

Hønehawk og skogbruk

- en gjennomgang av bestandsutvikling, økologi og trusler

Vegard Gundersen
Jørund Rolstad
Per Wegge

INA fagrapport 2

Institutt for naturforvaltning
Norges landbrukshøgskole
og
Norsk institutt for skogforskning

2004

SKOG ▲ FORSK

 NLH

Forord

Forholdet mellom hønsehauk og skogbruk har fått fornyet oppmerksomhet de siste årene. I 1998 ble den valgt til "årets fugl" av Norsk Ornitologisk Forening, og samme år ble den oppgradert fra "sjelden" til "sårbar" på den nasjonale lista over truede arter (rødlista). Fra å være en sterkt etterstrebet rovfugl, fordi den var antatt å holde jaktbare viltarter nede, er arten nå regnet som truet av skogbruk. I Sverige, som det kan være naturlig å sammenligne med, er hønsehauken nylig tatt ut av rødlista, fra tidligere å være oppført som "hensynskrevende". I Finland, hvor den aldri har vært rødlistet, er den jaktbar visse deler av året. Det synes derfor å være behov for å sammenfatte eksisterende kunnskap om hønsehaukens livskrav og bestandsutvikling og oppsummere hvilke økologiske faktorer som påvirker arten. Spørsmålet er eventuelt hvilke tiltak skogbruket kan gjøre som vil være effektive for å sikre hønsehauken en plass i norsk skognatur også i framtiden. Hønsehauken er, ved siden av spurvehauken, av de best studerte rovfuglene våre, og sammen med studier fra de andre nordiske land, Mellom-Europa og Nord-Amerika utgjør dette tilsammen en rik kunnskapsbase. Vi finner klare fellestrekk når det gjelder livskrav og bestandsutvikling innenfor utbredelsesområdet, men det er også noen uavklarte spørsmål. Hovedvekten i framstillingen er tillagt Norge og de andre nordiske landene (Fennoskandia: Norge, Sverige og Finland), men der det er hensiktsmessig har vi gjengitt resultater fra andre regioner. Vi er kjent med at Norsk Ornitologisk Forening for tiden arbeider med en rapport om bestandsutviklingen hos hønsehauk, men at det ikke er ønskelig å referere fra denne før den er publisert (Myklebust 2002).

Rapporten er skrevet på oppdrag fra Landbruksdepartementet. Vi takker Olav Overvoll og Vidar Selås for å ha lest igjennom en tidligere utgave av rapporten og kommet med nyttig informasjon og kommentarer, selv om ikke alle synspunktene er etterkommet. Vi takker også Astri Kløvstad og Ole O. Moss ved Statistisk Sentralbyrå på Kongsvinger for å ha tilrettelagt gammel jaktstatistikk.

Ås og Bergen, 12. februar 2004

Vegard Gundersen

Jørund Rolstad

Per Wegge

Sammendrag

Gundersen, V., Rolstad, J. & Wegge, P. 2004. Hønehauk og skogbruk - en gjennomgang av bestandsutvikling, økologi og trusler. - *INA fagrapport 2*. 35 pp.

1. Hønehauken blir ofte omtalt å være knyttet til eldre storvokst skog. Nylig ble dens status oppjustert fra kategorien sjelden til sårbar i den norske rødlista, begrunnet med at den er i sterk tilbakegang. Den største trusselen ble vurdert å være redusert næringstilgang p.g.a. moderne driftsformer i skogbruket, men det ble også antatt at hogst av reirtrær og reirrområder påvirker bestanden negativt. I denne rapporten går vi kritisk gjennom publisert litteratur for å se om vurderingene av bestandsutvikling og trusselbilde er underbygd med dokumenterte fakta. Rapporten ser også på eventuelle tiltak i skogbruket og diskuterer aktuelle problemstillinger for videre forskning og forvaltning.
2. Datamaterialet fra Norge er for lite og for dårlig underbygd til å gjøre en statistisk vurdering av langtidstrend i bestandsutviklingen. Når materialet vurderes samlet for Norge, Sverige og Finland (Fennoskandia) er det indikasjon på at det har vært en nedgang i hekkebestanden på 35 % i perioden 1950-1975, noe som sammenfalt med nedganger i kullstørrelse (15 %) og hekkesuksess (antall flygedyktige unger pr. okkupert territorium, 30 %). Nedgangstrendene er ikke statistisk sikre. Etter 1975 er det ingen tendens til nedganger i hekkebestand (3-4 par pr. 100 km²) eller i demografiske parametre (1.8 flygedyktige unger pr. okkupert territorium).
3. En gjennomgang av enkeltstudier fra Fennoskandia viser at en overvekt av lokale undersøkelser (9 av 10) har hatt nedganger i hekketetthet. Nedgangene sammenfaller imidlertid ikke i tid, og flere av undersøkelsene har for kort varighet, for dårlig dokumentert metodikk, eller for avgrenset areal, til at de hver for seg kan vurderes statistisk.
4. Skuddpremiestatistikken (1870-1971) viser at fellingstallene for hønehauk varierte mellom 3000 og 5000 (gj. snitt 4000) pr. år fram til 1950. For perioden 1925-1950 antyder statistikken en avtagende tendens i fellingstallene for enkelte skogstrakter, og en økende tendens i landbrukspåvirkede områder. Tallene for kystområder viser ingen trend. Etter 1950 avtok fellingstallene kraftig for alle områder fram til skuddpremieringen opphørte i 1971. Enkle bestandsberegninger, basert på publiserte demografiske data, viser at en gjennomsnittlig hekkebestand på 4 par pr. 100 km² kan ha tålt et uttak av fugl over tid slik skuddpremiestatistikken rapporterer. Skuddpremiestatistikken er imidlertid beheftet med mange feilkilder, og fellingstallene samsvarer trolig bedre med årlig ungeproduksjon enn hekketetthet. Nedgangstrenden fra 1950 til 1971 samsvarer med nedgangstrendene for hekketetthet og produksjon i Fennoskandia, men tallene er uegnet til å kvantifisere en eventuell nedgang i hekkebestanden i Norge i dette tidsrommet.
5. Undersøkelser i Fennoskandia indikerer at byttedyrtilgangen er den viktigste bestandsregulerende faktoren. Lokale nedganger i hønehaukbestanden i perioden 1950-75 sammenfaller med lokale nedganger i skogsfuglbestanden, hønehaukens viktigste byttedyr i skogstrakter.
6. Det er ikke dokumentert at hogst av reirtrær eller reirlokalteter har påvirket bestanden negativt. Det er vist at kunstig bygde reir tas i bruk når gamle reir hogges. Dagens forvaltningsråd for hogst i reirrområder er ikke etterprøvd vitenskapelig.
7. Det er ikke kjent at den norske hønehaukbestanden er eller har vært negativt påvirket av miljøgifter.
8. Følgende temaer kan være aktuelle for videre forskning: (1) Kartlegge hekketetthet i sterkt skogbrukspåvirkede områder og sammenligne med tetthet i kulturpåvirkede og kystnære områder. (2) Undersøke om egnete reirtrær og reirlokalteter er begrensende for hekketetthet. (3) Gjennomføre en grundig meta-analyse av historisk bestandsutvikling. (4) Utvikle standardiserte registreringsopplegg for hønehauk som ledd i overvåking av biologisk mangfold.

Vegard, S. Gundersen, Norsk institutt for skogforskning, Bergen, Fanaflaten 4, 5244 Fana (vegard.gundersen@skogforsk.no)
Jørund Rolstad, Norsk institutt for skogforskning, Ås, 1432 Ås (jorund.rolstad@skogforsk.no)
Per Wegge, Institutt for naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, 1432 Ås (per.wegge@ina.nlh.no)

Executive Summary

Gundersen, V., Rolstad, J. & Wegge, P. 2004. Hønschauk og skogbruk - en gjennomgang av bestandsutvikling, økologi og trusler. - *INA fagrapport 2*. 35 pp. (In Norwegian with English summary: Northern goshawk (*Accipiter gentilis*) and forestry - a review of population status, trend, ecology and threats.)

1. In northern Europe the goshawk was formerly perceived as a species affiliated with old big-timbered forests. In the Norwegian redlist of threatened species it was recently upgraded from the category rare to vulnerable, justified by an assertion of a recent population decline. The principal threat was assumed to be reduced availability of its main prey species, supposedly caused by modern industrial forestry. It was also suggested that clearcutting of nest trees and nesting areas have contributed to the population decline. In this report we review published data to assess if the assumed population decline and threat are based on sound scientific evidence. Possible forestry measures and future research issues are discussed.
2. There is too little data to make a separate statistical inference of the population trend in Norway. When data is pooled for Norway, Sweden and Finland (Fennoscandia) there is indication of a 35 % decline in breeding density during 1950-1975, concurring with a 15 % decline in clutch size and a 30 % decline in brood size (fledged young per occupied territory). None of these trends are statistically significant. After 1975 there is no indication of decline in breeding density (average 3-4 pairs pr. 100 km²) or brood size (1.8 fledged young per occupied territory).
3. Assessed at the level of individual studies, a statistically significant proportion of the studies (9 of 10) showed local declines in breeding densities. However, the declines occurred at different time periods, and several studies were of short duration, had inappropriate methods, or had small spatial extent, which impedes statistical inference.
4. Annual bounty statistics (1870-1971) show that number of goshawks killed varied between 3000 and 5000 (average 4000) up to the 1950s. During 1925-1950 the statistics indicate a decreasing trend in yearly kills for some of the forested regions, and an increasing trend for some agricultural and rural areas. No trends appeared in coastal areas. After 1950 annual reported bounties declined sharply for all regions until bounty payments ceased in 1971. Calculations based on published demographic data reveal that a breeding density of 4 pairs per 100 km² may have sustained an annual yield of 3-5000 bounties. The bounty statistics are burdened with biases that make it less suitable as an index of breeding density and more likely to reflect yearly production. Although the downward trend from 1950 to 1971 corresponds with the indicated decline in Fennoscandian breeding density and production, the statistics are not suited to quantify the decline in Norway during this period.
5. Studies from Fennoscandia suggest that goshawk breeding density is food limited. Local population declines during 1950-1975 conform to local declines in grouse populations, the principle group of prey in forested areas.
6. It has not been confirmed that logging of nest trees and nesting areas has affected breeding densities negatively. It has been shown that artificial nests quickly have been occupied when old nest trees have been cut down. Present recommendations regarding logging of nest areas have not been scientifically approved.
7. It has not been reported that the Norwegian population of goshawk has been or is negatively influenced by organ chlorine pesticides.
8. The following issues are suggested for further research: (1) Survey breeding density in forested areas heavily influenced by industrial forestry, and compare it with densities in agricultural, rural, and coastal areas. (2) Test the hypothesis that suitable nest trees and nesting areas are limiting breeding density. (3) Carry out a thorough meta-analysis of the recent data on breeding numbers and demography to increase the power of the statistical inference. (4) Develop standardized survey methods to be included in a national survey program of biodiversity.

Vegard Gundersen, Norwegian Forest Research Institute, Bergen, Fanaflaten 4, NO-5244 Fana (vegard.gundersen@skogforsk.no)

Jørund Rolstad, Norwegian Forest Research Institute, Ås, NO-1432 Ås (jorund.rolstad@skogforsk.no)

Per Wegge, Department of Ecology and Natural Resource Management, Agricultural University of Norway, NO-1432 Ås (per.wegge@ina.nlh.no)

Innhold

Forord	iii
Sammendrag	iv
Executive Summary	v
1 Innledning	1
2 Utbredelse, økologi og habitat	1
3 Bestandsutvikling	5
3.1 Hvordan påvise bestandstrend?	5
3.2 Kartleggingsmetode	6
3.3 Demografiske data	11
3.4 Hva forteller skuddpremiestatistikken?	14
3.5 Har det vært nedgang?	17
4 Hvilke økologiske forhold påvirker bestanden?	18
4.1 Næringstilgang	19
4.2 Andre faktorer	25
4.3 Menneskelig påvirkning	26
4.4 Innvandring, utvandring og "source-sink"	27
4.5 Skogbrukets innvirkning	27
4.6 Hva antas å styre bestandstetthet og -trend?	28
5 Konklusjoner og forvaltning	29
6 Videre forskning	29
7 Referanser	30

1 Innledning

Hønehaukens status i Norge har fått betydelig oppmerksomhet de siste årene (Grønlien m.fl. 1993, Knoff 1996, 1999a, b, 2000, Sandvik 1996, Hals 1998, 1999a, b, Selås, V. 1998a, Haugan & Søgne 1999, Pedersen 2000, Hafstad 2002, Hafstad m.fl. 2003). Debatten er på ingen måte ny. Allerede på begynnelsen av 1900-tallet ble det uttrykt stor bekymring for hønehaukens fremtid på grunn av stort jakttrykk og forfølgelse (Selås, I. 1998). Men i historisk tid har man stort sett ment at det var for mye hønehauk, at den konkurrerte med jegerne om viltet, og at den gjorde store innhogg i gårdens fjærkre. Denne debatten spisset seg mot fredningen av rovfugl i 1971. Hvis hønehauken var en viktig bestandsregulerende faktor for skogsfugl, hvorfor skulle den da fredes? Situasjonen ble ikke bedre da det i perioden forut for fredningen var observert en nedgang i skogsfuglbestandene i hele Fennoskandia (Wegge & Grasaas 1977, Wegge 1979, Marcström 1979, Hjeljord 1980, Lindén & Rajala 1981, Hentonen 1989).

Utover på 1970-tallet kom det flere publikasjoner som antydte at det hadde vært en nedgang i hønehaukbestanden de siste 50 år, og at nedgangen måtte settes i sammenheng med endrete driftsformer i skogbruket (Lind 1970, Norderhaug 1978, Sollien 1979). Vi siterer det Lid & Schei (1976) skriver om hønehauk i statusoversikt over rovfugl og ugler "*det er åpenbart at antall hekkepar har gått merkbart tilbake i enkelte distrikter, mens det andre steder fremdeles er bra bestand.*" Nedgangen syntes å ha skjedd innenfor store deler av utbredelsesområdet; i Nord-Amerika (Shuster 1980, Hayward & Escano 1989, Reynolds m.fl. 1992, Crocker-Bedford 1990, 1995, 1998, Niemi & Hanowski 1997a, b), i Europa (Norderhaug 1978) og i Fennoskandia (Nilsson 1981, Widén 1989, 1997, Tømmerås 1993, Selås, V. 1998a, Knoff 1999a, Hafstad 2002). I Norge ble hønehauken rødlistet som "sårbar" allerede i 1984, men i perioden 1988-1996 var den oppført med "usikker status". I 1996 ble den listet som "sjelden" før den igjen ble oppført som "sårbar" i 1998 (Statens Naturvernråd 1984, DN 1988, 1992, 1999, Størkersen 1996). I 1998 ble den valgt til "årets fugl" av Norsk Ornitologisk Forening (Nygård m.fl. 1998, Selås, I. 1998, Selås, V. 1998a, Knoff 1999a).

Hønehauken er en av våre best studerte rovfugler og det finnes mye litteratur som omhandler biologi, økologi og mulige trusler mot dens eksistens. Hvis det finnes god dokumentasjon på at bestanden er på tilbakegang, og at dette kan settes i sammenheng med skogbrukets forvaltningspraksis, vil det være behov for effektive tiltak for å snu trenden. Det er først når man har stilt diagnose at man kan sette inn effektive behandlingstiltak. Forholdet mellom hønehauk og skogbruk er politikk (Hitt 1992, St. Clair 1992) og Skogmeldingen (St. meld. nr. 17 1998-1999) formidler to viktige prinsipper innenfor skogsektoren; skogbruket i Norge skal være fundert på en bærekraftig forvaltning i vid forstand, og den enkelte skogeier opererer med "frihet under ansvar". I tillegg er det slått fast at bevaring av biologisk mangfold er et sektoransvar (St.

meld. nr. 42 2000-2001). Disse prinsippene legges også til grunn ved internasjonal sertifisering av biologisk mangfold på skogarealene. Norsk skogbruk er stort sett PEFC-sertifisert (Pan European Forest Certification) gjennom miljøstyringssystemet ISO 14001, som igjen er basert på Levende Skogs standarder for bærekraftig skogbruk. Sertifiseringssystemet ISO 14001 og dels Levende Skog standardene definerer få konkrete miljømål (jfr. frihet under ansvar). De mest konkrete målene for forvaltning av hønehauk er derfor definert av næringen selv (se Skogeierforbundet <http://www.skog.no/forbundet/meninger/meninger.htm>).

Sollien skriver i 1979 at "*Rovfugldebatten er ofte preget av mangel på eksakt viten*", og Myrberget anfører i 1980 "*at man strengt vitenskapelig ikke har noe grunnlag for å hevde at den totale norske hekkebestand av hønehauk har gått tilbake de siste 50 år*" (Sollien 1979, Myrberget 1980). I de påfølgende 20 år er det som nevnt publisert mye nytt om artens biologi og bestandsutvikling. I denne rapporten går vi kritisk igjennom denne nye kunnskapen og oppsummerer status for bestandsutvikling. I kapittel 2 gir vi en kort sammenfatning av biologi, økologi og utbredelse som bakgrunn for den videre gjennomgangen. I kapittel 3 tar vi opp bestandsutviklingen i detalj. Har det vært nedgang, eventuelt når kom den, og fortsetter i så fall bestanden å avta i dag? Hvor sikker og god er dokumentasjonen? I kapittel 4 tar vi opp tråden fra kapittel 2 og ser nærmere på hvilke økologiske mekanismer som kan tenkes å ligge bak bestandsendringene. Vi forsøker å identifisere og sannsynliggjøre kritiske økologiske faktorer som påvirker bestandsdynamikken. I kapittel 5 trekker vi konklusjoner og ser på dagens praksis når det gjelder forvaltning. I kapittel 6 skisserer vi til slutt opp noen idéer til videre forskning knyttet opp til spørsmål vi mener er dårlig belagt med kunnskaper.

2 Utbredelse, økologi og habitat

Hauker (*Accipiter*) er en stor verdensomspennende fugleslekt som omfatter ca. 50 arter, de fleste tilhørende tropiske strøk. I Norge (og Nordvest-Europa) finns bare 2 arter; hønehauk (*A. gentilis*) og spurvehauk (*A. nisus*). Hønehauken deles inn i 9-10 raser eller underarter; i Norge og i mesteparten av Europa finnes nominatrasen *A. g. gentilis*, som mot øst, i Nord-Sverige, Finland og østover i Russland går over i *A. g. buteoides*. Lenger syd i Europa, i Spania og på øyer i Middelhavet finnes *A. g. arrigonii*. I Nord-Amerika finnes rasen *A. g. atricapillus*. Grensene mellom underartene er ofte gradvise og i mange tilfeller dårlig utredet. Underartene er hovedsakelig bestemt på basis av morfologiske karaktertrekk (størrelse, farge og mønstre), og i mindre grad på basis av økologiske eller genetiske karaktertrekk. Hønehauken er den største arten i haukeslekten med et vingspenn på over 1 m, og som hos de fleste rovfugler er hunnen større enn hannen (♀: 65 cm, 1300 g, ♂: 55 cm, 870 g). Spurvehauken er adskillig mindre (♀: 40 cm, 260 g, ♂: 30 cm, 150 g), likevel hender det at en stor spurvehauk hunn forveksles

med en liten hønsehauk hann. Hønsehauk blir ellers ofte forvekslet med våker (fjellvåk *Buteo lagopus*, musvåk *B. buteo* og vepsevåk *Pernis apivorus*), og mange nordamerikanske våker heter "-hawk" på engelsk.

Utbredelse og bestandstetthet: Hønsehauken forekommer over store deler av den nordlige halvkule og okkuperer et vidt spekter av skogtyper i Nord-Amerika, Europa og Asia (Wattel 1973, Newton 1979, Palmer 1988, Gensbøl 1984). Arten er fraværende som hekkefugl i treløse eller trefattige områder, som for eksempel på prærien i Nord-Amerika, og i sammenhengende åpne områder i Europa. Utenom hekketiden kan den imidlertid påtreffes i uventede miljøer; på prærien, i fjellet, i åpne kystlandskap og i jordbruksområder, og vinterstid kan den trekke inn i urbane områder (Dietrick & Ellenberg 1982, Nygård m.fl. 2001b). Nordgrensen for utbredelsesområdet dannes av overgangen mellom boreal skog og den åpne tundraen. Hekketettheten varierer fra 1 til 10 par pr. 100 km², med et middel i Fennoskandia på 3-4 par pr. 100 km² (24 studier i perioden 1960-2000). Tettheten synes å være noe høyere i Nord-Amerika (7 par pr. 100 km²) enn på tilsvarende breddegrader i Mellom-Europa (5 par pr. 100 km²). Som for mange andre fuglearter øker hekketettheten mot syd (Figur 1).

Territoriell adferd, leveområder, og vandringer: Hønsehauken er nesten uten unntak monogam og paret holder gjerne sammen hele livet. Den er utpreget territoriell i hekkesesongen og avetterer at territoriet er bebodd gjennom fluktlek i parringstiden og under reirbygging i april. Begge kjønn forsvaret territoriet ved varslings og fiktive angrep på inntrengere. Fordi de responderer villig på imitasjoner av lokkerop er de relativt enkle å lokalisere (Kennedy & Stahlecker 1993, Joy m.fl. 1994, Woodbridge & Detrich 1994, Penteriani 1999, 2001). Hønsehauken jakter over store områder, opptil 100 km², og leveområdet endrer seg i løpet av året fra å være strengt territorielt avgrenset i hekkeperioden til å øke betraktelig med overlapp mellom parene etter at ungene har flydd ut. Leveområdene er større om vinteren enn om sommeren, og det kan være betydelig grad av overlapp mellom

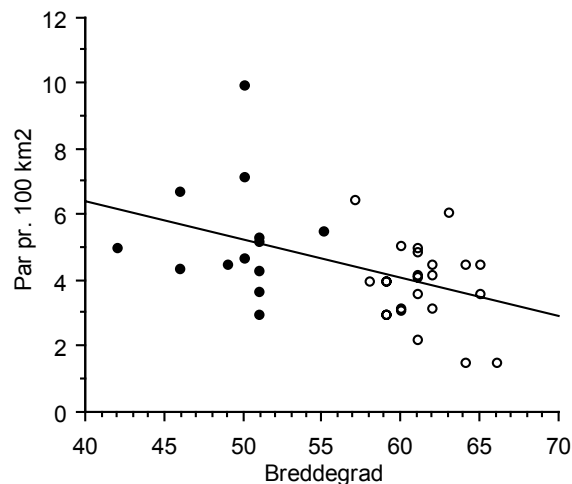


Fig. 1. Sør-nord gradient i hekkebestandstetthet hos hønsehauk i Europa. Studier fra Fennoskandia er vist med åpne sirkler. ($y = 11.1 - 0.12 x$; $R^2 = 0.213$, $F = 9.4$, $P = 0.004$, $n = 37$).

hannen og hunnen i samme par (Kenward 1982, Widén 1989, Hargis m.fl. 1994, Nygård m.fl. 2001b, Tornberg & Colpaert 2001, Boal m.fl. 2003).

Hønsehauken benevnes ofte som stand- og streiffugl, i motsetning til spurvehauken der en stor andel av de voksne fuglene er regulære trekkfugler (Haftorn 1966). Det er imidlertid godt dokumentert at en del voksne hønsehauker forlater vinterområder i nordlige områder dersom næringsgrunnlaget svikter, og at fuglene trekker sørover, mot lavlandet eller mot kysten, der byttedyrtettheten er større (Höglund 1964b, Sulkava 1964, Sollien 1978, Marcström & Kenward 1981b, Widén 1985a, Halley m.fl. 2000, Nygård m.fl. 2001b). Disse streiffuglene ser ut til å "pendle" mellom et vinterområde i mer bebygde områder og et hekkeområde på skogen om sommeren. Fra Alaska er det kjent at i år når bestanden av snøskohare (*Lepus americanus*) er på et lavmål forlater alle hønsehauker området (Doyle & Smith 1994). På denne måten kan skogområder i nord være nesten tomme for hønsehauk om vinteren (Mueller m.fl. 1977, Doyle & Smith 1994).

Tabell 1. Aldersspesifikk årlig dødelighet (%) hos hønsehauk i noen studier fra Fennoskandia.

Ungedødelighet i reiret	1. år	2. år	3. år	4. år	≥5. år	Referanser
	72	11	5	5	5	Nygård m.fl. 2001b
	74	53	22	22	22	Sollien 1978
	65	38	26			Ryttman 1993
Hann 46-51 Hunn 29-31	Hann 41 Hunn 29	17-21	17-21	17-21		Kenward m.fl. 1999
	63	33	19	17	11	Haukioja & Haukioja 1970
15						Overvoll 1994
	59	34	18	16	14	Gjennomsnitt

Reproduksjon: Hønehauken legger 2-5 egg i siste halvdel av april som klekker etter 5-6 uker i første halvdel av juni. Det er hunnen som hovedsakelig ruger, passer, og parterer mat til ungene fram til de er ca. 3-4 uker gamle. Dette innebærer at det er den mindre hannen som hovedsakelig jakter og bringer mat til reiret om våren og forsommeren i april, mai og juni (Huhtala & Sulkava 1976, Widén 1984, Kenward m.fl. 1993b). Ungene er flygedyktige 5-6 uker gamle men holder seg i nærområdet (post-fledging-area, PFA; 3-500 m) ofte til langt ut i august (Kenward m.fl. 1993a). **Både hannen og hunnen kan bli kjønnsmodne ved ett års alder,** og i områder med stor omsetning av fugl kan ettåringer utgjøre opptil 30-40 % av hekkebestanden (Newton 1979, Fischer 1980, Kenward m.fl. 1999).

Dødelighet og dødsårsaker: En oversikt over dødelighetsmønsteret er gitt i Tabell 1. Lite er kjent om eggtap, men sannsynligvis er dette lavt. Ungedødeligheten i reiret er også relativt lav (15 %), mens dødeligheten første leveår er høy (60 %) (Reynolds & Wight 1978, Overvoll 1994). Dødeligheten synes å være noe større for hanner enn for hunner (Marcström & Kenward 1981a, Kenward m.fl. 1999). For voksen fugl ligger den årlige dødeligheten på 10-30 %. Angivelse av dødsårsaker basert på gjenfangst av ringmerket fugl har gitt høye estimater på fugl drept av mennesker, eksempelvis 83 % (Höglund 1964b), 60 % (Haukioja & Haukioja 1970), 54 % (Sollien 1978) og 48 % (Kenward m.fl. 1999). Sistnevnte beregnet imidlertid også dødsårsaken for 63 av totalt 185 radiomerkete fugler på Gotland, hvorav kun 35 % av de døde fuglene var drept ved jakt eller fangst, mens de resterende 65 % hadde dødd av naturlige årsaker, hovedsaklig sult og utmagring. Dette antyder at hønehauk drept ved jakt og fangst overestimeres ved bruk av materiale fra ringmerkete fugler, fordi de fleste av disse blir funnet i nærheten av veier og tettsteder (Lakhani & Newton 1983, Kenward m.fl. 1999).

Byttedyr og næringsvalg: Hønehauken er allsidig i kosten, dvs. en opportunist som til en hver tid utnytter de matressursene som finnes (Munthe-Kaas Lund 1950,

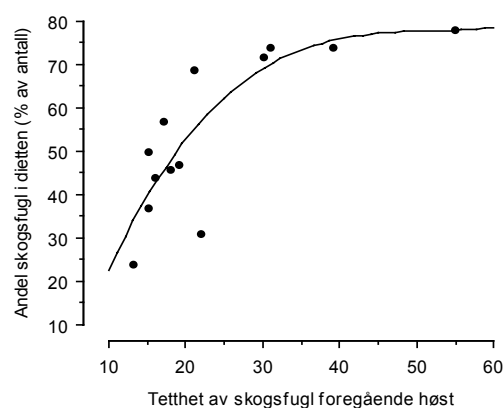


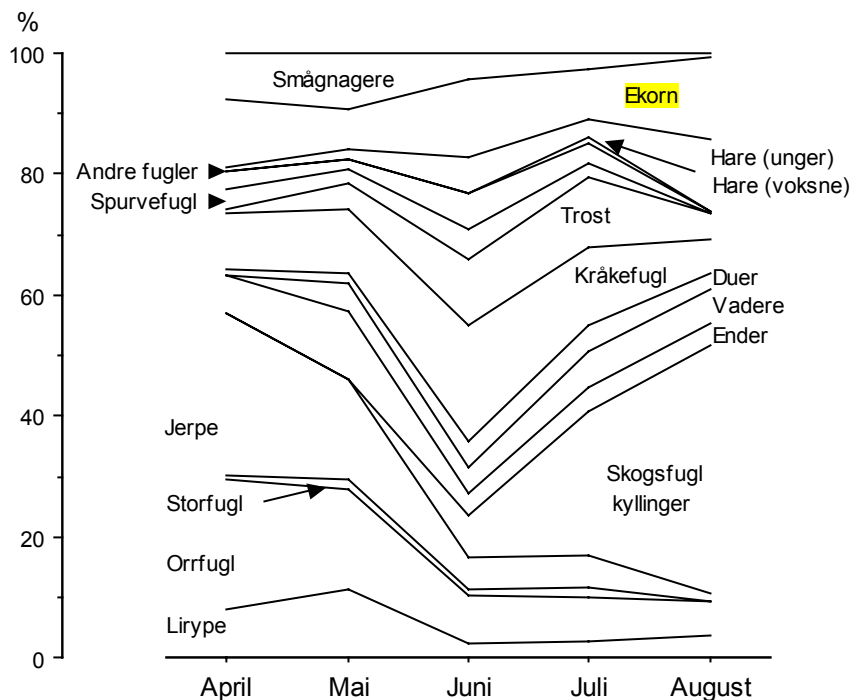
Fig. 2. Andel skogsfugl i hønehaukens diett (% av antall byttedyr) om våren i forhold til tettheten av skogsfugl (pr. km²) høsten året før. Data fra 17 reir gjennom 13 år fra Nord-Finland i perioden 1965-1988. (Kurven er tilpasset funksjonen: $y = -25.1 + 5.8x - 0.11x^2 + 0.001x^3$, etter Tornberg & Sulkava 1991).

Lördahl 1975, Bollingmo 1978, Wikman & Tarsa 1980, Selås 1989a, Myrberget 1989, Bergo 1992, Overvoll 1994). Höglund (1960, 1964a) antyder at enkelte individer til en viss grad kan spesialisere seg på visse byttedyrgrupper, men at arten som sådan må betraktes som en generalist. Dette går fram av Fig. 2 der andelen av skogsfugl i dietten er vist som en funksjon av økende skogsfugltetthet (Tornberg & Sulkava 1991). Fra Fennoskandia er det vist at den kan ta en lang rekke små og middels store fugler og pattedyr (Tabell 2 og Fig. 3). I nordlige barskogområder utgjør skogsfugl (storfugl, orrfugl og jerpe), hare, ekorn, og nøtteskrike de viktigste byttedyrene om vinteren, mens den langs kysten og ved byer tar kråkefugler, måker og ender (Overvoll 1994). Om sommeren er dietten mer variert, og trost og kråkefugler utgjør viktige byttedyrgrupper (Nygård m.fl. 2001b). Generelt øker antallet av fuglearter i dietten mot sør (Fig. 4) (Reynolds m.fl. 1992, Penteriani 1997).

Tabell 2. Hønehaukens vinterdiett (% av antall byttedyr) gjengitt fra noen studieområder i Fennoskandia.

Sted:	Byttedyr:	Skogsfugl	Fasan- rapphøne	Andre fugler	Hare	Felthare	Ekorn	Andre pattedyr	Åtsler
(1) Barskog, Nord-Finland, (Tornberg & Colpaert 2001)		27.2	0.0	0.0	31.0	0.0	23.7	16.3	1.8
(2) Barskog, Midt-Sverige, (Widén 1985b)		10.0	0.0	8.0	3.0	0.0	79.0	0.0	0.0
(3) Barskog, Midt-Sverige, (Höglund 1964a)		18.9	0.0	71.4	1.0	0.0	7.9	0.8	0.0
(4) Kulturmark, Midt-Sverige, (Kenward m.fl. 1981)		28.0	0.0	25.0	14.0	0.0	33.0	0.0	0.0
(5) Kulturmark (m/kaniner) Gotland, (Marcström m.fl. 1990)		0.0	12.0	16.0	0.0	56.0	11.0	0.0	5.0
(6) Kulturmark (jordbruk) Sør-Sverige, (Marcström 1980)		0.0	30.0	20.7	0.0	10.3	31.0	8.0	0.0
(7) Kulturmark (m/fasaner) Sør- Sverige, (Marcström m.fl. 1990)		0.0	96.0	2.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0

Fig. 3. Endringer i dietten (% av antall byttedyr) gjennom hekkeperioden for hønehaug i området omkring Oulu i Nord-Finland. Basert på 2.159 byttedyr-rester fra 12 forskjellige reir. (Etter Tornberg 1997).



Jaktadferd: Hønehaugen jakter som oftest fra en utkikkspost der den sitter i skjul inntil byttet er innenfor rekkevidde for vellykket angrep, såkalt "short-stay-perched-hunting" (Widén 1982, 1984). Utkikkspostene kan ligge med 100 meters mellomrom i barskogen, mens avstanden er lengre i åpne kulturlandskap (Fox 1982, Kenward 1982). Den kan også forfølge byttedyr, men hvis forfølgelsen ikke har gitt resultater innen 100 meter gir den gjerne opp. Spillplasser for orrfugl er ofte for åpne og oversiktlige, men i soner mot skog kan overraskelsesangrep lykkes. Den jakter kun unntaksvis i glideflukt over åpent terreng slik spurvehauken gjør.

Habitat: Hønehaugen finnes i de fleste skogtypene som forekommer innenfor utbredelsesområdet. I Nord-Amerika er den funnet hekkende i skog av Douglas-gran (*Pseudotsuga menziesii*), hemløk (*Tsuga heterophylla*), edelgraner (*Abies grandis*, *A. concolor*), ponderosa-furu (*Pinus ponderosa*), redwood (*Sequoia sempervirens*), thuja (*Thuja plicata*) og osp (*Populus tremuloides*) (Palmer 1988, Younk & Bechard 1994). I Asia hekker den i eviggrønne lauvskoger. I Europa finnes den både i tempererte lauvskoger (*Quercus*, *Fagus*, *Fraxinus* sp.) og i skoger med ulike arter av gran (*Picea*), edelgran og furu. I Fennoskandia finnes den i alle typer skog fra sørlig eikeskog til fjellbjørkeskog. Den observeres av og til i åpne habitater som snaufjell, beitemarker og setervanger, jordbruksmark, lynghei, og i tilknytning til urbane områder. Generelt avtar hekketettheten opp mot fjellskogen. Skogbruket påvirker hønehaugen og dens byttedyr i første rekke gjennom habitatet. Dette er hovedtema i kapittel 4, men vi gjengir her noe innledende informasjon om (1) reirtreet, (2) reirområdet (nærområdet ca. 300 m rundt reiret) og (3) jaktområdet.

Reirtreet: Reiret bygges som oftest i den øvre halvdel av trær med kraftige kvister eller der stammen deler seg. I kortvokst skog er reir funnet så lavt som 4 m over bakken, og det er helt unntaksvis observert at reiret

er lagt på bakken etter at reirtreet ble hogd ned (Hagen 1952). Vanligvis bygges egne reir, men en sjelden gang kan andre gamle rovfuglreir benyttes. Det er også kjent at kunstig bygde reir kan tas i bruk (Knoff 1999b). Et par har gjerne flere reir å velge mellom innenfor leveområdet, som oftest 2-3 men av og til opptil 10 ulike reirplasser (Tømmerås 1993, Woodbridge & Detrich 1994). Omlag halvparten av parene bruker det samme reiret påfølgende år (Reynolds m.fl. 1994). Som oftest ligger alternative reir 50-300 m fra hverandre, men de er kjent å kunne ligge så langt fra hverandre som 1.5-3.0 km (Reynolds m.fl. 1994, Woodbridge & Detrich 1994, Penteriani & Faivre 2001, Overvoll pers. med., Selås pers. med.). Kort oppsummert ser det ut til at de fleste treslag kan brukes som reirtre, bare de er kraftige nok til å bære kvistreiret. Har den valgmuligheter velges gjerne de største trærne, med kraftig kvist og tett krone (Juul-Hansen 1986, 1987, Bergo 1992, Basset m.fl. 1994, Andersen & Jacobsen 1995, Rannem 1999, Daw & Destefano 2001, Steinsvåg 2002).

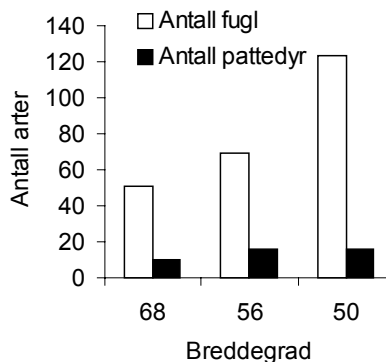


Fig. 4. Antall arter av fugl og pattedyr i dietten til hønehaug i forhold til breddegrad (etter Höglund 1964a, Nielsen 1986, Brüll 1977).

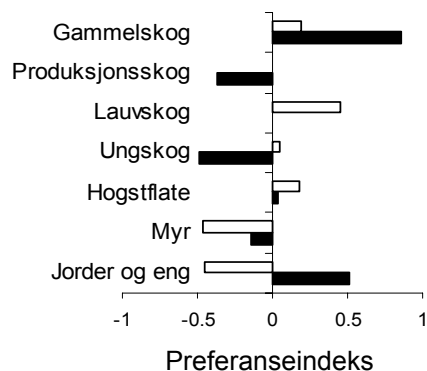


Fig. 5. Habitatvalg hos hønehaug i Fennoskandia. Preferanseindeksen er angitt som log-verdien av forholdstallet mellom tidsforbruket i vedkommende habitat og andel habitat i landskapet. Svarte søyler etter Widén (1989), åpne søyler etter Tornberg & Colpaert (2001).

Reirområdet: Etter at ungene er flygedyktige oppholder de seg i nærheten av reiret de første ukene (post-fledging-area, PFA). De første 4 ukene oppholder ungene seg innefor en 300-m radius omkring reiret (Kenward m.fl. 1993a), mens i de 4 påfølgende ukene øker denne distansen til omlag 600 meter. En sirkel med radius 300 m tilsvarer et areal på 28 ha, mens en radius på 600 m utgjør 113 ha. Nærområdet rundt reiret har fått betydelig oppmerksomhet i Nord-Amerika, dels fordi dette området trolig kan bidra til å beskytte reiret mot predatorer, mobbende kråkefugler og småfugler, men også fordi ribbe- og spiseplassene ligger her (Kenward m.fl. 1993a, b, Hargis m.fl. 1994, Kennedy m.fl. 1994). De fleste studier viser at skogen i reirområdet ofte er tettere og mer grovvokst enn omliggende gammelskog (Dietzen 1978, Juul-Hansen 1986, Bergo 1992, Squires & Ruggiero 1996, Selås 1997b, Penteriani & Faivre 1997, Daw & Destefano 2001, Steinsvåg 2002).

Jaktområdet: Jaktområdet utgjør gjerne avgrensede kjerneområder innefor hele leveområdet (Widén 1989, Hargis m.fl. 1994, Kennedy m.fl. 1994). I nordlige områder kan også vinter og sommerområdene ligge helt adskilt (Nygård m.fl. 2001b). Litteraturen beskriver en svært stor variasjon i jakthabitat, fra gammel barskog til parker i urbane områder (Fig. 5). Et fellestrekk er imidlertid at tette ungskoger og helt snaue jordbruksområder, hogstflater og myrer, ser ut til å unngås (Kenward & Widén 1989, Widén 1989, Bright-Smith & Mannan 1994, Hargis m.fl. 1994, Iverson m.fl. 1996, Beier & Drennan 1997, Tornberg 2001, Tornberg & Colpaert 2001).

3 Bestandsutvikling

3.1 Hvordan påvise bestandstrend?

Begrunnelsen for å endre hønehaugens status i 1998-rødlista fra sjelden til sårbar var at bestanden har vist en sterk tilbakegang (Myklebust 1996, DN 1999). I dette kapitlet skal vi se nærmere på hvilken dokumentasjon som finnes når det gjelder hønehaugens

bestandsutvikling. Er det påvist at bestanden i Norge har gått tilbake, og i så fall når har tilbakegangen funnet sted, og er den fortsatt på tilbakegang? Det kan synes unødvendig å stille spørsmål ved den påståtte bestandsnedgangen i og med at forvaltningsmyndigheten har fastslått at så er tilfelle. I denne sammenheng er det imidlertid viktig å merke seg at "rødlisting" av arter foregår i to steg; (1) framskaffelse av faktagrunnlag og (2) konsekvensvurdering av fakta. Det første er en faglig oppgave mens det andre er en politisk vurdering. Før vi tar for oss faktagrunnlaget skal vi kort se litt på konsekvensvurderingen.

I statistisk hypotesetesting er det mulig å gjøre to feil. Den første består i at man feilaktig konkluderer med at det har vært en bestandsnedgang dersom det i virkeligheten ikke har vært det (type-I feil; forkastelse av sann H_0). Den andre består i at man feilaktig konkluderer med at det ikke har vært en bestandsnedgang dersom det i virkeligheten har vært det (type-II feil; akseptering av usann H_0) (f.eks. Thompson m.fl. 1998). Problemet er at vi sjelden med sikkerhet vet hvordan bestanden i virkeligheten har utviklet seg (da hadde det ikke vært nødvendig å teste det!).

I mange vitenskapelige undersøkelser går tallet 5 % igjen som terskelverdi for å gjøre type-I feil. Denne grenseverdien er sannsynligheten for at resultatet man har fått skyldes tilfeldigheter i utvalg eller forsøksmetodikk når det i virkeligheten ikke har skjedd en bestandsendring. Tilsvarende settes ofte 20 % som akseptabel feilmargin for å gjøre type-II feil. Mange vil imidlertid hevde at det er knyttet større risiko til den siste feilen (type II), dvs. at man ikke oppdager en bestandsnedgang før det er for sent (jfr. "føre-var" prinsippet). Kanskje vil man derfor operere med en type-II feilmargin på maks 5 %, eller endog bare 1 %. Dessverre er det slik at med en gitt mengde informasjon vil en økt sikkerhet mot å gjøre den ene feilen redusere sikkerheten mot å begå den andre. Ofte står man derfor i den situasjonen at man må bestemme seg for hvilken feil som har størst risiko, dvs. hvilken feil man er minst villig til å gjøre. Alternativt kan man innhente mer informasjon til begge feilmarginene er akseptabelt lave. (Det skal legges til at det finns andre statistiske metoder enn hypotesetesting, men det vil føre for langt å komme inn på disse teknikkene her).

Selv om det ofte brukes 5 % feilmarginer (særlig for type-I feil) er det viktig å merke seg at hva som er akseptabelt lave feilmarginer er en subjektiv vurdering. I prinsippet gjør man et valg ut fra hvilken feil man mener det er mest risikabelt eller kostbart å gjøre; risikabel i den forstand at hønehaugbestanden kan dø ut dersom vi feilaktig konkluderer med at bestanden ikke har gått tilbake, og kostbar i den forstand at vi setter i verk omfattende forvaltningstiltak dersom vi feilaktig konkluderer med at bestanden har gått tilbake. Vi kommer tilbake til vurderingen av faktagrunnlaget i kapittel 5 (s. 29). Først skal vi se litt på metodiske innfallsvinkler til studier av bestandsutvikling.

Historien har vist at sjeldne og uvanlige arter kan ha stabil bestand eller utbredelse, f.eks. kongeørn. Motsatt finnes det eksempler på at utdødde arter har vært svært vanlige inntil kort tid før de forsvant, f.eks. den nordamerikanske vandreuen (*Ectopistes*

migratorius) (Gaston 1994, Caughley & Gunn 1995). Dokumentasjon på en tilbakegang for både sjeldne og vanlige arter må inkludere ett eller flere av følgende forhold (Caughley & Gunn 1995, Kennedy 1997, DeStefano 1998): Innsnevring av utbredelsesareal, reduksjon i populasjonsstørrelse, endringer i demografiske rater knyttet til reproduksjon, overlevelse, innvandring og utvandring, og/eller en analyse som viser en negativ populasjonsrate (λ -lambda).

Det finnes to prinsipielt forskjellige metoder for å overvåke bestandsstrender: (1) kartleggingsmetode (survey method) og (2) demografisk metode (demographic method) (Taylor & Gerrodette 1993, Gould & Fuller 1995). Ved bruk av kartleggingsmetode forsøker man å estimere bestandsstørrelsen, eller ulike indekser på bestandsstørrelsen, over en gitt tidsperiode. Ofte brukes prøveflate- eller linjetakseringer og man baserer seg på syns- eller hørselskontakt. I praksis dekker slike studier kun et utvalg av bestanden. Dette utvalget kan beskrives som antall individer pr. definert arealenhet (Begon & Mortimer 1986), gjerne uttrykt i antall individer pr. 100 km² for en arealkrevende art som hønselhauk. Fordi hønselhauken er territoriell kan vi også bruke gjennomsnittlig avstand mellom naboreir som en indeks på tetthet. Dette forutsetter at reirene er jevnt fordelt i terrenget, hvilket er tilfelle i de fleste studier (f.eks. Widén 1985a, DeStefano m.fl. 1994a, Selås 1997c, Daw m.fl. 1998, Tornberg 2001). Dersom vi bruker reiravstand til å indikere tetthet er det viktig å være klar over at en halvering av reiravstanden, f.eks. fra 8 til 4 km, innebærer en 4-dobling av bestandstettheten. Går vi den andre veien og doubler reiravstanden vil bestandstettheten avta med 75 %. I områder der det kan være vanskelig å avgrense arealet på en entydig måte kan reiravstander være mer anvendelig fordi den kan omregnes til tetthet.

Ved bruk av demografisk metode innhentes opplysninger om overlevelse, reproduksjon, innvandring og utvandring. Disse dataene kan enten sammenlignes over tid, eller de kan brukes til å beregne populasjonens endringsrate ($\lambda = 1$ betyr at populasjonen er konstant fra år til år). De demografiske parametrene måles for individer i ulike aldersklasser (f.eks. ved radiotelemetri), eller de kan estimeres ved simuleringmodeller basert på årlig variasjon i aldersklassers overlevelse og reproduksjon (f.eks. ved merking - gjenfangst) (Detrich & Woodbridge 1994, Burnham m.fl. 1996, Gotelli 1998). Mål på reproduksjonspotensialet hos rovfugler deles ofte inn i tre komponenter; okkupasjonsrate, hekkesuksess og ungeproduksjon (Newton 1979). I de fleste situasjoner vil det være mer tids- og ressurskrevende å samle inn demografiske data enn å taksere tetthet, men har man først demografiske data vil disse ofte gi verdifull informasjon om årsakene til bestandsendringer. Man kan også kombinere de to metodene ved f.eks. å merke et mindre utvalg av en populasjon, mens man takserer andre arealer. I prinsippet kan demografiske data fra ett enkelt år sammenholdes og brukes til å beregne λ , i motsetning til kartlegging av tetthet (eller demografiske parametre isolert, f.eks. ungeproduksjon) der man må ha minst to år for å beregne endring fra år til år. I praksis

vil imidlertid begge metoder styrkes ved studier over flere år.

I dette kapittelet gjennomgår vi litteratur og historiske data med hensyn på bestandsutvikling over tid. Hovedvekten er lagt på perioden 1950 og fram til i dag, dvs. den perioden hvor skogbruket er lagt om fra selektiv dimensjonshogst til flatehogst. Et viktig element i denne gjennomgangen er vurderingen av trender for bestandsstørrelse, ofte basert på flere kortsiktige studier. I og med at bestandstettheten av hønselhauk øker sterkt mot sør er det viktig at studiene over tid er jevnt fordelt med hensyn på breddegrad. Studieområdenes breddegrad viser ingen skjev fordeling i så måte (Fig. 6).

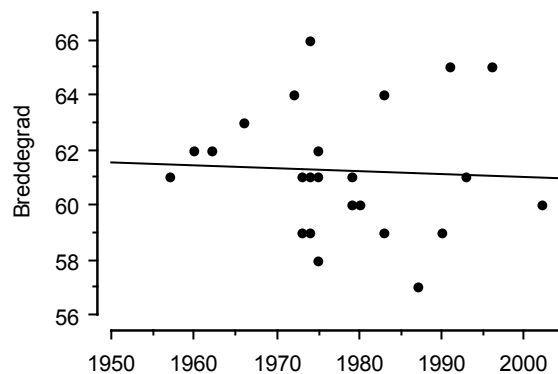


Fig. 6. Studier av hønselhauk i Fennoskandia er tilfeldig fordelt i forhold til breddegrad i tidsperioden 1950-2000. (Referanser er oppgitt i Tabell 3 og Fig. 7).

3.2 Kartleggingsmetode

Redusert utbredelse?

En tilbakegang i utbredelsen kan skje ved en gradvis tilbaketrekning eller gjennom oppsplitting av utbredelsesarealet. Årsakene til en innsnevring eller sammentrekning av utbredelsesområdet kan ofte identifiseres ved å vite noe om de økologiske faktorene som definerer grensene (Caughley m.fl. 1988, Caughley & Gunn 1995). Vi finner ingen håndfaste tegn til innsnevring eller oppsplitting av hønselhaukens utbredelsesareal i Norge. Hekking forekommer i skogområder over hele landet. Norge utgjør to yttergrenser for utbredelsen av den europeiske bestanden, i vest og i nord. Nordgrensen følger skoggrensen, og det er registrert hekkinger i alle større skogområder i Finnmark; Pasvik, Karasjøk og Alta (Bergo 1992). Vestgrensen følger også skoggrensen, og det er rapportert om hekkinger fra ytre strøk av Vestlandet, så langt vest det finnes fragmenter av skog i et ellers åpent landskap (Overvoll 1994, Steinsvåg 2002). Skogarealet har ekspandert kraftig på Vestlandet de siste tiårene, men man vet lite om hønselhaukbestanden har respondert på dette. Steinsvåg (2002) viser imidlertid at det i gode år kan være svært høye tettheter i ytre Hordaland i forhold til produktivt skogareal, 5-7 km² produktiv skog pr. hekkende par.

I historisk tid er det mye som tyder på at hønselhauken har vært vanligere i Europa før skogene ble omdannet til åpne jordbruksarealer. I nyere tid

rapporteres det imidlertid nå om nykoloniseringer flere steder som følge av at skogarealet har ekspandert de siste 30 årene (Bijlsma 1991). En tilsvarende ekspansjon er rapportert fra østlige deler av Nord-Amerika som følge av endret arealbruk fra jordbrukslandskap til skog (Bosakowski & Speiser 1994, Kennedy 1997). Det er derfor ingenting som tyder på at utbredelsesområdet er i ferd med å eroderes i kantene eller fragmenteres, verken i Norden, i Europa eller i Nord-Amerika. Arten viser en kontinuerlig storskala utbredelse der det finnes skog.

Redusert tetthet?

Selv om utbredelsesområdet er uendret kan en bestandsnedgang skje ved en generell nedgang i tettheten av fugl. Ved første øyekast kan det synes som om det er i denne sammenhengen at dokumentasjonen på en bestandsnedgang foreligger. Vi skal her gå igjennom denne dokumentasjonen, først for norske forhold, deretter på nordisk basis (Fig. 7, Tabell 3).

Vegårshei, Aust-Agder, 1950-2003 (Lørdahl 1975, Selås, V. 1997a, c, 1998a, b, pers. med.): I perioden 1972-75 utførte Lørdahl feltundersøkelser i et 650 km² stort område i Vegårshei og Åmli kommuner i Aust-Agder. Kartleggingen viste omlag 3 hekkende par pr. 100 km² og bestanden virket relativt stabil. Selås har senere fulgt opp disse studiene og rapporterer tilsvarende hekketetthet (3 par pr. 100 km²) for perioden 1980-85. Mot slutten av 80-årene økte bestanden noe, til ca. 4 par pr. 100 km², men den har senere på 90-tallet avtatt igjen til ca. 3 par og holdt seg på dette nivået fram til i dag. Selås har imidlertid anslått hekkebestanden på 1950 og 60-tallet ved å intervju gamle jegere som den gang fanget hønsehauk for skuddpremiering. Basert på naboavstander mellom bebodde reir (gjennomsnittlig 3.2 km) ble hekketettheten anslått til ca. 9 par pr. 100 km², hvilket kan være et noe høyt anslag, fordi det kan ha vært deler av terrenget som ikke var okkupert. Basert på antall kjente reir (36 reir) og et totalareal på 650 km² ble hekketettheten beregnet til 5.5 par pr. 100 km², et anslag som kan være noe lavt, fordi alle bebodde reir neppe var kjent. På den annen side kan det også tenkes at jegerne som ble intervjuet kanskje blandet sammen opplysninger fra flere år, noe som medførte at hekketettheten ble anslått noe for høyt.

Dersom vi regner 6-7 par pr. 100 km² som den mest sannsynlige hekkebestanden på 50-tallet, vil det si at bestanden ble redusert til omlag det halve fram til 1970-tallet. Etter 1970 har imidlertid bestanden holdt seg relativt uendret på 3-4 par pr. 100 km². Undersøkelsene i Vegårshei er de mest detaljerte og omfattende som er gjennomført i Norge. Selv om bestandsestimatene fra 50-tallet er noe upresise er de likevel relativt godt dokumentert. Det er også grunn til å påpeke at datamaterialet fra Vegårshei er den eneste norske bestandsundersøkelsen som er publisert i vitenskapelige velrenommerede tidsskrifter (Selås, V. 1997a, 1998b).

Leksvik, Nord-Trøndelag, 1964-1993 (Tømmerås 1993, 1994): Disse registreringene ble startet opp i 1964 innenfor et ca. 140 km² stort skogområde i Leksvik kommune i Nord-Trøndelag. Opplysninger om mulige lokaliteter ble innhentet fra gamle fangstfolk. Registreringene pågikk fram til 1990-tallet og

representerer således en viktig langtidsundersøkelse. Storstilt flatehogst ble gjennomført i området på 1960, 70 og 80-tallet. Tømmerås gir ingen tall for hvor mye skog som er avvirket i denne perioden, men ut fra publiserte flybilder ser det ut til at 50-75 % av arealet er flatehogd i denne perioden (Tømmerås 1993). Undersøkelsene i Leksvik blir ofte sitert når den antatte bestandsnedgangen for hønsehauk skal dokumenteres. Det blir da gjerne referert til at bestanden gikk ned fra 8 til ingen hekkende par i studieperioden, eller 100 % nedgang (f.eks. Widén 1997, Nygård m.fl. 2001b). I følge Tabell 1 i Tømmerås (1993) var imidlertid utviklingsforløpet mer nyansert. To lokaliteter var allerede forlatt da feltundersøkelsene startet i 1964, og i løpet av perioden ble minst 5 nye hekkelokaliteter funnet. Før undersøkelsene startet, omkring 1960, var det omlag 5-6 hekkende par i området. Fra 1964 til 1971 sank antall kjente bebodde reir fra 4 til 1, hvorav flere reirområder ble snauhogd men hvor også noen nye hekkinger ble påvist. Etter 1971 har det vært kjent 1-2 hekkende par innenfor studieområdet, med unntak av noen år på slutten av 80-tallet hvor det ikke var kjent noen hekkinger. I følge Tømmerås ble det oppdaget nyetableringer i 1986, 1991 og 1993, men det er lite informasjon om utviklingen videre i disse lokalitetene. Det gis også sparsomt med opplysninger om hvor stor feltinnsatsen har vært, og hvor store områder som har vært avsøkt hvert år. Det opplyses imidlertid at feltinnsatsen har variert en del over tid. Tømmerås skriver at det ikke kan utelukkes at enkelte hekkende par ble oversett.

Går vi kritisk igjennom materialet fra Leksvik viser det at antall kjente hekkende par gikk ned fra omlag 4 til 1 par pr. 100 km² i perioden 1950-60 til 1971. Etter 1971 har imidlertid bestanden vært relativt stabil, omkring 1-2 par pr. 100 km². Området kan ha vært tomt for hekkefugl en kort periode på slutten av 1980-tallet, men ut fra opplysningene som er gitt av Tømmerås (1993) kan enkelte hekkende par ha vært oversett.

Det er ikke kjent hvordan bestanden har utviklet seg etter 1993. Bestandsutviklingen i Leksvik har visse likhetstrekk med Vegårshei (nedgang fra 1950 til 1970 og senere stabil bestand), men fordi studieområdet i Leksvik er 5 ganger mindre enn Vegårshei, blir anslagene på hekketetthet langt mer usikre. Det er god grunn til å tro at det var en reell nedgang i den lokale bestanden på 50- og 60-tallet, men materialet etter 1970 gir ikke grunnlag for å konkludere med at bestanden har gått ytterligere tilbake i denne perioden.

Studiene fra Vegårshei og Leksvik er de eneste bestandsundersøkelsene av hønsehauk i Norge som har pågått over lengre tidsperioder med jevnlig takseringer. Selv om den vitenskapelige dokumentasjonen er svakere, og studieområdet vesentlig mindre, for undersøkelsen i Leksvik sammenlignet med Vegårshei, er det grunn til å feste lit til de tallene Tømmerås (1993) presenterer, med de modifikasjonene som er gitt over. Tallene viser da at Vegårshei-bestanden ble redusert til det halve, og Leksvik-bestanden til en tredel, fra 1950-tallet og fram til midten av 1970-tallet, dvs. bestandsnedganger på henholdsvis 50 og 60-70 % over en 20-30 års periode. Etter 1975 har imidlertid begge bestander holdt seg relativt uendret.

Tabell 3. Oversikt over studier av hekkebestand av hønsehauk i Fennoskandia (Norge, Sverige og Finland) i perioden 1940-2003 (jfr. Fig. 7A). Stigningskoeffisienten (β) er basert på log-verdier av bestandstetthet over 10-års klasser. ($\beta = \pm 1$ betyr at bestanden doubles eller halveres på 10 år).

Lokalitet	Referanse	Periode	Antall år	Antall år taksert	β	% nedgang pr. 10 år	P-verdi ¹⁾
(1) Boda, Midt-Sverige	Höglund 1964b	1942-1954	13	12	0.41	33	n.s.
(2) Umeå, Nord-Sverige	Höglund 1964b	1954-1960	7	7	-1.30	-59	n.s.
(3) Vegårshei, Aust-Agder	Lørdahl 1975, Selås, V. 1997c, 1998b, pers. med.	1955-2000	45	~15	-0.10	-7	n.s.
(4) Lardal, Vestfold	Steen 1989	1958-1985	28	3	-0.74	-40	n.s.
(5) Leksvik, Nord-Trøndelag	Tømmerås 1993, 1994	1960-1993	34	~20	-1.06	-52	<0.001
(6) Uusimaa, Syd-Finland	Lindén & Wikman 1983a,b	1974-1981	8	8	-2.14	-77	0.002
(7) Kirkkonummi, Syd-Finland	Forsman 1975, Forsman & Ehrnstén 1985	1977-1984	8	8	-1.00	-50	n.s.
(8) Voss, Hordaland	Bergo 1992	1981-1991	11	2	-1.02	-51	n.s.
(9) Oulu, Nord-Finland	Tomberg 2001	1988-1998	11	11	-0.43	-26	0.03
(10) Varaldskogen, Hedmark	Rolstad & Wegge, upubl.	1994-2003	10	2	-0.29	-18	n.s.
Gjennomsnitt					-0.77	-41	²⁾ 0.007

¹⁾ Log-lineær regresjon. ²⁾ En-gruppe t-test, $H_0: \beta = 0$, $n = 10$.

Lardal, Vestfold, 1958 og 1984 (Steen 1989): I Lardal kommune ble en jeger intervjuet som fikk utlevert skuddpremie for 70 hønsehauker på slutten av 1950-tallet. Han kjente til 13 reirområder, og i ett år - trolig 1958 - var 11 av reirområdene bebodd med unger. I 1984-85 ble det gjennomført en oppsøking av kjente reirområder og søk i tomme territorier. Resultatet ble i alt 6 påviste hekkinger i 1984 og 2 i 1985. Det gis ikke opplysninger om hvor stort område som ble avsøkt, men ut fra naboavstander mellom reir var tettheten på 50-tallet ca. 10 par pr. 100 km², mens det kun var 4.6 og 1.5 par pr. 100 km² i 1984-85. Det opplyses i rapporten at det ble brukt mye tid og ressurser på å sjekke at det ikke hekket fugl mellom allerede kjente lokaliteter i 1984-85 (Steen 1989). Bestandsanslaget fra 1958 er basert på intervju med én jeger som rapporterte tall for ett år. Hvorvidt dette tallet er representativt for bestandsstørrelsen over flere år er usikkert. Vi har likevel valgt å ta med denne undersøkelsen i analysen av bestandsutvikling fordi det oppgis at det ble sjekket grundig for eventuelle nyetableringer i takstene i 1984-85. Med forbehold om at bestandsestimater fra 50-tallet er upresist, antyder undersøkelsen at hønsehaukbestanden på 1980-tallet bare var en tredel av bestanden på 50-tallet. Den brå nedgangen fra 1984 til 1985 kan skyldes at enkelte par ikke gikk til hekking i 1985 og dermed ikke ble registrert som hekkebestand. Det er ikke kjent hvordan bestanden har utviklet seg i dette området etter 1985.

Voss, Hordaland, 1980-1991 (Bergo 1992): En relativt grundig kartlegging av brukte reirområder ble gjennomført i Voss kommune på begynnelsen av 1980-

tallet. I 1991 ble området kartlagt på nytt, og bestandsovervåkingen har pågått fram til i dag. En kartoversikt over brukte reirplasser i den sentrale delen av studieområdet viser at det i 1980 var 10 reirplasser i bruk innenfor et areal på ca. 130 km², mens tallet i 1991 var redusert til 5, hvilket tilsvarer en halvering av hekkebestanden i 10-årsperioden. Av totalt 20 bebodde reirplasser kjent i kommunen på 1980-tallet er det tilsvarende tallet i dag 6-7. Det er brukt mye tid på å lete etter eventuelle nyetableringer (Bergo pers. med.).

Varaldskogen, Hedmark, 1994-2003 (Rolstad & Wegge upubl.): I forbindelse med studier av skogsfugl og hakkespetter i perioden 1979-95 ble det registrert 8 bebodde reirplasser av hønsehauk innenfor et areal på 300 km² (2.7 reir pr. 100 km²). I 2003 ble deler av dette arealet, til sammen 175 km², gjennomløst systematisk på nytt, og 4 bebodde reirplasser ble registrert (2.3 pr. 100 km²). Tre av de gamle reirlokaltetene var snauhagd og ett reir var tatt i bruk av musvåk. To nyetableringer ble registrert, henholdsvis 2 og 3 km fra to gamle lokaliteter. Hønsehaukbestanden synes å ha vært relativt stabil innenfor denne 10-års perioden.

Løten, Hedmark, 1996 (Knoff 1999a): I Løten kommune ble 19 gamle hekke-lokaliteter oppsøkt under arbeidet med ny viltområdeplan. Disse opplysningene var avmerket på gamle viltkart eller kommet fram gjennom ornitologer og lokalkjente. Kun ved 2 lokaliteter ble det registrert hekking i 1996. De fleste av lokalitetene var forlatt p.g.a. hogst av reirtre eller hogst i nærområdene. Et par reirområder var også oppgitt uten at det hadde vært hogd i området. Det går ikke fram hvor mye det ble lett etter nye reir i nærheten av de

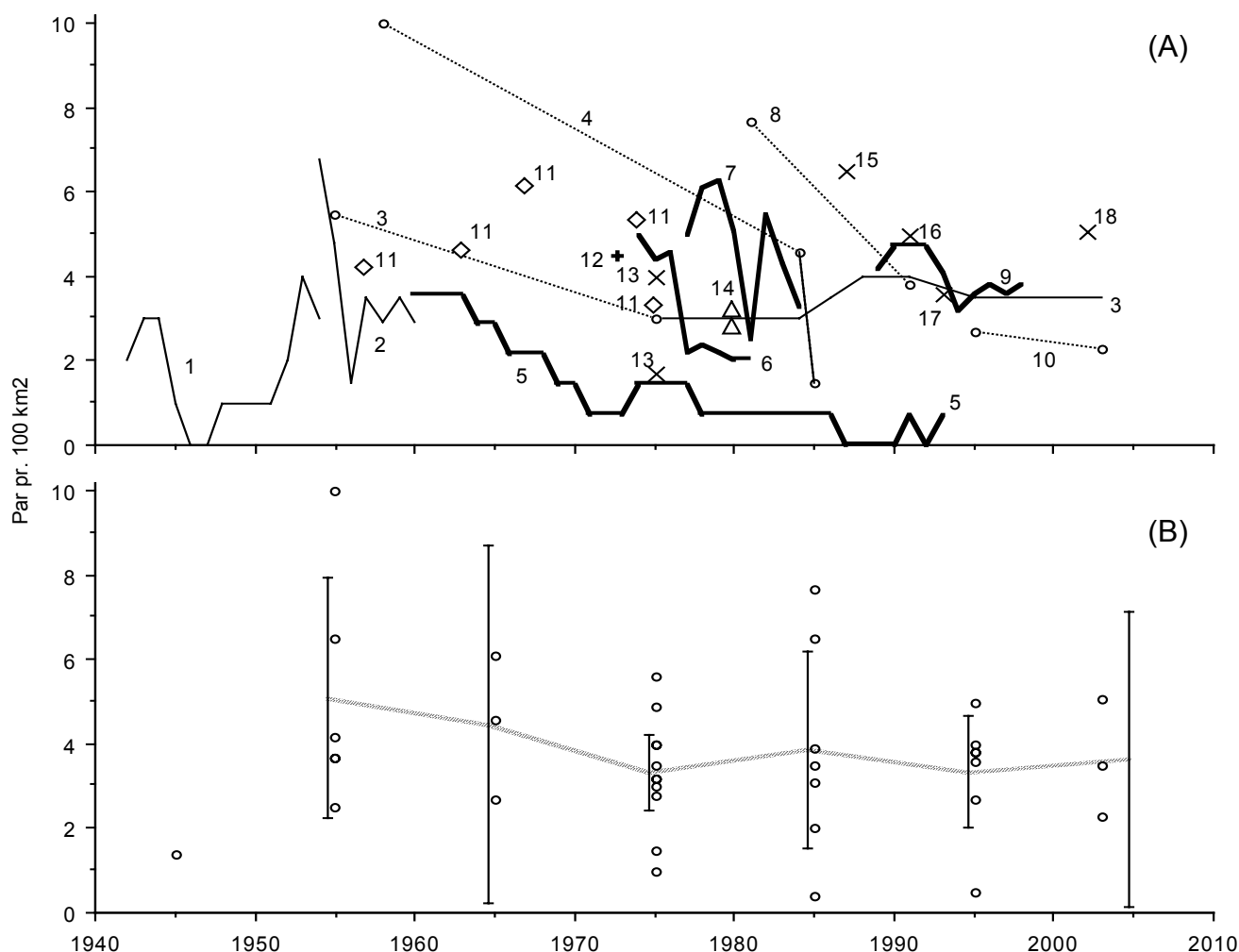


Fig. 7. (A) Oversikt over studier av hekketetthet hos hønehawk i Norge, Sverige og Finland. Stiplede linjer angir perioder uten årlige registreringer. Referanse 1-10 er gitt i Tabell 2. Andre referanser: 11 (Huhtala & Sulkava 1982: beste år i Vest-Finland), 12 (Douhan 1979: Roslagen, Sverige), 13 (Nilsson 1981: Nord- og Sør-Sverige), 14 (Widén 1985b: Grimsö og Ramnäs, Sverige), 15 (Marcström m.fl. 1990: Gotland), 16 (Bergo 1992: Stord), 17 (Overvoll 1994: Bergen), 18 (Steinsvåg 2002: Bømlo og Sveio). (B) Gjennomsnittstall for 10-års perioder med 95% konfidensintervall.

gamle, men ved den ene hekkelokaliteten ble det registrert vellykket hekking i et nytt reir 300 m unna det gamle som ble hogd. Opplysningene på de gamle viltkartene er heller ikke detaljerte nok til å kunne si noe om når de utgåtte lokalitetene eventuelt ble oppgitt. Det går ikke fram hvorvidt de 19 gamle lokalitetene er akkumulerte opplysninger over tid, dvs. hvorvidt de var i bruk på samme tidspunkt. Selv om disse opplysningene indikerer at det har vært en bestandsnedgang, er de ikke presise nok som vitenskapelig dokumentasjon.

Det finnes også noen andre norske opplysninger som i alt vesentlig baserer seg på oppsøking av gamle kjente lokaliteter og angivelse av om territoriet er okkupert eller forlatt (Grønlien m.fl. 1993, Sandvik 1996, Knoff 1999b, Overvoll pers. med.). Studiene kan benyttes til å sammenligne utviklingen av okkupasjonsrate hos hønehawk i ulike områder, gitt at tidsrommet er det samme og at metoden for oppsøking av reir er lik (Gould & Fuller 1995, Siders & Kennedy 1996).

Å fastslå med rimelig sikkerhet at et territorium er forlatt krever intensiv søking etter alternative reir og eventuelle nyetableringer i en radius på flere kilometer fra det forlatte reiret. Uten en systematisk metodikk vil det være problematisk å sammenligne dataene for å angi en bestandstrend.

Det finnes imidlertid noen studier fra Sverige og Finland som synes å være sammenlignbare med våre norske forhold (Fig. 7, Tabell 3). Vi går igjennom disse nedenfor.

Enånger (Boda), Hälsingland, Sverige, 1942-54, og Umeå, Västerbotten, Sverige, 1954-60 (Höglund 1964b): Her rapporteres to undersøkelser av hekkebestand fra Sverige på 1940 og 50-tallet. Ved Enånger (Boda) i Hälsingland var det kjent 7 lokaliteter med hønehawkreir innenfor et areal på 100 km². I perioden 1942-1954 ble det registrert 0-4 hekkende par. Hekkebestanden syntes å variere i et syklisk mønster med topper i 1943-44 og 1953. Höglund opplyser at bestanden trolig var høyere før 1942. Fra 1954 til 1960

ble hekkebestand og ungeproduksjon registrert innenfor et 200 km² stort skogområde utenfor Umeå. Hekkebestanden varierte mellom 3 og 7 par pr. 100 km², med unntak av 1956 som var et svært dårlig år med bare 1.5 par pr. 100 km². Gjennomsnittlig hekketetthet for begge disse områdene i hele perioden på 40- og 50-tallet var 2.5 par pr. 100 km², noe som tilsvarer gjennomsnittlig naboavstand mellom parene på 7 km. Det var ingen tydelig langsiktig trend i bestandsutviklingen i Enånger, mens det for Umeå kunne se ut til at bestanden var nedadgående.

Uusimaa, Syd-Finland, (1969-) 1974-1981 (Lindén & Wikman 1983a, b): Registreringer ble igangsatt innenfor et 500 km² stort område i Syd-Finland i 1969, men man hadde ikke full dekning av studieområdet før i 1974. Fra å ligge på 4-5 hekkende par pr. 100 km² de første 3 årene falt bestanden ned til ca. 2 hekkende par i 1977, for å ligge på det nivået fram til 1981. Nedgangen i bestanden ble satt i sammenheng med en nedgang i jerpebestanden, men når jerpebestanden tok seg opp igjen på slutten av 70-tallet forble hekkebestanden av hønselhauk på et lavt nivå (se kommentarer på s. 20 og 22, og Fig. 19 s. 23). Det er ikke kjent hvordan hønselhaukbestanden har utviklet seg i området etter 1981. Undersøkelsen blir ofte referert til som dokumentasjon på at hønselhaukbestanden har gått tilbake. Undersøkelsen dekker kun en begrenset periode på 8 år men det er likevel en statistisk påviselig nedgang innefor denne korte tidsperioden (Tabell 3).

Kirkkonummi, Syd-Finland, 1977-1984 (Forsman 1975, Forsman & Ehrnsten 1985): Her rapporteres hekkebestand og ungeproduksjon gjennom 8 år i et syd-finsk skogsområde. Studieområdets areal skal i følge Widén (1997) være ca. 130 km². Hekkebestanden varierte i så fall mellom 3 og 6 hekkende par pr. 100 km², og forfatterne konkluderer med at bestanden hadde gått tilbake. Nedgangen er imidlertid ikke statistisk påviselig, og undersøkelsen dekker kun en periode på 8 år.

Oulu, Nord-Finland, 1988-1998 (Tornberg 2001): Her rapporteres bestandsutviklingen i et 1500 km² stort studieområde utenfor Oulu i Finland i perioden 1988-1998. Bestanden varierte mellom 3 og 5 par pr. 100 km², og tallene viser en statistisk sikker nedgang i bestanden på 26 %. Hekketettheten var noe høyere i urbane områder omkring Oulu enn lenger ut i skogstraktene.

Av de 10 undersøkelsene i Fennoskandia som er tatt med i analysen er det bare 4 som har pågått jevnlig over lang nok tid til at de har "statistisk styrke" (jfr. type-II feil s. 5) til å kunne dokumentere en eventuell nedgang i bestanden på >50 % over 10 år (Boda, Vegårshei, Leksvik og Oulu) (Tabell 3). To av disse viser nedganger på henholdsvis 52 % (Leksvik) og 26 % (Oulu). De to andre (Boda og Vegårshei) har ingen statistisk påviselig nedgang. I tillegg til dette viser undersøkelsen i Uusimaa en statistisk sikker nedgang, fordi den der var så sterk som 77 %. Det er imidlertid påfallende mange av undersøkelsene som indikerer nedadgående trender; 7 av 10 viser nedadgående trender på >20 %, mens kun en viser oppadgående trend (Boda). Sannsynligheten for å få et slikt resultatutfall, dersom bestandsutviklingen "i virkeligheten" har vært

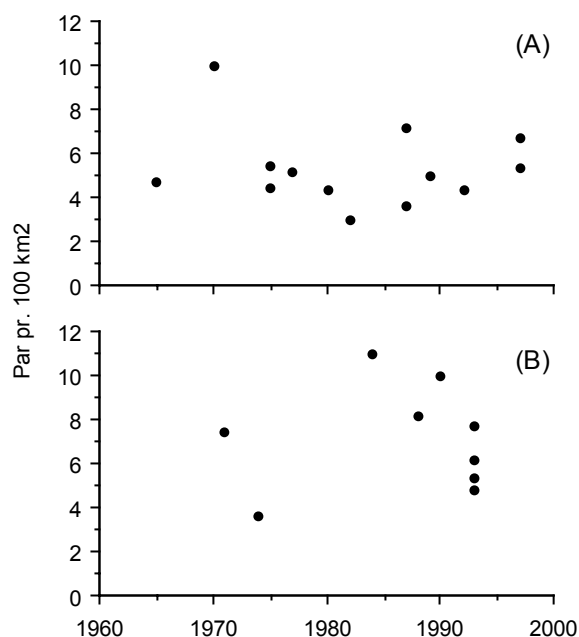


Fig. 8. Studier som viser hekkebestandstetthet (par pr. 100 km²) for hønselhauk i ulike tidsperioder fra (A) Mellom-Europa (gj.snitt. 5.4) og (B) Nord-Amerika (gj.snitt. 7.2). For noen av studiene som har pågått over flere år er gjennomsnittsverdier for 5 års perioder angitt. (Referanser: Europa: Kramer 1972, Bednarek 1975, Link 1981, Dietrick & Ellenberg 1982, Krüger & Lindström 2001, Buhler & Oggier 1987, Kostrzewa & Kostrzewa 1991, Penteriani & Faivre 1997, Penteriani m.fl. 2001. Nord-Amerika: Shuster 1976, Reynolds & Wight 1978, Crocker-Bedford & Chaney 1988, Doyle & Smith 1994, Woodbridge & Detrich 1994, DeStefano m.fl. 1994a, Kennedy 1997).

uendret, er svært liten; omlag 1 på 100 (one-sample t-test, $t = -3.51$, $P = 0.008$). Undersøkelsene er imidlertid spredt ut i tid gjennom hele perioden fra 1950 og fram til i dag (Tabell 3, Figur 7). Bortsett fra studiene i Vegårshei (45 år) og Leksvik (34 år) er alle de andre enten av relativt kort varighet eller ikke omfattende nok til å kunne si noe om en eventuell langsiktig bestandsnedgang (utover 10-års perioder).

Hvis vi derimot sammenstiller studiene kronologisk over tid kan vi vurdere om det er noen langsiktig systematisk trend i materialet (Fig. 7). Her har vi også lagt inn studier som kun har anslått hekketetthet for ett år. En viktig forutsetning for å gjøre en slik analyse er at studiene er jevnt fordelt over tid i forhold til breddegrad, noe vi tidligere har sett stemmer (Fig. 6). Regner vi ut gjennomsnittsverdier for hekketetthet i de ulike studieområdene for hver 10-års periode får vi et datasett som er stort nok ($n = 36$) til at det statistisk sett skulle være mulig å påvise en eventuell bestandsnedgang i størrelsesorden 50 % over 10-års perioder, hvis så er tilfelle. Analysen viser en nedadgående trend fra 50- til 70-tallet, fra 5.1 til 3.3 par pr. 100 km², dvs. en nedgang på 35 % over 20-års perioden (Fig. 7B). Fra 70-tallet og fram til i dag har bestanden vært relativt konstant omkring 3.5-4.0 par pr. 100 km². Analysen viser at nedgangen ikke er statistisk sikker (ANOVA, $F = 0.83$, $P = 0.54$). Oppsummert kan vi derfor slå fast at selv om

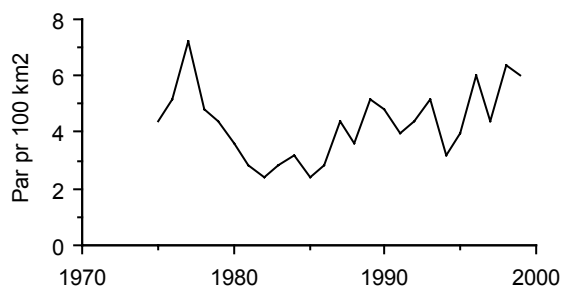


Fig. 9. Hekkebestandstetthet hos hønehawk i et 250 km² stort skogområde (52° N) i Tyskland (Etter Krüger & Lindström 2001).

mange av enkeltstudiene indikerer nedadgående trender er det ingen statistisk sikker påviselig langsiktig nedgang i bestandsstørrelsen.

Sammenstillers vi studier fra Mellom-Europa på samme måte er det heller ikke her noen klar trend (Fig. 8A). En langtids undersøkelse fra Tyskland viser imidlertid at hekkebestanden der gikk noe ned på slutten av 1970-tallet helt frem til midten av 1980-tallet, for deretter å øke opp til omtrent samme nivå som før nedgangen (Krüger & Lindström 2001; Fig. 9). I Nord-Amerika er det for få studier fra 1960-70-tallet til å si noe om bestandstrender (Fig. 8B, Kennedy 1997).

3.3 Demografiske data

Endring i populasjonsrate (λ lambda)

En populasjons vekstrate (λ lambda) kan i prinsippet estimeres med høy grad av presisjon dersom metodikk og intensitet ved innsamling av data er grundig. Lambda er beregnet for flere arter basert på merking-gjefangst metodikk. Mest kjent er nok den nordamerikanske Northern Spotted Owl (*Strix occidentalis caurina*) (Burnham m.fl. 1996). Erfaringene viser at det kreves store ressurser for å estimere λ fra merking-gjefangst data. Det trengs store datamengder for å eliminere usikkerhet og det har vært vanskelig å kontrollere innvandring og utvandring uten bruk av radiotelemetri (Burnham m.fl. 1996). Telemetristudier gir større demografisk presisjon (Kennedy 1997). Kenward m.fl. (1999) er den eneste undersøkelsen vi kjenner til som har hatt gode nok data til å beregne λ for hønehawk. De viser at populasjonen på Gotland var stabil i perioden 1980-87 ($\lambda \sim 1$). Reynolds m.fl. (1994) rapporterte det som sannsynligvis er den mest intensive demografiske undersøkelsen av hønehawk i Nord-Amerika. Deres studieområde var i stor grad isolert fra omliggende haukebestander, hvilket reduserte innflytelsen av innvandring og utvandring. Likevel viste det seg at det ikke var gode nok data for aldersbestemt overlevelse til å beregne λ (Kennedy 1997, 1998, Crocker-Bedford 1998, Smallwood 1998).

Dødelighetsmønstre

Endringer i dødelighetsraten (f. eks. p.g.a. miljøgifter og jakt) kan settes i sammenheng med en bestandsnedgang, men dødelighet alene gir sjelden noe godt mål for

bestandsutvikling. Dødelighet er en parameter som historisk har stått i fokus ved vurdering av bestandsutvikling hos rovfugler (Newton 1979). På basis av gjenfunn av ringmerket fugl kan man beregne dødelighetsrater for ulike aldersklasser i tillegg til angivelse av dødsårsak. Selv om det finnes mange studier som har beregnet dødelighet (eller overlevelse) i ulike aldersklasser (Sollien 1978, Rytman 1993, Halley 1996, Kenward m.fl. 1999, Nygård m.fl. 2001b) (Tabell 1), har vi ikke funnet studier som beskriver endringer i dødelighet over lengre tid.

Når det gjelder dødsårsaker ble forholdene endret med fredningen i 1971. Sollien (1978) fant ut på bakgrunn av gjenfangstdata av ringmerket fugl at hønehawk som ble skutt utgjorde i gjennomsnitt 44 % av alle fugler som ble merket og gjenfunnet i perioden 1936-1976. Nygård m.fl. (2001b) analyserte dødsårsaker fra ringmerkingsdata før og etter fredningen, og fant at skutt fugl var redusert fra 55 % før 1971 til omlag 5 % etter. Sollien (1978) viste at de fleste fugler som ble skutt var ungfugler på vandring, altså en aldersklasse som uansett har en meget høy dødsrate (Tabell 1, Höglund 1964b, Haukioja & Haukioja 1970, Saurola 1976). Selv om andelen skutte fugler er redusert til et minimum, trenger ikke dette å ha hatt noen betydning for bestandsutviklingen. I følge Nygård m.fl. (2001b) har dødsårsaker grunnet sult, sykdom, uhell og forurensning økt i omfang etter fredningen.

I Nord-Amerika er det vist at ungedødelighet ved reiret kan varierer fra 10 til 30 % i to påfølgende år (Ward & Kennedy 1994, 1996). Data for dødelighet hos voksen fugl er tilgjengelig i to studier fra Nord-Amerika; nordlige California i perioden 1983-92 (DeStefano m.fl. 1994b) og nordlige New Mexico i perioden 1984-1995 (Kennedy 1997). Begge studiene estimerer dødelighet ved bruk av merking-gjefangst metoder. Studiene viser at dødeligheten i de ulike aldersklassene kan varierer stort fra år til år. Årlig dødelighet for voksen fugl varierte fra 7 til 65 % for hunner og 6 til 80 % for hanner (Destefano m.fl. 1994b, Kennedy 1997). I disse studiene fra Nord-Amerika var det ikke mulig å identifisere en dødelighetstrend i løpet av undersøkelsesperiodene på henholdsvis 10 og 12 år (Kennedy 1997).

Produksjon

Okkupasjonsrate: Mange rovfugler avstår fra å hekke enkelte år av ulike grunner (Hagen 1952, Newton 1979), og dette er også dokumentert for hønehawk (Kenward m.fl. 1999). Hvis man innenfor et større skogareal har god kjennskap til hekke lokalitetene (og alle reirtrærne), og dermed de ulike territoriene, kan en oppsøking av disse gi informasjon om fuglene hekker eller ikke dette året. For at et territorium skal være bebodd/okkupert, må det tilfredsstille ett av følgende forhold: observasjon av individer med territoriell atferd, grønn kvist på reiret eller aktivitet ved reiret. Okkupasjonsraten angis i prosentandel av totalt antall kjente territorier. I eksemplet fra Steen (1989) var det i 1958 11 okkuperte territorier av i alt 13 kjente, dvs. en okkupasjonsrate på 85 %. Fra Bergen rapporterer Overvoll (1994) en variasjon i okkupasjonsrate på 55-82 % i perioden 1992-

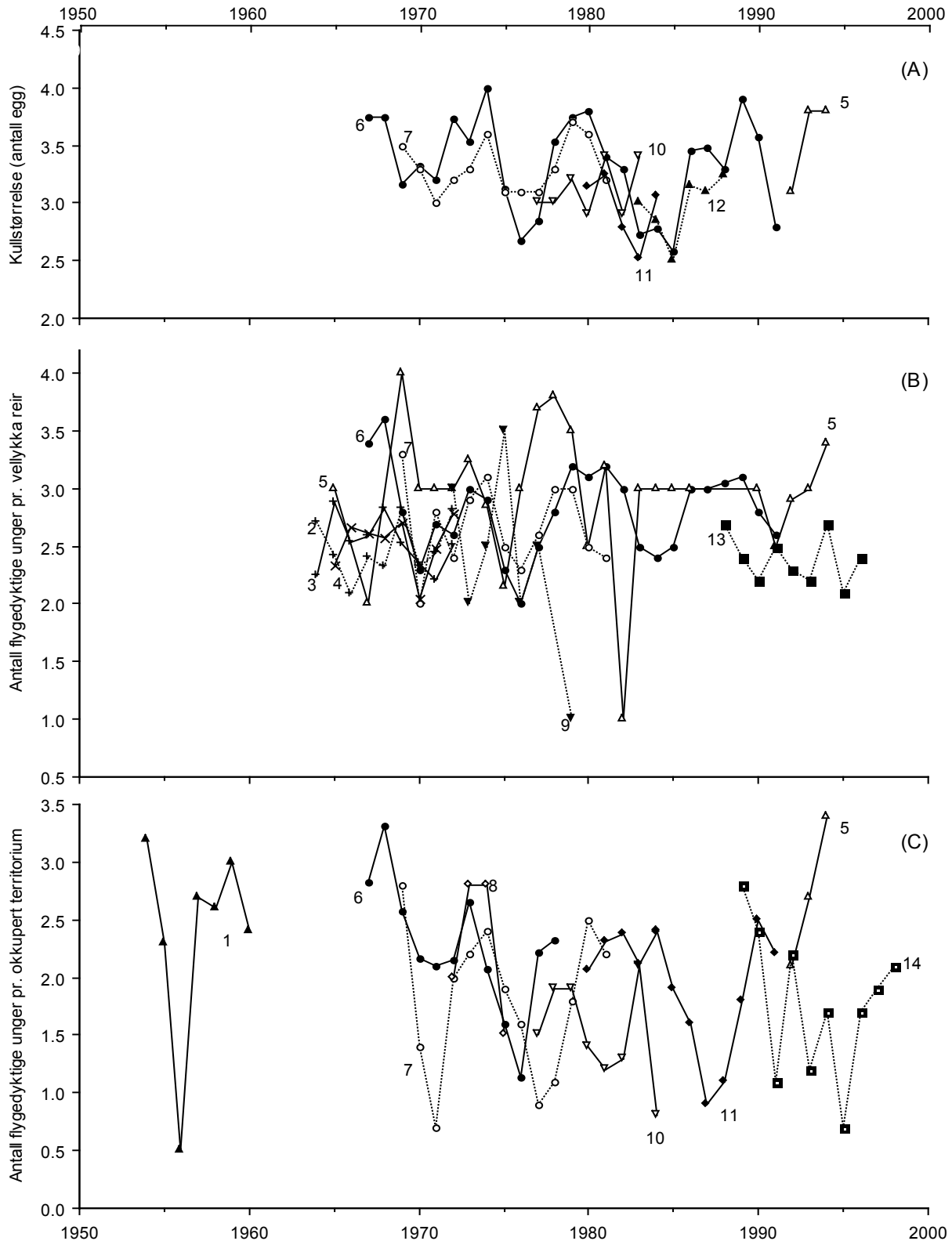


Fig. 10. Oversikt over trender i kullstørrelse (A) og ungeproduksjon (B og C) hos hønsehauk i Fennoskandia. Ungeproduksjonen er vist som (B) antall flygedyktige unger pr. vellykka reir (minst en unge) og (C) antall flygedyktige unger pr. okkupert territorium. Gjennomsnittstall: 3.3 egg, 2.6 unger i vellykka reir, og 1.8 unger pr. okkupert territorium. Referanser: 1 (Höglund 1964b), 2, 3, 4 (Lindén & Wikman 1980), 5 (Overvoll 1994), 6 (Huhtala & Sulkava 1982, Sulkava m.fl. 1994), 7 (Lindén & Wikman 1983b, Wikman & Lindén 1982), 8 (Lørdahl 1975), 9 (J. Rolstad, upubl. fra Sigdal), 10 (Forsman & Ehrnsten 1985), 11 (Kenward m.fl. 1999), 12 (Tornberg & Sulkava 1991), 13 (Selås & Steel 1998), 14 (Tornberg 2001).

1994. Bergo (1992) observerte en økende trend i okkupasjonsraten i Hordaland i perioden 1983-1991, fra omlag 33 % til 63 %.

Data fra et skogområde i Syd-Finland viser en negativ trend for okkupasjonsrate på 1970-tallet (Lindén & Wikman 1983a, b). I tre langtidsstudier hentet fra Nord-Amerika (minimum fire års data), var okkupasjonsraten ganske lik i områdene New-Mexico, Uta og California, henholdsvis 74.4 %, 74.7 %, 74.0 % (Kennedy 1997). Sammenligning av okkupasjonsrater mellom forskjellige studier kan imidlertid være problematisk fordi intensitet i søking etter voksne fugler vil gi direkte utslag i antall okkuperte territorier som oppdages. Det er metodisk vanskelig å slå fast at et territorium på 30-100 km² faktisk er tomt. På generelt grunnlag kan det også innvendes at okkupasjonsrate er en lite presis demografisk parameter. Spesielt i situasjoner der en bestand er i endring vil størrelse og lokalisering av territorier kunne forandre seg fra år til år. Riktigere blir det da å angi andelen av bestanden som hekker eller gjør hekkeforsøk. Dette krever at man registrerer alle reir hvor det legges egg. Dersom kullet oppgis, eller reiret blir røvet vil imidlertid eggene ofte forsvinne raskt, og hekkeforsøket blir oversett. Vi kjenner ikke til at okkupasjonsrate eller andel hekkende fugl er registrert systematisk over lengre tid i perioden 1950-2000. Det er derfor ikke mulig å fastslå om disse demografiske parametrene har endret seg i denne perioden.

Hekkesuksess: Det kan gå galt under hekking både i egg- og ungeperioden. Hekkesuksess uttrykkes som antall vellykkede hekkinger (minst en flygedyktig unge) i prosent av totalt antall hekkeforsøk. Det er begrenset datamateriale fra alle regioner til å angi noen sikker utvikling for hekkesuksess. Lindén & Wikman (1983a, b) observerte en nedgang i hekkesuksess på 1970-tallet. Kennedy (1997) fant fra Nord-Amerika ingen påviselige nedgang i hekkesuksess i to hønsheukpopulasjoner i Nord-Amerika (12 og 7 års studier). Midlere hekkesuksess varierer fra 0.52 til 0.79 i Europa (Wendland 1958, Newton 1979, Lindén & Wikman 1983a, b, Widén 1985a, Overvoll 1994, Penteriani 1997, Kenward m.fl. 1999), og fra 0.47 til 0.94 i Nord-Amerika (se Kennedy 1997).

Kullstørrelse: Kullstørrelse angis som antall lagte egg. Dette er registrert i endel finske studier (Huhtala & Sulkava 1982, Wikman & Lindén 1982, Lindén & Wikman 1983a, b, Forsman & Ehrnsten 1985, Tornberg & Sulkava 1991, Sulkava m.fl. 1994) men vi kjenner bare til en norsk undersøkelse (Overvoll 1994). Ingen av enkeltstudiene viser noen klar trend, men sammenstillt vi alle undersøkelsene finner vi at kullstørrelsen avtar noe på 70-tallet (15 %) for så å øke igjen på 80- og 90-tallet (Fig. 10A). Gjennomsnittet kullstørrelse ligger på 3.3 egg. For hele perioden er det ingen langsiktig trend, men det er påfallende at flere av studiene synes å samvariere i et syklisk mønster. Dette kommer vi tilbake til i kapittel 4.1 om næringstilgang (s. 19).

Ungeproduksjon: Ungeproduksjon er det demografiske målet som oftest er registrert i hønsheukundersøkelser. Tall for ungeproduksjon kan defineres på flere nivåer, som middeltall i forhold til (1) okkuperte territorier, (2) antall hekkeforsøk eller

eggleggende par, eller (3) antall vellykkete hekkeforsøk, dvs. reir med en eller flere store flygedyktige unger. Det siste målet er det som oftest blir angitt fordi man har sjekket reiret kun en gang, gjerne i forbindelse med ringmerking av ungene. I det siste tilfellet vet man ikke hvor mange par som ikke hekker, eller som har lagt egg men oppgitt reiret seinere, eller hvor mange reir som er røvet. I Fig. 10 har vi sammenstilt de studiene fra Fennoskandia som har rapportert ungeproduksjon, enten som antall unger pr. vellykket hekking (B) eller som antall unger pr. okkupert territorium eller hekkeforsøk (C). Ungeproduksjonen i vellykkede reir viser ingen trender, verken for enkelte studier eller for hele materialet sett under ett. Gjennomsnittet for perioden 1965-1996 ligger på 2.6 flygedyktige unger pr. vellykket hekking. Ser vi på ungeproduksjonen pr. okkupert territorium/hekkeforsøk faller denne kurven noe fra 1950 til 1980 (ca. 30 %), for så å holde seg konstant fra 1980 til i dag. To undersøkelser bidrar til nedgangen i første del av perioden. Den ene er fra vestre Finland (Huhtala & Sulkava 1982) som viser en synkende produksjon fra 3 til 2 unger pr. hekkeforsøk i perioden 1967-1978. Den andre er fra Umeå i Sverige som viser en relativt høy produksjon på 2.7 unger pr. hekkeforsøk i perioden 1954-1960, med unntak av 1956 som var et ekstremt dårlig år der kun 2 av 10 par gikk til hekking og kun 1 unge ble produsert (Höglund 1964b). For de andre undersøkelsene ligger ungeproduksjonen stabil omkring 1.8 pr. hekkeforsøk.

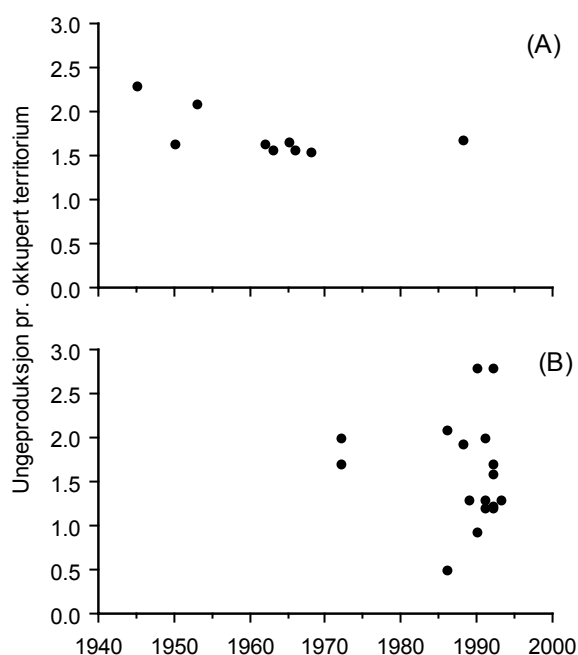


Fig. 11. Studier som viser årlig ungeproduksjon (utflydde unger pr. okkupert territorium) fra (A) Mellom-Europa (gj.snitt. 1.7 unger) og (B) Nord-Amerika (gj.snitt. 1.6 unger). Tallene er gjennomsnitt for 5 års perioder. (Referanser: Europa: Wendland 1953, Kramer 1972, Penteriani 1979, Sollien 1979. Nord-Amerika: McGowan 1975, Reynolds & Wight 1978, Crocker-Bedford 1990, Bull & Hohmann 1994, DeStefano m.fl. 1994a, Doyle & Smith 1994, Reynolds m.fl. 1994, Woodbridge & Detrich 1994, Young & Bechard 1994, Kennedy 1997).

Ingen av enkeltstudiene av ungeproduksjon viser noen statistisk sikker trend. Det er heller ingen påviselige statistiske trender når datasettene fra hele Fennoskandia vurderes samlet for hele perioden. For Norge er materialet for lite til å gjøre en slik vurdering. Når det gjelder tendensen til nedgang i ungeproduksjon pr. okkupert territorium fra 1950 til 1980 skal vi være forsiktige med å tolke dette resultatet. Flere av studiene er lite presise når de rapporterer hvorvidt de har beregnet ungeproduksjon på basis av okkuperte territorier, hekkeforsøk, eller påbegynt hekking. Enkelte år kan mange territorielle haukepar unnlate å gå til hekking, og dette vil gi store utslag i gjennomsnittstall for ungeproduksjonen.

Dataene fra Mellom-Europa synes å vise samme mønster som for Fennoskandia (Fig. 11A). I Nord-Amerika er det også for ungeproduksjon svært få eldre studier, og det er derfor vanskelig å angi en trend (Fig. 11B). Kennedy (1997) fant imidlertid ingen statistisk påviselig nedgang i produktiviteten i to bestander i Nord-Amerika (12 år og 7 års studier).

Innvandring, utvandring og sesongtrekk

Det er ikke tilgjengelige data som beskriver langtids trender i inn- og utvandringrater for hønsehauk. Det har imidlertid lenge eksistert store datamengder fra observasjon av trekkende (migrerende) fugler, og det har naturlig nok vært ønskelig å se antall vandrende fugl i sammenheng med populasjonsstørrelsen. Bruk av migrasjonstall for å estimere bestandsstørrelse og derav trender i bestandsstørrelse over tid er omdiskutert (Bildstein 1998). En slik modell forutsetter en kjent (gjærne linear) sammenheng mellom migrasjonsrate og den virkelige bestandsstørrelsen (Bednarz m.fl. 1990). En slik sammenheng er ikke dokumentert i noen av regionene for hønsehauk i Nord-Amerika, og det er en vanlig oppfatning at endringer i antall trekkende fugl i større grad reflekterer årlige variasjoner i næringstilgang enn reelle bestandsstørrelser (Kennedy 1998). Fra Fennoskandia finnes det flere studier på vandringer hos hønsehauk (Höglund 1964b, Sollien 1978, Marcström & Kenward 1981b). Unge hauer har en sterk tendens til å vandre sørover eller mot kysten (Höglund 1964b, Sollien 1978), men det er uklart om denne adferden er genetisk betinget eller styrt av næringsmangel vinterstid (Marcström m.fl. 1990). I tillegg er det antydning at eldre hønsehauker legger ut på vandring i år med næringsmangel (Marcström m.fl. 1990). Det har derfor vist seg vanskelig å finne en sammenheng mellom migrasjonsrate og bestandsstørrelsen for hønsehauk.

3.4 Hva forteller skuddpremiestatistikken?

I perioden 1846-1971 ble det til sammen utbetalt 331.349 skuddpremier på hønsehauk i Norge, noe som tilsvarer et middeltall for hele perioden på 2420 skutte hønsehauker pr. år (Fig. 12) (Statistisk Sentralbyrå 1978). Til sammenligning er det fra Finland rapportert et midlere skuddpremietall på omlag 5000 hønsehauker pr. år i den samme perioden (Moilanen 1976). Skuddpremiestatistikken er tolket i flere andre studier,

bl.a. av Munthe-Kaas Lund (1950), Sollien (1979) og Selås (1997d). Rundt århundreskiftet, i 30-års perioden 1885-1915, ble det i gjennomsnitt felt 4500 hønsehauker pr. år, og enkelte år over 5000. Dersom vi grovt anslår det totale arealet med "hønsehauk-skog" i Norge til 100.000 km² gir dette 4-5 felte hauer pr. 100 km² hvert år. Ser vi bort fra periodene 1933-36 og 1940-45, da utbetalingene var svært begrenset, varierte fellings-tallene mellom 3000 og 5000 felte hønsehauker fram til 1950. Etter 1950 viser statistikken en svært markert nedgang fram til 1971 da fredningen ble innført. Denne nedgangen sammenfaller i tid med omleggingen til bestandsskogbruk.

Skuddpremiestatistikken er presentert på tre forskjellige geografiske skalanivåer i Fig. 12, 13 og 14. I Fig. 12 er den landsomfattende statistikken vist for perioden 1870 til premieringen opphørte i 1971. I Fig. 13 er statistikken brutt ned i 6 regioner (Nord-Norge, Trøndelag, Vestlandet, osv.) for perioden 1900 til 1971 og arealjustert til antall felte hauer pr. 100 km². I Fig. 14 har vi plukket ut 9 mindre avgrensede områder basert på de kommunale oppgavene fra 1925 til 1971. Også her er statistikken vist som felte hauer pr. 100 km² for at vi lettere skal kunne sammenligne områdene. Vi skal her belyse to aspekter ved skuddpremiestatistikken: Gir den grunnlag for å fastslå (1) at det har vært en sterk nedgang i bestanden fra 1950 til 1971? og (2) at hønsehaukbestanden var vesentlig større før og fram til 1950 enn den er i dag?

Vanskeligheten med å tolke skuddpremiestatistikk er at man ikke har et referansegrunnlag å tolke resultatene ut i fra. Vi vet med andre ord ikke om beskatningen har reflektert bestandsstørrelsen. Vi skal derfor først se på noen mulige feilkilder:

(1) *Fellingsstatistikken kan reflektere den årlige produksjonen*: Sannsynligvis var det flest ungfugler som ble tatt, i og med at premien var den samme for voksen og gammel fugl. Store unger var lette å få tak i ved å oppsøke reirene før de var flygedyktige. Mange voksne fugler ble også skutt ved reiret, men de var mer sky og slapp sannsynligvis oftere unna. I vinterhalvåret var det også mest unge streifende fugler som ble tatt (Sollien 1978). Dette går tydelig fram av skuddpremiestatistikken for Lista og Romerike, områder som trolig mottok mye trekkende ungfugl om vinteren (Fig. 14). I enkelte år som 1948, 1958 og 1959 ble det felt 4-5 ganger så mye hønsehauk som ellers. Dette viser at statistikken ikke behøver å si så mye om størrelsen på hekkebestanden i de kommunene der fuglene ble felt.

(2) *Fellingsstatistikken kan reflektere realverdien av skuddpremien*: Realverdien av skuddpremien varierte mye. Hvis vi f.eks. regner med 4 kr. premie fram til 1932 (hvilket ikke var uvanlig der statens utbetaling på 2 kroner ble supplert med ekstra bonus fra lokale foreninger; I. Selås 1998), og 10 kr. premie etter 1945, gir dette en samvariasjon mellom skuddpremie (omregnet i dagens verdi) og antall felte hauer på 39 % ($R^2 = 0.39$, $F = 36.2$, $P < 0.001$). Avgrenser vi perioden til 1950-71 er det en samvariasjon på 89 % ($R^2 = 0.89$, $F = 164.6$, $P < 0.001$) (Fig. 12).

(3) *Fellingsstatistikken kan påvirkes av at mange kommuner etter hvert sluttet å utbetale skuddpremier etter 1932*. Effekten av dette er mest markert for de

nordligste fylkene, men den er også påtagelig i Trøndelag (Fig. 13). I Nordland var det f.eks. nesten bare Leka og Rana kommuner som rapporterte inn skuddpremiestatistikk etter 1950. Denne feilkilden er det korrigert for i de kommunevise oversiktene i Fig. 15 der bare kommuner som har rapportert statistikken er tatt med.

(4) *Fellingsstatistikken kan reflektere endringer i folks holdninger*: Etter 1950 skjedde det gradvis en endring i folks holdninger til rovfugl, bl.a. på grunn av Yngvar Hagen's bok "Rovfuglene og Viltpleien" som kom ut i 1952. Tidligere hadde man sett på hønsehauken som en viktig begrensende faktor for småviltbestandene. Yngvar Hagen tok til ordet for et syn der rovfuglene ble tillagt en mer nyansert økologisk rolle.

(5) *Fellingsstatistikken kan reflektere at nye reir var vanskelige å finne*: Etter 1950 ble mange av de gamle kjente reirlokaltetene hogd som følge av flatehogster. De som skulle felle hønsehauk visste dermed ikke lenger hvor de gamle reirene var og måtte lete seg fram til eventuelle nye hekkelokalteter. Det var også stadig færre som hadde sitt arbeid og virke i skogen. I sterkt hogde skoger kan det imidlertid tenkes at restbestand med aktuelle nye reirplasser ble mer avgrenset og på den måten lettere å avspore.

Det er mye som taler for at fellingsstatistikken i større grad reflekterer årlig ungeproduksjon enn størrelsen på hekkebestanden (punkt 1). Videre er det klart at punkt 2-4, og delvis punkt 5, alle bidrar til å forsterke inntrykket av en bestandsnedgang etter 1950. Spørsmålet er om vi i denne sammenheng kan bruke skuddpremiestatistikken for spurvehauk som sammenligningsgrunnlag. I hele perioden før 1950 ble

det skutt mer spurvehauk enn hønsehauk (Fig. 12). Dette stemmer overens med at spurvehauken har mindre hekketerritorier, og dermed opptrer med høyere bestandstetthet (Newton 1979). Etter 1950 snudde dette seg og det ble i hele perioden fram til 1971 felt flere hønsehauker enn spurvehauker. Dersom fellingsstatistikken skulle kunne brukes som mål på bestandsstørrelsen innebærer det i så fall at hønsehauken, relativt sett, skulle ha blitt vanligere enn spurvehauken etter 1950. Men også her kan det være feilkilder. Spurvehauken var mye mer utsatt for miljøgifter enn hønsehauken på denne tiden (Newton 1979, 1986, Wallin 1984). Det kan derfor ha vært en reell nedgang i spurvehaukbestanden i perioden 1950-71. I mange kommuner ble nok også spurvehauken premiert lavere enn hønsehauken, relativt sett, i forhold til perioden før 1950. Mange spurvehauker kan derfor ha blitt innrapportert som hønsehauk. Generelt var nok også interessen for fangst av rovfugl avtagende og fordi spurvehauken ikke ble sett på som noen viktig "konkurrent" av jegerne kan den derfor ha blitt mindre etterstrebet.

De fylkesbaserte regionvise fellingstallene viser en avtagende gradient i fellingstallene fra syd til nord (Fig. 13). En tilsvarende trend ville vi også ha funnet hvis vi gikk fra lavlandet opp i fjellet (se f.eks. Newton 1979). Vi merker oss at for Sørlandet og sørlige Østlandet (omkring Oslofjorden) er avskytingstallene jevnt over høyere i perioden 1950-1960 sammenlignet med tiden før 1932. (Perioden 1932-1945 er dårlig belagt med statistikk på grunn av omlegging til kommunal premierung og forbud mot jakt under krigen). Grunnen til at avskytingstallene for Sørlandet og Oslofjord-

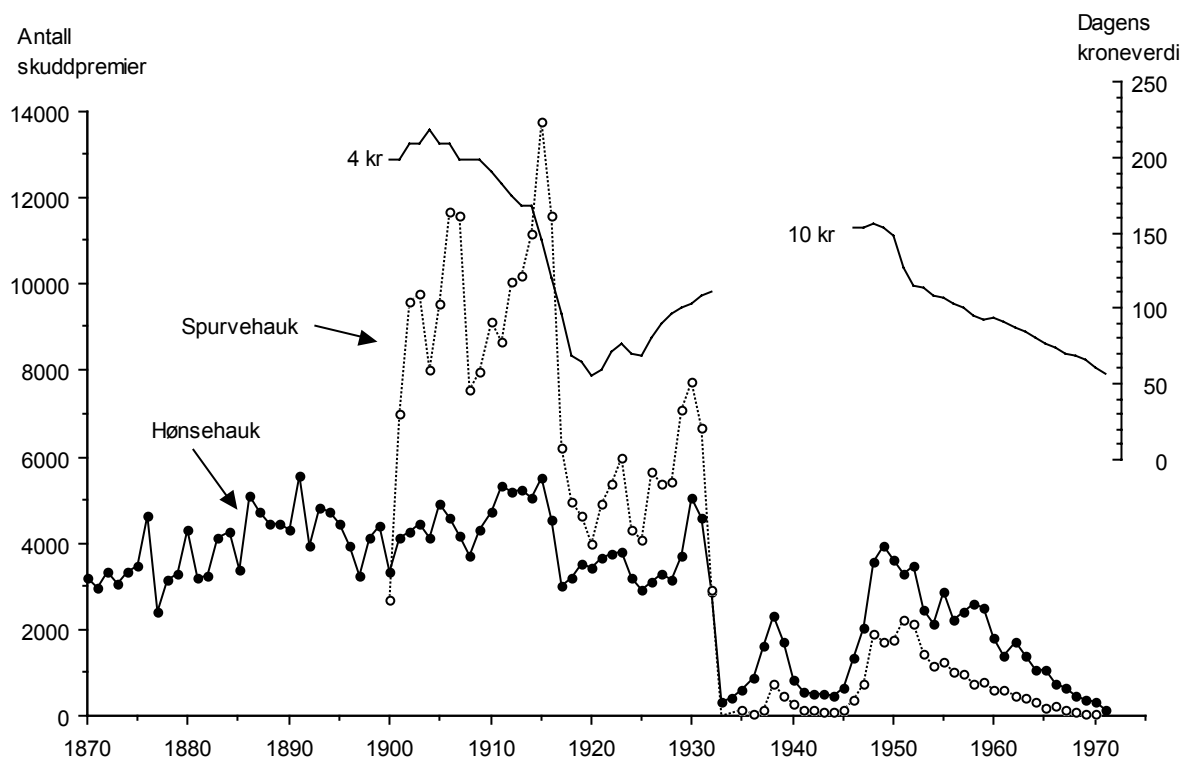


Fig. 12. Skuddpremiestatistikk for hønsehauk og spurvehauk i perioden 1870-1971, samt nåverdien av en skuddpremie på 4 og 10 kr for hønsehauk. Dagens kroneverdi er beregnet ut fra konsumprisindeksen. (Statistisk Sentralbyrå 1978).

regionen ligger høyt på 50-tallet kan skyldes at det ble felt mange trekkende ungfugler om vinteren. For de andre regionene ligger avskytingen stort sett lavere etter 1950, men vi ser også her en liten topp omkring 1950. Det er stor variasjon mellom de forskjellige regionene og det er vanskelig å trekke noen felles konklusjon om langsiktige trender.

Ser vi på de mer lokale interkommunale områdene er det også stor variasjon i materialet (Fig. 14), men vi legger merke til at typiske landbruksregioner som Hedmarken og Romerike begge viser en stigende avskyting fra 1925 til 1960. Mens typiske skogdistrikter som Solør-Odal, Sigdal-Numedal og Lierne viser en jevnt avtagende avskyting i samme periode, er det andre skogdistrikter som Totenåsen og Vegårshei som viser oppadgående trender. Felles for alle regionene er at de viser en markert nedgang i fellinger fra 1960 til fredningen i 1971. Dette gjelder også den ytre kystregionen på Vestlandet der bestandsskogbruket har hatt en svært begrenset betydning.

Litteraturgjennomgangen tidligere har vist at tettheten av hønsehauk i skogstrakter i sentral og sør Fennoskandia i gjennomsnitt kan ha ligget omkring 4 par pr. 100 km² skog på 1950-tallet. Ser vi på fellingsstatistikken i typiske skogstrakter, f.eks. Sigdal-Numedal, Solør-Odal og Totenåsen, varierer avskytingen fra 1925 til 1950 fra 2 til 5 fugl pr. 100 km², med et gjennomsnittstall for hele perioden på 3.2 (Fig. 14). Tar vi utgangspunkt i 4 hekkende par pr. 100 km², og forutsetter at 30 % av ungene og 10 % av de voksne ble felt, gir dette et uttak på 3.2 fugl og en stabil hekkebestand. Her har vi lagt til grunn en naturlig dødelighet på 20 % på voksne og 60 % på ungfugl, samt en gjennomsnittlig ungeproduksjon på 2 flygedyktige unger pr. par. Reduserer vi naturlig dødelighet til 10 % hos voksne og 50 % for ungfugl første året, samt øker gjennomsnittlig ungeproduksjon til 2.5 unger pr. par, vil bestanden øke med 20 % pr. år med et uttak på 4 fugl pr. 100 km². I begge disse regnestykkene har vi også forutsatt at ett-åringene er kjønnsmodne og går til hekking første året.

Vi kan gå den andre veien og forutsette at bestanden var dobbelt så stor som den er i dag, dvs. 7 par pr. 100 km². Med en gjennomsnittlig ungeproduksjon på 2 unger pr. par gir dette: $7 \times 2 = 14$ flygedyktige unger, dvs. totalt 28 hønsehauker pr. 100 km² i august. Dersom 1 voksen (7 %) og 4 unger (29 %) blir skutt og den naturlige dødeligheten er 20 % hos voksne og 60 % hos ungfuglene over vinteren, sitter vi igjen med 10 voksne og 4 ettåringer neste år, dvs. 7 par hønsehauk. Hvis vi bruker 100.000 km² som et grovt anslag på totalarealet med hønsehauk-skog for hele landet, vil eksemplene over representere totale fellingstall på henholdsvis 3200, 4000 og 5000 fugl pr. år.

Det er flere usikkerhetsmomenter i disse regnestykkene, bl.a. i hvilken grad ett-åringer hekket, og i hvilken grad jaktuttaket av hauk påvirket den naturlige dødeligheten (additiv vs. kompenserende dødelighet). Hensikten har vært å få frem at under gitte forutsetninger kunne en hekkebestand på la oss si 4 par

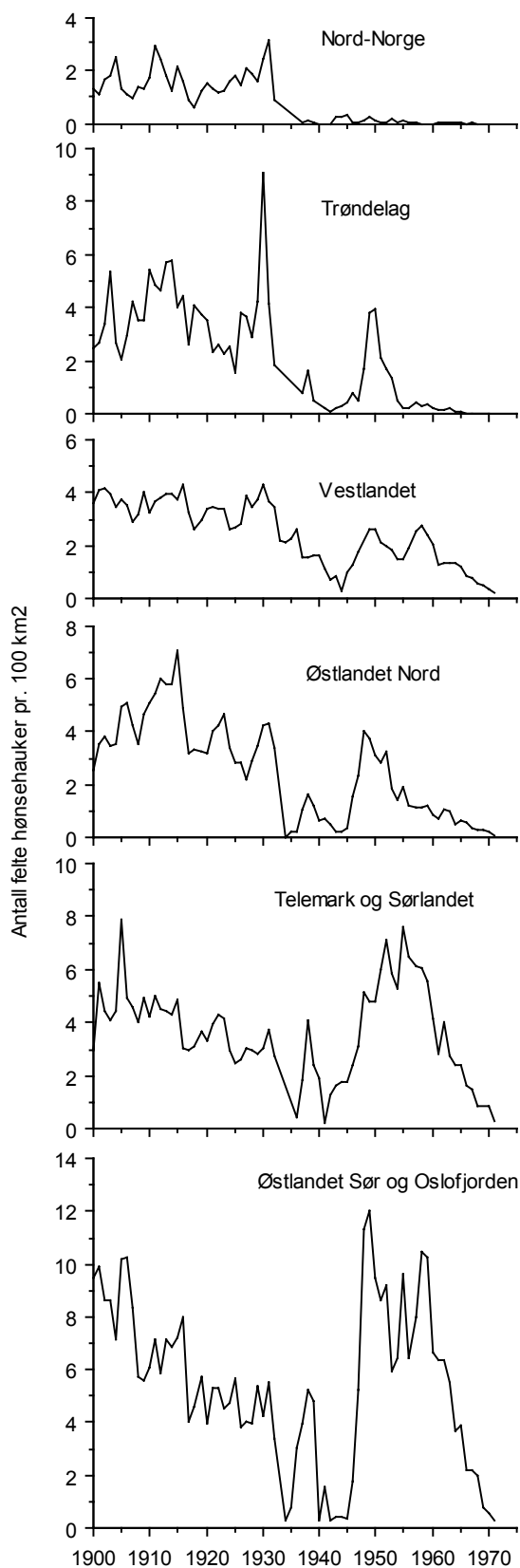
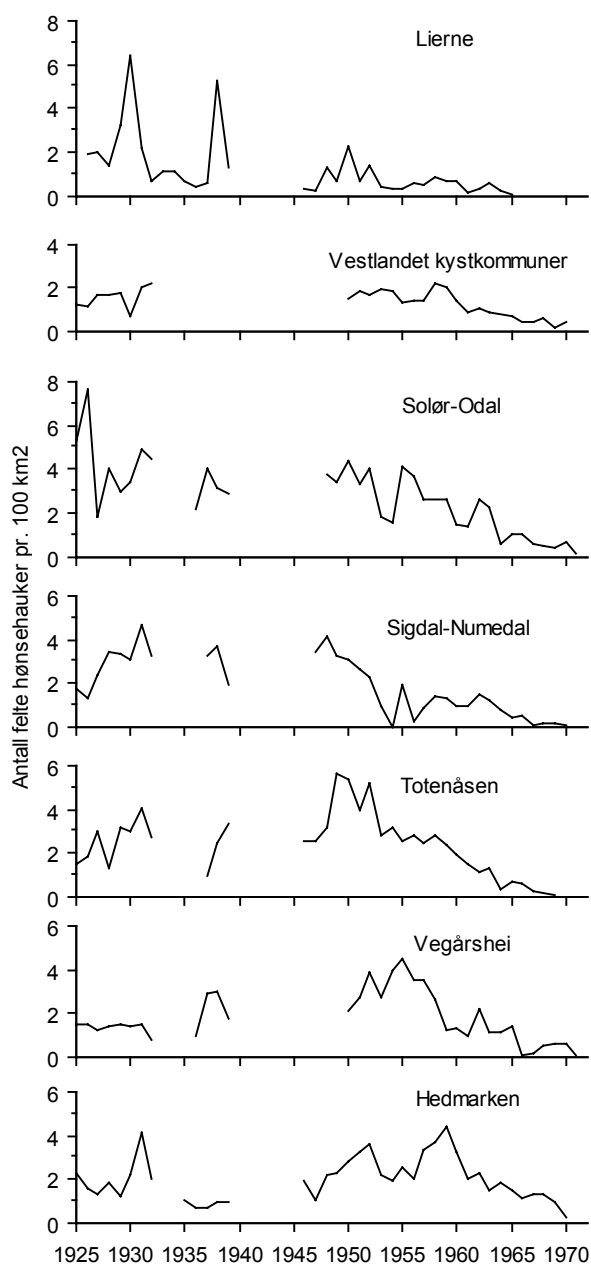


Fig. 13. Antall skuddpremier for hønsehauk i forskjellige regioner av Norge i perioden 1900-1971. Tallene er standardisert til antall pr. 100 km² og baserer seg på fylkesvise oversikter. (Kilde: Statistisk Sentralbyrå, Kongsvinger).

pr. 100 km² tåle det jakttrykket som er rapportert i skuddpremiestatistikken.

Vi finner ikke grunnlag i skuddpremiestatistikken for å fastslå at fellingstallene for hønehaug var vesentlig større i perioden før 1950 enn hva den var omkring 1950. Alle regionene viser imidlertid en kraftig nedgang i fellingstallene fra 1950-60 tallet og fram til 1971. Dette samsvarer med de indikerte nedgangene i hekketetthet, kullstørrelse og ungeproduksjon i samme periode fra analysen av undersøkelserne fra Fennoskandia. Vi noterer også at enkelte landbruks-påvirkede regioner indikerte økende avskytnings-tall mens enkelte typiske skogdistrikter indikerte avtagende avskytnings-tall i perioden 1925-50. I kystområdene ser avskytnings-tallene ut til å ha vært uendret i samme periode.



3.5 Har det vært nedgang?

Analysen av den langsiktige bestandsutviklingen, basert på tetthetsdata fra hele Fennoskandia, indikerer at bestanden gikk tilbake i størrelsesorden 35 % i perioden fra 1950- til 1970-tallet, men at bestanden har vært relativt stabil omkring et gjennomsnittstall på 3-4 par pr. 100 km² etter dette. Datamaterialet er likevel ikke omfattende nok til å fastslå på statistisk sikkert grunnlag at det har vært en bestandsnedgang i denne størrelsesorden (30-40% over 20-25 år) eller mindre. På den annen side er dokumentasjonen god nok til at vi med rimelig stor grad av sikkerhet (type-II feil <10 %) kan konkludere med at det ikke har vært en *sterk nedgang* (>50 %) i nyere tid (etter 1980). Det er viktig å merke seg at konklusjonen er basert på data fra hele

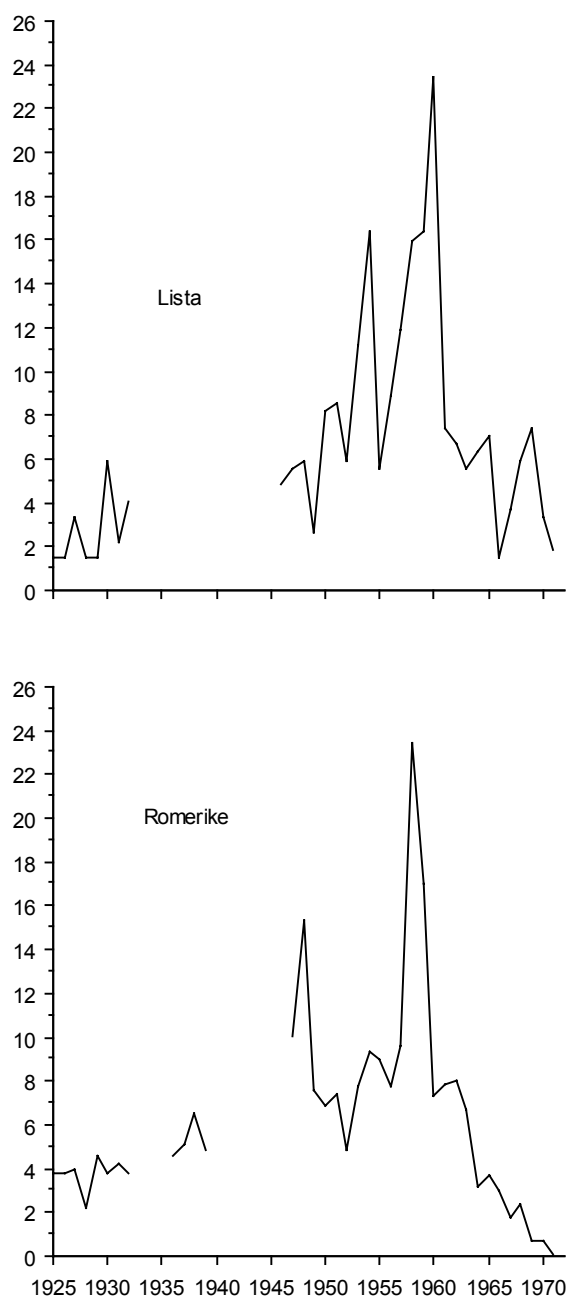


Fig. 14. Regionvise oversikter over skuddpremier for hønehaug basert på kommunale oppgaver i perioden 1925-1971. Tallene er omregnet til antall felle hønehauger pr. 100 km². (Kilde: Statistisk Sentralbyrå, Kongsvinger).

Fennoskandia, og at materialet fra Norge isolert sett er for lite til å kunne vurdere bestandutviklingen statistisk.

Skuddpremiestatistikken er beheftet med mange feilkilder og er dårlig egnet til å tolke endringer i hekkebestanden. Statistikken antyder at det i perioden 1925-1950 har vært en nedadgående trend i avskytingstallene for noen skogstrakter og en oppadgående trend i noen landbrukspåvirkede områder. I kystområdene synes avskytingstallene å ha vært uendret. Det er imidlertid sannsynlig at disse tallene i større grad gjenspeiler ungeproduksjonen og den påfølgende spredningen av ungfugl enn selve hekkebestanden. En markert nedgang i utbetalte premier fra 1950-60 til 1971 sammenfaller med den overnevnte bestandsreduksjonen på 35 %.

Lokalt, innenfor mindre geografiske områder, er det flere enkeltstudier som viser eller indikerer at det har vært nedganger i bestandene. Disse sammenfaller imidlertid ikke i tid: Höglund (1964b) viser en nedgang i Umeå på 50-tallet, Tømmerås (1993) og V. Selås (1998b) i Trøndelag og på Sørlandet på 60-tallet, Lindén & Wikman (1983a, b) i Syd-Finland på 70-tallet, Bergo (1992) på Vestlandet på 80-tallet, Forsman & Ehrnsten (1985) i Syd-Finland på 80-tallet og Tornberg (2001) i Nord-Finland på 90-tallet.

Den største feilkilden i tetthetsberegninger over tid er at man ikke fanger opp par som flytter på seg og hekker i nye reirområder. Det er også svært arbeidskrevende å finne nyetablerte par. Mange undersøkelser bærer preg av at man har oppsøkt gamle reirlokalteter og notert at disse er fraflyttet hvis man ikke har funnet tegn til hekking. Det er kjent at hønsehauken kan bygge reir i yngre skog, hvis skogstrukturen ellers er akseptabel og mattilgangen tillater det (Marcström m.fl. 1990). Mange av de lokale undersøkelsene opplyser imidlertid ikke om hvilke skogtyper som er gjennomført i registreringene. Det er påfallende få studier som beskriver registreringsmetodikken på en etterprøvable måte. Vanskeligheten med å skille mellom redusert hekketetthet (evt. redusert utbredelse) på den ene siden og begrenset innsats for å finne nye reir på den annen side, er kjent fra andre studier av rovfugl og ugler (Stahlecker & Duncan 1996).

Oppsummert kan vi konkludere med at vi ikke har funnet statistisk holdbar dokumentasjon på at hønsehauken har gått *sterkt* tilbake i antall eller utbredelse *i nyere tid* (etter 1975), verken i Norden, Europa, eller Nord-Amerika. Det er imidlertid en klar indikasjon på at hekketetthet og ungeproduksjon gikk noe tilbake, i størrelsesorden 30-40 %, i perioden 1950-1975. Gjennomgangen har imidlertid avdekket at hekketettheten varierer stort i tid og rom. Tettheten avtar nordover, og de største tetthetene i Europa er observert i områder med blanding av kultur- og naturlandskap. De laveste tetthetene er observert i barskogdominerte skoglandskap langt mot nord. Det er betydelige svakheter i estimatene knyttet til hønsehauk-tetthet fordi registreringsmetodene ikke er beskrevet på en etterprøvable måte. Estimer uten disse svakhetene vil kreve tilfeldige (randomiserte) og stratifiserte takseringsmetoder der alle skogtyper (ikke bare gammelskog) blir undersøkt med hensyn på forekomst av hønsehauk (Siders & Kennedy 1996, Squires & Ruggiero 1996).

4 Hvilke økologiske forhold påvirker bestanden?

I forrige kapittel konkluderte vi med at det ikke finnes statistisk sikkert belegg for at hønsehauken totalt sett har gått sterkt tilbake i Norge, eller i Fennoskandia. Det er likevel indikasjoner på at det har vært en viss tilbakegang i perioden 1950-75, og kanskje særlig i typiske skogdistrikter. Fordi hønsehauken lever i skog er det klart at skogbruket på mange måter påvirker dens livsmiljø. Det kan derfor være nyttig å se om det finnes fellestrekk i litteraturen som kan gi oss en pekepinn på hvilke økologiske faktorer som regulerer hønsehaukbestanden.

Ingen bestander kan vokse ubegrenset over tid, og det er også sjeldent at de dør helt ut. De faktorene som påvirker denne dynamikken kalles bestandsregulerende faktorer. Den eller de faktorene som på et gitt sted eller et gitt tidspunkt hindrer bestanden fra å vokse videre kalles begrensende ("limiting") faktorer. Det er viktig å skille mellom de bakenforliggende eller ytre faktorer på den ene siden og de direkte, demografiske faktorer på den andre siden. Ytre faktorer kan være mat, predasjon, konkurrenter, værforhold, osv., som så påvirker bestanden demografisk gjennom overlevelse og reproduksjon. For hønsehauken som er territoriell kan bestanden også reguleres via territoriell adferd. I år med lite mat kan fuglene ha store territorier, mens de kan være mindre i år med mye mat. Vi kan f.eks. ha en situasjon der lite mat medfører at voksne territorielle par forsvarer store territorier. Dette kan i neste skritt forhindre yngre fugler fra å hekke, som igjen kanskje øker dødeligheten hos disse yngre fuglene. I dette tilfelle er det matmangel som er den bakenforliggende begrensende faktor, men den virker gjennom territoriell adferd og økt dødelighet hos yngre fugler. Dersom mattilgangen synker ytterligere kan det hende at også den voksne dødeligheten øker. Til syvende og sist resulterer dette i at hekkebestanden også går tilbake.

Det finnes et uttall ytre miljøfaktorer som kan tenkes å påvirke hønsehaukbestanden gjennom adferd, dødelighet og reproduksjon. Når vi i tillegg vet at skogbruket påvirker mange av miljøforholdene, skjønner vi fort at disse sammenhengene kan bli ganske sammensatte, og at det ikke alltid er like lett å påvise hvilken eller hvilke faktorer som begrenser bestanden. De mest pålitelige kunnskapene kommer fra feltforsøk der man eksperimentelt endrer nærings- eller miljøforholdene og sammenligner dette med ubehandlede kontroller. For arealkrevende rovfugler er slike forsøk svært tid- og ressurskrevende, og vi kjenner ikke til at dette har vært gjennomført for hønsehauk på bestandsnivå (se imidlertid Krebs m.fl. 2002 for andre eksempler). Det er gjort noen få studier der man eksperimentelt har endret skogstruktur eller næringsforhold på reir-nivå. Penteriani & Faivre (2001) gjennomførte hogstforsøk i noen reirområder og sammenlignet hekkesuksess og ungeproduksjon med ubehandlede områder. Det er også gjort forsøk der man eksperimentelt har lagt ut ekstra mat i enkelte reirområder og sammenlignet overlevelse og spredningstidspunkt hos unge (Dewey & Kennedy

2001, Kennedy & Ward 2003). Det nest beste er komparative studier der man sammenligner to eller flere hønsehaukbestander som lever under forskjellige næring og/eller miljøforhold. Problemet her er at det gjerne er flere faktorer som varierer samtidig, og hvis vi ikke observerer disse nøye kan vi i ettertid ikke vite med sikkerhet hvilken faktor som egentlig påvirket bestanden. Det finnes noen få slike studier for hønsehauk (f.eks. Crocker-Bedford 1990), men de fleste undersøkelser er av en slik art at de ikke tilfredsstiller kravene, verken eksperimentelt eller komparativt. Man har rett og slett overvåket en lokal bestand noen år, og deretter forsøkt å utlede årsaksforholdene gjennom den informasjonen man måtte sitte med.

Vi skal se på følgende forhold:

- Næringstilgang - mengde og tilgjengelighet/oppdagbarhet av byttedyr: Påvirker overlevelse, ungeproduksjon og territoriestedelse.
- Værforhold: Påvirker overlevelse og produksjon direkte, men kanskje først og fremst indirekte gjennom mengde byttedyr og jaktforhold.
- Predasjon og kannibalisme: Påvirker overlevelse og ungeproduksjon.
- Næringskonkurranse: Påvirker næringstilgangen.
- Menneskelig påvirkning (jakt, ulykker, forstyrrelser, miljøgifter): Påvirker overlevelse og ungeproduksjon.
- Spredning, - inn- og utvandring: Påvirker bestandsstørrelsen direkte.

Til slutt diskuteres i hvilken grad skogbruket påvirker disse faktorene.

4.1 Næringstilgang

Mengde byttedyr er avgjørende

Generell økologisk viten tilsier at det er mengde tilgjengelig byttedyr som i hovedsak bestemmer bestandstettheten av rovfugler (se oversikter i Newton 1979 og 1998), og sannsynligvis gjelder dette for hønsehauk i de fleste områder i Norge også. Videre er det mye som taler for at det er byttedyrtilgangen på ettervinteren og våren, i mars-april, som i første rekke bestemmer hvor store territorier fuglene forsvarer i hekketiden (Newton 1979, 1980, 1986, Marcström & Kenward 1981c). I boreale skoger kan næringsbetingelsene vinterstid variere mye fra år til år, særlig bestandene av skogsfugl, ekorn og hare. Man har lenge diskutert om hønsehauken er i stand til å holde småviltbestandene på et lavt nivå (Myrberget 1977a, 1978, Lindén & Wikman 1983a, b, Tornberg 2001). Denne problemstillingen var særlig aktuell i forbindelse med den omdiskuterte fredningen av hønsehauk i 1971. På samme tid hadde man i flere skogområder observert tilbakegang i småviltbestandene i perioden etter 1950. I kjølvannet av dette var det flere forskningsprosjekter som undersøkte betydningen av predasjon av hønsehauk på småviltbestandene (Lørdahl 1975, Wikman 1977, Wegge & Grasaas 1977). Et fellestrekk som går igjen i mange av hønsehaukstudiene er at tetthet og ungeproduksjon synes å svinge i takt med variasjonen i

småviltbestandene (Sulkava 1964, Lindén & Wikman 1980, Wikman & Lindén 1982, Huhtala & Sulkava 1982, Saurola 1985, Tornberg & Sulkava 1990, Selås 1997a, Selås & Steel 1998, Tornberg 2000, 2001). Enkelte studier antyder imidlertid at sammenhengen mellom byttedyrtetthet og hekketetthet kompliseres av at hønsehauken lever lenge og er territoriell. I viltfattige år vil hekkende par legge beslag på de beste territoriene og ha store jaktområder (Krüger & Lindström 2001, Tornberg & Colpaert 2001). Når så byttedyrtilgangen øker er det flere undersøkelser som viser at territoriene ikke justeres like raskt ned. Selv om det er mye byttedyr, kan det fortsatt være lav tetthet av hekkende hønsehauk (Lindén & Wikman 1983a, b, Selås 1997a).

Hønsehauken blir ofte framstilt som en "spesialist" i matveien (Hals 1999b), og dette var også bakgrunnen for at hønsehauken ble beskattet hardt i tidligere tider. Selv om skogsfugl, hare og ekorn er viktige byttedyr, er det mange undersøkelser som viser at dietten kan være svært variert (Höglund 1960, 1964a, Lørdahl 1975, Selås 1989a, b) (Tabell 2, Fig. 3 og 4). I enkelte kyststrøk av Norge er skogsfugl og hare nesten fraværende, mens duer, kråkefugler, ender, måker og trost er vanlige byttedyr (Bergo 1992, Overvoll 1994, Sandvik 1996). Höglund (1964a) peker på at selv om enkelte hauker til en viss grad synes å spesialisere seg, er hønsehauken som art mer for en generalist å regne. Dette støttes av andre undersøkelser (Munthe-Kaas Lund 1950, Lørdahl 1975, Grønnesby & Nygård 2000), og forklarer blant annet forskjeller i habitatpreferanse mellom boreal skog og sørlige jordbrukslandskap (Kenward & Widén 1989). I boreal skog foretrakk haukene å jakte i sammenhengende skogstrakter, der det bl.a. fantes mye ekorn (Widén 1987). I kulturlandskap på Gotland foretrakk haukene derimot å jakte i kantsonene mellom skog og åpen mark der det var mye fasaner og kaniner (Kenward m.fl. 1981, Kenward & Widén 1989). Oppsummert kan vi si at mellomstore fugler i skogstrakter (f.eks. jerpe, orrfugl og røy) er optimale byttedyr for hønsehauken. Likevel viser arten en stor grad av fleksibilitet, både når det gjelder byttedyr og jaktterreng. Hønsehauken har en vid utbredelse, kan leve i mange forskjellige biotoper, og synes å ha god evne til å tilpasse seg lokale forhold.

Dewey & Kennedy (2001) gjennomførte et komparativt foringsforsøk der det ved 13 reir ble gitt tilleggsfor (kylling) mens 13 reir var kontrollert. De fant ingen forskjell i årlig reproduktiv suksess mellom gruppene og konkluderte med at tilleggsforingen ikke hadde noen effekt. De undersøkte derimot ikke om bestandstettheten varierte med mattilgangen. Selv om det synes å være enighet om at det er mengde byttedyr som er den viktigste bestandsregulerende faktoren for hønsehauk (Newton 1979, Kenward & Widén 1989, Widén 1997, V. Selås 1998a), er det likevel relativt få studier som entydig viser dette. Ofte er det gjort sammenligninger mellom antall hønsehauker og byttedyr i et område over en årrekke, og selv om det er noen sammenhenger er de ofte relativt svake. En mulig forklaring på dette kan være at man ikke har vært presise nok i takseringene av hønsehauk og byttedyr, såkalt "sampling error". En annen mulighet er at hønsehauken ikke er spesialist, og dermed påvirkes av

mange forskjellige byttedyrarter. En tredje mulighet er at det er andre faktorer enn byttedyr-mengden som i hovedsak påvirker bestandsstørrelsen. Vi skal se litt nærmere på noe av den dokumentasjonen som finnes.

Vegårshei og Åmli, Aust-Agder, 1950-1995 (Lørdahl 1975, Wegge & Grasaas 1977, Wegge 1980, V. Selås 1997c, 1998a): Vegårshei har vært gjenstand for omfattende studier av både hønehauk og skogsfugl (se omtale s. 7). Detaljerte studier startet opp på 1970-tallet, og i tillegg har V. Selås (1997c, 1998a) samlet inn mye informasjon fra jakt og fangstfolk tilbake på 1950-tallet. Fra Vegårshei og Åmli kommuner finnes det også god statistikk over antall innmeldte hønehauker for premiering fram til 1971. Dokumentasjonen er sammenstilt i Fig. 15. Vi ser at det er god sammenheng mellom hekkende par av hønehauk og storfuglbestanden målt som antall tiur på leikene om våren. Vi ser at en markert nedgang i storfuglbestanden følges av en tilsvarende nedgang i hekkebestanden av hønehauk. Tilsvarende er en økning i storfuglbestanden på 1980-tallet etterfulgt av en økning i hønehaukbestanden. Sistnevnte bestandsøkninger har sammenheng med reveskabb og en dramatisk nedgang i revebestanden (V. Selås 1997c, 1998b). Det er også en sammenheng mellom fellingstallene for hønehauk (skuddpremiestatistikken) og den takserte høstbestanden av storfugl. Dette gjelder både når tallene sammenlignes for samme år (Fig. 15D) og når det sammenlignes med høstbestanden av storfugl året før (Fig. 15C), sistnevnte gir en indikasjon på vinterbestanden av storfugl.

Hurdal, Akershus, 1950-1970 (Sørensen 1977, Sollien 1979): I skogstraktene til Mathiesen Eidsvold-Værk har det pågått detaljerte registreringer av felt skogsfugl under høstjakt siden 1950-tallet. Disse dataene er sammenholdt med fellingstallene for hønehauk i kommunene Hurdal, Eidsvoll og Toten i perioden 1953-1970 (Fig. 16). Situasjonen er veldig lik den vi har sett i Vegårshei. En markert nedgang i felt skogsfugl følges av en nedgang i felt hønehauk. Sammenhengen er sterk både når vi bruker skogsfugltallene for samme år og for året før.

Skurdalen, Hallingdal, 1925-1932 (Dahl 1936, Hjeljord 1980) (Fig. 17): Hjeljord (1980) rapporterer en jaktstatistikk for storfugl etter Dahl (1936) fra Skurdalen i Hallingdal på 1920 og 30-tallet. Sammenholder vi antall skutte storfugl med fellingstallene for hønehauk i Hol, Ål og Dagali (senere Nore-Uvdal) kommuner i samme periode finner vi en bra sammenheng dersom sammenligningen gjøres med tall fra samme år. Sammenhengen mellom felte hønehauker og felte storfugler året før (dvs. vinterbestanden) er imidlertid langt svakere i dette tilfellet.

Vest-Finland (Huhtala & Sulkava 1982, Sulkava m.fl. 1994): Fra vestre deler av Syd-Finland finnes et stort datamateriale både på høstbestanden av skogsfugl og ungeproduksjon hos hønehauk, registreringer som har gått over 25 år i perioden 1966-1991 (Fig. 18). Dataene viser at det er stor variasjon fra år til år i hvor mange egg som legges (Fig. 18A). Gjennomsnittlig

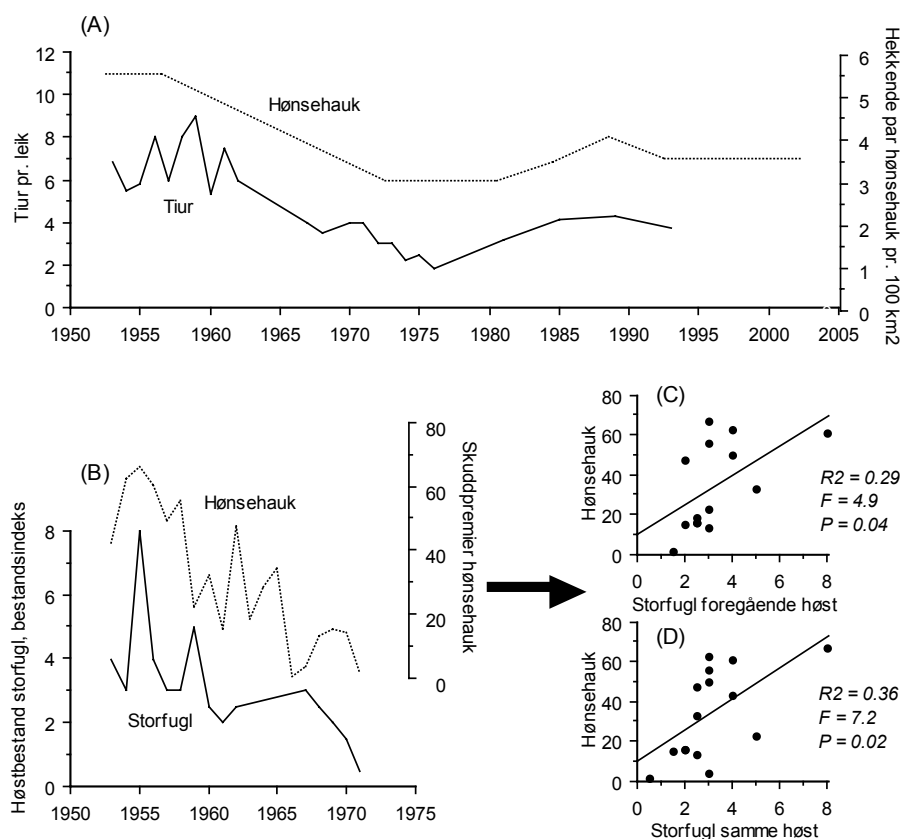


Fig. 15. (A) Sammenhengen mellom hekkebestand av hønehauk og antall tiur på leiker i Vegårshei i perioden 1950-2003 (Lørdahl 1975, V. Selås 1997c, 1998a, b). (B, C og D) Sammenhengen mellom høstbestand av storfugl og utbetalte skuddpremier av hønehauk i Vegårshei og Åmli kommuner, 1953-1971 (Wegge & Grasaas 1977, Statistisk Sentralbyrå, Kongsvinger).

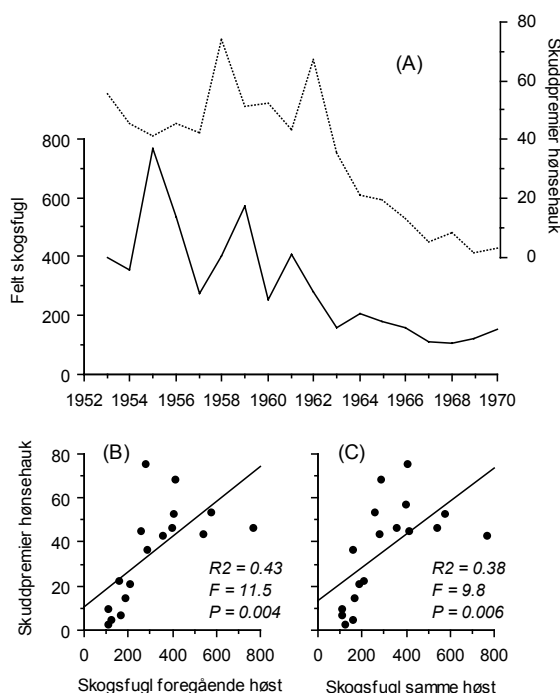


Fig. 16. Sammenhengen mellom skutt skogsfugl om høsten og utbetalte skuddpremier for hønsehauk i Hurdal i perioden 1953-1970 (Sørensen 1977, Sollien 1979, Statistisk Sentralbyrå, Kongsvinger).

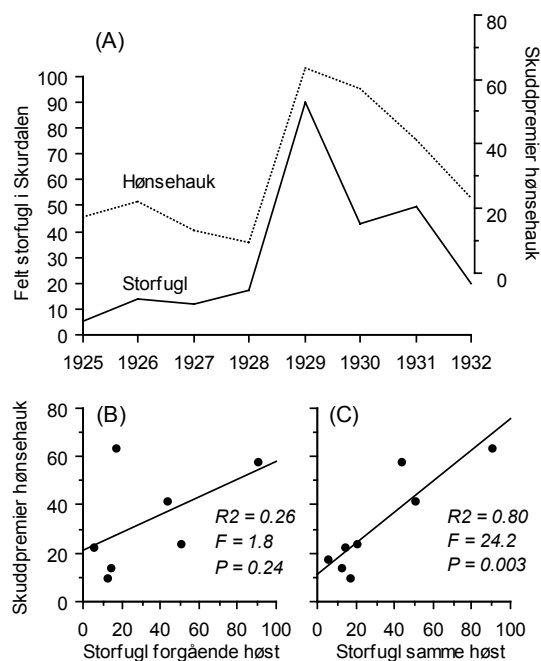


Fig. 17. Sammenhengen mellom skutt storfugl i Skurdalen og utbetalte skuddpremier for hønsehauk i Hol, Al og Dagali kommuner i perioden 1925-1932 (Dahl 1936, Hjeljord 1980, Statistisk Sentralbyrå, Kongsvinger).

varierer antall lagte egg i kullene fra 2 til 3.5, og det er antall lagte egg som forklarer det meste av variasjonen i antall utflydde unger (48 %, Fig. 18C). Antall lagte egg påvirkes igjen av mengden skogsfugl året før, men forklaringsprosenten her er ganske lav (18 %, Fig. 18B). Det er også en sammenheng mellom skogsfuglbestanden samme år og ungeproduksjonen (39 %, Fig. 18D), men denne sammenhengen forsvinner (4 %) når vi korreterer for effekten av antall lagte egg i den statistiske analysen (Fig. 18E). Disse undersøkelsene viser at det er en sammenheng mellom produksjonen av skogsfugl og produksjonen av hønsehauk. Sammenhengen er imidlertid ikke spesielt sterk, og dataene tyder på at det kanskje er skogsfuglbestanden året før (og dermed gjennom vinteren) som påvirker hønsehauken til å legge flere egg, som i sin tur gir høyere ungeproduksjon. Skogsfuglbestanden samme år, dvs. sommermaten, ser ut til å ha liten innvirkning på hønsehaukens ungeproduksjon.

Syd-Finland (Wikman & Lindén 1982, Lindén & Wikman 1983a, b): I Syd-Finland gjennomførte Lindén og Wikman undersøkelser på 1970-tallet (Fig. 19). Data på ungeproduksjon finnes for perioden 1969-1981, mens data for hekketetthet kun dekker perioden 1974-1981. Som et mål på skogsfuglbestanden i dette området har de bl.a. brukt antall voksne orrfugl og jerper observert i linjetakseringer om høsten. Ser vi på hekketettheten falt denne samtidig som det var en nedgang i skogsfuglbestanden fra 1974-1977, men den økte ikke etter at skogsfuglbestanden tok seg opp igjen fra 1977-1981. En mulig forklaring på dette, som vi har vært inne på tidligere, er at hønsehauken øker territoriestørrelsen når mattilgangen avtar. Når så mattilgangen øker igjen vil de gamle hønsehaukene fremdeles opprettholde store territorier i en periode framover (se også Selås 1997a). Ser vi på kullstørrelse og ungeproduksjon er det mange likhetstrekk med materialet fra Vest-Finland (ovenfor). Men fordi denne undersøkelsen dekker en kortere tidsperiode enn den i Vest-Finland er de statistiske sammenhengene mindre framtrepende. Dataene indikerer en positiv sammenheng mellom kullstørrelse hos hønsehauk og skogsfuglbestanden foregående høst ($R^2 = 0.25$, $P = 0.08$). Det er også en svak sammenheng mellom kullstørrelse og ungeproduksjon ($R^2 = 0.22$, $P = 0.11$). Når effekten av kullstørrelse korrigeres for er det imidlertid ingen sammenheng mellom ungeproduksjonen og skogsfuglbestanden samme år ($R^2 = 0.02$).

Nord-Finland (Tornberg 2001). I en undersøkelse fra Oulu i Nord-Finland i perioden 1989-1999 (Tornberg 2001), er både ungeproduksjon og hekketetthet av hønsehauk sammenholdt med skogsfuglbestanden (Fig. 20). Også her er det en svak tendens til positiv sammenheng mellom ungeproduksjon og skogsfuglbestanden året før ($R^2 = 0.17$, $P = 0.20$), men det er ingen sammenheng med skogsfugltettheten samme år ($R^2 = 0.04$). Det er ingen sammenheng mellom mengde skogsfugl og hekketettheten av hønsehauk.

Statistisk Sentralbyrå har siden 1970-tallet publisert landsomfattende oversikter over fellingstall for en del sentrale byttedyr for hønsehauken (Fig. 22). For skogsfugl er det også gjort sammenstillinger over

bestandsutviklingen tilbake til 1900 (Myrberget 1977b, Hjeljord 1980), hvilket muliggjør en sammenligning med fellingstallene for hønsenhauk fram til 1971 (Fig. 21). Statistikken viser at det i perioden mellom 1900 og 1950 i gjennomsnitt var noe høyere skogsfuglbestander enn hva det har vært etter 1950 (anslagsvis 30-40 % høyere; $t = 2.96$, d.f. = 75, $P = 0.004$) (Fig. 21A). For hele perioden 1900-1971 er det da også en positiv samvariasjon mellom skogsfugl og hønsenhauk, enten vi bruker skogsfuglbestanden året før (Fig. 21B) eller samme år (Fig. 21C) som sammenligningsgrunnlag. Sammenhengene er imidlertid ikke spesielt sterke; en indeks for høstbestanden av skogsfugl forklarer bare 16-21% av variasjonen i felte hønsenhauker. Riktignok er det noen år med god skogsfuglbestand som også har høye fellingstall for hønsenhauk, f.eks. 1911, 1930 og 1955, men det finns også flere eksempler på relativt høye skuddpremiertall for hønsenhauk i år med lite skogsfugl, f.eks. 1922-24, 1948-51. Ser vi på perioden fra 1950 fram til 1971 isolert er det ingen sammenheng mellom skogsfugl samme år og hønsenhauk (Fig. 21E). Bruker vi skogsfugl foregående høst som sammenligningsgrunnlag er det faktisk en tendens til

negativ sammenheng med antall felte hønsenhauk (Fig. 21D).

I perioden 1950-2000 har fellingstallene for skogsfugl variert mye, med topper i 1952-54, 1966-68 og 1988-89, og en markert bølgedal fra 1974-79. I perioden 1974-79 var antall felte skogsfugl bare en 3-del av hva den var i toppårene. Ser vi hele perioden 1950-2000 under ett, er det imidlertid vanskelig å finne noen generell langsiktig trend i antall felte skogsfugl (jerpe, orrfugl og storfugl samlet) (Fig. 21, Fig. 22). For de andre byttedyrene har vi kun statistikk fra perioden 1974-2000, altså etter at hønsenhauken ble fredet i 1971 (Fig. 22). Avskytningstallene for hare følger tallene for skogsfugl, med bunnår på slutten av 70-tallet og slutten av 90-tallet, og en topp i siste halvdel av 80-tallet. For ekorn viser statistikken en nedadgående trend fra 1974 til 1990, som er det siste året med registrerte fellingstall. Kråkefugl har gått noe ned etter 1990, men her er det mange år på 70- og 80-tallet hvor det ikke foreligger statistikk. Felles for all denne statistikken er at vi ikke vet hvor godt fellingstallene gjenspeiler den virkelige bestandsutviklingen hos disse byttedyrene.

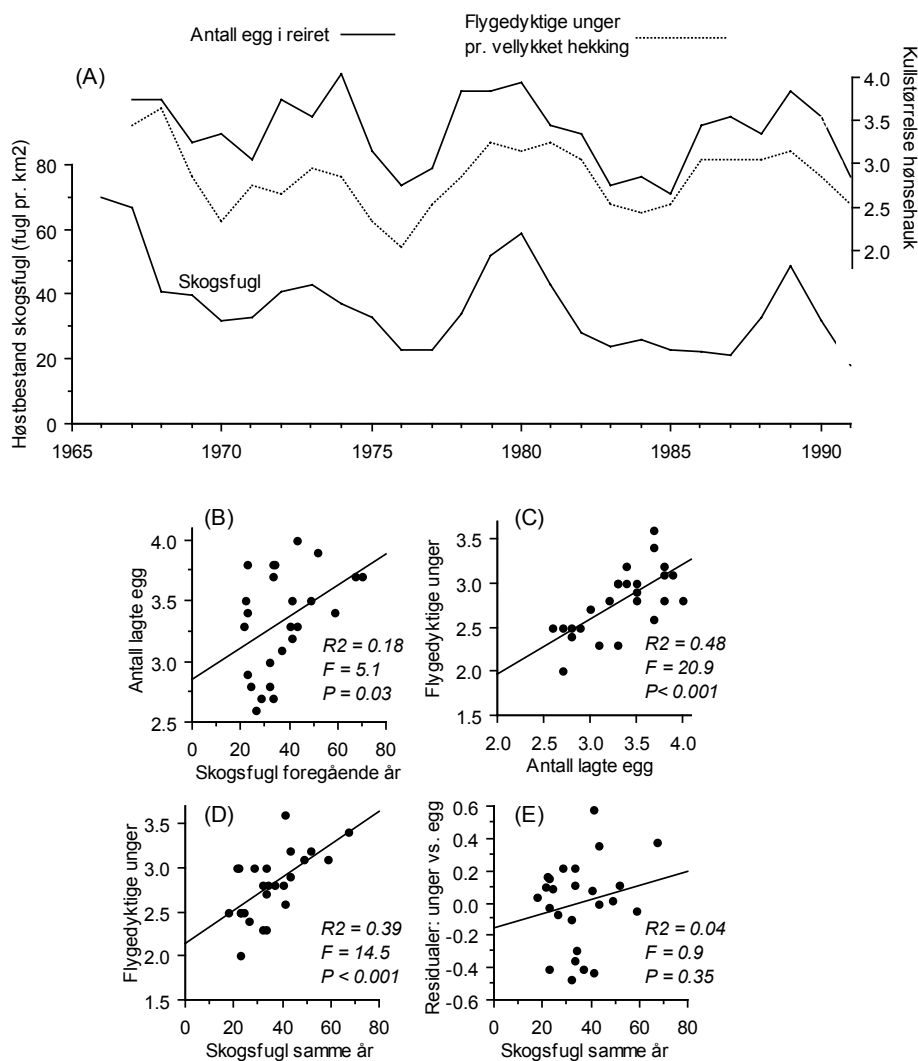


Fig. 18. Skogsfugl vs. egg- og ungekull hos hønsenhauk i Vest-Finland. Gjennomsnittlig lagte egg er 3.3 og gjennomsnittlig ungeproduksjon i vellykka reir er 2.7. (Etter Huhtala & Sulkava 1982, Sulkava m.fl. 1994).

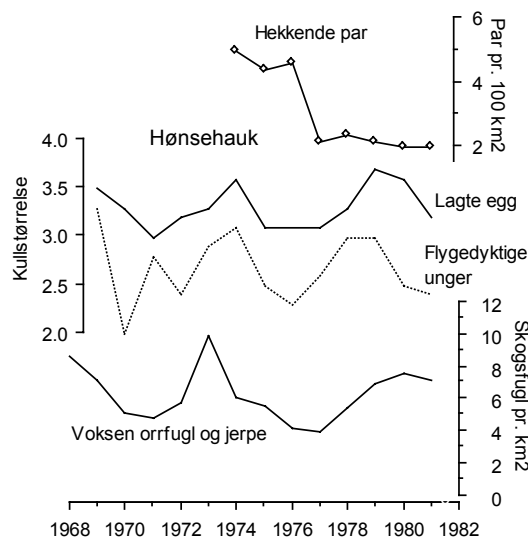


Fig. 19. Skogsfugl vs. egg (gj.snitt 3.2) og ungekull hos hønsheauk i Syd-Finland. Ungeproduksjonen er angitt som flugedyktige unger pr. vellykket hekking (gjennomsnitt 2.8). (Etter Wikman & Lindén 1982, Lindén & Wikman 1983a, b).

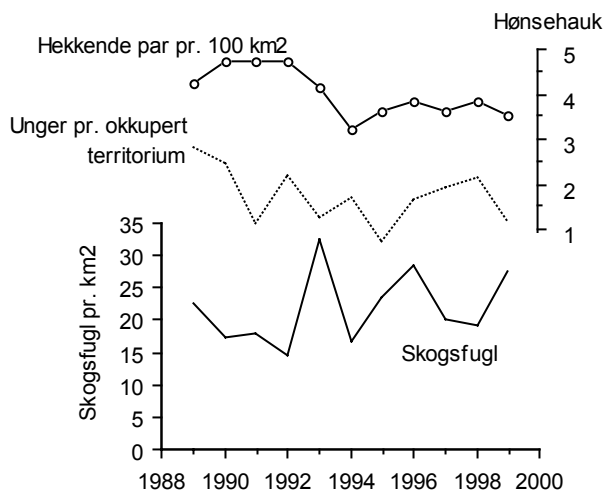


Fig. 20. Sammenhengen mellom skogsfuglbestand og hekketethet og ungeproduksjon (1.7 pr. okkupert territorium) hos hønsheauk i skogstraktene omkring Oulu, Nord-Finland, 1989-1999. (Etter Tornberg 2001).

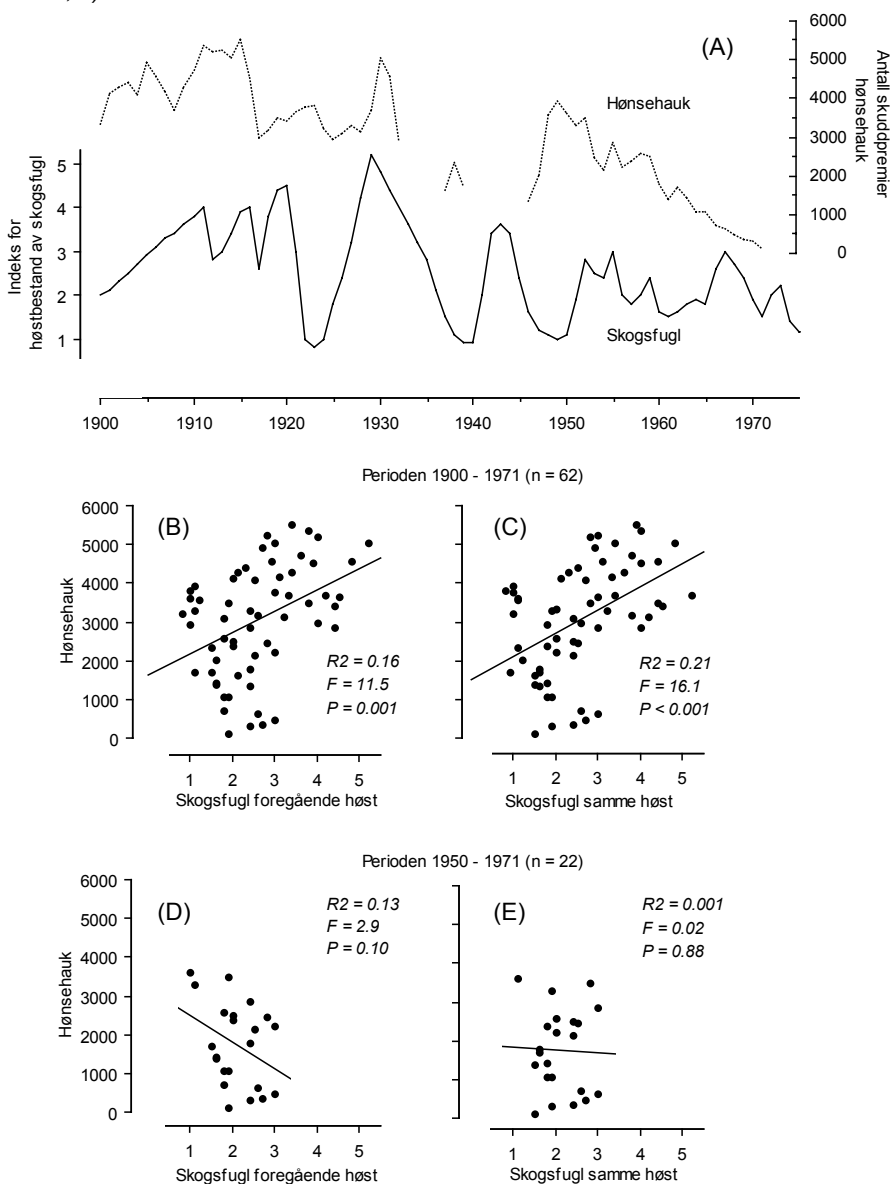


Fig. 21. Sammenligning av statistikk for skogsfuglbestand (indeks: 1=bunnår, 5=kronår) og avskyting av hønsheauk. (Skogsfuglbestand etter Hjeljord 1980, felt hønsheauk etter Statistisk Sentralbyrå 1978).

Vinteren er kritisk

Næringsvalget vinterstid skiller seg stort fra hekkeperioden. Skogsfugl, hare og ekorn er de viktigste byttedyrene i mange boreale skogområder. Studier har vist at skogsfugl kan utgjøre hele 70-90 vektprosent av dietten utenom hekkesesongen i sentrale deler av Finland (Sulkava 1964), og 30-60 vektprosent i Nord-Sverige (Höglund 1964a). På Varaldskogen i Norge stod hønsehauken for henholdsvis 30 og 60 % av den årlige naturlige dødeligheten hos tiur og røy, og dødeligheten var 2-3 ganger høyere om vinteren enn resten av året (Wegge m.fl. 1987). Tornberg & Colpaert (2001) viste at hare sto for over 70 vektprosent av dietten vinterstid i Nord-Finland. I år med mye ekorn kan den utgjøre over halvparten av føden på vektbasis vinterstid (Widén 1985b), mens i år med lite ekorn er den nesten fraværende i dietten (Widén 1987). Foruten skogsfugl, ekorn og hare er alternative byttedyr vinterstid kråkefugler, først og fremst nøtteskrike, men også skjære og kråke. Hakkespetter, og da særlig svartspetten, kan også utgjøre et vesentlig bidrag (Rolstad m.fl. 1995). Vinterstid ser det ut til at hønsehauken har vanskelig for å utnytte ressursen av kråker, og dette skyldes trolig kråkas vaksomhet, flokkadferd og mobbing av hauker (Slagsvold 1978). Smågnagere har begrenset betydning i hønsehaukens diett, men det er vist at smågnagere kan utgjøre opptil 18 % av antall identifiserte byttedyr utenfor hekkesesongen (Höglund 1964a). Hønsehauken kan også ta byttedyr slått av andre rovfugler eller rovdyr, foruten kadavre og utlagt åte. I boreonemoral og nemoral sone er det et større byttedirspekter å spille på, men heller ikke der er utvalget særlig stort vinterstid (Marcström & Widén 1977). Det er vist at fasan, rapphøne og kanin utgjorde 76 vektprosent senhøstes og vinterstid i Sør-Sverige, mens ekorn og skogdue sto for henholdsvis 11 % og 4 % (Marcström 1980). På Gotland og områder i Sør-Sverige er kanin viktig føde (Marcström m.fl. 1990). Ringmerking har vist at mange ungfugler trekker sydover om vinteren til sørlige deler av Skandinavia, Danmark og Tyskland (Höglund 1964b, Sollien 1978). Radiomerkede ungfugler flytter gjerne inn til kulturlandskap og urbane områder (Nygård m. fl. 2001b). Det er også vist at mange voksne fugler kan trekke sydover eller nærmere bebyggelse i år med lite mat i skogstrakter. Noen studier peker på at det gjerne er de små hannene som forlater hekkereviret og trekker eller streifer omkring vinterstid (Sollien 1978, Haukioja & Haukioja 1970). Årsakene til ulik vinterøkologi mellom kjønnene kan skyldes at hunnene i større grad greier å slå ned på store byttedyr som storfugl og hare i barskogområdene (Tornberg m.fl. 1999). Radiotelemetri har imidlertid vist at også en del hunner forlater territoriet og vandrer om vinteren (Widén 1985a, Nygård m.fl. 2001b).

Byttedyrenes størrelse, adferd og tilgjengelighet

For skogsfugl er det vist at sjansene for å bli tatt av hønsehauk avtar med økende kroppsstørrelse, fra jerpe til storfugl (Tornberg & Sulkava 1990, Tornberg 1997, 2001). For en så stor rovfugl som hønsehauk vil det i

den andre enden av skalaen være et spørsmål om hvor små byttedyr det lønner seg å ta. De viktigste byttedyrene i Nordens barskoger er skogsfugl, hare og ekorn. I kulturlandskap og lenger sør i Europa er byttedyrutvalget større, mens gjennomsnittlig byttedyrstørrelse er mindre (Grønnesby & Nygård 2000). Forskjellen i byttedyrenes størrelse er en forklaring på geografiske størrelsesforskjeller hos hønsehauk, der raser og individer i nord er større enn de lenger sør i Europa og Asia. Det er også stor forskjell mellom kjønnene. Höglund (1964a) viste at hønsehaukhunnen drepte større byttedyr enn hannen

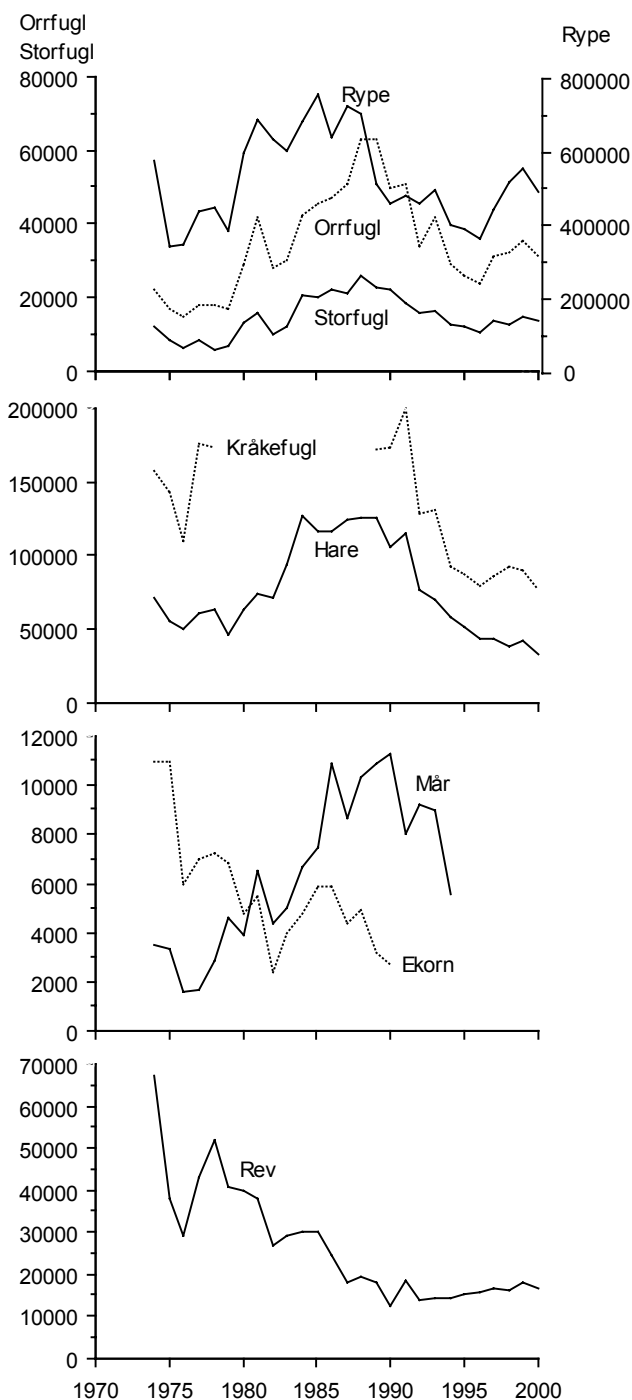


Fig. 22. Nyere jaktstatistikk for noen utvalgte byttedyr (skogsfugl, hare, ekorn, kråkefugl) og konkurrerende rovdyr (rev og mår). (Kilde: Statistisk Sentralbyrå, 1978).

(middel 768 g mot 462 g). I Finland har Tornberg m.fl. (1999) gått igjennom et omfattende historisk datamateriale av felt hønehauk og funnet at hunnene er blitt noe større og hannene noe mindre i perioden 1960-1990. De sannsynliggjør en slik endring i vekt at dietten har endret seg som følge av at skogsfuglbestanden har avtatt. Hunnene har økt i størrelse for lettere å kunne ta hare, mens hannene har blitt mindre for lettere å kunne fange småfugl og ekorn.

Jaktsuksess påvirkes ikke bare av byttedyrenes tetthet men også av skogens struktur og muligheter for å jakte (Fox 1982, Widén 1994). I en undersøkelse fra USA konkluderte Beier & Drennan (1997) med at det ikke var tettheten av byttedyr som var avgjørende for hvordan hønehauken brukte skogen, men derimot byttedyras tilgjengelighet. Hønehauken unngikk de tetteste og mest åpne skogene og jaktet mest der skogen var halvåpen. Det er mange faktorer som påvirker jaktsuksessen, og det blir ofte hevdet at hønehauken ikke klarer å manøvrere i tett skog (f.eks. Hafstad 2002). Det er imidlertid påfallende få undersøkelser som viser hvilken betydning skogstrukturen har (Kenward & Widén 1989, Keane & Morrison 1994).

4.2 Andre faktorer

Værforhold

Været, gjennom temperatur, regn og snø, påvirker alle stadier av hønehaukens liv. Det er f.eks. vist at hekkesuksessen reduseres og at hekking kan oppgis ved store nedbørsmengder i mai-juni (Kostrzewa & Kostrzewa 1990, 1991, Penteriani 1997). Langvarig regn reduserer hannens muligheter til å jakte, og dette kan innvirke på hunnens kondisjon som får mat via hannen. Hunnen kan på denne måten bli tvunget til å forlate reiret for å jakte selv. I rugetiden og tidlig

ungefase kan derfor lave temperaturer og mye nedbør påvirke eggene og ungene til økt avgang eller dødelighet (Kostrzewa & Kostrzewa 1990). Sulkava m.fl. (1994) har sammenholdt reproduksjonen hos finske hønehauker med værforholdene i en 30-års periode fra 1961-1991 i Vest-Finland (se omtale s. 20-21 og Fig. 18 s. 22). De fant at kullstørrelsen (antall lagte egg) var den demografiske faktoren som hadde størst betydning for ungeproduksjonen, og at kullstørrelsen igjen var påvirket av temperaturen om vinteren forut for egglegging. Kalde vintre førte til sein egglegging som igjen førte til små kull. Litt overraskende hadde temperaturen i januar-fabruar større betydning enn temperaturen i mars-april, men begge påvirket kullstørrelsen. Kullstørrelsen var også positivt påvirket av mengde byttedyr (skogsfugl) forutgående høst, så det er mulig at både mattilgang og temperatur påvirket reproduksjonen gjennom hunnens kondisjon. Utover dette er det begrenset med informasjon om værforholdenes betydning for årlige svingninger i hønehaukens demografi og for langtidstrender i bestandens utvikling. Det er imidlertid vist fra studier av Spotted Owl at klimavariasjoner virker sterkt inn på populasjonens levedyktighet (λ) selv ved stabile habitatkvaliteter (Franklin m.fl. 2000).

Predasjon og kannibalisme

Det er ikke påvist at predasjon og kannibalisme spiller noen viktig rolle for overlevelse av voksen hønehauk, verken i boreale skoger eller i mer sørlige kulturlandskap (Höglund 1964b, Sollien 1978, Kenward m.fl. 1999, Nygård m.fl. 2001b). Kannibalisme er rapportert i mange undersøkelser, men må likevel oppfattes som en kuriositet når gjelder dødelighet hos voksen fugl. Newton (1979) viser til en undersøkelse av totalt 9000 byttedyr tatt av hønehauk i Sentral-Europa

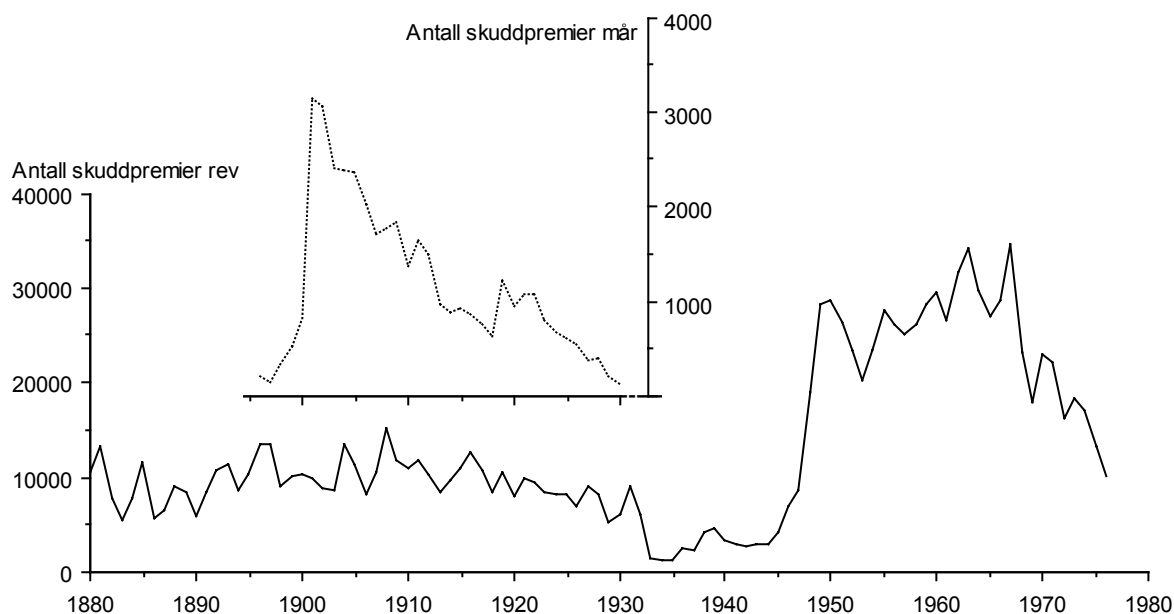


Fig. 23. Skuddpremiestatistikk for rev og mår i perioden 1880-1976. Måren ble totalfredet i 1930 og premieringen på rev opphørte i 1976. Det var også mange kommuner som ikke hadde premiering i perioden 1933-1945. (Kilde: Statistisk Sentralbyrå, Kongsvinger).

der kun 14 av byttedyrene var andre hønsehauker. Hønsehauk har ikke mange naturlige fiender, men det er kjent at hubro og kongeørn har tatt hønsehauk (Lönnberg 1928, Tjernberg 1981, Mikkola 1983).

Den vanligste formen for kannibalisme er at den minste ungen blir spist av de eldre søsknene i reiret (Marcström m.fl. 1990). Mår kan ta unger i hekkesesongen, og steinmår (*Martes foina*) er vist å være en viktig predator på unger i Danmark (Møller 1987). Utover dette har vi ikke funnet dokumentasjon omkring predasjon på egg og unger i reiret, men ut fra tall for antall lagte egg, kullstørrelse og utflydde unger synes reirtapet å være lavt (Huhtala & Sulkava 1982, Overvoll 1994) (se også Fig. 10A og B, og Fig. 18A og 19).

Næringskonkurranse

Hønsehauk konkurrerer med andre rovdyr og rovfugler om maten. Andre rovdyr som er i stand til å påvirke tettheten av hønsehaukens byttedyr vil derfor virke som næringskonkurrenter. Rev er den arten som i størst grad er i stand til å påvirke bestanden av skogsfugl og hare, og dermed tilgangen på disse for hønsehauk (Selås 1998b). Bestanden av rev økte sterkt etter 1945 for så å avta på 1970-80-tallet, dels på grunn av reveskabb (Fig. 22 og 23). Økningen i revebestanden er satt i sammenheng med omleggingen til bestandsskogbruk, der lauv- og grasbevakste hogstflater har gitt mer smågnagere og hjortedyr. En hypotese går ut på at bestanden av rev bygger seg opp i smågnagerår og overlever vinterstid på bl.a. slakteavfall og kadaver fra hjortevilt. Når smågnagerbestanden så bryter sammen vil reven skifte over til å predatere på egg og kyllinger av skogsfugl om våren (Christiansen 1979, Angelstam m.fl. 1984, Storaas & Wegge 1985, Henttonen 1989, Lindström 1989, Lindström m.fl. 1994, Rolstad & Wegge 1989, Wegge m.fl. 1992, Smedshaug m.fl. 1999). Mår er ikke en like opplagt næringskonkurrent, da den ikke er i stand til å begrense småviltbestandene i samme grad som rev (Marcström m.fl. 1988, 1989, Lindström 1989, Hanski m.fl. 1991, Selås m.fl. 1995, Gundersen & Rolstad 2000). Hønsehauk og mår konkurrerer i matfatet om ekorn (Höglund 1960, Widén 1985b). I Nord-Amerika er hønsehauk langt sterkere tilknyttet skogsbiotoper enn i Europa, noe som kan skyldes større konkurranse fra flere våker og uglearter (Moore & Henny 1983, Siders & Kennedy 1994, 1996, Kenward 1996). Europeiske arter som spurvehauk, vepsevåk, musvåk og andre rovfugler er ingen direkte næringskonkurrenter til hønsehauk (Selås 1997c). Dersom det er riktig at høye revbestander begrenser bestander av skogsfugl og eventuelt hare, vil dette påvirke hønsehauken negativt ved at byttedyrtilgangen vinterstid avtar.

4.3 Menneskelig påvirkning

Jakt

Det er ingenting som tyder på at jakt har hatt en negativ effekt på bestanden av hønsehauk, i hvertfall ikke i Fennoskandia. Hønsehauk er muligens den rovfuglen

som har vært mest utsatt for jakt og forfølgelse i Europa, hovedsaklig begrunnet ut i fra predasjon på jaktbart vilt og innhogg i gårdens fjærkre (I. Selås 1998). Skuddpremiestatistikken viser at hønsehaukbestanden tålte store uttak i en periode på over hundre år (Sollien 1979). Fangsten ble konsentrert til unger i reiret, og de hønsehaukene som ble skutt var svært ofte ungfugler på vandring (Haukioja & Haukioja 1970, Saurola 1976, Sollien 1978). Hønsehauk ble i likhet med andre rovfugler fredet i 1971. Selv om det fortsatt skytes hønsehauk, er jakt- og fangststrykket sterkt redusert etter fredningen (Nygård m.fl. 2001b). Det finnes eksempler der jakt kan ha temporær positiv effekt på bestandstettheten (Selås 1993a, b, 1997c). Par som har etablert seg i år med lave byttedymengder har store territorier. Dersom byttedymengden øker virker det som de etablerte parene opprettholde store territorier en tid framover. Hvis de etablerte parene dør, for eksempel ved jakt, vil eventuelle nye par som etablerer seg tilpasse seg den nye byttedysituasjonen og opprette mindre territorier. På denne måten kan bestanden raskere ta seg opp.

Forstyrrelser

Bosakowski & Speiser (1994) undersøkte lokalisering av reir på basis av satellittdata fra et stort landskapsutsnitt i New-York / New-Jersey området på østkysten av USA. De fant at avstand til veg og høydelag var de viktigste faktorene som forklarte forekomst av reirlokalteter. På basis av dette konkluderer de med at hønsehauk kan være en arealsensitiv art, og at skog i nærheten av veger og bebyggelse ikke blir brukt til hekkelokaliteter. Undersøkelser på denne type skala har liten presisjon for å beskrive habitatkvaliteter i landskapet, og spørsmålet er om ikke veger korrelerer sterkt med visse habitatkategorier i stedet. I de store boreale skogene utgjør områder med høy grad av forstyrrelse for små arealer til at forstyrrelser har noen effekt på bestanden. Lokalt, ved et bestemt reir, kan imidlertid forstyrrelser føre til at hekking uteblir eller mislykkes.

Miljøgifter

Bruk av plantevernmidler er lite utbredt i boreale barskogsområder. De fleste voksne fugler er stasjonære og utsettes derfor ikke for miljøgifter fra andre regioner. De fleste byttedyrene er også stasjonære, og har lave verdier av tungmetaller og organiske klorforbindelser. Det er ikke observert negative effekter som følge av miljøgifter på hønsehauk i Fennoskandia (Nygård 1991, Nygård m.fl. 2001a, Widén 1997). I Mellom-Europa ble bruken av plantevernmidler på 1950-60-tallet satt i sammenheng med bestandstilbakegang hos hønsehauk, og etter at restriksjoner ble innført på 1970-tallet har bestanden økt (Bijlsma 1991). Newton (1979) mener det må påvises mer enn 16-18 % reduksjon i eggtykkelse før det påvirker bestandsstørrelsen, og at reduksjonen i eggtykkelse kun har vært på 8 % for hønsehauk i Europa i perioden 1948-61 og i Nord-Amerika i perioden 1947-64. I Norge ble det registrert en nedgang på 6-9 % i eggtykkelse fra 1950 til 1970-tallet (Nygård

1991, Nygård m.fl. 2001a). Til sammenligning kan nevnes at den mer eksponerte spurvehauken hadde en sterk tilbakegang i Sverige på 1950-tallet, for så å øke igjen etter at bruk av DDT ble forbudt på 1970-tallet (Wallin 1984).

4.4 Innvandring, utvandring og "source-sink"

Vi har tidligere vært inne på at både voksne og unge hønehauker kan vandre ut av hjemområdet eller oppvekstområdet om høsten og vinteren. Denne mekanismen gir stor fleksibilitet i bestanden, og tomme territorier vil raskt kunne fylles opp av nyetablerende fugler. Man kan f.eks. tenke seg en situasjon der viltrike områder produserer mange unge hønehauker (overskuddsområder) som vandrer ut til områder som produserer færre (underskuddsområder). Dette blir kalt "source-sink dynamikk" og en slik modell er interessant for forholdene i Norge; kulturlandskapsområder i lavlandet og kanskje kystnære områder med rik byttedyrtilgang kan på denne måten produserer et ungeoverskudd som eksporteres til de mer fattige og høytliggende barskogområdene. I dag er dette imidlertid bare en hypotese. Derimot viste Kenward m.fl. (1999) fra øya Gotland at en stor andel ungfugl var "på vandring" inne på øya, men utvandringsraten til fastlandet var lav. Tettheten av byttedyr på Gotland var imidlertid svært høy (fasan og hare), noe som trolig bidro til å holde ungfugler tilbake på øya. Foringsforsøk i USA har vist at hønehauker som ble forsynt med ekstra utlagt mat i reirområdet forble i nærområdet utover høsten mens unger uten ekstra mat trakk vekk (Kennedy & Ward 2003).

4.5 Skogbrukets innvirkning

Endringer og tap av habitat er nevnt som de viktigste årsakene til at arter går tilbake og dør ut (Caughley & Gunn 1995). Habitat er imidlertid ikke noe entydig begrep, og må derfor synliggjøres i form av ressurser (mat, skjul og reirplasser) og miljøforhold (temperatur, lys, fuktighet, forekomst av andre arter) som kan forklare forekomst, overlevelse og reproduksjon (Caughley & Gunn 1995). Det er svært få studier som klart viser sammenhengen mellom habitat og demografi hos hønehauk (McClaren m.fl. 2002), noe som ville ha vært svært viktig informasjon for å forvalte hønehaukens habitat. Det faktum at de høyeste tettheter av hønehauk er observert i landskapstyper med begrenset andel skog (i Europa 12-15 % skog, og i Norden <50 % skog) (Bednarek 1975, Kenward 1982, Marcström m.fl. 1990) indikerer at gammel skog og egnete reirlokalteter ikke alene styrer bestandsstørrelsen.

Reir og reirområdet

Oppsøking av gamle reirlokalteter og angivelse av status på et gitt tidspunkt er den vanligste vurdering av bestandsutvikling og trusler. Derfor er det i flere studier indikert at hogst av reirlokalteter er hovedårsaken eller

en medvirkende årsak til at hønehauken er truet (Hansen 1985, Steen 1989, Bergo 1992, Tømmerås 1993, Knoff 1999b, Hafstad 2002). Hogst av reirlokalteter kan virke dramatisk, men årsakssammenhenger til bestandsnivå kan ikke utledes direkte fordi hønehauken kan ta i bruk alternative reir og bygge nye reir (Penteriani & Faivre 2001). Det er f.eks. vist at haukepar raskt har tatt i bruk alternative reir, eller kunstig bygde reir, når gamle reirlokalteter er hogd (Knoff 1999a).

Det er godt dokumentert at reirtre og reirlokaltet ikke velges tilfeldig (Lindell 1984, Juul-Hansen 1987, Bergo 1992, Penteriani m.fl. 2001, Steinsvåg 2002). Reiret bygges gjerne i store trær i lukket skog med god kronedekning. Det kan tenkes at selve reirplasseringen har betydning for hvor godt reiret er beskyttet mot vær og vind, og at et godt skjult reir er mindre utsatt for predasjon. Vi har imidlertid ikke funnet studier som dokumenterer slike sammenhenger. Vi har heller ikke funnet studier som har forsøkt å kvantifisere tilgjengeligheten av egnete reirtre og reirområder. I alle høydeler i Norge dekker hogstklasse IV og V over halvparten av det produktive skogarealet (Tomter 1996, Rolstad m.fl. 2002). Det er mulig at mangel på reirlokalteter kan være et temporært lokalt problem (Tømmerås 1993), men slike forhold kan ikke generaliseres til bestandssituasjonen på stor skala (Kenward & Widén 1989).

Et par kan bruke samme reir år etter år, og sparer på denne måten tid og energi ved å "pynte" på det gamle reiret. Det har også vært spekulert i om pyntingen av reiret er et signal til nykommere om at territoriet er opptatt. Dersom de gamle fuglene forsvinner er det mye som tyder på at det gamle reiret fungerer som en "magnet" på nyetablerende fugl, og det er mulig at størrelsen på reiret indirekte signaliserer kvaliteten på territoriet (Newton 1979). På denne måten kan tilgangen på "velbrukte" lokaliteter påvirke nyetablering av fugl lokalt. Det er godt dokumentert at enkelte reir og reirlokalteter har vært i bruk i lang tid, lengre enn levetiden for et enkelt par (Newton 1979, Knoff 1999a). Det er også kjent at enkelte reirområder i en årrekke produserer flere unger enn andre (Krüger & Lindström 2001, McClaren m.fl. 2002). Det er imidlertid uklart om dette skyldes kvaliteten på reirområdet, jaktområdet, eller egenskaper til de fuglene som hekker der (McClaren m.fl. 2002).

Hogst av reirtre og reirområde blir ofte framsatt som en viktig årsak til at hønehauken skulle ha gått tilbake i antall. Det finns imidlertid ingen dokumentasjon på at tilgangen på egnete reirtre er begrensende for bestanden over tid og over større arealer. Penteriani & Faivre (2001) gjennomførte hogstforsøk i grenseområdene mellom Frankrike og Italia der de testet effekten av gjennomhogst på okkupasjonsrate og reproduksjon. De fant ingen forskjeller mellom hogde og ikke-hogde reirområder. De fleste hønehaukepar aksepterte en forsiktig gjennomhogst i reirområdet, så lenge den opprinnelige strukturen ikke ble drastisk endret (opptil 30 % reduksjon i tetthet).

Jaktområdet

Hønehauken synes å være fleksibel i bruken av jaktområder. Selv om det i enkelte studier er funnet en viss preferanse for eldre skog (f.eks. Widén 1989, Fig. 5) er den på ingen måte avhengig av dette. Mye tyder på at de ideelle jaktmarkene verken bør være for tette eller for åpne, men hvis mattilgangen er god kan den godt jakte på hogstflater og i tett ungskog (Kenward & Marström 1982, Kenward & Widén 1989, Tornberg & Colpaert 2001). Etter omleggingen til bestandsskogbruk på 50-tallet har det skjedd en fortetting av skogen i de gjenværende eldre skogbestandene. I denne skogen, som ikke lenger plukkhogges, står det nå mer enn dobbelt så mange trær som det gjorde på 1920-tallet (Fig. 24, Tomter 1996). Samtidig vokser hogstflatene til igjen, og dersom det ikke tynnes kan ungskogen som vokser opp bli svært tett.

4.6 Hva antas å styre bestandstetthet og -trend?

Mange studier peker på at hønehauken er knyttet til eldre skog. Likevel finnes noen av de tetteste hekkebestandene i områder der skog utgjør begrensede arealer i landskapet (Kenward 1996). Denne tosidigheten kan være vanskelig å forstå, men mye tyder på at forklaringen ligger i mengde og tilgjengelighet av byttedyr, først og fremst vinterstid. I kulturlandskap i lavlandet er mengde og diversitet av byttedyr større, og kantsonarealer mellom skog og åpne områder er viktige jakthabitater (jfr. Kenward m.fl. 1999). I barskogens vinterlandskap er byttedyrene begrenset til skogsfugl, hare, ekorn, og til en viss grad kråkefugl og hakkespetter. Skogsfugl, hare og ekorn har store bestandssvingninger over tid, og mye taler for at bestandstettheten av hønehauk i barskogsområder i stor grad følger tilgangen på disse byttedyrene.

Hønehauken er territoriell og hekketettheten tilpasses byttedyrtilgangen gjennom territoriell adferd. Mange studier viser at hekkende par er relativt jevnt fordelt i landskapet. Det er kjent at territorier raskt erstattes av nye par når de gamle dør, og i mange områder er det nesten totalt fravær av hekkende ettåringer (f.eks. på Gotland, Kenward m.fl. 1999). Dødeligheten hos voksen fugl er lav, og mange yngre fugler hekker ikke fordi det ikke er ledige territorier. En undersøkelse fra Tyskland (Krüger & Lindström 2001) viser at det i første rekke er de lokalitetene med rikest byttedyrtilgang som okkuperes først, og at disse lokalitetene har en høy ungeproduksjon uavhengig av bestandstettheten innenfor større områder (site-dependent population regulation). Dette kan forklare mønstre vi har sett konturene av i Fennoskandia: en relativt høy bestand i rike kulturpåvirkede områder og en mer glissen bestand i fattigere barskogsområder.

Gjennomgangen har imidlertid avslørt at det ofte er relativt dårlig sammenheng mellom hekketetthet og byttedyrtilgang. Det er også begrenset eller ingen dokumentasjon på sammenhenger mellom habitat og hekketetthet. Koblingen mellom byttedyr og hønehauk har først og fremst vist seg gjennom sammenhenger

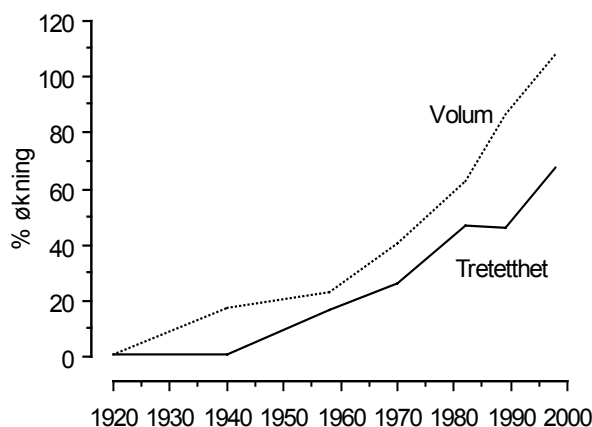


Fig. 24. Utviklingen av tretetthet (trær >20 cm dbh) i eldre skog (h.kl. IV og V) og totalt stående volum (m^3) i Norge i perioden 1920 og fram til i dag. (Basert på Landsskogtakseringens tall, Tomter 1996).

mellom byttedyr, kullstørrelse, ungeproduksjon og skuddpremiestatistikk. Som vi har vært inne på flere ganger kan det synes som om gamle territorielle haukepar opprettholder store territorier selv om mattilgangen øker. En sammenheng mellom byttedyrtilgang og hekketetthet vil derfor ikke framkomme i studier av kort varighet.

Skogbruket påvirker hønehauken på forskjellige måter. Hogst av reirtrær og reiområder vil selvfølgelig påvirke de enkelte hekkende par. Hvis det finnes egnede reirtrær og reiområder i nærheten er det grunn til å tro at de hekkende parene bygger nytt reir dersom byttedyrtilgangen er tilfredsstillende. Det foreligger ingen dokumentasjon på at hogst av reir og reiområde påvirker hekkebestanden over større arealer.

Når det gjelder jaksuksess er det grunn til å tro at bestandsskogbruket medfører dårligere forhold på tre måter: (1) ved å skape helt åpne hogstflater, (2) ved å skape tette ungskoger, og (3) ved at gammelskogen fortettes ved at gran vokser opp i ellers åpne furuskoger. En i utgangspunktet lav byttedyrtetthet vil på denne måten forsterkes ved at byttedyrene i tillegg blir mindre tilgjengelig.

Sist men ikke minst påvirker skogbruket bestandstettheten av hønehaukens byttedyr. Vi har sett flere eksempler på at lokale bestander av skogsfugl har gått tilbake, noe som samsvarer med lokale nedganger i hønehaukbestander. For landet totalt sett synes imidlertid nedgangen i skogsfuglbestanden å være mindre utpreget (Hjeljord 1980). Bestandene av hare og ekorn varierer også mye (Marström m.fl. 1989, Pulliainen 1983, Andrén & Delin 1994, Andrén 1996, Delin 1996), men her er det svakere dokumentasjonen på langsiktige trender.

5 Konklusjoner og forvaltning

Hønehauken er idag rødlistet som en sårbar art (V) i Norge (Myklebust 1996, DN 1999). IUCN (2001) har nylig utarbeidet reviderte standarder for ulike trusselkategorier på rødlistene. For hønehauk er det kriteriet "reduksjon i bestandsstørrelse" som er aktuelt. Kravet for at en art skal listes som sårbar er at det skal ha vært en reduksjon i bestandsstørrelse på 50 % eller mer de siste 10 årene hvis årsaken til bestandsnedgangen er kjent (og dermed kan reverseres). Hvis årsaksforholdet ikke er kjent er det nok med en bestandsreduksjon på 30 %. Kravene til vitenskapelig dokumentasjon er relativt vide; det skal være en observert, beregnet, indikasjon på, eller antatt bestandsreduksjon (DN 1999, IUCN 2001). Vi har ikke funnet statistisk sikker dokumentasjon på en sterk nedgang i bestanden av hønehauk (>30 % de siste 10 år). Gjennomgangen som er gjort på basis av studier fra hele Fennoskandia indikerer en 35 % reduksjon i hekkebestanden fra 1950 til 1970-tallet. Dataene indikerer videre at bestanden totalt sett har vært relativt uendret gjennom 1980- og 1990-tallet. Det synes å være relativt bred faglig enighet om at det er redusert tilgang på byttedyr som er hovedforklaringen på den indikerte bestandsnedgangen fra 1950 til 1970-tallet (se kap. 4.1). Basert på dette resonnementet er det derfor ikke grunnlag for å klassifisere hønehauken som en sårbar art (men se nedenfor). Dette samsvarer med vurderinger som nylig er gjort i Sverige og Finland (Widén 1997, Gärdenfors 2000, Rassi m.fl. 2001). I Sverige ble hønehauken tatt ut av rødlista i 2000, mens arten aldri har vært rødlistet i Finland. Dette er begge land som har et mer intensivt storskala skogbruk enn Norge.

Som vi tidligere har vært inne på (kap. 3.1) velger man forvaltningsstrategi ut fra en vurdering av fakta. Denne vurderingen er subjektiv (normativ) i den forstand at man kan legge ulik vekt på hvilke "feil" man mener det er viktigst å unngå (type I og II feil). Vi vil derfor her kort skissere 3 forskjellige konklusjoner basert på ulike vurderinger av de fakta vi har gjennomgått:

(A) Hønehaukbestanden har ikke gått sterkt tilbake i nyere tid: Dette er konklusjonen man vil trekke hvis man legger vekt på at en nedgang skal være rimelig godt dokumentert (jfr. statistiske krav til type-I feil). Dette er også konklusjonen man vil trekke hvis man legger det felles nordiske datamaterialet til grunn (Fig. 7). I dette tilfelle trenger man ikke sette i verk noen tiltak, fordi hønehauken ikke er en truet art.

Det kan imidlertid være andre grunner (enn de rent demografiske) til at man velger å ta hensyn til hønehaukens reiområder. Det kan f.eks. anføres at fordi hønehauken har tradisjonelle reiområder, på samme måte som storfuglen har leiker, kan det synes rimelig at skogbruket tar visse hensyn (Gundersen & Rolstad 2002). Dagens forvaltningsråd om forsiktig gjennomhogst og kantsoner rundt reiret kan i så måte være aktuelle tiltak (Toyne 1997, Petty 1998, Hals 1999a, b, Haugan & Søgne 1999, www.skog.no/forbundet/meninger/meninger). Dersom reiret og reiområde hogges kan det bygges kunstig reir i

nærliggende områder (se punkt 2 i kapittel 6 om "Videre forskning" under).

(B) Hønehaukbestanden har gått tilbake: Dette er konklusjonen man vil trekke hvis man legger stor vekt på "føre-var prinsippet" (jfr. statistisk krav til type-II feil). Fordi enkelte studier har vist lokal nedgang i bestanden, og fordi dokumentasjonen på bestandsutviklingen de siste årene er mangelfull i Norge, så kan vi ikke se bort fra at bestanden kan ha gått tilbake.

Dersom man velger å legge seg på dette alternativet vil det mest effektive tiltaket for å øke bestanden av hønehauk være å øke tilgangen på byttedyr vinterstid. Det er fra forskningen definert forvaltningsråd for skogsfugl (Rolstad m.fl. 1991, Wegge m.fl. 1992, Rolstad & Andersen 2003), ekorn (Andrén & Delin 1994, Andrén 1996, Delin 1996), og hakkespetter (Rolstad & Gjerde 1997). Hvis det er mulig å redusere bestanden av middelsstore predatorer (spesielt rev) ville dette også kunne være relevante tiltak. Tynning av yngre skog og lukkede gjennomhogster vil kunne forbedre hønehaukens jaktområder. Vern og tilpasset skogskjøtsel i reiområder vil også være aktuelt selv om de demografiske effektene av dette ikke er dokumentert.

(C) Vi vet ikke: Dette er konklusjonen man vil trekke hvis man stiller strenge krav til begge de statistiske feilkildene, og spesielt hvis man kun baserer seg på norske undersøkelser. I dette tilfelle trenger vi mer forskning, noe vi tar opp i neste kapittel.

6 Videre forskning

Analysen av datamaterialet fra hele Fennoskandia har vist at det ikke er statistisk grunnlag for å påstå at det har vært noen markert nedgang i hekkebestanden i nyere tid. Det er heller ingen grunn til å tro at den norske hønehaukbestanden skulle være underlagt andre økologiske reguleringsmekanismer enn bestandene i Sverige og Finland. Det er likevel påfallende mange enkeltundersøkelser som indikerer at det har vært lokale bestandsnedganger, og datamaterialet fra Norge er lite. De fleste studiene er av kort varighet eller de er "snapshots" med mange års mellomrom. Det er få eksperimentelle studier som ser på sammenhengen mellom hønehaukens demografi og skogens struktur på ulike skalanivåer, og svært få har anvendt effektive vitenskapelige metoder der man utleder testbare hypoteser (Romesburg 1981, Kenward & Widén 1989, Verner 1992, Keane & Morrison 1994, Kenward 1996). Med dette for øyet gir vi her en kort liste over noen forskningsoppgaver det kan være aktuelt å se nærmere på. Oppgavene er ikke satt opp i prioritert rekkefølge.

1. *Hva er hekketettheten i sterkt skogsbrukspåvirkede områder, og er hekkebestanden større i kulturpåvirkede og kystnære områder enn i reine skogstrakter?* Litteraturgjennomgangen har vist at det kanskje er i de mest skogsbrukspåvirkede områdene at hekketettheten av hønehauk er lavest. Gjennomgangen har også avdekket at det i Norge finnes lite informasjon om hekketetthet i typiske skogstrakter i nyere tid. Det kan derfor være aktuelt å kartlegge hekketettheten i slike områder. Dersom bestanden er "mettet", dvs. at

hekketettheten representerer terrengets bæreevne, vil fraflyttede territorier bli erstattet av nye individer. Denne hypotesen kan forkastes hvis det finnes større sammenhengende skogområder uten hekkende hønsehauk. En systematisk søking etter reirlokalteter i et skoglandskap vil gi verdifull informasjon om hønsehaukens bestandssituasjon. Dette kan i praksis gjøres ved å lokalisere reirområder ved avspilling av lokkerop og registrering av tilrop langs på forhånd definerte takseringspunkt (Kennedy & Stahlecker 1993, Joy m.fl. 1994, Penteriani 1999, 2001). Ved tilrop må ytterligere søk settes inn for å lokalisere selve reirtreet. Fordi hønsehauken i slike områder vil ha store leveområder (>50 km²) er det viktig at studieområdene er store nok til å kunne fange opp flere hekkende par, dvs. at de må være i størrelsesorden flere hundre km².

Det er indikasjoner på at bestanden er stabil eller har gått opp i kulturpåvirkede og kystnære områder og at hekketettheten er høyere der enn i skogstrakter. Dette kan testes ved å kartlegge hekketetthet i en gradient fra skogsmark til kulturmark innenfor samme år. Kartleggingsmetodikken kan baseres på avspilling av lokkerop langs på forhånd definerte takseringspunkt på samme måte som beskrevet ovenfor.

2. *Er egnete reirtrær og reirlokalteter begrensende for bestanden?* Det blir ofte hevdet at hogst av reirtrær og reirlokalteter påvirker hønsehaukbestanden negativt. Gjennomgangen foran har vist at det ikke finnes dokumentasjon på dette, og for skognæringen vil det derfor være nyttig å få dette avklart. Spørsmålet kan angripes på to måter: For det første kan man radioinstrumentere hekkende par, hogger reir og reirlokaltet, og så overvåker de radiomerkede fuglene i ettertid for å se om de hekker et annet sted. For det andre kan man bygge kunstige reir i antatt gunstige reirområder og se om reirene blir bebodd. Dette er allerede gjort i forbindelse med at gamle reirlokalteter er blitt hogd, og i disse tilfellene er det sannsynligvis det gamle paret som etablerte seg i det nye reiret (Knoff 1999b). Dersom kunstige reir lett tas i bruk kan man kanskje på denne måten "styre" hønsehauken til å hekke i mindre konfliktfylte lokaliteter.

3. *Meta-analyse av hønsehaukens bestandsutvikling.* Vi har tatt med dette punktet fordi det synes å være mange enkeltstudier av hønsehauk som hver for seg har for lite omfang eller for kort varighet til at det sier noe om bestandssituasjonen på større skalaer. En "meta-analyse" betyr at man går igjennom alle disse studiene på en systematisk måte, helst i samarbeid med de som står bak enkeltundersøkelsene, og sammenholder metodikk slik at del-resultatene blir mest mulig sammenlignbare. På denne måten kan mange enkeltstudier behandles under ett med standardiserte statistisk analyser. Meta-analyse er bl.a. gjennomført for Spotted Owl i vestre deler av Nord-Amerika (Burnham m.fl. 1996). På sett og vis kan man si at vi i denne rapporten har gjort en slik meta-analyse (jfr. Fig. 7, 8, 10 og 11). Vi har imidlertid ikke hatt tid og ressurser til å kontakte alle de personene som står bak enkeltstudiene, hvilket har medført at vi i mange tilfeller ikke har kunnet sammenligne de metodene som er brukt. Dette gjelder spesielt de studiene som ikke har vært gjenstand for referee-vurdering før publisering av

resultatene. Vi tror at en grundig meta-analyse vil gi et mye bedre grunnlag for å vurdere den historiske bestandsutviklingen.

4. *Overvåking av bestandsutvikling.* Det er idag en prioritert oppgave innen miljø- og skogforvaltning å utvikle metoder for overvåking av biologisk mangfold (St. meld. nr. 25 2002-2003). En slik overvåking vil kanskje basere seg på et utvalg av arter og artsgrupper. I så henseende kan hønsehauken være en aktuell kandidat. Standardiserte registreringer etter metodene beskrevet i punkt 1 vil kunne danne grunnlag for en langsiktig overvåking av hønsehaukens bestandsutvikling. I denne sammenhengen er det viktig at registreringene utføres i et variert utvalg av naturtyper og regioner i landet.

Oppgave 1 og 4 baserer seg på enkle feltregistreringer, men fordi man vil måtte avsoke relativt store skogområder vil det være tidkrevende arbeid der mange feltarbeidere vil være involvert. Oppgave 2 baserer seg på radiotelemetri, noe som i dag er relativt kostbart og arbeidskrevende. Satelitt-basert telemetri vil kunne forenkle dette feltarbeidet i framtiden. Oppgave 3 er en ren skrivebordsoppgave, men det er et omfattende arbeid å kontakte alle de personene som står bak enkeltundersøkelsene.

7 Referanser

- Andersen, H.N. & Jacobsen, F. 1995. Hønsehaukens habitatkrav i Rogaland. - Hovedoppgave, Høgskolen i Nord-Trøndelag, Avdeling for naturbruk, miljø og ressursfag.
- Andrén, H. 1996. Populationsfluktuationer och biotopval hos ekorre - ett viktig bytesdjur för duvhök. - NINA-Temahefte 5: 31-34.
- Andrén, H. & Delin, A. 1994. Habitat selection in the Eurasian red squirrel, *Sciurus vulgaris*, in relation to forest fragmentation. - *Oikos* 70: 43-48.
- Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. - *Oecologia* 62: 199-208.
- Bassett, R.L., Boyce, D.A., Reiser, M.H., Graham R.T. & Reynolds, R. T. 1994. Influence of site quality and stand density on goshawk habitat in southwestern forests. - *Studies in Avian Biology* 16: 41-45.
- Bednarek, W. 1975. Vergleichende Untersuchungen zur Populationsökologie des Habicht *Accipiter gentilis*: Habitatbesetzung und Bestandsregulation. - *Deutscher Falkenorden Jahrbuch* (1975): 47-53.
- Bednarz, J.C., Klem, D., Goodrich, L.J. & Senner, S.E. 1990. Migration counts of raptors at Hawk Mountain, Pennsylvania, as indicators of population trends 1934-1986. - *Auk* 107: 96-109.
- Begon, M. & Mortimer, M. 1986. Population ecology. A unified study of animals and plants. - Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- Beier, P. & Drennan, J.E. 1997. Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. - *Ecological Applications* 7: 564-571.
- Bergo, G. 1992. Bestandsstørrelse, reirhabitat og reproduksjonsbiologi hjå hønsehauk. - Fylkesmannen i Hordaland, Rapport 5/92, 31 s.
- Bijlsma, R.G. 1991. Trends in European goshawks (*Accipiter gentilis*): An overview. - *Bird Census News* 4: 3-47.
- Bildstein, K.L. 1998. Long-term counts of migrating raptors: a role for volunteers in wildlife research. - *Journal of Wildlife Management* 62: 435-454.
- Boal, C.W., Andersen, D.E. & Kennedy, P.L. 2003. Home range and residency status of Northern Goshawks breeding in Minnesota. *Condor*, 105, 811-816.

- Bollingmo, T. 1978. Trekk fra hønsehaukens *Accipiter gentilis* økologi i Trondheimsområdet i november-april. - Vår Fuglefauna 1: 132-141.
- Bosakowski, T. & Speiser, R. 1994. Macrohabitat selection by nestling northern goshawks: Implication for managing eastern forests. - Studies in Avian Biology 16: 46-49.
- Bright-Smith, D. & Mannan, R.W. 1994. Habitat use by breeding male northern goshawks in northern Arizona. - Studies in Avian Biology 16: 58-65.
- Brüll, H. 1977. Das Leben europäischer Greifvögel. 3. utg. - Fischer, Stuttgart, Tyskland.
- Bull, E.L. & Hohmann, J.H. 1994. Breeding biology of northern goshawks in northeastern Oregon. - Studies in Avian Biology 16: 103-105.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. & White, G.C. 1996. Meta-analysis of vital rates of the northern spotted owl. - Studies in Avian Biology 17: 92-101.
- Bühler, U. & Oggier, P.A. 1987. Bestand und Bestandsentwicklung des Habichts *Accipiter gentilis* in der Schweiz. - Ornithologischer Beobachter 84: 71-94.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. - Journal of Animal Ecology 63: 215-244.
- Caughley, G., Grice, D., Barker, R. & Brown, B. 1988. The edge of the range. - Journal of Animal Ecology 57: 771-785.
- Caughley, G. & Gunn, A. 1995. Conservation biology in theory and practice. - Blackwell Science, Cambridge, MA, USA.
- Christiansen, E. 1979. Skog- og jordbruk, smånagere og rev. - Tidsskrift for Skogbruk 87 (3): 115-119.
- Crocker-Bedford, D.C. 1990. Goshawk reproduction and forest management. - Wildlife Society Bulletin 18: 262-269.
- Crocker-Bedford, D.C. 1995. Northern Goshawks reproduction relative to selection harvest in Arizona. - Journal of Raptor Research 29: 42-43.
- Crocker-Bedford, D.C. 1998. The value of demographic and habitat studies in determining the status of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis atricapillus*) with special reference to Crocker-Bedford (1990) and Kennedy (1997). - Journal of Raptor Research 32: 329-336.
- Crocker-Bedford, D.C. & Chaney, B. 1988. Characteristics of goshawk nesting stands. - I: Glinski, R.L., Pendleton, B.G., Moss, M.B., LeFranc, M.N.Jr., Millsap, B.A. & Hoffman, S.A. (red.) Proceedings of the Southwest Raptor Management Symposium and Workshop. National Wildlife Federation Scientific and Technical Series No. 11, Washington, D.C., USA, s. 210-217.
- Dahl, K. 1936. Periodiske variasjoner i småviltbestanden. - 6. Nordiske Jegerkongress, Oslo, pp. 164-174. (referert i Hjeljord 1980).
- Daw, S.K. & DeStefano, S. 2001. Forest characteristics of northern goshawk nest stands and post-fledging areas in Oregon. - Journal of Wildlife Management 65: 59-65.
- Daw, S.K., DeStefano, S. & Steidl, R.J. 1998. Does survey method bias the description of northern goshawk nest-site structure? - Journal of Wildlife Management 62: 1379-1384.
- Delin, A. 1996. Habitat selection, movements and distribution of Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in boreal landscapes in relation to habitat fragmentation. - Ph.Lic. oppgave, SLU, Uppsala.
- DeStefano, S. 1998. Determining the status of Northern Goshawks in the west: Is our conceptual model correct? - Journal of Raptor Research 32: 342-348.
- DeStefano, S., Daw, S.K., Desimone, S.M. & Meslow, E.C. 1994a. Density and productivity of northern goshawks: Implication for monitoring and management. - Studies in Avian Biology 16: 88-91.
- DeStefano, S., Woodbridge, B. & Detrich, P.J. 1994b. Survival of northern goshawks in the southern Cascades of California. - Studies in Avian Biology 16: 133-136.
- Detrich, P.J. & Woodbridge, B. 1994. Territory fidelity, mate fidelity, and movements of color-marked northern goshawks in the southern Cascades of California. - Studies in Avian Biology 16: 130-132.
- Dewey, S.R. & Kennedy, P.L. 2001. Effects of supplemental food on parental-care strategies and juvenile survival of northern goshawks. - Auk 118: 352-365.
- Dietrick, J. & Ellenberg, H. 1982. Aspects of goshawk urban ecology. - I: Kenward, R.E. & Lindsay, I.M. (red.) Understanding the goshawk. International Association for Falconry and Conservation of Birds of Prey, Oxford, UK, s. 163-175.
- Dietzen, W. 1978. Der Brutbiotop des Habicht *Accipiter gentilis* in drei Gebieten Bayerns. - Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern 17: 141-159.
- DN, 1988. Truede virveldyr i Norge. - Rapport nr. 2-1988. Direktoratet for naturfovaltning, Trondheim, 99 s.
- DN, 1992. Truede arter i Norge. - Rapport nr. 6-1992. Direktoratet for naturfovaltning, Trondheim, 96 s.
- DN, 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. - Rapport nr. 3-1999. Direktoratet for naturfovaltning, Trondheim, 162 s.
- Douhan, B. 1979. Duvhöken i Roslagen. - Fåglar i Uppland (6): 47-53.
- Doyle, F.I. & Smith, J.M.N. 1994. Population responses of northern goshawks to the 10-year cycle in numbers of snowshoe hares. - Studies in Avian Biology 16: 122-129.
- Fischer, W. 1980. Die Habicht. - A. Ziemsen Verlag, Wittenberg, Lutherstadt, Tyskland.
- Forsman, D. 1975. Nesting diurnal birds of prey in Porkkala, Kirkkonummi, S-Finland. - Tringa 6: 49-51.
- Forsman, D. & Ehrnsten, B. 1985. Is the goshawk *Accipiter gentilis* declining? - Lintumies 20: 83-88.
- Fox, N. 1982. The hunting behaviour of trained northern goshawks *Accipiter gentilis*. - I: Kenward, R.E. & Lindsay, I.M. (red.) Understanding the goshawk. International Association for Falconry and Conservation of Birds of Prey, Oxford, UK, s. 121-133.
- Franklin, A.B., Anderson, D.R., Gutierrez, R.J. & Burnham, K.P. 2000. Climate, habitat quality, and fitness in northern spotted owl populations in northwestern California. - Ecological Monographs 70: 539-590.
- Gaston, K.J. 1994. Rarity. - Chapman & Hall, London, UK.
- Gensbøl, B. 1984. Rovfuglene i Europa. - Gads Forlag, København.
- Gotelli, N. 1998. A primer of ecology. - Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA.
- Gould, W.R. & Fuller, M.R. 1995. Survival and population size estimation in raptor studies: A comparison of two methods. - Journal of Raptor Research 29: 256-264.
- Grønnesby, S. & Nygård, T. 2000. Using time-lapse video monitoring to study prey selection by breeding goshawks *Accipiter gentilis* in Central Norway. - Ornis Fennica 77: 117-129.
- Grønlien, H., Høitomt, G. & Opheim, J. 1993. Registreringer av skoglige forhold ved 10 hekkelokalteter for hønsehauk. En vurdering av biotopkrav og bestandsutvikling. - Fugler i Oppland 14: 103 s.
- Gundersen, V.S. & Rolstad, J. 2000. Rev *Vulpes vulpes* og mår *Martes martes* i boreal skog: Har habitatfragmentering medført økt predasjonstrykk? Fauna 53 (4): 186-198.
- Gundersen, V.S. & Rolstad, E. 2002. Forvaltning av storfugl - basert på estetikk eller økologi? - Norsk Skogbruk (12): 30-33.
- Gärdenfors, U. (red.) 2000. Rödlistade arter i Sverige 2000. - ArtDatabanken, SLU, i samarbeid med Naturvårdsverket. Uppsala.
- Hafstad, I. 2002. Hønsehauk vs. skogbruket - en kilde til stadig konflikt. - Vår Fuglefauna 25: 82-86.
- Hafstad, I., Steinsvåg, M.J., Nordvik, T.O. & Sandvik, J. 2003. Hvordan påvirker forskjellige fysiske inngrep hekkesuksessen til hønsehauk? - Vår Fuglefauna 26: 16-17.
- Haftorn, S. 1966. Våre fugler. En felthåndbok. - Ernst G. Mortensens Forlag, Oslo.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Halley, D.J. 1996. Movements and mortality of Norwegian goshawks *Accipiter gentilis*: An analysis of ringing data. - Fauna norvegica, Ser. C., Cinclus 19: 55-67.
- Halley, D.J., Nygård, T. & Wiseth, B. 2000. Winter home range fidelity and summer movements of a male goshawk *Accipiter gentilis* from fledging to first breeding. - Ornis Norvegica 23: 31-37.
- Hals, A. 1998. Hønsehauken - granskogens rovfugl. - Skogeieren (8): 22-23.
- Hals, A. 1999a. Norges "Spotted Hawk". - Skogeieren (12): 2.
- Hals, A. 1999b. Hønsehauken - spesialisten som sliter. - Skogeieren (8): 22-24.

- Hansen, G. 1985. Prosjekt hønsehauk. - Norsk Ornitologisk Forening og World Wildlife Found, Årsrapport 1985.
- Hanski, I., Hansson, L. & Henttonen, H. 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. - *Journal of Animal Ecology* 60: 353-367.
- Hargis, C.D., McCarthy, C. & Perloff, R.D. 1994. Home range and habitats of northern goshawks in eastern California. - *Studies in Avian Biology* 16: 66-74.
- Haugan, R. & Søgne, S.M. 1999. Hønsehauken - skogbrukets ansvar! - *Skogeieren* (12): 26-27.
- Haukioja, E. & Haukioja, M. 1970. Mortality rates of Finnish and Swedish goshawks (*Accipiter gentilis*). - *Finnish Game Research* 31: 13-20.
- Hayward, G.D. & Escano, R.E. 1989. Goshawk nest-site characteristics in western Montana and northern Idaho. - *Condor* 91: 476-479.
- Henttonen, H. 1989. Does an increase in the rodent and predator densities, resulting from modern forestry, contribute to the long-term decline in Finnish tetraonids? - *Soumen Riista* 35: 83-90. (Finsk med engelsk sammendrag).
- Hitt, S. 1992. The triumph of politics over science, goshawk management in the southwest. - *Inner Voice* 4: 1-11.
- Hjeljord, O. 1980. Viltbiologi. - Landbruksforlaget, Oslo.
- Huhtala, K. & Sulkava, S. 1976. Breeding biology of the goshawk. - *Soumen Luonto* 35: 299-303.
- Huhtala, K. & Sulkava, S. 1982. Environmental influences on goshawk breeding in Finland. - I: Kenward, R.E. & Lindsay, I.M. (red.) Understanding the goshawk. International Association for Falconry and Conservation of Birds of Prey, Oxford, UK, s. 89-104.
- Höglund, N.H. 1960. Studier av näringen vinterstid hos mården *Martes martes* i Jämtlands län. - *Viltrevy* 1: 319-337.
- Höglund, N.H. 1964a. Über die Ernährung des Habichts (*Accipiter gentilis* Lin.) in Schweden. - *Viltrevy* 2: 271-328.
- Höglund, N.H. 1964b. Der Habicht (*Accipiter gentilis* L.) in Fennoskandia. Beringungsergebnisse und ökologische Studien. - *Viltrevy* 2: 195-270.
- IUCN, 2001. IUCN red list: Categories and criteria. Version 3.1. - IUCN Species Survival Commission. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Iverson, G.C., Hayward, G.D., Titus, K., Degayner, E., Lowell, R.E., Crocker-Bedford, D.C., Schempf, P.F. & Lindell, J. 1996. Conservation assessment for the Northern Goshawk in southeast Alaska. - USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. PNW-GTR 387, Portland, OR, USA.
- Joy, S.M., Reynolds, R.T. & Leslie, D.G. 1994. Northern goshawk broadcast surveys: Hawk response variables and survey cost. - *Studies in Avian Biology* 16: 24-30.
- Juul-Hansen, I.B. 1986. Hønsehauken (*Accipiter gentilis*) reirbiotop sett i forhold til moderne skogsdrift og andre forstyrrelsesfaktorer. - Hovedoppgave, Norges Landbrukshøgskole, Institutt for Naturforvaltning, 40 s.
- Juul-Hansen, I.B. 1987. Hønsehauk og bestandsskogbruk. - *Norsk Skogbruk* 33 (1): 26-27, 43.
- Keane, J.J. & Morrison, M.L. 1994. Northern goshawk ecology: Effects of scale and levels of biological organization. - *Studies in Avian Biology* 16: 3-11.
- Kennedy, P.L. 1997. The Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*): Is there evidence of a population decline? - *Journal of Raptor Research* 31: 95-106.
- Kennedy, P.L. 1998. Evaluating Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*) population status: A reply to Smallwood and Crocker-Bedford. - *Journal of Raptor Research* 32: 336-342.
- Kennedy, P.L. & Stahlecker, D.W. 1993. Responsiveness of nesting northern goshawk to taped broadcasts of 3 conspecific calls. - *Journal of Wildlife Management* 57: 249-257.
- Kennedy, P.L. & Ward, J.M. 2003. Effects of experimental food supplementation on movements of juvenile northern goshawks (*Accipiter gentilis atricapillus*). - *Oecologia* 134: 284-291.
- Kennedy, P.L., Ward, J.M., Rinker, G.A. & Gessaman, J.A. 1994. Post-fledging areas in northern goshawk home range. - *Studies in Avian Biology* 16: 75-82.
- Kenward, R.E. 1982. Goshawk hunting behaviour and range size as a function of food and habitat availability. - *Journal of Animal Ecology* 51: 69-80.
- Kenward, R.E. 1996. Goshawk adaptation to deforestation: Does Europe differ from North America? - I: Bird, D.M., Varland, D.E. & Negro, J.J. (red.) Raptors in human landscape. Academic Press, London, UK, s. 233-243.
- Kenward, R.E. & Marcström, V. 1982. Goshawk predation on game and poultry: Some problems and solutions. - I: Kenward, R.E. & Lindsay, I.M. (red.) Understanding the goshawk. International Association for Falconry and Conservation of Birds of Prey, Oxford, UK, s. 152-159.
- Kenward, R.E., Marcström, V. & Karlbom, M. 1981. Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. - *Journal of Wildlife Management* 45: 397-408.
- Kenward, R.E., Marcström, V. & Karlbom, M. 1993a. Postnestling behavior in goshawks, *Accipiter gentilis*. 1. The causes of dispersal. - *Animal Behaviour* 46: 365-370.
- Kenward, R.E., Marcström, V. & Karlbom, M. 1993b. Postnestling behavior in goshawks, *Accipiter gentilis*. 2. Sex-differences in sociality and nest-switching. - *Animal Behaviour* 46: 371-378.
- Kenward, R.E., Marcström, V. & Karlbom, M. 1999. Demographic estimates from radio-tagging: models of age-specific survival and breeding in the goshawk. - *Journal of Animal Ecology* 68: 1020-1033.
- Kenward, R. & Widén, P. 1989. Do goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation lessons from radio tracking. - I: Meyburg, B.-U. & Chancellor, R.D. (red.) Raptors in the modern world. World Working Group on Birds of Prey and Owls, Berlin, s. 561-567.
- Knoff, C. 1996. Er hønsehauken truet i Hedmark? - *Kornkråka* 26: 21-24.
- Knoff, C. 1999a. Blir bestandsskogbruket hønsehaukens bane? - *Vår Fuglefauna* 22: 81-86.
- Knoff, C. 1999b. Blir bestandsskogbruket hønsehaukens bane? - Rapport fra NOF, avdeling Hedmark, 30 s.
- Knoff, C. 2000. Publisering av hønsehaugrapporten i Hedmark ga resultater. - *Vår Fuglefauna* 23: 106.
- Kostrzewa, A. & Kostrzewa, R. 1990. The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the buzzard (*Buteo buteo*), goshawk (*Accipiter gentilis*) and kestrel (*Falco tinnunculus*). - *Ibis* 132: 550-559.
- Kostrzewa, A. & Kostrzewa, R. 1991. Winter weather, spring and summer density, and subsequent breeding success of Eurasian kestrels, common buzzards, and northern goshawks. - *Auk* 108: 342-347.
- Kramer, V. 1972. Habicht und Sperber. - Wittenberg-Lutherstadt, Berlin.
- Krebs, C.J., Boutin, S. & Boonstra, R. (red.) 2001. Ecosystem dynamics of the boreal forest. The Klauane project. - Oxford University Press, New York, NY, USA.
- Krüger, O. & Lindström, J. 2001. Habitat heterogeneity affects population growth in goshawk *Accipiter gentilis*. - *Journal of Animal Ecology* 70: 173-181.
- Lakhani, K.H. & Newton, I. 1983. Estimating age-specific survival rates from ring recoveries - can it be done? - *Journal of Animal Ecology* 52: 93-92.
- Lid, G. & Schei, P.J. 1976. Dagrovfugler og ugler. En oversikt over status 1975. - *Norsk Natur* 12: 22-26.
- Lind, G. 1970. Duvhöken och det moderna skogsbruket. - Meddelanden från Dalarnas Ornitologiska Förening 3: 6-7.
- Lindell, J. 1984. Duvhökens häkningsmiljö på Södra Öland. - *Vår Fågelvärld* 43: 317.
- Lindén, H. & Rajala, P. 1981. Fluctuations and long term trends in the relative densities of tetraonid populations in Finland 1964-1977. - *Finnish Game Research* 39: 13-34.
- Lindén, H. & Wikman, M. 1980. Brood size of the goshawk in relation to tetraonid densities. - *Soumen Riista* 27: 63-69. (Finsk med engelsk sammendrag).
- Lindén, H. & Wikman, M. 1983a. The prudent grouse predator; man compared to goshawk. - *International Congress of Game Biologists* 16: 106.
- Lindén, H. & Wikman, M. 1983b. Goshawk predation on tetraonids: Availability of prey and diet of the predator in the breeding season. - *Journal of Animal Ecology* 52: 953-968.
- Lindström, E. 1989. The role of medium-sized carnivores in the Nordic boreal forest. - *Finnish Game Research* 46: 53-63.
- Lindström, E.R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J.E. 1994. Disease reveals the

- predator: Sarcophagid mange, red fox predation, and prey populations. - *Ecology* 75: 1042-1049.
- Link, H. 1981. Zur Situation des Habichts im Frankischen Raum im Vergleich zu anderen mitteleuropäischen Populationen. - *Okol. Vogel* 3: 221-226.
- Lönnberg, E. 1928. Rovfåglar som byte för andra rovfåglar. - *Fauna och Flora* 23: 236.
- Lørdahl, L. 1975. Hønsehaukundersøkelsene i Vegårshei, Åmli, Tvedestrand, Moland. - Rapport, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, 15 s.
- Marcström, V. 1979. A review of the tetraonid situation in Sweden. - *Proceedings of the International Grouse Symposium* 1: 13-16.
- Marcström, V. 1980. Duvhöken - småviltjägaren framför andra. - *Svensk Jakt* 118: 382-385.
- Marcström, V., Keith, L.B., Engren, E. & Cary, J.R. 1989. Demographic responses of arctic hares (*Lepus timidus*) to experimental reductions of red foxes (*Vulpes vulpes*) and martens (*Martes martes*). - *Canadian Journal of Zoology* 67: 658-668.
- Marcström, V. & Kenward, R. 1981a. Sexual and seasonal variation in condition and survival of Swedish goshawks *Accipiter gentilis*. - *Ibis* 123: 311-327.
- Marcström, V. & Kenward, R.E. 1981b. Movements of wintering goshawks in Sweden. - *Viltrevy* 12: 1-35.
- Marcström, V. & Kenward, R.E. 1981c. Vad bestämmer duvhökstammens storlek? - *Svensk Jakt* 119 (4): 254-257.
- Marcström, V., Kenward, R.E. & Engren, E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: An experimental study. - *Journal of Animal Ecology* 57: 859-872.
- Marcström, V., Kenward, R.E. & Karlsson, M. 1990. Duvhöken och dess plats i naturen. - Vidar Marcström, eget forlag.
- Marcström, V. & Widén, P. 1977. Hur skulle det gå för duvhöken om inte fasanen fanns? - *Svensk Jakt* 115: 98-101.
- McClaren, E.L., Kennedy, P.L. & Dewey, S.R. 2002. Do some northern goshawk nest areas consistently fledge more young than others? - *Condor* 104: 343-352.
- McGowan, J.D. 1975. Distribution, density and productivity of goshawks in interior Alaska. - Final Report, Federal Aid in Wildlife Restoration Project, W-17-3, 4, 5, 6. Alaska Department of Fish and Game, Juneau, Alaska, USA.
- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. - T & A. D. Poyser, Calton, UK.
- Moilanen, A. 1976. Kanahaukatapot ja fasaani. - *Suomen Luonto* 35: 315-318. (Finsk).
- Moore, K.R. & Henny, C.J. 1983. Nest site characteristics of three coexisting *Accipiter* hawks in northeastern Oregon. - *Journal of Raptor Research* 17: 65-76.
- Mueller, H.C., Berger, D.D. & Allez, G. 1977. The periodic invasion of goshawks. - *Auk* 94: 652-663.
- Munthe-Kaas Lund, H. 1950. Et bidrag til kjennskapen om hønsehaukens næring i Norge. - Skogdirektørens årsmelding 1943-1947: 1-27.
- Myklebust, M. 1996. Truete fuglearter i Norge. - Norsk Ornitologisk Forening, Rapport nr. 5/1996, 78 s.
- Myklebust, M. 2002. Hønsehaukens bestandsutvikling - en beklagelse. - *Vår Fuglefauna* 25: 116.
- Myrberget, S. 1977a. Hønsehauken - jakt eller fredning. - *Jakt, Fiske & Friluftsliv* 106 (7): 44-45.
- Myrberget, S. 1977b. Bestandsvekslinger hos skogsfugl og ryer i Norge, 1932-1971. - Foredrag fra Nordisk Skogsfuglsymposium, Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk, Trondheim, Viltrapport 5: 19-21.
- Myrberget, S. 1978. Hønsehauk og skogsfugl. - *Jakt, Fiske & Friluftsliv* 107 (12): 24-26.
- Myrberget, S. 1980. Bør vi starte tellinger av hønsehauk. - *Vår Fuglefauna* 3: 127-128.
- Myrberget, S. 1989. Diet of goshawks during breeding season in northern coastal Norway. - *Fauna* 12: 100-102.
- Møller, A.P. 1987. Copulation behaviour in the goshawk *Accipiter gentilis*. - *Animal Behaviour* 35: 755-763.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. - T & A D Poyser, Berkhamsted, UK.
- Newton, I. 1980. The role of food in limiting bird numbers. - *Ardea* 68: 11-30.
- Newton, I. 1986. The sparrowhawk. - Poyser, Calton, UK.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. - Academic Press, London, UK.
- Nielsen, J.T. 1986. Duehøgen i Vendsyssel 1977-85. - *Accipiter* 3: 133-174.
- Niemi, G.J. & Hanowski, J.M. 1997a. Concluding remarks on raptor responses to forest management: A holarctic perspective. - *Journal of Raptor Research* 31: 191-196.
- Niemi, G.J. & Hanowski, J.M. 1997b. Raptor responses to forest management: A holarctic perspective. - *Journal of Raptor Research* 31: 93-94.
- Nilsson, S.G. 1981. Den svenske rovfågelbestandets storlek. - *Vår Fågelvärld* 40: 249-262.
- Norderhaug, M. 1978. Status og vern av hønsehauken i Europa. - *Vår Fuglefauna* 1: 98-99.
- Nygård, T. 1991. Rovfugl som indikator på forurensning i Norge. - *NINA-Utredning* 21: 1-34.
- Nygård, T., Halley, D.J., Wiseth, B., Grønnesby, S. & Grønlien, P.M. 1998. Hva skjer med hønsehauken? Foreløpige resultater fra et forskningsprosjekt om hønsehaukens arealkrav, næring, dødsårsaker og vandringer. - *Vår Fuglefauna* 21: 5-10.
- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R. & Herzke, D. 2001a. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. - *NINA Oppdragsmelding* 701, Trondheim, 33 s.
- Nygård, T., Wiseth, B., Halley, D.J., Grønnesby, S. & Grønlien, P.M. 2001b. Hønsehauken i skogbrukslandskapet. - *NINA-Temahefte* 16: 79-88.
- Overvoll, O. 1994. Breeding ecology of goshawks (*Accipiter gentilis*) in western Norway. - Cand. Scient. oppgave, Department of Animal Ecology, University of Bergen, 55 s.
- Palmer, R.S. 1988. Handbook of North American birds. Vol. 4. Diurnal Raptors (Part 1). - Yale University Press, New Haven, CN, USA.
- Pedersen, Å.Ø. 2000. Hønsehauk i fare. - *Norsk Natur* 15 (2): 22-23.
- Penteriani, V. 1997. Long-term study of a Goshawk breeding population on a Mediterranean mountain (Abruzzi Apennines, Central Italy): Density, breeding performance and diet. - *Journal of Raptor Research* 31: 308-312.
- Penteriani, V. 1999. Dawn and morning goshawk courtship vocalizations as a method for detecting nest sites. - *Journal of Wildlife Management* 63: 511-516.
- Penteriani, V. 2001. The annual and diel cycles of Goshawk vocalizations at nest sites. - *Journal of Raptor Research* 35: 24-30.
- Penteriani, V. & Faivre, B. 1997. Breeding density and nest site selection in a Goshawk *Accipiter gentilis* population of the central Apennines (Abruzzo, Italy). - *Bird Study* 44: 136-145.
- Penteriani, V. & Faivre, B. 2001. Effects of harvesting timber stands on goshawk nesting in two European areas. - *Biological Conservation* 101: 211-216.
- Penteriani, V., Faivre, B. & Frochet, B. 2001. An approach to identify factors and levels of nesting habitat selection: a cross-scale analysis of goshawk preferences. - *Ornis Fennica* 78: 159-167.
- Petty, S.J. 1998. Ecology and conservation of raptors in forests. - Forestry Commission Bulletin 118, London, UK.
- Pulliamin, E. 1983. The predation system seed - squirrel - marten under subarctic conditions. - *Zeitschrift für Säugetierkunde* 49: 121-126.
- Rannem, A.B. 1999. Skog- og arealtilstand i hekkelokalteter for hønsehauk i Trøndelag. - Hovedoppgave, Institutt for Skogfag, Norges Landbrukshøgskole, 66 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (red.) 2001. The 2000 Red List of Finnish species. - The II Committee for the Monitoring of Threatened Species in Finland. The Ministry of the Environment and The Finnish Environment Institute, Helsinki, 432 s.
- Reynolds, R.T., Graham, R.T., Reiser, M.H., Basset, R.L., Kennedy, P.L., Boyce, D.A., Goodwin, G., Smith, R., & Fisher, E.L. 1992. Management recommendations for the Northern Goshawk in the southwestern United States. - USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-217, Fort Collins, CO, USA.
- Reynolds, R.T., Joy, S.M. & Leslie, D.G. 1994. Nest productivity, fidelity, and spacing of northern goshawks in Arizona. - *Studies in Avian Biology* 16: 106-113.
- Reynolds, R.T. & Wight, H.M. 1978. Distribution, density and productivity of *Accipiter* hawks in Oregon. - *Wilson Bulletin* 90: 182-196.

- Rolstad, E. & Andersen, J. 2003. Storfugløkologi og skogbehandling. - Skogforsk & Løvenskiold, 40 s.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K.O. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. - Aktuelt fra Skogforskningen 1/2002, 53 s.
- Rolstad, J. & Gjerde, I. 1997. Hakkespettene - økologi og forvaltning. - Brosjyre, Norsk institutt for skogforskning, Ås, 12 s.
- Rolstad, J., Rolstad, E., Majewski, P. & Wegge, P. 1995. Svartspettens populasjonsøkologi - effekter av bestandsskogbruket. - Aktuelt fra Skogforsk nr. 11-95.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989. Capercaillie *Tetrao urogallus* populations and modern forestry - a case for landscape ecological studies. - Finnish Game Research 46: 43-52.
- Rolstad, J., Wegge, P. & Gjerde, I. 1991. Kumulativ effekt av habitatfragmentering: Hva har 12 års forskning på Varaldskogen lært oss? - Fauna 44: 90-104.
- Romesburg, H.C. 1981. Wildlife science: gaining reliable knowledge. - Journal of Wildlife Management 45: 293-313.
- Ryttman, H. 1993. Duvhökens *Accipiter gentilis* överlevnad och skattning av dess populationsutveckling i Sverige. - Ornis Svecica 3: 33-42.
- Sandvik, J. 1996. Hønsehaukens status i Sør-Trøndelag. - NINA-Temahefte 5: 16-19.
- Saurola, P. 1976. Mortality of Finnish goshawks. - Suomen Luonto 35: 310-314. (Finsk med engelsk sammendrag).
- Saurola, P. 1985. Finnish birds of prey: Status and population changes. - Ornis Fennica 62: 64-72.
- Selås, I. 1998. Rovfuglsynet før og nå - med særlig vekt på hønsehauken. - Vår Fuglefauna 21: 53-59.
- Selås, V. 1989a. Byttedyr-valg hos hønsehauk *Accipiter gentilis* i hekketida. - Fauna 42: 104-110.
- Selås, V. 1989b. Analyse av rovfuglers næringsvalg basert på innsamling av byttedyrrester og gulpeboller fra hekkeplassen. - Fauna 42: 13-21.
- Selås, V. 1993a. Hønsehaukbestanden tåler jakt. - Jakt & Fiske 122 (5): 46-49.
- Selås, V. 1993b. Hva skjer ved felling av hekkende hønsehauk? - Vår Fuglefauna 16: 144-147.
- Selås, V. 1997a. Influence of prey availability on re-establishment of Goshawk *Accipiter gentilis* nesting territories. - Ornis Fennica 74: 113-120.
- Selås, V. 1997b. Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. - Journal of Raptor Research 31: 16-25.
- Selås, V. 1997c. Population ecology of forest-living hawks in southern Norway. - Dr. Agric. Thesis, Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway.
- Selås, V. 1997d. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. - Oikos 80: 257-268.
- Selås, V. 1998a. Hønsehaukbestanden i tilbakegang - også i Aust-Agder. - Vår Fuglefauna 21: 149-154.
- Selås, V. 1998b. Does food competition from red fox (*Vulpes vulpes*) influence the breeding density of goshawk (*Accipiter gentilis*)? Evidence from a natural experiment. - Journal of Zoology 246: 325-335.
- Selås, V., Smedshaug, C.A., Lund, S.E. & Sonerud, G.A. 1995. Revskabbens betydning for småviltet i Norge. - Brosjyre, Institutt for Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, 2 s.
- Selås, V. & Steel, C. 1998. Large brood sizes of pied flycatcher, sparrowhawk and goshawk in peak microtine years: support for the mast depression hypothesis. - Oecologia 116: 449-455.
- Shuster, W.C. 1976. Northern Goshawk nesting densities in montane Colorado. Western Birds 7: 108-110.
- Shuster, W.C. 1980. Northern goshawk nest site requirements in the Colorado Rockies. - Western Birds 11: 89-96.
- Siders, M.S. & Kennedy, P.L. 1994. Nesting habitat of *Accipiter* hawks: Is body size a consistent predictor of nest habitat characteristics? - Studies in Avian Biology 16: 92-96.
- Siders, M.S. & Kennedy, P.L. 1996. Forest structural characteristics of *Accipiter* nesting habitat: Is there an allometric relationship? - Condor 98: 123-132.
- Slagsvold, T. 1978. Hønsehauk som kråkespesialist. - Vår Fuglefauna 1: 126.
- Smallwood, K.S. 1998. On the evidence needed for Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) under the Endangered Act: A reply to Kennedy. - Journal of Raptor Research 32: 323-328.
- Smedshaug, C.A., Selås, V., Lund, S.E., & Sonerud, G.A. 1999. The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. - Wildlife Biology 5: 157-166.
- Sollien, A. 1978. Vandringer hos norsk hønsehauk. Betrakninger omkring jakt på hønsehauk, sett på bakgrunn av norsk ringmerkingsmateriale. - Vår Fuglefauna 1: 52-59.
- Sollien, A. 1979. Bestandsutviklingen hos hønsehauk *Accipiter gentilis*, i Norge de siste 100 år. - Vår Fuglefauna 2: 95-106.
- Squires, J.R. & Ruggiero, L.F. 1996. Nest-site preference of northern goshawks in southcentral Wyoming. - Journal of Wildlife Management 60: 170-177.
- Stahlecker, D.W. & Duncan, R.B. 1996. The Boreal Owl at the southern terminus of the Rocky Mountains: Undocumented longtime resident or recent arrival? - Condor 98: 153-161.
- Statens Naturvernråd, 1984. Truete planter og dyr i Norge. - Statens Naturvernråd.
- Statistisk Sentralbyrå, 1978. Jaktstatistikk 1846-1977. - Norges Offisielle Statistikk, NOS A 955: 195 s.
- St. Clair, J. 1992. Goshawk guidelines threaten old-growth. - Forest Watch 13: 10-11.
- Steen, O.F. 1989. Rovfugler i Vestfold. - Vestfold Ornithologen 10: 19-25.
- Steinsvåg, M.J. 2002. Kartlegging av hekkestader for hønsehauk (*Accipiter gentilis*) i Bømlo og Sveio kommunar, Hordaland. - Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelingen, Rapport 2, 21 s.
- St. meld. nr. 17 (1998-1999). Verdiskapning og miljø - muligheter i skogsektoren (skogmeldingen). - Landbruksdepartementet.
- St. meld. nr. 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samhandling. - Miljøverndepartementet.
- St. meld. nr. 25 (2002-2003). Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand. - Miljøverndepartementet.
- Storaas, T. & Wegge, P. 1985. High nest losses in capercaillie and black grouse in Norway. - Proceedings of the International Grouse Symposium 3: 481-498.
- Størkersen, Ø.R. 1996. Nye rødlister for truete arter i Norge. - I: Brox, K.H. (red.) Natur 96/97. Tapir forlag, Trondheim, s. 71-78.
- Sulkava, S. 1964. Zur Nahrungsbiologie des Habichts, *Accipiter gentilis* (L.). - Aquilo, Ser. Zoologica 3: 1-103.
- Sulkava, S., Huhtala, K. & Tornberg, R. 1994. Regulation of goshawk *Accipiter gentilis* breeding in Western Finland over the last 30 years. - I: Meyburg, B.-U. & Chancellor, R.D. (red.) Raptor conservation today. World Working Group on Birds of Prey and Owls. Pica Press, London, UK, s. 67-76.
- Sørensen, O.J. 1977. En fellingstatistikk på skogshøns fra Hurdal 1953-1975. - Foredrag fra Nordisk Skogsfuglsymposium, Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk, Trondheim, Viltrapport 5: 39-47.
- Taylor, B.L. & Gerrodette, T. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. - Conservation Biology 7: 489-500.
- Thompson, W.L., White, G.C. & Gowan, C. 1998. Monitoring vertebrate populations. - Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Tjernberg, M. 1981. Gammelskogen och rovfåglarnas hacking. - Sveriges Natur årsbok: 89-93.
- Tomter, S. 1996. Skog 1996. - NIJOS-rapport 19, Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Tornberg, R. 1997. Prey selection of the Goshawk *Accipiter gentilis* during the breeding season: The role of prey profitability and vulnerability. - Ornis Fennica 74: 15-28.
- Tornberg, R. 2000. Effects of changing landscape structure on the predator-prey interaction between goshawk and grouse. - Ph.D. Thesis, University of Oulu, Finland. Acta Universitatis Ouluensis Scientiae Rerum Naturalium A 346, 39 s.
- Tornberg, R. 2001. Pattern of goshawk *Accipiter gentilis* predation on four forest grouse species in northern Finland. - Wildlife Biology 7: 245-256.
- Tornberg, R. & Colpaert, A. 2001. Survival, ranging, habitat choice and diet of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in northern Finland. - Ibis 143: 41-50.

- Tornberg, R., Mönkkönen, M. & Pakkala, M. 1999. Changes in diet and morphology of Finnish goshawks from 1960s to 1990s. - *Oecologia* 121: 369-376.
- Tornberg, R. & Sulkava, S. 1990. The effect of fluctuations in tetranoid populations on the nutrition and breeding success of the goshawk in Oulu district in 1965-88. - *Suomen Riista* 36: 53-61. (Finsk med engelsk sammendrag).
- Tornberg, R. & Sulkava, S. 1991. The effects of changing tetranoids population on the nutrition and breeding success of the goshawk (*Accipiter gentilis* L.) in Northern Finland. - *Aquila Ser. Zoologica* 28: 23-33.
- Toyne, E.P. 1997. Nesting chronology of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) in Wales: Implications for forest management. - *Forestry* 70: 121-127.
- Tømmeraaas, P.J. 1993. Hønsehauken i Leksvik - et offer for det moderne skogbruket. - *Fauna* 46: 180-195.
- Tømmeraaas, P.J. 1994. Hønsehaukelokalitet reetablert etter 24 år. - *Fauna* 47: 299-301.
- Verner, J. 1992. Data needs for avian conservation: Have we avoided critical research? - *Condor* 94: 301-303.
- Wallin, K. 1984. Decrease and recovery patterns of some raptors in relation to the introduction and ban of alkylmercury and DDT in Sweden. - *Ambio* 13: 263-265.
- Ward, J.M. & Kennedy, P.L. 1994. Approaches to investigating food limitation hypothesis in raptor populations: An example using the northern goshawk. - *Studies in Avian Biology* 16: 114-118.
- Ward, J.M. & Kennedy, P.L.. 1996. Effects of supplemental food on size and survival of juvenile Northern Goshawks. - *Auk* 113: 200-208.
- Wattel, J. 1973. Geographical differentiation in the genus *Accipiter*. - Publications of the Nuttall Ornithological Club, No. 13/1973, Cambridge, MA, USA.
- Wegge, P. 1979. Status of capercaillie and black grouse in Norway. - *Proceedings of the International Grouse Symposium* 1: 17-26.
- Wegge, P. 1980. Distorted sex-ratio among small broods in a declining capercaillie population. - *Ornis Scandinavica* 11: 106-109.
- Wegge, P. & Grasaas, T. 1977. Bestandsstudier av storfugl på Sørlandet. - Foredrag fra Nordisk Skogsfuglsymposium, Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk, Trondheim, Viltrapport 5:22-39.
- Wegge, P., Larsen, B.B., Gjerde, I., Kastdalen, L., Rolstad, J., & Storaas, T. 1987. Natural mortality and predation of adult capercaillie in southeastern Norway. - *Proceedings of the International Grouse Symposium* 4: 49-56.
- Wegge, P., Rolstad, J. & Gjerde, I. 1992. Effects of forest fragmentation on capercaillie grouse: empirical evidence and management implications. - I: McCullough, D.R. & Barrett, R.H. (red.) *Wildlife 2001: Populations*. Elsevier Applied Science, New York, NY, USA, s. 738-749.
- Wendland, W. 1953. Populationsstudien an Raubvögeln. - *Journal für Ornithologie* 94: 103-113.
- Wendland, W. 1958. Zum Problem des vorzeitigen Sterbens von jungen Greifvögeln und Eulen. - *Die Vogelwarte* 19: 186-191.
- Widén, P. 1982. Activity pattern of goshawk in Swedish boreal forests. - I: Kenward, R.E. & Lindsay, I.M. (red.) *Understanding the goshawk*. International Association for Falconry and Conservation of Birds of Prey, Oxford, UK, s. 114-120.
- Widén, P. 1984. Activity patterns and time-budget in the goshawk *Accipiter gentilis* in a boreal forest area in Sweden. - *Ornis Fennica* 61: 109-112.
- Widén, P. 1985a. Breeding and movements of goshawks in boreal forests in Sweden. - *Holarctic Ecology* 8: 273-279.
- Widén, P. 1985b. Population ecology of the goshawk (*Accipiter gentilis*) in the boreal forest. - Ph.D. Thesis. Uppsala University, Uppsala. *Acta Universitatis Upsaliensis* 777, 17 s.
- Widén, P. 1987. Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. - *Holarctic Ecology* 10: 104-109.
- Widén, P. 1989. The hunting habitats of goshawk *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. - *Ibis* 131: 205-231.
- Widén, P. 1994. Habitat quality for raptors: A field experiment. - *Journal of Avian Biology* 25: 219-223.
- Widén, P. 1997. How, and why, is the Goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia? - *Journal of Raptor Research* 31: 107-113.
- Wikman, M. 1977. Duvhökpredation på skogsfågel i Sydvästra Finland 1975-1976. - Foredrag fra Nordisk Skogsfuglsymposium, Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk, Trondheim, Viltrapport 5: 59-72.
- Wikman, M. & Lindén, H. 1982. The influence of food supply on goshawk population size. - I: Kenward, R.E. & Lindsay, I.M. (red.) *Understanding the goshawk*. International Association for Falconry and Conservation of Birds of Prey, Oxford, UK, s. 105-113.
- Wikman, M. & Tarsa, V. 1980. Food habits of the goshawk during the breeding season in southwestern Finland 1969-77. - *Suomen Riista* 28: 86-89. (Finsk med engelsk sammendrag).
- Woodbridge, B. & Detrich, P.J. 1994. Territory occupancy and habitat patch size of northern goshawks in the southern Cascades of California. - *Studies in Avian Biology* 16: 83-87.
- Younk, J.V. & Bechard, M.J. 1994. Breeding ecology of the northern goshawk in high-elevation aspen forests of northern Nevada. - *Studies in Avian Biology* 16: 119-121.