

SKOGBRUKETS BETYDNING FOR HØNSEHAUKENS (*ACCIPITER GENTILIS*) BRUK AV REIRPLASSER

IMPACT OF FORESTRY ON THE GOSHAWK'S (*ACCIPITER GENTILIS*) USE OF
NEST SITES

ØYSTEIN SAGA

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 60 STP. 2009



Forord

Denne masteroppgaven i naturforvaltning ved Universitetet for miljø og biovitenskap, ble til etter eget initiativ og med god hjelp av min veileder Vidar Selås. Jeg vil spesielt takke Vidar Selås for veiledning og faglig støtte i denne masteroppgaven. En stor takk til alle som har bidratt med informasjon om hekkelokaliteter for hønehauk og da spesielt Per Arne Grandalen, Thor Erik Jelstad, Arnkjell Johansen, Jon Trygve Johnsen og Kurt Olav Selås, som har latt meg få bruke data fra deres feltundersøkelser. Odd Frydenlund Steen og Morten Lysø takkes for stor hjelpsomhet med hensyn til å få ut data på hønehauk fra viltkartverk og tidligere prosjekter i henholdsvis Telemark/Buskerud og Akershus. Jeg vil videre takke aktører i skognæringen for informasjon om hogst. Jeg vil takke Fylkesmannen i Aust-Agder, Fylkesmannen i Telemark, Fylkesmannen i Buskerud og Direktoratet for naturforvaltning for økonomisk støtte til oppgaven.

Universitetet for miljø og biovitenskap

Ås, 15. mai 2009

Øystein Saga

Sammendrag

Hønehauken (*Accipiter gentilis*) er en gammelskogsart som har vist en markert tilbakegang i de siste hundre årene, og en antar at det moderne skogbruket har vært en viktig direkte og indirekte årsak til dette. Nedhogging av reirtre og eldre skog i jakthabitatet har ført til at mange hekkeplasser er utradert og at bestandene av viktige byttedyr som ekorn (*Sciurus vulgaris*) og skogsfugl (*Tetraonidae*) har gått tilbake. Denne undersøkelsen fokuserte på hønehauk og skogbruk, ved å se om det er en sammenheng mellom bruk av reiret og påvirkning av skogsdrift på hekkelokaliteten. Sommeren 2008 gjennomførte jeg en undersøkelse av skogstruktur ved hønehaukreir i fylkene Aust-Agder, Telemark, Buskerud, Akershus og et reir ble undersøkt i Oslo. I alt ble 134 hønehaukreir oppsøkt. Hønehauken hekket på 31,3 % av reirene, musvåk (*Buteo buteo*) hekket på 6 % og 3 % ble brukt av ukjent art. Det var få reirlokalteter der det ikke hadde vært utført hogst i en avstand lengre enn 100 m fra reiret. For reir med hogstinnngrep nærmere enn 50 m var det kun de med over 40 % gran (*Picea abies*) i gjenværende reirhabitat som ble brukt av hønehauk i 2007 eller 2008. Ved hogstinnngrep fra 50 til 100 m fra reiret hadde andelen gran ingen betydning for haukens bruk. På 13 lokaliteter der jeg antok at det var utført hogst etter Levende Skog standard var det gjennomsnittlig 38 m fra reiret til hogst og reirbestanden med eldre skog var fra 3,2 til 47 daa i størrelse, gjennomsnittlig 19 daa. Tilgang på alternativt reir og arealet til det resterende reirbestand var de to variablene som så ut til å ha størst betydning for om et reir ble brukt 2. eller 3. år etter hogstinnngrep under 50 m fra reiret. I enkelttester var avstand til hogst og % gran de variablene som best forklarte om reir var i bruk 2007 eller 2008 etter hogst nærmere enn 50 m fra reir. Jeg slutter meg til tidligere anbefalinger om å beholde en buffersone på 50 m rundt reir slik som praksis er i dag. Videre bør en ha én eller flere korridorer med eldre skog fra reiret knyttet til eldre skog. Tar en vare på hekkelokaliteter og i tillegg beholder en andel på 20-30 % eldre skog i hogstklasse 4 og 5 på hver skogseiendom over 80-100 daa, vil dette være gunstig både for hønehauken, dens byttedyr og annet biologisk mangfold på et større landskapsnivå.

Abstract

The goshawk (*Accipiter gentilis*) is a species connected to old forest. Modern forestry practice has directly or indirectly contributed to decreased goshawk populations during the last hundred years. Cutting down nesting trees, nesting tree stands and reducing old forest in the hunting area have reduced both nesting areas and the number of important prey like squirrel (*Sciurus vulgaris*) and woodland grouse (*Tetraonidae*). This investigation focused on goshawk and forestry, to see if there is a connection between use of nests and logging in the nesting habitat. In the summer 2008 I described the forest structure at goshawk nests in the counties of Aust-Agder, Telemark, Buskerud, Akershus and one nest in Oslo. A total of 134 goshawk nests were investigated. Goshawk used 31.3 % of the nest, common buzzard (*Buteo buteo*) used 6 % and unknown species used 3 % of the nests. Few nests were situated more than 100 m from a forestry clearing. For nests with a forestry clearing closer than 50 m only those with more than 40 % spruce (*Picea abies*) density in the remaining nesting stand were in use in 2007 or 2008. When the distance to the nearest forestry clearing ranged 50-100 m the hawk's use of the nests was not related to spruce density. On 13 locations where I assumed that the "Levende Skog standard" (a forestry environment management) had been carried out, the average distance from the nest to the nearest forestry clearing was 38 m and the remaining area of old forest in the nest stand ranged 3.2-47 acres, in average 19 acres. Access to alternative nests and the area of the remaining nest tree stand were the two factors that had most impact on whether a nest was used or not in the 2. or 3. year after logging closer than 50 m from the nest. In single tests, distance to logging and % spruce were the variables that best explained whether a nest was used in 2007 and 2008 after logging closer than 50 m. I support other investigations recommending keeping a 50 m buffer around nest as is the practice today. It should also be one or more corridors with old forest connecting the nest stand with old forest. Saving nesting location and keeping 20-30 % medium aged and old forest on properties larger than 80-100 acres will provide living condition both for the goshawk, its prey species and for other old forest connected species on a landscape level.

Innhold

Forord	1
Sammendrag	2
Abstract	3
1. Innledning	5
2. Metode	7
2.1. Områdebeskrivelse	7
2.2. Feltmetodikk	9
2.3. Materiale og analyser	10
3. Resultat	12
4. Diskusjon	22
4.1. Konklusjon	27
5. Referanser	29

1. Innledning

Hønehauken (*Accipiter gentilis*) er en mellomstor skogtilknyttet rovfugl som er utbredt over store deler av vestlige palearktis (Cramp og Simmons 1980). I barskogene i Norden er skogsfugl (*Tetraonidae*), hare (*Lepus timidus*) og ekorn (*Sciurus vulgaris*) de viktigste byttedyrene, mens det i kulturlandskapet er et større byttedyrutvalg og byttedyr er gjennomsnittlig mindre i størrelse (Gundersen et al. 2004). Jaktteknikken hauken bruker er snikjakt, ved å sitte i et tre og speide, for så i lav flukt å bruke omgivelsene for å overraske byttet, som sjelden forfølges over lengre avstander (Marcstrøm et al. 1990).

Eldre barskog er det habitatet hønehauken i først rekke er tilpasset å jakte og leve i, noe som har ført til en konflikt med det moderne skogbruket (Grønlien et al. 1993, Nygård et al. 1998, Knoff 1999). På 1950-60-tallet ble bestandsskogbruket innført i Norge. Det har ført til en reduksjon av både byttedyr knyttet til eldre barskog og antall hønehaukindivider (Widen 1997, Grønlien 2004). Hønehauken har etter innføringen av bestandsskogbruket på 1950-tallet fått mindre egnet habitat å jakte og hekke i (Selås 1998, Knoff 1999, Grønlien 2004). Reirlokalteter er utsatt for hogst og mange hønehaukreir har blitt hogget opp gjennom årene (Bergo 1992, Grønlien et al. 1993, Tømmerås 1993, Knoff 1996, Sandvik 1996, Selås 1998, Knoff 1999, Grønlien 2004, Steen 2004). Selv om det er omfattende hogst ved selve reirtreet, er det mulig at eldre individer knyttet til reiret vil hekke første året etter hogst for senere å forsvinne, eller de bruker lokaliteten i mangel på alternative reir (V. Selås pers. medd.)

Bestanden av hønehauk har blitt redusert i de siste 100 år (Sollien 1979, Bergo 1992, Knoff 1999, Grønlien 2004). Nedgangen av hønehaukbestanden har ført til at den står oppført på rød-lista som sårbar, med liten populasjon under reduksjon (Kålås et al. 2006). Estimert bestand for hele landet er minimum 1453 par, sannsynligvis 1765 og maksimum 2055 par (Grønlien 2004). Rundt 1890 var hønehaukbestanden estimert til å være ca 10000 par (Grønlien 2004). Gundersen et al. (2004) konkluderer med en nedgang på 30-40 % i hekketetthet og ungeproduksjon fra 1950 til 1975. Dette viser at bestanden har blitt redusert over tid og antageligvis er i fare for videre nedgang, hvis livsbetingelsene til hauken ikke blir opprettholdt på dagens nivå eller forbedres.

For å få en miljøprofil og kunne ivareta miljøhensyn i skogbruket, har skognæringen utarbeidet og tatt i bruk en standard som kalles Levende Skog standard. Denne Levende Skog standard skal følges for å kunne levere miljøsertifisert tømmer til kjøpere og for å ivareta

viktige miljøelementer der det blir utført hogst og annen virksomhet relatert til bruk av skogen. Blant annet er hønsehaukreir et slikt viktig miljøelement, som er spesifisert i Levende Skog standard for hvordan det skal tas hensyn til ved hogst (Eidahl 2008). De viktigste punktene er: ”1) Beholde en urørt sone med radius 50 m (8 daa) rundt reirtreet. Marker sirkelen med merkebånd hvis det skal hogges i kanten av reirbiotopen. 2) Unngå skogbruksaktivitet innenfor en radius på ca 200 m rundt reiret i tidsrommet 1. mars-15. juli. 3) Unngå at biotopen blir en isolert ”øy” med hogstflate på alle kanter.” Hvis det skal utføres andre inngrep enn i overnevnte punkter må en benytte en kvalifisert person som har kunnskap på hønsehauk, før det skal hogges (Eidahl 2008). Hvis et reir ikke har vært i bruk i de siste fem årene kan reirplassen hogges, under forutsetning av at en kvalifisert person har godkjent dette, gjerne en lokal ornitolog (Eidahl 2008).

Denne oppgaven vil fokusere på hønsehauk og skogbruk, ved å se om det er en sammenheng mellom bruk av reiret og påvirkning av skogsdrift på hekkelokaliteten. Både avstand til hogst, areal på gjenstående bestand, tretetthet, treslags sammensetning og eventuell tilgang på alternative reir kan forventes å påvirke hønsehaukens bruk av en reirlokaltet etter hogst. Målet med oppgava har vært å evaluere hvorvidt Levende Skog standard er tilstrekkelig for å hindre at hekkelokaliteter blir forringet. Undersøkelsen vil også avdekke i hvor stor utstrekning Levende Skog standard blir praktisert ved hogst nær hønsehaukreir.

2. Metode

2.1. Områdebeskrivelse

Feltarbeidet ble utført i den midtre og sørlige delen av fylkene Aust-Agder, Telemark, Buskerud, Akershus og på en lokalitet i Oslo (Fig. 1). Kommunene som inngikk i undersøkelsen var: Åmli, Tvedestrand, Arendal, Vegårshei, Froland og Gjerstad i Aust-Agder, Bø, Sauherad, Nome, Skien, Hjartdal, Drangedal og Notodden i Telemark, Kongsberg, Øvre Eiker, Modum, Flå, Krødsherad, Flesberg, Sigdal, Nore og Uvdal, Ringerike, Drammen og Lier i Buskerud, Ås, Ski, Frogn, Vestby og Nesodden i Akershus og Oslo kommune i Oslo fylke. I Aust-Agder (58°43'09.53"N, 8°46'51.14"E), lå undersøkelsesområdet i boreonemoral vegetasjonssone i klart oseanisk seksjon, i sørboreal og mellomboreal sone (Moen 1999). I Telemark (59°23'53.39"N, 9°12'08.39"E), lå undersøkelsesområdet i boreonemoral, sørboreal og mellomboreal sone (Moen 1999). I Buskerud (59°47'33.77"N, 9°52'51.40"E) lå undersøkelsesområdet i boreonemoral, sørboreal og mellomboreal sone (Moen 1999) og i Oslo (59°50'26.37"N, 10°47'44.82"E), der et reirområde ble undersøkt, sørøst i boreonemoral vegetasjonssone i svakt oseanisk seksjon (Moen 1999). I Akershus (59°41'51.94"N, 10°48'46.90"E), ble undersøkelsene utført sørvest i boreonemoral vegetasjonssone i svakt oseanisk seksjon (Moen 1999). Reirene lå i skog dominert av furu (*Pinus sylvestris*) eller gran (*Picea abies*). I Aust-Agder og Akershus var det også innslag av edelløvskog, men ikke av stor mengde i undersøkelsesområdet. Akershus skilte seg ut med en stor andel granskog, jordbruksarealer og en del bebyggelse i nærheten av reirhabitatene. I de andre fylkene var det furu som dominerte skoglandskapet.

Andel areal med eldre skog fordelt på hogstklassene 4 (eldre produksjonsskog) og 5 (hogstmoden skog) slått sammen, av det totale skogarealet for de enkelte fylker var henholdsvis: Aust-Agder (1995-1999) 55,7 %, Telemark (2000-2004) 57,2 %, Buskerud (2000-2004) 56,4 % og Akershus 43,2 % (1995-1999) (Norsk institutt for skog og landskap 2008). Tallene i parentes er årene datamaterialet er hentet fra. Graden av jordbruk varierer mellom fylkene hvor Akershus skiller seg ut med et stort jordbruksareal. Jordbruksareal i drift i prosent av landareal var i 2007 for Aust-Agder 1,3 %, Telemark 1,8 %, Buskerud 3,8 % og Akershus 16,2 % (Statistisk sentralbyrå 2009).

For Aust-Agder, Akershus og store deler av Buskerud og Telemark samt sørøstre del av Oslo, er berggrunnen grunnfjell bestående av «dyp og overflatebergarter (1700-900 mill. år) gotisk

og svekonorvegisk» (Sollie og Nordgulen 2007). I de sørøstlige deler av Buskerud, i store deler av Oslo og et lite område sørøst i Telemark, består området av det såkalte Oslofeltet. Oslofeltet inneholder dag- og dypbergarter og sedimentære bergarter (Ramberg et al. 2007).

Gjennomsnittstemperatur for januar og juli samt gjennomsnittlig årsnedbør er hentet fra en kommune som ligger sentralt i undersøkelsesområdet til hvert av de ulike fylkene: Aust-Agder, Åmli kommune, januar -3,7 C, juli 15,5 og årsnedbør 1230 mm, Telemark, Bø kommune, januar -7,0 C, juli 15,8 C og årsnedbør 790 mm, Buskerud, Kongsberg kommune, januar -6,6 C, juli 15,8 C og årsnedbør 800 mm, Oslo, Oslo kommune, januar -4,3 C, juli 16,4 årsnedbør 763 mm, Akershus, Ås kommune, januar -4,8 C, juli 16,1 og årsnedbør 785 mm (Meteorologisk institutt 2008).



Fig. 1. Oversikt over studieområde (farget felt) og fylker undersøkelsen ble utført i (Miljøstatus i Norge 2009).

Rundt år 2000 var den estimerte hekkebestanden av hønsehauk i Aust-Agder 120-160 par, Telemark 140-150 par, Buskerud 140-150 par og i Oslo/Akershus 50-90 par (Grønlien 2004).

2.2. Feltmetodikk

Feltarbeidet ble utført i tidsrommet juni, juli og august 2008. Informasjon om reirlokalteter for hønehauk ble innhentet fra viltkonsulenten hos Fylkesmannen i Telemark, skogbrukssjefen i Follo og fra ornitologer. Et feltskjema for registrering av punkter i feltarbeidet, ble kopiert fra Norsk viltkompetanse og kalles feltskjema hønehauk (Steinsvåg 2008).

Det ble utført undersøkelse rundt ett reir per hønehaukterritorium. Det ble sjekket om reiret var i bruk eller ikke, ved å se fra bakkenivå om reiret var pyntet med grønne greiner, om det var dun fra voksen fugl, eller om det var ekskrementer og ribbeplass nær reiret. Utover i sesongen vil observasjon av unger og lyd fra disse være sikre indikatorer på om reiret er i bruk.

Ved reirplassen registrerte jeg reirets beliggenhet ut ifra avstand til hogst. På reirlokaltet hvor det ikke var hogst innenfor en radius av 100 m, ble det ikke utført noen videre analyser. En slik reirlokaltet ble kategorisert som uberørt av mennesker og følgelig av mindre interesse i dette prosjektet. Var avstanden til hogst under 100 m ble det gjort registreringer etter følgende prosedyre: 1) ta et GPS punkt av reiret. 2) analysere hvilken type hogstform som var på stedet og avstand til den. 3) se på skogstrukturen i en radius på 50 m rundt reiret og i en avstand på ca 150 m i en radius fra reirets beliggenhet. 4) det skal foretas høydemåling av reirtreet, reiret og enkelte store trær innenfor en radius på 50 m rundt reirtreet med en høydemåler. Høydemåleren som ble brukt var en Vertex 3, Hagløf Sweden. 5) ved hjelp av et relaskop taes det fem målinger av stående grunnflate av trær i bestandet rundt reirtreet. Første måling ble utført fem meter fra reirtre og i motsatt retning av nærmeste hogst, avstanden ble skrittet opp. De fire andre målingene ble utført i hver kompassretning, nord, øst, sør og vest, ca 25 m fra reirtreet, avstanden ble skrittet opp. Det var ikke alltid det var mulig å utføre en slik optimal måling av skogen rundt reirtreet. Det kunne være på grunn av hogst eller terrengformasjoner. Da måtte man ta hensyn til dette og utføre målinger med minst mulig overlapp av hverandre. I enkelte tilfeller kunne da antall målinger variere fra 1-5 på en lokalitet. Målinger skulle ikke innbefatte kantsone mot flatehogst og område med mye vindfall. De registrerte trærne ble delt inn i tre grupper, gran, furu og løvtrær. 6) det registreres hva som er dominerende treslag og hogstklasse på bestandet. 7) arealet av eldre skog, det vil si hogstklasse 4 og 5, rundt reirtreet ble målt med en GPS. Det ble brukt en Garmin GPSMAP 60csx som har en innebygd funksjon for å måle areal. Man markerer med

GPS reirtreet og går i en radius rundt reirtreet der det er eldre skog. Avstanden fra reirtreet til ytterpunktet en målte skulle ikke overstige 150 m og skulle kun omfatte eldre skog.

Informasjon om tidspunkt for hogst ble innhentet fra skogbrukssjefer, skogbruksledere og om nødvendig fra grunneiere. For flere lokaliteter, spesielt der det var eldre hogst, var det vanskelig å få et nøyaktig tidspunkt for hogsten. Tidspunkt for gammel hogst var uansett ikke av betydning for min undersøkelse. På tross av kontakt med både skognæring, ornitologer og grunneiere var det ikke alltid mulig å få angitt hogsttidspunkt, spesielt ikke et nøyaktig årstall. Jeg fikk også for noen hogster sprikende informasjon på hogsttidspunkt fra samme sted, fra ulike kilder. Det ble da ut ifra egen bedømming på stedet og eventuelt ut ifra informasjon fra ornitologer som har skrevet ned hogsttidspunktet etter å ha befart samme reirplass gjerne over flere år, satt et mer nøyaktig tidspunkt for hogsten. Eventuelt ble ikke lokaliteten brukt i analysene mine.

Jeg antok at Levende Skog standard for hogst ved hønsehaukreir var anvendt på lokaliteter med oppmerking med bånd eller merking med maling på trær rundt det gjestående reirbestandet, og på lokaliteter der hogsten var av nyere dato og det var tatt hensyn til reirbestandet på en slik måte at det så ut som at Levende Skog standard var utført. Avstanden til hogst ble når sikten var mulig målt med en avstandsmåler. Avstandsmåleren som ble brukt var en Nikon Laser 1200 7x25 Waterproof. Der det ikke var mulig å måle fra reiret til hogstkant eller omvendt, ble det målt til et punkt i bestandet, fra dette punktet ble det målt til hogstkant/reirtre. GPS ble brukt der en ikke kunne bruke avstandsmåleren. Dette gjaldt for meget tett skog, i veldig kupert terreng og ved lang avstand til hogst. Målepunktet i hogstkanten var et tre som sto i kanten av reirbestandet. Ofte ble det målt fra kanten av hogsten ved et tre og inn til reirtreet. Ved å henge en hvit plastpose i reirtreet kunne en lette oppmålingen med avstandsmåleren. Dette ble oftest gjort i bestand der skogen var tett og reirtreet kunne være vanskelig å skille ut ifra andre trær.

2.3. Materiale og analyser

I alt ble det oppsøkt 158 reirlokalteter, hvorav det ble funnet og registrert reir på 134 lokaliteter (Tabell 1). Det ble ikke funnet reir på 24 lokaliteter, av disse var 12 utgått på grunn av hogst.

Tabell 1. Oversikt over antall reirlokalteter undersøkt.

Antall reirlokalteter oppsøkt	158
Antall lokaliteter reir ikke funnet	12
Antall lokaliteter reir borte på grunn av hogst	12
Antall lokaliteter reir undersøkt	134

I analysen av reirdataene for 2008-sesongen var mange reir i gruppen "ikke brukt" lokalisert i et tilsynelatende bra habitat. Mange aktuelle reir i bra habitat kan være i bruk et annet år, samtidig som reir "i bruk" i tilsynelatende dårlig habitat kan være på vei til å utgå. Jeg har et stort materiale, men slike nevnte reir vil føre til mye støy i analysen min. For å redusere disse feilkildene, har jeg brukt som responsvariabel reir brukt/ikke brukt 2. eller 3. år etter hogst, og reir brukt/ikke brukt i 2007 eller 2008. Begge tilnærmingene reduserer problemet med at mange haukepar veksler mellom alternative reir. Førstnevnte tilnærming er nok den beste, fordi den også reduserer problemet med at hauken i blant benytter et reir som "nødløsning" første år etter hogst, fordi den ikke har noen alternativer eller fordi den er sterkt knyttet til lokaliteten.

Avstand til hogst og areal av reirbestandet var de viktigste forklaringsvariablene. Det ble også fokusert på gran og dekningen den gir rundt reiret. Gran gir bedre dekning enn furu, derfor ble den valgt som en viktig variabel i analysene. Videre har tilgang på alternative reir mye å si for bruken av et enkelt reir og er således en viktig variabel. Relaskopsum av bartrær er en viktig variabel fordi det ikke var noe løvskog av betydning på reirlokaltetene, således ble total relaskopsum av bar og løvtrær slått sammen som en viktig variabel.

Statistikk som ble brukt var logistisk regresjon (enten/eller, for å bestemme hvilke faktorer som kunne relateres til om et hønsehaukreir var i bruk eller ikke), med Likelihood Ratio tester. Jeg brukte AIC verdier ($-2 \times \log \text{likelihood} + 2 \times K$, K = antall parametere), for å velge de beste modellene i undersøkelsen. Analysene ble utført i statistikkprogrammet JMP 4.0 (SAS Institute Inc 2000).

3. Resultat

Av totalmaterialet på 134 reirlokalteter var 42 (31,3 %) i bruk av hønehauk i 2008 (Tabell 2). I tillegg var det 8 lokaliteter der hauken hekket i et annet reir i nærheten. Enkelte lokaliteter var overtatt av musvåk (*Buteo buteo*) (Tabell 2). To av reirene som var brukt av hønehauk var kunstig bygget.

Tabell 2. Oversikt over reirlokaltetene undersøkt og andel i bruk.

	Antall	Prosent
Reir i bruk hønehauk	42	31,3
Hønehauk hekking på lokaliteten, annet reir	8	6,0
Reir i bruk musvåk	8	6,0
Musvåk hekking på lokaliteten, annet reir	1	0,7
Reir i bruk ukjent art	4	3,0
Reirlokalteter ikke i bruk	71	53,0
Totalt	134	100

Det var få reirlokalteter der det ikke hadde vært utført hogst i en avstand lengre enn 100 m fra reiret (Fig. 2). Undersøkelsen viser at det er vanlig med hogstinnngrep av ny eller eldre årgang i umiddelbar nærhet av et hønsehaukreir.

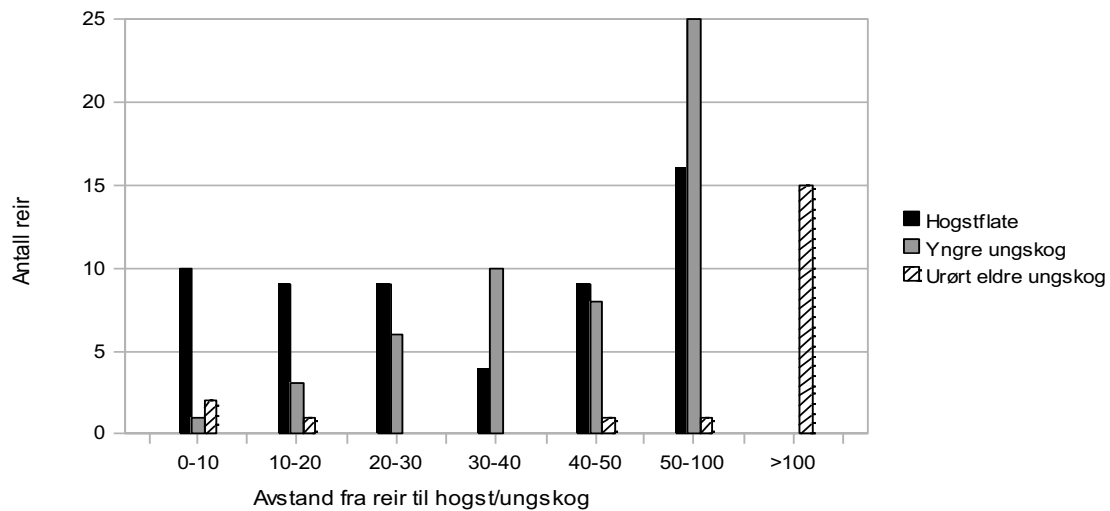
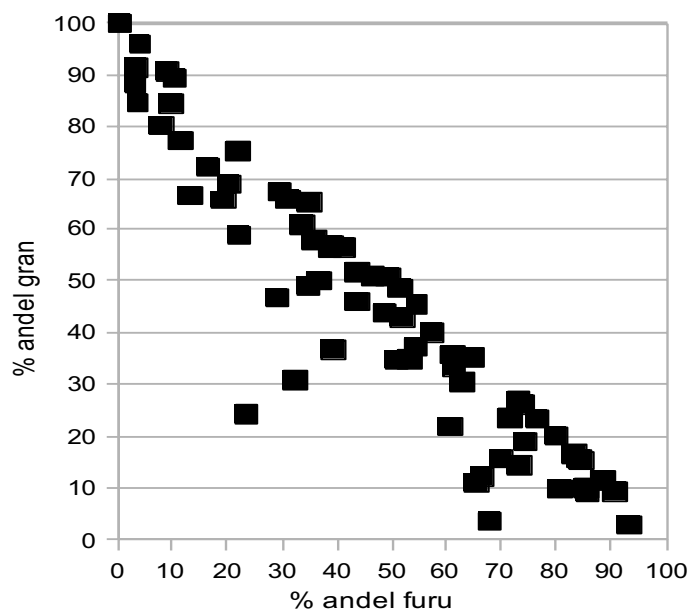


Fig. 2. Reirlokaltetene kategorisert ut ifra avstand til hogstinnngrep. Ungskog er definert som hogstklasse 2 og 3.

De aller fleste lokalitetene var dominert av barskog (Fig. 3). På kun to lokaliteter utgjorde løvtrær mer enn 30 % av relaskopsummen.



Figur 3. Prosentandel gran og furu av samlet total relaskopsum. Ved lav andel er lokaliteten dominert av løvtrær.

Figur 4 viser relaskopsum for gran og furu (m²/ha) i de enkelte reirlokaltetene.

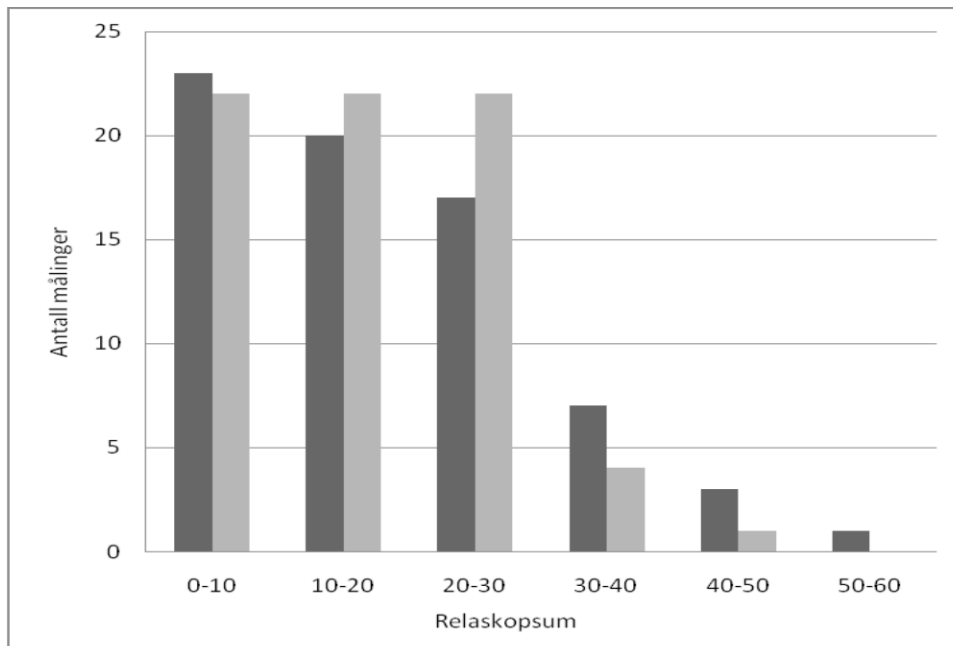


Fig. 4. Antall reirlokalteter fordelt på kategorier av relaskopsum for gran og furu. Mørk farge er gran, lys farge er furu.

Figur 5 viser fordelingen av reirlokalteter definert ut ifra arealet i dekar av eldre skog, definert som hogstklasse 4 og 5 slått sammen, og antall reir i de ulike arealkategoriene.

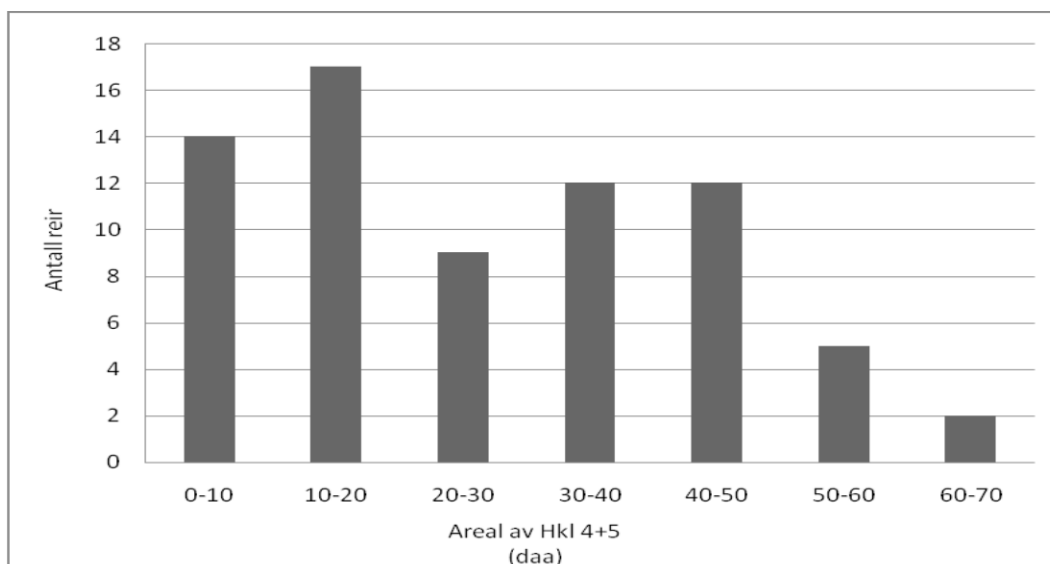


Fig. 5. Antall reir fordelt på kategorier av arealstørrelse på reirbestandet av eldre skog hogstklasse 4 og 5 slått sammen.

Figur 6 viser forholdet mellom relaskopsum og areal. Det var ikke noen signifikant sammenheng mellom de to variablene ($r = 0,11$, $P = 0,352$).

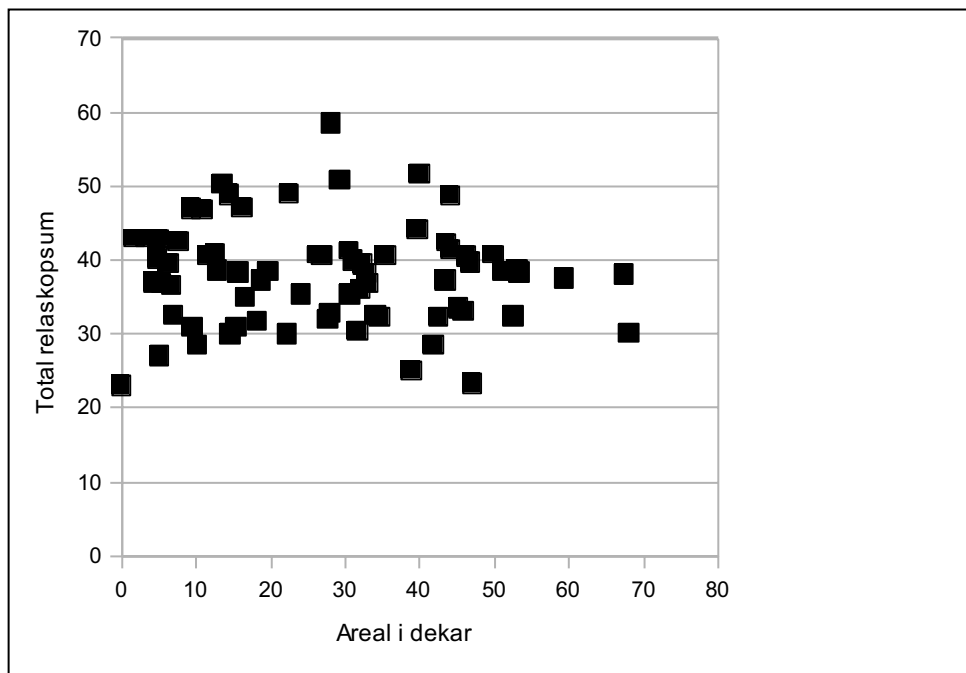


Fig. 6. Forholdet mellom total relaskopsum m^2/ha og areal på hver enkelt reirlokaltet.

Levende Skog standard var etter det jeg kunne bedømme ut ifra tegn på oppmerking og forsøk på å spare reirplassen utført på minst 13 lokaliteter. I de fleste tilfellene var Levende Skog standard fulgt opp bra men ikke optimalt på alle (Tabell 3). Det som gikk igjen var noe kort avstand fra hogsten til reiret, mindre enn 50 m som standarden sier. Tilknytning til skog var heller ikke optimal på enkelte lokaliteter, en reirlokaltet sto igjen som en øy i landskapet.

Tabell 3. Avstand til hogst og størrelse på gjenstående bestand på lokaliteter hvor det er utført hogst etter Levende Skog standard.

Lokalitet	Avstand i meter til hogst	Areal av bestand i dekar
1	41	14,4
2	46	12,7
3	47	12,5
4	30	23,9
5	43	19,5
6	17	3,2
7	26	4,8
8	43	16,1
9	61	39,9
10	15	4,8
11	33	7,6
12	55	46,7
13	40	39,7
Gjennomsnitt	38	18,9

Andelen reirlokalteter med hogstinnngrep nærmere enn 50 m var ikke forskjellig for reir med hogst fra de to periodene 2003-06 og 2007-08 ($\chi^2 = 0,003$, $P = 0,956$, Fig.7)

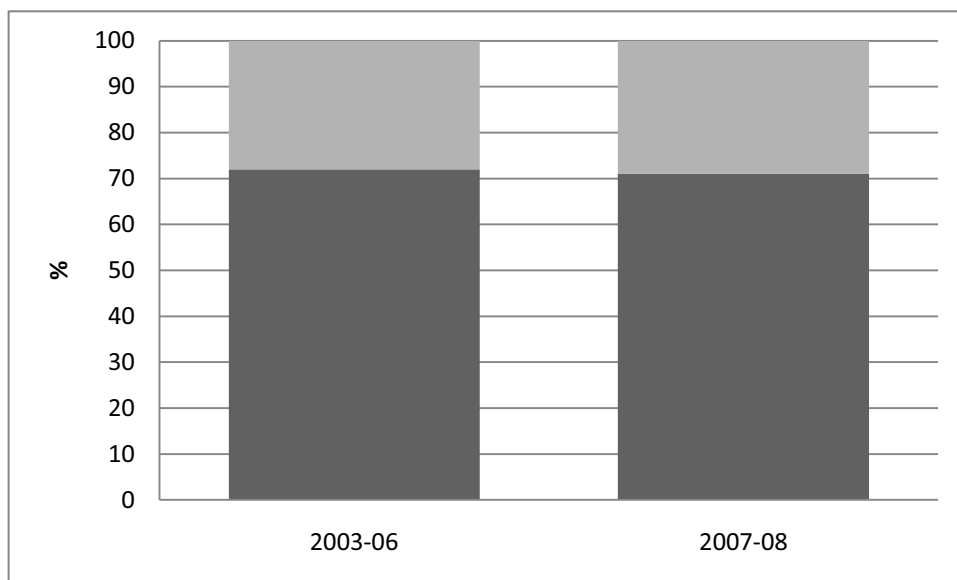


Fig. 7. Viser fordelingen av reir i % med avstand mindre enn 50 m til hogst og avstand større enn 50 m til hogst for reirlokalteter med hogstinnngrep fra årene 2003-06 ($n = 18$) og 2007-08 ($n = 21$). Mørk farge <50 m, lys farge >50 m.

Tabell 4 viser enkelttester for bruk av reir 2. eller 3. år etter hogst, for reir med avstand under 50 m til hogst ($n = 17$). Færre av de reirlokaltetene som ble brukt hadde kjente alternative reir, og det var også en tendens til at disse lokalitetene hadde et større areal av eldre skog (hogstklasse 4+5) enn de lokalitetene som ikke ble brukt. I den beste modellen (Tabell 5) med to forklaringsvariabler var alternativ reir og areal på bestand begge signifikante. Modell 2 med forklaringsvariabler areal på bestand og % gran gav også signifikante resultater (Tabell 5).

Tabell 4. Resultater fra univariate likelihood-ratio tester i logistisk regresjon med bruk/ikke bruk av reir 2. eller 3. år etter hogstinnngrep nærmere enn 50 m fra reiret som responsvariabel (n = 17) (brukt 11 stk, ikke brukt 6 stk).

Forklaringsvariabel	Brukt	Ikke brukt	χ^2	P	R ²	AIC
Alternativ reir	36,36*	83,33*	3,68	0,0550	0,1667	14,39
Areal bestand i dekar	25,90**	12,50**	2,80	0,0940	0,1270	15,27
Avstand til hogst	18,63**	15,58**	0,19	0,6607	0,0087	17,88
Relaskopsum	36,01**	35,05**	0,05	0,8219	0,0023	18,02
% gran	55,49**	39,76**	1,49	0,2218	0,0676	16,58

*Andel i prosent, **Gjennomsnitt

Tabell 5. Resultater fra multivariate likelihoodratio-tester i logistisk regresjon med bruk/ikke bruk av reir 2. eller 3. år etter hogstinnngrep nærmere enn 50 m fra reiret som responsvariabel (n = 17).

Forklaringsvariabler	χ^2	P	R ²	AIC
Modell 1				
Alternativ reir (0/1)	5,34	0,0208	0,3693	7,92
Areal bestand	4,47	0,0345		
Modell 2				
Areal bestand	5,26	0,0217	0,3062	9,31
% gran	3,95	0,0467		

Figur 8 viser gjenbruk av reir 2. eller 3. år etter hogst nærmere enn 50 m fra reiret, (11 stk brukt, 6 stk ubrukt), sett i forhold til prosentandel gran og arealet av eldre skog (hogstklasse 4+5) på reirlokalteten. Det er skilt mellom lokaliteter der man på hogsttidspunkt kjente til alternative reir og der man ikke gjorde det.

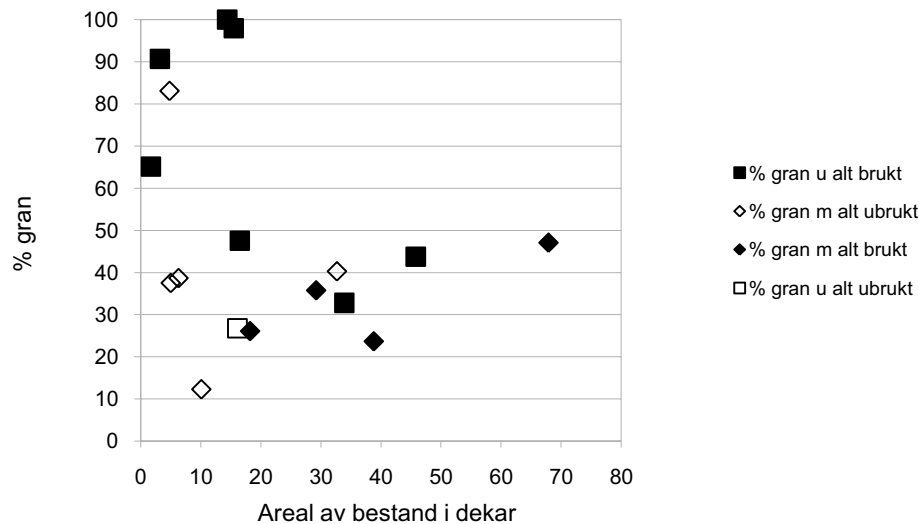


Fig. 8. Reirlokalteter brukt (mørke plott), eller ikke brukt (lyse plott) 2. eller 3. året etter hogst nærmere enn 50 m.

For reirlokalteter med hogst nærmere enn 50 m ($n = 25$) var det for de som ble brukt de siste to årene (2007 eller 2008) signifikant lenger avstand fra reiret til hogsten og signifikant høyere andel gran enn for de som ikke ble brukt (Tabell 6). Det var i tillegg en tendens til at skogen var tettere (høyere relaskopsum) for de som ble brukt. I den beste modellen med to forklaringsvariabler var det signifikant effekt både av andelen gran og avstand til hogst (Tabell 7). Bruk av «areal av eldre skog» i stedet for «avstand til hogst» gav en noe dårligere modell (Tabell 7).

Tabell 6. Resultater fra univariate likelihood-ratio tester i logistisk regresjon med bruk/ikke bruk av reir, 2007 eller 2008, etter hogstinnngrep nærmere enn 50 m fra reiret som responsvariabel (n = 25) (Brukt 10 stk, Ikke brukt 15 stk).

Forklaringsvariabel	Brukt	Ikke brukt	χ^2	P	R ²	AIC
Alternativ reir	50,00*	66,66*	0,69	0,4054	0,0206	28,95
Areal bestand i dekar	26,70**	23,07**	0,27	0,6033	0,0080	29,38
Avstand til hogst	29,20**	13,76**	7,21	0,0072	0,2143	22,43
Relaskopsum	39,52**	33,48**	3,03	0,0816	0,0901	26,61
% gran	66,57**	37,73**	7,26	0,0070	0,2158	22,38

*Andel i prosent, **Gjennomsnitt

Tabell 7. Resultater fra multivariate likelihoodratio-tester i logistisk regresjon med bruk/ikke bruk av reir i år 2007 eller 2008 etter hogstinnngrep nærmere enn 50 m fra reiret som responsvariabel (n = 25).

Forklaringsvariabler	χ^2	P	R ²	AIC
Modell 1				
% gran	4,54	0,0330	0,3494	15,89
Avstand til hogst	4,49	0,0340		
Modell 2				
% gran	10,20	0,0014	0,3114	17,17
Areal bestand	3,21	0,0729		

Figur 9 viser fordelingen av reir i bruk og reir ikke i bruk i 2007 eller 2008 i forhold til andel gran og avstand til hogst. Ved hogstinnngrep nærmere enn 50 m fra reiret brukte hønehauken bare lokaliteter med en andel gran over 40 % i bestandet. Ved hogstinnngrep fra 50 til 100 m fra bestandet hadde andelen gran ingen betydning for haukens bruk (Fig. 9).

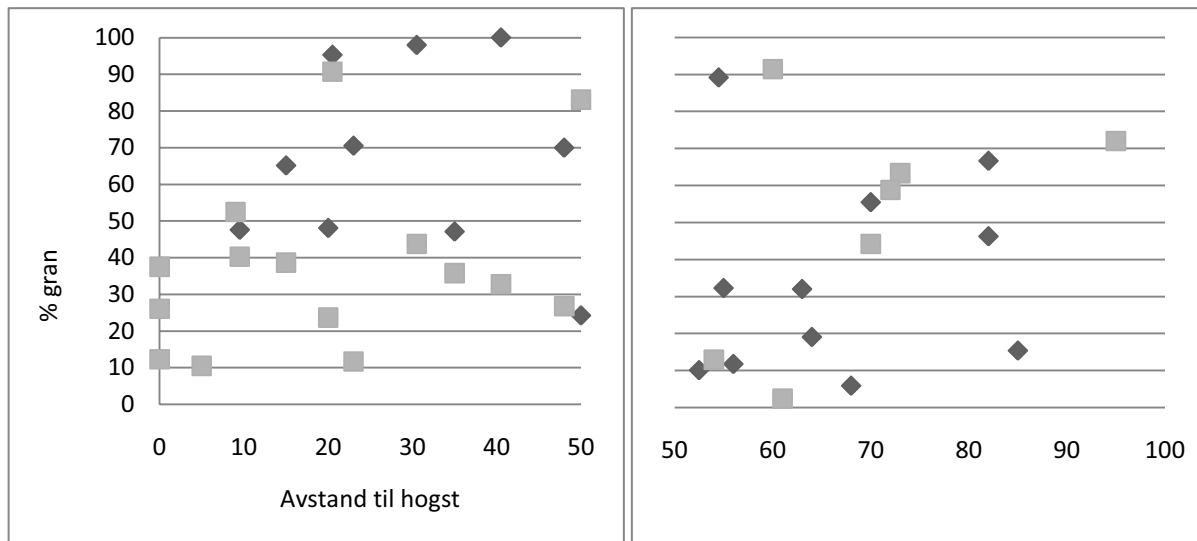


Fig. 9. Reirlokalteter brukt (mørke plott) eller ikke brukt (lyse plott) i 2007 eller 2008 sett i forhold til avstand fra reir til hogst og andel gran i bestandet.

4. Diskusjon

Av de undersøkte hønsehauklokalitetene var 37,3 % i bruk av hønsehauk. Årsaken til at det ikke hekket hønsehauk på flere reirlokalteter kan være mange. På noen lokaliteter kunne jeg høre hauken i området uten å finne noen reir, dette på grunn av mangel på GPSmerking av reir eller eventuelt at hauken hadde bygd nytt reir. Det er også mulig at hauken ikke hekket på lokaliteten selv om jeg hørte den, noe som imidlertid ikke er veldig sannsynlig. En må også gå ut ifra at hauken kan ha alternative reir som ikke er registrert, noe som helt klart kan påvirke tallmaterialet. Mangel på byttedyr, predasjon, ufruktbare egg og forstyrrelse kan være andre årsaker til mangel på hekking på flere av lokalitetene. Analysen av datamaterialet mitt er utsatt for støy fordi reir som ikke var i bruk i 2008 godt kan være i bruk et annet år, på grunn av at hauken hadde et alternativt reir den brukte i 2008-sesongen. Det er derfor behov for undersøkelser over minst tre år av de samme reirene for å kunne komme med noen mer bastante konklusjoner.

Undersøkelsen min viser at reirhabitatet til hønsehauk er utsatt for skogsdrift og at det er få områder av større areal med eldre skog som ikke er påvirket av hogst. Hønsehauken foretrekker å hekke i eldre skog i hogstklasse 4 og 5 (Juul-Hansen 1986), og det er også denne skogen som blir sluttavvirket og således er utsatt for å bli hogget. I undersøkelsen til Juul-Hansen (1986) var gjennomsnittlig avstand til hogst 135 m fra reiret. For 46 % av reira i min undersøkelse 24 år etter var gjennomsnittlig avstand fra hønsehaukreir til hogstflate i gjennomsnitt 35 m ($n = 61$). For at resultatene mine skulle blitt identiske til resultatene til Juul-Hansen (1986) måtte gjennomsnittsavstand til hogstflate for de resterende 54 % av reira vært 218 m, noe som nok er et usannsynlig høyt tall. Dette kan tyde på at skogsdriften har økt i omfang og at det er færre skogbestand av eldre alder over et vist areal nå enn for 24 år siden.

Områdene i undersøkelsen min var dominert av barskog. Det var en noenlunde jevn fordeling av gran og furu i de ulike relaskopsumgruppene. Relaskopsumgruppe 20-30 hadde en klar overvekt av furu, mens grana var i overvekt i relaskopsum 30-60. Dette er som forventet, siden granskog gjerne er tettere enn furuskog. Arealet for de fleste reirbestandene i denne undersøkelsen lå på 0-10 og 10-20 daa. Totalt var det flere reirbestand under 30 daa (40 stk) enn over (31 stk). Forklaringen på dette er skogbruket som er intensivt i lavereliggende strøk. Det er mer vanlig med mindre bestand av eldre skog som står igjen i områder med intensivt skogbruk og bestand som står for tur og mest sannsynligvis vil bli hogget i de nærmeste år.

Jeg fant imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom total relaskopsum og reirlokalisitetens areal av eldre skog.

Det viste seg at det var avvik i forhold til Levende Skog standard når det gjaldt avstand fra reiret til hogsten på flere av lokalitetene. I gjennomsnitt var avstanden 38 m til hogst. For seks av lokalitetene var avstanden mellom 40-47 m. På fem lokaliteter var det under 33 m til hogst. Her er det helt klart tatt for dårlig hensyn etter Levende Skog standard, på iallefall to lokaliteter hadde det blitt ca 50 m til hogst hvis man hadde spart noen få trær på et område av 1-2 daa størrelse til sammen. To lokaliteter var over 50 m til hogst og av en god Levende Skog standard utførelse. For flere av lokalitetene var den korteste avstanden oftest kun på én kant av reiret mens avstand til hogst var i samsvar med 50 m grensa på andre kanter mot hogsten. Men dette kan på enkelte lokaliteter med kort avstand til hogst forringe reirplassen betydelig.

I noen av tilfellene kan nok avviket fra Levende Skog standard forklares som en feilmargin som avhenger av hvordan man har målt opp avstand til hogst før man hogg og hvor man bedømmer at hogsten begynner, for eksempel ut ifra naturlige åpninger mot hogst. Dessuten vil misvisning på GPS ved både reir og hogstkant kunne gi noen meter i slingringsmonn. Det er klart at noen meter i avvik fra 50 m grensen nok i praksis må godtas da det er vanskelig å få målt opp avstanden i en radius eksakt, og terreng og trær vil påvirke hvor definisjonen på 50 m grensa går.

Hønehaukreirene er merket på digitale kart som hogstmaskinfører kan se når hogst utføres. Arbeidskapasitetsproblemer i skognæringen med oppfølging og oppmerking rundt hønehaukreir før hogst, fører til at det av og til skjer at hogstmaskinfører sjekker GPS kun fra maskinen til reiret, slik at føreren ikke nødvendigvis er fysisk ute og sjekker avstand til reir før det hogges. Dette skjer altså som et resultat av mangelfull oppfølging og oppmerking av hønehaukreirplass, før hogst utføres. I forkant av hogst bør kjente biologiske kvaliteter helt klart følges opp fysisk for å kunne ivaretas på en best mulig måte. Det er fort gjort misvisning på GPSplottet av reiret på noen meter, slik at for å sjekke 50 m sonen bør dette gjøres ved hjelp av håndholdt GPS med utvendig antenne, eventuelt kan man skritte opp, bruke målebånd, eller en avstandsmåler der det er mulig.

Undersøkelsen viser at det var flest reir med avstand under 50 m til hogst. Det kan se ut som at hønehauken kan tåle å hekke nærme en åpen flate på i allefall én kant av reirets

beliggenhet, ettersom enkelte hønsehaukreir lå naturlig nærme åpne områder, som vann/tjern, jorde eller myr. Det er selvfølgelig ikke dermed sagt at det er positivt ved hogst at det er kort avstand til reir fra en kant. Men hvis resten av området er bra er det mulig at det er det som har størst betydning for hønsehaukens valg av reirplass. Også Juul-Hansen (1986) registrerte dette ved mindre hogstflater. Det kan også være mulig at hauken liker å legge reiret relativt nært inntil en kantsone for eksempel myr og tjern, bare arealet av eldre skog i reirhabitatet er av en viss størrelse.

Tilgang på alternativt reir og arealet til det resterende reirbestand var de to variablene som så ut til å ha størst betydning for bruken av reir 2. eller 3. år etter hogstinnngrep under 50 m fra reiret. Har hauken et alternativ reir er det nok sannsynlig at den heller vil bruke det, når det i det andre reirbestandet blir hogget innenfor 50 m fra reiret. Det er forøvrig som forventet at reirbestandet ikke må bli for marginalt i størrelse. Som følge av at det for reirplasser i grandominert skog sjeldnere fantes alternative reir, kunne % gran, sammen med areal på bestanden, inngå som en alternativ forklaringsvariabel for om hønsehauken brukte reiret 2. eller 3. året etter hogstinnngrep nærmere enn 50 m fra reiret. Variabelen % gran vil ha betydning av å gi hauken en god dekning rundt reiret. Selås (1997) fant at hønsehauken viste preferanse for granskog ved valg av reirhabitat. Undersøkelsen tyder på at når det er hogget nærmere enn 50 m fra reiret, bør det være en andel gran på over 25-40 % i reirbestandet.

I enkelttester var avstand til hogst og % gran de variablene som best forklarte om reir var i bruk 2007 eller 2008 etter hogst nærmere enn 50 m fra reir. Disse to variablene var også begge signifikante i en multivariat modell, selv om en alternativ modell med areal på bestand i stedet for avstand til hogst også gav god forklaring. Skogens tetthet, i form av relaskopsum, var ikke signifikant i noen av testene. For reir nærmere enn 50 m til hogst så det ut til at hønsehauken foretrakk å bruke reir med en andel på over 40 % gran i reirbestandet. Når avstanden var over 50 m så det derimot ut til at hønsehauken hekket uten preferanse for noe spesiell % andel gran i reirbestandet. Dette kan tyde på at det er nærmest reiret behovet for skjul er viktigst. I følge V. Selås (pers. medd.) foretrekker hønsehauken beskyttelse mot predatorer slik som kongeørn (*Aquila chrysaetos*), hubro (*Bubo bubo*) og eggrøvere spesielt kråkefugl, samt også skjul for mobbere slik som kråkefugl. Dessuten kan skjul mot sol være viktig for små reirunger (Holstein 1942).

Det er gjort mange undersøkelser på skog rundt hønsehaukreir. Penteriani og Faivre (2001) foreslår en dekningsgrad fra 30 % og mer i reirbestandet. Desimone og Destefano (2005) fant

i sin undersøkelse at anbefalt dekningsgrad bør være over 40 % i et areal på 170 ha rundt reiret. I en undersøkelse i Oregon USA, fant Daw og Destefano (2001) at hønsehauken hekket oftest i skogbestand med mer enn 50 % dekningsgrad i eldre skog. Clint Boal et al. (2005) fant en dekningsgrad på mellom 59-95 % i reirbestand i deres undersøkelse i Minnesota USA. Siders og Kennedy (1996) beskriver en dekningsgrad på 58-74 % rundt reirtre i New Mexico, Squires og Ruggiero (1996) beskrev 38-90 % i Wyoming USA. Reynolds et al. (1982) fant i gjennomsnitt en dekning på 59,8 % ved hønsehaukreir i Oregon. Daw et al. (1998) fant en gjennomsnittlig dekningsgrad på 68-74 % rundt hønsehaukreir i Oregon. Alle disse undersøkelsene støtter opp om at hønsehauken foretrekker god dekning rundt reirtreet, og forklarer betydningen av et høyt innslag av gran for sannsynligheten for gjenbruk etter hogst.

I Nord-Frankrike fant Penteriani og Faivre (2001) at hønsehauken ikke flyttet fra reirplassen før det var hogget mer enn 30 % av bestandet, det vil si at det var utført en tynningshogst. Hønsehauken flyttet til det nærmeste eldre bestandet med en maksimal avstand på 1,5 km fra det gamle reiret. Ingen haukepar forlot reirplassen når hogst var utført i nærområdet fra ca 100 m til 1 km fra reiret, dette gjaldt også ved sluttavvirkning (Penteriani og Faivre 2001).

Etter en storm i Nord-Frankrike kunne man konstatere at hønsehaukepar flyttet fra reirplassen i en avstand på 50-200 m, til et område som var lite eller upåvirket av stormen (Penteriani et al. 2002). Hauken flyttet når strukturen på reirbestandet var påvirket av over 30 % vindfall, i en sone på 50 m rundt reirtreet (Penteriani et al. 2002). Undersøkelsen konkluderer med at et bestand på ca 1 ha med eldre skog er tilstrekkelig for at hønsehauk kan hekke vellykket, forutsatt at reirbestandet er upåvirket eller er påvirket mindre enn 30 %, eventuelt at det er hogd et stykke unna reirbestandet (Penteriani et al. 2002). Dette viser at hønsehauk kan tåle noe hogst ved reirbestandet, før den velger å flytte til et annet område. Dette er noe som også framkom i min undersøkelse. Kenward (2006) henviser til undersøkelser i Europa der hønsehauken hekker i skogområder på 1-2 ha størrelse og ikke uvanlig i skog under 10 ha. Reiret kan ligge i et ensartet produksjonsbestand (Kenward 2006).

Hvis arealet av eldre skog i og rundt reirbestand blir marginalt, skulle en tro at det vil kunne skape dårligere livsmiljø for de nylig utflyvne ungene. Ungene blir mer utsatt for predasjon og mobbing av for eksempel kråkefugl. Også de voksne haukene blir mer utsatt for mobbing og således på sikt kan dette kanskje føre til at reirbestandet blir forlatt for godt, på grunn av at det ble for marginalt i areal og/eller at nærområdet ble for åpent etter hogst, slik at det totalt ble for lite skjul rundt reirplassen. Ved å hekke i tett skog kan hønsehauken muligens begrense

predasjon fra hubro. Hubroen foretrekker å jakte i mer åpent terreng på tross at den også kan jakte i skog (Mikkola 1983). Lokalklimatiske forhold kan også ha betydning for valg av reirplassering (Selås 1997). Da vil tett skog skygge for sol, og generelt dempe påvirkning fra vær og vind.

Tilgangen på føde eller reirplasser er det som setter en øvre grense for antall etablerte par av rovfugl som kan eksistere i et område (Newton 1979). Fødetilgangen vil påvirke alle arter av rovfugler, men artene har oftest ulike habitatpreferanser og tilgangen på reirplasser vil således virke forskjellig for de ulike artene. Her vil mest sannsynligvis spesialistene med spesielle habitatkrav til hekkeplass komme dårligst ut, i forhold til generalister med mindre krav til reirplassen. Hønsehauk har en sterk preferanse for eldre skog både for hekking og som jaktområde (Widen 1989). Widen (1997) mener at årsaken til nedgangen av hønsehaukpopulasjonen er at det moderne storskalaskogbruket har redusert kvaliteten på jaktområdene, og at dette har større betydning enn tilgjengeligheten av hekkeplasser. Penteriani og Faivre (2001) mener at en mosaikk av hogde og uhogde skogbestand i skoglandskapet best kan ta vare på hekkende hønsehauk i et område med skogbruk.

Undersøkelser fra Leksvik viste at en buffersone på 50 og 200 m rundt hønsehaukreir, ikke var nok for at hønsehauken kunne fortsette å hekke der, når det var hogget hardt i leveområdet (Tømmeraas 1993). Crocker-Bedford (1990) kunne etter undersøkelse i Nord Amerika konkludere med at en buffersone rundt reirbestand til hønsehauk, om de var små 1,2-2,4 ha eller store 16-200 ha, ikke kunne opprettholde hønsehaukreproduksjonen i områder med intensiv skogsdrift. Crocker-Bedford (1990) antyder imidlertid at i områder med rik byttedyrtilgang som i beskyttede soner langs elver og innsjøer, er det mulig at skogsdrift ikke er en begrensende faktor for hønsehaukbestanden.

Andersen og Jacobsen (1995) fant i en undersøkelse av hønsehaukreir i Rogaland at flertallet av hønsehaukene ved kysten (59 %) hekket i furuskog hogstklasse 3, og ofte med lite eller sterkt fragmentert skog i leveområdet. Andersen og Jacobsen (1995) antyder at byttedyrtilgangen ved kysten og i våtmarksområdene er god og at det er dette som gjør at hauken kan bruke områdene på tross av liten utbredelse av eldre skog i kyststrøkene. Det er dermed ikke sagt at hauken foretrakk hogstklasse 3 som reirbestand men at eldre skog var begrenset slik at hauken ikke kunne velge optimalt reirhabitat og i stedet benyttet yngre skog i et område med mye byttedyr. Dette støtter opp om at hønsehauken kan bruke marginale skogområder bare det er nok byttedyr.

Rannem (1999) konkluderer i sin undersøkelse av hønsehauklokaliteter i Trøndelag, med at hekkebestanden antageligvis blir påvirket av byttedyr og at det er byttedyrene som blir rammet negativt av bestandsskogbruket. Videre mener Rannem (1999) at de intakte hønsehauklokalitetene som er i bruk, ligger i områder med mer kulturpåvirkning enn de lokalitetene som er forlatt og uten hekking. Dette støtter opp om større byttedyrtilgang i kulturlandskapet i forhold til i et rent skogsterreng.

Reirlokalteter for hønsehauk kan være spesielt viktig å bevare i kulturlandskapet og i urbane strøk (Selås et al. 2008), fordi det her ofte er færre arealer med egnet eldre skog enn i et reint skogsterreng, samtidig som det ofte også er mer intensiv skogsdrift (V. Selås pers. medd.). Skal hønsehauken kunne hekke i et område med marginal tilgang på reirhabitat, men med gode jaktbiotoper, vil det antagelig være spesielt viktig å opprettholde tilgangen på reirhabitat. Dette gjelder spesielt eksisterende reirhabitat med reir som er i bruk og ubrukte reir som muligens kan komme til å bli brukt, samt eldre skogbestand som kan bli potensielle reirhabitat. Tilgang på reirplass kan være avgjørende for at hauken kan hekke i et slikt område samt opprettholde hekkekontinuitet innenfor et hekkerevir.

Å bevare en hekkeplass for hønsehauk kan imidlertid by på utfordringer for både skogbruker og skognæring. Ved å spare en hekkelokalitet slik at den ikke står igjen som en øy, hva gjør en da ved en seinere sluttavvirkning? Det må helt klart spares mer skog enn kun reirbestandet, noe som kan gi betydelige økonomiske konsekvenser for skogeier. Reiret skal ha vært i bruk de siste fem år, ellers kan det frigis for hogst, men hvem skal sjekke dette og hvem skal betale for det? Det er ikke riktig at ornitologer skal gjøre dette gratis. En er nødt for å ha en uavhengig kontrollør som undersøker om et hønsehaukreir er i bruk. Skogeieren blir inhabil da han har en interesse i å tjene penger på skogen sin.

4.1 Konklusjon

Selås et al. (2008) konkluderer med at den anbefalte buffersone rundt hønsehaukreir ikke er tilstrekkelig for å opprettholde hønsehaukbestanden, hvis gammelskogen blir sterkt redusert på landskapsnivå. Dette er noe jeg støtter. Hvis en i skogbruket tenker skogskjøtsel og sluttavvirkning med tanke på hønsehaukens byttedyr og da spesielt skogsfugl, vil det gagne også hønsehauk og andre arter som er avhengig av eldre skog og skog med gammelskog struktur. Jeg slutter meg også til Selås et al. (2008) om å beholde buffersone på 50 m rundt reir slik som praksis er i dag, og Hågvar (1987) om å beholde 50 m sonen samt å unngå

forstyrrelser nærmere enn 200 m fra reiret i hekketiden. Videre bør en ha én eller flere korridorer med eldre skog fra reiret knyttet til eldre skog (Rannem 1999), og unngå store hogstflater innenfor 200 m fra reiret. Tar en vare på hekkelokaliteter og beholder en andel på 20-30 % eldre skog i hogstklasse 4 og 5 på hver skogseiendom over 80-100 daa, vil en best ta vare på hønehauken, dens byttedyr og annet biologisk mangfold på et større landskapsnivå.

5. Referanser

Andersen, H. N. og Jacobsen, F. 1995. Hønsehaukens habitatkrav i Rogaland. Avdeling for naturbruk, ressurs- og miljøfag. Skogbruksstudiet, Steinkjer 1995. 32 s.

Bergo, G. 1992. Bestandsstørrelse, reirhabitat og reproduksjonsbiologi hjå hønsehauk. Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvern avdelingen. Rapport 5: 30 s.

Boal, C. W., Andersen, D. E. og Kennedy, P. 2005. Foraging and nesting habitat of breeding male northern goshawks in the laurentian mixed forest province, Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 69: 1516-1527.

Cramp, S. og Simmons, K. E. L. 1980. *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa; The Birds of the Western Palearctic Volume 2*. Oxford university press. 695 s.

Crocker-Bedford, D.C. 1990. Goshawk reproduction and forest management. *Wildl. Soc. Bull.* 18: 262-269.

Daw, S. K., Destefano, S og Steidl, R. J. 1998. Does survey method bias the description of Northern goshawk nest-site structure. *Journal of Wildlife Management* 62: 1379-1384.

Daw, S. K. og Destefano, S. 2001. Forest characteristics of northern goshawk nest stands and post-fledging areas in Oregon. *Journal Wildlife Management* 65: 59-65.

Desimone, S. M. og Destefano, S. 2005. Temporal patterns of northern goshawk nest area occupancy and habitat: a retrospective analysis. *Journal Raptor Research*. 39: 310-323.

Eidahl, B.M. 2008. Viken skog. Reirbiotoper for hønsehauk, retningslinjer for forvaltning i samsvar med Levende Skog standard.

http://viken.skog.no/publikasjoner/dokumenter/Reirbiotoper_for_h%C3%B8nsehauk.pdf.

(Lesedato 15.04.09).

Grønlien, H., Høytomt, G. og Opheim, J. 1993. Registrering av skoglige forhold ved 10 hekkelokaliteter for hønsehauk. En vurdering av biotopkrav og bestandsutvikling. Norsk ornitologisk forening. Rapport 3: 103 s.

- Grønlien, H. 2004. Hønehauken i Norge bestandens status og utvikling siste 150 år. Norsk ornitologisk forening. Rapportserie 5: 41 s.
- Gundersen, V., Rolstad, J. og Wegge, P. 2004. Hønehauk og skogbruk – en gjennomgang av bestandsutvikling, økologi og trusler. Ina fagrapport 2: 35 s.
- Holstein, V. 1942. Duehøgen *Accipiter gentilis dubius* (Sparrman). Biologiske studier over danske rovfugle I. Hirschsprungs, København. 155 s.
- Hågvar, S. 1987. Skjeldne og sårbare fugler i norske skoger. De store kvistbyggerne. Norsk skogbruk (33årgang)(nr5): 24-28.
- Juul-Hansen, I.B. 1986. Hønehaukens (*Accipiter gentilis*) reirbiotop sett i forhold til moderne skogsdrift og andre forstyrrelseskilder. Institutt for naturforvaltning Ås-NLH. 38 s.
- Kenward, R. 2006. The Goshawk. T og A D Poyser London. 360 s.
- Knoff, C. 1996. Er hønehauken truet i Hedmark. Kornkråka 26: 21-24.
- Knoff, C. 1999. Blir bestandsskogbruket hønehaukens bane? Vår Fuglefauna 2: 81-86.
- Kålås, J.A., Viken, Å og Bakken, T. 2006. Norsk rødliste 2006. Artsdatabanken, Norge. 416 s.
- Markstrøm, V., Kenward, R. og Karlbom, M. 1990. Duvhøken och dess plats i naturen. AB Trycksaker Nørreköping. 96 s.
- Meteorologisk institutt. <http://eklima.met.no/>. (Lesedato: 17.11.08).
- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. T. og A D Poyser. Calton. 397 s.
- Miljøstatus i Norge. 2009. Miljøstatus i fylkene. Statens forurensningstilsyn. <http://www.miljostatus.no/Toppmeny/Om-Miljostatus/Miljostatus-i-fylkene/>. (Lesedato: 20.04.2009).
- Moen, A. 1999. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.

Norsk Institutt for skog og landskap. 2008. Enkel tabell med landskogstakseringens data. (http://www.skogoglandskap.no/artikler/2007/Landsskogdata_enkel_tabell). (Lesedato: 07.10.2008).

Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. T og A D Poyser Berkhamsted. 399 s.

Nygård, T., Halley, D. J., Wiseth, B., Grønnesby, S. og Grønlien, P. M. 1998. Hva skjer med hønehauken? -Foreløpige resultater fra et forskningsprosjekt om hønehaukens arealkrav, næring, dødsårsaker og vandringer. Vår Fuglefauna 21: 5-10.

Penteriani, V og Faivre, B. 2001. Effects of harvesting timber stands on goshawk nesting in two European areas. Biological Conservation 101: 211-216.

Penteriani, V., Mathiaut, M og Boisson, G. 2002. Immediate species responses to catastrophic natural disturbances: Windthrow effects on density, productivity, nesting stand choice, and fidelity in northern goshawks (*Accipiter gentilis*). The Auk 119: 1132-1137.

Ramberg, I. B., Bryhni, I og Nøttvedt, A. 2007. Landet blir til Norges geologi. Norsk Geologisk Forening. 2 utgave. 608 s.

Rannem, A. B. 1999. Skog og arealtilstand i hekkelokaliteter for hønehauk i Trøndelag. Hovedfagsoppgave i skogskjøtsel, institutt for skogfag, Norges landbrukshøgskole. 66 s.

Reynolds, R. T., Meslow, E. C og Wight. H. M. 1982. Nesting habitat of coexisting accipiter in Oregon. Journal of Wildlife Managaement 46: 124-138.

Sandvik, J. 1996. Hønehaukens status i Sør-Trøndelag. S 16-19 i: Nygård, T. og Wiseth, B: Hønehauken i skogbrukslandskapet. NINA Temahefte vol. 5. NINA Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, HINT. Trondheim.

SAS Institute Inc. 2000. JMP Version 4.0. Carry, North Carolina, U.S.A.

Selås, V. 1997. Nest-site selection by four sympatric forest raptors in Southern Norway. Journal Raptor Research 1: 16-25.

Selås, V. 1998. Hønehaukbestanden i tilbakegang – også i Aust-Agder. Vår Fuglefauna 4: 149-154.

Selås, V., Steen, O.F og Johnsen, J.T. 2008. Goshawk breeding densities in relation to mature forest in southeastern Norway. *Forest Ecology Management* 256: 446-451.

Siders, M. S og Kennedy, P. L. 1996. Forest structural characteristics of accipiter nesting habitat: is there an allometric relationship? *The Condor* 98: 123-132.

Solli, A og Nordgulen, Ø. 2007. Berggrunnskart over Norge og Kaledonidene i Sverige og Finland - M 1:2 000 000. Norges geologiske undersøkelse.

Sollien, A. 1979. Bestandsutviklingen hos hønsehauk *Accipiter gentilis*, i Norge de siste 100 år. *Vår Fuglefauna* 2: 95-106.

Statistisk sentralbyrå. 2009. Jordbruksstatistikk Statistisk sentralbyrå.

<http://www.ssb.no/jordbruk>. (Lesedato: 15.04.09)

Steen, O. F. 2004. Hønsehauken i Buskerud- tetthet, bestand og hekkesuksess. *Vår Fuglefauna* 1: 18-24.

Steinsvåg, M. J. 2008. Feltskjema hønsehauk.

<http://www.norskviltkompetanse.no/FeltskjemaHonsehawkSTANDARD.doc>. (Lesedato: 15.04.08).

Squires, J. R og Ruggiero, L. F. 1996. Nest-site preference of northern goshawks in Southcentral Wyoming. *Journal of Wildlife Management* 60: 170-177.

Tømmerås, P. J. 1993. Hønsehauken i Leksvik- et offer for det moderne skogbruket. *Fauna* 4: 180-195.

Widen, P. 1989. The hunting habitats of goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. *Ibis* 131: 205-213.

Widen, P. 1997. How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in fennoscandia? *Journal of Raptor Research*. 2: 107-113.