

A comparison between ringing totals at Falsterbo, SW Sweden, ringing totals at Ottenby, SE Sweden, and point counts from the Swedish Breeding Bird Census during 20 years (1980–1999)

En jämförelse mellan ringmärkningssummor från Falsterbo, SV Sverige, ringmärkningssummor från Ottenby, SÖ Sverige, och punkttaxeringar från Svenska Häckfågeltaxeringen under 20 år (1980–1999)

LENNART KARLSSON, SOPHIE EHNBOM & GÖRAN WALINDER

Abstract

Autumn ringing totals from Falsterbo, SW Sweden, and Ottenby, SE Sweden, and data from the Breeding Bird Census were compared in 37 species during 1980–1999. We compared both 20-year trends (continuity of changes) and mean totals for the 1980s and 1990s, respectively. The three programmes showed similar patterns in many species. More species showed decreasing than increasing trends. There were no significant differences in the number of significant trends between the three programmes or between the numbers of significantly decreasing trends among long-distance and other categories of migrants. The two-decade comparison showed more negative changes among long-distance

than among other migrants at Falsterbo, and long-distance migrants decreased most at Falsterbo and least in Point Counts. Possible reasons for the differences are (a) different populations, especially between Falsterbo and Ottenby, (b) trends in partial migrants may not be detected in ringing totals, (c) non-random route selection in Point Counts, (d) difficult to count very common species in Point Counts, and (e) decreases of more species in Western than in Eastern Europe, affecting Falsterbo.

Lennart Karlsson, Sophie Ehnbo & Göran Walinder, Falsterbo Bird Observatory, Fyren, SE-239 40 Falsterbo, Sweden, email: falsterbo@skof.se

Received 30 June 2003, Accepted 17 March 2005, Editor: A. Hedenström

Introduction

Bird monitoring as a tool for environmental surveillance is commonly used in many countries. The overlaying goal is to record changes in bird populations, whether it is on a local level like censuses of a certain habitat or area or more of a nation-wide project.

In Sweden, three large bird monitoring projects started in the 1970s: Standardized ringing of birds at Ottenby Bird Observatory in 1972 (Pettersson 1993), standardized visible migration counts at Falsterbo in 1973 (Roos 1978) and censuses of breeding birds in 1975 (Svensson 1997). These three projects were adopted in the National Monitoring Programme (PMK) in 1978 (Bernes 1990). In 1980, a standardized ringing programme was introduced at Falsterbo Bird Observatory (Roos & Karlsson 1981). One of the aims was the monitoring aspect. However, at Falsterbo as well as at Ottenby, bird ringing has been an extensive part of the bird observatory activities since the 1950s.

Recently, the results from the first 20 years of the standardized ringing scheme at Falsterbo were

presented (Karlsson et al. 2002). Dramatic changes were shown, especially among long-distance passerine migrants. It is therefore of particular interest to compare these results with corresponding data from other large monitoring projects running in Sweden, i.e. the Point Counts from the Breeding Bird Census Project and the ringing at Ottenby Bird Observatory. Such a comparison has never been done with the standardized ringing at Falsterbo included. We will try to find out whether eventual differences in the results between the three programmes are caused by methods, geographic situation, weather, or reflect changes that may affect only a part of the whole population. Furthermore, the results from all three programmes together should improve the knowledge of the large-scale situation for the bird populations in Sweden and perhaps also in surrounding countries.

Material and methods

We used autumn totals from the standardized ringing schemes at Falsterbo Bird Observatory (55°23' N, 12°49' E), SW Sweden (Karlsson et al.

2002) and Ottenby Bird Observatory, (56°12'N, 16°24'E) on the southern tip of the island Öland, SE Sweden (Andersson et al. 2000, Lindström in litt.) along with the indices from the point counts of the Swedish Breeding Bird Census (Svensson 2000), in this text just named "Point Counts". The number of birds of each species observed during the first year (1975) was used as index=100 (Svensson 2000).

The two ringing programmes are performed similarly, using mist nets as trapping equipment, and at Ottenby also two Heligoland traps (Andersson et al. 2000, Karlsson et al. 2002). Both sites are situated on south- or southwest-facing points where birds concentrate during autumn migration. At Falsterbo birds are trapped at two sites near the south-westernmost point during autumn: The Lighthouse Garden (21 July – 10 November) and Flommen (21 July – 30 September). The Lighthouse Garden is a small stand of mixed trees and bushes (100 x 100 m) surrounding the Falsterbo Lighthouse and situated in an open field area. Flommen is situated about 1 km NNE of the Lighthouse. It is an area mainly covered with reeds and sedges, but with some spots of open water and meadows. For species preferring reed habitat, figures from Flommen were selected except Reed Bunting (only 40% of migration period covered at Flommen; Karlsson et al. 2002). The habitats, both at Falsterbo and Ottenby, are kept as constant as possible from year to year.

The Point Counts are performed all over Sweden but the density of the routes is related to densely populated areas (i.e. southern Sweden). The routes are chosen by the observers and there is a change of some routes between years. The observers record singing or otherwise territory-claiming birds, at least for the species included in this study. The annual indices are calculated only from routes which have been done by the same observer two years in a row (see further description in Svensson 2000).

The period chosen for comparison between the monitoring programmes was the 20-year period 1980–1999. A grand total of 37 species that could be compared between all three monitoring programmes was selected. All species but one were passerines. The species were primarily divided into groups of migrants, i.e. long-distance migrants (species wintering mainly south of the Sahara), medium/short-distance migrants (species wintering in Europe and/or Northern Africa) and partial migrants (a considerable part of the population wintering near breeding areas north of Falsterbo and Ottenby).

Significant trends refer to test results by Spearman's Rank Correlation Coefficient (Rs). Corrections for tied observations were made in cases where five or more observations were tied (Siegel & Castellan 1968). The corrections had only little effect on the correlation coefficient and in cases with less than five tied observations they were considered to be insignificant.

The rank correlation coefficients show the continuity of the trends and not the quantitative change. Thus, a high level of significance is not necessarily an indication of a strong decrease in numbers. A rank correlation will get the same level of significance whether there is a decrease of 1% a year or 10% a year. In order to show the quantitative differences, we compared the totals from the two decades, 1980–1989 and 1990–1999, by performing a t-test for unequal variances. The χ^2 -test was used for contingency tables.

Weather data was collected from the Falsterbo Weather Station (official station, observations every 3rd hour), situated at the Falsterbo Lighthouse, i.e. the main ringing site at Falsterbo. For scientific names of species, see Table 1.

Results

An overall pattern in the results from the three programmes is a good concordance, both in the continuity of the trends (Table 1) and the quantitative comparison between the totals from the 1980s and 1990s (Table 2, Figure 1) respectively. As could be expected, most results generally pointed the same way, although some were more significant than others. At Falsterbo, 20 of the selected 37 species showed significant trends, at Ottenby 13 species, and in Point Counts 19 species. In all three programmes, significantly negative trends were observed in four species of long-distance migrants (Wryneck, Tree Pipit, Thrush Nightingale and Wheatear), one medium/short distance migrant (White Wagtail) and one partial migrant (Yellowhammer). No significantly positive trends common to all three programmes were found among long-distance migrants, and in the other categories of migrants only one species (Wren) was found. Finally, there were three species of long-distance migrants (Redstart, Sedge Warbler and Lesser Whitethroat), three species of medium/short distance migrants (Robin, Redwing and Chaffinch) and one partial migrant (Tree Sparrow) showing non-significant trends in all programmes.

The largest number of significantly negative trends in all three programmes was found among

Table 1. Correlation coefficient (Spearman's Rank Correlation, Rs) between seasonal ringing totals and year in 37 species 1980–1999. FBO = Ringing at Falsterbo (Lighthouse garden except species indicated FR = Flommen Reed bed). OBY = Ringing at Ottenby. PTX = Point Counts in Swedish Breeding Bird Census. Significance levels: * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

Korrelationskoefficient (Spearman's Rangkorrelation, Rs) mellan säsongssumma och år hos 37 arter 1980–1999. FBO = Ringmärkning vid Falsterbo (Fyren utom arter markerade FR = Flommen). OBY = Ringmärkning vid Ottenby. PTX = Punkttaxeringar inom Svensk Häckfågeltaxering. Signifikansnivåer: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

	FBO	OBY	PTX
Long-distance migrants Långflyttare			
Wryneck <i>Jynx torquilla</i>	-0.787***	-0.576**	-0.697***
Tree Pipit <i>Anthus trivialis</i>	-0.701***	-0.667**	-0.859***
Yellow Wagtail <i>Motacilla flava</i> FR	-0.438	-0.648**	-0.373
Thrush Nightingale <i>Luscinia luscinia</i>	-0.760***	-0.498*	-0.746***
Redstart <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	-0.427	-0.336	-0.396
Whinchat <i>Saxicola rubetra</i> FR	-0.730***	-0.308	-0.155
Wheatear <i>Oenanthe oenanthe</i>	-0.904***	-0.499*	-0.929***
Sedge Warbler <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> FR	+0.234	+0.211	+0.030
Reed Warbler <i>Acrocephalus scirpaceus</i> FR	-0.009	-0.280	+0.821***
Icterine Warbler <i>Hippolais icterina</i>	-0.722***	-0.270	+0.033
Lesser Whitethroat <i>Sylvia curruca</i>	-0.291	+0.223	+0.067
Whitethroat <i>Sylvia communis</i>	+0.170	+0.071	+0.607**
Garden Warbler <i>Sylvia borin</i>	-0.506*	-0.394	-0.412
Blackcap <i>Sylvia atricapilla</i>	+0.544*	-0.638**	+0.732***
Wood Warbler <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	-0.372	-0.383	+0.674**
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	-0.678**	+0.038	-0.068
Spotted Flycatcher <i>Muscicapa striata</i>	-0.650**	-0.382	-0.096
Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	-0.749***	-0.544*	+0.017
Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i>	-0.840***	-0.412	-0.755***
No. of species with significant negative trends	11	7	5
No. of species with significant positive trends	1	0	4
No. of species with non-significant trends	7	12	10
Medium/short distance migrants Medel/kortdistansflyttare			
White Wagtail <i>Motacilla alba</i> FR	-0.471*	-0.475*	-0.744***
Wren <i>Troglodytes troglodytes</i>	+0.707***	+0.644**	+0.728***
Duncock <i>Prunella modularis</i>	-0.541*	-0.226	-0.787***
Robin <i>Erithacus rubecula</i>	+0.035	-0.185	-0.137
Blackbird <i>Turdus merula</i>	+0.529*	+0.081	+0.808***
Song Thrush <i>Turdus philomelos</i>	-0.056	-0.602**	-0.494*
Redwing <i>Turdus iliacus</i>	-0.153	-0.264	-0.182
Chiffchaff <i>Phylloscopus collybita</i>	+0.527*	-0.015	-0.298
Goldcrest <i>Regulus regulus</i>	+0.122	-0.168	+0.553*
Chaffinch <i>Fringilla coelebs</i>	+0.041	-0.278	-0.100
Reed Bunting <i>Emberiza schoeniclus</i>	-0.889***	-0.848***	-0.133
No. of species with significant negative trends	3	3	3
No. of species with significant positive trends	3	1	3
No. of species with non-significant trends	5	7	5
Partial migrants Partiella flyttare			
Blue Tit <i>Parus caeruleus</i>	+0.209	-0.017	+0.818***
Great Tit <i>Parus major</i>	-0.205	-0.699***	-0.346
Treecreeper <i>Certhia familiaris</i>	-0.025	+0.335	+0.698***
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>	-0.416	-0.085	+0.186
Greenfinch <i>Carduelis chloris</i>	-0.114	-0.207	+0.617**
Siskin <i>Carduelis spinus</i>	+0.447*	+0.258	+0.195
Yellowhammer <i>Emberiza citrinella</i>	-0.502*	-0.534*	-0.726***
No. of species with significant negative trends	1	2	1
No. of species with significant positive trends	1	0	3
No. of species with non-significant trends	5	5	3

Table 2. Quantitative differences expressed as proportions (percentages) of the grand total (n) of ringed/observed birds during 1980–1989 and 1990–1999 respectively at Falsterbo (FBO), Ottenby (OBY) and in Point Counts (PTX). A t-test for unequal variances was used for verifying significant differences (t). Significance levels: * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. PTX totals were calculated from annual indices (index = 100 corresponds to a certain number of birds in each species), except in Yellow Wagtail and Wood Warbler (only summed indices).

*Andel (%) av den totala summan (n) ringmärkta/observerade fåglar under 1980–1989 respektive 1990–1999 vid Falsterbo (FBO), Ottenby (OBY) och enligt punkttaxeringarna inom Svensk Häckfågeltaxering (PTX). Skillnaderna testades statistiskt med t-test för olika varianser (t). Signifikansnivåer: * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. För PTX är summan uträknad efter index för de olika åren (index = 100 motsvarar ett visst antal fåglar för varje art), utom för gul-ärla och grönsångare (summerade index).*

	FBO				OBY				PTX				
	n	%80–89	%90–99	t p	n	%80–89	%90–99	t p	n	%80–89	%90–99	t p	
Long-distance migrants													
Långflyttare													
Wryneck <i>Jynx torquilla</i>	50	90	10	0,006**	61	80	20	0,005**	1400	64	36	0,007**	
Tree Pipit <i>Anthus trivialis</i>	2739	78	22	0,000***	1220	64	36	0,066	20000	59	41	0,000***	
Yellow Wagtail <i>Motacilla flava</i> FR	963	59	41	0,059	555	67	33	0,089	1290	60	40	0,144	
Thrush Nightingale <i>Luscinia luscinia</i>	115	77	23	0,000***	638	62	38	0,018*	5700	58	42	0,000***	
Redstart <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	3931	66	34	0,039*	3785	51	49	0,791	2660	52	48	0,471	
Whinchat <i>Saxicola rubetra</i> FR	1146	72	28	0,008**	225	55	45	0,276	3800	51	49	0,252	
Wheatear <i>Oenanthe oenanthe</i>	370	83	17	0,000***	437	60	40	0,186	1400	69	31	0,000***	
Sedge Warbler <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> FR	12319	48	52	0,532	981	52	48	0,678	1500	51	49	0,838	
Reed Warbler <i>Acrocephalus scirpaceus</i> FR	42766	52	48	0,577	220	63	37	0,063	2800	45	55	0,000***	
Icterine Warbler <i>Hippolais icterina</i>	872	73	27	0,038*	1019	55	45	0,094	2400	50	50	0,836	
Lesser Whitethroat <i>Sylvia curruca</i>	1471	55	45	0,089	3836	47	53	0,394	2600	50	50	0,990	
Whitethroat <i>Sylvia communis</i>	797	53	47	0,475	2178	49	51	0,667	6520	46	54	0,049*	
Garden Warbler <i>Sylvia borin</i>	4054	70	30	0,009**	2086	59	41	0,067	16600	54	46	0,007**	
Blackcap <i>Sylvia atricapilla</i>	1896	43	57	0,242	1235	61	39	0,016*	11100	45	55	0,003**	
Wood Warbler <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	400	60	40	0,049*	1174	58	42	0,090	2442	44	56	0,002**	
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	26708	72	28	0,005**	18034	46	54	0,285	82600	51	49	0,336	
Spotted Flycatcher <i>Muscicapa striata</i>	1338	71	29	0,020**	2006	55	45	0,230	2400	49	51	0,743	
Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	2543	72	28	0,007**	2380	63	37	0,008**	15900	51	49	0,544	
Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i>	383	78	22	0,000***	2819	59	41	0,024*	1500	62	38	0,002**	
Medium/short distance migrants													
Medel/kort-distansflyttare													
White Wagtail <i>Motacilla alba</i> FR	309	68	32	0,027*	4037	57	43	0,092	680	55	45	0,001**	
Wren <i>Troglodytes troglodytes</i>	10625	27	73	0,002**	1978	29	71	0,000***	4000	29	71	0,000***	
Duncock <i>Prunella modularis</i>	5022	59	41	0,045*	999	53	47	0,683	4300	58	42	0,014*	

	FBO			OBY			PTX								
	n	%80-89	%90-99	t	p	n	%80-89	%90-99	t	p	n	%80-89	%90-99	t	p
Robin <i>Erithacus rubecula</i>	44331	51	49	0,798		44608	54	46	0,489		17200	49	51	0,647	
Blackbird <i>Turdus merula</i>	758	46	54	0,582		1949	52	48	0,749		31200	41	59	0,000***	
Song Thrush <i>Turdus philomelos</i>	4467	53	47	0,583		5212	62	38	0,023*		17300	53	47	0,054	
Redwing <i>Turdus iliacus</i>	520	58	42	0,406		718	66	34	0,100		2023	49	51	0,623	
Chiffchaff <i>Phylloscopus collybita</i>	2349	43	57	0,194		960	55	45	0,437		1570	50	50	0,883	
Goldcrest <i>Regulus regulus</i>	41377	39	61	0,127		44937	50	50	0,986		7560	28	72	0,001**	
Chaffinch <i>Fringilla coelebs</i>	4000	50	50	0,980		1549	52	48	0,768		91100	50	50	0,906	
Reed Bunting <i>Emberiza schoeniclus</i>	643	75	25	0,013*		1489	72	28	0,002**		3700	49	51	0,628	
Partial/irruptive migrants															
<i>Partiella/invasionsfytare</i>															
Blue Tit <i>Parus caeruleus</i>	70474	37	63	0,181		6399	45	55	0,565		10200	43	57	0,000***	
Great Tit <i>Parus major</i>	11549	58	42	0,346		3422	75	25	0,003**		28700	51	49	0,330	
Treecreeper <i>Certhia familiaris</i>	407	54	46	0,747		951	42	58	0,391		2452	39	61	0,000***	
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>	1921	71	29	0,087		2211	43	57	0,471		5540	49	51	0,648	
Greenfinch <i>Carduelis chloris</i>	1918	52	48	0,712		2365	49	51	0,864		15300	46	54	0,025*	
Siskin <i>Carduelis spinus</i>	13717	34	66	0,249		1496	35	65	0,300		14200	46	54	0,304	
Yellowhammer <i>Emberiza citrinella</i>	1108	69	31	0,041*		2925	50	50	0,975		21200	53	47	0,017*	

long-distance migrants. At Falsterbo, 11 species out of 19 (58%) were significantly decreasing, while at Ottenby and in Point Counts the corresponding figures were 7 (35%) and 5 species (26%) respectively (Table 1). However, neither was there any significant difference between the number of significantly decreasing species of long-distance migrants compared to other categories of migrants in any of the programmes (Table 3A), nor between the number of significantly decreasing species of long-distance migrants and a particular monitoring programme ($\chi^2=4,080$, $df=2$, n.s.).

In addition to the species with trends common to all three programmes, there were two species (Pied Flycatcher and Reed Bunting) common to Falsterbo and Ottenby only and four species (Blackcap, Red-backed Shrike, Dunnock and Blackbird) common to Falsterbo and Point Counts only. Only one species (Song Thrush) showed a significant trend common to Ottenby and Point Counts only. One single species (Blackcap) showed both a significantly positive (Falsterbo, Point Counts) and negative trend (Ottenby).

As a complement to the trends, the differences in numbers between the 1980s and 1990s expressed as percentages are shown in Table 2 and Figure 1, along with results of a t-test for unequal variances. The t-test marks differences with smaller variance in annual totals as significant. In species with a large variation in numbers between years, the difference between the two decades will therefore be marked as non-significant. This is typical for partial or irruptive migrants at the ringing stations. It should also be stressed, that small samples in some species in the ringing programmes may overemphasize the quantitative differences.

As expected after the trend analysis, an overall pattern of decreases among long-distance migrants was observed, and 10 species out of 19 were pointing the "negative way" in all three programmes, whilst not one single species showed a positive change common to both Falsterbo, Ottenby and Point Counts. At Falsterbo, 14 species of long-distance migrants decreased more than 30%, and all decreases but one (Yellow Wagtail) were also statistically significant (Table 2, Figure 1). The corresponding numbers at Ottenby were 10 species of which five were significant and in Point Counts five species of which four were significant, however, in addition one species (Garden Warbler) with only a 15% decrease was also significant. The number of significantly negative changes among long-distance migrants was significantly larger than in the other categories of migrants at Falster-

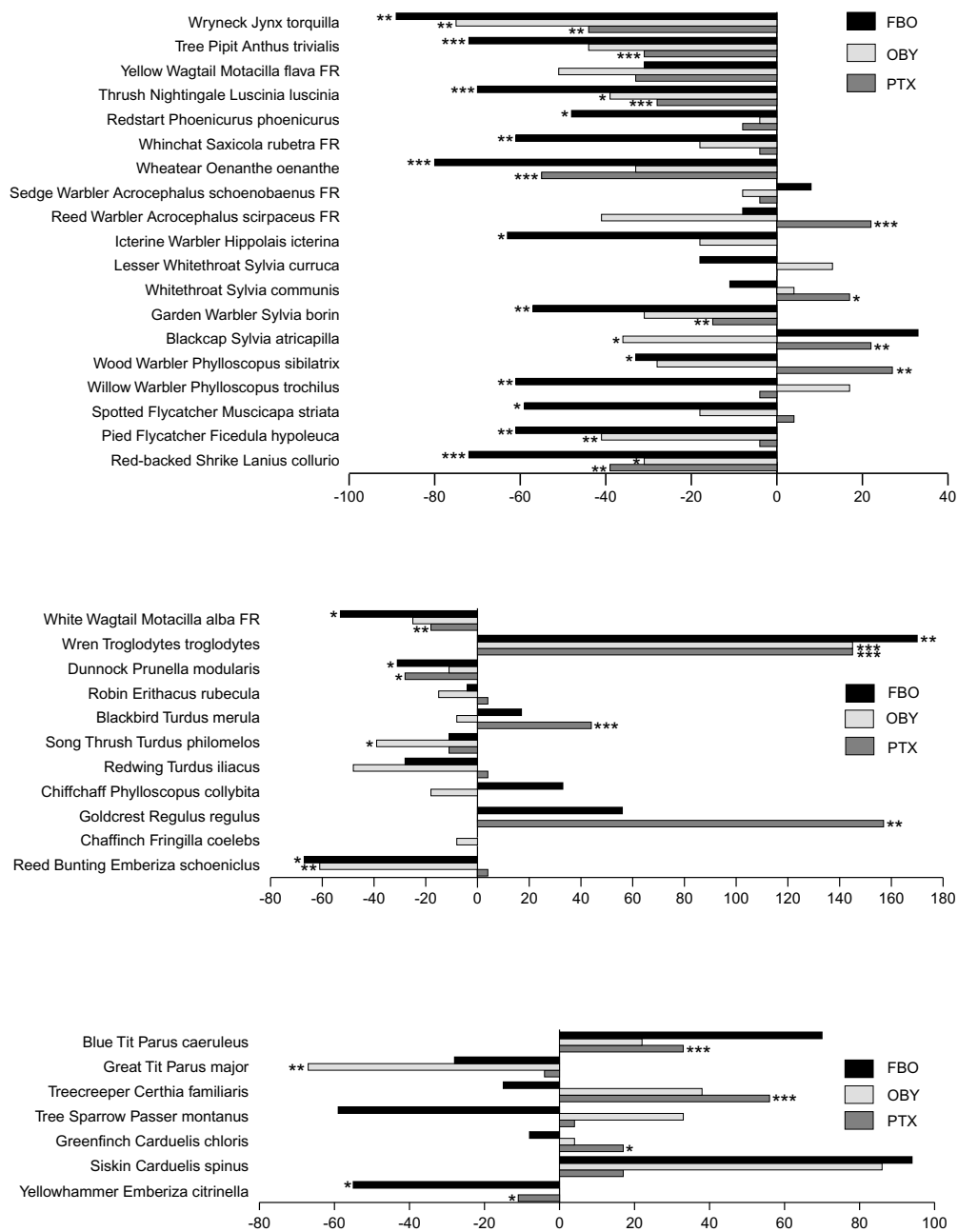


Figure 1. Graphs showing the quantitative changes, expressed as percentages, between the 1980s and 1990s (cf. Table 2) in the three monitoring programmes: Ringing at Falsterbo (FBO), ringing at Ottenby (OBY) and Point Counts in Swedish Breeding Bird Censuses (PTX). From above: long-distance, medium/short distance, and partial migrants. Significance levels: * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

Grafisk illustration av de kvantitativa förändringarna mellan 1980- och 1990-talet (Tabell 2) uttryckta i procent i de tre monitoringprogrammen: Ringmärkning vid Falsterbo (FBO), ringmärkning vid Ottenby (OBY) och punkttaxeringar inom Svensk Häckfågeltaxering (PTX). Uppifrån: långflyttare, medel/kortdistansflyttare och partiella flyttare. Signifikansnivåer: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Table 3. Number of species showing significantly decreasing trends 1980–1999 (A) and significantly negative differences between the 1980s and 1990s (B) in long-distance migrants compared with other categories of migrants at Falsterbo, Ottenby and in Point Counts, respectively. Aggregation of medium/short-distance and partial migrants as well as significantly increasing trends and non-significant trends was done in order to get expected frequencies $>5,0$ in the χ^2 -test. Correction for continuity (Yates's correction) was incorporated with the test since df (degrees of freedom) = 1.

Jämförelse av antalet signifikant minskande trender 1980–1999 (A) respektive antalet signifikanta antalsminskningar från 1980-talet till 1990-talet (B) inom kategorin långflyttare och övriga kategorier av flyttare vid Falsterbo, Ottenby och i Punkttaxeringarna. Sammanslagning av kategorierna medel/kortdistansflyttare och partiella flyttare samt av signifikant ökande och icke signifikanta trender var nödvändig för att erhålla förväntade värden $>5,0$ i χ^2 -testet. Yates korrektion för df (antal frihetsgrader) = 1 inkluderad.

Programme	Category of migrants <i>Flyttningskategori</i>	Sign. minskning <i>Sign. decrease</i>	Not sign. decr. <i>Ej sign. minskn.</i>	χ^2	p
A					
Falsterbo	Long-distance <i>Långflytt.</i>	11	8	3.512	n.s.
	Others <i>Övriga</i>	4	14		
Ottenby	Long-distance	7	12	0.056	n.s.
	Others	5	13		
Point Counts	Long-distance	5	14	0.098	n.s.
	Others	3	15		
B					
Falsterbo	Long-distance	13	6	4,593	p<0,05
	Others	5	13		
Ottenby	Long-distance	5	14	0,009	n.s.
	Others	4	14		
Point Counts	Long-distance	6	13	0,453	n.s.
	Others	3	15		

bo, but not in the other two programmes (Table 3B). Furthermore, there was a significant association between the number of species of long-distance migrants showing significantly negative differences and a certain monitoring programme ($\chi^2=8,21$, $df=2$, $p<0,05$). In particular, long-distance migrants decreased most at Falsterbo and least in Point Counts.

The only significant positive changes were found in Point Counts where four species showed this pattern. This was sometimes in contrast to the results from the ringing stations like Reed Warbler and Blackcap at Ottenby and Wood Warbler at Ottenby and Falsterbo (Figure 1).

Among medium- and short-distance migrants as well as among partial or irruptive migrants there was a more even distribution of positive and negative changes. Seven species (four negative and three positive) pointed the same way and maybe the same could be said about another two (Robin and Chaffinch), which hardly showed any change at all. The number of significant differences was 5, 4 and 9 for Falsterbo, Ottenby and Point Counts respectively. Only one (Wren) was common to all

three programmes. In four species, at least two programmes showed significant differences like White Wagtail and Dunnock at Falsterbo + Point Counts and Reed Bunting and Yellowhammer at Falsterbo + Ottenby.

Discussion

This is certainly not the first time Swedish monitoring programmes are compared but it is the first time that the standardized ringing programme at Falsterbo is included. In a study focusing on year-to-year variations, Svensson (1978) concluded that migration counts or ringing totals were not very sufficient for monitoring purposes, at least not compared to Point Counts. At that time the series of data were considerably shorter and, at least in the case of Falsterbo ringing totals, not quite comparable, since they were based on non-standardized trapping and/or data from parts of seasons only. Later on, Svensson et al. (1986) found some "general agreement" between Point Counts, counts of visible migration at Falsterbo and ringing totals at Ottenby, i.e. the three "official" moni-

toring programmes, over a period of 10–13 years based on data available at that time. It was also stated that long-term trends would be accurately demonstrated in either method.

In this study all figures were obtained from standardized schemes covering a time period of 20 years. The results show great resemblance in many species, though more prominent changes were observed at Falsterbo than at Ottenby and in Point Counts. Why do we see similar changes in some species in all three programmes but not in others? All three programmes claim to show population changes, and cases with different results may very well emerge from monitoring of different populations. Furthermore, the methods are different, at least between the two ringing programmes and Point Counts. Maybe some species will be better monitored in one programme than in another? These are some of the aspects to discuss.

What is counted and how?

One basic difference between Point Counts and the ringing programmes is that Point Counts mainly record adult (singing) birds in spring, while the offspring of these represent the major part of the birds counted during autumn in the ringing programmes. A comparison of Point Counts and the number of adults trapped at the ringing stations would perhaps have been more relevant but is not possible due to the low numbers of adults in most passerine species at the ringing stations.

If there is a change of breeding conditions for a population, the breeding result will be good or bad according to these changes. This should be reflected in high or low numbers of first-year birds trapped at the ringing stations. It should also be reflected in next year's Point Counts, but not necessarily that much, because of high mortality in first-year birds, winter mortality in the entire population etc. This may be one important reason why the ringing programmes show a greater year-to-year variation while Point Counts figures look more "balanced". After several years in a row of good or bad breeding results a trend will appear in the monitoring programmes and it should be of the same sort. As seen in this study, this is often but not always the case, which means that other factors are also involved.

Since the observers choose the Point Count routes, there may be a biased selection of "good" birding areas. A decreasing population will first of all disappear from its less suitable habitats and remain constant in its good habitats for a longer

time. Thus, there is a possibility that a decrease will be detected later in Point Counts than in the ringing programmes.

The counts of singing/territory-claiming birds in Point Counts is probably quite reliable in many species, especially those which occur in open habitat and/or can be easily identified. In other species, however, the number may very well be more of a rough estimate, for example if the birds prefer dense vegetation and, additionally, if they are quite common too. This was well illustrated by a combined point count and territory mapping carried out at Ottenby by one of the authors (GW) in the 1970s. From the centre of the territory mapping area (300x300m), 15 singing Chaffinches were registered, i.e. most of them were within the territory mapping area. The territory mapping itself showed 36 Chaffinch territories in the same area. Furthermore, it may not be easy to tell if you hear ten or fifteen singing Chaffinches from a point. Another risk may be that counts, especially of common species, performed by the same observer, become routine-like estimates after some years. These factors must be considered in the analyses of the trends, especially in common species.

The ringing figures are obtained within standardized schemes at the same sites every year, during the same time periods and with the same equipment. The "counts" of ringed birds, i.e. the totals, are objective and exact numbers of birds, irrespective of whatever influence there may be on them. If 267 Willow Warblers are ringed, it is no more and no less. However, sample sizes are generally smaller than in Point Counts and year-to-year variations generally larger. As mentioned above, one reason for this may be the variation of breeding results. Another reason may be influence from populations that are not monitored in Point Counts, since the recruitment areas of the birds trapped at the ringing stations cannot be exactly defined, although recoveries of ringed birds may give some good hints in many cases (see below). The two ringing sites included in this study are situated on wind-exposed land spits and restricted to very small geographic areas which also will influence the annual variation of the totals. Still, long-term significant trends seem possible to obtain from very small samples.

In a long-term perspective, significant changes of the trapping habitat at the ringing stations must be considered, although the habitats, both at Falsterbo and Ottenby, are managed in order to keep them as constant as possible from year to year. However, during 20 years, some changes of veg-

etation are inevitable. At Falsterbo, there is more shrubbery and fewer trees inside the Lighthouse garden nowadays than in 1980, but not around it. This could attract more birds and yet we observe a lot of negative trends. At Flommen there is a variation in the growth and density of the reeds between years, rather evenly spread over the period, maybe with the exception of 1980–1983 when the reeds were both higher and denser than ever since. The impact of these changes on the ringing totals were discussed by Karlsson et al. (2002) and considered to have rather small influences on long-term trends.

Finally, the statistics from the ringing stations involves only one set of data (seasonal totals), which was used without any further treatment. Point Counts are more complicated since there are many data sets (routes), which may not be the same after two years or more. We are not familiar with the calculation of Point Counts indices. Nevertheless, it cannot be excluded that statistical errors may be hidden in the calculation of the indices.

Weather

The use of ringing totals at bird observatories for monitoring have often been questioned, since the captures are said to be to strongly dependent on weather conditions, especially wind (Dunn et al. 1997, Peach et al. 1999). Strong winds may cause birds to appear or disappear in large numbers due to wind-drift, and trapping conditions will be made significantly worse, especially with the use of the very wind-sensitive mist-nets. Even so, in a long-term comparison, these weather-dependent changes should even out, unless there is a significant long-term change of weather conditions too.

Generally, birds prefer to migrate in light or moderate tailwind and in such weather conditions there are many birds aloft (Alerstam 1982). In a study of nocturnal migration at Falsterbo with an infrared device a significant positive correlation was found between the number of migrating birds during night-time and the ringing totals of the following morning (Zehnder & Karlsson 2001). However, favourable migration weather and favourable trapping weather may not necessarily be the same. This is the case when migrating birds meet thick fog or rain that causes them all to land and then exceptionally large numbers may be trapped. Such occasions do not happen annually and their effect is more of an increase of annual variation than trend setting.

If the decreases observed, especially in long-distance migrants at Falsterbo, were mainly caused by changes in weather, then it should first of all affect all species migrating during the period when weather has changed. This is not the case. Secondly, the frequency of suitable migration/trapping weather conditions should have changed markedly during the study period. Observations from the official weather station at Falsterbo show a slight decrease of average wind force in August, when most long-distance migrants pass, from 6.1 m/s during 1980–1989 to 5.3 m/s during 1990–1999. Such a change would rather be favourable for increasing numbers of trapped migrants. The frequency of wind directions in August shows a higher proportion of winds from the SW-sector (190–270 degrees) during 1980–1989 than during 1990–1999 (38.4 and 31.0% of all observations, respectively) and an increase of winds from the NE-sector (10–90 degrees) during the 1990s (from 7.8% during 1980–1989 to 11.5%). This is in practice quite a small difference of two days less with SW-wind and one day more with NE-wind in August of each year during the 1990s compared to the 1980s. NE-wind is almost a straight tail-wind, which is favourable for migration and, according to Zehnder & Karlsson (2001), for increasing numbers of trapped migrants.

From personal experience we also know that the highest daily totals are achieved on days with light winds, rather independently of direction. In the 1980s there were on average six days each August with wind force below 4 m/s at 0300 hrs UTC (range: 3–11 days) and on three of these days there was a daily ringing total exceeding 200. The corresponding figures for the 1990s was 11 days (range: 5–17 days) each August and on only one of these days there was a ringing total exceeding 200. Thus, in spite of better trapping conditions, there were fewer birds trapped, and thus it is not likely that weather is any decisive factor for the long term trends. This line of argument should also be applicable to the conditions at Ottenby.

Little has been said about weather influence on Point Counts, but certainly there is one. Bird song activity (which is recorded in the counts of the species included in this study) is definitely different on days with different weather conditions and also at different times of day. Since the indices are calculated from routes which have been done by the same observer two years in a row and the counts are based on the work of volunteers, who may not be able to choose days with the same weather conditions two years in a row, the change from one

year to the next may in fact be totally weather dependent! This is the same problem as for the ringing stations. However, total Point Counts indices are calculated from all routes together and it is not very likely that all routes should be affected by weather to such a great extent. From this we may conclude that all three programmes are affected by weather and in year-to-year comparisons it is an important factor, especially at the ringing stations. In the long term aspect, weather factors seem to be less important.

Habitats and recruitment areas

Point Counts deal with birds on their supposed actual breeding grounds and is a census of Swedish bird populations. Thus Point Counts can also be used for mapping regional or local changes, which is a great advantage in the work of following up on results with appropriate management. Since the routes are not randomly chosen, the selection may be biased to areas with many birds, i.e. wetlands, old forests with mixed trees etc. (Svensson & Lindström 2001). Many species will be included in the counts by such a selection. This is important for the protection and management of these habitats. A disadvantage may be that decreases in a population will start in the less suitable habitats and increases will barely influence the optimal habitat, since it may already be full. If not full, it may be difficult to register an increase all the same (cf. the Chaffinch story in section What is counted and how?). However, if new species occur, preferring this optimal habitat, rapid increases should be observed. In contrary to this, the ringing totals at Falsterbo and Ottenby consist to a very large extent of birds on migration from a wide recruitment area. This area may roughly be described as the Scandinavian peninsula, Finland and NW Russia, but sometimes with influences from other areas too. The distance between Falsterbo and Ottenby is 241 km on an ENE–WSW axis. Recoveries of birds ringed at Falsterbo were presented by Roos (1984) and recruitment areas for birds trapped at Ottenby were mapped by Liljefors et al. (1985). Comparison of these show a general difference in recruitment areas, where birds trapped at Falsterbo mainly come from the western parts of Scandinavia, while birds trapped at Ottenby to a higher degree origin from the eastern parts of Scandinavia and even more eastwards. At least this pattern is valid for species migrating mainly towards south or south-west, which includes most species included in this study. Among long-distance mi-

grants, species like Thrush Nightingale, Lesser Whitethroat and Red-backed Shrike have a specific south-easterly migratory direction and in these species the recruitment areas should mainly be in a north-westerly direction from Falsterbo and Ottenby respectively. An update with 20 more years of recoveries might show even better that different “sub-populations” pass at the two ringing stations, which would perhaps explain some of the differences in long-term trends in a more significant way. It would also show that the Falsterbo and Ottenby ringing stations are complementary to each other and together they cover a very large recruitment area. Both stations certainly trap birds from breeding grounds outside Sweden. According to general migratory directions and the geographic situation of the ringing stations the proportion of “foreign” birds should be larger at Ottenby than at Falsterbo (except for the south-easterly migrating species mentioned above), although it is not known how large the proportion may be. On the contrary, it is important that birds from a large ecological region can be easily monitored despite the “nationality” of the birds. Of course, it makes the comparison with the “national” Point Counts more difficult to interpret but it may also explain some of the differences between Point Counts and ringing results.

Long-distance migrants

Nineteen species of long-distance migrants were included in the comparison. Seven of them (Wryneck, Tree Pipit, Thrush Nightingale, Redstart, Wheatear, Sedge Warbler and Lesser Whitethroat) showed similar trends in all three programmes. This indicates a common trend in Sweden (Point Counts, ringing totals) as well as in surrounding parts of the distribution area (ringing totals). According to the quantitative comparison the strongest decreases were found at Falsterbo, suggesting a stronger decrease in the western parts of the recruitment areas. This assumption is also well confirmed in most cases by results from national point counts in Denmark (Grell 1998, Jacobsen 2001) and Finland (Väisänen 2004) and ringing totals (though not thoroughly standardized) from Jomfruland Bird Observatory in Norway (Røer in litt.).

A common pattern among the remaining twelve species was a significant decrease at Falsterbo but not at Ottenby or in Point Counts. In this group we find Whinchat, Icterine Warbler, Garden Warbler, Willow Warbler, Spotted Flycatcher, Pied

Flycatcher (also significantly decreasing at Ottenby) and Red-backed Shrike (also significantly decreasing in Point Counts).

In a wider perspective, these seven species show a similar pattern of decrease in western or north-western Europe except for Pied Flycatcher which is very fluctuating and such a pattern may hide a long-term trend (Hagemeijer & Blair 1997, Grell 1998, Väisänen 2004); however, Jacobsen (2001) reports a significant decrease of Pied Flycatcher in Denmark. This is rather well in line with the results from the three monitoring programmes in this study. Significant decreases were observed at Falsterbo (the most westerly point) but not at Ottenby (except in Pied Flycatcher) or in Point Counts (except in Red-backed Shrike). However, in Whinchat, Garden Warbler and Pied Flycatcher, the quantitative comparison show negative changes, though rather small for Whinchat and Pied Flycatcher in Point Counts. At Falsterbo, extremely high numbers in 1982 and 1988 overemphasizes the quantitative differences for Icterine Warbler, Garden Warbler, Willow Warbler and Pied Flycatcher, but that alone does not change the significance of the negative trends. In Point Counts an eventual decrease of these species (except Willow Warbler, see below) may be smaller and not (yet) significant, since their optimal habitats, meadowland (Whinchat) or rich deciduous forests are over-represented in the routes (Svensson & Lindström 2001).

The different trends at Falsterbo and Ottenby in Willow Warbler may be explained by the passage of different populations. Willow Warblers trapped at Falsterbo originate from southern and western Scandinavia while at Ottenby, Willow Warblers from the northern parts of Scandinavia are more common (Hedenström & Pettersson 1984, Karlsson & Pettersson 1993). Thus the trends can be interpreted as a decrease in the southwestern part of Scandinavia but not in the north. No change was found in Point Counts, despite the fact that most of the routes are carried out in southern Sweden. Since the Willow Warbler is very common, there is a risk of overlooking decreases, simply by the difficulty of an accurate estimate of the number of singing birds (cf. Svensson 1999). Some results from single areas, however, show significant decreases like an on-going one in the over 50 years long series of territory mapping at Fågelsångsdalen, near Lund, S. Sweden, where Willow Warblers as well as other species of long-distance migrants decreased significantly (Enemar & Thorner 2003). In Denmark, a significant decrease was

observed (Jacobsen 2001). Since the same method (Point Counts) was used, the results from Swedish Point Counts may rather be interpreted as if the overall population (i.e. including the northern one) is not significantly decreasing.

Spotted Flycatcher is probably very difficult to record in Point Counts, because it is easily spotted neither by eye nor by ear, but that should rather affect the sample than the trend. Red-backed Shrike, finally, should perhaps belong to the first group, because even if the trend at Ottenby happens to be non-significant, there is a significant decrease in numbers. Still, it indicates that most of the Swedish Red-backed Shrike population is found in the eastern parts of the country.

The remaining five species of long-distance migrants, Yellow Wagtail, Reed Warbler, Whitethroat, Blackcap and Wood Warbler, show diverging patterns. Yellow Wagtail is significantly decreasing at Ottenby and points the same direction at Falsterbo and in Point Counts as well as in the quantitative comparison. As a typical flock bird preferring open field habitat, it is more or less occasionally trapped in mist nets set near shrubs or in gardens, causing large fluctuations in the annual ringing totals. Yellow Wagtail follows the pattern of decrease in north-western Europe described above, but at least since 1990, also in Finland (Väisänen 2004).

Reed Warbler, Whitethroat and Wood Warbler show significantly increasing trends in Point Counts, but not in the ringing programmes. The Reed Warbler is one of the most common species in the captures at Falsterbo (Flommen), while it is ringed in fairly low numbers at Ottenby (no reed beds). Point Counts figures are peaking around 1995, while the strongest increase (100%!) is in the period 1975–1985. Falsterbo ringing totals, though not quite standardized 1975–1979, show the same strong increase during that period (Roos 1980, Karlsson et al. 2002). Possibly, annual variation in growth and density of the reeds since then influences the captures by making the nets more wind- and sun-exposed in years with bad growth. However, after 1995, Point Counts too show decreasing numbers.

In a European perspective, eutrophication led to increasing growth of reed beds in the middle of the 20th century and Reed Warbler populations increased simultaneously. Towards the end of the century, reed bed growth declined or habitats were destroyed, which halted the Reed Warbler increase (Hagemeijer & Blair 1997).

Whitethroat and Wood Warbler have undulating

trends at Falsterbo and Ottenby with low-marks in the early 1990s, while they are significantly increasing in Point Counts. Towards the end of the 1990s Whitethroat figures were increasing at Falsterbo but hardly in Wood Warbler. However, from personal experience we know that Wood Warbler nowadays is one of the most irregularly trapped long-distance migrants at Falsterbo, preferably occurring on days with northeasterly winds (birds with eastern origin?).

The European populations of Whitethroat and Wood Warbler are fluctuating, which cause difficulties to estimate the general population trends (Hagemeyer & Blair 1997). Danish Point Counts report a significant decrease in Wood Warbler since 1989 (Grell 1998, Jacobsen 2001) and the same trend is found in Finland (Väisänen 2004).

Blackcap shows an interesting pattern of significant increases at Falsterbo and in Point Counts while the opposite is observed at Ottenby. The trends are well supported by the quantitative changes. A possible explanation of the different trends is that different populations are involved. A migration divide at approximately 12° E separates the western part of the Nordic Blackcap population, which migrates towards SW to winter in southern Europe, from the eastern population, which migrates towards SE to winter in eastern Africa (Zink 1973). The Falsterbo figures point towards an increase of the western population, while Ottenby figures may demonstrate a decrease of the eastern population. Point Counts indicate that the total population of Blackcap in Sweden has increased. A strong significant increase was found in Denmark (Grell 1998, Jacobsen 2001), while ringing totals from Jomfruland, Norway, show a decrease (Røer in litt.). Finnish point counts show a decrease in the Blackcap population during the 1990s (Väisänen 2004).

Medium- and short-distance migrants

Medium- and short-distance migrants are wintering in southern or south-western Europe or in northern Africa. A minor part of the population winters closer to the breeding areas. Most of the species included are SW-migrants, but one, White Wagtail, migrates towards SE. Four species (White Wagtail, Dunnock, Chaffinch and Reed Bunting) are mainly diurnal migrants while the others migrate mostly at night.

There were 11 species included in the comparison and five of them showed similar trend-patterns in all three programmes. One (White Wagtail)

was significantly decreasing, probably due to agricultural intensification. One (Wren) was significantly increasing, probably due to mild winters during the 1990s and recovery from a small population size in the mid-1980s, when winters were cold. The remaining three (Robin, Redwing and Chaffinch) showed no significant changes, which is in line with the general trends in the North European populations of these species (Hagemeyer & Blair 1997).

Dunnock, Blackbird, Song Thrush, Chiffchaff, Goldcrest and Reed Bunting differed between the monitoring programmes. In general, these SW-migrants should show a greater resemblance between Falsterbo and Point Counts, since Ottenby could be expected to have larger influences from eastern populations. This seems to be the case in Dunnock (significantly decreasing), Blackbird (significantly increasing) and, according to the quantitative comparison, Goldcrest (increasing). However, as far east as in Finland, both Dunnock and Blackbird show the same pattern as in Sweden (Väisänen 2004).

Goldcrest is a border case between a short-distance and a partial/irruptive migrant, since a varying part of the population regularly stays near the breeding areas. Additionally, the migration intensity varies very much from year to year. Therefore a significant trend is very difficult to obtain in this species at the ringing stations. This may explain why a significant trend was found only in Point Counts. The quantitative comparison showed positive changes at Falsterbo and in Point Counts, but not at Ottenby. The absent change at Ottenby indicates influence on the totals from other (eastern) populations. However, the Finnish Goldcrest population was larger during the 1990s than during the 1980s (Väisänen 2004). Winter temperatures are crucial for Goldcrest survival (Karlsson 1980, Nilsson 1986) and the mild winters in the 1990s were favourable while some cold winters in the 1980s had the opposite effect.

Among the remaining three species, Song Thrush was significantly decreasing at Ottenby and in Point Counts, but not at Falsterbo. The quantitative comparison points the negative way in all three programmes, significantly so at Ottenby. In Denmark a decrease was found in forested areas (Petersen & Brøgger-Jensen 1992, Grell 1998) but no long-term nation-wide trend was found (Jacobsen 2001). A strong negative change between the 1980s and 1990s was found in autumn ringing totals from Jomfruland, Norway (Røer in litt.). In Finland, on the contrary, the population trend is

very undulating, not showing any significant trend (Väisänen 2004), which makes it difficult to explain why the Ottenby figures show a decrease while the Falsterbo figures does not.

The significant increase of Chiffchaff at Falsterbo was probably caused by the expansion of the continental subspecies *Phylloscopus c. collybita* in southern Sweden and Denmark during the last 20–25 years (Ekberg & Nilsson 1996, Grell 1998, Jacobsen 2001, Svensson 1999). During the same time, decreases have been reported for the northern subspecies *P. c. abietinus* in northern Sweden (Berggren 1999, Olsson & Wiklund 1999) and Finland (Väisänen et al. 1998, 2004). A smaller proportion of ssp. *collybita* ringed at Ottenby may then very well explain the difference between Falsterbo and Ottenby. In Point Counts, the respective increase and decrease of the two subspecies may have evened out a trend, despite the fact that many routes are in southern Sweden (cf. Svensson 1999).

Reed Bunting was significantly decreasing at Falsterbo and Ottenby, while there was no significant trend in Point Counts. The same pattern was found in the quantitative comparison. However, outside the study period, a decrease of the Swedish population was observed in Point Counts in the late 1970s and the long-term trend 1975–2004 is a significant decrease (Lindström in litt.). In Finland, the population is considered as fairly stable in the 1980–1999 perspective but decreasing after 1993 (Väisänen 2004). The Danish population is also considered as fairly stable (Grell 1998). A possible reason for the decrease at the ringing stations would then be influence from a non-Scandinavian population perhaps from further east (Russia) but there is no evidence for this.

Partial migrants

This group includes species, where a varying part of the population is wintering near the breeding areas. The migratory movements are mainly directed towards southwest. Some species, like Blue Tit, Great Tit, Treecreeper and Siskin perform irruptive migratory movements in years when food resources are low and/or the population is very large (Ulfstrand 1962, Newton 1972, Källander 1983). These factors and influences from local populations make it difficult to obtain significant trends from the ringing totals in this group of species.

Seven species were included. One (Yellowhammer) showed a significantly negative trend in all

three programmes. The negative trend in Point Counts is a determining factor, since it excludes the possibilities of decreasing ringing totals due to milder winters and more birds staying near their breeding areas. The lack of significant trends for Greenfinch at the ringing stations may then depend on the same reason, since Point Counts show a significant increase.

It is a little different with irruptive migrants, like Blue Tit. The quantitative comparisons point the same way in this species, but only Point Counts show a significant trend. Due to the large variation between years a significant trend as well as a significant difference in numbers are difficult to achieve in the ringing totals, although some Blue Tits seem to be regular migrants according to ringing recoveries (Heldbjerg & Karlsson 1997). Increases of the Blue Tit population are reported from all Nordic countries (Hagemeijer & Blair 1997, Grell 1998, Väisänen 2004).

Great Tit seems rather to be going the opposite way compared to Blue Tit. A strong negative trend at Ottenby is supported by the quantitative comparison at Ottenby and to a certain extent at Falsterbo. However, Ottenby captures are sometimes influenced by migratory Great Tits from the eastern side of the Baltic Sea (Lindholm 1978), and the negative trend may very well be an effect of a decrease in or lack of influence from that population. In Scandinavia, the population seems to be quite stable or slightly decreasing as indicated by Point Counts and Falsterbo ringing totals, as well as generally (Hagemeijer & Blair 1997, Grell 1998), or increasing (Finland, Väisänen 2004).

The Siskin is more of a migrant than other species in this group, although in an irruptive manner. In fact there was a significantly increasing trend at Falsterbo and the quantitative comparison showed an increase in numbers in all three programmes. In most northwest European countries, Siskin populations have increased during the last 20–30 years (Hagemeijer & Blair 1997).

Finally, Treecreeper and Tree Sparrow are border cases to be included in this study, since they are mainly resident and thus very occasionally trapped in large numbers at the ringing stations. The significant increase of Treecreeper in Point Counts is not reflected in the ringing totals, although there is a tendency at Ottenby. Tree Sparrow shows a large negative difference between the 1980s and 1990s at Falsterbo mostly due to a strong decrease of the local population (pers. obs.). However, strong decreases have also taken place in western Europe, while an increase is reported for Fennoscandia

(Hagemeijer & Blair 1997). In Denmark, Tree Sparrows were increasing in numbers up to 1990 but since then they are decreasing (Grell 1998).

Concluding words

In times of large-scale changes in agricultural and forest management, acidification and relatively rapid climate changes, supervision of the environment has become more important than ever. Birds respond rather quickly to environmental changes and therefore bird monitoring is an especially useful tool. The long-term series from censuses and migration counts increase their values with each added year and will become irreplaceable references in future work.

This study was mainly aimed to “test” the ringing totals at Falsterbo against other programmes. A large bird monitoring programme must rely on estimates and samples for practical and economic reasons. Collecting samples by different methods will then be important because if differently obtained samples show similar results, then the results should not depend on methods, which is well shown from this comparison of three monitoring programmes. Since they may differ in what is monitored, sometimes with different results, they serve as good complements to each other. It seems very wise to have both a western and an eastern ringing station. For example, population changes in the wide recruitment areas for birds occurring at the ringing stations may not immediately be detected in geographically more narrow projects. But changes in ringing totals may serve as a warning and special efforts could be put into Point Counts in order to find more details.

Acknowledgements

We are most thankful to Thomas Alerstam, Louis Hansen, Rachel Muheim, Peter Olsson, and Sören Svensson for valuable comments and statistical advice. We also thank the referees (Åke Lindström and Erik Mandrup Jacobsen) for a lot of substantial advice and Karin Persson for proofreading. Financial support was given by Nils-Olof Berggrens Fond (Kungliga Fysiografiska Sällskapet, Lund). This is Report No. 226 from Falsterbo Bird Observatory.

References

- Alerstam, T. 1982. *Fågelflyttning*. Signum. Lund.
- Andersson, A., Hasselquist, D., Hedenström, A., Hjort, C., Jonzén, N. & Lindström, Å. 2000. *Fågelräkning och ringmärkning vid Ottenby 1999*. Rapport till Naturvårdsverket. Ottenby Fågelstation/Sveriges Ornitologiska Förening.
- Bernes, C. (red.) 1990. *Monitor 1990. Svensk miljöövervakning*. Naturvårdsverket, Solna.
- Berggren, L. 1999. Nordliga gransångaren *Phylloscopus collybita abietinus* i kris? *Ornis Svecica* 9: 86–90.
- Dunn, E.H., Hessel, D.J.T. & Adams, R.J. 1997. Monitoring songbird population change with autumn mist netting. *J. Wildl. Manage.* 61: 389–396.
- Ekberg, B. & Nilsson, L. 1996. *Skånes fåglar*. Signum. Lund.
- Enemar, A. & Thorner, A.M. 2003. Fågelsångsdalen 50 år. Årsrapport 2002 med några svep över halvseklets trender. *Anser* 42: 17–23.
- Grell, M.B. 1998. *Fuglenes Danmark*. G.E.C. Gads Forlag og Dansk Ornitologisk Forening.
- Hagemeijer, W.J.M. & Blair, M.J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds*. T & A D Poyser. London.
- Hedenström, A. & Pettersson, J. 1984. Lövsångarens *Phylloscopus trochilus* flyttning vid Ottenby. *Vår Fågelvärld* 43: 217–228.
- Heldbjerg, H. & Karlsson, L. 1997. Autumn migration of the Blue Tit *Parus caeruleus* at Falsterbo 1980–94: population changes, migration patterns and recovery analysis. *Ornis Svecica* 7: 149–167.
- Jacobsen, E.M. 2001. *Punkttællinger af ynglefugle i eng, by og skov, 2000*. Naturovervågning, Danmarks Miljøundersøgelser. 78 s. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 153.
- Karlsson, L. 1980. Kungsfågeln höstflyttning över Falsterbo: tidtabell, könskvot och årliga fluktuationer. *Anser* 19: 139–146.
- Karlsson, L., Ehnbo, S., Persson, K. & Walinder, G. 2002. Changes in numbers of migrating birds at Falsterbo, south Sweden, during 1980–99 as reflected by ringing totals. *Ornis Svecica* 12: 113–138.
- Karlsson, L. & Pettersson, J. 1993. Ringmärkning och miljöövervakning – några jämförelser av fångstsiffror från Falsterbo och Ottenby fågelstationer. Pp. 27–34 in *Fågelåret 1992* (Bentz, P.G. & Wirdheim, A., eds). *Vår Fågelvärld*, Suppl. 19. Stockholm.
- Källander, H. 1983. Density dependent migration of Great and Blue Tits. In: Aspects of the breeding biology, migratory movements, winter survival and population fluctuations in the Great Tit *Parus major* and the Blue Tit *P. caeruleus*. Lund.
- Liljefors, M., Pettersson, J. & Bengtsson, T. 1985. *Rekryteringsområden för flyttfåglar fångade vid Ottenby fågelstation*. Rapport från Ottenby fågelstation nr 5. Degerhamn.
- Lindholm, C.G. 1978. Talgörens sträck över Östersjön höstarna 1975 och 1976. *Anser*, Suppl. 3: 145–153. Lund.
- Newton, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- Nilsson, S. G. 1986. Density-independence and density-dependence in the population dynamics of the Wren *Troglodytes troglodytes* and the Goldcrest *Regulus regulus*. *Vår Fågelvärld*, supplement 11: 155–160.
- Olsson, C. & Wiklund, J. 1999. *Västerbottens fåglar*.

Umeå.

- Peach, W., Furness, R.W. & Brenchley, A. 1999. The use of ringing to monitor changes in the numbers and demography of birds. *Ring. & Migr.* 19: 57–66.
- Petersen, B.S. & Brøgger-Jensen, S. 1992. Bestanden af almindelige danske skovfugle 1976–1990 belyst af punktoptællinger. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 86: 137–154.
- Pettersson, J. 1993. Populationsövervakning genom standardiserad fångst. Pp. 13–16 in *Forhandlingar fra nordisk Fuglestajons-konferanse 1992* (eds. Lifjeld, J.T., Bentz, P.G., Bergström, R. & Byrkjeland, S.) *Vår Fuglefauna Suppl.* 1. Klaebu.
- Roos, G. 1978. Sträckräkningar och miljöövervakning: långsiktiga förändringar i höststräckets numerär vid Falsterbo 1942–1977. (Counts of migrating birds and environmental monitoring: long-term changes in the volume of autumn migration at Falsterbo 1942–1977.) *Anser* 17: 133–138.
- Roos, G. 1980. Ringmärkningsverksamheten vid Falsterbo fågelstation 1976–1979. *Anser* 19: 237–244.
- Roos, G. 1984. Flytning, övervintring och livslängd hos fåglar ringmärkta vid Falsterbo (1947–1980). *Anser*, Suppl. 13. Lund.
- Roos, G. & Karlsson, L. 1981. Ringmärkningsverksamheten vid Falsterbo fågelstation 1980. (The ringing activity at Falsterbo Bird Station in 1980.) *Anser* 20: 99–108.
- Siegel, S. & Castellan, N.J.Jr. 1968. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill Book Company. New York.
- Svensson, S. 1978. Efficiency of two methods for monitoring bird population levels: Breeding bird censuses contra counts of migrating birds. *Oikos* 30: 373–386.
- Svensson, S. 1997. Fågelinventeringar. Chapter 19 in *Fåglarnas ekologi* (Ekman, J. & Lundberg, A., eds.) *Vår Fågelvärld*, Suppl. 26. Stockholm.
- Svensson, S. 1999. Svenska häckfågeltaxeringen 1998. In SOF. 1999. *Fågelåret 1998*. Stockholm.
- Svensson, S. 2000. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling*. Årsrapport för 1999. Lund.
- Svensson, S., Hjort, C., Pettersson, J. & Roos, G. 1986. Bird population monitoring: a comparison between annual breeding and migration counts in Sweden. Pp. 215–224 in *Baltic Birds IV* (Hjort, C., Karlsson, J. & Svensson, S. eds.) *Vår Fågelvärld*, Suppl. 11. Stockholm.
- Svensson, S. & Lindström, Å. 2001. Häckfågeltaxeringen och Vinterfågelräkningen 2000. I SOF. 2001. *Fågelåret 2000*. Stockholm.
- Ulfstrand, S. 1962. On the nonbreeding ecology and migratory movements of the Great Tit *Parus major* and the Blue Tit *Parus caeruleus* in southern Sweden. Pp. 1–145 in *Vår Fågelvärld*, Suppl. 3. Stockholm.
- Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. *Muuttuva Pesimälinnusto*. Kustannusosakeyhtiö Otava, Helsingissä.
- Väisänen, R.A. 2004. *Suomen pesivän maallinnuston kannanvaihtelut 1983–2003*. Report. University of Helsinki.
- Zehnder, S. & Karlsson, L. 2001. Do ringing numbers reflect true migratory activity of nocturnal migrants? *J. Orn.* 142: 173–183.
- Zink, G. 1973. *Der Zug europäischer Singvögel*. I Lieferung. Vogelwarte Radolfzell. Möggingen.

Sammanfattning

I många länder används fågeltaxeringar som ett sätt att övervaka miljöförändringar. Det huvudsakliga målet är att upptäcka förändringar i fågelpopulationer både lokalt och nationellt. Nyligen presenterades resultatet av 20 års standardiserad ringmärkning vid Falsterbo (Karlsson et al. 2002). Det visade dramatiska förändringar framför allt bland de tropikflyttande tättingarna. Därför var det intressant att jämföra dessa siffror med motsvarande data från andra större övervakningsprojekt i Sverige, d.v.s. Häckfågeltaxeringens punktrutter och ringmärkningen vid Ottenby Fågelstation. En sådan jämförelse har aldrig gjorts med Falsterbo-materialet inkluderat. I denna uppsats jämförs data för 37 arter såväl beträffande trender (förändringarnas kontinuitet) som kvantitativa skillnader uttryckt som förändringar i totalsummor mellan 1980-talet och 1990-talet. Vi vill undersöka om eventuella skillnader i resultat hos dessa tre program beror på metoder, geografisk belägenhet, väder eller indikerar förändringar som bara påverkar en del av hela populationen? Dessutom borde resultaten av alla tre programmen tillsammans ytterligare öka kunskapen om fågelpopulationerna i Sverige på ett övergripande plan och kanske också i angränsande länder.

Material och metoder

Vi använde höstens totalsummor för respektive art från de båda ringmärkningsprogrammen vid Falsterbo och Ottenby tillsammans med indexen från punktrutterna. Vid båda stationerna sker fångsten med hjälp av slöjnat, men Ottenby har dessutom två Helgolandsfällor (Andersson et al. 2000 och Karlsson et al. 2002). Vid Falsterbo används två ringmärkningsplatser nära den sydvästligaste udden under hösten: Fyrträdgården (21 juli – 10 november) och Flommen (21 juli – 30 september). Fyrträdgården är en liten dunge med både träd och buskar (100 x 100 m) som omger Falsterbo fyr och är omgiven av öppen mark. Flommen ligger 1 km norr om Fyren. Området är huvudsakligen bevuxet med bladvass och säv, men har också några öppna vattenytor och ängar. För arter som föredrar vasshabitat har siffror från Flommen valts, utom för sävsparv (endast 40% av flyttningsperioden täckt i Flommen, Karlsson et al. 2002).

Punktrutterna är utspridda över hela landet men en viss koncentration till tätbebyggda områden finns (d.v.s. södra Sverige). Rutterna väljs av inventerarna och vissa rutter ändras mellan åren.

Sjungande eller på andra sätt revirhävande fåglar registreras, åtminstone för arterna i denna studie. De årliga indexen beräknas endast på sådana rutter som inventerats av samma person två år i rad (se vidare Svensson 2000).

Jämförelsen omfattar perioden 1980–1999 och totalt valdes 37 arter som kunde jämföras mellan alla tre programmen. Alla utom en var tättingar. De delades in i tropikflyttare (arter som övervintrar söder om Sahara), kort- och medeldistansflyttare (arter som övervintrar i Europa och/eller Nordafrika) och partiella flyttare (en stor del av populationen övervintrar nära häckningsplatserna norr om Falsterbo).

Trenderna testades statistiskt med Spearmans rangkorrelation (Rs) med korrektion för lika värden (Siegel & Castellan 1968). Kvantitativa skillnader testades med t-test för olika varianser och χ^2 -test användes för kontingenstabeller. Väderuppgifter hämtades från SMHIs Väderstation vid Falsterbo fyr (observationer var tredje timme).

Resultat

Jämförelsen mellan de tre programmen visar en ganska god överensstämmelse både vad det gäller trendernas kontinuitet (Tabell 1) och den kvantitativa jämförelsen av summor mellan 1980- och 1990-talen (Tabell 2, Figur 1), men graden av signifikans varierade. Vid Falsterbo visade 20 av de 37 arterna signifikanta trender, vid Ottenby 13 arter och i Punktrutterna 19 arter. Signifikant negativa trender gemensamt för alla tre programmen fanns för fyra arter tropikflyttare (göktyta, trädpiplärka, näktergal och stenskvätta), en medel/kortdistansflyttare (sädesärila) och en kortflyttare (gulspurv). Den enda arten med en gemensam positiv trend var gärdsmyg. Slutligen var det tre arter tropikflyttare (rödstart, sävsångare och ärt-sångare), tre medel/kortdistansflyttare (rödhake, rödvingetrast och bofink) och en partiell flyttare (pilfink) som visade icke signifikanta trender i alla tre programmen.

Störst antal signifikant negativa trender fanns bland de tropikflyttande arterna. Vid Falsterbo var 11 arter av 19 (58%) signifikant minskande, vid Ottenby och i Punktrutterna var motsvarande siffror 7 (35%) och 5 arter (26%, Tabell 1). Men det fanns ingen signifikant skillnad mellan antalet minskande tropikflyttare jämfört med andra grupper av flyttare i något av programmen (Tabell 3A), eller mellan antalet signifikant minskande arter av tropikflyttare och något specifikt övervakningsprogram ($\chi^2=4,080$, $df=2$, n.s.).

Som komplement till trenderna visas skillnaden i antal uttryckt i procent mellan 1980- och 1990-talet i Tabell 2 och Figur 1. Små skillnader i årlig variation ger signifikans. Därför blir skillnaderna mellan decennierna lätt icke-signifikanta för partiella (invasions-) flyttare, framför allt i ringmärkningsmaterialet.

Vid Falsterbo visade 14 arter en minskning på mer än 30%, 13 av dessa var signifikanta (Tabell 2, Figur 1). Vid Ottenby motsvarande siffror 10 arter, 5 signifikanta och i Punktrutterna 5 arter, 5 signifikanta. Antalet signifikant negativa förändringar bland tropikflyttarna var signifikant högre än de andra grupperna vid Falsterbo, men inte i de andra två programmen (Tabell 3B). Dessutom fanns det ett signifikant samband mellan antalet signifikant minskande tropikflyttare och ett visst övervakningsprogram ($\chi^2=8,21$, $df=2$, $p<0,05$). Vid Falsterbo minskade de mest och i Punktrutterna minst. De enda signifikant positiva förändringarna fanns för fyra arter i Punktrutterna. Bland kort/medeldistansflyttarna och de partiella flyttarna var resultaten mer blandade. Antalet signifikanta förändringar var 5, 4 och 9 för respektive Falsterbo, Ottenby och Punktrutterna. Den enda art som var signifikant ökande för alla tre programmen var gärdsmyg. För fyra arter visade åtminstone två av programmen signifikanta skillnader som sädesärila och järnsparv vid Falsterbo + Punktrutter och sävsparv och gulspurv vid Falsterbo + Ottenby.

Diskussion

Detta är inte första gången svenska övervakningsprogram jämförs, men det är första gången som den standardiserade ringmärkningen vid Falsterbo ingår. I en studie inriktad på mellanårsvariationer konstaterade Svensson (1978) att sträckräkningar eller ringmärkningssiffror inte var tillfredsställande i övervakningssyften, åtminstone inte jämfört med punktrutter. Vid denna tid var dataserierna betydligt kortare och i Falsterbos fall inte helt jämförbara eftersom de var baserade på icke-standardiserad ringmärkning och/eller data från bara delar av säsonger. I en senare studie (Svensson et al. 1986) konstaterades att Punktrutterna, sträckräkningen vid Falsterbo och ringmärkningen vid Ottenby, dvs. de tre ”officiella” övervakningsprogrammen, kunde upptäcka och visa långsiktiga trender på ett korrekt sätt.

I den här studien är alla siffror hämtade från standardiserade program som pågått under en 20-års period. Resultaten visar liknande mönster för

många arter, men tydligare förändringar vid Falsterbo än vid Ottenby och i Punktrutterna. Varför ser man då liknande förändringar hos vissa arter men inte för andra? Alla tre programmen hävdar att de visar populationsförändringar och eventuellt olika resultat kan mycket väl bero på att man mäter olika populationer. Vidare så är metoderna olika, åtminstone ringmärkningen jämfört med Punktrutterna. Kanske övervakas vissa arter bättre i ett program än i ett annat? Detta är några infallsvinklar på diskussionen.

Vad räknas och hur?

En grundläggande skillnad mellan Punktrutterna och ringmärkningsprogrammen är att Punktrutterna huvudsakligen räknar adulta (sjungande) fåglar på våren, medan avkomman av dessa är vad som huvudsakligen räknas under hösten på ringmärkningsstationerna. En jämförelse mellan Punktrutterna och antalet fångade adulta fåglar vid ringmärkningsstationerna skulle kanske vara mer logiskt men är inte möjligt p.g.a. det låga antal adulta, som fångas av de flesta arter tättingar.

Om det uppstår en förändring i häckningsförhållanden för en population borde häckningsresultatet bli bra eller dåligt beroende på denna förändring, vilket då skulle reflekteras i höga eller låga antal av årsungar fångade på ringmärkningsstationerna. Det skulle också visa sig i nästa års Punktrutter, men inte nödvändigtvis lika mycket, eftersom hög dödlighet bland årsungar och vinterdödlighet i hela populationen också kan inverka. Sannolikt är detta ett viktigt skäl till att ringmärkningsprogrammen visar en större mellanårsvariation medan Punktrutternas siffror är mer "balanserade". Efter flera på varandra följande år med bra eller dåligt häckningsresultat kommer en trend att visa sig i övervakningsprogrammen och den borde vara likartad i alla program. Denna studie visar att det ofta är så, men inte alltid, vilket visar att andra faktorer också inverkar.

Eftersom inventerarna själva väljer punktrutterna kan det bli en snedfördelning mot "bättre" fågelområden. En minskande population kommer först och främst att försvinna från mindre lämpliga habitat och förbli stabil längre i ett bra habitat. Därför finns det en risk att en minskning kommer att upptäckas senare i Punktrutterna än i ringmärkningsprogrammen.

Att räkna sjungande/revirhävande fåglar i Punktrutterna är förmodligen ett tillförlitligt sätt för många arter, speciellt de som förekommer i öppna marker och/eller är lätta att identifiera.

För andra arter däremot är kanske antalet bara en grov skattning, t.ex. de som föredrar tät vegetation och, dessutom, är vanligt förekommande. Detta illustreras väl av en kombinerad punktrutt och revirkartering som gjordes vid Ottenby av en av författarna (GW) på 1970-talet. Från mitten av revirkarteringsområdet (300 x 300 m) registrerades 15 sjungande bofinkar, dvs. de flesta fanns inom inventeringsområdet. Själva revirkarteringen visade 36 bofinksrevir i samma område. Dessutom kan det vara svårt att avgöra om man hör 10 eller 15 sjungande bofinkar från en punkt. En annan risk kan vara att räkningar, speciellt av vanliga arter, gjorda av samma inventerare blir rutinmässiga uppskattningar efter några år. De här faktorerna måste man ta hänsyn till när man analyserar trender, främst av talrika arter.

Ringmärkningssiffrorna erhålls inom standardiserade program på samma platser varje år, under samma perioder och med samma utrustning/fångstmetoder. "Räkningarna" av ringmärkta fåglar, är objektiva och exakta antal, oberoende vilka faktorer som påverkar dem. Om 267 lövsångare ringmärks så är det varken mer eller mindre. Stickproven är dock oftast mindre än i Punktrutterna och mellanårsvariationerna oftast större. Som nämndes ovan kan en orsak vara variation i häckningsresultat. En annan orsak kan vara påverkan av andra populationer som inte täcks av Punktrutterna, eftersom rekryteringsområdet för fåglarna som fångas på ringmärkningsstationerna inte exakt kan bestämmas, även om återfynd av ringmärkta fåglar ibland kan ge goda indikationer (se nedan). De två ringmärkningsstationerna som denna studie gäller är placerade på vindexponerade uddar och är begränsade till väldigt små områden, vilket också påverkar den årliga variationen i totalsummor. Det verkar emellertid trots detta vara möjligt att erhålla långsiktiga signifikanta trender även från ganska små stickprov.

I ett långsiktigt perspektiv måste man ta hänsyn till signifikanta förändringar av habitatet vid fångstplatsen, även om man både vid Falsterbo och vid Ottenby sköter vegetationen så att den ska vara så konstant som möjligt mellan åren. Men under en period på 20 år är förändringar nästan oundvikliga. Vid Falsterbo finns det numera mer buskar och färre träd inne i Fyrträdgården jämfört med 1980, men inte runt om. Detta skulle kunna locka fler fåglar och ändå ser man många negativa trender. I Flommen varierar tillväxten och tätheten av vassen mellan åren. Variationen är jämnt fördelad över perioden utom kanske 1980–1983 då vassen var både högre och tätare än vad den har

varit därefter. Effekten av dessa förändringar på ringmärkningssummorna diskuterades av Karlsson et al. (2002) och ansågs där ha en mindre påverkan på dessa.

Slutligen bör nämnas att den statistiska bearbetningen vid ringmärkningsstationerna endast omfattar en datamängd (säsongssummor), vilka använts i originalform. Inom Punktrutterna är framräkningen av index svårare, eftersom man har många datamängder (rutterna), vilka dessutom inte nödvändigtvis är de samma efter två år eller mer. Utan att vara närmare bekanta med metoderna, vill vi ändå nämna, att man inte helt kan utesluta eventuella statistiska fel i indexberäkningen inom punktrutterna.

Väder

Att i övervakningssyfte använda totalsummor från ringmärkningsstationer har ofta varit ifrågasatt. Det främsta skälet har varit, att fångsten anses vara starkt beroende av vädret, speciellt vinden (Dunn et al. 1997, Peach et al. 1999). Hårda vindar kan få fåglarna att förekomma i stora antal eller motsatt på grund av vindavdrift, och fångstförutsättningarna blir mycket sämre, speciellt om man använder vindkänsliga slöjnat. Trots detta så borde dessa väderberoende variationer ta ut varandra när man jämför långa tidsserier, såvida det inte finns signifikanta långsiktiga förändringar i vädret också.

Fåglar föredrar att flytta i svag till måttlig medvind och under sådana väderlekslägen blir sträcket intensivt (Alerstam 1982). Vid en studie av nattflyttande fåglar vid Falsterbo med hjälp av en infraröd kamera, fann man en positiv korrelation mellan antalet flyttande fåglar på natten och antalet ringmärkta påföljande morgon (Zehnder & Karlsson 2001). Men gynnsamt flyttningssäsonger och gynnsamt fångstväder behöver inte vara samma sak. Om fåglarna möter tät dimma eller regn och tvingas att landa kan de fångas i exceptionellt stora antal. Sådana dagar infaller sällan (inte årligen) och effekten är mer en ökning i den årliga variationen än trendbildande.

Om förändringar i vädret skulle vara den främsta orsaken till de minskningar som observerats, speciellt bland tropikflyttare vid Falsterbo, så skulle ju detta först av allt påverka alla arter som flyttar under den period som vädret förändrats. Så är inte fallet. I andra hand skulle förekomsten av gynnsamt flyttningss- och fångstväder märkbart ha förändrats under studieperioden. Observationerna från den officiella väderstationen vid Falsterbo visar en liten

minskning av medelvindstyrkan i augusti, när de flesta tropikflyttarna passerar, från 6,1 m/s under 1980–1989 till 5,3 m/s under 1990–1999. En sådan förändring skulle hellre vara gynnsam för en ökning av antalet fångade flyttfåglar. Fördelningen av vindriktningar i augusti visar en högre andel vindar från SV-sektorn (190–270 grader) under 1980–1989 än under 1990–1999 (38,4 respektive 31,0% av alla observationer) och en ökning av vindar från NO-sektorn (10–90 grader) under 1990-talet (från 7,8% under 1980–1989 till 11,5%). Detta innebär i praktiken två dagar med SV-vind mindre och en dag med NO-vind mer i augusti varje år under 1990-talet jämfört med 1980-talet. NO-vind är nästan rak medvind vilket är gynnsamt för flyttning och, enligt Zehnder & Karlsson (2001), också för ökande antal fångade fåglar.

Av egen erfarenhet vet vi också att de högsta dagssummorna infaller på dagar med svaga vindar, ganska oberoende av vindriktning. Under 1980-talet var det i genomsnitt sex dagar varje augusti med vindstyrkor under 4 m/s kl. 0300 UTC (variation: 3–11 dagar) och under tre av dessa dagar fångades över 200 fåglar. Motsvarande siffror för 1990-talet är 11 dagar (variation: 5–17 dagar) varje augusti och endast en av dessa dagar gav dagssummor som översteg 200. Trots bättre fångstförhållanden så fångades alltså färre fåglar och det är därför inte troligt att vädret är en avgörande faktor för långsiktiga trender. Detta resonemang borde också vara tillämpligt för förhållandena vid Ottenby.

Det har inte diskuterats lika mycket kring vädrets inverkan på Punktrutterna, men den finns. Sångaktiviteten (vilket är det som registreras vid inventeringen av arterna) hos fåglarna varierar beroende på väderförhållanden och också beroende på tid på dagen. Eftersom indexen är uträknade utifrån de rutter som inventerats av samma person två på varandra följande år och inventeringarna görs av frivilliga, som kanske inte kan välja dagar med samma väder två år i rad, så kan ju förändringen från det ena året till det andra vara helt väderberoende. Detta är samma problem som ringmärkningsstationerna har. I de totala Punktruttindexen räknas emellertid resultaten från alla rutterna tillsammans och det är inte troligt att alla rutterna skulle påverkas av vädret i så stor utsträckning. Alltså kan man sammanfatta att alla tre programmen påverkas av vädret och i variationer mellan åren är det en viktig faktor, speciellt vid ringmärkningsstationerna. I ett långsiktigt perspektiv verkar vädret däremot vara mindre betydelsefullt.

Habitat och rekryteringsområden

Punktrutterna handlar om fåglar i deras förmodade häckningsområde och är en inventering av svenska fågelpopulationer. Därför kan Punktrutterna också användas för att kartlägga regionala och lokala förändringar, vilket är en stor fördel när man ska följa upp resultaten med lämplig skötsel av olika biotoper. Eftersom rutternas inte är slumpmässigt valda så kan urvalet vara snedfördelat mot områden med talrikare fågelliv, t.ex. våtmarker, urskogar etc. (Svensson & Lindström 2001). Många arter kommer med i inventeringarna med ett sådant urval. Detta är viktigt för skyddandet och skötseln av dessa områden. En nackdel kan vara att minskningar i populationer kommer först i mindre lämpliga habitat och ökningarna knappt påverkar optimala habitat eftersom där redan är fullt. Även om det inte är fullt är det svårt att registrera en ökning i alla fall (se bofink-avsnittet i sektionen Vad räknas och hur?). Nya arter borde på andra sidan snabbt registreras som ökande i Punktrutterna.

I motsats till detta så består ringmärknings-siffrorna från Falsterbo och Ottenby till större delen av flyttfåglar från ett vidsträckt rekryteringsområde. Detta område består ungefärligt av den skandinaviska halvön, Finland och nordvästra Ryssland, men ibland är ännu större områden inblandade. Avståndet från Falsterbo till Ottenby är 241 km åt ostnordost. Återfynd av fåglar fångade vid Falsterbo presenterades av Roos (1984) och rekryteringsområdena för fåglar fångade vid Ottenby blev kartlagda av Liljefors et al. (1985). En jämförelse av dessa visar en generell skillnad i rekryteringsområde där fåglar fångade vid Ottenby i en högre grad har sitt ursprung från de östra delarna av Skandinavien och österut. Åtminstone gäller detta mönster arter som i huvudsak flyttar mot syd och sydväst, vilket inkluderar de flesta arterna i denna studie. Bland tropikflyttarna har arter som näktergal, ärtsångare och törnskata en specifik sydostlig flyttningsriktning och för dessa arter borde rekryteringsområdena vara i en nordvästlig riktning från Falsterbo respektive Ottenby. En uppdatering av materialet med ytterligare 20 års återfynd skulle kunna visa ännu bättre hur olika "sub-populationer" passerar de två ringmärkningsstationerna, vilket kanske kunde förklara några av skillnaderna i de långsiktiga trenderna ännu tydligare. Det skulle också kunna visa att Falsterbo och Ottenby Fågelstation kompletterar varandra och tillsammans täcker de ett mycket stort rekryteringsområde.

Båda stationerna fångar säkerligen fåglar från häckningsområden utanför Sveriges gränser. Med hänsyn till generella sträckriktningar och ringmärkningsstationernas geografiska placering borde andelen "utländska" fåglar vara större vid Ottenby än Falsterbo (utom för de sydostflyttande arterna som nämns ovan), även om vi inte vet hur stor denna andel är. Detta faktum används ofta som ett argument mot att använda ringmärkningsdata som övervakningsinstrument. I motsats till detta är det viktigt att fåglar från en stor ekologisk region enkelt kan övervakas utan hänsyn till fåglarnas "nationalitet". Detta gör självklart jämförelsen med de nationella Punktrutterna svårare att tolka, men det kan också förklara en del av skillnaderna mellan Punktrutterna och ringmärkningsresultaten.

Tropikflyttare

Nio arter av tropikflyttare var inkluderade i jämförelsen. Sju av dem (göktyta, trädpiplärka, näktergal, röstjärt, stenskvätta, sävsångare och ärtsångare) visade liknande trender i alla tre programmen. Detta indikerar en gemensam trend både i Sverige (Punktrutter, ringmärkningsdata) och i omgivande delar av utbredningsområdena (ringmärkningsdata). Enligt den kvantitativa jämförelsen är minskningarna starkast vid Falsterbo, vilket indikerar en större minskning i de västliga delarna av rekryteringsområdena. Detta antagandet bekräftas också i de flesta fallen av punktrutter i Danmark (Grell 1998, Jacobsen 2001) och Finland (Väisänen 2004) och ringmärknings-siffror (dock ej helt standardiserade) från Jomfruland Fuglestasjon i Norge (Röer in litt.).

Ett gemensamt mönster bland de återstående tolv arterna var en stark minskning vid Falsterbo men inte vid Ottenby eller i Punktrutterna. I denna gruppen finner vi buskskvätta, härmsångare, trädgårdssångare, lövsångare, grå flugsnappare, svartvit flugsnappare (minskar också signifikant vid Ottenby) och törnskata (minskar också signifikant i Punktrutterna).

I ett vidare perspektiv visar dessa sju arter ett liknande minskande mönster i västra och nordvästra Europa. Undantaget är svartvit flugsnappare som fluktuerar väldigt och ett sådant mönster kan dölja en långsiktig trend (Hagemeijer & Blair 1997, Grell 1998, Väisänen 2004), men Jacobsen (2001) rapporterar en signifikant minskning av svartvit flugsnappare i Danmark. Detta stämmer ganska bra överens med de tre programmen i vår studie. Signifikanta minskningar observerades vid

Falsterbo (den västligaste punkten) men inte vid Ottenby (utom svartvit flugsnappare) eller i Punktrutterna (utom törnskata). Men för buskskvätta, trädgårdssångare och svartvit flugsnappare visar den kvantitativa jämförelsen negativa förändringar även om de är ganska små för buskskvätta och svartvit flugsnappare i Punktrutterna. Vid Falsterbo gör de extremt höga antalen under 1982 och 1988 att de kvantitativa skillnaderna överdrivs för härmsångare, trädgårdssångare, lövsångare och svartvit flugsnappare, men enbart detta förändrar inte signifikansen av de negativa trenderna. I Punktrutterna kan en eventuell minskning av dessa arter (utom lövsångare, se nedan) vara mindre och (ännu) inte signifikant eftersom deras optimala habitat, ängsmark (buskskvätta) eller rik lövskog är överrepresenterade i rutterna (Svensson & Lindström 2001).

De olika trenderna för lövsångare vid Falsterbo och Ottenby kan sannolikt förklaras av att det är olika populationer som passerar respektive lokal. Lövsångare fångade vid Falsterbo kommer från södra och västra Skandinavien men vid Ottenby är lövsångare från norra Skandinavien vanligare (Karlsson & Pettersson 1993). Därför kan trenderna tolkas som en minskning i den sydvästliga delen av Skandinavien men inte i den norra delen. Inga förändringar fanns i Punktrutterna fastän de flesta rutterna görs i den södra delen av landet. Eftersom lövsångaren är mycket vanlig finns det en risk att man missar om arten minskar pga. svårigheten att korrekt uppskatta antalet sjungande fåglar (jfr. Svensson 1999). Vissa resultat från enskilda områden visar dock signifikanta minskningar. Ett sådant område är Fågelsångsdalen, nära Lund, där en mer än 50 år lång serie med revirkartering visar att lövsångaren, tillsammans med andra tropikflyttande arter, minskar signifikant (Enemar & Thorner 2003). I Danmark har en signifikant minskning konstaterats (Jacobsen 2001). Eftersom samma metod (punktrutter) används kanske resultaten från de svenska punktrutterna ska tolkas som att den totala, svenska populationen (dvs. inklusive den norra) inte minskar signifikant.

Grå flugsnappare är troligen ganska svår att registrera i Punktrutterna, på grund av sitt undan-gömda leverne, men detta skulle främst påverka stickprovet, inte trenden. Törnskatan, slutligen, borde kanske höra till den första gruppen därför att även om trenden vid Ottenby råkar vara icke-signifikant så finns det en signifikant minskning i antal. Detta indikerar också att större delen av den svenska törnskatepopulationen finns i östra Sverige.

De återstående fem arterna av tropikflyttare, gulärta, rörsångare, törnsångare, svarthätta och grönsångare, visar skilda mönster. Gulärta minskar signifikant vid Ottenby och pekar i samma riktning vid Falsterbo och i Punktrutterna och samma mönster finns dessutom i den kvantitativa jämförelsen. Gulärten är under flyttningen en typisk flockfågel, som föredrar öppna marker och därför fångas mer eller mindre tillfälligt i fångstnät uppsatta bland träd och buskar, vilket ger stora fluktuationer i ringmärkningssummorna. Arten följer mönstret med minskningar i nordvästra Europa som beskrivs ovan och, åtminstone sedan 1990, även i Finland (Väisänen 2004).

Rörsångare, törnsångare och grönsångare visar signifikant ökande trender i Punktrutterna, men inte i ringmärkningsprogrammen. Rörsångare är den vanligaste arten i fångsten vid Falsterbo (Flommen), medan den fångas i relativt låga antal vid Ottenby (inga vassområden). Antalen i Punktrutterna toppar kring 1995, medan den starkaste ökningen (100%) ägde rum under perioden 1975–1985. Ringmärkningsciffrorna vid Falsterbo, som inte var helt standardiserade under 1975–1979, visar samma starka ökning under den perioden (Roos 1980, Karlsson et al. 2002). Kanske kan årlig variation i tillväxt och täthet av vassen sedan dess påverka fångsten genom att näten blir mer vind- och solexponerade under år med sämre tillväxt? Man kan dock konstatera, att sedan 1995 visar också Punktrutterna minskande antal. I ett europeiskt perspektiv så ledde eutrofieringen under 1900-talet till ökad utbredning av vass och rörsångarpopulationen ökade i takt med denna. Mot slutet av århundradet minskade tillväxten och habitatet förstördes, vilket då naturligtvis hämmade ökningen av rörsångare (Hagemeyer & Blair 1997).

Törnsångare och grönsångare visar undulerande trender vid Falsterbo och Ottenby med lägst antal i början av 1990-talet, medan de ökar signifikant i Punktrutterna. Mot slutet av 1990-talet ökade törnsångaren vid Falsterbo men inte grönsångaren. Vi vet av egen erfarenhet att grönsångaren numera är en av de mest regelbundet fångade tropikflyttarna vid Falsterbo. Företrädesvis fångas den under dagar med nordostliga vindar (fåglar med östligt ursprung?). De europeiska populationerna av törnsångare och grönsångare fluktuerar vilket orsakar problem att uppskatta de generella populationstrenderna (Hagemeyer & Blair 1997). De danska Punktrutterna visar en signifikant minskning av grönsångare sedan 1989 (Grell 1998, Jacobsen 2001) och samma trender visas i Finland (Väisänen 2004).

Svarthåttan visar ett intressant mönster med signifikanta ökningarna vid Falsterbo och i Punktrutterna medan motsatsen syns vid Ottenby. Trenderna stöds väl av de kvantitativa förändringarna. En möjlig förklaring kan åter vara att olika populationer är inblandade. En sträckdelare vid ungefär 12°E separerar den västliga delen av den nordiska svarthättepopulationen, som flyttar åt sydväst för att övervintra i Sydeuropa, från den östliga, som flyttar åt sydost för att övervintra i östra Afrika (Zink 1973). Falsterbosiffrorna pekar på en ökning av den västliga populationen medan Ottenbysiffrorna tyder på en minskning av den östliga. Punktrutterna indikerar att den totala populationen i Sverige har ökat. I Danmark fanns en starkt signifikant ökning (Grell 1998, Jacobsen 2001), medan ringmärkningssummor från Jomfruland, Norge visar en minskning (Røer in litt.). Finska punktrutter visar en minskning i populationen av svarthätta under 1990-talet (Väisänen 2004).

Medel- och kortdistansflyttare

Medel- och kortdistansflyttare övervintrar i södra och sydvästra Europa eller i Nordafrika. En mindre del av populationerna övervintrar närmare häckningsområdena. De flesta av de här inkluderade arterna är sydvästflyttare utom en, sädesärla, som är en sydostflyttare. Fyra arter (sädesärla, järnsparv, bofink och sävsparv) är huvudsakligen dagflyttare medan resten är mestadels nattflyttare.

Elva arter är inkluderade i jämförelsen och fem av dem visade liknande trender i alla tre programmen. En (sädesärla) var signifikant minskande, troligen mest på grund av intensifierat jordbruk. En (gårdsmyg) ökade signifikant, troligen i hög grad som en följd av de milda vintrarna under 1990-talet och upphämtning från de låga antalen under mitten av 1980-talet, då vintrarna var hårda. De tre återstående (rödhake, rödvingetrast och bofink) visade inga signifikanta förändringar vilket stämmer överens med de allmänna trenderna i de nordeuropeiska populationerna av dessa tre arter (Hagemeijer & Blair 1997). Järnsparv, koltrast, taltrast, gransångare, kungsfågel och sävsparv skiljde sig åt i övervakningsprogrammen. Generellt borde dessa SV-flyttare visa större överensstämmelse mellan Falsterbo och Punktrutterna, eftersom Ottenby förmodligen fångar fåglar av östligare ursprung i större utsträckning. Detta verkar vara fallet för järnsparv (signifikant minskande), koltrast (signifikant ökande) och, enligt den kvantitativa jämförelsen, kungsfågel (ökande). Så långt österut som Finland visar emellertid

både järnsparv och koltrast samma mönster som i Sverige (Väisänen 2004).

Kungsfågel är ett gränsfall mellan kortdistans- och partiell/invasionsflyttare eftersom en varierande del av populationen regelbundet stannar kvar nära häckningsområdena. Dessutom varierar flyttningsintensiteten mycket från år till år. En signifikant trend blir därför mycket svår att visa för denna art vid fågelstationerna. Detta kan förklara varför en signifikant trend endast finns i Punktrutterna. Den kvantitativa jämförelsen visar positiva förändringar vid Falsterbo och i Punktrutterna, men inte vid Ottenby. Frånvaron av förändring vid Ottenby indikerar påverkan av andra (östliga) populationer. Dock var den finska kungsfågelpopulationen större under 1990-talet än under 1980-talet (Väisänen 2004). Vintertemperatur är den viktigaste faktorn för kungsfågels vinteröverlevnad (Karlsson 1980, Nilsson 1986) och de milda vintrarna under 1990-talet var gynnsamma medan några kalla vintrar under 1980-talet hade motsatt effekt.

Bland de återstående tre arterna så ökade taltrasten signifikant vid Ottenby och i Punktrutterna, men inte vid Falsterbo. Den kvantitativa jämförelsen pekar åt det negativa hållet för alla tre program, signifikant vid Ottenby. I Danmark fann man en minskning i skogsmark (Petersen & Brøgger-Jensen 1992, Grell 1998), men ingen långsiktig trend på nationellt plan (Jacobsen 2001). En starkt negativ förändring mellan 1980- och 1990-talet fanns i ringmärkningssiffror från Jomfruland, Norge (Røer in litt.). I Finland är det tvärtom, populationstrenden är väldigt fluktuerande och visar ingen signifikant trend (Väisänen 2004), vilket gör det svårt att förklara varför Ottenby-siffrorna visar en minskning medan Falsterbo-siffrorna inte gör det.

Den signifikanta ökningen av gransångare vid Falsterbo beror troligen på expansionen hos den kontinentala rasen (*Phylloscopus c. collybita*) i södra Sverige och Danmark under de senaste 20–25 åren (Ekberg & Nilsson 1996, Grell 1998, Jacobsen 2001, Svensson 1999). Under samma period har minskande antal rapporterats för den nordliga rasen (*P. c. abietinus*) i norra Sverige (Berggren 1999, Olsson & Wiklund 1999) och Finland (Väisänen et al. 1998, 2004). En mindre andel ssp. *collybita* i fångsten vid Ottenby kan mycket väl förklara skillnaden mellan Falsterbo och Ottenby. I Punktrutterna skulle ökningen respektive minskningen hos de två raserna kunna jämnas ut en trend trots att de flesta rutternas finns i södra Sverige (jfr. Svensson 1999).

Sävsparven minskade signifikant vid Falsterbo och Ottenby, medan Punktrutterna inte visade någon signifikant trend. Samma mönster återfanns i den kvantitativa jämförelsen. Men under slutet av 1970-talet visade Punktrutterna att den svenska populationen minskade och för perioden 1975–2004 visar sävsparven en signifikant minskning (Lindström in litt.). I Finland anses populationen vara ganska stabil under perioden 1980–1999, men minskande efter 1993 (Väisänen 2004). Den danska populationen är också ganska stabil (Grell 1998). En möjlig anledning för minskningarna vid fågelstationerna skulle då vara influenser av icke-skandinaviska, östligare populationer (ryska?), men det finns inga belägg för detta.

Partiella flyttare

Denna grupp inkluderar arter där en varierande del av populationen övervintrar nära häckningsområdena. Flyttningsrörelserna är huvudsakligen riktade åt sydväst. Vissa arter som blåmes, talgoxe, trädkrypore och grönsiska gör invasionslika flyttningar under år med födobrist och/eller då populationen är väldigt stor (Ulfstrand 1962, Newton 1972, Källander 1993). Dessa faktorer och påverkan från lokala populationer gör det svårt att få signifikanta trender i ringmärkningssummorna för dessa arter.

Sju arter ingår i gruppen. En (gulspurv) visade en signifikant negativ trend i alla tre programmen. Den negativa trenden i Punktrutterna är en avgörande faktor eftersom det utesluter möjligheten att minskande ringmärkningssiffror beroende på milda vintrar och att fler fåglar därför stannar i häckningsområdena. Avsaknaden av signifikanta trender för grönfink vid fågelstationerna kan däremot vara en följd av detta, eftersom Punktrutterna visar en signifikant ökning.

Det är lite annorlunda för invasionsarter som blåmes. De kvantitativa jämförelserna pekar alla i samma riktning men bara i Punktrutterna visar den en signifikant trend. Beroende på den stora mellanårsvariationen i ringmärkningssummorna är det svårt att få en signifikant trend eller en signifikant skillnad i antal, även om vissa blåmesar verkar vara regelbundna flyttare enligt ringmärkningsåterfynd (Heldbjerg & Karlsson 1997). Ökningar bland blåmespopulationerna rapporteras från alla de nordiska länderna (Hagemeijer & Blair 1997, Grell 1998, Väisänen 2004).

Talgoxen verkar gå motsatt väg jämfört med blåmesen. En starkt negativ trend vid Ottenby stöds av den kvantitativa jämförelsen för Ottenby och i

viss grad vid Falsterbo. Men fångsten vid Ottenby påverkas ibland av talgoxar från den östra sidan av Östersjön (Lindholm 1978) och den negativa trenden kan vara en följd av en minskning av denna population. I Skandinavien verkar populationen vara ganska stabil eller svagt minskande, vilket antyds av Punktrutterna, ringmärkningssummorna vid Falsterbo och generellt (Hagemeijer & Blair 1997, Grell 1998), eller ökande (Finland, Väisänen 2004).

Grönsiskan är en mer uttalad flyttfågel än de övriga i denna grupp, även om det ibland är på ett invasionsartat sätt. Vid Falsterbo visar den en signifikant ökande trend och den kvantitativa jämförelsen visar en signifikant ökning i antalen i alla tre programmen. I de flesta nordväst-europeiska länderna har populationerna av grönsiska ökat under de senaste 20–30 åren (Hagemeijer & Blair 1997).

Slutligen, trädkrypore och pilfink är gränsfall för att tas med i denna studie, eftersom de huvudsakligen är stannfåglar och därför bara ytterst sällan och oregelbundet beger sig på flyttning och då kan fångas i större antal vid fågelstationerna. Den signifikanta ökningen av trädkrypore i Punktrutterna syns inte i ringmärkningssummorna, även om tendensen syns vid Ottenby. Pilfink vid Falsterbo visar en stor negativ skillnad mellan 1980- och 1990-talen huvudsakligen beroende på en stark minskning av den lokala populationen (pers. obs.). Men starka minskningar har också observerats i västra Europa, medan en ökning har rapporterats från Fennoskandia (Hagemeijer & Blair 1997). I Danmark ökade pilfinkarna i antal fram till 1990 men sedan dess minskar de (Grell 1998).

Slutsats

I dessa tider med storskaliga förändringar i jord- och skogsbruk, försurning och relativt snabba klimatförändringar är det viktigare än någonsin att övervaka miljön. Fåglar reagerar ganska snabbt på miljöförändringar och därför är fågelövervakning ett viktigt verktyg. De långa serierna av inventering och fångstsiffror ökar i värde för varje år som läggs till och kommer att vara oersättliga referenser i arbetet i framtiden.

Denna studie var främst avsedd att ”testa” ringmärkningssummorna vid Falsterbo mot andra program. Ett stort program för fågelövervakning måste lita till uppskattningar och stickprov p.g.a. praktiska och ekonomiska skäl. Att samla in stickprov med olika metoder är viktigt ty om prov insamlade med olika metoder visar samma resultat

så beror resultatet inte på metoden. Vår studie visar att ringmärkningssummor från Falsterbo och Ottenby liksom Punktrutterna är synnerligen användbara för övervakning och att de kompletterar varandra väl. Det verkar vara klokt att ha både en östligt och en västligt belägen ringmärkningsstation. Populationsförändringar inom ett vidare

rekryteringsområde likt för de fåglar som fångas vid ringmärkningsstationer kanske inte direkt upptäcks i geografiskt smalare, nationella projekt. Förändringar i ringmärkningssummorna kan då fungera som varningstecken och mer detaljerad information kan sökas via Punktrutterna.

Population structure among breeding and wintering Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* in the Western Palearctic

Populationstruktur hos häckande och övervintrande alfåglar Clangula hyemalis i Västpalearktis

SAULIUS ŠVAŽAS, ANIOLAS SRUOGA, ALGIMANTAS PAULAUSKAS & DALIUS BUTKAUSKAS

Abstract

We used gel electrophoresis of common proteins and alloenzymes to study genetic variability among Long-tailed Ducks breeding in the northeast European tundra and wintering in the Baltic Sea. The observed genetic variability in the studied breeding population was lower than in birds sampled on winter ground in the Baltic. We found a similar genetic structure among the breeding birds and certain samples from wintering grounds in the Baltic Sea. The wintering birds showed evidence of genetic structure between years, possibly resulting from winter movements of different subpopulations of Long-tailed Ducks in the Baltic Sea. These findings are consistent with results of field surveys of Long-tailed Ducks wintering in the Baltic Sea.

Saulius Švažas, Institute of Ecology of Vilnius University, Akademijos 2, LT-08412 Vilnius, Lithuania. e-mail: svazas@ekoi.lt

Aniolas Sruoga, Institute of Ecology of Vilnius University, Akademijos 2, LT-08412 Vilnius, Lithuania and Department of Biology, Natural Science Faculty, Vytautas Magnus University, Vileikos 8, 44404 Kaunas, Lithuania.

Algimantas Paulauskas, Department of Biology, Natural Science Faculty, Vytautas Magnus University, Vileikos 8, 44404 Kaunas, Lithuania.

Dalius Butkauskas, Institute of Ecology of Vilnius University, Akademijos 2, LT-08412 Vilnius, Lithuania.

Received 8 April 2005, Accepted 1 August 2005, Editor: S. Bensch

Introduction

The Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* has a Holarctic distribution with a wide breeding range at high latitudes in northern Eurasia and North America. The main breeding areas cover arctic regions of Russia, Canada and USA. Breeding populations are also found in Greenland, Iceland, Norway, Sweden and Finland (Cramp & Simmons 1977). The Long-tailed Duck breeds in various habitats characteristic of coastal arctic tundra, wooded tundra and arctic-alpine zone. The boundary separating two breeding populations from western and eastern arctic is probably extending through Taymyr peninsula (Isakov 1970). Population delineation is based on the geographic isolation of Atlantic and Pacific flyways. The total Western Palearctic population of the Long-tailed Duck is estimated at about 5 million individuals (Scott & Rose 1996). The great majority of Long-tailed Ducks breeding in European Russia, western Siberia and Fenno-Scandinavia winter in the Baltic Sea. The Baltic Sea annually holds more than 4 million wintering Long-tailed Ducks (Dur-

inck *et al.* 1994). In certain areas of the Baltic Sea these ducks occur in very large numbers, forming huge concentrations of up to 1 million birds (Nilsson 1980, Vaitkus 1999, Skov *et al.* 2000).

The migratory movements of the Western Palearctic population of the Long-tailed Duck are poorly understood from small-scale and fragmentary ringing data (Cramp & Simmons 1977). Little is known about the population-genetic structure of breeding and wintering Long-tailed Ducks and their site fidelity to certain wintering areas. Available data on genetic variability of blood serum antigens and proteins of the Long-tailed Duck (Slavenaite *et al.* 1998, Sruoga *et al.* 1999, Slavenaite & Sruoga 2003) are not sufficient for evaluation of the genetic structure and variability of different populations of Long-tailed Ducks. The breeding and wintering populations of the Long-tailed Duck are threatened by increasing gas, oil and other developments. For conservation and wise management of the species it is important to define the genetic variability and possible gene flow among different breeding and wintering populations.



Figure 1. Sites where breeding (1) and wintering (2) Long-tailed Ducks were sampled for genetic analysis. *Lokaler där häckande (1) och övervintrande (2) alfågglar insamlades för genetiska analyser.*

Genetic variability is an essential parameter for adaptation to changing environmental conditions (Soule 1986). It can be effectively used for evaluation of genetic structure of populations (Altukhov 2003). In this study we applied polyacrylamid gel electrophoresis of nonspecific proteins and alloenzymes to investigate genetic variability among breeding Long-tailed Ducks sampled in northeast European tundra and wintering birds sampled along the eastern Baltic coast.

Material and methods

Samples of breeding Long-tailed Ducks (10 males and 7 females) were collected in July 1985 in the Kara River estuary area (northeast European Russia, 70°40'N, 65°02'E). The study site, located in the coastal tundra between the Kara, Tabju and Sopchaju Rivers (Figure 1), is one of the key breeding areas of the Long-tailed Duck in the northeast European tundra of Russia. Breeding densities of up to 10 pairs/km² were recorded in this territory in 1982–1987 (Mineev 1994). This area is

distinguished by a mosaic of habitats formed by hummocks with numerous pools and small lakes in moist depressions.

Samples of 73 wintering Long-tailed Ducks were collected dead in fishing nets in January–March 1994, 1999–2001 (Table 1) in the Baltic coastal waters off the Curonian Spit, Lithuania (55°30'N, 20°55'E). This is an important wintering area of the Long-tailed Duck with up to 10,000 birds/km² counted in 1991–2001 and the key stop-over site of migratory Long-tailed Ducks wintering in high numbers in the southeast Baltic Sea (Vaitkus 1999, Svazas *et al.* 2001).

Three isoenzyme systems (malate dehydrogenase (Mdh, E.C.1.1.1.37), malic-enzyme (Me, E.C.1.1.1.40), esterase (Est, E.C.3.1.3) and non-enzymatic proteins were examined and 22 polymorphic loci were detected. Preparation of liver samples, conventional polyacrylamide electrophoresis and staining procedures followed standard laboratory techniques (Harris & Hopkinson 1976, Korochkin 1977, Sruoga *et al.* 1999). The arrangement of protein fractions in electrophoregrams was esti-

mated according to relative electrophoretic mobility (R_m).

The population genetic structure and genetic variability of Long-tailed Ducks were evaluated by means of allele and genotype frequencies, expected (\bar{H}_e) and observed (\bar{H}_o) heterozygosity, and polymorphism level (the locus was regarded as polymorphic if the frequency of the predominating allele did not exceed 0.95). Genetic distance (D) and genetic identity (I) between populations were calculated according to Nei (1972) and Rogers (1972). The BIOSYS-2 package release 1.7 software (Swofford & Selander 1997) was used for calculation of analyzed parameters.

The data of genetic analysis were compared with results of direct field surveys of breeding and wintering populations of the Long-tailed Duck. The results of the long-term study of a breeding population of the Long-tailed Duck in northeast European tundra of Russia including the Kara River estuary area (Mineev 1994, 2003) were used for evaluation of certain population parameters (trends of the population size, population substructure and spatial heterogeneity, etc.) affecting the extent of genetic variation.

The data on numbers, distribution, habitat selection, dispersal behaviour and large-scale movements of Long-tailed Ducks wintering in the Baltic Sea, and particularly along the Lithuanian coast (Svazas 1993, Svazas *et al.* 2001, Durinck *et al.*

1994, Vaitkus 1999, Zydalis 2002) enabled to connect the results of direct observations of wintering birds with specific patterns in population structure as revealed by genetic methods.

Results

The observed genetic variability of breeding Long-tailed Ducks in the coastal tundra in the Kara River estuary area was lower than in most wintering birds sampled in the Baltic Sea. In ducks of the investigated breeding population the percentage of polymorphic loci (36.4%) was significantly lower than in wintering individuals (62–81%) (Table 1). The mean allele number per locus varied between 2.1–2.4 in wintering birds sampled in 1999–2001. A lower number of alleles per locus (1.5) was observed in the breeding population.

The mean observed and expected heterozygosity among investigated breeding and wintering ducks was also different (Table 1). The observed heterozygosity in the breeding population was lower than in investigated wintering populations. Almost equal values of expected heterozygosity were determined for breeding Long-tailed Ducks sampled in 1985 and for wintering birds sampled in 1994 (0.192 and 0.191, respectively). Expected and observed heterozygosity of ducks sampled in the breeding area in the Kara River estuary in 1985 and of wintering ducks sampled in the Bal-

Table 1. Genetic variability among breeding and wintering Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* (samples of wintering ducks were collected in the Baltic Sea in 1994 and in 1999–2001; breeding birds were sampled in the Kara River estuary area in 1985).

Genetisk variation inom häckande och övervintrande populationer av alfågel (övervintrande fåglar provtagna i Östersjön 1994 och 1999–2001, häckande fåglar vid mynningen av Kara floden 1985).

Sample	No. individuals	Mean number of alleles/locus	Polymorphic loci (%)	Mean heterozygosity (H)	
				Observed (\bar{H}_o)	Expected (\bar{H}_e)
<i>Stickprov</i>	<i>Antal individer</i>	<i>Medel antal Alleler/locus</i>	<i>Variabla loci (%)</i>	<i>Medelheterozygositet</i>	
Breeding, 1985	17	1.5 (0.2)	36.4	0.156 (0.063)	0.192 (0.057)
Wintering, 1994	12	1.5 (0.2)	36.4	0.195 (0.077)	0.191 (0.056)
Wintering, 1999	20	2.1 (0.3)	61.9	0.260 (0.064)	0.348 (0.064)
Wintering, 2000	23	2.3 (0.2)	81.0	0.273 (0.069)	0.456 (0.054)
Wintering, 2001	18	2.4 (0.3)	76.2	0.315 (0.073)	0.410 (0.060)

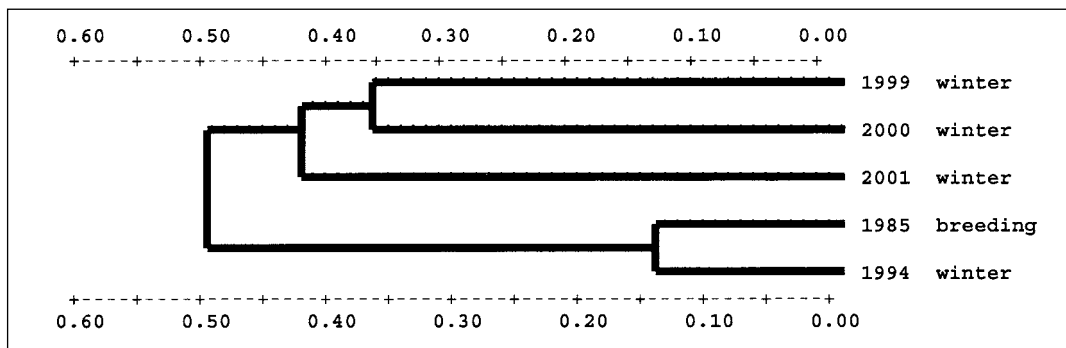


Figure 2. UPGMA cluster analysis of one breeding and four wintering samples of Long-tailed Ducks based on genetic distances (scale axis) calculated according to Rogers (1972). *UPGMA cluster analys av stickprover från alfåglar från en häckande och fyra vinterpopulationer baserade på genetisk distans enligt Rogers (1972).*

tic Sea in 1994 was lower than in wintering ducks sampled in 1999–2001. The highest expected heterozygosity was found among the wintering birds in 2000 ($\bar{H}_e = 0.456$). The highest observed heterozygosity was calculated for wintering ducks sampled in 2001 ($\bar{H}_o = 0.315$).

Genetic identity and genetic distances according to Nei (1972) of Long-tailed Ducks breeding in the Kara River estuary area were very similar to those of wintering birds sampled in the eastern Baltic along the Lithuanian coast in 1994 ($I = 0.938$, $D = 0.062$). A different population genetic structure was characteristic of wintering Long-tailed Ducks sampled in the same study area in winters 1999–2001. Genetic identity and genetic distances of Long-tailed Ducks sampled in Lithuanian marine waters in winters 1999–2000 were of the similar range ($I = 0.737$, $D = 0.263$), while different genetic distances were characteristic of birds sampled in winter 2001.

The UPGMA analysis using parameters of genetic distances according to Rogers (1972) revealed a clustering of the wintering populations from 1999–2001, while a separate cluster included the breeding birds and the winter sample from 1994 (Figure 2).

Discussion

The genotypic uniformity of Long-tailed Ducks breeding in the Kara River estuary can be explained by a relatively small sampling area and by high philopatry of breeding ducks (Anderson *et al.* 1992). A specific population genetic structure was characteristic of this subpopulation.

Genetic variability of Long-tailed Ducks sampled in the Baltic Sea during different years could be primarily caused by the different origin of wintering subpopulations. The population genetic structure of birds breeding in the Kara River estuary area was similar to that of ducks sampled in winter 1994 along the Curonian Spit. About 70,000 wintering Long-tailed Ducks were counted in Lithuanian marine waters off the Curonian Spit in January 1994. Similarity of genetic variability between breeding and wintering ducks indicate a common origin of these birds, though it may also represent a coincidence due to small sample size of breeding ducks.

Long-tailed Ducks sampled in the same wintering site in February–March 1999–2001 were genetically different from ducks sampled in winter 1994. Genetically similar were Long-tailed Ducks sampled off the Curonian Spit in February–March 1999 and 2000. In February and March, Lithuanian coastal marine habitats are used as stop-over sites of Long-tailed Ducks wintering in high numbers in the Pomeranian Bay and in other sites of the southeast Baltic Sea. Up to 1 million Long-tailed Ducks were recently recorded wintering in the Pomeranian Bay and in adjacent areas (Durinck *et al.* 1994, Skov *et al.* 2000). In late winter through early spring, these abundant wintering populations gradually migrate towards east with high numbers recorded off the Lithuanian coast (Svazas *et al.* 2001, Zydalis 2002). Up to 100,000 Long-tailed Ducks were counted along the Curonian Spit in late February – mid March 1999 and 2000. It is likely that the population genetic structure of Long-tailed Ducks sampled in 1999–2000

is representing the large population wintering in southeast Baltic.

Long-tailed Ducks sampled along the Lithuanian coast in February 2001 were genetically different both from birds sampled in the Kara River estuary area and from wintering ducks sampled in Lithuanian marine waters in 1994 and 1999–2000. In February 2001 Long-tailed Ducks were sampled during a cold winter period when the major part of the Gulf of Riga and of other coastal marine waters of the northeast Baltic Sea was temporarily ice-covered. The Gulf of Riga with Irbe Strait is the most important wintering site of Long-tailed Ducks in the Baltic Sea, annually holding more than 1 million birds (Durinck *et al.* 1994, Skov *et al.* 2000). During the cold February 2001 more than 90,000 Long-tailed Ducks were counted along the edge of ice fields off the Curonian Spit. They largely included ducks normally wintering in more northern Baltic sites. Radar and direct observations conducted along the eastern Baltic coast revealed large-scale winter movements of Long-tailed Ducks between different sites within wintering seasons, caused by ice formation during cold weather periods (Vaitkus 1999, Svazas *et al.* 2001, Zydellis 2002).

The results of this study suggest a genetic variability and differences in population genetic structure among Long-tailed Ducks wintering in different areas of the Baltic Sea, even if different subpopulations may share the same wintering and stop-over sites. The pair formation in the wintering areas can cause gene flow and genotypic linkage between subpopulations of different origin, temporarily sharing the same wintering sites in the Baltic Sea. Intensive courtship and pair formation of Long-tailed Ducks starts in the eastern Baltic in January, and in March–April many Long-tailed Ducks leave their wintering areas in pairs (Svazas *et al.* 2001).

The suggested genetic variability and different population structure of subpopulations of Long-tailed Ducks wintering in the Baltic Sea highlights the need of appropriate conservation and wise management of their wintering sites of international importance. The whole Western Palearctic population of the Long-tailed Duck is largely dependent on key wintering sites located in certain shallow areas of the Baltic Sea. Potential large-scale oil spills can affect genetically unique groups of Long-tailed Ducks. Long-tailed Ducks clearly dominated among thousands of waterbirds killed during large-scale oil spills in the eastern Baltic in winters 1995 and 1997 (Zalakevicius *et*

al. 1995, Zydellis & Dagys 1997). The increasing anthropogenic pressure on the environment of the Baltic Sea (oil pollution, near-shore fisheries, offshore wind mill parks, etc.) results in a cumulative negative effect on the wintering population of the Long-tailed Duck. Basic biological information including data on population-genetic structure of populations and their genetic variability is essential for conservation and sustainable management of breeding and wintering populations of Long-tailed Ducks and their habitats.

References

- Altukhov, J. 2003. *Genetic processes in populations*. Akademična knjižnica, Moscow (in Russian).
- Anderson, M., Rhymer, J. & Rowher, F. 1992. Philopatry, dispersal and the genetic structure of waterfowl populations. Pp. 365–395 in *Ecology and management of breeding waterfowl* (Batt, B., Afton, A., Anderson, M., Ankney, C., Johnson, D., Kadlec, J. & Krapu, G., eds.). University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Cramp, S. & Simmons, K. (eds) 1977. *The birds of the Western Palearctic*. Volume 1. The University Press, Oxford.
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F. & Pihl, S. 1994. *Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea*. Ornis Consult, Copenhagen.
- Harris, H. & Hopkinson, D. A. 1976. *Handbook of enzyme electrophoresis in human genetics*. North-Holland Publ. Co, Amsterdam.
- Isakov, Y. 1970. Wintering of waterfowl in the USSR. Pp. 239–254 in *Proc. International meeting on conservation of wildfowl resources* (Isakov, Y. ed.). Moscow (in Russian).
- Korochkin, L. N., Serov O. L. & Manenko G. P. 1977. *Isoenzyme genetics*. Nauka Publ., Moscow (in Russian).
- Nilsson, L. 1980. De övervintrande alfågglarnas *Clangula hyemalis* antal och utbredning längs den svenska kusten. *Vår Fågelvärld* 39: 1–14.
- Mineev, Y. 1994. *Waterfowl of the Yugorsk peninsula*. Komi Science Center Press, Syktyvkar (in Russian).
- Mineev, Y. 2003. *Wildfowl of eastern European tundra*. Ural Division of Russian Academy of Sciences, Jekaterinburg (in Russian).
- Nei, M. 1972. Genetic distance between populations. *American Naturalist* 106: 283–292.
- Rogers, J.S. 1972. Measures of genetic similarity and genetic distance. *Studies in Genetics*, Univ. Texas Publ., 7213: 145–153.
- Scott, D. & Rose, P. 1996. *Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International Publication No. 41, Wageningen.
- Skov, H., Vaitkus, G., Flensted, G., Grishanov, G., Kalamies, G., Kondratyev, A., Leivo, A., Luigujoe, L., Mayr, C., Rasmussen, J., Raudonikis, L., Sheller, W., Sidlo, P., Stipnicec, A., Struwe-Juhl, B. & Welander, B. 2000. *Inventory of coastal and marine Important Bird Areas in the Baltic Sea*. BirdLife International, Cambridge.
- Slavenaite, S., Sruoga, A., Mozaliene, E. & Paulauskas,

- A. 1998. Intraspecific genetic variability and genetic differentiation of seaducks (*Mergini*) tribe. *Biologija* 1: 72–74.
- Slavenaite, S. & Sruoga, A. 2003. Phylogenetic relationships in the taxons of the order Anseriformes determined by the specificity of immunoglobulins. *Ekologija* 1: 28–30.
- Soule, M., 1986. *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts.
- Sruoga, A., Paulauskas, A. & Mozaliene, E. 1999. Genetic variability of blood proteins in waterfowl from the order Anseriformes. *Acta Zoologica Lituanica*, 9 (4): 1 – 86. A monograph.
- Svazas, S. 1993. Seabird numbers and distribution in Lithuanian marine waters. *Acta Ornithologica Lituanica* 7–8: 44–54.
- Svazas, S., Meissner, W., Serebryakov, V., Kozulin, A. & Grishanov, G. 2001. *Changes of wintering sites of waterfowl in Central and Eastern Europe*. OMPO Vilnius & Lithuanian Institute of Ecology, Vilnius.
- Swofford, D. L. & Selander, R. B. 1997. *BIOSYS-2: A computer program for the analysis of allelic variation in population genetic and biochemical systematics*. Colorado, USA.
- Vaitkus, G. 1999. Species composition and seasonal status of seabirds in the Baltic proper. *Acta Zoologica Lituanica* 9: 119–126.
- Zalakevicius, M., Svazas, S., Stanevicius, V. & Vaitkus, G. 1995. Bird migration and wintering in Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica 2: a monograph*.
- Zydelis, R. 2002. *Habitat selection of waterbirds wintering in Lithuanian coastal zone of the Baltic Sea*. Ph. D. Thesis, Institute of Ecology of Vilnius University.
- Zydelis, R. & Dagys, M. 1997. Winter period ornithological impact assessment of oil related activities and sea transportation in Lithuanian inshore waters of the Baltic Sea and Curonian Lagoon. *Acta Zoologica Lituanica* 6: 45–65.

Sammanfattning

Alfågeln har ett vidsträckt utbredningsområde i norra Eurasien och Nordamerika. Den västpalearktiska populationen övervintrar huvudsakligen i Östersjön och inkluderar cirka 4 miljoner fåglar. Koncentrationer upp till en miljon individer har inräknats på vissa platser och tider, framförallt i Östersjöns östra och södra regioner.

I denna studie undersöktes alfåglar från ett häckningsområde vid Karaflodens mynning i Ryssland och övervintrande fåglar från kusten utanför Curonian Spit, Litauen, med hjälp av proteinelektrofores för att utröna kopplingar mellan den häckande populationen och övervintrare under olika år. Leverprover insamlades från 17 häckande fåglar under juli 1985, och sammanlagt från 73 fåglar som fastnat i fiskenät under januari–mars 1994 och 1999–2001 (Tabell 1). Totalt undersöktes genetisk variation på 22 loci.

Den genetiska variationen bland provet från häckningsområdet var lägre än för de övervintrande fåglarna. Detta tolkas som att de övervintrande fåglarna utgörs av blandningar från olika häckningsområden. Störst genetisk likhet påträffades mellan den häckande populationen och de övervintrande fåglarna som insamlats under 1994 (Figur 2). Betydligt större skillnader fanns mellan häckningspopulationen och de olika vintrarna 1999–2001, vilka också sinsemellan visade stora skillnader. Detta antyder att ursprungsområdet varierar för de alfåglar som övervintrar utanför Litauens kust under olika år. Om alfåglar från samma häckningsområde vanligen uppehåller sig i samma del av övervintringsområdet, vilket antyds av denna studie, blir konsekvensen att enskilda häckpopulationer kan drabbas väldigt hårt av lokala oljeutsläpp.

Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång innanför och utanför fågelskyddsområden i sjöarna Fegen och Sottern

Breeding success of the Black-throated Diver Gavia arctica inside and outside bird sanctuaries in Lakes Fegen and Sottern.

MATS O. G. ERIKSSON, TOMAS DAHLGREN, ARNE HOLMER,
PETER LINDBERG & MATTI ÅHLUND

Abstract

We compared the breeding success of Black-throated Divers *Gavia arctica* inside and outside bird sanctuaries with restricted public access during the incubation period in Lake Fegen-Svansjöarna and Lake Sottern, South Sweden. Both lakes held populations of approximately 15–20 pairs. At Fegen-Svansjöarna, average breeding success was 0.51 large chicks per pair and year inside and 0.27 outside the sanctuaries (field surveys in 1983–1984 and 1997–2000). The difference was not statistically significant, however, and in two out of the six study years breeding success was higher outside the bird sanctuaries. At Sottern, breeding success was 0.39 and 0.25 large chicks per pair and year inside and outside the bird sanctuary, but breeding success was higher inside the sanctuary only in four out of nine years, 1997–2005. The results from the two lakes together indicated an overall positive effect ($P = 0.08$). We recommend keep-

ing a constant water-level during incubation to be the primary measure to enhance breeding success. Sanctuaries with limited access may be an additional benefit at lakes highly frequented for out-door recreation.

*Mats O. G. Eriksson, MK Natur- och Miljökosult,
Tommered 6483, 437 92 Lindome;*

mke.eriksson@swipnet.se

Tomas Dahlgren, Heagårdsvägen 5, 311 96 Heberg

Arne Holmer, Svalstigen 4, 697 31 Pålshoda;

arne.holmer@telia.com

Peter Lindberg, Zoologiska Institutionen, Göteborgs

Universitet, Box 463, 405 30 Göteborg;

peter.lindberg@zool.gu.se

Matti Åhlund, Tjärnö Marinbiologiska Laboratorium,

Göteborgs Universitet, 452 96 Strömstad;

matti.ahlund@tmbl.gu.se

Received 19 April 2005, Accepted 5 September 2005, Editor: J. Lind

För att förbättra häckningsutfallet och minska risken för störningar på fågellivet har fågelskyddsområden etablerats på flera håll utefter den svenska kusten och i en del insjöar. Fågelskyddsområdena inrättas med stöd av bestämmelser om djur- och växtskyddsområden i Miljöbalken (7 kap., 11 §), och de ger möjligheter att begränsa tillträdet till ett område under hela eller delar av året. Liknande bestämmelser kan också införas inom ramen för beslut om naturreservat (Miljöbalken, 7 kap., 4 §). Den vanligaste modellen för kust- och insjöhäckande fågelarter är ett tillträdesförbud på häckningsöar under våren och försommaren, ofta i kombination med förbud att passera med båtar i det kringliggande vattenområdet. I insjöarna är det ofta boplatser för storlom *Gavia arctica*, fiskgjuse *Pandion haliaetus* samt måsar och tärnor som blir föremål för restriktioner. I den här uppsatsen använder vi genomgående beteckningen "fågelskyddsområden" för områden med restriktioner i tillträdet under fåglarnas häckningstid,

även om de formella skyddsformerna kan variera mellan olika sjöar.

Fågelskyddsområdena upplevs ibland som kontroversiella. Inskränkningarna i möjligheterna att besöka öar och holmar, liksom att färdas med båt, blir ibland ifrågasatta med hänsyn till det förväntade naturvårdsvärdet. Det system av fågelskyddsområden som inrättades utefter Bohuslans kust i slutet av 1960-talet har emellertid följts upp med inventeringar vid två tillfällen, 1979 och 1993–1995, och jämförts med inventeringar utförda 1966–1968, innan bestämmelserna om fågelskydd inrättades (Åhlund 1980, 1995, 1996). Effekterna på fågellivet varierade mellan olika arter, men var till övervägande del de förväntade. Således ökade till exempel bestånden av ejder *Somateria mollissima* och gråtrut *Larus argentatus* snabbare på skyddade häckningsöar än på oskyddade under 1970-talet, även om denna skillnad senare blev mindre uttalad och för gråtruten följdes av tillbakagång under 1980-talet och början av 1990-talet

(liksom för flertalet andra måsar utom havstruten *Larus marinus*). Bland de från fågelskyddssynpunkt mest glädjande resultaten var den positiva utvecklingen av bestånden av tobisgrissla *Cephus grylle* och större strandpipare *Charadrius hiaticula* inom skyddade områden.

Vad gäller insjömiljöer har de system av fågelskyddsområden som inrättats i Vänern (Landgren & Landgren 2001) och sjösystemet Fegen-Kalvsjöarna i sydvästra Sverige (Götmark m.fl. 1988) utvärderats och diskuterats; för båda sjöarna bedömde man att storlommen hade gynnats. Mer generella litteraturoversikter om hur fågelfaunan påverkas av störningar från bl.a. friluftslivet har sammanställts av Naturvårdsverket 1989 (Götmark 1989) och 2004 (Helldin 2004).

Storlommen har sedan lång tid uppmärksamats i fågelskyddsarbetet mot bakgrund av en förmodad låg ungproduktion (t.ex. Lindberg 1968, Eriksson 1994). I första hand har störningar från friluftslivet, predation och variationer i vattenståndet beaktats som problemfaktorer (t.ex. Eriksson 1987, Götmark m.fl. 1989, Eriksson m.fl. 1995, Hake m.fl. 2005). Tänkbara effekter kopplade till förurning och negativa effekter på fiskbeståndet i häckningssjöarna har rönt ökad uppmärksamhet under de senaste 15–20 åren (t.ex. Eriksson m.fl. 1992, Eriksson 1994.). I föreliggande uppsats jämför vi häckningsutfallet för storlomspar häckande innanför resp. utanför fågelskyddsområden, som inrättats för att minska störningarna från friluftslivet i sjösystemet Fegen-Svansjöarna i gränsområdet mellan Västergötland, Halland och Småland, och sjön Sottern i Närke.

De undersökta sjöarna

Fegen-Svansjöarna (57°10'N, 13°05'O). Ett 24,7 km² stort system med vattenområden i tre län: Västra Götaland, Halland och Jönköping. Storlomsbeståndet omfattar 15–22 par och har inventerats vid upprepade tillfällen sedan 1970-talet (t.ex. Alexandersson 1979, Götmark m.fl. 1988, Hake m.fl. 2005). Ett fågelskyddsområde som omfattar småöar och holmar med omgivande vattenområden inrättades 1980, och en första utvärdering gjordes redan 1983–1984. Sjön är reglerad med en tillåten amplitud på 1,75 m. Under perioden 1997–2000 genomfördes ett försök att hålla en konstant vattennivå i sjön under perioden 1 maj – 15 juni (Hake m.fl. 2005).

Sottern (59°00'N, 15°30'O). En 26,8 km² stor sjö belägen i södra delen av Örebro län. Storlomsbeståndet på 15–25 par har inventerats vid upprepade

tillfällen sedan 1970-talet (t.ex. Pettersson 1978, 1985). Bestämmelser om restriktioner i båttrafiken samt tillträdet till småöar och holmar gäller sedan 1997 för ett område i sjöns västra del, inom ramen för ett beslut om naturreservat.

Metoder

Sjöarna inventerades med avseende på förekomsten av storlommor vid minst tre tillfällen (oftast fler) under perioden maj–juli, med båt eller genom observationer från stränderna. Vid besöken noterades förekomsten av ensamma fåglar, par och grupper, liksom av ungar, samt observationer av bon och ruvande fåglar. Häckningsframgången har beräknats som ”antalet stora (halvvuxna-flygga) ungar per stationärt par”. Närvaro av ett stationärt par anses vara fastställt om det har observerats i lämplig häckningsmiljö vid minst två tillfällen med minst två veckors mellanrum under maj–juli (se Hake m.fl. 2005 för detaljer).

I Fegen-Svansjöarna utfördes inventeringarna 1997–2000 med tillräcklig noggrannhet för att med hjälp av Mayfield-metoden (Mayfield 1961, 1975, Johnson 1979) beräkna datum för ruvningsstart för en del av häckningarna. Vi har bedömt att ruvningen påbörjats dagen mittemellan två observationer (se Beintema 1996 för detaljer).

Resultat och diskussion

Fegen-Svansjöarna

Den genomsnittliga häckningsframgången var högre inom fågelskyddsområdena: 0,51 ”stora” ungar per par och år för åren 1983, 1984, 1997, 1998, 1999 och 2000 (data från Tabell 1), jämfört med 0,27 utanför områdena. Men skillnaden är inte statistiskt säkerställd, varken för något av de enskilda åren (Mann-Whitney U-test) eller för hela materialet sammantaget ($P = 0,22$, Wilcoxon rangsummetest avseende matchade par, där data för häckningar innanför respektive utanför fågelskyddsområdena har jämförts parvis för varje år). För fyra av de sex åren var den genomsnittliga häckningsframgången bättre för paren häckande innanför fågelskyddsområdena.

Skillnaden i häckningsframgång inom och utanför fågelskyddsområdena var inte kopplad till förändringar i vattenståndet under ruvningsperioden, eller om vattennivån kunde hållas inom det intervall med en höjning med högst några centimeter eller en sänkning på högst 20–30 cm som rekommenderats med ledning av resultat från tidigare undersökningar (Götmark m.fl. 1988, Hake m.fl.

Tabell 1. Storlommens ungprouktion innanför och utanför fågelskyddsområdena i sjösystemet Fegen-Svansjöarna (data från 1983 och 1984 från Götmark m.fl. 1988)¹.
Breeding success of Black-throated Diver inside and outside the bird sanctuaries at Lake Fegen-Svansjöarna (data from 1983 and 1984 from Götmark et al. 1988)¹.

År <i>Year</i>	Medelantal stora ungar per stationärt par (antal par) <i>Mean number of "large" chicks per resident pair (number of pairs)</i>		
	Innanför fågelskyddsområden <i>Inside bird sanctuaries</i>	Utanför fågelskyddsområden <i>Outside bird sanctuaries</i>	Förändring i vattenståndet, 1 maj - 10 juni. <i>Change in water-level, 1 May - 10 June</i>
Ingen kontroll av konstant vattennivå under ruvningsperioden <i>No control of constant water-level during the incubation period</i>			
1983	0,64 (11)	0,14 (7)	+10 cm
1984	0,38 (13)	0,00 (6)	-31 cm
Medelvärde per år <i>Mean per year</i>	0,51	0,07	
Kontroll av konstant vattennivå under ruvningsperioden <i>Control of constant water-level during the incubation period</i>			
1997	0,56 (9)	0,17 (6)	+13 cm
1998	0,80 (10)	0,22 (9)	-14 cm
1999	0,45 (11)	0,71 (7)	-9 cm
2000	0,21 (14)	0,38 (8)	-6 cm
Medelvärde per år <i>Mean per year</i>	0,51	0,37	

¹ Informationen för 1983 och 1984 har stämts av mot primärdatatabeller, bifogade till Götmark m.fl. (1988), så siffrorna kan skilja sig något från tidigare publicerade uppgifter.
The information for 1983 and 1984 has been cross-checked against primary data, annexed to Götmark et al. (1988) and may differ slightly from previously published figures.

2005). Däremot noterades en högre häckningsframgång, 0,37 stora ungar per par och år utanför fågelskyddsområdena under åren 1997–2000, då man försökte hålla en konstant vattennivå i sjön under maj och början av juni, jämfört med 0,07 stora ungar per par och år 1983–1984, utan någon kontroll av vattennivån (Tabell 1). Skillnaden är numerärt stor men inte statistiskt signifikant (Mann-Whitney U-test, $P = 0,13$). Ingen motsvarande skillnad i häckningsresultatet noterades innanför fågelskyddsområdena.

Det fanns ingen tendens till att häckningarna genomgående började vid skilda tidpunkter innanför och utanför fågelskyddsområdena. Resultatet bedömer vi vara ganska entydigt, trots att tillräckligt observationsmaterial för att beräkna datum för ruvningsstart bara fanns för ett litet antal kullar (Tabell 2).

Sottern

Den genomsnittliga häckningsframgången var högre innanför jämfört med utanför fågelskyddsom-

rådet, 0,39 resp. 0,25 stora ungar per par och år, men skillnaden är inte statistiskt säkerställd (Tabell 3, $P = 0,20$, Wilcoxon's rangsummetest avseende matchade par där ungprouktionen innanför och utanför fågelskyddsområdet jämfördes parvis för varje år). Bara för fyra av de nio undersökta åren var storlommens häckningsframgång bättre innanför fågelskyddsområdet än utanför, men för två av dessa år (2001 och 2004) var skillnaden signifikant (Mann-Whitney U test, $P = 0,044$ resp. 0,091). Med ledning av inventeringsresultat från elva år under perioden 1972–1996 (bl.a. Andersson m.fl. 1980, Pettersson 1985, Larsson & Pettersson 1994) beräknades den genomsnittliga häckningsframgången för sjön i sin helhet till 0,24 stora ungar per par år innan bestämmelserna om fågelskydd infördes 1997, jämfört med 0,27 för perioden 1997–2005 (Mann-Whitney U test, $P = 0,54$). Inrättandet av fågelskyddsområdet ledde således inte till någon generell förbättring av storlommens häckningsresultat i sjön.

För 2002 och 2003 finns information om vattenståndsvariationen under ruvningsperioden

Tabell 2. Mediandatum för storlommens ruvningsstart innanför och utanför fågelskyddsområden i sjösystemet Fegen-Svansjöarna.

Median starting dates for incubation of Black-throated Diver clutches inside and outside the bird sanctuaries at Lake Fegen-Svansjöarna.

År	Innanför fågelskyddsområden (antal kullar)	Utanför fågelskyddsområden (antal kullar)
<i>Year</i>	<i>Inside bird sanctuaries (number of clutches)</i>	<i>Outside bird sanctuaries (number of clutches)</i>
1997	17 maj (5)	26 maj (1)
1998	24 maj (5)	16 maj (1)
1999	4 juni (3)	4 juni (1)
2000	26 maj (4)	25 maj (3)
Medelvärde per år <i>Mean per year</i>	26 maj	26 maj

Tabell 3. Storlommens ungpåproduktion innanför och utanför fågelskyddsområdet i sjön Sottern.

Breeding success of Black-throated Diver inside and outside the bird sanctuary at Lake Sottern

År	Medelantal stora ungar per stationärt par (antal par)		
	Innanför fågelskyddsområden	Utanför fågelskyddsområden	Förändring i vattenståndet, 1 maj - 10 juni.
<i>Year</i>	<i>Inside bird sanctuaries</i>	<i>Outside bird sanctuaries</i>	<i>Change in water-level, 1 May - 10 June</i>
1997	0,20 (5)	0,29 (14)	-
1998	0,00 (3)	0,08 (12)	-
1999	0,00 (3)	0,64 (11)	-
2000	0,67 (3)	0,09 (11)	-
2001	1,00 (2)	0,08 (12)	-
2002	0,00 (5)	0,33 (9)	+ 6 cm
2003	0,20 (5)	0,50 (8)	- 10 cm
2004	1,00 (4)	0,25 (12)	-
2005	0,40 (5)	0,00 (10)	-
Medelvärde per år <i>Mean per year</i>	0,39	0,25	

tillgänglig. År 2002 steg vattenståndet med 6 cm, d.v.s. mer än rekommenderat med ledning av tidigare undersökningar (se ovan) medan sänkningen på 10 cm under ruvningsperioden 2003 ligger inom det rekommenderade intervallet. Båda åren var häckningsframgången bättre utanför fågelskyddsområdena.

Störningar i relation till andra orsaker till misslyckade häckningar

I tidigare undersökningar i Sverige, Finland och Skottland har predation och dränkta bon till följd av variationer i vattenståndet bedömts vara de viktigaste anledningarna till avbrutna häckningar

(t.ex. Lehtonen 1970, Götmark m.fl. 1988, 1990, Campbell & Mudge 1989, Hake m.fl. 2005). Mot bakgrund av att många av storlommens häcknings-sjöar är attraktiva för bad, fiske och båtsport, har även störningar från friluftslivet diskuterats vid upprepade tillfällen (t.ex. Andersson m.fl. 1980, Campbell & Mudge 1989, Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995, Götmark m.fl. 1988, 1989, 1990, Mudge & Talbot 1993). Även om en del storloms-häckningar bevisligen spolieras efter störningar, är resultaten vad gäller den relativa betydelsen jämfört med andra faktorer inte entydiga. I tidigare sammanställningar av storlomsinventeringar i sydvästra Sverige har häckningsframgången i olika sjöar bland annat relaterats till omfattningen

av bebyggelse i en zon på 200 meter kring sjöarna, utan att man fann några indikationer på sämre häckningsframgång i sjöar med omfattande bebyggelse i strandområdet (Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995). Vidare är predation och störningar svåra att separera som skilda problemfaktorer, eftersom risken för predation ökar om den ruvande lommen skräms av boet efter en störning. I fältstudier vid Fegen under 1980-talet kunde man bland annat visa hur kråkor *Corvus corone cornix* aktivt sökte upp storlombsbon där den ruvande lommen skrämtes av boet (Götmark m.fl. 1988, 1990).

Behövs fågelskyddsområdena?

I båda de undersökta sjöarna var den genomsnittliga häckningsframgången något högre innanför fågelskyddsområdena än utanför dem, men resultatet stöds inte med statistisk signifikans och en del år noterades en högre ungpåproduktion utanför fågelskyddsområdena. En statistisk analys där data från båda sjöarna vägdes samman i en s.k. "generalised linear mixed model", med "skydd" (häckning innanför eller utanför fågelskyddsområde) som en s.k. fix faktor samt "år" och "sjö" som s.k. stokastiska faktorer antydde emellertid en totalt sett positiv effekt av fågelskyddsområdena med avseende på ungpåproduktionen ($P = 0,08$, detaljer i Appendix).

Inte heller resultat från tidigare undersökningar av hur storlommen påverkas av störningar och strandnära bebyggelse är entydiga (se ovan). På basis av inventeringar under perioden 1993–2000 bedömde emellertid Landgren & Landgren (2001), att storlommens häckningsframgång i Väneren var bättre inom fågelskyddsområdena. Så även om man inte entydigt kunnat fastställa några positiva effekter på häckningsresultatet, pekar de tillgängliga resultaten i en positiv riktning och det finns inga indikationer på att fågelskyddsområdena skulle ha motverkat sitt syfte. Vår samlade bedömning är således att inrättandet av fågelskyddsområden kan ha medverkat till en förbättring av storlommens häckningsresultat, även om effekten kan variera mellan olika år.

Underlaget för bedömningar är emellertid fortfarande begränsat, och de statistiska beräkningarna grundar sig på ett ganska litet material. Därför bör man inte bortse från s.k. typ II-fel, d.v.s. att man undgått att upptäcka verkliga skillnader (t.ex. Fowler & Cohen 1995). Information från flera sjöar, liksom från fler år från de sjöar som nu undersökts, skulle vara värdefull. Vidare har insjöarnas fågelskyddsområden i de flesta fall inrättats för

fler arter än storlommen, t.ex. fiskgjuse, måsar och tärnor och enstaka fall även havsörn *Haliaeetus albicilla*. Självfallet bör även effekterna på dessa arter studeras.

För storlommens del bör man också försöka få en bättre kunskap om varför eventuella effekter inte kan utläsas helt entydigt från inventeringsmaterialet. Variationer i vattenståndet, som slår likartat över hela sjön, kan vissa år ha varit av sådan omfattning att en positiv effekt av fågelskyddsområdet kan ha uteblivit av denna anledning. En annan förklaring som ligger nära till hands är frågan om efterlevnad. Det är tyvärr en allmän erfarenhet att efterlevnaden av de bestämmelser som lokalt gäller för fågelskyddsområdena är bristfällig. Under fältarbetet i Fegen-Svansjöarna upptäckte inventerarna varje år något eller några fall där man färdats med båt eller gått iland på småöar och holmar innanför fågelskyddsområdena. I några fall förklarade de som överträtt bestämmelserna att de inte kände till några restriktioner. Men om den bristande efterlevnaden varit av sådan omfattning att förväntade positiva effekter uteblivet enbart av denna anledning är svårt att avgöra. Däremot visar de ovan nämnda episoderna att informationen om fågelskyddsområdena kan ha varit bristfällig.

I varierande grad kan olika fågelarter också vänja sig vid störningar (t.ex. Götmark 1989), och från rapporteringen till Projekt LOM är det uppenbart att enstaka storlomspar häckar framgångsrikt även om boet ligger på utsatta platser, t.ex. nära badplatser och båtbygggor. Kanske blir dessa storlomspar mer "toleranta" och svårskrämda, medan par i mer ostörda miljöer reagerar med att gå av boet (och lämna det öppet för predatorer) även vid ganska obetydliga störningar, eller vid en plötslig anstormning av många människor en solvarm helg i maj eller början av juni.

Sammanfattande slutsatser och rekommendationer

För sjöar där man avser att aktivt arbeta för att förbättra storlommens häckningsresultat rekommenderar vi en prioritering av insatserna, enligt följande:

1. I första hand bör man sörtja för att hålla en konstant vattennivå under storlommens ruvningsperiod (Hake m.fl. 2005) om detta är tekniskt möjligt. Vi ansluter oss till tidigare rekommendationer om att man under ruvningsperioden bör undvika en höjning med mer än några centimeter eller en sänkning på högst 20–30 cm (Götmark m.fl. 1988).

2. Ett system med fågelskyddsområden kan bidra till en ytterligare förbättring av häckningsframgången i sjöar med ett omfattande friluftsliv.

3. För sjöar med befintliga fågelskyddsområden bör man överväga om efterlevnaden kan förbättras, t.ex. genom bättre information vid båtbyggor, parkeringsplatser, badplatser m.m. och tydligare utmärkning av de skyddade områdena. Kanotuthyrare, fiskekortsförsäljare, ansvariga för campingplatser m.fl. bör uppmanas att aktivt informera besökande om vilka restriktioner som gäller och bakgrunden till dem. Tyvärr kanske man även måste överväga att parallellt arbeta med en mer effektiv övervakning och mer kännbara påföljder för överträdelser av bestämmelserna om fågelskydd.

Slutligen bör effekterna av fågelskyddsområdena undersökas för fler arter, och underlaget för bedömningar av storlommens häckningsframgång bör kompletteras med information från fler sjöar och fler år. Betydelsen av en eventuell tillväxning kan t.ex. undersökas genom att upprepa den typ av fältstudier som genomfördes vid Fegen under 1980-talet (Götmark m.fl. 1988, 1990) men att fältarbetet utvidgas till att omfatta jämförelser av storlomspår med boplatser med varierande grad av störningar.

Tack

Undersökningarna har genomförts inom ramen för Projekt LOM, och med ekonomiskt stöd från Svenska Naturskyddsföreningen, Världsnaturfonden (WWF), Alvins fond och Bingolotto-Återvinsten. Datafiler med de dagliga avläsningarna av vattenståndet i sjön Fegen har tillhandahållits från Dan Hellman, Länsstyrelsen Västra Götaland, och uppgifter om vattenståndsvariationerna i Sottern 2002 and 2003 har erhållits av Jonas Pettersson, Brevens Bruk. Lars Råberg vid Ekologiska institutionen, Lunds Universitet, assisterade med statistiska analyser.

Referenser

Alexandersson, H. 1979. Förekomsten av häckande storlom och fiskgjuse i sjösystemet Fegen-Svansjöarna-Kalvsjöarna 1979. *Gavia* 5: 69–76.

Andersson, Å., Lindberg, P., Nilsson, S.G. & Pettersson, Å. 1980. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i svenska sjöar. *Vår Fågelvärld* 39: 85–94.

Beintema, A.J. 1996. Inferring nest success from old records. *Ibis* 138: 568–570.

Campbell, L.H. & Mudge, G.P. 1989. Conservation of

Black-throated Diver in Scotland. *RSPB Conservation Revue* 3: 72–74.

Eriksson, M.O.G. 1987. Storlommens *Gavia arctica* produktion av ungar i sydvästsvenska sjöar. *Vår Fågelvärld* 46: 172–186.

Eriksson, M.O.G. 1994. Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon (*Gavia stellata*) and Arctic Loon (*Gavia arctica*) in southwest Sweden. *Hydrobiologia* 279/280: 439–444.

Eriksson, M.O.G., Johansson, I. & Ahlgren, C-G. 1992. Levels of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* in Southwest Sweden. *Ornis Svecica* 2: 29–36.

Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. 1995. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992. *Ornis Svecica* 5: 1–14.

Fowler, J. & Cohen, L. 1995. Statistics for ornithologists, 2nd ed. *BTO Guide* 22.

Götmark, F. 1989. Effekter av friluftsliv på fågelfaunan – en kunskapsöversikt. *Naturvårdsverket Rapport* 3682.

Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1988. Storlommen i Fegen-Kalvsjön-Svansjöarna. *Länsstyrelsen i Älvsborgs län* 1988:8.

Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1989. Nesting ecology and management of the Arctic Loon in Sweden. *J. Wildl. Manage.* 53: 1025–1031.

Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1990. Predation of artificial and real Arctic Loon nests in Sweden. *J. Wildl. Manage.* 54: 429–432.

Hake, M., Dahlgren, T., Åhlund, M., Lindberg, P. & Eriksson, M.O.G. 2005. The impact of water-level fluctuation on the breeding success of Black-throated Diver *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Ornis Fennica* 82: 1–12.

Helldin, J-O. 2004. Effekter av störningar på fåglar – en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden. *Naturvårdsverket Rapport* 5351.

Johnson, D.H. 1979. Estimating nesting success: The Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651–661.

Landgren, E. & Landgren, T. 2001. Fågelskär i Vänern 2000. *Vänerns vattenvårdsförbund Rapport* 17.

Larsson, L. & Pettersson, Å. 1994. Inventering av Sotterns fågelliv 1994. *Fåglar i Närke* 17: 199–214.

Lehtonen, L. 1970. Zur Brutbiologie des Prachtauchers, *Gavia a. arctica* (L.). *Ann. Zool. Fennici* 7: 25–60.

Lindberg, P. 1968. Något som storlommens (*Gavia arctica* L.) och smålommens (*Gavia stellata* L.) ekologi. *Zoologisk Revy* 30: 83–88.

Mayfield, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* 73: 255–261.

Mayfield, H. 1975. Suggestions for calculating nesting success. *Wilson Bulletin* 87: 456–466.

Mudge, G.P. & Talbot, T.R. 1993. The breeding biology and causes of nest failure of Scottish Black-throated Diver *Gavia arctica*. *Ibis* 135: 113–120.

Pettersson, Å. 1978. Sottern – en inventering av fågelliv och fritidsutnyttjande. *Länsstyrelsen i Örebro län, Naturvårdsenheten*.

Pettersson, Å. 1985. Storlom i Sottern – en studie i inventeringsmetodik, häckningsframgång och störningskänslighet. *Naturvårdsverket Rapport* 3011.

Åhlund, M. 1980. Förändringar i häckfågelfaunan på ett

antal fredade och ej fredade öar i Bohuslän mellan 1980 och 1979. *Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Naturvårdsenheten* 1980:6.

Åhlund, M. 1995. Kustfågelinventeringen 1993–94, några preliminära resultat från Göteborgs och Bohus län. *Fåglar på Västkusten* 29: 2–10.

Åhlund, M. 1996. Kustfågelfaunan i Göteborgs och Bohus län – beståndsutveckling och effekter av fågelskyddsområden. *Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöenheten* 1996:9.

Summary

In order to enhance breeding success and reduce the risk of negative impact of out-door recreation, bird sanctuaries with limited public access during the breeding season have been established along the coast and at some freshwater lakes in Sweden. At freshwater lakes, primarily Black-throated Diver *Gavia arctica*, Osprey *Pandion haliaetus* and gulls and terns are the target species.

The bird sanctuaries are sometimes experienced as controversial, as public access is restricted and the expected nature conservation benefit has been questioned. In Sweden, the bird surveys from the 1960's, preceding the establishment of a system of bird sanctuaries along the coast of Bohuslän, SW Sweden, were followed up with new field studies in 1979 and 1993–1995 (Åhlund 1980, 1995, 1996). The effects on the breeding bird fauna were not entirely conclusive, but essentially positive. For fresh-water habitats, the system of bird sanctuaries in Lake Vänern has been evaluated by Landgren & Landgren (2001).

For the Black-throated Diver, concerns about a presumed low breeding success were expressed already during the 1960's (Lindberg 1968). Primarily, disturbance from out-door recreation, predation and water-level fluctuations have been addressed (e.g. Andersson et al. 1980, Eriksson 1987, Götmark et al. 1989, Eriksson et al. 1995, Hake et al. 2005), as have effects linked to freshwater acidification and reduced availability of prey fish (e.g. Eriksson et al. 1992, Eriksson 1994.). In this study, we compared the breeding success of Black-throated Diver pairs breeding inside and outside bird sanctuaries at Lake Fegen-Svansjöarna (57°10'N, 13°05'O, 24.7 km²) and Lake Sottern (59°00'N, 15°30'O, 26.8 km²), Sweden, each with a population of 15–20 pairs.

At Lake Fegen-Svansjöarna, a system of bird sanctuaries was established in 1980. The water-level is regulated, with an amplitude of 1.75 m, for hydro-power production purposes. In 1997–2000, a test to control for a constant water-level during

the period 1 May – 15 June was done (Hake et al. 2005). At Lake Sottern, a bird sanctuary was established for an area in the western part of the lake in 1997.

Methods

The lakes were surveyed at least three times (often more) during the period May–July. Presence of adult birds and chicks was recorded, as were observations of nests and incubating birds. We measured breeding success as “the mean number of large (half-grown to fledged) chicks per resident pair”; a resident pair being confirmed if present in a territory and recorded on at least two occasions with an intervening time of two weeks or more during May–July (e.g. Hake et al. 2005, for details). For Lake Fegen-Svansjöarna, the date of incubation start was assessed with the Mayfield method, setting this to the middle date between two successive observations (Beintema 1996, for details).

Results and discussion

Lake Fegen-Svansjöarna

The average breeding success was higher inside the bird sanctuaries, 0.51 large chicks per pair per year for 1984, 1983, 1984, 1997, 1998, 1999 and 2000, compared to 0.27 outside the sanctuaries (data from Table 1), although the result was not supported by statistical significance (Mann-Whitney U tests and Wilcoxon signed ranks test). Differences in breeding success inside and outside the sanctuaries were not related to the fluctuations in water-level during the incubation period. For the pairs breeding outside the sanctuaries, however, the average breeding success was higher in 1997–2000, 0.37 large chicks per pair and year, when the water-level was controlled at a certain level during May and early June, compared with 0.07 in 1983–1984, without any control (Table 1, Mann-Whitney U test, $P = 0.13$). No such difference was recorded for the pairs breeding inside the sanctuaries. Breeding attempts were not initiated at different dates inside and outside the sanctuaries (Table 2).

Lake Sottern

Average breeding success was higher inside than outside the bird sanctuary, 0.39 and 0.25 chicks per pair and inside, respectively, although not statistically significant (Table 3, $P = 0.20$, Wilcoxon

signed ranks test), and only for four out of nine study years the breeding success was higher inside the bird sanctuary. Taking the lake as a whole, breeding success before the bird sanctuary was established in 1997 was 0.24 large chicks per pair and year as concluded from surveys done in 11 breeding seasons during 1972–1996 (Andersson et al. 1980, Pettersson 1985, Larsson & Pettersson 1994) compared to 0.27 for the period 1997–2005 (Mann-Whitney U test, $P = 0.54$).

Conclusions and recommendations

For both lakes, the average breeding success was higher inside than outside the bird sanctuaries, although the trends were not supported by statistical significance except for single years. However, weighting the results from the two lakes together in a generalised linear mixed model, with “protection status” (i.e. breeding inside or outside the bird sanctuary) as a fixed factor, and “year” and “lake” as random factors, indicated an overall positive effect on the production of young ($P = 0.08$, see Appendix for details). For Lake Vänern, Landgren & Landgren (2001) judged that the breeding success was higher for Black-throated Diver pairs breeding inside the bird sanctuaries, with reference to field surveys 1993–2000.

The different experiences from various lakes and lake systems may lead to questions whether there are any need or justifications for the bird sanctuaries. We must emphasise that no results opposite the expected positive trends have been obtained and there are no indications that the bird sanctuaries should be contra-productive with reference to the expected nature conservation benefit. Further, at most fresh-water lakes, occurrence of Black-throated Diver is not the only justification for sanctuaries, but also other species such as Osprey, gulls and terns, and in single cases also White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* have been considered. Overall, the information on effects of bird sanctuaries is still limited. Data from more lakes and species, as well as from more years from the lakes now investigated, would be valuable.

Also, the reasons for the lack of clear positive effects in this study should be better understood, e.g. with reference of obedience of the restrictions in public access. Single cases of trespass were recorded every year during the field work at Lake Fegen-Svansjöarna. Anecdotal information also indicates that individual birds and pairs may get accustomed to disturbances and be less inclined

to leave the nests unattended (and leave it open for predators).

To enhance the breeding success for Black-throated Divers at fresh-water lakes, we recommend the following measures to be prioritised:

1. Primarily to control for a constant water-level during the incubation period (Hake et al. 2005), with reference to previous recommendations of a raise of a maximum of a few centimetres and a fall of 20–30 cm (Götmark et al. 1988).
2. Bird sanctuaries with restricted public access may provide an additional benefit at lakes frequently used for out-door recreation.
3. At lakes with existing systems of bird sanctuaries, better information in order to increase the acceptance of the sanctuaries may be considered, e.g. with sign-posting and active information by rangers, camping site keepers, canoe and boat rentals etc. Unfortunately, this presumably has to be combined with more effective warden-ing and more stiff penalties for trespassers.

Appendix: Statistisk modell för att jämföra unproduktionen innanför och utanför fågelskyddsområdena, med data för alla år och de båda sjöarna sammanvägda.

En sammanvägning av hela materialet från båda sjöarna gjordes med en s.k. ”generalised linear mixed model”, med ”skydd” (häckning innanför eller utanför fågelskyddsområde) som en s.k. fix faktor samt ”år” och ”sjö” som s.k. stokastiska faktorer. Analysen gjordes med PROC GLIMMIX i SAS 9.1.3 (se <http://support.sas.com/rnd/app/da/glimmix.html>), med poissonfördelning och s.k. Satterthwaite-approximering av antalet frihetsgrader ($F = 3,59$, $df = 1,16, 42$, $P = 0,08$).

Statistical model for the comparison of the production of young inside and outside the bird sanctuaries, with data from both lakes and all years weighted together.

The results from the two lakes were weighted together in a generalised linear mixed model, with “protection status” (i.e. breeding inside or outside a bird sanctuary) as a fixed factor, and “year” and “lake” as random factors. The analysis was done with PROC GLIMMIX i SAS 9.1.3 (se <http://support.sas.com/rnd/app/da/glimmix.html>), with Poisson distribution and Satterthwaite-based degrees of freedom ($F = 3,59$, $df = 1,16, 42$, $P = 0,08$).

Populationsutveckling och häckningsframgång för brunand *Aythya ferina* vid Angarnsjöängen, Uppland, 1995–2005

*Population development and breeding success of Pochard *Aythya ferina* at Angarnsjöängen, Uppland, in 1995–2005*

SVANTE SÖDERHOLM

Abstract

Abundance of wildfowl has been censused annually since 1978 at Angarnsjöängen, a shallow formerly drained eutrophic lake near Stockholm, Sweden. It was extensively restored 1992–1993. Breeding success has been monitored since 1995. Here breeding data on Pochard *Aythya ferina*, collected 1995–2005, are presented. The population showed large fluctuations between 1978 and 2005 and they were not related to the status of the lake. The population varied between 2 and 14 breeding pairs. In four of the eleven years no broods were observed. It is suggested that the main causes for an absence of reproductive success are water level and/or lack of nesting sites. Mean brood size per suc-

cessful pair was 5.6 pulli, similar to that in Central Europe. Breeding success (number of broods or pulli per breeding pair) was not related to the number of breeding pairs. Mean brood size was positively correlated with breeding success, but mean brood size was not related to the number of breeding pairs, neither was there a correlation between the total production of pulli and the number of breeding pairs.

*Svante Söderholm, Riddargatan 78,
SE-114 57 Stockholm, Sweden.
E-mail: svante.soderholm@spray.se*

Received 24 November 2004, Accepted 20 September 2005, Editor: T. Pärt

Sedan 1978 har våtmarksfågelfaunan vid Angarnsjöängen årligen inventerats. När inventeringarna inleddes var huvudmålet att få tillförlitliga uppgifter inför den restaurering av sjöängen som då diskuterats sedan flera år. Ett restaureringsförsök gjordes 1984–1985, men genom att inventeringarna fortsatte även efter detta försök framgick det tydligt att restaureringsförsöket var misslyckat. Igenväxningen kom att öka ytterligare och dessutom ske snabbare. Denna kunskap om vikten av att följa upp en restaurering samt en önskan om att utvärdera de långsiktiga effekterna av en restaurering gjorde att inventeringsserien fortsatte även efter den omfattande restaureringen 1992–1993. Inventeringsserien har visat att denna restaurering, d.v.s. de åtgärder som tillgreps, hade en positiv effekt på fågelfaunan (Söderholm & Eriksson 1999, Larsson & Welander 2003). Från och med 1995 utökades inventeringsarbetet genom en uppföljning av häckningsresultatet för framför allt änder. Det primära målet var att få bättre kunskap om sjöängens status som häckfågellokal.

I detta arbete presenteras uppgifter rörande brunandens populationsutveckling vid Angarnsjö-

ängen 1978–2005 samt uppgifter rörande kullstorlek och häckningsframgång 1995–2005. Endast ett fåtal tidigare studier har undersökt brunandens häckningsframgång och de mest utförliga är från Mellaneuropa, d.v.s. Tjeckoslovakien och södra Tyskland (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969, Cramp & Simmons 1977, Havlín 1966a, 1966b, 1966c, 1972, Bezzel 1969). Det finns även uppgifter från Lettland (Blums et al. 1993, Dugger & Blums 2001).

Metoder

Angarnsjöängen är en grund eutrof slättsjö som varit föremål för flera sjösänkningar. Dess areal är c. 110 ha. Lokalen är belägen 25 km NO om Stockholm (59° 33' N, 18° 10' O). Runt sjöängen finns idag en mängd olika biotoper; betade strandängar, åkrar, beteshagar, några lövskogsdungar och brukad barrskog med varierande inslag av lövskog. Målet för den omfattande restaureringen 1992–1993 var att återskapa ett tidigt successionsstadium och att skapa förutsättningar för att bibehålla detta. Till följd av detta är vattenståndet idag

reglerat, så att översvämnings skapas under vår och höst med tillhörande uppkomst av en blå bård. Den ideala vattenståndsväxningen är satt till 1,2 m. Utförliga uppgifter om restaureringen och lokalen finns bl.a. i Söderholm & Eriksson (1999) och Larsson & Welander (2003).

Sedan inventeringen av sjöfåglar inleddes 1978 har den skett enligt samma riktlinjer. Målet har varit att inventera hela sjöängen, under en dag, minst en gång per vecka. I början var inventeringsperioden från senare delen av april till slutet av första veckan i juni. Sedan mitten av 1990-talet har inventeringarna inletts tidigare, runt ett veckoslut i mitten av april. Orsaken till detta är att en del arter under inventeringsserien visat en tendens att påbörja häckningen tidigare och att en tidigare inventeringsstart varit önskvärd för att få goda inventeringsuppgifter.

Det inventeringstillfälle som utgjorde basen för uppskattningen av antalet häckande par ett visst år valdes i efterhand varje år från den samlade bilden av artens utbredning under inventeringssäsongen. Antalet häckande par har getts av antalet observerade honor vid detta inventeringstillfälle. Mestadels gav en analys av inventeringsresultaten en mycket god bild av när rastande eller icke-häckande fåglar lämnade sjöängen och/eller när honorna lagt sig på ägg ett visst år. Många år har ytterligare stöd för valet av datum erhållits av observationer av nykläckta eller relativt nykläckta kullar, vilket gjort det möjligt att beräkna när ruvning och äggläggning inletts (för inventeringsmetodiken se även Söderholm & Eriksson 1999).

Den använda inventeringsmetodiken gör att det finns en osäkerhet i det bedömda antalet par. Min uppfattning är att osäkerheten i uppskattningen av antalet häckande par inte varierat nämnvärt under inventeringsserien. Den grundar sig på att stickprov utförts på inventeringsuppgifterna, sedan inventeringsarbetet utökades för att erhålla information om häckningsresultatet, och dessa visar att bedömningen av antalet häckande par endast i ringa omfattning påverkas om hänsyn tas till när kullar observerats eller inte, för år med mer än 6 par var skillnaden inget eller ett par.

Häckande par kommer i fortsättningen att ange det från inventeringsresultaten bedömda antalet häckande par, d.v.s. antalet observerade honor det för året valda datumet. Kjell Eriksson genomförde inventeringarna av sjöfågel 1978–1994 och sedan 1995 har dessa gjorts av författaren.

Sedan inventeringsarbetet utvidgades 1995 har besök i juni och juli varit främst inriktade på att erhålla uppgifter om kullstorlekar, häck-

ningsframgång och liknande. Under perioden 1995–1999 var antalet besök i juni 5–6. Perioden 2000–2005 var antalet besök minst 10, frånsett år 2000 och 2002 då antalet besök var 8 respektive 6. Besöken har i stort sett varit jämt fördelade över månaden (frånsett 1995 då sjöängen besöktes vid tre tillfällen i tät följd i början av månaden och därefter ytterligare två gånger med två veckors mellanrum, och 2002 då det sista besöket under månaden gjordes 16 juni). Situationen är snarlik när det gäller juli. Då har lokalen 1995–1998 besökts 3–5 gånger under månaden. Dessa besök skedde företrädesvis under månadens två första och sista vecka. Under juli månad 1999–2002 var antalet besök 6–8 och relativt jämt fördelade över månaden. År 2003–2005 var antalet besök fler än 10. Inventeringsuppgifterna visar att mediandatum för observation av årets första brunandskull är 19 juni (7–25 juni) och att de övriga kullarna observerats inom 2–3 veckor vilket innebär att inventeringsinsatsen torde ha varit tillräcklig för att få en mycket god bild av brunandens häckningsframgång i Angarnsjöängen.

Kullstorleken anges som antalet pulli i kullen när den observerades för första gången, inom en dryg vecka efter att de kläckts. Flygga ungar kunde inte noteras eftersom de flygga eller i det närmaste flygga ungarna ofta var utspridda över ett stort område och därigenom svåra och tidskrävande att observera. Dessutom lämnar de flesta brunänderna sjöängen i samband med att de blivit flygga vilket gör det svårt att avgöra om en unge blivit flygg eller om den avlidit.

Risken att samtliga kullar inte upptäckts bedöms som mycket låg. Orsaken till detta är att arten inte hävdar revir vilket gör att kullarna tenderar att ansamlas på och kring de större klarvattenytorna och därigenom blir de lätta att observera.

En annan tänkbar felkälla är att kullar dubbelräknats eller felaktigt bedömts vara en tidigare observerad kull. Mot att så skett talar faktumet att några år har situationen varit sådan under senare delen av sommaren att samtliga kullar setts samtidigt, d.v.s. antalet som noterats vid detta besök har varit i överensstämmelse med det tidigare erhållna antalet kullar (givetvis har då flertalet kullar varit decimerade).

Kullstorleken är troligtvis behäftad med en större osäkerhet i och med att kullarna haft en varierande ålder första gången de observerats och det är känt att dödligheten i späda ålder inte är försumbar (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). En annan faktor i sammanhanget är svårigheten att observera samtliga ungar i kullen, främst när kullen

Tabell 1. Årsvis sammanställning över antalet häckande par, antalet kullar, genomsnittlig kullstorlek med standardavvikelse, intervall för kullstorleken, totalt antal pulli och häckningsframgång uttryckt som kullar per par och pulli per par.

Annual compilation of number of breeding pairs, number of broods, mean brood size with standard deviation, brood size range, total number of pulli, and breeding success expressed as broods per pair and pulli per pair.

År <i>Year</i>	Antal par <i>Number of pairs</i>	Antal kullar <i>Number of broods</i>	Genomsnittlig kullstorlek±SD <i>Mean brood size±SD</i>	Kullstorleksintervall <i>Brood size range</i>	Totalt antal pulli <i>Total number of pulli</i>	Häckningsframgång <i>Breeding success</i>
1995	8	5	5,6±3,2	1–10	28	0,63; 3,5
1996	10	9	5,6±1,9	3–8	50	0,90; 5,0
1997	14	6	3,8±1,7	3–6	23	0,43; 1,6
1998	7	7	6,4±1,3	5–8	46	1,00; 6,4
1999*	9	8	5,9±2,9	2–11/12	47–48	0,89; 5,3
2000	9	0	-	-	0	0; 0
2001	6	0	-	-	0	0; 0
2002	6	5	6,0±2,7	2–9	30	0,83; 5,0
2003	3	0	-	-	0	0; 0
2004	4	0	-	-	0	0; 0
2005	2	1	5,0	5	5	0,50; 2,5
Totalt	78	41	5,6±2,3	1–11/12	229–230	0,53; 2,9

* Storleken för en kull kunde inte fastställas 1999, den innehöll 11–12 pulli. I beräkningar har medelvärdet 11,5 använts. *The size of one brood could not be determined in 1999, it consisted of 11–12 pulli. In the calculations the mean value 11.5 has been used.*

helt eller delvis håller till vid högvuxen vegetation samt när ungarna håller sig tätt ihop så att kullen utgör en ”klump”. Denna felkälla torde dock ha liten inverkan på resultaten som presenteras i och med att för endast en av 41 kullar har antalet pulli inte kunnat bestämmas när kullen sågs första gången.

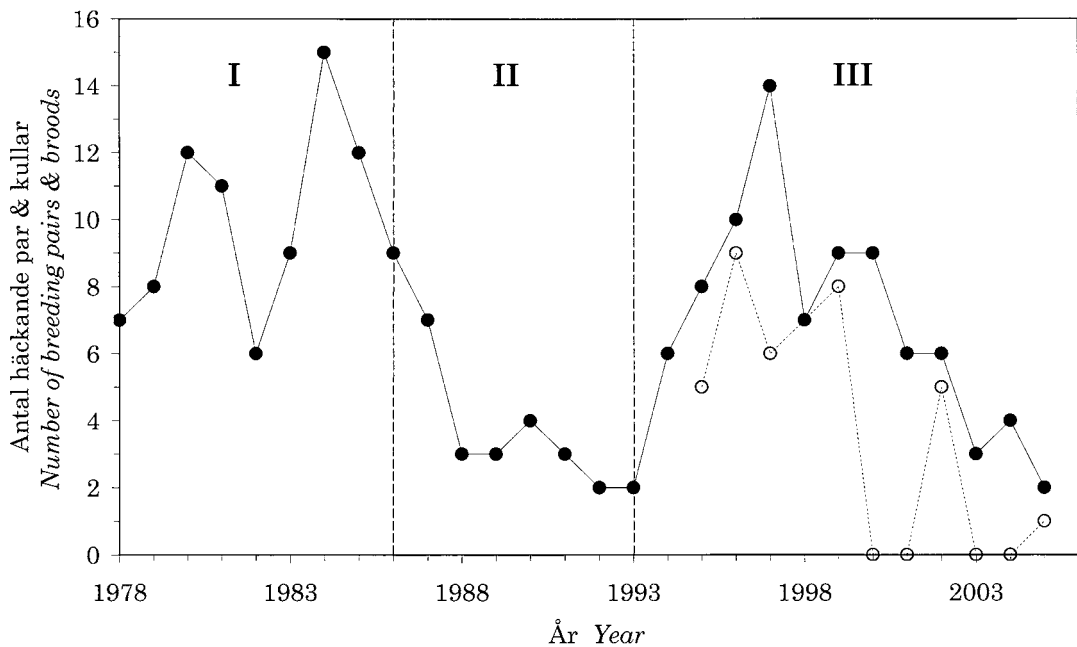
Resultat

Antalet häckande par av brunand i Angarnsjöängens under inventeringsperioden 1978–2005 redovisas i Figur 1. Inventeringsuppgifterna från Angarnsjöängens kan delas in i tre tidsperioder, vilka återspeglar sjöängens tillstånd som häckfågellokal för brunand och flertalet av de andra häckande andararterna (Figur 1). Under period I varierade antalet par av brunand men det finns ingen trend i uppgifterna. Period II utmärktes av att antalet häckande par minskade snabbt innan det planade ut på en låg nivå. Den innevarande perioden (III) inleddes i och med att sjöängens restaurerades. Efter den initiala ökningen varierade antalet ett antal år utan en klar trend. De senaste åren uppvisar dock populationen en avtagande trend. Över hela perioden finns ingen signifikant trend (Spearman rank korrelation $r_s = -0,35$; $n = 11$; $P = 0,24$).

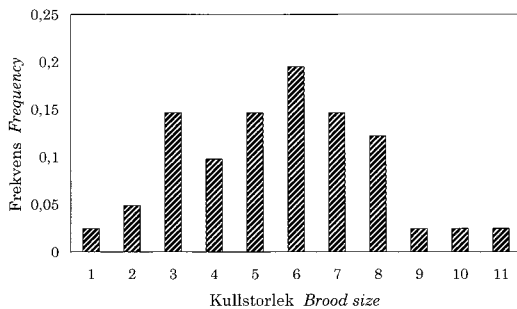
I Tabell 1 redovisas häckningsbiologiska uppgifter för brunand vid Angarnsjöängens under perioden 1995–2005. Av den framgår att häckningsframgången varierat avsevärt under undersökningsperioden. Totalt har 53% av paren fått fram en kull. Det årsvisa medelvärdet är 47%. Fem år får den anses ha varit god till mycket god då mellan 63% och 100% av de häckande paren fått fram en kull, men den har varit usel under fyra år då inget par producerade en kull. Två år var häckningsframgången måttlig, 43% och 50% av paren fick fram en kull.

Antalet producerade kullar var positivt korrelerat till antalet häckande par (Korrelation: $r_s = 0,62$; $n = 11$; $P = 0,044$). I och med att antalet häckande par uppvisar en avtagande trend under perioden 1995–2005 (Figur 1; Korrelation: $r_s = -0,84$; $n = 11$; $P = 0,0012$) har också antalet producerade kullar minskat (Korrelation: $r_s = -0,66$; $n = 11$; $P = 0,028$). Minskningen framträder tydligt de senaste sex åren, endast två av dessa år har kullar producerats. Antalet häckande par dessa år avviker dock inte från antalet par de år när kullar observerats (Mann-Whitney U test: $n_1 = 7$; $n_2 = 4$; $U = 20$; $P = 0,32$).

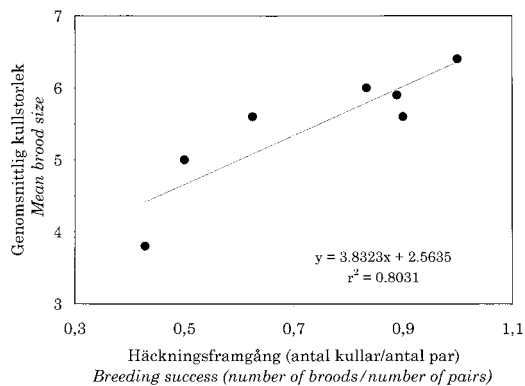
För framgångsrika par var den genomsnittliga kullstorleken $5,6 \pm 2,3$ pulli (medelvärde ± standardavvikelse, $n = 41$) och kullstorleken varierade



Figur 1. Antalet häckande par per år (●) och antalet kullar (◦) av brunand 1978–2005 vid Angarnsjöängen. Romerska siffror och streckade vertikala linjer anger ungefärliga gränser för de tidsperioder som inventeringsresultaten kan indelas i. Annual number of breeding pairs (●) and number of broods (◦) of Pochard at Angarnsjöängen 1978–2005. Roman numerals and dashed vertical lines show roughly the different periods the census result can be divided into.



Figur 2. Frekvensdiagram för kullstorleken, små pulli, hos brunand vid Angarnsjöängen. Frequency distribution of brood size, small pulli, for Pochard at Angarnsjöängen.



Figur 3. Förhållandet mellan genomsnittlig kullstorlek och häckningsframgång för brunand. Häckningsframgång är uttryckt som antalet kullar per antalet häckande par (Linjär regression: $r=0,88$; $F=17,11$; $P=0,0090$). Relationship between mean brood size and breeding success of Pochard. Breeding success is expressed as number of broods per number of breeding pairs.

mellan 1 och ca. 11 pulli när ungarna var nykläckta. Kullstorleken för lyckade häckningar varierade inte signifikant mellan åren (Kruskal-Wallis test: $df=6$; $P=0,35$). Frekvensen för de olika kullstorlekarna återfinns i Figur 2. Den mest frekventa kullstorleken är 6 pulli och nästan 60% av kullarna återfinns i intervallet 4–7 pulli (nedre kvartil 4 pulli, övre 7 pulli).

Den genomsnittliga kullstorleken för framgångsrika par var större de år häckningsframgången var högre, d.v.s. kvoten antalet kullar/antalet häckande par var större (Korrelation: $r_s=0,81$; $n=7$; $P=0,027$); se Figur 3. Men den genomsnittliga kullstorleken visar ingen trend över åren (Korrelation: $r_s=0,16$; $n=7$; $P=0,73$). Kullstorleken beror inte heller av antalet häckande par (Korrelation: $r_s=-0,36$; $n=7$; $P=0,43$). I enlighet med det negativa sambandet mellan genomsnittlig kullstorlek och antalet häckande par var det totala antalet pulli ej signifikant korrelerat till antalet par (Korrelation: $r_s=0,50$; $n=11$; $P=0,11$). Häckningsframgången påverkades inte av antalet häckande par (Korrelation kullar/par – par: $r_s=0,35$; $n=11$; $P=0,29$. pulli/par – par: $r_s=0,38$; $n=11$; $P=0,29$).

Diskussion

Populationsförändringar

Brunandens populationsutveckling har skiftat avsevärt under åren och uppvisar en avtagande trend under de senaste åren (Figur 1), och på ett liknande sätt har antalet producerade kullar och totala antalet producerade ungar minskat (Tabell 1). Häckningsframgången har varit mycket dålig en del år. Men resultaten visar att den genomsnittliga kullstorleken hos framgångsrika häckande par inte har minskat under undersökningsperioden. Kullstorleken är däremot positivt kopplad till häckningsframgången (d.v.s. antalet kullar/antalet häckande par). Nedan diskuteras populationsutvecklingen i förhållande till hur sjöängen påverkats av igenväxning och restaurering. Häckningsframgången i relation till förekomst av boplatser (d.v.s. vattenstånd och vegetationens beskaffenhet) och föda. Den vid Angarnsjöängen funna kullstorleken jämförs med uppgifter från mellersta Europa och Baltikum.

I grova drag kan brunandens populationsutveckling vid Angarnsjöängen relateras till sjöängens tillstånd och tillhörande lämplighet som häckplats för änder. Från inventeringens start till mitten–senare delen av 1980-talet varierade antalet par av brunand men det finns ingen trend (Period I). Sedan medförde den accelerande igen-

växningen att sjöängen snabbt försämrades som häckningslokal för änder (Söderholm & Eriksson 1999), vilket ledde till att antalet häckande par av brunand minskade snabbt innan det planade ut på en låg nivå (Period II). I och med att sjöängen restaurerades kom populationen initialt att snabbt öka. Därefter varierade antalet par ett antal år utan en klar trend innan den pågående avtagande trenden inleddes omkring år 2001 (Period III).

Men denna bild förklarar inte de relativt stora variationerna kring en stabil nivå under tidsperiod I och under den inledande delen av period III. Även när populationen stabiliserats på en låg nivå under period II finns det relativt sett variationer av samma storleksordning. Tendensen till en minskande population de senaste åren uppkommer genom att ingen återhämtning sker efter 2001 och 2002, till skillnad från tidigare under period I och III (d.v.s. när sjöängen varit en lämplig häcklokal för änder) när en tillfällig minskning följts av en uppgång.

Det låga antalet häckande par 2003, i förhållande till tidigare år efter restaureringen, var inte unik för brunand då samtliga häckande dykandsarter minskade rejält från 2002 till 2003 i Angarnsjöängen (Söderholm & Eriksson 2004). Den kraftiga minskningen berodde troligen i stor utsträckning på näringsbrist under våren och häckningssäsongen 2003. Den förmodade orsaken till den var att sjöängen vintern 2002–2003 var i det närmaste bottenfrusen (Söderholm & Eriksson 2004). Den förmodade näringsbristen påverkade inte simandsarterna, som i högre utsträckning livnär sig på vegetabilisk föda (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969, Cramp & Simmons 1977). Utgående från iakttagelser gällande vegetationen i Angarnsjöängen förefaller det troligt att det låga antalet häckande par av brunand, och även vigg *Aythya fuligula*, 2004 till viss del berodde på avsaknaden av lämpliga boplatser. Stöd för detta ges av att den i bohål häckande knipans *Bucephala clangula* population hade fullständigt återhämtat sig 2004 till skillnad från brunand och vigg. Den fortsatt nedgående trenden för brunand beror troligen inte på att sjöängen generellt försämrats som häcklokal för änder, även om en viss igenväxning ägt rum sedan restaureringen. Stöd för detta antagande ges av att brunand i större utsträckning än de andra häckande dykandsarterna livnär sig på vegetabilisk föda (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969), och att simänderna, som i stor utsträckning livnär sig på vegetabilisk föda, inte minskat. Ytterligare stöd ges av att de biotopmässigt krävande arterna skedand *Anas clypeata* och årta *Anas*

querquedula, som befunnits vara de arter som först minskar och försvinner när biotopen försämras (Sjöberg & Danell 1996), inte påverkats. För skedand finns ingen trend i uppgifterna och för årta förefaller populationen ha stabiliserats på en något lägre nivå än under slutet av 1990-talet. Så orsaken till brunandens nedåtgående trend får troligen sökas utanför sjöängen.

Tyvärr är det inte möjligt att få kännedom om i vilken mån de långsiktiga trenderna eller fluktuationerna vid Angarnsjöängen återspeglar förhållandena för hela den svenska populationen, då den Svenska häckfågelinventeringens databas innehåller för få årliga uppgifter om brunand (Lindström & Svensson 2003). Inte heller är den svenska delen av den Internationella sjöfågelinventeringen till någon hjälp då resultatet påverkas kraftigt av om vintern är sträng eller mild. Vidare har huvuddelen av de noterade brunänderna funnits på ett fåtal lokaler i Blekinge vilket gör att närvaron/frånvaron av dessa stora flockar kraftigt påverkar inventeringsresultatet (Nilsson 2004).

Häckningsframgång

Att häckningsframgången varierat avsevärt mellan åren i Angarnsjöängen beror i stor utsträckning på att inga kullar kläckts under vissa år. Materialet från Angarnsjöängen tillsammans med litteraturuppgifter indikerar att förutom den ovan diskuterade näringsbristen p.g.a. bottenfrysning har vattenstånd och vegetationens beskaffenhet påverkat häckningsframgången, d.v.s. medfört att inga kullar producerats flera år eller t.o.m. medfört att häckning inte ens inletts även om artens uppträdande i sjöängen antydde detta. Att dessa faktorer spelar en stor roll i sammanhanget beror på brunandens val av boplatser; nästan 70% av bona placeras i vegetation så att de omges av vatten (Havlin 1966c). Av bon rapporterade i Havlin (1966c) var 48% placerade i starttuvor, 11% i gröe (*Glyceria* sp.) och 20% i bladvass. Boets placering gör att ett ogynnsamt vattenstånd under perioden för äggläggning eller ruvning kan leda till att bon dränks (eller torrläggs) eller att häckning inte inleds eftersom lämpliga boplatser ligger under vatten. Att häckningsresultatet kan variera avsevärt på grund av vattenstånd och/eller dess fluktuationer har beskrivits av Havlin (1966b, c). Havlin (1966a) har även beskrivit att vegetationens beskaffenhet kan påverka häckningsresultatet, samt att häckningen fördröjs vid högt vattenstånd, i och med att lämpliga boplatser saknas och vegetationen inte är tillräckligt tät och kraftig. Boets placering gjorde att

den näst främsta orsaken till att häckningar misslyckades var att boet dränktes (bon omgivna av vatten 26%; för samtliga bon 18%; Havlin 1966b, c). Den främsta orsaken till misslyckade häckningar var att boet övergavs innan äggkullen var fullagd (bon omgivna av vatten 36%; för samtliga bon 43%) utan någon synbar anledning (Havlin 1966b, c).

Att ett ogynnsamt vattenstånd och/eller vegetationens beskaffenhet till stor del kan förklara att inga kullar kläckts i Angarnsjöängen år 1999, 2000 och 2004 visar följande iakttagelser. År 2000 reglerades vattenståndet utgående från felaktiga premisser vilket ledde till att vattenståndet var mycket högt under våren och försommaren. Vattenståndet var uppskattningsvis 40–50 cm högre än det ideala enligt vattendomen, vilket medförde att lämpliga boplatser saknades eftersom de låg under vattnet. Situationen för arten förvärrades ytterligare av en snabb sänkning av vattenståndet från mitten av maj till senare delen av juni, d.v.s. under tiden för äggläggning och/eller ruvning, vilket kan ha medfört att bon övergavs och/eller plundrades då de inte längre var skyddade av omgivande vatten. Det följande året, 2001, fluktuerade vattenståndet kraftigt och snabbt under samma period i maj–juni. Det sjönk snabbt i två omgångar till följd av avtappning och däremellan steg det snabbt en gång. Det långt ifrån ideala förhållandet i fråga om vattenståndet som rådde detta år har antagits vara orsaken till ett överlag dåligt häckningsresultat det året (Söderholm & Eriksson 2002). Vårvintern 2004 framgick det att den glesa och kläna fjolårsvassen i stor utsträckning låg ned eller hade brutits av. Detta år dröjde det även innan bestånden av jättegröe växte upp och blev täta, vilket skedde först från början–mitten av juni, varför avsaknaden av lämplig vegetation att placera bon i var stor.

Häckningsframgången vid Angarnsjöängen, totalt 53% lyckade häckningar och ett årsvisst medelvärde om 47%, skiljer sig inte nämnvärt från uppgifter inhämtade i andra delar av Europa. Den genomsnittliga häckningsframgången var 65% i Tjeckoslovakien. Under fyra år varierade den mellan 57% och 85% (Havlin 1972) och ett femte år var häckningsframgången sämre, 37%, p.g.a. högt vattenstånd och brist på lämplig vegetation att placera boet i (Havlin 1972). I södra Tyskland var andelen lyckade häckningar 41% (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). Uppgifter från Lettland (Blums et al. 1993, Dugger & Blums 2001) visar att den årliga variationen i häckningsframgång varierar avsevärt där, överlag var resultatet gott (c. 60–85%)

men är med dåligt resultat (c. 40 %) uppträder regelmässigt. Brunandens nära släkting, svartnåb-bad brunand *Aythya valisineria*, uppvisar också stora årliga variationer i häckningsframgång (Serie et al. 1992). Tre av sju år var häckningsframgången god, 50–72 %, och relativt låg till låg fyra år, 0–29 %. Den låga häckningsframgången var i detta fall kopplad till torra.

Kullstorlek

Även om de största observerade brunandskullarna vid Angarnsjöängen är mindre än den maximala äggkullen som en hona kan producera, 13–14 ägg (Havlin 1966a, Bauer & Glutz von Blotzheim 1969) är det mycket möjligt att en del kullar härrör från ägg lagda av två eller flera honor. Denna förmodan baseras på att i 10–20 % av äggkullarna som undersöktes i mellersta Europa fanns det ägg som bedömdes ha lagts av en främmande hona (Havlin 1966a, Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). I föreliggande arbete har inga försök gjorts att korrigera kullstorlekarna för detta fenomen, då dylika kullar inte kan identifieras med den använda metodiken och dessutom förefaller andelen parasiterade kullar variera med populationens täthet.

Den vid Angarnsjöängen funna kullstorleken (5,6 pulli) är mindre än antalet ägg i fullagda kullar i Tjeckoslovakien och södra Tyskland, 8,09 och 8,52 ägg (Havlin 1966a, Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). En undersökning i Lettland gav en genomsnittlig kullstorlek om 7,6 ägg (Dugger & Blums 2001), dock från endast två säsonger. Skillnaden mellan de rapporterade äggkullarnas storlek och den funna kullstorleken vid Angarnsjöängen är i god överensstämmelse om man beaktar hur många ägg som i genomsnitt inte kläcks i en fullagd kull. Havlin (1972) har redovisat att i genomsnitt kläcks inte 2,5 ägg i varje äggkull som leder till en lyckad häckning. I södra Tyskland har man funnit en genomsnittlig kullstorlek om 6,5 nykläckta pulli. Dödligheten i späda ålder är dock stor. När ungarna är en vecka gamla är kullstorleken 5,4 pulli och efter ytterligare en vecka har den reducerats till 5,3 pulli (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). Värden från Tjeckoslovakien (ett annat område än det som använts av Havlin 1966a, b, c, 1972) ger en större kullstorlek: 8,77 ägg; 6,4 pulli en vecka gamla; 6,1 pulli två veckor gamla (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). En stor del av skillnaden kan tillskrivas att i denna undersökning från Tjeckoslovakien behandlades kullar större än den maximala kullstorleken som om det kläckts av en hona. I Lettland utgjordes

den nykläckta kullen av 6,6 pulli (Blums et al. 1997). Detta värde är dock inte helt jämförbart med värdena från de andra undersökningarna i och med att materialet utgjordes endast av honor som häckade första gången när de var ett eller två år gamla.

Med tanke på att kullarna när de observerades för första gången i Angarnsjöängen oftast var omkring några dagar till en vecka gamla så föreligger det ingen skillnad i kullstorlek mellan Angarnsjöängen och de andra områdena varifrån uppgifter om kullstorlek föreligger.

Resultaten som presenterats gällande kullstorlek och hur den påverkas av olika faktorer visade att det enda sambandet som framträdde var att den genomsnittliga kullstorleken hos framgångsrika par var högre under år med god än under år med dålig häckningsframgång. Det tycks därför som om bra år påverkar både sannolikheten att producera en kull och att producera en stor kull. De gjorda jämförelserna med publicerade uppgifter om häckningsframgång och kullstorlek visar att det inte föreligger några nämnvärda skillnader i brunandens reproduktionsförmåga mellan mellersta Sverige, Mellaneuropa och Baltikum.

Tack

Jag tackar Kjell Eriksson för att han startade de årliga inventeringarna av Angarnsjöängen och inte minst under många år genomförde större delen av arbetet – utan Kjells insatser hade det inte varit möjligt att följa brunandens populationsutveckling och jag hade knappast kommit att studera artens häckningsframgång.

Referenser

- Bauer, K.M., & Glutz von Blotzheim, U.N. 1969. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 3. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Bezzel, E. 1969. *Die Tafelente*. Die neue Brehm Bücherei, Wittenberg-Lutherstadt.
- Blums, P., Bauga, I., Leja, P. & Mednis, A. 1993. Breeding population of ducks on Engure Lake, Latvia, for 35 years. *Ring* 15: 165–169.
- Blums, P., Hepp, G.R. & Mednis, A. 1997. Age-specific reproduction in three species of European ducks. *Auk* 114: 737–747.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1977. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.
- Dugger, B.D. & Blums, P. 2001. Effect of conspecific brood parasitism on host fitness for Tufted Duck and Common Pochard. *Auk* 118: 717–726.

- Havlin, J. 1966a. Breeding season and clutch size in the European Pochard, *Aythya ferina*, and the Tufted Duck, *A. fuligula*, in Czechoslovakia. *Zool. listy* 15: 175–189.
- Havlin, J. 1966b. Breeding success of the Pochard and the Tufted Duck in Czechoslovakia. *Bird Study* 13: 306–310.
- Havlin, J. 1966c. Nest sites of the European Pochard (*Aythya ferina*) and the Tufted Duck (*A. fuligula*) in Czechoslovakia. *Zool. listy* 15: 333–344.
- Havlin, J. 1972. Differences in the Breeding Success of the Pochard (*Aythya ferina*) and the Tufted Duck (*Aythya fuligula*). *Zool. listy* 21: 85–95.
- Larsson, T. & Welander, B. 2003. Angarnsjöängen om grävning och dämning som restaureringsmetod. *Vår Fågelvärld* 62(6): 15–21.
- Lindström, Å & Svensson, S. 2004. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2003. Ekologiska institutionen, Lunds Universitet, Lund, Sverige. Se även <http://www.biol.lu.se/zoekologi/birdmonitoring>
- Nilsson, L. 2004. *Internationella sjöfågelinventeringarna i Sverige 2002/2003*. Ekologiska institutionen, Lunds Universitet, Lund, Sverige. Se även <http://www.biol.lu.se/zoekologi/waterfowl/index.htm>
- Serie, J.R., Trauger, D.L. & Austin, J.E. 1992. Influence of age and selected environmental factors on reproductive performance of Canvasbacks. *J. Wildl. Manage.* 56: 546–556.
- Sjöberg, K. & Danell, K. 1996. Konsten att skapa och sköta våtmarker. *Vår Fågelvärld* 55(3): 23–25.
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 1999. Inventering av häckande simänder vid Angarnsjöängen 1978–1998 och sjörestaureringens inverkan på resultatet. *Ornis Svecica* 9: 187–200.
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 2002. Våtmarksfågelinventeringen vid Angarnsjöängen 2001 – ett år med dåligt häckningsresultat. *Fåglar i Stockholmstrakten* 31(2): 37–48.
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 2004. Inventering av våtmarksfågelfaunan vid Angarnsjöängen 2003 – dykänderna minskade kraftigt. *Fåglar i Stockholmstrakten* 33(1): 21–31.

Summary

Wetland bird species were surveyed in 1978–2005 at the 110 ha large eutrophic lake Angarnsjöängen 25 km northeast of Stockholm. In the 1970s, the conditions for waterfowl were deteriorating, and a first effort to improve the conditions was made in 1984–1985. However, this effort was not successful and the habitat deteriorated even more rapidly. A more extensive restoration was made in 1992–1993 with considerable improvement of the wetland. Starting in 1995, breeding success of duck species was also recorded in order to better understand the population development in relation to habitat change. In this paper I describe and analyse the population changes and breeding success of the Pochard *Aythya ferina*, a species that had very large population variation, between years.

The number of breeding pairs varied between two and fifteen during the period 1978–2005.

The lake was surveyed once a week from mid or late April through early June. The number of breeding Pochard pairs was based on the number of females at the first visit after the staging migrants and non-breeding birds had left the lake. The annual estimates may be somewhat uncertain in terms of absolute numbers, but they are comparable since the survey method has remained identical during the whole period. From 1995, surveys were also made during the whole of June and July for recording brood size and breeding success. These visits were numerous, being about ten to twenty in most years. As the measure of brood size, I used the number of young when the brood was first seen, normally during the first week after hatching. Very early mortality could not be accounted for, but when the brood was actually counted, the exact number of young could be determined in all but one brood.

Population size is given in Figure 1. The survey period can be divided into three periods. During a first period (C. 1978–1986), six to fifteen pairs bred without any significant trend. During the second period (C. 1987–1992), there was a strong population decline to only two pairs. During the third period, starting in 1993, the population first rose rapidly, peaking with fourteen pairs in 1997, and then declined to only two pairs in 2005. The increase occurred directly after the lake restoration in 1992–1993.

Number of broods, brood size, and breeding success in 1995–2005 are given in Table 1. The number of broods varied much (0–9) and was positively correlated with the number of breeding pairs (2–14; cf. Figure 1). Brood size varied between one and eleven small young (Figure 2) but the annual mean brood size of successful pairs did not vary between years and showed no trend over the period. Breeding success, both in terms of broods per breeding pair and young per breeding pair, varied much and was zero in four years (Table 1). Average brood size of successful pairs was larger in years when breeding success (broods per pair) was higher (Figure 3). After the restoration, there were five years with a strong population and mostly high breeding success and four years when no clutches were hatched. However, the number of breeding pairs was not different from the years when broods were observed. With still a strong breeding population, complete breeding failure occurred in 2000–2001. The population size declined rather rapidly 2001–2002.

The development of the Pochard population was connected with changes of habitat quality until the 1997 peak. The decline between period one and two, and low numbers during the second period were results of increasing vegetation cover and disappearance of open water. This made the lake unsuitable as a breeding site both for the Pochard and other ducks. The increase during the early years of period three was almost certainly a direct affect of the restoration which involved removal of vegetation and creation of much more open water. The decline after 1997 is more difficult to explain since there was still about as much open water in recent years as around 1997. The very low numbers in 2003 was not unique for the Pochard; all diving ducks declined between 2002 and 2003. No such decline was recorded among the dabbling ducks, which feed mainly on vegetables. Not even among the species that are most sensitive to deterioration of this kind of habitat (Shoverler *Anas clypeata* and Garganey *A. querquedula*) was any decline recorded. This indicates that a general deterioration of the habitat cannot be the main reason for the decline of the Pochard population. A possible explanation is the fact that the lake froze almost to the bottom in the winter of 2002/2003. This may have caused severe shortage of animal food in the spring of 2003. Also 2004 and 2005 were bad years, and it was the same for the Tufted Duck *Aythya fuligula*. The very low reproductive

success in recent years may indicate, however, that there was a shortage of suitable breeding sites although this was not obvious from the look of the habitat. The Goldeneye *Bucephala clangula*, which is a cavity nester in the surrounding woods and hence does not depend on breeding sites in the lake, had recovered completely in 2004, making the assumption about food shortage less attractive. Instead it is possible that unsuitable water level fluctuations were the main cause of breeding failure. This was most obvious in 2000 and 2001. In 2004, the reeds were weak and broken in the spring and there was an unusually late growth of the emergent vegetation, which may have made it difficult for the Pochards to find nest sites. In spite of these tentative explanations, it is also possible that the recent decline of the population is a result of a general population decline that has little to do with the habitat changes at Angarnsjöängen. Regrettably, there are no data available about this.

The average breeding success at Angarnsjöängen, about half of the breeding pairs producing at least one young, does not differ from that found at several sites in central Europe. The average brood size, 5.6 small young, is also similar to the size found in central Europe. The fact that there was a correlation between mean brood size and number of broods per breeding pair (Figure 3) means that in good years, the Pochards are more likely to produce both a brood and a larger brood.

Populationsstruktur hos övervintrande strömstare *Cinclus c. cinclus* i norra Lappland 2002–2005

Population structure in wintering Dippers Cinclus c. cinclus in northern Lapland 2002–2005

HÅKAN TYRÉN & HANS GUSTAFSSON

Abstract

During the winter seasons October–April 2002–2005, we caught Dippers in the Tjautjas river (67°22' N, 20°49' E), northern Lapland. The age and sex structure was monitored and the territory activities were observed. The number of females was significantly higher than the number of males, a result opposite to our assumption that males should be most common because they are dominant over females. The age distribution between juveniles and adults fluctuated strongly between the years and did not differ significantly from the one found among more than 3600 wintering birds ringed all over Fenno-Scandia. The Dippers were more mobile than we expected. Unringed Dippers appeared in the stream during the whole winter season, and some

individuals disappeared. They shifted spots frequently during winter and interactions were uncommon. Some Dippers also returned to the stream after a few weeks' absence. Our interpretation is that the Dippers in the Tjautjas river do not defend territories in the strict sense but instead use overlapping homeranges that may involve also other rivers in the area.

Håkan Tyrén, Odlingsgatan 6, 98341 Koskullskulle.
Hakan.tyren@spray.se
Hans Gustafsson, Hagmarksvägen 8,
98325 Malmberget.
Gustafsson.hasse@spray.se

Received 8 August 2005, Accepted 24 October 2005, Editor: S. Svensson

Inledning

Det finns fem olika arter av strömstare i världen (Tyler & Ormerod 1994). Vår europeiska art tillhör nominatrasen *Cinclus c. cinclus* och beskrivs av Linne 1758 (Westring 2003). Den förekommer i Europa, Nordafrika och Mellersta Östern samt i Himalayas randområden och Altaibergen i Centralasien. Inom arten *Cinclus cinclus* finns nästan ett dussin raser och bara i Västpalearktis finns 10 raser beskrivna (Westring 2003). Raserna är inte alltid helt geografiskt isolerade utan en viss överlappning förekommer. Morfologiskt är gränserna inte heller klart definierade (Snow & Perrins 1998). Trots den geografiska överlappningen och de morfologiska variationerna tyder skillnaderna på att utbytet av individer mellan populationer är starkt begränsat (Alerstam 1982). Strömstaren uppvisar en hög grad av ortstrohet både på sommar- och vinterkvarteren (Alerstam 1982, Fredriksson & Götmark 1982). Den hävdar också revir både på häcknings- och övervintringsområdena (Snow & Perrins 1998).

De skandinaviska strömstararna häckar främst i

de norska och svenska fjällområdena, men häckningar i lägre täthet har även konstaterats i mellersta och södra Sverige (Svensson et al. 1999). Huvuddelen av den svensk-norska populationen flyttar mot sydost under vinterhalvåret och har sina vinterkvarter i södra Sverige, södra Finland och Danmark. Vinteråterfynd rapporteras också årligen från Tyskland och Litauen, vilket tyder på att strömstarar även flyttar över Östersjön. De brittiska strömstararna är stationära. Vissa grupper av de nordiska strömstararna övervintrar långt norrut, nära sina häckningsområden, medan andra flyttar flera hundra mil. Strömstaren uppvisar med andra ord stora variationer i flyttningsmönster. I Norden har strömstareföreningen "Cinclus Scandinavicus" redovisat många intressanta rön kring strömstarens häckningsbiologi och flyttningsmönster. Vad gäller köns- och ålderfördelning hos övervintrande strömstarar har ett stort ringmärkningsmaterial sammanställts från åren 1994/1995 (Kasselstrand 1995), 1995/1996 (Gullqvist 1996) samt 1996/1997 (Gullqvist 1997). Ytterligare två svenska undersökningar är gjorda på populationsstrukturen hos övervintrande strömstare, dels en

undersökning från Mölndalsån (Fredriksson & Götmark 1982) samt en studie från södra Västerbotten (Lundberg et al. 1979). Däremot är inga undersökningar gjorda på extremt nordvästliga övervintringsområden.

Syfte och frågeställningar

Syftet med denna studie om populationsstrukturen hos övervintrande strömstare i norra Lappland var att se hur köns- och åldersfördelning påverkas av den revirkonkurrens som borde uppstå när vinter och kyla begränsar ytor med öppet vatten. Eftersom strömstaren hävdar revir under vintern är territoriella aktiviteter något som påverkar alla köns- och åldersklasser. Könsdimorfismen som strömstaren uppvisar, där hanar är både större och tyngre än honor, påverkar den sociala statusen. Äldre strömstare är dominanta över yngre individer och hanar är dominanta över honor i en konkurrenssituation (Bryant & Newton 1996).

Med tanke på skillnader i kön och ålder borde en äldre hane ha störst chans att bibehålla ett vinterrevir i norra Lappland. Om hypotesen stämmer borde därför köns- och åldersfördelningen på en extremt nordvästlig övervintringslokal bli skev, med en större andel hanar och äldre individer.

Studieområde och metod

Vår studie genomfördes i Tjautjasbäcken (67°22'N, 20°49'E), 20 km norr om Gällivare i Norrbottens län, som är 4 km lång och förbinder Tjautjassjön med Akkajärvi. Den byter sedan namn till Akkajoki och rinner efter ytterligare 9 km ut i Kaitumälven. Tjautjasbäcken är lämplig för studier av övervintrande strömstare då den är isfri på en sträcka av ca 2 km trots perioder med stark kyla och innehåller flera forssträckor med grundare vatten som lämpar sig för födosök för strömstare. Ytterligare en fördel med Tjautjasbäcken är att den är tillräckligt smal på flera ställen så att man med slöjnat kan stänga av hela bäcken med hög fångst-effektivitet som följd.

Undersökningsområdet besöktes två gånger per månad mellan 1 oktober och 31 mars under vintrarna 2002/2003, 2003/2004 och 2004/2005. Enstaka besök genomfördes även under sommaren och hösten vilka visade att inga strömstare fanns i bäcken under häckningstiden eller direkt efter denna.

Strömstarna fångades med hjälp av slöjnat med 32 mm maskvidd vilka spändes upp över bäcken. Med tiden effektiviserades fångstmetoden

successivt allteftersom erfarenheterna ökade. Försök gjordes med att färga de svarta näten vita för att de skulle vara mindre iögonfallande mot den snötäckta omgivningen. Likaså målades nätstolparna vita. I början använde vi vadarbyxor för att passera bäcken vid uppsättning av näten. Senare visade det sig att utlagda plankor över bäcken som fungerade som ”broar” var tidsmässigt effektivare och gav ett bättre fångstresultat. En anledning till att plankorna ökade andelen fångster är att de flesta strömstarna flyger strax över vattenytan, vilket innebär att näten också måste placeras tätt över vattnet. Med en lågt placerad plankor flög strömstarna över den provisoriska bron, med resultatet att de fastnade högre upp i näten, och färre lyckades flyga under näten. Risken för att strömstarna skulle hamna i vattnet vid fångst minskade också (under hela projektet drunknade inga strömstare). Normalt är strömstarna lätta att ”stöta” in i näten vid fångstplatserna, men de lärde sig snabbt var fångstplatserna var lokaliserade.

Varje fågel köns- och åldersbestämde. Könet bestämde med hjälp av vingmått och vikt. Åldern bestämde genom handtäckarnas utseende (Svensson 1992, Vuorinen 1991). Samtliga fångade individer ringmärktes med aluminiumring storlek 3,5. Under vintersäsongerna 2003/2004 och 2004/2005 märktes individerna också med en unik färgkombination. Vi använde gul, vit, röd och ljusblå färg-ringar i plast. Vita och ljusblå ringar var svåra att skilja åt under dåliga ljusförhållanden och krävde mer tid att skilja åt i fält. Färgmärkningen var till stor hjälp för att identifiera märkta individer och ökade antalet kontroller avsevärt. Ringmärkta individer var betydligt försiktigare än omärkta och hade god kontroll på nätplatsernas placering. Färgavläsningen gjordes med hjälp av tubkikare. Vid varje besök i bäcken noterade vi plats, beteenden och konfrontationer mellan individerna för att bedöma hur eventuella revir var fördelade. Statistisk bearbetning har gjorts med hjälp av statistikprogrammet Modstat, version 14.

Resultat

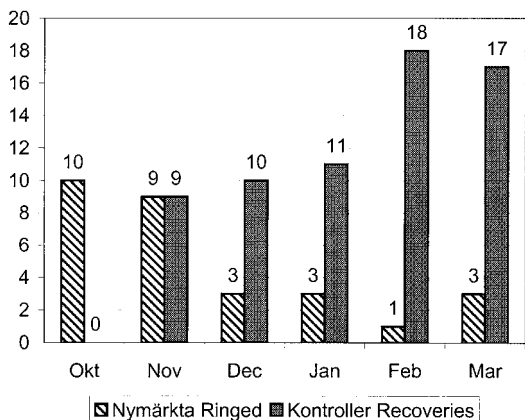
Totalt ringmärktes 29 strömstare under de tre vintersäsongerna och 65 kontroller gjordes av märkta individer under samma tid. Samtliga kontroller var individer som hade ringmärkts tidigare av oss i Tjautjasbäcken. Sammantaget erhöles uppgifter från 94 observationer där strömstarna kunde identifieras till både kön och ålder (Figur 1).

Under vintern 2002/2003 ringmärktes 11 indi-

vider, 10 av dessa under oktober–december, och den sista märktes 29 mars. Tre av strömstararna återfångades sammantaget 5 gånger under första delen av vintern, fram till 30 december. Mellan 4 januari och 20 mars hade vi inga observationer av strömstarar i Tjautjasbäcken. Vid sista inventeringsillfället 29 mars ringmärktes en ny individ.

Det andra året nymärktes 8 strömstarar och fångsten var jämt fördelad över månaderna oktober–mars. Till skillnad mot första året stannade flera strömstarar kvar stora delar av vintern. Sex individer återfångades eller avlöstes sammantaget 24 gånger under vintern. Två av dessa uppehöll sig i Tjautjasbäcken mellan 18 oktober och 29 mars, med undantag av något enstaka inventeringstillfälle. Däremot återkom inga strömstarar från första året.

Under vintern 2004/2005 ringmärktes 10 nya individer varav 6 stycken stannade kvar delar av vintern och kontrollerades sammantaget 16 gång-

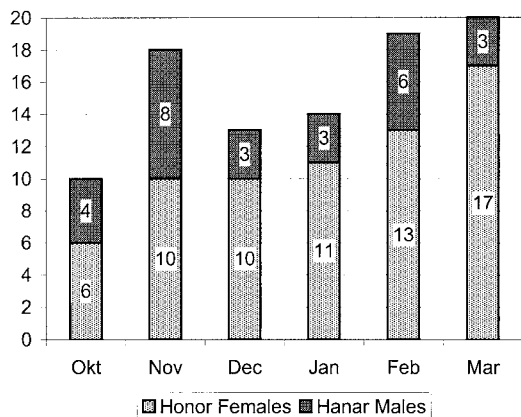


Figur 1. Fördelningen av antalet nymärkningar och kontroller av strömstarar i Tjautjasbäcken 2002–2005 (N=94). *Distribution of ringed and recovered Dippers in the Tjautjas river 2002–2005 (N=94).*

Tabell 1. Antalet nymärkningar och antal kontrollerade individer (inom parantes, antalet kontroller totalt av dessa) över de olika åren.

The number of ringed and recovered individuals (and the number of recoveries totally) for the different years.

Vinter Winter	Nymärkta Ringed	Kontrollerade Recovered		
		2002/03	2003/04	2004/05
2002/03	11	3 (5)	–	–
2003/04	8	–	6 (24)	5 (20)
2004/05	10	–	–	6 (16)
Totalt	29	3 (5)	6 (24)	11 (36)



Figur 2. Fördelning av hanar respektive honor (nymärkta och kontroller) under vinterperioden 2002–2005 (N=94). *Distribution of males and females (ringed and recovered) during the wintering period 2002–2005 (N=94).*

Tabell 2. Könsfördelningen hos strömstarar i Tjautjasbäcken 2002–2005.

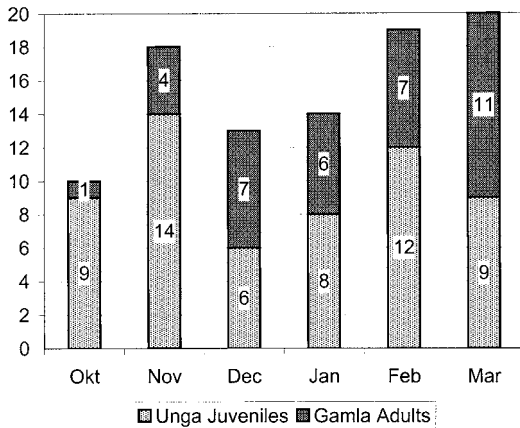
Sex distribution of Dippers in the Tjautjas river 2002–2005.

Vinter Winter	Hanar Males	Honor Females	χ^2	p
2002/2003	7	9	0,06	0,80
2003/2004	8	24	7,03	0,008
2004/2005	12	34	9,59	0,002

er. Fem individer som ringmärktes året innan återkom och fångades eller avlöstes sammantaget 20 gånger under vintern. Tabell 1 visar en sammanställning av antalet nymärkningar, antal kontroller och antalet kontrollerade individer under hela projektperioden.

Könsfördelning

Den observerade skillnaden i könsfördelningen mellan antalet hanar (N=27) respektive honor (N=67) över hela undersökningsperioden (2002–2005) skiljde sig statistiskt signifikant mot den förväntade könsfördelningen på 50:50 ($\chi^2=16,18$ df=1, $P < 0,0001$ med Yates korrektionsfaktor). Det fanns också en skillnad i könsfördelning över året. Under höstflyttningen i oktober och november var könsfördelningen förhållandevis jämn, 12 hanar och 16 honor, vilket innebar att skillnaden under höstperiod inte var statistiskt signifikant skild ($\chi^2=0,32$ df=1, $P=0,14$ med Yates korrektionsfaktor). Däremot under vinterperioden



Figur 3. Antal unga respektive äldre individer (nymärkta och kontroller) under vinterperioden 2002–2005 (N=94). Number of adults and juveniles (ringed and recovered) during the wintering period 2002–2005 (N=94).

Tabell 3. Åldersfördelning hos övervintrande strömstarar i Tjautjasbäcken 2002–2005. Age distribution of wintering Dippers in the Tjautjas river 2002–2005.

Vinter <i>Winter</i>	Äldre <i>Adults</i>	Yngre <i>Juveniles</i>	χ^2	p
2002/2003	6	10	1,34	0,25
2003/2004	4	28	21,67	<0,0001
2004/2005	24	22	0,056	0,81

december–mars var könsfördelningen tydligt skev med 15 hanar och 51 honor ($\chi^2=18,56$ df=1, $P<0,0001$ med Yates korrektionsfaktor). Figur 2 visar könsfördelningen över hela perioden och fördelningen över månaderna oktober–mars.

De olika åren uppvisade också vissa skillnader. Första årets låga antal observationer med inga övervintrande individer visade inga statistiska skillnader mellan könsfördelningen, medan år 2 och år 3 uppvisade en tydlig skillnad (Tabell 2).

Åldersfördelning

För att bestämma den förväntade fördelningen mellan unga respektive äldre individer gjordes en sammanräkning av åldersfördelningen hos övervintrande strömstarar i Finland, Sverige, Norge och Litauen på 39 lokaler fångade under oktober–mars 1994–1997 (Kasselstrand 1995, Gullqvist 1996 och Gullqvist 1997). Totalt ingick 3632 strömstarar i sammanräkningen. Till unga indivi-

der räknades strömstarar som var födda sommaren före fångstillfället, d.v.s. yngre än ett år. Till äldre individer räknades strömstarar som är äldre än ett år. Den procentuella fördelningen mellan äldre respektive yngre individer var 55:45.

Den observerade skillnaden i åldersfördelning i Tjautjasbäcken över hela undersökningsperioden skilde sig signifikant (36% äldre, respektive 64% yngre individer) från den förväntade fördelningen ($\chi^2=12,72$ df=1, $P=0,0004$ med Yates korrektionsfaktor). Precis som i könsfördelningen syntes även i åldersfördelningen en tydlig skillnad mellan olika faser av vintern. Under höstflyttningen var andelen unga individer signifikant högre (82% unga respektive 18% äldre). Under vintermånaderna december–mars var däremot skillnaderna i ålder inte statistiskt signifikanta ($\chi^2=2,83$ df=1, $P=0,092$ med Yates korrektionsfaktor) varför skillnaderna orsakas av ålderskillnader under flyttningen. Figur 3 visar åldersfördelningen över månaderna under hela undersökningsperioden 2002/2003–2004/2005.

Skillnaderna i åldersfördelning mellan de olika åren visade sig vara mycket stora. Första årets låga observationsantal visade inga statistiska skillnader mellan åldersgrupperna, medan andra året visade en tydligt signifikant skillnad med betydligt större antal unga individer. Sista året däremot gick det inte att påvisa några skillnader mellan åldersgrupperna (Tabell 3).

Revirkonkurrens och revirtrogenhet

På grundval av de observationer som gjordes på konfrontationer mellan individer kunde inga tydliga revir konstateras. Antalet strömstarar som uppehöll sig i bäcken under vintermånaderna december–mars ökade för varje år, från 0,75 till 4,86 observerade strömstarar per inventeringstillfälle (Tabell 4). Trots att medeltätheten ökade och sista

Tabell 4. Medeltäthet av övervintrande strömstarar per inventeringstillfälle samt medelsträckan i meter av öppet vatten per strömstare i Tjautjasbäcken 2002–2005.

Average density of wintering Dippers per census visit and the average length in metres of open water per Dipper in Tjautjas river 2002–2005.

Vinter <i>Winter</i>	Täthet <i>Density</i>	Öppet vatten <i>Open water</i>
2002/2003	0,75	2650
2003/2004	2,89	690
2004/2005	4,86	410

Tabell 5. Uppehållstider för samtliga 29 strömstarar i Tjautjasbäcken under vintrarna 2002–2005.
Residence times for all 29 Dippers in Tjautjas river during the winters 2002–2005.

No.	2002/2003	2003/2004	2004/2005
1	1 okt, 30 dec		
2	5 okt		
3	5 okt		
4	20 okt–30 nov		
5	20 okt		
6	20 okt		
7	10 nov		
8	15 dec–30 dec		
9	15 dec		
10	30 dec		
11	29 mars		
12		18 okt–16 nov, 4 jan–27 mars	12 dec–26 dec, 22 jan–6 feb, 29 mars
13		18 okt–6 dec, 24 jan–27 mars	26 dec–6 feb, 6 mars–29 mars
14		16 nov, 20 dec, 26 feb	
15		16 nov	
16		4 jan, 19 feb–7 mars	30 nov–12 dec, 4 jan–6 feb, 6 mars
17		24 jan–8 feb	
18		8 feb–23 feb	6 mars–29 mars
19		7 mars–27 mars	30 nov
20			17 okt, 13 nov, 22 jan–6 feb, 6 mars–29 mars
21			29 okt, 30 nov
22			13 nov, 12 dec
23			13 nov
24			13 nov
25			30 nov
26			30 nov–12 dec, 22 jan–19 feb, 29 mars
27			30 nov, 22 jan–6 mars
28			22 jan–6 mars
29			6 mars

året uppgick till 410 m öppet vatten per strömstare kunde inga revirstrider eller tydliga revirgränser observeras. Ibland kunde en stationär individ vara i övre delen av bäcken och en annan i den nedre delen, för att 14 dagar senare ha skiftat område med varandra. Några märkta strömstarar försvann, för att återkomma senare under vintern. Av rörligheten att döma kan vi inte tala om revir i ordets rätta bemärkelse, där ett område aktivt försvaras mot andra individer av samma art, snarare upplevdes det som om strömstararna hade ett hemområde bestående av Tjautjasbäcken samt andra öppna vatten i området. Nymärkningar gjordes under alla vintermånader vilket också tyder på att det finns en viss rörlighet och att nya strömstarar kan tillkomma även mitt i vintern.

Resultaten 2003/2004–2004/2005 visar samtidigt att ortstroheten var hög. Av 8 nymärkta individer stannade 6 stycken kvar under delar av

vintern och 5 av dessa fångades även efterföljande vintern. Tabell 5 redovisar samtliga strömstarars uppehållstider i Tjautjasbäcken under 2002–2005.

Diskussion

I tidigare dokumentation om övervintrande strömstarar har det framkommit olika teorier vad som kan tänkas styra köns- och ålderfördelning på övervintringslokaler. Att könsdimorfismen påverkar konkurrensförmågan och att åldern har stor betydelse är dokumenterat av Bryant & Newton (1996). Ytterligare en faktor som kan påverka konkurrensen är att det kan vara en fördel att vara först på plats för att kunna hävda reviret (Bryant & Newton 1996).

Hos medeldistansflyttande tättingar är det i många fall främst honor och unga individer som flyttar bort från häckningsområdet under vintern

(t.ex. Lack 1944). Denna skillnad i flyttningsbenägenhet mellan könen hos strömstare kunde inte styrkas av Andersson & Wester (1976). Däremot visade Lundberg m.fl. (1979) att andelen gamla strömstare i södra Västerbotten ökade ju längre vintern gick och att andelen hanar var helt dominerande i slutet av vintern. Även en undersökning i Mölndalsån (Fredriksson & Götmark 1982) stödde teorin om att strömstarna inte flyttade längre än nödvändigt och att isläggning i häckningsområdet tvingar de minst dominanta kategorierna att flytta längst.

I den sammanställning som Kasselstrand (1995) redovisar har uppgifter från 12 områden i Sverige, Finland och Norge sammanställts över köns- och åldersfördelning hos övervintrande strömstare. Materialet omfattar 1755 ringmärkta eller kontrollerade individer. Stora delar av materialet stödjer teorin om att unga individer och honor dominerar i periferia områden, men vissa avvikelser också kunde konstateras.

Resultatet från Tjautjäsbacken stödjer inte teorin om att äldre hanar skulle dominera på lokaler nära häckningsområdena utifrån den hypotes som sattes upp, utan visade tvärtom, att andelen honor var betydligt större än andelen hanar. Att andelen hanar skulle vara högre om vi valt en än mer västlig/nordlig övervintringsplats är tveksamt eftersom övervintringsområdena där är ytterst begränsade och vi borde ha sett tydliga effekter av en ökad koncentration av hanar även i Tjautjäsbacken. En tänkbar förklaring till könsfördelningen utifrån konkurrenssituationen är att det finns en uppenbart ökad mortalitetsrisk att övervintra i nordliga områden. Ett tilltagande mörker i kombination med kyla innebär att både födosökstiden och födosöksområdena minskar i omfattning. Att övervintra på extremt nordliga/västliga lokaler kan därmed innebära en onödig risk för konkurrenstarka individer som har kapaciteten att hävda revir på säkrare lokaler med ett större och stabillare födounderslag längre söderut/österut. Övervintring nära häckningsområdet innebär en fördel i att hanarna tidigt kan vara på plats för att hävda sommarreviret, men om det sker på bekostnad av konditionen är det troligt att den strategin inte lönar sig.

Åldersfördelningen varierade starkt från år till år och vi kunde inte se något tydligt mönster eller att någon åldersgrupp var vanligare än någon annan i Tjautjäsbacken. Det skeva åldersförhållandet som uppvisades år 2 tolkar vi som ett resultat av mellanårsvariationer främst beroende på häckningsframgång.

Vinterortstrohet hos strömstarna är väl dokumenterat, bl.a. av Fredriksson & Götmark (1982) och stämmer väl överens med våra resultat. Däremot hade vi en viss rörlighet bland de individer som vi bedömde som stationära och vi saknade revirhävdande beteende. En orsak till att strömstarna i Tjautjäsbacken inte hävdar revir kan vara att byteskonkurrensen är låg och/eller att det kostar för mycket energi att försvara ett revir i en miljö där födosökstiden är begränsad och energikostnaderna höga. Det kan också vara så att det är en fördel att ha alternativa födosöksområden att tillgå om isläggningen i bäcken ökar.

Tillkännagivelser

Ett tack till NOF, Norrbottens Ornitologiska Förening och Gällivare Naturskyddsförening som bidragit med ekonomiskt stöd i form av reseersättning och materiel. Tack till Tord Fransson, Ringmärkningscentralen, för tillstånd att färgmärka strömstarna; utan denna möjlighet skulle projektet inte kunnat uppvisa det antalet kontroller som erhållits. Tack även till Kent Gullqvist m.fl. i föreningen *Cinclus Scandinavicus* för hjälp med köns- och åldersbestämning av vissa intermediära individer. Till sist tack till Arne Lundberg, Uppsala universitet, som under de första två åren varit handledare i projektet, samt Jan-Erik Bergh, högskolan i Dalarna, ansvarig för kursen Fågelektologi C 20p, där strömstareprojektet har ingått som ett 10p arbete.

Referenser

- Alerstam, T. 1982. *Fågelflyttning*. 2:a upplagan. Signum, Lund.
- Bryant, D.M. & Newton, A.V. 1996. Dominance and survival of dippers *Cinclus cinclus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 38: 173–181.
- Fredriksson, S. & Götmark, F. 1982. Ankomst, uppehåll och rörelser av strömstare *Cinclus c. cinclus* i Mölndalsån under vintern 1976/77. *Vår fågelvärld* 41:13–22.
- Gullqvist, K. 1996. Köns- och åldersfördelning hos övervintrande strömstare vintern 1995/96. *Cinclus Scandinavicus* 9: 4–6.
- Gullqvist, K. 1997. Köns- och åldersfördelning hos övervintrande strömstare vintern 1996/97. *Cinclus Scandinavicus* 10: 20.
- Kasselstrand, M. 1995. Köns- och åldersfördelning hos övervintrande strömstare i Finland och Sverige vintern 1994/95. *Cinclus Scandinavicus* 8: 23–27.
- Lack, D. 1944. The problem of partial migration. *Brit. Birds* 37: 122–130, 143–150.
- Lundberg, P., Bergman, A. & Olsson, H. 1979. Övervintrande strömstare i södra Västerbotten 1975–1979. *Fåglar i Västerbotten* 4: 42–49.

- Snow, D.W. & Perrins, C.M. (red.). 1998. *The Birds of the Western Palearctic, Concise Edition*. Vol. 2. Oxford.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European passerines*. 4:e upplagan. Stockholm
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår fågelvärld, suppl. 31. Stockholm
- Tyler, S.J. & Ormerod, S.J. 1994. *The dippers*. Poyser, London
- Vuorinen, J. 1991. Bidrag till strömstarens biometri – Om könsbestämning. *Cinclus Scandinavicus* 4: 65–67.
- Wester, S. 1995. Rakt nordsyd-flyttande strömstare. *Cinclus Scandinavicus* 8: 36–37.
- Westring, R. 2003. Något om strömstarens utbredning och taxonomi. *Cinclus Scandinavicus* 16: 12–16.

Summary

In North Europe, Dippers *Cinclus c. cinclus* are medium or long-distance partial migrants, some birds also staying in breeding areas as long as water continues to flow. The purpose of this study was to investigate how population structure was influenced by competition due to reduced feeding areas in a northernmost wintering locality. The dominance status of Dippers differs in relation to sex, age and body size. Adult males are more dominant than other age or sex classes. Adult females tend to dominate juvenile males, which in turn are dominant over juvenile females.

The hypothesis in this study was that adult males ought to be more common than other sex and age classes. When ice covered more and more of the feeding area the competition should increase, and then the dominance status of adult males should allow them to gain priority of access to resources such as territories.

During October–April 2002–2005, Dippers were caught and color-ringed in Tjautjas river (67°22'N, 20°49'E), 20 km north of Gällivare. Totally, 29 Dippers were ringed and 65 recoveries were made during the period. Hence, 94 records were made of Dippers of known age and sex.

Sex distribution

The observed distribution between males (N=27) and females (N=67) during the overall period differed significantly from the expected ratio of 50:50 ($\chi^2=16,18$ df=1, $P<0,0001$ with Yates correction factor). During the migration period Oc-

tober–November, the sex ratio was even ($\chi^2=0,32$ df=1, $P=0,14$ with Yates correction factor), but in December–March, the females were dominating distinctly ($\chi^2=18,56$ df=1, $P<0,0001$ with Yates correction factor). In the first study year, there were no wintering Dippers in the Tjautjas river, and all Dippers were caught during the migration period, which has an influence on the result. The second and third year showed a highly significant difference in sex ratio during the wintering period (Table 1).

Age distribution

To determine the expected distribution of adults and juveniles, we calculated the age distribution of 3632 Dippers wintering at 39 locations in Finland, Sweden, Norway and Latvia during 1994–1997. The average ratio of adults vs. juveniles was 55:45. Our observed distribution between adults (N=34) and juveniles (N=60) during the overall period differed significantly from this expected ratio ($\chi^2=12,72$ df=1, $P=0,0004$ with Yates correction factor). During the migration period October–November, juveniles dominated ($\chi^2=14,14$ df=1, $P=0,0002$ with Yates correction factor), but in the wintering period December–March, the expected age distribution did not significantly differ from the observed one. There were also obvious differences between the years (Table 2).

Our result showed that the number of wintering females was significantly higher than the number of wintering males. The age distribution varied strongly between years and the difference between adults and juveniles was not significant. We expected the territory interactions to be obvious during the winter and to rise even further later on in the wintering period. The Dippers were more mobile than we expected. Unringed Dippers appeared in the stream during the whole season, and some individuals disappeared. Some Dippers also returned to the stream after a few weeks disappearance. The Dippers shifted spots frequently during winter and interactions were uncommon. Our interpretation is that the Dippers in the Tjautjas river did not defend exclusive territories but instead used overlapping homeranges that also probably involved other rivers in the vicinity.

Korta rapporter – *Short communications*

Smålomspär *Gavia stellata* gör tre häckningsförsök samma år

Red-throated Diver Gavia stellata pair makes three breeding attempts during the same season

BÖRJE DAHLÉN

Tisjön i Lima socken, Malungs kommun, är en fjällnära klarvattensjö på en höjd av 430 meter över havet. Sjön är dämnd i två steg och fungerar sedan omkring 1970 som vattenmagasin. I södra delen av sjön har ett stort myrområde, Tisjökölen, blivit överdämt. Några år efter sista dämningen flöt en del av det överdämda marktäckets upp och bildade en mosaik av gungflyn, lösbottnar och vattenytor. Här har en av landets få kolonier av häckande smålommar *Gavia stellata* etablerats, i omedelbar närhet till Tisjön som används som fiskesjö.

Tisjökölen har över åren blivit känd som en av de bästa lokalerna för våtmarksfåglar i Dalarna. På en av de få fastmarksholmarna finns ett fågeltorn och härifrån kan bland annat en stor del av smålomskolonien studeras i detalj. På vårarna ses ofta 15–20 par smålommar och som mest har 18 par setts ruva samtidigt från fågeltornet. Det sker naturligtvis en del förändringar mellan åren men en del vatten hyser smålom varje år, ofta i samma bo flera år i rad. Många vatten med häckande lom ligger mycket nära varandra eller har till och med samband med varandra. En större, flikig vattensamling hyser vissa år tre häckande par. Det finns således rika tillfällen att studera revirhävande beteenden. Efter att under mer än tio år inventerat smålomskolonin bedömer jag att samma par smålommar återkommer till samma vatten under en följd av år. Jag är också så säker jag kan bli, utan att ha fåglarna individmärkta, att när det sker omhäckningar i ett

vatten, efter en första misslyckad häckning, är det samma par som genomför den andra häckningen. Mina besök i fågeltornet brukar inte vara kortare än ett par timmar och oftast betydligt längre. Jag tror mig därför ganska väl kunna skilja på när smålommarna har inlett häckning från när de bara varit uppe på land kortare stund för att ”provligga”, bala eller bygga på boet.

Predationstrycket är hårt, från bland annat räv och berguv. Många häckningar misslyckas och det sker åtskilliga omhäckningar varje år. Under 2005 gjorde jag observationer som tyder på att ett lompar inlett en tredje häckning efter två misslyckade häckningsförsök.

De aktuella häckningarna genomfördes i ett av de vatten som ligger närmast fågeltornet och är därför lättare att studera än många av de andra. Vid ett besök den 14 maj fanns paret på plats men hade inte gått till häckning. Den 22 maj hade ruvningen inletts och vid besök 28 maj ruvade paret fortfarande i samma bo. Den 4 juni hade häckningen avbrutits och paret låg tillsammans på vattnet. Samma förhållanden rådde även två dagar senare. Den 12 juni hade en andra häckning inletts i ett nytt bo c:a 50 meter från det första. Den 23 juni hade även denna häckning avbrutits och paret låg åter tillsammans i vattnet. Den 2 juli såg jag inte till någon av fåglarna men den 8 juli hade paret inlett sin tredje häckning på en tuva ungefär mitt emellan de två första boplatserna. Den 17 juli hade även denna häckning avbrutits och lomparna låg åter tillsammans på vattnet, vilket de även gjorde den 31 juli.

Att ett par smålommar gör tre häckningsförsök samma år har jag inte noterat tidigare, vare sig på Tisjökölen eller bland de andra smålomhäckningar jag följt genom åren i trakten kring Malung (t.ex. Dahlén & Eriksson 2002). Jag har inte heller hittat uppgifter i litteraturen om detta. Det finns således inga uppgifter om två omhäckningar i textavsnitten om smålommen i vare sig ”Birds of Western Palearctic” (Cramp & Simmons 1977) eller den

betydligt nyare ”The Birds of North America” (Barr m.fl. 2000). Inte heller från undersökningar av häckande smålommar på Shetlandsöarna under 1970- och 1980-talen (Bundy 1976, Gomersall 1986) finns några uppgifter om tre häckningsförsök av samma par.

Det behöver ändå inte vara unikt med tre häckningsförsök, men det krävs ett större antal besök än vad man normalt gör på häckningslokalerna för att fastställa detta. Många smålomshäckningar kan spolieras genom predation kort tid efter äggläggningen och vid få besök under häckningstiden kan man förbise en häckning. Normalt inleds första häckningarna i andra halvan av maj inom det geografiska område jag besöker, och många gånger när jag sett att paret börjat ruva först i juni har jag tänkt att det är frågan om en omhäckning där jag missat första häckningen. Vid enstaka tillfällen har häckningar inletts så sent som efter 15 juli och det är inte omöjligt att några av dessa kan ha varit omhäckningar efter två tidigare misslyckanden.

Referenser

- Barr, J.F., Eberl, C. & McIntyre, J. 2000. Red-throated Loon. *Birds of North America* No. 513.
- Bundy, G. 1976. Breeding biology of the Red-throated Diver. *Bird Study* 23: 249–255.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (1977, red.) *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.
- Dahlén, B. & Eriksson, M.O.G. 2002. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. *Ornis Svecica* 12: 1–33.
- Gomersall, C.H. 1986. Breeding performance of the red-throated diver *Gavia stellata* in Shetland. *Holarctic Ecology* 9: 277–284.

Summary

Three breeding attempts, all failed, were recorded for a Red-throated Diver *Gavia stellata* pair kept under close observation (from a bird observation tower) at Tisjökölen, Dalarna County in Central Sweden in 2005. No previous cases of two replacement clutches by the same pair have been documented for this species, as checked in current handbooks (i.e. Cramp & Simmons 1977, Barr et al. 2000).

*Börje Dahlén, Strandvägen 6, 782 35 Malung;
borje.dahlen@telia.com*

Nya böcker – *New books*

Redaktör *Editor*: L. Nilsson

Tim Caro, 2005: **Antipredator Defenses in Birds and Mammals**. University of Chicago Press, Chicago & London. 591 s. Pris GBP 29 (pbk, Amazon.com).

Spelet mellan jagad och jägare, byte och predator upphör aldrig att fascinera. Att hamna i någon annans mage är det vanligaste levnadsslutet hos otaliga djurarter, och det är nästan ingen ände på alla de häpnadsväckande anpassningar som utvecklats därför att de – i genomsnitt – givit sin innehavare ännu en liten stund på jorden (viktigare: ännu någon eller några avkomlingar). Å sin sida är en predator tvungen att lyckas i jakten av högst motvilliga och motsträviga byten, och den måste ha tillräckligt god framgång för att måltidens energivinst skall överträffa jaktens energikostnad. Relationen mellan predator och byte är det klassiska exemplet på en koevolutionär process, där ena partens nyutvecklade teknik betyder ett omedelbart tryck på den andra parten att utveckla något motmedel. (Precis som i den eviga duellen mellan bov och polis, fast i det fallet rör det sig inte om en genetik utan om en kulturell koevolution – ett drama med oviss utgång och alla oss andra som dyrt betalande åskådare.)

Ju bättre skyddsfärg larverna hos en mätare utvecklar, desto mer skarpsynta måste de insektsätande fåglarna bli för att inte göra evolutionär konkurs. Ju tytare musen rör sig, desto bättre måste uggloernas hörsel bli. Särskilt tydlig blir kanske den evolutionära kapprustningen, när jägaren inför allas våra ögon jagar sitt byte i en förföljelsejakt. En lärkfalk som jagar ladusvalor är en sinnebild för en luftstrid mellan två extremt välutrustade "vapensystem".

Utän tvivel händer det inte sällan att en evolutionär kapprustning slutar med seger för ena parten. Kostnaderna blir för stora för antingen predatormen eller bytet. Tornsvalan har, inte fullständigt men nästan, evoluerat sig till osårbarhet för bevingade

predatorer. Att inte kunna hänga med i en kapprustningsprocess torde vara en vanlig orsak till en arts regionala eller globala utdöende.

Tim Caros bok är en veritabel encyklopedi som beskriver alla de mångahanda drag i byggnad och beteende som fåglar och däggdjur utvecklat för att slippa bli någon annans middag. Det handlar om att utveckla skyddande bakgrundslighet (tänk gökägge eller dagvilande nattsjärna), mata ungarna på tider då de viktigaste predatorerna ännu inte stigit upp eller redan gått och lagt sig, häcka på öar (gärna kolonivis), uppträda flockvis för att öka luftbevaknings- och luftförsvarseffektiviteten, signalera till den inkommande predatormen att "jag har redan sett dig, så du kan inte fånga mig" eller "jag är giftig eller i alla fall illasmakande" eller sprida vilseledande information ("spela skadad").

Alla dessa motåtgärder mot predationsförsök och många därtill beskriver och diskuterar Tim Caro sakkunnigt och kritiskt i sin mastiga bok, av vilken nästan en femtedel upptas av referenslistan, vilket naturligtvis ökar dess värde som uppslagsbok för envar forskare som kommer in på frågor om fåglars och däggdjurs sätt att något uppskjuta sin hädanfärd. Deras ansträngningar kan åtminstone vid en förströdd anblick verka synnerligen framgångsrika – hur många lyckade respektive misslyckade jakt- respektive fiskeförsök av pilgrimsfalk, sparvhök eller skrântärna har du sett i ditt skådarliv? Förmodligen är hunger en känsla som de flesta predatormen får leva med under en stor del av sitt liv. (Alldeles häromdagen såg jag vid Landsorts fyr två unga havsörnar, som med gemensamma krafter försökte fånga en synbarligen sjuk eller skadad årsunge av storskarv, ensam och inträngd i en grund vik vid stranden. Efter en timme var örnarna trötta och ännu hungrigare, skarven säkert också trött men lyckligen undkommen ut till havs. Örnarnas klantighet var både patetisk och parodisk.)

Tim Caro är professor vid University of California i Davis. Hans berömmelse vilar på de in-

trängande studier han gjort av cheetahns ekologi på afrikanska savanner. Därvid har han kommit att i synnerhet fångas av problemet hur den supersnabba kattens bytesdjur – främst gazeller och andra smärre antiloper – hanterar det ständiga predationshot de lever under. Resultaten av sina studier har han presenterat i en synnerligen läsvärd bok: *Cheetahs of the Serengeti Plains: Group Living in an Asocial Species* (1994, Chicago University Press, 478 s.).

Caros nya bok om antipredationsbeteenden kommer med all visshet att bli flitigt citerad i många år och är en värdefull resurs på bokhyllan för alla predationsforskande ekologer.

STAFFAN ULFSTRAND

BirdLife International, 2004: **Important Bird Areas in Asia: key sites for conservation.**

BirdLife Conservation Series No. 13, Cambridge, UK. Pris: £19.

Den starkaste ekonomiska utvecklingen i dag sker i Asien vilket leder till ökat exploateringsstryck på naturtillgångarna. Hoten mot fåglarna ökar och många miljöer är kraftigt utsatta på grund av mänskliga aktiviteter. För att öka kunskapen om hoten mot och stärka skyddet för fågelfaunan, krävs idag ett globalt engagemang. En av de i särklass starkaste och politiskt mest effektiva globala fågelskyddsorganisationerna är BirdLife International.

Sedan 1994 har BirdLife International gett ut 14 volymer i BirdLife Conservation Series. Den trettonde volymen har titeln *Important Bird Areas in Asia*. Med Asien avses i denna utgåva området öster om Afghanistan, Kazakstan och västra halvan av Ryssland. Important Bird Areas (IBA) i den utlämnade geografiska västra tredjedelen av Asien finns beskrivna i bl a *Important Bird Areas in the Middle East*. BirdLifes IBA-program, som inleddes 1996, är världstäckande och har till syfte att identifiera och dokumentera nätverk av områden som är viktiga att skydda i syfte att bevara världens fågelarter samt att skapa planer för att upprätthålla skyddet dessa områden. En dryg fjärdedel av världens fågelarter finns i Asien, över 2 700 arter. Av dessa är 332 arter hotade av utrotning.

BirdLife anger fyra kriterier för ett IBA. Grovt förenklat utgörs de av att området hyser 1) ett betydande antal individer av en globalt hotad art, 2) ett betydande antal arter med begränsad utbredning, 3) ett antal arter vars häckningsområde är knutet till ett biom eller 4) ansamlingar (flockar) av våtmarksarter, havsfåglar eller landlevande fåglar som

är av global dignitet. Totalt 2 293 IBA är identifierade i boken och för 43 % av dessa saknas formellt skydd. Områdena är fördelade inom de 28 länder som ingår i boken och utgör 7.6 % av världets landmassa. Indien toppar IBA-listan med 465 områden, tätt följt av Kina med 445 områden. Därefter blir det ett rejält hopp till Indonesien med 227 områden. Hela 31 arter förekommer i enbart ett IBA, d v s de har sin utbredning där och ingen annanstans. Fem av dessa arter är inte med säkerhet observerade i nutid, nämligen Himalayan Quail, Sulu Bleeding-heart, Negros Fruit-Dove, Siau Scops-owl och Banggai Crow. Ytterligare tio arter saknar fynd i nutid men har sin historiska utbredning över större områden (flera IBA). En av dessa, Rusty-throated Wren-Babbler återupptäcktes (efter bokens tryckning) i november 2004 i trakterna av Mishmi Hills i Arunachal Pradesh, nordöstra Indien, efter 58 års "frånvaro".

En central faktor för att skydda hotade arter är en effektiv skötsel av redan skyddade områden. Därför har länder med hög andel skyddade IBA lättare väg till framgång än länder med låg andel skyddade IBA. Länder med högst andel skyddade IBA är Östtimor (69 % av IBA är skyddade), Thailand (65 %) och Pakistan (60 %). Länder med lägst andel skyddade IBA är Kambodja (8 %) och Brunei (14 %). Kambodja och Brunei är ju intressanta kontraster – ett av världens fattigare respektive ett av de rikaste länderna.

Varje enskilt IBA beskrivs på några få rader och all information samlas under rubrikerna "Coordinates", "Altitude", "Area" och "Habitats", ofta även "Admin region". Det framgår även om IBA är skyddat eller ej samt vilket av de fyra kriterierna (beskrivna ovan) som har arter representerade i området. Därtill räknar man upp vilka arter som ingår i ett givet IBA. Om man jämför upplägget med denna bok och den första IBA-publikationen *Important Bird Areas in the Middle East* (1994) så var lokalerna avsevärt mera i detalj beskrivna i Mellanösternboken. Antalet IBA utgjordes dock enbart av några hundra jämfört med NÄSTAN 2300 i Asienboken.

Det ligger ett enormt arbete bakom den här volymen (och givetvis även de tidigare) och underlaget för boken är inhämtat från en rad nyckelorganisationer och nyckelpersoner i respektive land. Framgent gäller nu att nå de mål som är utstakade i boken: skapa lämpliga, effektiva och långsiktiga skydd för varje enskilt identifierat IBA, även över politiska landgränser, och att integrera nätverken av IBA i alla samhällssektorer som berörs av och påverkar områdena. Boken utgör högtintressant läs-

ning för de med intresse för den asiatiska fågelfaunan men även för en globalt fågelskyddsintresserad och naturmedveten observatör.

GÖRAN PETTERSSON

Coyne, J.A. & Orr, H.A., 2003: **Speciation**. (Sinauer). Pris: £34.99.

Även inom vetenskapen finns det trender och mo-
deinriktningar. Från att ha varit ett tämligen låg-
prioriterat forskningsområde har artbildning seglat
upp som ett av de hetaste. Det finns många orsaker
till detta, men en av dem är att man efter decennier
av glömska för några år sedan presenterade model-
ler där man kunde visa att sympatrisk artbildning,
dvs artbildning inom samma geografiska område,
trots allt var en möjlighet. Detta har lett till intens-
iv debatt och forskning. Som väntat har det under
senare år dykt upp flera böcker om artbildning, till
exempel *Speciation* (2003) av Coyne och Orr (i
fortsättningen kallade CO).

Boken har tolv kapitel och ett appendix. Kapit-
len rör artbegrepp, hur man kan studera reproduktiv
isolering, två kapitel om artbildningsmodeller,
fyra kapitel om olika former av isolering (ekolo-
gisk, beteende, genetisk), ett kapitel om hybrider,
ett om s k reinforcement, ett om selektion och/eller
slumpförändringarsamt och ett avslutande kapitel
om makroevolutionära mönster. Appendixet går
igenom alternativa artbegrepp.

Det finns idag en rad olika artbegrepp och art-
bildningsmodeller, och CO behandlar alla. Det är
dock värt att konstatera att de redan i början av boken
gör klart att de själva förespråkar det som kallats
”det biologiska artbegreppet” främst utvecklat
av Mayr men som beskrivs av Buffon redan i mit-
ten av 1700-talet. Det är dessutom det allra vanli-
gaste och innefattar reproduktiv isolering som ett
kriterium. Den uppsjö av alternativa artbegrepp
som florerar i litteraturen beskrivs och kritiseras
i appendix. Denna genomgång är nyttig, men det
faktum att det finns många vid sidan av det biolo-
giska är ett tecken på att detta inte är det optimala.
Tvärtom medför det biologiska artbegreppet en
mängd problem, till exempel att det inte alls täcker
asexuella arter och att det blir svårigheter varje
gång man ska avgöra om geografiskt skilda popu-
lationer är en eller två arter. En lösning är en prag-
matism som går ut på att först förstå varför man
behöver ett artbegrepp och sedan använda det som
löser det problem man studerar. Det är dock ingen
utväg som CO förespråkar.

CO gör dessutom klart att de förespråkar en spe-

ciell artbildningsmodell som den mest sannolika,
nämligen den allopatrisk med artbildning i olika
områden. Även denna modell är framför allt före-
språkad av Mayr. De flesta forskare instämmer nog
i detta, men CO går längre och vill ha allopatrisk
artbildning som nollhypotes, dvs bevisbördan är
större om man önskar dra slutsatsen att en given
artbildning är sympatrisk än om den är allopatrisk.
Om inte allopatrisk artbildning kan förkastas, ska
denna modell accepteras. Det vetenskapliga värdet
av att först låsa sig för en modell och sedan kräva
starka bevis för andra modeller kan och bör dis-
kuterat. Det faktum att givna data inte helhjärtat
stöder en sympatrisk modell gör inte en allopatrisk
modell mer sannolik.

CO är med andra ord mycket tydliga i sitt ställ-
ningstagande vilket har både nack- och fördelar.
Nackdelen är att alternativa förklaringar lätt kan bli
underskattade. Fördelen är att ingen som läser boken
kan sväva i tvivelsmål om var CO står i dessa
frågor.

Eftersom CO så klart tar ställning speglas detta
i bokens organisation där det finns fyra kapitel om
olika isoleringsmekanismer, såsom olika habitat,
olika reproduktionstider, olika beteenden och olika
genetiska mekanismer. Här liksom i resten av boken
finns en ordentlig genomgång av olika empiriska
studier. Denna genomgång är bra som bakgrunds-
fakta, något som alltid är nyttigt att ha tillgång till.
Delar av dessa kapitel är sannolikt skrivna för mer
lab-baserade genetiker; ekologer blir inte speciellt
förvånade över att läsa om att olika arter har olika
reproduktionstid eller olika habitat. Å andra sidan
är genomgången av olika genetiska isoleringsme-
kanismer nyttig för de flesta ekologer, även om
delar kanske blir alltför tekniska. Det spelar dock
mindre roll för att förstå problemen på ett mer
övergripande sätt.

De delar av boken som beskriver raden av mo-
derna artbildningsmodeller, liksom diskussionen
av selektion eller drift samt de makroevolutionära
mönstren är klara och går igenom de olika model-
lerna på ett föredömligt kritiskt sätt, med empiriska
exempel och bra översikter av empiriska data.
Dessa avsnitt är bokens styrka och kommer under
många år framöver att fungera som en grund för
alla som funderar på att i något avseende studera
artbildning.

Sammanfattningsvis är denna bok mycket bra
och en utmärkt ingång till artbildningsproblematiken.
Jag själv kommer att använda den på en avan-
cerad kurs i zoökologi men då hoppa över kapitlen
om isoleringsmekanismer som delvis är för enkla
för sistaårsekologer. För den allmänt intresserad

är dessa kapitel väl värda att läsa: det finns massor av intressanta data att spinna vidare på, och de sätts på ett förträffligt sätt in i sina teoretiska sammanhang.

MATS BJÖRKLUND

Bjørn Iuell, m.fl. (eds.), 2003: **Wildlife and traffic: A European handbook for identifying conflicts and designing solutions**. KNNV Publishers. ISBN 90-5011-186-6.

Denna bok är resultatet av ett av EU:s många projekt. Just detta projekt heter *COST 341, Habitat fragmentation due to transportation infrastructure*. COST står för European Co-operation in the field of Scientific and Technical research. Boken avser att ge råd åt vägbyggare att minska vägarnas skadliga inverkan på de vilda djuren. Vid produktion av boken har från svensk sida deltagit Lennart Folkeson på vti (statens väg- och transportforskningsinstitut) och Andreas Seiler från Grimsö forskningsstation, SLU.

Handboken är direkt riktad till vägplanerare och vägbyggare, men den är högst läsvärd även för naturvårdare i allmänhet som vill lägga sig i problematiken. Av naturliga skäl påverkas fåglar mindre än däggdjur eftersom de är rörligare och inte på samma sätt upplever en väg som ett spridningshinder. Inte desto mindre utgör vägarna även för fåglarna en negativ faktor. Vägarna fragmenterar landskapet alltmer och gör svårtillgängliga områden mer tillgängliga. I tätbefolkade delar tar vägar också upp en stor yta som inte kan utnyttjas. Väg-döden är en ytterligare negativ faktor.

Boken ger framför allt råd om hur man kan hjälpa däggdjuren med över- och underpassager av olika slag. Men man går också in på hur man kan utforma vägen närmaste omgivning för att minska dess negativa inverkan och man framhåller också kompensatoriska åtgärder. Och härvidlag skulle mycket mer kunna göras till fåglarnas bästa. En nyttig bok alltså, bara den också kommer till ordentlig användning.

SÖREN SVENSSON

Victoria A. Saab & Hugh, D.W. Powell (red.) 2005. **Fire and avian ecology in North America**. Studies in Avian Biology No. 30. 193 sid. ISBN 0-943610-64-8. Pris: \$18,00. Beställes från Cooper Ornithological Society, c/o Western Foundation of Vertebrate Zoology, 439 Calle San Pablo, Camarillo, CA 93010.

Brand och brandbekämpning har format många biotoper i världen och därmed den fågelfauna som bebor dem. Denna bok behandlar i tio kapitel olika aspekter av skogs- och präriebränder i skilda delar av USA. I ett inledande kapitel sammanfattar de två redaktörerna de tio kapitlen. Mycket i boken känns igen från motsvarande diskussioner i Europa. Nordamerika är dock intressant genom att ha varit befolkat av hårt jordbrukande européer under kortare tid. Före européernas invasion var det indianerna som rådde över skogar och prärier, och de använde landet – och elden – på ett annat sätt. Och här står den ekologiska brandforskningen i Nordamerika inför samma problem som vi har inom den boreala delen av Europa. De boreala skogarna började utnyttjas intensivt i relativt sen tid efter att dessförinnan mest ha utnyttjats för jakt av en mycket gles befolkning. Hur mycket brann det av rent naturliga skäl, d.v.s. efter åsknedslag och eventuell självantändning? Och hur mycket svarade människorna för? Frågan är svår att besvara eftersom vi vet att elden tidigt var ett instrument i jakten, och det är möjligt att de tidiga jägarna inte brydde sig särskilt mycket om att släcka lägereldarna efter sig med bränder som följd. Vad som är ”naturlig” brandfrekvens (bränder helt utan människor) vet vi varken för Nordamerika eller Nord-europa, och vi kommer aldrig att få reda på det heller. I dag är i alla fall bränder något som bekämpas, vilket inneburit att frekvensen bränder och deras omfattning på de flesta håll är mycket begränsad. I Nordamerika gäller detta de allra flesta naturtyper utom vissa prärier med högt gräs där årlig avbränning används som skötselmetod i kreatursodlingen, och detta känner vi till från många håll i världen. Anlagda och kontrollerade bränder förekommer också i naturvårdande syfte, men inom obetydliga arealer.

Eftersom elden i dag till största delen är något som kontrolleras av människor, är det intressantaste i boken att se om det finns goda kunskaper om hur fåglarna reagerar på brand. Bränder är av olika slag, dels helt destruktiva bränder (främst de med toppbrand), som helt och långvarigt förändrar en biotop, dels mildare bränder (brand i mark- och undervegetation), som bara kortvarigt förändrar

en biotop. I boken bedömer man utifrån olika studier huruvida 203 olika fågelarter reagerar positivt, negativt eller inte alls på brand. Det är dock rätt få tydliga svar som utkristalliserar sig och en del av dem är rätt triviala. Exempelvis missgynnas busklevande arter i jämförelse med mark- och kronlevande arter. Arter som söker sin föda i luften, på bark och på marken gynnas, medan de som söker sin föda på bladverket missgynnas. För olika botyper finner man att fler arter som bor i håligheter än sådana som har öppna bon gynnas. Inte heller det är kanske svårt att förstå, eftersom det till och med kan bli ökad tillgång på håll i en brunnen skog om en del träd dör. Ett stort problem är tidsaspekten. Hur länge har en skogsbrand positiva eller negativa effekter på olika arter. Här efterlyser man långtidsstudier eftersom de flesta tidigare studier varit kortvariga efter bränder.

Ser vi till vad som framkommer rörande vissa enskilda arter så är det svårt att bedöma om resultaten är överraskande eller ej. En del resultat är det i varje fall inte. Att två hackspettar av släktet *Picoides* tycker om brunna skogar är inte förvånande med tanke på vad vår egen *Picoides*, tretåspetten, tycker om. Inte heller blir vi förvånade över att virginiaavakteln tycker om brandfält på samma sätt som ripor och orrar. De flesta indikationer verkar vara osäkra, men bör som författarna säger, ändå kunna användas för att göra "informed guesses" om effekternas möjliga riktning. Skall man dra någon generell slutsats av det som framkommer i boken, vare sig det är fråga om följder av "spontana" bränder eller anlagda "skötselbränder", så är det att det ytterst är människans egna önskemål om vilka fåglar (eller andra organismer) som vi vill gynna med olika brandregimer som är avgörande. Det gäller bara att ordentligt hålla i minnet att om vi gynnar vissa, så missgynnar vi andra arter. Sådana subjektiva beslut måste tas vare sig vi utgår från dagens ofullkomliga eller från ett framtida mycket bättre kunskapsläge. En annan fråga är huruvida kunskap om brand och fåglar alls behövs i Sverige, där "spontana" bränder är så få och marknaden för "naturvårdbränder" nästan obefintlig. Inom några andra organismgrupper kan dock de senare vara av betydelse.

SÖREN SVENSSON

Thomas Sundström & Christer Olsson, 2005: **Västerbottens kustfågelfauna. Inventering av kustfågelbestånden 2001/2002.** Länsstyrelsen Västerbotten. Meddelande 4, 2005. Beställs från länsstyrelsen, 981 86 Umeå eller läses på hemsidan www.ac.lst.se.

Detta är en utomordentligt intressant rapport med för den oinvigde delvis oväntade resultat. Västerbottens kustfågelfauna inventerades 1976 (Urban Grenmyr m.fl. i länsstyrelsens meddelande nr 7, 1978). Inventeringen upprepades 2001–2002. Det är ett imponerande arbete som länsstyrelsen nu presenterar, och redovisningen är föredömligt detaljerad, också som underlag för framtida återinventeringar.

Det som är frapperande, och överraskande, är den enorma tillväxten av kustfågelnas antal som registrerats. Totalt har ökningen varit över 200% eller mer än tre gånger! 1976 registrerade man 13.000 par men i den nya inventeringen nästan 44.000. Och det är inte fråga om någon enstaka art som plötsligt blivit oerhört vanlig. Av 48 arter som räknades vid båda inventeringarna, var det hela 46 arter som ökade i antal. Bara två blev fåtaligare: storlommen minskade från ett till noll par och silltruten från 698 till 547 par.

Bland de ökande arterna fanns naturligtvis nykomlingar som expanderat under lång tid, främst storskarv (0 till 70 par), knölsvan (1 till 40), grågås (2 till 190), kanadagås (0 till 245), ejder (72 till 1601) och dvärgmåsar (0 till 418). Men andra arters ökning förvånar desto mer. Berganden, som jag trodde var på generell nedgång, ökade från 71 till 127 par. Samma sak med svärtan, som ökade från 796 till 2645 par. Även bland vadarna noteras kraftiga ökning. Storspoven, som inte fanns alls i skärgården 1976, räknades nu in med 38 par. Röd-benan, som hotas på många strandängar i Sverige, tredubblade sitt bestånd till över 300 par. Än bättre gick det för drillsnäppan, som också rapporterats minska på andra håll i landet; den ökade från 100 till 500 par.

Varför har kustfågeln ökat så kraftigt i Västerbotten? Författarna anför främst tre skäl: mera föda genom eutrofiering och spill, minskat jakttryck och mildare vintrar för kortflyttare. Det skall bli synnerligen intressant att få ta del av de återinventeringar av andra kust- och skärgårdsområden som gjorts nyligen. Då kan vi få veta om kustfågelnas framgång är generell eller lokal och dessutom ytterligare underlag för att bedöma vilka orsaker som ligger bakom.

SÖREN SVENSSON

Nya doktorsavhandlingar – *New dissertations*

Redaktör *Editor*: J. Waldenström

Robert Ekblom, 2004: **Immunoecology of the great snipe (*Gallinago media*)**. Filosofie doktorsavhandling, Uppsala Universitet. ISBN 91-554-6057-7.

Vilka vi blir beror både på den miljö vi växer upp i och på den genupsättning vi ärver av våra föräldrar. Detta gäller såväl djur som växter, så har man gott om föda och ”bra” gener så överlever man bättre. Och då hinner man fortplanta sig innan man dör, dvs. föra sina gener vidare till nästkommande generation. Kanske ett krasst och tråkigt resonemang, men likväl sant. Just detaljer kring arvets, genernas, betydelse har fått ett allt större intresse på senare tid eftersom man med dagens teknik har möjlighet att avläsa även vilda arters genupsättning. I Robert Ekbloms avhandling undersöks vilken betydelse immunförsvaret och dess gener har för dubbelbeckasinens liv och leverne.

Dubbelbeckasinen tillhör gruppen vadare, och här i Nordeuropa har den två utbredningsområden, ett västligt i Norges och Sveriges fjälltrakter och ett östligt i Baltikums och Vitrysslands lågland. En väldigt speciell företeelse hos arten är honornas sätt att välja sin partner. Hanarna visar upp sig på en arena (spelar) och runt omkring arenan står honorna och spanar in vilken partner hon ska välja. Honorna gör individuella val, d.v.s. de kopierar inte andra honors val av hane. Vidare får honan ingen hjälp av hanen med att ta hand om ungarna, utan hans enda insats består i att föra sina gener vidare till avkomman.

Immunförsvaret är ett komplext och svårt område att arbeta med – likväl hos människor som beckasiner. Robert har studerat gener och immunresponser i den del av immunförsvaret som producerar antikroppar. Generna som Robert har studerat heter MHC-gener (Major Histocompatibility Complex klass II) och det är fördelaktigt för en individ att ha många olika varianter av dessa MHC-gener, för ju fler varianter man har desto fler bakterieinfektio-

ner kan man bekämpa effektivt. Varje MHC-variant hjälper till att ta kål på ett begränsat antal varianter av bakterieinfektioner. En dubbelbeckasinshona med en viss typ av MHC-gener borde därför välja en hane som bär andra varianter av MHC-gener än de hon själv har, eftersom deras avkomma då skulle få stor variation i sina MHC-gener.

Robert började med att leta upp och läsa den genetiska koden för MHC-generna hos dubbelbeckasinen (inga vadar-MHC-gener var studerade tidigare). Därefter jämförde han dubbelbeckasinens MHC-gener med andra fågelarters, vilket visade att dubbelbeckasinens gener utgör en egen gren i det genetiska släktskapsträdet för dessa gener. Sedan undersökte Robert vilka varianter av MHC-gener som finns hos de häckande individerna i 10 välstuderade dubbelbeckasinspopulationer. Dubbelbeckasinens MHC-gener såg olika ut i de västliga respektive östliga utbredningsområdena. Den enklaste förklaringen hade varit att de östliga och västliga populationerna hade olika ursprung och att de därmed såg olika ut genetiskt, men detta var inte hela förklaringen... Visserligen såg populationerna olika ut när man studerade neutrala genetiska markörer, men populationerna var ännu mera skilda åt när MHC-generna studerades. Troligtvis skiljer sig parasit- och bakteriefauan åt mellan de östliga och västliga populationerna av beckasiner och därför gynnas individer med olika MHC-genupsättningar i de två olika utbredningsområdena.

Partnervalet hos dubbelbeckasinen är som gjort för att studera geners betydelse eftersom hanen mer eller mindre bara bidrar med sina gener till avkomman, dvs. ingen matning eller omvårdnad. Robert testade ifall dubbelbeckasinhonorna valde hanar med annorlunda MHC-gener än vad de själv hade och även ifall honor valde hanar som hade många olika MHC-varianter. Om honan gör sådana partnerval får hennes avkomma många olika varianter av MHC-gener, vilket kan vara en fördel. Men han hittade inga sådana samband. Däremot visade det

sig att speciella MHC-varianter hade betydelse vid partnervalet. Honorna i de västliga populationerna föredrog att para sig med hanar som hade MHC-varianterna "d" och "e". Dessa utvalda hanar var något större i storlek än de hanar som inte hade någon parningsframgång. Honorna skulle därför kunna avläsa hanens MHC-gener indirekt genom att titta på hans storlek och därmed kan hon ge sin avkomma MHC-varianterna "d" och "e" (överlevnads- och parningsframgångsgener).

Robert nöjde sig inte med att studera immunförsvarsgener i sin avhandling utan tog ytterligare ett steg och testade dubbelbeckasinshanarnas förmåga att bilda antikroppar mot difteri- och stelkramps-vaccin. Det fanns inget generellt mönster att hanar som fick para sig hade ett högre antikroppssvar än oparade hanar. Men det visade sig att hanar som fick para sig hade ett högre antikroppssvar än den oparade grannhanen på spelarenan. Förmågan att bilda antikroppar är delvis ärftlig och därför kan förkla-

ringen till att honor tenderar att välja hanar med ett "starkt" immunförsvar (högt antikroppssvar) vara att ge sin avkomma just ett "starkt" immunförsvar. Man vet inte ifall ett "starkt" immunförsvar alltid är det bästa, ett lagom antikroppssvar är kanske optimalt. Robert fann inget samband mellan olika MHC-varianter och förmågan att bilda antikroppar och heller inget samband mellan hanarnas kondition (hur välmående de var) och förmågan att bilda antikroppar. Det fanns dock en tendens till att stora hanar hade ett svagare antikroppssvar, och att mindre hanar hade ett starkare.

Att bli utvald av så många honor som möjligt och att överleva flera säsonger, det är prima liv för en dubbelbeckasinshane. Om en hane är bärare av MHC-varianterna "d" och "e", är lagom stor och har ett lagom starkt antikroppssvar så lyckas han nog bättre!

HELENA WESTERDAHL
Animal and Plant Sciences, University of Sheffield

ORNIS SVECICA

Innehåll i årgång 15, 2005 Contents of volume 15, 2005

ANDERSSON, R. Revirstruktur och häkningsframgång hos ett unikt bestånd av skärpiplärka <i>Anthus petrosus littoralis</i> i hamnmiljö. Territory structure and breeding success of a unique population of Rock Pipit <i>Anthus petrosus littoralis</i> in harbour environment	22
BERG, Å. & KVARNBÄCK, O. Preferenser för olika fälttyper hos häckande jordbruksfåglar – en litteraturstudie. Preferences for different arable field types among breeding farmland birds – a review	31
BORGSTRÖM, E. Blandkullar mellan svartvit flugsnappare <i>Ficedula hypoleuca</i>, blåmes <i>Parus caeruleus</i> och talgoxe <i>P. major</i>. Mixed clutches of Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i> , Blue Tit <i>Parus caeruleus</i> , and Great Tit <i>P. major</i>	43
BORGSTRÖM, E. Dvärgägg – en komplettering. Dwarf eggs – an addition	172
DAHLÉN, B. Smålomspår <i>Gavia stellata</i> gör tre häkningsförsök samma år. Red-throated Diver <i>Gavia stellata</i> pair makes three breeding attempts during the same season.	236
ERIKSSON, M.O.G., DAHLGREN, T., HOLMER, A., LINDBERG, P. & ÅHLUND, M. Storlommens <i>Gavia arctica</i> häkningsframgång innanför och utanför fågelskyddsområden i sjöarna Fegen och Sottern. Breeding success of the Black-throated Diver <i>Gavia arctica</i> inside and outside bird sanctuaries in Lakes Fegen and Sottern.	212
ERIKSSON, M.O.G. & LINDBERG, P. Kvicksilverbelastningen hos svenska smålommar <i>Gavia stellata</i> och storlommar <i>Gavia arctica</i>. Mercury exposure to Red-throated Divers <i>Gavia stellata</i> and Black-throated Divers <i>Gavia arctica</i> in Sweden	1
FRANSSON, T. & STOLT, B.-O. Migration routes of North European Reed Warblers <i>Acrocephalus scirpaceus</i>. Flyttningmönster hos nordeuropeiska rörsångare <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	153
HELSETH, A., STERVANDER, M. & WALDENSTRÖM, J. Migration patterns, population trends and morphometrics of Ruddy Turnstones <i>Arenaria interpres</i> passing through Ottenby in south-eastern Sweden. Flyttningmönster, populationstrender och morfometri hos roskarlar <i>Arenaria interpres</i> vid Ottenby i sydöstra Sverige	63
KAMPE-PERSSON, H., BILDSTRÖM, L. & BILDSTRÖM, M. Kan häkningskonkurrens med sångsvan <i>Cygnus cygnus</i> orsaka en nedgång i den svenska populationen av taigasädgås <i>Anser fabalis fabalis</i>? Can nesting competition with Whooper Swan <i>Cygnus cygnus</i> cause a decline of the Swedish Taiga Goose <i>Anser fabalis fabalis</i> population?	119
KARLSSON, L., EHNBOOM, S. & WALINDER, G. A comparison between ringing totals at Falsterbo, SW Sweden, ringing totals at Ottenby, SE Sweden, and point counts from the Swedish Breeding Bird Census during 20 years (1980–1999). En jämförelse mellan ringmärkningssummor från Falsterbo, SV Sverige, ringmärkningssummor från Ottenby, SÖ Sverige och punktätaxeringar från Svenska Häckfågeltaxeringen under 20 år (1980–1999)	183
KARLSSON, T. Äggstorlek hos skrattmåsar <i>Larus ridibundus</i>. Egg size in Black-headed Gulls <i>Larus ridibundus</i>	46
KYLIN, H. Juvenile Black-legged Kittiwakes <i>Rissa tridactyla</i> with deformed bills and clubfeet in the Barent Sea. Unga tretåiga måsar <i>Rissa tridactyla</i> med missbildade näbbar och klubbfötter i Barents hav	149
LARSSON, K. & TYDÉN, L. Effekter av oljeutsläpp på övervintrande alfågel <i>Clangula hyemalis</i> vid Hoburgs bank i centrala Östersjön mellan 1996/97 och 2003/04. Effects of oil spills on wintering Long-tailed Ducks <i>Clangula hyemalis</i> at Hoburgs bank in central Baltic Sea between 1996/97 and 2003/04	161
LIF, M., HJERNQUIST, M., OLSSON, O. & ÖSTERBLOM, H. Long-term population trends in the Lesser Black-backed Gull <i>Larus f. fuscus</i> at Stora Karlsö and Lilla Karlsö, and initial results on breeding success. Populationstrender och häkningsframgång hos silltrut <i>Larus f. fuscus</i> på Stora och Lilla Karlsö	105
MEISSNER, W. & KAMONT, P. Seasonal changes in body size and mass of Red Knots <i>Calidris canutus</i> during autumn migration through southern Baltic. Säsongsförändringar i storlek och vikt hos kustsnäppor <i>Calidris canutus</i> under höstflyttning genom södra Östersjön	97
NILSSON, J.-E. Reduktion av antalet ägg i kullen hos två samhäckande svartvita flugsnapparhonor <i>Ficedula hypoleuca</i>. Reduction of number of eggs in a common clutch of two co-breeding females of Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	44
NILSSON, L. Forty years of midwinter counts of waterfowl along the coasts of Scania, south Sweden, 1964–2003. Fyrtio års midvinterinventeringar av sjöfåglar längs de skånska kusterna, 1964–2003	127
NILSSON, L. Wintering swans <i>Cygnus spp.</i> and Coot <i>Fulica atra</i> in the Öresund, South Sweden, in relation to available food resources. Övervintrande svanar <i>Cygnus spp.</i> och sothöns <i>Fulica atra</i> i Öresund, södra Sverige, i relation till tillgängliga födoresurser ..	13
OTTVALL, R. Boöverlevnad hos strandängshäckande vadare: den relativa betydelsen av predation och trampskador av betesdjur. Nest survival among waders breeding on coastal meadows: the relative importance of predation and trampling damages by livestock	89
SKYLLBERG, U., HANSSON, P., BERNHARDTSON, P. & NAUDOT, E. The roost-feeding area complex of Taiga Bean Goose <i>Anser f. fabalis</i> in the Ume River Delta Plains, Sweden – foraging patterns in comparison	

with Greylag Goose <i>Anser anser</i> , Whooper Swan <i>Cygnus cygnus</i> and Eurasian Crane <i>Grus grus</i> . <i>Komplexet av rast- och betesmarker för taigasädgås Anser f. fabalis i Umeälvens deltaområde, Sverige – födosökmönster i jämförelse med grågås Anser anser, sångsvan Cygnus cygnus och trana Grus grus</i>	73
ŠVAŽAS, S., SRUOGA, A., PAULASKAS, A. & BUTKAUSKAS, D. Population structure among breeding and wintering Long-tailed Ducks <i>Clangula hyemalis</i> in the Western Palearctic . <i>Populationsstruktur hos häckande och övervintrande alfåglar Clangula hyemalis i Västpalearktis</i>	206
SÖDERHOLM, S. Blandkull mellan grågås <i>Anser anser</i> och kanadagås <i>Branta canadensis</i> – boparasitism eller kullsammanlagning? Mixed brood of Greylag Goose <i>Anser anser</i> and Canada Goose <i>Branta canadensis</i> – nest parasitism or brood amalgamation?...	48
SÖDERHOLM, S. Grågås <i>Anser anser</i> boparasit hos kanadagås <i>Branta canadensis</i> . <i>Greylag Goose <i>Anser anser</i> as nest parasite of Canada Goose <i>Branta canadensis</i></i>	173
SÖDERHOLM, S. Populationsutveckling och häckningsframgång för brunand <i>Aythya ferina</i> vid Angarnsjöängen, Uppland, 1995–2005 . <i>Population development and breeding success of Pochard <i>Aythya ferina</i> at Angarnsjöängen, Uppland, in 1995–2005</i>	220
TUCAKOV, M. Seasonal changes in the number of the Grey Heron <i>Ardea cinerea</i> occurring on Kolut fishponds in northern Serbia . <i>Säsongsförändringar av antalet gråhägrar <i>Ardea cinerea</i> vid Kolut fiskdammar i norra Serbien</i>	113
TYRÉN, H. & GUSTAFSSON, H. Populationsstruktur hos övervintrande strömstare <i>Cinclus c. cinclus</i> i norra Lappland 2002–2005 . <i>Population structure in wintering Dippers <i>Cinclus c. cinclus</i> in northern Lapland 2002–2005</i>	229

Bokanmälningar – Book reviews

Ahlgren, C.-G. & Haglund, B. (red.) Utan år. Kungsörnen 2004	180
BirdLife International. 2004. Important bird areas in Asia: key sites for conservation . (GÖRAN PETTERSSON).....	239
Caro, T. 2005. Antipredator defenses in birds and mammals . (STAFFAN ULFSTRAND).....	238
Coyne, J.A. & Orr, H.A. 2003. Speciation . (MATS BJÖRKLUND).....	240
Emden, H. van & Rothschild, M. (red.) 2004. Insect and bird interactions . (SÖREN SVENSSON).....	179
Ferrière, R., Dieckmann, U. & Couvet, D. (red.) 2004. Evolutionary conservation biology . (SÖREN SVENSSON).....	175
Fjeldså, J. 2004. The Grebes . (SÖREN SVENSSON).....	176
Hoyo, J. del & Elliot, A. & Christie, D. (red.) 2004. Handbook of the birds of the world . Vol. 9, 2004. (LENNART NILSSON).....	176
Hurrell, J.W., Kushnir, Y., Ottersen, G. & Visbeck, M. (red.) 2003. The North Atlantic Oscillation: climatic significance and environmental impact . (SÖREN SVENSSON).....	177
Iuell, B., et al. (red.). 2003. Wildlife and traffic: A European handbook for identifying conflicts and designing solutions . (SÖREN SVENSSON).....	241
Jansson, G., Seiler, C. & Andréén, H. 2004. Skogsvilt III. Vilt och landskap i förändring . (STAFFAN ULFSTRAND).....	175
Mock, D.W. 2004. More than kin and less than kind. The evolution of family conflict . (STAFFAN ULFSTRAND).....	178
Moya, A. & Font, E. (eds.) 2004. Evolution. From molecules to ecosystems . (SÖREN SVENSSON).....	179
Ralph, C.J. & Dunn, E.H. (red.) 2004. Monitoring bird populations using mist nets . (THORD FRANSSON).....	181
Saab, V.A. & Powell, H.D.W. 2005. Fire and avian ecology in North America . (SÖREN SVENSSON).....	241
Sundström, T. & Olsson, C. 2005. Västerbottens kustfågelfauna. Inventering av kustfågelbestånden 2001/2002 . (SÖREN SVENSSON).....	242

Avhandlingsanälningar – Dissertation reviews

Berlin, S. 2004. The effects of mutation and selection on the rate and pattern of molecular evolution in birds . (STAFFAN BENSCH).....	182
Borge, T. 2004. Genetics and the origin of two flycatcher species . (MIKAEL ÅKESSON).....	123
Ekblom, R. 2004. Immunoecology of the great snipe (<i>Gallinago media</i>) . (HELENA WESTERDAHL).....	243
Lange, H. 2003. Social dominance and agonistic communication in the great tit . (ANNA NILSSON).....	122
Lind, J. 2003. Adaptive body regulation in the life history of birds . (ÅKE LINDSTRÖM).....	57
Muheim, R. 2004. Magnetic orientation in migratory birds . (ULF OTTOSSON).....	60
Nyström, J. 2004. Predator-prey interactions of raptors in an arctic community . (SÖREN SVENSSON).....	55
Ottvall, R. 2004. Population ecology and management of waders breeding on coastal meadows . (GUNNAR GUNNARSSON).....	61
Roos, S. 2004. Nest predation processes and farmland birds. Habitat selection and population dynamics of predators and prey . (SÖREN SVENSSON).....	54
Seiler, A. 2003. The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden . (SÖREN SVENSSON).....	125
Stjernman, M. 2004. Causes and consequences of blood parasite infections in birds . (JONAS WALDENSTRÖM).....	52
Thuman, K. 2003. Female reproductive strategies in the ruff (<i>Philomachus pugnax</i>) . (RICHARD OTTVALL).....	58