

# *Hønschauken i skogbrukslandskapet*



**NINA Temahefte 5**

Norsk institutt for naturforskning



NINA • NIKU



HØGSKOLEN I NORD-TRØNDELAG



FYLKESMANNEN  
I NORD-TRØNDELAG  
MILJØVERNDELINGEN

# ***Hønehauken i skogbrukslandskapet***

*Rapport fra et symposium 23-24 mars 1995,  
Trondheim og Steinkjer*

*Red: Torgeir Nygård og Bjørnar Wiseth*

**NINA Temahefte 5**

**Norsk institutt for naturforskning**

Nygård, T & Wiseth, B. 1996 (red). Hønehauken i skogbrukslandskapet. Rapport fra et symposium 23-24 mars 1995 ved NINA Trondheim og Høgskolen i Nord-Trøndelag. - NINA Temahefte 5: 1-41.

Trondheim, mai 1996

ISBN 82-426-0668-4

Copyright: NINA•NIKU

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse, men resultatene må ikke publiseres på annen måte uten etter skriftlig avtale med forfatter.

Redaksjon:  
Torgeir Nygård

Layout:  
Kari Sivertsen (omslag), Torgeir Nygård (tekstsider)

Teknisk redigering: Tegnekontoret, NINA•NIKU

Trykk: Falk-Larssen Trykkpartner

Papir: Omslag: 200 g Chromocard. Innsider: 80 g Multicopy

Opplag: 400

Forsidefoto: Voksen hønehauk med ekorn. *Adult goshawk with red squirrel*. ©:  
Per J. Tømmerraas.

Kontaktadresse:  
NINA•NIKU  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim  
Tlf. 73 58 05 00  
Fax 73 91 54 33



## Referat

Nygård, T & Wiseth, B. 1996 (red). Hønehauken i skogbrukslandskapet. Rapport fra et symposium 23-24 mars 1995 ved NINA Trondheim og Høgskolen i Nord-Trøndelag.- NINA Temahefte 5: 1-41.

Denne rapporten inneholder foredrag fra et symposium om hønehaukens vilkår i det moderne skogbrukslandskapet, arrangert av NINA, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag og Høgskolen i Nord-Trøndelag. Symposiet markerte starten på et forsknings- og utredningsprosjekt som har som mål å belyse hvilke økologiske faktorer som påvirker hønehauken generelt, og spesielt hva som er årsaken til at bestanden i skogsbygdene i indre Nord-Trøndelag er så svak. Det overordnede målet er å bidra til at skogsdriften skjer under hensyn til hønehaukens biotopkrav.. Symposiet samlet fagbiologer og forvaltere til diskusjoner om grunnleggende økologiske sider ved moderne skogsdrift, og om hønehauken kan være en indikatorart på skoglandskapets biologiske mangfold. Temamessig spente symposiet fra utbredelses- og bestandsforhold til byttedyrrelasjoner, habitatpreferanse, territoriekvalitet, biotopfragmentering og atferd. Forskere, studenter og forvaltere fra Sverige, Finland, Storbritannia og Norge deltok, og ti av foredragene er samlet her.

Emneord: Hønehauk, habitatkvalitet, skogbruk

Torgeir Nygård, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.  
Bjørnar Wiseth, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Statens hus, N-7700 Steinkjer.

## Abstract

Nygård, T. & Wiseth, B. 1996 (eds.) The Goshawk in the forestry landscape. Report from a conference 23-24 March 1995 at NINA Trondheim and Nord-Trøndelag Regional College, Steinkjer. - NINA Temahefte 5: 1- 41 .

This report contains lectures held at a conference arranged by NINA, the County Governor's Office for Nord-Trøndelag and the Nord-Trøndelag Regional College, which considered the conditions facing the Goshawk in the modern forest environment. The symposium marked the start of a research and fact-finding project intended to shed light upon the ecological factors affecting the Goshawk in general, and specifically to find out why the population in the forested districts of inner Nord-Trøndelag is at such a low level. The conference ranged from distribution and population questions to predator-prey relationships, habitat preferences, quality of territories, biotope fragmentation and behaviour. The discussions were concerned with research and management questions related to modern forestry, and whether the Goshawk can be seen as an indicator species of biological diversity. Research workers, students and management officers from Sweden, Finland, Great Britain and Norway took part, and ten of the lectures are presented in this report.

Key words: Goshawk, habitat quality, forestry

Torgeir Nygård, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.  
Bjørnar Wiseth, The Office of the County Governor of Nord-Trøndelag, Statens hus, N-7700 Steinkjer, Norway

## Forord

På bakgrunn av opplysninger samlet inn hos Fylkesmannen i Nord-Trøndelag om truede og sårbare arter i fylket, ble det etter hvert klart at bestanden av hønehaug var langt lavere enn tidligere antatt. I en studie utført av Per J. Tømmerås over bestandsutviklingen i Leksvik kommune i de siste 30 år, ble det påvist at en opprinnelig bestand på åtte par helt ble radert ut i dette tidsrommet, og sammenhengen med skogsdrift syntes klar. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag ønsket å se nærmere på dette, og har siden 1993 tatt flere initiativ til å klarlegge årsakene. Det ble derfor i 1994 tatt initiativ fra Miljøvernavdelingen ved førstekonsulent Kjell Einvik til et forsknings- og utredningsprosjekt som i utgangspunktet ble kalt «Hønehaugskog i Nord-Trøndelag».

Prosjektet er organisatorisk plassert hos Fylkesmannen, og innebærer et samarbeid mellom miljøvernavdelingen og landbruksavdelingen. Sekretariatsfunksjonen ligger hos miljøvernavdelingen. Da prosjektet berører en del spørsmål som gjelder nasjonale mål og virkemidler, ble det opprettet en styringsgruppe for prosjektet, bestående av Fylkesmiljøvernseksjonen og Fylkesskogseksjonen.

Det ble opprettet en referansegruppe for prosjektet, som fortløpende tar opp til drøfting sentrale problemstillinger som prosjektet berører. Denne består av Fylkesmiljøvernseksjonen og Fylkesskogseksjonen (som stiller ved behov) 1 repr. for miljøvernavdelingen (Kjell Einvik), 1 repr. for landbruksavdelingen (fylkesskogmester Karl Damås, etterfulgt av fylkesskogmester Kjersti Kinderås), 1 repr. for skogeierforeningene (skogsjef Espen Loe), 1 repr. for Norsk Ornitologisk Forening (Halvor Sørhuus, leder) og 1 repr. for Høgskolen i Nord-Trøndelag (HINT)(førsteamanuensis Ole Jakob Sørensen). Da prosjektet rører ved en del fundamentale spørsmål om det økologiske grunnlaget for bevaring av driftsskogenes arts mangfold og produktivitet, ble det besluttet å hente inn faglig kompetanse gjennom NINA og HINT. NINA har det viltfaglige ansvaret i prosjektet, og HINT har studenter som tar kandidatoppgaver innenfor prosjektet, med Ole Jakob Sørensen og førsteamanuensis Tor Spidsøe som veiledere. To studenter ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) er også i gang med Cand. scient.-oppgaver innenfor prosjektet, med Torgeir Nygård som faglig veileder.

En så det som fordelaktig å starte prosjektet med et seminar med det formålet å samle ekspertise om sentrale problemstillinger og presentere eksisterende kunnskap omkring de problemstillingene prosjektet reiser. Da det meste av arbeidet på hønehaug er utført utenfor landets grenser, var det naturlig å gå til våre naboland for å dra nytte av deres erfaringer. Nordisk Kollegium for Viltforskning (NKV) takkes herved for velvillig økonomisk støtte til seminaret. HINT ga også økonomisk bidrag og hjelp i forbindelse med selve arrangementet. Hovedfinansieringskilde for prosjektet er Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.

Bjørn Bakhaug informerte om skogbruket i Inderøy kommune under feltbefaringen, og Karl Damås orienterte om skogsdriften i Mosvik kommune. Steinar Krogstad orienterte om NINAs forskningsprosjekt på biodiversitet i granskog under befaringen i Mosvik. Prosjektleder hos Fylkesmannen i N-Tr., konsulent Bjørnar Wiseth, sto for den praktiske organiseringen av den delen av arrangementet som var lagt til Steinkjer, samt ekskursionsdelen. Trykkingen av rapporten er bekostet av Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.

Trondheim og Steinkjer, mars 1996, Torgeir Nygård, Bjørnar Wiseth.

## Innhold

Referat .....	3
Abstract .....	3
Forord .....	4
Innledning .....	6
<b>Del 1. Populasjoner. Populations.</b>	
Hønehauken i Noreg - utbreiing og bestandsforhold. <i>The Goshawk in Norway - distribution and population.</i>	
Gunnar Bergo .....	8
När och var - trender i den finska duvhöksstammen. <i>Where and when - trends in the Finnish goshawk population.</i>	
Marcus Wikman .....	15
Hønehaukens status i Sør-Trøndelag. <i>The status of the goshawk in Sør-Trøndelag.</i>	
Jostein Sandvik .....	16
<b>Del 2. Demografi. Demography.</b>	
Bestandsendringer og bestandsdynamikk hos hønehauk i Aust-Agder. <i>Population changes and population dynamics of Goshawk in Aust-Agder.</i>	
Vidar Selås .....	20
Goshawk behaviour and demography revealed by radio-tagging. <i>Adferd og demografi hos hønehauk vist ved hjelp av radiomerking.</i>	
Robert E. Kenward .....	21
<b>Del 3. Byttedyrrelasjoner og menneskepåvirkning. Prey relationships and human impacts.</b>	
Sammanbrott i rovdjur-bytesrelationerna i en människopåverkad miljö. <i>The breakdown of predator-prey relations in a human-impacted environment.</i>	
Harto Lindén .....	24
Effekter av biotopfragmentering på fåglar och däggdjur. <i>Effects of biotope fragmentation on birds and mammals.</i>	
Henrik Andrén .....	25
Populationsfluktuationer och biotopval hos ekorre - ett viktigt bytesdjur för duvhök. <i>Population fluctuations and biotope choice of red squirrel - an important prey for the goshawk.</i>	
Henrik Andrén .....	31
<b>Del 4. Betydningen av habitatkvalitet. The importance of habitat quality.</b>	
Reirhabitatpreferanser hos hønehauk i Aust-Agder. <i>Nesting habitat preferences of the goshawk in Aust-Agder.</i>	
Vidar Selås .....	35
Territoriekvalitet og hekkesuksess hos hønehauk i ytre Hordaland. <i>Territory quality and breeding success of the goshawk in outer Hordaland.</i>	
Olav Overvoll .....	36
Litteratur .....	39

## Innledning

Hønehauken har i etterkrigstiden stadig tapt terreng i midt-norsk natur. Miljøvernavdelingen i Nord-Trøndelag har siden 1993 intensivt kartleggingen av intakte hønehauklokaliteter i fylket. Resultatene så langt er nedslående. Det finnes bare noen få kjente intakte lokaliteter på mindre skogeiendommer. Nyere undersøkelser har vist at hekkebestanden av hønehauk *Accipiter gentilis* i Trøndelag har gått drastisk tilbake de siste par tiår (Tømmersaas 1993) i takt med stadig mer utbredt bestandsskogbruk. Undersøkelser i andre land har også pekt på flatehogst i hønehaukens hekkeområder som en begrensende faktor for bestanden (Crocker-Bedford 1990), og at gammelskogen er et viktig jaktområde (Kenward & Widén 1989). Hønehauken står på den røde liste over truede arter i Norge (Størkersen 1992). Fylkesmannen i Nord-Trøndelag og NINA ønsket i samarbeid å arrangere et seminar om hønehaukens livsvilkår i det moderne skogbrukslandskapet.

Formålet med seminaret var å kartlegge kunnskapsstatus om hønehaukens habitatkrav og de økologiske nøkkelfaktorer som bestemmer dens suksess, og hvordan disse er forenlige med driftsformer og biotopforandringer i det moderne skogbrukslandskapet. Hensikten var å bringe fagbiologer og naturforvaltning sammen for å diskutere et problem som både krever økologisk innsikt og forvaltningsmessig kompetanse for å løses. En satset på å belyse det som til nå er kjent om problemet, samt å initiere en prosess i retning av målrettet problemløsning, hvor alle aktører er deltakere. Følgende sentrale temaer ble annonsert:

- Hvilken betydning har skog av ulik alder og sammensetning for hønehauken? (Jfr. Widén 1989, Kenward & Widén 1989).
- Hvordan virker fragmentering av barskogen gjennom hogst på hønehaukhabitatene? (Jfr. Crocker-Bedford 1990)
- Hva bestemmer spredning, overlevelse og rekruttering hos ungfuglene? (Jfr. Marcström & Kenward 1981a, 1981b, Kenward et al. 1993a, 1993b).
- Hvilke viltarter er nøkkelarter som byttedyr for hønehauken til ulike årstider? (Jfr. Wikman & Lindén 1982, Lindén & Wikman 1983, Widén 1987).
- Hvilken rolle spiller smånagerfluktuationene? (Jfr. Widén et al. 1987)

En tok sikte på å nå forskere og studenter ved forskningsinstitutter, universiteter og høyskoler, forvaltere i statsadministrasjon, direktorat og fylkenes miljøvernavdelinger, samt ideelle naturvernorganisasjoner. Seminaret gikk over tre dager. Første dag hadde som hovedemner bestander, demografi, menneskelig påvirkning, biotopfragmentering og biodiversitet, og var lagt til Trondheim i NINA/Direktoratet for Naturforvaltnings lokaler ved Tungasletta 2. Andre dag var lagt til høyskolen i Nord-Trøndelag, Steinkjer, hvor hovedtemaene var habitatpreferanse, byttedyrrelasjoner, hønehauken internasjonalt, framtidig forskning og forvaltningens virkemidler., med muligheter for diskusjon. Dag tre var være satt av til feltbefaringer på to forskjellige hønehauklokaliteter i Inn-Trøndelag. Ved å innby forskere fra Finland, Sverige og England, i tillegg til to eller tre tilreisende norske forskere, mente vi å ha dekt problemkomplekset både geografisk og emnemessig. De som holdt innlegg var:

Henrik Andrén, Grimsø forskningsstasjon, Sverige,  
Kjell Einvik, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag  
Robert Kenward, Institute of Terrestrial Ecology, Furzebrook, England,  
Harto Lindén, Viltforskningsinstituttet, Helsinki, Finland,  
Beate Løken, Landbruksdepartementet  
Vidar Marcström, Uppsala  
Torgeir Nygård, NINA/NIKU Trondheim (oppsummering)

Olav Overvoll, Bergen  
Jostein Sandvik, Norsk Ornitologisk Forening  
Vidar Selås, Norges landbrukshøgskole, Ås  
Ole Jakob Sørensen, Høgskolen i Nord-Trøndelag  
Bjørn Åge Tømmerås, NINA/NIKU Trondheim  
Markus Wikman, Viltforskningsinstituttet, Helsinki, Finland  
Bjørnar Wiseth, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag

De fleste foredragsholderne leverte skriftlige innlegg, som er samlet i denne rapporten av undertegnede.

For å spare plass er alle litteraturhenvisningene satt til slutt i rapporten.



## Del 1. Populasjoner. *Populations.*

### Hønehauken i Noreg - utbreiing og bestandsforhold. *The Goshawk in Norway - distribution and population.*

**Gunnar Bergo**

Voss kommune, N-5700 Voss.

Arbeidet er i hovudsak basert på rapporten «Bestandsstørrelse, reirhabitat og reproduksjonsbiologi hjå hønehauk» (Bergo 1992), og artsomtale av hønehauk i Norsk fugleatlas (Bergo 1994). Hønehauken vart totalfreda i Noreg i 1971. Arten hadde då truleg vore i tilbakegang over lengre tid. I 1976 vart den norske hønehaukbestanden anslått til ca 2000 par (Lid og Schei, 1976). Som påpeika av Myrberget (1980) hadde ein til då få samanlignbare data frå eit og same område slik at bestandsutvikling var vanskeleg å vurdere. Hønehauken vert i dag vurdert som ein «trua» fugleart (Direktoratet for naturforvaltning 1988).

#### Materiale og metodar

I arbeidet med å kartleggje utbreiing og bestandsstørrelsen hjå hønehauk har ein nytta fylgjande kjelder/metodar:

- Opprop gjennom tidsskrift/aviser
- Direkte kontakt med ressurspersonar
- Atlasprosjektet til NOF
- Litteratursøk
- Ringmerkingsmateriale, jaktstatistikk, museumsjournalar ol.
- Skogstatistikk
- Feltarbeid i ulike studieområde.

I Hordaland er feltarbeidet utført i perioden 1983-1991. Hovuddelen av materialet er derfor frå dette fylket. Undersøkelsane her har vore konsentrert til Voss, Stord og Odda. I tillegg har ein også ein del data frå Os og Lindås kommune

I 1984 og 1985 vart det gjennom «Prosjekt Hønehauk», utført feltarbeid på Vestlandet, Austlandet/Sørlandet og i Trøndelags-området. Innanfor kvart av desse delområda vart det valt ut 2-3 studieområde. Desse områda er blitt systematisk gjennomgått for å kartleggje reiområda for hønehauk.

#### Utbreiing

I Noreg hekkar hønehauken over heile landet, men er fåtalig i Finnmark. Som sporvehauken kan den hekke heilt ut i verneskogen på kysten (**figur 1**). Hønehauken er knytta til gamal hogstmoden naturskog. På Vestlandet hekkar den nesten utelukkande i furuskog, mens den på Austlandet, og i Trøndelagsfylka fortrinnsvis hekkar i naturforynga granskog. Hønehauken kan også hekka i bjørkeskog og i edellauvskog.

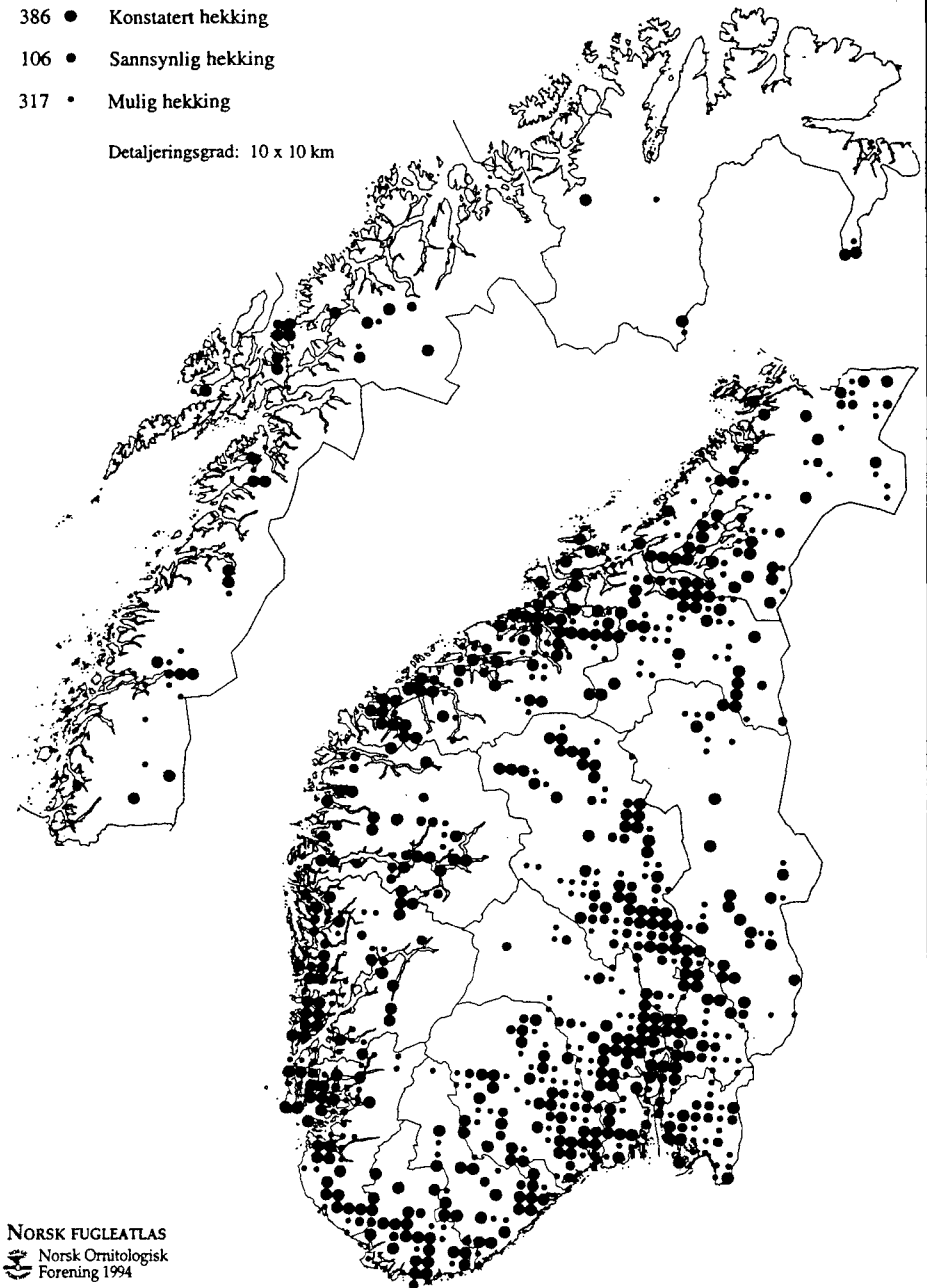
#### Bestandsstørrelse

I *Hordaland* er hekkebestanden i 1991 anslått til minimum 100 par og sannsynleg 130 par. Anslaget er m.a. basert på omfattande feltundersøkelser. I perioden 1980-1991 er det totalt påvist 84 ulike reiområde for hønehauk i fylket. Mange av desse reiområda står imidlertid i dag tomme. I Voss kommune vart det t.d. totalt påvist 20 brukte reiområde i denne perioden. Dei siste 5 åra har imidlertid kun 11 av desse vore i bruk. På begynnelsen av 1980-talet var gjennomsnittleg minste naboavstand (DNN) mellom brukte reiområde i sentrale deler av kommunen ca 3,0 km (**figur 2**).

### Hønschauk *Accipiter gentilis*

- 386 • Konstatert hekking
- 106 • Sannsynlig hekking
- 317 • Mulig hekking

Detaljeringsgrad: 10 x 10 km



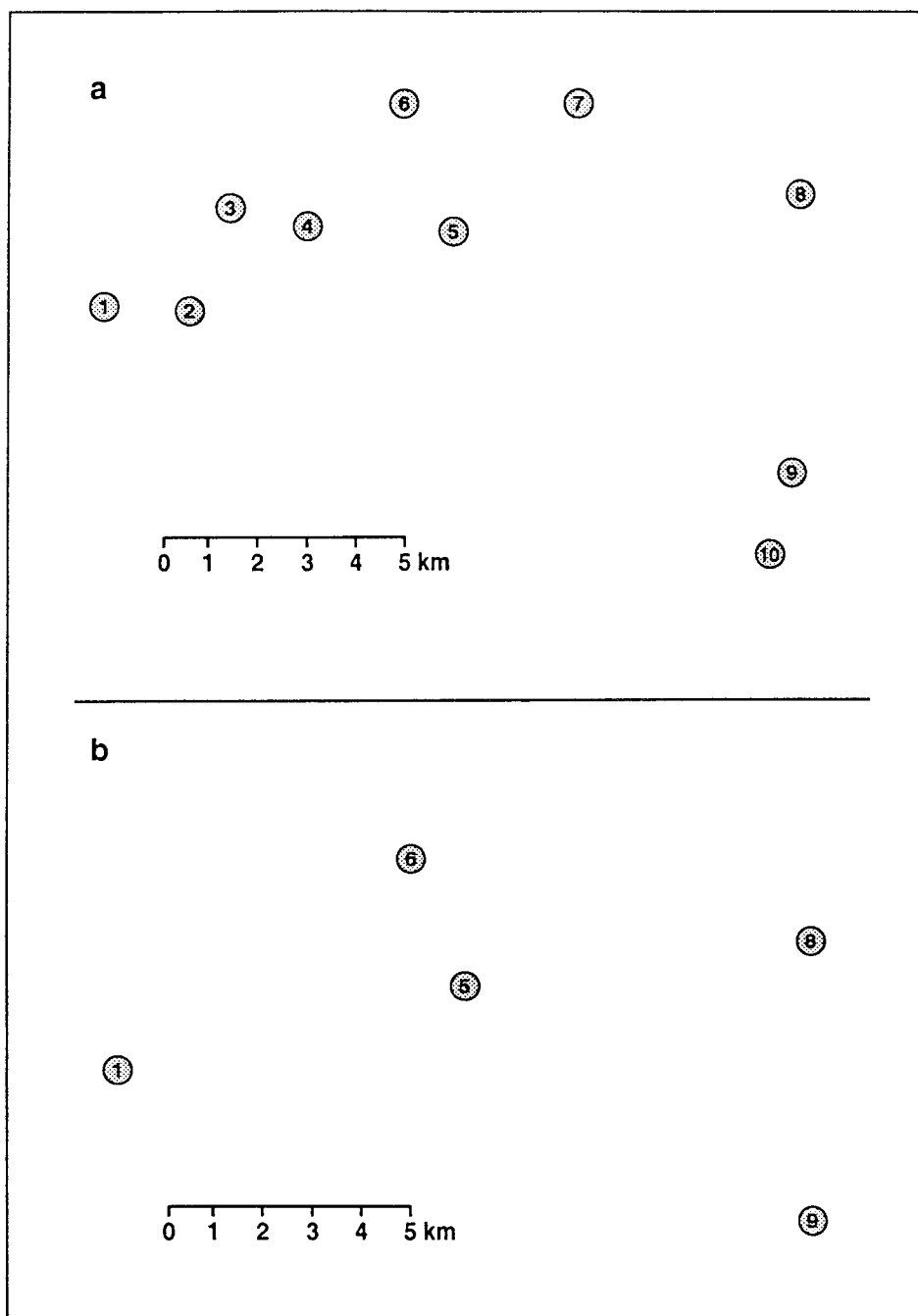
NORSK FUGLEATLAS  
Norsk Ornitologisk  
Forening 1994

Figur 1. Utbredelsen av  
hønschauk i Norge.  
*The distribution of  
Goshawk in Norway  
(Bergo 1994).*

I 1982 vart det vidare påvist at 2 par hekka 0,8 km frå kvarandre like ved eit større våtmarksområde i kommunen. I 1991 var DNN tilsvarande 5,9 km (figur 2). Tabell 1 viser førekomst av territoriell fugl og hekking i desse områda og 5 andre reirområde (10-14) i kommunen.

På Stord/Fitjar var hekkebestanden i 1991 på ca 8 par. DNN va ca. 4,9 km (n=5). I eigna leveområde elles i fylket ligg DNN på rundt 5 km.

Hønschauken er utbreidd i skogsområde over heile landet. Som i Hordaland ligg reirområda regelmessig fordelt med rundt 5 km avstand i eigna område. Utifrå formelen  $A=r^2\pi$ , der  $r=\frac{1}{2}$  DNN (jfr. Kochert 1972) får ein at kvart reirområde utgjer ca 20 km<sup>2</sup> (formelen forutset ei svært regelmessig fordeling). Dersom ein samanheld



Figur 2. Romleg  
fordeling av reiområde  
for hønehawk i sentrale  
deler av Voss kommune i  
(a) 1980 og (b) 1991  
*The spatial distribution  
of Goshawk in central  
parts of Voss District in  
1980 (a) and 1991 (b).*

dette med landareal og produktivt skogareal kan ein få eit grovt bilete over kor stor hekkebestand eit område kan ha. Den faktiske hekkebestanden i området er imidlertid avhengig av ei rekkje forhold, m.a. tilgang på næring og eigna reirbiotopar. **Tabell 2** gjev eit anslag over hekkebestanden i Noreg, fordelt på fylke i 1991. Anslaget er m.a. basert på opplysningar frå lokale kjelder og tilgjengeleg areal- og skogstatistikk. Som det går fram av tabellen kan ein anslå den norske hønehawk-bestanden i dag til minimum ca 2000 par og sannsynleg ca 2700 par.

### Bestandsutvikling

Før hønehawken vart freda i 1971 vart det betalt ut fellingspremiar for arten. Jaktstatistikk frå 1900 og fram til fredinga viser at antal utbetalte fellingspremiar tok til å minke fram mot 1930 (**figur 3**). I perioden 1930 til 1950 vart det ikkje utbetalt fellingspremiar for hønehawk. Frå 1950 og fram til 1970 er antal fellingspremiar sterkt minkande.

**Tabell 1.** Territoriell fugl (T) og hekking (H) i 10 reirområde i Voss kommune 1990-94.  
*Territorial (T) and breeding (H) birds in Voss District 1990-94.*

Reirområde <i>Nest area</i>	1990	1991	1992	1993	1994
1		H		H	H
5	H	T	T		T
6	T	H	H	H	H
8	T	H	H	H	H
9		H	H		
10	H	H	H	H	
11	H	H	H	H	
12	H	H	H	H	H
13	T	H	H	H	
14			T		

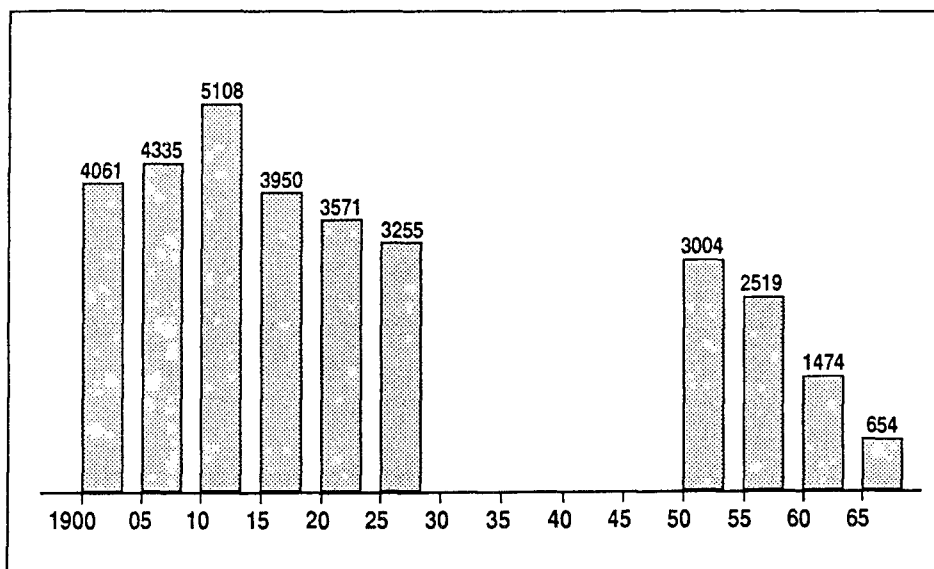
**Tabell 2.** Berekna hønehaugbestand i Noreg 1991, fordelt på fylke.  
*Estimated population of Goshawks in Norway 1991, by county.*

Fylke <i>County</i>	Land- areal <i>Land area</i> (km <sup>2</sup> ) (A)	Prod. skog- areal <i>Produc- tive forest area (B)</i>	B/20 km <sup>2</sup>	Bestand, lokale opplysn. <i>Population, local estimates</i>	Gj.sn. naboavst. <i>Average neighbour distance</i>	Kilde <i>Source</i>	Eget anslag (min.-sanns). <i>Own estimate (minimum- probable)</i> (Bergo 1991)
1. Finnmark	45 749	845	42	10		R. Frantzen	10 - 15
2. Troms	20 248	3 360	168	100 - 400	3 - 6	K.B. Strand	100 - 150
3. Nordland	32 137	4 010	201	15 - 20 <sup>1)</sup>	3 - 4		100 - 150
4. N-Trøndelag	21 575	5 620	281	20		K. Einvik	100 - 150
5. S-Trøndelag	17 785	3 620	181	175	4 - 5	Ø. Størkersen	150 - 180
6. Møre og Romsdal	13 382	2 400	120	300	3 - 5	A.O. Folkestad	150 - 200
7. Sogn og Fjordane	17 941	2 480	124		6	G. Gaarder	120 - 140
8. Hordaland	13 549	2 070	104		5 - 7	G. Bergo	100 - 130
9. Rogaland	8 591	780	39	120	5 - 6	R. Roalkvam	50 - 80
10. Vest Agder	7 196	2 430	122				120 - 140
11. Aust Agder	9 107	3 190	160	200	4 - 5	V. Selås	150 - 180
12. Telemark	15 267	5 210	261	110 - 180		O.F. Steen	100 - 200
13. Vestfold	2 099	1 230	62	20 - 25	2 - 8	G. Hansen	20 - 30
14. Buskerud	14 926	5 740	287	110 - 180		O.F. Steen	100 - 200
15. Oppland	25 260	6 440	322				150 - 250
16. Hedmark	27 388	13 200	660	ca 200	5,5 - 10	J. Bekken	200 - 300
17. Akershus/Oslo	5 352	3 220	161		6	I. Kjelsaas	120 - 150
18. Østfold	4 183	2 260	113				60 - 80
<b>Totalt <i>Total</i></b>	<b>301 585</b>	<b>67 260</b>	<b>3363</b>				<b>1950 - 2725</b>

<sup>1)</sup>Rana og Hemnes kommune. *Rana and Hemnes districts.*

Figur 3. Utbetalte fellingspremier for hønsehauk i perioden 1900-70 (kvar søyle viser årsgj.snitt i ein 5-års periode.

*Bounties paid for Goshawk in the period 1900 -70 (each column shows yearly averages in a 5-year period.*



Det finst få undersøkelser i Noreg der ein har sett nærare på bestandsstørrelse av hønsehauk over tid. I Aust-Agder vart det føreteke undersøkelser i perioden 1973-1975, og i 1988-1991. Resultata her viser at bestanden truleg vart redusert frå 1950-talet og fram til 1970-talet. Frå midten av 1980-talet synes bestanden å ha auka noko (Vidar Selås pers. medd.).

I eit område i Leksvik i N-Trøndelag var det på slutten av 1960-talet 7 par med hønsehauk. Omfattande flatehogst i området har medført at 3 av reiområda er uthogde. I 1984 og 1985 kunne det såleis kun påvisast hekking i 2 av dei 7 områda (P. J. Tømmeraas pers. medd.). I fylgje Kjell Einvik ved Miljøvernavdelinga i N-Trøndelag har hønsehaukbestanden gått sterkt tilbake i fylket p.g.a. omfattande skogsdrift. Miljøvernavdelinga kjenner såleis berre til ca 10 områder i fylket der det i dag hekkar hønsehauk.

I Voss i Hordaland var det på begynnelsen av 1980-talet ca 20 reiområde i bruk. Dei siste fem åra er det kun påvist hekking i 11 av desse områda. På Stord/Fitjar (Hordaland) synes hekkebestanden å ha endra seg lite i den perioden. På 1970-talet hekka det truleg 10 par på øya mot 8 par i 1991. I Os kommune (Hordaland) var det på begynnelsen av 1980-talet påvist 5 brukte reiområde. I 1990 og 1991 vart det totalt påvist hekking i 4 av desse områda. I Undersøkelsesperioden vart det påvist at hønsehauk hekka som 1-åring ved 2 tilfelle. I begge tilfella dreia det seg om hofuglar.

### Negative faktorar

Fram til fredinga av hønsehauken i 1971 vart det årleg felt mange hønsehaukar ved jakt. I enkelte deler av landet, m.a. i Aust-Agder, vert det fortsatt felt ein del hønsehauk og plyndra reir i eit visst omfang (V. Selås, pers. medd.). I Hordaland er det i undersøkelses-perioden registrert svært få tilfelle av ulovleg felling og reirplyndring. Også andre former for menneskeleg aktivitet kan verka forstyrrande på hønsehauken. Stor aktivitet i samband med orienteringsløp eller turløp nær bebudde reir kan, spesielt i kritiske fasar av hekkeforløp, resultere i at egg/ungar vert forlatt.

Då hønsehauken har eit relativt variert byttedyr-register, vert den ikkje påverka av byttedyr-svingingar i same grad som t.d. smågnagar-spesialistar som fjellvåk og tårnfalk. Større bestandsnedgangar av skogshøns og rype vil truleg likevel kunne slå negativt ut for hønsehaukbestanden i område der dette er viktige byttedyr.

## Diskusjon

Hønehaukbestanden i Noreg er i dag anslått til min. 2000 par, og sans. ca 2700 par. Anslaga er basert på omfattande felundersøkelser i ein del studieområde, samt opplysningar frå kontaktpersonar og tilgjengeleg areal- og skogstatistikk. Anslaget stemmer godt overeins med anslag som vart gjort av bestanden i 1975 (Lid og Schei 1975). Som påpeika av Sollien (1979) tyder jaktstatistikken på at bestanden på begynnelsen av 1900-talet var vesentleg større enn den er i dag. Kraftig bestandsnedgang frå hunderårsskiftet er også påvist i andre deler av Europa (Cramp & Simmons 1980).

I Mellom-Europa var hønehauk-bestanden på eit lavmål på 1960-talet, truleg delvis p.g.a ulike miljøgifter (Kalchreuter 1981, Marcström et al. 1990). I Noreg har truleg ikkje hønehauken i særleg grad vorte påverka av miljøgifter då den i hovudsak er standfugl og såleis ikkje vert eksponert for tilsvarande høge konsentrasjonar av miljøgifter.

Den markerte bestandsnedgangen frå 1950-talet fell saman med overgang frå «plukkhogst» til «bestandsdrift» i skogbruket. Etter nedgangen har truleg hønehaukbestanden i Noreg vore inne i ein stabiliserande fase frå 1970 i deler av landet (jfr Norderhaug 1978). Bestanden i andre deler av landet synes å ha fortsatt tilbakegangen.

I eigna leveområde ligg reirområda til hønehauken i dag med ca 5 km avstand. Dette tilsvarar eit areal på ca 20 km pr par (jfr. Kochert 1972). Dette er i samsvar med finske undersøkelser (Linden og Wikman 1983), og diverse undersøkelser i Vest-Europa (Kenward 1979). I mindre eigna leveområde er det imidlertid oppimot 10 km mellom nabopar, noko som truleg i hovudsak har samanheng med mindre næringstilgang i desse områda.

I dei fleste område av landet er truleg minimumsfaktoren for hønehauk-bestanden i dag næringstilgangen, både i vinterhalvåret (overlevelse) og i hekkesesongen (ungeproduksjon). Intensiv skogdrift, med uthogging av tradisjonelle reirområde synes også å kunne verke negativt på bestanden.

Det er tidlegare påvist at hekkebestanden av hønehauk kan svinge i takt med bestandane av hønsefugl. I Aust-Agder har det m.a. vorte påvist at hønehauken hekkar tettare med aukande antal tiurar på leikene om våren (V- Selås, pers. medd.). Ved undersøkelser i Voss kommune kunne det ikkje påvisast nokon samanheng mellom bestandsstørrelse av storfugl og hekkefrekvens og ungeproduksjon hjå hønehauk. Ut i frå byttedyr-undersøkelsane utgjer heller ikkje storfugl nokon vesentleg del av næringa til hønehauken i hekketida i dette området. I vinterhalvåret kan derimot storfugl vera viktigare som byttedyr for hønehauk.

I gjenfunnmaterialet av ringmerka hønehauk i Hordaland i 1983-1989, vart det påvist at dødsårsak for 44% av haukane var kollisjonar eller elektrisk støyt frå leidningar/transformatorar (tabell 3). Dette er langt høgare prosentandel enn det som vert funne i ringmerkingsmaterialet frå Stavanger Museum i perioden 1914-1981 (jfr Bevanger & Thingstad 1988). Materialet i denne undersøkelsen er lite, men gjev likevel grunn til å sjå nærare på dette forholdet.



**Tabell 3.** Gjennfunnalder, forflytningsavstand og dødsårsak hjå hønsehauk merka som reirungar i Hordaland, 1983-89. *Age at recovery, dispersal distance and cause of death of Goshawk banded as juveniles in Hordaland, 1983-89.*

Kjønn (F= hunn, M= hann) <i>Sex (F= female, M = male)</i>	Alder (mnd.) <i>Age (months)</i>	Funn- mnd. - <i>Month of recovery</i>	Avstand/retning <i>Distance/direction (km)</i>	Dødsårsak <i>Cause of death</i>
F?	2	juli	< 5 km	Ukjend <i>Unknown</i>
F?	3	aug.	< 5 km	El.ledn /transformator <i>Utility structure</i>
F	4	sept.	15 S	El.leidning <i>Utility structure</i>
F	4	sept.	90 W	Ukjend <i>Unknown</i>
F	6	nov.	288 SE	Kontr. (levande) <i>Controlled alive</i>
F?	6	nov.	70 SW	Kontr. (levande) <i>Controlled alive</i>
F	6	nov.	107 NE	Ukjend <i>Unknown</i>
F	7	des.	110 SW	El.ledn./transformator <i>Utility structure</i>
F	22	mars	< 5 km	Død, kråkefelle <i>Dead in crowtrap</i>
F	29	okt.	40 NW	El. led. <i>Utility structure</i>
M	8	jan.	117 E	Kontr. (levande) <i>Controlled alive</i>
M	8	jan.	231 SE	Kontr. (levande) <i>Controlled alive</i>
M?	8	jan.	238 SE	Kontr. (kråkefelle) <i>Controlled alive in crowtrap</i>
M	9	febr.	238 S	Kontr. (levande) <i>Controlled alive</i>
M	21	febr.	20 N	Dueslag (kollisjon) Pigeon pen (collision)
M	40	okt.	304 E	Kontr.,(Control) J. Granli, (Sør Odal, Hedmark)



## När och var - trender i den finska duvhöksstammen. *Where and when - trends in the Finnish goshawk population.*

**Marcus Wikman**

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, P.O. Box 202, FIN-00151,  
Helsinki, Finland

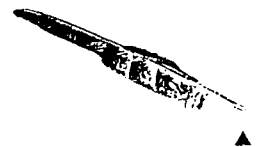
Den finska duvhöksstammens storlek uppskattades till ca 6 000 par år 1985. Det bör påpekas att denna ofta citerade siffra inte är baserad på övertygande data utan endast är en sammanställning av uppskattningar gjorda av personer som i större skala ringmärkte duvhök i landets olika delar.

Ett uppföljningsprogram för rovfågelstammarna i Finland startades år 1982. Programmet är byggt på 10 x 10 km rutor och avsikten är att årligen hitta alla häckande rovfåglar i rutan. Drygt 100 sådana rutor inventeras årligen. Duvhöken är kanske den art som allra bäst lämpar sig för denna typ av inventering. Boplatserna är normalt bebodda många år i rad och de nya bon som blir byggda är vanligen belägna i närheten av gamla. I rutorna har den årliga variationen i stammen i snitt varit mindre än 20 % och variationen visar ingen trend över perioden 1982-94. Förutom rovfågelrutorna insamlas också mycket information om rovfåglar vid ringmärkning. Totalt kontrollerades drygt 1 200 duvhöksbon med 932 häckningar år 1994.

Den mycket drastiska och bestående nedgång i duvhöksstammen (60 %) på ett område i södra Finland åren 1977-80 jag själv konstaterat gav anledning att närmare utreda liknande situationer på annat håll. Av nio personer som under lång tid uppföljt duvhöken i olika delar av landet angav sju att stammen minskat. De största nedgångarna noteras i landets allra sydligaste delar där fyra personer angav minskning på 40-60 %. Nedgångarna har inträffat under perioden 1977-85 i tre fall och i ett fall 1989-92. I Tavastland har nedgångarna varit mindre (30-35 %) men också här började tillbakagången i slutet av 1970-talet. De två fall där ingen märkbar förändring kunnat noteras saknas uppgifter från 1970-talet.

I olika undersökningar har skogshönsens andel i duvhökens häckningstida näring varierat rätt kraftigt: från 20 % vid sydkusten i dåliga skogshönsmarker till 85 % i Österbottens goda skogshönsområden. I södra Finland var järpe, ekorre, morkulla (rugde) fasan och kråka duvhökens fem viktigaste bytedjur. Tillsammans utgjorde dessa arter 47 % av födan på våren. De två viktigaste, järpe och ekorre, stod för nästan 30 %. Senare på sommaren skiftade hökarna sin diet till unga nötskrikor och trastar, vilka då svarade för drygt 50 % av födan. Järpen hade ett bottenår 1977 och uppenbarligen gick också ekorren tillbaka under samma tid. Detta ledde till att knappt hälften av hökarna vid bebodda revir gick till häckning år 1977. Åren 1977-80 minskade antalet bebodda hökrevir från 28 till knappt 10 och stammen har sedan förblivit på den nivån.

Typiskt för nedgångsfasen var att en liten del av stammen gick till häckning. Intrycket var att honorna var ensamma vid boet. De hökar som gick till häckning lade sent. Äggläggningen blev förskjuten in i maj och det verkade som om hökarna måste vänta tills anländande flyttfåglar gav tillräcklig näringsbas för att starta häckningen. Hösten 1976 fångades ett stort antal adulta duvhökar vid ett fasaneri på området. Normala år låg antalet fångade hökar på ca 70, men 1975 fångades 100 och 1976 drygt 150 fåglar. Därefter föll antalet åter under 50 per år.



## **Hønehaukens status i Sør-Trøndelag. *The status of the goshawk in Sør-Trøndelag.***

**Jostein Sandvik**

Norsk Ornitologisk Forening, Seminarplassen 5, N-7060 Klæbu.

### **Innledning**

Hønehauken er en art som er sterkt knyttet til barskog, og har sin utbredelse i det boreale barskogsbeltet. Hekkeplassene er i stor grad lokalisert i gammel storstammet skog, der den er tilpasset jakt på skogshøns og andre barskogsarter.

Hønehaukens næringsvalg, med "matnyttige" viltarter som byttedyr og jakt på frittgående høns, førte tidlig til en aktiv etterstrebelse med intens jakt og utbetaling av skuddpremie (Rasch 1862, Johnsen 1928). Denne holdningen til arten varte helt fram til fredningen i 1971, og selv i dag er det en sterk negativ holdning til hønehauken i enkelte miljøer.

Hønehauken ble kategorisert som 'sårbar' allerede i den første listen over truede dyrearter i Norge i 1973 (Hagen et al. 1974). I den gjeldende listen står den i kategorien usikker (Størkersen 1992), mens den i Sør-Trøndelag er plassert i kategorien sårbar (Sandvik & Størkersen 1984).

Det foreligger få estimater på den norske hekkebestanden fra tidligere tider. Jaktstatistikken (Johnsen 1928) antyder at bestanden var betydelig større omkring århundreskiftet enn den er i dag, og Løvenskiold (1947) angir også en betydelig bestandsnedgang fram til 1940-tallet. En nærmere studie av reproduksjonsrate, dødelighet og jaktstatistikk fram til 1970-tallet, konkluderte også med at "hønehaukbestanden er betraktelig redusert" (Sollien 1979).

I 1975 ble det anslått en hekkebestand på et par tusen par (Lid & Schei 1976), mens det siste bestandsestimatet antyder 2000 - 2700 hekkende par (Bergo 1992). I Sør-Trøndelag ble hekkebestanden i begynnelsen av 1990-årene estimert til 150 - 180 par (Bergo 1992).

Høsten 1983 startet Norsk Ornitologisk Forening i samarbeid med Verdens Naturfond en kartlegging av den norske hønehaukbestanden (Bergo 1984). Som en del av dette prosjektet inngikk en kartlegging av hekkebestanden i Trondheimsområdet (Sandvik & Tømmeraas 1985, Tømmeraas 1986). Denne artikkelen presenterer en oversikt over resultatene fra dette prosjektet, samt det som er kjent av hekkeplasser i fylket, og en oppsummering av status for disse.

### **Metode og materiale**

I tillegg til egne data bygger den viktigste delen av materialet som presenteres her på opplysninger i viltkartverket hos Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. For en stor del av lokalitetene er informasjonen i viltkartverket mangelfull. Nyere kunnskap er derfor forsøkt innsamlet, hovedsakelig fra lokale kontaktpersoner og informanter til viltkartverket. Gjennom dette arbeidet er det også oppdaget nye, tidligere ukjente hekkeplasser.

Status for hver lokalitet, eller hvert territorium, er forsøkt kartlagt gjennom intervjuer. Kun et mindre antall reir er besøkt av forfatteren de siste årene. Materialet som presenteres her gjelder hekkefunn og hekkeatferd med varslings eller utflytne unger, som er registrert siden midten på 1970-tallet. De aller fleste av hekkeplassene har imidlertid vært i bruk på 1980- og 90-tallet. Det er kjent at flere av lokalitetene er ødelagt ved hogst, og for en del territorier er nye hekkeplasser blitt lokalisert, men

ofte er imidlertid undersøkelserne for dårlige til å kunne fastslå at territoriene er forlatt.

### Resultat

Totalt er det registrert 141 territorier med hønehawk i Sør-Trøndelag som har vært i bruk i løpet av de siste 15 - 20 årene. Av disse er reirlokalisiteten kjent i 110, og 65 av disse reirene har vært brukt i løpet av de siste 6 årene (1990 - 1995). En del hekkeplasser er hugget ut etter siste kjente hekking, uten at nye hekkeplasser er funnet. Dette betyr nødvendigvis ikke at territoriet er forlatt, men kan skyldes for dårlige undersøkelser. Dette gjelder også enkelte av de reirene som har vært i bruk de siste årene.

**Tabell 1.** Hekkebestanden hos hønehawk i Sør-Trøndelag. Gruppering: T = Tettsted/bynære kommuner, I = Innlandskommuner/fjellregionen, K = Kystkommuner sør for Trondheimsfjorden, F = Fosenhalvøya.  
*Breeding population of Goshawk in South Trøndelag Grouping: T = town/urban communities, I = Inland/mountainous areas, K = Coastal areas south of Trondheimsfjord, F = Fosen peninsula.*

Kommune <i>District</i>	Gruppe <i>Group</i>	Antall kjente territorier <i>N of known territories</i>	Antall kjente hekkeplasser <i>N of known breeding sites</i>	Hekkeplasser i bruk på 1990-tallet <i>Breeding-sites in use in the 1990's</i>
Trondheim	T	12	9	9
Klæbu	T	7	6	3
Malvik	T	4	4	3
Melhus	T	4	4	2
Skaun	T	9	9	5
Orkdal	T	8	7	2
Selbu	I	6	4	0
Tydal	I	2	2	1
Røros	I	8	8	5
Holtålen	I	1	0	0
Midtre-Gauldal	I	4	3	2
Meldal	I	10	7	7
Rennebu	I	3	3	1
Oppdal	I	3	2	1
Hemne	K	8	6	5
Snillfjord	K	3	2	2
Agdenes	K	5	2	1
Hitra	K	10	10	4
Frøya	K	2	2	2
Ørland	F	3	3	3
Bjugn	F	10	7	1
Rissa	F	10	9	5
Åfjord	F	7	2	2
Roan	F	2	0	0
Osen	F	1	0	0
Totalt <i>Total</i>	25	142	111	66

Det totale materialet over hekkebestanden av hønsehauk i Sør-Trøndelag er fordelt kommunevis i tabell 1. Av det totale bestandsestimatet på 141 territorier, er det registrert fra ett til 11 par i hver kommune. De laveste antallene finner vi i kystkommuner som Osen, Roan og Frøya, men også i innlandskommuner med store barskogsområder som Holtålen og Tydal er det kjent meget få hekkeplasser. De rikeste hønsehaukkommunene er Trondheim og Meldal. Også på Hitra, i Bjugn og Rissa er det kjent mange territorier, men trolig er flere av disse blitt ødelagt av hogst de senere årene.

Ved å fordele fylkets 25 kommuner i 4 kategorier (tabell 2), kommer fordelingen tydeligere fram. Den tetteste bestanden finnes i kystområdene, spesielt i de fem kommunene sør for Trondheimsfjorden. De lave tallene for Fosen kan skyldes dårlige undersøkelser i Bjugn, der det kun er dokumentert hekking i ett av ti territorier. De bynære, urbane, områdene omkring Trondheim har også bra km<sup>2</sup> bestandstetthet. Spesielt gjelder dette Trondheim kommune, der det i løpet av de siste 6 årene er påvist hekking i 8 reir, 1,43 par pr. 20 km<sup>2</sup> produktiv skog, som er det høyeste i hele materialet. Dette med unntak av Frøya og Ørland, der det knapt finnes produktiv skog, men er registrert henholdsvis 2 og 3 hekkende par.

**Tabell 2.** Hekkebestand hos hønsehauk i Sør-Trøndelag fordelt på landskapsregioner (se tabell 1).

*Breeding population of Goshawk in Sør Trøndelag by landscape type (see table 1).*

Region <i>Region</i>	Prod. skog (km <sup>2</sup> ) <i>Productive forest (km<sup>2</sup>)</i>	Kjente territorier <i>Known territories</i>	Pr. 20 km <sup>2</sup> <i>Pr 20 km<sup>2</sup></i>	Kjente hekke- plasser <i>Known breeding-sites</i>	Pr. 20 km <sup>2</sup> <i>Pr 20 km<sup>2</sup></i>	Brukt etter 1990 <i>Used since 1990</i>	Pr. 20 km <sup>2</sup> <i>Pr 20 km<sup>2</sup></i>
Tettsted <i>Urban(T)</i>	947,4	44	0,93	39	0,82	24	0,51
Innland <i>Inland(I)</i>	2 036,0	37	0,36	29	0,28	17	0,17
Kyst sør <i>South coast(K)</i>	393,8	28	1,42	22	1,12	14	0,71
Fosenhalvøya <i>Fosen peninsula (F)</i>	382,4	33	1,73	21	1,10	11	0,58

Det mest påfallende med hele undersøkelsen er imidlertid de lave tallene for innlands-kommunene, der det kun er kjent hekking i 0,17 territorier pr. 20 km<sup>2</sup> produktiv skog. For kjente territorier er tallet noe høyere, 0,36 territorier pr. 20 km<sup>2</sup> men selv det er meget lavt.

I denne sammenheng er det ikke innhentet opplysninger om valg av treslag for reirplassering, men av 27 reir var 18 i gran (67 %), 6 i furu (22 %), 2 i lerk (7 %) og ett i tindved (4 %). Andelen i furu vil trolig stige for hele fylket, da det mangler opplysninger fra kystområdene og Røros. Selv om dette representerer et lite utvalg, gir det et klart bilde på at gran utgjør det dominerende treslaget ved valg av hekkeplass.

## Diskusjon

Sør-Trøndelag fylke utgjør 17 785 km<sup>2</sup>, hvorav 3 760 km<sup>2</sup>, er produktivt skogareal. Bergo (1992) beregnet hekkebestanden i fylket ut fra en gjennomsnittlig tetthet på ett par pr. 20 km<sup>2</sup>, skogareal, dette tilsvarer 188 par. Ut fra det foreliggende materialet er det kjent 141 territorier, men en del av disse er hugget ut og trolig forlatt i dag. I

tillegg må man gå ut fra at en del lokaliteter ennå ikke er kjent. Omkring halvparten av de kjente hekkelokalitetene i fylket er ikke dokumentert brukt etter 1989. Dette innebærer nødvendigvis ikke at territoriet er forlatt, for flere lokaliteter er ikke kontrollert de senere årene. Og selv om en lokalitet er funnet tom, er det ofte vanskelig uten en betydelig feltinnsats å være sikker på at et territorium er forlatt.

Den totale hekkebestanden i fylket kan ligge i størrelsesorden 150 - 180 par, som anslått av Bergo (1992). Imidlertid går det klart fram av materialet at hekkebestanden i innlandskommunene har store problemer, slik at tettheten i de sammenhengende skogsområdene er langt lavere enn ett par pr. 20 km<sup>2</sup> (jfr. Leksvik i Nord-Trøndelag, Tømmeraas 1993). Derimot er bestanden ved de urbane områdene og ved kysten god, noe som til en viss grad oppveier den lave tettheten i innlandskommunene. Ut fra en totalvurdering antas derfor den samlede hekkebestanden i fylket å ligge noe lavere enn tidligere beregnet.

Hønsehauken i Sør-Trøndelag hekker hovedsakelig i storvokst barskog, og er derfor sterkt utsatt for hogst. I de godt undersøkte områdene omkring Trondheim har parene bygd nye reir i egnede habitater i nærheten av de gamle etter at reirområdet er blitt ødelagt ved hogst. I de indre delene av fylket, med større sammenhengende skogområder, ser dette derimot ut til å skje i mindre utstrekning. Dette har sammenheng med at større deler av habitatet blir ødelagt slik at næringsgrunnlaget faller bort, noe eksperiment med buffersoner rundt reirtrærne har vist (Tømmeraas 1993). Årsaken til at hønsehauken klarer seg bedre ved kulturlandskapet og på kysten, har trolig sammenheng med at den her har andre byttedyr, slik som kråkefugl, måker, duer og rotter (Bollingmo 1978, jfr. Selås 1989, Bergo 1992). Næringstilgangen er derfor tilstrekkelig til å gjennomføre hekking, selv om bestanden av de typiske barskogsartene blir redusert. Et eksempel på dette var et par som ble funnet hekkende i tindvedkratt (2-3 m over bakken), langt fra nærmeste barskog, men med rik næringstilgang i nærheten. Ved den sentrale søppelplassen i fylket hekker tre par, som jakter regelmessig ved fyllingen.

Metodisk er det store svakheter forbundet med det materialet som presenteres her, både ved at de bynære områdene er godt undersøkt og at enkelte kommuner er spesielt dårlig dekket. Resultatene må derfor vurderes på grunnlag av dette, men det krever en omfattende undersøkelse av alle territoriene for å kunne trekke sikrere konklusjoner. Imidlertid planlegges det nå en total kontroll av samtlige hekkelokaliteter i fylket, gjennomført sommeren 1996. Dette vil kunne gi svar på en rekke av de spørsmålene som fortsatt står åpne, med hensyn til hønsehaukens status i Sør-Trøndelag.





## Del 2. Demografi. *Demography.*

### Bestandsendringer og bestandsdynamikk hos hønsehauk i Aust-Agder. *Population changes and population dynamics of Goshawk in Aust-Agder.*

Vidar Selås

Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH, N-1432 Ås

I et ca. 600 km<sup>2</sup> stort område i Aust-Agder (Vegårshei, Åmli og Tvedestrand kommuner) er det gjennomført undersøkelser på hønsehauk i periodene 1972-75 og 1980-94. Ved å intervjuere eldre haukejegere har det også vært mulig å få en relativt god oversikt over hønsehaukens hekketetthet på 1950-tallet.

Studieområdet er dominert av skog. Bestandsskogbruk ble innført på slutten av 1950-tallet, men fordi terrenget er svært småkupert og de fleste skogseiendommene relativt små, blir hogstflatene stort sett av begrenset størrelse. Gammel naturforrynget og tidligere plukkhogd skog utgjør for tiden ca. 50 % av det produktive skogarealet.

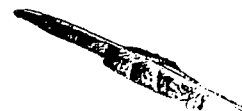
Hønsehaukens næringsvalg i hekketida er siden 1988 analysert ved å samle inn byttedyrrester fra reir og ribbeplasser i nærheten av reirene. I antall har troster utgjort vel en fjerdedel av byttedyrene, mens hønsefugler, kråkefugler og våtmarksfugler (ender og vadere) hver har utgjort ca. 15 %. Små spurvefugler har utgjort ca. 10 % og pattedyr ca. 5 %. Resultatet avviker ikke fra tilsvarende undersøkelse gjennomført på 1970-tallet. Metoden som er brukt gir en overestimert av store byttedyr og underestimert av små, men kan likevel gi et brukbart inntrykk av de ulike byttedyrenes betydning for hønsehauken i området.

Det er antatt at bestandene av byttedyr på sen vinteren, det vil i praksis si hønsefugler, ekorn og kråkefugler, er avgjørende for hønsehaukens hekketetthet. I studieområdet er det påvist en sammenheng mellom hønsefuglbestand og hekketetthet av hønsehauk. Fra 1950-tallet til 1970-tallet sank hekkebestanden til en tredjedel av det den hadde vært. I forbindelse med en økning i hønsefuglbestandene på 1980-tallet økte tettheten av hønsehauk med en tredjedel. I alle periodene var aktive haukereir regelmessig fordelt i terrenget.

Fra 1972 til 1994 har det i gjennomsnitt vært produsert ca. 2,5 unger pr. vellykket hekking. Det er ikke funnet noen forskjell mellom perioder med ulik hekketetthet, men totalt sett var det en tendens til at reproduksjonen var høyest i gode smågnagerår.

Rovviltbekjempelse har lang tradisjon i studieområdet, og ulovlig felling av hekkende hønsehauk har pågått i hele undersøkelsesperioden. Dette har imidlertid ikke hatt noen påviselig negativ effekt på hekketettheten. Revir der hekkende hauer er fjernet har vanligvis vært reokkupert påfølgende år, noe som viser at det hele tiden har vært en overskuddsbestand av ikke-hekkende individer (flytende bestand). I en periode med økende tilgang på byttedyr har felling av hekkende hauer trolig framskyndet økningen i hekketetthet, fordi nye hauer da etablerte seg i et tettere mønster enn de forrige.

Ved å samle inn mytefjær har det vært mulig å individbestemme de hekkende haukene. Fra 1985 til 1994 har det vært en gjennomsnittlig årlig utskiftning av hekkende hunnhauer på ca. 15 %. Gjennomsnittlig levetid i hekkereviret kan da estimeres til om lag syv år. Foreløpig er den lengste registrerte perioden for en hønsehauk-hunn i et hekkerevir ni år.



## **Goshawk behaviour and demography revealed by radio-tagging. *Adferd og demografi hos hønehawk vist ved hjelp av radiomerking.***

**Robert E. Kenward**

Institute of Terrestrial Ecology, Furzebrook Research Station, Wareham BH20 5AS, United Kingdom

During 1972-1987, data on predation, dispersal, habitat-use and population dynamics were obtained by radio-tracking 400 goshawks in England and Sweden. To minimise possible adverse impact on the hawks, they were marked by attaching 12-15g radios (1-2% of their bodyweight) to the 2 central tail feathers. The tags functioned for 9-12 months, and were lost when the hawks moulted.

The initial study, at Oxford University, was to investigate whether goshawks could reduce damage by woodpigeons to *Brassica* crops in lowland Britain. Due to deforestation and persecution, goshawks had become extinct in Britain by the end of the 19th century, but falconers had started releases to re-establish them, and hawks for the project were imported with help from the Finnish Central Hunters Organisation. Techniques were developed for following individual radio-tagged hawks to find their kills and investigate selection effects outside the breeding season. The most important winter prey were woodpigeons and rabbits. Although the rate of predation on pigeons was deemed unlikely to reduce their numbers greatly, soaring models of hawks later proved to have value as a local scaring device.

Thanks to an invitation from Professor Vidar Marcström at Uppsala University, work on goshawks outside the breeding season moved to woodland-farmland habitats of central Sweden, with an emphasis on predation of game. One study area was where many pheasants were released, and there were wild pheasant populations in 2 others. The prey was almost exclusively pheasants where these were released. In the 2 other areas the most common prey were squirrels, but wild pheasants and partridges also provided a large proportion of the winter diet for male hawks, with hares very important for females.

The study also provided training for a goshawk study in boreal forest by Per Widén. In 2 years when squirrels were relatively abundant, he found that these were the main goshawk prey, although grouse and hares were taken too. Comparison of habitat use in the forest and forest-farmland areas showed that goshawks tended to hunt, and make most kills, where their prey were most abundant. In woodland-farmland, hawks favoured edge zones, where they were most likely to encounter pheasants and hares. Their foraging ranges, which were largest in areas with lowest prey abundance, were also largest within each area for those hawks which had least woodland edge available. In contrast, the hawks in boreal forest did not favour edge zones, but hunted mainly in the mature forest where they took most squirrels.

The study in woodland-farmland showed that goshawk predation was severe enough to reduce breeding numbers of wild pheasants in areas with modern farming, but that winter food for goshawks would be reduced substantially if pheasant conservation were abandoned. However, as pheasant management involved removing young goshawks which gathered at pheasant feed sites, it was important to ensure that control measures would not harm the goshawk breeding population. Vidar Marcström therefore arranged for the Swedish Sportmens' Association to fund the production of a yield model for goshawks. Between 1980 and 1987, Mats Karlborn lead the radio-tracking of 354 goshawks on Gotland.

Ringling and trapping on Gotland, a 3,100 km<sup>2</sup> mid-Baltic island, indicated a population of about 200 goshawk pairs, with immigration and emigration rates as low as 2%. There was less snowcover than in similar woodland-farmland of central

Sweden, such that there rabbit were common in the east of the 600 km<sup>2</sup> main study area. Goshawks bred more densely in the eastern region than elsewhere, with young dispersing later and over shorter distances from nests there than in the region with few rabbits. Hawk foraging ranges in the rabbit region were also smaller than those recorded elsewhere in Sweden.

The first year mortality rate of radio-tagged female hawks was only 36%, lower than the 51% estimated for males, and both sexes had lower mortality than the best estimate of 64% from ringing in Finland. The adult mortality rate was 22% for both sexes. The radio-tagging also provided data on age-specific breeding success for both sexes. There was no breeding by first-year hawks, and many adults too were non-breeding, with as many non-breeders as breeders among females. Using age-specific breeding data from goshawks during recovery from population crashes, the resulting model indicated that up to 50% of young could be removed without reduction of the breeding population.

Low mortality compared to ringing data, and associated high proportion of non-breeders, has also been found in a study with Sean Walls of radio-tagged buzzards in southern Britain, and Torgeir Nygård has similar low mortality of young sea-eagles. It seems that mortality of medium sized raptors may be closer to 30% than the 60-70% indicated by previous ringing studies, and that breeders may be as little as half the total number present in healthy raptor populations. This implies that a decline in breeding pairs may only be detected after environmental deterioration severe enough to remove perhaps half the population. These buzzard studies has also shown a great improvement in performance of radio-tags, which can now give a 3-5 year life on birds of goshawk size, with 50-80 km reception range and better than 90% reliability, compared with up to 1 year, 20-30 km and only 50% reliability on Gotland. Such tags are best fitted as backpacks on nestlings, which requires very great care if there is to be no adverse effect. However, less fieldwork is required to fit to nestlings than was needed to trap goshawks after fledging, and survival of buzzards with backpacks has been at least as good as with tail-mounted tags.

With modern radios, data on survival and habitat use can be gathered more economically than in the past. Moreover, results from the goshawk and buzzard studies show how data from a few individual hawks can be used for a "Noah's dove" approach to habitat assessment. Thus, a tendency for young hawks to leave a natal area indicates general poor habitat quality. Range characteristics may be an even better index, because range size was strongly linked to food supply in the previous studies. New RANGES software developed through cooperation between NINA and ITE may provide even more subtle tests of habitat quality from hawk movements.

If results from Swedish studies are combined with those elsewhere in Europe and North America, it becomes clear that the staple winter diet in areas with prolonged snowcover is likely to be squirrels, hares and galliform birds. Food is likely to be most critical for males, since these do not eat full-grown hares, and must increase their kill-rate 2-3 times during courtship in late winter if they are to breed. This means that forest quality for goshawks is likely to be improved by factors which favour squirrels and tetraonids. Since data on squirrels in Sweden, where they appear to favour spruce, differ greatly from British data showing that squirrels favour pine and reach 10 times the density recorded in Sweden, work is needed to define habitats which can provide optimal squirrel availability for goshawks in Scandinavia. There has already been much work in Norway on habitat requirements of tetraonids, and boosting their numbers provides opportunity for cooperation with the hunting interests which have already funded so much work on goshawks.

If forestry is to favour goshawks in Norway, it is worth taking account of factors other than simple diet or nesting requirements. If the goshawk population structure in Swedish boreal forest is similar to that on Gotland, but at half the density, squirrel density estimates are equivalent to 150 per hawk in good years and typically 30-90

per hawk. In such forest, goshawk predation might well be severe enough to depress squirrel numbers below food limits, which would make it at least as important to promote cover for squirrels as to enhance cone crops. In North America, goshawks themselves may be restricted by predation to breeding in large forests: horned owls, which occur at 2-3 times the density of European eagle owls, tend to occupy the less extensive woods where goshawks would nest in Europe.



### **Del 3. Byttedyrrelasjoner og menneskepåvirkning. *Prey relationships and human impacts.***

**Sammanbrott i rovdjur-bytesrelationerna i en människopåverkad miljö. *The breakdown of predator-prey relations in a human-impacted environment.***

**Harto Lindén**

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, P.O. Box 202, FIN-00151,  
Helsinki, Finland

Vi har flera nogranna studier angående duvhökens näringsval i Finland från 1950-talet framåt. Det föreligger både tidsmässiga och geografiska skillnader i bytesvalet: på 1950- och 60-talet, före det intensiva industriella skogsbruket i mellersta Finland, var skoghönsens andel i födan mycket hög (50-80 %). I södra Finland var andelen av skoghöns på 1970- och 80-talet betydligt mindre, från drygt 5 % till ca 40 %. Det finska jordbruket och den människopåverkade miljön är koncentrerad till södra Finland och det västra kustområdet. I övrigt är huvuddelen av landet skogs-, myrmark och sjöar, och denna mosaik har alltid varit en mycket bra miljö för den skogsanpassade duvhöken.

Lindén & Wikman gjorde en relativt omfattande predationstudie vid sydkusten i Nyland under perioden 1974-81 (J. Anim. Ecol. 1983). Där kunde vi konstatera, att järpen var det viktigaste bytesdjuret för duvhöken, även om dess andel i dieten inte var speciellt stor. Studieområdet i sig hade en stor skogsareal, men redan under studieperioden ändrade skogsbruket kraftigt miljön på området, vilket då var att betrakta som en isolerad skogsfläck på kartan över södra Finland. Skogshönspopulationerna i Nyland hade redan länge stadigt gått tillbaka, och för duvhöken blev det till slut en ren omöjlighet att basera sin föda på de låga skogshönspopulationerna.

Predationförhållandet mellan duvhök och järpe följde till en början den generella och cykliska Lotka-Volterra modellen, men alldeles i slutet av perioden bröt hela modellen samman. Modellsjälsigt kan man säga att det berodde på bristen av numerisk respons i predatorpopulationen då bytesdjurpopulationen ökade. I praktiken gick det så att duvhökpopulationen i första skedet minskade parallellt med järpepopulationen, men då järpepopulationen började tillväxa förblev duvhökarnas antal på en mycket låg nivå. De individuella hökarna kunde först öka sin funktionella respons (slagna järpar/individuell hök), men sedan ökade bytespopulationen ifrån sina hökpredatorer.

Som predator är duvhöken mycket opportunistisk. I sydligare agrarmiljö i Skandinavien och Europa är duvhöken utmärkt anpassad till olika födokällor, såsom Vidar Marcström med kollegor visar i sin eleganta bok om duvhöken. Fasan, vildkanin m.m. kan nästan helt och hållet fylla duvhökens näringskrav. Men i södra Finland finns inte kanin och också fasanpopulationerna är svaga. Det alternativa bytet tycks vara kråkfåglar, men det är ganska svårt för duvhöken att tillfredsställa sitt näringskrav enbart med kråkor. Detta innebär att skogsbruket tillsammans med skogsfragmenteringen inte nödvändigtvis är ödesdiriga för duvhöken. Då det intensiva skogsbruket kraftigt kommit med i bilden kan man inte mera kalla duvhöken en äkta skogsfågel, utan en till agrikulturen välanpassad rovfågel.



## Effekter av biotopfragmentering på fåglar och däggdjur. *Effects of biotope fragmentation on birds and mammals.*

**Henrik Andrén**

Grimsö forskningsstation, Institutionen för viltekologi, SLU,  
S - 730 91 Riddarhyttan, Sverige.

### Inledning

Biotopfragmentering innebär att en sammanhängande biotop splittras upp och ersätts av en annan biotop, t.ex. när äldre skogar avverkas och ersätts av ungskogar. Vid biotopfragmentering påverkas arterna som lever i den ursprungliga biotopen av att biotopfragmenten blir mindre och isolerade från varandra, men också av att mängden ursprunglig biotop minskar i landskapet. I början av fragmenteringen kommer den nya biotopen att finnas som är i den ursprungliga biotopen. I slutet av fragmenteringsprocessen ligger däremot den ursprungliga biotopen som är i den nya biotopen (**figur 1**). Förändringen av storlek och grad av isolering av biotopfragmenten sker inte gradvis, utan inom vissa intervall sker stora förändringar. En viktig fråga blir hur arter och artsamhällen påverkas av dessa stora förändringar i landskapets geometri.

### Landskapsgeometri

Ett sätt att komma åt hur landskapets geometri påverkar arters förekomst är att studera landskapets utseende vid olika fördelning av lämplig biotop, t.ex. mängd gammal skog. **Figur 1** visar ett hypotetiskt landskaps övergång från ett landskap med bara ursprunglig biotop (svart) till ett landskap med bara ny biotop (vit). Då man går in i ett landskap med bara ursprunglig biotop, kommer den nya biotopen att vara små är i den ursprungliga biotopen. Efterhand som mer av den ursprungliga biotopen försvinner kommer är av ursprunglig biotop att bildas i ett hav av ny biotop. Modelleringar av landskapsförändringar visar att då ungefär 70 % av ursprungsbiotopen finns kvar börjar fragment av den ursprungliga biotopen att isoleras. Fram till denna punkt är landskapet alltså ännu kontinuerligt och inga biotopöar finns. Den fortsatta förändringen från ett landskap, där den ursprungliga biotopen mer eller mindre hänger ihop, till ett landskap där den ursprungliga biotopen är uppdelad i mindre fragment och omgiven av nya biotoper, sker i två tydliga steg.

Figur 1. Hypotetiskt landskap som visar fragmentering av svart biotop från vänster till höger och vit biotop från höger till vänster. *Hypothetical landscape, showing fragmenting of black biotope from left to right, and white biotope from right to left.*



Först då det finns kvar mellan 50-60 % av biotopen ifråga, bryts den ursprungliga biotopen sönder fullständigt. All ursprunglig biotop är då som är i en skärgård. För arter, som är helt beroende av att den ursprungliga biotopen hänger ihop, och inte kan förflytta sig mellan de isolerade fragmenten genom den nya biotopen, kommer alltså ett landskap med mindre än 50-60 % av den ursprungliga biotopen att bestå av isolerade populationer med liten chans till nykolonisation, då populationer dör ut i enskilda bestånd. Många arter kan dock förflytta sig mellan fragment av den ursprungliga biotopen trots att dessa är mer eller mindre isolerade från varandra.

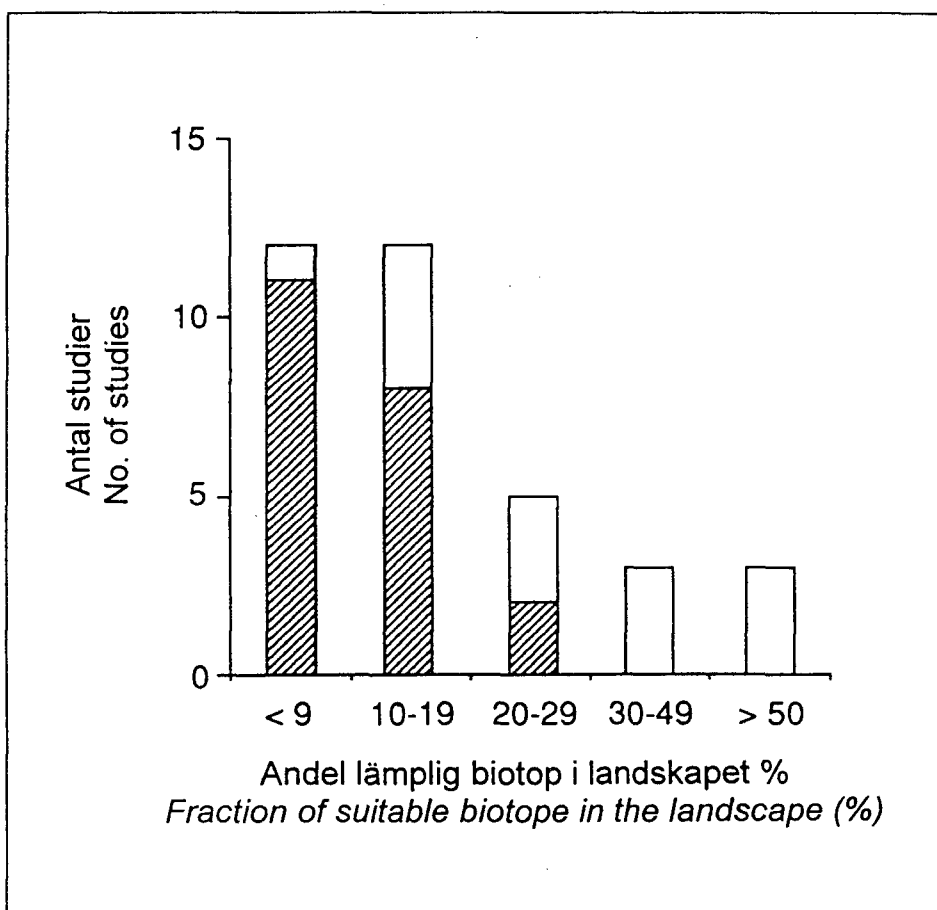


Då minskningen av den ursprungliga biotopen i landskapet fortsätter och den ursprungliga biotopen täcker mindre än 20 % av landskapet, ökar avståndet mellan kvarvarande bestånd exponentiellt med minskad mängd ursprunglig biotop. Då får alltså även arter som kan röra sig mellan fragmenten raskt ökade problem med minskande areal ursprunglig biotop. Från denna beskrivning av landskapets utseende kan man förvänta sig att påverkan på arter inte sker linjärt med minskad mängd biotop. I början händer inte så mycket, utan först vid ett tröskelvärde sker stora förändringar i arters förekomst i landskapet.

Hur arter och artsamhällen påverkas av biotopfragmentering har studerats ganska länge inom ekologin. Det finns ganska många studier på fåglar och däggdjur, men dessa ger olika svar på effekterna av biotopfragmentering. Vissa har funnit att arterna endast påverkas av mängd biotop i landskapet, medan andra har funnit att också storleken på och graden av isolering av enskilda biotopfragment påverkar förekomsten av en art. Intressant är dock att studierna kommer från helt olika landskapstyper, t.ex. skogsholmar i jordbrukslandskap, bestånd av äldre skog i ett skogslandskap, och att det trots allt finns ett mönster i resultaten. Studier som kom från landskap med relativt mycket lämplig biotop, mer än 30 %, fann att arterna påverkades framför allt av mängden lämplig biotop i landskapet. Detta betyder bl.a. att om man tar bort hälften av den lämpliga biotopen halveras populationen. Studier från landskap med mycket fragmenterade biotoper, mindre än 10 % lämplig biotop, visade däremot att både storleken på och graden av isolering av biotopfragmenten påverkade arternas förekomst (figur 2).

Figur 2. Antal studier som visade effekter av biotopfragmentering på fåglar och däggdjur (skuggade delar av staplarna), samt antal studier som visade att förändringarna kunde förklaras av enbart mängd lämplig biotop i landskapet (ofyllda delar av staplarna) i relation till mängd lämplig biotop i landskapet.

*The number of studies demonstrating an effect of biotope fragmentation on birds and mammals (shadowed parts of columns) and the number of studies where changes could be attributed entirely to the amount of suitable biotope in the landscape (open parts of columns) in relation to the amount of suitable biotope in the landscape.*



Det tycks alltså finnas ett tröskelvärde någonstans mellan 10 och 30 % mängd lämplig biotop i landskapet där biotopfragmentering negativt påverkar förekomsten av arter. Förändringarna i t.ex. populationsstorlek blir större än vad man skulle förvänta sig från enbart förlust av mängd lämplig biotop. Det exakta tröskelvärdet

kommer att variera mellan olika arter och artgrupper, framför allt beroende på deras arealkrav och spridningsförmåga.

### **Ekorren och skogsfragmentering**

Ekorren föredrar äldre grandominerad skog. I Bergslagen innebär detta skogar som är äldre än 40 år och har mer än 25 % gran. Kalhyggen och mossar undviks däremot helt och hållet. Inom vårt studieområde runt Grimsö forskningsstation utgörs ca. 24 % av biotoper som ekorren föredrar, medan 31 % är biotoper som ekorren undviker. Resterande 45 % utgörs av biotoper som ekorren utnyttjar men inte föredrar. I det här landskapet finns ekorrar i de flesta bestånd av den skogstyp som ekorren tycker om, förutsatt att de är större än 10 hektar, det vill säga den storlek som ekorrems hemområden har under vintern. Om bestånden var större än 10 hektar eller isolerade från varandra, påverkades inte förekomsten. I detta landskap med förhållandevis mycket äldre skog (med ekorrems sätt att se på naturen) beror därför effekten av det moderna skogsbruket på ekorre främst på förändringar i mängden äldre granskog. Tar man bort hälften av mängden äldre granskog kommer troligen ekorrpopulationen att halveras. Ekorren kan alltså lätt röra sig genom landskapet för att hitta sina favoritmiljöer.

I en studie från Nederländerna visade sig däremot att både storlek och isolering av skogsfragment påverkade ekorrarna. Skillnaden mot studierna från Grimsö forskningsområde är främst beroende av två saker. För det första utgör skogsfragmenten en väldigt liten del av landskapet i Nederländerna (8-10 %, jämfört med 24% runt Grimsö). För det andra omges skogsfragmenten av jordbruksmark, d.v.s. en biotop som ekorren inte alls utnyttjar. Tröskelvärde för den mängd äldre skog som ekorre kräver har alltså passerats i Nederländerna men inte i Bergslagen.

### **Vitryggig hackspett i Norden**

Den vitryggiga hackspetten är akut hotad i Sverige. Man har beräknat att det finns ungefär ett 50-tal par i Sverige. Den är framförallt knuten till lövrika skogar, ofta s.k. lövbrännor. Att beskriva naturlandskapet är mycket svårt, men det finns beräkning att runt 20 % av naturlandskapet bestod av lövbrännor. I ett försök att förutsäga effekterna av minskad mängd lövskog i landskapet fann man att vitryggig hackspett kommer att klara sig om det finns ungefär 20 % lövrik skog i landskapet. Däremot om andelen minskar till 8 % kommer den antagligen inte klara sig på sikt. Med andra ord, en dryg halvering av andelen lövrik skog i landskapet får mycket stora följder på förekomsten av vitryggig hackspett. Delar av den svenska populationen finns i nedre Dalälven, men den minskar och andelen lövrik skog är mindre än 7 %. I de två områden i Finland där det finns vitryggig hackspett är andelen lövrik skog ungefär 9 % och populationen ytterst sårbar.

### **Mesar i norra Finland**

I norra Finland har ett mycket intensivt skogsbruk under 1950- och 1960-talen skapat stora områden med ungskog (40 % ungskog i landskapet). I dessa områden har tätheten av lappmes, talltita, lavskrika och trädkrypare minskat mycket kraftigt, betydligt mer än vad man skulle förvänta sig från enbart minskad mängd gammal skog. Lappmesen har drabbats särskild hårt, då den lever i stora skogar med riklig förekomst av stora och döda träd. Här tycks man alltså ha passerat tröskelvärde i mängd lämplig biotop i landskapet.

### **Fläckiga ugglan i nordvästra USA**

Naturvårdsproblemen i skogsbruket i nordvästra USA har fokuserats på en släkting till vår kattuggla - fläckiga ugglan - som blivit något av en symbol för naturvårdsproblem i skogslandskap i allmänhet. Den här ugglan föredrar gamla glesa

urskogar och har minskat betydligt på grund av att man avverkat de gamla skogarna. Detta har föranlett omfattande studier av denna ugglas biologi som gör att man kan beräkna vad som händer då andelen gammal skog förändras i landskapet. En slutsats är att det behövs en viss mängd urskog i en region för att ugglan på sikt ska kunna överleva. En siffra på 20 % har beräknats, men denna kan säkert ändras både uppåt och nedåt efterhand som ugglans biologi blir mer och mer känd.

### **Fågelsamhällen på öar i skärgårdar**

Studier av fågelsamhällen på öar har en lång tradition inom ekologisk forskning. Riktiga öar har ofta använts som exempel på vad som händer då en biotop fragmenteras. Två studier av fågelsamhället på öar i finska skärgårdar visar hur mängden biotop i landskapet, i det här fallet landarealen inom skärgården, påverkar förekomsten av fåglar.

Inom en del av Ålands skärgård, där 29 % av området utgörs av öar, påverkade inte öarnas storlek och isolering förekomsten av fåglar. Tätheten av olika fågelarter på öarna motsvarade det som gällde på fastlandet. Avvikelse i det förväntade artantalet på en ö kunde som regel relateras till skillnader i biotopsammansättning.

Fågelsamhället på öar i skärgården utanför Helsingfors, där öarna utgör 12 % av området, påverkades däremot av öarnas storlek och isolering. I det här fallet påverkades fågelsamhället på en given ö av den minskade mängden biotop av att öarna blev mindre och mer isolerade.

Eftersom dessa studier endast skiljer sig åt genom att mängden biotop i området är olika, till skillnad mot ekorrexemplet, är det troligt att det finns ett tröskelvärde då storlek och isolering av biotopfragmenten påverkar fågelsamhället. Uppenbarligen ligger detta tröskelvärde någonstans mellan 10-30 % av biotopen i landskapet.

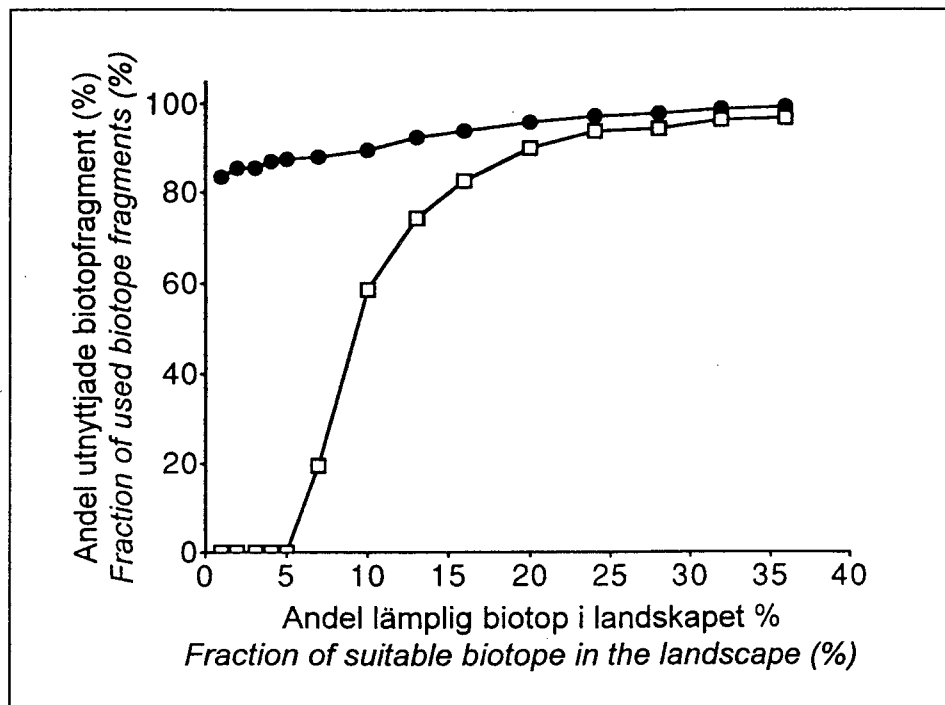
### **Datasimuleringar**

För att se hur någonting påverkas under helt kända förhållanden kan man utnyttja datasimuleringar. Dessa är i och för sig stora förenklingar av naturen, men många gånger kan detta vara ett bra sätt att försöka begripa den mycket komplicerade verkligheten. Genom att använda kända värden på en tänkbar arts spridningsförmåga och arealkrav kan man simulera vad som händer när dess livsmiljö fragmenteras. Datasimuleringarna visade att i början av biotopfragmenteringen kommer arten att finnas nästan överallt där det finns lämplig biotop, d.v.s. effekterna kan beskrivas som enbart förlust av biotop. Detta trots att man vet att arten påverkas av storlek på och grad av isolering av biotopfragmenten, men biotopen är inte tillräckligt uppsplittrad ännu. Funktionellt sett är den fortfarande sammanhängande för arten. Efterhand som biotopfragmenteringen fortskrider uppstår små och isolerade biotopfragment. Detta påverkar artens förekomst och förändringarna sker snabbare än förväntat utifrån enbart förlust av lämplig biotop. Det finns alltså reella effekter av biotopfragmentering. Datasimuleringarna visade också att det skedde en ganska snabb minskning i andel utnyttjad biotopfragment då mängden lämplig biotop minskade i landskapet (**figur 3**). Detta tyder på att utdöendet av en art från ett område kan gå ganska fort om man passerar under tröskelvärdet för effekter av biotopfragmentering. Datasimuleringarna bekräftade alltså mönstret från litteratursammanställningen, d.v.s. att i landskap med relativt mycket lämplig biotop påverkas arterna framför allt av mängden lämplig biotop i landskapet, medan både storleken på och graden av isolering av biotopfragmenten påverkade arternas förekomst i landskap med relativt lite lämplig biotop.

### **Skalan på biotopfragmenteringen**

Arter uppfattar effekterna av biotopfragmentering på olika sätt. Vad som för en ekorre är kort avstånd kan för en skalbagge vara en oändlig sträcka. Därför måste

Figur 3. Effekterna av biotopfragmentering studerade med hjälp av datasimuleringar på två hypotetiska arter. Svarta prickar visar effekterna om de enbart beror på förlust av lämplig biotop, medan öppna kvadrater visar effekterna om arten påverkas av både storlek på och graden av isolering av biotopfragmenten.  
*The effects of biotope fragmentation studied by means of two hypothetical species. Black dots represent effects caused by loss of suitable habitat only, while open squares show effects if the species is affected both by the size and degree of isolation of the fragments.*



man skilja på enligt vilken skala uppsplittringen sker. Ofta talar man om, huruvida effekterna sker på individskala eller på populationsskala. På individskalan innebär biotopfragmenteringen att enskilda biotopfragment innehåller en eller några få individer som tillhör samma population. Att vissa små biotopfragment är tomma, kan höra ihop med att de är mindre än artens revirstorlek. De flesta fåglar och däggdjur tycks uppfatta biotopfragmentering i skogslandskapet på individskalan. På populationsskalan innebär biotopfragmenteringen att enskilda biotopfragment innehåller en lokal population som är mer eller mindre isolerad från andra lokala populationer. Kolonisation av tomma biotopfragment sker främst under en spridningsfas mellan generationer. Man har fått en s.k. metapopulationsstruktur. För de flesta insekter och växter tycks biotopfragmentering orsakad av modernt skogsbruk ske på populationsskala. Att vissa biotopfragment är tomma skulle bl.a. bero på att de är för små för att kunna innehålla en livskraftig population och att de ligger för långt ifrån andra lokala populationer för att kunna koloniseras. Ur naturvårdssynpunkt blir åtgärderna olika för arter som uppfattar biotopfragmentering på populationsskalan, respektive individskalan. Arter som uppfattar biotopfragmentering på populationsskalan går antagligen att bevara i naturreservat och nationalparker om dessa är tillräckligt stora för att kunna innehålla en livskraftig population. Om däremot biotopfragmentering sker på individskalan kommer ett naturreservat eller en nationalpark bara att innehålla delar av en population, och bevarandet av arten beror också på hur omgivande landskap ser ut. Men skyddade området har troligen stor betydelse även för dessa arter, eftersom de antagligen kommer att utgöra kärnområden.

### Landskapsplanering behövs

Lösningen på fragmenteringsproblematiken består dels i att minska på avverkningstakten, dels i att planera avverkningarna. Den senaste avverkningsberäkningen, AVB 92, visar att den vanliga äldre skogen kommer att minska rejält, speciellt i norra Sverige och på bolagsmark. I regioner med mycket skev åldersfördelning måste man se till att vissa landskapsavsnitt får behålla en tillräckligt hög andel gammal skog. Hela landskap får inte bestå av ungskog. Man måste ta mer hänsyn till t.ex. mängden gammal skog i landskapet än till storleken av enskilda bestånd. Från ett landskapsekologiskt perspektiv spelar storleken på tycks de enskilda hyggerna mindre roll, 10 hyggen på 10 ha, eller 1 hygge på 100 ha är inte av avgörande betydelse. Då är det viktigare att man placerar hyggerna på ett lämpligt

sätt i landskapet och att man tar nödvändiga naturvårdshänsyn vid avverkningsen. Vidare tycks det inte finnas någon bästa storlek på hyggen. Arter uppfattar landskapet i olika skalor. Hyggesstorlekar som passar för vissa arter är olämpliga för andra. Därför måste man ha variation även i hyggesstorlekar och naturvårdshänsyn måste tas på flera olika skalor. Från den lilla skalan som t.ex. att spara enskilda träd, via beståndsskalan som t.ex. trädslagssammansättningen inom ett bestånd, till landskapsskalan som t.ex. andel gammal skog i landskapet.

### Slutsatser

Landskapsekologiska studier visar att effekterna av biotopfragmentering på utbredning och täthet inte är linjär med minskad mängd biotop. I början händer inte så mycket, utan först vid något kritiskt tröskelvärde reagerar individer och populationer plötsligt. Lösningen på minskande mängder äldre skog är landskapsplanering av skogsbruket. Vidare behövs studier för att bestämma vilka de olika tröskelvärdena är för olika typer av arter och artgrupper.

Denna uppsats finns också i:

Markgren, G., Andrén, H. och Sand, H. (redaktion) 1994. Skogsvilt II. Uppsatser från det andra årtiondet vid Grimsö forskningsstation. - SLU, Grimsö forskningsstation. 237 sidor.



**Populationsfluktuationer och biotopval hos ekorre - ett viktigt bytesdjur för duvhök. *Population fluctuations and biotope choice of red squirrel - an important prey for the goshawk.***

**Henrik Andrén**

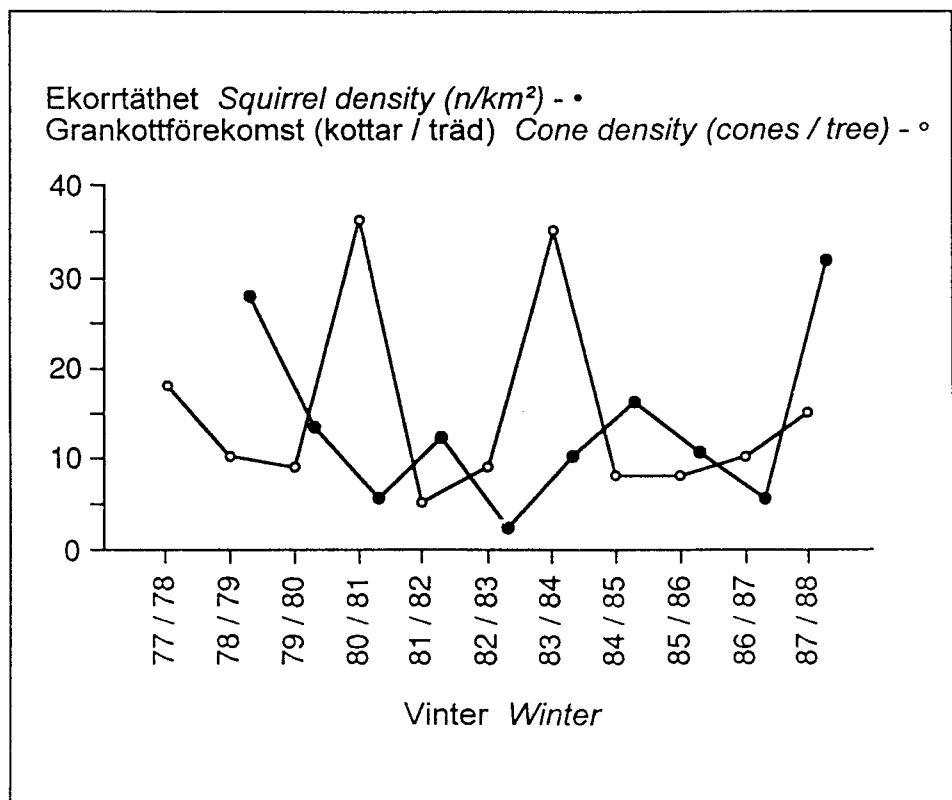
Grimsö forskningsstation, Institutionen för viltekologi, SLU,  
S - 730 91 Riddarhyttan, Sverige.

Förr var jakten på ekorre mycket viktig och inkomsterna från ekorrskinn (gråverk) spelade en stor roll för allmogen i norra Sverige. Så sent som på 1930- och 1940-talen sköt man omkring 300 000 ekorrar om året, med en toppnotering 1945 på ungefär 650 000 ekorrar. Då motsvarade priset för ett ekorrskinn en halv dagslön för en skogsarbetare. Idag har ekorrjakten förlorat sin betydelse och endast några tusen ekorrar skjuts årligen. En vanlig fråga som brukar ställas när det gäller ekorre är om det fanns fler ekorrar förr? Att svara på detta är svårt, eftersom man inte har några riktigt bra data på tätheten då. De stora förändringarna i avskjutningsstatistiken för ekorre beror mer på ändrade jaktvanor än på förändrad tillgång på ekorre. Dessutom måste man fråga sig vad är det man kommer ihåg. Detta är speciellt viktigt för en art med stora populationsfluktuationer som ekorren. Den som tycker det var fler ekorrar förr, kanske bara minns toppåren. Man måste därför skilja på långsiktiga trender, som sträcker sig över decennier, och kortsiktiga fluktuationer, d.v.s. variationer mellan olika år.

**Kortsiktiga fluktuationer**

Om man börjar med att försöka förklara de kortsiktiga upp- och nedgångarna i antal, kan man konstatera att antalet ekorrar varierar mycket mellan olika år. Under en tioårsperiod då vi har inventerat ekorrar vintertid på Grimsö har det som mest funnits 30 individer per km<sup>2</sup> skogsmark och som minst 2 individer per km<sup>2</sup>. Det har alltså varit en skillnad på 15 gånger mellan högsta och lägsta täthet (figur 1). Omräknat för

Figur 1.  
Populationsfluktuationer hos ekorre inom Grimsö forskningsområde samt tillgången på grankottar inom Örebro län.  
*Population fluctuation of red squirrel within Grimsö research area and the availability of spruce cones within Örebro county.*





hela Sverige ger detta en siffra på ungefär 8 000 000 ekorrar ett toppår och 500 000 ekorrar ett bottenår. Dessa siffror är dock mycket osäkra och innehåller flera felkällor, det förutsätter t.ex. samma täthet överallt och att toppår / bottenår förekommer samtidigt över hela Sverige.

Man kan dock konstatera att variationen i täthet mellan olika år inom ett mindre område i den boreala barrskogen förklaras bäst av tillgången på granfrö under dessa år (**figur 1**). Då det finns gott om granfrö har ekorrarna bättre överlevnad under vintern. Våren efter en höst med bra granfrötillgång får en större andel honor ungar. För att få ungar måste en ekorrhona ha uppnått en kroppsvikt på ungefär 300 g, vilket är lättare att göra om det finns gott om mat. Kroppsvikten för vuxna ekorrar varierar mellan 200 och 400 g. Hannar och honor väger ungefär lika mycket. Ett bra fröår får ungefär 75 % av honorna ungar, medan siffran sjunker till 65% ett dåligt fröår. Vidare får fler honor två kullar året efter ett bra fröår. Antal ungar per kull blir också högre våren efter ett bra fröår. Kullstorleken varierar mellan 1 och 8 ungar. Förutom tillgången på granfrö, har i viss mån även tillgången på tallfrö betydelse. Granfrön är dock favoritfödan. Grankottar innehåller fler frön och de är lättare att komma åt än tallkottens frön. I områden med ek, bok och hassel spelar frön från dessa arter stor roll för ekorrarna.

Vidare har man i Ryssland funnit att vintertemperaturen (medeltemperaturer på ner mot - 25 °C för perioden december-februari) påverkar överlevnaden hos ekorren. Den är faktiskt det minsta däggdjur som lever ovanför snön på vintern. Sorkar och möss lever i det subnivala utrymmet (under snön), som skyddar mot sträng kyla. För att klara av den värsta kylan ligger ekorren hoprullad i sitt risbo, eventuellt tillsammans med några andra ekorrar. Detta är egentligen enda gången ekorren är lite social. Under övriga året lever individerna var för sig - utom under parningssäsongen då hannar letar upp honor samt då honan föder upp sina ungar.

Ekorrrarna har inte revir som försvaras mot andra ekorrar, utan de lever i hemområden med stora överlapp mellan individer. Under yngelperioden försvarar dock honan ett litet område runt sitt bo mot andra ekorrar. Att vara ung ekorre är inte så lätt, bara 2 av 10 ungar uppnår 1 års ålder, men har djuret väl blivit 1 år, så är överlevnaden ungefär 50 % per år. Ekorrens värsta fiender är duvhök och mård. Under en rad vintrar bestod t.ex. duvhökens vinterföda till 50 % av ekorrar. Duvhök och mård tycks likväl inte spela någon större roll för hur tillgången på ekorre blir.

### **Biotopval och långsiktiga populationsförändringar**

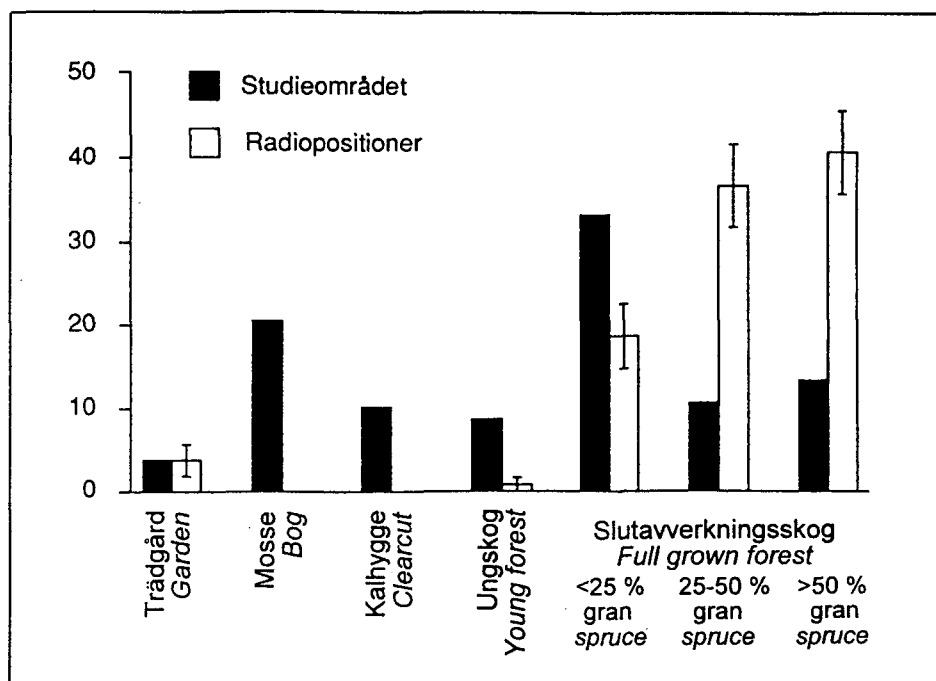
Långsiktiga populationsförändringar hos en biotopspecialist kan många gånger förklaras av förändringar i mängden föredragen biotop i landskapet, d.v.s. tar man bort hälften av en arts livsmiljö minskar man populationsstorleken med hälften. Genom att studera en arts biotopval, rörelsemönster och arealkrav kan man få en uppfattning om effekterna av t.ex. biotopfragmentering. Vi har studerat ekorrarna genom att fänga dem i tunnelfällor och sätta på dem små radiosändare. På så sätt kan man få reda på vilka biotoper ekorrarna utnyttjar, över hur stora ytor och hur långa sträckor de rör sig.

Ekorrrarna föredrar äldre skog med ett inslag av mer än 25 % gran (**figur 2**). Honorna utnyttjade i stort sett bara äldre granskog och deras hemområden var ca 25 ha. Däremot hade hannarna hemområden på ca. 120 ha. Honorna rörde sig i snitt 200 m om dagen, men förflyttningar upp till 700 m förekom. Hannarna rörde sig däremot betydligt mer, i snitt 450 m om dagen, men förflyttningar på 2800 m på en dag förekom. Den stora skillnaden i hemområdesstorlek och förflyttningar mellan hannar och honor förklaras av att vi studerade ekorrarna under våren, d.v.s. under parningsperioden då hannarna rör sig över stora områden för att leta efter honor.

Figur 2. Ekorrens biotopval.

Biotopfördelning inom studieområdet (1477 ha) och fördelningen av ekorpositioner inom dessa biotoper (1592 positioner från 20 ekorrar). Gammal skog med ett inslag av mer än 25 % gran är föredragen biotop.

*Biotope choice by Red squirrel. Biotope distribution within the study area (1477 ha) and the distribution of squirrel positions within these (1592 positions from 20 squirrels). Old forest with more than 25% spruce is the preferred biotope.*

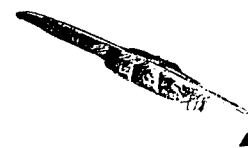


Eftersom de flesta bestånd av äldre granskog är större än ett normalt hemområde för ekorre, klarar ekorrarna av att leva i dessa (figur 3). De få små bestånden ligger nära stora, och mellanliggande biotoper är inte speciellt "farliga" (med tanke på rovdjur), de utgörs av ungskog och äldre tallskog. De flesta bestånd ligger inom avstånd som är mindre än de dagliga förflyttningarna och kan därför utnyttjas av ekorrarna. Det innebär att man i stort sett finner ekorrar där man förväntar sig att finna dem, d.v.s. tätheten av ekorrar är väl relaterad till mängden föredragen biotop i landskapet, och långsiktiga förändringar kan troligen till stor del förklaras av förändringar i mängden äldre granskog. Men passerar man under en viss nivå i mängd föredragen biotop i landskapet kommer antalet ekorrar att minska snabbare än reduceringen av mängden föredragen biotop.

Sedan kalhyggesbruket infördes under 1950- och 60-talet har mängden gammal skog minskat, och mängden gammal granskog har troligen gått tillbaka ännu mer. Gran som blir gammal riskerar att få stamröta och därmed förstöras, medan överårig tall endast växer långsammare. Dessutom växer gran på bördigare marker än tall. Det är därför mer ekonomiskt att avverka granen först, och granskogens tillbakagång är därför större än minskningen av tallskog. För ekorren har mängden lämplig skog alltså minskat sedan 1930-talet och därför finns det troligen färre ekorrar idag. Förhoppningsvis kan vi genom lämplig landskapsekologisk planering av skogsbruket se till att man inte passerar under tröskelvärde för ekorre vad beträffar mängden gammal granskog i skogslandskapet.

Denna uppsats finns också i:

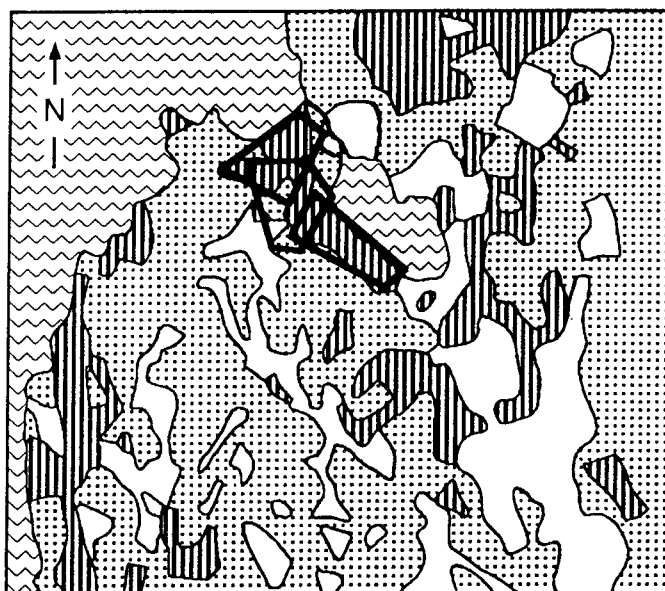
Markgren, G., Andrén, H. och Sand, H. (redaktion) 1994. - Skogsvilt II. Uppsatser från det andra årtiondet vid Grimsö forskningsstation. SLU, Grimsö forskningsstation. 237 sidor.



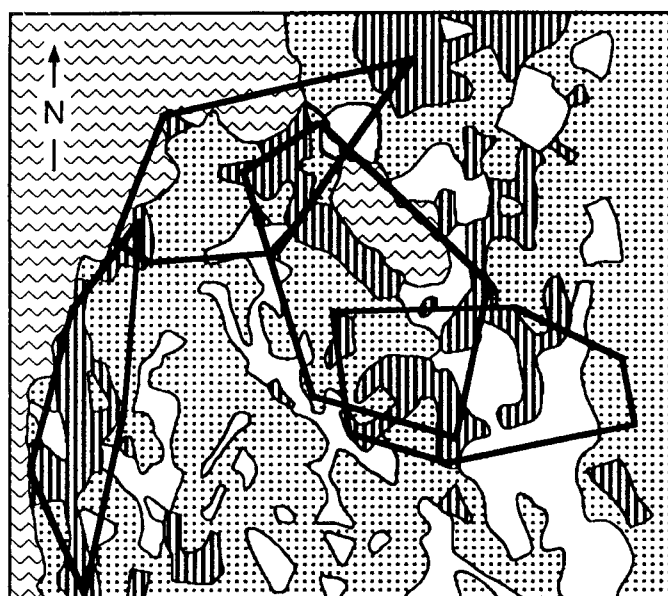
Figur 3. Hemområdet för fire hanar (överst) och tre honor (nederst) och fördelningen av föredragen, använd men inte föredragen samt undvikna biotop i studieområdet.

*The home range of four males (upper) and three females (lower) and the distribution of their preferred, used but not preferred, and avoided biotope in the study area.*

### Honar Females



### Hanar Males



0 1 km

▨ Föredragna biotoper  
Preferred biotopes

□ Undvikna biotoper  
Avoided biotopes

▤ Vatten  
Water

▤ Använda, men ej föredragna biotoper  
Used, but not preferred biotopes

## **Del 4. Betydningen av habitatkvalitet. *The importance of habitat quality.***

### **Reirhabitatpreferanser hos hønsehauk i Aust-Agder. *Nesting habitat preferences of the goshawk in Aust-Agder.***

**Vidar Selås**

Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH, N-1432 Ås

I undersøkelsesområdet i Aust-Agder (Vegårshei, Åmli og Tvedestrand kommuner) er hønsehaukens preferanser ved valg av reirplass undersøkt ved å sammenlikne skogstruktur og topografi på reirplasser og på tilfeldig utlagte kontrollflater. Både reirflater og kontrollflater er på 1 daa, for reirflatene med reiret som sentrum.

Det er beskrevet én reirflate pr. hekkerevir fra perioden 1985-93, til sammen 30 reirflater. kontrollflater ble valgt ved å legge et rutenett på flybilder over studieområdet, og så trekke ut tilfeldig to kryss fra hvert bilde. Av 122 kryss var 80 (65 %) innenfor skog eldre enn 20 år, som var satt som nedre alder for utlegging av kontrollflate. For hver reirflate og kontrollflate har jeg registrert totalt antall av hvert treslag, skogens alder, helningsgrad og helningsretning. Høydesone (reirets plassering i forhold til høyeste og laveste punkt innenfor en radius på 1 km), samt avstand til åpent vann, ble funnet ut fra kart. På grunn av korrelasjon mellom flere av habitatvariablene, er forskjeller mellom reirflater og prøveflater testet ved bruk av multivariat statistikk (logistisk regresjon). På hønsehaukens reirflater var skogen eldre og tettere og med et høyere enn innslag av gran enn på kontrollflatene. Dessuten var reirflatene oftere orientert mot sørøst, og dessuten lokalisert nærmere vann, enn kontrollflatene.

Hønsehaukens preferanser med hensyn til skogtype kan ha sin årsak i at arten er tilpasset å jakte i gammelskog, og at tilgjengeligheten av byttedyr er høyest i grandominert skog. Reirplasseringen kan imidlertid også være en antipredatorstrategi, ettersom reirene trolig blir vanskeligst å finne i tett granskog, samtidig som den viktigste predatoren hubro helst jakter i mer åpent lende. Dessuten vil gammel granskog gi lavere varmeutstråling og bedre beskyttelse mot vind, regn og sol enn andre skogtyper. Haukens preferanse for sørøstvendt terreng (dvs. morgensol) kan skyldes artens tidlige hekkestart; reirbyggingen pågår tidlig om morgenen - mens temperaturen gjerne er på sitt laveste - på en tid av året da det fortsatt kan være vinterlige forhold hos oss. At hauken gjerne hekker nær vann kan skyldes at tilgangen på byttedyr er best slike steder.

Som reirtreslag ser hauken ut til å ha en viss forkjærlighet for store lauvtrær, særlig osp, men på grunn av begrenset materiale har det ikke vært mulig å teste dette statistisk. Imidlertid har det vært en gradvis nedgang i bruken av osp som reirtre fra 1970-tallet og fram til i dag, i samsvar med at andelen av gammel grandominert skog med høyt innslag av store lauvtrær blir stadig mindre.

Hønsehauken kan hekke i relativt "dårlige" biotoper (f. eks. ungskog eller åpen furuskog) bare næringstilgangen er god. Tilgangen på reirplasser vil derfor sjelden være noen avgjørende faktor for hekketettheten. I skogsområder med liten relativ andel gammelskog vil også tilgjengeligheten av byttedyr være lav, slik at det i alle fall vil være en lav hekkebestand av hønsehauk. Imidlertid er det mulig at hønsehauken i områder som er marginale med hensyn til næringstilgang vil ha lettere for å gå til hekking dersom høyt prefererte reirplasser finnes. På denne bakgrunn bør man under skogsdriften forsøke å ta hensyn til artens reirplasser, i hvert fall når det dreier seg om tradisjonelle (dvs. høyt prefererte) hekkelokaliteter.



## Territoriekvalitet og hekkesuksess hos hønehauk i ytre Hordaland. *Territory quality and breeding success of the goshawk in outer Hordaland.*

Olav Overvoll

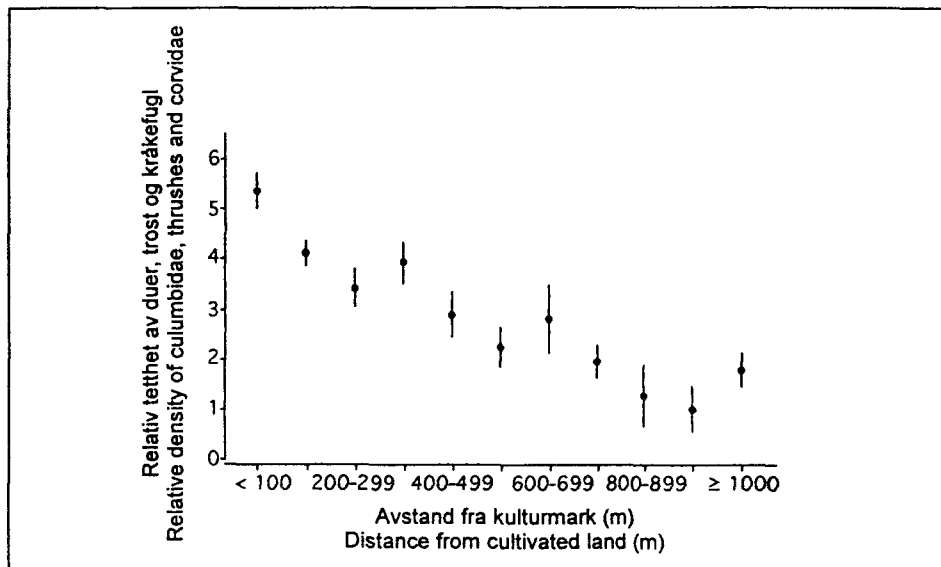
Ladegårdsgt 29 B, 5035 N-5035 Bergen

I min hovedfagsoppgave ved Universitetet i Bergen ville jeg rette søkelyset på en mulig sammenheng mellom territoriekvalitet og hekkesuksess hos hønehauk. Studiet ble gjennomført i to områder i ytre Hordaland med henholdsvis 9 og 11 kjente hønehauklokaliteter. For å få et mål på territoriekvalitet ble mengde av forskjellige habitattyper kartlagt innenfor en sirkel med to kilometer radius rundt hvert reir eller reiområde. Som mål på hekkesuksess brukte jeg tilgjengelig ringmerkningsmateriale, i tillegg til egne observasjoner av antall utflytne unger.

Den totale mengde av skog innenfor 2 km grensen varierte fra 14% til 82%, med et gjennomsnitt på 52%. I de mest stabile territoriene som har vært i bruk nesten hvert år, er de tilsvarende tall henholdsvis 36%, 82% og 63%. For høybonitetsskog (S) er tallene henholdsvis 2%, 38% og 25%, og for kulturmark henholdsvis 1%, 27% og 10%. Gjennomsnittlig ungeproduksjon per vellykket hekking i de forskjellige territoriene varierte fra 2,6 (n=9) til 3,5 (n=2). Gjennomsnittlig ungeproduksjon per vellykket hekking totalt var 3,0 (n=80).

Figur 1. Relativ tetthet (individer pr. punkt)  $\pm$  SE av duer, trost og kråkefugl i punkt ved forskjellig avstand fra kulturmark (Spearman rank test:  $r_s = -0,53$ ,  $p < 0,001$ ).

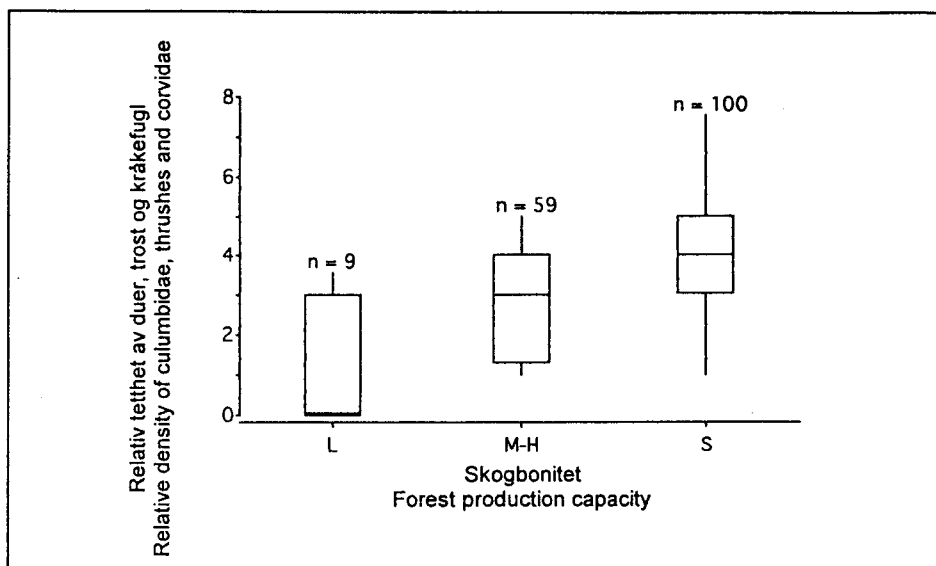
Relative density (individuals per point)  $\pm$  SE of doves, thrushes and corvids at points at different distances from farmland (Spearman rank test,  $r_s = -0.53$ ,  $p < 0.001$ ).



Punkttaksering av fuglefaunaen i området viste at den relative fugletettheten varierte mellom habitattyper. To hovedtrender ble avdekket: 1: Avtagende fugletetthet med økende avstand fra kulturmark (figur 1). 2: Avtagende fugletetthet med avtagende skogproduktivitet (figur 2). Det viste seg imidlertid å være en sammenheng mellom avstanden til kulturmark og skogproduktivitet, slik at takseringspunkt nær kulturmark hadde størst sjanse til å ligge i høgproduktiv skog. Men trend 1. var statistisk signifikant også etter at det var tatt hensyn til dette. Ut fra dette kunne man forvente en positiv sammenheng mellom hønehaukens hekkesuksess og mengde kulturmark og høgproduktiv skog i territoriet. Dette så også ut til å være tilfelle (figur 3).

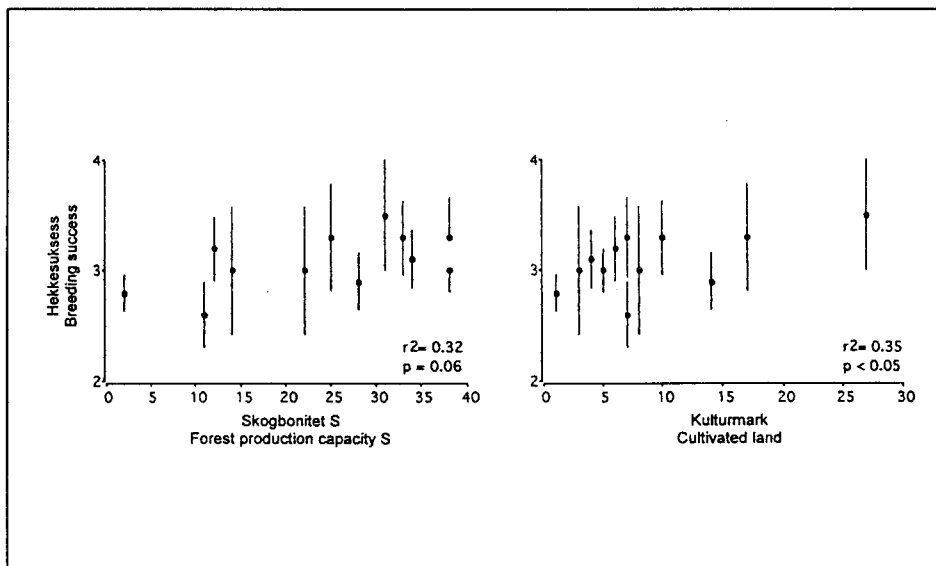
Hvorvidt det analyserte arealet er representativt for hønehaukens jaktområde i hekketida kan diskuteres. Men begge studieområdene enkeltvis, viste den samme tendensen når det gjaldt sammenhengen mellom hekkesuksess og mengde av de

Figur 2. Relativ tetthet (individer per punkt) av duer, trost og kråkefugl i skog på lav (L), middels (M-H) og høy (S) bonitet: medianverdier (horisontal linje) med kvartiler (boks) og 10. og 90. prosentil (søyle) (Spearman rank test:  $r_s=0,34$ ,  $p<0,001$ ).  
Relative density (individuals per point) of doves, thrushes and corvids in forests of low (L) medium (M-H) and good (S) production capacity.



Figur 3. Sammenhengen mellom hekkesuksess (gjennomsnittlig antall flygedyktige unger  $\pm$  SE) og mengde (% av totalt areal) skog på høyeste bonitet (a) og kulturmark (b) i hønehauekterritorier på Bergenshalvøya og Stord.  $r^2$  og p-verdier er utregnet på grunnlag av gjennomsnittsverdiene (n=12).

*The relation between breeding success (the average number of fledglings  $\pm$  SE) and the amount (% of total area) of forest of (a) top quality and (b) farmland in goshawk territories on the Bergen peninsula and Stord.  $r^2$  and p values are based upon average values (n=12).*



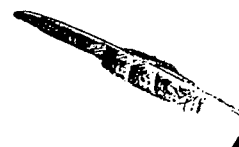
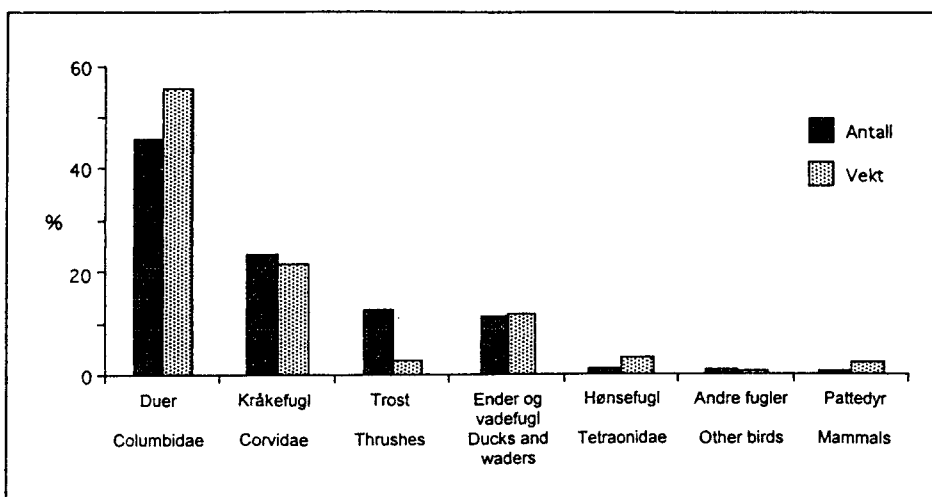
forskjellige habitattyper innenfor territoriene. Dette styrker etter min mening resultatet.

Innsamling av byttedyr fra hekkeperioden tyder også på at hønehaugen i Bergensområdet i stor grad utnytter fugl som i større eller mindre grad er tilknyttet kulturmark. Innslaget av typiske skogsarter er i hvertfall svært lite (figur 4). Spesielt for dette området er imidlertid den store andelen duer i byttedymaterialet (ca 45%). Ca 2/3 av disse beskriver seg fra områdets 10-12 tusen brevduer.

I begge studieområdene er forstlige inngrep fremdeles stort sett få og små. Men det er rimelig å anta at hønehaug i kulturmarksnære områder ofte vil være mindre utsatt for slike inngrep enn i mer sammenhengende skogområder, på grunn av et mer variert tilbud av byttedyr.

Fig.4.  
Byttedyrs sammensetning  
for hekkende hønehaug  
på Bergenshalvøya  
(n=524).

*The prey composition of  
breeding Goshawk on the  
Bergen peninsula (n=524).*



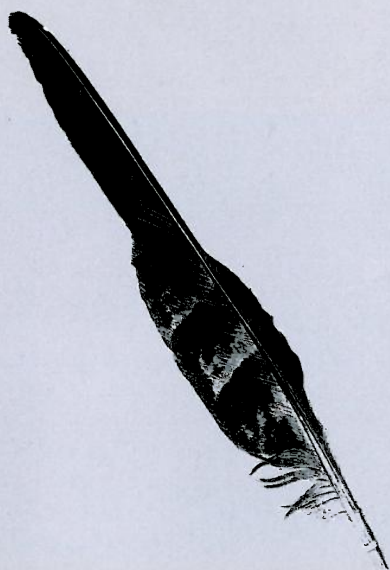
## Litteratur

- Andrén, H. 1994. Can one use nested subset patterns to reject the random sample hypothesis? Examples from boreal bird communities. - *Oikos* 70:489-491.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. - *Oikos* 72:355-366
- Andrén, H. and Delin, A. 1994. Habitat selection in the Eurasian red squirrel *Sciurus vulgaris* in relation to forest fragmentation. - *Oikos* 70:43-48.
- Andrén, H. and Lemnell, P.A. 1992 Population fluctuation and habitat selection in the red squirrel (*Sciurus vulgaris*). - *Ecography* 15:303-307.
- Bergo, G. 1984. Prosjekt hønehauk. - *Vår Fuglefauna* 7:235-236.
- Bergo, G. 1992. Bestandsstørrelse, reirhabitat og reproduksjonsbiologi hjå hønehauk. - Rapport nr. 5-1992. Miljøvernnavd., Fylkesmannen i Hordaland.
- Bergo, G. 1994. Hønehauk *Accipiter gentilis*. s. 116 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. - Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Bevanger, K. & Thingstad, P.G. 1988. Forholdet fugl - konstruksjoner for overføring av elektrisk energi. - Økoforsk utredning 1988:1.
- Bollingmo, T. 1978. Trekk fra hønehaukens *Accipiter gentilis* økologi i Trondheimsområdet i november - april. - *Vår Fuglefauna* 1: 132-141.
- Carlsson, A. och Stenberg, I. 1995. Vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*). Biotop- och populations sårbarhetsanalys. - Rapport 27, Inst. för Viltøkologi, SLU.
- Cramp, S. & Simmons, K.K.L. (red) 1980. - The birds of the Western Palearctic II - Oxford Univ. Press, Oxford.
- Crocker-Bedford, D. C. 1990. Goshawk reproduction and forest management. - *Wildl. Soc. Bull.* 18: 262-269.
- Direktoratet for naturforvaltning 1988. Truede virveldyr i Norge. - Rapport nr. 2-1988.
- Hagen, Y., M. Norderhaug & K. Rom. 1974. - Truede dyrearter i Norge med Svalbard. Informasjonsbrosjyre fra WWF-Norge. 24 s.
- Haila, Y., Hanski, I. K. and Raivio, S. 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the "sampling" colonization hypothesis corroborated. - *Ecology* 74: 714-725.
- Johnsen, S. 1928. Rovdyr- og rovfuglestatistikken i Norge. - Bergens Museums Årbok 1929 Naturvidenskapelig rekke Nr. 2: 3-118.
- Kalchreuter, H. 1981. The goshawk *Accipiter gentilis* in Western Europe. I: Kenward, R.E. & Lindsay, I. (red:)- Understanding the Goshawk. Pergamon, Oxford.



- Kenward, R. E., Widén, P. 1989. Do Goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation lessons from radio-tracking. - In: - Meyburg, B. U., Chancellor, R. D. Raptors in the modern world. WWGBP, Berlin, London & Paris, pp. 561-567.
- Kenward, R. E., Marcström, V. & Karlbom, M. 1993. Post-nestling behaviour in Goshawks, *Accipiter gentilis*: I. The causes of dispersal. - *Anim. Behav.* 46: 365-370.
- Kenward, R. E., Marcström, V., & Karlbom, M. 1993. Causes of death in radio-tagged northern Goshawks. S. 57-61 i: - Redig, P.T., Cooper, J.E., Remple, D.J. & Hunter, D.B. (red.) *Raptor Biomedicine*. University of Minnesota press, Minneapolis.
- Kochert, M.N. 1972. Population status and chemical contamination in Golden Eagles in southwestern Idaho. - M. Sci. thesis. Univ. of Idaho.
- Lamberson, R. H., McKelvey, R., Noon, B. R. and Voss, C. 1992. A dynamic analysis of northern spotted owl viability in a fragmented forest landscape. - *Cons. Biol.* 6: 505-512.
- Lande, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. - *Am. Nat.* 130: 624-635.
- Lande, R. 1988. Demographic models of the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). - *Oecologia* 75: 601-607.
- Lid, G. & Schei, P.J. 1976. Dagrovfugler og ugle. En oversikt over status 1975. - *Norsk natur* 12:22-26.
- Lindén, H. & Wikman, M. 1983. Goshawk predation on tetraonids: availability of prey and diet of the predator in the breeding season. - *J. Anim. Ecol.* 52:953-968.
- Løvenskiold, H.L. 1947. - *Håndbok over Norges fugler*. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Marcström, V. and Kenward, R. 1981. Sexual and seasonal variation in condition and survival of Swedish goshawks *Accipiter gentilis*. - *Ibis* 123: 311-327.
- Marcström, V. & Kenward, R. E. 1981. Movements of wintering goshawks in Sweden. - *Swed. Wildl. Res.* 12: 1-36.
- Marcström, V., Kenward, R., & Karlbom, M. 1990. - *Duvhöken och dets plats i naturen*. Eget forlag. AB Trycksaker, Norrköping.
- Markgren, G., Andrén, H. och Sand, H. (redaktion) 1994. - *Skogsvilt II. Uppsatser från det andra årtiondet vid Grimsö forskningsstation*. SLU, Grimsö forskningsstation. 237 sidor.
- Myrberget, S. 1980. Bør vi starte tellinger av hønschauk? - *Vår fuglefauna* 3:128-131.
- Norderhaug, M. 1978. Status og vern av hønschauen i Europa.- *Vår fuglefauna* 1:98-99.
- Rasch, H. 1862. Bidrag til Norges Rovdyr og Rovfuglestatistik. - *Forhandlinger i Videnskabs-Selskabet i Christiania Aar 1861*: 193-226.
- Sandvik, J. & Størkersen, Ø.R. 1984. - *Truede arter i Sør-Trøndelag*. Rapport 106 s.

- Sandvik, J. & Tømmerraas, P.J. 1985. Registrering av hønehauk. - Trøndersk Natur 12: 27-28.
- Selås, V. 1989. Byttedyr-valg hos hønehauk *Accipiter gentilis* i hekketida. - Fauna 42: 104 - 110.
- Sollien, A. 1979. Bestandsutviklingen hos hønehauk *Accipiter gentilis*, i Norge de siste 100 år. - Vår Fuglefauna 2: 95-106.
- Størkersen, Ø.R. 1992. Truede arter i Norge. - DN-rapport 1992-6: 1-89.
- Tømmerraas, P.J. 1986. Prosjekt hønehauk i Trøndelag 1985. - Trøndersk Natur 13: 97-100.
- Tømmerraas, P.J. 1993. Hønehauken i Leksvik. Et offer for det moderne skogbruket. - Fauna 46: 180-195.
- Widén, P. 1987. Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. - Holarct. Ecol. 10: 104-109.
- Widen, P. 1989. The hunting habitats of Goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. - Ibis 131: 205-213.
- Widén, P., Andrén, H., Angelstam, P. and Lindström, E. 1987. The effect of prey vulnerability: goshawk predation and population fluctuations of small game. - Oikos 49: 233-235.
- Wikman, M., Lindén, H. 1982. The influence of food supply on goshawk population size. - In: Kenward, R., Lindsay, I. M. Understanding the Goshawk. International Association for Falconry and Conservation of Birds of Prey, Oxford, pp. 105-113.



NINA•NIKU

ISBN 82-426-0668-4