

Ornis Svecica

Vol 17 No 1 2007



Ornis Svecica is indexed in BIOSIS, CSA/Ecology Abstracts, Zoological Record, and Elsevier Bibliographical Databases. Free access to abstracts in www.eurobirding.com.

ORNIS SVECICA utges av Sveriges Ornitologiska Förening. Tidskriftens mål och inriktning är att utgöra ett forum för primära forskningsrapporter, idéutbyte, debatt och brev rörande ornitologins alla områden. Bidrag som rör Europas fågelfauna prioriteras. Bidrag om generella frågor tas emot oberoend av ursprung. Vi vill särskilt uppmantra icke professionella ornitologer att sända in sina resultat och idéer men välkomnar givetvis bidrag från professionella forskare. Språket är svenska eller engelska med en utförlig sammanfattning på det andra språket.

ORNIS SVECICA is issued by the Swedish Ornithological Society. The aims and scope of the journal are to provide a forum for original research reports, communications, debate and letters concerning all fields ornithology. Contributions dealing with the European bird fauna are given priority. Contributions on general problems are considered independent of origin. We particularly encourage nonprofessional ornithologists to submit their results and ideas but of course welcome submissions from professional scientists. The language will be English or Swedish with a comprehensive summary in the other language.

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

Redaktörer *Editors*

Anders Brodin, Martin Green, Dennis Hasselquist,
Anders Hedenström, Åke Lindström, Roland Sandberg,
Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund
Johan Lind, Zoologiska inst., Stockholms universitet,
106 91 Stockholm

Jonas Waldenström, Inst. f. biologi och miljövetenskap,
Högskolan i Kalmar, 391 82 Kalmar

Korrespondens *Correspondence*

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

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

Prenumeration *Subscription*

Prenumeration på ORNIS SVECICA kostar 260 SEK till svenska adresser och 310 SEK till utländska adresser. Denna avgift inkluderar ej medlemskap i SOF. Medlemsavgiften är 385 SEK (190 SEK för person under 21 år) till svenska adresser och 555 SEK (405 SEK) till utländska adresser. Medlemsavgiften inkluderar både ORNIS SVECICA och VÅR FÅGELVÄRLD.

Subscription to ORNIS SVECICA is 290 SEK to addresses abroad and 240 SEK to addresses in Sweden. This fee does not include membership. The membership fee is 530 SEK to addresses abroad (340 SEK for members younger than 21 years) and 360 SEK (160 SEK) to addresses within Sweden. This fee includes both ORNIS SVECICA and the more popular journal VÅR FÅGELVÄRLD.

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

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

Adresser *Addresses*

Föreningens kontor *Office of the Society*: Sveriges Ornitologiska Förening, Stenhusa gård, 380 62 Mörbylånga.
Vår Fågelvärlds redaktion *Editor of Vår Fågelvärld*: Anders Wirdheim, Genvägen 4, S-302 40 Halmstad.
Ornis Svecicas redaktion *Editors of Ornis Svecica*: c/o Sören Svensson, Ekologihuset, S-223 62 Lund.

Ornis Svecica

Vol. 17, 2007

Huvudredatör *Editor-in-chief*
Sören Svensson

Redaktörer *Editors*
**Anders Brodin, Martin Green, Dennis Hasselquist,
Anders Hedenström, Johan Lind, Åke Lindström,
Roland Sandberg, Jonas Waldenström**



~ SVERIGES ~
ORNITOLOGISKA
FÖRENING
~

Swedish Ornithological Society

Ornis Svecica utges av Sveriges Ornitologiska Förening, Ekhagsvägen 3, 104 05 Stockholm.
Ornis Svecica is published by the Swedish Ornithological Society, Ekhagsvägen 3, 104 05 Stockholm.
ISSN 1102-6812

Phenology of spring migration of Wood Sandpiper *Tringa glareola* through Europe

Grönbenans Tringa glareola fenologi under vårflyttningen genom Europa

MAGDALENA REMISIEWICZ, WŁODZIMIERZ MEISSNER, PAVEL PINCHUK & MATEUSZ ŚCIBORSKI

Abstract

Phenology and dynamics of spring migration of the Wood Sandpiper through Europe was analysed, using both literature and new field data collected at five wetlands in Central Europe (N Poland and S Belarus). The passage through all Europe lasted from mid-March until end of June and at the five Central European sites between mid-April and end of May. Migration was very concentrated (50% of migrants during 6–10 days), and median dates at all Central European sites were between 3 and 15 May. Regression of mean peak dates on latitude of the sites showed that spring migration through Europe was quick, about 97 km/day. In most years passage had one peak, but two peaks in some seasons at eastern sites may reflect passage of migrants using a SE route or be an effect of

adverse weather. Migration intensity varied among seasons. This may have been caused by changes of water levels or other habitat components. Tight timing of spring passage suggests that in Central Europe the Wood Sandpiper adopt a time-minimising migration strategy.

Magdalena Remisiewicz, (corresponding author), Włodzimierz Meissner, and Mateusz Ściborski, Avian Ecophysiology Unit, Dept. of Vertebrate Ecology and Zoology, Univ. of Gdańsk, al. Legionów 9, 80-441 Gdańsk, Poland; e-mail: biomr@univ.gda.pl
Pavel Pinchuk, Institute of Zoology, Belarusian National Academy of Sciences, Akademichnaya Str. 27, 220072 Minsk, Belarus; e-mail: ppinchuk@mail.ru

Received 19 June 2006, Accepted 8 February 2007, Editor: A. Hedenström

Introduction

In spring, Wood Sandpipers *Tringa glareola* are numerous migrants, widespread over the majority of European inland (Glutz von Blotzheim et al. 1977, Cramp & Simmons 1983). Most Wood Sandpipers that pass through these areas spend the winter in sub-Saharan Africa and in spring they return to their breeding grounds in Fenno-Scandia, the Baltic States and northwestern Russia (Myhrberg 1961, Lebedeva et al. 1985, Meissner 1997, Underhill et al. 1999, Remisiewicz 2005). En route they use a wide variety of inland wetlands as stopover places and only low numbers forage at coastal mudflats (Glutz von Blotzheim et al. 1977, Cramp & Simmons 1983, Meltofte 1996).

The existing knowledge of the spring passage of Wood Sandpipers through Europe comes mainly from counts conducted in many wetlands spread over the whole continent (see Appendix 1). However, the data on spring passage of this species in Central Europe, at areas located close to its breeding range, which can be the last stopover places before arrival at nesting grounds, are limited and

dispersed. Some materials on Wood Sandpiper migration have been summarised by Glutz von Blotzheim et al. (1977) and OAG Münster (1994). However, since these publications numerous new data on spring passage have been published, thanks to the interest in the migration of this species, increased by the research project of the International Wader Study Group “*Tringa glareola* 2000” coordinated by WRG KULING (Remisiewicz 2005).

The main aim of this paper is to present an overview of the phenology and the course of spring migration of the Wood Sandpiper through Europe. In particular, we want to test the hypothesis of a very quick and condensed northward passage and explain variation of migration intensity and dynamics in the context of the migration strategy of the species.

Study areas and methods

The analysed data on phenology of Wood Sandpiper spring passage through Europe include dates of the earliest observations, migration peaks and the last records at sites presented in Figure 1. Data from most sites were collected from available literature

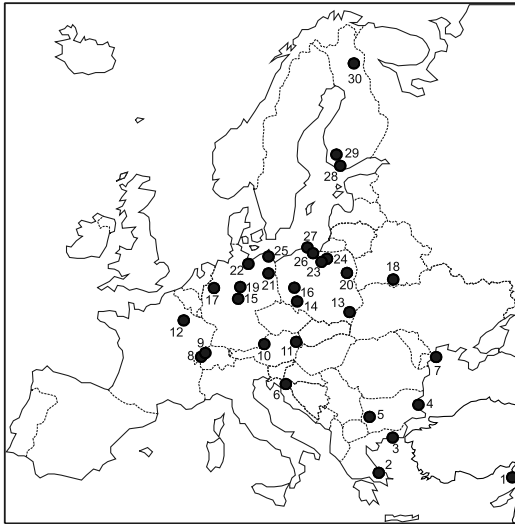


Figure 1. Sites discussed in the study. The site numbers correspond with those in Appendix 1; names and geographical coordinates of sites given in Appendix 1.

Lokaler som diskuteras i denna studie. Lokalernas nummer motsvarar de i Appendix 1, där deras namn och geografiska koordinater ges.

sources (Appendix 1). Spring migration phenology and dynamics in Central and Eastern Europe was analysed in more detail, based on our own counts at five sites located in N and NE Poland and in S Belarus (Figure 1). These surveys were performed from mid-April until mid-May or the end of May, covering the entire migration of the species, in different years within the period 1996–2005. Descriptions of the study sites are presented below, and periods of counts at each site are given in Table 1.

Mechelinki Meadows

This 120 ha wetland is situated in N Poland, on the coast of Gulf of Gdańsk (Figure 1, site 27). The site consists of open wet meadows and rushes, with water stagnating in spring. At this site studies were conducted in 1994–1998 and 2000. In the periods of pentad counts (Table 1), controls were done two or three times per pentad; during the period of daily counts only single controls were missed.

Drewnica Meadows

This site, located in N Poland about 3–4 km up the Vistula river mouth within its flood embankments, is ca 190 ha temporarily flooded open meadows

(Figure 1, site 28). Wader counts were performed there in 1997–1999. In the periods of pentad counts (Table 1), controls were done two or three times per pentad (Wójcik et al. 1999).

Nisko

This ca 50 ha wetland is located in NE Poland (near Olsztyn), in the Sajna river valley (Figure 1, site 24). It is a mosaic of reedbeds, rushes and aquatic plants, permanently flooded by river water. At this site pentad counts were conducted in 2000, and daily counts in 2003 (see Table 1).

Kwiecewo

This site is located in NE Poland, ca 50 km southwest of Nisko (Figure 1, site 23). It is a natural ca 60 ha shallow lake among farmland. Its shallow littoral zone, with abundant water vegetation and rushes, and surrounding wet meadows, provide favourable foraging and resting conditions for Wood Sandpipers. Daily counts were conducted there in 2004 and 2005 (Table 1).

Turov

This site, located in S Belarus in the floodplain of the Pripyat river (figure 1, site 18), consists of ca 200 ha grazed meadows. Large oscillations of flooded area among years, due to different water level in the Pripyat river, are characteristic of this place. Counts of waders in 2002 were performed twice or more times per pentad and in 2005 on a daily basis (Table 1). In 2004 controls were irregular and only maximum observations are used in this paper.

The periods of counts at each site in most years included the entire period of Wood Sandpiper migration. In the remaining years the counts covered the main peaks and the majority of Wood Sandpiper passage. At most sites daily counts were conducted during the main concentration of migration, as shown in Table 1. Before and after this period, counts were done 2–3 times per five-day period (pentad); these counts will be referred to as “pentad counts”. Based on both daily and pentad counts, migration dynamics at each site was analysed using the standard pentad scheme of Berthold (1973). For each year and site, the mean and maximum number of Wood Sandpipers in a pentad were presented. This pentad migration dynamics was compared with the pentad pattern of spring migration available from the literature data. For years when daily counts were conduct-

ed at studied sites, the reference period when counts were performed in each year was established as 29 April–13 May. For these years, the median migration date and 1st and 3rd quartiles were calculated and compared by the Kruskal-Wallis test and *post-hoc* Dunn's test (Zar 1996). The dates of the first arrival, mean peaks and median dates, obtained from the studied sites were combined with the analogous information collected by the survey of the available literature sources. Based on both literature and our field data, we analysed the timing and speed of the birds' northward movement through the continent. We checked the relation of the first arrival or the peak dates and the geographical latitude of stopover sites from all over Europe by Pearson correlation coefficient. We estimated migration speed according to the slope of regression equation. Statistical analyses were carried out with the software package STATISTICA 6 (Statsoft 2003), significance level of $p < 0.05$ was accepted.

To check whether variation in seasonal migration pattern has a local or wider character, we compared daily migration dynamics between sta-

tions Mechelinki and Drewnica Meadows, which worked contemporaneously in a few seasons, in particular in 1997, and between the more distant stations Kwiecewo and Turov that operated at the same time in 2005. One missing count in each of these seasons was filled with the mean number from the two neighbouring days. To compare migration intensity between years at the same station and between sites, we calculated the mean number of birds per count for each site and season. The total number of birds observed at a site during all counts within the reference period was summed up for each season (years with both pentad and daily counts considered). This total does not reflect the real number of migrant Wood Sandpiper in a given season, due to unknown turn-over rates. However, we assumed that the length of the birds' stay did not differ among seasons to an extent that would substantially influence the observed totals. These totals were divided by the number of counts (7–15 counts evenly distributed within the reference period), providing the measure of migration intensity in a certain season.

Table 1. Periods of pentad counts (one to three counts per five-day period) and daily counts at the studied sites in subsequent years.

Perioder med pentadräkningar (en till tre räkningar per femdagarsperiod) och dagliga räkningar vid de studerade lokalerna.

Site <i>Lokal</i>	Year <i>År</i>	Pentad counts <i>Pentadräkningar</i>	Daily counts <i>Dagliga räkningar</i>
Mechelinki Meadows	1994	12 Apr–22 Apr 14 May–30 May	23 Apr–13 May
	1995	14 Apr–20 Apr 12 May–30 May	21 Apr–11 May
	1996	12 Apr–22 Apr 20 May–30 May	24 Apr–19 May
	1997	–	30 Apr–12 May
	1998	25 Apr–28 Apr 18 May–29 May	29 Apr–17 May
	2000	–	28 Apr–10 May
Drewnica Meadows	1997	25 Apr – 28 Apr 16 May – 30 May	29 Apr – 15 May
	1998	24 Apr – 2 May 11 May – 19 May	3 May – 10 May
	1999	12 May – 17 May	27 Apr – 11 May
Nisko	2000	8 Apr – 14 May	–
	2003	–	28 Apr – 14 May
Kwiecewo	2004	–	24 Apr – 12 May
	2005	–	28 Apr – 14 May
Turov	2002	27 Feb – 30 May	–
	2005	–	25 Mar – 18 May

Results

Phenology of Wood Sandpiper spring migration through Europe

Spring migration of Wood Sandpipers through Europe lasts from mid March to the beginning of June, as shown by the literature data (see Appendix 1) and our own results. Dates of first arrival showed over two months difference between the southern and northern parts of Europe (Figure 2). The earliest occurrence was recorded on 5 March at Draganic fishponds in Croatia (Radovic et al. 1999) and the latest on 7 May at Yyteri in Finland

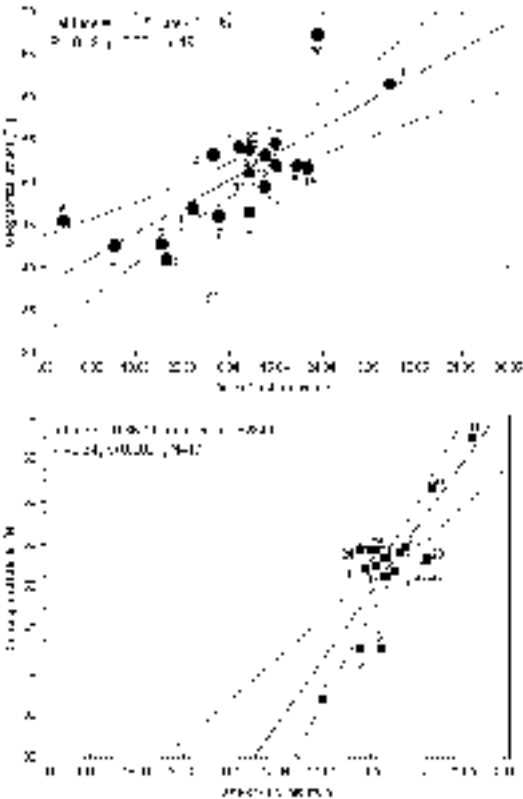


Figure 2. Correlation of dates of first occurrence and daily maximum of Wood Sandpipers and geographical latitude of the site, based on our results and literature data presented in Appendix 1. Open sign – outlier data excluded from regression. Dashed lines – 95% confidence interval around regression line (solid line).

Sambandet mellan första ankomst och dagligt maximum och lokalens geografiska läge, baserat på såväl egna data som litteraturuppgifter enligt Appendix 1. Öppen symbol – avvikande värde som uteslutits från regressionen. Streckade linjer – 95% konfidensintervall runt regressionslinjen (heltdragen).

(A. Eriksson, pers. comm.). At some sites, particularly in Southern Europe and Asia Minor, Bulgaria, Greece and Israel, the earliest migrants occurred in low numbers already in the end of March (Akriotis 1991, Nankinov et al. 1998, Dalakchieva & Popov 2002, Yosef et al. 2002). At most Central European sites spring passage of Wood Sandpipers fell in the middle of this period – the passage begun between 8 and 22 April. Thus, the site- and season-dependent variation of the first arrival date at these sites was only 14 days (Figure 2). This was also the case at the studied Polish and Belarusian sites, where the first observations came from 8 April 2000 at Nisko and 13 April 2002 at Turov. The relatively late date of first arrival (3 April) at the south-east of Turkey (Çukurova Deltas; Berrevoets et al. 1994) draws attention (Figure 2). This date departs significantly from the pattern of the remaining sites, and was therefore excluded from the analysis of the relation between first occurrence date and geographical location of sites. The dates of first arrival at all remaining European stopover sites were positively correlated with the geographical latitude of the sites ($r=0.72$, $p<0.001$, $n=19$), reflecting the northward progress of spring passage. A significant regression was obtained (Figure 2), with 10 out of 19 data points falling within the 95% confidence interval.

The major wave of migrants moved northwards over Europe during one month, from 24 April in Turkey (Çukurova Deltas; Berrevoets et al. 1994) to 23 May in Finland (Itä-Lapin; Saari et al. 1998), as shown in Figure 2. At all analysed Central European sites the variation between sites and years in the occurrence of the main peak was only two weeks (29 April–15 May, Figure 2). At the studied Polish and Belarusian sites, the peak fell in the first week of May in all years. The maximum numbers of Wood Sandpipers reached during one count at Polish sites were 1371 individuals at Nisko (1 May 2000) and 1000 individuals at Turov (2 May 2004). The movement of this main peak of Wood Sandpiper migration through the continent was positively correlated with the geographical latitude of the stopover sites ($r=0.81$, $p<0.0001$, $n=17$). The slope of the regression (Figure 2) allowed us to estimate the migration speed at 52 minutes/day, i.e. ca 97 km/day. For 11 sites, peak dates were concentrated within 95% confidence interval around the regression line.

The time spans between the first observations and the main wave of migrants are worth attention. In Bulgaria (on Atanasovsko Lake and near Sofia) the first migrants occurred over 40 days earlier than

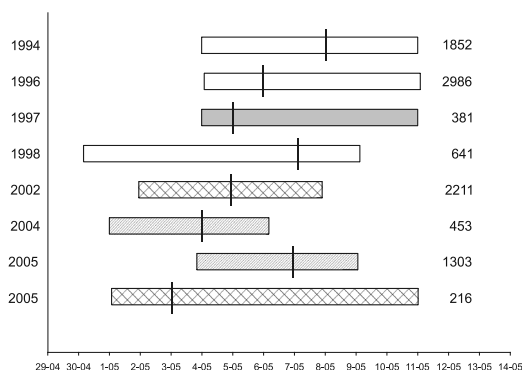


Figure 3. Comparison of phenology of spring migration of Wood Sandpipers at the studied sites. Bars – interquartile increments (25–75% of birds), vertical lines – medians; white bars – Mechelinki Meadows, grey bar – Drewnica Meadows, hatched bars – Turov, lined bars – Kwiecewo; numbers at sides of bars give the number of birds in the reference period. *Jämförelse av vårfenologin för grönbena på de olika lokalerna. Horisontella staplar – 25–75% av fåglarna, vertikala linjer – medianer, vita staplar – Mechelinki, grå staplar – Drewnica, korsade staplar – Turov, linjerade staplar – Kwiecewo. Värderna vid staplarna anger antal fåglar under referensperioden.*

the main wave (Nankinov et al. 1998, Dalakchieva & Popov 2002), while at the wetlands of Central Europe (Germany, Poland, Belarus), the difference was 15–33 days (Kube 1988, Lontkowski et al. 1988, Dierschke & Dierschke 1990, Górski & Nowakowski 1999, our data).

Spring passage of Wood Sandpipers at the studied Polish and Belarusian sites was concentrated within the first half of May (Figure 3). In seasons when daily counts were available, 50% of the birds migrated during 6 to 10 days (interquartile increment) of an intensive passage. All median dates of migration for the Polish and Belarusian sites in different years fell between 3 and 8 May. Median dates of passage at stopover sites in the whole of Europe in different seasons were also very concentrated in a short period between 5 and 13 May, and a similar, condensed passage was observed in Austria and Germany (Winkler & Herzig-Straschil 1981, Dierschke & Dierschke 1990, Pannach 1992, Sauvage 2000, Anthes et al. 2002). The last migrants were observed in Central Europe until the end of May with the latest record from 30 May (Mechelinki in 1996 and Turov in 2002).

Table 2. Total number of birds observed, number of counts, and mean number of birds per count (‘migration intensity’) during the reference period (30 April–13 May) at the studied sites and seasons.

Totlat antal observerade individer (ind.), antal räkningar (räkn.) samt medeltal individer per räkning (flyttintensiteten) under referensperioden 30 april–13 maj.

Site	Year	Birds	Counts	Mean
<i>Lokal</i>	<i>År</i>	<i>ind.</i>	<i>räkn.</i>	<i>medel</i>
Mechelinki	1994	1852	15	123.5
Meadows	1995	2443	13	187.9
	1996	2839	14	202.8
	1997	632	11	57.5
	1998	641	15	42.7
	2000	799	12	66.6
Drewnica	1997	381	15	25.4
Meadows	1999	797	13	61.3
Nisko	2003	2211	15	147.4
Kwiecewo	2004	453	14	32.4
	2005	1303	15	86.9
Turov	2002	734	7	104.9
	2005	200	14	14.0

Migration pattern

Despite similar median dates of passage, migration dynamics of Wood Sandpipers differed significantly among the studied Polish and Belarusian stations and seasons (Figure 3; Kruskal-Wallis test: $H_{4,8071}=358.08$, $p<0.0001$). Differences in the course of passage between all the stations and even between consecutive seasons at the same station (Figure 3), were highly statistically significant (*post-hoc* Dunn test: for all pairwise comparisons – $p<0.0001$). In addition, the total numbers of counted birds fluctuated strongly from year to year. We did not find any common trends of changes in numbers for the stations that operated in the same years (Table 2). The highest mean number of Wood Sandpipers per count was over 200 birds (in 1996 at Mechelinki Meadows), and the lowest was 14 birds (in 2005 at Turov). At Mechelinki Meadows, the numbers of birds observed in 1994–1996 were high, but they were much lower in 1997–1998 and 2000. At Drewnica Meadows, located only 50 km away, the mean number of Wood Sandpipers during a count was lowest in 1997 but twice as high in 1999 (Table 2). At Turov in 2002 and at Nisko in 2003 Wood Sandpipers were particularly

abundant. In contrast, at Turov in 2005 very low numbers of birds were observed, while in the same season at Kwiecewo migration intensity was more than twice that in the previous year (Table 2).

Two main patterns of Wood Sandpiper migration dynamics were identified at the studied Polish and Belarusian sites (Figure 4) and in the literature data. The typical passage at the Polish stations had one peak between the first (3 May) and the third (13 May) pentad of May. In most years this main migration peak lasted for two of these pentads, e.g. in 1994 at Mechelinki Meadows and in 2005 at Kwiecewo, but in some seasons intensive migration lasted even for over 4 pentads, as in 1996 at Mechelinki Meadows. This pattern was common in many places of Europe and at several other sites in Poland (Kuzniak & Lorek 1993, Meissner & Sikora 1995, Górski & Nowakowski 1998, 1999), in Denmark (Melfotte 1993), Germany (Bruch & Löschau 1973, Harenger et al. 1973, Kowalski 1985), Switzerland (Leuzinger & Jenni 1993), Romania (Sandor & Virginas 1998), Italy (Scebba & Moschetti 1996) and Greece (Akriotis 1991). The dates of this main peak were very similar at the studied sites and in other Central European wet-

lands with all peaks within the period 1–10 May (Figure 2). In some years and sites, e.g. at Turov in 2002 and 2005 and at Mechelinki Meadows in 1998, the passage had two migration peaks (Figure 4). In these cases the first migration peak occurred in the end of April and the second peak was observed in the second pentad of May, as the main peak in other years and stations.

In 1997 counts were done simultaneously at two sites in N Poland, Mechelinki Meadows and Drewnica Meadows (Figure 5). The daily spring migration pattern was generally similar, with two migration waves (Figure 5). The first wave at Mechelinki Meadows occurred 3–7 May, and at Drewnica Meadows 4–6 May. The second migration wave occurred 9–11 May at Mechelinki Meadows and two days later at Drewnica Meadows (11–12 May). However, the number of birds observed at Drewnica Meadows was slightly higher during the first than during the second peak, while at Mechelinki Meadows numbers during the second peak were about 2.5 times higher than during the first one. In 2005, when daily counts were conducted simultaneously at Kwiecewo and Turov, the migration pattern at these stations was very different (Figure 5). At

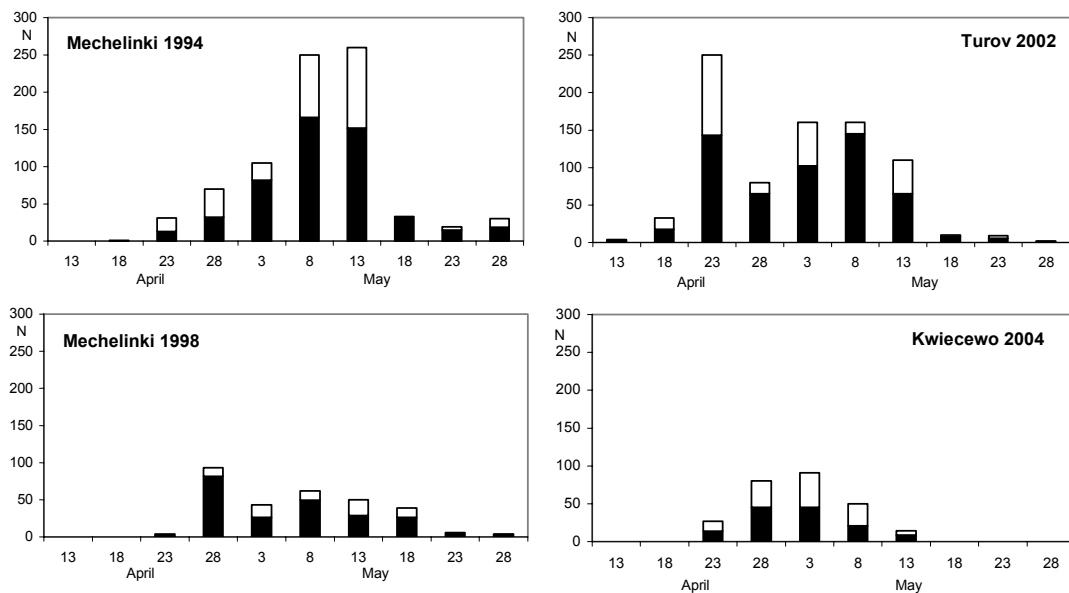


Figure 4. Pentad spring migration dynamics of Wood Sandpipers at selected sites and seasons in reference period (29 April–13 May). Black bars – mean number of birds observed in a pentad, white bars – maximum count in a pentad; pentads described by their middle dates.

Flyttningmönster under pentader på valda plaster och år under referensperioden (29 april–13 maj). Svarta staplar – medeltal fåglar i pentaden, vita staplar – maximalt antal under pentaden. Pentadn ange med dess medelddatum.

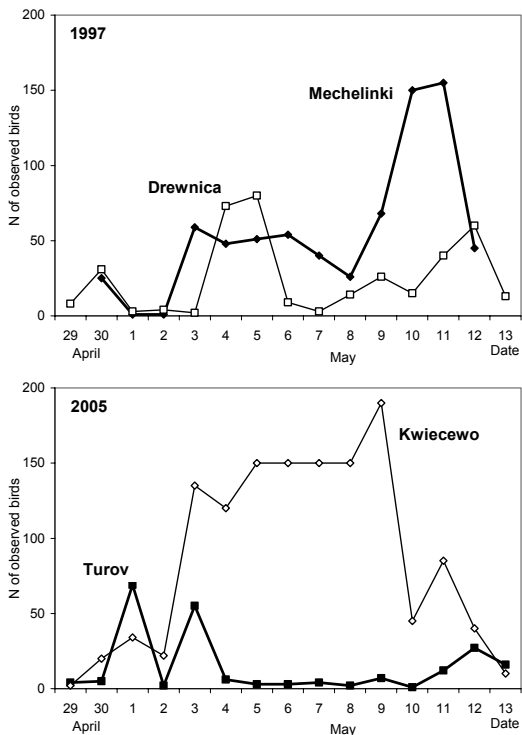


Figure 5. Comparison of daily migration dynamics at two sites working parallelly in 1997 (Mechelinki and Drewnica Meadows) and in 2005 (Kwiecewo and Turov).

Jämförelse mellan dagligt antal grönbenor på lokaler som bevakats samtidigt 1997 (Mechelinki och Drewnica) och 2005 (Kwiecewo och Turov).

Turov, the majority of migrants occurred between 29 April and 4 May and later migration intensity was very low; the second, small wave of migrants appeared between 11 and 14 May. At Kwiecewo, located ca 700 km to the west (Figure 1), the first migration started on 30 April and peaked between 3 and 9 May; the last small wave of migrants occurred on 11–13 May, as well as at Turov.

Discussion

Wood Sandpipers observed in spring throughout Europe are on their northwards passage from wintering grounds in the Mediterranean region and Africa south of the Sahara, towards breeding grounds in Fennoscandia, the Baltic countries and Western Russia (Myhrberg 1961, Glutz von Blotzheim et al. 1977, Lebedeva et al. 1985, Meissner 1997, Rem-

isiewicz 2005). Analysis of geographical location of the analysed European sites in relation to breeding grounds and distribution of ringing recoveries presented by Lebedeva et al. (1985), suggests that a higher proportion of Wood Sandpipers breeding in western Russia may be expected at the more eastern locations.

At most European wetlands, the passage had one main peak. Thus, this seems to be the most common pattern of Wood Sandpiper migration. Two peaks, similar to those noted at some Belarusian and Polish sites (Figure 4), have been observed only at few sites in Germany (Beitz 1985, Dierschke & Dierschke 1990, Pannach 1992), in Czech Republic (Fiala 1991) and Switzerland (Maumary et al. 1997). At these latter sites, data was pooled from many years. Occurrence of two peaks in such cases should be treated cautiously, because if timing of single peaks differs between seasons, pooled data may produce two peaks. However, in our data, analysed in separate seasons, the earlier April peak was evident in Turov and in one season at Mechelinki Meadows (Figure 4). These two migration peaks are too distant in time to reflect subsequent passage of males and females (Remisiewicz & Wennerberg 2006). Ringing recoveries show that through Western Europe Wood Sandpipers migrate almost exclusively to wintering areas in the Western Africa, while in Central and Eastern Europe migration routes are more to the east (Myhrberg 1961, Glutz von Blotzheim et al. 1977, Lebedeva et al. 1985, Meissner 1997, Bakken et al. 2003). Thus, the April peak, observed only at more eastern sites, might be formed by birds moving northward along the Eastern African migration flyway (Kam et al. 2004), and therefore not being represented in Western Europe. However, occurrence of two peaks in some seasons might also be an effect of weather, e.g. a delay caused by adverse conditions at earlier stages of migration.

The relatively late date of first arrival at SE Turkey (Figure 2) may indicate later passage of populations wintering in Asia Minor and East Africa, following the south-eastern migration route, suggested by ringing recoveries (Lebedeva et al. 1985). The time span between dates of the first arrival and the main migration peak in the south of Europe (in Bulgaria) was much greater than in the central part of the continent. The first broods of the Wood Sandpiper were observed in Belarus near Grodno already on 25 April (Nikiforov et al. 1989), while in other parts of the breeding range they occurred two to four weeks later. For example, in Karelia and near Ural, first broods were observed on 20–28

May (Kozlova 1961, Glutz von Blotzheim et al. 1977). Thus, it is possible that the very early migrants observed only in southern Europe may be the earliest breeders from the southern edge of the breeding range (Belarus or Ukraine), which do not occur on passage further north. The monthly span in the occurrence of earliest migrants in different regions of southern Europe would correspond with the monthly difference in dates of first broods between the western and the eastern part of the European breeding range of the Wood Sandpiper. However, analyses of dates of the earliest occurrence should be treated cautiously, as they can be biased by overlooking the first, usually single migrants, especially at stopover sites with irregular counts. Thus, such dates were not used here to estimate the migration speed.

Generally, spring migration of Wood Sandpipers through Europe lasts for ca 2.5 months and dates of first arrival show over two months difference between southern and northern Europe (Figure 2). Single birds (probably not breeding) remain for summer at stopover places outside the breeding range (e.g. Harengerdt et al. 1973, Nankinov et al. 1998). These individuals might be second-year birds that have abandoned breeding or were delayed on migration, as suggested for other wader species (Glutz von Blotzheim et al. 1977). The major wave of migrants, however, moves over Europe during only one month, and the calculated migration speed indicates a very quick northward migration at about 100 km/day. This value, however, should be treated only as a rough estimate because the wave of birds moves to the NE. The migration speed would be even higher if the true distance rather than latitude was considered in the calculation. Also the fact that the dates used came from different years would tend to make the estimated speed too low.

The fact that the majority of migrants pass through most Central European sites within just 10 days indicated that a very concentrated spring passage is typical of the Wood Sandpiper. Very similar median migration dates in Western, Central and Eastern Europe (Winkler & Herzig-Straschil 1981, Dierschke & Dierschke 1990, Pannach 1992, Sauvage 2000, Anthes et al. 2002, this study) and very close dates of occurrence of the main migration peak at all Central European sites (Figure 2) suggest that Wood Sandpipers migrate as a synchronised broad-front wave. Direct comparison of migration dates was difficult because in the majority of the cited papers only many-year averages were presented (e.g. Kowalski 1985, Harengerdt et al. 1973). However, similar dynamics and very close

dates of occurrence of main waves of migrants, observed at two sites in N Poland located ca 50 km apart (Figure 5), seem to confirm this synchronisation.

In spite of this concentration and regularity of migration timing, migration intensity (Table 2) and pentad course of migration dynamics varied greatly among seasons at the studied sites (Figures 3–5). This variability probably reflects the response of migrants to different conditions at given stopover sites and also during earlier stages of migration. Farmer & Wiens (1998) showed that in the Pectoral Sandpiper *Calidris melanotos*, a species also using inland stopover sites, spacing and quality of stopover sites can strongly influence the pattern of spring migration. Generally, numbers of waders using certain stopovers, strongly depend on actual environmental conditions offered by these sites (Piersma & Lindström 2004).

One of the most important factors that influence availability and quality of foraging places to migrant waders is water level at stopover sites, as indicated by changes in abundance, species diversity and migration phenology of waders at different water levels on e.g. the Lake Constance (Maumary et al. 1997) and the river Inn valley (Reichholf 1972). Among the sites we studied, daily migration dynamics of the Wood Sandpiper at Drewnica Meadows and changes of the water level in the Vistula river valley were clearly correlated in 1998, when the majority of passage occurred in the period of a medium water level (Ściborski 2000).

However, at this site in 1997 and 1999, no relation between water levels and migration course or intensity was found (Ściborski 2000), which suggests that other factors may also affect migration pattern observed at a certain site. Waders can be flexible in their selection of stopover sites, and their choice depends on the conditions that the site offers, such as predation pressure and food availability (Ydenberg et al. 2002, Gudmundsson et al. 1991). They also react quickly to changes in habitat quality (Wójcik et al. 1999), which has been described also in the Wood Sandpiper (Meissner 1997). This could be the case at Mechelinki Meadows where a remarkable decrease in the numbers of Wood Sandpipers was observed between 1994–1996 and 1997–2000. This decrease could have been an effect not only of a change of the water levels, but also of another habitat change. At this site, due both to low water levels and decrease of cattle grazing over the years, the wet meadows used by migrant waders gradually turned into reed beds (Meissner et al. 2004).

We show here that spring migration of the Wood

Sandpiper through Central Europe is very quick and condensed, yet characterised by great year-to-year variation in numbers of migrants observed at subsequent stopover sites. In general, spring migrants seem to be time selected, due to high costs of being late in breeding grounds (Myers 1981, Lyons & Haig 1995). For example, in Barnacle Geese reproductive success was correlated with the timing of spring migration and individuals departing from the final stopover site at intermediate dates achieved the highest success (Prop et al. 2003). Time minimized migration was suggested for many long-distance migrating waders (e.g. Farmer & Wiens 1999, Gudmundsson et al. 1991).

Waders migrating in spring from Africa across the European inland are not forced to use fixed refuelling sites like coastal waders, which depend strongly on intertidal habitats. In years when abundant food resources appear in many inland sites, some stopover sites may be skipped (Gudmundsson et al. 1991). Such flexibility could result in great differences of the number of migrants and migration pattern in a given site in subsequent seasons, as observed in the present study (Table 2, Figure 4).

It is also possible that, as found in the Bar-tailed Godwit *Limosa lapponica* (Scheiffarth et al. 2002) and Redshank *Tringa totanus* (Meissner 2000), Wood Sandpipers from southern and northern breeding populations have different migration routes and migration strategies due to different distances to cover between wintering and breeding grounds. However, ringing recoveries of Wood Sandpipers from wintering and breeding grounds and data on stopover ecology are too few to allow either confirmation or rejection of this hypothesis (Lebedeva et al. 1985, Underhill et al. 1999). Thus, further studies on migration strategies of this common, yet not very well known species are needed to solve this problem.

Acknowledgements

The paper was prepared thanks to the fellowship of the Józef Mianowski Fund – a Foundation for the Promotion of Science to Pavel Pinchuk. We are grateful to all colleagues who helped in the field-works at the WRG KULING and Turov ringing stations. We thank an anonymous reviewer whose comments helped to improve this paper. This is the paper no. 118 of the Waterbird Research Group KULING.

References

- Alerstam, T. & Lindström, Å. 1990. Optimal bird migration: the relative importance of time, energy, and safety. Pp. 331–351 in *Bird migration: physiology and ecophysiology* (Gwinner, E. ed). Springer Verlag, Berlin.
- Akriotis, T. 1991. Weight changes in the Wood Sandpiper *Tringa glareola* in south-eastern Greece during the spring migration. *Ring. & Migr.* 12: 61–66.
- Anthes, N., Harry, I., Mantel, K., Müller, A. & Wahl, J. 2002. Notes on migration dynamics and biometry of the Wood Sandpiper (*Tringa glareola*) at the sewage farm of Münster (NW Germany). *Ring* 24: 41–56.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. *Norsk ringmergingsatlas*. Vol. 1. Pp: 305–306. Stavanger Museum, Stavanger.
- Baula, R. & Sermet, E. 1975. Le passage des Limicoles à Yverdon. *Nos Oiseaux* 33: 1–45.
- Beitz, W. 1985. Über den Durchzug der Limikolen am Maliner See, Kreis Waren (1957 bis 1982). *Orn. Rundbrief Meckl.* 28: 29–36.
- Berrevoets, C., Kivit, H. A. & Ovaa, A. 1994. Waterbird numbers in the Western Çukurova deltas. Pp: 21–74 in *Wader and waterfowl migration in the Çukurova deltas, South Turkey, spring 1990* (Kivit, H., A., Nijmejer, H. & Ovaa, A. eds.). WIWO-report 48, Zeist.
- Berthold, P. 1973. Proposals for the standardisation of the presentation of data of animal events, especially migratory data. *Auspicious*, Suppl.: 49–57.
- Bruch, A. & Löschau, M. 1973. Zum Vorkommen der Limikolen im Berliner Raum (II). *Orn. Mitt.* 23: 185–200.
- Chernichko, I. I., Yurchuk, R. N. & Zmienko, A. B. 1992. (Migrations of waders on the seacoast of the south-western of Ukraine). Pp. 164–182 in (*Seasonal migrations of birds in the territory of Ukraine*) (Voinstvenskiy, M. A. ed). Naukovaya Dumka, Kiev. (In Russian).
- Cramp, S. & Simmons, K. E (ed). 1983. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 3. Pp: 577–586. Oxford University Press, Oxford.
- Dalakchieva, S. & Popov, K. 2002. The Wood Sandpiper (*Tringa glareola*) on Lake Atanasovsko (E Bulgaria). *Ring* 24(1): 57–60.
- Dierschke, V. & Dierschke, J. 1990. Das Rastvorkommen der Limikolen (*Aves: Charadrii*) an den Schlammteichen der Zuckerfabrik Nörten-Hardenberg (Süd-Niedersachsen). *Göttinger Naturkundliche Schriften* 2: 73–110.
- Farmer, A. H. & Wiens J. A. 1998. Optimal migration schedules depend on the landscape and the physical environment: a dynamic modeling view. *J. Avian Biol.* 29: 405–415.
- Farmer, A. H. & Wiens J. A. 1999. Models and reality: time-energy trade-offs in Pectoral Sandpiper (*Calidris melanotos*) migration. *Ecology* 80: 2566–2580.
- Fiala, V. 1991. Der Durchzug der Watvögel Limicolae in Teichgebiet von Naměšt' n. Osl. *Zool. Listy* 22: 235–252.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M. & Bezzel, E. 1977. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 7. Akademische Verlag, Wiesbaden
- Górski, A. & Nowakowski, J. J. 1998. Spring assemblies of waders in flood plains of the lower Biebrza and the middle Narew river valleys. *Ring* 20: 35–50.
- Górski, A. & Nowakowski, J. J. 1999. The dynamics of waders numbers during the spring migration in flood plains of the Narew river valley near Wizna. *Ring* 21, 2: 69–78.

- Gudmundsson, G. A., Lindström, Å. & Alerstam, T. 1991. Optimal fat loads and long-distance flights by migrating Knots *Calidris canutus*, Sanderling *C. alba* and Turnstones *Arenaria interpres*. *Ibis* 133: 140–152.
- Harenger, M., Prünfte, W. & Speckmann M. 1973. Zugphänologie und Status del Limikolen in den Rieselfeldern der Stadt Münster. 1. Teil: *Haematopus bis Tringa*. *Vogelwelt* 94: 81–118.
- Kowalski, O. 1985. Zugphänologie und Bruten von Limikolen auf den Spülfächen Stau und Kattegatt in Lübeck. *Corax* 11, 1: 45–69.
- Kozlova, E. W. 1961. (*Fauna USSR. Vol. 2 – Charadriiformes*). Nauka. Moscow. (in Russian)
- Kube, J. 1988. Zum Limikolendurchzug in Unteren Oderal (1976–1986). *Beitr. Vogelkd.* 34: 177–193.
- Kunysz, P. & Hordowski, J. 1992. Migration of water-and-marsh birds in the Valley of the Middle San (South-eastern Poland). *Acta zool. cracov.* 35: 285–313.
- Kuźniak, S. & Lorek, G. 1993. (Birds of Wonieś reservoir and adjacent areas). *Prace Zakładu Biologii i Ekologii Ptaków UAM*, 2: 1–45. (In Polish).
- Lebedeva, M. I., Lambert, K. & Dobrynya, I. N. 1985. Wood Sandpiper – *Tringa glareola* L. Pp.97–105 in (*Migrations of birds of eastern Europe and southern Asia. Gruiformes – Charadriiformes*) (Viksne, J.A. & Mihelons, H. A. eds.). Nauka. Moscow. (In Russian)
- Leuzinger, H. & Jenni, L. 1993. Durchzug des Bruchwasserläufers *Tringa glareola* am Ägelsee bei Frauenfeld. *Orn. Beob.* 90: 169–188.
- Lonkowski, J., Okulewicz, J. & Drazny, T. 1988. (Birds (Non-Passeriformes) or irrigation fields and adjacent areas in north-western part of Wrocław). *Ptaki Śląska* 6: 43–96. (In Polish)
- Lyons, J. E. & Haig, S.M. 1995. Fat content and stopover ecology of spring migrant Semipalmated Sandpipers in South Carolina. *Condor* 97: 427–437.
- Malchevsky, A. S. & Pukinsky, Y. B. 1983. (*The birds of Leningrad Region and adjacent territories. History, biology, protection. Vol. 1 – Non-Passeriformes*). Leningrad University Press, Leningrad. 480 pp. (in Russian)
- Maumary, L., Baudraz, M. & Guillaume, T. 1997. La migration pré-nuptiale des Laro-Limicoles (*Charadriiformes*) à l’embouchure de la Venoge (rive nord du lac Léman). *Nos Oiseaux* 44: 125–155.
- Meissner, W. 1997. Autumn migration of Wood Sandpiper (*Tringa glareola*) in the region of the Gulf of Gdańsk. *Ring* 19, 1–2: 75–91.
- Meissner, W. 1998. Some notes on using walk-in traps. *Wader Study Group Bull.* 86: 33–35.
- Meissner, W. 2000. Autumn migration of the Redshank (*Tringa t. totanus*) in the region of the Gulf of Gdańsk (Poland). *Vogelwarte* 40: 179–188.
- Meissner, W. & Sikora, A. 1995. (Spring and autumn migration of waders *Charadrii* at Hel Peninsula). *Notatki ornitologiczne* 36: 205–237. (In Polish)
- Meissner, W., Żółkoś, K., Staszek, W., Bloch-Orłowska, J. & Błażuk, J. 2004. (*Management plan for the nature reserve „Mechelińskie Łąki”*). Ecotone, Sopot. (In Polish)
- Meltofte, H. 1993. Wader migration through Denmark: populations, non-breeding phenology and migratory strategies. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 87: 1–180.
- Meltofte, H. 1996. Are African wintering waders really forced south by competition from northerly wintering conspecifics? Benefits and constraints of northern versus southern wintering and breeding waders. *Ardea* 84: 31–44.
- Myers, J. P. 1981. A test of three hypotheses for latitudinal segregation of the sexes in wintering birds. *Can. J. Zool.* 59: 1527–1532.
- Myhrberg, H. 1961. The migration of the Wood Sandpiper (*Tringa glareola* L.) through Europe. (Ottensby Bird Station Report No. 31). *Vår Fågelvärld* 20: 115–145.
- Nankin, D., Shurulnikov, P., Nikolov, I., Nikolov, B., Dalakchieva, S., Hristov, I., Stanchev, R., Rogev, A., Dutsov, A. & Sarov, M. 1998. Studies of the waders (Charadriiformes) on the wetlands around Sofia (Bulgaria). *Riv. Ital. Orn., Milano*, 68, 1: 63–83.
- Nikiforov, M. E., Yaminski, B. V. & Shklyarov, L. P. 1989. (*The birds of Belorussia: guide-book of nests and eggs*). 479 pp. Vysh. Shk., Minsk. (in Russian)
- Nobel, W. T. de, Roder, F. E. de, Martejn, E. C. L., Meininger, P. L., Stuart, J. J., Schepers, F. & Westrienen, R. van. 1990. Birds in NE-Greece. Pp: 109–263 in *Birds of the wetlands in North-east Greece, spring 1987* (Meininger, P. L. ed). WWO-report 20, Zeist.
- OAG Münster. 1994. Aspects of spring migration of some waders species in inland Europe. *Wader Study Group Bull.* 73: 62–71.
- Pannach G. 1992. Phänologie Untersuchungen des Limikolenzugs 1979 bis 1991 in der Braunschweiger Rieselfeldern. *Braunschw. Naturkdl. Schr.* 4: 27–57.
- Piersma T. & Lindström Å. 2004. Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146 (Suppl. 1): 61–69.
- Prop J., Black M. & Shimmings P. 2003. Travel schedules to the high arctic: barnacle geese trade-off the timing of migration with accumulation of fat deposits. *Oikos* 103: 403–414.
- Radovic, D., Kralj, J. & Tutis, V. 1999. Migration pattern and seasonal activity of waders at Draganic fishponds in NW Croatia. *Wader Study Group Bull.* 90: 35–41.
- Reichholf, J. 1972. Der Durchzug der Bekassine Gallinago gallinago an den Stausseen am Unteren Inn, Anz. *Orn. Ges. Bayern* 11: 139–163.
- Remisiewicz, M. 2005. Current stage and perspectives of the project “Tringa glareola 2000”. *Ring* 27, 1: 109–114.
- Remisiewicz, M. & Wennerberg, L. 2006. Differential migration strategies of Wood Sandpiper (*Tringa glareola*) – genetic analyses reveal sex differences in morphology and spring migration phenology. *Ornis Fennica* 83: 1–10.
- Saari, L., Pulliainen, E. & Hietajärvi, T. 1998. *Itä-Lapin linnut*. Pp.6–113. Oulun yliopisto.
- Sandor A., Virginas A. 1998. Remarks on the status of Wood Sandpiper *Tringa glareola* in Romania. *Ring* 20: 123–125.
- Sauvage, A. 2000. Les Limicoles sur les bassins de décantation de la sucrerie d’Attigny, dans les vallées de l’Aisne et de la Chiers (Ardennes): phénologie de la migration, reproduction et hivernage. *Orfraie* numéro spécial, mars 2000: 181–186.
- Scebba, S. & Moschetti, G. 1996. Migration pattern and weight changes of Wood Sandpiper *Tringa glareola* in a stopover site in southern Italy. *Ring. & Migr.* 17: 101–104.
- Scheiffarth, G., Wahls, S., Ketzenberg, C. & Exo, K.-M. 2002. Spring migration strategies of two populations of bar-tailed godwits, *Limosa lapponica*, in the Wadden

- Sea: time minimizers or energy minimizers? *Oikos* 96: 346–354.
- StatSoft, Inc. 2003. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- Ściborski, M. 2000. (Spring migration of Wood Sandpipers *Tringa glareola* in the Gulf of Gdańsk region). M. Sc. Thesis, Univ. of Gdańsk, Poland. (In Polish).
- Teichmann, A. & Conrad, U. 1984. Zum Limikolenzug am südlichen Greifswalder Bodden auf der Grundlage von Planbeobachtungen. *Orn. Rundbrief Meckl.* 27: 8–35.
- Underhill, L.G., Tree, A. J., Oschadleus, H. D. & Parker, V. 1999. *Review of ringing recoveries of waterbirds in Southern Africa*. Pp. 73–74. Univ. of Cape Town. Cape Town.
- Winkler, H. & Herzig-Straschil, B. 1981. Die Phänologie der Limikolen im Seewinkel (Burgerland) in den Jahren 1963 bis 1972. *Egretta* 24 (2): 47–69.
- Wójcik, C., Rydzkowski, P. & Ściborski, M. 1999. The spring migration of waders (*Charadrii*) in the lower Vistula valley. *Ring* 21: 79–90.
- Yndenbergh, R. C., Butler, R. W., Lank, D. B., Guglielmo, C. G., Lemon, M. & Wolf, N. 2002. Trade-offs, condition dependence and stopover site selection by migrating sandpipers. *J. Avian Biol.* 33: 47–55.
- Yosef, R., Tryjanowski, P. & Remisiewicz, M. 2002. Migration characteristics of the Wood Sandpiper (*Tringa glareola*) at Eilat (Israel). *Ring* 24, 1: 61–69.
- Zar J.H. 1996. *Biostatistical Analyses*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey.

Sammanfattning

Grönbenans vårflyttningsfenologi analyserades med hjälp av räkning av rastande grönbenor vid ett antal lokaler i Polen och Vitryssland. Även publicerad information analyserades. Totala antalet lokaler som analysen baseras på visas i Figur 1. Det var ett signifikant samband mellan latitude och datum för passage av vårsträcket (Figur 2), vilket tyder på att sträckfronten rör sig norr ut som en vågrörelse. Den genomsnittliga hastigheten på vårflyttningen var ca 100 km/dag. Normalt var sträckperioden vid en given lokal kort, med ca 50% av antalet grönbenor inom loppet av 6–10 dagar. Vissa år förekom en tvåtoppighet i passagen (Figur 4), vilket kan bero på olika tidsmässig passage mellan år, inslag av olika populationer eller väderfaktorer som fått sträcket att stanna upp. Mediandatum vid centraleuropeiska lokaler inföll mellan 3–15 maj (Figur 5). Flyttningsintensiteten varierade med en factor 2–3 mellan olika år. Faktorer som kan påverka antalet rastande grönbenor diskuteras. Även grönbenans generella flyttningsstrategi på våren diskuteras, och vi föreslår att grönbenan är en tidsminimerare.

Appendix 1. Locations of described Wood Sandpiper stopover sites and phenological records from these sites, used in analyses of relation of migration timing and geographical location of a site, and literature sources of the data used. Numbers of sites are the same as in Figures 1 and 2.

Läget för de beskrivna rastplatserna för grönbena och fenologiska observationer på dessa plaster, vilka använts i analyserna av flyttningens tidsschema i förhållande till platsens läge. Antalet lokaler är detsamma som i Figur 1 och 2.

No	Site, country	Latitude	Longitude	First arrival	Daily max.	Median date	Reference
	<i>Lokal, land</i>			<i>Första ankomst</i>	<i>Dagligt max.</i>	<i>Median-datum</i>	
1.	Çukurova deltas, TR	36°40'N	35°26'E	3 Apr	24 Apr		Berrevoets et al. 1994
2.	Valtos Psachnon, GR	38°30'N	23°40'E				Akriotis 1991
3.	Porto Lagos, GR	40°58'N	25°10'E	25 Mar			Nobel de et al. 1990
4.	Atanasovsko Lake, BU	42°35'N	27°30'E	15 Mar	1 May		Dalakchieva & Popov 2002
5.	Sofia, BU	42°45'N	23°15'E	24 Mar	5 May		Nankinov et al. 1998
6.	Draganic fishpond, CR	45°30'N	15°31'E	05 Mar			Radovic et al. 1999
7.	S-W Ukraine coast, UA	46°00'N	30°30'E	4 Apr			Chernichko et al. 1992
8.	Venoge River mouth, SU	46°30'N	06°32'E	10 Apr			Maumary et al. 1997
9.	Yverdon, SU	46°48'N	06°38'E	30 Mar			Baula & Sermet 1975
10.	Seewinkel, AT	48°35'N	13°40'E			9 May	Winkler & Herzig-Straschil 1981
11.	Hohenau-Ringelsdorf, AT	48°40'N	16°54'E				G. Wichmann, pers. com.
12.	Attigny, FR	49°28'N	04°35'E	13 Apr		6 May	Sauvage 2000
13.	Middle San, PL	50°00'N	23°14'E				Kunysz & Hordowski 1992
14.	Wroclaw, PL	51°05'N	17°00'E	10 Apr	6 May		Lontkowski et al. 1988
15.	Nörten-Hardenberg, DE	51°39'N	09°56'E	21 Apr	8 May	13 May	Dierschke & Dierschke 1990
16.	Zbiornik Wonieść, PL	51°55'N	16°42'E	19 Apr			Kuźniak & Lorek 1993
17.	Münster, DE	52°02'N	07°39'E			9 May	Anthes et al. 2002
18.	Turov, BY	52°04'N	27°44'E	15 Apr	2 May		our data våra data
19.	Braunshweig, DE	52°15'N	10°34'E		4 May	6 May	Pannach 1992
20.	Wizna, PL	53°12'N	22°24'E	13 Apr	14 May		Górski & Nowakowski 1999
21.	Schwedt, DE	53°15'N	14°00'E	3 Apr	6 May		Kube 1988
22.	Lübeck, DE	53°54'N	10°46'E	10 Apr	9 May		Kowalski 1985
23.	Kwieciewo, PL	53°57'N	20°19'E		9 May	1 May	our data våra data
24.	Nisko, PL	54°04'N	21°02'E	8 Apr	1 May	6 May	our data våra data
25.	Greifswalder Boden, DE	54°12'N	13°26'E		4 May		Teichmann & Conrad 1984
26.	Drewnica, PL	54°17'N	18°58'E		3 May	9 May	our data våra data
27.	Mechelinki, PL	54°37'N	18°31'E	15 Apr	10 May	8 May	our data våra data
28.	Aasla, FI	60°30'N	21°95'E				Asko Eriksson, pers. com.
29.	Yyteri, FI	61°30'N	21°30'E	7 May	15 May		Asko Eriksson, pers. com.
30.	Itä-Lapin, FI	67°20'N	28°12'E	23 Apr	23 May		Saari et al. 1998

Recovering bird diversity by landscaping a landfill: early stages of succession

Återskapande av fågeldiversitet genom utformning av en utfyllnad: tidiga stadier i successionen

TAPIO SOLONEN

Abstract

A Finnish pilot project of landscaping a landfill is aimed at creating conditions for a diversified and abundant flora and fauna. In 1997–2005, one part, a recent sand heaping mound was managed, while a second part, a former communal waste dump, was left for free vegetation succession. The birds of the open landfill area (45 ha) and surrounding forest (30 ha) were censused by territory mapping during four breeding seasons (1997, 2003–2005). The changes in the avifauna of the landscaped part were compared to those of the unmanaged one and the surrounding forest. In the open habitats, the total abundance of ground-nesting birds remained rela-

tively stable while the species nesting in scrub clearly increased. However, the ground-nesters increased in the recently landscaped heaping mound, but decreased in the unmanaged area. The bird diversity seemed to change in the expected manner, following the rapid early succession of vegetation. Accordingly, continuous management is needed to keep the species of the most open habitats as permanent members of the local avifauna.

*Tapio Solonen, Luontotutkimus Solonen Oy,
Neitsytsaarentie 7b B 147, FIN-00960 Helsinki, Finland.
Email: tapio.solonen@pp.inet.fi*

Received 31 October 2006, Accepted 12 December 2006, Editor: S. Svensson

Introduction

Landfills are problematic in many ways, from the selection of an acceptable locality to the aftercare of the abandoned site (Gabrey 1997, Schmeisky & Podlacha 2000, Misgav et al. 2001). They are often established at a distance but not very far from human settlements in environments that may be of minor economic value, but that may include considerable natural resources from a conservation point of view. Following the establishment of a landfill, local environmental conditions are likely to considerably deteriorate the original flora and fauna of the district. However, organic waste often provides food for a vast number of scavengers, including gulls and corvids (Monaghan 1980, Vuorisalo et al. 2003, Bellebaum 2005). During the use of a dump, its direct and indirect effects may reach over much larger areas than the waste tip itself, including the surrounding soil, waters, and vegetation, as well as built-up areas in the neighborhood (e.g., Belant 1997, Gabrey 1997, Belant et al. 1998, Kilpi & Öst 1998, Tortosa et al. 2002, deLemos et al. 2006).

After the active use of a landfill, the area is useless for economic purposes and forms a consider-

able environmental risk due to increased methane production (EPA 2005) and to local release of various substances harmful to living organisms (Raloff 2001, deLemos et al. 2006). In order not to leave the waste exposed, an abandoned landfill is often covered with a layer of soil, and nature, i.e., ecological succession, left to take care of the rest. A possibly superior alternative is, however, well-planned landscaping and management of the disturbed environment if not to restore, at least to develop it in some ecologically or conservationally desirable direction (Misgav et al. 2001, Rebele & Lehmann 2002, New York City 2005).

As well-known, during the early stages of ecological successions biodiversity is, in general, lower than later on (Odum 1971). The rate of increase in diversity depends on the fertility of the soil and characteristics of the surroundings. This concerns the vegetation as well as the invertebrate and vertebrate fauna that depend on the resources provided by plants. Human activities often impact local biodiversity negatively, while the effects of well-planned management may lead to the reverse (e.g., Bradshaw 2000, Koehler 2000, Waltz & Covington 2004, Natuhara et al. 2005). Detailed knowledge of

the responses of different organisms to the availability of various environmental resources will increase successes in keeping biodiversity losses as low as possible (e.g., Marzluff & Ewing 2001). They also may give a chance to recover and enhance diversity after disturbances.

In the boreal zone, ecological succession usually leads to mature forests in about 100 years, and biodiversity reaches its peak during the same period (see Haapanen 1965, Esseen et al. 1997). The response of the Finnish avifauna to the forest succession follows the well-known general pattern somewhat modified by the fertility of soil (Haapanen 1965, 1966, Helle 1985, 1986). The most important feature of the habitat affecting the composition of the bird fauna is its structural heterogeneity that increases with time. So, the age of the vegetation provides a suitable general measure also of the succession of the bird community.

In this paper, I describe from an ornithological point of view the early stages of a Finnish pilot project of landscaping and managing a discontinued landfill. The approach is largely a descriptive one, primarily introducing the background and first steps of this long-term project. If the landfill and its surroundings were left to natural recovery, it is expected that the avifauna of the landfill and its surroundings should first increase when the plant diversity and structural heterogeneity in the open landfill area get higher but later degrade closer to that of the surrounding habitats. In the present case, however, the landscaping and management of the vegetation succession should partly prevent natural recovery and partly introduce new elements of diversity, finally resulting in a site of higher biodiversity than both that of the original community and that of the community that would have developed without any management. The first eight years of the project considered here should broadly indicate how the responses of birds begin to diverge between the managed and unmanaged areas.

Study area and methods

Landscape history of the study area

The site in question, the Vuosaari landfill near the eastern border of the City of Helsinki, southern Finland (60°14' N, 25°09' E) is situated in the middle of various economic, recreational, and conservational pressures, offering great challenges to planners and decision-makers. At present, it consists of two parts, a disused dump for community waste and a recent heaping area for masses of surplus soil from building sites. The waste dump

was established at the beginning of the 1960s on a rural area of former fields surrounded by bedrock and forests near the southern tip of the wetlands of Porvarinlahti bay. It was used during two periods, 1966–1975 and 1979–1988. Since then, natural succession and some aftercare of the site covering about 25 ha has continued in spite of some occasional use for storage, up to the present. The nearby heaping area for earth was established in 1990 and expanded in 1998. In total, the open environment, the object of the present landscaping project – referred to here as the Vuosaari landfill – reaches up to 60 m above sea level and covers about 45 ha. Figure 1 shows four photos from different parts of the landfill.

At present, the landfill is mainly surrounded by forests, briefly bordering also wetlands and man-made open areas. To its north and west is a sparsely inhabited region of more than ten km² of forests, fields, and wetlands, including a nature reserve of international value called the Mustavuori herb-rich forests and Östersundom wetlands Natura 2000 area (Solonen 1999, Koivula et al. 2002, Uudenmaan ympäristökeskus 2004, Nordberg 2007). The nearby western forest, at present largely used for recreation, is planned to be built up to a densely settled area of single family houses (Helsingin kaupunkisuunnittelu 2005). In the south, behind a narrow belt of forests, lies the older part of the rapidly developing Vuosaari suburb (City of Helsinki 2006). In the southeast is Porslahti golf course, established recently on the heaping area of a former sewage treatment plant. Nearby is also Vuosaari gas power plant and dockyard developed during the last few years northwards to the vast area of the Vuosaari harbor, which wiped out a considerable forest area that bordered the Natura 2000 site mentioned above (Yrjölä & Koivula 2003, Nordberg 2007).

The avifauna of the Mustavuori-Östersundom area includes more than a hundred breeding species (Solonen 1999, Yrjölä & Koivula 2003), corresponding largely to the original state existing in the district prior to the opening of the landfill. Important bird habitats, including a nesting site of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis*, were lost especially in connection with the enlargement and intensified use of the dumping area from the second half of the 1970s, as well as due to the establishment and expansion of the heaping area in the 1990s. Thereafter, the local habitat losses increased still further due to the building of the nearby gas power plant and especially in the 21st century because of the massive Vuosaari harbor project (see

Yrjölä 2003, Yrjölä & Koivula 2003, Yrjölä et al. 2005, Nordberg 2007).

After the establishment of the landfill, the local avifauna largely changed, consisting subsequently mainly of foraging visitors such as gulls and corvids. Additionally, the first breeding species to arrive following closure of the landfill were quite different compared to those of the immediate surroundings. The natural succession of the open landfill can be expected to lead to a species composition similar to that present before the disturbance (e.g., Odum 1971), largely represented by the present avifauna of the immediate surroundings, i.e. a bird fauna of a mature forest.

Landscaping and monitoring the landfill area

The City of Helsinki's Public Works Department's Environmental Production (PWDEP) began the landscaping of the heaping area of surplus soil at the Vuosaari landfill area in the summer of 1996. Landscaping was carried out making use of spontaneous and directed succession, as well as suitable soil types and moisture conditions (J. Toivonen, PWDEP, Helsinki). The vegetation was managed both by mowing (to stop or slow down succession) and sowing and planting (to increase food resources and the patchiness of habitats). In addition to the already existing vegetation types, the aim was to develop a diverse selection of open and semi-open habitats, as well as rich forest edges, for as diversified and abundant a flora and fauna as possible. Attempts were and will be made to maintain and develop suitable environments for various endangered species as well. The additional heaping of surplus soil after landscaping had already begun somewhat changed the nature and development of the area, but in 2003 this use ceased and landscaping again proceeded unhindered.

In the beginning of the monitoring period (1997), the landfill area was characterized by the bare soil or scanty vegetation of the heaping mound (successional age about 1–5 years), and the relatively barren and sparsely bushy meadows of the disused landfill (the age of the vegetation about ten years). During the following years of landscaping, surplus soil masses were relocated besides on the heaping mound also on some of the landfill's barren areas. Some areas were also used as temporary storage for various masses. A part of the open area of the landfill was reserved for storing of contaminated soil and other hazardous waste. In 2001–2005, especially during the last three years, the landscaping of the heaping mound proceeded with stones,

stumps, and introduction of scanty vegetation characterized by heather *Calluna vulgaris* and thyme *Thymus serpyllum*. Sowing increased the vegetation in some places, while cutting kept it in the desired condition in others. In most of the landfill, the vegetation developed freely, producing relatively abundant vegetation of grass, herbs, and sparsely distributed bushes.

The present monitoring area, covering a total of 78 ha, consisted of the combined old landfill and heaping mound with some minor nearby open areas (45 ha) as well as a belt of the surrounding terrain up to about 100 m from the edge of the open habitat (33 ha). The surrounding habitats were partly barren, partly quite fertile middle-aged (about 50 years old) forests (30 ha), but also included a strip of bushy reeds (3 ha).

Breeding birds of the study area were censused by the territory mapping method (e.g., Koskimies & Väisänen 1991, Bibby et al. 1992) using seven visits in April–June in each year of study (1997, 2003–2005). The bird diversity was quantified by species richness (S = number of species), and by Shannon-Wiener index (H') calculated by the Chang Bioscience calculator (<http://www.chang-bioscience.com/virtualab.html>). The similarity of bird assemblages was compared using Spearman rank order correlation coefficients (e.g., Martin & Chambers 2001). The changes in the avifauna of the recent landscaping area were compared to those of the unmanaged part of the landfill as well as to those of the surrounding forest. Possible indications of trends in diversity were preliminarily examined by Spearman rank correlation. The dependence of bird diversity on the successional stage of habitat characterized by the approximate age of vegetation was examined by linear regression. Analyses were conducted by SigmaStat 3.1 statistical software.

Results

Species composition and abundance

In the open landfill, the avifauna included annually 11–21 species (Appendix 1). They included one globally endangered species (Corncrake *Crex crex*), two species of special concern in the European Union (Barred Warbler *Sylvia nisoria*, Red-backed Shrike *Lanius collurio*), and two near-threatened species of national concern (Whinchat *Saxicola rubetra*, Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe*). Both in 2004 and 2005, six new resident species were recorded. Only one species (Barred Warbler) seems to have been lost after the first census. The number of territories of the most abundant





Figure 1. Different parts of the Vuosaari landfill. Upper left: The northern part of the heaping mound in the early stage of landscaping on 24 April 2004. Upper right: The eastern side of the landscaped heaping mound from the north southwards to the Vuosaari harbor on 9 June 2005. Lower left: A northeast view to the heaping mound over the bushy habitat of, among others, the Whinchat *Saxicola rubetra* and Common Grasshopper Warbler *Locustella naevia* in the middle part of the old landfill on 26 May 2004. Lower right: A southwest view of the bushy grassland of the southern part of the old landfill on 9 June 2005. All photos © Tapio Solonen.

Olika delar av Vuosaari utfyllnad. Övre vänster: Norra delen av grovtippen i ett tidigt stadium av landskapsplaneringen, 24 april 2004. Övre högra: östra sidan av den landskapsplanerade grovtippen från norr söderut mot Vuosaari hamn, 9 juni 2005. Nedre vänster: Utsikt mot åt nordost mot grovtippen med buskbiotop med bl.a. buskskvätta och gräshoppsångare i centrum av den gamla utfyllnaden, 26 maj 2004. Nedre höger: Utsikt mot sydväst över buskig gräsmark på den gamla utfyllnaden, 9 juni 2005.

Table 1. Population changes (number of pairs) of birds of the principal nest-site categories (see Appendix 1) in the actively landscaped heaping mound and the old landfill of the Vuosaari landfill.

Populationsförändringar (antal par) hos fåglar inom de huvudsakliga boplatskategorierna (se Appendix 1) i den aktivt behandlade avstjälpningsplatsen och den gamla utfyllnaden i Vuosaari utfyllnad.

	1997	2003	2004	2005	r_s	P
<i>Landscaped heaping mound</i>						
Ground-nesters <i>Bon på marken</i>	–	35	42	43	1.00	0.33
Above ground-nesters <i>Bon över marken</i>	–	10	18	16	0.50	1.00
<i>Old landfill</i>						
Ground-nesters	–	55	46	41	-1.00	0.33
Above ground-nesters	–	25	30	37	1.00	0.33
<i>Total</i>						
Ground-nesters	80	90	88	84	0.20	0.92
Above ground-nesters	31	35	48	53	1.00	0.08

bird species, Eurasian Skylark *Alauda arvensis*, remained relatively stable throughout the monitoring period. The number of the Common Whitethroat *Sylvia communis* seemed to have increased, while the White Wagtail *Motacilla alba* declined.

The breeding birds of the forest of the immediate vicinity of the landfill consisted of 26–40 species annually (Appendix 2). The abundances of single species remained largely unchanged or fluctuated irregularly without a clear trend. Some species with very large home ranges included the census area in their territories in some years: Northern Goshawk, Eurasian Sparrowhawk *Accipiter nisus*, Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola*, Common Cuckoo *Cuculus canorus*, Tawny Owl *Strix aluco*, Long-eared Owl *Asio otus*, and Black Woodpecker *Dryocopus martius*.

The total number of territories was relatively unchanged in the open habitats (Appendix 1) but tended to increase ($r_s = 1.0$, $P = 0.08$, $n = 4$) in the forest (Appendix 2). In the open habitats, the total abundance of ground-nesting birds remained relatively stable while the numbers of species nesting in scrub tended to increase (Table 1). In the area of the actively landscaped heaping mound, the numerical response of ground-nesters appeared to be contrary (positive) to that of the birds of the old landfill area (negative). The total species abundance distributions, however, differed neither between years nor between the managed and unmanaged study plots ($r_s > 0.56$, $P < 0.01$, $n = 26$).

Species richness and diversity

In the open habitats, the number of bird species (S) increased, though not significantly ($r_s = 1.0$, $P = 0.08$, $n = 4$), due to the increase in the unmanaged

part of the landfill (Figure 2). The positive contribution of the management seemed to have been yet minor. The number of species in the whole open landfill was 42.3% and 55.3% of that of the surrounding forest in the beginning and at the end of the study period, respectively.

The species diversity (H') tended to increase in the pooled open habitats but not in the adjacent forest (Table 2). In the landscaped area, the change in diversity was very small whereas that in the unmanaged open area was greater. The stage of succession explained significantly the annual bird diversity of the study plots ($R^2_{adj} = 0.90$, $t_{10} = 9.0$, $P < 0.001$). Species diversity in the open landfill areas was 73.9% and 77.7% of that of the surrounding forest in the beginning and at the end of the study period, respectively. The contribution of the open habitats to the total bird diversity of the monitoring area ranged annually from 5.1% to 12.5%. The increase in the total species richness (26.0%) and diversity (8.4%) seems to have leveled off in the last few years (Figure 2).

Discussion

The present data were too scanty and the period examined too short for a reliable analysis of successional changes in the bird fauna. In particular, there were too few data points for proper statistical testing. However, some observations suggest tentatively that ecological succession was slowing down in the managed area while the unmanaged part of the study area was mainly responsible for the increasing bird density and diversity. Thus, although not statistically certain yet, the development of the habitat and bird fauna is likely to be in the direction intended with the landscaping plan and management.

Table 2. Development of bird diversity (Shannon-Wiener H') in the different parts of the Vuosaari landfill in 1997–2005.

Fågeldiversitetens (Shannon-Wiener H') utveckling i Vuosaari utfyllnad 1997–2005.

Area Delområde	1997	2003	2004	2005	r_s	P
Landsaped heaping mound <i>Landskapsplanerad grovtipp</i>	–	1.827	1.927	1.904	0.50	1.00
Unmanaged landfill <i>Obehandlad utfyllnad</i>	–	2.250	2.336	2.552	1.00	0.33
Open habitats, total <i>Öppna området totalt</i>	2.040	2.202	2.253	2.399	1.00	0.08
Forest <i>Skog</i>	2.760	3.117	3.266	3.087	0.40	0.75
Monitoring area, total <i>Hela bevakningsområdet</i>	3.153	3.342	3.443	3.392	0.80	0.33

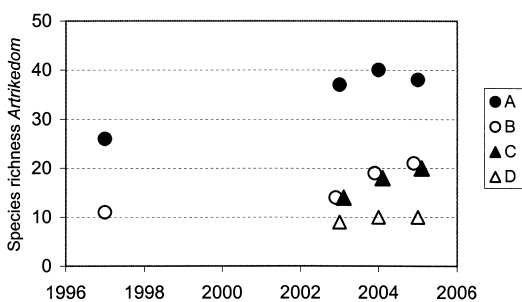


Figure 2. Development of bird species richness (S) in the Vuosaari landfill area in 1997–2005: managed heaping mound (open triangles), unmanaged landfill (black triangles), open habitats combined (open dots), and surrounding forests (black dots).

Utvecklingen av artantalet (S) i Vuosaari utfyllnad 1997–2005: utfyllnad under skötsel (öppna trianglar), utfyllnad utan skötsel (svarta trianglar), öppna biotoper tillsammans (öppna cirklar) och skog (fyllda cirklar).

Bird density

The bird density of the open landfill areas (ca. 300 pairs/km²) reached a rather high level during the eight years. This indicates that ecological succession has proceeded rapidly in places. The density is, however, less than half that of the surrounding forest (ca. 800 pairs/km²). The bird density in forest was quite high, partly due to the fertility of the habitat, but primarily because of the nearness of an edge, preferred by many species (e.g., Helle 1986, Solonen 1996). The differences in bird numbers between years were obviously partly due to general annual fluctuations, partly to the changes that occurred in the breeding habitats, especially ecologi-

cal succession in the open environments. Some territories of the edge-preferring forest birds seemed to shift at times to the landfill area. The annual differences in the forest bird densities probably reflect particularly the fluctuations and changes in the general population levels and in the local distribution of territories between the survey area and areas outside.

Changes in bird diversity

In the early stages of succession, species richness (S) seemed to characterize the changes in bird fauna better than diversity (H') that takes also the evenness of the abundance distribution into account. The total bird diversity of the open area did not reach that of the old landfill that developed in the frames of natural ecological succession during the monitoring period. This seemed to be due to the lower evenness in the abundance distribution of species in the total open area. Most of the species living in the less diverse managed area also occurred in the unmanaged one. It is expected that in the later phases of succession and management the species composition of the areas still diverge and both areas will contribute positively to the total diversity.

The leveling of the increase in the total species richness and diversity in the monitoring area is probably due to the annual variations in the occurrence and density of birds of forest habitats where the diversity has nearly reached its locally possible maximum level. However, the contribution of the open habitats to the total bird diversity of the area should continue to increase, supposing that the habitat patch diversity can be maintained, if not even increased, by the management regime

(cf. Pino et al. 2000). Though the bird diversity of the landscaped heaping mound has hardly yet increased, the contribution of this area to the total diversity of the surroundings will be important because it provides various barren and barely vegetated habitats necessary for some species that do not find them elsewhere in the neighborhood. The other larger open green area in the vicinity, the Porslahti golf course, provides only short-cut lawns used by some species of birds for foraging, but does not increase the breeding bird diversity of the district (cf. Tanner & Gange 2005).

Importance of landfills for biological diversity

The Vuosaari landfill and its immediate surroundings are already at present occupied by a relatively abundant and diverse avifauna (Solonen 1999, Yrjölä 2003, Yrjölä & Koivula 2003, Yrjölä et al. 2005). Especially the breeding bird fauna of the open habitats is distinctive. Among others, the Little Ringed Plover *Charadrius dubius*, Whinchat, Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe*, and Common Linnet *Carduelis cannabina* occurred clearly more regularly and abundantly there than in the district in general. The landfill area also provides distinct scenes in the flat scenery of the southern coast of Finland, being especially tempting, among others, to various northern avian visitors during their migration periods and in winter (Solonen 1998 and unpubl.). Reaching up to 60 m above the sea level and with a free view in all directions, the heaping mound provides an excellent observation point for bird-watchers and an opportunity to see almost any bird species met in southern Finland. Though the landscaped area is not in the strictest sense “natural”, in any case it provides a compromise between the original and disturbed environments of the district. At its best, it can be developed into a local hot spot of biological diversity and a refuge for some locally or even globally endangered species.

The present study and related projects conducted elsewhere (e.g., Koehler 2000, Rebele & Lehmann 2002, AES 2003, New York City 2005) exemplify the conservational potential of discontinued landfills. They also illustrate the importance of temporal and spatial scale in considering the diversity of different organisms. Birds seem to be good environmental indicators, among other reasons, due to their relatively rapid response to even minor changes in the available resources (e.g., Passell 2000, Twedt et al. 2002). However, they often respond slowly and to very general features of habitat as

compared to some less visible organisms (Hermý & Cornelis 2000, Koehler 2000).

Prospects

The present results suggest that with help of landscaping and management of vegetation it is possible to maintain the typical characteristics of the local avifauna and diversify it still further. In this context, the continuous availability of open areas is of particular interest. From the beginning, a fundamental task in most attempts to keep the local biodiversity as high as possible is to guarantee the sufficient availability of habitats for species preferring early stages of succession. At the other end of the scale, in the late successional stages, habitats primarily need only passive conservation measures.

The results of territory mappings of birds reveal where the important habitats for each species are located and how the situation is developing. First of all, attempts should be made to keep the habitats of the locally declined species and other species of special concern as constant as possible. Usually this requires cutting of grass and herbs, and removing of saplings. Also the new species tempted to the area by suitable habitats and other resources are noteworthy. In the present case, the globally endangered corncrake holds special status, in particular because the suitable habitats in the surroundings have deteriorated due to the development of the Vuosaari harbor.

To be sustained, the diversity should be based on viable populations rather than on single territories or pairs of breeding birds that may disappear for any stochastic reason. Thus, attempts to increase the bird diversity should, in addition to species richness, also concern the raising of pair numbers of the less abundant species. This means that the area should provide habitats evenly for all the species considered.

Monotonous habitats can be improved by adding various elements important for birds such as suitable food and cover plants for nutrition and safe foraging. Breeding birds also need species-specific safe nesting sites. Some species occupy such large territories that areas of a few tens of hectares may be too small to provide resources enough for even one breeding pair. In such cases, the provision of a few alternative nesting sites and suitable foraging conditions may be of utmost importance for the species's local population.

In a plan for maintaining and increasing bird diversity in the Vuosaari landfill area (1996), I considered ca. 100 potential breeding species of which

about 50–60 might occupy the present open area in the near future (within some decades) with help of suitable management. After the first year of study, when only 11 breeding species were recorded, 16 new ones have occupied the area, at least occasionally, while only one seemed to have been lost during eight years (Appendix 1). This suggests that the species pool of the area might be more or less saturated within a few decades.

Acknowledgements

The landscaping program of the Vuosaari landfill was initiated from the enthusiastic ideas and work of Jukka Toivonen, who has since been the driving force of the project carried out by the Public Works Department Environmental Production of the City of Helsinki. Cooperation with him as well as Antti Autio, Kari Haapaniemi and Pirjo Laulumaa has been smooth throughout the various phases of the project. Marcus Walsh kindly checked the English of the manuscript.

References

- AES (Applied Ecological Services) 2003. Redeveloping the world's largest landfill. <http://www.appliedeco.com/C02Redevelopinglandfill.cfm>
- Belant, J. L. 1997. Gulls in urban environments: landscape-level management to reduce conflict. *Landsc. Urban Plann.* 38: 245–258.
- Belant, J. L., Ickes, S. K. & Seamans, T. W. 1998. Importance of landfills to urban-nesting herring and ring-billed gulls. *Landsc. Urban Plann.* 43: 11–19.
- Bellebaum, J. 2005. Between the Herring Gull *Larus argentatus* and the bulldozer: Black-headed Gull *Larus ridibundus* feeding sites on a refuse dump. *Ornis Fennica* 82: 166–171.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Bradshaw, A. 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landsc. Urban Plann.* 51: 89–100.
- City of Helsinki 2006. Vuosaari: a city district by the sea. <http://www.hel.fi/wps/portal/Kaupunkisuunnitteluvirasto>
- deLemos, J. L., Bostick, B. C., Renshaw, C. E., Stürup, S. & Feng, X. 2006. Landfill-stimulated iron reduction and arsenic release at the Coakley Superfund Site (NH). *Environ. Sci. Technol.* 40: 67–73.
- EPA 2005. *Inventory of U. S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2003*. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecol. Bull.* 46: 16–47.
- Gabrey, S. W. 1997. Bird and small mammal abundance at four types of waste-management facilities in northeast Ohio. *Landsc. Urban Plann.* 37: 223–233.
- Haapanen, A. 1965. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. I. *Ann. Zool. Fennici* 2: 153–196.
- Haapanen, A. 1966. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. II. *Ann. Zool. Fennici* 3: 176–200.
- Helle, P. 1985. Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. *Holarct. Ecol.* 8: 120–132.
- Helle, P. 1986. Effects of forest succession and fragmentation on bird communities and invertebrates in boreal forests. *Acta Universitatis Ouluensis A* 178.
- Helsingin kaupunkisuunnittelu 2005. Kaavoituskatsaus 2005. 40 pp. http://www.hel.fi/static/ksv/KaKatsaus/kaavoituskatsaus_2005.pdf
- Hermý, M. & Cornelis, J. 2000. Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. *Landsc. Urban Plann.* 49: 149–162.
- Kilpi, M. & Öst, M. 1998. Reduced availability of refuse and breeding output in a herring gull (*Larus argentatus*) colony. *Ann. Zool. Fennici* 35: 37–42.
- Koehler, H. H. 2000. Natural regeneration and succession – results from a 13 years study with reference to mesofauna and vegetation, and implications for management. *Landsc. Urban Plann.* 51: 123–130.
- Koivula, M., Juvonen, A., Savelainen, M., Södersved, J. & Virta, K. (eds.) 2002. *Uudenmaan lintupaikkaopas*. 2nd ed. Helsingin Seudun Lintutieteellinen Yhdistys Tringa ry, Helsinki. 384 pp.
- Koskimies, P. & Väisänen, R. A. 1991. *Monitoring Bird Populations*. Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History, Helsinki. 144 pp.
- Martin, D. W. & Chambers, J. C. 2001. Restoring degraded riparian meadows: Biomass and species responses. *J. Range Manage.* 54: 284–291.
- Marzluff, J. M. & Ewing, K. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restor. Ecol.* 9: 280–292.
- Misgav, A., Perl, N. & Avnimelech, Y. 2001. Selecting a compatible open space use for a closed landfill site. *Landsc. Urban Plann.* 55: 95–111.
- Monaghan, P. 1980. Dominance and dispersal between feeding sites in the Herring Gull (*Larus argentatus*). *Anim. Behav.* 28: 521–527.
- Natuhara, Y., Kitano, M., Goto, K., Tsuchinaga, T., Imai, C., Tsuruho, K. & Takada, H. 2005. Creation and adaptive management of a wild bird habitat on reclaimed land in Osaka Port. *Landsc. Urban Plann.* 70: 283–290.
- New York City 2005. Fresh Kills lifescape. http://www.nyc.gov/html/dcp/html/fkl/fkl_index.shtml
- Nordberg, L. 2007. The Vuosaari Harbour Case: Implementation of the Habitats and Birds Directives in the Vuosaari Harbour Project. RECIEL (Review of European Community and International Environmental Law) 16(1): in press.
- Odum, E. 1971. *Fundamentals of Ecology*. 3rd ed. Saunders, Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Passell, H. D. 2000. Recovery of bird species in minimally restored Indonesian tin strip mines. *Restor. Ecol.* 8: 112–118.
- Pino, J., Roda, F., Ribas, J. & Pons, X. 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for con-

- servation in rural areas between natural parks. *Landsc. Urban Plann.* 49: 35–48.
- Raloff, J. 2001. Landfills make mercury more toxic. *Science News* 160: 4.
- Rebele, F. & Lehmann, C. 2002. Restoration of a landfill site in Berlin, Germany by spontaneous and directed succession. *Restor. Ecol.* 10: 340–347.
- Schmeisky, H. & Podlacha, G. 2000. Natural revegetation of saline waste dumps – drought tolerant specialists and halophytes. *Landsc. Urban Plann.* 51: 159–163.
- Solonen, T. 1996. Patterns and variations in the structure of forest bird communities in southern Finland. *Ornis Fennica* 73: 12–26.
- Solonen, T. 1998. Vuosaaren kaatopaikan täyttöalueen linnusto. *Tringa* 25: 88–93.
- Solonen, T. 1999. Mustavuoren ja Östersundomin alueen linnuston nykytila ja tulevaisuudennäkymiä. *Tringa* 26: 43–48.
- Tanner, R. A. & Gange, A. C. 2005. Effects of golf courses on local biodiversity. *Landsc. Urban Plann.* 71: 137–146.
- Tortosa, F. S., Caballero, J. M. & Reyes-López, J. 2002. Effect of rubbish dumps on breeding success in the white stork in Southern Spain. *Waterbirds* 25: 39–43.
- Twedt, D. J., Wilson, R. R., Henne-Kerr, J. L. & Grosshuesch, D. A. 2002. Avian response to bottomland hardwood reforestation: the first 10 years. *Restor. Ecol.* 10: 645–655.
- Uudenmaan ympäristökeskus 2004. Mustavuoren lehto ja Östersundomin lintuvedet. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=54426>
- Vuorisalo, T., Andersson, H., Hugg, T., Lahtinen, R., Laaksonen, H. & Lehtikoinen, E. 2003. Urban development from an avian perspective: causes of hooded crow (*Corvus corone cornix*) urbanisation in two Finnish cities. *Landsc. Urban Plann.* 62: 69–87.
- Waltz, A. E. M. & Covington, W. W. 2004. Ecological restoration treatments increase butterfly richness and abundance: mechanisms of response. *Restor. Ecol.* 12: 85–96.
- Yrjölä, R. 2003. Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2003. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 8/2003. 53 pp.
- Yrjölä, R. & Koivula, M. 2003. Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2002. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 1/2003. 89 pp.
- Yrjölä, R., Luostarinen, M. & Tanskanen, A. 2005. Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2004. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 5/2005. 83 pp.

Sammanfattning

Avfallstippar är problematiska ur flera synpunkter, från val av plats när utfyllnaden startar till efterbehandlingen när den upphört. Ofta väljs platser av mindre ekonomiskt värde på måttligt avstånd från bebyggelse, men platsen kan ha naturvärdsvärde. Den ursprungliga floran och faunan förstörs vanligen, men ansamlingen av organiskt avfall ger föda åt exempelvis mås- och kråkfåglar. En avfallstipp har också ofta effekter på mark, vatten, vegetation och människor inom ett större omland. En övergiven utfyllnad saknar ofta ekonomiskt värde efter-

som det finns risk för spridning av giftiga ämnen och bildning av metangas. Ibland lämnas utfyllnaden som den är eller täcks med ett lager av jord varefter man låter naturen ha sin gång. Ett möjligen överlägset alternativ är att utforma en sådan landskaps- och skötselplan för utfyllnaden att man får en för specificerade naturvårdsmål önskvärd ekologisk utveckling.

Inom den boreala zonen leder fri utveckling av en öppen biotop till mogen skog på ungefär 100 år. Biodiversiteten når sin höjdpunkt under denna period för att sedan sjunka. Detta gäller för södra Finland, där den utfyllnad som skall beskrivas i denna uppsats ligger. Här skulle således biodiversiteten till att börja med öka med ökande invandring av vegetation och den ökande strukturella diversiteten när den växer upp. Så småningom skulle denna ökning plana ut och i ett senare skede sjunka till den lägre nivå som omgivningen har. Syftet med föreliggande projekt är att genom god landskapsplanering vidmakthålla en hög biologiska mångfald och även delvis lägga till nya komponenter av mångfald.

Undersökningsområdet

Projektområdet är Vuosaari utfyllnad nära östra gränsen av Helsingfors. Utfyllnaden är belägen mitt i ett komplex av olika markanvändning med krav från olika intressen såsom industriella, byggnation, rekreation och naturvård, således en utmaning för planerare och beslutsfattare. För närvarande består utfyllnaden av två delar, en gammal soptipp och en färsk grovtipp för jord från byggnadsplatser. Kommunalt avfall tippades åren 1966–1975 och 1979–1988. Denna del täcker c. 25 ha och har i stort sett haft en naturlig vegetationsutveckling och obetydlig eftervård. Tippen för jordmassor öppnades 1990 och utökades 1998. Hela utfyllnadens öppna område är c. 45 ha och har sin högsta punkt 60 m över havet. Större delen av utfyllnaden omges av en ungefär hundra meter bred zon av skog. Områdena runt projektområdet består av bebyggelse, jordbruksmark, en golfbana och våtmarker. Fyra delar av undersökningsområdet illustreras med foton i Figur 1.

Landskapsplanering

Helsingfors stad började landskapsplaneringen av Vuosaari utfyllnad sommaren 1996. Planeringen omfattade såväl klippning för att vidmakthålla eller sänka hastigheten för naturliga successioner som sådd och plantering för att öka födoutbudet

och öka antalet biotoper. Planen var således att utöver redan existerande vegetationstyper skapa en mångfald av nya öppna och halvöppna biotoper och artrika skogskanter, allt för att skapa en så rik och mångformig flora och fauna som möjligt. Fram till 2003 fortsatte tippning av jord, men efter detta år är det uteslutande arbetet med landskapsplanen som styr området utveckling.

I början av den period som beskrivs här (1997) bestod utfyllnaden mest av bar jord eller av gles, ett- till femårig vegetation samt av buskbevuxen ängsmark på den gamla soptippen. De flesta av landskapsåtgärderna genomfördes under åren 2003–2005 och omfattade omflyttning av jordmassor, utplacering av stenar och stockar, spridning av ljung och timjan, sådd av olika växter och slätter. Inom större delen av området var dock vegetations utveckling fri och här bildades en ganska rik vegetation av gräs, örter och glesa buskar.

Övervakningsområdet täcker för närvarande en areal av 78 ha. Däri ingår utfyllnaden, några små andra öppna områden (c. 33 ha) samt ett bälte ut till ungefär 100 m från utfyllnaden. Detta bälte var dels ganska fattig, dels rätt rik femtioårig skog (30 ha), dels en buskig vass (3 ha).

Inventeringsmetod

Fåglarna inventerades med revirkartering under sju besök under april–juni varje år. Artrikedomen (antalet arter, S) och Shannon-Wieners diversitetsindex (H'), beräknades. Likheter mellan olika fågelsamhällen jämfördes och förändringar i tiden analyserades med Spearman rangkorrelation. Sambandet mellan fågelsamhällets diversitet och biotopens successionsstadium (med åldern som mått) analyserades med linjär regression.

Artsammansättning och abundans

Den öppna utfyllnaden hade årligen 11 till 21 arter (Appendix 1), varav en art (kornknarren) är globalt hotad, två betecknas som särskilt hänsynskrävande i Europeiska unionen (höksångare och törnskata) och två betecknas som sårbara nationellt (buskskvätta och stenskvätta). Både 2004 och 2005 registrerades sex nya arter. Endast en art, höksångaren, verkar ha försvunnit sedan den första inventeringen 1997. Antalet par av den vanligaste arten, sånglärkan, höll sig ganska stabilt under hela perioden. Törnsångaren ökade och sådesärulan minskade i antal. Spearman rangkorrelation visade visserligen inte signifikans, men den var positiv och kan således indikera början på en tillväxt av

fågeltätheten. Tabell 1 visar att det var buskhäckande arter som stod för ökningen medan markhäckarna hade oförändrade bestånd. Förändringen i det nya landskapsplanerade området verkade vara motsatt (positiv) den i den gamla utfyllnadesdelen (negativ), men arternas abundansfördelningar var ändå lika. Arterna i den omgivande skogen bestod av 30–40 arter årligen (Appendix 2). Skogsarterna var stabila eller varierade utan någon tydlig trend. Några arter hade revir som var större än undersökningsområdet: duvhök, morkulla, gök, kattuggla, hornuggla och spillkråka.

Den totala tätheten i det öppna området nådde rätt högt under perioden (c. 300 par per kvadratkilometer), men denna täthet är fortfarande mindre än hälften av tätheten i skogen (c. 800 p/km²). Den senare tätheten är förhållandevis hög för skog, vilket främst torde bero på att skogen är en smal zon, vilket gynnar flera kanarter.

Artrikedom och diversitet

Det fanns en icke signifikant tendens till ökning av antalet arter i det öppna området beroende på ökning av antalet arter i det obehandlade delområdet med naturlig succession (Figur 2). Ökningen av antalet arter har således hittills varit liten. Antalet i det öppna området var i förhållande till skogen 42% i början och 55% i slutet av undersökningsperioden.

Diversiteten (H') ökade både i de öppna biotoperna och i skogen (Tabell 2), men ökningen var klart kraftigare i de öppna biotoperna. Av de öppna biotoperna var det dock ökning endast i den gamla obehandlade utfyllnaden, där den naturliga utvecklingen av successionen förklarade ökningen. Det fanns en svag tendens till att diversitetsökningen i hela området avmattats de senaste åren.

Det föreföll som om artrikedomen kunde förklara förändringarna i fågelfaunan bättre än diversiteten i början av studieperioden. Det senare måttet tar förutom till artantalet också hänsyn till jämnheten mellan arterna. Diversiteten för hela det öppna området nådde aldrig upp till skogens diversitet, och detta syntes bero på den lägre jämnheten mellan arternas abundans i den öppna terrängen. Den fortsatta utvecklingen förväntas dock bidra till att det öppna området i ökande utsträckning skall bidra till den totala inventeringsarealens diversitet. Hittills är skogen, där fågelfaunan redan nått sitt lokala diversitetsmaximum, dominerande för den totala diversiteten. I det område som avsatts för landskapsplanering har arbetena och effekterna av dessa bara börjat. På sikt kommer de nya inslag

som skötselplanen föreskrivet att bidra med nya arter och därmed högre diversitet.

Utfyllnaders betydelse för biologiska diversitet

Vuosaari utfyllnad har redan en rik fågelfauna. Speciellt särpräglad är det häckande fågelsamhället i det öppna området. Exempel på specifika arter som attraherats är mindre strandpipare, buskskvätta, stenskvätta och hämpling, vilka alla förekommer rikligare än i det omgivande landskapet. Den högt uppstickande utfyllnaden i det i övrigt platta landskapet vid Finlands sydkust verkar också attrahera flera nordliga flyttfåglar under hösten och vintern. Med sina 60 meter och fri utsikt i alla riktningar är utfyllnaden också en utmärkt observationsplats för ornitologer. Fastän området i sträng mening inte är naturligt, utgör det ändå en kompromiss mellan den ursprungliga naturen och de hårdare exploaterade omgivningarna. Om landskapsplaneringen blir framgångsrik kan Vuosaari utfyllnad utvecklas till en "hotspot" för biologiska mångfald och till en refug för hotade eller sårbara arter.

Framtidsutsikterna

Avsikten att skapa ett mångformigt öppet landskap genom planering och skötsel verkar ha varit framgångsrik. Nästan alla arter som fanns ursprung-

ligen finns fortfarande kvar och en del arter har tillkommit eller ökat i antal. I andra ändan av successionsskalan finns den omgivande skogen, som uppnått ett stabilt stadium och kan lämnas för fri utveckling.

Inventeringsmetoden, revirkartering, innebär att fåglarnas exakta förekomst i förhållande till de olika biotoperna blir i detalj dokumenterad. Det kommer alltså att bli möjligt att på en mycket detaljerad nivå avläsa effekterna av de vidtagna åtgärderna och styra vegetationens utveckling så att dessa gynnar specifika arter, t.ex. den globalt hotade kornknarren. För att inte riskera att fåtaliga arter försvinner av en slump är det också viktigt att försöka hålla så livskraftiga bestånd av dessa att risken för detta minimeras. Åtgärder som ingår i planeringen är därför att föra in vegetation som ger både föda och skydd året om och boplatser under häckningstiden.

I min plan för Vuosaari utfyllnad från 1996 räknade jag med att ungefär 100 arter kunde vara potentiella häckfåglar. Jag räknar med att 50–60 av dessa arter bör kunna finnas inom det öppna området inom de närmaste decennierna med hjälp av den pågående landskapsplaneringen. Redan har 16 nya arter tillkommit utöver de 11 häckande arterna i början av planeringsperioden. Bara en art har försvunnit.

Appendix 1.

The number of territories of birds in the Vuosaari landfill (45 ha) during the breeding seasons 1997, 2003, 2004 and 2005. Ground-nesting species (cf. Table 1) are denoted by asterisk (*).

Antal fågelrevir på Vuosaari utfyllnad (45 ha) under häckningssäsongerna 1997, 2003, 2004 och 2005. Asterisk anger markhäckande arter.

Species <i>Art</i>	1997	2003	2004	2005
<i>Alauda arvensis</i> *	36	38	39	33
<i>Sylvia communis</i>	12	17	23	22
<i>Anthus pratensis</i> *	13	18	16	20
<i>Carpodacus erythrinus</i>	10	9	14	15
<i>Saxicola rubetra</i> *	5	9	9	7
<i>Oenanthe oenanthe</i> *	9	6	9	6
<i>Motacilla alba</i> *	15	8	7	6
<i>Acrocephalus palustris</i>	-	-	-	5
<i>Carduelis cannabina</i>	5	5	5	5
<i>Crex crex</i> *	-	-	1	4
<i>Lanius collurio</i>	3	3	2	3
<i>Emberiza citrinella</i> *	-	3	1	2
<i>Anas crecca</i> *	-	-	-	1
<i>Charadrius dubius</i> *	2	2	1	1
<i>Anthus trivialis</i> *	-	4	1	1
<i>Locustella naevia</i> *	-	-	2	1
<i>Sylvia borin</i>	-	-	2	1
<i>Phylloscopus trochilus</i> *	-	-	-	1
<i>Pica pica</i>	-	-	-	1
<i>Fringilla coelebs</i>	-	-	-	1
<i>Emberiza schoeniclus</i> *	-	-	-	1
<i>Phasianus colchicus</i> *	-	2	1	-
<i>Luscinia luscinia</i> *	-	-	1	-
<i>Turdus merula</i>	-	-	1	-
<i>Turdus iliacus</i>	-	1	-	-
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	-	-	1	-
<i>Sylvia nisoria</i>	1	-	-	-
Number of species <i>Arter</i>	11	14	19	21
Number of territories <i>Revir</i>	111	125	136	137

Appendix 2.

The number of territories of bird species in the nearby surrounding forest (30 ha) of the Vuosaari landfill during the breeding seasons 1997, 2003, 2004, and 2005.

Antal revir av fågelarter skogen som omger Vuosaari utfyllnad under häckningstid 1997, 2003, 2004 och 2005.

Species Art	1997	2003	2004	2005
<i>Fringilla coelebs</i>	35	27	31	34
<i>Phylloscopus trochilus</i>	30	26	22	29
<i>Turdus merula</i>	11	19	13	24
<i>Erithacus rubecula</i>	7	10	10	16
<i>Anthus trivialis</i>	11	14	14	15
<i>Parus major</i>	11	10	10	13
<i>Turdus philomelos</i>	6	6	11	9
<i>Emberiza citrinella</i>	11	5	9	9
<i>Turdus iliacus</i>	15	5	10	7
<i>Parus caeruleus</i>	4	3	4	7
<i>Columba palumbus</i>	5	7	8	6
<i>Prunella modularis</i>	4	2	5	6
<i>Turdus pilaris</i>	-	2	4	6
<i>Sylvia curruca</i>	4	5	5	6
<i>Dendrocopos major</i>	-	1	3	5
<i>Sylvia borin</i>	9	5	9	5
<i>Carduelis chloris</i>	10	9	10	5
<i>Ficedula hypoleuca</i>	4	3	4	4
<i>Carduelis spinus</i>	-	2	4	4
<i>Luscinia luscinia</i>	2	2	3	3
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	-	4	3	3
<i>Regulus regulus</i>	1	4	3	3
<i>Corvus corone</i>	1	2	2	3
<i>Sylvia communis</i>	-	-	1	2
<i>Certhia familiaris</i>	-	1	2	2
<i>Carpodacus erythrinus</i>	-	3	6	2
<i>Bucephala clangula</i>	-	-	-	1
<i>Columba oenas</i>	-	1	2	1
<i>Motacilla alba</i>	-	-	-	1
<i>Sylvia atricapilla</i>	1	1	2	1
<i>Muscicapa striata</i>	5	3	5	1
<i>Parus montanus</i>	-	1	-	1
<i>Parus cristatus</i>	-	-	2	1
<i>Parus ater</i>	-	1	1	1
<i>Garrulus glandarius</i>	-	1	2	1
<i>Pica pica</i>	1	2	2	1
<i>Loxia curvirostra</i>	-	-	-	1
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	1	3	1	1
<i>Phasianus colchicus</i>	1	2	3	-
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1	4	1	-
<i>Hippolais icterina</i>	-	-	1	-
<i>Aegithalos caudatus</i>	-	-	1	-
<i>Carduelis carduelis</i>	1	2	1	-
<i>Carduelis cannabina</i>	-	1	1	-
Number of species Arter	26	37	40	38
Number of territories Revir	192	199	232	240

Current status and population dynamics of nominate subspecies of Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus fuscus* in the White Sea

Nuvarande status och populationsdynamik för nominatrasen av silltrut Larus fuscus fuscus i Vita havet

ALEXANDER CHERENKOV, VLADIMIR SEMASHKO & GRIGORI TERTITSKI

Abstract

The size of the colonies of the nominate subspecies of Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus fuscus* was monitored annually in Onega Bay of the White Sea in 1989–2006. The total current population in the studied area is about 2100 pairs or 10% of the world population of this subspecies. During the time of monitoring the population increased more than three times, and since the 1960s it has increased more than six times. The main increase was observed in the seven biggest colonies (more than 100 pairs) where more than 60% of the White Sea population was breeding. Average long-term clutch size was 2.44, and breeding success was 1.0 fledgelings per pair. The increase in number probably results from the decrease of disturbance in the breeding area and improvement of

feeding resources. The increase of the White Sea population contrasts with a strong decline of the Baltic population.

Alexander E. Cherenkov, Solovetskiy Branch of White Sea Biological Station of Moscow State University, Za-ozernaya str. 17-1-6, Solovetskiy, Arkhangelsk district, 164409, Russia, ecocentr@atnet.ru
Vladimir Yu. Semashko, All-Russian Institute for Nature Conservation, Festivalnaya st., 22-8-111, Moscow, Russia, simakovv@mail.ru
Grigori M. Tertitski, Institute of Geography of Russian Academy of Science, Staromonethy str. 29, Moscow, 119017, Russia, tertitski@mail.ru

Received 29 November 2006, Accepted 23 February 2007, Editor: S. Svensson

Introduction

Among the species of the *Larus* genus, breeding in the White Sea, the highest interest is focused on the status of the Lesser Black-backed Gull *L. f. fuscus* population due to its marginal location (easternmost part of the species' area), comparatively low numbers, and a long-term decrease within a large part of its world range. The decrease in the second half of the 20th century in Finland, Sweden and Norway was so drastic that it was necessary to list the Lesser Black-backed Gull in the Red Data Books of those states and in the Red Data Book of Fennoscandia.

In Sweden, the size of the population decreased from 17,000 to 4000–5000 pairs between the late 1970s and late 1990s (Lif et al. 2005). The decrease of the Finnish population has been registered since mid 20th century at all known colonies. In the 1970s and 1980s, growth of some colonies was registered, but in the eastern part of Gulf of Finland and in the northern part of Bothnian Bay the decrease continued (Bergman 1982). The total

population breeding in Finland in the late 1970s and early 1980s was 12,000 pairs, of which 4000 nested on lakes (Koskimies 1989). According to the data of the same author in the Nordic Council of Ministers Report (TemaNord 1997), the Finnish population decreased in 1978–1994 with over 50% to 6000–7000 pairs in the mid 1990s. In 1986–2002 the coastal Lesser Black-backed Gull population in Finland was decreasing on average by 8% per year (Hario et al. 2004). According to the 2003 census data, 5300 pairs were nesting on the Finnish coast and 3100 on lakes. This increase of bird numbers in comparison to the 1990s is explained most probably by a more complete coverage of the territory during the latest census (M. Hario, personal communication). In northern Norway the Lesser Black-backed Gull population was also decreasing in the latter half of the 20th century: in Nordland and Trøndelag it decreased by 50–90% in 1970–1985 to 3500 breeding pairs (Strann & Vader 1992). The current total population in Norway is estimated at 2000–3000 pairs (Bakken et al. 2003). The Lesser Black-backed Gull population decreased also on

Ladoga (Malchevsky & Pukinsky 1983) and Onega (Zimin et al. 1993) Lakes in Russia.

In the end of the 20th century some increase of the Lesser Black-backed Gull population occurred in some areas. Thus, on Stora Karlsö and Lilla Karlsö islands in Sweden the breeding population increased 1.5 times during 7 years – from 400 pairs in 1998 to 600 pairs in 2004 (Lif et al. 2005). In Norway, on colonies in Sør-Helgeland, where the population is monitored, some increase has been registered since 1995. However, the current number is only about 15–20% of the population in 1980 (Lorentsen 2004). In the Swedish province of Gästrikland, the population has been monitored since 1971. There was decline until 1990, but then the population size grew from c. 90 pairs to c. 180 pairs in 2006 (Aspenberg 2006).

A similar situation has been registered in recent years in the Russian part of Gulf of Finland. On the Berezovye Islands the Lesser Black-backed Gull population was below 50 breeding pairs in the late 1970s (Khrabryi 1984). In 1995, a big colony of about 200 pairs (Iovchenko et al. 2002) was found in the area (Rondo Island). According to the census of 2002–2005, stable colonies were registered on ten of the Berezovye Islands with population estimated at 350–450 pairs (Bublichenko in press). In addition to the Berezovye Islands, colonies were found on the Island Seskar, Fiskar Archipelago

(Iovchenko et al. 2002) and on Remisaar Island (Bublichenko 2000).

In summary, the world population of the Lesser Black-backed Gull nominate subspecies is below 20,000 breeding pairs with a tendency to decrease in a major part of its area. Among the factors that may have caused the decrease, the most frequently mentioned ones are competition with Herring Gull for nesting sites (Bergman 1982, Kilpi 1983) and high mortality rate of nestlings (Bergman 1982, Lif et al. 2005) due to various reasons including diseases resulting from high levels of chlorine-organic substances in the digestive apparatus (Hario et al. 2004).

Material and methods

Ornithological surveys in the Solovetsky Archipelago in Onega Bay (Figure 1) of the White Sea have been made since 1983 by the Solovetsky Museum, and in recent years by the Solovetsky branch of the White Sea Biological Station of the Moscow State University. Since 1987, sea bird numbers have been monitored on all islands of the Solovetsky Archipelago. Since 1989 a survey of the islands in Onega Bay outside the Solovki Islands has been carried out. By 1999, all areas of the bay are being visited.

In 2004–2006, a survey of islands near the Karelia coast between Kandalaksha and Onega Bays of the White Sea was performed. In total, 568 islands were visited in Onega Bay (129 on the Solovki Islands), and 103 islands near the Karelia coast of the White Sea. The islands of the Solovetsky Archipelago are surveyed annually. Among the other islands of the bay, the most interesting ones (including islands with Lesser Black-backed Gull colonies) are visited once in 1 to 5 years.

Results

Population dynamics and distribution in the first half of the 20th century

In the north-eastern part of the Lesser Black-backed Gull area, in the western part of the White Sea, the situation seemed to be different from the one in Scandinavia. We can only base our conclusion on the assumption that in the 1920s–1940s the species' area in that region slightly decreased, and along with the area also the population decreased (Bianki 1967). However, it is necessary to keep in mind that no reliable information is available for the Kola Peninsula and Kandalaksha Bay of the White Sea from the end of 19th to the beginning of the 20th century. Besides, the data on Lesser



Figure 1. Map showing the location of the Onega Bay. *Karta som visar läget av Onegabukten.*

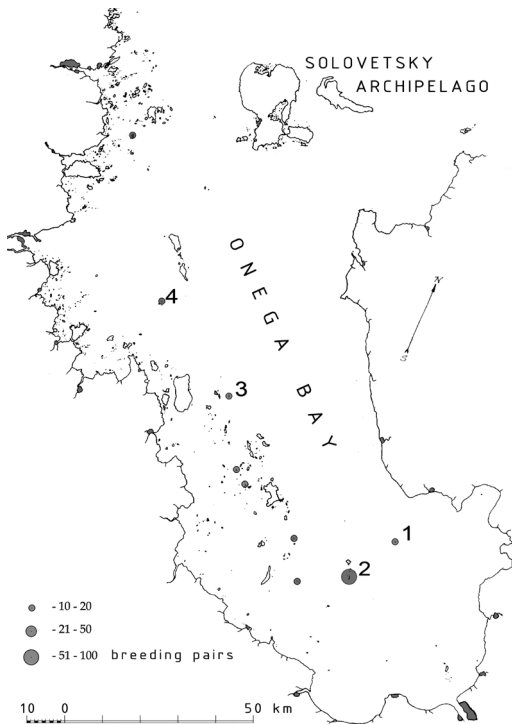


Figure 2. Distribution of Lesser Black-backed Gull colonies in 1960s (Bianki 1963) on islands:

Fördelningen av silltrutkolonier på öar under 1960-talet (Bianki 1963):

1. Pur-luda; 2. Tonkaya Osinka; 3. Sennaya Luda; 4. Krestovaya Salma-luda.

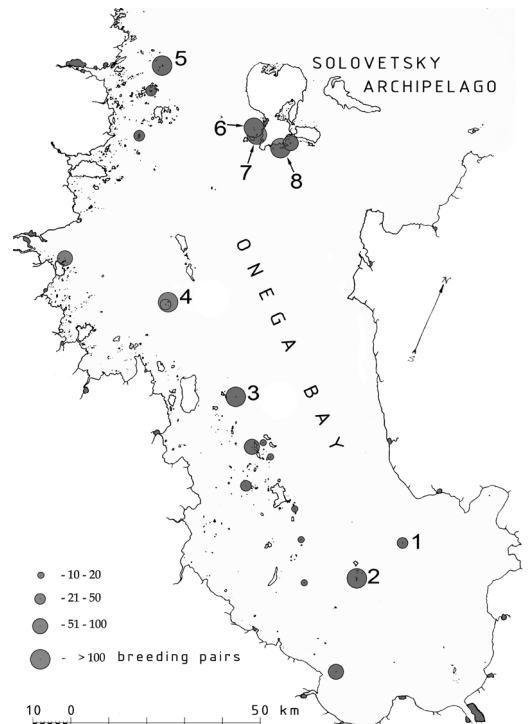


Figure 3. Modern distribution of Lesser Black-backed Gull colonies on islands:

Nutida utbredning av silltrutkolonier på öar:

1. Pur-luda; 2. Tonkaya Osinka; 3. Sennaya Luda; 4. Krestovaya Salma-luda; 5. Nothern Rombak; 6. N-W Sennaya Luda; 7. Parusnyi; 8. Krasivyi.

Black-backed Gull distribution in the Kola Peninsula should be taken with caution as this is also the area of the *Larus heuglini*, the species that is very similar in the exterior.

The data are as follows. Pleske (1887) and Gebel (1903) shot Lesser Black-backed Gulls and found their nests on Imandra Lake (Kola Peninsula), but it is not clear how big the population was. A few pairs are still nesting in the western part of the Kola Peninsula (Semenov-Tyan-Shansky & Gilyazov 1991).

The current situation in the Kandalaksha Bay is not clear. Gebel (1903) did not at all list Lesser Black-backed Gull among the birds of the bay, which indicates that even if the species occurred in the area, obviously it was rare. Only occasional breeding pairs were recorded in Kandalaksha Bay in the 1950s and 1960s (Bianki 1967). This should probably be considered the normal situation, not “the last of the Mohicans” of a decreasing popula-

tion in the area. In the end of the 19th century Lesser Black-backed Gulls nested on the Solovetsky Islands in Onega Bay, but they were few (Tarnani 1892). It should be noted that in those years there was a big colony of Herring Gulls on the territory of the Solovetsky Monastery, and with them in the background other gulls may have been ignored.

From the end of 19th to the middle of the 20th century the Lesser Black-backed Gull population was probably steadily low, which could have been a result from the impact of residents of the coastal villages and towns, who traditionally used eggs for food. However, in those years the situation was similar for other colonial birds including Herring Gull.

Thus, in the early 1960s, when V. V. Bianki first studied nesting grounds of sea birds in the western part of the White Sea, the population of many species outside protected areas was relatively low. At this time the first reliable assessment of Lesser

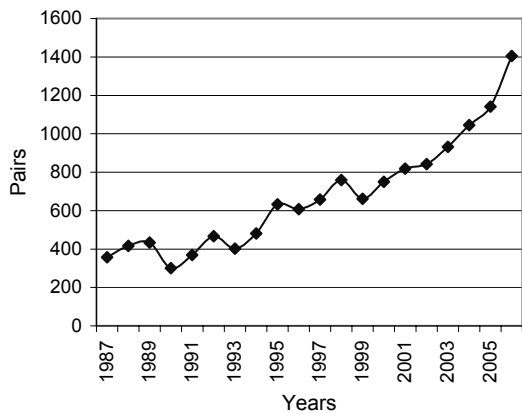


Figure 4. Lesser Black-backed Gull population dynamics on the Solovetsky Islands (breeding pairs).
Populationsutvecklingen för silltrut på Solovetskyöarna (häckande par).

Black-backed Gull population was made – about 300 pairs for Onega Bay (Figure 2) and about 50 pairs for western part of the White Sea area (Bianki 1963). A retrospective analysis with participation of V. V. Bianki showed that most probably that figure was an underestimate, as during the expeditions of 1960s he did not survey the islands of the Solovetsky Archipelago, where Lesser Black-backed Gull colonies (probably rather big) were known to exist at that time (Kartashev 1963).

Although somewhat uncertain, the above summary of literature data is the best starting point that can be put together for the study of Lesser Black-backed Gull population dynamics in the following years.

Population dynamics and distribution in the end of 20th and beginning of 21st century

Since the start of our surveys in the mid 1980s, over 300 Lesser Black-backed Gull pairs have been breeding on Solovki. The detailed surveys of islands in Onega Bay in the 1990s, when all Lesser Black-backed Gull colonies registered in 1960s were visited, showed that within 30 years the number of breeding pairs had increased nearly 3.5 times in the colonies previously surveyed by V. V. Bianki, and 6 times in total number (Figure 3). Thus, in a period when the *L. f. fuscus* population was decreasing in most of its range, the opposite process was observed in Onega Bay.

Although the total Onega Bay population in-

creased, some colonies found by V. V. Bianki, have not changed their size during 30 years whereas other colonies have increased ten times (Table 1). The increase probably occurred in the colonies that had the most favorable nesting conditions. During the same years (since early 1960s to late 1980s), the number of Herring Gulls breeding in the bay also increased (more than 5 times on the same islands).

Regular visits of colonies on islands in Onega Bay in 1990–2000 showed that the Lesser Black-backed Gull population was more or less stable, while in the Solovetsky Archipelago, where annual monitoring was performed, a continuous population growth was observed (Figure 4). Surveys in 2004–2006 of islands in the western part of the White Sea showed that in that area the situation had not changed since the 1960s.

Our census data of 1990–2000 show an average population size of about 1900 breeding pairs of Lesser Black-backed Gull in Onega Bay. Taking into account the observed population growth we may assume that the current number of breeding pairs on islands in Onega Bay is 2000–2100, of which about 50% are on the Solovetsky Archipelago. The number of pairs on islands in the western part of the White Sea is 40 to 50. This means that the islands in Onega Bay of the White Sea is the breeding area of not less than 10% of the world population of Lesser Black-backed Gull nominate subspecies.

The breeding area in the White Sea covers the whole Onega Bay, slightly expanding beyond its boundaries along the Karelia coast. The northernmost colony, the same as in the 1960s (Bianki 1963), is located on Maly Robjak Island, and the most north-eastern breeding area is Zhizhgin Island, where individual pairs breed. To the east of Onega Bay, the Lesser Black-backed Gull evidently does not breed or the available data are not reliable.

It should be noted that the Lesser Black-backed Gull inhabits only a small number of islands in comparison with other numerous species. Relatively permanent colonies were recorded on only 78 of 567 (13.8%) of the surveyed islands in Onega Bay, on 16 of 129 (12.4%) on Solovki, and on 62 of 438 (14.1%) in the rest of the territory. When summed with the islands in the western part of the White Sea, the percentage will decrease considerably. For comparison, the Herring Gull population, being 2.5 times more, inhabits about 70% of the surveyed islands.

The Lesser Black-backed Gull is the most colonial gull in the White Sea. The mean size of a breeding colony per populated island is 24.3 pairs,

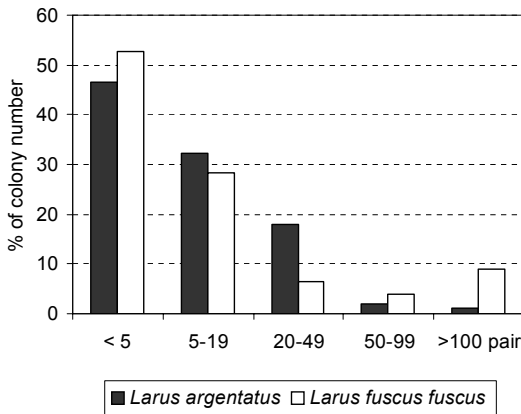


Figure 5. Share (% of total number) of Lesser Black-backed Gull and Herring Gull colonies with different numbers of breeding pairs.

Andel (% av totalt antal) kolonier av silltrut och gråtrut med olika antal häckande par.

approximately two times higher than for Herring (12.3) and Mew (13.7) Gulls. Figures 5 and 6 shows clearly that the major part (over 60%) of the White Sea Lesser Black-backed Gulls breeds in only seven big (over 100 pairs) colonies, of which three are located on Solovki (islands Parusnyi, N-W Sennaya Luda, Krasiviyi), two in the southern part of the bay (Tonkaya Osinka, Sennaya Luda), one in the central part (Krestovaya Salma-Luda) and one in the Kem skerries (Northern Rombak) (Figure 3). The colony on Krasiviy Island is the biggest one, on average for the last 15 years about 240 pairs, and in recent years over 300 pairs. Four other colonies have from 50 to 100 pairs, and all 11 islands host nearly 75% of the White Sea Lesser Black-backed Gull population. These colonies determine the population size in the White Sea and underestimation of any of them would significantly affect the evaluation of the total number in the region. Islands with Lesser Black-backed Gull colonies are big (in the White Sea context), over 1.5 hectares, and their vegetation is mostly tall grassland.

Breeding conditions

Competition with Herring Gulls for nesting grounds is mentioned first among the main factors that caused the Lesser Black-backed Gull population decrease in Scandinavia (Bergman 1982, Kilpi 1983). However, according to our observations in big colonies in Onega Bay, the competition for nesting grounds with Herring Gull is absent or

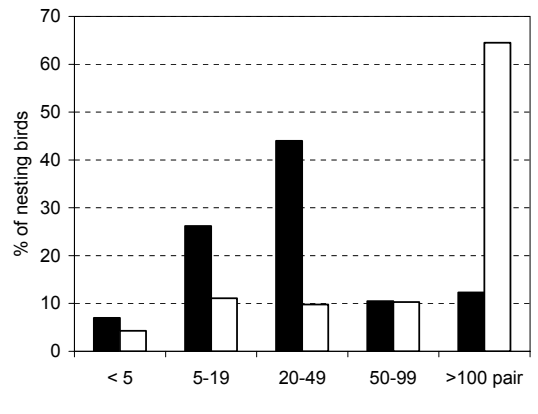


Figure 6. Share (% of total numbers) of breeding pairs of Lesser Black-backed Gull and Herring Gull in colonies of different size.

Andel (% av totalt antal) par av silltrut som häckar i kolonier av olika storlek.

minimal. Lesser Black-backed Gulls arrive in the White Sea from mid April to early May. On Solovki average arrival date was April 26 during 15 years of survey. This is 20 days later than the arrival of the Herring Gull and slightly later than of the Mew Gull. Breeding dates are also late compared with the other gulls. The first eggs are laid in the third decade of May (averaged for 18 years is on May 28), and mass nesting starts in the first decade of June (averaged date is June 7). The nests very often are located in grassland, often in small depressions. At the coast with low surf a typical nest location is on the beach under small peat cliffs in the upper supralittoral area. These sites become free of snow and dry only by end of May. Herring Gulls, that start breeding in early-mid May, occupy sites that become free of snow earlier – the beach-ridge in the zone of storm impact and local elevations. Thus, even when nesting on the same islands, these two species practically do not claim each other's nesting sites.

At many sites with Lesser Black-backed Gull colonies, the grass is tall by early July (time of mass nestlings emerging) and provides the growing nestlings with good hide from predators (including Herring Gull) and this probably improve breeding success in the area.

Breeding success

Average clutch size during 16 seasons was 2.44 eggs (n = 2044) with annual variation between 1.95

Table 1. Lesser Black-backed Gull number variations in some (over 10 pairs) colonies in the White Sea
Antalsvariationer i några silltrutkolonier (med över 10 par) i Vita havet.

Colony names	Coordinates		Years					
	N	E	60th*	1992-93	1995	1998-99	2004	2006
Pur-luda	64°14'	37°21'	20	60	-**	25	-	11
Tonkaya Osinka	64°06'	37°12'	80	200	-	300	300	300
Ukhkontsy (3 isl.)	64°09'	36°50'	11	27	-	17	25	6
Morzhenets	64°03'	36°56'	13	15	-	10	-	0
Sennaya luda	64°23'	36°12'	20	190	-	200	150	-
Salma-ludy (2 isl.)	64°32'	35°37'	17	100	-	210	270	300
Beloguzikha	64°52'	35°06'	15	20	30	-	13	5
Malyi Rob'yak	65°37'	34°56'	32	-	-	-	27	55

* - field data of V. V. Bianki (1963, non-published data)

** - no data

and 2.73. This value is lower than the one of birds nesting in the Baltic Sea. For Gulf of Finland clutch size is 2.89 (Hario et al. 2004), and for Baltic Sea between 2.75 and 2.91 in different years (Lif et al. 2005).

Although clutch size is higher, breeding success is lower. Both Finnish and Swedish ornithologists unambiguously mention extremely low breeding success of Lesser Black-backed Gull. Only from 0.02 to 0.2 nestlings survive to fledging (Bergman 1982, Hario et al. 2004, Lif et al. 2005), i.e. over 90% (commonly even more) of the nestlings die before they can fly. Unfortunately, we have not specifically studied breeding success of our populations. However, even our fragmentary data show that in the White Sea breeding success is considerably higher. In 2005, on N-W Sennaya Luda island, the number of breeding Lesser Black-backed Gull was estimated at 250 pairs. In late August there were about 260 young birds, i.e. breeding success was not less than one nestling per nesting pair.

Conclusions

While within the bigger part of the Scandinavian states the population of nominate subspecies of Lesser Black-backed Gull is continuously decreasing, in the White Sea the population development has been quite different. Continuous population growth was registered by the authors in Onega Bay since the beginning of the surveys in mid 1980s, though it probably had started earlier. These opposite trends may be explained by the following factors:

1. Progressive "extinction" of the White Sea coastal villages since 1960s and therefore decrease

of direct impact on the sea and waterfowl bird colonies. The tendency was most distinct in the early 1990s when low living standards and high prices for fuel resulted in sharp activity decrease of the local people on islands, including decrease of traditional egg picking.

2. Probable improvement of feeding resources for gulls both due to the decrease of the population of coastal settlements, which has resulted in decrease of catch in the White Sea, and due to transfer of a number of birds to alternative food of anthropogenic origin, first of all at landfills.

3. Relatively weak competition of Lesser Black-backed Gull with Herring Gull due to distinct differences in nesting dates and therefore territorial separation of the species' colonies. Good protection of nestlings by tall grass where a majority of nests are located is also of importance.

Unfortunately we do not have information on the White Sea Lesser Black-backed Gull population wintering areas, as ringing using metal rings (over 500 ringed birds) has practically given no returns. Therefore it is not possible to tell whether the White Sea Lesser Black-backed Gull population has other wintering areas than the Scandinavian populations. To define wintering areas, migration routes and possible exchange of birds between different populations, it is necessary to mark birds with easily visible colour rings rather than metal rings. Although nothing is yet known about the possible effects of harmful pollutants on Lesser Black-backed Gulls, the difference in population trends in the White Sea and the Baltic Sea, may be a result of the fact that the Baltic Sea is more polluted than the White Sea.

Acknowledgement

We would like to thank Martti Hario, Risto Juvaste and Morten Helberg for the help in preparing this article.

References

- Aspenberg, P. 2006. Silltruten i Gästrikland 1971–2006. *Fåglar i X-län* 37: 43–50. (In Swedish)
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. *Norsk ringmerkingssatlas*. Vol. 1. Stavanger Museum, Stavanger. (In Norwegian with English summary)
- Bergman, G. 1982. Population dynamics, colony formation and competition in *Larus argentatus*, *fuscus* and *marinus* in the archipelago of Finland. *Annales Zoologici Fennici* 19:143–164.
- Bianki, V.V. 1963. The number and distribution of the mass seabirds in the western part of the White Sea. Pp. 161–167 in *Problemy ispolzovaniya promyslovykh resursov Belogo moray I vnutrennikh vodoemov Karelii*. Moscow-Leningrad. Vol. 1. (In Russian)
- Bianki, V.V. 1967. *Kuliki, chaiki i chistikovyie Kandalakshskogo zaliva*. Trudy Kand. Gos. zapovednika. Murmansk. (In Russian)
- Bublichenko, Yu.N. 2000. To the avifauna of the southern coast of Gulf of Finland *Russkii ornitologicheskii zhurnal*. Ekspress-vypusk. 107:6–20. (In Russian)
- Bublichenko, Yu.N. The summer avifauna of the Berezovye Islands archipelago *Prirodnaya Sreda arhipelaga Berezovye ostrova Finskogo zaliva. Fauna nazemnykh pozvonochnykh. Ptitsy*. S-Petersburg. (in press) (In Russian)
- Gebel, G.F. 1903. Data on the ornithology of Lapland and Solovetsky Islands Pp. 97–137 in *Trudy Imperatorskogo Sankt-Peterburgskogo obschestva estestvoispytatelei. Otdelenie zoologii i fiziologii*. T.33, Vol. 2. (In Russian)
- Hario, M., Hirvi, J-P., Hollmén, T. & Rudbäck, E. 2004. Organochlorine concentrations in diseased vs. healthy gull chicks from the northern Baltic. *Environmental Pollution* 127:411–423.
- Iovchenko, N.P., Noskov, G.A., Gaginskaya, A.R., Rymkevich, T.A. & Rezvyi, S.P. 2002. New avifaunistic observation on the islands of eastern part of Gulf of Finland. *Ptitsy i mlekopitayushchie Severo-Zapada Rossii (ekologo-faunisticheskie issledovaniya)*. *Trudy BiNII*. S-Peterburg. Vol. 48:99–120. (In Russian)
- Kartashev, N.N. 1963. Quantitative characteristic of the avifauna of Solovetsky islands. *Ornitologiya*. Vol. 6:23–36. (In Russian)
- Khrabryi, V.M. 1984. The birds of Berezovye Islands. Pp. 116–146 in *Materialy po faune Vyborskogo zakaznika*. Trudy ZIN. Leningrad. (In Russian)
- Kilpi, M. 1983. Population trends and selection of nest-sites in *Larus argentatus* and *L. fuscus* on the Finnish coast. *Ornis Fennica* 60:45–50.
- Koskimies, P. 1989. *Distribution and Numbers of Finnish Breeding Birds*. Appendix to Suomen lintuatlas. SLY:n Lintutieto Oy. Helsinki.
- Lif M., Hjernquist M., Olsson O. & Österblom H. 2005. Long-term population trends in the Lesser Black-backed Gull *Larus f. fuscus* at Stora Karlsö and Lilla Karlsö, and initial results on breeding success. *Ornis Svecica* 15:105–112.
- Lorentsen, S.-H. 2004. *Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2004*. NINA Oppdragsmelding 852. (In Norwegian with English summary)
- Malchevskiy, A.S. & Pukinskiy, Yu.B. 1983. *Ptitsy Leningradskoi oblasti i sopredelnykh territorii. Nevorobinye*. T.1. Leningrad. (In Russian)
- Pleske, F.D. 1887. Critical survey of the mammals and birds of the Kola Peninsula. *Zapiski Akademii Nauk*. St.-Petersburg. Vol. 56, Suppl. 1:536. (In Russian)
- Semenov-Tyan-Shanski, O.I. & Gilyazov, A.S. 1991. *Ptitsy Laplandii*. Nauka, Moscow. (In Russian)
- Strann, K.-B. & Vader, W. 1992. The nominate Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus fuscus*, a gull with a tern-like feeding biology, and its recent decrease in northern Norway. *Ardea* 80:133–142.
- Tarnani, I.K. 1892. The bird kingdom of Solovki. *Vestnik ptitsevodstva* 10:423–431; 11:455–462. (In Russian)
- TemaNord 1997. *Population sizes and trends of birds in the Nordic Countries 1978–1994*. Report of Nordic Council of Ministers 614.
- Zimin, V.B., Sazonov, S.V., Lapshin, N.V., Khokhlova, T.Yu., Artemev, A.V., Annenkov, V.G. & Yakovleva, M.V. 1993. *Ornitofauna Karelii*. Petrozavodsk. (In Russian)

Sammanfattning

Studier av måsfåglar i Vita havet har fokuserats på nominatrasen av silltruten *Larus fuscus fuscus*, som här har sin östligaste utpost, en relativt liten population och en långsiktig nedgång inom en stor del av sitt utbredningsområde. Nedgången har gjorts att den tagits upp i hotlistorna för de skandinaviska länderna. I Sverige har nedgången varit från 17.000 par i slutet av 1970-talet till numera 4000–5000 par. I Finland minskade silltruten från 12.000 par i början av 1980-talet till 6000–7000 par på 1990-talet. En ny räkning 2003 gav 5300 par längs Finlands kust och 3100 par i insjöarna, men denna ökning anses bero på bättre täckning. Även i norra Norge, Ladoga och Onega har beståndet gått ner. Från några få platser rapporteras om uppgång under senare år, t.ex. från Karlsöarna (50% ökning 1998–2004), Gästrikland (fördubbling 1990–2006) och Berezovyeöarna i Finska viken (50 par i slutet av 1970-talet, 350–450 par 2002–2005). Trots dessa enstaka fall av uppgång verkar utvecklingen för hela världspopulation av silltrutens nominatras *fuscus* vara negativ. Beståndet omfattar färre än 20.000 par.

Föreliggande undersökning omfattar studier av silltruten i Onegabukten av Vita havet (Figur 1). Inventeringar i Solovetskyarkipelagen startade 1983 och sedan 1987 har alla öar i arkipelagen inventerats. Öarna utanför Solovetskyarkipelagen började inventeras 1989 och sedan 1999 omfattar inven-

teringarna alla öar. Åren 2004–2006 inventerades dessutom öarna nära Karelska kusten mellan Kandalaksha och Onegabukten. Totalt ingår 671 öar i studien. Solovetskyarkipelagen inventeras årligen och övriga områden mellan varje och vart femte år.

Det är svårt att skapa en tydlig historisk bild av silltrutbeståndets utveckling i Vita havet. Den bästa sammanfattningen av de ofta osäkra litteraturuppgifterna är att beståndet alltid varit litet men stabilt. I det avseendet skulle alltså Vita havet skilja sig från Östersjön, där det skedde en kraftig nedgång under en stor del av 1900-talet. Det var först på 1960-talet som de första tillförlitliga räkningarna utfördes i Vita havet, vilket resulterade i 300 par i Onegabukten och 50 par i västra delen av havet (Figur 2). En retrospektiv analys visar emellertid att dessa inventeringar måste ha underskattat beståndet eftersom Solovetskyarkipelagen inte ingick, och där fanns kända kolonier som torde ha varit rätt stora.

Efter 1990-talets inventeringar kunde storleken av alla kolonier som hade inventerats på 1960-talet jämföras. Det visade sig att beståndet under de 30 åren hade ökat sex gånger (Figur 3), en utveckling rakt motsatt den som rapporterats från Östersjöområdet. Fastän totalbeståndet ökat i Onegabukten fanns det enstaka kolonier som förblivit stabila (Tabell 1). Under samma period som silltruten ökade skedde också en ökning av gråtrutens bestånd (mer än fem gånger på samma öar). De regelbundna inventeringarna under perioden 1990–2000 visade att beståndet var mer eller mindre stabilt i Onegabukten medan det ökade i Solovetskyarkipelagen. Inventeringarna av öarna längs västra kusten 2004–2006 visade att det inte skedd några förändringar där sedan 1960-talet.

Inventeringarna under 1990-talet visar att det häckar ungefär 1900 par silltrut i Onegabukten. Tar vi hänsyn till den ökande trenden, bör det numera finnas 2000–2100 par, varav ungefär hälften häckar på Solovetskyöarna. Det innebär att tio procent av världspopulationen av *fuscus*-rasen häckar i Vita havet.

Det verkar inte ha skett någon geografisk spridning sedan 1960-talet. Den nordligaste kolonin är densamma då som i dag (Maly Robak) och den längst åt nordost (Zhizhginön) omfattar bara enstaka par. Öster om Onegabukten finns inga kända förekomster.

Silltruten bor på bara ett fåtal av alla öar som inventerats. Relativt permanenta kolonier fanns på 78 av 567 (14%) av öarna i Onegabukten, 16 av 129 (12%) i Solovke och på 62 av 438 (14%) inom resten av området. Gråtruten bebor bebor 70% av öarna, men har också en 2,5 gånger så stor population.

Silltruten är den mest koloniala av måsarna i Vita havet. Medelstorleken av en koloni är 24,3 par, ungefär dubbelt så mycket som för gråtruten (12,3) och fiskmåsen (13,7). Figur 5 och 6 visar fördelningen av kolonier och antal par på olika kolonistorlek. Hela 60% av alla silltrutar häckar i sju stora kolonier med över 100 par. Den största kolonin är den på ön Krasivy i Solovetskyarkipelagen. Den har haft i genomsnitt 240 par de senaste 15 åren och har ökat till 300 par de allra senaste åren. Det är naturligtvis de få stora kolonierna som bestämmer det totala antalet silltrutar i Vita havet, och gör man felaktiga uppskattningar av antalet par i dessa, påverkas också totaluppskattningen. I Vita havet häckar silltruten på relativt stora öar (över 1,5 ha) och öarna skall ha rikligt med högt gräs.

Konkurrens med gråtrut har anförts som skäl till silltrutens nedgång i Östersjön. Våra observationer i Vita havet ger ingen antydning till sådan konkurrens. Silltruten både anländer och häckar senare än gråtruten och de lägger sina bon olika. Även när de häckar på samma ö ockuperar de inte varandras boplatser. Eftersom silltruten häckar så sent hinner gräset och örterna bli höga till början av juli, då ungarna kläcks. Den höga vegetationen ger skydd och bidrar till att skydda ungarna från predatorer.

Den genomsnittliga storleken av äggkullen var under 16 säsonger 2,44 ägg med en årlig variation mellan 1,95 och 2,73 (2044 kullar). Detta värde är lägre än i Finska viken (2,89) och Östersjön (2,75–2,91). Tyvärr har vi inte studerat häckningsframgången i Vita havet mer än under 2005. Då räknade vi antalet flygga ungar i augusti till 260 i en koloni med 250 par på ön Sennaya Luda, d.v.s. en unge per par. Detta värde är många gånger högre än de som rapporterats från Östersjön, där studier i både Finland och Sverige tyder på en dödlighet på över 90% bland ungarna.

Silltrutstudierna i Vita havet kan således sammanfattas enligt följande. Åtminstone sedan mitten av 1980-talet, troligen tidigare, har beståndet ökat nästan kontinuerligt, en utveckling som är motsatt den i Östersjön. Tänkbara förklaringar är följande. Från många småbyar längs Vita havets kust har det skett en fortlöpande utflyttning av ekonomiska skäl, något som accelererade i början av 1990-talet. Detta har medfört märkbart minskande aktiviteter på öarna, inklusive insamling av ägg. Genom att fisket minskat och därmed spillet som födokälla åt trutarna, kan de ha lagt om sitt födosök till de växande soptipporna vid de större orterna. Frånvaron av känd konkurrens med gråtrut och den sena häckningstiden som ger ungarna skydd i den höga vegetationen kan vara en ytterligare bidragande orsak.

Beräkning av dubbelbeckasinens *Gallinago media* bestånd i Sverige baserat på nya inventeringar vid Ännsjön och Storlien

An estimate of the Great Snipe Gallinago media population in Sweden based on recent surveys at Ännsjön and Storlien

ROBERT EKBLOM & PETER CARLSSON

Abstract

An estimate of the total Swedish population of the Great Snipe *Gallinago media* is presented. Today, the Scandinavian Great Snipe population is found only in the mountain range of Sweden and Norway. The present population estimate is based on recent census work in the western part of the province of Jämtland, holding approximately 10% of the known Swedish leks. Suitable habitats were identified on vegetation maps, and selected areas were visited during the lekking season from mid-May to mid-June. The population densities found in these sample areas were extrapolated to the total area of suitable habitat in

the Swedish mountain range. We estimate the total Swedish population to comprise around 1800 lekking males, presumably corresponding to a similar number of breeding females.

Robert Ekblom, Avd. f. populationsbiologi, Evolutionsbiologiskt centrum, Uppsala universitet, Norbyvägen 18D, 75236 Uppsala; robert.ekblom@ebc.uu.se
Peter Carlsson, Ännsjöns fågelstation, Visättravägen 1, 141 50 Huddinge; peter.carlsson@annsjon.org

Received 27 October 2006, Accepted 20 December 2006, Editor: S. Svensson

Inledning

Dubbelbeckasinen *Gallinago media* är ett exempel på en art vars utbredning minskat mycket kraftigt under de senaste seklen (Løfaldli et al. 1989). I mitten på 1800-talet var den fortfarande en vanlig häckfågel i stora delar av norra Europa. Beskrivningar från jägare vittnar om stora mängder individer på spelplatser bland annat i Uppland (Söderberg 1832) och norra Tyskland (Rohweder 1891). Under senare hälften av seklet började en mycket snabb tillbakagång som ledde till att arten nästan helt försvunnit från sina gamla häckningslokaler i södra Sverige, Tyskland och Danmark redan vid början av 1900-talet (Kolthoff 1907). Den kraftiga tillbakagången brukar tillskrivas i huvudsak två faktorer. Den viktigaste var sannolikt utdikning av häckningsplatser runt regelbundet översvämmade vattendrag och sjöar men även betydande jakt under häckningstid kan ha bidragit (Elveland & Tjernberg 1984).

Från att ha varit en allmän häckfågel i stora delar av Norden är dubbelbeckasinen i Skandinavien nu begränsad till fjällkedjan, med störst täthet i södra Lappland, Jämtland, Tröndelag och Härjedalen (Elveland & Tjernberg 1984). Så vitt vi vet finns i

Sverige inga permanenta spel söder om Härjedalen och den norska sydgränsen går vid Hardangervidda (Schandy 1984). I Polen, Baltikum, Ukraina, Vitryssland och Ryssland finns häckande dubbelbeckasiner fortfarande kvar på låglandslokaler liknande de forna habitaten i Sydsverige (Borkowski 1990, Kuresoo & Leibak 1994). Arten är upptagen som missgynnad (near threatened) på både den svenska och den internationella rödlistan över hotade arter. Den omfattas också av Fågeldirektivet och flera andra internationella konventioner (Kålås 2004). I Sverige har Naturvårdsverket nyligen inlett arbetet med ett åtgärdsprogram för att bevara dubbelbeckasinen i landet. Tyngdpunkten i detta arbete ligger till en början på att öka kunskapen om populationsstorlekar och trender i landet samt att identifiera så många spelplatser som möjligt för att på längre sikt kunna skydda dessa.

Någon komplett inventering av det svenska dubbelbeckasinbeståndet har aldrig genomförts och det har därför varit svårt att säga något om antalet häckande individer i landet. I Svensk Fågelatlas som bygger på atlasinventeringar gjorda under 1970- och början av 1980-talet uppskattas den skandinaviska populationen till 5000–15000 par (Svensson et al. 1999). Baserat på bland annat

uppgifter från Naturvårdsverket gissar Elveland & Tjernberg (1984) på att det finns minst 1000 par i Sverige. Dessa uppskattningar bygger bägge på data som är mer än tjugo år gamla varför det är önskvärt att återigen se över den svenska stammen.

På grund av den bristfälliga bevakningen av dubbelbeckasiner är det också mycket svårt att säga om det nu sker några förändringar i stammen. De senaste åren har det skett en markant ökning av antalet rapporter om individer på flyttlokaler i södra Sverige (pers. obs.). Sannolikt speglar detta en ökning av fågelskådaraktivitet snarare än en reell ökning av antalet dubbelbeckasiner i landet. I Svensk Fågelatlas anges att man inte känner till några större förändringar de senaste 25 åren (Svensson et al. 1999) men det framgår inte vilka data detta grundar sig på. Under en studie av dubbelbeckasiner nära Dovre i Norge som pågått i över 20 år har man inte kunnat se några tendenser till förändringar i beståndet. Däremot verkar antalet spelande hanar på de kända spelplatserna fluktuerat en del mellan åren (Gustavsson 2002).

Mest känd är dubbelbeckasinen troligen för sitt karakteristiska och ovanliga parningssystem. Tillsammans med brushane *Philomachus pugnax*, orre *Tetrao tetrix* och tjäder *Tetrao urogallus* ingår den i en kvartett svenska fåglar med så kallat lekbeteende. Detta karakteriseras av att flera hanar samlas på en arena dit honor kommer enbart för att para sig (Höglund & Alatalo 1995). Dubbelbeckasinens lekar består av ett antal (upp till 35) hanar som under natten försvarar ungefär 10×10 meter stora territorier. Parningsfördelningen på leken är ofta skev; vissa hanar får alltså stor del av parningarna, medan andra inte parar sig alls (Fiske et al. 1994). Se exempelvis Lemnell (1978) för en mer utförlig beskrivning av dubbelbeckasinens spelbeteende.

Många faktorer gör att man ofta missar dubbelbeckasiner vid generella, standardiserade inventeringar. Störst chans att upptäcka dubbelbeckasiner har man på natten då man kan höra spellätet från leken. Då få ornitologer är ute och inventerar häckfågel i fjällen på natten är det alltså stor risk att arten förbises. Visserligen hör man ibland spelläten även på dagen men då mycket sporadiskt och enbart från någon enstaka individ. Dubbelbeckasiner ligger också och trycker länge och man måste nästan trampa på ett bo eller råka gå rakt över en spelplats för att stöta upp dem. Spellätena från en lek hörs endast några hundra meter även vid hög aktivitet och vid bra förhållanden. För att kunna göra inventeringar av dubbelbeckasiner krävs det således att man inriktar sig just på denna art. Lyck-

ligtvis har de strikta habitatkrav vilket gör att man ganska lätt kan avgöra vilka områden som är värda att leta i (Kålås et al. 1997).

Dubbelbeckasinlekar återfinns i regel på så kallade översilningsmyrar. Detta är sluttande våtmarker där det ständigt tillförs nytt vatten från högre terräng. Lekarna ligger nära trädgränsen. Ingen av 125 undersökta lekar i Skandinavien avvek mer än 200 höjdmeter från den lokala trädgränsen enligt en tidigare studie (Kålås et al. 1997). Vegetationen består ofta av låga videbuskar, starrtuvatvur och enstaka dvärgbjörkar. I norra delen av utbredningsområdet tycks vegetationen på lekarna vara tätare och högre (Schandy 1984, Elveland & Tjernberg 1984). Dubbelbeckasinens diet består till stor del av daggmask och därför är jordmånen mycket viktig för placering av lekarna. Jorden måste vara lagom porös och fuktig för att tillgången på daggmask skall vara hög och för att fåglarna skall kunna tränga ner i den med sina näbbar (Løfaldli et al. 1992). En annan viktig faktor för daggmasketillgången är jordens pH. Sur jord hyser få daggmaskar och därför hittar man inte heller dubbelbeckasiner där. I fjällen bör man därför leta efter dubbelbeckasiner främst kring områden där berget består av basiska bergarter (Kålås et al. 1997). I Härjedalen kan man med stor säkerhet förutsäga var dubbelbeckasinlekar kan förekomma genom att studera vegetationskartor (Höglund & Robertson 1990). Lekar fanns nästan uteslutande i områden klassade som "torrt kärr" eller "backkärr" på dessa kartor (Naturvårdsverket 1982–1991).

Sedan år 2000 har området Ånnsjön–Storlien i västra Jämtland status som Important Bird Area (IBA) enligt den internationella samarbetsorganisationen BirdLife International. Organisationen driver sedan omkring 20 år ett program för att identifiera och skydda ett nätverk av viktiga fågellokaler. För varje fågelart ska det finnas skyddade områden där arten kan häcka, ansamlas vid flyttning och övervintra. Områdena identifieras utifrån strikt vetenskapliga kriterier och ett internationellt perspektiv. Tanken är att nätverket av IBA ska vara ett minimikrav för att garantera varje fågelarts överlevnad. Om ett IBA skulle förstöras, så riskerar en oproportionerligt stor del av artens totala population att förloras. Dubbelbeckasinförekomsten i Ånnsjön–Storlien uppfyller det högsta kriteriet som i fri översättning lyder "Lokalen håller regelbundet ett betydelsefullt antal individer av en globalt hotad art, eller art med globalt skyddsintresse". Denna klassificering motiverar insatser för att kartlägga populationens status och bevaka dess utveckling över tiden. Endast genom ständig uppdatering behåller IBA-listan sin tyngd i fågelskyddssammanhang.

Ånnsjöns fågelstation bedriver sedan 1988 studier av den västjämtska fågelfaunan. Genom ringmärkning och inventering av våtmarker följs kontinuerligt ett sextiotal arter, främst tättingar och vadare. Många arter (t.ex. rovfåglar, fjällhedsarter, skogslevande arter) faller dock utanför ramen för den standardiserade verksamheten, och dit hör på grund av dess speciella biotopval och beteende också dubbelbeckasinen. För att följa utvecklingen hos dessa arters populationer krävs prioritering så att tillgängliga resurser används mest fördelaktigt. Dubbelbeckasinsens status som IBA-art motiverar en särskild insats för denna art. Målet med denna studie var att inventera dubbelbeckasiner i närheten av Ånnsjöns fågelstation, och att med hjälp av resulterande populationstätheter och habitatpreferenser i detta område uppskatta den total svenska stammen av denna rödlistade art.

Material och metoder

Områden i den Svenska fjällkedjan med rik vegetation och stort inslag av backkärr eller torrt kärr identifierades genom studier av vegetationskartor (Naturvårdsverket 1982–1991). Då västra Jämtland omfattar stora områden med till synes lämplig biotop, fokuserades inventeringen till de områden som var lättillgängliga och låg i närheten av Ånnsjöns fågelstation (Figur 1, Tabell 1). Alla lokaler i närheten av fågelstationen där det enligt äldre uppgifter funnits dubbelbeckasinspel inventerades också.

Inventeringarna utfördes främst veckorna före midsommar (2001 och 2003) eller månadsskiftet maj–juni (2004–2006), mellan klockan 23 och 03 då spelaktiviteten är störst. Solen går ned ett par timmar under denna tid, men ljusförhållandena blir under klara nätter endast marginellt sämre än en mulen dag. Inventeringsytorna genomsöktes systematiskt genom att 2–4 personer gick längs parallella transekter med 200–500 meters lucka. Från 2004 har GPS introducerats som ett hjälpmedel i inventeringarna. GPS-tekniken fungerar mycket bra på kalfjället och har använts som orienteringshjälp, för dokumentation av inventerade rutter, och inte minst för att dokumentera positioner för besökta lekar. Inventerarna stannade kort och lyssnade efter dubbelbeckasinspel ungefär var hundra meter. Dubbelbeckasinsens spelläte är omisskännligt och hörs ett par hundra meter vid goda yttre förutsättningar. Inventeringar utfördes inte under nätter med kraftig vind eftersom det då är svårare att upptäcka lekarna. Inventeringsmetoden fungerade väldigt bra och vi känner oss säkra på att inga dubbelbeckasinspel har missats i de inventerade områdena.

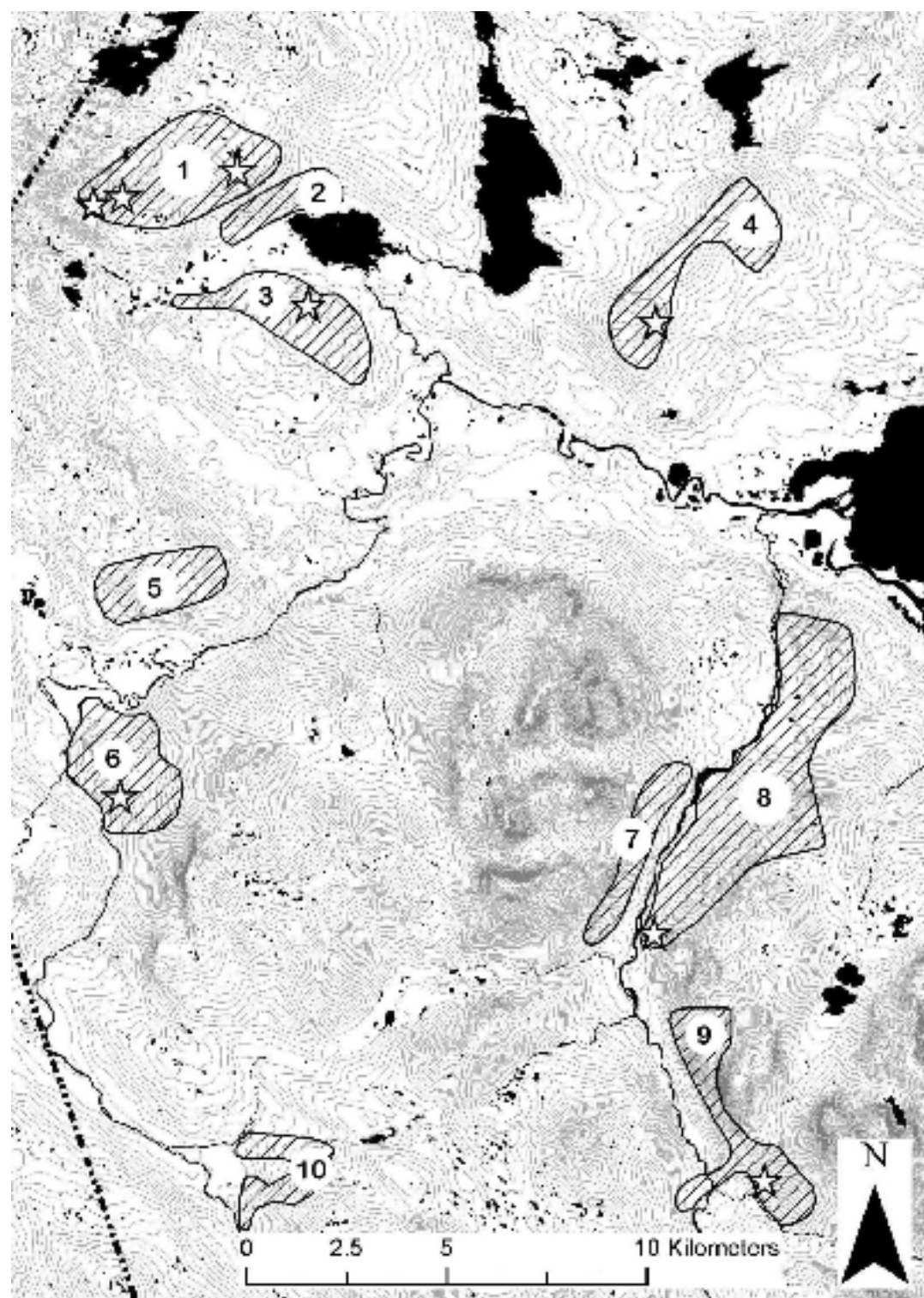
Vädret var mycket gynnsamt 2001, 2003 och 2004 då samtliga inventeringsnätter bjöd vindstilla eller svag vind, vilket gav utmärkta lyssningsförhållanden. Under inventeringsveckorna 2005 och 2006 var vädret mer ostadigt, men vinden var svag till måttlig under samtliga inventeringsnätter. Snösmältningen var dock sen eller mycket sen och hela fjällområdet kring Storlien (med fyra kända lekar) var snötäckt och kunde inte inventeras.

På alla funna lekar räknades antalet spelande hanar genom observation av spelaktiviteten. På större spel kan det dock vara svårt att räkna hur många olika hanar som spelar eftersom spelsekvenserna från de olika individerna går ihop; det finns därför en risk att man underskattar antalet hanar på leken. Som ett komplement till observationerna räknades också antalet individer på spelet därför ibland genom stötning. Eftersom man ej kan skilja hanar och honor åt när man stöter finns risk att man överskattar antalet hanar på leken om man enbart använder sig av denna metod. Slutuppskattningen av antalet hanar på lekarna bygger på enbart observationer (mindre lekar) eller en sammanvägning av observation och stötning. Vissa lekar besöktes vid flera tillfällen under en säsong och i dessa fall redovisas det största registrerade antalet spelande hanar under året.

Vid några tillfällen under inventeringarna upptäckte vi enstaka hanar som spelade ensamma en bit bort (ibland flera kilometer) från spelen. Dessa observationer är troligen hanar som egentligen hör till någon lek i närheten men av någon anledning ej var på leken vid det aktuella tillfället. Det är inte helt ovanligt med ströobservationer av ensamma fåglar i områden där det finns gott om dubbelbeckasiner. Vissa individer (speciellt hanar utan parningsframgång) kan vara rörliga och byta lek under säsongen. Vi har ej tagit hänsyn till sådana enstaka hanar i analyserna i denna studie.

Förutom nyinventering av tidigare ej inventerade områden besöktes också kända spelplatser för att räkna antalet spelande hanar. På två av dessa genomfördes 2001 nätfångst för ringmärkning och blodprovstagning i samband med ett annat projekt (Ekblom 2004). Ringmärkning skedde i Ånnsjöns fågelstations regi på en lek 2004 och två lekar 2005 i syfte att långsiktigt kunna studera lokala rörelser, hemortstrohet och överlevnad samt att möjliggöra återfynd från flyttnings- och övervintringslokaler. I samband med ringmärkning räknades också antalet hanar på lekarna.

För att undersöka trender över tiden användes programmet TRIM 3.3 (Pannekoek & van Strien 2005). Detta program är utvecklat för att analysera



Tabell 1. Inventerade områden kring Ännsjön och Storlien. Med lämplig biotop menas torra kärr och backkärr med rik flora enligt vegetationskarta (se material och metoder).

Censused areas around lake Ännsjön and Storlien. Suitable habitat is defined as dry or sloping fens with rich vegetation according to the vegetation map (see Material and Methods)

Nr	Namn <i>Name</i>	Yta <i>Area</i> (km ²)	Lämplig biotop <i>Suitable habitat</i>	År för inventering <i>Year of census</i>	Antal lekar <i>No. of leks</i>
1	Skurdalshöjden	9,3	80 %	2004	3 ^a
2	N Visjön	2,6	80 %	2001	0
3	Stor-Visjövalen	5,9	70 %	2001, 2004	1
4	Högåsen – Vallrun	6,4	50 %	2001, 2003, 2004	1 ^a
5	Rundvalen	4,5	40 %	2001	0
6	V Gräslidfjället	6,7	60 %	2003, 2004, 2006	1 ^a
7	V Storulvåvägen	3,3	50 %	2001	0
8	V Stråten	17,1	20 %	2001, 2005	1 ^a
9	Tjallingen	6,2	30 %	2005	1
10	Enkälen	3,0	40 %	2006	0

^a Förhandsinformation fanns om en lek i området.

We had previous knowledge of a lek in this area.

tidsseriedata från övervakning och inventeringar och använder sig av Poissonregression för att uppskatta trender och årsindex. Det passar särskilt bra att använda när man som i vårt fall har luckor i datasetet (eftersom alla lekar inte har räknats varje år). Index för de olika åren beräknades med modellen "time effects" med index för år 2001 (första året) satt till 1. Den generella trenden är beräknad med intercept (d.v.s. linjen har ej tvingats att skära genom index = 1 för det första året).

Resultat

Totalt inventerades 10 områden under åren 2001–2006 (Figur 1, Tabell 1). Inventeringarna täckte en yta om sammanlagt 65,0 km². Utav denna yta var 30,8 km² identifierad som lämpligt dubbelbeckasinhabitat utifrån studier av vegetationskartor (se Material och metoder). Vi påträffade åtta dubbelbeckasinlekar (Tabell 1) utav vilka fyra var kända sedan tidigare (även om den exakta positionen inte

var otvetydigt dokumenterad), och fyra upptäcktes under inventeringarna. Samtliga lekar låg i eller mycket nära (<400 meter ifrån) områden med lämplig biotop för dubbelbeckasin enligt vegetationskartan. Lekarna låg på en höjd mellan 660 och 840 meter över havet, det vill säga nära trädgränsen, som varierar mellan 720 och 840 m.ö.h. inom undersökningsområdet.

Antalet spelande hanar per lek varierade mycket både mellan olika lekar och mellan olika år (Tabell 2). I genomsnitt var lekstorleken åtta hanar vilket stämmer väl med våra erfarenheter från andra områden i Sverige och Norge. Antalet hanar i området verkar variera en hel del mellan åren, men trendanalysen visade inte på någon generell upp- eller nedgång under de sex år som vi följt populationen (generell trend = -0,0121, standardfel = 0,0727, n.s., Figur 2).

Om man delar antal påträffade lekar (8 st.) med den totala inventerade ytan med lämplig biotop (30,8 km²) erhålls en lektäthet i studieområdet på

Figur 1. Karta över studieområdet runt Ännsjöns fågelstation och Storlien. De svarta områdena visar vatten (sjöar och större vattendrag), och de gråa strecken är höjdkurvor. Den tjocka streckade linjen indikerar riksgränsen mellan Norge och Sverige. De inventerade områdena (numrerade enligt Tabell 1) är markerade som streckade ytor och funna dubbelbeckasinlekar har markerats med stjärnor. Delar av Ännsjön ligger i kartans högra kant och bergsmassivet i mitten är Snasahögarna. © Lantmäteriverket Gävle 2006. Medgivande I 2006/1639.

Map of the study area around lake Ännsjön and Storlien. Black areas indicate water (lakes and larger streams) and grey lines represent relief. The thick dotted line is the country border between Sweden and Norway. Censused areas (see Table 1) are indicated by black hatching and Great Snipe leks by stars. Part of Lake Ännsjön can be seen in the eastern part of the map and the central mountains are the Snasahögarna

Tabell 2. Samtliga kända dubbelbeckasinlekar i det inventerade området kring Ännsjön och Storlien. Storlek avser antalet spelande hanar. Uppgifter från 1996–2000 är hämtade från Ännsjöns fågelstations noteringar. *All known Great Snipe leks in the censused areas around lake Ännsjön and Storlien. The number of displaying males is used as the unit for the size of the leks. Information from the years 1996 to 2000 is collected from field notes at the bird observatory.*

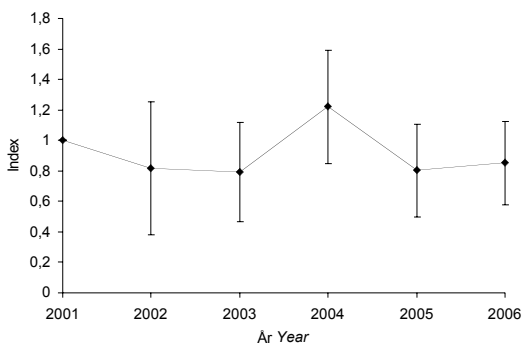
Lek	Om- råde Area	Koordinater ^b		Höjd Elev- ation	Slutt- ning Slope	Antal spelande hanar No. of displaying males											
		x	y			96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	
						Skurdalshöjden I	1	7029970	1313970	780	S		10			10	10
Skurdalshöjden II	1	7030170	1314500	760	S									12	^a	15	
Larsvalen	1	7030800	1317560	730	S									10	^a	1 ^a	
Stor-Visjövalen	3	7027420	1319330	660	N					3			6	2	0 ^a	0	
Högåsen	4	7027250	1327710	730	SO						15			20	10	8	
Gräslidfjället	6	7015140	1314630	730	SV	5	6									9	
Stråtön	8	7011720	1327970	730	V		9			5	11		6	11	12	9	
Tjallingen	9	7005540	1330720	840	SV											6	8

^a Spelplatserna täckta av snö under inventeringsveckan 28 maj – 3 juni (2005) eller 25 maj – 2 juni (2006)

The lek was covered with snow during the census work 28 May – 3 June (2005) and 25 May – 2 June (2006)

^b Rikets Nät, avläsning från GPS avrundad till närmaste 10 m noggrannhet.

Swedish grid (RT90) coordinates obtained from a hand held GPS receiver presented with 10 m resolution.



Figur 2. Trendanalys över antalet spelande dubbelbeckasinhanar i området runt Ännsjön under åren 2001 – 2006. Figuren visar årliga index \pm standardfel.

Trend analysis of the number of displaying Great Snipe males in the area around Lake Ännsjön during the years 2001 to 2006. Yearly indices and standard errors are shown.

0,26 lekar/km². Denna siffra riskerar att vara en överskattning eftersom områdena som valdes ut för inventeringar delvis byggde på gamla uppgifter om lekar. Om vi ser till områden som valts ut för inventering endast baserat på kartstudier erhålls dock en ännu högre täthet: 4 lekar på 12,8 km², eller 0,31 lekar/km².

Vi har identifierat 266 områden i de svenska fjällerna som lämpligt dubbelbeckasinhabitat. Område-

nas storlek varierar från 0,1 till 20 km² och totalt täcker de in en yta av 874 km² (Tabell 3). Områdena är väldigt ojämnt fördelade över fjällkedjan, med kraftig övervikt åt Jämtland/Härjedalen och Lycksele lappmark. Detta beror till stor del på att det i dessa områden finns gott om kalkhaltig berggrund något som i sin tur ger rik flora och god förekomst av dagmask. Med en täthet på 0,26 lekar/km² skulle detta betyda att det finns ca 230 dubbelbeckasinlekar i Sverige. Multiplieras denna siffra med 8 erhålls vår uppskattning av 1800 spelande dubbelbeckasinhanar i hela landet (Tabell 3).

Diskussion

Med hjälp av inventeringar i västra Jämtland har vi uppskattat tätheten för dubbelbeckasiner till 0,26 lekar per kvadratkilometer lämplig miljö. Med lämplig miljö menas i detta fall områden med rik vegetation som är utmärkta som backkärr eller torrt kärr på vegetationskartan över de svenska fjällerna (Naturvårdsverket 1982–1991). Detta skulle alltså betyda att i områden som till stor del består av lämplig miljö borde man kunna förvänta sig att hitta en dubbelbeckasinlek per ca 4 km². Denna uppskattning stämmer relativt väl överens med erfarenheter från andra inventeringar i Norge (J. A. Kålås pers. kom.) och Sverige (opubl.). Tyngdpunkten av den skandinaviska populationen ligger troligen i centrala Norge och i dessa områden har

Tabell 3. Områden i de svenska fjällen med lämpligt dubbelbeckasinhabitat samt uppskattning av antalet dubbelbeckasinlekar och antal spelande hanar.

Areas in the Swedish mountain range with suitable Great Snipe habitat, and estimates of number of Great Snipe leks and number of breeding males.

Region	Län	Kartblad ^a	Antal områden	Yta	Antal lekar ^b	Antal hanar ^c	Kända lekar ^d
	<i>County</i>	<i>Map sheet^a</i>	<i>No. of areas</i>	<i>Area</i> (km ²)	<i>No. of leks^b</i>	<i>No. of males^c</i>	<i>No. of known leks^d</i>
Torne lappmark	BD	1, 2, 3, 4, 5	16	10	3	21	3
Lule lappmark	BD	4, 5, 6, 7, 8, 9	35	42	11	87	5
Pite lappmark	BD	6, 8, 9, 10, 12	28	53	14	110	3
Lycksele lappmark	AC	10, 11, 12, 13	60	213	55	443	14
Åsele lappmark	AC	13, 14, 15	19	46	12	96	2
Jämtland	Z	14, 15, 16, 17, 18, 19	83	412	107	857	27
Härjedalen	Z	18, 19, 20, 21, 23	23	97	25	202	20
Dalarna	W	20, 21, 22	2	1	0	2	0
Hela Sverige		1–22	266	874	227	1818	74

^a Avser Vegetationskarta över de svenska fjällen (Naturvårdsverket 1982–1991).

Vegetation map of the Swedish mountain range (Naturvårdsverket 1982–1991).

^b Habitatyta * 0.26 (lektäthet uträknat i denna studie).

*Area * 0.26 (density of leks in the study area).*

^c Habitatyta * 0.26 (lekar per km²) * 8 (antal spelande hanar per lek).

*Area * 0.26 (density of leks in the study area) * 8 (mean number of displaying males per lek).*

^d Observera att många av dessa "kända" lekar inte har besökts på flera decennier, ett par av lekarna är också med säkerhet borta eftersom de inte hittats vid inventeringar i området under 2000-talet.

Note that some of these "known" leks have not been visited for several decades and some of them are certainly gone since they could not be located during later census work.

man vid inventeringar kommit upp i något högre tätheter (J. A. Kålås pers. kom.). Det är dock troligt att arten har en glesare förekomst i de svenska fjällen eftersom dessa ligger i utkanten av det skandinaviska utbredningsområdet.

Med hjälp av detta täthetsmått har vi också försökt uppskatta det totala svenska beståndet av dubbelbeckasiner. Om vi räknar med en genomsnittlig lekstorlek på 8 hanar och multiplicerar med den totala ytan med lämpligt habitat i de svenska fjällen hamnar detta estimat på ca 1800 spelande hanar. Vi föredrar att använda "antal spelande hanar" som mått på täthet snarare än "antal par" som vanligen redovisas. Detta beror på att denna art med sitt lekssystem inte bildar några par och att den senare termen därför blir missvisande. Antar vi en jämn könskvot samt att alla hanar registreras på spelen borde vår uppskattning direkt kunna översättas till "antal par" om man vill jämföra med andra studier. Tyngdpunkten av den svenska utbredningen av dubbelbeckasiner antas ligga i området kring Ånnsjön–Storlien och det är därför inte osannolikt att

den observerade tätheten av arten i detta område är högre än i andra delar av Sverige. Vår uppskattning på ca 1800 spelande hanar bör därför närmast betraktas som en övre gräns för beståndets storlek.

Det verkar som om de habitatpreferenser vi utgått från (Höglund & Robertson 1990, Kålås et al. 1997) stämmer väldigt väl in på studieområdet kring Ånnsjön–Storlien. Samtliga funna lekar låg i eller mycket nära miljöer som i förväg identifierats som lämpligt habitat. Detta är inte ett resultat av att vi endast letat dubbelbeckasiner i sådana områden, utan tycks vara en sann habitatpreferens hos arten eftersom vi inventerat lika stor areal mindre lämpligt habitat (Tabell 1). Tre av fyra sedan tidigare kända lekar ligger också inom lämpligt habitat. Undantaget är den mest kända leken i Storlien (Skurdalshöjden I) som ligger strax utanför ett enligt vegetationskartan lämpligt område. Detta visar att man bör utöka planerade inventeringsområden med en buffertzona av mindre lämpligt habitat. Särskilt intressanta är de platser som på vegetationskartan är utmärkta med en asterisk vilket symboliserar rika

växtlokaler i annars fattiga biotoper. Dessa tycks ofta sammanfalla med förekomst av dubbelbeckasin. En anledning till att Skurdalshöjden I återfinns utanför förväntat område kan vara begränsningar i vegetationskartans upplösning, även om den generellt sett är imponerande detaljerad. En annan rimlig anledning är att dubbelbeckasinen habitatpreferenser inte är strikt begränsade till backkärr och torrt kärr. Det är till exempel känt att många lekar i Lappland ligger utanför områden som vi här definierat som lämplig dubbelbeckasinmiljö. Exempelvis verkar det där vara vanligare med lekar på våtmarker längs vattendrag nedanför trädgränsen. Lekarna längre norrut har också ofta betydligt större inslag av buskvegetation (Elveland & Tjernberg 1984). Dessa miljöskillnader skulle kunna leda till betydande fel i vår uppskattning av den svenska stammen. Fortsatta inventeringar längre norrut i utbredningsområdet är därför nödvändiga för att kunna uttala sig mer precist om den svenska dubbelbeckasinstammens numerär.

Metoden att inventera dubbelbeckasiner genom att leta lekar nattetid och sedan uppskatta antalet spelande hanar på lekarna verkar fungera väldigt bra. Genom att följa linjetransekter över en fjällsida med några hundra meters lucka har man mycket goda möjligheter att upptäcka spelande dubbelbeckasiner mellan linjerna. Då flera olika inventerare bidragit till att upptäcka nya lekar känner vi oss säkra på att vi inte missat några lekar i de undersökta områdena. Det krävs mer övning och erfarenhet för att korrekt kunna uppskatta antalet spelande hanar på de funna lekarna. Genom att kombinera observationer av hur många hanar som spelar med räkningar av antal stötta fåglar på leken (se Material och metoder), bör vi ha erhållit tillförlitliga mått på lekstorlek. En medelstorlek på åtta hanar per lek stämmer också väl in med observationer från Härjedalen och Norge. Möjligen är lekarna i genomsnitt större i de norska fjällen men återigen finns det anledning att tro att svenska lekar i regel är något mindre eftersom dessa befinner sig i utkanten av utbredningsområdet (J. A. Kålås pers. kom.). Det verkar också som om de få lappländska lekar som vi har data från i regel är ännu något mindre än vad som observerats i Jämtland (opubl. data). Även detta är en faktor som skulle leda till vi i denna studie överskattat antalet dubbelbeckasiner i Sverige.

Trots en hel del osäkerheter och felkällor anser vi att vår uppskattning på drygt tvåhundra dubbelbeckasinlekar och knappt tvåusen spelande hanar bör ge en rättvisande bild av den svenska stammen. För att få ett exaktare mått krävs mer

inventeringar framför allt i Lappland där utbredningen är dåligt känd. Uppgifterna för många av de kända lekarna i Lappland baseras på väldigt gamla observationer och dessa platser har inte besökts på flera decennier. Enligt våra uppskattningar är endast en tredjedel av landets lekar kända, och i kärnområdena i Lycksele Lappmark och Jämtland uppskattar vi att endast en av fyra lekar är dokumenterad.

Att vi inte kunde hitta någon signifikant trend i antalet spelande hanar under de sex år som vi följde populationen vid Ånnsjön kan bero på att en eventuell trend med en så kort tidsserie döljs i den osäkerhet som vi har i uppskattningen av antal spelande hanar. En annan svårighet med trendprognoser för arter, som likt dubbelbeckasinen och andra vadare har lång livslängd, är att det krävs mycket hög adult dödlighet eller flera år av kraftigt reproduktionsbortfall, båda sakerna osannolika i fjällens stabila miljö, för att en trend över kort tid skall kunna registreras med säkerhet. Data från en population i Norge som studerats sedan 1986 visar att populationen inte visar någon generell trend över denna tid. Antalet hanar fluktuerar däremot en del mellan åren (Gustavsson 2002). Det är önskvärt att den regelbundna övervakning av dubbelbeckasinlekar som bedrivs vid Ånnsjöns fågelstation utökas till fler områden i svenska fjällen för att lättare upptäcka eventuella förändringar i dubbelbeckasin stammen.

Vi har i denna uppsats valt att publicera exakta positioner för de lekar vi känner till inom undersökningsområdet trots att dubbelbeckasinen är en rödlistad art i Sverige. Vi anser att fördelarna med publiceringen överväger eventuella nackdelar. För det första underlättas framtida uppföljningar av arten om man har detaljerade och allmänt tillgängliga uppgifter om tidigare förhållanden. Paradoxalt nog försvåras idag arbetet med att upprätta en åtgärdsplan av den tradition av hemlighetsmakeri, om än i all välmening, som omgärdar arten. För det andra tror vi att en ökad öppenhet kan inspirera fler ornitologer att ge sig ut och leta dubbelbeckasinlekar i sina favoritfjäll, och på så sätt både bidra till ökad kunskap om artens utbredning i Sverige och få en fin naturupplevelse på köpet. Som vi konstaterat ovan så återstår att upptäcka två av tre lekar, och det är en i sanning suggestiv upplevelse att befinna sig på ett stilla kalfjäll en ljus försommarnatt och se hur tuvorna får liv! En tredje fördel med ökad öppenhet kring kända spelplatser är att det underlättar för berörda parter vid utredning av planerad exploatering av fjällmiljön. Exempelvis finns idag ett stort och ökande intresse för att bygga

vindkraftverk i fjälltrakterna, och i samband med tillståndsgivning för sådan verksamhet anser vi det vara en fördel om närliggande dubbelbeckasinlekar är allmänt kända så att lämpliga hänsyn kan tas. Riskerna kring publicering handlar framför allt om störningar av denna rödlistade och sparsamt förekommande art under häckningstid. Vår samlade erfarenhet av arten är dock att den är mycket tolerant mot tillfälliga, om än kraftiga, störningar på spelplatsen. Mindre grupper av betraktare som iakttar normal hänsyn och stannar strax utanför leken bör inte vara något problem. I västra Jämtland har ”Skurdalshöjden I” strax ovanför liftarna i Storlien fungerat som en ”publik” lek i flera decennier utan några negativa effekter, bland annat tack vare att tillresta skådare respekterar de markeringar för fågelskyddsområde som finns i terrängen. De allvarliga hot vi ser mot svenska dubbelbeckasiner är främst klimatförändringar och storskalig exploatering av lågfjäll. Med ett varmare klimat flyttar trädgårnsen uppåt och dagens spelplatser riskerar att växa igen, med allt färre lämpliga lokaler som följd (Kålås 2004). Vi vet inte idag hur väl rustad dubbelbeckasinen är att möta en sådan utveckling. Lokalt kan utbyggnad av vindkraft och andra installationer slå hårt mot enstaka lekar, men vår förhoppning är att en ökad öppenhet om var lekarna finns ska möjliggöra konstruktiva samråd med exploitörer. För att möta behovet av mer kunskap om arten i olika sammanhang planerar vi härnäst detaljerade studier av vilka områden utöver själva spelplatserna som dubbelbeckasinen är beroende av under häckningssäsongen.

Tack

Stort tack till alla inventerare som hjälpte till med fältarbetet, särskilt till Johan Råghall som organiserade och ledde fältarbetet vid Ännsjöns fågelstation 2006. Johanna Friberg och Jonas Sahlsten hjälpte till att ta fram kartan till Figur 1. Ekonomiskt stöd till Ännsjöns fågelstation erhöles från Alvins fond. RE har fått stöd från Zoologiska stiftelsen och Bjurjons resestipendium.

Referenser

- Borkowski, M. 1990. Great Snipe in Poland. *Birding world* 3: 54–60.
- Ekblom, R. 2004. *Immunoecology of the great snipe (Gallinago media): Mate choice, MHC variation, and humoral immunocompetence in a lekking bird*. Ph. D. thesis, Dept. of Population Biology, Uppsala University, Sweden.
- Elveland, J. & Tjernberg, M. 1984. Vegetationsförhållanden på några spelplatser för dubbelbeckasin (*Gallinago media*) i västra Härjedalen och södra Lappland. *Memoranda Soc Fauna Flora Fennica* 60: 125–139.
- Fiske, P., Kålås, J. A. & Sæther, S. A. 1994. Correlates of male mating success in the lekking great snipe (*Gallinago media*): results from a four-year study. *Behavioral ecology* 5: 210–218.
- Gustavsson, H. 2002. *Reliable estimates of population size in lekking Great Snipe Gallinago media*. M. Sc. Thesis, Dept. of Population Biology, Uppsala University, Sweden.
- Höglund, J. & Alatalo, R. V. 1995. *Leks*. Princeton University Press. Princeton.
- Höglund, J. & Robertson, J. G. M. 1990. Spacing of leks in relation to female home ranges, habitat requirements and male attractiveness in the great snipe (*Gallinago media*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 26: 173–180.
- Kolthoff, G. 1907. Om förändringar i svenska fågelfaunan under det sist förflutna halvsekle. *Zoologiska studier tillägnade prof. T. Tullberg*. Uppsala.
- Kuresoo, A. & Leibak, E. 1994. Breeding status of snipes in Estonia and in the eastern Baltic region. *IWRB Publication* 31: 81–84.
- Kålås, J. A. 2004. *International single species action plan for the conservation of the great snipe Gallinago media*. African-Eurasian migratory waterbird agreement (AEWA) Technical Series No. 5.
- Kålås, J. A., Fiske, P. & Höglund, J. 1997. Food supply and breeding occurrences: the West European population of the lekking great snipe *Gallinago media* (Latham 1787) (Aves). *Journal of Biogeography* 24: 213–221.
- Lemnell, P. A. 1978. Social behaviour of the Great Snipe *Capella media* at the arena display. *Ornis scandinavica* 9: 146–163.
- Løfaldli, L., Höglund, J., Kålås, J. A. & Fiske, P. 1989. Dobbelbeckasinen's tilbakegang i Skandinavien – et historisk tilbakeblikk. *Vår fuglefauna* 12: 39–43.
- Løfaldli, L., Kålås, J. A. & Fiske, P. 1992. Habitat selection and diet of Great Snipe *Gallinago media* during breeding. *IBIS* 134: 35–43.
- Naturvårdsverket 1982–1991. *Vegetationskarta över de svenska fjällen*. Kartblad 1–23.
- Pannekoek, J. & van Strien, A. 2005. *TRIM 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring data)*. Statistics Netherlands.
- Rohweder, J. 1891. Am Balzplatz von *Gallinago major*. *Journal für Ornithologie* 39: 419–426.
- Schandy, T. 1984. Dobbelbeckasinen's *Gallinago media* forekomst og habitatvalg på Hardangervidda. *Vår Fuglefauna* 7: 205–208.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg M. 1999. *Svensk Fågelatlas*. Vår fågelvärld, suppl. 31. Stockholm.
- Söderberg, C. 1832. Några ord om dubbla Beccasinen (*Scelop. Major*). *Svensk Jakt Tidskrift* 1: 177–181.

Summary

Introduction

The breeding population of Great Snipe *Gallinago media* in northern Europe underwent a dramatic decline during the latter half of the 19th century (Løfaldli et al. 1989), and was largely absent from previous breeding grounds in Germany, Denmark and southern Sweden already in the beginning of

the 20th century. The decline is usually attributed to drainage of wetland areas and extensive hunting during the breeding season (Elveland & Tjernberg 1984).

Today, the Scandinavian population is found solely in the Swedish–Norwegian mountain range, and is estimated to comprise 5000–15000 pairs (Svensson et al. 1999). The highest densities are found in Trøndelag (Norway) and Jämtland, Härjedalen and southern Lappland (Sweden). However, no specific survey of the Swedish population has ever been done, and current estimates indicating 1000 breeding pairs in Sweden are based on general bird monitoring efforts in the 1970s and early 1980s (Elveland & Tjernberg 1984). In Poland, the Baltic States, Ukraine, Belarus, and Russia, the Great Snipe still breeds in lowland wetlands along rivers and lakes similar to those formerly inhabited in north-western Europe (Borkowski 1990, Kuresoo & Leibak 1994). Russia is believed to hold the majority of the world population, but the actual population numbers are highly uncertain.

The Great Snipe is classified as “near threatened” in the international list of threatened species, and is included in the European Council Directive on the protection of wild birds and several other conventions (Kålås 2004). The Swedish Environmental Protection Agency (EPA) is currently implementing an action plan for the long-term protection of the Swedish population of Great Snipe. A key step in this plan is to update and advance the knowledge of the current status for the Great Snipe in Sweden.

The Great Snipe is one of four lekking bird species breeding in Sweden. The leks are situated near the tree limit on sloping fens. The display is nocturnal, and the male snipes defend a small (approximately 10×10 m) lekking territory (Fiske et al. 1994, Lemnell 1978). The leks are generally found on rich, non-acidic soil with high densities of earth worms, the main food source for the snipes (Kålås et al. 1997, Løfaldli et al. 1992). Previous studies of a Great Snipe population in the province Härjedalen has shown that leks are very often found in areas where the vegetation is classified as “dry fen” och “sloping fen” in the vegetation maps published by the Swedish EPA (Höglund & Robertson 1990).

Lake Ånnsjön Bird Observatory is a non-profit organization that monitors bird populations in the Important Bird Area (IBA) Ånnsjön–Storlien in the western part of the province of Jämtland. Since the Great Snipe population in this area is one of the main reasons for the IBA-classification, and due

to its nocturnal lekking behaviour, the Bird Observatory has made special efforts to monitor this species in recent years. In this report, we use the detailed census results from this project in combination with estimates of the total area of suitable habitat in the Swedish mountain range to calculate the size of the Swedish population of Great Snipe.

Material and Methods

All areas in the Swedish mountain range classified as ‘dry fen’ or ‘sloping fen’ with rich vegetation were identified on vegetation maps (Naturvårdsverket 1982–1991). A number of such areas in the Ånnsjön–Storlien IBA were censused at nights (23.00–02.00 hrs, local daylight summer time) in late May and first half of June by 2–4 observers walking slowly (approx 2 km/hr) along parallel line transects spaced by 200–500 m. The characteristic Great Snipe display call is detectable only a few hundred meters during good listening conditions (no or weak winds, no precipitation). The weather conditions were excellent in 2001, 2003 and 2004 with very weak winds during all census nights. In 2005 and 2006 the weather was more unstable but still offered good conditions during most nights. However, remaining snow still covered several leks and planned census areas during the dedicated Great Snipe census week in late May and early June these years.

The positions of encountered leks were determined by GPS. The number of snipes was determined at each lek by audio-visual counting of displaying males, or by flushing and visual counting of all individuals. When flushing, one or more observers walked or run across the lek and at least one observer counted all flushed birds. The snipes return to previous positions within minutes after flushing. For leks that were visited several times during one season, the highest estimate of the number of displaying males is reported. Single displaying males occasionally encountered far from leks are not considered in this report. The software TRIM 3.3 (Pannekoek & van Strien 2005) was used to analyze population trends over the years 2001–2006.

Results

Ten areas covering a total of 65.0 km² were censused from 2001 to 2006 (Figure 1, Table 1). Half this area (30.8 km²) was classified as suitable habitat (see Materials and Methods). We found eight leks out of which four were not previously known (Table 1). All leks were situated in or very close

to (< 400 m) “suitable habitats” (see Material and Methods). The altitude of the leks varied from 660 to 840 m.a.s.l., i.e. very close to the tree limit which is found at 720 to 840 m.a.s.l. in the census area (Table 2). We found on average eight displaying males on each lek (range 2–20). The lek density was 0.26 leks/km² in areas pre-assessed as “suitable habitat”. Excluding areas of suitable habitat for which it existed information of old leks (not visited in many years) we obtained a similar density (0.31 lek/km²).

According to vegetation maps, there are 266 areas (0.1–20 km²) of suitable habitat in the Swedish mountain range, covering a total area of 874 km² (Table 3). Extrapolating the lek density and lek size found in our study area we obtain an estimate of 230 Great Snipe leks holding approximately 1800 males in Sweden (Table 3). The large fluctuations in number of displaying males both between years and between repeated visits to selected leks in combination with the short time series prevented us from detecting a significant population trend in either direction (Figure 2).

Discussion

The lek density found in our study area (0.26 leks/km²) is in agreement with results from Norway and unpublished results from another study in Sweden. The Norwegian densities are slightly higher, possible reflecting that the Swedish leks are located in the periphery of the Scandinavian breeding area.

The Ännsjön-Storlien area is regarded as one of the Swedish core regions for Great Snipes and therefore our observed lek density may be an over-estimate. Thus, we regard our total population estimate (1800 displaying males) as an upper limit for the Swedish population. Note that we use the unit “number of displaying males” rather than “number of pairs” for our population estimate. We feel that the term “number of pairs” is misleading to use in this species since there is no pair formation. The only variable that is practically possible to census is the number of displaying males. Given an equal sex ratio and that all males display on a lek these two units should be directly comparable to each other. Another source of errors in our es-

timate is that the habitat preferences may not be as strict as we have assumed in our calculations. Many leks further north (southern Lappland) are known to be located on lower grounds, along rivers and lakes. This would increase the total number of possible leks. On the other hand, it is also known that leks further north are smaller, hosting less than eight males, leading to an over-estimate using our census results. More census work in the northern part of the mountain range is highly desirable to shed light on these uncertainties. We hope that our prediction that only one in four existing leks are actually known will inspire more birders to spend a few bright northern nights looking for Great Snipe leks.

In our study area, the vegetation model used to identify suitable habitats seems to work very well (Höglund & Robertson 1990, Kålås et al. 1997). All leks were found in or in close proximity to areas identified as suitable Great Snipe habitat prior to actual field work. Thus, we conclude that suitable areas for this species can be identified using vegetation maps, at least for this part of the breeding range. Furthermore, the census method of walking line transects during the nights to find all Great Snipe leks in an area seems to be very effective. We feel confident that all active leks were found within the censused areas.

To further encourage increased census activity and communication of relevant results, we have chosen to publish detailed coordinates for all known leks in our study area. We believe that the risk for human disturbance of this species is low in comparison with the advantages this information provides for organizations involved in environmental protection and conservation efforts. In our opinion, the two main threats on the breeding grounds of the Swedish population of Great Snipes are direct exploitation of the lekking areas by for instance wind power plants, and negative effects of the current global warming, such as an elevation of the tree limit and over-growth of today’s lekking grounds (Kålås 2004). To meet the former threat, we are currently planning studies to carefully assess the size of the required breeding and foraging grounds around the leks.

En inventering av icke-tättingar inom 13 kvadratkilometer lågalpin fjällhed vid Ammarnäs i Lappland 1984–1995

A survey of non-passerines within 13 square kilometres of low alpine heath at Ammarnäs in Swedish Lapland in 1984–1995

SÖREN SVENSSON

Abstract

A large plot (12.8 km²) with a matrix of typical low alpine habitats, mainly scrub heath, mire and numerous small lakes and ponds (9% water) with gentle slopes at elevations between 800 and 920 m was surveyed in the breeding season during ten of the years 1984–1995 (five surveys, on average 81 hours per year). Only non-passerines were surveyed. Thirty species were breeding in at least one year, 24 of them in more half of the years (mean 23 species and 160 pairs per year). Ten species were waterfowl Anatidae (8 species, 33 pairs) and 13 species were waders Charadriidae (11 species, 111 pairs). The only other important species were grouse *Lagopus*

lagopus and *L. mutus* (together 7 pairs per yr) and *Stercorarius longicaudus* (0–12 pairs). The community was stable; only seven species showed significant trends, four declined (*Anas crecca*, *Aythya marila*, *Tringa glareola*, *Actitis hypoleuca*), and three increased (*Charadrius hiaticula*, *Charadrius morinellus*, *Pluvialis apricaria*). *Aythya marila*, is of conservation concern (listed as vulnerable in Sweden).

Sören Svensson, Department of Ecology,
Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden.
E-mail: soren.svensson@zooekol.lu.se

Received 5 December 2006, Accepted 1 March 2007, Editor: M. Green

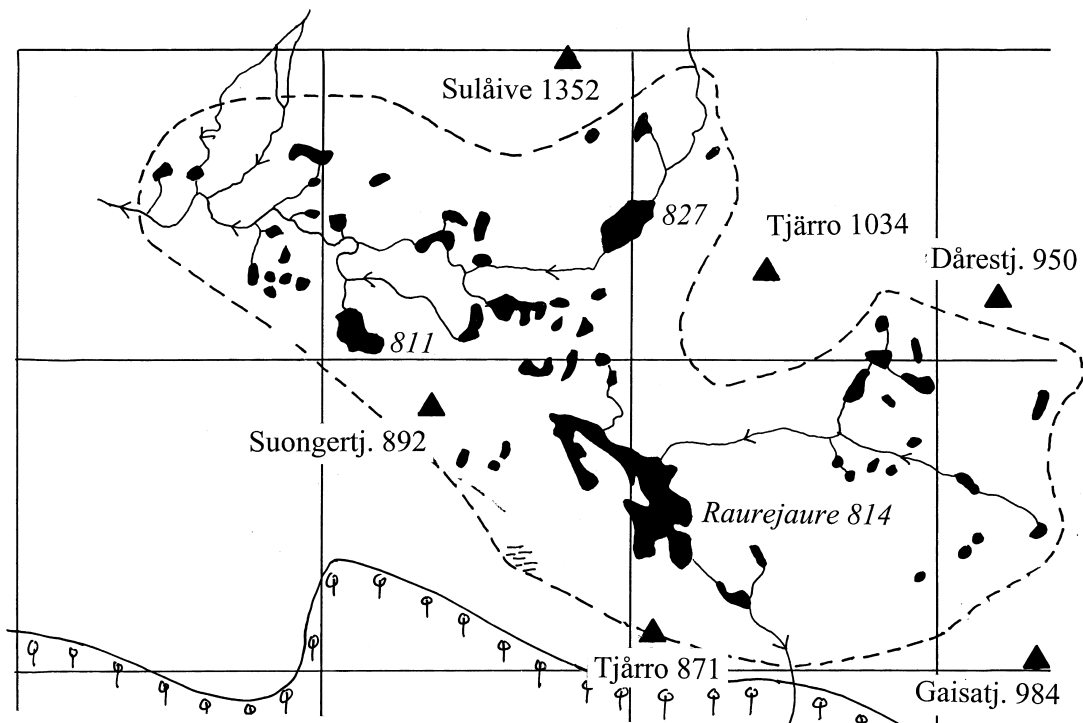
Åren 1984–1995 genomfördes en detaljerad, kvantitativ fågelinventering inom ett fjällområde nära Ammarnäs. Det inventerade området var hela 12,8 kvadratkilometer stort. Detaljerade fågelinventeringar, utförda med som i detta fall revirkartering kompletterad med par- och boräkning, brukar oftast omfatta provytor som är högst någon kvadratkilometer stora i öppen terräng och väsentligt mindre i skogsterräng. Stora arealer brukar av resursskäl inventeras med linje- eller punkttaxeringar, oftast stickprovsvis med en enda årlig genomgång av området (ett välkänt exempel är Svenska häckfågeltaxeringen; Lindström & Svensson 2006). Fördelen med små provytor är att man kan använda tidskrävande metoder som ger en bra uppskattning av fågelbeståndets storlek. Små provytor har dock nackdelen att täthetsuppskattningarna blir osäkra och beståndsförändringarna svåra att följa för fåtaliga arter. Vissa arter har dessutom så stora revir att en liten provyta bara är en del av ett sådant revir. Slutligen kan små provytor vanligen bara bli stickprov av enskilda biotoper, medan det krävs stora provytor för att fågelfaunan skall kunna beskrivas för ett helt landskap med flera biotoper. En kompromiss, som delvis löser detta problem är att

inventera alla arter i små provytor och fåtaliga arter i stora provytor.

I Ammarnäsområdet har två mindre provytor på fjällhed inventerats sedan 1964 (Svensson m.fl. 1984, Svensson 2006). Båda provytorerna var en kvadratkilometer stora och var och en inventerades av två personer åtta resp. sex gånger (dagar) per säsong. Dessa provytor gav bra data om tätheter och förändringar för de vanligare arterna, men för de fåtaligare arterna, av vilka en del inte ens var årliga, blev bedömningarna osäkra.

I samband med att naturvårdsverket i början av 1980-talet utsåg ett referensområde för miljöövervakning väster om Ammarnäs (PMK-programmet; Bernes 1980, 1985) behövdes övervakning även av mindre talrika arter. Därför upprättades den nästan tretton kvadratkilometer stora provytan. Den kallades Raurejaureytan efter den största sjön.

Länsstyrelsen i Västerbotten har nyligen återupptagit inventeringen av Raurejaureytan som del av sin regionala miljöövervakning. Vindelfjällens naturreservat är ett s.k. särskilt skyddsområde (special protection area, SPA; Fågeldirektivet) sedan 1996 och område av gemenskapsintresse (SCA; Habitatdirektivet) sedan 2003. Detta medför sär-



Figur 1. Karta över Raurejaureområdet med provytan (streckad linje), skogsgränsen (trädsymboler; ca 800 m), sjöar (fyllda svarta) och bergstoppar (trianglar). Angivna värden avser höjd över havet i meter. Koordinatnätet är Rikets nät med 2 km mellan linjerna och med följande kilometerkoordinater för övre vänstra hörnet: 7324 nord och 1502 ost.

Map with the study area (broken line), forest line (tree symbols; c. 800 m), lakes (filled black) and mountain peaks (triangles). The values are elevation above sea level in metres. The National Grid is marked with lines 2 km apart. The coordinates of the upper left corner are: 7324 km north and 1502 km east.

skilda skyldigheter för övervakning av områdets bevarandestatus. Upprepningen omfattar perioden 2005–2008, vilket innebär att vi kommer att få ett kvartssekellångt perspektiv på förändringarna.

Undersökningsområde

Ammarnäs är en mindre fjällby belägen i södra Lappland strax nedom barrskogsgränsen i anslutning till det delta som bildas av Vindelälven och Tjulån. Dalgångarnas sluttningar domineras av fjällbjörkskog och ovanför finns vidsträckt fjällhed som på Ammarfjället når upp till den högalpina regionen. Med undantag för mindre områden privat mark närmast Ammarnäs och längs älvarna ingår skogarna och fjällen i Vindelfjällens naturreservat, landets största skyddade område (5600 km²). Raurejaureytan är belägen 11–17 kilometer västnordväst om Ammarnäs (Figur 1). Provyntans centrum ligger ungefär vid 66°00'N; 15°55'E.

Provyntan är tämligen platt och begränsas av högre berg mot norr (Ammarfjällets sydbraut med bl.a. Sulåive), nordost (Tjärro, Dårestjåkko) och ost (Gaisatjåkko). Söderut begränsas provytan av en linje som löper obetydligt ovanför björkskogens trädgräns. Väster om provytan fortsätter plattan med ungefär samma biotop. Provyntans högsta delar ligger 920 och dess lägsta del 800 m över havet. De tre största sjöarna ligger på 811, 814 och 827 meters höjd. Dessa tre sjöar är Raurejaure (c. 28 ha), Skalan (c. 8 ha) och en namnlös sjö (c. 7 ha). Därutöver finns det drygt 60 ännu mindre sjöar och gölar. Den totala vattenytan är c. 110 ha (c. 9%) och landarealen sålunda c. 1170 ha. Mot sydost ansluter provytan till det område av fjällbjörkskog som sedan länge inventerats av Enemar m.fl. (2004).

Flera biotoper finns inom provytan. Någon total vegetationskartering har inte genomförts. Däremot har Eknert & Lemby (1991) redovisat en detaljerad kartering av ett en kvadratkilometer stort område

beläget omedelbart öster om Raurejaure och inom provytan. Inom denna vegetationsprovvyta dominerade (1) snöskyddad vegetation, mest blåbärshed men även en del gräsrik hed, (2) videvegetation, särskilt av ris-lågörtstyp med mindre inslag av högörtstyp samt (3) kärr, särskilt med fastmattevegetation, men några med lösbotten. Mindre arealer hade vindhedsvegetation (kråkbärshed), lågörtvegetation eller snölegevegetation. Enligt *Vegetationskarta över de svenska fjällerna*, blad 12, och med dess terminologi, dominerar fyra vegetationstyper: frisk och torr rished samt torra kärr och lågörtäng.

Metoder

En rekognosering och provinventering utfördes den 29 juni och 4 juli 1983. Denna inventering bekräftade att det var möjligt att inventera en mycket stor areal med avseende på det urval av arter vi planerade. Med utgångspunkt från denna rekognosering bestämdes områdets storlek och begränsning. Underlagskarta för karteringarna ritades med hjälp av topografiska kartan och ett flygfoto.

Urval av arter och noteringar om arter som inte inventerats

Alla arter utom tättingar och gök *Cuculus canorus* inventerades. En rad både vanliga och fåtaliga arter uteslöts därför. Tättingar som förekom allmänt var ängspiålrka *Anthus pratensis* och lappspurv *Calcarius lapponicus*. Fåtaligare, men ändå ganska vanliga var rödvingetrast *Turdus iliacus*, lövsångare *Phylloscopus trochilus*, blåhake *Luscinia svecica*, gräsiska/snösiska *Carduelis flammea/hornemanni*, sävsparv *Emberiza schoeniclus* och stenskvätta *Oenanthe oenanthe*. Snösparvar *Plectrophenax nivalis* förekom i rasbranter särskilt vid områdets nordgräns. Gök förekom i hela området. Vissa år gjordes talrika observationer av björktrast *Turdus pilaris* som ovanför trädgränsen är markhäckare. Korp *Corvus corax* besökte området dagligen men häckade utanför. Kråkor *Corvus cornix* besökte också området då och då. Övriga tättingar förekom med bara enstaka par eller besökte provytan tillfälligt. Bland icke tättingarna observerades enstaka arter som inte redovisas, t.ex. kungsörn *Aquila chrysaetos*, stenfalk *Falco columbarius*, jaktfalk *Falco rusticolus* och tornfalk *Falco tinnunculus*. De tre förstnämnda häckar regelbundet i trakten och tornfalken vissa år, men för ingen av dem finns någon lämplig häckningsplats inom provytan.

Inventeringsmetod

Eftersom målet var att bestämma det antalet bofasta (häckande, revirhävdande) fåglar så noga som möjligt valde vi att utföra inventeringen med revirkartering (Svensson 1975, Naturvårdsverket 1978), parräkning (främst sjöfågel; ungefär i enlighet med Naturvårdsverket 1978) samt boräkning (endast fjällabb). Vi genomförde fem kompletta inventeringar av provytan varje år. Erfarenheterna från våra andra fjällhedsprovvytor gjorde att jag bedömde att fem besök skulle räcka för att ge en god kvantitativ bild av fågelfaunan eftersom tättingarna uteslutits.

Inventeringarna utfördes under senare halvan av juni, då samtliga arter befinner sig antingen i slutet av parbildningsperioden eller i ruvningsperioden (Tabell 1). För en del arter var visserligen spel- och sångaktivitet i slutfasen, men i början av perioden var många sjöar och småvatten isbelagda. Jag bedömer att den valda perioden är den bästa kompromissen för den aktuella fågelfaunan.

För det praktiska arbetet delades området in i fyra ungefär lika stora delar. Varje delområde inventerades fem gånger. Arbetet omfattade således 20 persondagar per år. Vid enstaka tillfällen medförde tidsbrist orsakad av dåligt väder att två inventeringar av samma delområde måste utföras samma dygn. Inventerarna bodde i tält i provytan med en paus på en till två dagar mitt i inventeringsperioden för att gå ner till byn och proviantera.

Inför denna uppsats gjorde jag en kontroll av

Tabell 1. Redovisning av fältarbetets omfattning. Fem kompletta inventeringar gjordes varje år. Ingen inventering 1992 och 1994.

Account of the field work. Five complete surveys were made each year. No survey in 1992 and 1994.

År	Inventeringsperiod	Timmar totalt
<i>Year</i>	<i>Survey period</i>	<i>Total hours</i>
1984	17–27 Juni	72
1985	17–27 Juni	53
1986	13–24 juni	51
1987	21 juni–2 juli	89
1988	17–27 juni	81
1989	18–29 juni	79
1990	13–21 juni	105
1991	16–27 juni	91
1993	15–24 juni	92
1995	17–29 juni	99

samtliga artkartor för att säkerställa att utvärderingen utförts på jämförbart sätt samtliga år. Vid utvärderingen av om två revir representerade olika par togs hänsyn till avståndet mellan registreringarna i de fall det inte fanns samtidiga registreringar av fåglar i båda reviren. Revir accepterades om det fanns registrering vid åtminstone två av de fem inventeringarna. För de arter som uppskattades genom parräkning (sjöfåglarna) togs på samma sätt hänsyn till avståndet mellan registreringarna samt till alla noteringar om förflyttningar mellan olika vatten. Antalet fåglar som registrerats vid varje enskild inventering summerades och i de flesta fall användes det högsta antal par, hanar, honor eller kullar som noterats vid någon av inventeringarna, med avdrag för möjliga dubbelräkningar. I några fall gjordes subjektiva bedömningar som medförde att vissa registreringar uteslöts som osannolika indikationer på häckning eller revir.

Resultat

Inventeringsresultatet 1984–1995 är sammanfattat i Tabell 2. I årsredovisningar till naturvårdsverket, t.ex. Svensson (1996), redovisades även resultatet för 1983, men detta anser jag inte tillförlitligt på grund av att endast ett besök gjordes i området. Totalt noterades 30 arter som häckande minst något av de tio inventeringsåren. Av dessa arter var det 24 som häckade de flesta av åren (7 år eller mer) medan sex arter bara häckade tillfälligt (1–4 år). Nedan följer kommentarer till varje art (inom parentes efter artnamnet ges medeltalet par eller revir).

Storlom *Gavia arctica* (0,9). Det finns bara en sjö i provytan, själva Raurejaure, som är lämplig som häckningsplats, varför ett par sannolikt är det högsta antal som kan finnas. Arten iaktogs samtliga år. Säker häckning registrerades inte alla år, varför ett häckande par per år kan vara en överskattning.

Bläsand *Anas penelope* (0,2). Utöver vad som anges i Tabell 2 registrerades bläsanden 1988 (1 par vid ett besök), 1989 (2 hanar och 3 honor vid ett besök) samt 1991 (4 hanar vid ett besök). 1986 påträffades ett bo och en hane registrerades på annan plats i provytan. Bläsanden har sin huvudsakliga förekomst nedanför kalfjällsregionen.

Kricka *Anas crecca* (3,5). Krickan är svårinventerad så snart honorna ruvar och hanarna lämnat området. Det är därför möjligt att förekomsten underskattats. Den svaga nedgången från 4–5 par under 1980-talet till 2–3 par under 1990-talet var signifikant (Spearman rangkorrelation: $R_s=0,74$; $p<0,05$).

Gräsand *Anas platyrhynchos* (0). Förekommer

normalt inte på provytans nivåer varför det är troligt att de få observationerna (två år, inga häckningsindicer) bara representerar besökande fåglar.

Stjärtand *Anas acuta* (0,1). Mycket sällsynt i Ammarnäsområdet över huvud taget och saknades nästan helt i Raurejaure.

Vigg *Aythya fuligula* (1,5). Frånvaron av arten tre av åren är något förvånande eftersom biotopen med de många småvattnen är lämplig.

Bergand *Aythya marila* (4,4). Förekommer fåtaligt men spritt i Ammarnäsområdet. Arten minskade kraftigt och signifikant (Spearman rangkorrelation; $R_s=0,69$; $p<0,05$) från maximalt sju par till bara ett par vardera de sista två åren. Huruvida nedgången de sista åren speglar ett generellt mönster i trakten är dock inte känt på grund av att ytterligare inventeringar saknas.

Alfågel *Clangula hyemalis* (6,3). Stabilt antal par genom hela perioden.

Sjöörrer *Melanitta nigra* (11,1). Uppvisade en konstant förekomst. Med stor sannolikhet ligger antalet par nära den högsta täthet som kan finnas i detta område, bedömt efter antalet vatten av tillräcklig storlek.

Svärta *Melanitta fusca* (3,1). Markant fåtaligare än sjöörrer, men två av åren var antalet par uppe i halva sjöörrers antal.

Knipa *Bucephala clangula* (0). Det saknas lämpliga häckningsplatser i provytan. Trots att arten observerades på samma plats vid mer än ett besök 1985 och 1987 och att en hona 1995 registrerades i samma område vid fyra av de fem besöken torde häckning vara utesluten.

Storskrake *Mergus merganser* (1,0). Uppträdde i området årligen. Huruvida den verkligen häckade kunde inte fastställas. Men eftersom storskraken torde kunna häcka i stenskravel så är det möjligt att häckning kan ha förekommit.

Blå kärrhök *Circus cyaneus* (0). Observationer fyra av åren avser både honor och hanar som jagade inom provytan, men inga beteenden som kunde tyda på häckning gjordes. Biotopen är dock sådan att arten skulle kunna häcka ett gott smågnagarår.

Fjällvråk *Buteo lagopus* (0,3). Jagande individer registrerades relativt ofta inom provytan och upp till 2–3 par häckade i branter utanför. Endast när ett bofynd gjordes eller ett varnande par uppträdde på samma plats under inventeringarna räknades fjällvråken som häckande inom ytan. Eftersom det saknas träd och branter i provytan och fjällvråken därför måste häcka på marken, häckar den bara under år då beståndstätheten är hög.

Dalripa *Lagopus lagopus* (2,9). Jag bedömer att artens antal kan ha underskattats något. Tidpunk-

Tabell 2. Antal revir eller par av alla arter utom tättingar och gök. Ett plustecken före en nolla indikerar att arten observerades inom provytan men bedömdes inte ha haft permanent revir eller häckat. För fjällabb anges både antal revir (Rev) och antal bon (Bon). N = antal år med arten. M = medelvärde för antal par. R_s = Trendens riktning och signifikans för arter med signifikant trend (Spearman rangkorrelation; * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$).

*Number of territories or pairs of all species except passerines and Cuckoo. A plus sign indicates that the species was observed within the plot but not classified as breeder. For Long-tailed Skua both number of territories (Rev) and number of nests (Bon) are given. N = number of years with species. M = mean number of pairs. R_s = Sign and significance for species with significant trend (Spearman rank correlation; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$).*

	84	85	86	87	88	89	90	91	93	95	N	M	RS
Storlom <i>Gavia arctica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	+0	9	0,9	
Bläsand <i>Anas penelope</i>	0	1	1	0	+0	+0	0	+0	0	0	2	0,2	
Kricka <i>Anas crecca</i>	4	4	4	5	4	4	2	3	2	3	10	3,5	—*
Gräsand <i>Anas platyrhynchos</i>	0	+0	0	0	+0	0	0	0	0	0	0		
Stjärtand <i>Anas acuta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	
Vigg <i>Aythya fuligula</i>	0	0	1	4	2	1	2	2	3	0	7	1,5	
Bergand <i>Aythya marila</i>	4	6	7	7	5	5	4	4	1	1	10	4,4	—*
Alfågel <i>Clangula hyemalis</i>	6	6	5	9	6	6	5	6	8	6	10	6,3	
Sjöorre <i>Melanitta nigra</i>	12	10	13	11	11	12	11	9	11	11	10	11,1	
Svärta <i>Melanitta fusca</i>	2	1	2	6	4	4	6	2	2	2	10	3,1	
Knipa <i>Bucephala clangula</i>	0	+0	0	+0	0	0	0	0	0	+0	0		
Storskrake <i>Mergus merganser</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10	1,0	
Blå kärnhök <i>Circus cyaneus</i>	0	0	+0	0	0	+0	+0	+0	0	0	0		
Fjällvråk <i>Buteo lagopus</i>	+0	+0	2	+0	+0	+0	+0	1	+0	0	2	0,3	
Dalripa <i>Lagopus lagopus</i>	2	2	2	3	4	4	2	3	2	5	10	2,9	
Fjällripa <i>Lagopus mutus</i>	6	2	1	2	4	2	5	5	6	7	10	4,0	
St. strandpipare <i>Charadrius hiaticula</i>	1	1	1	2	3	2	3	3	3	2	10	2,1	+*
Fjällpipare <i>Charadrius morinellus</i>	1	1	1	2	3	2	3	2	3	2	10	2,0	+*
Ljungpipare <i>Pluvialis apricaria</i>	26	24	27	26	28	27	26	33	33	39	10	28,9	+**
Tofsvipa <i>Vanellus vanellus</i>	0	0	+0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Mosnäppa <i>Calidris temminckii</i>	7	9	8	8	8	10	9	8	12	8	10	8,7	
Kärnsnäppa <i>Calidris alpina</i>	8	9	9	10	9	10	11	9	11	6	10	9,2	
Brushane <i>Philomachus pugnax</i> ^a	4	11	5	11	10	12	18	20	21	22	10	13,4	
Brushane <i>Philomachus pugnax</i> ^b	2	5	6	8	7	7	10	4	7	8	10	6,4	
Enkelbeckasin <i>Gallinago gallinago</i>	12	14	10	8	13	12	11	10	13	11	10	12,4	
Dubbelbeckasin <i>Gallinago media</i>	1	1	0	4	6	4	4	4	3	1	9	2,8	
Myrspov <i>Limosa lapponica</i>	0	0	0	0	0	+0	0	+0	0	0	0		
Småspov <i>Numenius phaeopus</i>	0	0	0	0	+0	+0	+0	0	0	0	0		
Svartsnäppa <i>Tringa erythropus</i>	1	0	0	0	0	+0	0	+0	0	0	1	0,1	
Rödbena <i>Tringa totanus</i>	17	14	18	15	17	17	13	16	15	21	10	16,3	
Grönbenäppa <i>Tringa glareola</i>	2	1	2	2	1	0	2	1	0	0	7	1,1	—*
Drillsnäppa <i>Actitis hypoleucos</i>	3	3	5	4	4	2	1	+0	0	0	7	2,2	—**
Smaln. simsnäppa <i>Phalaropus lobatus</i>	10	10	15	18	21	13	9	11	16	9	10	14,2	
Fjällabb <i>Stercorarius longicaudus</i> Rev	+0	5	7	11	+0	7	12	11	+0	11	7	6,4	
Fjällabb <i>Stercorarius longicaudus</i> Bon ^b	0	4	5	11	0	6	7	7	0	10	7	5,0	
Fiskmåsar <i>Larus canus</i>	+0	1	+0	1	1	1	2	2	1	+0	7	0,9	
Silvertärna <i>Sterna paradisaea</i>	0	+0	+0	1	1	+0	1	1	+0	+0	4	0,4	
Jorduggla <i>Asio flammeus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0,2	
Summer Totals													
Sjöfåglar, arter <i>Waterfowl, species</i>	8	8	9	8	8	8	8	8	8	6			
Sjöfåglar, par <i>Waterfowl, pairs</i>	31	30	35	44	34	34	32	28	38	24		33,0	
Vadare, arter <i>Waders, species</i>	13	12	11	12	12	11	12	11	10	10			
Vadare, par <i>Waders, pairs</i>	93	98	101	110	123	111	110	117	130	121		111,4	
Alla arter <i>All species</i>	23	22	25	25	24	23	26	25	21	19			
Alla par <i>All pairs</i>	132	138	149	172	167	159	165	168	177	168		159,5	

^a Hanar ej räknade 1984 utan beräknat med hjälp av relationen hanar/honor övriga år. *Number of males not counted in 1984, but calculated from the relation males/females in the other years.*

^b Ej inräknade i summorna. *Not included in the totals.*

ten för inventeringarna var något sen för att vårens spelaktivitet skulle vara på topp. Även om arten är en parvis levande revirhållare uppträder även tupparna ganska diskret när honorna lagt ägg. Ofta avslöjar de inte sin närvaro vid denna årstid på annat sätt än att man stöter upp dem när man kommer för nära.

Fjällripa *Lagopus mutus* (4,0). Fanns främst på de något högre och mindre vegetationstäckta delarna av provytan där den var lätt att registrera. Dessutom flyger arten oftare och är ljudligare än dalripan. Jag bedömer att antalet uppskattade par är nära det korrekta. Slår vi samman antalen för båda riporna, finner vi att åren 1985–1987 avviker med jämförelsevis låga värden, medan 1995 avviker med ett högt värde.

Större strandpipare *Charadrius hiaticula* (2,1). En lättinventerad art, som ökade från ett till flera par under perioden, en ökning som var signifikant (Spearman rangkorrelation: $R_s=0,72$; $p<0,05$).

Fjällpipare *Charadrius morinellus* (2,0). Registreringarna består till största delen av spelflygande honor över provytan, i några fall av hanar på marken. Arten häckar helst på litet högre nivåer, såsom på Gaisatjåkko och Tjärro utanför provytan. Arten är på grund av sina vidsträckta spelflygningar notoriskt svårinventerad, men ett försök till uppskattning har ändå gjorts. En liten men signifikant ökning (Spearman rangkorrelation: $R_s=0,67$; $p<0,05$) registrerades.

Ljungpipare *Pluvialis apricaria* (28,9). På grund av sin höga täthet var denna art ibland svår att inventera eftersom varnande fåglar ofta rörde sig in i varandras revir och det var inte alltid lätt att skilja paren från varandra. Särskilt mot slutet av perioden skedde en betydande ökning av antalet par, en ökning som var signifikant (Spearman rangkorrelation: $R_s=0,80$; $p<0,01$).

Tofsvipa *Vanellus vanellus* (0). Har vid enstaka tillfällen häckat i gränsen mellan björkskog och kalfjäll i Ammarnästrakten, men den enstaka individen i Raurejaureytan 1986 var en tillfällig besökare.

Mosnäppa *Calidris temminckii* (8,7). Inventeringen skedde under den huvudsakliga spelperioden för denna art och täthetsuppskattningen är därför i stort sett korrekt. Arten kan dock vara svårinventerad på grund av att spelaktiviteten snabbt avtar efter parbildningen, då honan lägger en kull åt hanen och en kull åt sig själv. Efter detta ligger båda fåglarna och ruvar och är mycket svåra att registrera, vilket gör att värdena i tabellen kanske inte korrekt motsvarar antalet par. Däremot torde populationsutvecklingen vara väl dokumenterad.

Kärnsnäppa *Calidris alpina* (9,2). Kärnsnäppan

är ganska lätt att inventera och beståndet varierade obetydligt kring medelvärdet.

Brushane *Philomachus pugnax* (6,4 honor, upp till 22 hanar). Att basera inventeringen på enbart honor leder normalt till underskattning av beståndet. Under ruvningstiden registreras bara enstaka honor och sedan ungarna kläckts missar man de honor som förlorat sina kullar och lämnat området. Efter det första året registrerades därför hanarna, vilket ledde till högre värden. Från och med 1990 registrerades hanarna individuellt med hjälp av deras utseende. Detta ledde till ytterligare högre värden. Jag tror att de värden som registrerades 1990–1995 bäst beskriver beståndets storlek, förutsatt att könkvoten är ungefär jämn. Antalet honor torde spegla beståndstrenden under hela inventeringsperioden.

Enkelbeckasin *Gallinago gallinago* (12,4). I för små provytor kan denna art vara svårinventerad eftersom hanarna spelflyger över så vida områden. Raurejaureytan är tillräckligt stor för att hysa många hela revir inom sig. Arten visade stabilt bestånd under hela perioden.

Dubbelbeckasin *Gallinago media* (2,8). Det är sannolikt att antalet spelande hanar på den enda kända spelplatsen inom provytan kan ha underskattats, liksom att arten kan ha funnits samtliga år. Att det skulle ha rört sig om någon större spelplats är dock uteslutet eftersom nattbesök under lämplig tid gjordes vid flera tillfällen. Däremot kan det inte uteslutas att det kan finnas någon ytterligare spelplats eftersom provytan inte systematiskt genomsöktes efter dubbelbeckasin vid lämpligaste tidpunkt på säsongen eller dygnet.

Myrspov *Limosa lapponica* (0). Häckning har inte förekommit i ytan, men observationerna är intressanta eftersom arten häckar relativt nära och att det under lång tid skett en ökning av antalet observationer generellt i Ammarnästrakten. Myrspoven kan därför komma att etablera sig i ytan.

Småspov *Numenius phaeopus* (0). Småspoven förefaller öka i Ammarnästrakten genom en spridning från skogslandets myrar västerut upp i fjällvärlden. Den har nyligen häckat i en annan provyta på fjällhed sydost om Ammarnäs och torde snart komma att häcka även kring Raurejaure.

Svartsnäppa *Tringa erythropus* (0,1). Denna art häckar sällsynt ovanför trädgränsen. Endast 1984 indikerade varningsbeteendet hos ett par säker häckning.

Rödbena *Tringa totanus* (16,3). Denna ljudliga art är förhållandevis lätt att inventera, vilket innebär att den funna tätheten torde vara korrekt. Arten har haft ett stabilt bestånd genom perioden.

Grönbena *Tringa glareola* (1,1). Fåtaligare under periodens andra hälft och saknades helt de sista två åren. Nedgången är signifikant (Spearman rangkorrelation: $R_s=0,64$; $p<0,05$).

Drillsnäppa *Actitis hypoleucos* (2,2). Arten observerades senast 1991 och saknades både 1993 och 1996. Dessa fjällmiljöer ligger vid artens höjdgrens, varför förändringar där kan vara marginella i ett vidare perspektiv. Nedgången är signifikant (Spearman rangkorrelation; $R_s=0,80$; $p<0,01$).

Smalnäbbad simsnäppa *Phalaropus lobatus* (14,2). Svårinventerad på grund av att fåglarna ofta gör förflyttningar och honora bildar flockar som rör sig runt i området sedan hanarna börjat ruva. Värdena för denna art kan vara något osäkra, vilket är den sannolikaste förklaringen till den ganska höga variationen mellan åren.

Fjälllabb *Stercorarius longicaudus* (6,4). Maximala antalet registrerade revir ligger på tolv ett år och på elva under tre av åren och antalet påträffade bon ligger på samma nivåer. Ungefär ett revir per kvadratkilometer är maximal täthet i andra delar av Ammarnäsområdet också. Under samtliga år påträffades 50 bon i 64 revir. Ett betydande antal par etablerade sig ofta kortvarigt i början av säsongen även under dåliga gnagarår för att sedan försvinna. En del av dessa revir var dock så långvariga att de bedömdes som permanenta trots att bon inte påträffades. Det innebär att om man gör inventeringar mycket tidigt på säsongen och baserar uppskattningen på antalet då närvarande par kan det häckande beståndets storlek överskattas.

Fiskmåsar *Larus canus* (0,9). Arten observerades ofta i provytan, ibland i större sällskap. De flesta observationer gällde bara födosökande fåglar som antingen inte häckade eller häckade utanför provytan. Säker häckning (bofynd) registrerades endast en gång (1989) men häckning skedde säkerligen andra år också.

Silvertärna *Sterna paradisaea* (0,4). Födosökande fåglar vistades ofta i provytan, men bofynd gjordes endast ett av åren (1990). Vid ytterligare tre tillfällen bedömdes uppträdande dock som sådant att häckning var sannolik.

Jorduggla *Asio flammeus* (0,2). Åren då arten fanns i provytan, 1986 och 1990, sammanföll med goda år för fjälllabben och således med tillgång på smågnagare.

Diskussion

Artsammansättningen var mycket konstant genom åren. Nitton av de totalt trettio arterna registrerades som bofasta samtliga tio år. Ytterligare två arter

(storlom och dubbelbeckasin) registrerades under nio av åren, men kan ha häckat samtliga år. Fem arter registrerades som bofasta under sju år (vigg, grönbena, drillsnäppa, fjälllabb och fiskmåsar). Sammantaget kan man dra slutsatsen att minst 23 av 30 arter (77%) kan ses som ganska permanenta häckfåglar i provytan. Huruvida grönbenans och drillsnäppas frånvaro som häckfåglar de två sista åren blir permanent återstår att se. De övriga arterna, som registrerades bara enstaka år, är samtliga sådana att just detta är det förväntade. Stjärtand och blåsand häckar sällan ovanför trädgränsen. Svartsnäppan är sällsynt i Ammarnäsområdet över huvud taget, och den enstaka häckningen får betraktas som en ren tillfällighet. Fjällvråk och jorduggla häckar normalt bara under särskilt gnagarrika år på fjällheden. Den inventerade provytans fågelsamhälle präglas således, åtminstone när det gäller icke tättingar, av att de flesta arter är årliga och få av dem tillfälliga. Huvudorsaken till detta resultat är att provytan med sina nästan 13 kvadratkilometer är tillräckligt stor för att de för biotopen typiska fågelarterna skall förekomma årligen trots populationsfluktuationer.

Förändringar under 12-års perioden

Raurejaureytans fågelsamhälle var stabilt med signifikanta populationsförändringar hos bara sju arter (Tabell 2). Negativa trender noterades för kricka, bergand, grönbena och drillsnäppa och positiva trender för större strandpipare, fjällpipare och ljunpipare. För brushanen visade hanarna en mycket starkt ökning, men den berodde på de ändringar av räkningsmetoden, som beskrevs i artgenomgången ovan. Sannolikt ger trenden för antalet honor den korrekta bilden av beståndets utveckling, medan de senare årens antal hanar, ca 20 stycken, troligen bäst speglar storleken av artens bestånd i provytan.

Ur bevarandesynpunkt är det de negativa förändringarna hos bergand och drillsnäppa som kan behöva betonas. Båda arterna har i olika sammanhang nämnts som hotade. Mest oroande är bergandens försvinnande eftersom denna art minskat kraftigt i de internationella vinterräkningarna och därtill är upptagen som sårbar i den svenska rödlistan (Gärdenfors 2005). Nedgången i Raurejaureområdet kan alltså vara ett tecken på att även vår fjällpopulation minskat. En nedgång noterades även av Berg m.fl. (2004), som räknade 14 individer 1978 men endast 3 individer 2001 i Rautasområdet nära Abisko. Men motsatt utveckling har registrerats i Västerbottens kustland, där 71 par häckade 1976 och

127 par 2001–2002 (Sundström & Olsson 2005). Drillsnäppans nedgång kan vara en del av en generell nedgång eftersom den enligt Svenska fågel-taxeringen (Lindström & Svensson 2006) minskat med i genomsnitt 1,4% årligen sedan 1975 i södra Sverige.

För några arter som inte visade negativ populationsutveckling i Raurejaureytan har hotbilder diskuterats i olika sammanhang. En sådan art är alfågeln, som har befarats vara på nedgång på grund av hot i Östersjön under övervintringen (oljeskador och bifångster vid fiske) och på grund av inplantering av rovfisk i många häckningsvatten i fjällen (födokonkurrens). Huruvida förhållandena i Östersjön kan påverka det skandinaviska fjällbeståndet är dock oklart eftersom de få återfynden antyder att fjällens alfåglar kanske mest övervintrar i Atlanten (Fransson & Pettersson 2001). I fjällen saknas tyvärr andra inventeringar, men i Ånnsjöområdet har man sedan 1989 inventerat myrområden med gölar i skogslandet och där har denna fjällfågel börjat uppträda i ökande antal. Den första registreringen skedde 1991 och därefter har ökningen varit nästan fortgående med hela 13 fåglar 2003 (Holmberg 2004). I Rautasområdet registrerades 9 individer 1971 och 14 individer 2001 (Berg m. fl. 2004). Bilden för norra Sverige är således ganska positiv, varför oron för beståndsnedgång kanske inte gäller denna population.

Riporna är ofta föremål för debatt. Under senare år har jakt förts fram som ett hot mot ripstammen och indirekt mot jaktfalken som huvudsakligen lever på ripor. Materialet från Raurejaureområdet täcker en mycket kort period för cykliska arter som ripor, men det finns inga tecken på nedgång. Inte heller fanns det någon långsiktig trend i det större material som tidigare redovisats från Ammarnäsområdet (Svensson 1996). Berg m. fl. (2004) noterade fördubblat bestånd av båda riparterna i Rautasområdet mellan 1978 och 2001, men enstaka år säger inget om långsiktiga trender för så variabla arter som ripor.

Jämförelse med Kraipeytorna

En långsiktig inventering av två kvadratkilometer fjällhed (Kraipeytorna) inom samma lågalpina zon som Raurejaure men belägna sydost om Ammarnäs har nyligen redovisats (Svensson 2006). Eftersom tättingarna inte inventerades i Raurejaureytan begränsas en jämförelse till övriga arter. Vadarna som grupp hade en täthet i Raurejaure på 9 par per km² mot 12 par i Kraipeytorna. För övriga icke tättingar var motsvarande värden 4 resp. 1 par per km².

Tättingarna borträknade, var alltså tätheterna desamma i båda områdena, nämligen 13 par per km². Vadarna hade lägre och sjöfågeln högre täthet i Raurejaure. Det senare är trivialt eftersom sjöar saknades i Kraipeytorna. Vad vadarnas högre täthet beror på har inte undersökts, men troligast är det biotopskillnader, t.ex. de många småvattnen som har för vadare attraktiva strandområden.

Jämförelse med andra ytor

Det verkar finnas få områden av Raurejaureområdets storlek som inventerats lika noga. En liknande studie är från Rasmussen Lowlands i Nunavut, Kanada (Johnston m. fl. 2000). Området är huvudsakligen låglandstundra av varierande slag, totalt nästan 7000 km², d.v.s. större än hela Vindelfjälens naturreservat (5600 km²). Området ligger på 68°40' N. Åren 1993 och 1994 inventerade man 118 provtytor, vardera 400×400 m (19 km²). Endast vadare inventerades på sådant sätt att en täthetsuppskattning kunde göras. Man räknade totalt 296 par vadare, vilket är 15,7 par per km². Jämfört med Raurejaure är tätheten av vadare ungefär dubbelt så hög (i Raurejaure 8,9 per km²). Antalet arter vadare skiljer sig däremot knappast (12 arter mot ett medeltal på 11,4 för Raurejaure).

En annan studie kommer från fem lokaler i Mackenzieflodens delta på drygt 69° N (Gratto-Trevor 1996). På dessa lokaler lade man ut provtytor om vardera 200×200 m, totalt 3,12 km². Endast vadare inventerades, och man fann 96 par av nio arter, vilket ger en täthet på 31 par per km², vilket är högre än både i Raurejaureytan och Rasmussenområdet. Särskilt värdena från Mackenziefloden visar att vadartätheten kan var mycket hög på vissa högarktiska tundror.

Inventeringens betydelse för fågelskydd och uppskattningar av fjällens totala fågelbestånd

Det tillgängliga underlaget för beräkning av fjällens totala fågelbestånd begränsar sig till några få små provtytor (Moksnes 1973, Østbye m. fl. 2002, Svensson 2006) och den stora provtyta som redovisats i denna uppsats. Inga av provtytorna är slumpvis valda och därför inte nödvändigtvis representativa. Dessa två förhållanden gör det i praktiken svårt att med någon större säkerhet beräkna de svenska fjällens totalbestånd genom att multiplicera tätheterna med biotopens totala areal. Det finns ett stort behov av representativa fågelinventeringar i fjällvärlden, både totalinventeringar i små provtytor och artselektiva inventeringar i landskapsskala. In-

venteringar av utvalda områden, representativa för olika typer av fjällbiotoper, vore ett gott steg på vägen. För att kunna beräkna värden med tillförlitliga konfidensintervall är någon form av randomiserat stickprovsförfarande nödvändigt. En möjlighet är att använda de permanenta standardrutter som etablerades 1996 över hela landet (Svensson 1998) och som nu representeras av åtskilliga fjällrutter (Lindström & Svensson 2006). Dessa rutter producerar visserligen bara relativa värden för fåglarnas tätheter, men genom att noga inventera provtytor i anslutning till dessa rutter skulle man kunna erhålla omräkningsfaktorer och med dessa transformera rutternas värden till täthetsuppskattningar.

Även om de befintliga inventeringarna inte kan användas för att uppskatta totalbestånd, är de användbara för att övervaka arternas populationsutveckling. Fjällen är fortfarande en av mänskliga aktiviteter ringa påverkad och överlag stabil biotop. Därför bör de beståndsförändringar som registreras inom ett visst område trots bristande representativitet i urvalet ändå vara ganska representativt ur övervakningssynpunkt. Detta gör att de slutsatser som dragits i denna uppsats om beståndsförändringar i kombination med vad som registrerats i de få övriga områden som inventerats skulle kunna utgöra ett rimligt underlag för en preliminär bedömning av fjällfåglarnas hotstatus generellt.

En sådan preliminär bedömning ger en relativt gynnsam bild av situationen för fåglarna i fjällmiljöerna, både på fjällheden (Svensson 2006 och denna studie) och i fjällbjörkskogen (Enemar m.fl. 2004). Antalet arter med tveklöst negativa trender är få, och det verkar finnas en viss balans mellan negativa och positiva trender. Om denna bild är riktig i nationell skala skiljer sig fjällbiotoperna markant från såväl jordbrukslandskapet som skogslandskapet. I jordbrukslandskapet är många fågelarters utveckling negativ och i skogslandskapet har en rad gammelskogsspecialister drabbats hårt (Lindström & Svensson 2006). Denna skillnad mellan fjällen, där i princip bara den ganska extensiva rennäringen är storskalig, och kommersiell skogs- och jordbruksmark, där de areella näringarna hårdexploaterat nästan all mark, ger ytterligare stöd för slutsatsen att det är jordbrukets och skogsbrukets intensifiering som orsakat fågelfaunans utarmning. Uttryckt på annat sätt: där människans exploateringstryck är lätt klarar sig fåglarna bra. En trivial slutsats kan tyckas, men att visa, som jag tycker att jag gjort för fjällen, att så faktiskt är fallet, är lika viktigt och lärorikt som att beskriva negativa tendenser i miljöer där den biologiska mångfalden håller på att förloras.

Tack

Ett varmt tack riktas till alla som bidragit till inventeringen. En rekognoscering utfördes 1983 av Ingemar Jönsson, Roland Sandberg och Åke Walberg. Inventeringarna utfördes av Ingemar Jönsson (1984–1989), Kenth Nilsson (1984–1985), Christian Cederroth (1987–1988), Ann Mari Thorner (1989–1991), Erik Svensson (1989), Mikael Larsson (1990–1991, 1993, 1995), Bosse Söderström (1993) och Anna Karin Olsson (1995). Inventeringarna finansierades genom naturvårdsverkets dåvarande Program för övervakning av miljö kvalitet (PMK).

Referenser

- Berg, Å., Emanuelsson, U. & Rehnberg, M. 2004. Inventering av fåglar i Rautasområdet 1978 och 2001 – populationsförändringar i ett fjällområde. *Ornis Svecica* 14: 159–168.
- Bernes, C. (ed.) 1980. *Monitor 1980. En presentation av PMK – Programmet för övervakning av miljö kvalitet*. Naturvårdsverket.
- Bernes, C. (ed.) 1985. *Monitor 1985. PMK: på vakt i naturen*. Naturvårdsverket.
- Eknert, B. & Lemby, K. 1991. *Ammarnäs PMK-område i västra Västerbotten. Vegetationen vid Tjulträsket och Raurajaure*. Naturvårdsverket Rapport 3985.
- Enemar, A. 2004. The 37-year dynamics of a subalpine passerine bird community, with special emphasis on the influence of environmental temperature and *Epirrita autumnata* cycles. *Ornis Svecica* 14: 63–106.
- Fransson, T. & Pettersson, J. 2001. *Svensk ringmärkningsatlas*. Vol. 1. Stockholm.
- Gratto-Trevor, C.L. 1996. Use of landsat TM imagery in determining important shorebird habitat in the outer Mackenzie Delta, Northwest Territories. *Arctic* 49: 11–22.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2005. *Rödlistade arter i Sverige – The 2005 Redlist of Swedish Species*. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Holmberg, T. 2004. Populationsutvecklingen hos fåglar i Ännsjöområdet. *Fåglar i Jämtland-Härjedalen* Nr 1/2004: 12–15.
- Johnston, V. H., Gratto-Trevor, C. L. & Pepper, S. T. 2000. *Assessment of bird populations in the Rasmussen Lowlands, Nunavut*. Occasional Paper Number 101, 56 pp. Canadian Wildlife Service.
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2006. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2005*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Moksnes, A. 1973. Quantitative surveys of the breeding bird populations in some subalpine and alpine habitats in the Nedal area in central Norway (1967–71). *Norw. J. Zool.* 21: 113–138.
- Statens naturvårdsverk. 1978. *Biologiska inventeringsnummer. Fåglar*. LiberTryck, Stockholm.
- Sundström, T. & Olsson, C. 2005. *Västerbottens kustfågel-fauna. Inventering av kustfågelbestånden 2001/2002*. Länsstyrelsen Västerbotten.

- Svensson, S. 1975. *Handledning för Svenska häckfågeltaxeringen med beskrivningar av revirarteringsmetoden och punkttaxeringsmetoden*. Zoologiska institutionen, Lunds universitet.
- Svensson, S. 1996. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 1995*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Svensson, S. 1998. Svenska häckfågeltaxeringen 1997. Pp. 11–21 i *Fågelåret 1997* (Bentz, P.-G. & Wirdeheim, A., red.). Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Svensson, S. 2006. Species composition and population fluctuations of alpine bird communities during 38 years in the Scandinavian mountain range. *Ornis Svecica* 16: 183–210.
- Svensson, S., Carlsson, U.T. & Liljedahl, G. 1984. Structure and dynamics of an alpine bird community: a 20-year study. *Acta Zool. Fennici* 21: 339–350.
- Østbye, E., Hogstad, O., Østbye, K., Lien, L. & Framstad, E. 2002. Structure and dynamics of some high mountain bird communities of South Norway: a 19-year study of passerines. *Ornis Norvegica* 25: 19–48.

Summary

In 1984–1995, a detailed bird survey was made of an alpine bird community at Ammarnäs, Swedish Lapland. The survey covered an area of 12.8 square kilometres, which is very large compared to normal sizes of survey plots. The benefit of small plots is that they can be carefully surveyed with limited resources, whereas the drawback is that the sample size of less common and rare species will be too small for many analyses. Some species may even have territories that are larger than small sample plots, and their size does also often preclude inclusion of representative proportions of different habitats at a landscape scale. Large plots will sample rare species well, permit several habitats to be represented, and accommodate also species with large territories. However, sufficient resources may not be available to include all species. A compromise is to survey the common species in small sample plots and the less common species in large plots. This is what has been done at Ammarnäs. Since 1964 two plots, each one square kilometre, have been surveyed (Svensson 2006). In 1984, the large plot of this paper was established to remedy the problem. All species except passerines and the Cuckoo *Cuculus canorus* were surveyed in that plot.

The study plot is located 11–17 kilometres west-northwest of Ammarnäs village (Figure 1). Its centre is at approximately 66°00'N; 15°55'E. It is called the Raurejaure plot after the largest lake. The plot is rather flat (800–920 m a.s.l.), but bordered by higher mountains, especially to the north. To the south the plot border runs rather close to the tree line of the birch zone. There are three larger lakes

at 811–827 m a.s.l. (28, 8, and 7 ha). There are more than 60 smaller water bodies. The total area of all water bodies is c. 100 ha (9% of the plot). The habitats are rather varied. A detailed vegetation survey has been made of a one square kilometre just east of Raurejaure (Eknert & Lemby 1991). Three main habitats were identified: (1) heath protected by thick winter snow with bilberry and grasses, (2) willow heath of both low and tall herb type, and (3) fens (mire), mostly with a solid peat layer, but a few of a wet type with soft bottom. Smaller areas were windblown hills with crowberry heath. This vegetation plot is fairly representative for the whole bird survey plot.

A first reconnaissance visit was made in 1983 (29 June and 4 July). This test proved that it was possible to survey this almost 13 square kilometre area five times by two people during about two weeks. The coverage had to be less intensive than in the small plots, but this was compensated by the fact that only non-passerines were to be surveyed, which made it possible to use a selective search strategy directed to the two dominating groups of birds, the waterfowl and the waders.

The survey was made with the territory mapping technique (mainly waders), count of pairs (mainly waterfowl), and nest search (Long-tailed Skua *Stercorarius longicaudus*). The dates of the visits and the number of hours used during the surveys are listed in Table 1.

The survey result is given in Table 2. Thirty different non-passerine species were breeding in at least one of the ten years. Twenty-four species were more or less permanent members of the community (present more than 6 years) whereas six species were breeding only occasionally (1–4 years).

Most species showed no significant declining or increasing trends during the period. Only seven significant trends were found (Table 2). Negative trends were found in Teal *Anas crecca*, Scaup *Aythya marila*, Wood Sandpiper *Tringa glareola* and Common Sandpiper *Actitis hypoleucos*. Positive trends were found for Ringed Plover *Charadrius hiaticula*, Dotterel *Charadrius morinellus*, and Golden Plover *Pluvialis apricaria*. The Scaup has declined generally, so the decline observed in the Raurejaure plot may indicate that also the mountain population of this species is exposed to detrimental factors.

The Ruff is a species to comment especially. There was no significant trend for the number of females, but a strong positive one for the males. However, the counting method of males did not remain the same over the whole period. In the early years

males at leks were just counted, but from 1990 the observers identified the different individuals based on plumage variation. This produced numbers that were about twice as high as before. It is likely that the density of males found in 1990–1995, i.e. about 20, best indicates total population size. Females are difficult to count during the incubation phase and certainly produce underestimates. However, since the method for females has been the same in all years, they would correctly show the population trend.

I know of few bird surveys of large plots in alpine habitats. However, there are some surveys made in similar lowland habitats in the Arctic. Johnston et al. (2000) surveyed many small sample plots, together 19 km², within 7000 km² Rasmussen Lowlands at Nunavut, Canada. They found a density of waders of 18.5 per km². Thus the density of waders was twice as high as at Raurejaure, where it was 9 pairs per km². Another study comes from the

Mackenzie delta (Gratto-Trevor 1996), where 3.12 km² were surveyed. The density of waders was 31 per km², higher than in any of the previous areas. This indicates that wader densities in alpine habitats south of true Arctic may be much lower than in Arctic tundra habitats.

Since so few long-term surveys have been made above the tree line in Sweden, we have little hard data about population trends, and it is hence difficult to determine the correct conservation status of the alpine species. However, this study in combination with that of Svensson (2006) indicates that the alpine bird fauna is rather stable with a balance between declining and increasing species. This is in accordance with the stability of the habitat. If this is typical for alpine habitats all over the Scandinavian mountains, these habitats would differ remarkably from farmland and forest, where a majority of species, particularly specialist species, show declines.

Korta rapporter – *Short communications*

Birds breeding in farmland stonewalls: The effects of overgrowth

Häckande fåglar i odlingslandskapets stenvägar: betydelsen av igenväxning

ERIK LINNARSSON

In the last 50 years, the farming landscape has undergone dramatic changes (Andersson 1988, Robertson m.fl. 1990, Lennartsson et al. 1996, Robinson & Sutherland 2002). Simultaneously, many farmland bird species have declined in numbers (Svensson et al. 1992, Tucker & Heath 1994, Böhning-Gaese & Bauer 1995, Ahlén & Tjernberg 1996, Tucker 1997, Gärdefors 2005). Several studies suggest that residual habitats and field margins are important for the bird diversity of the farmland (O'Connor & Shrubbs 1986, Marshall & Moonen 2002, Vickery et al. 2002, Perkins 2002). Stonewalls is one such type of farmland field margin that regionally may be common in Sweden. In this study I investigated (i) which bird species use stonewalls as a breeding habitat and (ii) whether the amount of overgrowth was related to species richness and abundance.

The study area was located in the open farmland plains around Falköping (between Falköping and Gudhem) in south Sweden (58° 10' N, 13° 33' E) where stonewalls are key features in the open landscape. The stonewalls varied from "clean" stonewalls with no trees, shrubs or large herbs to almost overgrown stonewalls (i.e. with a tree or shrub layer and a tall surrounding field layer; see Appendix). Trees were defined as taller than four meters; shrubs as one to four meters tall.

Common trees were fruit trees (apples *Malus* spp, cherries *Prunus* spp), *Salix* spp, ash *Fraxinus*

excelsior and aspen *Populus tremula*, whereas the shrub layer was mainly young *Salix* spp., ash and aspen. The stonewalls were also surrounded by narrow strips (0.5–2.5 m wide) consisting of grasses, herbs and raspberry *Rubus* spp. The total degree of overgrowth was estimated by the total cover of trees, shrubs or field layers that covered the stonewall (both dead or living species). All censused stonewalls (N = 11, total length 2.3 km) were located between open crop fields (rape, rye, wheat, oats, grain or cultivated pasture) and the nearest distance to non-crop habitat was more than 75 meters. I chose each stonewall to be as homogeneous as possible with respect to degree of overgrowth. Thus, each stonewall was judged to be only one type of habitat. All bird species defending a territory or nesting site were censused by a line-transect technique at three occasions (29 and 31 May, 4 June 2004). I walked slowly along the stonewall noting on maps all birds seen or heard at, or within 50 m of the stonewall. The time spent censusing per meter was the same for all stonewalls. All counts were done between sunrise and four hours later. Several stonewalls were censused the same morning but in different sequence to avoid temperature and time dependent activity affects. The censuses were not conducted in adverse weather i.e. rain or heavy wind. The number of breeding pairs was estimated by taking the maximum number of pairs displaying territorial behaviours (singing, feeding young, giving alarm calls, or building nest) at any of the three occasions.

A total of 10 species and 26 pairs (i.e., 11.3 breeding pairs per km stonewall) were judged to breed (Table 1). Two (Chaffinch and Willow Warbler) were woodland species whereas the other eight were farmland species. The number of breeding species showed no significant association with the length of the stonewall (regression analysis, $R^2=0.03$, $p>0.05$). Overgrowth was an important factor associated with the breeding bird commu-

Table 1. Bird species judged to be breeding in the stonewalls, their density, and population trends. Population trends from Svensson & Lindström (2004).

Fågелarter som bedömdes häcka i stenmurarna, deras tätheter och trender. Populationstrender är från Svensson & Lindström (2004).

	Pairs/km stonewall <i>Par/ km stenmur</i>	Populationtrend <i>Populationstrend</i>
Partridge <i>Perdix perdix</i>	0.44	–
Wheatear <i>Oenanthe oenanthe</i>	0.88	–
Whitethroat <i>Sylvia communis</i>	2.19	0
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>	2.63	0
House Sparrow <i>Passer domesticus</i>	0.44	–
Greenfinch <i>Carduelis chloris</i>	1.31	+
Yellowhammer <i>Emberiza citrinella</i>	1.31	0
Linnet <i>Carduelis cannabina</i>	1.31	–
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	0.44	0
Chaffinch <i>Fringilla coelebs</i>	0.44	0

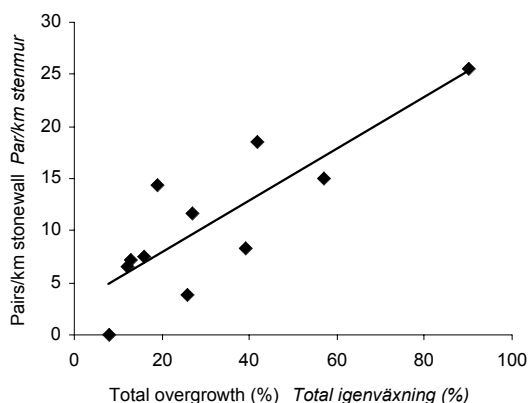


Figure 1. The association between the density of the breeding pairs and the total overgrowth in the stonewalls (regression analysis, $y=0.248x + 2.88$, $n=11$, $R^2=0.706$, $p<0.01$).

Förhållandet mellan tätheten av häckande par (par/km stenmur) och den totala igenväxningen i stenmurarna (regressionsanalys, $y=0,248x + 2,88$, $n=11$, $R^2=0,706$, $p<0,01$).

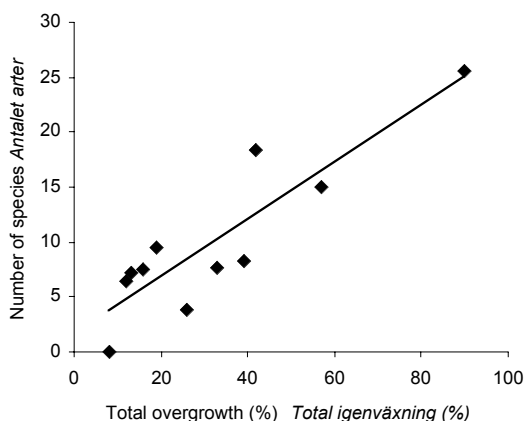


Figure 2. The association between number of breeding species (species/ km stonewall) and the total overgrowth in the stonewalls (regressionsanalysis, $y=0.261x + 1.68$, $n=11$, $R^2=0.797$, $p<0.01$).

Förhållandet mellan antalet arter i stenmurarna (arter /km stenmur) och den totala igenväxningen i stenmurarna (regressionsanalys, $y=0,261x + 1,68$, $n=11$, $R^2=0,797$, $p<0,01$).

nity as both the density of breeding pairs (Figure 1) and number of breeding species (Figure 2) increased with increasing degree of overgrowth of the stonewalls. Unfortunately, the sample size was too low to test whether abundance of single species was associated with the amount of overgrowth.

My results show that many bird species may use stonewalls as a breeding habitat in the farmland. As for hedges (Hinsley & Bellamy 2000) my data suggest vegetation structure to be an important factor determining the bird community in linear

habitat elements. This may be especially true in landscapes where shrubs and trees are scarce, as in my study area. The fact that the degree of overgrowth of stonewalls was positively related to bird species richness and abundance is in conflict with the present management prescriptions of farmland stonewalls. Today, farmers get financial support to manage old farmland stonewalls from the Swedish Board of Agriculture. However, this support is linked to the management prescription of removing all overgrowth except for older trees and fruit

trees. Clearly, such a management is not beneficial for many farmland bird species. In highly intensive agricultural plains with almost no residual habitats and edge zones, stonewalls with a tree and shrub layer are important for the local farmland bird community. Whether this management prescription of removing the vegetation along the stonewalls also is a partial cause to the observed general, national decline of farmland birds remains to be shown. Because of the results from this study, a simple management recommendation to favour farmland birds would be to let some of the stonewalls be unmanaged.

Acknowledgement.

I wish to thank Helen Karlsson for valuable comments on the manuscript.

References.

- Ahlén, I. & Tjernberg, M. 1996. *Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta*. Artdatabanken. Uppsala.
- Andersson, S. 1988. Småbrukets rationalisering 1945–1985. Pp. 354–45 i *Fåglar i jordbrukslandskapet* (Andersson, S., red). SOF. *Vår Fågelvärld*, Supplement nr 12. sid 35–45.
- Böhning-Gaese, K. & Bauer, H.-G. 1995. Changes in species abundance, distribution, and diversity in a central European bird community. *Conservation Biology*, vol 10, No.1. 1996.
- Gärdefors, U. (ed). 2005. *Rödlistade arter i Sverige 2005 – The 2005 redlist of Swedish Species*. Artdatabanken. Uppsala.
- Henderson, I. G. , Copper, J., Fuller, R. J. & Vickery, J. 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37: 335–347.
- Hinsley, S. A. & Bellamy, P. E. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of environmental management* 60: 33–49.
- Jordbruksverket. 2004. *Stöd för miljövänligt jordbruk*. Jordbruksverket.
- Lennartsson, T., Sundberg, S. & Persson, T. 1996. Landskapets förändringar. Pp. 51–91 i *Upplands Fåglar: fåglar, människor och landskap genom 300 år* (Fredriksson, R. & Tjernberg, M. red). Fåglar i Uppland. Supplement 2.
- Marshall, E. J. P. & Mooney, A. C. 2002. Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 89: 5–21.
- O’Connors, R. O. & Shrubbs, M. 1986. *Farming and birds*. Cambridge University Press.
- Osborn, P. 1984. Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of Applied Ecology* 21: 63–82.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J. Morris, A. J. & Bradbury, R. B. 2002. Use of margins by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 92, 8 sid.
- Robertson, J. G. M., Eknert, B. & Ihse, M. 1990. Habitat analysis from infra-red aerial Photographs and the conservation of birds in Swedish agricultural landscape. *Ambio*, 19: 195–203.
- Robinson, R. A. & Sutherland, W. J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157–176
- Svensson, S. 1975. *Handledning för Svensk häckfågeltaxering med beskrivning av revirarteringsmetoden och punktarteringsmetoden*. Lunds Universitet, Lund.
- Svensson, S., Olsson, O. & Svensson, M. 1992. *Förändringar i fågelfaunan: Beståndsprognoser och forskningsbehov för vissa arter – en litteraturstudie*. Statens naturvårdsverk, Rapport 4095.
- Svensson, S. & Lindström, Å. 2004. *Övervakning av Fågelnas populationsutveckling. Årsrapport för 2003*. Lunds universitet 2004. 69 sid.
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. F., Asterak, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J. & Brown, V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: Effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38: 647–664.
- Vickery, J., Carter, N. & Fuller, R. J. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in UK. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 89, 12 pp.
- Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C. & Bradbury, R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant food of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems & Environment* 75: 13–30.

Sammanfattning

Under de senaste 50 åren har jordbrukslandskapet genomgått stora förändringar. Samtidigt uppvisar många fågelarter som är knutna till jordbrukslandskapet negativa populationstrender. Flera undersökningar visar att obrukade habitat i odlingslandskapet är viktiga för fågelfaunan.

Denna studie undersöker fågelfaunan i stenmurar mellan odlade fält och om vegetationen i stenmurarna påverkar fågelfaunan. Syftet med studien är att ta reda på vilka fågelarter som utnyttjar stenmurar som häckplats och om vegetationsstrukturen i stenmurarna påverkar artsammansättningen.

Elva stenmurar inventerades med avseende på fågelfaunan. Inventeringarna utfördes 29, 31 maj och 4 juni 2004. Alla stenmurar är belägna i ett område norr om Falköping (mellan Falköping och Gudhem). Landskapet präglas av åkermark med stenmurar mellan de olika skiftena.

Vid inventeringarna gick jag långsamt längs stenmuren och alla fåglar noterades i och omkring stenmurarna. Alla observationer fördes in på kartor. Vid inventeringarna noterades även typ och höjd av vegetation i och omkring stenmuren samt typ av gröda på omkringliggande odlingsmark. Den totala

igenväxningen räknades ut för varje stenmur. Totala igenväxningen var hur mycket som träd, buskar och fältskikt i procent täckte av stenvuren. I igenväxningen inkluderades både döda och levande växter. För beskrivning av stenvurarna se Appendix. Antalet häckande par för varje stenmur var lika med maximala antalet revirmarkerande fåglar (sång, varning, matning, bobygge etc) vid något av de tre inventeringstillfällena. Övriga fågelobservationer i stenvuren bedömdes som ej häckande fåglar.

Totalt observerades 10 fågelarter som med 26 par bedömdes häcka i stenvurarna (Tabell 1) (medeltäthet 11,3 häckande par per km stenmur). Inget samband fanns mellan antalet arter och längd stenmur (regressionsanalys, $R^2=0,03$, $p>0,05$).

Den totala igenväxningen av stenvuren påverkade både antalet häckande par och antalet arter. En stenmur med mycket igenväxning hade fler antal häckande par per km stenmur (Figur 1) och

fler antalet arter (Figur 2) än en stenmur med lite igenväxning.

Resultatet av denna undersökning visar att många fågelarter utnyttjar stenvurar för deras häckning.

Idag kan lantbrukare få stöd för skötsel av stenvurar. Enligt stödet är rätt skötselmetod av stenvuren att igenväxning skall undvikas. Denna skötsel är inte gynnsam för alla fågelarter. För majoriteten av de fågelarter som påträffades i denna studie var en igenväxt stenmur mer attraktiv. Huruvida borttagning av vegetation längs stenvurar kan vara en bidragande orsak till den allmänna, nationella nedgången bland jordbruksfåglar återstår att utvärdera. Min studie visar dock att en enkel åtgärd för att lokalt gynna fåglar i jordbrukslandskapet är att låta vissa stenvurar bli igenväxta.

Erik Linnarsson, Nygatan 7B, 521 42 Falköping
erik.linnarsson@srv.se

Appendix.

Some habitat characteristics of the stonewalls.

Några egenskaper hos stenvurarnas biotoper.

No.	Length <i>Längd</i> (m)	Field layer <i>Fält-skikt</i> (%)	Shrub <i>Buskar</i> (%)	Trees <i>Träd</i> (%)	Total overgrowth <i>Total igenvuxet</i> (%)	Height grass ¹ <i>Höjd gräs¹</i> (cm)	Width grass ² <i>Bredd gräs²</i> (m)	Crops, height ³ <i>Gröda, höjd³</i> (cm)
1	259	8	6	14	27	30	1,0	V20, V30
2	133	37	27	4	57	30	1,5	V20, V30
3	196	64	32	11	90	30	0,5	V15, V20
4	217	11	3	28	42	30	1,5	V20, V20
5	241	28	4	7	39	>30	2,0	V30, V20
6	258	16	5	5	26	30	2,5	V15, V20
7	140	10	1	2	13	30	1,5	V15, V20
8	420	10	1	8	19	>30	2,0	V20, V20
9	154	6	0	5	11	30	1,5	H30, V5
10	133	0	0	8	8	30	1,5	V5, H30
11	133	11	0	5	16	25	1,3	V10, V5

¹ Height Grass: The average height of the grass strips around the stonewall. *Höjd gräs* = medelhöjden på gräsrem-sorna som omger stenvuren.

² Width Grass: The total width of the grass strips around the stonewall. *Bredd gräs* = Totala bredden på gräsrem-sorna som omger stenvuren.

³ Crops, height: Type of crops (V=spring or H=autumn) and the height of the crops on both sides of the stonewall. *Gröda, höjd* = typ av gröda och höjd på grödan som omger stenvuren på respektive sidor, V=värsådd, H= höstsådd.

Nya avhandlingar – *New dissertations*

Pernilla Christensen, 2006: **The long-term decline of the grey-sided vole (*Clethrionomys rufocanus*) in boreal Sweden: importance of focal forest patch and matrix.** Department of Ecology and Environmental Science, Umeå university. ISBN 91-7264-150-9.

Sorkarna i norrländska skogslandskapet har minskat markant sedan början av 1970-talet. Nedgången har varit kontinuerlig men mer uttalad från slutet av 1980-talet. Minskningen har gjort sig gällande mest under vintern och resulterat i låga värtätheter. Den nedgående trenden är gemensam för både åkersork, skogssork och gråsidning. Analyser har gett stöd för uppfattningen att förändrade och för sorkarna försämrade vinterförhållanden är en huvudorsak. Varmare vintrar med perioder med isbark har visat sig minska sorkarnas överlevnad. För gråsidningen är nedgången särskilt uttalad. Inte bara tätheterna under våren är mycket lägre än för de två andra sorkarna utan även hösttätheterna har minskat mer. Detta antyder att ytterligare någon faktor är inblandad. Vad som orsakar den drastiska nedgången för gråsidningen undersöktes i en doktorsavhandling av Pernilla Christensen vid Umeå universitet.

Pernilla Christensen gick noggrant till väga och testade först genom fältexperiment att den registrerade nedgången inte kunde tillskrivas provtagningsmetoden. I permanenta provtytor har det varit utfångst med slagfällor vår och höst. Testet visade ingen skillnad mellan de permanenta och de helt nya provtytor. Provtagningsmetoden som förklaring till nedgången kunde avföras.

Gråsidningen är en skogslevande sork och undviker öppna ytor. Ökad skogsavverkning och ökad andel hyggen i skogslandskapet har förts fram som förklaring till nedgången. Avhandlingsarbetet gick nu ut på att testa om biotopfragmentering som extra negativ faktor kunde förklara den observerade nedgången. Som ett första led undersöktes gråsidningens biotoppreferens. Vad utmärker en biotop

av hög kvalitet för gråsidningen? Tätheten av reproducerande honor inom olika provtytor före den markanta nedgången på 1970-talet användes som mått på biotopkvalitet. Merparten av fortplantande honor fanns i fyra miljöer: torr skog, fuktig skog, våt skog och skog-myrmärk med låg risvegetation. De tre sistnämnda miljöerna föredrog gråsidningen. På lokal nivå (områden där provtagning skett) var fuktig-våt skog och myrmarker med gles tallskog och risvegetation (särskilt blåbär) biotoper av hög kvalitet för dessa sorkar. På hyggen fångades inga reproducerande honor, vilket antydde att dessa miljöer undviktes.

Det var emellertid en stor variation i antalet reproducerande honor på de olika provtagningsytorna med samma höga biotopkvalitet. Detta antydde att också det omgivande landskapet var betydelsefullt, sannolikt genom att påverka sorkarnas spridningsförmåga och överlevnad. Analys på landskapsnivå visade ett positivt samband mellan terräng med stenskravel och låg grad av fragmenterad gammal tallskog vs täthet av gråsidning. Betydelsefullt var också landskapsstrukturer som avståndet mellan gynnsamma fläckar, fördelningen mellan dessa och om de var sammanbundna.

Den relativa betydelsen av den lokala biotopen inom provtytan och biotopegenskaper i det omgivande landskapet analyserades vidare. Ett preferensindex för den lokala biotopen förklarade i första hand förekomsten av gråsidning, men även närheten mellan myrar var betydelsefullt liksom en negativ inverkan av hyggesförekomsten. Fragmenteringshypotesens prediktioner testades i ytterligare studier. Storleken på de prefererade lokala ytorna och deras kvalitet (inslag av gammal tallskog) kan ha avgörande inverkan. Dessutom kan tillgången på områden med äldre skog av tillräcklig storlek för gråsidningen ligga under tröskelvärdet för fragmentering. En andel lämplig biotop på 10–30% av landskapet kan krävas för fortsatt förekomst.

Hur allvarlig är då situationen för gråsidningen?

Analys av tidsserier av fångster visade, att det är en tydlig skillnad mellan kustnära och inlandsområden. I kustområden startade nedgången tidigare och i över hälften av områdena fångades få eller inga gråsidningar. I inlandet var det högre tätheter och förekomsten höll sig kvar längre. Tio procent av tidsserierna i inlandet hade få eller inga sorkar på hösten.

Avslutningsvis kan sägas att analyserna som Pernilla Christensen gjort, ofta i samarbete med sin handledare Birger Hörnfeldt, är en spännande läsning, som ger en ytterst värdefull information om orsakerna till nedgången i förekomsten av gråsi-

dingen. Utvecklingen är alarmerande. Smågnagarna spelar en huvudroll i det norrländska skogslandskapet bl.a. som näringsunderlag för våra ugglor och rovfåglar. Klimatförändringen diskuteras nu allmänt. För sorkarna är det kanske så att påverkan av denna förändring förstärks av de förändringar som sker i skogslandskapet med vidsträckta sammanhängande hyggen. Den miljöinriktade skogsägaren har mycket att begrunda och lära genom att läsa Pernilla Christensens avhandling.

SAM ERLINGE
Ekologiska institutionen, Lund

Instruktioner till författarna

Instructions to authors

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

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

Författarna erhåller korrektur som skall granskas omgående och återsändas. Författare erhåller en pdf-fil av sitt bidrag.

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

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

Manuscripts should be submitted in three copies with 4 cm margin, printed with double line spacing. Text and figures should preferably be provided on a floppy disk.

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

Authors will receive proofs that must be corrected and returned promptly. Authors will receive a pdf-file of the paper.

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

Referenser References

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

I referenslistan *In the reference list*:

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

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

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

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

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

ORNIS SVECICA Vol 17, No 1, 2007

Innehåll – Contents

- 3 REMISIEWICZ, M. Phenology of spring migration of Wood Sandpiper *Tringa glareola* through Europe.
MEISSNER, W. *Grönbenans Tringa glareola fenologi under vårflyttningen genom Europa.*
PINCHUK, P.
ŻCIBORSKI, M.
- 15 SOLONEN, T. Recovering bird diversity by landscaping a landfill: early stages of succession.
Återskapande av fågeldiversitet genom utformning av en utfyllnad: tidiga stadier i successionen.
- 29 CHERENKOV, A. Current status and population dynamics of nominate subspecies of Lesser Black-
SEMASHKO, V. backed Gull *Larus fuscus fuscus* in the White Sea.
TERTITSKI, G. *Nuvarande status och populationsdynamik för nominatrasen av silltrut Larus fuscus fuscus i Vita havet.*
- 37 EKBLOM, R. Beräkning av dubbelbeckasinens *Gallinago media* bestånd i Sverige baserat på nya
CARLSSON, P. inventeringar vid Ånnsjön och Storlien.
An estimate of the Great Snipe Gallinago media population in Sweden based on recent surveys at Ånnsjön and Storlien.
- 48 SVENSSON, S. En inventering av icke-tättingar inom 13 kvadratkilometer lågalpin fjällhed vid
Ammarnäs i Lappland 1984–1995.
A survey of non-passerines within 13 square kilometres of low alpine heath at Ammarnäs in Swedish Lapland in 1984–1995.

Korta rapporter – Shot communications

- 59 LINNARSSON, E. Birds breeding in farmland stonewalls: The effect of overgrowth.
Häckande fåglar i odlingslandskapets stenvullar: betydelsen av igenväxning.
- 63 **Nya doktorsavhandlingar – New dissertations**