet antropogene forstyrrelser

	Avstand bygninger	Avstand veg	Avstand tursti	Avstand kraftlinje	Bygninger	Fritids-bolig	Gårdsbruk	Bolighus	Veg	Tursti	Kraftlinje
Avstand bygning	1.00	0.39	-0.10	0.44	-0.11	-0.55	-0.36	-0.15	-0.11	0.45	-0.31
Avstand veg		1.00	0.17	0.16	-0.18	-0.36	-0.31	-0.07	-0.28	0.23	0.00
Avstand tursti			1.00	0.05	-0.24	0.08	-0.20	-0.27	-0.19	-0.69	-0.13
Avstand krft.ledn				1.00	-0.50	-0.50	-0.64	-0.53	-0.53	0.09	-0.76
Bygninger					1.00	0.59	0.46	0.95	0.95	0.08	0.61
Fritidsbolig						1.00	0.54	0.60	0.56	-0.54	0.67
Gårdsbruk							1.00	0.60	0.44	-0.09	0.75
Bolighus								1.00	0.85	0.06	0.67
Veg									1.00	0.06	0.64
Tursti										1.00	-0.16
Kraftlinje											1.00

Tabell C2: Samtlige kandidatmodeller som ble undersøkt til hypotese 3.

Model	Df	AICc	Δ AICc	AICcWt
Avstand til veg + antall gårdsbruk + antall meter tursti	5	126.3	0.00	0.21
Avstand til veg + antall gårdsbruk	4	127.1	0.73	0.15
Avstand til veg + antall gårdsbruk + avstand til tursti	5	127.2	0.87	0.14
Avstand til veg + antall fritidsboliger	4	128.0	1.62	0.09
Avstand til veg + antall bolighus + antall gårdsbruk	5	128.9	2.56	0.06
Avstand til sti + antall meter kraftlinje	4	128.9	2.61	0.06
Avstand til bygning + antall meter kraftlinje	4	128.9	2.61	0.06
Avstand til tursti + avstand til veg + antall bolighus	5	129.8	3.51	0.04
Antall meter kraftlinje	3	130.0	3.64	0.03
Avstand til bygning + avstand til tursti + antall gårdsbruk	5	130.4	4.03	0.03
Avstand til veg + antall bolighus	4	130.8	4.43	0.02
Nullmodell	2	131.6	5.29	0.02
Avstand til bygning + antall gårdsbruk	4	131.7	5.37	0.01
Antall meter tursti + antall meter kraftlinje	4	131.7	5.38	0.01
Antall gårdsbruk	3	132.4	6.11	0.01
Avstand til bygning + avstand til tursti + avstand til veg	5	132.7	6.41	0.01
Avstand til bygning + avstand til tursti	4	132.9	6.56	0.01
Avstand til tursti + antall bolighus	4	132.9	6.60	0.01
Antall meter veg	3	133.1	6.74	0.01
Antall meter tursti	3	133.1	6.74	0.01
Antall fritidsboliger	3	133.5	7.14	0.01
Avstand til kraftlinje + avstand til bygning + avstand til tursti + avstand til veg	6	133.5	7.20	0.01
Antall meter tursti + antall gårdsbruk	4	134.0	7.67	0.01
Avstand til kraftlinje + avstand til tursti	4	134.1	7.80	0.001
Avstand til kraftlinje + antall gårdsbruk	4	134.2	7.88	0.001
Avstand til kraftlinje + antall meter veg + avstand til bygning + avstand til tursti	6	135.0	8.66	0.001
Antall fritidsboliger + antall meter veg	4	135.3	8.99	0.001
Antall fritidsbolig + avstand til bygning + avstand til tursti + antall bolighus	6	135.8	9.49	0.001
Antall meter tursti + antall meter veg + antall gårdsbruk	5	136.3	9.94	0.001
Avstand til kraftlinje + antall fritidsboliger + antall meter tursti + antall meter veg	6	138.2	11.83	0.001

Vedlegg D

Tabell D1: Korrelasjonsmatrise for de utvalgte variablene fra de biotiske, landskapsmessige, og antropogene faktorene som dannet grunnlaget for en fjerde analyse.

	BM 1	BM 2	Dyrkamark	Avstand til veg	Avstand til tursti	Avstand til bygninger	Gårdsbruk	Tursti	Kraftlinjer
Biomasse 1	1.00	0.83	0.49	-0.46	0.07	-0.10	0.33	-0.25	0.05
Biomasse 2		1.00	0.13	-0.32	-0.15	0.12	-0.10	0.07	-0.44
Dyrkamark			1.00	-0.28	-0.15	-0.25	0.73	-0.19	0.64
Avstand til veg				1.00	0.17	0.39	-0.31	0.23	-0.02
Avstand til tursti					1.00	-0.10	-0.20	-0.69	-0.13
Avstand til bygninger						1.00	-0.36	0.45	-0.31
Gårdsbruk							1.00	-0.09	0.75
Tursti								1.00	-0.16
Kraftlinjer									1.00

Tabell D2: Samtlige kandidatmodeller fra analysen med de utvalgte biotiske, landskapsmessige, og antropogene faktorene

Model	Df	AICc	Δ AICc	AICcWt
Areal dyrkamark + avstand til veg	4	125.8	0.00	0.19
Antall gårdsbruk + avstand til veg + antall meter tursti	5	126.3	0.53	0.14
Areal dyrkamark + avstand til veg + antall meter tursti	5	126.9	1.14	0.11
Areal dyrkamark + avstand til veg + avstand til tursti	5	127.0	1.22	0.10
Antall gårdsbruk + avstand til tursti	4	127.1	1.26	0.10
Biomasse 2 + areal dyrkamark + avstand til veg	5	127.9	2.06	0.07
Areal dyrkamark + avstand til bygninger + avstand til veg	5	128.0	2.18	0.06
Biomasse 1 + antall gårdsbruk + avstand til veg	5	129.2	3.42	0.03
Biomasse 2 + antall gårdsbruk + avstand til veg	5	129.4	3.58	0.03
Biomasse 2 + avstand til tursti + antall gårdsbruk + avstand til veg	6	129.6	3.79	0.03
Nullmodell	2	131.6	5.82	0.01
Biomasse 1 + antall meter kraftlinje	4	131.8	6.03	0.01
Areal dyrkamark + avstand til tursti + biomasse 2	5	133.9	8.13	0.003
Areal dyrkamark + biomasse 2 + antall meter tursti	5	135.0	9.16	0.002

Vedlegg E

Tabell E: Sammenligningen av fordelingen mellom landskapselementene i fiktive og reelle territorier viste at det var signifikant mer åpen fastmark, samferdsel og bebyggelser i de reelle.

Fiktiv/Reell ~	Åpen fastmark	W= 76	p= 0.05
Fiktiv/Reell ~	Ferskvann	W= 160	p= 0.23
Fiktiv/Reell ~	Myr	W= 174	p= 0.08
Fiktiv/Reell ~	Samferdsel	W= 54	p= 0.01
Fiktiv/Reell ~	Bebyggelse	W= 64	p= 0.02
Fiktiv/Reell ~	Hav	W= 90	p= 0.15
Fiktiv/Reell ~	Dyrkamark	W= 89	p= 0.14
Fiktiv/Reell ~	Skog	W= 152	p= 0.37
