

Viktigt!  
Upprop: Skrattmå, s. 40  
Upprop: Inventerare, s. 47



# ORNIS SVECICA

**Vol 7 No 1 1997**  
Swedish Ornithological Society



ORNIS SVECICA utges av Sveriges Ornitologiska Förening. Tidskriftens mål och inriktning är att skapa ett forum för primära forskningsrapporter, idéutbyte, debatt och brev rörande Sveriges fågelfauna och svensk ornitologi. Bidrag som inte baserar sig på svenska material kan publiceras om de eljest är viktiga ur ett svenskt perspektiv. Rapporter från ornitologins alla områden beaktas. Vi vill särskilt uppmantra icke professionella ornitologer att sända in sina resultat och idéer men välkomnar givetvis bidrag från professionella forskare. Språket är svenska eller engelska med en utförlig sammanfattning på det andra språket.

*ORNIS SVECICA is issued by the Swedish Ornithological Society. The aims and scope of the journal are to provide a forum for original research reports, communications, debate and letters concerning the Swedish bird fauna and Swedish ornithology. Contributions based on material that does not originate in Sweden may be published if they otherwise are of particular interest from a Swedish perspective. Reports from all fields of ornithology will be considered. We particularly encourage nonprofessional ornithologists to submit their results and ideas but of course welcome submissions from professional scientists. The language will be English or Swedish with a comprehensive summary in the other language.*

**Huvudredaktör och ansvarig utgivare** *Editor-in-chief*  
Sören Svensson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund

#### **Redaktörer** *Editors*

Staffan Bensch, Dennis Hasselquist, Anders Hedenström, Åke Lindström, Jan-Åke Nilsson, Roland Sandberg, Henrik Smith, Susanne Åkesson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund

Tord Fransson, Noël Holmgren, Zoologiska Inst., Stockholms universitet, 106 91 Stockholm

Mikael Hake, Grimsö Forskningsstation, 770 31 Ridderhyttan  
Tomas Pärt, SLU, Inst. f. viltekologi, Box 7002, 751 22 Uppsala

**Redaktör för bokanmälningar** *Book review editor*  
Anders Hedenström

**Redaktör för doktorsavhandlingar**  
*Dissertations review editor*  
Susanne Åkesson

#### **Korrespondens** *Correspondence*

Manuskript skall första gången sändas till huvudredaktören. Varje bidrag tilldelas en av redaktörerna. Utomstående bedömare kommer att utnyttjas när det behövs. Redaktören bestämmer om och i vilken form bidraget skall accepteras. Under denna process korresponderar författaren med redaktören.

*Manuscripts when first submitted should be sent to the editor-in-chief. Each contribution will be given to one of the editors. External reviewers will be used if necessary. The editor decides whether and in what form to accept the paper. During this process the author(s) will correspond directly with the editor.*

#### **Prenumeration** *Subscription*

ORNIS SVECICA distribueras gratis till alla fullbetalande medlemmar, som också erhåller tidskriften *Vår Fågelvärld*. Medlemskap inom Sverige 1997 kostar 330:- (150:- för medlem under 21 år). Avgiften för person boende utanför Sverige är 410:- resp. 230:-. Separat prenumeration på ORNIS SVECICA kostar 260:- (utanför Sverige 340:-).

*ORNIS SVECICA will be distributed free of charge to all full members, who will also receive the journal Vår Fågelvärld. Membership for 1997 is 410 SEK (230 SEK for persons younger than 21 years) to addresses abroad and 330 SEK (150 SEK) within Sweden. Separate subscription to ORNIS SVECICA is 340 SEK abroad, 260 SEK within Sweden.*

Betala till postgiro 19 94 99-5, Sveriges Ornitologiska Förening. Ange noga vad betalningen avser. Glöm inte namn och adress!

*Pay to Swedish Postal Giro Account 19 94 99-5, Swedish Ornithological Society, Stockholm or by bank cheque (no personal cheques). Indicate carefully what you are paying for and do not forget to include your name and address!*

#### **Adresser** *Addresses*

Föreningens kontor *Office of the Society*: Sveriges Ornitologiska Förening, Ekhagsvägen 3, 104 05 Stockholm.  
*Vår Fågelvärlds* redaktion *Editor of Vår Fågelvärld*: Anders Wirdheim, Genvägen 4, S-302 40 Halmstad.  
Ornis Svecicas redaktion *Editors of Ornis Svecica*: c/o Sören Svensson, Ekologihuset, S-223 62 Lund.

## Smålommen *Gavia stellata* i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och häckningsframgång

MATS O. G. ERIKSSON & INGEMAR JOHANSSON

---

### Abstract

---

**The Red-throated Diver *Gavia stellata* in southwest Sweden: population trend and breeding success.** The breeding population of Red-throated Diver in southwest Sweden has decreased with at least one third during a period of about 60 years, from the 1930's to the 1990's. The decline was most pronounced from the 1960's to the 1980's. After that, the decreasing trend leveled off, and there has been a slight tendency of recovery and establishment at new breeding sites, not previously used by Red-throated Divers. During 1980–96, the production was 0.67 "large" young per pair and year, which was considered to

be sufficient to maintain a stable population size. There was a significant relationship between the average breeding success and the distance to fishing lakes. The tendency of recovery may be linked to improved conditions for foraging in freshwater lakes which have been limed in order to reduce adverse effects of acid deposition.

*Mats O. G. Eriksson, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöavdelningen, S-403 40 Göteborg, Sweden*  
*Ingemar Johansson, Trallvägen 3, S-517 70 Tölvsjö, Sweden*

---

Received 11 November 1996, Accepted 23 January 1997, Edited by J.-Å. Nilsson

---

### Bakgrund

Smålommens *Gavia stellata* tillbakagång i framför allt södra Sverige har uppmärksammats under lång tid (t.ex. Rosenius 1942, SOF 1990). Många tjärnar, småsjöar och mossgölar med "lom"-namn vittnar om gamla häckningsplatser som sedan länge saknar häckande smålommar (t.ex. Tyrberg 1985, Alatalo 1986). I sydvästra Sverige har häckningsframgången hos båda lomarterna sedan början av 1980-talet inventerats på ideell basis av Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening (t.ex. Johansson 1992 för smålom, Eriksson m.fl. 1995 för storlom) och för smålommen har (i det närmaste) årliga rapporteringar gjorts i föreningens tidskrift (Arvidsson 1981, 1982, Ahlgren m.fl. 1984, 1985, 1986, Persson m.fl. 1986, Lundgren 1988, 1989, Johansson 1990, 1991, 1992, 1993, 1994). Under de senaste åren har inventeringarna inlemmats i det riksomfattande arbetet inom ProjektLOM, som drivs gemensamt av Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening (t.ex. Eriksson & Lindberg 1995, 1996). De båda lomarterna har även varit föremål för forskning om

hur de påverkas av sjöförsurning (t.ex. Eriksson 1994).

Smålommen häckar i regel vid små och ofta fisktomma småsjöar och tjärnar, och ungarna matas med fisk som föräldrarna hämtar från kringliggande större sjöar eller från havet. Hotbilden är komplex och innefattar bland annat störningar från friluftslivet, biotopförändringar på häckningsplatserna, försämrad bytestillgång och ökad risk för exponering av kvicksilver i försurade fiskevatten (t.ex. Eriksson m.fl. 1988, 1992). Under flyttningen och på övervintringsområdena till havs riskerar smålommarna bland annat att drunkna i fisknät och utsättas för oljeskador. Smålommen torde vara mera känslig än storlommen för de ekologiska förändringarna i försurade vatten (t.ex. Eriksson 1994). Arten klassificeras som *hänsynskrävande* i den av Naturvårdsverket fastställda listan över hotade, sällsynta och hänsynskrävande arter (den s.k. rödlistan, Ahlén & Tjernberg 1996).

I den här uppsatsen redovisar vi uppgifter om beståndsutveckling och häckningsframgång hos

smålom i sydvästra Sverige från mitten av 1930-talet och framåt. Vi har gått igenom och gjort en ny bedömning av tillgängligt inventerings- och rapportmaterial. Därför kan detaljuppgifter skilja sig från tidigare rapporter.

## Undersökningsområde

Undersökningsområdet omfattar södra delen av Älvsborgs län samt angränsande delar i Hallands och Jönköpings län, totalt cirka 6 500 km<sup>2</sup>. Ungefär samma område har ingått i tidigare smålomsundersökningar i sydvästra Sverige (Eriksson m.fl. 1988, 1992). Området domineras av barrskog, och skogsbruk är den vanligaste markanvändningen. De flesta sjöarna är näringsfattiga. Flera av dem är påverkade av försurning och har varit föremål för kalkningsinsatser sedan början–mitten av 1980-talet.

Under perioden 1980–96 har häckningar noterats vid minst 42 lokaler, varierande i areal från 0,4 till 33,1 ha. Tretton av häckningssjöarna är mindre än 1,0 ha, medelarealen är 3,8 ha ( $\pm$  SE 0,012), medianvärdet 1,6 ha och bara en av sjöarna är större än 10 ha. Bytesfisk till ungarna hämtas i större klarvattenssjöar i omgivningarna (Eriksson m.fl. 1990).

## Material och metoder

### *Inventering av tänkbara häckningslokaler*

I undersökningsområdet har inventeringar av kända och tänkbara häckningslokaler utförts fortlöpande, men med varierande intensitet under åren 1980–96. Urvalet av lokaler har skett med ledning av information om bebodda och tidigare använda häckningsplatser samt mer godtyckligt på basis av bedömningar av förmodat lämpliga miljöer med ledning av uppgifter på topografiska kartan (skala 1:50 000). Ett i strikt mening utslumpat urval av småsjöar och tjärnar har inte gjorts. Totalt har 235 småsjöar, tjärnar och gölar besökts minst en gång under perioden 1980–96. Mer omfattande inventeringar skedde 1986–87 då 131 lokaler besöktes, och 1995–96 då 120 lokaler besöktes. Inventeringarna 1995–96 innefattade flertalet av lokalerna med uppgifter om häckande smålommar från 1930-talet och framåt.

Vi använder oss i första hand av resultat från inventeringarna 1986–87 och 1995–96 för bedömningar av smålomsbeståndets utveckling sedan mitten av 1980-talet. Men vi försöker också bedöma beståndets utveckling sedan mitten av 1930-talet och för detta ändamål har vi använt oss av uppgifter från förfrågningar och samtal i samband med riksinventeringen av smålom 1980–81 (se även Bylin

1980, Arvidsson 1981). Dessa uppgifter har vi därefter kunnat komplettera genom nya kontakter.

Som kriterier för att klassificera sjöarna med hänsyn till närvaron av häckande smålommar har vi använt observation av bobygge, ruvning, ägg, ungar eller födotransport.

### *Beräkningar av häckningsresultat*

Vi redovisar tre olika mått på häckningsframgången:

- *Medelantalet "stora" (halvvuxna-flygga) ungar per häckande par.* Misslyckade häckningar har redovisats som noll "stora" ungar. I dessa beräkningar har vi uteslutit häckningar som upptäckts först när ungarna kläckts (för att undvika skevhet i materialet och risk överskattningar av häckningsframgången).
- *Procentandelen "lyckade häckningar", d.v.s. häckningar som resulterat i minst en "stor" unge.* Beräkningsunderlaget är detsamma som för medelantalet "stora" ungar per häckande par och innefattar således enbart häckningar som upptäckts före kläckningen. Rapportunderlaget är tyvärr inte av sådan kvalitet att vi kunnat göra mera noggranna beräkningar av häckningsframgången genom s.k. Mayfield-metod (Mayfield 1975, Beintema 1996), där man beaktar det totala antalet dagar en häckning har hållits under observation.
- *Procentandelen "lyckade" häckningar som resulterat i två "stora" ungar.* Detta mått ger en indikation på häckningsmiljöernas kvalitet som "barnkammare" och uppväxtmiljöer för smålomsungarna. I dessa beräkningar har vi även tagit med häckningar som upptäckts först efter kläckning.

### *Bedömning av häckningsresultatet i relation till biotopkaraktärer hos häckningstjärnarna*

För lokaler med uppgifter om häckningsresultatet under minst fyra år under perioden 1980–96 har vi relaterat den genomsnittliga häckningsframgången till följande faktorer:

- *Förekomsten av lämpliga boöar:* Häckningsframgången har i tidigare undersökningar (t.ex. Lokki & Eklöf 1984) visat sig vara bättre för bon belägna på öar, jämfört med bon med landfast förbindelse (med förmodat större sårbarhet för fyrbenta predatorer).
- *Häckningssjöarnas areal:* I tidigare undersökningar har man noterat en bättre häckningsframgång i små sjöar (t.ex. på Shetlandsöarna där häckningsresultatet var betydligt bättre i sjöar

under 0,3 ha jämfört med större, Okill & Wanless 1990). Men samtidigt får häckningstjärnarna inte vara för små, eftersom smålommen kräver förhållandevis långa sträckor över öppet vatten eller öppna myrtytor för att kunna starta och landa (100–150 m., Norberg & Norberg 1971).

- *Avståndet till närmaste (av oss kända) fiskevattnen:* Det är rimligt att anta att transporten av bytesfisk mellan fiskevattnen och fisktomma häckningssjöar är så krävande att avståndet sätter en gräns för valet av häckningssjöar och kanske även påverkar häckningsresultatet (t.ex. Eberl & Picman 1993, som undersökte ett havsfiskande smålomsbestånd i Kanada).

## Resultat och diskussion

### *Smålomsbeståndets utveckling sedan 1930-talet*

Totalt är drygt 60 häckningslokaler, som nyttjats minst ett år sedan mitten av 1930-talet, kända inom undersökningsområdet. Då är inte alla tjärnar med "lom"-namn inräknade och man måste dessutom räkna med ett "mörkertal" avseende orapportade och fortfarande okända häckningsplatser. Beståndsutvecklingen visar på en minskning på 30–40 % över en period på ungefär 60 år (Figur 1). Detaljuppgifterna vad gäller antalet par måste emellertid ses mot bakgrund av osäkerheter i materialet, speciellt vad gäller perioden före 1980 där bedömningarna i stor utsträckning bygger på uppgifter vid samtal och förfrågningar. Det verkliga antalet smålompar torde under hela perioden ha legat något över den nivå som redovisas i Figur 1.

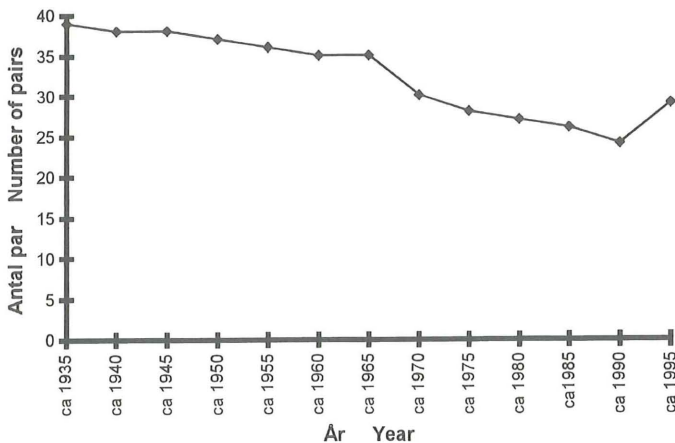
Fram till mitten av 1960-talet låg beståndet på en

ganska jämn nivå, men därefter skedde en kraftig tillbakagång. Från omkring 1990 tycks minskningen ha avstannat. Resultatet är således detsamma som vi redovisat tidigare (Eriksson m.fl. 1988) men vi har dragit ut kurvan ytterligare tio år. Tillbakagången är kanske inte heller fullt så kraftig som vi bedömde för tio år sedan. Trots utglesningen uppvisar smålomsbeståndet i sydvästra Sverige idag ungefär samma mönster i utbredningen som Rosenius (1942) beskrev från början av 1900-talet, med koncentrationer av häckande par till vissa områden och luckor däremellan.

### *Förändringar och nyetableringar sedan mitten av 1980-talet*

Mot bakgrund av att tillbakagången hos det sydvästsvenska beståndet av smålom tycks ha stannat upp, och att en viss återhämtning har skett sedan mitten av 1980-talet, uppkommer frågan om mönstret i denna nyetablering. 1995–96 noterades häckande par på totalt 28 lokaler, inkl. lokaler som inte besöktes 1986–87. 18 (64 %) av dessa lokaler var bebodda även 1986 och/eller 1987, för fyra (14 %) sjöar saknar vi uppgifter om läget 1986–87, på en lokal (4 %) är det fråga om en återetablering vid "gamla" lokaler med häckning före 1985 och på fem platser (18 %) är det fråga om nyetableringar. Dessutom har sedan 1994 häckning av två par noterats vid en tjärn som sedan många år (inkl. 1986–87) varit bebodd av ett par.

De lokaler som var bebodda 1986–87 var i stor utsträckning bebodda även 9–10 år senare, och de sjöar som saknade smålommar 1986 och/eller 1987 stod i stor utsträckning tomma även 1995–96. Ten-



Figur 1. Uppskattat antal smålompar i sydvästra Sverige från mitten av 1930-talet till mitten av 1990-talet. Under hela perioden torde det verkliga antalet par ha varit något högre.

*Estimated number of Red-throated Diver pairs in southwest Sweden from the middle of the 1930's to the middle of the 1990's. During the whole period, the real number of pairs has presumably been somewhat higher.*

Tabell 1. Fördelningen mellan sjöar med resp. utan häckande par av smålom 1986–87 och 1995–96 i sydvästra Sverige.

*Distribution between tarns with and without breeding pairs of Red-throated Diver in 1986–87 and 1995–96 in South-west Sweden*

	Häckning 1986 och/eller 1987 <i>Breeding pair present 1986 and/or 1987</i>	Ingen häckning 1986 och/eller 1987 <i>No breeding pair present 1986 and/or 1987</i>
Häckning 1995 och/eller 1996 <i>Breeding pair present 1995 and/or 1996</i>	15 (71%)	6 (29%)
Ingen häckning 1995 och/eller 1996 <i>No breeding pair present 1995 and/or 1996</i>	4 (8%)	47 (92%)

densen är statistiskt signifikant (Tabell 1,  $\chi^2=27,8$ ,  $p<0,001$ , tvåsidigt). Man kan invända att analysen kanske innefattar flera lokaler som är olämpliga för häckande smålommar, och att detta bidragit till resultatet. Men även om vi utesluter 23 lokaler som vi subjektivt bedömt vara mindre lämpliga, erhålles ett statistiskt signifikant resultat ( $\chi^2=14,2$ ,  $p<0,001$ , tvåsidigt).

De sydvästsvenska smålommarna torde alltså vara utpräglat boplatstrogn. Liknande resultat har presenterats från Shetlandsöarna på basis av en studie av ringmärkta smålommar (Okill 1992). Om situationen däremot liknat den som beskrivits för mellersta Finland, där smålommarna i stor utsträckning flyttar mellan alternativa häckningsplatser (Töttö 1995), borde vi ha noterat en jämnare fördelning mellan tjärnar med respektive utan häckande eller stationära par i jämförelsen mellan 1986–87 och 1995–96.

#### *Häckningsresultatet 1980–96*

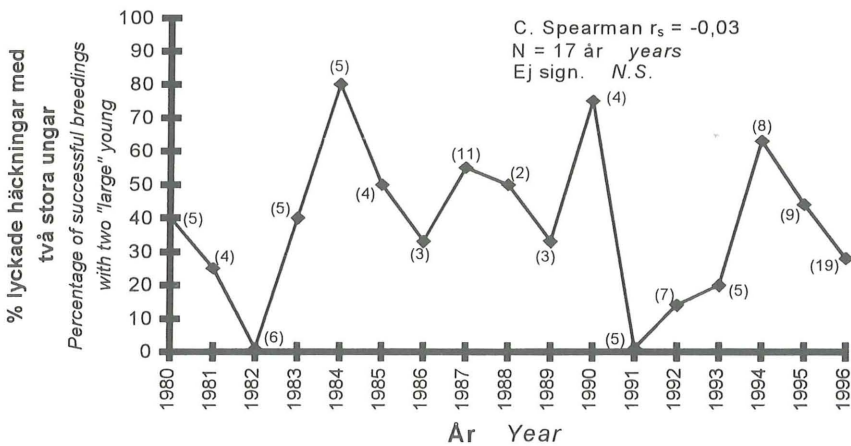
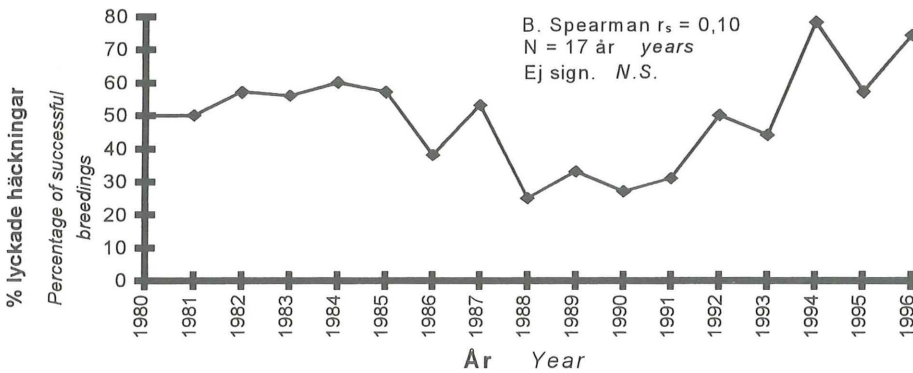
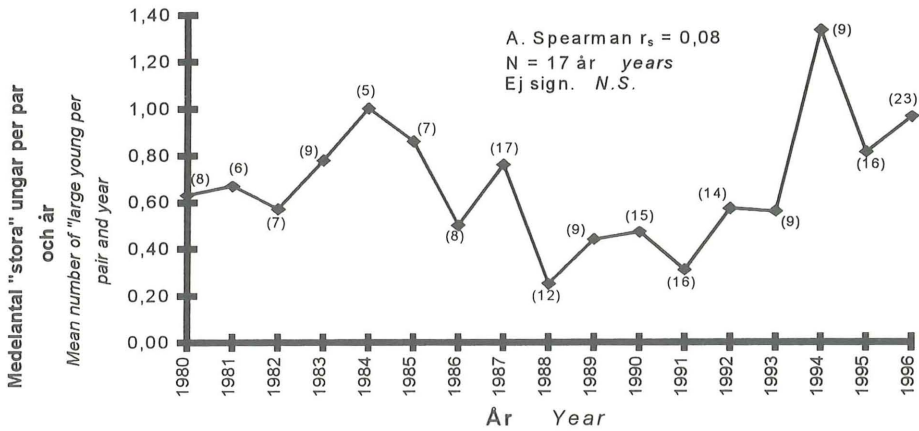
Den genomsnittliga ungpåproduktionen 1980–96 var 0,67 ( $\pm$  SE 0,066) ”stora” ungar per par och år. Procentandelen lyckade häckningar var i medeltal 49 % och procentandelen kullar med två ”stora” ungar under den 17 år långa perioden var i medeltal 38 %. Det fanns inga tendenser till tidstrender, men variationen mellan olika år var ganska stor (Figur 2). ”Bottenåret” 1988 översvämmades många bon i samband med en regnräk våår och försommar (Johansson 1992). Även i andra smålomsundersökningar har man noterat stora mellanårsvariationer, t.ex. på den kanadensiska tundran där häckningsutfallet i stor utsträckning var kopplat till predationstrycket från bland annat fjällräv (Dickson 1992).

Det var en tydlig samvariation mellan medelan-

talet ”stora” ungar per par och år, räknat över alla häckningar upptäckta före kläckning, och procentandelen lyckade häckningar (jämförelse av tidstrenderna i Figur 2A och 2B; Spearman  $r_s=0,94$ ,  $N=17$  år,  $p<0,01$ ), medan procentandelen lyckade häckningar med två ”stora” ungar inte påverkade ungpåproduktionen lika uttalat (Figur 2A och 2C; Spearman  $r_s=0,39$ ,  $N=17$  år,  $0,05 < p < 0,01$ ).

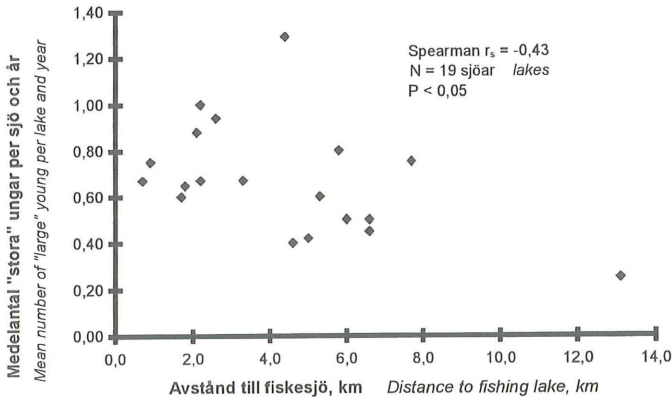
Det finns inget underlag, t.ex. i form av analyser av återfynd av ringmärkta fåglar, som tillåter en bedömning av nivån på ungpåproduktionen i relation till behovet av nyrekrytering för att bibehålla en oförändrad beståndsstorlek. Däremot kan trender och nivån på häckningsframgången i sydvästra Sverige jämföras med undersökningar i andra områden. I Malungstrakten i Dalarna var den genomsnittliga häckningsframgången 1991–95 klart bättre än i sydvästra Sverige, med 0,88 ”stora” ungar per par och år och en procentandel lyckade häckningar på i medeltal 64 % (Dahlén 1996). Någon tendens till minskning i beståndet har inte noterats under den tid undersökningarna pågått (B. Dahlén, muntl.). På Shetlandsöarna var den genomsnittliga ungpåproduktionen 0,45 ”stora” ungar per par och år under en period på närmare 45 år, från 1918 till början av 1980-talet, och denna nivå bedömdes ha varit tillräcklig för att bibehålla det häckande beståndets storlek på en oförändrad nivå (Gomersall 1986). I Häme i södra Finland noterades 1979–82 en genomsnittlig produktion på 1,15 ”stora” ungar per par och år och i medeltal 60 % lyckade häckningar hos ett smålomsbestånd under tillväxt (Lokki & Eklöf 1984). Vår bedömning är att ungpåproduktionen i sydvästra Sverige under perioden 1980–96 har varit tillräcklig för att bibehålla beståndets storlek på en oförändrad nivå.

Den genomsnittliga procentandelen kullar med



Figur 2. Häckningsframgång hos smålom i sydvästra Sverige 1980–96. Antalet undersökta par anges inom parentes. Inga statistiskt signifikanta tidstrender.

Breeding success of Red-throated Diver in southwest Sweden 1980–96. The number of investigated pairs is given in parentheses. No statistically significant trends over time.



Figur 3. Genomsnittlig häckningsframgång i olika sjöar i relation till avståndet till närmaste kända fiskesjö.

*The average breeding success in different lakes in relation to distance to nearest fishing lake.*

två "stora" ungar bland de lyckade häckningarna låg på samma nivå i vårt material, i Malungstrakten 1991–95 (38 %, Dahlén 1996), och i undersökningar 1979–88 av ett havsfiskande smålomsbestånd på Shetlandsöarna (34 %, Okill & Wanless 1990). Häckningsbiotopernas kvalitet som uppväxtmiljöer för smålomsungarna tycks således inte ha varierat mellan dessa tre områden.

#### *Skillnader i häckningsutfallet mellan olika sjöar*

För 19 lokaler finns uppgifter om häckningsutfallet för minst fyra år under perioden 1980–96. Den genomsnittliga ungpåproduktionen varierade avsevärt mellan de olika sjöarna, från 0,25 till 1,29 "stora" ungar per par och år. Variationen i häckningsutfall mellan olika sjöar är ungefär lika stor som variationen mellan olika år ( $CV_{\text{sjöar}} = 36\%$ ,  $CV_{\text{år}} = 40\%$ ), och det finns fog för att tala om "bra" och "dåliga" häckningstjärnar. För 13 av sjöarna finns även information om lyckade häckningar under minst fyra år, och procentandelen kullar med två "stora" ungar varierade från noll (d.v.s. inga häckningar med två "stora" ungar) till 80 %.

Häckningsutfallet i 14 sjöar med förmodat lämpliga boplatser på öar (med låga och rundade strandkanter så att lommarna lätt kan hasa sig ur och i vattnet) var i medeltal 0,72 ( $\pm$  SE 0,070) "stora" ungar per sjö och år, jämfört med 0,54 ( $\pm$  SE 0,056) "stora" ungar per sjö och år för fem sjöar utan lämpliga boplatser på öar. Skillnaden är inte statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test) men i linje med resultat från tidigare undersökningar om att smålommarna lyckas bättre med sin häckning om det finns lämpliga boplatser på (förmodat mer predatorsäkra) småöar utan fast landförbindelse. Men det

är inte alltid som smålommarna lägger sitt bo på öar utan landförbindelse, även vid tjärnar där detta är möjligt.

Det fanns inget statistiskt signifikant samband mellan häckningssjöarnas areal och medelantalet "stora" ungar per sjö och år (Spearman  $r_s = -0,28$ ,  $N = 19$  sjöar, 0,5–7,0 ha). På Shetlandsöarna noterade Okill & Wanless (1990) att häckningsframgången var högre vid häckningssjöar under 0,3 ha, alltså vid sjöar av mindre areal än de som ingick i vår undersökning.

Däremot fanns en statistiskt signifikant tendens till lägre ungpåproduktion i sjöar med långt pendelavstånd till fiskevatten (Figur 3), men resultatet måste tolkas med reservation eftersom vi kanske inte känner till alla fiskesjöar. Möjligen är häckningsframgången till och med kläckningen oberoende av avståndet till fiskevatten, men däremot är kanske transporten av fisk så krävande för föräldrafågeln att långa avstånd mellan häcknings- och fiskesjöar leder till en minskad matningsfrekvens. Bland fem kullar som specialstuderades i vårt undersökningsområde 1986–87 fanns emellertid inget samband mellan matningsfrekvens med avstånd varierande från 1,9 km. till 7,7 km. till närmaste fiskesjö (Eriksson m.fl. 1990). I en kanadensisk undersökning noterade man emellertid att bland bon belägna mer än 9 km. från fiskevatten var matningsfrekvensen lägre och att färre ungar blev flygga (Eberl & Picman 1993). I andra undersökningar från Shetlandsöarna (Merrie 1978) och Kanada (Douglas & Reimchen 1988) har man funnit att smålommarna sällan häckar på längre pendelavstånd än 8–9 km. från sina fiskevatten. Möjligen finns ett tröskelvärde vid 8–9 km. vad gäller smålommarnas benägenhet att pendla mellan fiske- och häckningssjöar.



## Sammanfattande bedömning

Det sydvästsvenska smålomsbeståndet har minskat med minst en tredjedel sedan mitten av 1930-talet. Minskningen skedde i huvudsak från omkring 1965 till omkring 1990. Därefter finns det en försiktig tendens till en återhämtning. Vi bedömer att ungprouktionen under 1980-talet och hittills under 1990-talet varit tillräcklig för att kompensera för dödligheten bland de gamla fåglarna, även om variationen mellan olika år varit stor.

Smålommar är långlivade fåglar. På Shetlandsöarna har gamla smålommar återfångats på häckningsplatsen 12–13 år efter födelseåret (Okill 1992), och en svenskmarckt smålom innehar det internationella åldersrekordet på 23 år (Staav 1989). De enda tillförlitliga uppgifterna om åldern för första häckning finns från Shetlandsöarna, där ungefär två tredjedelar av ungfåglarna är tillbaka i sina "barn-domsvatten" vid två års ålders (som 3 K-fåglar) och det stora flertalet vid tre års ålder (4 K-fåglar, Okill 1994). Smålommarna är alltså typiska "K-strateger", som börjar häcka ganska sent, har lång livslängd och en låg årlig reproduktion. Sjutton år kan vara för kort tid för mer definitiva slutsatser, men vi tror att det finns fog för en försiktig optimism för den sydvästsvenska smålommen just nu.

Smålommens tillbakagång har bland annat satts i samband med effekter av försurningen av sjöar, såsom utglesade fiskbestånd och hög kvicksilverbelastning i bytesfisker. Tillbakagången i sydvästra Sverige från 1960-talet och framåt sammanfaller bland annat med tidpunkten då problemen med försurning uppmärksammades på allvar (t.ex. Eriksson 1994, Eriksson m.fl. 1988, 1992). Vi har svårt att inom det svåröverskådliga komplexet av olika hotfaktorer finna några andra tänkbara orsaker till den försiktigt positiva utvecklingen än möjligheten till bättre födounderlag i försurningspåverkade fiskevatten som varit föremål för kalkning (t.ex. Degerman m.fl. 1995, Meili 1995). Därför är det viktigt att smålommens fiskevatten ges hög prioritet, inom ramen för reducerade statliga anslag, i det fortsatta arbetet med att kalka försurningspåverkade sjöar.

## Tack

Inventeringsarbetet avseende smålom har i stor utsträckning skett på ideell basis av medlemmar i Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening. Björn Arvidsson har ställt till förfogande sammanställningar av inventeringar och förfrågningar 1980–81 i samband med riksinventeringen av smålom dessa

år. Sedan 1994 har arbetet samordnats med verksamheten i Projekt LOM, som drivs gemensamt av Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening. Finansiellt stöd har erhållits från bland annat Naturvårdsverket, Världsnaturfonden WWF och Alvins Fond. Börje Dahlén, Peter Lindberg och två "referees" har medverkat med kommentarer och synpunkter på texten.

## Referenser

- Ahlén, I. & Tjernberg, M. 1996 (red.). *Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – artfakta*. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Ahlgren, C-G., Johansson, I. & Persson, J-Å. 1984. Projekt Smålom – ett nytt undersökningsprojekt i Södra Älvsborg. *Gavia* 10: 51.
- Ahlgren, C-G., Johansson, I. & Persson, J-Å. 1985. Projekt Smålom – en presentation av undersökningsåret 1984. *Gavia* 11: 1–10.
- Ahlgren, C-G., Johansson, I. & Persson, J-Å. 1986. Projekt Smålom – en presentation av undersökningsåret 1985. *Gavia* 12: 11–16.
- Alatalo, M. 1986. Fåglar och ortnamn i södra Älvsborg. *Gavia* 12: 1–10.
- Arvidsson, B. 1981. Smålommen i Södra Älvsborg 1980–1981. *Gavia* 7: 41–45.
- Arvidsson, B. 1982. Smålommens häckning 1982. *Gavia* 8: 69.
- Beintema, A.J. 1996. Inferring nest success from old records. *Ibis* 138: 568–570.
- Bylin, K. 1980. Riksinventeringen 1980: trana och smålom. *Vår Fågelvärld* 38: 48–49.
- Dahlén, B. 1996. Inventering av smålom i Malungs socken 1995. *Fåglar i Dalarna* 29: 3–11.
- Degerman, E., Henrikson, L., Herrmann, J. & Nyberg, P. 1995. The effects of liming on aquatic fauna. Sid. 221–282 i *Liming of acidified surface waters* (Henrikson, L. & Brodin, Y.W., red). Springer-Verlag, Berlin.
- Dickson, D.L. 1992. The Red-throated Loon as an indicator of environmental quality. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper No. 73*.
- Douglas, S.D. & Reimchen, T.E. 1988. Habitat characteristics and population estimate of breeding Red-throated Loons, *Gavia stellata*, on the Queen Charlotte Islands, British Columbia. *Canadian Field-Naturlist* 102: 679–684.
- Eberl, C. & Picman, J. 1993. Effects of nest-site location on reproductive success of Red-throated Loon (*Gavia stellata*). *Auk* 110: 436–444.
- Eriksson, M.O.G. 1994. Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon (*Gavia stellata*) and Arctic Loon (*Gavia arctica*) in southwest Sweden. *Hydrobiologia* 279/280: 439–444.
- Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. 1995. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992. *Ornis Svecica* 5: 1–14.
- Eriksson, M.O.G., Arvidsson, B. & Johansson, I. 1988. Habitatkaraktärer hos häckningssjöar för smålom *Gavia*

- stellata* i sydvästra Sverige. *Vår Fågelvärld* 47: 122–132.
- Eriksson, M.O.G., Blomqvist, D., Hake, M. & Johansson, O.C. 1990. Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. *Ibis* 132: 1–13.
- Eriksson, M.O.G., Johansson, I. & Ahlgren C-G. 1992. Levels of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* in Southwest Sweden. *Ornis Svecica* 2: 29–36.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 1995. Projekt Lom 1994. Sid. 53–55 i *Fågelåret 1994*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 1996. Projekt Lom 1995. Sid. 49–51 i *Fågelåret 1995*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Gomersall, C.H. 1986. Breeding performance of the red-throated diver *Gavia stellata* in Shetland. *Holarctic Ecology* 9: 277–284.
- Johansson, I. 1990. Projekt Smålom. *Fåglar i södra Älvsborg* 16: 50–51.
- Johansson, I. 1991. Projekt Smålom: Inventering av smålom i södra Älvsborg och norra Halland. *Fåglar i södra Älvsborg* 17: 27–35.
- Johansson, I. 1992. Projekt Smålom 1991. *Fåglar i södra Älvsborg* 18: 14–16.
- Johansson, I. 1993. Projekt Smålom 1992. *Fåglar i södra Älvsborg* 19: 16–18.
- Johansson, I. 1994. Lomnyheter. *Smålom 1993. Fåglar i södra Älvsborg* 20: 21
- Lokki, J. & Eklöf, K. 1984. Breeding success of Red-Throated Diver *Gavia stellata* in southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 21: 417–419.
- Lundgren, S. 1988. Projekt Smålom. *Gavia / Fåglar i södra Älvsborg* 14: 10–12.
- Lundgren, S. 1989. Projekt Smålom. *Gavia / Fåglar i södra Älvsborg* 15: 50.
- Mayfield, H. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87: 456–466.
- Meili, M. 1995. Liming effects on mercury contents in fish. Sid. 383–398 i *Liming of acidified surface waters* (Henrikson, L. & Brodin, Y.W., red). Springer-Verlag, Berlin.
- Merrill, T.D.H. 1978. Relationship between spatial distribution of breeding divers and the availability of fishing waters. *Bird Study* 25: 119–122.
- Norberg, R.Å. & Norberg, U.M. 1971. Take-off, landing and flight speed during fishing flights of *Gavia stellata* (Pont.). *Ornis Scandinavica* 2: 55–67.
- Okill, J.D. 1992. Natal dispersal and breeding site fidelity of Red-throated Diver *Gavia stellata* in Shetland. *Ringling & Migration* 13: 57–58.
- Okill, J.D. 1994. Ringing recoveries of Red-throated Divers *Gavia stellata* in Britain and Ireland. *Ringling & Migration* 15: 107–118.
- Okill, J.D. & Wanless, S. 1990. Breeding success and chick growth of Red-Throated Diver *Gavia stellata* in Shetland 1979–88. *Ringling & Migration* 10: 26–30.
- Persson, J-Å., Lundgren, S. & Johansson, I. 1986. Projekt Smålom. *Gavia* 12: 71–72.
- Rosenius, P. 1942. *Svenska fåglar och fågelbon, femte bandet*. Gleerups, Lund.
- SOF. 1990. *Sveriges fåglar, 2: a uppl.* Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Staab, R. 1989. Åldersrekord för fåglar ringmärkta i Sverige – aktuell lista 1989. *Vår Fågelvärld* 48: 251–275.
- Tyrberg, T. 1985. Ortnamn och fåglar i Östergötland – en faunahistorisk studie. *Vår Fågelvärld* 44: 207–222.
- Töttö, P. 1995. (The Red-throated Diver in Pirkanmaa, 1994.) *Lintumies* 20: 40–54 (på finska, engelsk sammanfattning)

## Summary

*The Red-throated Diver Gavia stellata in southwest Sweden: population trend and breeding success*

We describe the development of a Red-throated Diver *Gavia stellata* population since the 1930's and their breeding success in a study area of 6 500 km<sup>2</sup> in southwest Sweden. The area is dominated by coniferous forests. Most lakes are of oligotrophic character. In the area, Red-throated Divers breed in small lakes and tarns (0.4–33.1 ha, mean = 3.8 ha, median = 1.6 ha). The breeding lakes are normally devoid of fish, and non-fledged chicks are fed with fish transported from adjacent freshwaters (Eriksson et al. 1990). The populations of both Red-throated Diver and Black-throated Diver *G. arctica* have been surveyed yearly since the early 1980's, mainly on voluntarily basis (e.g. Johansson 1992, Eriksson et al. 1995).

Many of the lakes are affected of acidification and have been objects for liming in order to reduce adverse effects of acid deposition. Both species of divers have been included in research on potential susceptibility to freshwater acidification (e.g. Eriksson 1994).

## Material and methods

Potential breeding sites have been surveyed with varying intensity during the period 1980–96. The selection of visited lakes have been done on the basis of information of presence or previous records of breeding pairs and, more arbitrarily, on information on maps (scale 1:50 000). In total, 235 lakes have been visited at least once during 1980–96, and more comprehensive surveys were done in 1986–87 and 1995–96. During 1995–96, the majority of lakes with information of breeding pairs from the 1930's and onwards were visited. We try to reconstruct the population development since the middle of the 1930's on the basis of information from inquiries, and use information from the surveys 1986–87 and 1995–96 for judgements about the development since the middle of the 1980's.

We used observations of nest building, eggs, incu-

bation, non-fledged young or fishing flights as criteria of breeding pairs for the classification of lakes with regard to the presence of Red-throated Divers.

For lakes with information of breeding results for at least four years during the period 1980–96, we related the average breeding success to the following factors:

- *The occurrence of suitable nest sites on small islets*, presumably with a lower risk of predation (Lokki & Eklöf 1984).
- *Surface area of the breeding lake*. In Shetland, breeding success has been shown to be higher in small lakes (<0.3 ha, Okill & Wanless 1990).
- *Distance to the nearest fishing lake*. Presumably, the cost of flight transports of fish to non-fledged chicks sets an upper limit of the distance between fishing waters and breeding sites (e.g. Eberl & Picman 1993).

## Results and discussion

### Population trend

In total, approximately 60 breeding sites, used at least once since the middle of the 1930's, are known in the study area. There has been a 30–40 % decrease of the population size during the latest 60 years (Figure 1). The population size remained fairly stable until the 1960's, and after the middle of the 1980's the decline has leveled off. The distribution pattern with concentrations of breeding pairs at neighbouring lakes, described from the beginning of the 20th century (Rosenius 1942), still remains intact.

There is also a slight tendency of recovery and establishment of breeding pairs at new sites since the middle of the 1980's. In 1995 and/or 1996 breeding pairs were recorded at 28 lakes. Eighteen of those lakes (64 %) were inhabited by Red-throated Divers also during 1986 and/or 1987, for four lakes (14 %) information about the situation during 1986–87 is lacking, one abandoned breeding lake (4 %) has been recolonized and five breeding records (18 %) are from lakes not known to have been used earlier by Red-throated Divers. In addition, one lake with a long tradition as a breeding site for Red-throated Divers (incl. 1986–87) has been inhabited by two pairs from 1994 onwards.

A comparison of the surveys 1986–87 and 1995–96 concerning the distribution between lakes with and without breeding pairs (Table 1) indicates a high degree of nest site tenacity. This is similar to what Okill (1992) has reported for the Red-throated Diver population in Shetland on the basis of information

from ringed birds. If breeding pairs frequently shifted between alternative breeding lakes, as has been reported from Central Finland (Töttö 1995), the distribution between lakes with and without breeding or stationary pairs should have been more even.

### Breeding success

The average production was 0.67 ( $\pm$  SE 0.066) "large" (halfgrown-fledged) young per pair per year during 1980–96, the average percentage of successful pairs (with at least one "large" young) was 49 % and the percentage of successful breeding with two "large" young was 38 %. There were no trends over time, but variations between years were considerable (Figure 2). In 1988, when breeding success was extremely low, many nests were flooded due to heavy rains during spring and early summer (Johansson 1992). There was a clear relationship between the mean number of "large" young per pair and the percentage of successful breeding (comparison of trends in Figure 2A and 2B; Spearman  $r_s = 0.94$ ,  $N = 17$  years,  $p < 0.01$ ), while the percentage of successful pairs raising two chicks influenced the production of young less significantly (Figure 2A and 2C; Spearman  $r_s = 0.39$ ,  $N = 17$  years,  $0.05 < p < 0.01$ ).

We conclude that the production of young was sufficiently high for the maintenance of a stable population, although no data on recoveries of ringed birds are available for analyses. In Malung, Central Sweden, the average breeding success during 1991–95 was 0.88 "large" young per pair per year (Dahlén 1996), without any indications of a decline. In Shetland, Gomersall (1986) concluded that the average production of 0.45 "large" young per pair and year, recorded for the period 1918–early 1980's, was sufficient for maintaining a stable populations size. In South Finland, Lokki & Eklöf (1984) recorded an average production as high as 1.15 "large" young per pair per year during 1979–82 in an increasing population.

For 19 breeding lakes, we have information about the breeding success during at least four years during 1980–96. There was a considerable variation in the average breeding success between different lakes, from 0.25 to 1.29 "large" young per lake per year. The coefficient of variation between lakes was similar to that between years ( $CV_{\text{lakes}} = 36\%$ ,  $CV_{\text{years}} = 10\%$ ). For 13 lakes with information about successful breedings during at least four years, the percentage of broods with two "large" young varied from zero to 80 %.

The production of young was higher at lakes with suitable nest sites on islets (mean =  $0.72 \pm \text{SE } 0.070$  "large" young per lake and year,  $n = 14$  lakes) than in lakes without islets (mean =  $0.58 \pm \text{SE } 0.056$ ,  $n = 5$  lakes). Our result, although not significant (Mann-Whitney U test), is in accordance with other findings that Red-throated Divers breed more successfully in lakes with nest sites available on islets (e.g. Lokki & Eklöf 1984), presumably due to a lower risk of predation.

There was no significant indication of higher production of young at small breeding tarns (Spearman  $r_s = -0.28$ ,  $N = 15$  lakes, range = 0.5–7.0 ha). In Shetland, Okill & Wanless (1990) recorded a higher breeding success at tarns smaller than 0.3 ha.

There was a negative relationship between production of young and the travelling distance to fishing waters (Figure 3, range = 0.7–13.1 km.). However, in a detailed study of five broods of non-fledged chicks in our study area, no tendency between feeding frequency and distances between 1.9 km. and 7.7 km. was detected (Eriksson et al. 1990). But in a study of Red-throated Divers in Canada, Eberl & Picman (1993) recorded a reduced feeding frequency and breeding success among pairs nesting

more than 9 km. from marine fishing waters. Other studies from Shetland and Canada indicate that Red-throated Divers seldom breed more distantly than 8–9 km. from the fishing waters (Merrie 1978, Douglas & Reimchen 1988).

#### *Concluding remarks*

The Red-throated Diver has attracted attention in bird conservation due to a combination of several factors, including loss of nesting habitats affected of drainage, disturbance from out-door recreation activities, and reduced availability of fish prey and increased exposure to mercury among birds foraging in lakes affected by freshwater acidification (e.g Eriksson et al. 1988, 1992, Eriksson 1994). Among the complex of factors, we find the possibility of improved foraging conditions in freshwater lakes which have been limed in order to reduce the negative impacts of exposure to acid pollutants, to be the most probable reason for the recent, slight tendency of recovery of the breeding population. Therefore, freshwaters used by foraging Red-throated Divers during the breeding season must be given high priority in decisions of freshwater liming.

# The influence of weather and food supply on condition and behaviour of juvenile Bluethroats *Luscinia svecica* in northern Sweden

BENGT HANSSON

---

## Abstract

---

In this study, performed in a subalpine birch forest in northern Sweden, I examined the weight and fat status of juvenile Bluethroats *Luscinia svecica* in relation to the weather (measured as minimum temperature, precipitation and wind-force) and food supply (measured as number of insects). The results showed that the birds suffered weight losses during days with high wind-forces, probably caused by increased energy expenditure and decreased foraging activity during these days. Moreover, the number of insects, and hence the food supply, decreased after periods with rainfall and with progress of the season.

These factors were, at least partly, the reason why the birds showed overall low fat scores and were unable to accumulate extra fat at the locality. However, individuals that left the area early in the season were relatively old and carried relatively large fat reserves. These birds probably performed a short-distance migration, and presumably had the advantage of reaching more favourable sites in terms of foraging conditions.

*Bengt Hansson, Råbyvägen 15 O:23, 224 57 Lund*

---

Received 3 October 1995, Accepted 15 January 1997, Editor: S. Åkesson

## Introduction

Birds is the group of endotherm vertebrates with the highest body temperature, *i.e.* 40–42° C (Whittow 1986). To keep the body temperature the birds need to have an effective insulation and a high rate of metabolic combustion, which corresponds to approximately 40–60% of the total energy demand of a free living bird (Walsberg 1983). The energy expenditure due to thermoregulation affects the possibility of an individual to allocate resources to other demands, such as moulting, breeding and fat deposition (Walsberg 1983). Individuals of species living in the temperate zone have to moult as fast as possible after the breeding season in order to store extra fat to be used as fuel during the migration (Alerstam 1982). This is the case both for adult and juvenile birds. The species that generally are most time-stressed are the insectivorous long-distance migrants (Berthold 1993).

How abiotic factors, such as low temperature, heavy precipitation and high wind-force, physiologically affect birds due to an increase in energy expenditure has been investigated both empirically and theoretically (*e.g.* Kendeigh *et al.* 1977, Walsberg 1983, Elkins 1988) whereas the influence by these

factors on the behaviour of passerines is poorly examined (Elkins 1988).

The Bluethroat *Luscinia svecica* is a long-distance migrant. The subspecies *L. s. svecica* migrates to southern Asia, probably to Pakistan and India, and the breeding areas are located in northern Scandinavia and parts of Russia (Cramp 1988). In the northern parts of Sweden the weather conditions can be harsh and night frost occurs already in August. These conditions made it possible to study how birds under natural conditions are affected by different weather conditions.

In this study I examine and discuss how temperature, precipitation, wind-force and available amount of insects affect the body condition and behaviour of juvenile Bluethroats during the post-hatching period.

## Material and methods

I trapped and ringed juvenile Bluethroats at a locality approximately 5 km west of the village of Ammarnäs, Swedish Lapland (65°58'N, 16°07'E), from 25 July to 17 August 1994. This locality, called A, is located close to the outlet of Lake Tjulträsk

into the river Tjulån and is surrounded by water in the south. The vegetation in the area is characterized as meadow birch forest with birch *Betula betularis*, *Salix* spp., different herbs (such as *Cicerbita alpina* and *Aconitum lycoctonum*) together with grasses and mosses as dominating species. Birds were caught daily between 07.00 and 14.00 using 22 mist-nets. At each netting occasion the weight (to the nearest 0.1 g using a 50 g pesola spring-balance) and wing-length (to the nearest mm using a stop-ruler) of the bird were measured. Fat deposits were estimated according to a 7-grade scale for visual fat classification (Pettersson & Hasselquist 1985) and post-juvenile moult (as an indicator of age) according to a 6-grade moult scale (Lindström *et al.* 1985). The moult stage and fat class of individuals recaptured at least one day after ringing were reexamined.

I caught insects within the netting area, using a sweep net (25 cm diameter) and constant beat frequency (approximately 5 beats/m). I did this during 18 of the 24 days at noon each day, along three lines of 10 m each within representative habitats of locality A. No insects were collected during rain or when the ground was wet. The insects were classified to order and the total amount of individuals were summed for each day.

At another locality (B), situated 1 km from the netting area, I experimentally increased food abundance during the later part of the season. In total I put one kilogram of mealworms in a bowl to which the Bluethroats had free access. The mealworm supply was evenly distributed during the last two weeks. At some occasions birds using the food resource at locality B were netted and the same data as at locality A were obtained.

During the period information about temperature and precipitation every third hour were available from the village of Ammarnäs (Swedish Meteorological and Hydrological Institute). The highest and the lowest temperature, and the total amount of precipitation during the 24 hours before 06.00 (GMT+1) were obtained for each day. At locality B I collected comparable measurements of maximum and minimum temperature and amount of precipitation during the day. Because the minimum temperature and the amount of precipitation measured by me at locality B significantly correlated with corresponding data from SMHI, I use their data concerning minimum temperature and precipitation ( $r = 0.93$ ,  $n = 28$ ,  $P < 0.001$  and  $r = 0.92$ ,  $n = 29$ ,  $P < 0.001$ ). At locality A or B the wind-force was estimated every third hour according to the Beaufort system (Boseaus & Melin 1988).

## The weather 1994

During May and June the weather was cold and rainy. In June the average temperature was 2.4° less than normal and the precipitation was 128 % of the normal values. From the middle of July and for three weeks ahead a heat-wave with temperatures up to 26° C occurred. The amount of precipitation from 25 July to 17 August was very low and only approximately 20 mm rain fell, mainly during 27–28 July and 5 August and to some extent also during 12–13 August. The wind-force varied between 0 and 5 Beaufort (5 Beaufort = 10 m/s). The first night with frost was 17 August (wind-force own obs., other data from SMHI).

## Analyses

### *A: Condition and developmental age of recaptured and not recaptured Bluethroats*

The condition and moult stage at ringing of juvenile Bluethroats that were not recaptured were compared with those of birds recaptured later in the season. As a measurement of condition I used the calculated residual of the weight on wing-length, using linear regression. These residuals are measurements of weight where the size of the individuals (here measured as wing-length) is compensated for. The value zero indicates the size-independent average weight.

To form a picture of seasonal effects on condition and moult stage, I compared the birds captured within the two different three days periods with the highest number of netted individuals: 30 July–1 August and 11–13 August.

### *B: Change in weight and fat-score of individuals which were captured both at locality A and B*

Those individuals first captured at locality A and later recaptured at locality B were analysed with respect to change in weight and fat-score between the two occasions. If an individual was netted more than once at either of the localities, an average of the measured values was used.

### *C: Number of Bluethroats and insects caught over the season*

The number of netted (*i.e.* both ringed and recaptured) birds showed a first peak on 1 August (Figure 1), and from this date I consider the majority of juvenile Bluethroats in the area as fledged. By choosing the period 1–17 August the result would there-

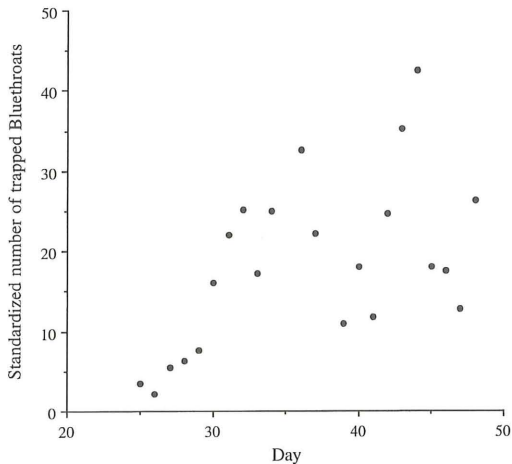


Figure 1. Standardized number of captured Bluethroats during the season 1994. Day 1 = 1 July.

*Standardiserat antal fångade blåhakar under säsongen 1994. Dag 1 = 1 juli.*

fore not be affected by a change in abundance due to newly fledged individuals. In the calculations, differences in netting time between days are taken into account.

In the correlations, for birds and insects, I used (1) the minimum temperature the night before capture, (2) the amount of precipitation until 07.00, and (3) the average wind-force from 09.00 and 12.00 the considered day.

#### *D: Change of weight in Bluethroats captured on two consecutive days*

Change of weight (%) between day(n) and day(n+1) was calculated for those individuals that were netted at an interval of one day. I used individuals in moult stage 2–4 to obtain a homogenous group of birds which certainly was independent of their parents. The difference in time between the netting occasions (maximally 24±4 hours) was compensated for by using linear regression. The resulting residual is a measurement of the change of weight (%) where the difference in time at ringing compared to recapture is compensated for, and this measurement I use in this analysis.

Correlations with five different parameters were made. These parameters were defined as follows: minimum temperature (the night between day(n) and day(n+1)), precipitation (during 24 hours to 07.00 day(n+1)), wind-force (average wind-force

from 09.00 and 12.00 day(n+1)), number of insects (day(n+1)) and date (day(n+1)). When the correlations regarding minimum temperature, precipitation and date were made, only birds netted between 07.00 and 11.00 were considered. For analyses of wind-force and number of insects I only used birds netted between 09.00 and 13.00.

#### *Statistical analyses*

Statistical methods and probability tests were made according to Sokal & Rohlf (1995). Correlations, regressions and *t*-tests were performed with SYSTAT (Wilkinson 1987). Two tailed tests were used in all analyses. Data are given as mean±SD unless otherwise stated.

## **Results**

### *A: Condition and developmental age of recaptured and not recaptured Bluethroats*

When comparing the size-independent weights of juvenile Bluethroats at the ringing occasion, captured during 30 July –1 August, the birds that were not recaptured later in the season were significantly heavier than those that were recaptured later. Birds ringed during 11–13 August showed no difference in weight between these two groups. During both periods, the birds in the non-recaptured category showed a tendency of more progressed moult than those belonging to the group of recaptured birds (Table 1).

### *B: Change in weight and fat score of individuals which were captured both at locality A and B*

Individuals, that were trapped both at locality A and B, showed a tremendous increase in weight and fat score after using the artificial food supply at locality B. At locality A and B the average weights were 17.1±0.8 and 20.0±0.7 (paired *t*-test,  $P < 0.001$ ,  $n = 5$ ). The average fat-scores were 0.9±0.6 at A and 4.0±0.5 at B (Mann-Whitney *U*-test,  $P = 0.009$ ,  $n = 5$ ). Three of these five individuals retrapped at locality A before they were controlled at locality B, showed only a slight change in weight (0.2 g; paired *t*-test,  $P = 0.78$ ,  $n = 3$ ) between ringing and recapture at locality A.

### *C: Number of Bluethroats and insects caught over the season*

Minimum temperature and number of insects but not precipitation, wind-force and standardized number

Table 1. Weight (wing-length independent) and moult stage, at ringing, of Bluethroats that were recaptured and not recaptured later in the season, during two different three days periods.

Vikt (vinglängdsberoende) och ruggningsklass, vid ringmärkningsstillfället, hos blåhakar som återfångades och inte återfångades senare under säsongen, under två olika tredagersperioder:

	Ringing period	Weight (g) mean ± SD	n	P <sup>1</sup>	Moult stage mean ± SD	n	P <sup>2</sup>
	Ringmärknings- period	Vikt (g) medel ± SD			Ruggningsklass medel ± SD		
Recaptured Återfångad	30/7–1/8	-0.22 ± 0.81	26	0.035	1.70 ± 0.61	27	0.058
Not recaptured Inte återfångad	30/7–1/8	0.39 ± 1.06	19		2.11 ± 0.57	19	
Recaptured	11–13/8	-0.10 ± 0.76	12	0.778	2.83 ± 1.03	12	0.078
Not recaptured	11–13/8	-0.16 ± 0.69	31		3.48 ± 0.81	31	

<sup>1</sup> *t*-test

<sup>2</sup> Mann-Whitney *U*-test

Table 2. The correlation between time of season (1–17 August) and minimum temperature, precipitation, wind-force, number of insects and standardized number of netted Bluethroats. Correlation coefficient (*r*), number of days (*n*) and probability value (*P*) are shown.

Sambandet mellan tid på säsong (1–17 augusti) och minimitemperatur, nederbörd, vindstyrka, antal fångade insekter och standardiserat antal fångade blåhakar. Korrelationskoefficient (*r*), antal dagar (*n*) och sannolikhetsvärde (*P*) visas.

	Temperature (°C)			Precipitation (mm)			Wind-force (Beaufort)			Insects (number)			Bluethroats (number)		
	Temperatur (°C)			Nederbörd (mm)			Vindstyrka (Beaufort)			Insekter (antal)			Blåhakar (antal)		
	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>P</i>
Date (1–17/8)	-0.06	17	**	-0.04	17	ns	-0.05	16	ns	-0.71	13	***	-0.01	15	ns
Datum (1–17/8)															

ns:  $P > 0.05$ , \*\*:  $P < 0.01$ , \*\*\*:  $P < 0.001$

of trapped Bluethroats showed a negative correlation with date between 1–17 August (Table 2).

The standardized number of Bluethroats showed a significant negative correlation with wind-force but not with any of the other parameters (Table 3). The number of insects did not correlate with any weather parameter (Table 3) but when the rain fell in the afternoon (day(*n*)), after a period of mainly dry weather, more insects were collected at day(*n*) than at day(*n*+1) (paired *t*-test,  $P = 0.017$ ,  $n = 3$ ; Figure 2). Late in the season (from 5 August) the insect population did not reestablish its former numbers (Figure 2).

*D: Change of weight in Bluethroats captured on two consecutive days*

Birds that were captured and examined on two consecutive days showed a significant relative decrease in weight considering wind-force (Table 4; Figure 3), whereas, there was a tendency of an increase in relative weight in relation to the amount of insects day(*n*+1) (Table 4; Figure 4). Other factors, such as minimum temperature, amount of precipitation and day of season, did not affect the weight of the birds (Table 4).

It is most likely that heavy birds run the risk of loosing weight whereas the opposite is expected in



Table 3. The effect of minimum temperature, precipitation, wind-force and number of insects on standardized number of captured Bluethroats and collected insects, during 1–17 August. Correlation coefficient ( $r$ ), number of days ( $n$ ) and probability value ( $P$ ) are shown.

*Effekten av minimitemperatur, nederbörd, vindstyrka och antal insekter på standardiserat antal fångade blåhakar och insekter mellan 1–17 augusti. Korrelationskoefficient ( $r$ ), antal dagar ( $n$ ) och sannolikhetsvärde ( $P$ ) visas.*

	Number of Bluethroats <i>Antal blåhakar</i>			Number of insects <i>Antal insekter</i>		
	$r$	$n$	$P$	$r$	$n$	$P$
Temperature (°C) <i>Temperatur (°C)</i>	0.11	15	ns	0.16	13	ns
Precipitation (mm) <i>Nederbörd (mm)</i>	0.10	15	ns	-0.27	13	ns
Wind-force (Beaufort) <i>Vindstyrka (Beaufort)</i>	-0.61	15	*	-0.19	13	ns
Number of insects <i>Antal insekter</i>	-0.02	13	ns			

ns:  $P > 0.05$ , \*:  $P < 0.05$

Table 4. Individual change of weight (%) of Bluethroats captured on two consecutive days correlated with the minimum temperature, amount of precipitation, wind-force and number of insects and date (day( $n+1$ )). Number of individuals ( $n$ ), linear regression coefficient ( $r$ ), intercept ( $a$ ), slope ( $b$ ; change of weight in % per unit) and probability ( $P$ ) are shown.

*Individuell viktskillnad (%) hos blåhakar kontrollerade vid två efter varandra följande dagar korrelerat till minimitemperatur, nederbördsmängd, vindstyrka, antal insekter och datum (dag( $n+1$ )). Antal individer ( $n$ ), regressionskoefficient ( $r$ ), intercept ( $a$ ), lutning ( $b$ ; viktförändring i % per enhet) och sannolikhetsvärde ( $P$ ) visas.*

	$n$	$r$	$a$	$b$	$P^1$
Minimum temperature (°C) <i>Minimitemperatur (°C)</i>	18	0.14	1.01	-0.15	0.57
Amount of precipitation (mm) <i>Nederbördsmängd (mm)</i>	18	0.22	0.45	-0.37	0.39
Wind-force (Beaufort) <i>Vindstyrka (Beaufort)</i>	27	0.63	5.04	-2.18	0.001
Number of insects <i>Antal insekter</i>	24	0.36	-1.80	0.02	0.09
Date <i>Datum</i>	18	0.06	-1.69	0.04	0.82

<sup>1</sup> Linear regression

light individuals. Therefore, I included the birds' weight on day( $n$ ) in the regressions (*i.e.* multiple regression analyses), but only minor changes of the above correlations were found. As expected, there was a positive (but not significant) correlation between the birds' weight on day( $n$ ) and their weight loss to the next day in all five multiple analyses.

Because the precipitation often differ in intensity I made a detailed analysis of the only period with steady downpour, the night between 27 and 28 July. The average weight (wing-length independent) for ringed Bluethroats was  $5.3 \pm 0.6$  g ( $n = 2$ ) the day before and  $-3.6 \pm 8.2$  g ( $n = 3$ ) the day after the rainfall ( $t$ -test,  $P = 0.24$ ).

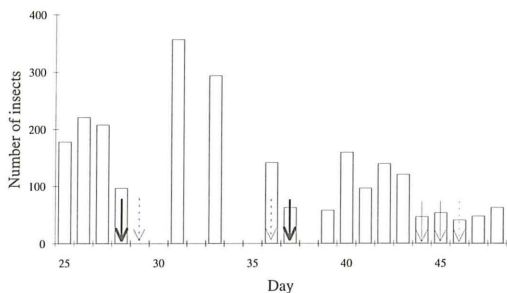


Figure 2. Number of collected insects and amount of precipitation during the season 1994. Day 1 = 1 July. Missing values are due to no collection of insects these days (6 of 24). Arrows indicate the amount of precipitation during 24 hours until 07.00 (bold arrow: 6-7 mm rain; ordinary: 1-2 mm; dotted: <1 mm).

Antal fångade insekter och nederbördsmängd under säsongen 1994. Dag 1 = 1 juli. Vissa dagar då fångst ej genomfördes saknas värden (6 av 24). Pilar indikerar regnmängd under 24 timmar till kl. 07.00 (fetstilt pil: 6-7 mm regn; normal: 1-2 mm; streckad: <1 mm).

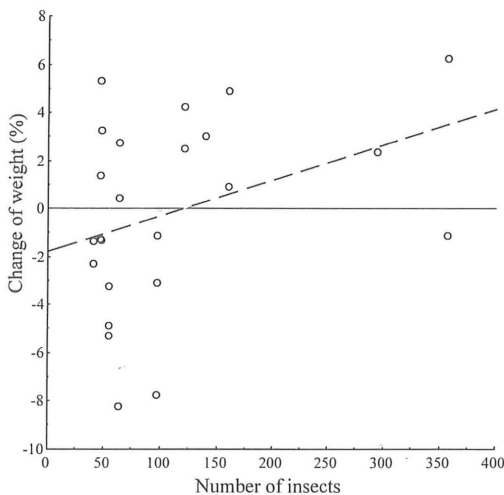


Figure 4. Change of weight (%) in Bluethroats captured on two consecutive days correlated with the number of insects day(n+1). The change of weight showed a tendency to increase with increasing number of insects (Linear regression,  $P = 0.09$ ,  $n = 24$ ).

Viktförändring (%) hos blåhakar kontrollerade vid två efter varandra följande dagar som en funktion av insektsmängden dag(n+1). Viktskillnaden visade en tendens åt ökning med ökad skillnad i insektsmängd mellan dygnen (Linjär regressi-on,  $P = 0.09$ ,  $n = 24$ ).

## Discussion

In this study of juvenile Bluethroats at the moulting area, recaptured individuals were significantly lighter and tended to be relatively younger at the ringing occasion than individuals which were not recaptured. Late in the season these groups did not differ in weight but the tendency of a difference in developmental age remained (Table 1). During the study period the birds were in the middle of their partial postjuvenile moult, and in August the first individuals completed the moult (unpublished data). Lindström *et al.* (1993) have shown that the moult is a highly energy demanding process and that an adult Bluethroat demands approximately twice the basal metabolic rate during its most intensive part of the moult. The amount of fat a passerine needs to accumulate to be able to perform the migration in one long step (Alerstam 1982) is much higher than the fat score values estimated for the Bluethroats in this study. This indicates that the birds only migrate a short distance from the moulting areas, which has previously been discussed by Lindström *et al.* (1985). This is also true for the birds in relatively good condition, which left the area early in the season.

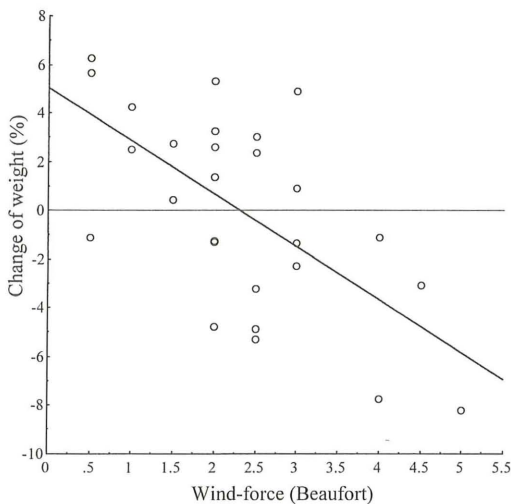


Figure 3. Change of weight (%) of Bluethroats captured on two consecutive days correlated with wind-force day(n+1). The change of weight showed a significant decrease with increasing wind-force (Linear regression,  $P = 0.001$ ,  $n = 28$ ).

Viktförändring (%) hos blåhakar kontrollerade vid två efter varandra följande dagar korrelerat till vindstyrkan dag(n+1). Viktskillnaden visade en signifikant minskning med ökad vindstyrka (Linjär regression,  $P = 0.001$ ,  $n = 28$ ).

There is at least two explanations for the overall low fat loads recorded in this study. Either the natural amount of food is too low for both the moulting and the fat accumulating process to occur at the same time, or the birds themselves chose not to add any extra fat. One reason not to add any extra fat is that large fat scores negatively affect the manoeuvrability of the bird (Hedenström 1992). However, those individuals that were using the food provided at locality B were increasing their weight and fat load (cf. Lindström *et al.* 1990). Therefore, the energy intake rate and/or the amount of food seem to be the limiting factors on the rate of fat accumulation at this locality.

Factors controlling the energy intake rate of the Bluethroats in their native area could either be the absolute number of insects, the birds' foraging success or a combination of these factors. Which external factors affect the energy intake rate and in what way?

#### *Temperature*

Temperatures below the lower limit of thermoneutrality ( $T_{lc}$ ; approximately 20°C) imply an increased energy requirement compared to temperatures within thermoneutrality (Kendeigh *et al.* 1977). In the House Sparrow *Passer domesticus* the metabolic rate at thermoneutrality is approximately 8 kcal/day while the rate at temperatures 10 degrees below  $T_{lc}$  is approximately 13 kcal/day (Kendeigh *et al.* 1977), *i.e.* an increase of approximately 50% in the energy demand by a decrease in temperature of 10 degrees. Values similar to these have been determined in the Knot *Calidris canutus* (Wiersma & Piersma 1994), and are probably valid also for Bluethroats.

The minimum temperature of the nights at Amarnäs was, during the whole study period, below  $T_{lc}$  and varied between -0.6 and 13.8°C. Consequently, the energy consumption of the Bluethroats should be about 75% higher during especially cold nights compared to warm nights. Nevertheless, the results reported in this study show that the birds did not loose more weight during cold compared to warm nights (Table 4). The likely explanation is that the birds compensate the increasing energy expenses after a cold night and a cold morning with an increase in food intake rate. Hutto (1981) has shown that the feeding activity of some species of Wood Warblers is negatively correlated with the activity of insects which, in turn, varies with the day. The pattern is: low insect activity in the morning and evening and a marked peak at noon (Hutto 1981). If

this pattern could be explained by a temperature dependent insect activity, a corresponding difference in activity should be true both between days as well as within days. The higher energy requirement of the Bluethroats after a cold night could then be compensated for by an increase of energy intake early in the morning. This can be facilitated due to a low insect activity and more easily caught preys in the morning. The reasoning above may suggest that the Bluethroats were foraging early in the morning, and were able to compensate for their increased energy expenditure before I measured their weight and fat-status later in the morning. Therefore, their foraging success was not deteriorated due to motionless prey which might have been hard to locate. Both the high number of netted birds also early in the morning (unpublished data) and observations of foraging individuals early in the morning (own obs.) indicate that the birds actually started their foraging activity before I examined them. This could explain why there was no correlation between body condition of the birds and temperature in this study, even if there were differences in temperature between nights.

#### *Precipitation*

From a general point of view, the influence of precipitation on the energy expenditure of the birds is relatively weak and varies between species due to differences in their morphology and physiology (Elkins 1988). Most species are able to resist shorter periods of precipitation and present normal activity in gentle rain (Kennedy in Elkins 1988). However, if the plumage gets wet after heavy or prolonged rainfall, the heat loss from the body will increase (Kendeigh *et al.* 1977).

The reason for not finding any correlation between weight and amount of precipitation in this study could have been due to the character of the precipitation; *i.e.* either gentle rain or short showers. The only occasion with prolonged rainfall, during the night and morning between 27 and 28 July, indicates that the Bluethroats indeed suffered in terms of weight loss at least due to some kind of precipitation. However, the sample size was too small to statistically secure this pattern.

#### *Wind-force*

The plumage of a bird enclose air. When the body heats the enclosed air it rises and is replaced by cold air from the surrounding; a convection loss is taking

place. This loss is accelerating as the movements of the surrounding air is increasing (Kendeigh *et al.* 1977). In the White-crowned Sparrow *Zonotrichia leucophrys* it was observed that a wind-force of 4 m/s gives the same heat loss as a temperature reduction of 13° C (Walsberg 1983). This corresponds to an increase in energy expenditure of approximately 50%. Studies of how roosting sites are selected show that both Phainopepla *Phainopepla nitens* (Walsberg 1983) and Brambling *Fringilla montifringilla* (Jenni 1991) prefer sheltered localities and that the birds save energy by choosing these sites, even if they have to travel long distances daily between the roosting sites and the foraging areas.

Elkins (1988) states that the problems in foraging induced by low or medium wind-forces are few. Strong winds probably only puts an upper limit for how high up in the vegetation an individual is able to forage, because the wind-force decreases from the canopy and downwards.

The Bluethroat is a species which resides in the lower parts of the vegetation (Cramp 1988) and should according to the reasoning above only be moderately affected by a high wind-force. The fact that the number of netted Bluethroats was negatively affected by the wind in this study (Table 3) could be due to that the birds more easily avoid the nets under windy conditions. However, the fact that the birds' weight was negatively affected by the wind (Figure 3) despite that the number of insects was unaffected (Table 3), indicates that the birds lowered their activity and hence their foraging success at high wind-forces. This also explains why fewer birds were caught in strong winds.

The weight reduction of the Bluethroats with increasing wind-force could consequently be explained both by enhanced energy expenditure and lowered energy intake rate at high wind-forces.

#### *Number of insects*

Hutto (1985) showed that the density of breeding birds increases with increasing density of insects in the habitat, and that a bird spends a large proportion of time at the level in the vegetation where the density of insects is highest. In another study Hutto (1981) found that the diurnal activity of insectivorous birds was negatively correlated with the activity of insects.

The Bluethroats in Ammarnäs showed no correlation between number of captured birds and number of insects caught (Table 3). One interpretation of this is that the total activity, including foraging activity,

is independent of the number of insects. There was a tendency to a positive correlation between the change of weight of the birds and increasing number of insects which indicated that the foraging was more successful at high insect densities (Figure 4).

The number of insects caught decreased after periods of rainfall but did not correlate with any other abiotic factor. In later parts of the period the insect population showed a reduced ability to recover to previous number (Figure 2). This indicates that the precipitation and not *e.g.* the minimum temperature (as one may first consider because of the correlation of both the amount of insects and the minimum temperature with the progress of the season) could be the primary cause of the decreasing number of insects observed.

#### *Conclusion*

The moulting juvenile Bluethroats that stayed in the study area seemed unable to add any extra fat under natural conditions because of low energy intake rate and high energy expenditure. This was partly caused by: (1) decreased foraging activity and/or increased energy expenditure in high wind-forces, and (2) decreased amount of insects after rainy periods and with progress of the season. The wind-force had a direct effect on the condition of the birds whereas the precipitation affected them by indirectly lowering the food supply.

The overall low fat loads of the birds indicate that they performed a short-distance migration from the moulting areas, presumably to more favourable sites in terms of foraging conditions. Individuals that left early in the season were relatively old and in good condition and may have had better chance of reaching the stopover sites, as well as winter grounds, compared to others. Therefore, to be hatched early in the season presumably is important for Bluethroats in this area (cf. Perrins 1965; Arcese & Smith 1985).

#### **Acknowledgement**

The fieldwork was performed in association with the staff of Post-LUVRE: Karl-Martin Axelsson, Peter Frodin, Lars Gezelius, Jonas Hedin, Anna-Karin Öhlsson, Martin Stjernman and Eva Waldemarsson. Åke Lindström was in charge of the administration and gave valuable help during the planning stage. Dennis Hasselquist, Bo Nielsen, Tove Thomasson, Åke Lindström, Erik Svensson, Thord Fransson and Susanne Åkesson gave objective and/or linguistic comments on the manuscript. Thank you all! This

study was financially supported by grants from the Swedish Natural Science Research Council (to the LUVRE project) and the Elis Wide's Foundation (Swedish Ornithological Society).

## References

- Alerstam, T. 1982. *Fågelflyttning*. Signum, Lund.
- Arcese, P. & Smith, J. N. M. 1985. Phenotypic correlates and ecological consequences of dominance in Song Sparrows. *J. Anim. Ecol.* 54:817–830.
- Berthold, P. 1993. *Bird Migration*. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Bosaeus, L. & Melin, C. 1988. *Årets väder*. ICA förlaget AB, Västerås.
- Cramp, S., ed. 1988. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Afrika. The Birds of the Western Palearctic, Vol V*. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Elkins, N. 1988. *Weather and bird behaviour*. Second edition. T & A D Poyser Ltd, Staffordshire.
- Hedenström, A. 1992. Flight performance in relation to fuel loads in birds. *J. Theor. Biol.* 158:535–537.
- Hutto, R. L. 1981. Temporal patterns of foraging activity in some wood warblers in relation to the availability of insect prey. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 9:195–198.
- Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. Pp. 455–476 in *Habitat selection in birds* (Cody, M. L., ed.). Academic press, Orlando.
- Jenni, L. 1991. Microclimate of roost sites selected by wintering Bramblings *Fringilla montifringilla*. *Ornis Scandinavica* 22:327–334.
- Kendeigh, S. C., Dolnik, V. R. & Gavrillov, V. M. 1977. Avian energetics. Pp. 127–204 in *Granivorous birds in ecosystems, their evolution, populations, energetics, adaptations, impact and control* (Pinowski, J & Kendeigh, S. C., eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Lindström, Å., Bensch, S. & Hasselquist, D. 1985. Höstflyttningstrategier hos unga blåhakar *Luscinia svecica*. *Vår Fågelvärld* 44:197–206.
- Lindström, Å., Hasselquist, D., Bensch, S & Grahm, M. 1990. Asymmetric contests over resources for survival and migration: a field experiment with bluethroats. *Anim. Behav.* 40:456–461.
- Lindström, Å., Visser, G. H. & Daan, S. 1993. The energetic cost of feather synthesis is proportional to basal metabolic rate. *Physiological Zoology* 66(4):490–510.
- Perrens, C. M. 1965. Population fluctuations and clutch-size in the Great Tit, *Parus major* L. *J. Anim. Ecol.* 34:601–647.
- Pettersson, J. & Hasselquist, D. 1985. Fat deposition and migration capacity of robins *Erithacus rubecula* and goldcrests *Regulus regulus* at Ottenby, Sweden. *Ringing & Migration* 6:66–76.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*. Third ed. W. H. Freeman & Co. New York.
- Walsberg, G. E. 1986. Thermal consequences of roost-site selection: the relative importance of three modes of heat conservation. *The Auk* 103:1–7.
- Whitrow, G. C. 1986. Regulation of body temperature. Pp. 221–252 in *Avian Physiology*, fourth edition (Sturkie, P. D. ed.). Springer-Verlag, New York.
- Wiersma, P. & Piersma, T. 1994. Effects of microhabitat, flocking, climate and migratory goal on energy expenditure in the annual cycle of Red Knots. *The Condor* 96:257–279.
- Wilkinson, L. 1987. *SYSTAT. The System for Statistics*. SYSTAT. Evanston, Ill.

## Sammanfattning

*Vädrets och födotillgångens inverkan på kondition och beteende hos unga blåhakar Luscinia svecica i norra Sverige*

För att upprätthålla kroppstemperaturen förbrukar en fågel en energimängd motsvarande 40–60% av dess totala energiförbrukning, detta trots att fjäderdräkten ger en god isolering. Denna energiförbrukning påverkar möjligheten att fördela resurser till andra behov, såsom ruggning, fettupplagring och häckning. I tempererade områden krävs det att fåglarna innan flyttningen klarar av att lägga upp ett förråd av flygbränsle i form av fett. De som är mest tidspressade är de insektsätande arter som dessutom ruggar innan flyttningen. En sådan art är blåhaken.

Hur abiotiska faktorer, som låg temperatur, kraftig nederbörd och hög vindstyrka, fysiologiskt påverkar fåglar genom ökad energiförbrukning är väl studerat både empiriskt och teoretiskt medan dessa faktors påverkan på tättingars beteende är mindre väl undersökt.

I de norra delarna av Sverige kan vädret vara hårt och ofta går nattetemperaturen ner under noll grader under den period då fåglarna förbereder sig inför höstflyttningen. Dessa yttre förhållanden gör det lämpligt att studera hur en art som blåhaken under naturliga förhållanden fysiologiskt och beteendemässigt påverkas av väder och vind. Därför fångade och undersökte jag unga blåhakar i närheten av Ammarnäs (65°58'N, 16°07'E), beläget i Lappland, under perioden 25 juli till 17 augusti 1994. Fågellarna fångades under standardiserad nätfångst och individernas vikt, vinglängd, fettmängd och ruggningsstadium registrerades enligt standardiserade metoder. Det ruggningsstadium en individ befinner sig i är ett mått på hur utvecklad den är och används i denna uppsats som ett åldersmått. Vid detta tillfälle ringmärktes också fågeln. Inom fångstområdet fångade jag insekter (även detta enligt en standardiserad metod). Insekterna bestämdes till ordning och antalet individer summerades per dag. Vid en annan lokal belägen ca 1 km från märkplatsen, skapade jag en riklig födokälla genom att erbjuda mjölmask i en skål under senare delen av studieperioden. Från denna födokälla kunde friflygande blåhakar hämta mat. Vid några tillfällen infångades dessa fåglar och

samma typ av data som vid ringmärkningstillfället insamlades.

Jag använde de minimi- och maximitemperaturer samt nederbördsmätningar, utförda av SMHI, som fanns tillgängliga från väderstationen i Ammarnäs. Dessutom bokförde jag vindstyrkan var tredje timma under dygnets ljusa timmar.

### *Resultat och diskussion*

Tidigt på säsongen hade blåhakar som kom att återfångas en signifikant lägre vikt vid nymärkningstillfället jämfört med de som inte återfångades. Under slutet av säsongen skilde sig däremot inte dessa kategorier åt. De individer som kom att återfångas visade en trend mot att vara yngre än de som inte återfångades (Tabell 1). Fåglar som stannade i området var således både lättare och yngre än de som lämnade området. Då det erbjöds rikligt med mat ökade däremot fåglarnas vikt och fettvärde signifikant med i snitt 2,9 g respektive 3,1 fettsteg, vilket visar att den naturligt förekommande födointagshastigheten var alltför låg för att viktökning och fettackumulering skulle kunna ske.

Fångsten av insekter och således insekts- och födotillgången i området minskade efter dagar med regn (Figure 2) men korrelerade dock inte med någon annan väderparameter (Tabell 3). Mot slutet av säsongen hade insektspopulationen inte förmågan att återhämta sig efter regn (Figure 2) och uppvisade därför ett starkt negativt samband med säsongen (Tabell 2). Fångsten av blåhakar korrelerade med vindstyrkan så att färre fåglar fångades i hårda än i svaga vindar, men däremot påverkades den inte av någon annan väderparameter (Tabell 3). Om man ser till enskilda individers viktökning mellan olika dygn så uppvisar även denna en negativ korrelation med vindstyrkan (Tabell 4; Figure 3). Dessutom observerades en tendens till positiv korrelation mellan individernas viktökning och insekt-

stillgången (Tabell 4; Figure 4). Vindens påverkan skulle kunna förklaras med att blåhakarna minskade sin aktivitet i blåsigt väder, möjligen för att söka lä och på detta sätt minska sin energiförbrukning eller genom att födosöksframgången förmodligen är låg i sådant väder.

Att blåhakarna inte kunde visas vara påverkade av andra väderfaktorer än vinden är anmärkningsvärt. Exempelvis har det visats i andra studier att temperaturen har stor påverkan på ett djurs energiförbrukning och således borde en viktvariation kunna registreras i förhållande till olika natters temperaturförhållanden. Om man däremot tillför information från andra källor som visar att även insektsaktiviteten påverkas av temperaturen och att detta sker omvänt mot ett djurs energiförbrukning, kan man tänka sig att individen korregerar för det ökade energiutlägg som en kall natt och morgon innebär med ett ökat födointag p.g.a. att mindre aktiva byten är mer lättfångade. Detta skulle kunna förklara varför individerna viktmässigt sett inte påverkades negativt av kalla nätter i denna studie.

Resultaten tyder på att de unga ruggande blåhakarna i Ammarnäs inte kunde lägga på sig fett p.g.a. lågt energiintag och höga energiutgifter. Detta kan bl.a. bero på (1) låg födosöksaktivitet och/eller hög energiåtgång under kraftiga vindförhållanden och (2) minskad insektstillgång efter regn och mot slutet av säsongen. Vindstyrkan påverkade fåglarnas kondition direkt medan nederbörden påverkade indirekt genom att födotillgången minskade. Fåglarnas överlag låga fettvärden indikerar att de som lämnade lokalen utförde en kortdistansflyttning, förslagsvis till andra platser mer fördelaktiga ur födosöksynpunkt. Intressant nog var individer som lämnade området tidigt på säsongen i relativt god kondition och hade därför antagligen större chans att nå rastplatserna och även övervintringsområdet jämfört med andra.

# Importance of a bird migration hot spot: proportion of the Swedish population of various raptors observed on autumn migration at Falsterbo 1986–1995 and population changes reflected by the migration figures

NILS KJELLÉN

---

## Abstract

The importance of Falsterbo, Sweden, as a concentration site for migrating raptors was assessed by recording total numbers of various species during ten autumns 1986–1995. Population estimates and number of fledged young per pair were taken from the literature to estimate the Swedish autumn population. These estimates were compared with the average numbers of migrants at Falsterbo to see how large proportion was recorded there and if there was any difference between adults and juveniles. The proportion observed at Falsterbo varied from below 1 % in Goshawk *Accipiter gentilis* to 38 % in Red Kite *Milvus milvus*. Species with more southerly distribution (breeding closer to Falsterbo), like Red Kite and Marsh Harrier *Circus aeruginosus* were recorded to a higher degree compared to northerly species like Northern Harrier *Circus cyaneus* and Rough-legged Buzzard *Buteo lagopus*. Thermal migrants like Honey Buzzard *Pernis apivorus*, Red Kite and Common Buzzard *Buteo buteo* were more concentrated at Falsterbo compared to active flyers like harriers and falcons, which are less inclined to follow leading lines. In most species a higher proportion of

juveniles was recorded. This may be due to adults generally wintering further north or being less inclined to follow leading lines. Three species (Honey Buzzard, Rough-legged Buzzard and Peregrine *Falco peregrinus*) showed a higher percentage of adults. In these species I suggest the adults use their previous experience to follow established safe and efficient routes to their known winter quarters. Systematic autumn counts of migrating birds at Falsterbo have been conducted since 1973. The correlation of annual numbers with these standardised counts is significant in all species, although the average figures are between 38 and 214 percent higher in this study due to a better coverage. Most species are at the moment stable or increasing. Recent population increases in Red Kite, Marsh Harrier and Peregrine are very well reflected by the counts. Standardised migration counts at Falsterbo are presently the best way to follow long-time changes in the Swedish raptor populations.

Nils Kjellén, Department of Animal Ecology, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden

---

Received 28 October 1996, Accepted 8 January 1997, Editor: T. Pärt

## Introduction

At Falsterbo, the southwesternmost point of Scandinavia (Figure 1), the autumn migration has been studied since the early 1940s (Rudebeck 1950, Ufstrand *et al.* 1974). Since 1973 standardised counts of migrants have been carried out by the National Environmental Protection Board (Roos 1996 and earlier). With the development of better binoculars, especially telescopes, and the publication of good field guides it is nowadays also possible to determine the age of most migrants. Since 1986 I have conducted a study of the sex and age ratio among migrating raptors passing the Falsterbo peninsula (Kjellén 1992, unpublished). Ringing recoveries indicate that most of the counted raptors originate from Sweden, with additional birds from Norway

and Finland in a few species (Roos 1984, Stolt *et al.* 1995 and earlier), but in some species the available information is rather limited. There are however a few raptors, like Rough-legged Buzzard, Northern Harrier and Peregrine, where a substantial proportion of the migrants at Falsterbo may be of Norwegian or Finnish origin. More or less accurate estimates of the Swedish population, as well as information on reproductive success of the different raptors, have been taken from the literature. If possible the number of fledged young/breeding attempt (including failed breedings and territorial pairs) has been used. Due to different migration strategies the proportion leaving via Falsterbo varies a great deal among various species and ages. In the present paper I discuss the origin of the birds counted at Falsterbo

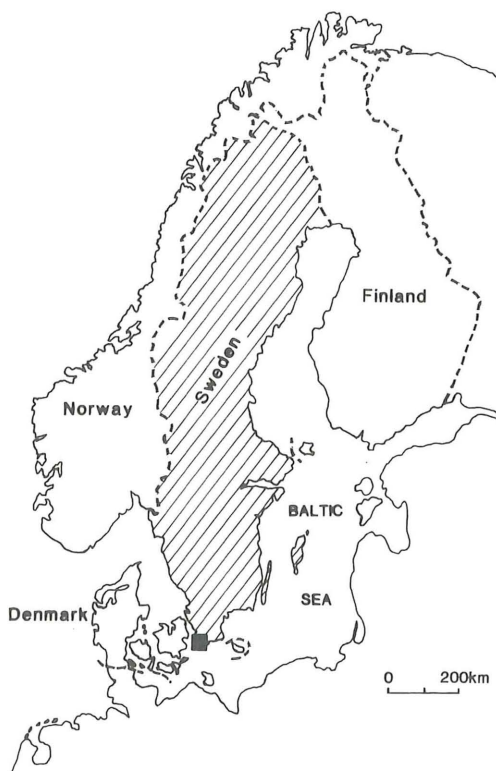


Figure 1. The position of the study area on the Falsterbo peninsula and the most likely recruitment area (Sweden).

*Undersökningsområdet på Falsterbohalvön och det mest troliga rekryteringsområdet (Sverige).*

in relation to different migration strategies and estimate the proportion of adults and juveniles of the Swedish autumn population migrating through Falsterbo. The value of the migration numbers as indicators of population changes is also evaluated. For monitoring purposes it is important to assess, in a quantitative way, the importance of concentration areas along migration routes for different species and age classes. In this respect Falsterbo provides unique qualifications with a fairly well defined recruitment area and rather accurate population estimates.

## Methods

During the ten years 1986–1995 the raptor migration over the Falsterbo peninsula (55° 23' N 12° 50' E) was counted during the period from 1 August until 20 November. Observations started at dawn and contin-

Table 1. Proportion of the Swedish population of various raptors. *Andel av den svenska populationen av olika rovfåglar som invä-*

Species	Estimated Swedish population (pairs)	Average production of young
Art	Beräknad svensk population (par)	Genomsnittlig ungdomproduktion
Honey Buzzard	6 000	0.6
Red Kite	500	1.7
White-tailed Eagle	170	0.7
Marsh Harrier	1 400	2.0
Northern Harrier	1 500	1.8
Montagu's Harrier	60	2.0
Goshawk	7 000	2.0
Eurasian Sparrowhawk	20 000	2.0
Common Buzzard	19 500	1.4
Rough-legged Buzzard	7 000	0.7
Osprey	3 200	1.5
Eurasian Kestrel	3 000	2.5
Merlin	5 000	2.3
Hobby	1 000	1.5
Peregrine	60	1.7

ued as long as any migration was observed (normally some time in the afternoon). On days with bad weather, such as storm and rain, when migration is practically nonexistent, the counts were often cancelled. All birds were aged as far as possible using characters described by Forsman (1984) and Gensbøl (1995). Migrating raptors pass over the peninsula in a westerly to southwesterly direction towards Denmark (Figure 1). Dependent on the prevailing wind conditions, different observation points on the peninsula were chosen to be as close to the main migration stream as possible. Most observations were performed by the author but several other observers relieved on single days. On days with many birds at least two observers were normally working together. We used binoculars 10x40 and wide-angle telescopes 30x70. The ambition was to count as many as possible of the raptors passing the peninsula. Although the majority often pass in a "corridor" right above the observation point, it is impossible to cover all individuals in species migrating on a broader front, such as harriers and falcons, (cf. Kjellén 1992 for a more detailed discussion on the coverage).



n at Falsterbo 1986–1995.  
*es i Falsterbo åren 1986–1995.*

Estimated autumn population	Average total at Falsterbo 1986–95 *1991–95	Standard deviation	% seen	Average adult total	% seen	Average juvenile total	% seen
<i>Beräknad höst- population</i>	<i>Medeltal i Falsterbo 1986–95 *1991–95</i>	<i>Standard- avvikelse</i>	<i>% sedda</i>	<i>Medeltal adulta</i>	<i>% sedda</i>	<i>Medeltal juvenila</i>	<i>% sedda</i>
15 600	5 205	1 751	33	4 599	38	606	17
1 850	*694	121	38	167	17	527	62
460	*14	3	3	9	3	5	4
5 600	*791	91	14	169	6	622	22
5 700	216	84	4	91	3	124	5
240	10	5	4	5	4	5	4
28 000	49	34	0	3	0	46	0
80 000	14 218	3 227	18	2 900	7	11 152	28
66 300	10 850	2 182	16	6 250	16	4 600	17
18 900	930	281	5	715	5	216	4
11 200	238	71	2	121	2	125	3
13 500	427	127	3	126	2	307	4
21 500	197	42	1	23	0	165	1
3 500	44	12	1	6	0	38	3
220	25	7	11	17	14	8	8

The proportion of undetermined birds (with respect to age and sex) varied from only 1 % in Goshawk and 3 % in Honey Buzzard to 94 % in Eurasian Sparrowhawk. In some species, for example Northern Harrier, a large proportion was labelled "♀/juv" meaning that they were either adult females or juveniles. In most species the proportion of unidentified birds decreased over the ten years as the observers' experience increased. The overall seasonal timing and total proportions of different age classes were estimated for each species on the basis of the samples of identified individuals (with respect to age), weighted by the total number of individuals during ten-day periods. For example, if 20 % of the identified Common Buzzards in the last ten-day period of September during one year were juveniles, 20 % of the unidentified Common Buzzards in this period were also assumed to be juveniles and the rest adults.

The most recent and precise population estimates from the literature have been used. Compiled estimates of the Swedish populations of different raptors can be found in the Check-list of Birds of Sweden, published by the Swedish Ornithological

Society (1990) as well as in Ahlén & Tjernberg (1996). Especially in the uncommon species more accurate estimates of the number of breeding pairs have been published in connection with recent censuses, while the figures in more common raptors are based on extrapolations from densities in smaller areas. As a measure of reproductive success the average number of fledged young per territorial pair has been used. If available, figures from Scandinavia were utilised, but otherwise breeding data were taken from other parts of Western Europe.

## Results and comments

The results are compiled in Table 1. References of the estimated population figures and average production of young are given in the sections under each species below. Based on these figures an average autumn population was calculated. The average total number of migrants and standard deviation as well as the mean numbers of adults and juveniles at Falsterbo during the ten years are given. In a few species where the population has increased dramatically during the period the average during the last

five years, more reflecting the present status, was used. The percentage of the estimated autumn population of the three categories seen at Falsterbo is given (Table 1). Adults include a varying number of non-breeding immatures. No attempt was made to separate this proportion since the fairly small numbers hardly affect the general picture except in species as large as White-tailed Eagle. In some species, breeders from Finland and Norway occur among the migrants at Falsterbo. It is however generally not possible to calculate/separate this proportion. The used figures on population size and breeding success are likely to be more accurate in well studied species like Red Kite and Peregrine, compared to species like Northern Harrier and Rough-legged Buzzard where detailed population studies in Scandinavia from later years are lacking. Also, a greater number of juveniles than adults are likely to die between the breeding and the start of the autumn migration at Falsterbo. These reservations are however not likely to affect the general differences between species and age-classes. Some comments are given in the presentation of the results under the different species below.

### **Honey Buzzard *Pernis apivorus***

The Swedish population was estimated at 8000 pairs in the late 1970s (Nilsson 1981). However, the standardised counts at Falsterbo show a significant decrease in the numbers at Falsterbo during the last 20 years (Roos 1996), and the population was assumed to have decreased to 5000–6000 pairs in 1995 (Ahlén & Tjernberg 1996). Compared to other raptors the production of young is very low. A study in Uppland, Sweden revealed only 0.6 young/territorial pair (Tjernberg & Ryttman 1994), while 0.7 young/pair was recorded in Denmark (Jørgensen 1989). Since a rather large proportion of the pairs do not breed in years when food conditions are poor, higher figures from the Continent (Cramp & Simmons 1980) may partly be the result of exclusion of these non-breeders, that are more difficult to record.

A third of the estimated autumn population was counted at Falsterbo, which is a comparatively high proportion (Table 1). Although most Swedish Honey Buzzards seem to migrate via southern Sweden and Gibraltar, ringing recoveries show that the northernmost breeders may fly south through Finland and the Bosphorus as the Finnish breeders do (Stolt *et al.* 1992). On the other hand, it is likely that the migrants at Falsterbo include some Norwegian breeders (approx. 500 pairs – Koskimies 1993). Contrary to most

other species the proportion of juveniles counted at Falsterbo was considerably lower than that of adults. Obviously the juveniles are less concentrated to the peninsula, indicating migration on a generally broader front. This is supported by a larger individual variation in ringing recovery directions among young birds during their first autumn migration through Europe as compared to adults (Stolt *et al.* 1992). Also the proportion of juveniles among migrants increases eastwards from Hellebaek on the island Zealand in Denmark, via Falsterbo, to Ottenby on the Swedish island Öland in the Baltic (Søgaard & Østerby 1989).

### **Red Kite *Milvus milvus***

The Red Kite primarily breeds in Skåne, the southernmost province of Sweden. It has made a remarkable recovery from approximately 50 pairs in 1970 to 650 pairs in 1995 (Kjellén 1996a). For the period 1991–1995 I have used 500 pairs as a representative population estimate. The breeding result has been steadily good with an average of 1.7 fledged young/breeding pair during the past nineteen years (Kjellén 1996a). As a consequence, the number of migrants at Falsterbo has increased from an average of 360 in the first half of the period to 694 in the second half. Most of the adults winter in Skåne, while only about 11 % of the wintering kites are juveniles (Kjellén 1994). This explains the clear dominance of young birds at Falsterbo (Table 1). Already Rudebeck (1950) estimated that 30 percent of the Swedish autumn population passed Falsterbo on migration. Sylvén (1987) calculated that almost all kites leaving Sweden migrate via Falsterbo, and if we subtract wintering birds close to 90 % of the remaining (migrating) juveniles were counted there during the last years. This extremely high concentration is explained by the proximity of the breeding range and a dependence on good thermal conditions during migration.

### **White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla***

The Swedish population is slowly increasing at the moment and was estimated at 150–195 pairs in 1995 (Ahlén & Tjernberg 1996). Also the production of young has improved with 0.6–0.8 young/pair in recent years (Ahlén & Tjernberg 1996). Most of the adults are more or less resident and rather few are seen at Falsterbo. Also the majority of younger birds spend the winter in southern Sweden. This is reflected in the low percentage of White-tailed Eagles counted at Falsterbo, but it is also possible that a few

birds from Norway and Finland are included. The "adults" in Table 1 include mainly subadults (88 % of the total), not yet sexually mature. Thus juveniles and subadults are clearly more inclined to leave Sweden during the winter than adult birds. With the late sexual maturity and start of breeding in White-tailed Eagle, the proportion of immatures is larger than in other species in this study.

### **Marsh Harrier *Circus aeruginosus***

Censuses of the Swedish population revealed 500 pairs in 1979 (Bylin 1981) and a marked increase to 1400 pairs in 1995 (Kjellén 1996b). This is reflected in a higher mean number of migrants at Falsterbo 1991–1995 (791) compared to the first five years of the period (488). The number of fledged young/breeding attempt varied between 2.0 and 2.3 in three studies from Sweden (Bengtson 1967, Andersson & Larsson 1971, Kjellén 1996b).

Since the Marsh Harrier does not breed regularly in Norway and the population in southern Finland primarily migrates to the east of the Baltic Sea, the migrants at Falsterbo can be assumed to originate from Sweden. A total of 14 % of the estimated autumn population is a comparatively high figure (Table 1). There is however a marked difference between the ages in the proportion seen, with a significantly higher relative number of juveniles. In reality the difference may be even larger since a substantial part of the "adults" at Falsterbo are second-year birds and thus not included in the breeding population. Most likely adults are less inclined to follow leading lines and less reluctant to cross larger bodies of open water, thus generally migrating on a broader front compared to the juveniles.

### **Northern Harrier *Circus cyaneus***

The Northern Harrier is primarily a bird of the taiga zone of northern Fennoscandia. The Swedish population was estimated to hold between 1000 and 2000 pairs in the late 1970s (Nilsson 1981). These figures are fairly uncertain and a recent decrease has been recorded in the coastal region of Norrbotten (Ove Stefansson, *pers. comm.*). Also, breeding densities may vary from year to year due to changes in vole numbers (Watson 1977, Alerstam 1990a). This also causes large annual variation in the breeding result. Figures from various countries in Western Europe indicate 1.3–2.1 fledged young/breeding pair (Newton 1979, Cramp & Simmons 1980). There was no pronounced rodent peak in northern Scandinavia

during the period and the chosen average figure of 1.8 young may be an overestimate.

Apart from Swedish breeders, Northern Harriers from Norway and Finland (50–100 and 2000–4000 pairs, respectively – Koskimies 1993) can be assumed to pass Falsterbo. Martin Tjernberg (*pers. comm.*) estimates that at least 1000 migrants from Finland reach the coast of Uppland in the autumn. In any case the proportion at Falsterbo is markedly lower than in Marsh Harrier (Table 1). Also the difference in concentration between adults and juveniles is much less pronounced. However, if the production of young was in fact lower than the calculated figure, the dominance of juveniles would be slightly larger. The proportion of adults is higher among the few birds wintering in southern Sweden compared to the migrants at Falsterbo (Kjellén 1994).

### **Montagu's Harrier *Circus pygargus***

A total of 60 pairs was estimated to breed in Sweden 1993 (Tyrberg 1994) and the production varied between 1.5 and 2.5 young in the 1970s (Ahlén & Tjernberg 1996). Montagu's Harrier is comparatively rare at Falsterbo with an annual average of only 10 migrants in the period (Table 1). Since it does not breed in Norway and is rare in Finland the counted birds are most likely Swedish. Like in the previous species migration takes place on a broad front and the concentration at Falsterbo is comparatively low. In contrast to the other harriers there was no difference in the proportion of adults and juveniles seen, but a comparatively high proportion (34 %) of the "adults" were second-year birds.

### **Goshawk *Accipiter gentilis***

After a slight increase in recent years the Swedish population was estimated to be in the order of 6000–8000 pairs in the middle of the 1990s (Ahlén & Tjernberg 1996). The production of young/pair varied from 1.6 to 3.1 in studies from northern Europe (Newton 1979, Cramp & Simmons 1980). Using 7000 pairs and 2 young/pair give as a result an estimated autumn population of 28 000 Goshawks. The majority of these are residents or migrate only within Sweden and the proportion reaching Falsterbo is only 0.2 percent. Among these migrants there is an overwhelming dominance of juveniles (Table 1). Large numbers of Finnish Goshawks winter in Sweden and a few of these may actually reach Falsterbo.

### **Eurasian Sparrowhawk *Accipiter nisus***

In the late 1970s the Swedish population was estimated at 14 000 pairs (Nilsson 1981). The breeding densities used in these calculations were considerably lower than those presented by Frankenberg (1982). Also, a significant increase in the numbers of migrants at Falsterbo during the last twenty years has taken place (Roos 1996). Thus it seems obvious that the present population is larger and I have used 20 000 pairs as a more realistic measure. Studies from the Netherlands and Germany report 1.7 and 2.0 young per clutch started, respectively (Tinbergen 1946, Kramer 1973). Although the Eurasian Sparrowhawk is the most numerous migrant at Falsterbo nowadays (Table 1), considerable numbers spend the winter in southern Sweden. However, it is not known how large the wintering population is. Ringing recoveries show that also birds from Norway and Finland migrate past Falsterbo (Roos 1984). With estimated populations of 5000 and 12 000–15 000 pairs, respectively (Koskimies 1993) the proportion of foreign Sparrowhawks at Falsterbo may be quite large. Martin Tjernberg estimate that in the order of 10 000 migrants from Finland reach Uppland in autumn. It may thus be a bit misleading to talk about the proportion of the estimated Swedish autumn population seen at Falsterbo and the calculated 18 percent may be regarded as an overestimate. It is however obvious that significantly more juveniles than adults pass Falsterbo and the proportion of young birds seen is among the highest in Table 1. The most likely explanation is that a larger percentage of the adults spend the winter in Sweden, but it is also possible that juveniles are more prone to concentrate at Falsterbo on migration.

### **Common Buzzard *Buteo buteo***

With an average of slightly below 11 000 the Common Buzzard was the secondmost common raptor at Falsterbo in the period. After a decline since the 1950s the Swedish population was estimated to comprise between 18 000 and 21 000 pairs in the late 1970s (Svensson 1979, Nilsson 1981). I have used the average number although a continued slight decrease is indicated by the number of migrants at Falsterbo (Roos 1996). However, equally large numbers of Common Buzzards annually leave Sweden from Northwest Skåne (approx. 800 km north of Falsterbo), and it can not be excluded that the proportion using this route has increased in recent years. A study in southernmost Sweden found 1.4 fledg-

lings/territorial pair 1975–1980 (Sylvén 1982), but the production of young is probably lower in northern Scandinavia. Data from Continental Europe indicate breeding results of 0.6–1.7 young/pair (Newton 1979, Cramp & Simmons 1980).

Although wintering is regular in the extreme south, the great majority breeding in Sweden are migrants. Also Norwegian buzzards (1000–2000 pairs – Koskimies 1993) may pass Falsterbo, while Finnish breeders migrate south east of the Baltic Sea (Sauro-la 1977, Alerstam 1990a). The Common Buzzard is primarily dependent on thermal migration and the concentration to Falsterbo is comparatively high (Table 1). According to the calculations in Table 1 adults and juveniles appear in similar proportions on the peninsula. If we however use a lower reproduction figure and add a number of immature birds to the adults, the result would be a slight dominance of juveniles. On the other hand there was a dominance of adults among Common Buzzards wintering in Skåne, southernmost Sweden (Kjellén 1994), but the proportion spending the winter in Sweden is rather small.

### **Rough-legged Buzzard *Buteo lagopus***

In Scandinavia the Rough-legged Buzzard is primarily a bird of the northern mountains. A Swedish population of 7000 pairs was estimated in the late 1970s (Nilsson 1981), but it is probably lower today due to a lack of peak rodent years in the mountains of northern Sweden since 1982 (M. Tjernberg *pers. comm.*). Also, many pairs may not breed in years of low rodent numbers. The breeding result varies considerably due to fluctuations in prey densities (Alerstam 1990a). In peak years up to 2 young/pair may be raised (Hagen 1952, Pasanen 1972). There are no available figures from later years but there has been no peak in rodent numbers during the period (Hörnfeldt 1994). A poor food supply and low proportions of juveniles at Falsterbo during the period indicate generally poor breeding result, and I have chosen 0.7 as a probable measure of the average production/territorial pair, but even this may be too high.

The Rough-legged Buzzard is more inclined to migrate towards the southeast compared to other Swedish raptors. Ringing recoveries indicate that Finnish breeders as well as many birds from northern Scandinavia primarily migrate south on the eastern side of the Baltic (Dobler *et al.* 1991). Judged from these recoveries migrants at Falsterbo most likely constitute a mixture of Swedish breeders and

buzzards from Southern Norway (total Norwegian population 5000–10 000 pairs – Koskimies 1993). Since Norwegian breeders are included, the proportion of Swedish birds seen at Falsterbo is comparatively low (Table 1). The slight dominance of adults is supported by a significantly higher proportion of juveniles (31 %) further east, at Ottenby on the island Öland in the Baltic Sea, compared to 22 % at Falsterbo (Kjellén 1994). Contrary to most other raptors there was a higher proportion of juveniles among the relatively few birds wintering in southern Sweden, as compared to the autumn migrants at Falsterbo (Kjellén 1994).

### **Osprey *Pandion haliaetus***

The Swedish population is the largest in Europe with an estimated 3200 pairs in the beginning of the 1980s (SOF 1990). Odsjö & Sondell (1976) found 1.5 young per breeding pair in Sweden 1971–1973 compared to 1.8 young in 1960–1964. Although breeders from northernmost Sweden may migrate south through Finland it is possible that some birds from Norway (150–200 pairs – Koskimies 1993) occur at Falsterbo. The Osprey is a strong flyer migrating on a broad front and the concentration to Falsterbo is relatively low. A slightly higher proportion of the juveniles compared to adults was found on the peninsula (Table 1).

### **Eurasian Kestrel *Falco tinnunculus***

The Swedish population comprised at least 3000 pairs in the late 1980s with the majority in the northern part of the country (Ahlén & Tjernberg 1996). Especially northern breeders are affected by variations in rodent numbers (Korpimäki 1985). Both breeding densities and the average production of young is affected. In Norway the production per pair varied between 1.9 fledged young in poor years and 3.7 young in good years (Hagen 1952) and I have used 2.5 as an estimate of the mean result.

Small numbers spend the winter in southern Sweden, but the great majority of kestrels migrate further south. With only 3 percent of the estimated autumn population the concentration to Falsterbo is low (Table 1). Since some Norwegian breeders (1000–3000 pairs – Koskimies 1993) are most likely included the figure may in reality be even lower. The proportion of juveniles seen was twice as high as that of adults. This is most likely due to a greater tendency to follow leading lines in juveniles, although

adults dominate among the few wintering kestrels (Kjellén 1994).

### **Merlin *Falco columbarius***

A total of 5000 pairs was estimated to breed in the northern mountains in the late 1970s (Nilsson 1981), and there are no indications of any population change since then. Although it mainly hunts birds, also the Merlin is affected by variation in rodent numbers. In a study from Norway the production was between 2.0 and 3.9 young/breeding pair (Hagen 1952). A detailed study in Padjelanta in Swedish Lapland recorded an average of 2.3 fledged young among 861 started breedings during the years 1978–1994 (Christer G. Wiklund, *pers. comm.*).

Like other falcons the Merlin uses active flight on migration and is less concentrated at migration hot spots compared to soaring migrants. Since also Norwegian birds (2000–6000 pairs – Koskimies 1993) may occur at Falsterbo the calculated 1 percent of the autumn population may be even lower. Very few adults are seen at Falsterbo and it is clear that the concentration is more pronounced in juveniles (Table 1).

### **Hobby *Falco subbuteo***

The Hobby is sparsely distributed primarily in the eastern half of Sweden and the population has been estimated to comprise 1000 pairs (Nilsson 1981). The reproduction rate is lower than in the other two small falcons and studies from continental Europe report 1.1–2.3 young/pair. The concentration to Falsterbo is low and the dominance of juveniles even more pronounced than in the previous species.

### **Peregrine *Falco peregrinus***

After a recent increase in numbers the Swedish population comprised approximately 60 pairs in 1994 and the production has risen to 2.6 young/successful breeding 1990–1994, equal to approximately 1.7 young per breeding attempt (Ahlén & Tjernberg 1996). It is most likely that several of the migrants at Falsterbo originate from the larger Norwegian and Finnish populations (100 and 100–120 pairs, respectively – Koskimies 1993). Most Peregrines leave Fennoscandia in winter, with northern breeders generally migrating longer distances (Ahlén & Tjernberg 1996). Thus the calculated 11 percent of the Swedish autumn population seen at Falsterbo is most likely an overestimation. The clearly

higher concentration of adults, compared to juveniles, to the peninsula is surprising. This because Peregrines are strong flyers not dependent on thermals and one would expect the more experienced adults to be less likely to migrate past concentration points like Falsterbo.

## Discussion

### *Concentration rates of different raptors at Falsterbo*

The proportion of the estimated Swedish population recorded at Falsterbo vary considerably between different raptors (Table 1). Roughly the species can be divided into two groups with high (11–38 %) contrary to low (0–5%) concentration rates (Table 2).

An almost total lack of species like Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and Gyr Falcon *Falco rusticolus* is explained by their resident nature, with only a few younger birds reaching as far south as Falsterbo. In White-tailed Eagle and Goshawk the very low proportion seen is due to the majority spending the winter in Scandinavia. Also in Eurasian Sparrowhawk a considerable proportion spends the winter in southern Sweden.

Species with a more southerly distribution (with the majority breeding closer to Falsterbo), like Red Kite and Marsh Harrier, are recorded to a high degree compared to most other species. The one exception is Montagu's Harrier with a low proportion at Falsterbo in spite of a breeding range only extending over the southern third of Sweden. The population is however still primarily concentrated to Öland in the Baltic, and most likely the migration direction is generally more southeasterly. Although breeders from Norway and Finland support the numbers in raptors with a more northerly breeding range, these species generally occur to a lower degree at Falsterbo. This is obvious if we compare the northerly Northern Harrier and Rough-legged Buzzard with Marsh Harrier and Common Buzzard, having a more southern distribution.

The most obvious explanation for the variation in concentration is however found in the migration strategy. Raptors more dependent on thermal migration generally avoid longer sea crossings and are consequently more concentrated at narrow straits like the Bosphorus, Gibraltar and Falsterbo (Alerstam 1990a). Thermal migrants include Honey Buzzard, Red Kite, Common Buzzard and Rough-legged Buzzard. The considerably higher proportion of

Table 2. Concentration of the Swedish autumn population of various raptors at Falsterbo.

*Koncentrationsgrad till Falsterbo hos olika svenska rovfåglar:*

High concentration (11–38 % seen) <i>Hög koncentration (11–38 % sedda)</i>	Low concentration (0–5 % seen) <i>Låg koncentration (0–5 % sedda)</i>
Red Kite	Rough-legged Buzzard
Honey Buzzard	Northern Harrier
Common Buzzard	Montagu's Harrier
Marsh Harrier	White-tailed Eagle
Eurasian Sparrowhawk	Eurasian Kestrel
Peregrine	Osprey
	Merlin
	Hobby
	Goshawk

Common Buzzard compared to Rough-legged Buzzard at Falsterbo is due to a more southeasterly migration route (Dobler *et al.* 1991) in combination with the more northerly breeding range and a lower dependence on thermals in the latter species. The Eurasian Sparrowhawk is less dependent on thermals but avoid longer sea crossings and the relative proportion seen at Falsterbo is comparatively high (Table 1). Raptors like the harriers, Osprey and the falcons are less inclined to follow leading lines and use active flight to a higher degree. They thus generally occur to a much lower degree on the peninsula compared to the thermal migrants.

### *Differences between the ages*

In Table 3 the relative proportions of the estimated Swedish population of adult and juvenile migrants passing Falsterbo are compared. In most species a higher percentage of juveniles are recorded. Different wintering strategies between the age classes, with adults generally spending the winter further north, explain the clear dominance of juveniles at Falsterbo in Red Kite, White-tailed Eagle, Goshawk and Eurasian Sparrowhawk (Kjellén 1994). In all the other raptors where adults occur in a lower proportion on the peninsula the most likely explanation is an age-dependent difference in migration strategy. Adults with their greater experience are less inclined to follow leading lines, show less hesitation to cross the sea and consequently generally migrate on a broader front and become less concentrated at Fal-

Table 3. Relative proportion of adults and juveniles among migrating raptors at Falsterbo 1986–1995.  
*Relativ andel adulta och juvenila bland sträckande rovfåglar i Falsterbo åren 1986–1995.*

Higher proportion of adults <i>Högre andel adulta</i>	Equal proportion of the ages <i>Lika stor andel adulta och juvenila</i>	Higher proportion of juveniles <i>Högre andel juvenila</i>
Honey Buzzard Rough-legged Buzzard Peregrine	Montagu's Harrier Common Buzzard	Red Kite White-tailed Eagle Marsh Harrier Northern Harrier Goshawk Eurasian Sparrowhawk Osprey Eurasian Kestrel Merlin Hobby

sterbo. In this group there is however a considerable variation from a very clear dominance of juveniles in the three small falcons to only a slight excess in the Osprey.

In two species, Montagu's Harrier and Common Buzzard, the age classes occurred in equal proportions at Falsterbo. Montagu's Harrier is a rather sparse migrant with an annual average of 10 individuals (Table 1), and it is possible that more data would reveal a dominance of juveniles like in the other two harriers. Also the proportion of immature non-breeders (second-year birds) was comparatively high (34 %) among the "adult" Montagu's Harriers at Falsterbo. On the other hand, the Common Buzzard is the secondmost common migrant. Although there may be differences in concentration rate between different years due to separate migration peaks in adults and juveniles, the excess of young birds was very slight in the whole material. Thus in this decided thermal migrant both age classes are about equally concentrated at Falsterbo.

The three species where a higher proportion of adults are seen, constitute one long-distance migrant (Honey Buzzard), one short-distance migrant (Rough-legged Buzzard) and the Peregrine where different populations vary from residents to long-distance migrants. Thus there is no general migration strategy explaining why these three diverge from the majority. Like other raptors the experienced adults would seem more capable of broad-front migration. Instead, in the Honey Buzzard ringing recoveries show adults to migrate on a more

narrow front from Falsterbo towards Gibraltar, compared to a larger scattering among juveniles (Stolt *et al.* 1992). Thus it seems like the older birds use a favourite route that they have learned during earlier autumns. Martin Tjernberg (*pers. comm.*) has proposed the following explanation: "Breeding studies in Uppland indicate that in an average year one third of the pairs do not lay eggs and one third fail in their breeding attempt. With a total population of 6000 pairs this gives us 8000 adult Honey Buzzards. These birds start to move south through Sweden in August, but are still not in a great hurry. During the month there is a successive concentration in southern Sweden (Småland and northern Skåne), where food is still plentiful. These birds accumulate energy and await favourable migration conditions. When such weather arrives there is a marked migration peak at Falsterbo in late August-early September. The birds now migrate fast via Falsterbo and Gibraltar to their wintering grounds in tropical Africa".

In both Honey and Rough-legged Buzzard the proportion of juveniles was higher at Ottenby in the Baltic Sea compared to Falsterbo (Søgaard & Østerby 1989, Kjellén 1994), indicating a migration in a wider angle among young birds. This is the general picture among passerines, where ringing recoveries demonstrate a wider orientation scatter in juveniles compared to adults (Alerstam 1990b). Compared to the other two species the dominance of adults at Falsterbo is less pronounced in Rough-legged Buzzard. Since both population and reproduction figures are comparatively unsafe the species may actu-

ally belong in the group with equal proportion of the ages. The proportion of second-year birds among the adults at Falsterbo was only 7 % during the ten years and the addition of these would not change the observed proportion of adults. However the primary reason for keeping the species in this group is the observed significantly higher proportion of juveniles at Ottenby compared to Falsterbo described above. It seems likely that the adults in the three species in this group use their previous experience to follow established safe and efficient routes to the known winter quarters. This takes them past Falsterbo to a higher degree than the juveniles, finding their way to the unknown wintering grounds on their own during the first autumn migration. This makes these species especially vulnerable to persecution along the migration routes of the adults.

#### *Fluctuations in the Swedish raptor populations reflected by the migration counts at Falsterbo*

The proportion of the estimated Swedish autumn population of varies raptors seen at Falsterbo varied from 0 to 38 percent (Table 1). But how well are population changes reflected in the figures from the peninsula? Since the annual fluctuation in numbers can be rather large (Table 1), especially due to variations in the weather, longer series are needed to detect alterations in the population. Counts of the total number of different raptors at Falsterbo have been conducted 1942–1944 (Rudebeck 1950), 1949–1960 (Ulfstrand *et al.* 1974) and from 1973 onwards (Roos 1996). Although the older counts are not quite comparable the later series is conducted in a standardised way year after year. Thus the figures can be assumed to reflect the general population trends. Although species like Honey Buzzard, Common Buzzard and Peregrine clearly decreased between the 1950s and the 1970s, the population trend since 1973 has been positive in most species. Thus six raptors show a significant increase in annual numbers during the last twenty years (Roos 1996). In Marsh Harrier, Red Kite and Peregrine the increase is highly significant and well supported by population censuses during later years (Ahlén & Tjernberg 1996, Kjellén 1996a and b). Although less than 1 % of the Swedish autumn population of Goshawk pass Falsterbo, the increase in the small number of migrants can be assumed to mirror an increased population size, supported by the official protection in 1989. Eurasian Sparrowhawk and Osprey have also increased significantly at Falsterbo (Roos 1996).

The former is now apparently the most common raptor in Sweden, although no population estimate has been published lately. According to Ahlén and Tjernberg (1996) the Swedish Osprey population has been stable to slowly increasing since the 1940s. However, in the southernmost province, Skåne, the numbers doubled to 60 pairs between the late 1970s and 1992 (Gierow 1992). Also in White-tailed Eagle and Montagu's Harrier the documented increase in later years (Ahlén & Tjernberg 1996) can be discerned in the small autumn figures from Falsterbo.

The two falcons Eurasian Kestrel and Hobby have occurred in relatively stable numbers at Falsterbo during the latest twenty years (Roos 1996), indicating comparatively stable populations. The Merlin increased between 1973 and 1986, but has since then decreased. In Rough-legged Buzzard the figures in the standardised counts varied considerably between years, most likely due to variations in the breeding success. During the last ten years the trend is however negative. Also at Ottenby, on the island of Öland in the Baltic, there has been a clear decrease in the number of migrating Rough-legged Buzzards during the same period (Jan Pettersson *pers. comm.*). In Padjelanta, Lappland the population was halved between 1982 and 1988 and especially the number of pairs actually starting a breeding attempt has decreased in later years (Christer G. Wiklund *pers. comm.*). My studies show that the decrease at Falsterbo is due to falling numbers of adult migrants, from roughly 1000 adults in 1986–87 to approximately 600 adults in 1994–95. Most likely this is a consequence of the lack of peak rodent years since 1982 (Hörnfeldt 1994 and *in lit.*). The poorer food supply may also have caused the general, though not significant, decrease in the number of migrating Northern Harriers at Falsterbo during the last twenty years (Roos 1996). Also Common Buzzard seems to be generally decreasing but Honey Buzzard is the only raptor showing a significant decline during the period (Roos 1996). Since there has been no negative trend in the proportion of juvenile migrants at Falsterbo (reflecting breeding success) (Søgaard & Østerby 1989, this study), and there seems to be no drastic changes of the breeding habitat during the period, the reasons for the decline is most likely found outside Sweden. Tjernberg & Rytman (1994) calculated that the present production of young was enough to support a stable population not being affected by hunting. A drastic increase in the numbers shot on spring migration past Malta (Fenech 1992) may at least partly be responsible for the decline in Honey Buzzard numbers. This emphasis-



es the vulnerability of species with a high concentration effect.

While most raptors occur at too low densities to be followed via the Swedish breeding bird census programmes (Svensson 1995) the autumn counts of migrants at Falsterbo is a feasible and reliable way to follow the long-term changes of the Swedish populations. As can be seen above also changes in species occurring in low numbers on the peninsula are reflected in the counts. A comparison between National census results and the autumn figures at Falsterbo in Marsh Harrier showed that the proportion seen on migration was stable in the order of 4–5 % of the estimated autumn population from the late 1950s until 1995 (Kjellén 1996b). During this period the Swedish population increased from 200 to 1400 pairs. The correlation of the annual numbers at Falsterbo between this study and the standardised monitoring counts by Roos (1996) during the period 1986–1994 is highly significant for all species except Montagu's Harrier ( $r = 0.73\text{--}0.98$ ,  $p < 0.001\text{--}0.05$ ). The average figures are however between 38 and 214 percent higher in this study due to a better coverage. Also, the separation of adults and juveniles provides an advantage when analysing population changes.

### Acknowledgements

During the years 1986–1991 the project was financed by WWF-Sweden and in the period 1992–1995 economic support was received from Nils-Olof Berggrens Fund, administrated by Kungl. Fysiografiska Sällskapet, Lund. Several observers contributed during longer periods or single days. I would especially like to thank Alex Büring, Ola Elleström, Bengt Grandin, Per Gräntz, Mogens Henriksen, Anders Jönsson, Klaus Malling Olsen, Gunnar Roos and Pekka Westin for their support. Thomas Alerstam, Tomas Pärt and Martin Tjernberg gave many valuable comments on the manuscript. This is report number 178 from Falsterbo Bird Observatory.

### References

- Ahlén, I. & Tjernberg, M. (eds.) 1996. *Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta*. [Swedish Red Data Book of Vertebrates 1996]. Artdatabanken, SLU, Uppsala. (In Swedish.)
- Alerstam, T. 1990a. *Bird Migration*. Cambridge University Press.
- Alerstam, T. 1990b. Ecological causes and consequences of bird orientation. *Experientia* 46:405–415.
- Andersson, G. K. A. & Larsson, A. 1971. Bruna kärrhöken *Circus aeruginosus* i Sverige år 1969. *Vår Fågelvärld* 30:99–105.
- Bengtson, S.-A. 1967. Observations of the reproductive success in 26 nests of the Marsh Harrier *Circus aeruginosus* in Skåne Province, Sweden. *Oologist's Record* 41:23–28.
- Bylin, K. 1981. Bruna kärrhöken *Circus aeruginosus* i Sverige år 1979. *Vår Fågelvärld* 40:455–460.
- Cramp, S. and Simmons, K. E. L. (eds.) 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press.
- Dobler, G., Schneider, R. & Schweis, A. 1991. Influx of Rough-legged Buzzards (*Buteo lagopus*) into southwestern Germany (Baden-Württemberg) in the winter 1986/87. *Vogelwarte* 36:1–18.
- Fenech, N. 1992. *Fatal flight*. Quiller Press, London.
- Forsman, D. 1984. *Rovfågelsguiden*. Lintutieto, Helsingfors. (In Swedish.)
- Frankenberg, L. 1982. Inventering av spårhöök: jämförelse av resultat från atlasinventering och specialinventering. *Vår Fågelvärld* 41:405–406. (In Swedish.)
- Gensbøl, B. 1995. *Birds of prey of Europe, North Africa and the Middle East*. GAD, Copenhagen.
- Gierow, M. 1992. Notiser: Fiskgjesen ökar, storlommen minskar. *Anser* 31:267–268. (In Swedish.)
- Hagen, Y. 1952. *Rovfuglene og viltpleien*. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo. (In Norwegian.)
- Hörmfeldt, B. 1994. Småddaggdjursinventeringar i PMK:s referensområden – rapport från verksamheten 1992. Rapport 4294, Naturvårdsverket. (In Swedish.)
- Jørgensen, H.-E. 1989. *Danmarks rovfugle – en statusoversigt*. Fredrikshus. (In Danish.)
- Kjellén, N. 1992. Differential timing of autumn migration between sex and age groups in raptors at Falsterbo, Sweden. *Ornis Scandinavica* 23:420–434.
- Kjellén, N. 1994. Differences in age and sex ratio among migrating and wintering raptors in Southern Sweden. *Auk* 111:274–284.
- Kjellén, N. 1996a. The Red Kite Project 1995. *Anser* 35:17–25. (In Swedish with English summary.)
- Kjellén, N. 1996b. Riksinventering av brun kärrhöök 1995. *Vår Fågelvärld* 55:6–15. (In Swedish.)
- Korpimäki, E. 1985. Prey choice of the Kestrel *Falco tinnunculus* in relation to available small mammals and other Finnish birds of prey. *Annales Zoologici Fennici* 22:91–104.
- Koskimies, P. 1993. *Population sizes and recent trends of breeding birds in the Nordic countries*. –Report from a working group under the Nordic Council of Ministers. National Board of Waters and the Environment, Helsinki.
- Kramer, K. 1973. *Habicht und Sperber*. Die Neue Brehm-Bücherei. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Poyser, Berkhamsted.
- Nilsson, S. G. 1981. De svenska rovfågelbeståndens storlek. *Vår Fågelvärld* 40:249–262. (In Swedish with English summary.)
- Odsjö, T. & Sondell, J. 1976. Reproductive success of Ospreys in southern and central Sweden. *Ornis Scandinavica* 7:71–84.
- Pasanen, S. 1972. Piekanen ravintobiologiasta Metsä-Lapista. *Soumen Riista* 24:10–18. (In Finnish.)
- Roos, G. 1984. Migration, wintering and longevity of birds

- ringed at Falsterbo (1947–1980). *Anser*, Suppl. 13. (In Swedish with English summary.)
- Roos, G. 1996. Sträckfågelräkning vid Falsterbo 1993–1994. Rapport 4359. Naturvårdsverket. (In Swedish.)
- Rudebeck, G. 1950. Studies on Bird Migration. *Vår Fågelvärld*, Suppl. 1.
- Saurola, P. 1977. The migration routes of the Finnish Common Buzzards. *Lintumies* 12:43–53.
- SOF 1990. *Check-list of Birds of Sweden*. Swedish Ornithological Society, Stockholm. (In Swedish with notes to foreign readers.)
- Søgaard, S. & Østerby, G. 1989. Höststräcket av bivräk *Pernis apivorus* vid Falsterbo 1977–86. *Vår Fågelvärld* 48:191–201. (In Swedish with English summary.)
- Stolt, B.-O., Ekström, L., Fransson, T., Malmgren, B., Staa, R., Sällström, B. and Sällström, U. B. 1992. Report on Swedish Bird Ringing for 1990. Swedish Museum of Natural History, Bird Ringing Centre, Stockholm.
- Stolt, B.-O., Ekström, L., Fransson, T., Staa, R., Sällström, B. & Sällström, U. B. 1995. Report on Swedish Bird Ringing for 1993. Swedish Museum of Natural History, Bird Ringing Centre, Stockholm.
- Svensson, S. 1979. Svensk fågelatlas 1974–1978: halvtidsrapport. *Vår Fågelvärld* 38:114–123. (In Swedish.)
- Svensson, S. 1995. Svenska häckfågeltaxeringen. *Vår Fågelvärld*, Suppl. 22:11–19. (In Swedish.)
- Sylvén, M. 1982. Seasonal allocation of energy expenses for activity, reproduction and moult in relation to survival in Common Buzzards *Buteo buteo*. Ph D thesis, University of Lund, Sweden.
- Sylvén, M. 1987. Verksamheten inom Projekt Glada 1986. *Vår Fågelvärld* 46:137–143. (In Swedish with English summary.)
- Tinbergen, L. 1946. Sperver als Roofvijand van Zangvogels. *Ardea* 34:1–123.
- Tjernberg, M. & Rytman, H. 1994. Survival and population development of the Honey Buzzard *Pernis apivorus* in Sweden. *Ornis Svecica* 4:133–139.
- Tyrberg, T. 1994. Fågelrapport för 1993. *Vår Fågelvärld*, Suppl. 21:51–99. (In Swedish.)
- Ulfstrand, S., Roos, G., Alerstam, T. & Österdahl, L. 1974. Visible Bird Migration at Falsterbo, Sweden. *Vår Fågelvärld*, Suppl. 8.
- Watson, D. 1977. *The Hen Harrier*. Poyser, Berkhamsted.

## Sammanfattning

*Betydelsen av en koncentrationspunkt för fågelflyttning: andel av den svenska populationen av olika rovfåglar som inräknades i Falsterbo 1986–1995 samt sträckräkningarnas värde som mått på populationsförändringar*

### Metoder

Rovfågelsträcket över Falsterbohalvön (Figur 1) räknades under perioden 1 augusti till 20 november 1986–1995. Observationer bedrevs från gryningen och så länge något påtagligt sträck noterades (nor-

malt någon gång på eftermiddagen). Alla rovfåglar åldersbestämdes så långt möjligt. Observationsplats på halvön varierades efter vindriktning för att komma så nära de flyttande fåglarna som möjligt. De flesta räkningarna utfördes av författaren, oftast assisterad av andra observatörer goda sträckdagar. Ambitionen var att täcka in så stor del av sträcket som möjligt. De till åldern obestämda rovfågeln räknades om efter andelen bestämda exemplar i varje tiodagars-period. Om till exempel 20 % av de åldersbestämda ormvräkarna under de sista tio dagarna i september var juvenila, antogs samma procentandel av de obestämda utgöras av ungfåglar och resterande 80 % av adulta.

Uppskattningar av det svenska beståndet av olika rovfåglar har hämtats från litteraturen, huvudsakligen SOF (1990) samt Ahlén och Tjernberg (1996). Som mått på det genomsnittliga häckningsresultat har flygga ungar/territoriellt par använts. Om möjligt har uppgifter hämtats från Skandinavien, men ifall sådana saknas har siffror tagits från övriga Västeuropa.

### Resultat med kommentarer

Det samlade resultatet redovisas i Tabell 1. Med hjälp av populationskattningar och häckningsutfall har en genomsnittlig svensk höstpopulation beräknats. Det totala medeltalet i Falsterbo liksom det genomsnittliga antalet adulta respektive juvenila sträckare jämförs med det beräknade höstbeståndet för olika arter. I en del fall, där populationen för närvarande är i stark tillväxt, har medeltalet för de senaste fem åren använts. Bland de adulta sträckarna finns en varierande andel subadulta fåglar, vilka dock knappast påverkar den generella bilden. Främst bland de nordligare arterna förekommer med säkerhet även en del häckfåglar från Norge och Finland i Falsterbo.

Efter en sentida nedgång uppskattades bivräksbeståndet till 5000–6000 par 1995. Jämfört med andra rovfåglar är produktionen ovanligt låg, med i medeltal endast 0,6 ungar/par i en studie från Uppland (Tjernberg & Rytman 1994). En tredjedel av den beräknade höstpopulationen räknades i Falsterbo, vilket är en jämförelsevis hög siffra. Till skillnad från flertalet arter var andelen inräknade ungfåglar klart lägre än andelen adulta sträckare. Återfynd av ringmärkta bivräkar visar på en större spridning bland ungfågeln under höststräcket genom Europa, jämfört med gamla fåglar som sträcker mycket koncentrerat från Falsterbo ner mot Gibraltar (Stolt m. fl. 1992).

Det svenska glädbeståndet är huvudsakligen koncentrerat till Skåne och har ökat markant under den senaste tjuugoårsperioden till 650 par 1995 (Kjellén 1996a). Som ett genomsnittligt mått för de senaste fem åren har 500 par använts. Ungproduktionen har varit stabilt hög med i medeltal 1,7 flygga ungar/häckande par de senaste 19 åren. Ökningen speglas mycket väl av sträckciffrorna från Falsterbo. Om vi drar ifrån övervintrarna, som huvudsakligen består av adulta, observerades nästan 90 % av de glador som beräknas ha lämnat landet i Falsterbo.

Antalet havsörnar har ökat sakta till 150–195 par 1995 och ungproduktionen ligger på 0,6–0,8 ungar/par (Ahlén & Tjernberg 1996). De äldre fåglar som ses i Falsterbo består huvudsakligen av icke köns mogna subadulta örnar. Uppenbarligen minskar flyttningsbenägenheten med stigande ålder.

Mellan riksinventeringarna 1979 och 1995 steg antalet bruna kärnhökar från 500 till 1400 par (Kjellén 1996b). Detta speglas av ett högre medeltal i Falsterbo 1991–1995 (791) jämfört med de första fem åren i denna studie (488). Totalt 14 % av den beräknade höstpopulationen är en relativt hög siffra. Det är emellertid uppenbart att ungfågeln koncentreras mer till Falsterbo (Tabell 1).

Den blå kärnhöken häckar främst i den nordliga taigazonen och beståndet skattades till mellan 1000 och 2000 par i slutet av 1970-talet (Nilsson 1981). Arten påverkas starkt av fluktuationer i gnagartätheten, vilket främst ger variationer i häckningsresultatet. Data från olika europeiska länder visar på 1,3–2,1 flygga ungar/par. Eftersom inga markanta gnagartoppar noterats i norra Skandinavien under perioden (Hörnfeldt 1994) har jag valt 1,8 ungar som ett medeltal, men detta kan vara i överkant. Även om häckare från övriga Fennoskandia kan förekomma är andelen som ses i Falsterbo betydligt lägre än hos brun kärnhök. Vidare är dominansen av ungfåglar mindre utpräglad.

Med en beräknad höstpopulation på 28 000 duvhökar är andelen i Falsterbo försvinnande liten. Majoriteten är stannfåglar eller flyttar endast inom Norden och det är nästan bara ungfåglar som lämnar landet.

Ingen sentida beståndsuppskattning har publicerats för sparvhök, men jag har räknat med 20 000 par efter en sentida ökning dokumenterad av sträckciffrorna från Falsterbo. Trots att en hel del sparvhökar övervintrar är arten numera den mest talrika rovfågeln på halvön. Återfynd visar att såväl norska som finska fåglar passerar Falsterbo varför den beräknade andelen på 14 % kan vara något missvisande. Det är emellertid uppenbart att en betydligt större andel

av ungfågeln noteras på sträck.

En population på 19 500 par ormvråk bygger på uppskattningar från slutet av 1970-talet (Svensson 1979, Nilsson 1981), medan häckningsutfallet på 1,4 ungar/par kommer från en studie på Revingefältet i Skåne (Sylvén 1982). Även om en del ormvråkar övervintrar i sydligaste Sverige är huvudmassan flyttfåglar. Arten utnyttjar gärna termik och såväl adulta som juvenila koncentreras till Falsterbo i relativt hög grad.

Trots en uppskattad population på 7000 par häckar en del fjällvråkar inte under dåliga gnagarår (Nilsson 1981). Då ungproduktionen uppenbarligen varit relativt dålig under perioden har en relativt låg siffra på 0,7 ungar/par använts i beräkningarna. Fjällvråken är i högre grad än ormvråken sydosflyttare och andelen som inräknas i Falsterbo är klart lägre. Sträckräkningar vid Ottenby och studier av övervintrare i Skåne visar på en högre andel ungfåglar jämfört med denna studie (Kjellén 1994).

Enligt SOF (1990) häckade cirka 3200 par fiskgjusar i landet i början av 1980-talet och en produktion på 1,5 ungar/par redovisas av Odsjö och Sondell (1976). Fiskgjusen är en god flygare som inte koncentreras till Falsterbo i lika hög grad som många andra arter, men ungfågeln uppträder i något högre utsträckning än gamla gjusar.

I slutet av 1980-talet beräknades minst 3000 par tornfalk häcka i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1996). Framförallt nordliga häckare påverkas av variationer i gnagartätheten (Korpimäki 1985) och i Norge varierade häckningsutfallet per par mellan 1,9 ungar dåliga år och 3,7 ungar goda år (Hagen 1952). Endast mindre antal övervintrar i Sverige och endast 3 % (Tabell 1) antyder en låg koncentration till Falsterbo. Andelen inräknade ungfåglar var dubbelt så hög som motsvarande andel gamla tornfalkar.

Totalt 5000 par stenfalk och 1000 par lärkfalk uppskattades i slutet av 1970-talet (Nilsson 1981). Den förstnämnda producerar generellt fler ungar men fluktuerar beroende på gnagartillgången (Hagen 1952). Båda arterna använder sig främst av aktiv flykt under sträcket och koncentrationen till Falsterbo är relativt låg. Dominansen av ungfåglar är ännu mer utpräglad än hos tornfalk.

Den svenska populationen av pilgrimsfalk omfattade cirka 60 par 1994, vilka producerade i medeltal 1,7 ungar per häckningsförsök 1990–1994 (Ahlén & Tjernberg 1996). Sannolikt utgörs en hel del av sträckarna i Falsterbo av fåglar från de individriktare norska och finska populationerna, varför 11 % torde vara klart i överkant. Den dokumenterade högre koncentrationen av adulta pilgrimsfalkar kontraste-

rar klart mot förhållandet hos de tre mindre falkarterna.

### *Diskussion*

Stannfåglar som kungsörn och jaktfalk saknas i princip i Falsterbo och även för arter som havsörn och duvhök är den låga andelen i Tabell 1 en följd av att majoriteten tillbringar vintern längre norrut. Generellt registreras arter med en sydligare utbredning (där majoriteten häckar närmare Falsterbo), som glada och brun kärnhök i högre utsträckning än nordliga häckare som blå kärnhök och fjällvråk. Annars är den mest uppenbara förklaringen till den varierande andelen av olika arter flyttningstekniken. Termikflyttare som bivråk, glada och ormvråk undviker längre havspassager och koncentreras i högre grad till Falsterbo jämfört med aktiva flygare som kärnhökar, fiskgjuse och falkar. Den högre andelen ormvråk än fjällvråk förklaras troligen av en mer sydostlig flyttningsriktning (Dobler m. fl. 1991), i kombination med en nordligare utbredning och något mindre beroende av termik hos den senare.

Hos flertalet rovfåglar räknades en högre andel av ungfågarna i Falsterbo (Tabell 3). Detta kan bero på att adulta övervintrar längre norrut (som hos glada, havsörn och duvhök) eller att de mer erfarna vuxna fåglarna är mindre benägna att följa ledlinjer och därmed blir mindre koncentrerade till halvön. Hos ängshök och ormvråk räknades ungefär lika stor andel av de olika åldrarna, medan tre arter uppvisade en högre andel adulta (Tabell 3). Då bivråken är långflyttare, fjällvråken kortflyttare och pilgrimsfalken varierar från stannfågel till långflyttare finns inga likheter i flyttingsstrategi. Istället förefaller det som om de adulta fåglarna hos alla tre arterna använder sin tidigare erfarenhet för att följa en effektiv och säker väg till övervintringsområdet. Detta för dem då förbi Falsterbo i högre grad än de oerfarna ungfågarna. Hos såväl bivråk som fjällvråk antyder återfynd och sträckstudier en sydflyttning på bredare front hos ungfågarna.

Räkningar av sträckande rovfåglar på Falsterbohalvön har bedrivits sedan början av 1940-talet (Rudebeck 1950, Ulfstrand m. fl. 1974). Sedan 1973 utförs standardiserade räkningar i Naturvårdverkets regi på Nabben från gryningen till 14.00 under perioden 11 augusti till 20 november (Roos 1996 och tidigare). Då de årliga fluktuationerna kan vara relativt stora, främst beroende på väder och vind, krävs längre serier för att man ska kunna uttala sig om populationsförändringar. Även om bivråk, ormvråk och pilgrimsfalk minskade klart mellan räk-

ningarna på 1950- och 1970-talen har utvecklingen sedan 1973 varit positiv för flertalet rovfåglar. Sålunda uppvisar sex arter en signifikant uppåtgående trend de senaste tjugo åren (Roos 1996). Ökningen hos glada, brun kärnhök och pilgrimsfalk stöds väl av sentida inventeringar (Ahlén & Tjernberg 1996, Kjellén 1996a, b). Fast mindre än en halv procent av den svenska höstpopulationen av duvhök passerar Falsterbo, kan den signifikanta ökningen av det lilla antalet sträckare antas spegla en populationuppgång, understödd av skydds jaktens avskaffande 1989. Även sparvhök och fiskgjuse har ökat i Falsterbo. Åtminstone i Skåne har en klar ökning av antalet häckande fiskgjusar konstaterats i sen tid (Gierow 1992). Även för havsörn och ängshök finns en dokumenterad ökning på senare år antydd i siffrorna från Falsterbo.

Hos de tre mindre falkarna pekar sträckräkningarna på relativt stabila antal under de senaste tjugo åren (Roos 1996). För fjällvråk visar de standardiserade räkningarna en stor årlig variation som kan förmodas spegla häckningsresultatet, men för de senaste tio åren är trenden sjunkande. Denna studie visar att nedgången beror på ett sjunkande antal adulta sträckare från cirka 1000 fåglar 1986–87 till runt 600 fåglar 1994–95. Detta är sannolikt en konsekvens av bristen på utpräglade gnagartoppar sedan 1982 (Hörnfeldt 1994). Det sämre näringunderlaget kan även förklara ett minskande antal sträckande blå kärnhökar de senaste tjugo åren (Roos 1996). Annars är bivråken den enda art som uppvisar en signifikant nedgående trend under denna period vilket möjligen hänger samman med ökad jakt på Malta under vårsträcket (Fenech 1992).

Eftersom de flesta rovfåglar häckar i för låga tätheter för att kunna följas genom Svenska Häckfågelstaxeringen (Svensson 1995) är hösträkningarna i Falsterbo för närvarande det främsta medlet för att följa förändringar i de svenska populationerna. Som framgår ovan speglar Falsterbosiffrorna populationssvängningar även hos mer sparsamma sträckare. En jämförelse med riksinventeringarna av brun kärnhök visar att en konstant andel på 4–5 % av den beräknade höstpopulationen räknades i Falsterbo från slutet av 1950-talet fram till 1995 (Kjellén 1996b). Korrelationen av de årliga antalen mellan denna studie och de standardiserade räkningarna är signifikant för alla arter utom ängshök även om de genomsnittliga årssiffrorna ligger mellan 38 och 214 % högre på grund av en bättre täckning. Dessutom medger separeringen av unga och gamla fåglar en säkrare grund för analys av populationssvängningar.

## Short communications *Korta rapporter*

### Projekt göktyta *Jynx torquilla*: biotopval och häckningsframgång

CHRISTER AXELSSON, MATI NÖMM,  
HJÖRDIS CARLSSON & LEIF CARLSSON

Göktytan anses vara på tillbakagång. Orsaken antas bl.a. vara att arealen naturbetesmarker minskar kraftigt. För att försöka komma åt orsakerna till nedgången startade vi 1995 detta projekt genom att sätta ut för göktytan attraktiva holkar i vad vi tror lämplig biotop. I holkarna studerar vi häckningsutfallet. Vidare skall vi försöka beskriva häckningsbiotopen genom att med holken som centrum ange andelen gräsmark av skilda slag samt övriga biotopinslag inom en cirkel med radien 250 m. Vi tänker genomföra projektet under en femårsperiod. I denna rapport redogör vi för de preliminära resultaten från de två första åren.

Tidigare iakttagelser gjorde att vi valde att hänga upp holkar med mycket stort djup. Avståndet från ingångshål till holkbotten är ca 400 mm. Bottenytan är 100x120 mm. Vi tror vidare att holken skall vara så tät som möjligt. Holken görs klätternvänlig genom att förses med hack under ingångshålet samt bäddas med en ca 50 mm djup spånbädd. Detta ger en mörk och trygg bohåla att gömma ägg och ungar i. Holken hängdes upp främst i hagmarker och i mer eller mindre solitärt stående träd.

Under åren 1995 och 1996 fick vi häckningar av göktyta i ungefär var tionde holk, trots att holkarna ofta hänger tätt, ner till ett minsta avstånd om 200 meter.

Vi har i tre fall haft arten häckande i starholkar, som dock varit något djupare än vad sådana holkar oftast är. I två av dessa fall har ingångshålet varit så litet att stare ej tagit sig in.

### Resultat

År 1995 hade vi 50 holkar. Göktyta häckade i fyra av dessa holkar. Dessutom kunde vi följa ytterligare tre häckningar i andra holkar, tillsammans således sju häckningar. Totalt lades 68 ägg, d.v.s. i medeltal 9,7 ägg per kull. Endast ungefär hälften av äggen, 32 stycken från fem kullar, resulterade i flygga ungar, d.v.s. 6,4 per lyckad häckning. Antal flygga ungar per påbörjad häckning var 4,6.

Vi misstänker att ett skäl till misslyckandena var störningen vid vårt besök för kontroll av äggkullstorleken. Kontrollen gjordes den 4 juni. En i starholk senare avbruten häckning visade att äggläggning kan inledas så sent som i mitten av juni.

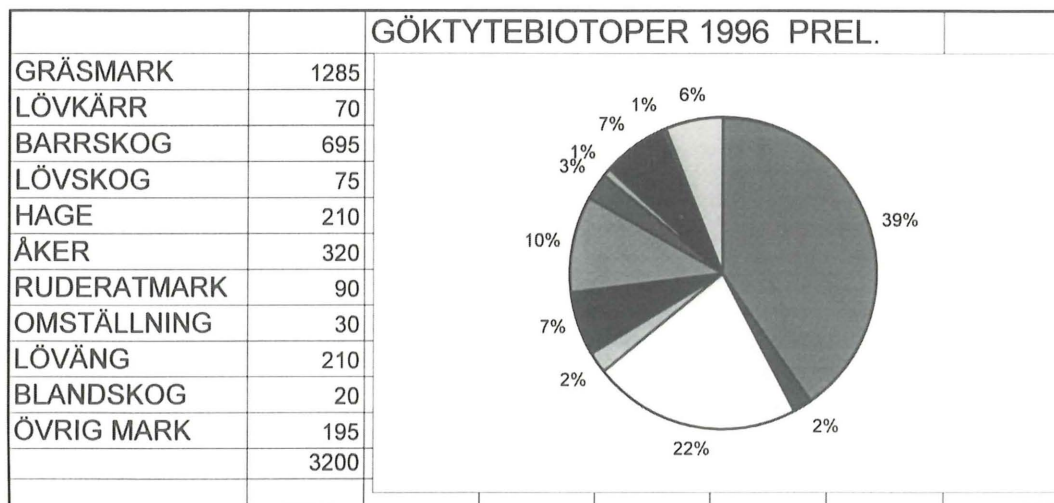
År 1996 hade vi 78 holkar. En första holkkontroll gjordes den 15 juni. Vi bedömde att ruvningen då skulle vara i slutfasen. Ingen häckning övergavs. Om det nu är så att arten är mycket störningskänslig, bör första kontrollen anstå till efter den 20 juni. Fortfarande bör det vara möjligt att hitta eventuella okläckta ägg och därmed med acceptabel noggrannhet fastställa antal lagda ägg (förutsatt att okläckta ägg och nykläckta ungar som dör inte kastas ut).

Antalet häckningar 1996 blev nio stycken. Medeltalet lagda ägg beräknades till 9,6. Antal flygga ungar per lyckad häckning blev 8,5 (8 kullar) och per påbörjad häckning 7,6.

### Inventering

Under 1996 avlyssnades i inventeringssyfte det huvudsakliga holkområdet. Detta gjordes bl.a. den 13 maj mellan klockan 8 och 11 på förmiddagen samtidigt som göktyterop spelades upp med hjälp av bandspelare. Ingen göktyta hördes denna dag. I övrigt gav inventeringsförsöket en förvirrad bild. Där göktyta vid något tillfälle hörts lyckades vi i vissa fall inte finna någon häckning och tvärtom.

Så gott som daglig avlyssning vid en häckning resulterade också i en förvirrad bild. Fåglarna var



Figur 1. Areal av olika biotoper inom cirklar med radie 250 m runt göktyteholkar med häckning. I cirkeldiagrammet ges arealernas procentuella andel. Cirkelsektorena och procentsiffrorna kommer i samma ordning som i listan till vänster med början högst upp och i klockvarv.

Area of different habitats within circular plots with diameter 250 m surrounding nest boxes with breeding Wrynecks. In the pie chart the percentage of each habitat is given in the same order as in the list to the left, clockwise starting at the top of the chart. Gräsmark = grassland, lövkärr = deciduous swamp forest, barrskog = coniferous forest, lövskog = deciduous forest, hage = open grazed forest, åker = arable land, ruderatmark = abandoned field, omställning = newly afforested field, löväng = forest meadow, blandskog = mixed forest, övrig mark = other habitats.

ofta helt tysta och då de lät höra sig hördes de i vissa fall hela 800 m från den holk de kom att häcka i. Att lyssna efter arten ger enligt vår erfarenhet så här långt ingen god bild av förekomsten.

### Biotopval

Andelen av olika biotoper inom cirklarna med 250 m radie runt holkar med häckning redovisas i Figur 1. Det framgår att de dominerande biotoperna är i ordning gräsmark, barrskog och åker, tillsammans 72 procent. Övriga biotoper med mer betydande förekomst är hagmark, löväng och "övrig mark", tillsammans 19 procent.

### Summary

#### Project Wryneck *Jynx torquilla*: habitat selection and breeding success

The Wryneck seems to be declining in numbers. One reason that has been suggested is that the area grazed by cattle has declined strongly. In 1995, we started this project by putting up nest boxes, specially designed to attract Wrynecks. The nest boxes were deep, 400 mm between the entrance hole (diameter 32 mm) and the bottom (100x120 mm). We also

described the habitat within circular areas (radius 250 m) surrounding each nest box with a breeding pair. We plan to continue the project for five years. Here we present the results from the first two years.

In 1995 we used 50 nest boxes. Four pairs bred in them, and we also found three other pairs breeding in starling nest boxes. The seven pairs laid an average of 9.7 eggs per clutch. Five pairs bred successfully and produced 6.4 fledglings on average, which is 4.6 fledglings per breeding attempt. In 1996 we had 78 nest boxes and nine breeding pairs. Eight of them were successful and produced a mean of 8.5 fledglings per brood, corresponding to 7.6 per breeding attempt.

The habitats recorded around the nest boxes with breeding pairs is given in Figure 1. Grassland predominates, followed by coniferous forest and arable land, together 72 percent.

Christer Axelsson, Sturegatan 20 F, 632 20 Eskilstuna  
 Mati Nömm, Skogsängsgatan 18 A, 333 57 Eskilstuna  
 Hjärdis Carlsson och Leif Carlsson, Grängsgatan 2 C, III, 633 42 Eskilstuna

## En dominant svartmes *Parus ater*

HANS KÄLLANDER

Det har allmänt antagits att svartmesen *Parus ater* som en följd av sin ringa storlek (8,9–9,6 g) skulle vara subdominant gentemot våra andra mesarter. Iakttagelser vid foderautomater visade emellertid att svartmesar i många fall vann interaktioner med talltitor *P. montanus* (11,0–11,7 g), ibland också med entitor *P. palustris* (10,2–12,3 g; Haftorn 1993).

Vintern 1996-97 besökte en svartmes, troligen hane, regelbundet en jordnötspåse i vår trädgård i Torna Hällestad, Skåne. Den var utomordentligt aggressiv mot andra mesar (ibland också mot andra arter) och körde regelbundet bort såväl blåmesar *P. caeruleus* (11,5–12,0 g) som talgoxar *P. major* (17–19 g) av båda könen från jordnötspåsen. Men inte nog med det. Då dessa "väntade på sin tur" i en angränsande buske, 0,5–1 m bort, attackerades de och drevs iväg innan svartmesen återvände till jordnötterna. Vid tre, fyra tillfällen sågs en blåmes eller talgoxe sätta sig till motvärn på påsen. Härvid uppstod en kort strid, under vilken fåglarna tumlade ned mot marken – i samtliga fall var det svartmesen som återvände till jordnötspåsen.

Denna svartmesindivid lyckades alltså dominera såväl blåmesar som de nästan dubbelt så tunga talgoxarna. Givetvis kan man inte dra några slutsatser om dominansförhållandena mellan våra mesarter utifrån iakttagelser av denna enda fågel. Anledningen till att jag redogör för iakttagelserna är att jag vill stimulera ornitologer, som matar fåglar vintertid och har möjlighet att attrahera svartmesar, att registrera resultatet av dessas interaktioner med andra mesar. För detta är jordnötspåsar utmärkta: jordnötter är omtyckta av mesarna, de tvingas stanna ganska länge på påsen, och resultatet av konfrontationer är lätta att registrera. Om tillräckligt många hörsamar min uppmaning skulle bilden av svartmesens plats i meshierarkin snabbt kunna kompletteras avsevärt.

### Referens

Haftorn, S. 1993. Is the Coal Tit *Parus ater* really the most subordinate of the Scandinavian tits? *Ornis Scand.* 24: 335-338.

### Summary

*A dominant Coal Tit Parus ater*

With reference to Haftorn (1993) and to stimulate

similar observations, I describe how in winter a Coal Tit consistently supplanted both Blue Tits *Parus caeruleus* and Great Tits *P. major* from peanut bags and also chased them away from the nearest surroundings. The few fights observed were won by the Coal Tit.

*Hans Källander, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden*

## Överlevnad och produktion hos skrattnåsar *Larus ridibundus*

STAFFAN BENSCHE & HANS KÄLLANDER

I ett specialnummer av *Ornis Svecica* (nr 1–2, 1996) redogjorde vi för den svenska skrattnåsstammens minskning under den senaste 20-årsperioden. I denna notis skall vi komplettera informationen med en analys av hur de två nyckelfaktorerna, unproduktion och överlevnad, påverkar beståndsutvecklingen. Det kunde konstateras att skrattnåsbeståndet kring 1995 på många håll i landet endast utgjorde 20% av vad det varit 20 år tidigare (Källander 1996a).

Glutz & Bauer (1982) redovisar värden för överlevnaden under det första levnadsåret, d.v.s. från det måsångarna blivit flygga tills de uppnått 1 års ålder. I flertalet undersökningar ligger värdena kring 45% (med 21,1–61,7% som extremvärden). Motsvarande överlevnadsvärden efter det första levnadsåret (adult överlevnad) är enligt samma källa 60–85%; en adult överlevnad på 76,5% erhöles för ett stabilt bestånd i Camargue (Lebreton & Isenmann 1976). Hur påverkas beståndsutvecklingen av en förändring i överlevnad under måsarnas första respektive följande levnadsår? Vilken effekt på beståndet får en försämrad unproduktion?

Skrattnåsar häckar inte som 1-åriga, men dödligheten under det första året är som nämnts betydligt högre än för äldre måsar. Figur 1 visar vilken påverkan förstaårsöverlevnaden har på de kombinationer av adult överlevnad och unproduktion som resulterar i ett stabilt bestånd. Förstaårsöverlevnaden anges med kurvor representerande 34, 44 och 54% överlevnad. Genom att utgå från något värde för adult överlevnad, t.ex. 75%, och se på vilken höjd de tre kurvorna skärs, erhålls på y-axeln den unpro-

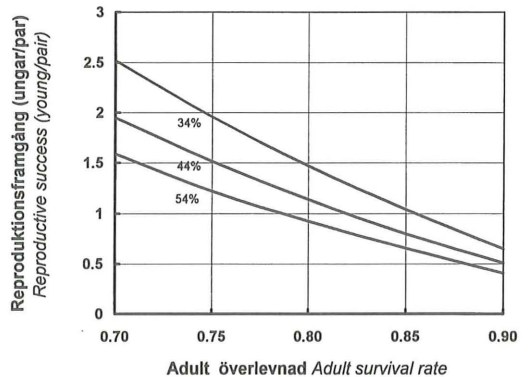
duktion per par, som är nödvändig för att beståndet varken skall öka eller minska. Vid 75% adult överlevnad finner man att ungefär 2, 1,5 respektive 1,2 ungar per par krävs vid de tre värdena för förstaårsöverlevnad. Av figuren framgår vidare att variationer i överlevnaden under det första året spelar allt mindre roll ju högre den adulta överlevnaden är.

Figur 2 visar i stället hur stort beståndet är efter 20 år, i procent av utgångspopulationen, vid tre olika värden (75, 80 och 85%) för adult överlevnad och vid olika hög ungpåproduktion. För dessa beräkningar har vi utgått från en överlevnad på 44% under det första året.

Man kan läsa Figur 2 från två håll. På Y-axeln redovisas beståndets relativa storlek. Ett konstant bestånd är således 100%. Följer man 100%-linjen åt höger, finner man att den skär kurvan för 85% adult dödlighet rakt ovanför en produktion av 0,7 ungar per par. Om den adulta överlevnaden är så hög som 85%, krävs alltså i medeltal endast 0,7 ungar per par och år för att hålla beståndet konstant. Vid en högre ungpåproduktion kommer beståndet att öka, vid en lägre att minska. Drar man ut 100%-linjen ännu längre åt höger, finner man att den skär kurvan för 80% adult överlevnad vid en produktion av strax över 1 unge/par, medan 75%-kurvan skärs ungefär vid 1,5 unge/par, d.v.s. exakt vad vi fann från Figur 1. På motsvarande sätt kan vi i stället välja att utgå från en bestandsstorlek som efter 20 år endast är 20% av den ursprungliga, d.v.s. ungefär 1995 års svenska bestånd jämfört med det vid mitten av 1970-talet. Vi finner då att denna nivå motsvaras av 80% adult överlevnad och en produktion på 0,5 ungar/par och år, eller av 75% adult överlevnad och drygt 0,9 ungar/par och år.

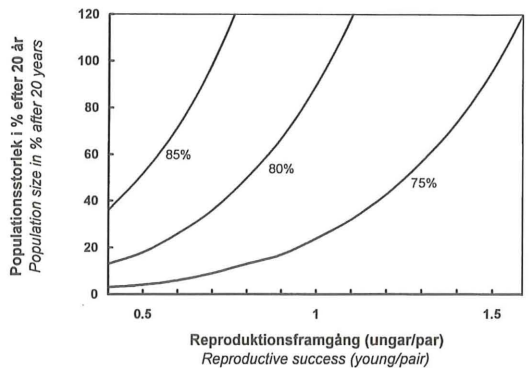
Figuren kan naturligtvis också läsas från andra hållet, d.v.s. man utgår från ett visst värde för ungpåproduktion på x-axeln och ser var detta värde skär kurvorna. Vid 0,7 ungar/par skärs som vi nyss konstaterade 85% kurvan vid populationsstorleken 100%, d.v.s. konstant bestånd. 80%-kurvan skärs vid en betydligt lägre nivå: Ungefär 37% av ursprungspopulationen återstår efter 20 år, medan kurvan för 75% adult överlevnad skärs så lågt att endast cirka 7% av det ursprungliga beståndet återstår efter 20 år.

Som konstaterades i introduktionen till *Ornis Svecica*-häftet om det svenska skrättmåsbeståndet (Källander 1996), är det fullt möjligt att det skett en försämring av de adulta måsarnas överlevnad under de senaste årtiondena. Båda de här redovisade figurerna understryker vilken stark påverkan variationer i adult överlevnad har för populationsutvecklingen.



Figur 1. Förstaårsöverlevnadens inverkan på sambandet mellan adult överlevnad och antalet flygga ungar/par. Tre värden för förstaårsöverlevnad, 34, 44 och 54%, har lagts in. Kurvorna visar de olika kombinationer av adult överlevnad och ungpåproduktion som resulterar i en stabil population (se texten).

*The influence of first-year survival on the combinations of adult survival rate and production (fledglings/pair) that result in a stable population. Three values (34, 44 and 54%) for first-year survival are presented.*



Figur 2. En skrättmåspopulations storlek efter 20 år (i % av utgångspopulationens storlek, y-axeln) vid olika kombinationer av adult överlevnad (85, 80 och 75%) och årlig ungpåproduktion (ungar/par, x-axeln). Förstaårsöverlevnaden har satts till 44%.

*The size of a Black-headed Gull population after 20 years (in % of initial population size) for three different combinations of adult survival (85, 80 and 75%) and fledgling production. First-year survival fixed at 44%.*

Som kan utläsas ur Figur 2, får en minskning av de gamla måsarnas årliga överlevnad från 80 till 75% till följd att varje par måste producera nästan 0,5 fler ungar per år för att beståndet inte skall minska.



Även om orsaken till skrattnåsens tillbakagång således kan vara att söka i försämrade överlevnad, så finns emellertid talrika uppgifter om dålig reproduktion i svenska kolonier. Om vi antar att det franska värdet för adultöverlevnad vid konstant beståndstorlek, 76,5%, också gäller för svenska förhållanden, visar beräkningar att varje par måste producera cirka 1,4 ungar/år för att beståndet skall hålla sig konstant. Om vi i stället antar att överlevnaden är så hög som 54% första året och 80% därefter, måste produktionen överskrida 0,9 ungar/par och år. Det finns åtskilligt som tyder på att få svenska skrattnåskolonier kommer upp till dessa nivåer. Därför vore skattningar från så många kolonier som möjligt, från olika delar av landet och från skilda miljöer, av största värde.

### Tack

Ett tack riktas till WWF-Sverige som stöttade skrattnåskolonier ekonomiskt under åren 1992–94.

### Referenser

- Glutz, U. N. & Bauer, K. M. 1982. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd 8/1. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Källander, H. 1996. Den svenska skrattnåspopulationens *Larus ridibundus* sentida minskning – ett specialhäfte av *Ornis Svecica*. *Ornis Svecica* 6: 1–4.
- Källander, H. 1996a. Skrattnåsens *Larus ridibundus* populationsutveckling i Sverige under de senaste 25 åren. *Ornis Svecica* 6: 5–16.
- Lebreton, J.-D. & Isenmann, P. 1976. Dynamique de la population camarguaise de Mouettes rieuses: un modèle mathématique. *Terre et Vie* 30: 529–549.

### Summary

#### *Survival and fledgling production in Black-headed Gulls Larus ridibundus*

As documented earlier (Källander 1996, 1996a), the Black-headed Gull *Larus ridibundus* population in Sweden has decreased considerably during the last two decades. Using data on first-year and adult

survival from Glutz & Bauer (1982) we analyse the influence of variation in first-year and adult survival, and in fledgling production, on the development of an imaginary Black-headed Gull population.

Figure 1 shows those combinations of adult survival rate and fledgling production that result in a stable population, for three different values of first-year survival. Thus, with an adult survival rate of 75% and a first-year survival rate of 44%, each pair must fledge 1.5 young/year for the population to remain stable. The figure shows that the influence of first-year survival decreases with increasing adult survival rate.

As the Swedish Black-headed Gull population decreased by roughly 80% from the mid-70s until the mid-1990s, Figure 2 depicts the size of the imaginary population after 20 years (in percent of its initial size) for three different values for adult survival (85, 80 and 75%), with first-year survival fixed at 44%. Whereas changes in first-year survival have a moderate influence on the dynamics of the population, changes in adult survival have a very strong effect. Thus, when adult survival decreases from 85% to 75%, the number of fledglings per pair must more than double for the population to remain constant.

Although changes in adult survival are a possible cause of the recent decline in Black-headed Gull numbers in Sweden, there are numerous reports of poor breeding success. With an adult survival rate of 76.5% for a stable population (Lebreton & Isenmann 1976) and a first-year survival rate of 44%, each pair would have to produce about 1.4 fledglings/year for the population to remain stable. It seems likely that, at present, few Swedish colonies attain this high value. Data on fledgling production from colonies in different parts of the country and in different habitats would be of great value for our attempts at identifying the causes of the population decline.

---

*Staffan Bensch & Hans Källander, Department of Ecology, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden.*

## Skrattmåsarernas ungproduktion – ett upprop



I *Ornis Svecica* nr 1–2, 1996 redogjorde vi för det svenska skrattmåsbeståndets minskning sedan 1970-talet och diskuterade dess tänkbara orsaker. Även om försämrad överlevnad hos gamla fåglar inte helt kan uteslutas, pekar åtskilliga observationer mot att minskningen har orsakats av dålig ungproduktion. Av den anledningen vore uppgifter om häckningsframgången (ungproduktionen) i kolonier i landets olika delar synnerligen värdefulla. Här har du en möjlighet att bidra med uppgifter från "din" koloni!

För att bestämma ungproduktionen per par krävs två uppgifter: antalet par i kolonin och antalet (nästan) flygga ungar. Ingendera uppgiften är alldeles lätt att insamla. Några synpunkter på detta och förslag till hur man kan gå till väga har sammanställts i en liten instruktion som kan fås från undertecknad.

Men även mindre exakta uppgifter kan ha stort värde. Som framgår av de räkneövningar vi presenterar på annat håll i detta häfte, måste sannolikt ungproduktionen i medeltal överstiga 1 unge/par och år för att beståndet skall hålla sig på konstant nivå. Därför är alla uppgifter om att ungproduktionen i en koloni legat klart under eller över denna nivå värdefulla. Så om du inte haft möjlighet göra en noggrann bestämning av antal par och flygga ungar, tveka inte att sända in uppgifter av typen "i kolonin om cirka 200–300 par kom maximalt 25 ungar på vingarna", "ungproduktionen föreföll vara god, massor av nästan flygga ungar sågs på klarvattnet". Och självklart är uppgifter om att måsar skridit till häckning eller uppträtt som om de tänkte påbörja häckning, men sedan försvunnit, intressanta.

När du sänder in dina uppgifter, ange då var kolonin ligger, så att platsen lätt kan lokaliseras på en karta. Om häckningsframgången varit dålig och du har en uppfattning om orsaken härtill, så ange denna. Skriv gärna också egna funderingar och iakttagelser. Och glöm inte att ange din egen postadress så att jag kan kontakta dig om kompletterande information.

Med en förhoppning om god uppslutning,  
*Hans Källander, Ekologihuset, 223 62 Lund*

## Nya böcker *New books*

William A. Searcy & Ken Yasukawa, 1995:  
**Polygyny and sexual selection in red-winged blackbirds.** 312 sid. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. ISBN 0-691-03687-X (pbk).

Red-winged blackbird, eller rödvingetrupial som arten numera heter på svenska, är något av amerikanska fågelekoologers "vita labråtta". Detta är kanske inte så konstigt när man betänker att arten är vanlig över så gott som hela Nordamerika där den häckar i täta populationer i öppna miljöer. De flesta forskare i USA och Kanada har därför närbelägna "redwing" populationer där de jämförelsevis enkelt kan utföra experiment och studera ett stort antal häckande individer.

Red-winged blackbirds har studerats ur många olika perspektiv. Det område som rönt störst intresse är dock frågeställningar som berör parningssystemet, partnerval och sexuell selektion. Artens sociala parningssystem är polygyni, dvs en hane kan samtidigt bilda par med flera honor, något som annars är mycket ovanligt hos fåglar. I de mest extrema populationerna i östra Washington State är den genomsnittliga haremstorleken för en hane 6.2 honor och i det mest extrema fallet har man noterat en hane med ett harem på 15 honor! Mycket av både teoribildning och empiriska studier av polygyna parningssystem har skett på redwings och mängden publicerad litteratur är imponerande, ja nästan skrämmande stor! Därför är den här boken, skriven av två ledande experter på arten, Bill Searcy och Ken Yasukawa, efterlängtat eftersom den sammanställer och utvärderar en mängd litteratur som tidigare varit spridd över ett stort antal forskningstidskrifter.

Boken är skriven på ett ledigt sätt och täcker in stora delar av de mest intressanta frågeställningarna som belysts av redwing-studier. Först introduceras läsaren smidigt till definitioner och hypoteser för

polygyna parningssystem i allmänhet och red-winged blackbirds och deras häckningsekologi i synnerhet. Författarna ger sedan utförlig information om matnings- och boskydds beteenden hos hanar och honor. Generellt kan man säga att hanarna ger liten eller ingen hjälp alls med matning av ungar. Däremot ger hanarna i de flesta populationer betydande hjälp med predatorspaning, varning samt skydd av sina honors bon. Därefter behandlas hanarnas mycket karaktäristiska och iögonenfallande revirbeteenden. Hanarna sitter exponerade och kvider ut sin korta sång, "konk-a-reeeee", medan de spänner ned vingen och exponerar sin lysande orangeröda vingfläck mot den i övrigt svarta fjädedräkten (en syn och ljudupplevelse som är välkänd för så gott som varje amerikan!). Hos redwings är kampen om ett revir ofta hård. Inte på så sätt att man ser intensiva strider, utan snarare i form av att revirhållande hanar hela tiden är på vakt och beredda att visa upp sig mot icke-revirhävande hanar (sk. floaters) som försöker ta över deras revir. Searcy och Yasukawa uppskattar att ca 65% av alla vuxna hanar i en population saknar eget revir! Med tanke på detta är det kanske inte så konstigt att revir som i experiment gjordes vakanta ofta redan inom några minuter besattes av en ny hane. Det normala sättet för en redwing-hane att få tag på ett eget revir är genom att ta över efter en hane som dött.

Honornas val av häckningsplats och partner, samt deras reproduktionsframgång behandlas utförligt i boken. Därför är det förvånande att inga data på reproduktionsframgång för honor av olika haremstatus (monogama, jämfört med första och andrasenare honor i harem) redovisas. Denna information är viktig för att kunna utvärdera vilka mekanismer som ligger bakom att många honor accepterar att bilda par med en hane som redan har minst en partner. I Searcy och Yasukawas sammanställning framträder bopredation som en mycket viktig faktor när det gäller vad som bestämmer reproduktions-

framgången hos redwings: 30–50% av alla bon förstörs av predatorer, och reproduktionsframgången är i genomsnitt endast 1 unge per bo!

Den andra halvan av boken är mer diskuterande och analyserande, centrerad kring polygyni och sexuell selektion. Eftersom redwing-litteraturen är så omfattande finns det ofta ett flertal olika studier som är relevanta för de flesta fenomen. Detta är givetvis en styrka, men innehåller också en svaghet som även framträder tydligt i denna bok; eftersom många undersökningar gjorts på olika populationer i vitt skilda miljöer är det mycket svårt att hitta generella mönster. Alltid finns det någon studie som inte uppvisar samma eller till och med visar ett rakt motsatt resultat. Kanske tycker jag att Searcy och Yasukawa tenderar att negligera dessa skillnader mellan populationer, istället för att använda dem för att belysa och analysera sexuell selektion och evolution av polygyni. Detta förtar dock inte värdet av boken utan antyder snarare att det finns fler böcker att skriva om denna välstuderade fågelart.

Som ofta med denna typen av böcker är författarna advokater för sina egna idéer och resultat. I denna bok är detta mindre störande än i andra liknande böcker. Trots detta tycker jag nog att författarna lite väl kategoriskt framhäver sina egna idéer när det gäller förklaringen till polygyni hos redwings. Searcy och Yasukawa menar att redwing-honor gynnas av att häcka nära varann och därför accepterar att ingå i ett harem. Enligt deras idé skulle det inte finnas några kostnader för polygyni för honorna, snarare vinster, och liksom hanarna skulle honorna därmed erhålla en större produktion ungar om de häckar polygynt. Problemet med denna slutsats är att andra forskare, som jobbat med andra redwing-populationer, inte erhållit samma resultat. Dessa motstridiga resultat avfärdas mer eller mindre av Searcy och Yasukawa. Vad jag förstår grundar de detta ställningstagande på att de själva utfört fältexperiment som antyder att honor gynnas av att häcka i harem, medan studier som visar på en kostnad (räknat som det relativa antalet producerade ungar) att häcka i harem bygger på resultat från icke-manipulerade, naturliga populationer. Visst är det så att väl utförda fältexperiment som ger otvetydiga resultat väger tyngre än studier av icke-manipulerade naturliga populationer. Tyvärr är dock Searcy och Yasukawas fältexperiment långt ifrån otvetydigt. Studien gjordes på ett fåtal honor och resultaten är på inget sätt övertygande, vilket kanske borde föranlett en viss försiktighet i tolkningarna av studien. Med sitt eget experiment som slagträ avfärdar istället Searcy och Yasukawa ett flertal studier där andra-

senare honor i harem visat sig ha lägre reproduktionsframgång. För att ytterligare understryka att Searcy och Yasukawa kanske varit alltför säkra på sin vinst/noll-kostnads förklaring till polygyni hos redwings, publicerades nyligen en uppsats (Pribil och Picman. 1996. *Behavioral Ecology & Sociobiology* 38: 183–190), där man i ett stort övertygande fältexperiment visade att redwing-honor undviker att etablera sig i revir där det redan finns minst en hona. Den senare studien ger en mycket stark antydning att det hos denna redwing-population är kostsamt att etablera sig som andra hona i ett revir.

Ovanstående kritik till trots vill jag ändå till slut slå fast att det är en mycket diger och välgenomarbetad bok Searcy & Yasukawa skrivit. De partier av boken som diskuterar sexuell selektion och polygyni i ett bredare perspektiv tyckte jag personligen var mest stimulerande (även om jag inte håller med författarna om alla deras slutsatser). Jag kan varmt rekommendera denna bok till läsare som är allmänt intresserade av häckningsekologi och parbildningssystem hos fåglar. Boken är också ett imponerande dokument över den framgång fågelbeteendekologin haft de senaste 30 åren. Efter att ha läst denna bok förefaller det mig sannolikt att rödvingetripial är den mest välstuderade arten i världen i när det gäller sådana studier. Samtidigt visar Searcy och Yasukawas bok också på svårigheterna med denna typ av studier; variation mellan olika år och olika populationer gör det ofta mycket vanskligt att dra generella slutsatser. Men kanske är det just att belysa denna stora variation i anpassningar som är kärnan i beteendekologiska studier av vilda fågelpopulationer. Och som samtidigt gör detta fält så fascinerande!

DENNIS HASSELQUIST

T. E. Martin & D. M. Finch (red.), 1995: **Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds**. 489 sid. Oxford University Press, Oxford.

Med boken *Where have all the birds gone?* (J. Therborgh, Princeton Univ. Press 1989) spreds i Nordamerika uppfattningen att praktiskt taget alla tropikflyttande landfåglar var utsatta för allvariga populationsnedgångar. Som en följd av detta startade ett stort projekt, stött av USA:s regering, med namnet *Partners in Flight*. Den bild som skapades av de nordamerikanska flyttfåglarnas framtid var extremt dystert. Särskilt märkligt var att denna bild av situationen för de tropiska flyttfåglarna i Nordamerika var så radikalt annorlunda än den som gällde

för de Europeiska tropikflyttarna. De senare har ju under decennierna visat den motsatta utvecklingen, både antalsökningar och geografisk spridning. Skillnaden var särskilt intressant eftersom biotopförändringarna i de tropiska övervintringsområdena i Mellan- och Sydamerika respektive Afrika visade stora likheter: omvandling av de ursprungliga skogarna till odlade marker och sekundära eller planterade skogar. Om orsakerna till de förmodade nedgångarna låg i de tropiska vinterkvarteren var det givetvis fullt möjligt att de nordamerikanska tropikflyttarna drabbades annorlunda än de europeiska. De förra kunde föredra de naturliga skogarna som vintervisten, medan de senare, som känt är, främst uppehåller sig i andra biotoper än slutna skogar.

Men det fanns tidigt en del kritik mot katastrofbilden. Speciellt efterlyste man ordentliga sifferserier som kunde ge substans åt påståendena. Och man framhöll att även om det verkligen skett dramatiska nedgångar, kunde dessa lika väl bero på biotopförändringar i häckningsområdena. Efter den första uppmärksamheten har det skett ett mycket omfattande forskningsarbete rörande den nordamerikanska fågelfaunans antalsförändringar. Lyckligtvis hade man tillgång till ett förnämligt material som nu blev utnyttjat för många och djupa analyser, nämligen punkttaxeringarna inom *The North American Breeding Bird Survey* (BBS). I dag har man därför en betydligt mer nyanserad bild av utvecklingen. Den visar att det inte fanns någon saklig grund för katastrofscenariot. Det fanns nedgångar hos vissa arter, uppgångar hos andra, men inte något enhetligt mönster för tropikflyttarna som grupp.

Denna bok ger en samlad och kritisk granskning av de tropiska flyttfåglarnas situation med utgångspunkt från två inledande uppsatser, den ena en översikt av populationsförändringarna, den andra en granskning av vilka möjligheter man har att dra slutsatser om orsakerna. Resten av bokens totalt sjutton kapitel är indelat i fyra avdelningar: populationsbegränsningar och biotoputnyttjande, skogsbrukets inverkan, jordbrukets inverkan samt det landskapsekologiska perspektivet. I den sistnämnda avdelning får kostaren ett helt kapitel. Denna art är parasit och lägger ägg i andra fåglars bon och utgör därför ett hot mot vissa arters häckningsframgång. Arten har ökat kraftigt och orsaken är delvis skogslandskapens fragmentering. Parasiteringsgraden är nämligen högst i skogarnas kanter. Således hade 75% av tropikflyttarnas bon parasitägg i skogsdungar på mindre än 100 ha i ett åkerlandskap, medan bara någon enstaka procent var parasiterade i landskap med över 90% skog. Kostaren är ett speciellt

amerikanskt problem. I Europa har vi ingen sådan parasit. Göken är betydligt beskedligare.

Boken är en bred och sakkunnig analys av de neotropiska flyttfåglarnas situation och är därför av fundamentalt värde för motsvarande studier av det europeisk-afrikanska flyttningssystemet. Den ger inte några definitiva svar på frågan om det är förändringar i häckningsområdena eller i vinterkvarteren som bestämmer arternas framtid. Men den definierar väl det vi har kunskap om och var luckorna finns. Och helt klart är att det inom många områden finns nog med kunskap för att formulera nödvändiga bevarandeprogram.

SÖREN SVENSSON

Lars Lundgren (redaktör), 1996: **Att veta och att göra. Om kunskap och handling inom miljövården**. 336 sid. Naturvårdsverkets förlag. Pris: 310 kr. Beställes från naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.

Vad kan en miljövårdsbyråkrat? Behöver han eller hon kunna något? Och hur används kunskapen? Detta är spännande frågor som tas upp i denna bok, närmare bestämt i ett kapitel av Lars J. Lundgren och Göran Sundqvist, den förstnämnda docent i historia och avdelningsdirektör på naturvårdsverket och den andre föreståndare för Centrum för vetenskapsstudier vid Göteborgs universitet. De analyserar kunskapens relation till handling inom miljövården utifrån fyra slag av kunskap: fakta, förståelse, färdighet och förtrogenhet. De tre förstnämnda slagen är kunskapsbergets synliga topp medan förtrogenhet är en osynlig kunskap, "en slags bakgrundkunskap eller kunskapens tysta dimension". De drar slutsatsen att vi kan skilja mellan två huvudformer av kunskap, teoretisk kunskap (veta) och praktisk kunskap (göra). Och här har vi bokens titel, *Att veta och att göra*. Problemet definieras som "hur man skall gå från veta till göra" eftersom "att åstadkomma vetande sker i ett sammanhang, att åstadkomma görande sker delvis i ett annat". Diskussionen är en plattform för att analysera de svar man fick när man intervjuade sexton handläggare på naturvårdsverket. Syftet med dessa intervjuer var att ta reda på varifrån miljövårdsbyråkraterna får sin kunskap. De svar man fått är ytterst varierande men kan på olika sätt knytas till fyra slag av attityder eller allmänna livsuppfattningar: (1) effektstyrd (naturen är komplicerad och samhället enkelt, åtgärderna skall styras av kunskaperna om miljöeffekterna), (2) åtgärdsstyrd

(kunskapen finns, vad som behöver göras är accepterat och välkänt, problemet är att finna metoden för att lösa problemet, (3) samhällsstyrd (miljöproblemen är delproblem i ett komplicerat samhälle, de kunskaper som främst behövs är de om intressekonflikter, opinionen, politiken, etc.) samt (4) etikstyrd (kunskapen är ett medel för att förstärka eller bevisa grundläggande etiska postulat om naturens och arternas rätt att bli bevarade).

Det är många olika intressanta synsätt på kunskapens roll och användning som kommer fram i de fjorton kapitel som boken består av. I det första kapitlet om fysisk planering skapar Bengt Nihlgård, skogsforskare vid Lunds universitet, sin scenografi: "... jordklotet är på väg att fullständigt nedlusas av mänskliga varelser som rör sig på mark, i sötvatten, i hav och i luft, och som betar sig som vore de viktigast på jorden, vilket är fel. ... det är en fysisk och praktisk omöjlighet att alla nu levande när upp till den konsumtionsnivå som vi 'I-ländare' plågar jorden med i dag." Det som behövs är "mer sund humanekologisk kunskap och en mycket högre världsmoral inpräglad i människosläktet". Ett besläktat synsätt har Rutger Rosenberg från Kristinebergs marina forskningsstation (med kapitlet *Hav tålmod – men hur länge?*). Rosenberg avslutar med "Ledstjärnan för en harmonisk utveckling av samhället måste vara att den sker i samklang med naturen grundat på en helhetssyn utifrån ekologiska värderingar". Man kan kanske säga att etik och miljömoral förs fram som viktigare bevekelsegrunder än kunskap. En blandad syn på vilken roll kunskapen spelar redovisas av Arne Jernelöv, professor i miljöteknik. I kapitlet *Samhällets (o)förmåga att lösa miljöproblem* studerar han hur vi historiskt löst vissa miljöproblem, såsom DDT, kvicksilver, PCB, oljeföroreningar och eutrofiering. Å ena sidan finner han att flera problem faktiskt har lösts. Å andra sidan finner han att när problem inte lösts, beror detta lika mycket på forskarsamhällets tillkortakommanden som politikens och administratörers senfärdighet. Han anser att samhällets tröghet när det gäller att lösa miljöproblem till mycket stor del beror på forskarnas oförmåga att ge korrekta problembeskrivningar. En ganska pessimistisk syn på forskarens roll i miljöarbetet, i varje fall som kunskapskapare.

Andra kapitel i boken är författade av Bengt Molander (*Människan och hennes orientering i världen*), Ulrich Nitsch (*Informationsstrategier för en bättre miljö*), Göran Sundqvist (*Miljöexperterna. Om vetenskapens auktoritet i miljöarbetet*), Thomas Brante (*Veenskapsbaserade kontroverser*), Lars J. Lundgren (*Att använda forskning, Kvalitet och relevans och Sektorsforskningsorganen - forskarsamhällets problembarn*), Gustaf Östberg (*Om att svara på frågor*) och Torsten Hägerstrand (*Berättelser och beräkningar*).

Redaktören Lars Lundgren avslutar boken med kapitlet *Varför löser inte politikerna miljöproblemen?* Problemuppfattningen är en central fråga. Är miljöproblemen verkligen allmänt uppfattade som problem? Vem formulerar problemen? Vilka omständigheter gör att ett fenomen uppfattas som ett problem? Problem är med andra ord inget objektivt. Detta knyter an till Jernelövs kritik av forskarna som problemformulerare. De har helt enkelt inte kunnat marknadsföra problemen (eller lösningarna). "Gör slut på det politiska käbblet! Låt experterna bestämma!" är en underrubrik som illustrerar vissa forskares vilja att både äga kunskapen och styra handlandet. Men det finns inget som talar för att en teknokratisk diktatur skulle skapa en bättre värld. Forskare är i grunden lika subjektiva som andra människor, vilket citaten ovan med råge visar. "Varför löser inte politikerna miljöproblemen? Därför att tillräckligt många av väljarna inte är tillräckligt oroade för miljötillståndet här och nu för att ge de valda mandat att vidta radikala miljövårdsåtgärder. Hur skall politikerna kunna bedriva en radikal miljövård om inte tillräckligt många väljare är med på noterna?" Trivialt, naturligtvis, men samtidigt ett memento för den som inte respekterar kunskap: utan kunskap finns ingen grund att värdera olika läror. Tyckandet och propagandans kraft får inte vara enda grunden för handlande; forskarnas oförmåga att formulera problemen snabbt, klart och tydligt är nog en hälsosam broms mot obetänksamt handlande.

Dessa spridda axplock ur *Att veta och att göra* borde väl kunna ge boken ytterligare några läsare. Det är den värd.

SÖREN SVENSSON

## Nya doktorsavhandlingar *New dissertations*

Redaktör *Editor*: S. Åkesson

K. Ingemar Jönsson, 1996: **Costs and tactics in the evolution of reproductive effort**. Filosofie doktorsavhandling, Ekologiska institutionen, Lunds universitet. 178 sid. ISBN 91-7105-073-6.

En darwiansk demon är en organism som inte känner några begränsningar. Från första stund producerar den livsduglig och välutvecklad avkomma och lever oändligt länge. Detta är förstas ett fantasifoster, ett utopiskt väsen som skulle översvämma världen. I verkligheten lever vi organismer här på jorden (och kanske på andra ställen) i en värld av begränsningar vad gäller tillgång på energi, näring, fortplantningsmöjligheter, livsrum, m.m. Vi måste därför göra avvägningar mellan olika aktiviteter under livet. Avvägningarna är inte medvetna handlingar utan i det här sammanhanget karaktärer och instinktiva beteenden som är genetiskt kodade och framgallrade genom naturligt urval. De individer som gör de bästa (optimala) avvägningarna får fler avkommor under sin livstid och därmed kommer deras anlag att finnas i en större andel av individerna i framtida populationer.

Ett exempel på avvägning kan vara vid vilken ålder man skall börja fortplanta sig. Man kan tänka sig att det är mest lönsamt att i första hand satsa på att själv överleva och bli stor när det är svårt att finna föda eller då det råder konkurrens om andra resurser. När man sedan blivit stor, fet och erfaren är man i en bättre position och då är det ett bättre läge att satsa på fortplantning. Omvänt, när det är liten konkurrens om resurserna gäller det att ta tillvara dessa så snabbt som möjligt och därför kan det vara fördelaktigt att komma igång med fortplantningen tidigt. De ekologer som försöker förstå sådana spörsmål ur ett evolutionärt perspektiv sysslar med "livshistorieteori". Det är detta som Ingemar Jönsson har forskat om tillsammans med finska, holländska och svenska kollegor.

En central hypotes inom livshistorieteorin är att

kostnader för en investering i avkomma kan ge försämrade möjligheter för framtida fortplantning; alltså en konflikt mellan nutida och framtida reproduktion. I den första artikeln redogör Ingemar Jönsson och Juha Tuomi för utvecklingen av denna hypotes ur ett idéhistoriskt perspektiv. Jag rekommenderar varmt artikeln för alla som är det minsta intresserade av livshistorieteori. Den hjälper till att fylla ett tomrum av, för oss vanliga dödliga, lättförståliga sammanfattningar i ämnet.

Den andra artikeln, som Jönsson skrivit tillsammans med E. Korpimäki, I. Pen och P. Tolonen, handlar om en fältstudie av kostnader av fortplantning hos vilda tornfalkar i Finland. Den enda kostnad för fortplantning som har inverkan på den naturliga selektionen är minskad överlevnad och reducerad framtida fortplantning (demografisk kostnad). De har undersökt relevansen av att använda ett indirekt mått på fortplantningskostnaden, nämligen den dagliga energiförbrukningen. Orsaken är att de ultimata demografiska observationerna är svåra att göra i en fältstudie. Dessutom menar författarna att det kan vara av intresse att studera de enskilda faktorer som påverkar överlevnad och reproduktion. Den dagliga energiförbrukningen erhölls genom respirationsmätningar med hjälp av "dubbelmärkt" vatten. För att sedan undersöka om/hur variationen mellan individer i energiförbrukning återspeglar en motsvarande långsiktig variation i fortplantning och överlevnad, jämfördes energiförbrukningen med flygaktiviteten, matningsfrekvensen, den dagliga viktsförändringen och konditionen hos ett antal falkar under den period de hade ungar i boet. De senare faktorerna ansågs nämligen ha en mer direkt demografisk kostnad.

Resultaten var kanske lite nedslående eller åtminstone svårtolkade. Det fanns inga tydliga samband mellan energiförbrukning och flygaktivitet, matningsfrekvens, viktsförändring eller kondition. En slutsats är att matningsfrekvensen speglar indi-

vid- och habitatkvalité (t.ex. födotillgång) snarare än olika nivåer av investering i fortplantningen. För den som är oinvigd i detaljerna som diskuteras som förklaringar till resultaten i övrigt, är det svårt att bedöma relevansen av dem. Man kan ana att författarna har en känsla för hur saker och ting hänger ihop – vilken ofta är rätt – utan att resultaten entydigt pekar i en viss riktning.

Nästa uppsats har Jönson skrivit ensam. Den är en diskussion om strategier för resursutnyttjande och födosöksbeslut. Här redogörs för ett sällan använt koncept, nämligen fortplantning enligt "kapital- och inkomstprincipen". Med fortplantning enligt kapitalprincipen menas att man lagrar resurser för fortplantning i förväg; antingen i interna (t.ex. fett) eller externa (hamstring) förråd. Ett djur som praktiserar fortplantning enligt inkomstprincipen intar i stället bara den mängd föda som behövs för stunden och har alltså ingen reserv (kapital) att ta av. Inkomstprincipen är den energimässigt mest effektiva eftersom det alltid medför extra kostnader att lagra näring. Den förutsätter dock att miljön är helt förutsägbar och att tillgången på föda är obegränsad. Eftersom dessa kriterier sällan eller aldrig är uppfyllda blir resultatet att alla organismer i varierande grad och under olika skeden uppvisar en kombination av de två strategierna.

Jag tycker att Jönsson på ett logiskt, lättfattligt och övertygande sätt argumenterar för förtjänsterna av att betrakta lämpliga delar av verkligheten enligt nämnda princip. Denna uppsats torde kunna bli allmänt refererad vid studier av resursutnyttjande och födosöksbeslut.

Den fjärde artikeln, skriven tillsammans med E. Korpimäki och J. Wiehe, behandlar hur kroppsvikten hos tornfalkar i Finland varierar med tillgången på föda. Författarna menar att finska tornfalkhonor utifrån livshistorieteorin skulle väga mer inför häckningen, eftersom födotillgången (sorkar) fluktuerar mycket, jämfört med falkar i t.ex. Nederländerna eller Storbritannien, där födotillgången är mer stabil. Falkarna skulle alltså kompensera den mer oförutsägbara miljön med att ha större reserver. Man fann emellertid att honorna vägde mindre i Finland. Författarna menar att den troligaste förklaringen till detta är att möjligheten att lagra reserver på förhand är begränsade i Finland p.g.a. av hårdare klimat och att de finska falkarna flyttar och därför anländer till häckningsplatsen sent på säsongen. Det skulle alltså vara viktigare att komma igång med häckningen tidigt än att lagra en rejäl reserv inför häckningen.

Ingemar och hans kollegor kunde inte heller finna något samband mellan häckningsframgången och

honarts vikt tidigt under ruvningsskedet. Däremot fann man att honor som förlorade mycket vikt under ruvningen hade sämre häckningsframgång. En förklaring till detta kan ligga i hanens kvalité. Det är nämligen han som förser honan med mat när hon ruvar. Även i denna fältstudie var alltså resultaten avvikande från det man kunde förvänta enligt teorin.

De två avslutande uppsatserna är teoretiska och här har Jönsson tillsammans med J. Tuomi och J. Järemo med hjälp av matematiska modeller undersökt hur principerna för fortplantning påverkades under olika ekologiska förhållanden. Den ökade ansträngningen i form av ökat energibehov som fortplantningen innebär för föräldrarna (detta fall honan) kunde tillgodoses genom (1) lagring av reserver i förväg eller (2) befintliga kroppresurser (så att reserverna understiger nivån hos icke häckande individer). Det första scenariot innebär (1) att kostnaden för ansträngningen i form av ökad dödlighet uttrycks innan själva fortplantningen startat, medan författarna menar att det senare (2) att kostnaden märks efter fortplantningen.

Det viktigaste resultatet av modellerna av detta förenklade system pekar på att det oftare är en sämre taktik att lagra resurser i förväg. Det skulle alltså vara bättre att tära på det man har och kompensera efteråt. Orsaken är att om man riskerar att dö under anskaffningen av resurser är det bättre att göra detta efter fortplantningen. Då har ju avkomman redan sett dagen ljus och det finns en chans att generna förs vidare. Om man dör innan fortplantningen är ju allt förgäves. Det kan emellertid finnas situationer när det trots allt är bättre att lagra resurser i förväg, men dessa fall torde vara få. Att kostnaden av ansträngningar före häckningen är viktiga att beakta verkar ju vara ett i det närmaste självklart resultat. Trots detta har det teoretiska resonemanget om ämnet i litteraturen hittills främst handlat om kostnader efter häckning. Dessa studier har alltså sina poänger och berättigande inom livshistorieteorin.

Mitt samlade intryck av Ingemar Jönssons avhandling är att den är mycket gedigen och välskriven. Den tar upp ett intressant, viktigt och svårt ämne inom den evolutionära ekologin och flera av artiklarna ligger långt framme vad gäller vår nuvarande kunskap i ämnet. Att göra bra fältstudier för att testa hypoteser inom livshistorieteorin är notoriskt svårt. Det framgår också av Jönssons avhandling. I uppsatserna som bygger på fältstudier har man haft svårt att matcha hypoteserna med entydiga resultat, trots att studierna är gjorda tillsammans med kollegor som är erkänt duktiga fältekologer.

OLOF OLSSON



## Förstärkt fågelövervakning: Nya inventerare behövs!

Häckfågeltaxeringen har nu pågått i ett drygt kvartssekel och ger en tämligen god bild av många arters antalsförändringar. Nu skall den förstärkas ytterligare med ett systematiskt nät av fasta standardrutter över hela landet för att få fram ännu bättre siffror. Gå med i Häckfågeltaxeringen! Hjälptill att skapa en heltäckande övervakning! Kravet på dig är endast goda fågelkunskaper; du måste snabbt och rätt kunna bestämma fåglarna på både läte och utseende. Metoden är mycket enkel. Du kan vara med på två olika sätt: (1) *Vanliga punkttaxeringar*: fritt vald rutt med tjugo punkter från vilka du räknar alla fåglar under fem minuter. Tar 3-5 timmar. (2) *Fast standardrutt*: kombinerad linje- och punkttaxering längs en kvadratisk rutt ( $2 \times 2 = 8$  km) med förutbestämd placering. Tar ca. 6 timmar.

### Därför behövs övervakningen.

Från mitten av detta sekel har Sverige genomgått en av sina största biotopomvandlingar. I *skogsbruket* infördes kalhyggesmetoden, som nu gått åtminstone sitt första varv över praktiskt taget alla skogar som inte varit skyddade. I dag är nästan all produktiv skogsmark föryngrad genom plantering eller sådd efter kalhuggning. Det har medfört jämn ålderssammansättning och minskad mångfald bland trädslagen, bl.a. starkt minskad andel lövträd och död ved, och inte minst en stark brist på mycket gamla bestånd. *Jordbruket* genomgick under samma period också en drastisk omvandling med mekanisering, storskalighet, bekämpningsmedel, konstgödsling, dränering och koncentration av djurhållningen.

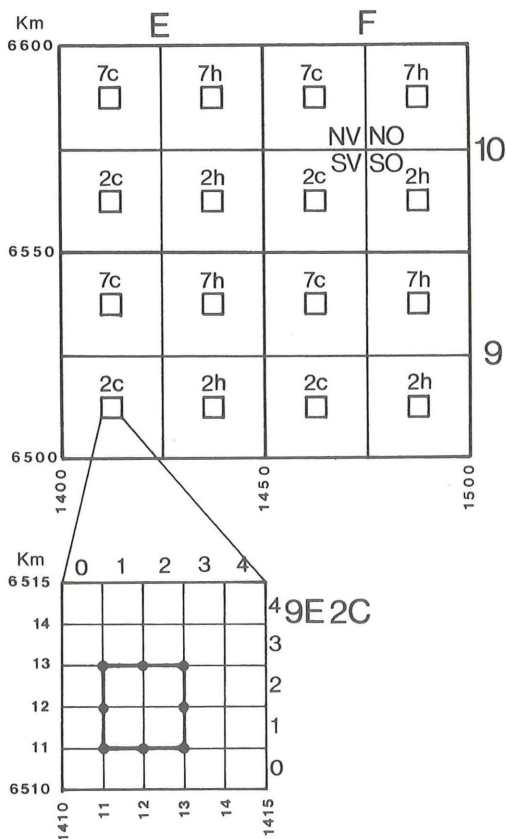
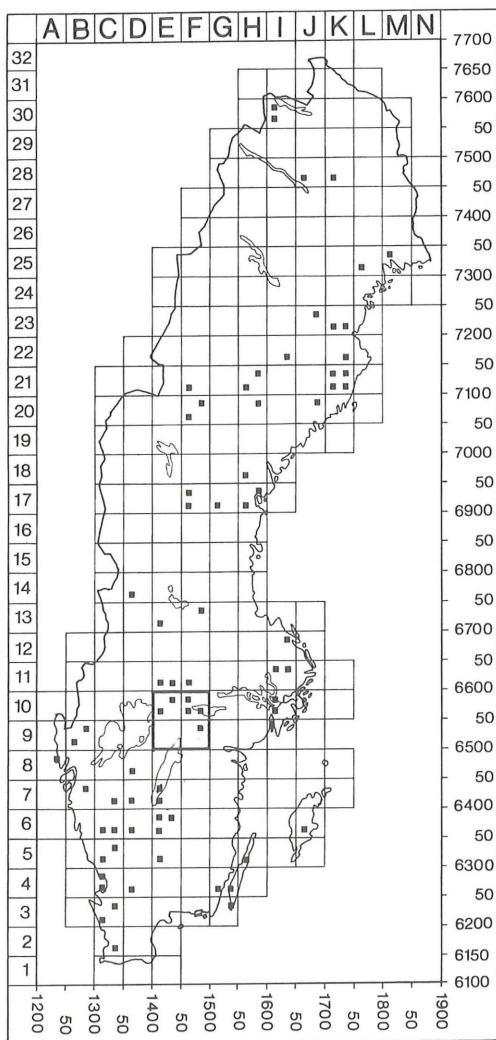
Båda dessa skeenden påverkade fågelfaunan, ofta i negativ riktning. Men vi saknar god kvantitativ dokumentation. Särskilt effekterna av skogsbruket är mycket dåligt kända. Detta beror på att vi inte hade några goda, rikstäckande fågelinventeringar. Det var först i mitten av sjuttioalet som sådana kom igång ordentligt genom Svenska häckfågeltaxeringen och Vinterfågelräkningen.

I dag står vi inför nya storskaliga förändringar. Skogen skall enligt de aktuella politiska visionerna förse oss med biobränsle som ersättning för de fossila bränslena och kärnkraften. Det blir fråga om massiva uttag. Framtiden för jordbrukslandskapet är mycket osäker inom ramen för det som händer inom europeiska unionen, inte minst införlivandet av flera nya stater, olika regionala ekonomiska styrmedel och ny energiproduktion. Det vi kan vara säkra på är att mycket kommer att hända de närmaste decennierna, och att det kommer att påverka fågellivet. Historien har lärt oss att risken är stor att effekterna blir negativa. Det är viktigt att långsiktigt kunna följa utvecklingen i fågelvärlden i detalj över hela vårt land. Vi får inte en gång till missa en storskalig biotopomvandling.

Du kan läsa om Häckfågeltaxeringen i SOF:s årsbok *Fågelåret*. I den senaste volymen, *Fågelåret 1995* finns också upplysningar om det nya systemet med systematiskt utlagda fasta standardrutter. Mer information på nästa sida!

**Anmäl dig till inventeringen och hjälp till att bevaka utvecklingen i fågelvärlden! Skriv till:**

**Häckfågeltaxeringen, Sören Svensson, Ekologihuset 223 62 Lund.**



## De fasta standardrutterna

Rikets koordinatnät är basen för placeringen av de fasta standardrutterna. Sverigekartan visar detta rutnät. Varje storruta om 50x50 km motsvarar oftast fyra topografiska kartblad (t.ex. 9E SV, SO, NV och NO). Inom varje sådan storruta finns fyra rutter placerade, en i varje kvadrant. De svarta prickarna visar vilka rutter som var definitiva eller preliminärt bokade i mars. Ytterligare ett antal rutter var utsända till påseende. Så många som möjligt av resterande rutter skall bokas.

Utsnittet ovan visar storruterna 9–10 E–F. Själva inventeringsrutten ligger i samtliga fall inom den centrala delrutten om 5x5 km, som alltid har beteckningen 2C(SV), 2H(SO), 7C(NV) eller 7H(NO). Rutten är en 2x2 km kvadrat med sitt sydvästra hörn en km norr och öster om rutans sydvästra hörn. Den har åtta fem minuters punkttaxeringar och åtta en km linjetaxeringar, vardera om 30–40 minuter. Inventering sker under bästa häckningstid, i södra Sverige från mitten av maj till mitten av juni, norrut successivt senare, i de nordliga fjällen från mitten av juni till början av juli.

En inventerare som bokar en standardrutt får karta med rutten inritad, protokoll för rapportering och anvisningar.

*Beställ rutt snarast! Ange önskad rutt med beteckning enligt kartan eller närmaste ort. Om ingen standardrutt passar; rekvirera protokoll för vanlig punkttaxering. Skriv till Häckfågeltaxeringen, Sören Svensson, Ekologihuset, 223 62 Lund.*

## Instruktioner till författarna

### *Instructions to authors*

Allmänt gäller att bidrag skall vara avfattade enligt den modell som finns i tidigare häften av tidskriften. Titeln skall vara kort, beskrivande och innehålla ord som kan användas vid indexering och informationssökning. Uppsatser, men ej andra bidrag, skall inledas med en Abstract på engelska om högst 175 ord. Texten bör uppdelas med underrubriker på högst två nivåer. Huvudindelningen bör lämpligen vara inledning, metoder/studieområde, resultat, diskussion, tack och litteratur. Texten får vara på svenska eller engelska och uppsatsen skall avslutas med en fyllig sammanfattning på det andra språket. Tabell- och figurtexter skall förses med översättning till det andra språket. Tabeller, figurer och figurtexter skall finnas på separata blad. Det skall finnas minst 4 cm marginal till vänster om texten som skall vara utskriven med minst dubbel radavstånd. Manus skall insändas i tre kopior inklusive tabeller och figurer. Såväl text som figurer skall om möjligt levereras på diskett.

Andra bidrag än uppsatser bör ej överstiga 2 000 ord (eller motsvarande om det ingår tabeller och figurer). De skall inte ha någon inledande Abstract men däremot en kort sammanfattning på det andra språket.

Författarna erhåller korrektur som skall granskas omgående och återsändas. Av uppsatser, men ej övrigt, erhåller författaren 50 särtryck gratis.

Referenser skall i texten anges med namn och årtal samt bokstäver (a, b etc) om det förekommer referenser till samma författare och år mer än en gång. För litteraturlistans utformning se nedan.

*Contributions should be written in accordance with previous issues of the journal. The title should be short, informative and contain words useful in indexing and information retrieval. Full length papers, but not other contributions, should start with an Abstract in English not exceeding 170 words. The text should be divided by no more than two levels of subheadings. The following primary subheadings are recommended: Introduction, Methods/Study areas, Results, Discussion, Acknowledgements, and References. The text may be in English or Swedish and the paper should end with a comprehensive summary in the other language. Table and Figure legends should be in both languages. Table and Figure legends must be on separate sheets of paper. Manuscripts should be submitted*

*in three copies with at least 4 cm margin to the left, printed with at least double line spacing. Text and figures should preferably be provided on a floppy disk.*

*Contributions other than full length papers should not exceed 2 000 words (correspondingly less if they contain Tables or Figures). There should be no Abstract but a brief summary in the other language.*

*Authors will receive proofs that must be corrected and returned promptly. Fifty reprints of full length papers, but not of other contributions, will be free of charge.*

*References in the text should be given using name and year, and if there is more than one reference to the same author and year also letters (a, b, etc). How to write the reference list, see below.*

#### Referenser References

I texten *In the text*: Andersson (1985), Bond (1913a, 1913b), Carlsson & Dennis (1956), Eriksson et al. (1989), (Andersson 1985), etc.

I referenslistan *In the reference list*:

Andersson, B. 1985. Populationsförändringar hos tranan *Grus grus* under 100 år. *Vår Fågelvärld* 50:211–221.

Bond, A. P. 1913a. A new theory on competitive exclusion. *Journal of Evolutionary Biology* 67:12–16. (Om tidskriftens namn förkortas används internationell standard. *If name of journal is abbreviated international standard must be used.*) *J. Evol. Biol.* 67:12–16.

Bond, A. P. 1913b. Breeding biology of the Pied Flycatcher. Pp. 123–156 in *Ecology and Adaptions in Birds* (French, J. ed). Whinchat Publishers, Nairobi.

Carlsson, T. & Dennis, W. A. 1956. *Blåmesens liv*. Tower Univ. Press. Trosa.

Eriksson, S., Janke, V. von & Falk, J. 1999. *Remarkable events in the avian world*. Ph. D. Thesis, Dept of Ecology, Univ. of Lund, Sweden.

## ORNIS SVECICA Vol 7, No 1, 1997

### Contents – *Innehåll*

- 1 M. Eriksson      Smålommen *Gavia stellata* i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och  
I. Johansson      häckningsframgång.  
*The Red-throated Diver Gavia stellata in southwest Sweden: population trend  
and breeding success*
- 11 B. Hansson      The influence of weather and food supply on condition and behaviour of  
juvenile Bluethroats *Luscinia svecica* in northern Sweden  
*Vädrets och födotillgångens inverkan på kondition och beteende hos unga  
blåhakar Luscinia svecica i norra Sverige*
- 21 N. Kjellén      Importance of a bird migration hot spot: proportion of the Swedish popula-  
tion of various raptors observed on autumn migration at Falsterbo 1986–1995  
and population changes reflected by the migration figures  
*Betydelsen av en koncentrationspunkt för fågelflyttning: andel av den  
svenska populationen av olika rovfåglar som inräknades i Falsterbo 1986–  
1995 samt sträckräkningarnas värde som mått på populationsförändringar*

### Short communications – *Korta rapporter*

- 35 C. Axelsson      Projekt göktyta *Jynx torquilla*: biotopval och häckningsframgång  
M. Nömm      *Project Wryneck Jynx torquilla: habitat selection and breeding success*  
H. Carlsson  
L. Carlsson
- 37 H. Källander      En dominant svartmes *Parus ater*  
*A dominant Coal Tit Parus ater*
- 37 S. Bensch      Överlevnad och produktion hos skrattnås *Larus ridibundus*  
H. Källander      *Survival and fledgling production in Black-headed Gull Larus ridibundus*

### 40 Upprop: Skrattnåsarnas ungpåproduktion

### 41 Nya böcker – *New books*

### 45 Nya doktorsavhandlingar – *New dissertations*

### 47 Upprop: Nya inventerare till förstärkt fågelövervakning