

Rapport 7-2015

Kongeørn i Norge

Oddvar Heggøy & Ingar Jostein Øien



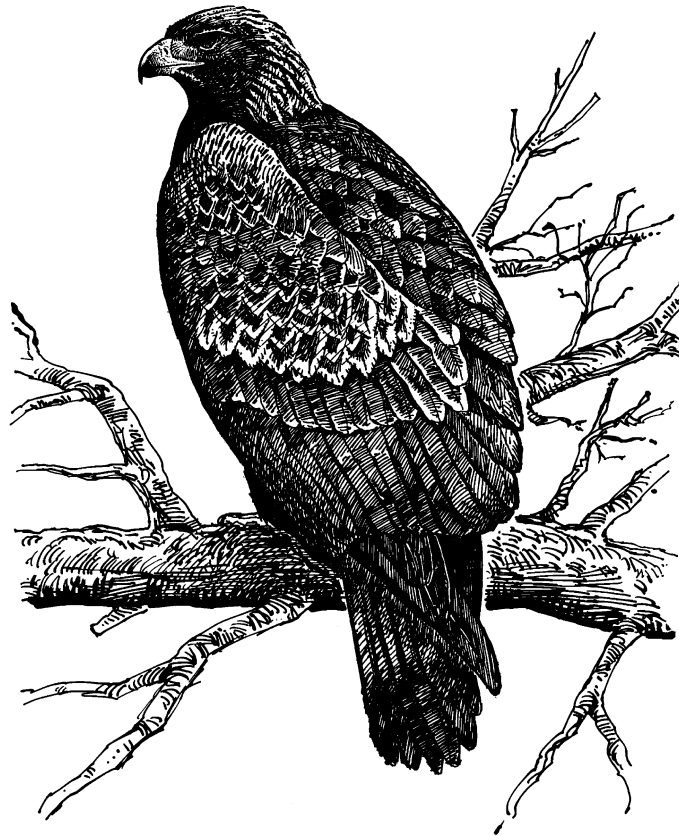
Norsk ornitologisk forening



Partnership for
nature and people

Kongeørn i Norge

Oddvar Heggøy og Ingar Jostein Øien



Norsk Ornitologisk Forening 2015

© NOF – BirdLife Norway

E-mail: nof@birdlife.no

Rapport til: Miljødirektoratet

Publikasjonstype: Digitalt dokument (pdf)

Forsidebilde: Kongeørn © Karl-Otto Jacobsen

Anbefalt referanse: Heggøy, O. & Øien, I.J. 2015. Kongeørn i Norge. NOF-Rapport 7-2015. 21 s.

ISSN: 0805-4932

ISBN: 978-82-78-52130-4

SAMMENDRAG

Kongeørn *Aquila chrysaetos* er etter havørn *Haliaeetus albicilla* den største rovfuglen i Norge. Den norske hekkebestanden utgjør en relativt stor andel av den europeiske bestanden, som på sin side utgjør ca. 10 % av verdensbestanden av arten. Kongeørnen er en av de mest utbredte rovfuglene i verden, og finnes hekkende på fire av verdens kontinenter. I Norge er arten utbredt som hekkefugl over det meste av landet, med unntak av lavereliggende områder sør på Østlandet. Utbredelsen er først og fremst knyttet opp mot fjellområdene, men arten hekker også helt ut til kysten flere steder.

Kongeørnen er en av verdens mest studerte rovfugler, og det finnes dermed svært mye kunnskap om artens økologi. Arten holder gjerne store territorier, hvor den livnærer seg av en rekke ulike byttedyr. Skandinaviske studier viser at territoriestedelsen blant annet varierer i forhold til tilgangen på jaktområder og byttedyr. Dietten varierer også mye mellom ulike landsdeler, og avhenger i stor grad av hvilke byttedyr som er tilgjengelige. Generelt er mellomstore byttedyr som ryer *Lagopus spp.* og hare *Lepus timidus* viktige i mange områder. Skogsfugl, rev *Vulpes vulpes*, rein *Rangifer tarandus*, ulike typer åtsler, og til og med smågnagere, kan også utgjøre viktige næringskilder. De fleste byttedyrstudier av kongeørn i Norge fokuserer på diett i hekketiden. Vi har imidlertid mindre kunnskap om artens byttedyrvalg utenfor hekketiden.

Spesielt kongeørnens hekkebiologi har fått mye oppmerksomhet, både i Norge og utenlands. Hekkesesongen i Norge starter normalt med kurtise og eventuell pardannelse relativt tidlig på nyåret, og følges normalt av egglegging i månedsskiftet mars/april over det meste av landet. Eggene klekker i midten av mai måned, og ungene er flygedyktige etter 10-11 uker i reiret. Ungene forblir imidlertid ofte i foreldrenes territorium i en periode etter at de har blitt flygedyktige. Varigheten for denne perioden er gjerne et par måneder, men kan variere en hel del mellom ulike områder.

Kongeørnen regnes vanligvis som en standfugl i Norge. Satellitt-telemetristudier i Nord-Norge og Nord-Sverige indikerer imidlertid at både yngre og eldre individer tenderer til å foreta et sesongmessig trekk mot sør. Det er først og fremst ungfuglene som foretar de største forflytningene, og graden av trekkaktivitet synes å minke i omfang fram mot voksen alder. I Sør-Norge antas det at de fleste voksne kongeørner forblir i territoriet hele året, men også her trekker ungfuglene som regel sørover, f.eks. til kystnære områder, om vinteren.

Selv om den norske kongeørnbestanden regnes som stabil, trues arten fra flere hold også her til lands. Tilgangen på næring er kanskje den viktigste enkeltfaktoren for artens reproduktive suksess, og lav ungeproduksjon i flere deler av Norge over lang tid gir en viss usikkerhet forbundet med artens framtidige bestandsutvikling. Den lave ungeproduksjonen er først og fremst knyttet opp mot lave bestander av viktige byttedyr som hare og rype. Også andre faktorer, som klimaendringer og medfølgende endringer i værtyper, miljøgifter som bly, arealendringer og økt menneskelig tilstedeværelse, samt miljøkriminalitet, kan være av betydning for den norske kongeørnbestandens utvikling i Norge.

INNHold

1. INNLEDNING	1
2. ØKOLOGI	2
2.1 Størrelse og kvalitet på territorier.....	2
2.2 Diett og fødebehov	3
2.3 Aldersklasser og levetid.....	5
2.4 Konkurransen og koeksistens med havørn.....	5
3. HEKKEBIOLOGI	7
3.1 Kurtise og pardannelse	7
3.2 Egglegging og rugetid	7
3.3 Ungeperiode	8
5. FORFLYTNINGER OG HABITATBRUK	9
5.1 Juvenile fugler.....	9
5.2 Voksne fugler	10
6. TRUSLER OG BEGRESENDE FAKTORER	11
6.1 Næringstilgang	11
6.2 Vær og klima	11
6.3 Bly og andre miljøgifter	12
6.4 Arealendringer og forstyrrelser i hekketiden	12
6.5 Elektrokusjon og kollisjonsrisiko	13
6.6 Miljøkriminalitet	14
7. REFERANSER	15

1. INNLEDNING

Kongeørn *Aquila chrysaetos* er en av tre hekkende ørner i Norge, og den eneste av det mange omtaler som «ekte ørner» («true eagles»; av slekten *Aquila*) som hekker hos oss. Globalt er kongeørnen en av de mest utbredte rovfuglene, og arten finnes i store deler av Europa, Nord-Amerika og Asia, samt i deler av Nord-Afrika (Watson 2010). Lite er kjent om bestandsstørrelser for kongeørn i Øst-Palearktis, og globale bestandsestimater for arten har derfor en relativt høy grad av usikkerhet. Dette ble blant annet påpekt av Watson (2010), som anslo verdensbestanden til å ligge et sted mellom 125 000 og 250 000 individer. Av disse ble det anslått at ca. 10 %, eller mellom 6 000 og 8 000 par, hekker i Europa. Til sammen seks forskjellige underarter av kongeørn er anerkjent (Cramp & Simmons 1980). Norske hekkefugler tilhører nominatunderarten *A. c. chrysaetos*, som ellers er utbredt over det meste av det europeiske kontinentet (Watson 2010).

Den norske hekkebestanden av kongeørn ble anslått til 652-1139 hekkende par i 2015 (Dahl mfl. 2015). Dette er betydelig lavere enn bestandsestimatet på 1 207-1 537 par som Norsk Ornitologisk Forening (NOF) la fram i 2014 (Heggøy & Øien 2014), og som ble oppdatert i 2015 (Shimmings & Øien 2015). Årsaken til de store forskjellene er at estimatet fra Dahl mfl. (2015) kun tar utgangspunkt i antall aktive territorier i rovviltportalen *Rovbase*, mens NOFs estimater bygger på bestandsvurderinger fra en rekke forskjellige litteraturkilder. Utbredelsen i Norge er stor, men arten er fraværende som hekkefugl i lavereliggende og sørlige deler av Østlandet (Østfold, Oslo og Akershus, det meste av Vestfold, og de sørligste delene av Hedmark og Oppland), langs kysten av Sørlandet og på deler av Sørvestlandet (Dahl mfl. 2015, Gjershaug mfl. 1994). Kongeørnen er også relativt fåtallig langs mye av den ytre kystlinjen av Vestlandet nord til Møre og Romsdal (Dahl mfl. 2015, Gjershaug 1994, Gjershaug mfl. 1994).

Kongeørnen er etter havørnen vår største rovfugl, med et vingespenn på 200-220 cm. Hannene er, med sine ca. 3,5 kg, langt mindre enn hunnene, som på sin side kan veie over 5 kg (Watson 2010). Arten er en effektiv predator, noe som blir tydelig om man ser nærmere på karakterer som lengde og form på klør og nebb. De brede vingene og et svært godt syn gjør den i stand til å speide etter byttedyr fra store høyder, der den gjerne glideflyr på termiske oppvinder. Byttet fanges ofte som følge av stupflukt i høy hastighet, og består vanligvis av mellomstore pattedyr eller fugler (Watson 2010). Kongeørnen opptrer også ofte på åtsler, spesielt utenfor hekkesesongen i Norge.

Hekkesesongen varer hos oss i grove trekk fra mars til august. Som hos mange andre lengelevende fuglearter er kongeørnens ungeproduksjon relativt lav. Norske data fra de siste sju årene viser en gjennomsnittlig årlig ungeproduksjon på 0,25-0,5 unger/besatt territorium, men det antas at en produksjon på minst 0,4 unger/besatt territorium er nødvendig for at bestanden skal holde seg stabil (Knoff 2013, Nygård 2013, Østlyngen & Nøkleby 2014, Watson 2010).

2. ØKOLOGI

Med sin vide utbredelse finnes kongeørnen i en rekke ulike habitater. Likevel regnes den først og fremst som en fjellfugl, og den antas også å ha spesielle fysiologiske tilpasninger til et liv i store høyder (bl.a. Ali mfl. 2014). Utenfor fjellområdene synes arten fremdeles å ha visse krav til fravær av tett skog i sine jaktområder (Watson 2010). De fleste norske kongeørner finnes nok i tilknytning til fjellområdene, selv om arten er vanlig både i åpne barskogsområder og kystområder flere steder (Gjershaug 1994). For de fjelltilknyttede kongeørnene har det vist seg at reiret ofte plasseres i eller under tregrensen (Bergo 1984a, Gjershaug 1981, Fremming 1982). Reirplassen er i stor grad avhengig av landskapstype og geologi, men de fleste kongeørnreir i Norge finnes likevel i bergvegger (Bergo 1984a, Gjershaug 1981, Gjershaug 1994). I flatere lavlandsområder, hvor tilgangen på bergvegger er dårlig, hekker kongeørnen først og fremst i trær (Gjershaug 1994, Nygård & Østerås 2014, Watson 2010). Store og gamle furutrær eldre enn 225-250 år foretrekkes som reirtrær, og reiret plasseres helst på store greiner nær stammen i en høyde på ca. 2/3 av treets totale høyde (Tjernberg 1983a, Watson 2010). Som mange andre rovfugler har hvert kongeørnpar vanligvis flere alternative reirplasser som de uregelmessig bytter mellom fra år til år. Vanligvis benyttes ett eller et par av reirene hyppigere enn de øvrige (Tjernberg 2006). Gjennomsnittstallet på alternative reirplasser i 49 godt undersøkte territorier i Sverige var 2,4 (Tjernberg 1983a), mens det i 411 territorier i Storbritannia var på 3,4 (Watson 2010). Antallet alternativreir kan imidlertid være langt høyere enn dette (Watson 2010). Avstanden mellom alternativreir kan variere fra noen få meter til flere kilometer (Tjernberg 2006). Mye tyder på at alternativreir kan ha viktige biologiske funksjoner, for eksempel som et visuelt tegn på at et territorium er okkupert, som lokkemiddel på potensielle partnere, middel mot parasitter, «forsvar» mot forstyrrelser eller reirplyndrere, eller det kan gi nærhet til lokalt gode byttedyrforkomster (Newton 1979, Watson 2010). Sannsynligheten for at alternativreir blir benyttet til hekking er stor (Millsap mfl. 2015), selv om det kan ta flere tiår mellom hver gang et slikt reir benyttes (Kochert & Steenhof 2012).

2.1 Størrelse og kvalitet på territorier

Kongeørnen er svært trofast til sine territorier, og det finnes flere eksempler på territorier som har vært brukt av kongeørn i hundrevis av år (Tjernberg 2006, Watson 2010). Globalt varierer kongeørnens territoriestedstørrelse vanligvis mellom 20 og 200 km² (McGrady 1997), og norske tetthetsanslag kan tyde på at dette også er tilfellet i Norge (Gjershaug 1994, Bergo 1984b, Pfaff 1993). Bruk av satellittsendere på 15 voksne kongeørner i 9 territorier i boreale skogområder nord i Sverige viste at territorielle hann- og hunnfugler hadde et aktivitetsområde («home range») på hhv. 100-525 km² og 60-605 km² (gjennomsnitt: ca. 230 km²; Moss mfl. 2014). Dette er noen av de største aktivitetsområdene som er rapportert for territorielle par hos kongeørn. Også territorier mindre enn 20 km² finnes i deler av artens utbredelsesområde, og særlig der tilgangen på jaktområder og byttedyr regnes som spesielt god (bl.a. Collopy & Edwards 1989, Haworth mfl. 2006). Satellitt-telemetristudier utført på kongeørn i Norge inkluderer ikke voksne individer, og gir dermed lite informasjon om territoriestedstørrelse for etablerte par.

Variasjoner i mattilgang regnes som den mest sannsynlige forklaringen på de store variasjonene i kongeørnens territoriestedstørrelse (Watson 2010). Utfordringene knyttet til å påvise mattilgangen i et gitt territorium er trolig noe av årsaken til at det finnes få studier som viser en slik sammenheng. Det er imidlertid funnet indikasjoner på sammenhenger mellom tilgangen på åtsler og tettheten av

kongeørn i Skottland (Watson mfl. 1992, Watson 2010). Videre påviste Moss mfl. (2014) at størrelse på aktivitetsområdet hos kongeørn, spesielt for hunner, var korrelert med andelen av hogstflater, og dermed tilgangen på gunstige jaktområder, innenfor arealet. Selv om størrelsen på territorier varierer mye mellom ulike regioner, viser en rekke studier at tettheten av kongeørnterritorier ofte er temmelig konstant over relativt store arealer (Bergo 1984b, Watson 2010). Dette er som forventet, gitt at tilgangen på passende kongeørnhabitater og reirplasser er konstant.

Svenske studier viser at det forekommer store variasjoner i produktivitet mellom ulike territorier. Av 86 besatte kongeørnterritorier i Nord-Sverige i perioden 2000-2009, var den øvre fjerdedelen av de mest produktive territoriene ansvarlige for hele 44 % av den totale ungeproduksjonen i studiet (Hipkiss mfl. 2014). Identifisering av de mest produktive kongeørnparene kan derfor være et viktig grep i forvaltningen av arten.

2.2 Diett og fødebehov

En voksen kongeørn antas å ha et daglig fødebehov på 200-300 g kjøtt (Brown & Watson 1964). Behovet for flere dager kan dekkes ved ett enkelt måltid, og ørner kan gjerne forholde seg mer eller mindre inaktive i 2-3 dager etter dette (Tjernberg 2006). Kongeørnens diett beskrives best som «variert», og en lang rekke byttedyr er påvist. Mellomstore pattedyr, som hare *Lepus timidus*, kanin *Oryctolagus cuniculus*, murmeldyr og jordekorn, samt hønsefugler som rype og skogsfugl, regnes som spesielt viktige mange steder i verden (Watson 2010). I noen områder kan unge hovdyr, som rein *Rangifer tarandus* og sau *Ovis aries*, være viktige byttedyr deler av året (Watson 2010). Mange kongeørner livnærer seg også av åtsler hele eller deler av året (Watson 2010).

Kongeørnens løfteevne fra flatmark er i underkant av 1 kg, men ved hjelp av vind eller bratte fjellsider kan den i noen tilfeller kanskje løfte opp mot 2-4 kg (Bergo 1990). Dette kan være noe av forklaringen på hvorfor hønsefugler, først og fremst lirype og fjellrype, utvilsomt er blant artens viktigste næringskilder i hekketiden over det meste av Norge (Fremming 1982, Gjershaug 1981, Haftorn 1958, Hagen 1952, Johnsen mfl. 2007, Lunde 1985, Pfaff 1993, Reitan 2013, Skouen 2012). Johnsen mfl. (2007) fant at ryper utgjorde 51 % av det totale antallet byttedyrrester samlet inn fra 37 kongeørnreir i Finnmark, og at fugler totalt stod for 73 %. Studier fra Trøndelag og Telemark konkluderte med at hønsefugler utgjorde 32-35 % av dietten hos hekkende kongeørner (Reitan 2013, Skouen 2012). I studiet fra Trøndelag bestod dietten hos juvenile fugler i større grad av hønsefugler (58 %) enn hos adulte fugler (24 %), og andelen av hønsefugler var også større i innlandet (Reitan 2013). Også i Finland er det vist at hønsefugler, inkludert storfugl og orrfugl, kan utgjøre en stor andel av dietten, men at andelen varierer ut fra tilgjengelighet (Sulkava mfl. 1999). Fuglearter som trost *Turdus spp.*, våtmarksfugler, sjøfugler og kråkefugler kan også utgjøre betydelige andeler av kongeørnens diett (Johnsen mfl. 2007, Skouen 2012, Whitfield mfl. 2013, Tjernberg 1981). Tjernberg (1981) fant at fugler ble tatt i større antall enn pattedyr i Nord-Sverige, men at de to klassene utgjorde like store andeler i masse. I dette studiet utgjorde storfugl *Tetrao urogallus* (38 %), orrfugl *Lyrurus tetrix*, lirype *Lagopus lagopus*, fjellrype *Lagopus muta*, hare (30 %) og reinskalver (17 %) til sammen 91 % av den totale biomassen av næringsgrunnlaget (Tjernberg 1981).

Også i andre studier er hare påvist som en viktig næringskilde for norske og fennoskandiske kongeørner (f.eks. Gjershaug & Nygård 2003, Hagen 1952, Johnsen mfl. 2007, Sulkava mfl. 1999, Tjernberg 1981). Som for hønsefugler avhenger nok også viktigheten av dette byttedyret av tilgjengelighet. Rødrev *Vulpes vulpes* tas av og til, men utgjør sjelden en stor andel av dietten (bl.a. Sulkava mfl. 1999, Skouen 2012, Tjernberg 1981).



Kongeørnens diett er variert, men mellomstore byttedyr som hønsfugler og hare synes å være viktig mange steder. Åtsler er trolig viktigst vinterstid i Norge. Dette individet er fotografert på et reveåtsel i Gotland i Sør-Sverige. Foto: Karl-Otto Jacobsen

Overraskende nok kan gnagere utgjøre relativt store andeler av kongeørnens diett, og det er tydelig at kongeørnen, som mange andre rovfugl- og uglearter, også utnytter den gode tilgangen på lemen i lemenår (Nyström mfl. 2006, Skouen 2012).

Viktigheten av rein og sau som byttedyr synes å variere mye mellom ulike områder. Det er imidlertid liten tvil om at disse i noen tilfeller kan utgjøre viktige deler av kongeørnens diett (se Norberg mfl. 2006, Nybakk mfl. 1999, Reitan 2013, Warren mfl. 2001). I de fleste tilfeller er det umulig å vite hvor stor andel av byttedyrrester i et kongeørnreir som representerer dyr drept av ørn, og hvor mye som stammer fra åtsler. Selv om voksen rein av både villrein og tamrein kan bli tatt av kongeørn, særlig på vinteren da kondisjonen er på det laveste, forekommer dette relativt sjeldent (Strand 2007, Watson 2010). Små reinkalver og lam kan utgjøre regelmessige innslag i dietten, selv om flere studier fra kjente kalvingsområder for rein eller beiteområder for sau viser at andre byttedyr gjerne foretrekkes hvis tilgangen på disse er god (Johnsen mfl. 2007, Skouen 2012, Nyström mfl. 2006). Det forekommer nok også en del variasjoner fra år til år i hvor stor andel av kongeørnens diett som består av rein eller sau. Blant annet kan andelen rein øke når tilgangen på andre næringskilder er dårlig (Nybakk mfl. 1999), eller i år hvor reinens kondisjon er dårligere enn normalt, f.eks. som følge av kalde og snørike vintre eller perioder med dårlig vær (Norberg 2005, Tveraa mfl. 2003). Ifølge Nybakk mfl. (1999) ble 2,41 % (n = 6) av kalvene og 1,55 % (n = 3) av de voksne simlene i et reindriftsområde i Nord-Trøndelag drept av kongeørn i 1995/1996. Dette utgjorde hhv. 5,3 % og 1,1 % av total mortalitet i studiet, hvor andre rovdyr stod for større andeler av mortaliteten (Nybakk mfl. 1999). Warren mfl. (2001) konkluderte med at kongeørn tok ca. 2,0 % av det totale antallet sau (hovedsakelig lam) på

beite i et område i Målselv, hvor jerv *Gulo gulo* var den viktigste predatoren. Kongeørndrepte lam tenderte til å bli funnet i åpen og bratt bjørkeskog, hvor ørnene lettere kunne jakte (Warren mfl. 2001). Av sau bekreftet drept av store rovdyr (ulv *Canis lupus*, bjørn *Ursus arctos*, gaupe *Lynx lynx*, jerv og kongeørn) i Norge i perioden 2001-2011 var 5,4 % tatt av kongeørn (Mabille mfl. 2015). Det er videre funnet indikasjoner på at predasjonstrykket fra kongeørn på sau er størst i juni og juli (Mabille mfl. 2015, Warren mfl. 2001). Tjernberg (2006) anslo at kongeørndrepte reinkalver i Sverige utgjorde 0,5-2 % av det totale antallet kalver på beite. I Skottland er et tilsvarende tall for lam 0,5-3 % (Watson 2010). Av 3430 radiomerkede reinkalver i Finland i 1997-2004 ble ca. 2 % drept av ørn, hvor små og svekkede kalver var mest utsatt (Norberg 2005).

De aller fleste byttedyrstudier, både i Norge og utenlands, undersøker kongeørnens byttedyrvalg i hekketiden. Utenfor hekketiden er kunnskapen om kongeørnens byttedyrvalg mangelfull, men det antas at de vanligste byttedyrene i hekketiden også er viktige utenfor denne perioden. Likevel er nok åtsler en viktigere næringskilde vinterstid Fennoskandia (Halley & Gjershaug 2008, Tjernberg 2006). Rein drept av kongeørn antas å kunne utgjøre en mindre del av dietten vinterstid enn om sommeren, med en forutsetning om at kongeørnen først og fremst tar små, ofte dødfødte, reinkalver, slik flere studier tyder på (Lunde 1985, Huhtala & Sulkava 1977, Tjernberg 2006).

2.3 Aldersklasser og levetid

Kongeørnens draktutvikling kan deles inn i sju mer eller mindre gjenkjennbare aldersklasser (Tjernberg & Landgren 2010). Den fullt utviklede drakten anlegges først i det sjuende leveåret, men allerede fra det femte leveåret kan fjædrakten være svært adult-lik, og dermed vanskelig å kategorisere (Tjernberg & Landgren 2010). Kongeørner i sitt femte leveår regnes derfor vanligvis som voksne. For forenklingens skyld skilles det ofte kun mellom juvenile, subadulte og adulte fugler, der juvenile og subadulte individer generelt har en langt mer kontrastrik og karakteristisk fjædrakt enn de voksne fuglene (Watson 2010).

Gjenfunn av ringmerkede fugler viser at kongeørnen kan bli over 30 år gammel i det fri (Staaav 1990). For store ørner som kongeørn er den årlige mortalitetsraten for adulte individer vanligvis på kun 5 % eller lavere, noe som gir en gjennomsnittlig forventet levetid på 20 år eller mer for ørner som har overlevd de første, kritiske vintrene. Spesifikke overlevelsesberegninger for kongeørn gir årlige overlevelsesrater for adulte fugler i størrelsesordenen 0,909-0,975, som tilsvarer en gjennomsnittlig forventet levetid på 10,5-39,5 år (Bezzel & Fünfstück 1994, Crane & Nellist 1999, Whitfield mfl. 2004, Hunt 2002). Overlevelse fram til adult alder er mindre studert, men er hos andre store ørner gjerne så høy som 80-90 %. Spesifikke studier på kongeørn indikerer at mortaliteten hos denne arten minst kan være i størrelsesordenen 39-81 % fram til voksen alder (Harmata 2002, Hunt 2002, McIntyre mfl. 2006, PBRG 1995, H. Rytman *in litt.* i Tjernberg 2006). Som hos de fleste andre fuglearter forekommer den største mortaliteten vanligvis i det første leveåret (Watson 2010).

2.4 Konkurransen og koeksistens med havørn

Whitfield mfl. (2013) undersøkte diett hos havørn og kongeørn som oppholdt seg i de samme områdene i hekkesesongen i Skottland. Det ble ikke funnet bevis på konkurranse mellom de to artene om de samme byttedyrene, i kontrast til tidligere antakelser (bl.a. Halley 1998). Ifølge Whitfield mfl. (2013) besto havørnens diett i stor grad av sau og akvatisk/marin føde, mens kongeørnen i større grad livnærte seg av hønsefugler, hare, kanin og andre typer terrestrisk føde.

Begge artenes diett var svært variert, og overlapp i diett var i større grad et mål på god tilgang på felles matressurser enn konkurranse. Det ble heller ikke funnet indikasjoner på at havørnens tilstedeværelse hadde noen langtidseffekt på produktivitet og tilstedeværelse av territorielle kongeørner, i samsvar med tidligere undersøkelser (Whitfield mfl. 2002, 2013). Et annet studium fra Skottland viste at de to artene også valgte forskjellige habitater som reirplass: Havørnen hekket helst i lavere høyde enn kongeørnen, i områder med mer vegetasjon og nærhet til åpent vann (Evans mfl. 2010). Videre hekket havørnen helst i trær, mens kongeørnen foretrakk klipper. Lignende funn, med en klar høydeforskjell i foretrukket reirrområde (og jaktområde), samt forskjellige preferanser for reirplassering, er tidligere gjort på Vestlandet (Halley 1998). Det må imidlertid bemerkes at det også er en viss overlapp i de to artenes preferanser til hekke- og jaktområder (Watson 2010).

Et studium fra kysten av Midt-Norge viste derimot at kongeørn var klart dominant over havørn i konkurranse om tilgang til et åtsel (Halley & Gjershaug 2008). Konkurransen mellom kongeørner var generelt større enn mellom kongeørn og havørn, og mellom havørner. Konsekvensene av slik konkurranse ved åtsler i Norge ble vurdert til å ikke ha betydelige konsekvenser for noen av artene, uten at dette ble målt kvantitativt (Halley & Gjershaug 2008). I Norge er åtsler først og fremst en viktig næringskilde vinterstid, men i Skottland, hvor åtsler er viktige i dietten hele året, kan konsekvensene av slik konkurranse potensielt være større (Halley & Gjershaug 2008).



Unge kongeørner skiller lett fra voksne individer på en jevnt sjokoladebrun overside, og på kontrastrike vingeundersider med store hvite felter. Bildet viser et voksent individ til venstre og en ungfugl til høyre. Foto: Karl-Otto Jacobsen

3. HEKKEBIOLOGI

Alder ved første hekking er vanligvis fire år eller eldre (5k+) hos kongeørn. Hekking hos yngre fugler forekommer, men antas som regel å være et resultat av spesielt god mattilgang eller lav andel av adulte fugler i en populasjon (Newton 1979, Steenhof mfl. 1983, Teresa 1980, Tjernberg 2006, Watson mfl. 1989). Kongeørnens parbånd antas å være svært stabile, og partnere byttes antakelig først og fremst ut hvis den ene makenfaller fra (Watson 2010). Hekkeperioden er lang, og kan grovt inndeles i tre ulike faser: 1) kurtise og pardannelse, 2) egglegging og rugetid og 3) ungeperiode. En fjerde fase, som involverer tiden etter ungene har forlatt reiret og fram til de blir selvstendige, kan imidlertid også regnes med som en del av hekkeperioden.

3.1 Kurtise og pardannelse

Det antas at de fleste etablerte voksne kongeørner i Norge blir værende i nærheten av hekkeområdet hele året (Gjershaug 1994). Sent på høsten og utover vinteren, og spesielt i forkant av eggleggingen, øker frekvensen av et bølgende fluktspill i territoriet, som består av gjentatte stup og rask gjenvinning av høyde (Watson 2010). Denne bølgende flukten betraktes vanligvis som et uttrykk på territorialitet, men kan også være en form for kurtise, spesielt i tilfeller der den utføres av begge parmedlemmer samtidig i nærheten av reiret (Bergo 1987, Watson 2010). Tiden før eggleggingen er også tidspunktet hvor det hyppigst observeres inntrengere i territoriet til etablerte par, og det kan dermed være spesielt viktig å markere at territoriet er okkupert på denne tiden av året (Bergo 1987, Haller 1982). Reirbygging kan forekomme hele året, men er på våre breddegrader vanligst fra høst (oktober-november) til senvinter (februar-mars). Utenom den bølgende flukten blir kurtiseadferd sjelden observert hos kongeørn, og forekommer antakelig kun ved etablering av nye parbånd (Watson 2010).

3.2 Egglegging og rugetid

Eggleggingen hos norske kongeørner skjer vanligvis i månedsskiftet mars/april (Gjershaug 1994). Fra tiden rundt egglegging og utover i hekkeperioden kan arten ofte opptre svært anonymt, til tross for sin betydelige størrelse. Tidspunktet for eggleggingen ellers i verden viser en tydelig sammenheng med breddegrad (Watson 2010). Det ser imidlertid ikke ut til å være store forskjeller i leggetidspunkt mellom Sør- og Nord-Norge (Karl-Otto Jacobsen pers. medd.). Utover dette kan visse årlige forskyvninger av leggedato forekomme, f.eks. som følge av temperatur i forkant av leggingen (Gjershaug 1981, Watson 2010). Over hele artens utbredelsesområde legger kongeørnen vanligvis to egg. Kull med ett egg er også relativt vanlig, mens tre egg generelt er ganske sjeldent i Nord-Europa (Watson 2010). I eksepsjonelle tilfeller er opptil fire egg påvist i ett enkelt kull (Ray 1928, Marchant & Higgins 1993, Gordon 1955). Størrelsen på kullet hos kongeørn er, i likhet med hos andre fuglearter, høyst sannsynlig relatert til territoriekvalitet, og først og fremst tilgangen til byttedyr (Lack 1947, 1966, Watson 2010). Omlegging av tapte kull kan forekomme, men er nok likevel svært sjeldent. Dette kan blant annet skyldes kongeørnens lange hekkeperiode, som forutsetter at eggene legges tidlig i sesongen (Watson 2010, Kochert mfl. 2002). Det er relativt vanlig at kongeørner står over hekkingen i noen år. Dette blir vanligvis sett i sammenheng med dårlig næringstilgang, og forekommer hyppigere hos yngre fugler enn hos eldre og mer etablerte par (Sánchez-Zapata mfl. 2000, Watson 2010).

Kongeørnens rugetid varer i 41-45 dager (Aoyama mfl. 1988, Cramp & Simmons 1980, Gordon 1955, Watson 2010). Eggleggingen foregår over 3-5 dager, og rugingen starter når det første egget er lagt (Aoyama mfl. 1988, Gordon 1955). Dette fører til en viss asynkronisme i klekketidspunkt (Watson 2010). De fleste studier av kjønnsroller under rugingen viser at hunnen ruger klart mest, avbrutt av kortere rugeøkter utført av hannen. Vanligvis er det kun hunnen som ruger om natten (Collopy 1984, Everett 1981, Watson 2010). I de fleste tilfeller føres hunnen av hannen under rugingen (Watson 2010).

3.3 Ungeperiode

I Norge klekker de fleste kongeørnunger i midten av mai. Ungeperioden er lang, og ungene er først flygedyktige etter 10-11 uker i reiret (Watson 2010). Ungene holder seg sammen med foreldrene også en stund etter dette, og det kan ta flere måneder før de forlater reirområdet helt (Jacobsen mfl. 2012, Weston 2014). Ungene veier rundt 200 g ved klekking, og oppnår en vekt på 3-4 kg før de forlater reiret. Utviklingen av fjærdrakt og morfologi kan inndeles i mange ulike faser (Watson 2010), men tre temmelig distinkte stadier skiller seg spesielt ut: 1) 0-25 dager: Ungene er dunkledde og hvite, 2) 25-50 dager: Mørke konturfjær kommer gradvis fram, og gir ungen et flekkete utseende, 3) 50 dager og eldre: Fjærdrakten er jevnt mørkebrun. Kongeørnens unger vokser mest når de er mellom 10 og 40 dager gamle, og er mer eller mindre utvokst etter 45-50 dager (Ellis 1979). Vingefjærene fortsetter imidlertid å vokse en god stund etter dette. Studier viser at næringsopptaket hos ungene er størst når de er ca. 7-9 uker gamle, og foreldrene kan ved dette tidspunktet levere rundt 2 kg mat til reiret daglig (Collopy 1984, Watson 2010). Etter dette er det en nedgang i ungenes næringsopptak. Kongeørnunger er i stand til å stå på egen hånd etter ca. 20 dager i reiret, men ligger eller «sitter» mesteparten av tiden fram til en alder av ca. 60 dager (Ellis 1979). Vingetreningen starter når de er ca. 40 dager gamle. De første 20 dagene er ungene svært avhengige av oppvarming eller skjerming fra foreldrene for tilstrekkelig termoregulering, et behov som dekkes fram til ungene er rundt 40 dager gamle (Ellis 1979).

Den voksne kongeørnhannen jakter mest i starten av ungeperioden, men etter hvert bidrar også hunnen til å finne mat til ungene (Collopy 1984). Likevel er det hannen som leverer den største andelen av byttedyr til reiret samlet sett (Collopy 1984, Skouen 2012). Hunnen sørger for å dele opp mat og føre ungene til de er 4-5 uker gamle, da de gradvis begynner å spise mer på egenhånd (Collopy 1984). Kannibalisme blant unger er relativt vanlig hos kongeørn. Årsakene til dette antas å være næringsrelatert (Watson 2010).

5. FORFLYTNINGER OG HABITATBRUK

Selv om kongeørnen ofte betraktes som en standfugl, kan arten foreta både større og mindre forflytninger i løpet av året. Generelt regnes etablerte par som mer stasjonære enn yngre fugler, som gradvis blir mer stasjonære etter hvert som de blir eldre (Jacobsen 2014, Singh 2014, Watson 2010). Mot nordlige deler av sitt utbredelsesområde er kongeørnen i økende grad en trekkfugl, noe som kanskje også kan være tilfellet i Fennoskandia (Jacobsen mfl. 2012, 2014, Tjernberg 2006, Watson 2010). Imidlertid er det nok først og fremst yngre fugler som foretar de lengste forflytningene høst og vår i Norge (Bakken mfl. 2003, Jacobsen mfl. 2015). Det foreligger etter hvert en rekke studier som har tatt i bruk satellittsendere for å undersøke kongeørnens forflytninger i løpet av året i Nord- og Vest-Europa (Jacobsen mfl. 2012, 2014, Moss mfl. 2014, Ollila 2013, Sandgren mfl. 2014, Weston mfl. 2014).

5.1 Juvenile fugler

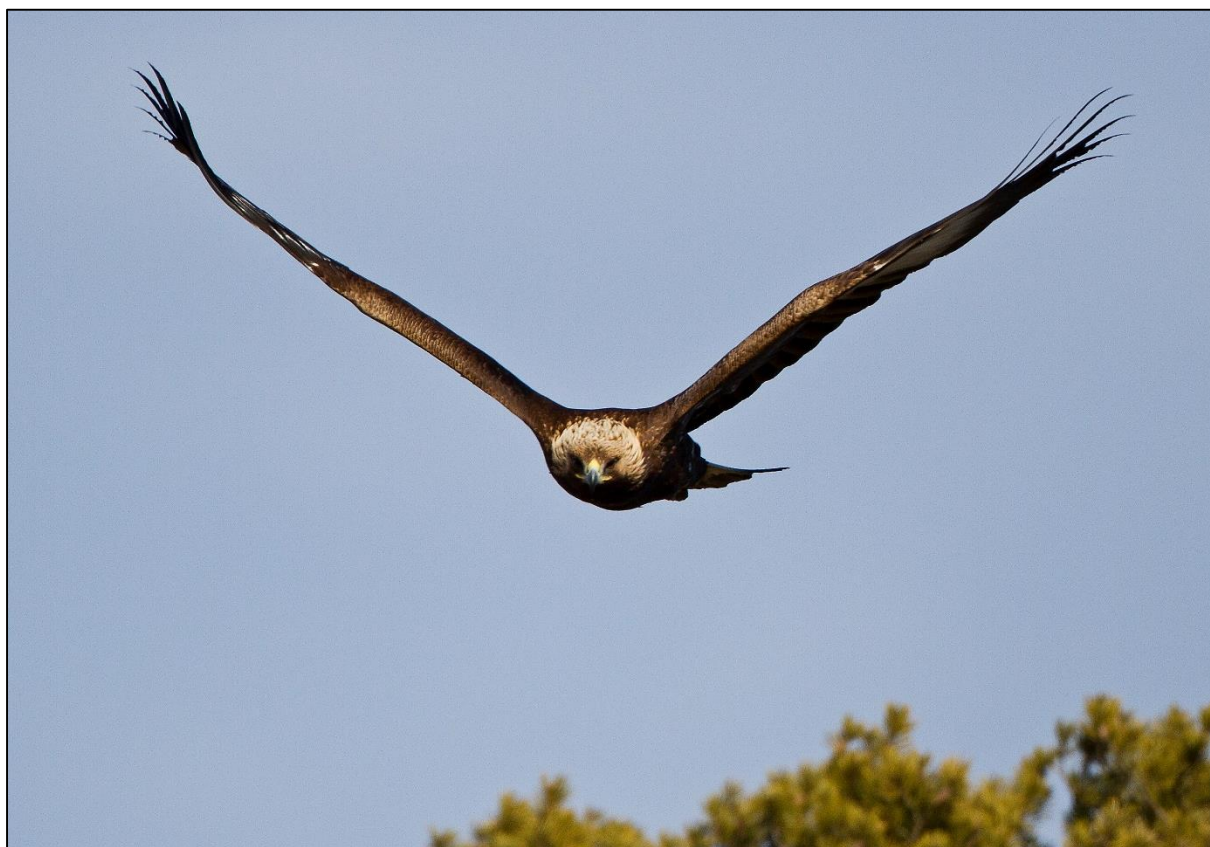
Weston (2014) utstyrte juvenile skotske kongeørner med satellittsendere, og så nærmere på spredning og emigrasjon fra reirområdet. Tiden fra ungene forlot reiret til de forlot foreldrenes territorium varierte kraftig, fra 44 til 250 dager. Hanner forlot reirområdet tidligere enn hunner. Ofte ble utflukter ut av foreldrenes territorium foretatt i økende grad fram til territoriet ble forlatt helt (Weston 2014). Dette er også påvist for unge kongeørner i Finnmark, hvor ungfugler i innlandet gjerne foretok en slik utflukt for første gang tidligere (ultimo august) enn ungfugler på kysten (primo oktober; Jacobsen mfl. 2012). Tilsvarende forlot kystfugler reirområdet permanent senere (ultimo november) enn innlandsfugler (primo oktober). Disse forskjellene kan skyldes ulikheter i mattilgang (Jacobsen mfl. 2012). Sandgren mfl. (2014) undersøkte habitatbruk og forflytninger hos 14 juvenile kongeørner utstyrt med satellittsendere innenfor hekkeområder nord i Sverige, og fant at fuglene helst oppholdt seg på hogstflater og i andre åpne skogshabitater (barskog på lavkledd skogbunn, skogkanter), og gjerne i bratte, sørvendte skråninger. Ungfuglene oppholdt seg innenfor et gjennomsnittlig aktivitetsområde på 41 km² i foreldrenes territorium fra de forlot reiret i juli/august og fram til oktober/primo november. I de 3-5 årene fram til de unge kongeørnene etablerer egne territorium, er forflytninger over store områder observert, med større preferanse for enkelte temporære oppholdsområder (Jacobsen mfl. 2012, Weston 2014). I Skottland var slike oppholdsområder sjelden lokalisert i kjente hekketerritorier, og ble mest benyttet i juni og juli (ungetid for adulte fugler; Weston 2014).

Fra Norge foreligger data fra kongeørners forflytninger gjennom året fra et mangeårig satellitt-telemetri studium i Finnmark (bl.a. Jacobsen mfl. 2012, 2014, 2015). Resultatene indikerer at det foregår et regulært trekk av unge kongeørner sørover i Fennoskandia fra senhøsten og utover vinteren, som noen ganger strekker seg helt sør i Sverige og Finland. Identifiserte overvintringsområder ligger i gjennomsnitt ca. 300-400 km fra reirområdet, og befinner seg på svensk side av Østersjøen, sør i Finland, i Lofoten og lokalt i Finnmark (Jacobsen mfl. 2012, 2014). Trekket gjennomføres også av eldre aldersklasser, inkludert potensielle hekkefugler, og i størst utstrekning blant hanner. Om våren forflytter fuglene seg som regel nordover igjen. Årsakene til trekket er antakelig næringsrelatert, og mange fugler oppsøker beviselig etablerte fôringsplasser (Nygård mfl. 2006). Fra juni og utover sommeren ser det ut til at mange ungfugler endrer habitatvalg, og i større grad oppholder seg i høyereliggende områder. De fleste oppholder seg utenfor kalvingsområder for rein om våren og forsommeren, med en preferanse for indre deler av Finnmark.

Noen unntak forekommer, og fra juli-oktober er noen flere av kartplottene fra de nevnte kalvingsområdene (Jacobsen mfl. 2012, Systad mfl. 2007). Gjenfunn av unge kongeørner individmerket i Norge indikerer at fugler fra Finnmark, indre deler av Trøndelag og Hedmark gjerne tilbringer vinteren i Sør-Sverige, men at flere av kongeørnene med opprinnelse lenger vest i Sør-Norge kanskje overvintrer langs den vestlige og sørlige norske kystlinjen (Bakken mfl. 2003, Knoff 2013).

5.2 Voksne fugler

Moss mfl. (2014) undersøkte habitatbruk og forflytninger hos 15 adulte kongeørner nord i Sverige ved hjelp av satellitt-telemetri i 2011 og 2012. Dette studiet viste blant annet at størrelsen på aktivitetsområdet til de instrumenterte kongeørnene ble mindre når andelen hogstflater innenfor dette området økte. Flere forskjellige forflytningsmønstre etter endt/mislykket hekking ble funnet innenfor den vanlige hekkesesongen, hvor over halvparten av fuglene forflyttet seg innenfor et uvanlig stort område (større enn antatt territoriørrelse). Noen individer forflyttet seg hele 700 km mot nord. Forflytningene skjedde alle i et år med dårlig næringstilgang og uten vellykkede hekkinger hos de instrumenterte fuglene. Hjemmeområder var i størrelsesordenen 100-525 km² for hanner (n = 8) og 60-605 km² for hunner (n = 7). Studier fra Finland viser at voksne kongeørner også kan trekke lange distanser utenfor hekkesesongen i enkelte år. Imidlertid viser de samme studiene at de samme individene i andre år også kan bli værende i reiområdet gjennom en hel vinter (Ollila 2013).



Selv om kongeørnen vanligvis regnes som en standfugl i Norge, foretar den gjerne både større og mindre forflytninger i løpet av et år. Etablerte voksne fugler er generelt mer stasjonære enn yngre fugler, og det kan også se ut til å være en viss forskjell i trekkstrategi mellom Sør- og Nord-Norge. Foto: Karl-Otto Jacobsen

6. TRUSLER OG BEGRENSENDE FAKTORER

Som toppredator har kongeørnen få naturlige fiender. Likevel trues arten fra flere hold, også i Norge. Hos oss er artens hekkesuksess og bestandsutvikling antakelig først og fremst knyttet opp mot tilgangen på byttedyr (Watson 2010). Imidlertid kan også andre faktorer, som klimaendringer, miljøgifter, menneskelige forstyrrelser, vindmøller og kraftledninger, miljøkriminalitet og generelle negative holdninger i befolkningen og blant beslutningstakere utgjøre trusler mot arten i Norge i dag.

6.1 Næringstilgang

Kongeørnens hekkesuksess i forbindelse med tilgangen på byttedyr er undersøkt i en rekke studier i ulike deler av verden. Flere studier gjennomført i Fennoskandia og andre deler av Nord-Europa viser tydelige korrelasjoner mellom artens produktivitet og de sykliske svingningene i forekomsten av gnagere, rypere og hare (bl.a. Gjershaug 1996, Moss mfl. 2012, Tjernberg 1983b, Watson 2010, Whitfield mfl. 2008). Siden gode år for rype og hare gjerne kommer året etter en smågnagertopp, påvises vanligvis den høyeste produktiviteten hos kongeørn i etterkant av smågnagerår. På bakgrunn av slike studier antas det at tilgangen på disse byttedyrene er en av de viktigste enkeltfaktorene i forbindelse med den framtidige utviklingen i fennoskandiske kongeørnbestander. Studiene demonstrerer hvilke potensielle konsekvenser overutnyttelse av småviltbestandene kan ha. Konsekvensene kan potensielt forsterkes av de dempete svingningene i smågnagerbestandene som er observert i senere tid, og som er satt i sammenheng med pågående klimaendringer (Ims mfl. 2008, Selås 2011). Årsakene til hvorfor kongeørnen er fraværende fra enkelte deler av Norge, som lavereliggende deler av Østlandet, er ikke godt undersøkt. Det er imidlertid sannsynlig at forklaringen kan ligge i manglende tilgang på foretrukne byttedyr (eller reirplasser). Fra andre land (bl.a. Gotland i Sverige og i Danmark) er det kjent at kongeørnen også kan hekke i lavereliggende jordbrukslandskap eller løvskog, men som regel er dette i områder som har rike bestander av byttedyr som kanin, fasan, eller som på Gotland; pinnsvin (Christophersen 2013, Tjernberg 2006, Watson 2010).

6.2 Vær og klima

I tillegg til tilgangen på byttedyr, har antakelig værforhold både i forkant og i løpet av kongeørnens hekkesesong mye å si for hekketilslag og hekkesuksess. Antakelig kan værforhold spille inn på kongeørnens hekkesuksess både gjennom effekter på voksne fugler, unger og på byttedyr. Blant annet fant Haworth mfl. (2009) en negativ sammenheng mellom nedbør i mai og hekkesuksess hos kongeørn i Skottland. Watson (2010) antok at dårligere hekkesuksess i våte somre først og fremst er et resultat av lav jaktsuksess hos foreldre, og kanskje også lav overlevelse hos unger i vått og kaldt vær, heller enn av effekter av nedbør på byttedyrtilgangen. Blant annet viste Aoyama mfl. (1988) at frekvensen av byttedyr bragt til reiret var signifikant lavere på dager med snø eller regn sammenlignet med dager uten nedbør. Steenhof mfl. (1997) undersøkte kombinasjonseffekten av værforhold og byttedyrtilgang på hekkesuksess hos kongeørn. Det ble vist at egg klekket senere og at en mindre andel av ørnene gikk til hekking etter kalde vintre. Videre virket værforhold sammen med byttedyrtilgang inn på kongeørnens reproduksjon. Andelen av hekkende par med hekkesuksess, samt antall flygedyktige unger en gitt sesong, viste også en negativ korrelasjon med antallet svært varme dager i ungeperioden (Steenhof mfl. 1997). At overoppheting på varme dager kan være et problem for unge kongeørner har også blitt påvist i tidligere studier (Beecham & Kochert 1975). Det er uklart i

hvilken grad overoppheting er et problem i Norge, men i varmeperioder og i sørvendte fjellvegger er det ikke utenkelig at dette også kan være et problem på våre breddegrader.

6.3 Bly og andre miljøgifter

Som toppredator er kongeørnen spesielt utsatt for miljøgifter som bioakkumuleres i næringskjeden. Av miljøgifter funnet i høye konsentrasjoner hos kongeørn er blant annet syntetiske organiske forbindelser som polyklorerte bifenyler (PCB) og tungmetaller som kvikksølv (Hg) og bly (Pb) (Watson 2010). Av disse har kanskje bly fått mest oppmerksomhet, da bruk av bly i ammunisjon har vist seg å kunne være en viktig kilde til blyforgiftning hos kongeørn. Spesielt bruk av blyhagl i småviltjakt har blitt ansett som en trussel mot arten, siden småvilt som rype og hare er blant kongeørnens viktigste byttedyr. Imidlertid viser undersøkelser at også bly brukt i storviltjakt kan være en viktig kilde til blyforgiftning hos arten (Kenntner mfl. 2007, Madry mfl. 2015, Legagneux mfl. 2014, Østlyngen & Nøkleby 2014). I et studium av 68 kongeørner diagnostisert som blyforgiftet i USA ble rester av blyammunisjon funnet i 11,8 % av fuglene, og blykonsentrasjonen i leveren hos disse var langt høyere (19,4 mg/kg) enn hos kongeørner med andre dødsårsaker (< 1 mg/kg; Franson & Russell 2014). I Alpene oppstår problemet med blyforgiftning først og fremst ved at kongeørn får blyammunisjon i seg gjennom åtsler (Kenntner mfl. 2007, Madry mfl. 2015). Dette kan nok også være et problem i Norge (Østlyngen & Nøkleby 2014). En undersøkelse gjennomført av Veterinærinstituttet på bly i lever hos kongeørn (n = 116), havørn (n = 115) og jaktfalk (n = 37) innsamlet (døde) i Norge i perioden 1973-2014, indikerte at kongeørn var mest utsatt for blyforgiftning av disse tre artene. Blynivået i 14,7 % og 6,9 % av kongeørnene ble klassifisert som hhv. «blybelastning» (3-15 mg/kg) og «blyforgiftning» (> 15 mg/kg; Madslie mfl. 2015). Andelen kongeørner i Norge med farlige nivåer av bly har trolig ikke vært veldig høy i senere tid, men gjenopptak av bruk av blyhagl i Norge fra jaktseasonen 2015 vil sannsynligvis påvirke dette.

Også andre miljøgifter kan utgjøre trusler mot kongeørn i Norge. Langford mfl. (2013) undersøkte tilstedeværelse av miljøgifter fra antikoagulerende rottegift i fem rovfuglarter funnet døde i det fri i Norge, og fant potensielt dødelige nivåer av slike i hele 30 % av de undersøkte kongeørnene. Videre er det gjort funn som indikerer at kongeørn er mer følsom for insekticidet DDT enn de fleste andre arter, og lavere produktivitet i en bestand av kongeørn på Vestlandet ble antatt å kunne ha sammenheng med indre nivåer av DDT-metabolitten DDE, som er kjent for sin eggeskallfortynnende effekt (Newton 1979, Nygård & Gjershaug 2001). DDE er i dag antakelig først og fremst et problem for kysthekkende kongeørner i Norge, hvor dietten i større grad kan bestå av marine arter (Newton 1979, Nygård & Gjershaug 2001). Imidlertid viser overvåking av miljøgifter i rovfuglegg i Norge at norske kongeørner generelt har temmelig lave nivåer av miljøgifter i dag (Nygård & Polder 2012).

6.4 Arealendringer og forstyrrelser i hekketiden

Kongeørnen i Norge finnes i en rekke ulike habitater, der graden av menneskelig påvirkning også viser store geografiske variasjoner. Watson (2010) postulerte at endringer i arealbruk som medfører lavere mattilgang for kongeørnen forventes å kunne forårsake lavere hekkesuksess og tetthet av hekkende par. For eksempel antas planting av trær i opprinnelig treløse områder å virke negativt inn på kongeørnens hekkesuksess. Overbeiting av arealer fra husdyr og ville kloddyr har også blitt fremsatt som en mulig trussel, da dette kan føre til dårligere levevilkår for byttedyr som ryper og hare (Watson 2010). Videre er det kjent at kongeørnen er lite tolerant overfor forstyrrelser i

rugetiden. Undersøkelser viser at den kan reagere atferdsmessig på forstyrrelser (f.eks. turgåere) allerede ved 1500 m avstand. Store variasjoner forekommer imidlertid mellom ulike individer og territorier, men det er konkludert med at aktiv forstyrrelse vanligvis skjer ved 750-1000 m avstand (Ruddock & Whitfield 2007). Økt menneskelig aktivitet, for eksempel i form av byggevirksomhet, hogst, endringer i infrastruktur og menneskelig tilstedeværelse kan dermed virke negativt inn på kongeørnens hekkesuksess, for eksempel ved at de voksne fuglene skyr reiret, ikke klarer å ruge ut eggene, frastår fra å levere mat til ungene eller ikke får mulighet til å varme eller skjerme ungene i kritiske perioder (Allavena 1985, Martin mfl. 2011, Whitfield mfl. 2008). I Norge fant Fremming (1980) at forekomsten av mislykkede hekninger hos kongeørn var større i år med tidlig påskeferie, og forklarte dette med flere skiturister i hekkeområdene rundt tiden for egglegging, når sannsynligheten for at ørnene skyr reiret er størst. Også rekreasjonelle aktiviteter som turgåing kan dermed muligens ha negative effekter på hekkesuksess hos kongeørn (bl.a. Martin mfl. 2011).

6.5 Elektrokusjon og kollisjonsrisiko

Som følge av mye tid tilbragt i luften, og en jaktadferd som gjerne involverer høy hastighet lavt over bakken, regnes rovfugler som kongeørn som spesielt utsatt for kollisjon med konstruksjoner som vindmøller og kraftledninger (Bevanger 2011). Et sju års studium i California undersøkte effekten av en stor vindmøllepark på 257 kongeørner utstyrt med radiosendere, samt på 60-70 hekkende par innenfor ca. 30 km fra vindparken (Hunt 2002). Hele 42 av 100 ørner med radiosendere funnet døde ble antatt drept i kollisjoner med vindmøller, hvor de fleste var subadulte individer. Det egentlige antallet ørner drept av vindmøller ble imidlertid antatt å være enda høyere. Etablerte par ble mindre påvirket, da disse ørnenes mest brukte aktivitetsområder først og fremst befant seg utenfor vindmølleparken. Det ble for øvrig funnet store forskjeller i mortalitet mellom ulike vindmølleposisjoneringer og -typer (Hunt 2002). Studier fra en trekkpassasje for kongeørn i Rocky Mountains viste at sannsynligheten for at kongeørner fløy gjennom vindmølleområdet innenfor rekkevidde av rotorbladene minket etter hvert som vinden økte, men at sannsynligheten var større med vind bakfra eller forfra sammenlignet med sidevind. Studiet viste også at flygehøyden til ørnene økte etter at vindturbinene var installert sammenlignet med før (Johnston mfl. 2014). Undersøkelser av effekter av installasjon av vindturbiner på enkeltpar i Skottland og Sverige antyder også unnnvikende adferd (Singh 2014, Walker mfl. 2005).

Som følge av sin store størrelse er kongeørn også blant de fugleartene som er mest utsatt for elektrokusjon på farlige stolpekonstruksjoner (Benson 1981, Bevanger 2011, Lehman mfl. 2007). Elektrokusjon skjer når en fugl samtidig kommer i kontakt med to strømførende ledninger, eller en strømførende ledning og en jordet del av et elektrisk anlegg. Dermed øker faren for elektrokusjon med en fugls størrelse, eller ved minkende avstand mellom de strømførende ledningene, og mellom ledninger og den jordete delen av anlegget. Få spesifikke studier på effekten av elektrokusjon på norske kongeørner er utført, og flere undersøkelser er nødvendige for å få mer klarhet i hvor stort dette problemet er i Norge.

Kollisjoner med tog eller biler kan også utgjøre en viss trussel mot kongeørn. De fleste slike påkjørsler skjer antakelig som følge av at kongeørner tiltrekkes av slakteavfall fra viltpåkjørsler som befinner seg langs veien eller toglinjen (Singh 2014). Av registrerte årsaker for avgang av rovfugler i Norge for perioden 1987-2013 var påkjørsler av tog den største enkeltfaktoren (24 %), etterfulgt av påkjørsler av bil (6 %) (SSB 2013). Det har vært en økning i antall rapporterte togpåkjørsler av kongeørn i perioden ($R = 0,658$, $p < 0,001$), men det er usikkert hvorvidt dette skyldes flere kollisjoner eller kun

økt rapportering. Av trolige dødsårsaker hos 128 kongeørner innsamlet av Naturhistoriska Riksmuseet i Stockholm i perioden 1993-2004 var også kollisjon med tog den vanligste (39 %; Tjernberg 2006).

6.6 Miljøkriminalitet

Historisk var jakt og etterfølgelse den viktigste trusselen mot kongeørn i store deler av Europa og USA. Arten ble fredet over mye av sitt utbredelsesområde rundt midten av 1900-tallet, men i Norge skjedde dette så sent som i 1968 (Holme mfl. 1994). Personer eller grupperinger med spesifikke økonomiske eller rekreasjonelle interessekonflikter med kongeørn kan imidlertid fremdeles utgjøre en trussel mot arten, både i Norge og andre land. I Skottland regnes for eksempel utlegging av giftig åte som en av de viktigste årsakene til mortalitet hos kongeørn i dag (Watson 2010). Selv om miljøkriminalitet av denne typen antakelig ikke er et like stort problem i Norge, har miljøkriminalitet av ulike former blitt dokumentert også hos oss i senere tid (Holme mfl. 1994, Knoff & Nøkleby 2009, SSB 2013, Steen & Sørli 2008). I tillegg til ulovlig jakt, utlegging av giftig åte, ødeleggelse av egg eller reir og tilsiktede forstyrrelser, kan også egg- og fuglesamlere utgjøre en trussel mot norske kongeørner. Store beslag av egg og levende fugler i Sverige og andre europeiske land de siste årene bekrefter nettopp dette (Hägerroth 2015). Omfanget av denne typen aktiviteter hos oss er dårlig kjent, men basert på beslag fra utlandet vet man at ulovlig samling av egg og fugler også forekommer her til lands (bl.a. Hägerroth 2015).



Kongeørnens rolle som predator på sau og rein gir grobunn for konflikter, og er én av årsakene til at miljøkriminalitet kan utgjøre en trussel mot arten her til lands. Arten er også ettertraktet blant egg- og fuglesamlere, og det antas at denne typen miljøkriminalitet også kan være et problem i Norge. Bildet viser en ung og en voksen fugl på et reir i Nord-Norge. Foto: Karl-Otto Jacobsen

7. REFERANSER

- Ali, A., Rehman, T., Ali, R. 2014. Analysis of oxygen affinity of the major hemoglobin component HbA from *Aquila chrysaetos* (golden eagle). *Journal of Natural Sciences Research* 4: 55-61.
- Allavena, S. 1985. Preliminary results of research on the golden eagle *Aquila chrysaetos* in the central-southern region of the Appennines in Italy. *WWGBP Bulletin* 2: 79-81.
- Aoyama, I., Sekiyama, F., Obara, N., Tamura, G. & Sakaguchi, H. 1988. Breeding biology of a pair of golden eagles in the Kitakami Mountains. *Aquila chrysaetos* 6: 14-23.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. *Norsk ringmerkingsatlas*. Vol.1. Stavanger Museum, Stavanger.
- Beecham, J.J. & Kochert, M.N. 1975. Breeding biology of the golden eagle in southwestern Idaho. *The Wilson Bulletin* 87: 506-513.
- Benson, P.C. 1981. Large raptor electrocution and powerpole utilization: a study in six western states. PhD-avhandling. Brigham Young University, Provo, Utah.
- Bergo, G. 1984a. Habitat and nest-site features of golden eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Hordaland, West Norway. *Fauna Norvegica Series C, Cinclus* 7: 109-113.
- Bergo, G. 1984b. Population size, spacing and age structure of golden eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Hordaland, West Norway. *Fauna Norvegica Series C, Cinclus* 7: 106-108.
- Bergo, G. 1987. Territorial behaviour of golden eagles in western Norway, *British Birds* 80: 361-376.
- Bergo, G. 1990. Ørneskader på småfe og hjortedyr. NINA Forskningsrapport 009. 37 s.
- Bevanger, K. 2011. Kraftledninger og fugl. Oppsummering av generelle og nettspesifikke problemstillinger. NINA Rapport 674. 60 s.
- Bezzel, E. & Fünfstück, H.-J. 1994. Brutbiologie und Populationsdynamik des Steinalders *Aquila chrysaetos* im Werdenfelser Land/Oberbayern. *Acta Ornitho-ecologica* 3: 5-32.
- Brown, L.H. & Watson, A. 1964. The golden eagle in relation to its food supply. *Ibis* 106: 78-100.
- Christoffersen, H. 2013. Hekkesesongen 2013 i Danmark. S. 34 i: Nygård, T., Auran, J.A., Gjershaug, J.O., Knoff, C. & Østerås, T.R. (red.) 2013. *Nordisk kongeørnsymposium 2013*. NINA Rapport 1001. 56 s.
- Collopy, M.W. 1984. Parental care and feeding ecology of golden eagle nestlings. *The Auk* 101: 753-760.
- Collopy, M.W. & Edwards, T.C. 1989. Territory size, activity budget, and role of undulating flight in nesting golden eagles. *Journal of Field Ornithology* 60: 43-51.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1980. *The birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press, Oxford.
- Crane, K. & Nellist, K. 1999. *Island eagles: 20 years observing eagles on the Isle of Skye*. Cartwheeling Press, Skye.
- 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. NINA Rapport 1158. 23 s.

- Ellis, D.H. 1979. *Development of behavior in the golden eagle*. Wildlife Monographs No. 70. The Wildlife Society, Louisville, Ken.
- Evans, R.J., Pearce-Higgins, J., Whitfield, D.P., Grant, J.R., MacLennan, A. & Reid, R. 2010. Comparative nest habitat characteristics of sympatric white-tailed *Haliaeetus albicilla* and golden eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland. *Bird Study* 57: 473-482.
- Everett, M.J. 1981. Role of male golden eagle during incubation. *British Birds* 74: 309-310.
- Franson, J.C. & Russell, R.E. 2014. Lead and eagles: demographic and pathological characteristics of poisoning, and exposure levels associated with other causes of mortality. *Ecotoxicology* 23: 1722-1731.
- Fremming, O.R. 1980. Kongeørn i Norge. *Viltrapport* 12: 1-63.
- Fremming, O.R. 1982. Reproduksjonsøkologi hos kongeørn (*Aquila chrysaetos* (L.)) i et fjellkjedeområde i Norge. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo, Oslo.
- Gjershaug, J.O. 1981. Hekkeøkologi hos kongeørn *Aquila chrysaetos* (L.) i Møre og Romsdal. Hovedfagsoppgave. Zoologisk avd., Universitetet i Trondheim, Trondheim.
- Gjershaug, J.O. 1994. Kongeørn *Aquila chrysaetos*. S. 124-125 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Gjershaug, J.O. 1996. Breeding success and productivity of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in central Norway, 1970-1990. S. 475-484 i Meyberg, B.U. & Chancellor, R.D. (eds.) *Raptors in the modern world*. World Working Group on Birds of Prey and Owls, London.
- Gjershaug, J.O. & Nygård, T. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Kongeørn i Norge. Bestand, predatorrolle og forvaltning. NINA Fagrapport 58. 26 s.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. 1994. *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Gordon, S. 1955. *The golden eagle: King of birds*. Collins, London.
- Haftorn, S. 1958. Byttedyr fra kongeørn-reder i Trøndelag. *D.K.N.V.S. forhandlinger* 32: 18-23.
- Hagen, Y. 1952. *Rovfuglene og viltpleien*. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Haller, H. 1982. Raumorganisation und Dynamik einer Population des Steinalders *Aquila chrysaetos* m den Zentralalpen. *Der Ornithologische Beobachter* 79: 163-211.
- Halley, D.J. 1998. Golden and white-tailed eagles in Scotland and Norway. Coexistence, competition and environmental degradation. *British Birds* 91: 171-179.
- Halley, D.J. & Gjershaug, J.O. 2008. Inter- and intra-specific dominance relationships and feeding behaviour of golden eagles *Aquila chrysaetos* and sea eagles *Haliaeetus albicilla* at carcasses. *Ibis* 140: 295-301.
- Harmata, A.R. 2002. Encounters of golden eagles banded in the Rocky Mountain West. *Journal of Field Ornithology* 73: 23-32.
- Haworth, P.F., McGrady, M.J., Whitfield, D.P., Fielding, A.H. & McLeod, D.R.A. 2006. Ranging distance of adult golden eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland according to season and breeding status. *Bird Study* 53: 265-273.

- Haworth, P.F., Fielding, A.H., Whitfield, D.P. & Reid, R. 2009. Diet and breeding success of golden eagles: implications for land management. Haworth Conservation Rapport.
- Hägerroth, J.-E. 2015. Eggsamling er fortsatt en trussel mot fuglelivet! *Vår Fuglefauna* 38: 68-71.
- Heggøy, O. & Øien, I.J. 2014. Conservation status of birds of prey and owls in Norway. NOF-rapport 1-2014. 129 s.
- Hipkiss, T., Moss, E. & Hörnfeldt, B. 2014. Variation in quality of golden eagle territories and a management strategy for wind farm projects in northern Sweden. *Bird Study* 61: 444-446.
- Holme, J., Lyssand, A. & Axelsen, T. 1994. *Faunakriminalitet og annen naturkriminalitet - etterforskning og påtalebehandling*. ØKOKRIM, Oslo.
- Huhtala, K. & Sulkava, S. 1977. Kungsörnens näringsval i Finland 1958-75. Summary of papers from the Golden Eagle Conference in Uppsala, Sweden 18-19 April 1977.
- Hunt, W.G. 2002. Golden eagles in a perilous landscape: predicting the effects of mitigation for wind turbine blade-strike mortality. Rapport til California Energy Commission. 52 s. + vedlegg.
- Ims, R. A., Henden, J.-A., Killengreen, S. T. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 79-86.
- Jacobsen, K.-O., Johnsen, T.V., Nygård, T. & Stien, A. 2012. Kongeørn i Finnmark. Prosjektrapport 2011. NINA Rapport 818. 39 s.
- Jacobsen, K.-O., Stien, A., Nygård, T., Kleven, O., Mabile, G., Johnsen, T.V., Opgård, O., Østlyngen, A., Johansen, K. & Myklevoll, V. 2014. Kongeørn i Finnmark. Årsrapport 2013. NINA Rapport 1023. 26 s.
- Jacobsen, K.-O., Stien, A. & Kleven, O. 2015. Kongeørn i Finnmark. Årsrapport 2014. NINA Rapport 1144. 22 s.
- Johnsen, T.V., Systad, G.H., Jacobsen, K.-O., Nygård, T. & Bustnes, J.O. 2007. The occurrence of reindeer calves in the diet of nesting golden eagles in Finnmark, northern Norway. *Ornis Fennica* 84: 112-118.
- Johnston, N.N., Bradley, J.E., Otter, K.A. 2014. Increased Flight Altitudes among Migrating Golden Eagles Suggest Turbine Avoidance at a Rocky Mountain Wind Installation. *PLoS ONE* 9: e93030.
- Kenntner, N., Crettenand, Y., Fünfstück, H.-J., Janovsky, M. & Tataruch, F. 2007. Lead poisoning and heavy metal exposure of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) from the European Alps. *Journal of Ornithology* 148: 173-177.
- Knoff, C. 2013. Hekkesesongen 2013 i Norge. S. 25-29 i: Nygård, T., Auran, J.A., Gjershaug, J.O., Knoff, C. & Østerås, T.R. (red.) 2013. *Nordisk kongeørnsymposium 2013*. NINA Rapport 1001. 56 s.
- Knoff, C. & Nøkleby, P. 2009. Dårlig hekkesuksess for kongeørn i et reinbeitedistrikt i Hedmark. *Vår Fuglefauna* 32, 64-68.
- Kochert, M.N. & Steenhof, K. 2012. Frequency of nest use by golden eagles in southwestern Idaho. *Journal of Raptor Research* 46: 239-247.
- Kochert, M.N., Steenhof, K., McIntyre, C.L. & Craig, E.H. 2002. Golden eagle (*Aquila chrysaetos*). S. i: Poole, A. (red.) *The birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. <http://http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/684/>

- Lack, D.L. 1947. The significance of clutch-size. *Ibis* 89: 302-352.
- Lack, D.L. 1966. *Population studies of birds*. Clarendon Press, Oxford.
- Langford, K.H., Reid, M. & Thomas, K.V. 2013. The occurrence of second generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway. *Science of the Total Environment* 450-451: 205-208.
- Lehman, R.N., Kennedy, P.L. & Savidge, J.A. 2007. The state of the art in raptor electrocution research: a global review. *Biological Conservation* 136: 159-174.
- Lunde, Ø. 1985. Næringsøkologi hos kongeørn *Aquila chrysaetos* i Nord-Østerdalen, Sør-Norge. Hovedoppgave i spesiell zoologi til matematisk-naturvitenskapelig embedseksamen. Universitetet i Oslo, Oslo.
- Mabille, G., Stien, A., Tveraa, T., Mysterud, A., Brøseth, H. & Linnell, J.D.C. 2015. Sheep farming and large carnivores: What are the factors influencing claimed losses? *Ecosphere* 6: 82.
- Madry, M.M., Kraemer, T., Kupper, J., Naegeli, H., Jenny, H., Jenni, L. & Jenny, D. 2015. Excessive lead burden among golden eagles in the Swiss Alps. *Environmental Research Letters* 10: 034003.
- Madslie, K., Vikøren, T., Bernhoft, A., Salbu, B. & Teien, H.C. 2015. Bestemmelse av bly i lever hos norske rovfugler 1973-2014. Veterinærinstituttet, brev til Stortingets Energi- og miljøkomité 12. januar 2015. 2 s.
- Marchant, S. & Higgins, P.J. 1993. *Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic birds*. Vol.2. Oxford University Press, Oxford.
- Martin, J., Fackler, P.L., Nichols, J.D., Runge, M.C., McIntyre, C.L., Lubow, B.L., McCluskie, M.C. & Schmutz, J.A. 2011. An adaptive-management framework for optimal control of hiking near golden eagle nests in Denali National Park. *Conservation Biology* 25: 316-323.
- McGrady, M.J. 1997. Golden eagle. *BWP Update* 1: 99-114.
- McIntyre, C., Collopy, M.W. & Lindberg, M.S. 2006. Survival probability and mortality of migratory juvenile golden eagles from interior Alaska. *Journal of Wildlife Management* 70: 717-722.
- Millsap, B.A., Grubb, T.G., Murphy, R.K., Swem, T. & Watson, J.W. 2015 Conservation significance of alternative nests of golden eagles. *Global Ecology and Conservation* 3: 234-241.
- Moss, E.H.R., Hipkiss, T., Oskarsson, I., Häger, A., Eriksson, T., Nilsson, L.-E., Halling, S., Nilsson, P.-O. & Hörnfeldt, B. 2012. Long-term study of reproductive performance in golden eagles in relation to food supply in boreal Sweden. *Journal of Raptor Research* 46: 248-257.
- Moss, E.H.R., Hipkiss, T., Ecke, F., Dettki, H., Sandström, P., Bloom, P.H., Kidd, J.W., Thomas, S.E. & Hörnfeldt, B. 2014. Home-range size and examples of post-nesting movements for adult golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in boreal Sweden. *Journal of Raptor Research* 48, 93-105.
- Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. Buteo Books, Vermillion.
- Norberg, H. 2005. Cause-specific mortality of radio-collared reindeer calves: a summary report of calf mortality studies in the Finnish reindeer herding area from 1997-2004. Finnish Game and Fisheries Research Institute Rapport. 65 s.

- Norberg, H., Kojola, I., Aikio, P. & Nylund, M. 2006: Predation by golden eagle *Aquila chrysaetos* on semi-domesticated reindeer *Rangifer tarandus* calves in Northeastern Finnish Lapland. *Wildlife Biology* 12: 393-402.
- Nybakk, K., Kjølvik, O., Kvam, T. 1999. Golden eagle predation on semidomestic reindeer. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 27: 1038-1042.
- Nygård, T. 2013. Har vi en bærekraftig kongeørnbestand i nord? S. 20-22 i: Nygård, T., Auran, J.A., Gjershaug, J.O., Knoff, C. & Østerås, T.R. (red.) 2013. *Nordisk kongeørnsymposium 2013*. NINA Rapport 1001. 56 s.
- Nygård, T. & Gjershaug, J.O. 2001. The effect of low levels of pollutants on the reproduction of golden eagles in western Norway. *Ecotoxicology* 10: 285-290.
- Nygård, T. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. NINA Rapport 834. 51 s.
- Nygård, T. & Østerås, T.R. 2014. Kongeørn i Nord-Trøndelag 2009-2013. NINA Rapport 1011. 27 s.
- Nygård, T., Falkendalen, U. & Bergström, T. 2006. Satellitmærkte kungsörnars rörelser i Sverige. *Kungsörnen* 2006: 48-53.
- Nyström, J., Ekenstedt, J., Angerbjörn, A., Thulin, L. Hellström, P. & Dalén, L. 2006. Golden eagles on the Swedish mountain tundra - diet and breeding success in relation to prey fluctuations. *Ornis Fennica* 83: 145-152.
- Ollila, T. 2013. Olle, Weepee och Tytti, de tre finska satellitörnar. S. 16 i: Nygård, T., Auran, J.A., Gjershaug, J.O., Knoff, C., Østerås, T.R. (red.) *Nordisk kongeørnsymposium 2013*. NINA Rapport 1001. 56 s.
- PBRG (Predatory Bird Research Group) 1995. *A pilot golden eagle population study in the Altamont Pass Wind Resource Area, California*. University of California, Santa Cruz.
- Pfaff, A. 1993. Bestandsstørrelse, reproduksjon og næringsvalg hos kongeørn *Aquila chrysaetos* (L.) i Aust-Agder. Cand. scient.-oppgave. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, Oslo.
- Legagneux, P., Suffice, P., Messier, J.-S., Lelievre, F., Tremblaym J.A., Maisonneuve, C., Saint-Louis, R. & Bêty, J. 2014. High risk of lead contamination for scavengers in an area with high moose hunting success. *PLoS ONE* 9: e111546.
- Ray, M.S. 1928. Record set of eggs of the golden eagle. *Condor* 30: 250.
- Reitan, M. 2013. Assessing the diet of the golden eagle (*Aquila chrysaetos*) and the biomagnification of metals by use of stable isotope analysis and ICP-MS. Masteroppgave. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), Trondheim.
- Ruddock, M. & Whitfield, D.P. 2007. A review of disturbance distances in selected bird species. Natural Research (Projects) Ltd. Rapport. 181 s.
- Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F., Carrete, M. & Martínez, J.E. 2000. Age and breeding success of a golden eagle *Aquila chrysaetos* population in southeastern Spain. *Bird Study* 47: 235-237.
- Sandgren, C., Hipkiss, T., Dettki, H., Ecke, F. & Hörnfeldt, B. 2014. Habitat use and ranging behaviour of juvenile Golden eagles within natal home ranges in boreal Sweden. *Bird Study* 61:9-16.

- Selås, V. 2011. Mulige indirekte effekter av klimavariasjoner for smågnagere og hønsfugler. Bestandsfluktasjoner 1920-2010 vurdert i forhold til frøsetting og sommertemperatur. INA Fagrapport 16. 55 s + vedlegg.
- Shimmings, P. & Øien, I.J. 2015. Bestandsestimater for norske hekkefugler. NOF-rapport 2015-2. 268 s.
- Singh, N. 2014. Sändarprojektet. S. 6-7 i: Magnusson, M. (red.) *Kungsörnsymposium 2014*. Kungsörn Sverige Rapport. 35 s.
- Skouen, S.K. 2012. Assessing diet and prey handling in golden eagles (*Aquila chrysaetos*) by video monitoring at nest. Masteroppgave. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Ås.
- SSB 2013. Registrert avgang av store rovdyr. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/statistikkbanken>, nedlastet: oktober 2015.
- Staav, R. 1990. Rekordgammal kungsörn. *Vår Fågelvärld* 49: 34.
- Steen, O.F. & Sørli, B. 2008. Overvåking av hekkeplasser for jaktfalk og kongeørn i Telemark for å forebygge faunakriminalitet. *Våre Rovdyr* 22, 82-89.
- Steenhof, K., Kochert, M.N. & Doremus, J.H. 1983. Nesting of subadult golden eagles in southwestern Idaho. *Auk* 100: 743-747.
- Steenhof, K., Kochert, M.N. & McDonald, T.L. 1997. Interactive effects of prey and weather on golden eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology* 66: 350-362.
- Strand, O. 2007. Kongeørn og villrein. *Villreinen* 2007: 26-30.
- Sulkava, S., Huhtala, K., Rajala, P. & Tornberg, R. 1999. Changes in the diet of the golden eagle *Aquila chrysaetos* and small game populations in Finland in 1957-96.
- Systad, G., 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. NINA Rapport 236. 36 s.
- Teresa, S. 1980. Golden eagles successfully breeding in subadult plumage. *Raptor Research* 14: 86-87.
- Tjernberg, M. 1981. Diet of the golden eagle *Aquila chrysaetos* during the breeding season in Sweden. *Ecography* 4: 12-19.
- Tjernberg, M. 1983a. Habitat and nest site features of golden eagle, *Aquila chrysaetos* (L.) in Sweden. *Swedish Wildlife Research* 12: 131-163.
- Tjernberg, M. 1983b. Prey abundance and reproductive success of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in Sweden. *Holarctic Ecology* 6: 17-23.
- Tjernberg, M. 2006. Kungsörns status och ekologi i Sverige 2006 samt tänkbare prognoser för artens utveckling. ArtDatabanken, SLU, Rapport. 44 s.
- Tjernberg, M. & Landgren, T. 2010. Kungsörn – javisst, men vilken ålder? *Fåglar i Uppland* 2010: 5-15.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Henaug, C., Yoccoz, N.G. 2003. An examination of a compensatory relationship between food limitation and predation in semi-domesticated reindeer. *Oecologia* 137: 370-376.
- Walker, D., McGrady, M., McCluskie, A., Madders, M. & McLeod, D.R.A. 2005. Resident golden eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. *Scottish Birds* 25: 24-40.

- Warren, J.T., Myrsterud, I. & Lynnebakken, T. 2001. Mortality of lambs in free-ranging domestic sheep (*Ovis aries*) in northern Norway. *Journal of Zoology, London* 254: 195-202.
- Watson, I. 2010. *The golden eagle*. Second edition. T & AD Poyser, London.
- Watson, J., Payne, S. & Rae, R. 1989. Golden eagles *Aquila chrysaetos*: land use and food in northeast Scotland. *Ibis* 131: 336-348.
- Watson, J., Rae, S.R., Stillman, R. 1992. Nesting density and breeding success of golden eagles *Aquila chrysaetos* in relation to food supply in Scotland. *Journal of Animal Ecology* 61: 543-550.
- Weston, E. 2014. Juvenile dispersal behavior in the golden eagle (*Aquila chrysaetos*). PhD thesis. University of Aberdeen, Aberdeen.
- Whitfield, D.P., Evans, R.J., Broad, R.A., Fielding, A.H., Haworth, P.F., Madders, M., McLeod, D.R.A. 2002. Are reintroduced white-tailed eagles in competition with golden eagles? *Scottish Birds* 23: 36-45.
- Whitfield, D.P., Fielding, A.H., McLeod, D.R.A. & Haworth, P.F. 2004. Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biological Conservation* 119: 319-333.
- Whitfield, D.P., Fielding, A.H., McLeod, D.R.A. & Haworth, P.F. 2008. A conservation framework for the golden eagle: implications for conservation and management in Scotland. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 193. 151 s.
- Whitfield, D.P., Marquiss, M., Reid, R., Grant, J., Tingay, R. & Evans, R.J. 2013. Breeding season diets of sympatric white-tailed eagles and golden eagles in Scotland: no evidence for competitive effects. *Bird Study* 60: 67-76.
- Østlyngen, A. & Nøkleby, P. 2014. Kungsörnen i Norge. S. 28 i: Magnusson, M. (red.) *Kungsörnsymposium 2014*. Kungsörn Sverige Rapport. 35 s.