



# ORNIS SVECICA

**Vol 4 No 4 1994**

**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.*

## Redaktion Editorial office

### Samordnande redaktör Co-ordinating editor

Sören Svensson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund

### Redaktörer Editors

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

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

Mikael Hake, Grimsö Forskningsstation, 770 31 Riddarhyttan  
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 den samordnande redaktören. 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 coordinating editor. 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 1995 kostar 295:- (150:- för medlem under 21 år). Avgiften för person boende utanför Sverige är 375:- resp. 225:-. Separat prenumeration på ORNIS SVECICA kostar 230:- (utanför Sverige 310:-).

*ORNIS SVECICA will be distributed free of charge to all full members, who will also receive the journal Vår Fågelvärld. Membership for 1995 is 375 SEK (225 SEK for persons younger than 21 years) to addresses abroad and 295 SEK (150 SEK) within Sweden. Separate subscription to ORNIS SVECICA is 310 SEK abroad, 230 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, Box 14219, S-104 40 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.



## Bivråkens *Pernis apivorus* boplatsval

MARTIN AMCOFF, MARTIN TJERNBERG & ÅKE BERG

---

### Abstract

At 30 Honey Buzzard nests in southwest Uppland (59°45'N) data were collected concerning different parameters of the forest (tree species composition, age, density, site quality class, silviculture, history etc.). These data were compared with the same parameters collected from a random sample of 32 spots in forests from the same area. The results show that the Honey Buzzard *Pernis apivorus* preferred to nest in diversified forest with high site quality class, and the preferred forests were often neglected concerning forestry measures and were also often affected by earlier wood-pasturage. Old forests with a high proportion of deciduous

trees and with a high mixture of tree species were preferred, while no nests were found in pine forest despite this forest type being the most common in the study area. The nests of Honey Buzzard were not randomly situated in the landscape but tended to be congregated along lakes, where also the highest site quality class forests were found.

*Martin Amcoff, Hollandsresan 198, 757 55 Uppsala, Sweden*

*Martin Tjernberg, Åke Berg, SLU, Inst.f. viltekologi, Box 7002, 750 07 Uppsala, Sweden*

---

Received 17 January 1994, Accepted 30 August 1994, Edited by H. Smith

### Inledning

Det svenska landskapet har genomgått stora förändringar under 1900-talet. Betydande arealer jordbruksmark har lagts ner och till stor del ersatts av skog samtidigt som stora arealer ängs- och hagmarker har ersatts av intensivt brukade åkrar (Gerell 1988). Det fram till första hälften av 1900-talet mycket utbredda skogsbetet har idag så gott som helt upphört (Wahlgren 1914, Ehnström & Waldén 1986, Gerell 1988, Andersson m.fl. 1993). Införandet av kalhyggesbruk samt den snabba tekniska utvecklingen inom skogsbruket under andra hälften av detta århundrade har kraftigt påverkat skogslandskapet (Skogsstyrelsen 1974, Ahlén 1977). Svenskt skogsbruk är tekniskt och ekonomiskt bland det mest utvecklade i världen och 95% av skogsarealen nyttjas för skogsbruk (Gamlin 1988). En allt större del av skogsmarksarealen utgörs idag av planterade monokulturer av barrträd. Dessa skogar är vanligen välslutna och avverkas så snart de nått ekonomiskt "mogen" ålder.

Flera undersökningar har visat att modernt skogsbruk påverkar många fågelarter negativt, t.ex. när naturskogar avverkas (för översikt se Hansson 1992). I Småland var totala antalet fågelindivider tre gånger

högre per ytenhet i naturskog än i produktionsskog och i en granplantering var tätheten endast 1/9 av tätheten i naturskogen. Även antalet fågelarter var högre i naturskogen (Nilsson 1979a). Det är ett välkänt faktum att produktiva (bördiga) skogar håller högre tätheter av häckande fåglar än fattiga skogar (Palmgren 1930). Lövträdsrika skogar är i allmänhet mer produktiva än barrskogar och håller följaktligen högre tätheter av häckande fågelarter, vilket förefaller ha ett samband i första hand med andelen död ved, men även med typ av undervegetation, antalet trädarter och den vertikala skiktningen i skogen (Nilsson 1979b). Även biotopfragmentering är av stor betydelse för artdiversitet och täthet av fåglar och insekter. Kantzoner innehåller således ofta högre tätheter av tättingar än områden längre in i skogen, troligen beroende på bättre födosöksbetingelser (Hansson 1983, Helle 1984). Många insektsarter påträffas i betydligt högre tätheter i kantzona av skogen än längre in i skogen beroende på skillnader i solljusexponering (Helle 1984). Skogsfragmenteringen påverkar i första hand generalisterna bland småfåglarna som ökar i antal med ökad fragmentering (Haila et al. 1989), medan många

skogslevande stannfåglar, framför allt de arter som är specialiserade i sitt födoval, minskar i antal med ökad fragmentering (Väisänen et al. 1986, Virkkala 1990, 1991, Angelstam 1992).

Bivråken *Pernis apivorus* är en lite studerad art trots att den är relativt allmän i Europa. Arten är skogslevande och nyttjar skogsmark samt kantzoner till jordbruksmark (bl.a. hag- och ängsmark) för sitt födosök. Födan utgörs av skogslevande tättingar och grodor under den inledande delen av häcknings-säsongen medan den under högsommaren – hösten huvudsakligen består av samhällslevande getingar (Tjernberg, opublicerat). I Sverige har bivråken med största sannolikhet minskat sedan 1960-talet. De standardiserade flyttfågelräkningar som bedrivs på höstarna vid Falsterbo i Skåne visade en signifikant minskning av antalet flyttande bivråkar under perioden 1973–1992 (Roos 1991, Tjernberg & Rytman 1994). Även överlevnadsberäkningar grundade på återfynd av ringmärkta boungar indikerar att arten är på tillbakagång (Tjernberg & Rytman 1994). Orsakerna till bivråkens negativa populationstrend är ej kända. Tänkbara orsaker är jakt under flyttningen genom Europa och Afrika och någon form av miljöförändring i häcknings- och/eller övervintringsområdena. Beträffande det senare alternativet kan ändrat markutnyttjande inom jord- och skogsbruk, inte minst inom häckningsområdena, ha påverkat artens numerär negativt.

Målet med denna undersökning har varit att försöka klarlägga vilken typ av skog som bivråken föredrar att häcka i. Med kännedom om detta kan slutsatser dras om vilka hänsynstaganden inom jord- och skogsbruksnäringarna som bör gynna artens framtid i landet. I uppsatsen diskuteras även vad som kan tänkas vara den direkta orsaken till bivråkens val av boplats – skogens utseende eller födotillgången i utvalda skogar.

## Metoder

### Undersökningsområde

Undersökningsområdet (197 km<sup>2</sup>) är beläget vid Mälaren i sydvästra Uppland. Landarealen är 168 km<sup>2</sup>, varav skogsmark upptar 58 km<sup>2</sup> och öppen mark (huvudsakligen åkermark) 110 km<sup>2</sup>. Skogarna är fragmenterade i 613 objekt, de flesta (53%) mycket små ( $\leq 1$  ha) och endast 10 med en areal överstigande 1 km<sup>2</sup> (största enskilda skogsområde 18,4 km<sup>2</sup>) (Fig. 1). De större skogsområdena, vilka starkt dominerar av barrträd, brukas tämligen rationellt. Vanligen följs det traditionella mönstret med slutav-

verkning, plantering, röjning, gallring o.s.v. I många bestånd, framför allt mindre skogsdungar i anslutning till jordbruksmark samt längs sjöstränder med rika våtmarker och med en stor andel lövträd, är skogsskötseln mindre intensiv. Här har ofta skogen i större eller mindre grad fått utvecklas fritt sedan skogsbete eller slätter upphört. Resultatet har blivit medelålders och äldre skogar med stor variation vad gäller trädslagssammansättning, trädhöjd, diameter och åldersfördelning. Dessa skogar hyser generellt sett ett rikt växt- och djurliv. Självgallringen är påtaglig och döda och döende träd förekommer i varierande men i förhållandevis hög utsträckning.

Inom ovan nämnda undersökningsområde intensivstuderades bivråken 1986–91, varvid stora ansträngningar gjordes för att lokalisera boplatserna. Eftersöken koncentrerades till skogsområden som, av bivråkparens beteenden att döma, troligen var bebodda. I vissa fall påträffades ej någon boplats trots intensiva sökningar. Detta inträffade i allmänhet när de misstänkta boplatserna var placerade i större sammanhängande skogar. En kvalificerad uppskattning, grundad på konstaterat antal etablerade par i förhållande till funna boplatser, indikerar att åtminstone 60–70% av samtliga bon inom området påträffades. Totala antalet etablerade bivråkspar var under de inledande åren av studien cirka 20, men minskade sedan successivt till cirka 15 1990–91 (Tjernberg, opublicerat).

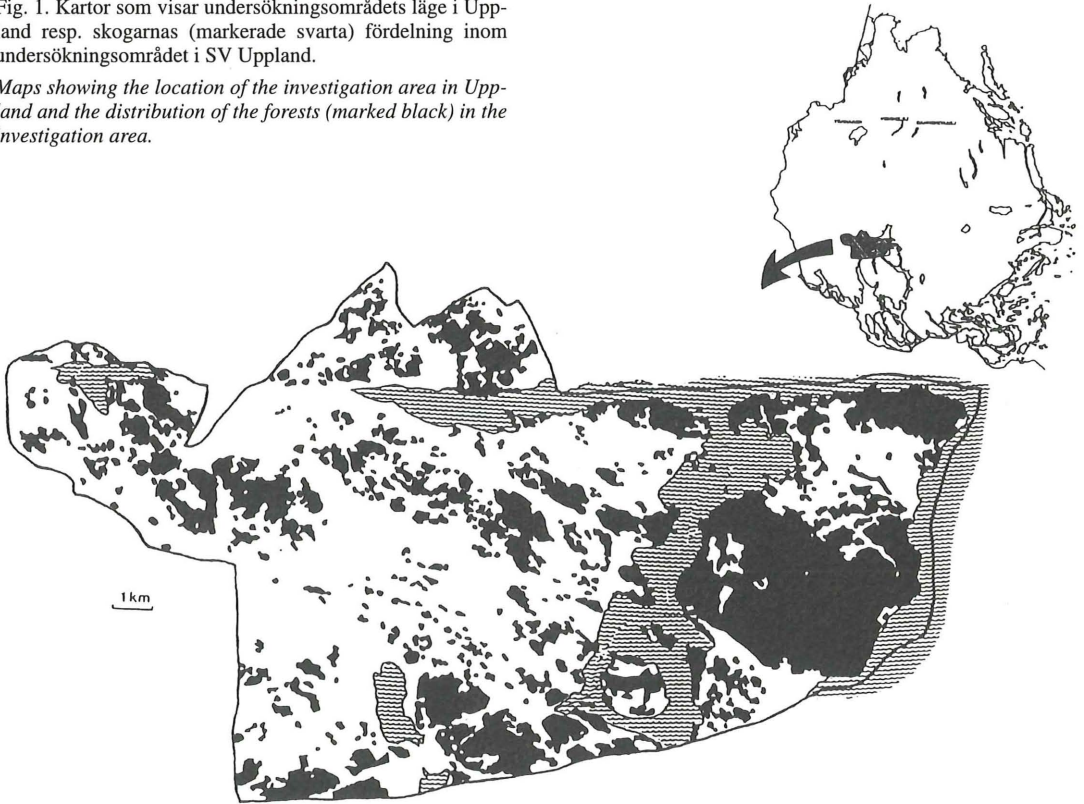
Samtliga kända bivråksbon (30) med intakta biotoper besöktes under sommaren 1991. Ytterligare sju bon var kända inom undersökningsområdet tidigare under 1980-talet, men biotoperna vid dessa var vid undersökningstillfället förstörda av skogliga åtgärder. För varje bo insamlades ett antal uppgifter om boets placering samt om beskaffenheten hos kringliggande skog och mark. Inom undersökningsområdet slumpades dessutom 32 ytor ut i skogsmark (koordinaterna för ytornas mittpunkt slumpmässigt valda med en noggrannhet av  $\pm 25$  m). Som slumpyta räknades trädbevuxen mark där medelhöjden på träden var minst 10 meter och krontäckningen minst 50%. I dessa ytor insamlades motsvarande uppgifter som vid boytorna. Slumpytorna gjorde det möjligt att analysera och utvärdera bivråkens biotopmässiga krav på boplatserna i relation till "normalskogen" i området.

Uppgifter avseende boets placering samt beskaffenheten hos kringliggande skog och mark insamlades vid ytterligare nio bivråksbon i norra Uppland, belägna vid Tännaren (7), Vendelsjön (1) och Danne-morasjön (1). Dessa bon ingick inte i jämförelsen med slumpytor.



Fig. 1. Kartor som visar undersökningsområdets läge i Uppland resp. skogarnas (markerade svarta) fördelning inom undersökningsområdet i SV Uppland.

Maps showing the location of the investigation area in Uppland and the distribution of the forests (marked black) in the investigation area.



### Statistik

Eftersom ett relativt stort antal parametrar studerades och vissa av dessa samvarierade analyserades också materialet med multivariata metoder. För detta ändamål (förekomst/ icke förekomst av bo) användes en stegvis logistisk regressionsmodell (se Hosmer & Lemeshow 1989) som lämpar sig för jämförelser mellan två kategorier. Samtliga landskapsparametrar, skogsparametrar (utom volymen tall) och de parametrar som beskriver markförhållanden användes i det multivariata testet. Volymen tall togs ej med eftersom tallskogar undveks av bivråken och vi eftersträvade en modell som beskrev de egenskaper hos boplatsen som bivråken föredrog (ej vad den undvek). Den parameter som förklarade mest av variationen mellan boplatser och slumptytor togs in först i modellen (forward selection). P-värdet för att en variabel skulle tas in i modellen sattes till 0,05.

### Insamlade data

Följande data insamlades vid boplats- och slumptytor:

*Areal på utnyttjade skogar.* Arealen på samtliga skogar inom undersökningsområdet i sydvästra Uppland mättes med digitaliseringsbord på kartor i skala 1:25 000. Vid analysen utnyttjades kunskapen om samtliga påträffade bivråksbon (37) inom området under 1980-talet t.o.m. 1991.

*Avstånd till vatten, åker/ängsmark samt till väg.* Avståndet i meter från boträdet respektive slumptytans fingerade boträd till närmaste sjö eller vattendrag med permanent öppen vattenyta, till närmaste åker/ängsmark resp. till närmaste med bil körbara väg, mättes i fält eller vid längre avstånd på karta.

*Historik.* Skogen vid bo- och slumptyorna indelades i två kategorier utifrån tidigare markanvändning: 1) Tidigare betad mark eller äng med mer eller mindre naturlig skogssuccession sedan bete respek-



tive slätter upphört, 2) skogsmark utan tydlig påverkan av före detta bete eller slätter.

**Skogsskötsel.** Skogen på boytorna och slumpytorna indelades i två kategorier utifrån nuvarande skogsskötsel: 1) Skogsbruk där skogsskötseln är mindre intensiv, t.ex. med påtaglig självgallring, överårig skog etc. 2) Aktivt skogsbruk där skogen sköts ungefär utifrån skogsvårdslagens regler och intentioner (Skogsstyrelsen 1987).

**Virkesförråd.** På samtliga bo- och slumpytor bestämdes grundytan med relaskop varvid de olika trädarterna skildes ut (för metod se Karlsson & Westman 1987). De mycket sparsamt förekommande arterna rönn, oxel m.fl. sammanfördes vid de slutliga beräkningarna till gruppen triviallövträd. Grundtyevägd medelhöjd mättes för de olika trädslagen och därefter kunde virkesförrådet i skogskubikmeter per hektar ( $m^3/ha$ ) beräknas för de förekommande trädslagen. Grundytan mättes dels direkt vid boträdet, dels på ytterligare fyra mätytor utlagda 50–75 från boträdet i olika riktningar. Detta innebär att en areal på i allmänhet 2–3 ha kring boet resp. slumpytans centrum beskrevs.

**Stamantal.** Samtliga träd med en stamdiameter  $\geq 10$  cm i brösthöjd (1,3 m ovan marken), fördelade på tall, gran och lövträd, räknades på cirkelytor med arean  $200 m^2$ . Mätytorna (5 per provyta) var desamma som vid bestämningen av grundytan/virkesförrådet.

**Slutenhet.** Trädskronornas täckningsgrad (slutenhet) uppskattades på provytorna (samma mätytor som vid grundtybestämningen) och klassificerades i en tiogradig skala (0–100%).

**Ålder.** Beståndets totalålder uppskattades som grundtyevägd totalålder, vilket innebär att de medelgrova trädens ålder representerar beståndets ålder (för metod, se Karlsson & Westman 1987). Den grundtyevägd åldern indelas i fem klasser I–V, där klass I representerar 0–19 år, klass II 20–40 år o.s.v.

**Markfuktighet.** Marken indelades i markfuktighetsklasserna blöt, fuktig, frisk respektive torr mark (för definition, se Hägglund & Lundmark 1984).

**Bonitet.** För att erhålla ett mått på markens bördighet och förmåga att producera virke (bonitet) användes skogshögskolans boniteringssystem (Hägglund & Lundmark 1984). Denna innebär att marken klassificeras utifrån markvegetationen varvid ett mått på markens bördighet erhålls. Följande markvegetationsklasser, vilka är ordnade efter ökande bördighet, förekom på provytorna; 1) lavrik mark (förekom endast på en provyta), 2) blåbärstyp, 3) smalbladig grästyp, 4) bredbladig grästyp, 5) mark utan fältskikt, 6) lågört och 7) högört.

**Boträd.** Botrådets art, höjd och stamdiameter i brösthöjd noterades. På slumpytorna utsågs slumpmässigt ett träd (stamdiameter  $\geq 15$  cm, trädhöjd  $\geq 10$  m) vilket fick motsvara boträdet och samma uppgifter noterades för detta träd. På boytorna mättes boets höjd över markytan, i vilket väderstreck det låg samt om det var placerat på grenar invid stammen, i en klyka eller om det låg ute i grenverket.

## Resultat

Från undersökningen i sydvästra Uppland, där miljön kring bivårksbon kunde jämföras med miljön vid slumpytor, framgår det att bivårken prefererade vissa skogstyper. Även om variationen i boplatsval var stor visar resultaten statistiskt signifikanta skillnader för många variabler mellan boplatsytorna och slumpytorna.

### Enfaktorstester

#### Landskapsparametrar

Inom undersökningsområdet har bivårksbon påträffats i totalt 29 skogsområden med arealer från 0,5 ha och uppåt (Tabell 1). Boplatsytorna låg signifikant

Tabell 1. Antal skogsområden i olika arealklasser, total skogsareal inom resp. arealklass samt antalet (andelen) skogar inom resp. arealklass som innehöll minst ett bivårksbo i undersökningsområdet i sydvästra Uppland.

*Distribution of forests in the study area (south-west Uppland) into different area-classes, total area of each area-class and the number (proportion) of forests in each respective area-class containing at least one Honey Buzzard nest.*

Arealklass (ha)	Antal skogar	Total areal (km <sup>2</sup> )	Antal skogar med bon (%)
Area-class (ha)	Number of forests	Total area (km <sup>2</sup> )	No. of forests with at least one nest (%)
0–	1	327	1 (0,3)
1–	2	93	2 (2,1)
2–	5	82	2 (2,4)
5–	10	39	3 (7,7)
10–	25	38	9 (23,7)
25–	50	18	4 (22,2)
50–100	6	4,29	1 (16,7)
100–500	9	15,27	6 (66,7)
$\geq 500$	1	18,38	1 (100,0)

närmare öppet vatten än slumptyorna (Tabell 2). En tredjedel av bona låg i vad som kan betecknas som strandskog, maximalt 50 m från öppet vatten. Bonas placering i förhållande till åker-/ängsmark samt till körbar väg avvek ej statistisk från slumptyornas (Tabell 2). Några bon låg mycket nära trafikerade vägar, t.ex. låg ett bo endast 15 m från en hårt trafikerad större riksväg.

#### Historik och skogsskötsel

Bedömningen av den nuvarande skogens historik

visade att i 70% av boytorna hade skog uppkommit sedan ängs- och åkerbruk upphört, eller också var skogen tydligt påverkad av tidigare skogsbete. Skillnaden mot slumptyorna var signifikant ( $\chi^2 = 7,9$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,01$ ) och endast 34% av dessa visade tecken på motsvarande beståndshistorik. Statistisk signifikant skillnad rådde mellan boplatsytor och slumptytor också vad gäller skogsskötselns intensitet. Skogsskötseln bedömdes som aktiv på 27% av boytorna medan 62% av slumptyorna bedömdes aktivt brukade ( $\chi^2 = 8,0$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,01$ ).

Tabell 2. A) Avstånd (m)  $\pm$  (S.D.) från boplatser (n = 30) och slumplatser (n = 32) till vatten, åkermark och vägar. G-värden från logistisk regression (df = 1). B) Kubikmeter  $\pm$  (s.d.) av olika trädslag i boplatsytor (n = 30) och slumptytor (n = 32). G-värden från logistisk regression (df = 1). C) Antal trädarter, krontäckning (proportion), ålder (klass 1–5) och bonitet (skala 1–7) vid boplatser (n = 30) och vid slumplatser (n = 32). G-värden från logistisk regression (df = 1).

A) Distance (m)  $\pm$  (S.D.) from nest (n = 30) and from randomly chosen points in forests (n = 32) to water, arable land and road. B)  $m^3 \pm$  (S.D.) of different tree species in forests with Honey Buzzard nests (n = 30) and at randomly chosen points in forests (n = 32), respectively. C) Number of tree species, crown-density (proportion), age-class (5 classes) and site quality class (scale 1–5) in forests with Honey Buzzard nests (n = 30) and at randomly chosen points in forests (n = 32), respectively. G-values from logistic regression (df = 1) in all cases.

Parameter <i>Parameter</i>	Boplatser <i>Nesting place</i>	Slumplats <i>Random place</i>	G-värde <i>G-value</i>	P-värde <i>P-value</i>
A) Avstånd till vatten <i>Distance to water</i>	604 $\pm$ 816	1295 $\pm$ 1100	7,9	<0,01
Avstånd till åker <i>Distance to arable land</i>	167 $\pm$ 160	226 $\pm$ 252	1,3	>0,2
Avstånd till väg <i>Distance to road</i>	217 $\pm$ 163	285 $\pm$ 235	1,9	>0,1
B) m <sup>3</sup> tall <i>(pine)</i>	19,2 $\pm$ 32,4	78,1 $\pm$ 66,8	18,2	<0,001
m <sup>3</sup> gran <i>(spruce)</i>	113,9 $\pm$ 101,3	73,4 $\pm$ 63,6	3,6	>0,05
m <sup>3</sup> ädellöv <i>(southern deciduous)</i>	36,8 $\pm$ 62,4	3,2 $\pm$ 12,3	12,9	<0,001
m <sup>3</sup> triviallöv <i>(other deciduous)</i>	42,4 $\pm$ 44,2	22,2 $\pm$ 57,1	2,6	>0,1
m <sup>3</sup> löv totalt <i>(tot. deciduous)</i>	79,2 $\pm$ 71,9	25,4 $\pm$ 62,0	10,3	<0,01
m <sup>3</sup> totalt <i>(total)</i>	212,4 $\pm$ 67,1	176,9 $\pm$ 71,9	4,0	<0,05
C) Antal trädarter <i>(no. of tree-species)</i>	5,0 $\pm$ 2,4	3,0 $\pm$ 1,4	15,6	<0,001
Krontäckning <i>(crown-density)</i>	0,80 $\pm$ 0,10	0,79 $\pm$ 0,09	0,4	>0,3
Åldersklass <i>(age-class)</i>	4,0 $\pm$ 0,9	3,2 $\pm$ 1,0	9,1	<0,001
Bonitet <i>(site quality class)</i>	5,6 $\pm$ 1,6	4,1 $\pm$ 1,8	10,9	<0,001



## Skogstyper och markförhållanden

Vid de statistiska beräkningarna av skogsvolymer jämfördes  $m^3$  tall *Pinus silvestris*,  $m^3$  gran *Picea abies*,  $m^3$  trivallöv (huvudsakligen björk *Betula* spp., al *Alnus* spp. och asp *Populus tremula*),  $m^3$  ädellöv samt  $m^3$  totalt. De beräknade trädvolymer avser  $m^3$  per hektar. Det totala virkesförrådet var signifikant högre på boplatsytorna än på slumpytorna (Tabell 2). Det totala stamantalet per ha skilde sig dock inte mellan boplatser ( $542,3 \pm 183,8$ ) och slumpplatser ( $621,5 \pm 301,3$ , logistisk regression,  $G = 1,5$ ,  $p > 0,2$ ). Trädens genomsnittliga stamvolym (totalvolym/stamantal =  $m^3$ /träd) skilde inte heller mellan boplatserna ( $0,42 \pm 0,20$ ) och slumpplatserna ( $0,34 \pm 0,19$ ,  $G = 2,9$ ,  $p > 0,05$ ), även om det fanns en tendens till att träden var grövre på boplatserna.

På boplatsytorna fanns i medeltal en signifikant mindre volym tall än i slumpytorna (Tabell 2), vilket berodde på att tall saknades på 50% av boplatsytorna men endast på 14% av slumpytorna. Beträffande volymen gran erhöles en tendens till större volym gran på boplatsytorna jämfört med slumpytorna, men skillnaden var ej signifikant (Tabell 2). Gran saknades på 17% av boplatsytorna och på 6% av slumpytorna. Volymen trivallöv visade inte någon statistiskt säkerställd skillnad mellan boplatsytorna och slumpytorna även om den i medeltal var nästan dubbelt så stor på boplatsytorna som på slumpytorna (Tabell 2). Trivallöv förekom på 93% av boplatsytorna jämfört med 66% av slumpytorna. Al förekom på 27% av boplatsytorna och på 6% av slumpytorna. Motsvarande värden för björk var 73% resp. 56% och för asp 33% resp. 16%. På boplatsytorna var volymen ädellöv (i detta fall ek *Quercus robur*, ask *Fraxinus excelsior*, lind *Tilia cordata*, lönn *Acer platanoides* och alm *Ulmus glabra*) signifikant högre än i slumpytorna (Tabell 2). De olika arterna av ädellövträd förekom på följande andelar av boplatsytorna; ek 47%, ask 43%, lind 30%, lönn 17% och alm 13%. På slumpytorna förekom ädellövträd endast undantagsvis och lind och lönn saknades helt. Avseende den totala volymen lövskog (trivallöv + ädellöv) innehöll boplatsytorna i genomsnitt tre gånger större volym än slumpytorna (Tabell 2). Endast två av boytorna saknade lövträd medan elva av slumpytorna saknade lövträd.

Även andra parametrar skilde sig mellan boplatser och slumpytor. Antalet trädarter på boplatsytorna var signifikant fler än i slumpytorna (Tabell 2). Variationen var stor i boplatsytorna, från rena granbestånd till ädellövskogar med upp till 10 trädarter. Skogen på boplatsytorna var också signifikant äldre än skogen på slumpytorna (Tabell 2). Den yngsta

skogen bivråken häckade i var en jämnårig cirka 45-årig granskog. Bivråksbona låg placerade i skogsområden med signifikant högre bonitet än på slumpytorna (Tabell 2). Den högsta bonitetsklassen, högört, noterades på 53% av boplatsytorna medan endast 16% av slumpytorna klassades som högört. Däremot fanns ej någon skillnad i krontäckning mellan boplatsytor och slumpytor (Tabell 2) och i nästan samtliga fall, på både boplatsytor och slumpytor, klassificerades marken som frisk. Ett av boträden, en al, växte på blöt mark.

## Val av boträd och placering av bo

Det vanligaste boträdet var gran – 19 (63%) av 30 bon var placerade i granar. Övriga bon låg i klibbal (3), ek (3), björk (2), lind (2) och lönn (1). Till boträd valdes ofta ett grovt och välväxt träd. Boträdets stamdiameter i brösthöjd var i medeltal ( $\pm$  S.D.)  $43,3 \pm 16,4$  cm jämfört med  $24,6 \pm 8,5$  cm på slumpmässigt valt träd i slumpytorna (logistisk regression,  $G = 142,7$ ,  $p < 0,001$ ). Det klenaste boträdet, en gran med stamdiameter 20 cm i brösthöjd, påträffades i en tät, planterad granskog. Det grövsta boträdet var en lind med 83 cm i stamdiameter. Boträdets höjd var i medeltal  $21,9 \pm 3,0$  m (från 16,3 m till 28,2 m), vilket var signifikant högre än de slumpvis utvalda träden som var  $16,8 \pm 4,4$  m (logistisk regression,  $G = 24,6$ ,  $p < 0,001$ ).

Boet placerades i genomsnitt på 12,8 m höjd (7,5–18,3 m) och i genomsnitt 9,2 m under trädets topp (5,4–13,1 m). Vanligtvis byggdes boet på grenar invid stammen (20 bon). Samtliga bon i granar och ett i ek var placerade på detta sätt. Sju bon var placerade i grövre grenklykor och tre bon var byggda ute på sidogrenar. Bivråkens bon är vanligtvis väl gömda i trädkronorna och är ofta mycket svåra att upptäcka. Bivråken föredrog att placera boet på södra sidan av stammen. Av 25 bon i undersökningsområdet var 18 (72%) placerade i kronans södra del, i riktning mellan sydost och sydväst.

## Flerfaktorstest

Den första variabeln som togs upp i modellen var antalet trädarter, den andra  $m^3$  gran och den tredje och sista  $m^3$  ädellövskog (Tabell 3). Tillsammans förklarade dessa tre parametrar 45,4% av skillnaden mellan boplatser och slumpytor. Både antal trädarter och  $m^3$  ädellövskog var starkt korrelerade till boniteten i dessa områden (Spearman rank korrelation,  $r_s = 0,64$ ,  $p < 0,001$  respektive  $r_s = 0,46$ ,  $p < 0,001$ ). Antal trädarter och  $m^3$  ädellövskog var också positivt korrelerade till skogens ålder (Spearman rank korrela-



Tabell 3. Koefficienter, G- och P-värden för den logistiska regressionsmodellen, vilken förklarar skillnaden mellan boplatser och slumptytor. De parametrar som förklarade mest av variationen (P-värde  $\leq 0,05$ ) ingår i tabellen (se text under Resultat).

*Coefficients, G- and P-values for the stepwise logistic regression model, that explains the difference between forests at Honey Buzzard nests and at random sites. Those parameters which explained most of the difference (P-value  $\leq 0.05$ ) are listed (see Result).*

Parameter	Koefficient	S.E.	G-värde	P-värde
Konstant <i>constant</i>	-5,908	1,632	3,62	<0,001
Antal arter <i>No. of species</i>	0,790	0,284	2,78	<0,01
Kubikmeter gran <i>m<sup>3</sup> spruce</i>	0,211	0,061	3,46	<0,001
Kubikmeter ädellöv <i>m<sup>3</sup> southern deciduous</i>	0,738	0,304	2,43	<0,01

tion,  $r_s = 0,26$ ,  $p < 0,05$  och  $r_s = 0,39$ ,  $p < 0,01$ ). Detta indikerar att bivråken föredrog bördiga områden med inslag av olika lövträdsarter i skogar av relativt hög ålder. Antal trädarter och  $m^3$  ädellövskog var negativt korrelerat till avståndet till vatten (Spearman rank korrelation,  $r_s = -0,52$ ,  $p < 0,001$  och  $r_s = -0,56$ ,  $p < 0,001$ ) vilket påvisar att de prefererade skogstyperna ofta var av strandskogstyp. Volymen granskog var positivt korrelerad till totalvolymen skog (Spearman rank korrelation,  $r_s = 0,54$ ,  $p < 0,001$ ), som var högre i boplatstorna än i slumptytorna (Tabell 2), samt till trädens medelvolym (Spearman rank korrelation,  $r_s = 0,27$ ,  $p < 0,05$ ). Bivråken tycks således ha en viss preferens för att placera sina bon i skogar med ett relativt stort inslag av grov gran.

#### *Bivråksbon i norra Uppland*

Vid en jämförelse av miljön vid boplatserna i undersökningsområdet i sydvästra Uppland med boplatser ( $n = 9$ ) i norra Uppland fann vi att de flesta av de studerade variablerna (utom avståndet till vatten) visade stor samstämmighet (t-test alla  $p > 0,05$ ). Bivråksbona i norra Uppland var emellertid belägna signifikant närmare vatten (249 m) än de i södra Uppland (604 m,  $t = 2,2$ ,  $p < 0,05$ ).

## Diskussion

### *Boplatsernas fördelning i landskapet*

Skogsarealen är av allt att döma av underordnad betydelse för bivråkens boplatssval eftersom bon även fanns i mindre skogsområden. Med stor sanno-

likhet är det andra faktorer än arealen som bestämmer var bivråken placerar sitt bo (se nedan).

Bivråksbona är enligt föreliggande undersökning ej slumpmässigt spridda i landskapet utan koncentrerade till sjöar och vattendrag, vilket även har konstaterats i Danmark (Jørgensen 1989). Bon i blandskog låg i medeltal 360 m från öppet vatten och bon i lövskog 202 m från öppet vatten. Runt sjöarna fanns rikligt med högproduktiva och låglänta marker med större andel lövskog än i övriga delar av undersökningsområdet. Många av dessa "strandnära" skogar har antagit eller är på väg att anta naturskogskaraktär. Ansamlingen av bivråksbon kring sjöar sammanföll således i stora drag med tillgången på lövskogsdominerade och mycket bördiga skogar. För bon i granskog (40% av 30 boplatser) var emellertid medelavståndet till öppet vatten 1 088 m, vilket ligger nära medelavståndet för samtliga slumptytor som var 1 295 m. Även när det gäller häckningar i granskog så var det emellertid i första hand de mer bördiga granskogstyperna som prefererades (se nedan). Att medelavståndet till öppet vatten blev så stort för bon i granskog kan förklaras av att gransko- gar är vanligt förekommande i undersökningsområdet samt relativt jämnt spridda över hela landskapet.

### *Skogs- och jordbruk*

Studierna av beståndshistoriken i sydvästra Uppland visade att en stor andel av boplatstorna tidigare har varit påverkade av skogsbyte eller så har skogarna uppkommit på f.d. öppen slätter- eller betesmark. Dessutom var skogsskötseln i allmänhet mindre intensiv på boplatstorna. Detta innebär i



Bivråken bygger insynsskyddat i grova, välväxta träd, främst gran men också olika lövträd. Asp och ask undviks eftersom dessa inte är lövade när bivråken anländer i slutet av maj. Boträdet är nästan dubbelt så grovt som genomsnittet i skogen runt om. Ovan t. v.: Hane på bo, Hjälstaviken, 7 juli 1988. Ovan: Bongar, 17 och 12 dagar gamla, Kårsön, 23 juli 1987. T. v.: Nästan flygg unge, Österkvarn, 24 augusti.

*Above left: Male on nest, 7 July 1988. Above: Nestlings, 17 and 12 days old, 23 July 1987. Left: Almost fledged nestling, 24 August.*

praktiken att skogarna på boplatstyperna genomsnittligt var mer variationsrika med fler träddarter och att de hade större variation i ålder, trädhöjd och stamdiameter än "normalskogen". Bördiga marker nära vatten, igenväxande f.d. ängs- eller betesmarker samt låg skogsskötselintensitet verkar vara faktorer som är viktiga vid bivråkens val av boplatstyp. De skogar som utvecklas under dessa förutsättningar innehåller ofta en stor andel lövträd och de har vanligen ett mycket rikt växt- och djurliv jämfört med intensivt skötta skogar (se bl.a. Ehnström & Waldén 1986).

#### *Skogens sammansättning och struktur*

Studien visade visserligen att ett stort antal skilda skogsbiotoper kunde utnyttjas som häckningsplats för bivråken, men samtidigt kunde konstateras att ett flertal variabler i fråga om skogstyp och markförhållanden vid boplatstyperna var starkt avvikande från "normalskogens" i undersökningsområdet. En utvärdering av de utförda statistiska analyserna pekar på att bivråken generellt sett föredrog att bosätta sig

i bördiga skogsområden med hög trädartsdiversitet och i allmänhet stor andel lövträd av relativt hög ålder.

Man kan dela in de skogsbiotoper som förekommer i undersökningsområdet i fyra huvudgrupper utifrån trädslagsfördelningen baserad på volymbekräkningarna, nämligen gran-, tall-, löv- och blandskog. Med granskog avses då skog där gran utgör  $\geq 70\%$ , tallskog utgörs av  $\geq 70\%$  tall, lövskog utgörs av  $\geq 70\%$  lövträd och blandskog är övrig skog där inget trädslag dominerar. Av undersökningen framgår det då mycket tydligt att bivråken företrädesvis placerade sina bon i lövskog i förhållande till utbudet av olika typer av skogar i sydvästra Uppland (Fig. 2) – 30% av bona var placerade i lövskog medan lövskog endast fanns på 9% av slumpytorna. Granskogen utnyttjades i något högre utsträckning som boplatstyp än tillgängligt utbud enligt resultatet från slumpytorna (40% resp. 25%), medan utnyttjandet av blandskogen motsvarade utbudet (30% resp. 31%). Inget av de studerade bona låg i tallskog, vilket visar att bivråken undviker att häcka i denna skogstyp. Resultaten från norra Uppland visade sam-



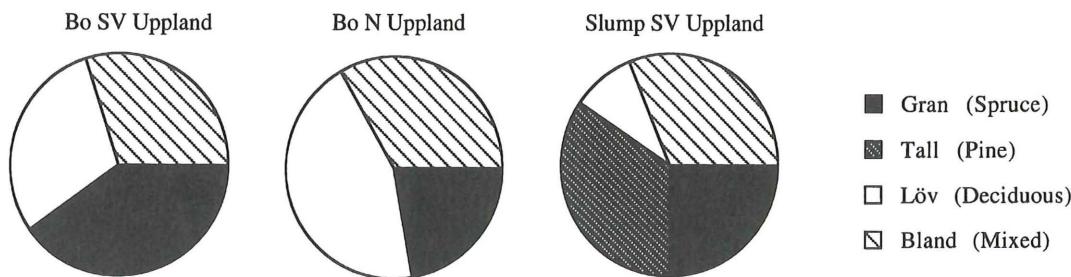


Fig. 2. Fördelningen av granskog, tallskog, lövskog och blandskog vid boplatstytorna i sydvästra Uppland, boplatstytorna i norra Uppland samt på slumpytorna i sydvästra Uppland. (Granskog = skog innehållande  $\geq 70\%$  gran, tallskog = skog innehållande  $\geq 70\%$  tall, lövskog = skog innehållande  $\geq 70\%$  lövträd samt blandskog = skog där inget trädslag dominerar. Trädslagsfördelningen baseras på volymbereäkningar.)

*The distribution of spruce, pine, deciduous and mixed forest at places with Honey Buzzard nests in southwest Uppland, at Honey Buzzard nests in northern Uppland, and at randomly chosen points in forests in southwest Uppland, respectively. (Spruce-forest = forest with  $\geq 70\%$  spruce, pine-forest = forest with  $\geq 70\%$  pine, deciduous forest = forest with  $\geq 70\%$  deciduous trees and mixed forest = forests where no tree species is dominant).*

ma tendens till val av skogstyp som i sydvästra Uppland.

Lövskogen, den skogstyp som bivråken prefererade i första hand, växer på de bördigaste markerna medan tallskog, som undviks helt, växer på de fattigare markerna. Boytorna i lövskog erhöi den högsta markvegetationsklassen (höögört = 7). De skogstyper som bivråken visade endast svag eller ingen alls preferens för – gran- och blandskog – hade klart lägre bonitetsvärden än lövskogen (granskog 4,7, blandskog 5,4). För tallskog saknas värden på markvegetationsklass eftersom inga bon låg i denna skogstyp, men på slumpytorna erhöi tallskog medelvärdet 3,7. Det förefaller även som om bivråken väljer att häcka i de näringsrikaste markerna *inom* varje skogstyp eftersom medelvärdet på markvegetationsklassen för resp. skogstyp (löv-, gran- och blandskog) låg ungefär en klass lägre på slumpytorna än på boytorna. En generell slutsats blir därför att bivråken föredrar att häcka i de skogar som växer på de bördigaste markerna, vilket även Nilsson (1981) konstaterade. I Norrland, där lövskogar är ovanliga jämfört med förhållandena i Götaland och Svealand, medför detta att bivråken i stor utsträckning borde vara hänvisad till att häcka i bördiga granskogar. Detta antagande stämmer väl överens med förhållandet i Västerbotten, där majoriteten av bona påträffas i gamla granskogar som växer på högbonitetsmarker och där det i allmänhet finns ett visst inslag av björk eller asp (Ove Stefansson, muntligt). Markens innehåll av tillgängliga näringsämnen styr i hög grad vilken skog som kommer att utvecklas.

Det är dock knappast bördigheten i sig som påverkar boplatvalet utan det är snarare så att på bördiga marker utvecklas ofta mer varierande skogar. Dessa skogar innehåller fler trädslag och har i allmänhet ett rikare växt- och djurliv vilket sannolikt gynnar bivråken.

Det fanns ingenting i undersökningen från Uppland som tydde på att slutenheten skulle ha någon större betydelse vid valet av boplat. Skogens slutenhet varierade starkt från öppna, luftiga skogar (lägst 52% slutenhet) till mycket täta skogar med som mest 98% slutenhet. Granskogarna som utnyttjades som boplat i Uppland hade en slutenhet (0,79) som motsvarade värdet på slumpytorna (0,79) och på boplatstytorna som helhet (0,80). I de lövskogar där bon fanns var slutenheten 0,84. I Danmark förekommer bivråken i ljusa och luftiga skogar, närmare bestämt ekskogar eller blandlövskogar med bok, ek, björk och klippal, men det är också vanligt att påträffa bivråken häckande i rena bokskogar om dessa är tillräckligt genomhuggna. Däremot påträffas bivråksbon förhållandevis sällan i granbestånd eftersom dessa anses vara för slutna och mörka (Holstein 1944). Granskogar i Danmark, både planterade och självföryngrade skogar, är säkert i allmänhet betydligt tätare än i Uppland, vilket kan förklara skillnaden.

Totala volymen skog var högre på boplatstytorna (212,4 m<sup>3</sup> per ha) än på slumpytorna (176,9 m<sup>3</sup> per ha). Denna skillnad beror på att skogen i medeltal var ca 15 år äldre på boplatstytorna. Med hänsyn till de undersökta skogarnas ålder och markens bördig-



het motsvaras skillnaden i volym ungefär av 15 års tillväxt. Förmodligen är åldern på skogen en viktigare faktor än volymen för bivråkens val av boplats eftersom äldre skogar innehåller mer död ved och därmed i allmänhet högre antal tättingar (Nilsson 1979b), de senare en viktig föda för bivråken under maj och juni.

### *Boets placering*

I Uppland valde bivråken oftast att bygga boet i en gran. Av totalt 39 utnyttjade bon låg 23 (59%) i granar. Övriga boträd var ek (4), björk (4), lind (4), klibbal (3) och lönn (1). Noterbart är att inga bon påträffades i asp och ask, två trädslag som är vanliga inom undersökningsområdet. En tänkbar förklaring till detta kan vara att dessa träd ännu ej erhållit löv när bivråken anländer i senare delen av maj. Eftersom de gamla bivråkarna samt dess ägg och ungar är utsatta för en tämligen omfattande predation av bl.a. mård, duvhök och möjligen korp (Tjernberg, egna observationer), är det troligt att bivråken försöker bygga boet i tätare grenverk där det blir svårupptäckt för predatorer. Ask och asp är sena i lövsprickningen och ger mycket dåligt skydd mot insyn under häckningens inledande skede. Luftburna predatorer kan därvid lätt upptäcka bon i olövade träd. Boet kommer också att ligga så gott som helt oskyddat för väder och vind under häckningsperiodens inledning. Ytterligare tänkbara orsaker till att ask och asp undviks som boträd är att det förmodligen är svårt att få fäste för boet i dessa trädslag p.g.a. grenverkets struktur i kombination med trädens glatta bark. Mot bakgrund av detta är det inte förvånande att flertalet bon låg i granar. I dessa träd är det lätt att få fäste för boet, de ger gott insynskydd, framför allt ovanifrån, och skyddar dessutom bra mot dåligt väder.

I danska studier redovisas 79 bivråksbon vilka var fördelade på bok (55), ek (9), gran (7), klibbal (4), hästkastanj (1), lönn (1), tall (1) och lärk (1) (Jørgensen 1989, Holstein 1944). Cramp et al. 1980 anger att bivråken häckar i höga träd särskilt lövträd (såsom bok) eller barrträd (speciellt tallar), men inte sällan också i andra barrträd. Samma verk anger också att den regionala variationen är betydande. Att ovanstående källor redovisar så pass olika resultat beträffande valet av boträd är knappast förvånande med tanke på skogarnas högst varierande sammansättning i olika delar av bivråkens utbredningsområde. Att huvuddelen av bona i den danska undersökningen låg i bokar är väntat eftersom boken täcker betydande arealer i Danmark.

### *Vad styr bivråkens boplatsval?*

Vad är den direkta orsaken till bivråkens boplatsval? Är det skogens struktur i sig med tillgång på lämpliga boträd, predatorskydd etc. eller är det födotillgången som styr? Studierna av bivråd i östra Svealand (Tjernberg i manuskript samt denna undersökning) har bl.a. visat att: (1) Boet är förhållandevis litet och kan placeras i de flesta trädslag, även i relativt kläna träd. (2) Under perioden från det att bivråken anländer till häckningsplatserna i mitten till slutet av maj fram till slutet av juni/början av juli då äggen kläcks, livnär sig bivråken i stor utsträckning på ungar av skogslevande tättingar och i viss omfattning även av grodor. Under denna tid förefaller arten vara territoriell gentemot artfränder. Anledningen till detta är förmodligen att födotillgången under häckningens inledning är av stor betydelse för häckningsutfallet. Högproduktiva skogsområden är förhållandevis ovanligt förekommande i landskapet och är till ytan i allmänhet relativt små och möjliga att försvara mot andra bivråkar. (3) Under högsommaren (juli–augusti) domineras födan av sju sociala getingarters larver och puppor vilka ej funnits tillgängliga tidigare på året. Getingsamhällena finns spridda över hela landskapet, men med fläckvis betydligt tätare förekomst i insektsrika miljöer, vilka nödvändigtvis ej ligger i anslutning till bivråkarnas boplatser. Bivråken utvidgar sina jaktområden under denna årstid till att omfatta mycket stora arealer (upp till 100-tals km<sup>2</sup>) och revirstridigheter mellan bivråksparen förekommer ej, troligen bl.a. därför att det ej är ekonomiskt möjligt att försvara jaktområdena mot inkräktare. Fältstudier tyder snarare på att de olika bivråksparen drar fördel av varandra i sina eftersök på getingrika marker (Martin Tjernberg, egna iakttagelser).

Mycket tyder således på att det är födotillgången i maj–juni som bestämmer bivråkens boplatsval. Vår undersökning visar tydligt att bivråken prefererar att häcka i bördiga och variationsrika skogar. Dessa skogar har betydligt högre tätheter av tättingar än skogar på svagare marker (Palmgren 1930, Nilsson 1979a och b). Det är därför ganska naturligt att bivråken ej påträffas häckande i tallskog, vilken har jämförelsevis låga tätheter av häckande småfåglar.

### **Tack**

Tack till Sven G. Nilsson för synpunkter på en tidigare version av uppsatsen. Medel till studien har erhållits av Världsnaturfonden (WWF).

## Referenser

- Ahlén, I. 1977. *Faunavård. Om bevarande av hotade djurarter i Sverige*. Stockholm.
- Andersson, L., Appelqvist, T., Bengtsson, O., Nitare, J. & Wadstein, M. 1993. *Betespräglad, äldre bondskog från naturvårdssynpunkt*. Skogsstyrelsen, rapp. 7. Jönköping.
- Angelstam, P. 1992. Conservation of communities – the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure. – I: Hansson, L. (red.), *Ecological Principles of Nature Conservation*, sid. 9–70. Elsevier Applied Science. London.
- Cramp, S. & Simmonds, K. E. L. 1980. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. – The Birds of Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford.
- Ehnström, B. & Waldén, H. W. 1986. *Faunavård i skogsbruket*. Del 2 – Den lägre faunan. Jönköping.
- Gamlin, 1988. Sweden's factory forests. *New Scientist* No. 1597: 41–44.
- Gerell, R. 1988. Jordbrukslandskapets fågelfauna i historiskt perspektiv. I: Andersson, S. (ed.) *Fåglar i jordbrukslandskapet, Vår Fågelvärld*, Suppl. No. 12: 1–20.
- Haila, Y., Hanski, I. K. & Raivio, S. 1989. Methodology for studying the minimum habitat requirements of forest birds. *Ann. Zool. Fennici* 26:173–180.
- Hansson, L. 1983. Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in Central Sweden. *Ornis Scandinavica* 14:97–103.
- Hansson, L. 1992. Landscape Ecology of Boreal Forests. *TREE* 7 (9):299–302.
- Helle, P. 1984. Effects of habitat area on breeding bird communities in Northeastern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 21:421–425.
- Holstein, V. 1944. *Hvepsevaagen*. Köpenhamn.
- Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. 1989. *Applied logistic*. John Wiley and Sons, New York, U.S.A.
- Hägglund, B. & Lundmark, J.-E. 1984. *Handledning i bonitering med Skogshögskolans boniteringssystem del 3*. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Jørgensen, H.E. 1989. *Danmarks rovfugle – en statusoversigt*. Frederikshus.
- Karlsson, C. & Westman, S.-E. 1987. *Skogsuppskattning, skogsinventering*. Stockholm.
- Nilsson, S. G. 1979a. Effect of forest management on the breeding bird community in southern Sweden. *Biol. Conserv.* 16:135–143.
- Nilsson, S. G. 1979b. Density and species richness of some forest bird communities in south Sweden. *Oikos* 33:392–401.
- Nilsson, S. G. 1981. De svenska rovfågelbeståndens storlek. *Vår Fågelvärld* 40:249–262.
- Palmgren, P. 1930. Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Südfinnlands mit besonderer Berücksichtigung Ålands. *Acta Zool. Fenn.* 7:1–218.
- Roos, G. 1991. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1988. *Anser* 30:1–28.
- Skogsstyrelsen, 1974. *Natur och landskapsvård*. Jönköping.
- Skogsstyrelsen, 1987. *Skogsvårdslagen, handbok*. Jönköping.
- Tjernberg, M. & Rytman, H. 1994. Bivräkens *Pernis apivorus* överlevnad och beståndsutveckling i Sverige. *Ornis Svecica* 4:133–139.
- Virkkala, R. 1990. Ecology of the Siberian Tit *Parus cinctus* in relation to habitat quality: effects of forest management. *Ornis Scandinavica* 21:139–146.
- Virkkala, R. 1991. Spatial and temporal variation in bird communities and populations in north-boreal coniferous forests: a multiscale approach. *Oikos* 62:59–66.
- Väisänen, R. A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986. How are extensive human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? *Ornis Scand.* 17:282–292.
- Wahlgren, A. 1914. *Skogsskötsel. Handledning vid uppdragande, vård och förnyring av skog*. Stockholm. 2:a uppl.

## Summary

### *Nest site choice of Honey Buzzard Pernis apivorus.*

#### *Investigation area and methods*

In order to find out which parameters in forests that possibly affect the Honey Buzzard's *Pernis apivorus* choice of nest site, data were collected at 30 Honey Buzzard nests in southwest Uppland (59°45'N). Corresponding data were collected at 32 random sites in forests in the same area. The coordinates for the centre of random sites were randomly chosen with a precision of  $\pm 25$  m and only places with a mean height for trees  $\geq 10$  m and with a crown density  $\geq 50\%$  were selected. The investigated area (197 km<sup>2</sup>, of which land constitutes 168 km<sup>2</sup>) is situated in a farmland district close to Lake Mälaren, and the landscape is largely fragmented, with a total number of 613 small to medium-sized forests (Fig 1. and Table 1). Further data were collected at nine Honey Buzzard nests in northern Uppland.

The areas of all forests in the investigated area were measured by digitising topographical maps (scale 1:25 000), and when analysing this the knowledge of all Honey Buzzard nests found (37 nests) 1980–91 was used. Furthermore, at the intact nests (30) and at the random sites, respectively, data were collected concerning the following parameters; 1) distance (m) from nests and from randomly chosen points in forest to water, arable land and road, respectively, 2) history (previous wood-pasturage, i.e. cattle-grazing in the forest, or not), 3) silviculture (intensive or extensive), 4) volume (m<sup>3</sup>/ha) of pine, spruce and deciduous trees within an area of 2–3 ha; five measured areas – one at the nesting tree and the centre of a random site, respectively, and four in different directions 50–75 m from the nesting tree and the centre of the random site, respectively, 5) number of stems more than 10 cm in diameter at breast height (dbh) for pine, spruce and deciduous trees, respectively (five 200 m<sup>2</sup>-areas measured at



each Honey Buzzard nest and at each random site, respectively), 6) crown-density (%), 7) age of forest (five age-classes), 8) ground moisture (wet, moist, mesic or dry), 9) site quality class (seven classes) and, 9) tree-species, total height and diameter at breast height of nesting tree and for a randomly chosen tree ( $\geq 15$  cm dbh and more than 10 m high) at a random site, respectively. The above-mentioned data from nesting ( $n = 30$ ) and random sites ( $n = 32$ ) were tested with one-factor tests but, since several parameters covaried, also with a multivariate factor test (stepwise logistic regression-model; see Hosmer & Lemeshow 1989).

### Results

Concerning landscape parameters, Honey Buzzard nests were found in 29 forest fragments with areas of 0.5 ha and above (Table 1). The nesting-places were significantly closer to water than the random sites (Table 2). However, there were no differences between nest sites and random sites concerning distance to arable land or roads.

Concerning history, 70% of the forests at nest sites had developed from overgrown arable land or previously wood-pasturaged forests, and this was significantly different, viz. forests at random sites ( $\chi^2 = 7.9$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.01$ ). The silviculture was intensive at 27% of the nest sites while it was intensive at 62% of the random sites ( $\chi^2 = 8.0$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.01$ ).

When statistically testing volume ( $m^3/ha$ ) comparisons were made between pine *Pinus silvestris*, spruce *Picea abies*, the sum of southern deciduous trees (mainly oak *Quercus robur*, ash *Fraxinus excelsior*, elm *Ulmus glabra*, lime *Tilia cordata* and maple *Acer platanoides*), the sum of other deciduous trees (mainly birch *Betula* spp., alder *Alnus* spp. and aspen *Populus tremula*), and the total volume of all trees. The total number of stems/ha and mean stem volume was the same at the nest sites and at the randomly chosen forest sites, even if there was a tendency for thicker stems at the nesting places. At the nest sites there was a significantly lower volume of pine compared with the situation at the random sites (Table 2). There was a tendency for greater volume of spruce at the nest sites than at the random sites, but the difference was not significant (Table 2). At the nest sites, the volume of southern deciduous trees was significantly higher than at the random sites (Table 2) – at the latter places southern deciduous trees only occurred exceptionally. The volume of other deciduous trees showed no significant difference between nest sites versus random sites, even

if the mean volume was nearly twice as large at the nest sites (Table 2). Concerning the total volume of deciduous trees (southern + other deciduous), there was, on average, a three times higher volume at the nest sites than at the random sites (Table 2). Only two of the nest sites lacked deciduous trees compared with eleven of the random sites. The total volume of all tree species was significantly higher at the nest sites (Table 2).

The number of tree species was significantly higher and the forest significantly older at the nest sites than at the random sites (Table 2). Also the site quality class was significantly higher at the nest sites, while there was no difference in crown-density (Table 2). Nearly all places (both nest and random sites) were situated on mesic ground.

The most common nesting tree was spruce – in the study area in southwest Uppland 63% out of 30 nests were placed in spruces. Including the nine nesting trees from northern Uppland, 59% of the nests were built in spruce. The other nests were placed in oak (4), birch (4), lime (4), alder (3) and maple (1). The diameter at breast height of the nesting tree ( $n = 30$ ) was  $43.3 \pm 16.4$  cm, compared with  $24.6 \pm 8.5$  cm for randomly chosen trees at random sites (logistic regression,  $G = 142.7$ ,  $p < 0.001$ ). The height of nesting trees ( $n = 30$ ) was  $21.9 \pm 3.0$  m, which was significantly more than for randomly chosen trees at random sites ( $16.8 \pm 4.4$  m; logistic regression,  $G = 24.6$ ,  $p < 0.001$ ).

In the analyses with multivariate factor tests (stepwise logistic regression-model), all collected parameters concerning landscape, forest (except volume pine) and ground condition were used. Volume pine was omitted since pine-forests were avoided by the Honey Buzzard and since we were aiming at obtaining a model describing the qualities at the nesting place that the Honey Buzzard preferred. The first variable that the model incorporated was number of tree species, the second variable was  $m^3$  spruce and the last variable that entered the model was  $m^3$  southern deciduous tree species (Table 3). Together, these three parameters explained 45.4 % of the differences between the forests at the nest sites and at the random sites. Both the number of tree species and  $m^3$  southern deciduous tree species were strongly correlated to site quality class in these areas (Spearman rank correlation,  $r_s = 0.64$ ,  $p < 0.001$  respectively  $r_s = 0.46$ ,  $p < 0.001$ ). The number of tree species and  $m^3$  southern deciduous tree species were also positively correlated to the age of the forest (Spearman rank correlation,  $r_s = 0.26$ ,  $p < 0.05$  respectively  $r_s = 0.39$ ,  $p < 0.01$ ). This indicates that



the Honey Buzzard prefers fertile forests of rather great age with elements of different deciduous tree species. The number of tree species and m<sup>3</sup> southern deciduous were negatively correlated to distance to water (Spearman rank correlation,  $r_s = -0.52$ ,  $p < 0.001$  respectively  $r_s = -0.56$ ,  $p < 0.001$ ) which shows that the preferred forests were often in close connection to shores. The volume of spruce was positively correlated to the total volume of forest (Spearman rank correlation,  $r_s = 0.54$ ,  $p < 0.001$ ), which was higher in forests with Honey Buzzard nests than in random sites (Table 3), as well as to the mean volume of all trees (Spearman rank correlation,  $r_s = 0.27$ ,  $p < 0.05$ ). Consequently, the Honey Buzzard seems to have some preference to build nests in forests with a comparatively large proportion of large-sized spruce.

### Discussion

The area of forest fragments is probably of subordinate importance for the Honey Buzzard's choice of nesting place, since nests were found also in very small forests.

The nests of Honey Buzzard were not randomly dispersed in the landscape, but more or less concentrated to lakes and other waters. This has also been reported from Denmark (Jørgensen 1989). The reason for this is probably that forests close to lakes often have a higher site quality class, with a higher proportion of deciduous trees.

The history of forests with Honey Buzzard nests shows that a large proportion of these forests have been influenced by previous wood-pasturage or they have been established on open areas with previous haymaking or grazing. Furthermore the silviculture was less intense at the nest sites than in the random sites. This implies that in general the forests with Honey Buzzard nests were more variable with more tree species and with greater variation in age, tree-height and dbh than the "normal forests" in the same area. Hence, forests with high site quality class close to water, forests established by overgrown meadows as well as extensive silviculture, seem to be factors important for the Honey Buzzard's choice of nesting place. Forests developed under these circumstances often have a great proportion of deciduous trees and usually have an ample supply of plants and animals compared with forests with intense silviculture (see Ehnström & Waldén 1986).

This study show that different types of forests could be used as breeding-place by the Honey Buzzard, but at the same time we could establish that

several parameters concerning forest type and soil conditions were strongly divergent from the "normal" forest type in the investigated area. An evaluation of the statistical analyses made, indicated that the Honey Buzzard generally preferred to nest in forests with high site quality class with high tree-species diversity and in general with a high proportion of deciduous trees of a rather high age.

One can divide the forest types occurring in the investigated area into four main groups based on volume (m<sup>3</sup>/ha) of tree-species, namely pine- ( $\geq 70\%$  pine), spruce- ( $\geq 70\%$  spruce), deciduous- ( $\geq 70\%$  deciduous trees) and mixed forest (no tree species dominating). It is then quite obvious that the Honey Buzzard preferably built the nests in deciduous forests in relation to the availability of different forest types in southwest Uppland (Fig. 2) – 30% of the nests were found in deciduous forest while this forest type only occurred on 9% of the random points in forest. Spruce-forest was used to a somewhat higher degree than the availability due to the result from the random sites (40% and 25%, respectively), while the use of mixed forest corresponded to the forests on offer (30% and 31%, respectively). None of the nests were placed in pine-forest, which shows that this forest-type is avoided by the Honey Buzzard. The results from northern Uppland showed the same tendency of choice of forest-type as in southwest Uppland.

Deciduous forests, which were preferred by the Honey Buzzard, mainly occur on the most fertile soils while pine-forests grow on poor soils. The nests placed in deciduous forests received the highest site quality class (class 7). The forest-types that the Honey Buzzard showed only small or no preference for – spruce- and mixed forest – had considerably lower site quality classes than deciduous forest (spruce 4.7 and mixed forest 5.4). For pine forest, we have no values for site quality class since no nests were found in pine-forest, but at the random sites, pine-forest received a mean value of 3.7. The Honey Buzzard also seems to prefer to nest on the most fertile soils *within* each forest-type, since the average value of the site quality class for each forest type (deciduous-, spruce- and mixed forest respectively) was about one class lower at the random sites than at the nest sites. A general conclusion is therefore that the Honey Buzzard prefers to nest on the most fertile soils (see also Nilsson 1981). In northern Sweden, where deciduous forests are rare compared with the situation in southern Sweden, a high proportion of the Honey Buzzards ought to breed in fertile spruce-forests.

Concerning choice of nesting-tree, a striking feature is that no nest was found in aspen or ash, two tree-species which are common in the investigation area. A probable explanation for this could be that these tree-species not have developed leaves at the time when the Honey Buzzards arrive in the second half of May. Since adult Honey Buzzards as well as their eggs and young are exposed to a rather extensive predation from Marten *Martes martes*, Goshawk *Accipiter gentilis* and probably also Raven *Corvus corax* (own observations), it is probably that the Honey Buzzards build their nests in trees with dense branches where it is hard for flying predators to detect the nest. In aspen and ash, the nests also will be exposed to rain and wind in the initiation stage of the breeding. Furthermore, it is conceivable that aspen and ash is avoided as nesting-tree since it probably is hard to place a nest in these trees because of the structure of the branches in combination with the smooth bark. With this background it is not surprising that a majority of the nests were found in spruce. In spruce it is easy for the buzzards to get a foundation for the nest, the nest receive good shelter from observation by predators and also good shelter from bad weather.

What factors determine the Honey Buzzard's choice of nesting place? Is it the structure of the forest with suitable nesting-trees, protection from predators etc., or is food supply the determining factor? Several years of studies of Honey Buzzards in Uppland (Tjernberg, own observations) have shown that; (1) the nest is a rather small construction and can be built in most tree-species, also in rather small trees. (2) During the period from the arrival of the

Buzzards in the mid-late May up to early July, when the eggs are hatched, the Honey Buzzards largely feed on pullus and juveniles of passerines and to a lesser extent of adult amphibians. During this period, the Honey Buzzard seems to be territorial. The reason for this is probably that the food supply during June is of significant importance for the breeding output. High-production forests are proportionately rare in the landscape and have in general rather small areas and are therefore possible to defend against other pairs of Honey Buzzard. (3) During July–August the food is dominated by larvae and pupae of seven species of social wasps (*Hymenoptera*), which have not been available earlier in the season (Tjernberg, own observations). The wasp colonies are dispersed over the whole landscape, but are considerably more frequent in biotopes with an ample supply of other insects and these areas are not necessarily close to the Honey Buzzard's nesting-places. During summer the Honey Buzzard pairs extend their hunting areas up to several 100 km<sup>2</sup> and territorial fights do not occur during this period. On the contrary, studies indicate that the different Honey Buzzard pairs take advantage of each other in their efforts to find places rich in wasp colonies.

Consequently, there is considerable support for the hypothesis that food supply during May–June is a most important factor determining where the Honey Buzzard will nest. Our investigation shows that the Honey Buzzard prefers to breed in fertile and diverse forests. These forests have considerably higher densities of breeding passerines than forests growing on poor soils (Palmgren 1930, Nilsson 1979a och b).



## Överlevnadsberäkningar och försök att skatta populationsutvecklingen hos fiskgjuse *Pandion haliaetus*, ormvråk *Buteo buteo* och sparvhök *Accipiter nisus* i Sverige

HANS RYTTMAN

---

### Abstract

I have used ring recoveries to estimate survival rate and population trends for the Osprey, Common Buzzard and Sparrowhawk in Sweden. About 65% of the Ospreys survive their first year and about 81% the years thereafter. The same estimates for the Common Buzzard are 48% in the first year and 76% in the other years and for the Sparrowhawk 36% in the first year and 64% in the other years. With these figures the Osprey and the Sparrowhawk ought to increase their breeding populations in Sweden.

However, the population of the Osprey is not at all or very slowly increasing, perhaps depending on shortage of breeding sites in natural trees and/or a higher first breeding age than assumed. The population trend in the Sparrowhawk depends mostly on cold winters and the population fluctuates accordingly. The Common Buzzard population seem to decline because of bad breeding results.

*Hans Ryttman, Kantarellvägen 25, 756 45 Uppsala*

---

Received 12 October 1993, Accepted 4 November 1994, Edited by N. Holmgren

### Inledning

Ringåterfynd har traditionellt använts för besvarande av frågor som rör fåglars flyttning t.ex. flyttningstider och flyttningstider. Men i och med att Ringmärkningscentralen i Stockholm nu datalagt nästan alla sina återfynd kan dessa också användas för att försöka belysa andra frågeställningar som fåglars överlevnad och livslängd.

Jag skall i denna uppsats diskutera fiskgjusens, ormvråkens och sparvhökens överlevnad och försöka skatta arternas populationsutveckling med hjälp av dessa data. Valet av dessa arter grundar sig på att det finns ett stort återfyndsmaterial och att de anses ha olika populationsutvecklingar. Fiskgjusen anses ha haft en konstant, ormvråken en minskande och sparvhöken en ökande populationstrend under perioden 1970–1990 (Andersson 1988, Roos 1993).

### Material och metoder

För beräkningarna har 1652 återfynd av fiskgjuse, 1436 återfynd av ormvråk och 1008 återfynd av sparvhök analyserats. Endast återfynd av ringmärkta boungar från fiskgjuse och ormvråk har utnyttjats medan 644 pull- och 364 juvenil-märkta sparvhökar

har använts vid beräkningarna. Ingen statistisk skillnad i medelöverlevnad (507 resp. 483 dagar) fanns mellan de två ringmärkningsåldrarna hos sparvhök ( $t=0,52$ ;  $fg=1006$ ;  $P=0,60$ ). För att fågeln skall ha tagits med i beräkningarna skall fyndkoden ange att fågeln är död och att fågeln nämnts i fyndrapporten (fynddetajskod 00, 02 och 03 har därför tagits bort). Ingen fågel har tagits bort beroende på att upphittaren inte nämnt hur länge fågeln kan ha legat död. Eftersom fågeln nämnts anser jag att den inte kan ha legat mer än 14 dagar. Nerbrytningen är normalt mycket snabb i naturen (se t.ex. Pain 1991). För att inte ringmärkningsdatum skall påverka beräkningarna av fåglarnas ålder har jag antagit ett gemensamt födelsedatum för alla individer inom varje art. För fiskgjusen har jag antagit att alla individer kläckts den 1 juni, för ormvråken den 15 maj och för sparvhöken den 1 juni.

Jag har för överlevnadsberäkningarna endast utnyttjat de fåglar som rapporterats som "funnen död". För att få en uppfattning om hur jakt påverkar överlevnaden har jag beräknat medellivslängden separat för grupperna "funnen död" och "skjutna". Om grupperna skiljer sig åt i medellivslängd är det

rimligt att anta att gruppen "funnen död" är den som bäst visar de demografiska förhållandena i naturliga populationer.

För fiskgjuse och sparvhök har jag också beräknat medellivslängden separat för honor och hanar.

Termen "funnen död" ingår alla fåglar som hittats i naturen och där orsaken kan vara att de dött av svält och sjukdommar men också de som förolyckats t.ex. genom kollision med kraftledningarna och påkörts av bilar.

Gruppen "skjuten" skiljer sig från gruppen "funnen död" i ett väsentligt avseende. De skjutna återfinns ganska naturligt i större utsträckning än de som dött en naturlig död och blir då överrepresenterade i materialet. Bland återfynden av fiskgjuse, ormvråk och sparvhök är 50–25% av fåglarna rapporterade som skjutna (eller på annat sätt avsiktligt dödade). I mina överlevnadsberäkningar har jag därför uteslutit dessa fåglar. Från 1969 är dessutom dessa rovfåglar fridlysta i Sverige vilket de också är i många andra europeiska länder. I Tabell 2, 4 och 6 visas att de rapporterade skjutna fåglarna också minskar sedan 1970-talet.

Andelen av de ringmärkta fiskgjusarna som rapporterats som skjutna efter 1970 t.o.m. 1991 är ca 2%. Av ormvråkarna är drygt 1% och av sparvhökarna är ca 3% rapporterade som skjutna.

Genom beräkningar med utgångspunkt från antalet ringmärkta fåglar kan man utnyttja dessa uppgifter vid överlevnadsberäkningarna (Haukioja & Haukioja 1970). De funna procenttalen är dock så små att de inte nämnvärt påverkar överlevnadstalen för de tre arterna.

För överlevnadsberäkningarna har jag använt maximum likelihood metoden angiven av North & Morgan (1979). En funktion för överlevnaden skapas varefter den mest sannolika överlevnaden beräknas. Den enda förutsättningen för dessa beräkningar är att sannolikheten för återfynd är konstant inom varje åldersgrupp.

För beräkningar av populationsutvecklingarna har jag använt den metod som beskrivits av Henny et al. (1970). Utgångspunkten är att populationen är stabil så att ungpoduktion och dödlighet kompenserar varandra. Skulle någon av dessa variabler ändras minskar eller ökar populationen. I de formler som Henny et al. använder beräknas det tillskott av honliga ungar per honlig förälder som behövs för en stabil population. Dödligheten beräknas alltså endast för honor.

Jag har vid beräkningar av populationsutvecklingen antagit att fiskgjuserna häckar första gången vid 3 års ålder (4K), ormvråken vid 2 års ålder (3K)

och sparvhöken vid 1 års ålder (2K). Förmodligen försöker inte ens alla individer häcka första året de blir könsmogna. Många av de som gör häckningsförsök första gången misslyckas. I vilken frekvens de avstår eller misslyckas är okänt. Mina beräkningar med 100% häckningsframgång vid könsmogen ålder ger alltså en överskattning av populationsutvecklingen.

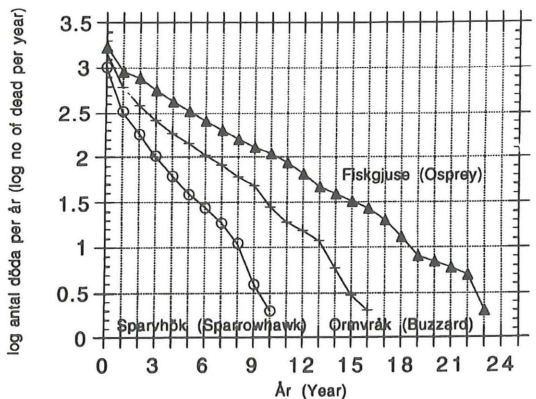
I det använda materialet har tillräckligt många fåglar könsbestämts endast hos fiskgjuse och sparvhök för att en jämförelse skall kunna göras mellan könen. Varken hos fiskgjuse eller sparvhök skilde sig dock könen överlevnad åt.

## Resultat

### Fiskgjuse

Av de 1652 analyserade återfynden var 844 rapporterade som "funnen död". Dessa fåglar har en överlevnadsprocent på 65,0% (SE = 1,6%) första året och 81,5% (SE = 1,3%) från tre år och uppåt (Tabell 1).

Överlevnaden det andra året är ca 87% och är betydligt högre än tredje året och de följande. Den högre överlevnaden måste bero på att fiskgjuserna inte lämnar tropiska Afrika sitt andra år och därmed undgår upptäkt när de har dött eller att ringarna inte återsänds. Vid de följande populationsberäkningarna har andra årets överlevnad ansetts lika med de följande årens. Detta kan innebära en viss överskattning men då det erhållna värdet med all säkerhet är fel är mitt använda värde troligen det bästa. Överlevnaden för åren efter det första levnadsåret kan anses vara konstant vilket visar sig i en rät linje (fig 1).



Överlevnadsdiagram för fiskgjuse (▲), ormvråk (+) och sparvhök (○).

Survival of the Osprey (▲), the Buzzard (+) and the Sparrowhawk (○).



Tabell 1. Överlevnadsvärden och medellivslängd för fiskgjuse, ormråk och sparvhök uppdelade i olika kategorier. *Survival rate and average life span for Osprey, Common Buzzard and Sparrowhawk.*

Art <i>Species</i>	Kategori <i>Category</i>	Antal <i>Number</i>	Överlevnad <i>Survival rate</i>			Medellivslängd (±SE) <i>Average life span (±SE)</i>
			1:a året <i>1st year</i>	2:a året <i>2nd year</i>	3:e året– <i>3d year–</i>	
Fiskgjuse <i>Osprey</i>	Alla <i>All</i>	1652	55,6±1,2%	86,7±1,1%	78,1±1,0%	
	Funnen död <i>Found dead</i>	844	65,1±1,6%	87,4±1,3%	81,5±1,3%	3 år 8 mån±47 dagar
	Skjutna <i>Killed</i>	808				2 år 2 mån±45 dagar
	Hanar <i>Males</i>	34				4 år 3 mån
	Honor <i>Female</i>	54				4 år 3 mån
Ormråk <i>Common Buzzard</i>	Alla <i>All</i>	1436	44,2±1,3%	62,9±1,9%	74,4±2,0%	
	Funnen död <i>Found dead</i>	827	47,8±1,8%	65,0±2,5%	76,2±4,8%	2 år 2 mån±33 dagar
	Skjutna <i>Killed</i>	609				1 år 9 mån±39 dagar
Sparvhök <i>Sparrowhawk</i>	Alla <i>All</i>	1008	34,7±1,5%	59,5±2,6%	63,3±8,0%	
	Funnen död <i>Found dead</i>	775	36,1±1,7%	61,3±2,9%	64,5±6,9%	1 år 5 mån±22 dagar
	Skjutna <i>Killed</i>	233				1 år 2 mån±40 dagar
	Hanar <i>Males</i>	270				1 år 5 mån±37 dagar
	Honor <i>Females</i>	397				1 år 4 mån±30 dagar

De 844 fiskgjusar som hittats döda blev i medeltal 3 år och 8 månader (SE = 45 dagar) medan de 808 som dödade avsiktligt blev 2 år och 2 månader (SE= 47 dagar). Denna skillnad är signifikant ( $t=8,35$ ;  $fg=1650$ ;  $P<0,0001$ ).

Av de 88 fiskgjusar som könsbestämts var 34 honor och 54 hanar. Detta är signifikant skilt från en lika könsfördelning ( $\chi^2 = 4,79$ ;  $fg=1$ ;  $P<0,05$ ). Däremot har honor och hanar nästan exakt samma medelöverlevnad 4 år och 3 månader på någon dag när (Tabell 1).

Den rapporterade jakten på fiskgjuse minskar kontinuerligt. Det är framför allt efter fridlysningen av rovfåglar 1969 som minskningen sker (Tabell 2). Eftersom det avsiktliga dödandet så påtagligt inverkar på överlevnaden och dödandet minskar borde detta också visa sig i ökad överlevnad de senare årtionena och ökad populationsstorlek. Tyvärr medför en testning av denna förmodan svårigheter speciellt för 1970- och 80-talen som är de mest intressanta årtionena då fiskgjuse och ormråk kan bli 20–25 år gamla (Staa 1989). Överlevnaden för hela återfyndsmaterialet redovisas i Tabell 3.

#### Beräkningar av populationsutvecklingen

Med utgångspunkt från den funna överlevnaden bland de fiskgjusar som hittas döda (65% första året och 81,5% övriga år) och att fiskgjusen häckar tidigast vid 3 års ålder, blir den nödvändiga produktionen per hona för en stabil population 0,428 ungar per år. Enligt 11 års ringmärkningar redovisar Douhan (1982–1992) 1,7 ungar per påbörjad häckning eller 0,85 honlig unge/hona. Med denna produktion borde fiskgjuspopulationen öka med 11,2% per år.

#### Ormråk

Av ormråk finns 1436 återfynd t.o.m. 1991. Av dessa har 827 uppgetts "funnen död" och dessa blev 2 år och 2 månader gamla. De 609 ormråkar som skjutits blev 1 år och 9 mån. Skillnaden i livslängd är signifikant ( $t=2,86$ ;  $fg=1434$ ;  $P=0,004$ ) Antalet könsbestämda fåglar är allt för litet (16 honor och 12 hanar) för att någon jämförelse mellan könen skall kunna göras. Som hos fiskgjusen kan en mycket klar tendens ses mot minskad jakt (Tabell 4).

Beräkningar visar att om endast de 827 ormråkar

Tabell 2. Överlevnadsantal mellan olika årtionden för funna döda resp. avsiktligt dödade fiskgjusar.  
*Survival number between decades for found dead and killed Ospreys.*

Årtionde <i>Decade</i>	1917–29	1930–39	1940–49	1950–59	1960–69	1970–79	1980–89	1990–91
Funna döda <i>Found dead</i>	1	13	77	123	176	232	210	12
Dödade <i>Killed</i>	7	41	144	245	206	104	57	4

Tabell 3. Överlevnad för fiskgjuse 1:a , 2:a och övriga år under olika årtionden  
*Survival rates the 1st , 2nd and later years for Ospreys during different decades*

	1:a året <i>1st year</i>	2:a året <i>2nd year</i>	3:dje och följande <i>3rd year and later</i>
1950–59 (n=281)	53,2%±SE 3,1%	85,8%±SE 2,7%	70,6%±SE 2,0%
1960–69 (n=316)	41,2%±SE 3,2%	83,4%±SE 3,4%	73,6%±SE 3,0%
1970–79 (n=247)	48,4%±SE 3,6%	78,8%±SE 3,8%	68,1%±SE 3,7%
1980–89 (n=236)	59,3%±SE 3,6%	84,4%±SE 3,1%	75,8%±SE 2,7%

Tabell 4. Överlevnadsantal mellan olika årtionden för funna döda resp. avsiktligt dödade ormråkar.  
*Survival number between decades for found dead and killed Common Buzzards.*

Årtionde <i>Decade</i>	1917–29	1930–39	1940–49	1950–59	1960–69	1970–79	1980–89	1990–91
Funna döda <i>Found dead</i>	2	21	41	99	156	220	236	52
Dödade <i>Killed</i>	10	51	102	219	158	41	26	2

Tabell 5. Överlevnadsfrekvenser för ormråk 1:a , 2:a och övriga år under olika årtionden  
*Survival rates the 1st, 2nd and later years for Common Buzzards during different decades*

	1:a året <i>1st year</i>	2:a året <i>2nd year</i>	3:dje och följande <i>3rd year and later</i>
1950-59 (n=280)	33,0%±SE 3,0%	62,4%±SE 5,8%	73,2%±SE 5,7%
1960-69 (n=289)	44,7%±SE 3,0%	58,3%±SE 4,9%	75,1%±SE 4,9%
1970-79 (n=234)	51,9%±SE 3,9%	68,0%±SE 3,9%	66,2%±SE 2,4%
1980-89 (n=201)	45,2%±SE 3,8%	58,2%±SE 5,7%	68,6%±SE 4,8%

som uppgetts ”funnen död” utnyttjas vid överlevnadsberäkningarna erhålls 47,8% (SE= 1,8%) överlevande första året, 65,0% (SE = 2,5%) andra året och 76,2% (SE= 4,8%) de övriga åren (Tabell 1). Även hos ormråken tycks dödligheten vara konstant efter det andra året (Fig.1).

Gör jag en uppdelning på olika årtionden som hos fiskgjusen finner jag de resultat som ges i Tabell 5.

Även här kommer rimligen överlevnaden att öka

speciellt för de senaste årtiondet då ormråken kan bli över 19 år gammal (Staav 1989). Som synes närmar sig överlevnadstalen för de senare årtiondena de som erhöles för de ”funna döda”.

Beräkningar av populationsutvecklingen

Den ungproduktion som en hona måste ha för att en stabil population skall upprätthållas blir med de totala överlevnadstalen 0,92/år och om endast de



Tabell 6. Överlevnadsantal mellan olika årtionden för funna döda resp. avsiktligt dödade sparvhökar  
*Survival number between decades for found dead and killed Sparrowhawks.*

Årtionde	1926–29	1930–39	1940–49	1950–59	1960–69	1970–79	1980–89	1990–91
<i>Decade</i>								
Funna döda <i>Found dead</i>	0	13	15	48	62	134	409	94
Dödade <i>Killed</i>	3	14	26	63	37	22	52	16

Tabell 7. Överlevnadsfrekvenser för sparvhök 1:a , 2:a och övriga år under olika årtionden  
*Survival rates the 1st , 2nd and later years for Sparrowhawks during different decades*

	1:a året <i>1st year</i>	2:a året <i>2nd year</i>	3:dje och följande <i>3rd year and later</i>
1950–59 (n=99)	25,8%±SE 4,6%	55,4%±SE 10,4%	50,3%±SE 11,6%
1960–69 (n=89)	38,6%±SE 6,7%	73,0%±SE 8,9%	80,6%±SE 5,9%
1970–79 (n=182)	41,2%±SE 4,4%	49,6%±SE 7,5%	45,1%±SE 10,1%
1980–89 (n=431)	30,5%±SE 2,6%	56,5%±SE 5,2%	58,4%±SE 5,6%

”funna döda” räknas 0,766 ungar/år. Vid beräkningarna har jag antagit att ormvråken börjar häcka vid 2 års ålder.

Vid 15 års ringmärkning i Roslagen har Douhan (1982–1991) uppgett att 1,94 ungar/bo ringmärkts. Danska uppgifter ger vid handen att 30% av häckningarna misslyckas, och därför skulle varje häckande par endast få fram 1,4 ungar eller 0,7 honliga ungar per hona. Sylwén (1982) har vid sin undersökning i Skåne 1975–80 erhållit en ungrproduktion på 1,37 flygga ungar per revirhävande par. Detta skulle alltså tyda på att ormvråkspopulationen inte skulle kunna upprätthålla en stabil population även om ingen jakt förekom utan minskningen skulle vara 1,7% per år.

### Sparvhök

Av de återfunna sparvhökarna har 775 hittats döda och 233 skjutits. Överlevnaden för de som hittats döda var 1 år och 5 månader och för de skjutna 1 år och 2 månader. Skillnaden i överlevnadstid är signifikant ( $t=2,32$ ;  $fg=1006$ ;  $P=0,02$ ). 667 sparvhökar har också könsbestämts. Av dessa var 397 honor och 270 hanar vilket är signifikant skilt från en jämn könsfördelning ( $\chi^2 = 24,2$ ;  $1\text{ fg}$ ;  $P<0,0001$ ). Överlevnadstiden skiljer sig däremot inte: 1 år och 4 månader för honor resp. 1 år och 5 månader för hanar. De tre äldsta fåglarna, 10 år, 11 år och 12 år, är emellertid honor.

Delar jag upp hanar och honor ytterligare på skjutna och funna döda så blir överlevnadstiden identisk – så när som på någon dag – för de båda könen när de hittas döda. Honorerna blir endast drygt 1 år när de skjuts medan hanarna fortfarande blir 1 år 5 mån. Skillnaden är dock inte signifikant.

Överlevnaden för de 775 funna döda sparvhökarna är 36,1% (SE=1,7%) första året, 61,3% (SE=2,9%) andra året och 64,5% (SE=6,9%) de övriga åren. Överlevnaden är även hos sparvhöken konstant efter det andra året (Fig. 1).

Det är obetydliga skillnader också mellan könen; hanarna har en överlevnad på 35,8% (SE=3,1%) första året, 55,2% (SE=5,4%) andra året och 65,1% (SE=4,4%) de övriga åren. Motsvarande överlevnadstal för honorerna är 35,9% (SE=2,5), 64,7% (SE=4,2) och 68,0% (SE=3,1%) (Tabell 1).

Jakten på sparvhök minskar även den, framför allt från 70-talet och framåt, som tidigare redovisats. Den jakt som idag sker, sker framför allt i utlandet (Tabell 6). Uppdelningen på årtionden ger små skillnader (Tabell 7). Antalet återfynd borde bli fler under 80-talet eftersom endast 17% av de upphittade är äldre än 2 år. På 70-talet var 24% över 2 år. Alla de fåglar som ringmärkts på 70-talet måste nu ha hittats eftersom sparvhöken sällan blir över 12 år. Det är därför troligt att fler fåglar ringmärkta på 80-talet kommer att hittas vilket innebär att överlevnadstalen kommer att förbättras. Som ett exempel kan tas att om 7% fler fåglar hittas under 80-talet kommer

överlevnaden det första året att bli 36% och under andra året 65% vilket nästan helt överensstämmer med den överlevnad som sparvhöken har då den inte utsätts för jakt.

#### Beräkningar av populationsutvecklingen

Om överlevnaden för de sparvhökar som hittats döda används (36,1% 1:a året, 61,3% 2:a året och 64,5% de övriga åren) måste produktionen vara 0,95 honliga ungar/år om honan börjar häcka 1 års ålder. Jansson (1990) anger att sparvhöken producerar 2,7 ungar/par om alla påbörjade häckningar inräknas, alltså även de som misslyckas med sin häckning och inte producerar någon unge. Detta är 1,35 honliga ungar/hona och sparvhöken borde då öka med 13,2% per år utan jakt.

### Diskussion

#### *Allmänt*

Jakten påverkar överlevnaden och därmed populationernas utveckling i negativ riktning. Det är framför allt under de första åren som skillnaden är störst vilket också de lägre medellivslängderna tyder på. Jakten tycks minska men mörkertalet är troligen stort. För fiskgjuse och ormvråk som flyttar ur landet är säkert jakten påtaglig fortfarande.

#### *Fiskgjuse*

De i artikeln funna överlevnadstalen för fiskgjuse (65,0% första året) och från tre år och uppåt (81,5%) ligger nära de som Poole (1989) anger för nordamerikanska populationer. Även Henny & Wight (1969) visar på samma överlevnadsmönster för fiskgjuse. Poole anger första årets överlevnad till ca 60% och för det andra och övriga år 80–85% per år. Med denna överlevnad skulle endast 0,8 ungar per aktivt bo behövas för en stabil population. Studier av färgringmärkta fåglar visade dock att olika populationer börjar häcka olika tidigt. För vissa populationer kunde medelåldern för förstagångshäckarna var så hög som 5,7 år. För dessa populationer behövs då 1,11–1,25 ungar (80% resp. 85% överlevnad) per häckande par för en stabil population. Häckningsframgången som redovisas är påtagligt sämre i USA än i Sverige: 1,4 ungar i snitt i artificiella bon och endast 0,8 ungar i naturliga bon. Från att ha varit en art med betydliga svårigheter i USA beroende på allt för hög exponering av miljögifter och därtill hörande dåliga häckningsresultat har fiskgjusen från i

mitten av 1970-talet fram till mitten av 80-talet långsamt ökat (Poole 1989).

Från Sverige finns det inga uppgifter på när fiskgjusarna häckar för första gången. Min skattning av nödvändigt antal ungar per hona för en stabil population grundar sig på antagandet att alla fiskgjusar häckar första gången vid tre års ålder (4K). Det finns skäl att anta att detta inte är fallet. Om medelåldern för första häckningen är högre blir självfallet det nödvändiga antalet ungar för en stabil population högre. Men även vid ett medeltal på fyra, fem eller sex år har fiskgjusen en ungpåproduktion som ger en ökande population. Ökningen blir dock endast 0,7% per år om fiskgjusen börjar häcka vid 6 års ålder.

Ingen märkbar ökning av fiskgjusen har rapporterats i Sverige under 1970- och 80-talen (Sondell i brev, Roos 1993). De märkbara överskott som ungpåproduktion och överlevnad borde leda till har alltså inte kommit till synes i en ökande häckande population. Tre förklaringar kan finnas och en kombination dem emellan. För det första kan naturligtvis fiskgjusen i Sverige börja häcka sent med ett medeltal på ca 6 år. I USA finns populationer som har medelvärden på 5,7 år (Poole 1989). För det andra kan ungpåproduktionen vara lägre än den som finns i Roslagen. Odsjö & Sondell (1986) redovisar sämre häckningsresultat i sjöar där störningsfaktorer finns. Andra regioner kan kanske också ha sämre häckningsresultat även om detta inte rapporterats. För det tredje kan det vara en brist på häckningsplatser vilket innebär konkurrens som i sin tur innebär att endast äldre fåglar häckar. De amerikanska undersökningarna (Poole 1989) tyder på att en brist finns eftersom byggandet av konstgjorda bon mycket ofta används och täta populationer kan byggas upp. I Massachusetts, N Long Island och Connecticut bygger fiskgjusen i över 90% av fallen sina bon på byggda plattformar och populationstillväxten har varit mellan 280–480% under perioden 1976–1986.

Ahlberg (muntl.) har dock konstaterat en ökning i Västergötland under 80- och 90-talen. Danielsson (muntl.) menar att fiskgjusarna i Västergötland tycks ha brist på boplatser. I ett område där det 1975 häckade 1 par finns nu 18 par varav 17 häckar på gjorda boplatzförmor satta i träd. Häckningsresultaten har blivit 2,1 ungar/bo räknat under en 10-årsperiod. Misslyckas 20% av paren (vilket inte är en alltför osannolik siffra) erhålls de från Roslagens redovisade resultatet på 1,7 ungar/par för alla häckningsförsök.

Sondell (muntl.) anser att det i området Småland-Närke inte har skett någon ökning av fiskgjuspopulationen sedan i början av 1980-talet. Sondell me-



nar också att även om boplatser finns så kan de inte besättas eftersom alltför många fiskgjusar inte kan konkurrera i en sjö. Konkurrenten skulle bestå i att om en fiskgjuse försöker eller fångar en fisk skräms alla fiskar vid ytan. Detta innebär att ett nytt fångsttillfälle dröjer. Om alltför många gjusar fiskar kan det innebära att några individer får alltför få fiskar för att kunna överleva och producera ungar. Sondell redovisar också ett lägre ungtal per bo nämligen 1,6 ungar per påbörjad häckning. Mården har blivit en ytterligare faktor som påverkar häckningsresultatet. Anmärkningsvärd i detta sammanhang är även Danielssons observation (muntl.) av tre fiskgjusehonor som blivit dödade av berguv då de låg ruvande på boet.

### *Ormvråk*

Ormvråken är Sveriges vanligaste rovfågel och populationen anses ligga mellan 15 000–20 000 par (Ulfstrand & Högstedt 1976, Svensson 1979 och Nilsson 1981). Sett ur ett längre tidsperspektiv har dock ormvråkspopulationen minskat. Detta trots att 1969 kom en ny jaktlagstiftning som fridlyste alla rovfåglar med undantag för duvhöken. Som framgår av Tabell 4 är det framför allt på 70-talet som minskningen sker. Förhoppningsvis visar det minskade antalet avsiktligt dödade vråkar att en verklig minskning av jakten har skett och inte enbart att rapporteringarna minskat eftersom jakten blivit olaglig.

De räkningar som länge förekommit vid Falsterbo visar en minskning till mellan hälften och en tredjedel från mitten av 40-talet (Andersson 1988). Man har allmänt ansett att minskningen beror på igenväxningen av kulturlandskapet och/eller dräneringar och uppodlingar av sankta betesmarker (Andersson 1988). De överlevnadstal som jag räknat fram i kombination med den unproduktion som flera undersökningar visar, tyder på att ormvråken inte klarar att upprätthålla en stabil population. Det tycks bero på att ormvråken alltför ofta misslyckas med sin häckning. Möjligen kan dessa dåliga häckningsresultat vara specifika för de södra delarna av Sverige då de citerade undersökningarna kommer från Danmark och Skåne. Den minskning av ormvråksstammen som skett från 1940-talet och framåt kan ha berott på att de sydligt häckande ormvråkarna på grund av de ändrade miljöförhållandena fått svårigheter att föda upp sina ungar och därför misslyckats med häckningen. I Danmark tycks ormvråken ha ökat från 1500 par 1955 till ca 5000 par 1985 trots den uppgivna procenten misslyckade häckningar.

Unproduktionen ligger i Danmark som i Sverige på ca 2,0 ungar per lyckad häckning (Jørgensen 1989). Tyvärr är det svårt att jämföra överlevnaden då det danska materialet är litet och beräknat med en annan metod men överlevnadstalen kan vara större i Danmark än de jag funnit i Sverige. För perioden 1970–1986 beräknas överlevnaden vara ca 51% för det första året och ca 80% de övriga åren. En klar förbättring av överlevnaden syns också om perioden före 1970 undersöks då första årets överlevnad endast var ca 35%. Skillnaden anses bero på att ormvråken fredades i Danmark 1967 och från att ca 40% sköts före 1970 så dödas nu ca 13% av ormvråkarna (Jørgensen 1989). Sylwén (1982) har visat att födomängden inom reviret är avgörande för unproduktionen. Blir sorkarna färre i ett mindre diversifierat landskap påverkar detta med all sannolikhet också ormvråkens förmåga att lyckas med sina häckningar. Inga undersökningar finns om ormvråken misslyckas lika ofta i hela sitt utbredningsområde eller om ormvråken minskat mer i södra Sverige i jämförelse med övriga Sverige. Det är därför idag omöjligt att göra en prognos om den fortsatta utvecklingen. Även om ingen jakt förekommer, och allt tyder på att den minskar, tycks inte ormvråken klara att upprätthålla en stabil population med 30% misslyckade häckningar. Det borde alltså därför vara mycket angeläget att ormvråken undersöks mer intensivt i en större del av sitt utbredningsområde för att försöka utröna vad som är orsaken till den funna minskningen.

### *Sparvhök*

Sparvhöken liknar en tätting i sin livshistoria. Medelåldern blir knappt 1 1/2 år, den maximala åldern drygt 10 år, antalet ungar som lämnar boet är i medeltal nästan tre även om misslyckade häckningar räknas in och antalet ägg kan vara upp till sju stycken. Sparvhöken liknar också tättingarna på så sätt att arten också påverkas mycket kraftigt av kalla vintrar (Jansson 1990). Kanske påverkan är indirekt på så sätt att de småfåglar som sparvhöken lever av blir mycket färre under kalla vintrar. Efter kalla och långa vintrar kan antalet häckande par nästan halveras och häckningsframgången kraftigt försämrats beroende på bristande födotillgång (Jansson 1990). Denna minskning av antalet häckande par kan sedan hålla i sig i några år innan populationen kommer upp till normal nivå. Sparvhöken dör alltså i stor utsträckning under dåliga förhållanden medan t.ex. duvhöken avstår från att häcka de år då födan är knapp (Sulkava 1964), vilket speglar de olika livs-

historier som är möjliga bland stora respektive små fåglar.

Newton (1986) har under 13 år mycket ingående studerat sparvhöken i södra Skottland. Överlevnaden i hans ringmärkningsmaterial visade att hanarna hade en sämre överlevnad (31%) än honorna (49%) det första året. I ett större ringmärkningsmaterial med återfynd från alla ringmärkta sparvhökar i Storbritannien var överlevnaden 34% det första året och ingen skillnad fanns mellan könen vilket stämmer överens med det svenska återfyndsmaterialet. För de övriga åren skiljer sig inte Newtons material från den större nationella utan där är överlevnaden i stort sätt densamma (67–69%) och lika för båda könen. De angiva överlevnadstalen skiljer sig mycket litet från det svenska materialet. Häckningsframgången tycks dock vara lägre i Storbritannien än i Sverige. Newton (1986) uppger att äggkullsstorleken är 4,58 medan Jansson (1990) redovisar 4,8 ägg/rede. Dessutom blir endast 2,3 ungar flygga per påbörjad häckning mot 2,7 i Sverige. Häckningsframgången, räknat som frekvens bon som producerar minst en unge, är endast 66,8% i Newtons undersökning men 76% i Sverige. I Storbritannien kan däremot sparvhöken hinna lägga två kullar vilket naturligtvis delvis kompenserar den sämre unproduktionen.

En något anmärkningsvärd stor likhet mellan det svenska ringåterfyndsmaterialet och Newtons undersökning är att proportionen mellan hanar och honor som återfinns är lika. Proportionen är 0,7 hanar per hona (270/397) vilket är exakt vad Newton fann i sin undersökning. Då könsbestämning av ungar gjorts i boet är proportionerna lika mellan könen. Förklaringen till att fler honor upphittas är troligen att honorna oftare ger sig ut på öppnare platser och närmare bebyggelse under vintern och därför lättare hittas. Hos duvhöken finner man det omvända att fler hanar än honor hittas (1,3:1). Denna skillnad är dock främst mellan fåglar som är yngre än 1 år. Någon skillnad finns inte bland äldre årsklasser (Ryttman 1993).

Sparvhöken har i Sverige en god överlevnad och unproduktion som tillsammans borde göra att arten ökar. Den ökning som tycks ha skett kan, liksom i Storbritannien (Newton 1986), bero på att miljöbelastningen från framför allt kvicksilver minskat kraftigt. Kanske också arten är gynnad av de yngre skogar som håller på att växa upp efter ett intensivt skogsbruk på 60- och 70-talet och de igenväxande marker som missgynnar ormvråken.

## Slutord

De funna resultaten av överlevnadsberäkningarna baserade på ringmärkningsdata tycks i viss mån kunna spegla populationsförändringar. Självklart uppstår frågor när resultaten inte överensstämmer med verkligheten. Varför ökar inte fiskgjusen när överlevnaden tycks göra detta möjligt och varför misslyckas ormvråken så ofta när den naturliga dödligheten inte tycks kunna kompensera en så låg unproduktion som blir följden av dessa misslyckanden. Fler studier är alltså nödvändiga för att kunna få klarhet i dessa frågor.

Tack till personalen på Ringmärkningscentralen, Riksmuseet, Jan Sondell, Bengt Jansson, Claes-Göran Ahlberg och Leif Danielsson för värdefulla synpunkter på manuskriptet. Bidrag till datorprogram erhöles från Hierta-Retzius fond och Kungl. Vetenskapsakademien gjorde beräkningarna möjliga.

## Referenser

- Andersson, S. 1988. Ormvråk *Buteo b. buteo* L. In: Andersson, S. (ed). Fåglar i jordbrukslandskapet. *Vår Fågelvärld*, Suppl. No. 12:231–240.
- Douhan, B. 1982. Fågelrapporteringen, Uppland 1981. *Fåglar i Uppland*. 9: 51–73.
- Douhan, B. 1983. Fågelrapporteringen, Uppland 1982. *Fåglar i Uppland*. 10: 89–118.
- Douhan, B. 1984. Fågelrapporteringen, Uppland 1983. *Fåglar i Uppland*. 11:103–138.
- Douhan, B. 1985. Fågelrapporteringen, Uppland 1984. *Fåglar i Uppland*. 12:112–150.
- Douhan, B. 1986. Fågelrapporteringen, Uppland 1985. *Fåglar i Uppland*. 13:135–176.
- Douhan, B. 1987. Fågelrapporteringen, Uppland 1986. *Fåglar i Uppland*. 14:133–169.
- Douhan, B. 1988. Fågelrapporteringen, Uppland 1987. *Fåglar i Uppland*. 15:133–178.
- Douhan, B. 1989. Fågelrapporteringen, Uppland 1988. *Fåglar i Uppland*. 16:127–172.
- Douhan, B. 1990. Fågelrapporteringen, Uppland 1989. *Fåglar i Uppland*. 17:139–170.
- Douhan, B. 1991. Fågelrapporteringen, Uppland 1990. *Fåglar i Uppland*. 18:203–233.
- Douhan, B. 1992. Fågelrapporteringen, Uppland 1991. *Fåglar i Uppland* 19:169–216.
- Haukioja, E. & Haukioja, M. 1970. Mortality of Finnish and Swedish goshawks (*Accipiter gentilis*). *Finn. Game Res.* 31:13–20.
- Henny, C. J. & Wight, H. M. 1969. An endangered osprey population: estimates of mortality and production. *Auk* 86:188–198.
- Henny, C. J., Overton, S. W. & Wight, H. M. 1970. Determining parameters for population by using structural models. *J. Wildl. Manage.* 34(4):690–703.



- Jansson, B. 1990. Sparvhökens häckningssäsong – 17 års erfarenheter och resultat i Stockholmstrakten. *Fåglar i Uppland* 17:115–126
- Jørgensen, H.-E. 1989. *Danmarks rovfugle en släktesoversigt*. Fredrikshus. DK.
- Newton, I. I. 1986. *Sparrowhawk*. Poyser Ltd., London.
- Nilsson, S. G. I. 1981. De svenska rovfågelbeståndens storlek. *Vår Fågelvärld* 40:249–262.
- North, P. M., & Morgan, B. J. T. 1979. Modelling heron survival using weather data. *Biometrics* 35:667–681.
- Odsjö, T., & Sondell, J. 1986. När och hur bör fiskgjusen skyddas? *Vår Fågelvärld* 45:351–358.
- Pain, D. J. 1991. Why are lead-poisoned water fowl rarely seen? the disappearance of water fowl carcasses in the Camargue, France. *Wildfowl* 42:118–122.
- Poole, A. F. 1989. *Osprey: a natural and unnatural history*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Roos, G. 1993. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1990, särskilt förekomsten av fyra invasionsarter: mindre korsnäbb, svartmes, blåmes och sidensvans. *Anser* 32:1–28.
- Ryttman, H. 1993. Duvhökens *Accipiter gentilis* överlevnad och en skattning av dess populationsutveckling i Sverige. *Ornis Svecica* 3:33–42.
- Staaav, R. 1989. Åldersrekord för fåglar ringmärkta i Sverige – aktuell lista 1989. *Vår Fågelvärld* 48:251–275.
- Sulkava, S. 1964. Zur Nahrungsbiologie des Habichts *Accipiter gentilis* (L.) *Agiulo Ser. Zool.* 3:1–103.
- Svensson, S. 1979. Svensk Fågelatlas 1974–1978: halvtidsrapport *Vår Fågelvärld* 38:114–123.
- Sylwén, M. 1982. Reproduction and survival in Common Buzzards (*Buteo buteo*) illustrated by the seasonal allocation of energy expenses. Doktorsavhandling. Lund.
- Ulfstrand, S. & Högstedt, G. 1976. Hur många fåglar häckar i Sverige? *Anser* 15:1–32.

## Appendix 1

Ålder vid återfyndstillfället för samtliga som döda återfunna ringmärkta fiskgjusar från olika ringmärkningsår.  
Age when recovered for all ringed Ospreys found dead for different years of ringing.

År Year	Antal överlevnadsår Number of years of survival																								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
1917	1	0	0	1																					
1918	0																								
1919	0																								
1920	0																								
1921	0																								
1922	0																								
1923	0	1																							
1924	0																								
1925	1																								
1926	0																								
1927	0																								
1928	0	1																							
1929	2	0	0	0	1																				
1930	2																								
1931	2																								
1932	0	0	1																						
1933	1																								
1934	1																								
1935	4	1	0	1																					
1936	4	1	2	2	1	0	1																		
1937	5	1	0	0	1	0	1																		
1938	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1														
1939	4	0	0	1	0	0	0	1																	
1940	6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1941	2	0	1	1																					
1942	2	0	4	3	0	1	0	0	1																
1943	7	1	1	4	3	2	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1944	5	0	1	1	3	0	1	1																	
1945	3	2	2	2	3	2	2	1	1	0	1	1													
1946	7	0	4	2	2	1	4	0	2	0	0	1													

Appendix 1, fortsättning *continued*

År Year	Antal överlevnadsår <i>Number of years of survival</i>																								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
1947	1	1	3	2	4	3	0	1	1	1	0	0	1												
1948	17	3	1	6	2	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1949	16	1	8	1	3	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	1									
1950	13	2	5	3	2	2	1	0	1	0	2														
1951	23	3	6	8	2	3	2	3	0	0	1	1	1	2	0	0	0	0	1						
1952	14	4	4	5	2	2	0	2	0	0	1	1	1												
1953	20	0	6	5	1	2	0	5	2	1	1	0	0	1											
1954	14	3	7	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1										
1955	15	4	7	4	1	1	1	0	0	1	3	2													
1956	13	5	3	3	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
1957	15	0	4	1	0	3	2	1																	
1958	21	4	5	4	3	3	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1									
1959	16	3	3	4	4	3	3	1	0	1	0	0	1												
1960	9	1	4	3	0	1	0	0	0	0	0	1													
1961	26	0	5	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1												
1962	30	3	5	4	5	2	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
1963	23	1	4	6	2	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1		
1964	18	3	5	3	4	2	4	1	0	1	2	0	1	0	0	0	0	2	1						
1965	24	4	6	0	2	2	2	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1				
1966	25	6	0	0	1	2	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1						
1967	8	2	2	0	2	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1							
1968	14	1	2	1	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1		
1969	15	1	6	7	4	4	1	0	1	0	0	1													
1970	16	2	1	3	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1									
1971	11	3	3	2	1	2	0	2	1	1	2	0	0	0	2										
1972	20	2	3	4	0	5	0	1	0	1	1	2	0	1	1										
1973	25	4	2	2	0	2	0	0	2	0	1	0	1	0	1	0	0	1	2						
1974	15	1	2	0	1	0	2	1	0	1	1	1													
1975	18	1	2	3	0	0	1	2	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1							
1976	7	4	9	2	2	2	1	0	0	1	0	0	0	1											
1977	10	7	8	5	3	2	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1									
1978	12	1	3	4	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1										
1979	16	4	4	3	3	3	1	1	2	1	0	3													
1980	20	1	5	0	3	3	2	1	2	0	0	2													
1981	12	2	5	2	2	0	0	1	1																
1982	10	3	3	3	1	2	3	0	1																
1983	12	6	12	4	1	1	6	3	2																
1984	7	3	2	1	0	1	1	1																	
1985	14	0	6	0	3	2	1																		
1986	14	4	5	0	1																				
1987	9	3	1	2	3																				
1988	20	5	5	5																					
1989	7	2	2																						
1990	7	2																							
1991	7																								



## Appendix 2

Ålder vid återfyndstillfället för samtliga som döda återfunna ringmärkta ormvråkar från olika ringmärkningsår.

*Age when recovered for all ringed Common Buzzards found dead for different years of ringing.*

År Year	Antal överlevnadsår <i>Number of years of survival</i>																								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
1917	0	0	0	0	1																				
1918	0																								
1919	0																								
1920	0																								
1921	2																								
1922	2																								
1923	1																								
1924	0																								
1925	0	0	0	0	0	0	1																		
1926	1																								
1927	2																								
1928	1																								
1929	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1					
1930	7	2	0	1																					
1931	4	1																							
1932	1	0	1	1	1	0	1																		
1933	2	2	2	0	0	0	1																		
1934	10	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1						
1935	2																								
1936	6	1	0	1																					
1937	7	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1											
1938	10	1	0	0	0	1	0	0	0	2															
1939	9	0	2	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1										
1940	2	0	1	1	0	1																			
1941	7	0	0	0	1																				
1942	1	0	0	1																					
1943	3	0	1	2	1	0	0	0	0	1															
1944	7	1	3	1	2	1																			
1945	7	6	1	4	0	2																			
1946	17	5	0	2	4	0	0	0	0	0	1														
1947	14	4	1	1	0	1	0	0	1																
1948	11	3	0	1	0	1	0	2	1																
1949	14	16	4	2	0	0	2	1	0	2	0	1													
1950	16	4	3	4	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1										
1951	22	6	6	3	1	1																			
1952	19	8	2	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1											
1953	29	3	2	0	0	1	1																		
1954	21	3	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1													
1955	31	8	3	0	0	1	0	1																	
1956	10	0	0	1																					
1957	23	3	1	2	0	2																			
1958	13	2	1	2	1	0	0	0	0	0	1														
1959	21	1	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1											
1960	8	3	3	1	0	0	0	0	1																
1961	19	17	4	2	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1								
1962	56	8	2	2	0	3	0	1	0	1															
1963	13	9	5	0	0	1	0	1																	
1964	15	10	2	2	2	0	1	1	0	1															

Appendix 2, fortsättning *continued*

År Year	Antal överlevnadsår <i>Number of years of survival</i>																								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
1965	19	1	2	3	0	0	1	0	1	0	2														
1966	14	6	4	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1						
1967	1	2	4	7	3	0	0	0	0	0	1														
1968	9	1	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1										
1969	13	1	0	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2											
1970	9	3	2	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1												
1971	5	0	2	0	3	1	2	1	0	2															
1972	16	1	3	0	3	1	2	3	0	2	0	0	1												
1973	24	4	2	1	1	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0		0	0	0	1					
1974	13	7	6	2	2	1	1	4	2	3	1	0	0	0	1										
1975	12	4	2	0	1	0	2	0	1	0	1														
1976	9	1	1	0	1	0	1																		
1977	19	12	5	1	1	0	1	0	2																
1978	19	11	2	1	0	2																			
1979	10	4	3	0	5	1	1	1																	
1980	11	8	2	3	2	1	1	0	0	1	1	1													
1981	15	2	4	2	1	2																			
1982	18	1	5	1	1	1	0	0	0	1															
1983	5	12	3	0	1	0	1																		
1984	23	3	1	1	1	0	1																		
1985	14	3	1	1	1	1																			
1986	16	5	0	2	1	1																			
1987	5	2	0	2	1																				
1988	9	4	1	2																					
1989	7	3	2																						
1990	11	5																							
1991	12																								



### Appendix 3

Ålder vid återfyndstillfället för samtliga som döda återfunna ringmärkta sparvhökar från olika ringmärkningsår.

*Age when recovered for all ringed Sparrowhawks found dead for different years of ringing.*

År Year	Antal överlevnadsår Number of years of survival												År Year	Antal överlevnadsår Number of years of survival											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1926	1												1959	5	3	2	0	1							
1927	0												1960	6											
1928	0												1961	6	4	2	0	0	0	2					
1929	2												1962	13	0	1									
1930	0												1963	6	1	1	1	1	0	1					
1931	0												1964	9	2	0	2	1	2						
1932	0	1											1965	7	0	1									
1933	4	2	1	1									1966	3	1										
1934	2	2											1967	2	1	0	1	0	0	0	0	1			
1935	0												1968	7	1	0	0	0	1						
1936	1	0	1										1969	7	1	0	1	1	0	1					
1937	5												1970	10	6	2	2								
1938	3												1971	2	2	1	1	0	0	1					
1939	4												1972	2	1	1	0	0	0	0	0	1			
1940	0	1											1973	8	1	2									
1941	0												1974	10	4	0	1	1							
1942	2												1975	11	3	3	1								
1943	0												1976	2	6	2									
1944	2	2	0	0	0	0	0	1					1977	19	5	2	2	2	0	1	2	0	0	1	
1945	6	0	3										1978	24	3	2	3	1	0	0	2				
1946	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1			1979	17	2	3	2	1	2	0	1	0	0	0	1
1947	7	2	0	0	1								1980	17	3	5	0	3	0	1					
1948	6	1	4										1981	22	2	2	2	0	0	1	0	0	1		
1949	6	2	2	0	0	1	0	0	1				1982	36	5	4	3	2	1	0	0	2			
1950	21	2	1	0	2								1983	33	10	5	2	0	1	0	0	1			
1951	10	1	1	0	1								1984	50	11	2	2	1	0	1	2	1			
1952	7	1	0	0	1	0	0	0	1				1985	42	10	3	1	0	1						
1953	9	1	1										1986	47	7	6	0	2	2						
1954	9	3	2										1987	20	3	5	7	1							
1955	5	2	1	1									1988	32	7	5	2								
1956	2	0	0	1	1								1989	22	6	1									
1957	3	1											1990	27	5										
1958	5	0	1										1991	32											

## Summary

*Estimates of survival and population development of the Osprey Pandion haliaetus, Common Buzzard Buteo buteo, and Sparrowhawk Accipiter nisus in Sweden.*

I have used 1652 ring recoveries of the Osprey, 1436 of the Common Buzzard and 1008 of the Sparrowhawk to analyse survival rate. The survival rates have then been used to predict the population trends of the species. I have used for estimation of the survival rates the likelihood methods of North & Morgan (1979) and the method of Henny et al. (1970) for estimation of the population trends.

The estimated survival of the Osprey is, if only the recoveries from birds reported "found dead" are used, 65.0% in the first year and 81.5% in the years thereafter. The number of birds deliberately killed have been decreasing from the beginning of the 1970s. Calculation of the Osprey population trend by using the survival percentage obtained if no killing takes place, suggests that the increase should be about 11% per year assuming a breeding success of 1.7 fledgings per nest. The Osprey population seems to increase in parts of Sweden but seems to be stable in other parts. There could be two main explanations, or a combination of them, for the slow increase. Most nests are built in Scotch Pine trees and these places may be too few and already occupied, and/or the Ospreys may start their first breeding when they are four, five or six years old instead of three years as assumed in the calculations.

The Swedish Buzzard population is decreasing, probably due to fewer open areas and wetlands. The number of migrating Buzzards at Falsterbo in the 1980s is about one third what it was in the 1940s.

The survival of the Buzzard, if only the birds recovered as "found dead" are used in the estimation, is 47.8% in the first year, 65% in the second year and 76.2% in the third year and later. The killing by shooting has declined since the 1970s. Danish and Swedish investigations show that only 70% of the breeding attempts will succeed, indicating that only 1.4 young leave each nest. This breeding success is not sufficient and consequently the population of the Buzzard is decreasing, with 1.7% per year. The Buzzard is very dependant on voles for feeding their young and perhaps have the habitats changed so that they are less suitable for voles.

The population of the Sparrowhawk should be increasing in Sweden by about 13% per year if producing 2.7 fledgings per nest. This estimate is based on birds "found dead" with an estimated survival of about 36.1% in the first year, 61.3% in the second year and 64.5% in all other years. But the Sparrowhawk is a raptor with a life history similar to that of passerines. It also depends on passerine prey for its survival. Therefore the Sparrowhawk shows high mortality in hard winters like their prey, perhaps due to shortage of small passerines. After mild winters the population will rapidly increase again and the fluctuation seen to be a normal pattern in this species. There are for the moment no threats to the Sparrowhawk population in Sweden.



## Biotopval, populationsutveckling och häckningsbiologi hos skärpiplärka *Anthus spinoletta littoralis* i ett småländskt skärgårdsområde

TOMMY LARSSON

---

### Abstract

A population of breeding Rock Pipit *Anthus spinoletta littoralis* was studied in 1979–1990 in the archipelago off Oskarshamn in southeastern Sweden. Between 9 and 31 pairs were found breeding in the study area, at densities of 0.04–0.13 pairs/hectare in the different years. Population density declined abruptly between 1984 and 1985, probably due to harsh winter conditions. Territory size was usually 1–3 hectares. Average clutch size was 5.29 eggs/

clutch and 4.53 chicks/clutch. For their breeding Rock Pিপits preferred habitats with stones, seaweed on the shoreline and a rich cover of low vegetation, to more barren habitats. Breeding success was higher in the preferred habitat.

Tommy Larsson, Granholmogatan 8, S-570 40 Oskarshamn, Sweden

---

Received 7 February 1993, Accepted 1 October 1994, Edited by Å. Lindström

### Inledning

Jag har under åren 1979–1990 studerat en population skärpiplärkor i ett skärgårdsområde i Oskarshamns kommun i östra Småland. Avsikten med undersökningen har varit att studera skärpiplärkans häckningsbiologi samt hur individerna inom en population uppträder under och efter häckningssäsongen. Tonvikten i studien har lagts på revirstorlek och revirtäthet samt den inverkan häckningsbiotop och boplatsval kan ha på häckningsframgången. En central frågeställning har varit hur artens optimala häckningsbiotop ser ut.

Skärpiplärkan *Anthus spinoletta* häckar i Sverige sparsamt till sällsynt, men lokalt tämligen allmänt längs kusten och i ytterskärgården (SOF 1990). Antalet häckande par i Sverige har uppskattats till ungefär 100 000 par (Ulfstrand & Högstedt 1976). I skärgårdarna på väst- och östkusten tycks skärpiplärkan häcka med högst täthet. På Nidingen och den närbelägna Malön utanför halländska kusten beräknades den häckande populationen till som mest 90 revir under 1980-talet (Askenmo & Unger 1986). En inventering av den nordsmåländska skärgården 1984 gav ett 90-tal häckande par (Larsson 1984). I Uppland uppskattades det häckande beståndet till ungefär 1 000 par i början av 1990-talet (Douhan et al. 1991). Eftersom landskap som Östergötland och Södermanland har en likartad skärgård som den i

Småland och Uppland, bör det finnas gott om skärpiplärkor även i dessa landskap. Ju längre norrut i Sverige man kommer, ju sparsammare blir skärpiplärkan som häckfågel (Amcoff et al. 1990, SOF 1990)

Det finns inte så många arbeten publicerade som berör den skandinaviska rasen *Anthus spinoletta littoralis*. På Nidingen och i närliggande kustområden har dock häckningsbiologiska studier utförts (Askenmo & Unger 1986, Neergaard & Askenmo 1988). Vid Åsa i norra Halland har ekologiska och etologiska studier av skärpiplärka och ängspiplärka *Anthus pratensis* bedrivits under en följd av år (Elfström 1979, 1988).

### Undersökningsområdet

Jag har studerat skärpiplärkor i ett område beläget längs mellersta Smålandskusten. Det mesta av fältarbetet har genomförts på Furö samt i skärgården norr om Oskarshamns stad (Fig. 1). Sporadiska studier har även bedrivits i Misterhults naturreservat, i Oskarshamns norra skärgårdsområde, i den södra skärgårdssdelen i Västerviks kommun samt på öar i skärgården söder om Oskarshamn.

Kärnområdet omfattar ungefär 85 öar och skär samt en mindre fastlandsyta. Sistnämnda område är

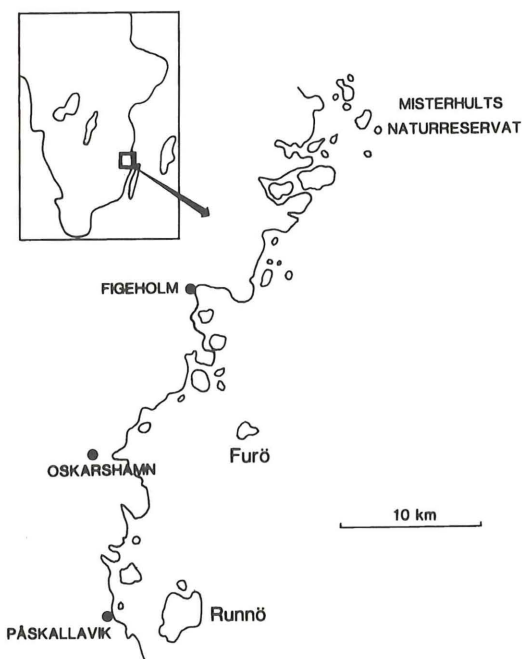


Fig. 1. Undersökningsområdet i närheten av Oskarshamn. The study area near Oskarshamn in southeastern Sweden.

beläget vid inloppet till Oskarshamns hamn och består av öar sammanbundna med fastlandet genom utfyllnader och en stenpir. De flesta öarna ligger mindre än 1 km från fastlandet. En större ö, Furö, ligger dock ungefär 9 km från Oskarshamns hamn.

Undersökningsområdet domineras av urbergsskärgård med släta hållar och branta klippor. Många av öarna saknar såväl strandängar och vassbevuxna stränder som träd, buskar och högre örtvegetation. Det finns dock några avvikande lokaler. Öarna Furö och Stora Rönnen hyser rikliga bestånd av täta buskage, mestadels enar. Furö, Saxskär och Ärnermar hyser de största bestånden av träd och trädgångar. På Furö dominerar tallen, medan al är det vanligaste trädslaget på de båda andra lokalerna.

Skärgårdsområdet söder om Oskarshamn övergår söderut från urbergsskärgård till kambrosilurisk berggrund, vilket får till följd att öarna är låga i sin profil. På dessa öar dominerar gräs och mindre stenar och det är inte ovanligt med gräsvegetation ända ut till strandlinjen.

## Metoder

Under åren 1979–88 har fältarbetet bedrivits under

tiden 1 april till 15 september. På grund av en mycket sen vår kom dock inte studierna under 1987 igång förrän efter den 15 april. Det fältarbete som genomfördes 1989–90 var av sporadisk karaktär.

Under april och maj har arbetet i huvudsak varit inriktat på att taxera sjungande hanar och kartlägga revir och revirgränser. Vid denna tidpunkt är skärpiplärkan relativt lättinventerad eftersom hanens sång med tillhörande sångflykt kan noteras vida omkring. Av de 248 revir där skärpiplärkor häckat under åren 1979–90 har 207 revir (84%) konstaterats genom studier av sång och sångflykt. De 41 resterande revire (16%) har upptäckts i samband med att adulta fåglar matat boungar eller ungar som nyligen lämnat boet.

De flesta adulta fåglar har ringmärkts i anslutning till märkningen av boungarna. Flygga ungar samt kringströvande och furagerande individer har infångats med hjälp av slöjnet. Alla ringmärkta fåglar har erhållit en aluminiumring samt en individuell kombination av färgade plastringar.

Samtliga öar och fastlandslokaler där skärpiplärkor bedömts ha möjligheter att häcka har besökts vid minst tre tillfällen under häckningssäsongen. Data har då samlats in vad gäller tidpunkt för revirhävdande, häckningsbiotop, revirstorlek, boplatssval, kullstorlek och ungdödlighet. Under perioden 20 juli till 15 september har arbetet i fält varit inriktat på ringmärkning samt på att kartlägga ungfågelnas furageringsmönster.

Eftersom skärpiplärkorna till största delen uppehåller sig i strandzonen på öar, med vatten som naturlig barriär, har det i de flesta fallen varit lätt att fastställa revirgränserna. På öar och fastlandslokaler med flera par har iakttagelser av färgmärkta individer möjliggjort bestämningen av revirgränserna. Vad gäller oparade hanar så har dessa betraktats som revirhävdande om de hållit revir i mer än två veckor.

## Resultat och diskussion

### Populationens storlek och numerära utveckling

Under åren 1979–84 var antalet häckande par stabilt (Fig. 2). Med häckning menas att fåglarna åtminstone har påbörjat bobygge. En markant nedgång skedde 1985, då endast nio häckningar kunde konstateras. Därefter har antal häckande par ökat nästan varje år, men inte någon häckningssäsong var antalet par på samma nivå som under åren 1979–84. Populationsutvecklingen var liknande i det närbelägna Misterhults naturreservat. I detta område fanns 1984 26 besatta revir. Vid uppföljande inventeringar 1987,



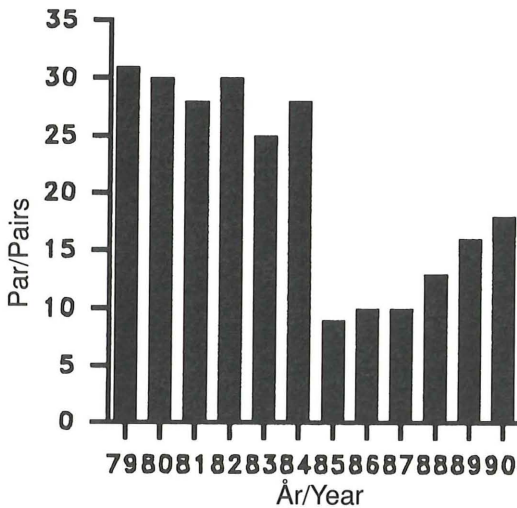


Fig. 2. Antalet häckande par skärpiplärkor i undersökningsområdet runt Oskarshamn 1979–90.

*Number of breeding Rock Pipit pairs near Oskarshamn 1979–90.*

1988, 1990 och 1991 var antalet revir 10, 11, 18 respektive 11.

Fluktuationer i bestånden av skärpiplärka har noterats också på andra platser. En undersökning i norra Halland åren 1967–83 visade en negativ trend vad gäller antalet häckande par (Elfström 1988). Vid sträckräkningar vid Falsterbo noterades följande antal skärpiplärkor höstarna 1979–90: 1979–20, 1980–60, 1981–62, 1982–35, 1983–46, 1984–50, 1985–32, 1986–22, 1987–15, 1988–29, 1989–22 samt 1990–23 sträckande individer (Roos 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1985, 1990, 1991a,b, 1993). Notera att det finns vissa likheter med populationsutvecklingen i Oskarshamn, särskilt nedgången mellan 1984 och 1985.

Den krasch i populationen av skärpiplärka som skedde i mitt undersökningsområde 1984/1985 kan möjligen förklaras utifrån klimatet i övervintringsområdet. Vintrarna i Västeuropa 1979–84 får betraktas som normala i temperaturhänseende. Efterföljande år kännetecknades av en rad stränga vintrar. Undersökningar av klimatet i bland annat Norrköping under åren 1984–1986 visar att månadstemperaturen för januari och februari var mycket under det normala (Vedin 1987).

Sammanlagt ringmärktes 425 skärpiplärkor: 29 adulta hanar (2K+), 27 adulta honor (2K+), 152 nyligen flygga ungar (1K) samt 217 boungar. I Fig. 3 visas de återfynd som har gjorts av skärpiplärkor ringmärkta i skärgården kring Oskarshamn åren

1979–1986. Materialet är ringa – endast tre fynd under perioden december–februari. Två av dessa är från området kring Engelska kanalen. Skärpiplärkor ringmärkta i Sverige och som kontrollerats och återfunnits utanför landet under perioden november–mars åren 1938–1992 har gett sammanlagt 29 fynd (Ringmärkningscentralen i brev, Ringmärkningscentralen 1989a,b,c, 1990, 1992a,b, 1994). Fynden fördelar sig enligt följande: Danmark 2, Tysklands nordsjökust 1, Holland 3, Belgien 1, Englands kanalkust 4, Frankrikes kanalkust 10, Biscayabukten, Frankrike 6, Spaniens nordkust 1 samt Portugal 1. Skärpiplärkorna uppehåller sig alltså under vintern i områden som ibland kan få svår kyla. De stränga vintrarna som förekom i mitten av 1980-talet kan ha orsakat stor dödlighet hos skärpiplärkor i deras övervintringsområden, vilket skulle kunna förklara den markanta populationsnedgången i Oskarshamns-området. I sammanhanget kan nämnas att de hårda vintrarna resulterade i sjunkande fångst-siffror vid Ottenby för arter som kungsfågel, gärdsmyg och bofink (Pettersson 1991), arter som övervintrar i samma geografiska område som skärpiplärkorna.

#### *Revirstorlek*

Skärpiplärkan hör till de fåglar som mycket aktivt varnar och försvarar revir när de har bo eller flygga



Fig. 3. Återfynd under vintern (december–februari) av skärpiplärkor ringmärkta runt Oskarshamn 1979–86.

*Winter recoveries (December–February) of Rock Pipits ringed near Oskarshamn 1979–86.*

ungar. Närmar man sig en ö med ett häckande par möts man redan 15–20 meter från ön av varnande fåglar. Det är vanligt att besökare eskorteras genom hela reviret av protesterande föräldrar (Southern 1937). Egna iakttagelser visar att redan innan man passerat genom det första reviret så möter häckande fåglar upp och varnar från intilliggande revir.

Varnande fåglar är således ett beteende som kan underlätta registrering av revirgränser. Ett bra hjälpmedel för att få kunskap om revirens placeringar är att notera hanarnas sångposter, som i många fall är placerad i närheten av revirets gräns (Pätzold 1984).

Totalt har 248 revir registrerats där skärpiplärkor har häckat. Dessutom har revirhävdande hanar noterats inom 26 revir. De totalt 274 reviren är fördelade på 59 olika lokaler i form av öar, stenpirar, sjömärken och bryggor. Majoriteten av de etablerade reviren har en storlek av 1–2 hektar, och inom en revirstorlek av 1–3 hektar återfinns hela 78% av reviren (Tabell 1).

Beräkningar av revirens storlek har baserats på öarnas landareal. Vattenområdet kring en ö där skärpiplärkor häckat har sålunda inte räknats in i revirets storlek. Om lokalen däremot haft flera häckande par har revirstorleken bedömts utifrån fåglarnas revirhävdande beteenden. Det är svårt att finna uppgifter om revirstorlek hos skärpiplärkor från andra områden. Rasen *alticola*, som studerats i Wyoming, USA, etablerade revir om 1,5–3,3 hektar (Verbeek 1970). Det kan vara vanskligt att få goda uppgifter om revirstorlek hos en art som skärpiplärkan. En ös yta kan till exempel vara stor nog åt 1 1/2 par, men i realiteten kan naturligtvis endast ett par häcka. Detta par utnyttjar då hela ön och den uppmätta revirstorleken blir ”för stor”.

I Fig. 4 illustreras revir och revirbeteende inom ett litet skärgårdsområde i Oskarshamn, som förhållandet var häckningssäsongen 1983. Reviren A och B

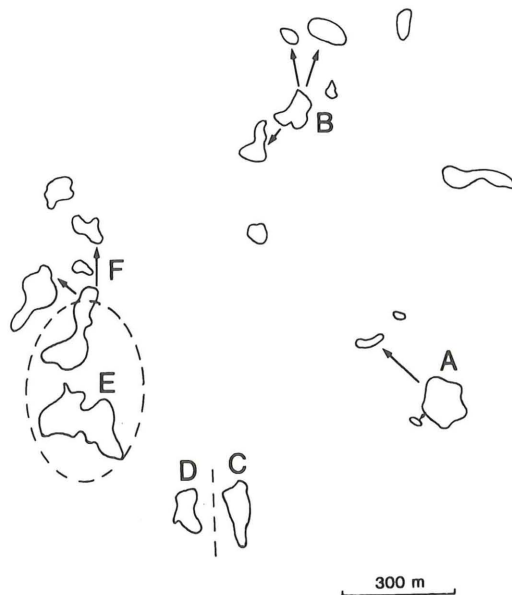


Fig. 4. Exempel på revirstorlek och revirnyttjande hos skärpiplärkor inom studieområdet runt Oskarshamn. A–F är olika revir. Pilarna visar förflyttningar inom reviren, och de streckade linjerna indikerar revirgränser.

*Example of territory size and use of territories by Rock Pipits in the study area. A–F are different territories. Arrows indicate feeding movements, and hatched lines show territory boundaries.*

låg isolerat från varandra och de häckande paren på dessa öar gjorde aldrig utflykter till andra revir inom området. En huvudanledning till detta beteende torde ha varit att fåglarna stannade kvar och furagerade på ”sina” öar för att på så sätt slippa flyga längre sträckor över öppet vatten och riskera att bli byte för någon predator. Reviren C och D var däremot belägna nära varandra, ungefär 50 meter. Trots närheten noterades endast ett fåtal intrång med revirstrider som följd. Förklaringen kan vara att fåglarna hade tillräckligt med föda på sin ”egen” ö. Dessutom kanske detta exempel visar att vattnet utgör en barriär för piplärkornas rörelsemönster. Det största reviret hade det par som häckade inom område E. Paret hade två stora öar till sitt förfogande. Ett år, 1982, häckade ytterligare ett par inom området, men på den norra delen av den ena ön, revir F. Under tidigare häckningssäsonger hade paret i revir E ofta furagerat i detta område, men nu hade det nya paret etablerat sig där. Detta par trängde sig dock inte in i revir E, utan valde i stället att söka föda på de små öarna och kobbarna norr om reviret.

Tabell 1. Revirstorlek hos skärpiplärka i ett småländskt skärgårdsområde.

*Territory size of Rock Pipits near Oskarshamn in south-east Sweden 1979–1990.*

Revirstorlek (ha) Territory size (ha)	Antal revir Number of territories
<1	18
1–2	160
2–3	65
>3	31
Summa Total	274



Som ovanstående exempel indikerar var regelbundna revirstrider ovanliga ute bland öarna. Ett helt annat beteende uppvisade de skärpiplärkor som häckade på den större ön Furö. Här fanns som mest 12 etablerade revir och här förekom ofta revirstrider, mestadels i strandzonen.

### Revirtäthet

Det är svårt att beräkna revirtäthet hos en art som skärpiplärka. De öppna vattenytor som finns mellan öarna bör ju knappast räknas med som presumtiva revirområden. I min undersökning låg 64 bon (85%) mindre än 50 meter från strandlinjen. Detta stämmer väl överens med andra studier (Askenmo & Unger 1986, Elfström 1988). En engelsk undersökning visade att i en gynnsam biotop försvarar ett häckande par ett område av 200 – 250 meter från strandlinjen (Gibb 1956). Om man utgår från att merparten av skärpiplärkornas bon är belägna ca 50 meter från vattnet, så bör ett avstånd av 100 – 150 meter från strandlinjen utgöra en lämplig yta för revirets omfång från stranden och inåt land.

Den totala yta inom undersökningsområdet som utgör möjlig häckningsplats för skärpiplärkorna bör därför vara ungefär 230 hektar. Huvuddelen av reviren beräknas finnas på öar (96%). Då har inte helt skogsbeklädda öar samt mycket små skär och kobbar räknats in. Andelen häckningsbar yta på fastlandet beräknas vara liten. Stora strandområden är bebyggda och inom stora arealer finns tät träd- och buskvegetation ända ute i strandlinjen. En öppen yta med viss gräs- och örtvegetation är mer tilltalande för skärpiplärkorna, se nedan.

Högsta antalet häckningar noterades 1979 då 31 par häckade inom området (Fig. 2). Det fanns då 0,13 par/hektar. Bottenåret 1985, med endast nio häckande par, var revirtätheten 0,04 par/hektar. Arten uppträder således med en gles population i skärgården utanför Oskarshamn.

Med tanke på svårigheterna att uppskatta revirtäthet hos en population som häckar på många små öar kommer man kanske närmare sanningen om man beräknar revirtätheten på en större ö som Furö. Där häckade som mest 12 par under en häckningssäsong, en revirtäthet på 0,48 par/hektar. Denna revirtäthet stämmer bättre överens med andra undersökningar.

På Nidingen noterades mellan 25 och 50 revir under några undersökningssår på 1980-talet (Askenmo & Unger 1986), en revirtäthet på 0,84 – 1,67 par/hektar, alltså väsentligt högre täthet än inom mitt undersökningsområde på ostkusten. Det finns uppgifter om revirtäthet även för andra piplärkor. I ett

alpint område i Mont-Blanc nära Chamonix i Schweiz häckade vattenpiplärkor *Anthus spinoletta spinoletta* med en täthet av 0,32 par/hektar, 0,16 par/hektar samt 0,35 par/hektar i olika undersökningsområden (Catzefflis 1978). I Wyoming, USA, noterades 0,5 par/hektar av rasen *Anthus spinoletta alticola* (Verbeek 1970).

### Häckningsbiotoper

Skärpiplärkan häckar mestadels i klippterräng vid kusten och i ytterstskärgården, men skillnader i biotop kan vara avsevärd mellan olika revir och öar. Utifrån de revir som varit etablerade i undersökningsområdet åren 1979–90 har häckningsbiotoperna delats in i två typer. Dessa är:

*Biotop A.* Denna biotop kännetecknas av att markvegetation är sparsamt förekommande. Om den förekommer finns den i små partier och isolerade stråk längs klippskrevor. Förekomsten av tångvallar är liten. Öarna, som antingen är låga hållskär med släta klippor eller högre, branta klippor, saknar nästan helt större partier med buskar och träd.

*Biotop B.* Hit räknas låga öar med rik tillgång på markvegetation, tångvallar och stenar. Till skillnad från den andra biotopen förekommer vegetationen ända ut till vattenlinjen. Ofta förekommer högre örtvegetation.

### Biotopernas attraktionskraft på de häckande skärpiplärkorna

Är vissa biotoper mer attraktiva än andra för häckningen? För att få svar på frågan jämförde jag proportionen av de olika biotoperna med antalet revir som upprättats under åren 1979–90.

Totalt beräknas 86 revir finnas tillgängliga för piplärkorna varje häckningssäsong. Denna bedömning grundar sig främst på det faktiska antalet revir (59) som fåglarna nyttjat under undersökningssåren. Med utgångspunkt från att ett revir bör vara 1–3 hektar stort bör skärpiplärkorna ha ytterligare 27 revir, till övervägande del öar, till sitt förfogande. De båda biotoperna är relativt jämnt fördelade inom området. Biotop A utgör 45% och biotop B 55% av alla presumtiva häckningsrevir. Skärpiplärkorna nyttjade dock inte biotoperna i proportion till deras förekomst. Av de 274 revir som varit etablerade under åren 1979–90 var en klar majoritet (78%) etablerade i biotoper som domineras av stenar, gräs och tångvallar (biotop B). Den biotop man traditionellt förknippar med skärpiplärkan – klippöar med sparsam vegetation – attraherade endast 60 par

Tabell 2. Antalet häckningar av skärpiplärka i två olika biotoper i Oskarshamns skärgård 1979–1990. Biotop A domineras av kala klippor med sparsam vegetation. Biotop B är rik på stenar, låg vegetation och tångvallar.

*Number of breeding occasions of Rock Pipits in two different habitats in the archipelago of Oskarshamn 1979–1990. Habitat A is characterised by barren rocks with only sparse vegetation inbetween. Habitat B is dominated by rich low vegetation, stones and seaweed on the shore.*

År	Antal häckande par	Antal par i biotop A (% av totalantalet)	Antal par i biotop B (% av totalantalet)
Year	Number of breeding pairs	Number of pairs in habitat A (% of all pairs)	Number of pairs in habitat B (% of all pairs)
1979	31	5 (16)	26 (84)
1980	30	6 (20)	24 (80)
1981	28	5 (18)	23 (82)
1982	30	7 (23)	23 (77)
1983	25	4 (16)	21 (84)
1984	28	3 (11)	25 (89)
1985	9	2 (22)	7 (78)
1986	10	2 (20)	8 (80)
1987	10	1 (10)	9 (90)
1988	13	2 (15)	11 (85)
1989	16	2 (12)	14 (88)
1990	18	1 (5)	17 (94)
Summa	248	60 (24)	188 (76)
Total			

(22 %). Ser man enbart till de häckande paren, är skillnaden i biotoputnyttjande lika tydlig (Tabell 2). Totalt har 76% av alla par valt att häcka i biotop av typ B. De skärpiplärkor som häckar i östra Smålands skärgård, där det finns många öar bestående av klippor och släta hällar med sparsam vegetation, väljer faktiskt främst att häcka på öar med riklig vegetation.

En undersökning i norra Halland visade att skärpiplärkorna där häckade i områden med klippljung-hed i det yttre havsbandet (Elfström 1988). Även på denna lokal var alltså plärkorna knutna till en biotop med riklig markvegetation. På Nidingen häckade skärpiplärkorna på moränmark där stränderna till största delen var täckta av sten i olika storlekar. Innanför denna steniga zon fanns ett bälte med kortvuxen vegetation (Askenmo & Unger 1986). Dessa studier visar att biotoper med stenar och markvegetation attraherar skärpiplärkorna.

Varför föredrar då skärpiplärkorna biotoper med stenar, gräs och annan örtvegetation? Skydd mot predatorer kan vara en viktig faktor och tillgången på föda bör vara en annan. Undersökningar i Norge har visat att skärpiplärkor äter flugor (bland annat *Coelopa*) från rutten tång, men också insekter från gräsvegetation intill stranden (Haftorn 1971). På Nidingen utgör markvegetationen i strandzonen ett betydelsefullt födosöksområde (Askenmo & Unger 1986).

I Oskarshamns skärgård födosöker skärpiplärkorna främst i tre olika områden. 1) I själva strandzonen, främst i de tångvallar som ofta ligger i strängar intill strandkanten. 2) Innanför strandzonen i ett område med gräs- och örtvegetation. Där ligger vanligtvis också boet. 3) En tredje områdestyp domineras av tall, en, al och oxel. I toppen av dessa träd och buskar förekommer ofta svärmar av knott och andra mindre insekter.

#### Boplatsval

Skärpiplärkornas boplatsval tycks vara ytterligare en faktor som förklarar varför biotoper med stenar, gräs och örtvegetation är så populära. Stenar och stenblock utgör den största attraktionen på fåglarna när det gäller val av boplats (Tabell 3). Av de 83 bon som blivit funna har 58 (70%) hittats bland stenar och gräs. Endast 9 bon (11%) har hittats i klippskrevor. Åtta av häckningarna i sistnämnda bon misslyckades.

Bland stenar och gräs är boet lättare att gömma för predatorer än när det ligger i kala och klippiga biotoper. Matande föräldrar kan kringgå upptäckt på vägen till och från boet och ungar som nyligen lämnat boet har lättare att gömma sig. Ytterligare en fördel med att placera boet i stenig biotop med gräsvegetation i stället för i en klippskreva, är att risken för väta på ungarna minskar. Ihållande regn kan leda till att vatten samlas i klippskrevorna. I flera fall har ungarna drunknat i bon som varit placerade på detta sätt. De åtta fall där häckningar i klippskrevor misslyckades berodde alla på att regnvattnet inte hann rinna bort i den takt som var nödvändig för att hålla boet torrt!

#### Kullstorlek

De flesta bon har hittats i samband med att föräldrarna matat boungar, vilket även tycks vara fallet i andra undersökningar (Askenmo & Unger 1986). Av 83 funna bon har endast sju påträffats med ägg. Resterande bon har nästan alla hittats när ungarna



Tabell 3. Boplatsval hos häckande skärpiplärka i Oskarshamns skärgård 1979–1990.

*Nest-site selection by Rock Pipits in the archipelago of Oskarshamn 1979–1990.*

Boplats <i>Nest-site</i>	Antal bon (% av totalantalet) <i>Number of nests (% of all nests)</i>
Under stor sten med omgivande vegetation <i>Under big stone, with surrounding vegetation</i>	27 (32)
Bland mindre stenar med omgivande vegetation <i>Among smaller stones, with surrounding vegetation</i>	16 (19)
I stenfyllnader, sprängsten <i>In stone fillings, blast stone</i>	15 (18)
I klippskrevor <i>In rock crevices</i>	9 (11)
Bland gräs, tuvor och tång <i>Among grass, tussocks and seaweed</i>	6 (7)
Under bräda eller fisklåda <i>Under piece of wood or wooden box</i>	6 (7)
I sjömärke eller under brygga <i>In sea-mark or under small wooden bridge</i>	4 (5)
<b>Summa Total</b>	<b>83 (100)</b>

varit märkstora, alltså sex-sju dygn gamla eller äldre.

Mina resultat baserar sig alltså på hur stora kullarna var vid märkningstillfället. De flesta kullarna bestod då av 4–5 ungar med ett medelvärde på 4,53

ungar per kull (Tabell 4). De sju bon som påträffats med ägg innehöll i genomsnitt 5,29 ägg per kull. Inga andrakullar finns med i detta material.

På Nidingen innehöll förstakullen i genomsnitt 4,07 ägg och 3,87 kläckta ungar (Askenmo & Unger 1986). Kullarna i Oskarshamns skärgård var alltså större än på Nidingen. Skärpiplärkor av rasen *alticola* i Wyoming hade 2,87 respektive 3,85 kläckta ägg per kull under två olika år (Verbeek 1970). I Schweiz (rasen *spinoletta*) kläcktes 3,00 respektive 3,87 ägg/kull under två olika undersökningsår. Antalet lagda ägg i dessa kullar var emellertid högre – 4,37 respektive 4,73 ägg/kull (Catzeflis 1978). Även om det inte alltid är helt relevant att jämföra häckningsresultat för olika raser i helt olika häckningsbiotoper, så framstår ändå kullarna i Oskarshamns skärgård som stora.

Av de 49 bon som redovisas i Tabell 4 har 40 (82%) påträffats på öar där förekomsten av stenar, gräs, annan örtvegetation och tångvallar är riklig. Kullstorleken i dessa bon är högre (4,83 ungar/kull) än i de bon som påträffats i mer kal och klippig miljö (4,33 ungar/kull).

På Nidingen lade äldre honor större kullar än de honor som häckade för första gången (Askenmo & Unger 1986). Detta stämmer väl överens med resultat från Oskarshamns skärgård. Av de 49 bon som redovisas i Tabell 4 har nio kullar (18%) lagts av honor som varit äldre än två år. Dessa kullar innehöll i genomsnitt 5,33 märkstora ungar/kull.

I Tabell 4 är det förstakullar som redovisas. Även om antalet andrakullar i mitt material är få, nio kullar, visar det sig att kullstorleken genomgående är mindre i dessa kullar, närmare bestämt 3,78 märkstora ungar per kull. Kullstorleken hos skärpiplär-

Tabell 4. Kullstorlek (ungar 6 dygn eller äldre) hos skärpiplärka i olika biotoper i Oskarshamns skärgård 1979–1990.

*Clutch-size (young 6 days or older) of Rock Pipits in two different habitats in the archipelago of Oskarshamn 1979–1990.*

Biotop <i>Habitat</i>	Kullstorlek <i>Clutch size</i>				Summa <i>Total</i>	Medelvärde <i>Mean</i>
	3	4	5	6		
Kala klippor med sparsam vegetation. <i>Barren rocks with sparse vegetation.</i>	2	3	4	0	9	4,33
Riklig förekomst av stenar, låg vegetation och tångvallar. <i>Rich occurrence of low vegetation, stones and seaweed.</i>	0	11	25	4	40	4,83
<b>Summa Total</b>	<b>2</b>	<b>14</b>	<b>29</b>	<b>4</b>	<b>49</b>	<b>4,53</b>

kan blir mindre ju längre häckningssäsongen har förflutit (Askenmo & Unger 1986). Denna företeelse är känd från flera andra arter, bland annat hos talgoxe och blåmes (Lack 1966).

### Ungfågelnas rörelser

Den första tiden efter det att ungarna lämnat boet uppehåller de sig i boets omedelbara närhet. Inga ingående studier har gjorts, men intrycket är att ungar som växer upp i en biotop som består av kala klippor och skär klarar sig sämre än de som är födda i en biotop som domineras av riklig gräsvegetation och stenar. Efter en tid blir rörligheten hos ungarna mer märkbar. Ofta sker födosök i strandzonen på den ö där de är födda. När ungarna är ungefär fem veckor gamla börjar de besöka andra öar i grannskapet. Det har då varit vanligt att de gamla fåglarna stannat kvar på häckningsön för att rugga. Genom kontroller av ringmärkta boungar har vissa ungars rörelsemönster kunnat kartläggas. Ungar från olika öar tycks attraheras av vissa öar där de samlas och födosöker tills det är dags för avflyttning från området.

Ett genomgående drag är att ungfågelnas tycks samlas på öar där vegetationen är riklig och där det finns en bra tillgång på stenar och en del buskvegetation. På en del av dessa lokaler har ibland funnits upp till 30 individer samtidigt. En vanlig företeelse är också att ungarna lämnar lokaler där flera adulta fåglar stannar kvar och ruggar, exempelvis på Furö, en lokal med många revir vissa år. Ansamlingar av ungfåglar har också noterats hos andra raser av skärpiplärka, bland annat i Wyoming, USA, där stora flockar av juvenila fåglar noterades medan föräldrarna ruggade (Verbeek 1970).

### Slutsats

Skärpiplärkor attraheras för sin häckning mer av områden med stenar, tångvallar, gräs och annan örtvegetation, än av klippöar med sparsam förekomst av stenar och vegetation. Såväl de häckande fåglarnas förflyttningar mellan olika revir, som kullstorlek, häckningsframgång och ungfågelnas rörelser efter föräldratiden stärker uppfattningen att områden med stenar och vegetation utgör den lämpligaste biotopen för häckande skärpiplärkor.

### Tack

Ett stort tack till Åke Nilsson för all hjälp med det mödosamma fältarbetet. Ett tack också till Magnus Kasselstrand, Jan-Åke Nilsson och Åke Lindström

för värdefulla synpunkter på manus. Medel för undersökningen har erhållits ur Elis Wides fond.

### Referenser

- Amcoff, M., Bonnedahl, J., Egnell, G., Kalman, B., Norleig, R. & Olsson, C. 1990. Fågelrapport för Västerbotten 1990. *Fåglar i Västerbotten*. Suppl. 4.
- Askenmo, C. & Unger, U. 1986. How to be double-brooded: Trends and timing of breeding performance in the Rock Pipit. *Ornis Scand.* 17:237–244.
- Catzefflis, F. 1978. Biologie du Pipit spioncelle. *Nos Oiseaux* 34:287–302.
- Douhan, B., Edholm, M., Granberg, B., Haavisto, S., Rosengren, D., Tjernberg, M. & Westin, P. 1991. Fågelrapporteringen, Uppland 1990. *Fåglar i Uppland* 18:203–248.
- Elfström, T. 1979. *Display patterns of Meadow pipit (Anthus pratensis L.) and Rock Pipit (Anthus spinoletta littoralis Brehm) during the breeding season, a search for behavioural isolating mechanisms*. Ph. D. thesis, Dept. of Zoology, Univ. of Lund, Sweden.
- Elfström, T. 1988. Ångspiplärka *Anthus pratensis* L. och skärpiplärka *Anthus spinoletta littoralis* Brehm. Pp. 267–275 in *Fåglar i jordbrukslandskapet* (Andersson, S. ed.). *Vår Fågelvärld*, Suppl. 12.
- Gibb, J. 1956. Food, feeding habits and territory of the Rock Pipit *Anthus spinoletta*. *Ibis* 98:506–530.
- Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler*. Universitetsförlaget, Oslo.
- Lack, D. 1966. *Population studies of birds*. Clarendon Press, Oxford.
- Larsson, T. 1984. *Inventeringsrapport och ornitologisk värdering av häckfågelfaunan på öar och skär i Västerviks kommun, Oskarshamns kommun samt norra delen av Mönsäterås kommun. Häckningssäsongen 1984*. Länsstyrelsen i Kalmar län.
- Neergaard, R. & Askenmo, C. 1988. Skärpiplärkans häckning. *Fåglar på Västkusten* 22:50–57.
- Pettersson, J. 1991. Sen vår, dålig försommar – få lövsångarungar! *Calidris* 20:107.
- Pätzold, R. 1984. *Der Wasserpieper*. Die Neue Brehm-Bücherei. Wittenberg, Lutherstadt.
- Ringmärkningscentralen 1989a. *Report on Swedish Bird-ringing for 1983*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Ringmärkningscentralen 1989b. *Report on Swedish Bird-ringing for 1984*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Ringmärkningscentralen 1989c. *Report on Swedish Bird-ringing for 1985*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Ringmärkningscentralen 1990. *Report on Swedish Bird-ringing for 1987*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Ringmärkningscentralen 1992a. *Report on Swedish Bird-ringing for 1989*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Ringmärkningscentralen 1992b. *Report on Swedish Bird-ringing for 1990*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Ringmärkningscentralen 1994. *Report on Swedish Bird-ringing for 1992*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Roos, G. 1980. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1979. *Anser* 19:1–22.
- Roos, G. 1981. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1980. *Anser* 20:1–24.
- Roos, G. 1982. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1981. *Anser* 21:1–24.



- Roos, G. 1983. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1982. *Anser* 22:1–26.
- Roos, G. 1984. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1983. *Anser* 23:1–26.
- Roos, G. 1985. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1984. *Anser* 24:1–28.
- Roos, G. 1990. Sträckräkningar vid Falsterbo höstarna 1985, 1986 och 1987. *Anser* 29:3–52.
- Roos, G. 1991a. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1988. *Anser* 30:1–28.
- Roos, G. 1991b. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1989 med en sammanfattning av sex *Carduelis*-arters uppträdande 1973–90. *Anser* 30:229–258.
- Roos, G. 1993. Sträckräkningar vid Falsterbo hösten 1990, särskilt förekomsten av fyra invasionsarter mindre korsnäbb, svartmes, blåmes och sidensvans. *Anser* 32:1–28.
- SOF 1990. *Sveriges Fåglar*. 2:a uppl. Stockholm.
- Southern, H.N. 1937. Some notes on the late breeding behaviour of the Rock Pipit. *Brit. Birds* 32:2–4.
- Ulfstrand, S. & Högstedt, G. 1976. Hur många fåglar häckar i Sverige? *Anser* 15:1–32.
- Vedin, H. 1987. Vinterns väder 1986–87. *Fåglar i Norröpingstrakten* 7:9–10.
- Verbeek, N.A.M. 1970. Breeding ecology of the Water Pipit. *Auk* 87:425–451.

## Summary

*Habitat selection, population dynamics and breeding biology of the Rock Pipit Anthus spinoletta littoralis in southeastern Sweden.*

A breeding population of Rock Pipits *Anthus spinoletta littoralis* was studied in a coastal area near Oskarshamn in southeastern Sweden in 1979–1990 (Fig. 1). Several aspects of the breeding biology were examined. Particularly, territory size, breeding density and clutch size were focused upon, as well as the characteristics of the preferred breeding habitat.

## Methods

The study area consists of about 85 islands and rocky islets, most of them only sparsely vegetated. Some larger islands, Furö, Stora Rönnen, Saxskär and Ärnemar are rich in stones and grass, and also hold some bushes and trees. Field work was carried out from 1 April to 15 September each year. In 1989 and 1990, field work was less intense. Most breeding occasions were discovered by observing singing males (84%), the rest when parents were feeding nestlings. All trapped birds were colour-ringed, making it possible to identify individuals in the field. This facilitated the recognition of territory boundaries and movements of individual birds.

## Results and discussion

The number of breeding pairs was rather stable between 1979 and 1984 (Fig. 2). There was a dramatic decrease in numbers in 1985, whereafter numbers have slowly increased. This drop in breeding density from 1984 to 1985 was paralleled by figures of migrating Rock Pipits at Falsterbo in southwestern Sweden (Roos 1980–1993). Three winter recoveries (from 425 ringed birds, Fig. 3), along with published recoveries of Rock Pipits ringed in other parts of Sweden (Ringmärkningscentralen 1989–1992), show that Rock Pipits winter in northwestern Europe, particularly along the North Sea coast and the Bay of Biscay. The sharp reduction in breeding numbers between 1984 and 1985 may have been caused by severe winter conditions in the wintering area around the English Channel.

In total, 274 territories at 59 different localities were registered. Most of the territories (78%) were 1–3 hectares large (Table 1). Areas of water between and around breeding islands were not included. Fig. 4 shows the territories and the behaviour of the territory owners in one part of the study area in 1983. Pairs A and B never visited each others islands. Pairs C and D were only rarely involved in territory fighting, despite the short distance between them. In 1983 pair E, that bred also in 1982, let go of the northern part of their area to a new pair (F). In contrast to the birds on the smaller islands, the up to 12 pairs of Furö, a larger island, often involved themselves in boundary fighting.

Most nests (85%) were found within 50 m from the beach. Assuming that the area 100–150 m up from the beach forms the main breeding area, a total of 230 hectares were available for the Rock Pipits in this study. Breeding densities varied between 0.04 and 0.13 pairs/hectare. On Furö, breeding densities were as high as 0.48 pairs/hectare (up to 12 pairs). These densities are similar to or lower than those found in other studies (0.16–1.67 pairs/hectare; Verbeek 1970, Catzeflis 1978, Askenmo & Unger 1986).

Rock Pipits bred in two types of habitats. One habitat type (A) was dominated by rocks, with no or only little vegetation. A second habitat (B) was rich in low vegetation, and had plenty of small stones and old seaweed on the shore. Of the 86 breeding territories supposed to be available for the pipits each year, 45% belonged to habitat A and 55% to habitat B. However, as much as 78% of all confirmed breeding attempts were made in habitat B. Also foraging mainly took place in areas with habitat type B. Of the 83 nests found, 58 (70%) were found

among grass and stones. Only 9 were found in crevices, of which 8 failed due to flooding by rain water.

Most nests were found when the parents were feeding the young. The following figures build on the number of nestlings at an age of 6–7 days. Most clutches contained 4–5 eggs (average 4.53, Table 4). Seven nests that were found with eggs, had an average clutch size of 5.29 (no second-clutches included). These figures are higher than found in other studies (2.87–3.87 chicks/clutch and 4.07–4.73 eggs/clutch; Verbeek 1970, Catzeflis 1978, Askenmo & Unger 1986). The number of chicks per clutch was higher in nests found in habitat type B (4.83 per clutch) than in habitat A (4.33 per clutch).

Older females (18% of the clutches presented in Table 4) had more young on average 5.33. Nine second-clutches contained on average 3.78 chicks/clutch.

At an age of about 5 weeks, the juveniles start to visit other islands than their birth island. The adults stay to moult. Some islands, especially those with habitat type B, seem to attract many juveniles. Up to 30 birds have been seen together.

In conclusion, Rock Pipits are attracted to areas dominated by rich low vegetation, stones and seaweed on the shore. Differences in clutch size and breeding success, as well as the movements of independent young, strongly suggest that this habitat type is the most suitable for breeding Rock Pipits.



## Short communications *Korta rapporter*

### Åkerhäckande tofsvipor *Vanellus vanellus* – kan bonden rädda häckningarna?

ÅKE BERG, THORE LINDBERG &  
KARL GUNNAR KÄLLEBRINK

#### Inledning

Den omfattande modernisering av jordbruket som startade på 1940-talet har medfört att sädesodling blivit den dominerande formen av jordbruk i stora delar av landet. Man har strävat efter att ha stora och lättskötta åkrar, utan åkerholmar och andra s.k. "odlingshinder". Åkrarna har brukats intensivt och användningen av pesticider och konstgödsel har ökat kontinuerligt fram till mitten av 1980-talet (Gerell 1988). Många jordbruksfåglar har också minskat i antal de senaste decennierna, speciellt de som framförallt häckar i jordbrukslandskapet (Robertson & Berg 1992). Det moderna jordbrukslandskapet är en kärv och variabel miljö med ett högt predationstryck (t. ex. Andrén & Angelstam 1988, Berg 1992), användning av kemikalier och intensiv kultivering av fälten (Gerell 1988). Vårsådden (främst harvning) har visat sig vara en faktor som påverkar häckningsframgången negativt för markhäckande arter såsom tofsvipa *Vanellus vanellus* och storspov *Numenius arquata*, eftersom dessa arter ofta häckar på osådda åkrar (Ylismaunu et al. 1987, Galbraith 1988, Shrubbs 1990, Berg et al. 1992, Berg 1992). Tofsvipor och storspovar tycks också producera för få flygga ungar i det moderna jordbrukslandskapet för att kunna bibehålla stabila populationer (Galbraith 1988, Berg 1994).

Orsaken är främst att många bönder inte ser fåglarnas bon utan kör över dem. Det kan tyckas självklart att bonden genom att köra runt fåglarnas bon kan förbättra häckningsframgången. Många hävdar emellertid att sådana bon "alltid överges" eller "rövas av kråkor" och kör därför över dem trots

att bona har hittats. För det mänskliga ögat är också dessa bon mycket lättare att se än de på den plöjda åkern, så frågan är värd uppmärksamhet. Målsättningen med denna studie är att undersöka om bonden, genom att köra runt tofsvipebon under vårbruket, kan förbättra häckningsframgången eller om detta motverkas av en ökad risk för predation på de då välexponerade bona. I denna undersökning jämförs kläckningsframgången för de par där boet körts runt med kläckningsframgången för de par som får boet förstört och (i relativt stor omfattning) häckar om.

#### Undersökningsområde och metoder

Undersökningen genomfördes under åren 1988–1990 i ett 59 km<sup>2</sup> stort undersökningsområde vid Västerfärnebo i Västmanland (ca 59°57'N, 16°17'E). Området domineras av sädesåkrar (ca 60%), men ett stort ängsmarksområde finns centralt längs Svartån. Andelen vall är relativt stor och under normala år översvämmas stora arealer ängs- och åkermark (för detaljer se Berg et al. 1992).

Bona kontrollerades mestadels på avstånd (>100 m med hjälp av tubkikare) med 4–8 dagars intervall, dock med kortare intervall när kläckningen närmade sig. Häckningar räknades som lyckosamma om ungkullar sågs, när föräldrarnas beteende indikerade att äggen kläckts eller när rester efter kläckta ägg hittades i boet. En häckning bedömdes som misslyckad när boet var tomt före den beräknade kläckningen eller om rester av rövade ägg fanns i eller strax intill boet. Daglig boöverlevnad (P) kalkylerades enligt Mayfield (1961 och 1975), varvid hänsyn tas till under hur lång tid olika bon observerats. Konfidensintervall beräknades enligt Johnson (1979) och Hensler & Nichols (1981). Ruvning och äggläggning antogs ta 32 dagar och kläckningsframgången beräknades som  $P^{32}$ , dvs sannolikheten att bon överlever 32 dagar. Kläckningsframgången för bon som körts runt (n=69) har jämförts med kläckningsframgången för andra bon under samma tidsperiod och med kläckningsframgången för de par som fått boet förstört och i de flesta fall häckat om (n=801).

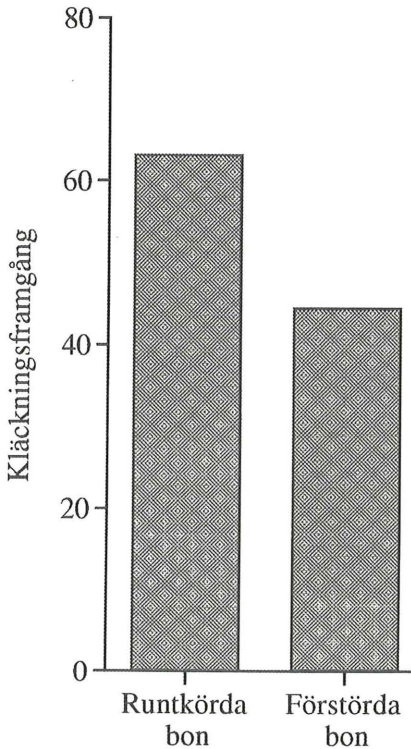
## Resultat och diskussion

Om inte de 69 bona hade körts runt hade alla förstörts under vårbruket, varefter en relativt stor andel skulle häckat om (se diskussion nedan). Har då inte runtkörningen av bona haft någon negativ effekt? Att predationsrisken ökar för dessa bon framgår av att chansen att ett bo överlever en dag (dvs ej rövas/överges) efter runtkörningen ( $P=0,9867$ ) är signifikant lägre ( $Z=3,3$ ,  $p<0.01$ ) än överlevnadschansen (överkörningar av bon ej inkluderade) för övriga bon ( $P=0,9956$ ). Tofsviporna ruvar emellertid en relativt lång period innan de körs runt (medel=19 dagar) och har i genomsnitt 13 dagar fram till kläckning efter runtkörningen. Detta ger en uppskattad kläckningsfrekvens på 63,1 % för bon som körs runt under vårbruket ( $0,99654^{19} \times 0,97015^{13}=0,631$ ).

Hade det då inte varit bättre att köra över dessa bon och låta viporna häcka om, eftersom tofsvipan är en art som har stor äggläggningspotential (Cramp &

Simmons 1983)? Beräkningar från samma område och samma period (data från Berg et al. 1992), med en omlägningsfrekvens på 66,1 % och en kläckningsfrekvens för dessa på 67,2 % visar emellertid att 44,4 % av de omlagda första kullarna lyckas ( $0,661 \times 0,672=0,444$ ). Kläckningsframgången för omläggningarna skulle alltså vara betydligt sämre än för de bon som körs runt, trots att dessa rövas eller överges i större utsträckning (Fig. 1). Dessutom är det troligen så att ungfågelnas överlevnad (från kläckning tills de blir flygga) är bättre tidigt på säsongen än sent (Galbraith 1988), vilket ytterligare talar för att tofsvipebon skall köras runt när så är möjligt.

Trots att vissa bon försvinner så går det ändå bättre än vid omhäckningar, även om chanserna för lyckad häckning troligen varierar mellan olika områden beroende på t. ex. antal och typ av predatorer. Sannolikheten för viporna att lyckas är troligen större ju kortare tid de exponeras efter runtkörningen, t. ex. på fält som sås sent (blöta partier som många vipor föredrar). Vidare är det troligen bättre ju fler bon man lyckas köra runt i en koloni, eftersom predationsrisken tidigare visat sig vara lägre i stora och täta kolonier (Berg et al. 1992). Slutsatsen blir att bonden om möjligt skall köra runt vipans bo.



Figur 1. Kläckningsframgång hos tofsvipor vars bo körts runt under vårbruket ( $n=69$ ) och hos par som fått boet förstört under vårbruket och sedan (de flesta) häckat om ( $n=801$ ).

*Hatching success of lapwings whose nests were driven around during spring farming operations ( $n=69$ ) compared to those who had their nest destroyed and (mostly) re-nested ( $n=801$ ).*

## Tack

Tack till Tomas Pärt och Donald Blomqvist för synpunkter på tidigare versioner av vårt manuskript.

## Referenser

- Andrén, H. & Angelstam, P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69: 544–47.
- Berg, Å. 1992. Factors affecting nest site choice and reproductive success of curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis* 134: 44–51.
- Berg, Å. 1994. Maintenance of populations and causes of population changes of curlews *Numenius arquata* breeding on farmland. *Biological Conservation* 67:233–238.
- Berg, Å., Lindberg, T & Källebrink, K. 1992. Hatching success of Lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *J. Anim. Ecol.* 61: 469–476.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1983. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. III. Oxford University Press. Oxford.
- Galbraith, H. 1988. Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus*. *J. Appl. Ecol.* 25: 487–503.
- Gerell, R. (1988). Jordbrukslandskapets fågelfauna i historiskt perspektiv. I: *Fåglar i jordbrukslandskapet*, ed. S. Andersson. Vår Fågelvärld, Suppl. No., 12, 1–20.



- Hensler, G. L. & Nichols, J. 1981. The Mayfield method of estimating nesting success: a model, estimators and simulation results. *Wilson Bull.* 93 : 42–53.
- Johnson, D. H. 1979. Estimating nest success: The Mayfield method and an alternative. *Auk* 96 : 651–661.
- Mayfield, H. F. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull.* 73 : 255–261.
- Mayfield, H. F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87 : 456–466.
- Robertson, J. G. M. & Berg, Å. 1992. Status and population changes of farmland birds in southern Sweden. *Ornis Svec.* 2:119–130.
- Shrubbs, M. 1990. Effects of agricultural change on nesting lapwings *Vanellus vanellus* in England and Wales. *Bird Study* 37: 115–127.
- Ylimaunu, O., Ylimaunu, J., Hemminki, O. & Liehu, H. 1987. Breeding ecology and size of the breeding Curlew *Numenius arquata* population in Finland. *Lintumies* 22: 98–103 (På finska med engelsk summary).
- tillage which is sown late and is a preferred nesting habitat) will be exposed to a high predation risk for a short period and are therefore likely to survive. Furthermore, nests in large groups are more likely to survive, since predation risk decreases in large and dense colonies (Berg et al. 1992). The survival of chicks (from hatching until fledging) is probably higher early in the season (Galbraith 1988), which also is an argument for driving around Lapwing nests during spring farming operations.

Åke Berg, Inst. för Viltökologi, SLU, Box 7002, S-750 07, Uppsala.

Thore Lindberg, Prosthagsvägen 2, S-730 70, Västertjärnebo.

Karl Gunnar Källebrink, Dragmansbo, S-190 70, Fjärdhundra.

## Summary

### *Lapwings Vanellus vanellus nesting on farmland – can the farmer save the nests?*

It is often argued (especially by farmers) that it is meaningless to drive around Lapwing nests during spring farming operations, since these well-exposed nests "always" are preyed upon or abandoned. In this paper we examine the hatching success of Lapwings breeding on farmland in central Sweden in 1988–1990. We compare the hatching success of nests that were destroyed during spring farming, and later often replaced, with nests that were not destroyed by farming operations.

Nests that were driven around during spring farming operations ( $n=69$ ) had a lower daily survival rate ( $P$ ) than the other nests ( $n=801$ ), due to increased predation risk and abandonment of nests. However, these nests had been incubated for a relatively long period (mean=19 days) and suffered this reduced daily survival rate only for a relatively short period (mean=13 days). Consequently the hatching probability (egglaying and incubation assumed to take 32 days) was on average 63.1 % ( $0.99654^{19} \times 0.97015^{13} = 0.631$ ) for nests that were not destroyed during spring farming operations. This figure can be compared to 44.4 % for destroyed nests (Fig. 1), and of which the majority of the pairs renested (66.1 % of which 67.2 % were successful ; Berg et al. 1992).

Thus, farmers should save Lapwing nests during spring farming operations when possible, despite the negative effects of increased predation on the well-exposed nests. Especially nests that have been incubated for a long time (for instance nests on wet

## Våra fasaners fortplantning

KARL BORG

Redan i mitten av 1700-talet gjordes försök att införa fasaner till Sverige, dock utan större framgång. Ytterligare och mera framgångsrika försök genomfördes på 1800- och i början på 1900-talet och vi fick en fasanstam, som efter hand växte sig ganska stark. År 1955 beräknades sålunda avskjutningen av fasaner i Sverige har uppgått till 175 000 stycken, det högsta antal som någonsin noterats i vårt land. Från detta år har stammen emellertid successivt minskat. Fasaner förekommer nu i vårt lands södra och mellersta delar ungefär upp till Värmland, Dalarna och Gästrikland samt på sina ställen något längre norrut längs Norrlandskusten.

Det kan här kanske tilläggas, att ett bestånd av raphöns länge funnits vid Svanstein omkring 9 mil norr om Haparanda. Vissa ändrade brukningsmetoder inom det norrbottniska jordbruket har emellertid medfört lite kärvare förhållanden för detta bestånd.

För en del år sedan lämnades från viltvårdare i Mälardalskapen en del uppgifter om fasanernas fortplantning, nämligen att deras äggkullar i genomsnitt skulle bestå av 13 ägg och att ruvningstiden i maskin uppgick till 24 dygn med någon mindre avvikelser uppåt eller neråt. Värpningen kunde vissa år påbörjas redan omkring 15–20 april. Äggen från

Tabell 1. Kull- och ruvningsdata för fasan.  
*Clutch and incubation data for the Pheasant*

Författare	Tid för äggläggning	Värpnings- intervall dygn	Antal ägg i kullen	Ruvningstid dygn
<i>Author</i>	<i>Time of egg-laying</i>	<i>Laying interval</i>	<i>Clutch size</i>	<i>Incubation period</i>
Lönnberg (1923)	Stundom redan i april, början av juni <i>Sometimes already in April, May-early June</i>	1-2	8-12 (16)	24-26
Brehm (1926)	-	1-2	8-12	25-26
Söderberg (1936)	-	-	8-15 (18)	23-25
Ursing (1960)	Maj-juni <i>May-June</i>	-	6-18	24-25
Henning (1963)	Maj-juni	-	5-12	25
Lundevall (1970)	Slutet av april-juni <i>End of April-June</i>	-	8-15	22-27
von Essen (1981)	Kan påbörjas i april-maj <i>May start in April-May</i>	-	8-16	
Rudebeck (1984)	Maj-juni	-	6-22	22-27
Staav (1991)	-	-	6-22	22-27
Wahlberg (1993)	15 maj-15 juni	-	8-12 (7-22)	22-27

burhållna fasaner uppsamlades dagligen och förvarades i sval källare under 12 dagar, varefter de inlades i ruvningsmaskin. De i varje omgång inlagda äggen var sålunda vanligen ungefär lika "gamla" och avbrott i ruvningen förekom normalt inte, därav den ganska konstanta ruvningstiden.

Förhållanden i naturen är något annorlunda i det att äggen värpas med ett intervall av enligt uppgift 1-2 dygn. Buss et al. (1941) och Labisky & Jackson (1966) visade att fasanens värpfrekvens i USA var 0,77 ägg/dag dvs 1,3 dagar för ett ägg. Fasaner lägger ägg dagligen, men hoppar över en dag då och då. Äggen är alltså olika "gamla". De tidigast lagda äggen i en kull kan vara ett par veckor äldre än de senast lagda. Störningar under ruvningstiden med följd att hönorna under kortare eller längre perioder lämnar redet kan förlänga ruvningstiden, vilket bl.a. visats av Wahlberg (1993). Att denna tid då förlängs syns ganska naturligt i det att äggens temperatur sjunker och därmed också fostrets ämnesomsättning, vilket medför att dess utveckling hämmas. Följden blir alltså en förlängning av ruvningstiden.

Hos fågelarter med stora kullar matas i allmänhet inte ungarna, utan dessa måste själva förse sig med föda. Hönorna är emellertid behjälpliga med att föra dem till lämpliga miljöer. Kläckningen bör givetvis infalla vid en tidpunkt, då det finns mat för ungarna. Detta innebär för flertalet av angivna fågelarter, att

kläckningen måste ske senare i vårt lands nordliga än i våra sydliga landsdelar.

Bland däggdjuren, såsom rådjur, kan tiden för födslarna variera åtskilligt, men inte nödvändigtvis med breddgraden. Ungarna är ju genom digivningen heller inte så beroende av vad den omgivande miljön kan erbjuda av föda.

Uppgifter i litteraturen om fasanernas tid för äggläggning, kullstorlek och ruvningstid varierar ganska mycket, vilket framgår av sammanställningen i Tabell 1.

Den i sammanställningen angivna tiden för äggläggningen syns i en del fall avse äggläggningens början, i en del fall fullvärpt kull.

Uppgifterna i sammanställningen kan ge anledning till ett par kommentarer.

För en fågel som fasanen syns ett så litet antal som 5-6 ägg i kullen knappast vara "normalt". Orsaken till det låga antalet kan kanske misstänkas vara äggrovare eller att hönorna inte varit helt kuranta. En anledning till små kullar är att hönor som utsatts för bopredation lägger om, och varje nytt häckningsförsök leder till minskad kullstorlek. Häckningsförsök under juli månad leder ofta till kullstorlekar kring 4-7 ägg (Göransson 1980). Övre gränsen för kullstorleken, 22 ägg, syns knappast heller vara helt "normalt" och kan eventuellt tyda på att främmande hönor värpt i boet, då innehavaren tillfälligt varit ute



på fodersök. Så behöver dock inte alltid vara fallet. Enligt personligt meddelande från Wahlberg (1994) påträffade han i slutet på 1950-talet en fasankull med 22 ägg. En noggrann undersökning av skalstrukturen visade, att alla äggen värps av samma höna.

Den ända till 27 dygn utsträckt ruvningstiden kan otvivelaktigt ha sin främsta grund i att hönorna upprepade gånger skrämts från boet. Ytterligare en möjlighet torde vara, att främmande hönor i ett oövertalat ögonblick värpt i boet efter det att ruvningen påbörjats.

Fotografiet av ett fasanrede (Fig. 1) är taget vid Hjälstaviken den 6 maj 1945. I redet fanns 16 ägg, vilket visar att värpningen bör ha påbörjats omkring 20 april.

I mitten av 1950-talet avhölls på Grand Hotel i Stockholm en stor bankett, vid vilken fasanstek skulle serveras. Av en tillfällighet råkade en rapport någon dag dessförinnan utkomma från SVA om att höga kvicksilverhalter påvisats hos våra fasaner. Fasansteken måste i all hast strykas från Grand Hotels meny.

## Referenser

- Brehm, A. 1926. *Djurens liv*. Band 8. AB Familjeboken, Stockholm.
- von Essen, L. 1981. *Jägarskolan*. Svenska Jägareförbundet, Stockholm.
- Buss, I. O., Meyer, R. K. & Kabat, C. 1951. Wisconsin Pheasant reproduction studies based on ovulated follicle techniques. *J. Wildl. Mgmt.* 15:32–46.
- Göransson, G. 1980. Dynamics, reproduction and social organization in pheasant *Phasianus colchicus* populations in South Scandinavia. University of Lund, Lund.
- Henning, K. 1963. *Jägarnas uppslagsbok*. Asplunds, Stockholm.
- Labisky, R. F. & Jackson, G. L. 1966. Characteristics of egg-laying and eggs of yearling pheasants during the nesting season. *Wilson Bull.* 78: 379–399.
- Lundevall, C. F. 1979. *Våra fåglar*. Almqvist och Wiksell, Stockholm.
- Lönnberg, E. 1923. *Sveriges jaktbara djur*. Bonniers, Stockholm.
- Rudebeck, G. 1984. *Våra svenska fåglar i färg*. Band 1. Esselte, Stockholm.
- Staa, R. & Fransson, T. 1987. *Nordens fåglar*. Norstedts, Stockholm.
- Söderberg, R. 1932. *Våra fåglar*. Bonniers, Stockholm.
- Ursing, B. 1960. *Fåglar*. Nordisk Rotogravyr, Stockholm.
- Wahlberg, T. 1993. *Kunskapen om fåglar*. Rabén och Sjögren, Stockholm.

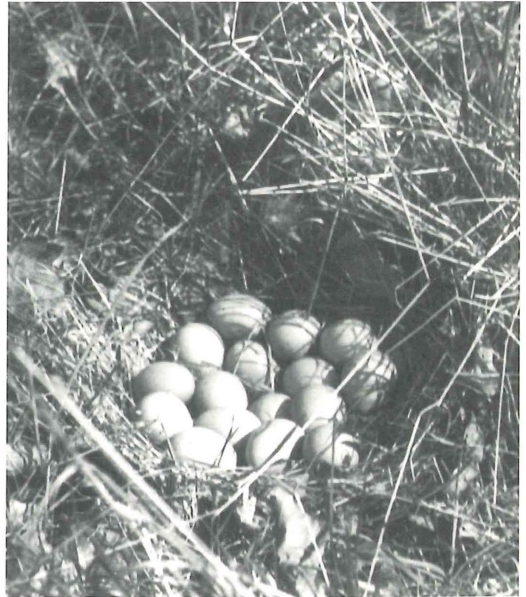


Fig. 1. Fasanbo med 16 ägg, Ekolsund 6 maj 1945. Foto: Karl Borg.

*Pheasant nest with 16 eggs, Ekolsund 6 May 1945. Photo: Karl Borg.*

## Summary

### *Reproduction of Pheasants*

The number of eggs laid by the Pheasant hens varies rather much, according to several authors between 6 and 22 eggs. The extremes seem to depend on external factors, such as egg predation, and eggs laid in the nest by strangers, respectively. Obviously, the extremes do not reflect the "normal" clutch size of the Pheasant.

There is also some variation in the incubation period which is reported to be between 22 and 27 days and nights. The prolonged time may depend on interruptions in the sitting, causing decreased temperature followed by decreased foetal metabolism and development. The result will be a prolonged incubation period. There is also the possibility that strangers have laid eggs in the nest after the resident Pheasant hen has started sitting.

*Karl Borg, Mörbydalen I<sup>v</sup>, 182 32 Danderyd.*

## Two mixed clutches of Blue Tits *Parus caeruleus* and Collared Flycatchers *Ficedula albicollis*

JUHA MERILÄ

Mixed clutches occur when two or more species lay their eggs in the same nest. Among passerines, mixed clutches have often been recorded in hole nesting species, especially among tits *Parus* (e.g. Weinzierl 1958, Löhrl 1964, Källander 1980, Shy 1982, Baucells 1990). Cases of mixed clutches between tits and flycatchers (*Ficedula*) have been reported less often. However, Curry-Lindahl (1963) reported a case where Great Tits *Parus major* raised nestlings of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* together with their own offspring while Schmidt (1956) witnessed a case where Pied Flycatchers incubated eggs and reared Great Tit young together with their own eggs and offspring. However, I am not aware of any report of Blue Tits rearing broods containing flycatcher young. This note describes two cases of mixed broods of Blue Tits *Parus caeruleus* and Collared Flycatchers *Ficedula albicollis*.

During regular inspections of nest boxes (32 mm entrance) in 1993-94 on southern Gotland (about 57°10'N, 18°10'E), off the Swedish east coast, I have on eight occasions encountered mixed clutches of different hole nesting passerines. In five of these cases (63%), the mixed layings either did not produce any young or only the eggs of one species hatched. On two occasions, one in 1993 (0.7% or 1/146 of all completed Blue Tit clutches) and one in 1994 (0.7% or 1/136 of all completed Blue Tit clutches), Blue Tit parents successfully reared Collared Flycatcher young to fledging together with their own young.

In the first case (1993), the pair of Blue Tits completed nest building before 6 May, but no eggs had appeared by 15 May when Collared Flycatcher nest material was observed in the box. On the next visit (21 May), the nest contained three flycatcher eggs, and five days later, three eggs of each of the two species. After this, the female Blue Tit laid another 3 eggs and started incubation. All 9 eggs hatched (the flycatcher's about two days before the tit's), and one Collared Flycatcher and five Blue Tit young fledged successfully. The single Collared Flycatcher left the nest before the tit young and was seen begging food from its Blue Tit foster-parents

outside the nest box while the Blue Tit young were still in the nest.

In the second case (1994), the Collared Flycatcher pair completed nest building before 12 May, but no eggs were laid before 18 May. Four days later, the box contained four Collared Flycatcher eggs which were covered with Blue Tit nest material. Blue Tits took over the nest and laid nine eggs which together with two flycatcher eggs (two were buried under the tit nest) were incubated by the female Blue Tit. The flycatcher eggs hatched 2-3 days before the Blue Tit eggs (of which two did not hatch) and both the flycatcher young and all Blue Tit young fledged successfully. Again, the flycatcher young left the nest before the Blue Tit young.

During the same two years, only one case (0.4% of all completed Blue Tit clutches) of a successfully reared mixed clutch of Blue Tits and Great Tits was recorded (one Great Tit young raised with 12 Blue Tit young).

As a result of mixed laying, the Blue Tit has previously been recorded hosting Robin *Erithacus rubecula* (Lack 1953), Redstart *Phoenicurus phoenicurus* (Amann 1949), Marsh Tit *Parus palustris* (Amann 1949), Coal Tit *Parus ater* (Baucells 1990), and Great Tit *Parus major* (Arn 1955, Mackenzie 1950, Löhrl 1964, Källander 1980) young. This list is now extended to cover the Collared Flycatcher; I am not aware of any case of mixed laying among Blue Tits and Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*.

Both described mixed clutches were probably caused by competition for nest holes and do not represent true interspecific brood parasitism, as both species were observed to build a nest in the same box. Competition for nest holes among tits and flycatchers is intensive (e.g. Slagsvold 1975), and the occurrence of mixed clutches is probably facilitated by frequent absences of tit and flycatcher parents from the vicinity of the nest box during the pre-laying and egg-laying phase (Löhrl 1950, own observations). The reason for the latter phenomenon is presumably the high foraging activity of females during egg-formation which forces them to leave the nest unguarded during the egg laying period. Males are likely to follow their female to avoid becoming cuckolded because female fertility peaks at this time (Birkhead & Møller 1992), and therefore males are unable to guard the nest. As in the two cases described here, tits usually win interspecific contests with flycatchers and successful take-overs of Blue Tit nests by Collared Flycatchers are probably rare as Blue Tits are known to kill Collared Flycatchers entering their nests (Merilä & Wiggins, in press).



It is interesting that tits do not discriminate between their own and foreign eggs, or between own and foreign nestlings. By raising non-related offspring they gain no fitness benefits, but waste resources which could enhance their own lifetime reproductive success or that of their offspring. One possible explanation for this seemingly maladaptive behaviour is that mixed laying (less than 1% mixed clutches in this study) and interspecific brood parasitism are too rare to exert any significant selection pressure for discriminatory behaviour to evolve. If so, this raises an interesting question: what would explain the absence of interspecific brood parasitism among flycatchers and tits? One possible explanation is that even though tits can raise flycatcher young to fledging (in both cases described above the young were normally developed), the post fledging survival of these young is poor (but see Källander 1980). Similarly, time constraints during the short breeding season coupled with differences in breeding time and natural nesting habits (Löhrl 1977, van Balen et al. 1982) might act as strong barriers against the evolution of interspecific brood parasitism in flycatchers. However, if tits cannot discriminate between their own young and flycatcher young, it is highly unlikely that they could detect intraspecific brood parasitism either. Hence, although it is not known whether intra-specific brood parasitism occurs in Blue Tits, my observations suggest that parents would not be able to discriminate between their own and foreign young.

### Acknowledgements

I thank Marie Björklund, Petri Clusius, Janne Kumpulainen, Jessica Lindström, Robert Pryzbylo and David Wiggins for taking part with the field work, and Hans Källander and Ben Sheldon for several improving suggestions on this note.

### References

- Amann, F. 1949. Junge Kohl- und Blaumeisen im gleichen Nest. *Orn. Beob.* 46: 187–190.
- Arn, H. 1955. Mischbruten von Kohlmeisen, Blaumeisen und Kleiber. *Orn. Beob.* 52: 129.
- Balen H. van, Booy, C. J. H., van Franeker, J. A. & Osiek, E. R. 1982. Studies on hole-nesting birds in natural sites. I. Availability and occupation of natural nest sites. *Ardea* 70: 1–24.
- Baucells, J. 1990. Frequency of mixed clutches in the genus *Parus*. (In Spanish with English summary). *Butll. GCA* 7: 13–17.
- Birkhead, T. R. & Møller, A. P. 1992. *Sperm Competition in Birds. Evolutionary Causes and Consequences*. Academic Press, London.
- Curry-Lindahl, K. 1963. *Våra fåglar i Norden IV*. Natur och Kultur, Stockholm.
- Källander, H. 1980. Talgoxungar ur blåmeskull när vuxen ålder. *Vår Fågelvärld* 39: 43–44.
- Lack, D. 1953. *The life of the Robin*. Penguin Books, London.
- Löhrl, H. 1950. Zur "Verdrängung" von Meisen durch Fliegenschmäpper. *Vogelwelt* 71: 39–41.
- Löhrl, H. 1964. Mischlege, Doppellege und verlegte Eier bei Höhlenbrütern (Gattung *Parus*, *Ficedula*). *Vogelwelt* 85: 182–188.
- Löhrl, H. 1977. Nistökologische und ethologische Anpassungserscheinungen bei Höhlenbrütern. *Vogelwarte* 29: 92–101.
- Mackenzie, J. M. D. 1950. Competition for nest sites among hole breeding species. *Brit. Birds*. 43: 184–185.
- Merilä, J. & Wiggins, D. A. 1995. Interspecific competition for nest holes causes adult mortality in the Collared Flycatcher, *Ficedula albicollis*. *Condor* 96, in press.
- Schmidt, F. 1956. Mischgelege von Kohlmeise (*Parus major*) und Trauerschnäpper (*Muscicapula hypoleuca*). *Orn. Mitt.* 8: 35.
- Shy, M. M. 1982. Interspecific feeding among birds: A review. *J. Field. Ornithol.* 53: 370–393.
- Slagsvold, T. 1975. Competition between the Great Tit *Parus major* and the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* in the breeding season. *Orn. Scand.* 6: 179–190.
- Weinzierl, H. 1958. Zwei weitere Fälle von Mischbruten der Kohl- und Blaumeise. *Orn. Mitt.* 10: 31.

### Sammanfattning

#### *Två blandkullar mellan blåmes och halsbandsflugsnappare*

Blandade kullar där ungar av en art matas av föräldrar till en annan art bredvid sina egna har ofta rapporterats, speciellt hos hålhäckande fåglar. Blandkullar med olika mesarter verkar vara vanligare än blandkullar med mesar och flugsnappare. Trots tidigare rapporter om blåmes som matat rödhake- och rödstjärtungar finns i litteraturen inget fall där blandkullar mellan blåmes och flugsnappare har konstaterats.

Denna notis beskriver två fall av blandade kullar mellan blåmes och halsbandsflugsnappare. I båda fallen ruvade blåmeshonan och kläckte båda arternas ägg samt lyckades få ut sina egna ungar plus halsbandsflugsnapparungarna. Detta visar att blåmesföräldrar inte känner igen sina egna ungar. Möjliga orsaker och konsekvenser av oförmågan att känna igen sin egen avkomma diskuteras.

---

*Juha Merilä, Department of Zoology, Uppsala University, Villavägen 9, S-752 36 Uppsala, Sweden. E-mail: juha@pax.uu.se*

## Nya böcker *New books*

Redaktör *Editor*: A. Hedenström

Møller, A. P. 1994: **Sexual Selection and the Barn Swallow**. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford University Press. 346 sid. Pris: ca. 200 SEK.

Sexuell selektion är för närvarande ett av de mest populära forskningsområdena inom beteendekologi och evolutionär biologi. Efter att ha fört en slumrande tillvaro under större delen av 1900-talet, har intresset vuxit närmast explosionsartat under 80- och 90-talen. Nya teoretiska insikter och empiriska framsteg ligger bakom detta. Faktum är att ett viktigt genombrott gjordes av en skandinav, Malte Andersson, när han 1982 presenterade det första empiriska beviset på att långa stjärtar hos hannarna av en afrikansk fågelart attraherar honor. Långstjärtade hannar uppnår därmed en ökad häckningsframgång. Denna idé fördes fram redan av Charles Darwin som en förklaring till evolutionen av de många bisarra sexuella ornament vi ser hos hannarna hos många fåglar, insekter, fiskar och inom andra djurgrupper. Teorin mötte dock hårt motstånd från många andra biologer. Darwins nära kollega Alfred Wallace var en av dem som hårdast kritiserade sexualselektionsteorin, och han föreslog också andra förklaringar till den enorma färg- och formvariation vi ser inom djurriket.

Ett problem Darwin stötte på var att förklara varför hannarna av många monogama fågelarter är lika vackert ornamenterade som hannarna av polygama fågelarter. En av grundbultarna i teorin är nämligen att vackert färgade hannar, eller hannar med långa stjärtar, uppnår en högre reproduktionsframgång än mindre välutrustade hannar. För varje generation ökar därmed de vackra hannarnas gener i frekvens, vilket leder fram till evolutionen av en vacker fjäderdräkt och skillnad i fjäderdräkts utseende mellan hannar och honor. Hos polygama fåglar är det lätt att se hur de vackra hannarna kan uppnå en ökad häckningsframgång genom att de attraherar flera honor som lägger ägg och därmed

ökar den totala framgången för hannen ifråga. Men hur fungerar det hos monogama arter? Eftersom hannarna hos dessa arter per definition inte har mer än en hona per säsong, måste det finnas andra mekanismer som leder fram till evolutionen av en vacker fjäderdräkt eller en lång stjärt. Darwin föreslog att vackra hannar attraherar de honor som är i bäst kondition, och som därmed kan häcka tidigare eller lägga större kullar. På så sätt skapas den nödvändiga variationen i reproduktionsframgång som krävs för att den sexuella selektionen ska kunna verka. Denna teori utvecklades senare av den engelske populationsgenetikern Ronald Fisher ("Fishers Diamond of Monogamy"), och på senare år av många andra forskare, bl. a. O'Donald, Lande och Kirkpatrick.

Denna och flera andra teorier om sexuell selektion har testats på ladusvalan *Hirundo rustica* en monogam europeisk fågelart som de flesta läsare torde känna till. Anders Pape Møller (APM) är ett välkänt namn inom den beteendekologiska världen, framförallt p. g. a. sina många och banbrytande arbeten på ladusvalans beteende och häckningsbiologi. Nu har han gett ut en monografi över arten där han sammanfattar sin tjuoåriga forskning. Att han har en stor erfarenhet och kompetens inom området kan ingen betvivla efter att ha läst referenslistan: totalt upptas 74 referenser med APM som förstaförfattare, varav 16 enbart under 1993! Endast en mycket kallhamrad anslagsgivare kan undgå att imponeras.

APM gjorde ett experiment på ladusvalor där han klippte stjärtarna på hannar av ladusvalor. Vissa hannar fick alltså en avkortad stjärt, medan andra fick behålla sin ursprungliga längd. Slutligen fick vissa hannar sina stjärtar förlängda genom att en bit extra fjäder klistrades på längst ut. Det visade sig att hannar med förlängda stjärtar var mer populära bland honorna, och blev därmed utparade tidigare och kunde påbörja häckningen före mer kortstjärtade hannar. Dessutom åtnjöt de en högre frek-



vens av andrakullar och fick fler utomäktenskapliga parningar, vilket ytterligare ökade deras häckningsframgång. Ett strålande bevis för Darwins ursprungliga teori alltså! Men inte nog med detta. Året därpå när dessa svalor återvände var deras nyruggade stjärtfjädrar kortare och av sämre kvalitet än motsvarande fjädrar hos fåglar som hade fått sina stjärter förkortade eller omanipulerade. Det tycks alltså som om det fanns en kostnad med att ha en alltför lång stjärt. Den stjärtlängd vi ser hos olika individer i naturen kan alltså ses som en kompromiss mellan fördelarna av att ha en lång stjärt för att attrahera honor och nackdelarna med detta ur flygeffektivitetssynpunkt. Senare studier av APM visade att honorna inte bara föredrog hannar med långa stjärter, utan även de med symmetriska stjärter. Som ett slags smakdomare verkar honan alltså titta på en hennes stjärtlängd och dess symmetri innan hon bestämmer sig för om hon ska skrida till häckning. Både stjärtlängd och -symmetri kan tänkas vara s. k. "ärliga signaler" som avspeglar en hennes genetiska kvalitet och/eller hans förmåga till ungomvårdnad.

Dessa och andra studier av APM har redan skrivits in i de beteendekologiska historieböckerna och kommer att citeras i vetenskapliga arbeten i många år framöver. För den som vill ha en sammanfattning av resultaten rekommenderas denna bok. Boken handlar i mångt och mycket om svalans stjärt, även om andra aspekter såsom flyttning, övervintring och parasiter också behandlas. Författaren strävar uppenbarligen efter att göra ett slags syntes mellan flyttningsekologi, livshistoriemönster och sexuell selektion, vilket är lovvärt. I ett par av de första kapitlen går också APM igenom den teoretiska bakgrunden kring sexuell selektion noggrant. Jag upplevde dessa avsnitt som ganska tråga, men ämnet är förvisso svårt. Jag tycker dock att dessa områden behandlas bättre i Malte Anderssons nyutkomna bok om sexuell selektion (ej recenserad i Ornis Svecica).

Till bokens brister hör också ett torrt, ordfattigt och ganska opersonligt språk, vilket bidrar till att göra den tämligen tungläst. APM skriver ofta i tredje person, vilket leder till att texten i vissa stycken blir ganska tråkig. Många avsnitt i boken är dessutom rena återupprepningar av det som gått igenom i tidigare kapitel. Vissa avsnitt blir på grund de språkliga bristerna svårförståeliga. Ett exempel på detta utgörs av resonemanget om orsakerna till ornament hos fruktätande fåglar (s. 328) som är fullkomligt obegripligt. Dessa stilistiska skönhetsfläckar kan möjligen delvis förklaras av att vi skandinaver inte behärskar det engelska språket till fullo. Jag tror dock inte detta är hela sanningen, utan boken ser

också ut att vara skriven under tidspress där författaren arbetat i ordbehandlaren och flyttat om redan befintliga ordmassor. Detta skulle kunna vara en förklaring till att många stycken känns tjatiga och är rena återupprepningar av tidigare avsnitt.

Vad gäller det vetenskapliga innehållet är studien av ladusvalans ekologi en historia i framgång. Prediktioner härledda från olika teorier testas genom olika eleganta experiment och bekräftas, gång på gång. Utan tvivel är dessa resultat korrekta, eftersom upprepade experiment på andra svalpopulationer ger samma mönster. Dessa resultat har gett en mängd nya insikter och har inspirerat många efterföljare. Tyvärr får man en något stereotyp bild av vetenskap i boken eftersom endast framgångarna beskrivs. Till mycket stor del består ju biologisk vetenskap också av ett antal misslyckanden, vilka i sig också kan ge nya insikter. Efter att ha läst boken slås man av hur fullkomlig världen tycks vara: hannar av hög kvalitet växer ut långa stjärter, kontrollerar graden av symmetri till perfektion, drabbas av väldigt lite parasiter, kommer tidigast till häckningskvarteren, får de bästa honorna, de flesta kullarna etc. Några motsägelsefulla resultat måste väl även en forskare av APM:s kaliber ha?! Paradoxalt nog blir en bok med så många förväntade resultat ganska tråkig efter ett tag, och man lägger lätt ifrån sig den med en gäspning.

ERIK SVENSSON

Peter Berthold, 1993: **Bird Migration - A general survey**. Oxford University Press, Oxford. 239 sid. Medlemspris i Naturbokhandeln: 288 kr. ISBN 0-19-854691-2 (pbk).

Författaren till den här boken, Peter Berthold, är en i flyttfågelsammanhang välkänd person med ett långt förflutet inom studiet av flyttfåglar. Peter Bertholds forskning har framför allt rört undersökningar om flyttfåglars inneboende (endogena) flyttaktivitet relativt olika arters flyttningssdistans och sedermera även riktningssval. Andra ämnen som upptagit hans uppmärksamhet är orienteringens genetiska grund, med orienteringsstudier av handuppfödda Central-europeiska svarthättor och på senare tid även satelitsändarstudier av flyttande svanar och storkar för att nu nämna något. Med en sådan gedigen bakgrund förväntar man sig naturligtvis någonting extra av den bok jag just hållit i handen. Tyvärr blev åtminstone jag besviken och jag skall strax ge några exempel på varför. Först något om boken.

Redan i inledningen nämner författaren att bokens

motsvarighet inte finns att tillgå i handeln och att hans intention varit att skriva en uppdaterad kort och koncis bok om ämnet fågelflyttning. Målet var en generell översikt över fågelflyttning för studenter såväl som lärare och intresserade biologer. Redan här delar jag inte författarens syn om att vi saknar generell flyttfågellitteratur i bokform, och för oss svenskar kanske det är extra väl tillgodosett eftersom Thomas Alerstams bok "Fågelflyttning" fortfarande utgör en utomordentlig översikt av ämnet. I sin bok väljer Peter Berthold att citera ett antal ursprungsarbeten och en serie översiktsartiklar. Så långt är väl allt gott och väl, men vid närmare granskning utgör ca 50 av de totalt 350 referenserna citeringar till författarens egna arbeten, vilket gjorde mig en smula fundersam. Kan detta vara ett representativt urval av de senaste decenniernas flyttfågelstudier? Kan verkligen en enda forskare och hans medarbetare stå för en sjundedel av de studier som anses viktiga nog att citeras i en ny bok om fågelflyttning? Jag ställer mig frågande till om källhanteringen av data genomgående gjorts på ett systematiskt och objektivt sätt. För mig ter sig boken därför som ett hastverk då författaren i stort sett inte gjort sig tid att läsa och referera övrig facklitteratur, förutom de egenhändigt producerade artiklarna.

Boken är uppdelad i 12 kapitel varav fem är mer omfattande än de övriga. I kapitel fyra ges en genomgång av olika metoder som används för att studera flyttfåglar, och radarstudier, visuella observationer och ringmärkning nämns. Man får lite av en historik över olika studiesätt och i några av de avslutande delarna beskriver Berthold hur forskare tagit in fåglar i laboratorier för att studera flyttaktivitet och orientering. Stundtals får jag känslan av att författaren anser att det är viktigare att nämna personerna bakom vissa arbeten snarare än vad studierna visat. Att författaren ibland tar till sk gruppselektionistiska argument för att förklara varför en viss art eller grupp måste flytta för att arten skall överleva är anmärkningsvärt, med tanke på författarens förväntade kompetens och bakgrund. Han om någon borde veta på vilken nivå den naturliga selsektionen verkar, dvs på individnivån och inte genom uppoffringar hos individer till gagn för populationen eller arten. I det efterföljande kapitlet beskriver Berthold fenomenet fågelflyttning, med exempel på olika flyttningsrörelser från spridning till partiell flyttning, nomadism till överhoppflyttning och specifika ändringar i riktningssval under flyttningen. Kapitel sex utgör nog författarens egen ögonsten, den fysiologiska grunden och kontrollen av fågelflyttningen, eftersom Peter Bertholds mångåriga gärning just

omfattar endogena rytmer, flyttaktivitet, riktningar och gener. Flyttfåglars orientering samt hotbilder och naturskyddsaspekter för flyttfåglar behandlas i de två avslutande av de mer omfattande kapitlen.

Boken är ursprungligen skriven och utgiven på originalspråk, dvs tyska, och det kanske bidrar till att åtminstone jag upplever stil och meningsbyggnad som tidvis ganska torr och oinspirerande. Ett skräckexempel på hur man inte bör presentera data i figurer finner man på sid 60 i boken. Figuren utgör en återfyndskarta för stare och hela bilden är i princip täckt med svart färg och man har inte ens en sportslig chans att se några som helst detaljer. För att citera författarens omdöme om en annan bok i samma ämne så utgör nog tyvärr *Bird Migration - A general survey* "ingenting mer än en översättning av en redan tidigare publicerad bok" och jag kan tyvärr inte rekommendera den mer än till alla dem som "bara måste" ha allt som publiceras om fågelflyttning i sin bokhylla. För alla er andra finns fortfarande en omfattande inspirationskälla man gärna återvänder till och som dessutom ursprungligen är utgiven på svenska - Thomas Alerstams bok om Fågelflyttning.

Finns det då ingenting som är bra i boken? Jodå, det som kanske främst skiljer Peter Bertholds bok från andra flyttfågelböcker är det utrymme författaren ger hoten mot flyttfågelnas rastplatser och övervintringsmiljöer som resultat av den exploateringsiver som finns i ett stort antal länder. Naturvårdare i olika länder är dåligt organiserade för att skydda begränsade och viktiga rastplatser för speciella flyttfåglar, och i många fall kanske vi ännu inte vet vilka biotoper som är nödvändiga att skydda. Andemeningen i kapitlet om skyddet av flyttfågelnas kan man ta till sig som en väckarklocka, att hoten mot rastplatser och övervintringslokaler är en realitet. Men att växthuseffekten skulle leda till en mörk framtid för flyttfågelnas på grund av att fågelfaunan kommer att ändras från flyttande till mer stationära arter är väl en aning tidigt att fastslå.

SUSANNE ÅKESSON

Theunis Piersma & Nick Davidson (red.), 1992: **The Migration of Knots**. Wader Study Group Bulletin 64, Supplement. Pris: 15£. ISSN 0260-3799.

Inom många biologiska forskningsfält tenderar forskningen ofta att fokuseras kring en eller några få organismer, så kallade modellarter. Således finner vi ofta genetiker som studerar bananflugor eller majs,



embryologer som studerar kycklingfoster, och muskelfysiologer som studerar grodor, för att nu nämna några exempel. Inom ornitologins olika forskningsfält finner vi likaså speciella modellarter. Inom häckningsbiologin används ofta talgoxe och svartvit flugsnappare, navigationsforskningen utnyttjar brevduvor och studier av sexuell selektion brukar oftast handla om ladusvala. Vissa flyttfågelforskare skulle säkert hävda att kustsnäppan är flyttfågelekologins speciella favoritart. Åtminstone kan man bibringas den uppfattningen om man läser *The Migration of Knots*, som huvudsakligen utgör dokumentet efter ett så kallat "workshop" om just kustsnäppans flyttning. Platsen för mötet var Ribe i Danmark, september 1989.

För studier av vissa aspekter av flyttfåglars prestationer och optimeringsbeslut utgör vadare ett mycket lämpligt studieobjekt, bland annat på grund av att de flyttar långa distanser, de rastar vid väldefinierade rastplatser, de går att fånga och de är ganska lätta att observera eftersom de vistas i öppet landskap. Till detta kommer den speciella nimbus vi gärna associerar med de högarktiska vadarna som passerar våra breddgrader mitt i högsommaren på sin "höstflyttning" från till ganska nyligen okända och fortfarande mycket otillgängliga områden i Sibirien.

Föreliggande volym innehåller 28 artiklar som delats in i ett antal sektioner: ursprung och utbredning av raser, översikt av flyttningssystemen, *islandica*-kustsnäppor under vår och sommar, höst och vinter i Europa och Afrika samt en avslutande syn-tes. Island utgör en mycket viktig rastplats under maj för de kustsnäppor av rasen *islandica* som häckar på Grönland och på Bathurst och Ellesmere Islands i nordöstra Kanada. Under tre veckor rastar ca 265 000 kustsnäppor vid Islands fjordar och lägger på sig ansenliga mängder fett (flygbränsle)

och sedan sträcker i stort sett hela populationen under några få dagar i slutet av maj. Vad som då väntar dem är en flyttning över hav, passage av den väldiga grönländska inlandssisen och ytterligare en lång havspassage innan de slutligen anländer till sina högarktiska häckningsområden i norra Kanada. Rapporten innehåller flera uppsatser om rastningen på Island som under senare år studerats av G. A. Gudmundsson och medarbetare från flyttfågelgruppen i Lund.

Under 1980-talet uppmärksammades de kustsnäppor som rastar i de nordnorska fjordarna. Först trodde man att dessa utgjorde en spillra av den population som häckar i Sibirien. Men studier av dessa fåglars rastning och ivägflyttning, samt även ringåterfynd, visade något häpnadsväckande: även dessa kustsnäppor är *islandica* och på väg till Grönland eller norra Kanada. Denna upptäckt inspirerade S. Blomqvist och Å. Lindström att analysera tiden för observationer av kustsnäppor i Sverige. De sibiriska kustsnäpporna passerar ju Sydsverige i början av juni under vårsträcket. Vid dåligt väder kan ibland stora flockar rasta på Öland. Vad man fann var att tiden för passage i södra respektive norra Sverige skilde sig markant, men i motsats till vad man borde väntat sig var mediandatum för passage i norra Sverige ca tre veckor tidigare än i söder (16 maj respektive 8 juni)! Slutsatsen blir att de kustsnäppor som om våren ses i norra Sverige är *islandica*-kustsnäppor som kommit något ur kurs på sin väg mot de nordnorska fjordarna och vidare mot häckningsområden på Grönland och i Kanada. Detta och mycket annat kan man läsa i denna rapport om kustsnäppans flyttning, som jag varmt rekommenderar till envar som vill få reda på det senaste om all världens flyttningssystem hos kustsnäppan.

ANDERS HEDENSTRÖM

## Nya doktorsavhandlingar *New dissertations*

Redaktör *Editor*: S. Åkesson

Jonas Lemel, 1993: **Evolutionary and ecological perspectives of status signalling in the great tit (*Parus major* L.)**. Filosofie doktorsavhandling, Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet. 240 sid. ISBN 91-7032-831-5.

Förvånansvärt ofta löser individer konflikter utan att behöva ta till slagsmål. Detta kan bero på att de är bekanta med varandra och redan gjort upp en dominanshieraki, som t ex hackordningen bland höns. Många arter har också signaler eller igenkänningstecken som ger uppgifter om en individs förmåga att kämpa om resurser. En del av dessa signaler är direkta avspeglings av individens storlek, till exempel frekvensen i kväkandet hos vanlig padda, medan andra endast är symboler för individens kapacitet. Vinsten med ett system där man signalerar sin status via symboler är att individer kan bedöma sina chanser att vinna och behöver inte testa sin förmåga att slåss i varje konflikt. Detta spara energi samt minskar risken för skador. Det svarta bröstbandet hos talgoxe (*Parus major*) har föreslagits vara en sådan visuell signal som kan ge information till konkurrenter om en individs kapacitet och kondition. Jonas Lemel vid zoologiska institutionen vid Göteborgs universitet har skrivit en avhandling som behandlar talgoxens bröstband som en statussymbol. I två publicerade uppsatser och fyra manus har han tillsammans med Kjell Wallin undersökt bröstbandets ekologiska och evolutionära betydelse genom både direkta observationer och experiment.

Ett system där individer löser konflikter genom att signalera sin egen status med hjälp av ett igenkänningstecken kräver vissa förutsättningar för att vara evolutionärt stabilt, dvs kunna fortleva generation efter generation. För det första måste signalen vara sann och verkligen avspegla individens kapacitet. Om systemet missbrukas och individer ljugar om sin förmåga kommer systemet att falla samman. Missbruk kan motverkas av att det finns kostnader med

att signalera en högre status än den man har. Dessutom måste det finnas en genetisk variation i egenskapen för att den ska kunna evolvera till en statussymbol och denna variation måste fortleva i populationen. Om exempelvis talgoxar med större bröstband skulle vara mer framgångsrika och ha högre fitness än andra talgoxar, kommer selektionen på bröstband gå mot allt större och bredare bröstband och kanske sluta med en helt svart talgoxe.

Jonas Lemels avhandling är ett utmärkt exempel på hur man arbetar inom beteende-ekologin. För att förstå de evolutionära processerna som ligger till grund för ett beteende räcker det inte med att gå ut och studera en organism och dess beteende. Samband som observerats i naturen behöver analyseras genom experiment som kan separera mellan olika teorier. Dessutom måste beteenden, liksom morfologiska variabler, ha en genetisk grund. Det är därför viktigt att kunna urskilja vad som är den ärftliga komponenten bakom en egenskap jämfört med den miljömässiga.

Stora parker är klassiska områden för beteendestudier av småfåglar och Jonas Lemel har tillsammans med Kjell Wallin utnyttjat Botaniska Trädgården i Göteborg under åren 1984-90 för studier av holkhäckande talgoxar. I den första uppsatsen visar Lemel att bröstbandet främst fungerar som statussymbol i konflikter mellan okända individer. Lemel och Wallin utförde experiment i voljärer där dominansinteraktioner mellan talgoxar studerades. Betydelsen av bredden på bröstbanden manipulerades genom att förstora vissa individers bröstband med hjälp av svart bläck. Storleken på bröstbandet visade sig inte ha någon betydelse när individer som var kända för varandra möttes men avgjorde dominansinteraktioner mellan okända fåglar. Bröstbandet bör därför ha störst betydelse som statussignal vid etablering av ungfåglar i vinterflockar i samband med spridningen under hösten.

Konflikter rörande revir avgörs av andra faktorer,



som till exempel "först-på-plats"-principen där revirägare har ett övertag och oftast vinner en strid. Man kan dock inte utesluta att talgoxar använder variationen i bröstbandsstorlek för känna igen individer. Andra uppsatsen ger stöd för denna teori. Observationer av krillevande talgoxar visar att det inte finns någon korrelation mellan bröstbandsstorlek och dominans. Denna artikel är för övrigt mest inriktad på en annan frågeställning; vad som styr fördelningen av individer i olika biotoper. För att inte talgoxen ska bli en helt svart fågel krävs att det inte finns något selektionstryck för större bröstband. I sin tredje uppsats, undersöker Lemel detta genom att analysera hur morfologiska karaktärer påverkar överlevnaden hos talgoxar. Den stora flaskhalsen ligger i den första tiden efter att ungararna flugit ut och cirka 90 % av alla ungar dör under första hösten. Större kroppstorlek och god kondition gynnas vid rekryteringen av ungfåglar till vinterflockarna medan däremot bröstbandets storlek inte har någon effekt. Inte heller påverkar bröstbandets storlek sannolikheten att överleva första vintern eller dödligheten som adult fågel. Snarare verkar det som om variationen i bröstbandets storlek ökar efter flaskhalsen, det är större variation bland de ungfåglar som återfångas efter första ruggningen än bland flygga ungar. Bröstbandstorlek påverkar dock livslängden, talgoxar med breda bröstband lever längre. Fördelen av ökad livslängd motverkas av att talgoxar med breda bröstband har en lägre reproduktionsframgång räknat per år. Detta beror främst på att de startar häckningen senare och har en mindre kull. Båda dessa faktorer gör att färre avkommer från talgoxar med breda bröstband rekryteras till populationen. Statussignalering kan därför vara ett evolutionärt stabilt beteende då den totala reproduktionsframgången i medeltal bör vara likvärdig för individer med varierande bröstbandstorlek.

De två sista studierna i avhandlingen undersöker den genetiska bakgrunden till talgoxens bröstbandstorlek. För att kunna särskilja genetiska komponenter i morfologiska karaktärer samt kondition från inverkan av uppväxtmiljön och föräldrarnas förmåga att föda upp ungar måste man genomföra s.k. "cross-fostering" experiment. Dessa är experiment där delar av kullen byts ut så att man får tre kategorier av avkommer att jämföra; a) de som delar både gener och miljö, b) de som bara delar gener och har växt upp under olika omvärldsförhållanden samt c) de som enbart delar de miljömässiga komponenterna. Lemels resultat visar att ärftligheten för bröstbandsstorlek är liten, till skillnad från exempelvis tarslängd. Snarare finns det tecken på att uppväxt-

miljön påverkar bröstbandsstorleken. Det finns en signifikant korrelation mellan föräldrarnas bröstbandstorlek och bröstbandsstorleken hos de ungar som delar både gener och uppväxtmiljö samt en tendens till korrelation hos fosterungar som endast delar uppväxtmiljön med föräldrarna. Detta gör att selektionen främst verkar på den miljömässigt inducerade variationen.

Sammanfattningsvis kan sägas att Lemels avhandling är en intressant studie som ger stöd åt teorin om talgoxens bröstband som ett redskap i statussignalering. Bröstbandets uppgift kan vara att särskilja olika strategier i en samhällsstruktur med dominant och underordnade individer. Man bör dock inte glömma bort att symboler som dessa också kan tjäna som informationskällor mellan könen. Det har visats av andra forskare att honor väljer hanar med bredare bröstband och denna typ av sexuell selektion kan både motverka och förstärka funktionen hos bröstbandet som statussymbol. Såsom alla avhandlingarbeten, ger denna studie upphov till lika många nya frågor som svar och en av de centrala frågorna i denna studie är vad som gör att talgoxar med breda bröstband påbörjar sin häckning senare trots de uppenbara kostnaderna. Lemel snuddar endast vid detta och spekulerar kring förklaringar som längre söktider för revir och större kostnader att hålla revir av hög kvalitet. Vinsten är uppenbart en ökad livslängd vilket tyder på att överlevnaden under vintern och kvaliteten på vinterterritorier kan vara av betydelse.

MARIA SANDELL

Sundberg, Jan. 1994. **Sexual selection in the yellowhammer (*Emberiza citrinella*): The advantage of being yellow.** Filosofie doktorsavhandling, Zoologiska institutionen, Uppsala Universitet. ISBN 91-554-3256-2.

Först en introduktion och sedan sex uppsatser ger "en-två-tre-fyr-fem-sex-sju" kapitel om gulsparvar. Och omslaget är förstas gult. Med gulsparven i blickfånget har Jan Sundberg författat en avhandling om hur sexuell selektion kan ge upphov till ornament. Ornamenten i fråga är gulsparvhanens bjärt gula hjässa, ögonbrynstreck och haklapp.

Studien vilar på sex års fältobservationer av gulsparvar utanför Uppsala. Varje år identifierades mellan 40 och 100 sjungande hanar, varav flertalet infångades, ringmärktes, mättes, och färgklassifice-

rades innan de släpptes. Att på en levande fågel objektivt klassificera ett färgfälts utbredning över fjäderdräkten och dessutom bedöma dess intensitet var en utmaning. Jan ritade av utbredningen av gulsparvens gula fläckar, klippte ut dessa och vägde sedan papperet! En enkel och genial metod att ytbestämma ett färgfälts storlek. Färgens intensitet avgjordes genom direkta jämförelser med en färgatlas. Att gamla hanar visade sig ha både mer och intensivare gul färg än unga (ettåriga) hanar kan nog snarare betraktas som uppfriskande än förvånande. Tre saker pekade tidigt på att färg och färgintensitet speglar individens kvalitet och kondition; gulhet var korrelerad till kroppsstorlek (+), förekomst av växt-ränder (-) och orange/röd pigmentering i fjäderdräkten (+).

Ett mycket hett problem inom teoribildningen om sexuell selektion är förklaring till hur inomartsvariationen i sekundära könskaraktärer upprätthålls. Om nu honor i generationer valt de fagraste gossarna borde gener för skönhet ha ökat i populationen på bekostnad av gener som kodat för "mindre vackra drag". Till slut borde man nå den punkt där det inte längre finns någon genetisk variationen kvar för ornamentet. Om det bara var för genererna som kodar för karaktären skulle alla vara vackrast - alla gulsparvhanar gulast! Även om Jans gulsparvstudier tydligt visar att det finns en stor variation i ornamentets uttryck är det inte nödvändigtvis så att denna variation har genetiska orsaker. Som redan påpekats var åtminstone en del av variationen hos gulsparv omvärldsbetingad, tex var gamla fåglar gulare än unga.

Om uttrycket av en karaktär är känsligt för omvärldsbetingelserna, kan denna just därför signalera en individs allmänna hälsotillstånd. Man kan därför anta att individer med gener som ger resistens mot sjukdomar i genomsnitt kan klä sig i vackrare fjäder-skrudar. Om honor väljer att para sig med vackra hanar skulle de på så vis kunna ge sin avkomma "goda gener" att motstå sjukdomar. Sjukdomar orsakas t. ex. av virus, svampar och parasiter, organismer med kort generationstid. En fortgående evolution mellan värden (fågeln) och den sjukdomsalstrande organismen (t. ex. bakterien) bör, enligt gängse teorier, leda till att det alltid finns genetiskt mer resistenta individer. Det skulle alltså kunna vara selektion för sjukdomsresistens som leder till utvecklingen av ornament!

Under senare år har blodparasiter kommit att bli något av en modell-patogen i studier av sexuell selektion. För att kunna studera dessa tog Jan en liten droppe blod från gulsparvarna i samband med ring-

märkning. Denna ströks ut på ett objektglas, fixerades och undersöktes genom ett mikroskop. Sen var det bara att bestämma parasiterna till art/släkte och räkna andelen infekterade blodkroppar. Metoden är förhållandevis enkel att genomföra, men ack så tålmodsprövande. Några tusental röda blodkroppar måste inspekteras - för varje individ! Efter ett visst laborerande med data kunde Jan visa att det fanns ett samband mellan gulhet och parasitbelastning hos hanarna, men inte hos honorna.

Hos polygyna arter anser man att hög fitness hos hanar i första hand erhålls genom att de attraherar många honor. Men detta kan knappast gälla för gulsparven eftersom en hane så gott som aldrig har mer än en hona i sitt revir. Hos monogama arter anser man istället att tidig häckning kan vara ett tecken på hög fitness. Honor i god kondition kommer tidigt i häckningslust och väljer de bästa hanarna som därmed förmodas få flest ungar. Hos många arter visar det sig också vara högre överlevnad bland tidigt kläckta ungar vilket ytterligare höjer (fitness) värdet av att häcka tidigt.

Nå, väljer gulsparvhonor gula hanar. Med kikare och anteckningsblock som enda hjälpmedel hade troligen frågan besvarats med ett nej. Det tycktes inte finnas något samband mellan hanarnas häckningsstart och gulhet. Trots detta nedslående resultat genomförde Jan ett inomhus-experiment med burhållna sparvar. Honor som först gjorts sexuellt upphetsade med ett hormon-implantat erbjöds att välja mellan två uppstoppade hanar, som med sax och tuschpennor gjorts till att antingen vara "mycket och bjärt gula" eller "fula". Resultatet visade att honorna oftare satt nära den gulaste hanen, något som Jan tolkade som att honor väljer gula hanar.

Men varför väljer honor gula hanar i bur men inte ute i naturen? Med de senaste molekylärbiologiska teknikerna och ett par droppar blod från drygt hundra ungar, deras föräldrar och 60 grannhanar visar Jan att det vi ser som ett val av häckningspartner, ingalunda behöver spegla vem som blir far till ungar.

Genom att genotypbestämma gulsparvarna för tre mycket variabla loci (platser i arvsmassan) kunde Jan avslöja en närmast hisnande lössläpphet i det Uppländska kulturlandskapet. Drygt en tredjedel av ungarna visade sig vara oäktingar. De riktiga fäderna till oäktingarna kunde i många fall identifieras genom att jämföra DNA-fragment mönster hos ungarna, honan och grannhanarna. Vid parvisa jämförelser visade Jan att de bedragande grannhanarna var gulare än de bedragna hanarna och skillnaden var statistiskt säkerställd. Om vi tolkar Jans resultat rätt



så tycks gulsparrvonor inte bry sig om gulheten på den hane i vars revir hon lägger sitt bo, men söker upp en gul hane att para sig med. Valet av partner vid s.k. utomäktenskapliga kopulationer, skulle alltså kunna ge de ornamenterade hanarna en fördel i fitness, dvs drivkraften i den sexuella selektionen.

Om man accepterar att gula hanar står för kvaliteten, kan man lätt bli förbryllad av resultaten i den sista uppsatsen. Jan finner nämligen att gula hanar matar sina ungar mer sällan än andra hanar. Dessutom matar honor till gula hanar i låg frekvens. Men ungarna i "gula" äktenskap tycks inte fara illa utan överlever i lika hög grad trots att de inte får mat lika ofta som ungar hemma hos mindre pråliga fäder. En möjlig, men obesvarad lösning till denna paradox är att gula hanars revir hyser mat av bättre kvalitet eller att de gula (och därmed äldre) hanarna kånkar hem större lass med föda till sina ungar.

Det är tveklöst ett bra avhandlingsarbete. Att Jan har haft bråttom mot slutet märks emellertid av att det finns gott om utelämnade ord och dubblerade dito. Jag kan inte heller låta bli att kommentera Figur 10 i sammanfattningen som är ett skräckexempel på hur datorns statistikpaket kan löpa amok. Figuren visar hur blodparasitbelastningen varierar i relation till fångstid på säsongen och av någon outgrundlig anledning har Jan anpassat en tredjegradsfunktion till punktsvärmen.

Jag hade önskat en mer sammanfattande utvärdering. Det är många gånger svårt för en oinitierad att sammanväga betydelsen av resultaten i de olika uppsatserna. Jag har till exempel inte kunnat utreda huruvida gulsparrvonor framförallt väljer gula eller gamla hanar (det senare skulle ge dem gulhet på köpet). Även om burförsöket talar för färgen, är de övriga resultaten likaväl överensstämmande med åldersteorin. Det hade varit roligt att läsa en utredande diskussion och framförallt höra författarens åsikter. Men, en avhandling är ju oftast bara en början på ett forskningsprojekt, så det kommer säkert mera om Jans gulsparrar.

STAFFAN BENSCH

Dennis Hasselquist, 1994: **Male attractiveness, mating tactics and realized fitness in the polygynous great reed warbler**. Doktorsavhandling, zoöekologiska avdelningen, Lunds universitet. 48 sidor+åtta artiklar ur olika vetenskapliga tidskrifter eller i manusform. ISBN 91-7105-051-5.

Under de senaste tolv, femton åren har beteendeko-

logisk forskning tagits upp vid alla våra universitet och intar numera en internationellt framskjuten ställning. Det är inte många biologiska forskningsspecialiteter, om vilka man med så stor säkerhet kan påstå att svensk forskning ligger vid fronten. Beteendekologin utgör ett briljant exempel på vad Naturvetenskapliga forskningsrådet i sin krafts dagar kunde åstadkomma.

Till den långa raden av utmärkta svenska doktorsavhandlingar inom det beteendekologiska forskningsområdet läggs nu Dennis Hasselquists. Till sammans med Staffan Bensch har han arbetat med trastsångaren; Benschs avhandling recenserades i *Ornis Svecica* 3 (1993) 176-177. Broderligt har de två kompanjonerna delat såväl vedermödor som dessas belöningar; i sju av de åtta artiklarna i Hasselquists avhandling är Bensch medförfattare. *Honi soit qui mal y pense*: samverkan och kunskapskombination krävs inom modern forskning. Till de stora förbättringarna i forskningsvärlden hör förvisso att samarbete numera uppmuntras, åtminstone på flertalet institutioner.

Halva segern i ett forskningsprojekt är vunnen om studieobjektet är lämpligt. Jag vet inte hur mycket Hasselquist och Bensch visste om trastsångaren, när de beslöt sig för att använda den som föremål för sin forskning. Hur det än må förhålla sig med den saken, visade sig trastsångaren i en rad avseenden synnerligen "samarbetsvillig". Fåglarna är robusta, de flesta bona går att hitta och nå, och habitatet är överblickbart och genomträngligt.

Det går naturligtvis inte att i en kort recension göra rättvisa åt alla intressanta resultat och slutsatser som Hasselquist presenterar i sin maffiga avhandling. Som man väntar i goda avhandlingar, får man här insyn i en brottning med aktuellaste teori inom området; teorin anvisar viktiga problem, och analysen av data påverkar i sin tur teorin, som anvisar ... i en evig långdans. De teorier som framför allt fångslat Hasselquist gäller hanars och honors växelspel, där varje individ är programmerad att maximera sin fortplantning till lägsta möjliga kostnad och minsta möjliga risktagning. Detta spel leder hos trastsångaren till ett polygynt parningssystem, dvs en hane har en varaktig relation med två eller flera honor. Hasselquist har särskilt betraktat förutsättningarna för och konsekvenserna av det polygyna systemet ur hanens synvinkel (medan Bensch i sin avhandling betonade det honliga perspektivet).

Som hos många andra noggrant studerade fågelarter gör trastsångarhanen talrika besök i grannreviren, rimligen i avsikt att befrukta därvarande hona. Framgången var emellertid måttlig; honorna lät sig

inte förföras. Detta står i motsats till vad som konstaterats hos åtskilliga andra arter, där honans sociala monogami visat sig vara kombinerad med en sexuell polygami; kullen har ofta två eller till och med fler fäder. Hasselquist spekulerar att medan i socialt monogama arter en hel del honor får nöja sig med en hane av låg kvalitet och därför har genetiska vinster att hämta genom att låta bättre grannhanar bli fäder till deras ungar, är detta inte fallet hos polygama arter, där alla honor kan få den hane de föredrar; varje hane räcker för flera honor.

Till det mest intressanta i Hasselquists avhandling hör skildringen av hur honorna aktivt väljer partner. Det visade sig att revirets kvalitet spelade en utomordentligt viktig roll för honornas val; tidigt anländande hanar kunde välja de bästa reviren och fick snabbast en eller flera partners. Här är i och för sig problematiken invecklad: hanens inneboende kvalitet samvarierar med kvaliteten på hans revir. Och honan är förstås programmerad att helst få bästa möjliga både hane och revir. Hasselquist kunde visa hur storleken av hanens sångrepertoar påverkade honans val. Hanar med stor repertoar blev fäder till en högre andel ungar som överlevde tillräckligt länge för att själv ingå i den häckande populationen (s k rekryter), detta trots att de skön-sjungande hanarna inte i högre grad än andra hanar hjälpte till med uppfödandet. Hasselquist drar slutsatsen att det är dessa hanars genetiska kvalitet som leder till den högre frekvensen av framgångsrika

ungar. Det är följaktligen fördelaktigt för partner-sökande trastsångarhonor att falla för bygdens Caruso.

Varför sjunger då inte alla trastsångarhanar på ett lika bedårande sätt? Enligt Hasselquist beror variationen på att endast de generellt bäst utrustade hanarna kan kosta på sig en bred repertoar. Att ha en varierande sång kan inkräkta på andra beteendefunktioner; hjärnan har inte obegränsad kapacitet. Att sången kostar betyder att den är en "hederlig" signal; den avspeglar verkligen hanens kvalitet. (Det är inte lätt att briljera med traktens största Mercedes, om man inte har råd att köpa bensin till den.) När man kommer in på kostnaderna för olika alternativa beteenden, måste de flesta forskare ge sig ut på tunn is, och detta gäller även i föreliggande fall. Sunda spekulationer är det emellertid inget ont i; tvärtom är det de, som är grogrund för nya forskningsinsatser. Det kommer säkerligen inte att dröja länge förrän forskarna funnit goda metoder för beräkning av kostnaderna för olika beteenden och strukturer i den sexuella selektionens tjänst.

Hasselquists avhandling är utmärkt med avseende på både sakinhåll och framställning. Flera av de enskilda uppsatserna kommer otvivelaktigt att bli vackert uppmärksammade av forskare världen runt och ge impulser för fortsatt forskning i skilda riktningar. Bravo, Dennis, och lycka till i din postdoktorala forskargärning!

STAFFAN ULFSTRAND



# Stöd SOF:s fågelforskning!

Många av de undersökningar som du kan läsa om i *Ornis Svecica* eller *Vår Fågelvärld* har fått ekonomiskt stöd från Sveriges Ornitologiska Förening. Dessa pengar kommer nästan uteslutande från donationer och gåvor.

Vi har nyligen beslutat att själva bli mer aktiva på fågelforskningens område. En ny forskningskommitté har bildats. Den har fått i uppgift att inte bara stödja befintliga projekt ekonomiskt utan också starta nya undersökningar.

För att kunna förverkliga dessa planer behöver vi medlemmarnas helhjärtade stöd. Du kan stödja SOF med donationer på flera olika sätt:

Med hjälp av större belopp kan vi inrätta särskilda minnesfonder. Exempel på sådana fonder som redan finns är Elis Wides fond och Gustaf Danielssons fond. Tag kontakt med ordföranden, kassören eller generalsekreteraren.

I samband med dödsfall väljer många att hylla den avlidne med gåvor till SOF.

Gåvor till SOF:s forskningsfond. Denna fond är föreningens verktyg för att kunna ge bidrag till omedelbara insatser för att lösa olika frågor.

Hjälp oss i vårt arbete genom att donera pengar till forskningsfonden.

**Sätt in gåvan på SOF:s postgiro 19 94 99-5 eller bankgiro 311-1994. Skriv "Forskningsfonden" på talongen.**

*Hjärtligt tack på förhand!*

# **Bird Numbers 1995**

## **13th International Conference of the European Bird Census Council**

Pärnu, Estland, 25–29 September 1995

This conference is the main forum for presentation of research and discussions on development of bird population size and distribution. It will focus on dynamics and monitoring, co-operation in monitoring of breeding, wintering and migrating birds (Euromonitoring, Euro-Bird-Stop), birds as tools of monitoring and landscape planning, latest advancements in census and distribution work, environmental impact assessment, and sensitive bird populations.

There will be plenary sessions, symposia, poster presentations, workshops and field excursions.

Excursions will involve visits to bird stations and nature reserves such as Matsalu, Nigula and Soomaa.

In order to attend the conference, please write to

***Bird Numbers 1995***  
*P. O. Box 227*  
*Estonian Ornithological Society*  
*EE-2400 Tartu, Estonia*

Fax +372-34-32433



## Instruktioner till författarna

### *Instruktioner 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 indexer- ing och informationsökning. 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 maskinskriven med minst dubbelt rad- avstånd. Manus skall insändas i tre kopior inklusive tabeller och figurer. Originalfigurer skall insändas endast efter upp- maning.

Andra bidrag än uppsatser bör ej överstiga 2000 ord (eller motsvarande om det ingår tabeller och figurer). De skall inte ha någon inledande Abstract men däremot en kort sammanfatt- ning på det andra språket.

Författarna erhåller korrektur som skall granskasomgående och återsändas. Tillsammans med korrektur erhålls också beställningsblankett för särtryck. 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 utform- ning 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 submit- ted in three copies with at least 4 cm margin to the left, typewritten with at least double line spacing. Do not send original Figures until requested.*

*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. They will also receive a form for ordering reprints. 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 tidskrif- tens 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 Adaptations 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.

POSTTIDNING  
Sveriges Ornitologiska Förening  
Box 14219  
104 40 Stockholm

## ORNIS SVECICA Vol 4, No 4, 1994

### Contents – *Innehåll*

- 145 M. Amcoff            Bivråkens *Pernis apivorus* boplatsval  
M. Tjernberg        *Nest site choice of Honey Buzzard Pernis apivorus*  
Å. Berg
- 159 H. Rytman           Överlevnadsberäkningar och försök att skatta populationsutvecklingen hos fiskgjuse  
*Pandion haliaetus*, ormvråk *Buteo buteo* och sparvhök *Accipiter nisus* i Sverige  
*Estimates of survival and population development of the Osprey Pandion haliaetus,*  
*Common Buzzard Buteo buteo, and Sparrowhawk Accipiter nisus in Sweden*
- 173 T. Larsson           Bitotopval, populationsutveckling och häckningsbiologi hos skärpiplärka  
*Anthus spinoletta littoralis* i ett småländskt skärgårdsområde  
*Habitat selection, population dynamics and breeding biology of the Rock Pipit*  
*Anthus spinoletta littoralis in southeastern Sweden*
- 183 **Short Communications – *Korta rapporter***
- 183 Å. Berg            Åkerhäckande tofsvipor *Vanellus vanellus* – kan bonden rädda häckningarna?  
T. Lindberg        *Lapwings Vanellus vanellus nesting on farmland – can the farmer save the nests?*  
K. G. Källebrink
- 185 K. Borg            Våra fasaners fortplantning  
*Reproduction of Pheasants*
- 188 J. Merilä           Two mixed clutches of Blue Tits *Parus caeruleus* and Collared Flycatchers  
*Ficedula albicollis*  
*Två blandkullar mellan blåmes och halsbandsflugsnappare*
- 190 **Nya böcker – *New books***
- 194 **Nya doktorsavhandlingar – *New dissertations***