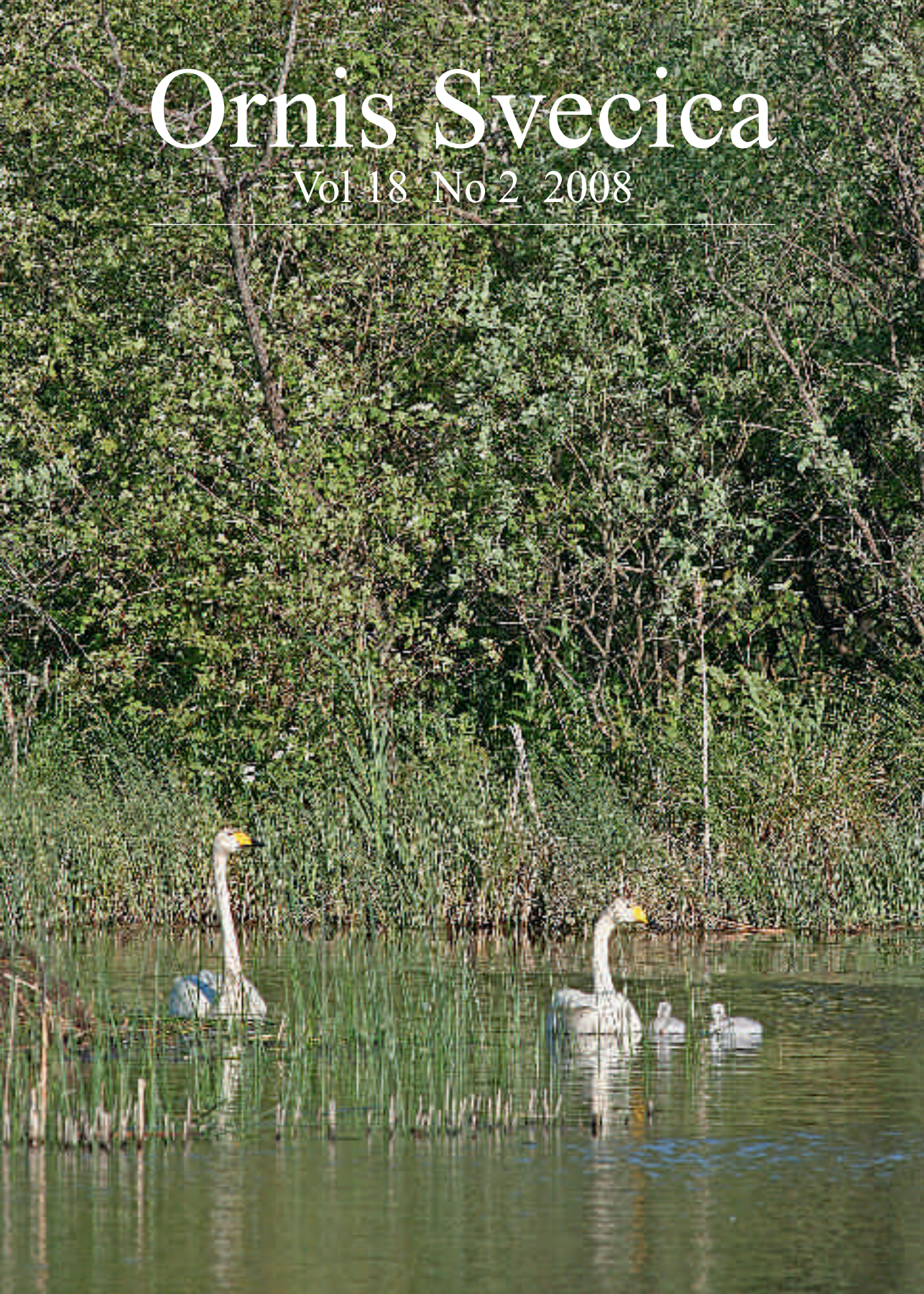


Ornis Svecica

Vol 18 No 2 2008



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
Epost: soren.svensson@zooekol.lu.se

Redaktörer *Editors*

Robert Ekblom, Erolutionsbiologiskt centrum,
Uppsala univ., Norrbyv. 18D, 752 36 Uppsala
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.

Historical occurrence of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in the Atlantic flyway

Historisk förekomst av fjällgås Anser erythropus i den atlantiska flyttningskorridoren

HAKON KAMPE-PERSSON

Abstract

The aim of this study was to discern, by the use of mainly published sources, if there once was one or more migration routes of the Lesser White-fronted Goose in the Atlantic flyway, or if all occurrence there can be explained by vagrancy. Available data were insufficient to delineate migration routes within the Atlantic flyway, south of the former breeding range. Regular occurrence at frequently checked sites, and numbers involved as well, especially in the 1960's, strongly indicates, however, that such routes have existed. The species was still migrating through

South Sweden and wintering in north-western Europe in low numbers when releases started in Swedish Lapland. So, there is no scientific basis to state that these released Lesser White-fronted Geese follow an unnatural migration route. Instead, it is more than likely that they revived a traditional route.

Hakon Kampe-Persson, Pulmaņi, Glūdas pagasts, Jelgavas rajons, LV-3040, Latvia. kampepersson@hotmail.com

Received 31 August 2007, Accepted 18 July 2008, Editor: J. Lind

The increasingly fragmented breeding range of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* extends from northern Fennoscandia to eastern Siberia (Uspenski 1965, Vinogradov 1990, Morozov 1995, 1996, 2000, Morozov & Kalyakin 1997, Syroechkovsky Jr 1996, 2000, Lorentsen et al. 1999, Aikio et al. 2000, Artyukhov & Syroechkovsky Jr 1999, Morozov & Syroechkovsky Jr 2002, Mineev & Mineev 2004). In the Western Palearctic, the population crashed in the 1940's or early 1950's, maybe especially during WWII (Lorentsen et al. 1999), and it is currently estimated at 8,000–13,000 birds (Delany et al. 2007). The Fennoscandian population declined from more than 10,000 birds in the early 20th century (Norderhaug & Norderhaug 1984), or even tens of thousands (Merikallio 1915), to 60–90 pairs in 1980 (Norderhaug & Norderhaug 1982) and about 20 pairs in 2006 (Øien et al. 2007). In Sweden, the breeding population was estimated at about 10 pairs in 1988 (von Essen 1991), and in 1994, it was considered close to extinction (von Essen 1996). Norderhaug & Norderhaug (1984) believed “that the main causes for the decline must be sought along the migratory route and in the wintering quarters”.

The main migration route of the Fennoscandian

Lesser White-fronted Goose before the decline went through Finland, the Baltic States and Hungary to unknown wintering grounds, presumably in the eastern Mediterranean (Sterbetz 1968, 1982, Owen 1980, Norderhaug & Norderhaug 1984). In the International Action Plan for this species, identification of key sites along the migration routes and during winter was determined to be the most essential action (Madsen 1996). Satellite telemetry studies demonstrated that some of the remaining Fennoscandian birds still followed the Central European flyway during their migrations between the breeding grounds and the wintering areas in Greece, regularly staging in north-west Russia, Lithuania, Poland, eastern Germany, Hungary, Estonia and Finland (Aarvak et al. 1996, Lorentsen et al. 1998, Øien et al. 1999, Pynnönen & Tolvanen 2001).

In 1976, the Swedish Association for Hunting and Wildlife Management decided to start captive-breeding of Lesser White-fronted Geese, with the intention of releasing birds in Swedish Lapland to support the remnants of the original population (von Essen 1982). In this project, Lesser White-fronted Goose eggs were bred by semi-domestic Barnacle Geese *Branta leucopsis*, known to winter

in the Netherlands. During moult of the Barnacle Geese and before the goslings fledged, the Lesser White-fronted Geese were released together with their foster-parents in an area in Swedish Lapland, where the species was a common breeding bird in the 1930's and 1940's (Swanberg 1936, Curry-Lindahl 1959), and breeding proved still in 1979 (von Essen 1996). In autumn, the families migrated to the wintering sites of the foster-parents (von Essen 1996, 1999). During the period 1981–99, a total of 348 Lesser White-fronted Geese were released (Andersson & Larsson 2006). The reinforced population was estimated at about 100–120 individuals in 2005 (Koffijberg et al. 2005, Andersson 2006).

From the very beginning the Swedish Lesser White-fronted Goose project encountered severe criticism, especially from Denmark, for introducing a new migration route, by the foster-parents guiding the released individuals to areas not having been used by wintering Lesser White-fronted Geese in historical times (Madsen 1983, Meltøfte 1987). This criticism has persisted despite the fact that no supporting evidences ever have been presented (e.g. Aarvak et al. 2001, Ullman 2002, SOF 2002, UNEP WCMC 2003, Lindell 2004a, 2004b, Engström 2007). And, it is the more remarkable as it contradicts earlier statements, that the species was regularly wintering in Western Europe (e.g. Schlegel 1877, Alphéraky 1904, Hartert 1912–1921, Lönnberg 1915, Uspenski 1965). Despite the Lesser White-fronted Goose is *critically endangered* according to the Swedish Red List (Gärdenfors 2005), the knowledge about wintering grounds of the Swedish birds restricts to three ring recoveries, in France, Greece and east of Sea of Azov, of birds supposedly heading for/being in their wintering quarters (Fransson & Petterson 2001).

The aim of this study was to discern, by the use of mainly published sources, if there once was one or more migration routes of the Lesser White-fronted Goose in the Atlantic flyway, or if all occurrence there can be explained by vagrancy.

Results

Observations up to 1980

In South Sweden, first and foremost in the provinces of Västergötland, Halland and Skåne, occasional individuals were seen annually, most of the time together with staging Taiga Bean Geese *Anser fabalis fabalis* (SOF 1978). At Veselången in Västergötland, 3–4 individuals were seen annually in 1972–1975, but whether the species staged there also before and/or after this period is unknown (Ala-

talo et al. 1985). At Kungsbackafjorden in Halland, 1–7 individuals, both singles and families, were seen annually, in both autumn and spring, 1956–1976 (Lennerstedt 1962, Unger 1967, Alström et al. 1979). Even though this haunt was known since long, at least among the locals, the geese were never checked before 1956 (Lennerstedt 1962). During studies of visible migration through Kalmar Sound in 1958–1961, the species was recorded in three of the four years (Edberg 1960, 1961, 1965); the largest flock was of 14 south-migrating individuals on 14 October 1960. Occurrence along the coast of the Baltic Sea was reported also by Nilsson (1858). As from 1928, the species frequently was reported from the Scanian bean goose haunts, with up to at least 14 individuals in a single year in the 1970's (Swanberg 1929, 1931, Rudebeck 1939, Nordqvist 1947, Mathiasson 1958, Ulfstrand 1959, Curry-Lindahl 1959, Markgren 1963, Norderhaug & Norderhaug 1984, Huyskens 1986, Ekberg & Nilsson 1994, Kampe-Persson unpubl.). Studies of visible migration at Falsterbo during the period 1942–1980 (Kjellén 2002) did not result in any observations of this species however (Rudebeck 1950, Ulfstrand et al. 1974, www.skof.se/fbo/).

The Lesser White-fronted Goose rarely was recorded in southern Norway (Haftorn 1971). In Denmark, on the other hand, there were 40 accepted records up to 1980 (Pedersen 1984, Boertmann et al. 1986). Also some hunting statistics are available for Denmark, where the Lesser White-fronted Goose was a legal quarry up to 1966 (Weitemeyer 1973). The open season ranged the whole year up to 1953, 1 August–15 June in 1954/55, and 1 August–31 December during the years 1955–1966 (Tommy Asferg in litt.). Goose hunters that replied on special questionnaires in 1961, 1965 and 1966 had in these years shot nine, two and 16 Lesser White-fronted Geese, respectively (Fog 1977). If hunters that did and those that did not reply on these questionnaires bagged geese with similar species compositions, which seems fair to assume as 45–54% of the bagged geese were accounted for, these numbers corresponded to total bags of this species of 20, four and 33 birds, respectively. Assuming a retrieval rate of 75% (Owen 1980), the latter figures correspond to an average annual hunting kill during these three years of 25 birds, and of no less than 44 in 1966. Seven of the reported individuals in 1966 were shot in Bornholm (Weitemeyer 1973), an island in which the species had been hunted also earlier (Seier 1932, Madsen 1942, Christensen et al. 1973).

In December 1945, Peter Scott started careful

checks of the flocks of wintering Russian White-fronted Geese *Anser albifrons albifrons* at Slimbridge in Gloucestershire (Davis & Scott 1946). From then on, 1–6 Lesser White-fronted Geese were recorded in Great Britain during almost every single winter up to 1980, above all in Gloucestershire. The species was regularly found also in flocks of wintering Taiga Bean Geese, in Norfolk in 1949–1967 and in South-west Scotland in 1954–1960 (Davies 1949, Watson 1955, Smith 1974). In Great Britain, there were 29 records in the 1960's, 24 in the 1970's, and a total of 99 up to 1979 (Vinicombe 2006).

In Germany, the species was regarded as a regular but rare migrant and winter guest in the 19th and first half of the 20th century (Naumann 1842, Niethammer 1938, Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). Also in the Netherlands, the species was regarded as a regular guest in small numbers in the 19th century (Schlegel 1877, Snouckaert von Schaumburg 1908), and rare in 1900–1968, with a total of 41 records during the years 1908–1968, and at least 26 during 1969–1980 (Eyckman et al. 1941, Kist et al. 1970, Van Impe 1982, van den Berg & Bosman 1999). Overall, historical data suggest that small numbers were present in December–February (Koffijberg et al. 2006). According to goose catchers, they did not appear to associate with Greater White-fronted Geese *Anser albifrons*, but arrived together with bean geese (Blaauw 1923). In Belgium, the species seems to have been a traditional winter guest in small numbers. Since regular goose counts started in the winter 1959/1960, single birds, pairs and/or families were found annually (Huyskens 1981, De Smet 2005). The largest group was made up of two families, totalling eight individuals, in the winter 1974/1975. Winter searches directed at this species in the Flemish polders were regularly rewarded with sightings. In France, the Lesser White-fronted Goose was regarded as rare, with a total of ten records up to 1980 (Dubois et al. 2001).

Regarding Spain, the available material is extremely scanty (Persson 2000a). Three kinds of geese were reported to occur at Laguna de la Nava in the Duero Basin (Madoz 1849). In the Guadalquivir Marismas, three goose species were reported to occur in the second half of the 19th century (Chapman & Buck 1893). The Greylag Goose *Anser anser* was the principal one, followed by the less numerous Tundra Bean Goose *Anser serrirostris*. The Lesser White-fronted Goose occurred as well, as Lord Lilford possessed individuals hunted in the province of Seville, and he had also

seen one individual together with Greylag Geese. Francisco Bernis (1966) knew about only three sporadic captures of Lesser White-fronted Geese in Iberia, lending the species status of being very rare (Bernis 1972). One adult bird was captured in the Guadalquivir Marismas in 1971 (Hidalgo & Rodríguez 1972).

Observations after 1980

The reinforced Swedish population has developed a migration route between the Lapland breeding grounds and the Dutch wintering quarters, where most birds are found at eight stop-over sites along the Swedish east coast (Andersson et al. 2004). The largest numbers are found at Hudiksvall in the province of Hälsingland in early autumn (Fagerström 1992, Andersson 2007), from where 77 individuals were reported 28 August–7 September 2004, 76 on 1 September 2006 and 78 on 30 August–6 September 2007. The species is observed in small numbers also outside these sites, usually 1–2 birds, and rarely more than four (Report system for Birds, data base of the Swedish Ornithological Society).

In Denmark, there were 399 observations of 1–15 birds up to 30 April 2008 (DOFbasen, data base of Dansk Ornitologisk Forening; downloaded 30 June 2008). Several of the observed birds originated from the Swedish reinforcement project. In Great Britain, there were 19 records in the 1980's, ten in the 1990's and three in the first five years of the 2000's (Vinicombe 2006).

Analysis of 547 Lesser White-fronted Goose observations in Germany from the period 1980–2004 showed that the species was still a regular migrant, which could be found in small numbers at the most important goose haunts (Johan Mooij & Thomas Heinicke in prep.). Only about one third of the observed individuals could be identified as birds belonging to the reinforced Swedish population, and these were only observed at Barnacle Goose sites along the North Sea coast of Lower Saxony and Schleswig-Holstein (Heinicke & Mooij 2005). Most of the others were observed among staging Russian White-fronted Geese and bean geese in the eastern part of the country, where a flock numbering 28 birds was seen 18–19 November 1999 (van den Bergh 2000).

After that the Swedish reinforcement project was launched, numbers increased in the Netherlands, especially since the mid-1990's, to about 120 individuals in recent winters (Koffijberg et al. 2006). Traditional staging and wintering sites have been established in six areas, supporting 87% of all ob-

servations (N=2500) during the period 1989–2005. Highest numbers were observed from mid-October to mid-March. Of fifty-one records of unmarked birds during the period 1976–1989, which were checked by Commissie Systematiek Nederlandse Avifauna, no one was from October, the month when the Swedish birds usually arrive (van den Berg & Bosman 1999). In Belgium, on the other hand, at least 19, 15 and 12 individuals were recorded during the winters 1995/1996, 1996/1997 and 1997/1998, without any released Swedish bird ever having been recorded in the country (De Smet 2005). All Lesser White-fronted Geese in Belgium were seen together with Russian White-fronted Geese. The short span of time within which the records fell, 1 December–21 March, indicated a wild origin (De Smet 2005). In France, there were a total of four records during the period 1981–1997 (Dubois et al. 2001).

There were at least 55 Spanish observations of 88 individuals in the winters 1986–2003, 15 in the Duero Basin, 38 in Doñana and two in other parts of the country (Persson 1995a, 1995b, Kampe-Persson 2004, and unpubl.). All sighted individuals in the Duero Basin and in Doñana were in flocks of Greylag Geese, chiefly Norwegian. On most occasions, 1–2 birds were seen, but there were also three observations of four birds, and one each of five and nine ones. In Doñana, many individuals pass the winter unnoticed, which complicates the evaluation of the data set. For instance, while available sightings in the winter 1985/1986 indicated a minimum number of five different birds, the number of individuals present that winter was estimated to be at least 15 (García et al. 1989). Conservative estimates of the number of Lesser White-fronted Geese reaching Doñana in each of the winters 1986–2002 fell in the range 1–20 individuals (Kampe-Persson 2004). Of birds recorded in Spain in the winters 1986–2003, one came from a project launched in 1999, where a French team, with the help of an ultra-light plane, guided 27 young Lesser White-fronted Geese from the release area in Sweden to the selected wintering area at Lower Rhine in Germany (Mooij 2001), two or three from the Finnish re-stocking project (Markkola et al. 1999) and at least the same number from the Swedish reinforcement project. The vast majority were unmarked however; for instance, none of the nine hunted birds was marked (Persson 2004, and unpubl.). If escapes had been involved, quite a few birds should have been sighted in autumn in the large flocks of Baltic Greylag Geese, which arrived in Spain significantly earlier than their Nor-

wegian counterparts (Persson 1993), but none was ever found. Lesser White-fronted Geese occurring in Spain were most likely of a mixed origin (Persson 2000b); the native Fennoscandian population, the Russian populations and descendants of birds released in Sweden. Officially, however, all birds recorded in Spain were regarded as vagrants from naturalised populations abroad (Clavell et al. 2005), notwithstanding no such populations exist.

Discussion

Occurrence

When evaluating data sets of the kind dealt with here, it is always a delicate task to determine whether the observations represent a migration pattern or simply vagrancy. That Lesser White-fronted Geese are feeding together with other species at staging or wintering sites do not necessarily mean that they have arrived together with them (Tar 2004). And, when groups of Lesser White-fronted Geese migrate together with more numerous species, it can just be that these species are heading for the same staging or wintering area. Besides, observations of singles or small groups staging among other species can be traces of a migration route passing that area.

To use the lack of reports of wintering flocks as a justification to count the Lesser White-fronted Goose as a mere vagrant in the Atlantic flyway is to jump to conclusions. In general, little attention was paid to this species before the population decline, and in most cases, field work did not start until well after the population had crashed (Norderhaug & Norderhaug 1984). At the three sites in South Sweden where this species was recorded during a number of years, regular checks started in 1956, 1958 and 1972, respectively. In western Finland, marked decreases in the number of observed Lesser White-fronted Geese were noted between the 1950's and the 1960's (Soikkeli 1973). At Pori, for instance, the recorded number of staging and migrating birds in spring declined from more than 1,000 individuals in 1953 to a total of only 13 during the years 1967–1970. In autumn, the decline occurred earlier, and only three individuals were seen in the 1960's. These data indicate that the field work in South Sweden may have started too late to record any real numbers of migrating Lesser White-fronted Geese. The same applies to the Danish goose hunting questionnaires.

The Lesser White-fronted Goose was often confused with the Greater White-fronted Goose (for a summary, see Mooij et al. 2007). Furthermore, this

species is hard to spot and count, also by experienced observers today, when occurring in flocks of other goose species, especially the Greater White-fronted Goose (Davis & Scott 1946, Sterbetz 1968, Owen 1980, Van Impe 1982, Øien et al. 1999, Tolvanen et al. 1999a, 1999b, Persson 2000a, De Smet 2005, Vangeluwe 2005, Vinicombe 2006). However, also when occurring in single-species flocks, the species can be hard to spot, owing to a well developed ability of concealment (Gábor Kovács pers comm., Gerard Ouweeneel pers. comm.). Earlier, when there were much fewer ornithologists than today, less well equipped with binoculars, telescopes and field guides, without access to hides and observation platforms, and often lacking means of transport, it is more than likely that quite a number of geese haunts, especially the least accessible ones, were never visited. Also in regions and countries very well covered by ornithologists today, flocks of geese stage and winter without being checked by any bird-watcher (Kampe-Persson 2007, and unpubl., Arnoud van den Berg pers. comm., Berend Voslamber pers. comm.). So, to base statements about occurrence solely on the lack of positive reports from ornithologists and hunters is a highly questionable method of proceeding.

A large discrepancy between actual occurrence and number of birds seen was manifested in the Central European flyway during the 20th century. Despite the fact that the main migration route of the Fennoscandian Lesser White-fronted Goose passed the Baltic States in both autumn and spring, only small numbers were ever seen. Also parts of the Russian population must have passed this area, as numbers were reported to amount to about 10,000 birds still in the late 1960's (Kumari 1971). Maybe all Lesser White-fronted Geese staging in Hungary in autumn had arrived along this route; about 80,000–120,000 staged in the eastern part of the country in the decades before the decline (Sterbetz 1982). In Estonia, the species was a scarce but regular visitor during spring and autumn migration until the 1960's, but there was not a single record in the 1970's (Leibak et al. 1994). Up to 43–51 birds were found during the last few springs of the century (Pynnönen & Tolvanen 2001). In Latvia, there were only nine records of altogether 15 birds during the entire century (Latvijas putni, data base of the Latvian Ornithological Society; downloaded 30 June 2008). There were four unconfirmed observations of flocks as well; about 100 birds on 29 September 1984, 90 birds on 22 September 1958, four birds on 20 October 1991 and 43 birds on 4 October 1996 (Celmiņš et al. 1993, Aarvak et al. 1997). In

most Lithuanian publications, the species was characterised as a very rare and irregular migrant, with only several single birds or small flocks recorded (Ivanauskas 1959, Valius 1980, Nedzinkas 1990). During intensive surveys in the late 1980's and in the early 1990's, however, flocks of up to 200–230 birds were recorded in autumn, but only single birds in spring (Švažas et al. 1997). Discrepancies of this kind, manifested in their most extreme form when perceived occurrence is based exclusively on official records, must be kept in mind when evaluating data from the Atlantic flyway.

Migration during the night might explain the lack of observations in some areas along the migration routes of this species. When covering long distances geese are known to migrate in both daylight and darkness (Ogilvie 1978). And, as the Lesser White-fronted Goose has relatively longer and narrower wings than the Greater White-fronted Goose (Naumann 1842, Schiøler 1925, Hortling 1929, Øien et al. 1999) it is well shaped for long-distance migration (Kipp 1958, Mönkkönen 1995, Lockwood et al. 1998). The normal in the Baltic Greylag Goose is, for instance, to start long-distance migrations during the night, the prenuptial one around midnight (Kampe-Persson 2002, and unpubl.). Also Lesser White-fronted Geese left their breeding grounds at dusk or in darkness (Rosenius 1937).

The surprising account by Nilsson (1858) was probably caused by a confusion of species (see Jägerskiöld & Kolthoff 1926). This author reported two white-fronted goose species to occur in Scandinavia, of which one, “the true mountain goose”, bred there. The breeding species migrated over South Sweden in autumn (September and October) and in spring (March and April), partly along the coast and partly along watercourses in the inland. It was mostly seen in smaller flocks. The other species, said to migrate mainly eastwards, was at times found in the southern part of the peninsula, along the shores of the Baltic Sea, but also hunted inland. This account can hardly be taken as prove of regular migration of the Lesser White-fronted Goose over South Sweden however, even though it cannot fully be ruled out that it, in fact, refers to this species.

The Danish hunting statistics, on the other hand, evidence the occurrence of migrating Lesser White-fronted Geese in the Atlantic flyway. Such a high hunting kill as reported by Fog (1977) cannot be ascribed solely to vagrancy, as the size of the Fennoscandian population was low already in the 1960's. By using the “guesstimate” of Norderhaug & Norderhaug (1984) of 160–260 birds in the pre-breeding population, assuming that the

rate of decline was the same in the 15 years up to 1980 as was observed among spring-staging Lesser White-fronted Geese at the Valdak Marshes during the period 1990–2003 (3.4% annually, Aarvak & Øien 2004) and that the proportion of juveniles in the autumn population was 35% (Aarvak & Øien 2004), an estimate of the post-breeding Fennoscandian population of 415–670 birds can be calculated for the mid-1960's. In such case, 7–11% of the Fennoscandian population was killed by hunters in Denmark in 1966.

Today's Lesser White-fronted Goose is exposed to excessive hunting along its main migration routes (Riihimäki 1999, Lampila 2001, Tolvanen et al. 2004, Øien et al. 2007). In the 1960's, the species may have experienced something similar in Denmark. It can be that the Danish hunting pressure was so high that it put a temporary end to the migration of the Lesser White-fronted Goose along the Atlantic flyway. In such case, only remnants of the former numbers might have followed this route, up to the Swedish releases started.

Despite there is not a single recovery connecting an observed bird to a specific part of the breeding range, Fennoscandia was the most likely area of origin for all but a few Lesser White-fronted Geese that occurred in South Sweden and Denmark before the launch of the Swedish reinforcement project. Vagrants may have arrived together with Taiga Bean Geese from the entire Fennoscandian range (Tveit 1984, Nilsson 1984, Nilsson & Pirkola 1991). As shown in the Greylag Goose, members of a local subpopulation can develop a migration tradition of their own, with wintering quarters situated well apart of all con-specifics (Kampe-Persson 2002). So, even though the southern part of the Scandinavian range (for maps, see Haftorn 1971, Norderhaug & Norderhaug 1984) was the most likely area of origin for the migrants, they could have come from all parts of the Fennoscandian breeding range. The Russian White-fronted Goose was regarded as a regular but rare guest during migration in southernmost Sweden and as an occasional visitor in the rest of the country (SOF 1978). This distribution pattern was confirmed during mid-monthly counts in 1977/1978–1979/1980 (Nilsson 1982). In Denmark, the Russian White-fronted Goose was a regular but rare guest during migration, numbering some hundreds in October and November in the late 1960's (Fog 1977). Of that reason, it seems unlikely that more than occasional Lesser White-fronted Geese should have arrived as vagrants together with its greater relative.

Migration routes

Lesser White-fronted Geese seen among Taiga Bean Geese at the Swedish west coast might have followed them to Great Britain, where such mixed flocks were found in Norfolk and south-west Scotland. Neck-collaring have demonstrated that these Taiga Bean Geese, at least partly, originated from the southernmost part of the Scandinavian breeding range (Parslow-Otsu 1992). If also the Lesser White-fronted Geese originated from the southern part of its Scandinavian breeding range, flocks may have occurred in Great Britain only before ornithologists started to look for them, as breeding in that part of the range supposedly ceased before 1940 (Persson 1943, 1946, Curry-Lindahl 1959, Svensson et al. 1999). Some Lesser White-fronted Geese may have wintered in north-west Jutland, which is another wintering area for this Taiga Bean Goose sub-population (Parslow-Otsu & Kjeldsen 1992). For North Jutland, Møller (1978) lists only two records of Lesser White-fronted Goose, but he reports several unconfirmed records as well.

Whether or not the birds that migrated along the Swedish east coast were heading to sites in the Netherlands, as the Lesser White-fronted Geese of today do, are not known. Birds recorded at Kalmar Sound and those shot in Bornholm were maybe heading for staging areas in the eastern parts of Germany and Hungary. Such a migration route has not been described but may have existed.

That a minor migration route passed through Denmark was reported already by Schiøler (1925) and Fog (1964). Bearing the large numbers hunted in the 1960's in mind, the autumn-staging population of that time ought to have been of at least the same size as the Fennoscandian population of today. Some of the birds that staged in Denmark may have wintered on the British Isles, but the majority probably continued to wintering quarters in either the Netherlands/Belgium or Spain. Migratory legs of up to 1280 km during autumn migration were found by Aarvak & Øien (2003), wherefore Spain could have been reached with one stop-over, in case the distance was too great for a non-stop flight.

The Lesser White-fronted Goose has a long tradition of wintering in the Netherlands and Belgium, in the 19th century more than in the 20th, and is still occurring in low numbers (Schlegel 1877, van den Berg & Bosman 1999, De Smet 2005, Koffijberg et al. 2005). Thanks to differences in arrival patterns, Swedish birds arriving earlier than the others, in mid to late October (Lorentsen et al. 1999), it is possible to determine the origin of most unmarked

individuals also today. A Siberian origin has been assumed as most Lesser White-fronted Geese occur together with Greater White-fronted Geese (De Smet 2005). However, they can as well have arrived on their own from Fennoscandia, and joined their greater relative in the Netherlands or Belgium. If these countries, besides wintering birds, formerly also were used by staging Lesser White-fronted Geese cannot be revealed today.

If the Lesser White-fronted Goose was a regular wintering bird in Spain, its wintering quarters were most likely situated in steppe areas in the central or north-central part of the country, where large numbers of geese wintered (Bernis et al. 1964). When these geese attracted the attention of scientists in the early 1960's, the major decline had already occurred, and only a few thousand wintering Tundra Bean Geese remained (Bernis 1964). Some decades earlier, the wintering geese in the Duero Basin had numbered hundreds of thousands, mainly Tundra Bean Geese and Norwegian Greylag Geese. Despite the short time that had elapsed, it was not possible in the early 1960's to tell how many individuals there had been of each species, nor which species that had been the most numerous one (see Persson & Urdiales 1995). In that context, it is more than likely that substantial numbers of Lesser White-fronted Geese could have passed unnoticed in these multitudes, especially as hunting was of little significance (Bernis et al. 1964). Still in the 1990's, flocks of 100 Lesser White-fronted Geese could have spent an entire winter in Spain unnoticed (pers. obs.). Lesser White-fronted Geese that occurred in Greylag Goose flocks had most likely arrived together with them from the Netherlands (cf. Andersson et al. 2001), while those, if any, that occurred in flocks of Tundra Bean Goose probably had arrived together with that species from Germany. Direct migration from the Pannonic area cannot be fully ruled out, however, notwithstanding that the Lesser White-fronted Goose migration in Hungary followed a narrow route east of the River Tisza (Sterbetz 1982).

In conclusion, the Lesser White-fronted Goose was regularly observed in the Atlantic flyway long before the Swedish reinforcement project was launched. At several sites, where regular checks started after WWII, the species was recorded annually during a long succession of years. Regarding Denmark in the 1960's, hunting statistics show that the number of hunted Lesser White-fronted Geese was large in relation to the size of the Fennoscandian population of the time. The recorded occurrence in the Atlantic flyway was similar to

that in corresponding parts of the Central European flyway, where the main migration route of Fennoscandian birds went. Up to 1980, there were, in fact, five times as many records of this species in Denmark than in Latvia, and the difference was even larger between the Netherlands and Latvia. Of these reasons, one can with today's best knowledge not eliminate that the species' western migration route went along the Atlantic flyway also before the Swedish reinforcement project was launched.

Acknowledgement

My sincere thanks go to those that helped to gather the material. Suggestions by an anonymous referee significantly improved the presentation.

References

- Aarvak, T. & Øien, I.J. 2003. Moults and autumn migration of non-breeding Fennoscandian Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus* mapped by satellite telemetry. *Bird Conservation International* 13: 213–226.
- Aarvak, T. & Øien, I.J. 2004. Monitoring of staging Lesser White-fronted Geese at the Valdaik Marshes, Norway, in the years 2001–2003. Pp. 19–24 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003* (Aarvak, T. & Timonen, S., eds.). WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004. Helsinki & Klæbu.
- Aarvak, T., Øien, I.J. & Nagy, S. 1996. *The Lesser White-fronted Goose monitoring programme. Annual report 1996*. NOF Rapportserie report no. 7-1996. Norwegian Ornithological Society, Klæbu.
- Aarvak, T., Øien, I.J., Syroechkovsky Jr, E.E. & Kostadinova, I. 1997. *The Lesser White-fronted Goose monitoring programme. Annual report 1997*. NOF Rapportserie report no. 5-1997. Norwegian Ornithological Society, Klæbu.
- Aarvak, T., Tolvanen, P., Øien, I.J. & Markkola, J. 2001. Introduction. Pp. 5–9 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 2000* (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000. Helsinki & Klæbu.
- Aikio, E., Timonen, S., Ripatti, N. & Kellomäki, E. 2000. The status of Lesser White-fronted Goose in the Kola Peninsula, north-western Russia. Pp. 41–42 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1999*. (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000. Helsinki & Klæbu.
- Alatalo, M., Andersson, B.-Å., Andersson, T., Kumlin, B. & Lundgren, S. 1985. Fåglar i Södra Älvsborg 1984. *Gavia* 11: 45–61.
- Alphéraky, S. 1904. *Gusi Rossii*. Kutschnerew & Co, Moscow.
- Alström, P., Blidberg, G., Götmark, F., Hirsimäki, H., Klinteroth, L., Olsson, S., Olsson, U. & Wirdheim, A. 1979. *Fågelrapport från Västkusten 1976–77*. Fåglar på Väst-

- kusten, Supplement 1.
- Andersson, Å. 2006. Fjällgäss i blåsväder. *Svensk Jakt* 144: 382–383.
- Andersson, Å. 2007. *Projekt fjällgås. Verksamhetsberättelse för år 2007*. Report, 4 pp.
- Andersson, Å. & Larsson, T. 2006. Reintroduction of Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in Swedish Lapland. Pp. 635–636 in *Waterbirds around the world* (Boere, G.C., Galbraith, C.A. & Stroud, D.A., eds.). The Stationary Office, Edinburgh.
- Andersson, Å., Follestad, A., Nilsson, L. & Persson, H. 2001. Migration patterns of Nordic Greylag Geese *Anser anser*. *Ornis Svecica* 11: 19–58.
- Andersson, Å., Gladh, L. & Larsson, T. 2004. Hur går det för fjällgäsen i Sverige? Lägesrapport från svenska fjällgåsprojektet. *Vår Fågelvärld* 63(3): 16–21.
- Artyukhov, A.I. & Syroechkovsky Jr, E.E. 1999. New data on distribution of Lesser White-fronted Goose in the Abyi Lowland (Eastern Yakutia). *Casarca* 5: 136–143. (Russian with English summary).
- Bauer, K.M. & Glutz von Blotzheim, U.N. 1968. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 2: Anseriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt/Main.
- Berg, A.B. van den & Bosman, C.A.W. 1999. *Rare birds of the Netherlands*. Avifauna van Nederland 1. Ger Meesters Boekproducties Uitgeverij & Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Haarlem & Utrecht.
- Bergh, L. van den 2000. Observations of Lesser White-fronted Geese in central Europe in autumn 1999. P. 60 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1999*. (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000. Helsinki & Klæbu.
- Bernis, F. 1964. La invernada y migración de nuestros Anseres (*Anser anser* y *Anser fabalis*). *Ardeola* 9: 67–109.
- Bernis, F. 1966. *Aves Migradoras Ibéricas*. Vol. 2. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Bernis, F. 1972. Breve reseña geográfica, migratológica y demográfica sobre algunas aves acuáticas censadas. *Ardeola* 17–18: 207–230.
- Bernis, F. y colaboradores 1964. *Información Española sobre Anátidas y Fochas (Epoca Invernal)*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Blaauw, F.E. 1923. On the Breeding of *Anser erythropus* at Gooilust. *Ibis* 65: 415–417.
- Boertmann, D., Olsen, K.M. & Pedersen, B.B. 1986. Rare birds in Denmark and Greenland in 1982, 1983 and 1984. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 80: 35–57. (Danish with English summary).
- Celmiņš, A., Baumanis, J. & Mednis, A. 1993. *List of Latvian Bird Species 1993*. Eastbird, Riga.
- Chapman, A. & Buck, W.J. 1893. *Wild Spain*. Journey and Jackson, London.
- Christensen, J., Génsbøl, B., Hansen, F.K., Kjoller, F., Sonne, A. & Sillehoved, S.P. 1973. *Bornholms Fugle*. Herluf Andersens Forlag.
- Clavell, J., Copete, J.L., Gutiérrez, R., de Juana, E. & Lorenzo, J.A. 2005. *List of the birds of Spain*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Curry-Lindahl, K. 1959. *Våra Fåglar i Norden*. Vol. 1. Natur och Kultur, Stockholm.
- Davies, H. 1949. Lesser White-fronted Goose in Norfolk. *British Birds* 42: 95.
- Davis, H.H. & Scott, P. 1946. Lesser White-fronted Geese on the Severn. *British Birds* 39: 77–79.
- Delany, S., Scott, D.A., Helmink, T. & Martakis, G. 2007. *Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement Area*. Third Edition. AEW Technical Series No. 13. Bonn, Germany.
- Dubois, P.J., Le Maréchal, P., Oliosio, G. & Yésou, P. 2001. *Inventaire des Oiseaux de France*. Nathan, Paris.
- Edberg, R. 1960. Fågelsträcket genom Kalmarsund 1958 och 1959. *Vår Fågelvärld* 19: 19–30.
- Edberg, R. 1961. The migration through the Kalmar Sound in 1960. *Vår Fågelvärld* 20: 47–57. (Swedish with English summary).
- Edberg, R. 1965. The migration through the Kalmar Sound in 1961. *Vår Fågelvärld* 24: 97–106. (Swedish with English summary).
- Ekberg, B. & Nilsson, L. 1994. *Skånes fåglar*. Signum, Lund.
- Engström, H. 2007. Hur skall det gå för fjällgäsen? *Vår Fågelvärld* 66(1): 22–25.
- Essen, L. von 1982. Ett försök att återinplantera fjällgäsen i den skandinaviska fjällkedjan. Pp. 109–110 in *De svenska gässen* (Svensson, S. ed.). *Vår Fågelvärld*, supplement 9, Stockholm.
- Essen, L. von 1991. A note on the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) in Sweden and the results of a re-introduction scheme. *Ardea* 79: 305–306.
- Essen, L. von 1996. Reintroduction of lesser white-fronted geese (*Anser erythropus*) in Swedish Lapland (1981–1991). *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 13: 1169–1180.
- Essen, L. von 1999. The Swedish reintroduction project of Lesser White-fronted Geese. Pp. 53–55 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1998* (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K. eds.). WWF Finland Report 10 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-1999. Helsinki & Klæbu.
- Eykman, C., Hens, P.A., van Heurn, F.C., ten Kate, C.G.B., van Marle, J.G., van der Meer, G., Tekke, M.J. & de Vries, T.G. 1941. *De Nederlandse vogels*. Wageningen.
- Fagerström, B. 1992. Hudiksvall – Sveriges säkraste fjällgåslokal? *Fåglar i X-län* 23: 121–124.
- Fog, M. 1964. The Migration of Geese through Denmark. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 58: 147–165. (Danish with English summary).
- Fog, M. 1977. Geese, Goose Research and Goose Problems in Denmark. *Vogelwelt* 98: 121–141. (German with English summary).
- Fransson, T. & Petterson, J. 2001. *Svensk ringmärkningsatlas*. Vol. 1. Swedish Museum of Natural History & Swedish Ornithological Society, Stockholm. (Swedish with English summary).
- García, L., Calderón, J. & Castroviejo, J. 1989. *Las aves de Doñana y su entorno, con especial referencia a la invernada 1985/86*. Estación Biológica de Doñana & Cooperativa Marismas del Rocío, Huelva.
- Gärdenfors, U. 2005. *Rödlistade arter i Sverige 2005 – The 2005 Red List of Swedish Species*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler*. Universitetsforlaget, Oslo.

- Hartert, E. 1912–21. *Die Vögel der paläarktischen Fauna*. Systematische Übersicht der in Europa, Nord-Asien und Mittelmeerregion vorkommenden Vögel. Vol. II. Verlag von R. Friedländer & Sohn, Berlin.
- Heinicke, T. & Mooij, J. 2005. Neue Erkenntnisse zum Auftreten und Schutz der Zwerggans in Deutschland. *DDA-Wasservogelrundbrief* August 2005: 10–12.
- Hidalgo, J. & Rodríguez, P. 1972. Captura de un *Anser erythropus* en las marismas del Guadalquivir. *Ardeola* 16: 254–255.
- Hortling, I. 1929. *Ornitologisk Handbok med beskrivning över alla i Finland anträffade fågelarter och raser jämte avbildningar och inkom utförda ving- och äggmått mm samt namnförklaringar*. J. Semelii Arvingars Boktryckeri, Helsingfors.
- Huyskens, G. 1981. Ganzen beschermen en ganzen waarnemen in het Noordzeegebied. *De Wielewaal* 47: 457–466. (Flemish with English summary).
- Huyskens, P.R.G. 1986. The Bean Geese problem in Europe. *Oriolus* 52: 105–256. (Flemish with English summary).
- Impe, J. Van. 1982. The Lesser White-fronted Goose in the south of the province of Zeeland (Netherlands). *Veldornitologisch Tijdschrift* 5: 130–140. (Dutch with English summary).
- Ivanaukas, T. 1959. *Birds of Lithuania*. Anatidae. Vol. 2. Vilnius. (Lithuanian).
- Jägerskiöld, L.A. & Kolthoff, G. 1926. *Nordens fåglar*. 2nd edition. Albert Bonniers Förlag, Stockholm.
- Kampe-Persson, H. 2002. *Anser anser* Greylag Goose. *BWP Update* 4: 181–216.
- Kampe-Persson, H. 2004. Is Doñana of importance for the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*? *Anuario Ornitológico de Doñana* 1: 217–225.
- Kampe-Persson, H. 2007. Hur väl kan en arts antalsmässiga förekomst beskrivas genom utnyttjande av rapportering på Svalan? *Fåglar i Blekinge* 43: 93–97.
- Kipp, F. 1958. Zur Geschichte des Vogelzuges auf der Grundlage der Flügelanpassungen. *Vogelwarte* 19: 233–242.
- Kist, J., Tekke, M.J. & Voous, K.H. 1970. *Avifauna van Nederland*. Leiden.
- Kjellén, N. 2002. Sträckfågelräkningar i Falsterbo förr och nu. *Anser* 41: 114–123.
- Koffijberg, K., Cottaar, F. & van der Jeugd, H. 2005. *Pleisterplaatsen van Dwergganzen Anser erythropus in Nederland*. SOVON-informatierapport 2005/06. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beck-Ubbergen.
- Koffijberg, K., Cottaar, F. & van der Jeugd, H. 2006. Increase of Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus* in the Netherlands in 1989–2005. *Limosa* 79: 107–122. (Dutch with English summary).
- Kumari, E. 1971. Über die Resultate der Wasservogelforschung in den Baltischen Sowjetrepubliken. *Beiträge zur Vogelkunde* 17: 231–243.
- Lampila, P. 2001. Adult mortality as a key factor determining population growth in Lesser White-fronted Goose. Pp. 45–47 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual Report 2000* (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000. Helsinki & Klæbu.
- Leibak, E., Lilleleht, V. & Veromann, H. 1994. *Birds of Estonia*. Estonian Academy Publishers, Tallinn.
- Lennerstedt, R. 1962. The Bean Geese (*Anser fabalis*) in northern Halland (57°25'N, 12°E). *Vår Fågelvärld* 21: 174–181. (Swedish with English summary).
- Lindell, L. 2004a. SOF anser: Sverige måste få en handlingsplan för fjällgåsen. *Vår Fågelvärld* 63(3): 21.
- Lindell, L. 2004b. Värdefull diskussion. *Vår Fågelvärld* 63(5): 37.
- Lockwood, R., Swaddle, J.P. & Rayner, J.M.V. 1998. Avian wingtip shape reconsidered: wingtip shape indices and morphological adaptations to migration. *Journal of Avian Biology* 29: 273–292.
- Lorentsen, S.-H., Øien, I.J. & Aarvak, T. 1998. Migration of Fennoscandian lesser white-fronted goose *Anser erythropus* mapped by satellite telemetry. *Biological Conservation* 84: 47–52.
- Lorentsen, S.-H., Øien, I.J., Aarvak, T., Markkola, J., von Essen, L., Faragó, S., Morozov, V., Syroechkovsky Jr., E. & Tolvanen, P. 1999. Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. Pp. 144–161 in *Goose populations of the Western Palearctic*. A review of status and distribution. (Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, T., eds.). Wetlands International Publ. No. 48. Wetlands International & National Environmental Research Institute, Wageningen & Rønde.
- Lönnberg, E. 1915. *Sveriges Rygggradsdjur*. II. Fåglarna. P.A. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm.
- Madoz, P. 1849. *Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de ultramar*. Vol. XII. Imprenta del Diccionario geográfico-estadístico-histórico de d. Pascual Madoz, Madrid.
- Madsen, E. 1942. Dverggæs skudt i Danmark 1942. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 36: 219.
- Madsen, J. 1983. Dansk Ornitologisk Forenings kritik av "Projekt Fjällgås" – svar till projektledaren, Lambert von Essen. *Vår Fågelvärld* 42: 232.
- Madsen, J. 1996. Lesser White-fronted Goose. Pp. 67–78 in *Globally threatened birds in Europe. Action Plans*. (Herdia, B., Rose, L. & Painter, M., eds.). Council of Europe Publishing & BirdLife International, Strasbourg.
- Markgren, G. 1963. Migrating and wintering geese in southern Sweden. Ecology and Behaviour Studies. *Acta Vertebratica* 2: 297–418.
- Markkola, J., Timonen, S. & Nieminen, P. 1999. The Finnish breeding and restocking project of the Lesser White-fronted Goose: results and the current situation in 1998. Pp. 47–50 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1998*. (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 10 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-1999. Helsinki & Klæbu.
- Mathiasson, S. 1958. Fåglar kring Vombsjön. *Skånes Natur* 45: 58–90.
- Meltofte, H. 1987. What kind of bird fauna do we prefer? *Acta Regiae Societatis Scientiarum et Litterarum Gothoburgensis. Zoologica* 14: 176–181.
- Merikallio, E.F. 1915. Fjällgåsens flytningsväg öfver trakterna kring Uleåborg. *Finlands Jaktidskrift* 12: 311–313.
- Mineev, O.Yu. & Mineev, Yu.N. 2004. Distribution of Lesser White-fronted Goose in the Malozemelskaya Tundra in northern Russia. Pp. 44–46 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003* (Aarvak, T. & Timonen, S., eds.). WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004. Helsinki & Klæbu.
- Mooij, J.H. 2001. Reintroduction project for the Lesser

- White-fronted Goose by help of ultra-light aircraft. *Casarca* 7: 137–149.
- Moosij, J.H., Hansson, P., Kampe-Persson, H. & Nilsson, L. 2007. Analysis of historical observations of Fennoscandian Lesser White-fronted geese *Anser erythropus* in Sweden and the Western Palearctic. *Vogelwelt* 128: 000–000.
- Morozov, V.V. 1995. Status, distribution and trends of the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) in Russia. *Casarca* 1: 132–144. (Russian with English summary).
- Morozov, V.V. 1996. Does the Novaya Zemlya population of the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) exist? *Casarca* 2: 130–134. (Russian with English summary).
- Morozov, V.V. 2000. Surveys for Lesser White-fronted Goose in the Bolshezemelskaya Tundra, European Russia, in 1999. Pp. 35–38 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1999*. (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000. Helsinki & Klæbu.
- Morozov, V.V. & Kalyakin, V.N. 1997. Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) in Southern Yamal: retrospective analysis of population changes. *Casarca* 3: 175–191. (Russian with English summary).
- Morozov, V.V. & Syroechkovsky Jr, E.E. 2002. Lesser White-fronted Goose on the verge of the millenium. *Casarca* 8: 233–276. (Russian with English summary).
- Møller, A.P. 1978. *Nordjyllands Fugle – deres yngleutbredelse og trækforhold*. Scandinavian Science Press, Klampenborg.
- Mönkkönen, M. 1995. Do migrant birds have more pointed wings? A comparative study. *Evolutionary Ecology* 9: 520–528.
- Naumann, J.F. 1842. *Johann Andreas Naumann's Naturgeschichte der Vögel Deutschlands, nach eigenen Erfahrungen entworfen. Durchaus umgearbeitet, systematisch geordnet, sehr vermehrt, vervollständigt, und mit getreu nach der Natur eigenhändig gezeichneten und gestochenen Abbildungen aller deutschen Vögel, nebst ihrer Hauptverscheidenheiten, aufs Neue herausgegeben von dessen Sohne Johann Friedrich Naumann*. Vol. XI. Leipzig.
- Nedzinskas, V. 1990. Swans and geese. Pp. 70–90 in *Lietuvos Fauna*. Vol. 1. (Logminas, V., ed.). Mokslas Publishers, Vilnius. (Lithuanian).
- Niethammer, G. 1938. *Handbuch der Deutsche Vogelkunde*. Vol. 2. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig.
- Nilsson, L. 1982. Blåsgåsens uppträdande i Sydsverige. Pp. 29–32 in *De svenska gässen* (Svensson, S. ed.). Vår Fågelvärld, supplement 9, Stockholm.
- Nilsson, L. 1984. Migrations of Fennoscandian Bean Geese *Anser fabalis*. *Swedish Wildlife Research* 13: 83–106.
- Nilsson, L. & Pirkkola, M.K. 1991. Migration pattern of Finnish Bean Geese *Anser fabalis*. *Ornis Svecica* 1: 69–80.
- Nilsson, S. 1858. *Skandinavisk fauna. Foglarna*. Gleerups, Lund.
- Norderhaug, A. & Norderhaug, M. 1982. *Anser erythropus* in Fennoscandia. *Aquila* 89: 93–101.
- Norderhaug, A. & Norderhaug, M. 1984. Status of the Lesser White-fronted Goose, *Anser erythropus*, in Fennoscandia. *Swedish Wildlife Research* 13: 171–185.
- Nordqvist, G. 1947. Gäss i Skåne. Pp. 320–330 in *Natur i Skåne* (Hansström, B. & Curry-Lindahl, K., eds.). Bokförlaget Svensk Natur, Stockholm.
- Ogilvie, M.A. 1978. *Wild Geese*. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Owen, M. 1980. *Wild Geese of the world*. B.T. Batsford, London.
- Parslow-Otsu, M. 1992. Norfolk's Bean Geese. Pp. 273–276 in *Norfolk Bird and Mammal Report 1991*.
- Parslow-Otsu, M. & Kjeldsen, J.P. 1992. Laplandske Sædgæs i Nordvestjylland. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 86: 104–106.
- Pedersen, B.B. 1984. Report from the rarities committee for 1981. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 78: 81–92. (Danish with English summary).
- Persson, C. 1943. *Fåglar vid Ånnsjön*. Uppsala.
- Persson, C. 1946. Fågellivet vid Ånnsjön. *Sveriges Natur* 37: 141–148.
- Persson, H. 1993. Arrival patterns of Greylag Geese *Anser anser* in the Guadalquivir Marismas. *Wildfowl* 44: 19–23.
- Persson, H. 1995a. Gansos. ¿Cuántos invernan en España? *Trofeo* 296: 80–87.
- Persson, H. 1995b. Geese wintering in Spain. *Quercus* 109: 19–22. (Spanish with English summary).
- Persson, H. 2000a. Occurrence of the Lesser White-fronted Goose in Spain, up to 1999. Pp. 51–52 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1999*. (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000. Helsinki & Klæbu.
- Persson, H. 2000b. Las apariciones del Ánsar Chico en España. *Quercus* 177: 10–15.
- Persson, H. 2004. Lesser White-fronted Geese shot in Spain in the winters 1985/86–2000/01. P. 50 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003* (Aarvak, T. & Timonen, S., eds.). WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004. Helsinki & Klæbu.
- Persson, H. & Urdiales, C. 1995. The disappearance of the Tundra Bean Goose *Anser fabalis rossicus* from the Iberian Peninsula. *IWRB Goose Research Group Bulletin* 6: 17–19.
- Pynnönen, J. & Tolvanen, P. 2001. Monitoring of Lesser White-fronted Geese in western Estonia in spring 2000. Pp. 10–11 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 2000* (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000. Helsinki & Klæbu.
- Riihimäki, J. 1999. The hunt of White-fronted Geese in Russia – a threat to Lesser White-fronted Geese. *Alula* 5: 24–25.
- Rosenius, P. 1937. *Sveriges fåglar och fågelbon*. Vol. 4. C.W.K. Gleerups förlag, Lund.
- Rudebeck, G. 1939. Fågel fauna i Klingvallsåns dalgång. *Skånes Natur* 26: 13–26.
- Rudebeck, G. 1950. *Studies on bird migration*. Vår Fågelvärld, supplement 1, Stockholm.
- Schiøler, E.L. 1925. *Danmarks Fugle med henblik paa de i Grønland, paa Færøerne og i Kongeriget Island forekommende arter*. Vol. 1. Indledning og andefugle (Anseriformes). Gyldendalske Boghandel & Nordisk Forlag, Copenhagen.
- Schlegel, H. 1877. *De Vogels van Nederland*. Funte, Amsterdam.

- Seier, A.F.V. 1932. *Bornholms Fugle*. Aakirkeby.
- Smet, G. De 2005. Status and origin of rare geese in Belgium. *Oriolus* 71 (Supplement): 76–89. (Flemish with English summary).
- Smith, F.R. 1974. Report on rare birds in Great Britain in 1973 (with additions for ten previous years). *British Birds* 67: 310–348.
- Snouckaert von Schauburg, R.C.E.G.J. 1908. *Avifauna Nederlandica*. Leeuwarden.
- Soikkeli, M. 1973. Decrease in numbers of migrating Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus* in Finland. *Finnish Game Research* 33: 28–30.
- SOF. 1978. *Sveriges fåglar*. Stockholm.
- SOF. 2002. *Sveriges fåglar*. 3rd ed. Stockholm.
- Sterbetz, I. 1968. Der Zug der Zwerggans auf der Ungarischen Puszta. *Ardea* 56: 259–266.
- Sterbetz, I. 1982. Migration of *Anser erythropus* and *Branta ruficollis* in Hungary 1971–1980. *Aquila* 89: 107–114.
- Swanberg, P.O. 1929. Våmbs ängar. *Skånes Natur* 16: 11–18.
- Swanberg, P.O. 1931. *Krankesjön*. Ett fåglarnas parad. Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.
- Swanberg, P.O. 1936. *Fjällfåglars paradis*. Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.
- Švažas, S., Stanevicius, V. & Čepulis, M. 1997. The status, numbers and distribution of swans and geese in Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica, Ornithologia* 6: 66–78.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår Fågelvärld, supplement 31, Stockholm.
- Syroechkovsky Jr, E.E. 1996. Present status of the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) populations in Taimyr and some peculiarities of the system of species migrations in the Western Palearctic. *Casarca* 2: 71–112. (Russian with English summary).
- Syroechkovsky Jr, E.E. 2000. New breeding and moulting areas of Lesser White-fronted Goose revealed in Indigirka, Yakutia. Pp. 39–40 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1999*. (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000. Helsinki & Klæbu.
- Tar, J. 2004. Migration of Lesser White-fronted Goose in Hungary and protection of their Hungarian staging sites. Pp. 33–35 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003* (Aarvak, T. & Timonen, S., eds.). WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004. Helsinki & Klæbu.
- Tolvanen, P., Markkola, J., Aarvak, T. & Øien, I.J. 1999a. Introduction. Pp. 5–8 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1998* (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 10 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-1999. Helsinki & Klæbu.
- Tolvanen, P., Pynnönen, P., Markkola, J., Aarvak, T. & Øien, I.J. 1999b. Monitoring instructions for Lesser White-fronted Goose surveys. Pp. 68–71 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1998* (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 10 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-1999. Helsinki & Klæbu.
- Tolvanen, P., Aarvak, T., Øien, I.J. & Timonen, S. 2004. Introduction. Pp. 5–8 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003* (Aarvak, T. & Timonen, S., eds.). WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004. Helsinki & Klæbu.
- Tveit, G. 1984. Autumn migration, wintering areas and survival of Bean Geese *Anser fabalis* marked on the moulting grounds in Finnmark, north Norway. *Swedish Wildlife Research* 13: 73–82.
- Ulfstrand, S. 1959. Fågelfaunan i Krankesjön och dess omgivning år 1956–1957. *Fauna och Flora* 54: 9–59.
- Ulfstrand, S., Roos, G., Alerstam, T. & Österdahl, L. 1974. *Visible bird migration at Falsterbo, Sweden*. Report No. 60 from Falsterbo Bird Station. Vår Fågelvärld, supplement 8, Lund.
- Ullman, M. 2002. Fåglarnas värld – en dokusåpa? *Vår Fågelvärld* 61(8): 31.
- Unger, U. 1967. Intressantare fågelobservationer på Västkusten 1965 och 1966. Pp. 42–66 in *Fåglar på Västkusten 1965–66* (Unger, U., Lindborg, P. & Lennerstedt, R., eds.). Ornitologiska klubben, Göteborg.
- UNEP WCMC 2003. *Report on the status and perspective of the Lesser White-fronted Goose* *Anser erythropus*. United Nations Environmental Programme, World Conservation Monitoring Centre, Cambridge.
- Uspenski, S.M. 1965. *Die Wildgänse nordeurasiens*. Neue Brehm Bücherei 352, Wittenberg Lutherstadt.
- Valius, M. 1980. Geese. Pp. 212–232 in *Lithuanian waterbirds and their ecology* (Valius, M., ed.). Vilnius.
- Vangeluwe, D. 2005. *The Drana marshes (Evros Delta, Greece), a question of survival for the European population of Anser erythropus*. Report from Life-Nature program “Restoration & conservation management of Drana Lagoon”. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Brussels.
- Vinicombe, K. 2006. Lesser White-fronted Goose. *Bird-watch* 174: 27–29.
- Vinogradov, V.G. 1990. *Anser erythropus* in the USSR. Pp. 199–203 in *Managing waterfowl populations* (Matthews, G.V.T., ed.). IWRB Special Publ. No. 12. International Waterfowl Research Bureau, Slimbridge.
- Watson, D. 1955. Lesser White-fronted Geese in Kirkcudbright. *British Birds* 48: 323–325.
- Weitemeyer, Aa. 1973. *Nyt dansk Jagtleksikon*. Vol. II. Branner og Korch, København.
- Øien, I.J., Tolvanen, P., Aarvak, T. & Markkola, J. 1999. Occurrence and identification of Lesser White-fronted Goose. *Ahula* 5(2b): 1–6.
- Øien, I.J., Aarvak, T. & Ekker, M. 2007. Imre er død – leve dverggåsa! *Vår Fuglefauna* 30: 26–28.

Sammanfattning

Fjällgåsens alltmer fragmenterade häckningsområde sträcker sig från norra Skandinavien till östra Sibirien. Efter kraftiga minskningar under det gångna seklet uppskattas världspopulationen idag till endast 28.000–33.000 fåglar. I Västpalearktis kraschade populationen under 1940-talet eller tidigt 1950-tal. Den fennoskandiska populationen minskade från drygt 10.000 individer, eller tiot-

sentals, i början av 1900-talet till dagens cirka 20 par. Den svenska populationen uppskattades till cirka 10 par 1988 och 1994 antogs arten vara nära utrotning i Sverige. De främsta anledningarna till tillbakagången anses vara att söka längs med flyttningssvägarna och i vinterkvarteren. Ursprungligen gick den huvudsakliga flyttningsrutten för de fennoskandiska fjällgässen via Finland, Baltikum och Ungern till okända övervintringsområden. Satellit-spårning har visat att denna centraleuropeiska flyttningsskorridor utnyttjas av skandinaviska fjällgäss även idag.

Då det svenska fjällgäsprojektet startades valde man att som fosterföräldrar använda vitkindade gäss, vilka framförallt övervintrade i Nederländerna. Därmed skulle de utsatta fjällgässen ledas längs flyttningssvägar och till vinterkvarter som bedömdes erbjuda större chanser till överlevnad än de som majoriteten utnyttjade. Från första början har detta projekt kritiserats för att introducera en ny flyttningsrutt, genom att fosterföräldrarna påstås leda de utsatta individerna till områden som inte utnyttjats av övervintrande fjällgäss i historisk tid. Denna kritik har fortsatt, trots att det aldrig presenterats minsta vetenskapliga bevis som stöder den. Detta är desto mer anmärkningsvärt, eftersom kritiken är oförenlig med tidigare uppgifter om att arten regelbundet övervintrade i Västeuropa.

Genom att utnyttja främst publicerade källor var denna undersöknings målsättning att ta reda på om det tidigare fanns en eller flera flyttningsrutter för fjällgäs i den atlantiska korridoren, eller om all förekomst där kan förklaras som resultat av felflygningar.

I resultatdelen redovisas för de olika länderna i den atlantiska flyttningsskorridoren data för två perioder, till och med 1980 samt efter 1980, dvs före och efter det att utsättningar började göras i Sverige. Redovisningen bygger på officiella fynd, övriga observationer, jaktstatistik samt generella uppgifter om rastning, flyttning och övervintring. I Danmark skickades en enkät ut till samtliga gäsägare 1961, 1965 och 1966. Baserat på resultaten från dessa enkäter beräknades att i genomsnitt 25 fjällgäss om året dog till följd av jakt i Danmark.

Att utnyttja avsaknaden av rapporter om flockar vintertid till att räkna fjällgäsen som endast tillfällig gäst i den atlantiska flyttningsskorridoren är att dra förhastade slutsatser. Generellt ägnades arten liten uppmärksamhet före tillbakagången, och i de flesta fall skedde inget fältarbete förrän långt efter det att populationen kraschat. Dessutom är fjällgäsen svår att upptäcka och räkna, även för erfarna observatörer idag, när den förekommer tillsam-

mans med andra gäss, speciellt bläsgås. En väl utvecklad förmåga att hålla sig dold gör att arten är svårupptäckt även då den förekommer i mindre artrena flockar.

Att ett fåtal fynd av en art inte med nödvändigtvis skall tolkas som att arten är sällsynt, eller sparsamt förekommande, visas med all tydlighet av data från den centraleuropeiska flyttningsskorridoren. Trots att det huvudsakliga sträcket av fennoskandiska fjällgäss både höst och vår under 1900-talet gick via Baltikum, under de första decennierna omfattande mer än 10.000 individer, gjordes endast 9 fynd av totalt 15 fåglar i Lettland. En förklaring till den stora skillnaden mellan verklig förekomst och antalet sedda fåglar kan vara att sträcket huvudsakligen passerade nattetid. Arten registrerades något oftare i Estland och Litauen, men totalt sett var det endast en bråkdel som sågs även där. Dylika diskrepanser, visande sig i sin mest extrema form när underlaget utgörs av enbart officiella fynd, kan mycket väl gälla även för flertalet länder i den atlantiska flyttningsskorridoren.

När fjällgäss ses rasta eller övervintra tillsammans med andra talrikare gåsarter behöver dessa inte nödvändigtvis ha anlänt till lokalen tillsammans. Enstaka individer och små grupper rastande bland andra arter är däremot ofta ett säkert tecken på att en flyttningsrutt passerar just där.

Tyvårr kan inte Sven Nilssons uppgift från 1800-talets mitt om att fjällgäsen flyttade över Sydsverige såväl höst (september och oktober) som vår (mars och april) tillmätas något större bevisvärde, ty sannolikt bygger den på en sammanblandning med bläsgås. Den danska jaktstatistiken däremot bevisar förekomsten av flyttande fjällgäss i den atlantiska flyttningsskorridoren, ty redan på 1960-talet var den fennoskandiska populationen så liten att långt ifrån samtliga fjällgäss som sköts i Danmark kan ha utgjorts av felflygna fåglar. Jakttrycket i Danmark kan faktiskt ha varit så högt att det bringade flyttningen i denna korridor till ett tillfälligt stopp, varefter endast ett fåtal fjällgäss använde rutten fram tills dess att de svenska utsättningarna påbörjades.

Fennoskandien var sannolikt ursprunget för nästan samtliga fjällgäss som uppträdde i Sydsverige och Danmark innan de svenska utsättningarna inleddes. De fjällgäss som sågs tillsammans med taigasädgäss på Västkusten följde eventuellt dessa till Storbritannien, ty fjällgäss sågs regelbundet bland rastande taigasädgäss i Norfolk och sydvästra Skottland. Vart fjällgäsen som sträckte genom Kalmarsund var på väg är inte känt. Nederländerna? En del av de fjällgäss som rastade i Danmark

kan ha övervintrat i Storbritannien, men majoriteten fortsatte sannolikt till antingen Nederländerna/Belgien eller Spanien.

I Nederländerna och Belgien finns en lång tradition av övervintring, men ifall länderna även utnyttjades av rastande fjällgäss går inte att avgöra. Ifall arten var en regelbunden övervintrare i Spanien fanns nog dess vinterkvarter i landets stäppområden, där tidigare hundratusentals gäss, framförallt tundrasädgäss och norska grågäss, övervintrade. När forskarna omkring 1960 började rikta sin uppmärksamhet mot dessa gässkaror, hade antalet gäss redan minskat till några få tusen. Med tanke på att flockar på något hundratal fjällgäss fortfarande under 1990-talet med lätthet skulle ha kunnat övervintra oupptäckta i Spanien, kan stora antal ha undgått upptäckt i de forna gässkarorna, och då speciellt eftersom jakt var av liten betydelse.

Sammanfattningsvis kan konstateras att fjällgässen regelbundet sågs i den atlantiska flyttningsskor-

ridoren långt innan några fjällgäss sattes ut i Sverige. På flera lokaler, där regelbunden bevakning inleddes efter andra världskriget, observerades arten regelbundet under en lång följd av år. Beträffande Danmark på 1960-talet visar jaktstatistik att antalet fjällgäss som sköts var högt i förhållande till den då aktuella storleken av den fennoskandiska populationen. Fyndbilden i den atlantiska flyttningsskorridoren liknar den i motsvarande delar av den centraleuropeiska flyttningsskorridoren, där den huvudsakliga flyttningssrutten för fennoskandiska fjällgäss antas ha gått fram. För perioden fram till och med 1980 finns det faktiskt fem gången så många fynd av fjällgäss i Danmark som i Lettland, och skillnaden är ännu större mellan Nederländerna och Lettland. Av dessa skäl kan man med dagens bästa kunskap inte utesluta att fjällgässens västra flyttningssrutt gick längs med den atlantiska flyttningsskorridoren.

Sex and age composition during autumn migration of Pygmy Owl *Glaucidium passerinum* in Central Sweden in 2005

Köns- och åldersfördelning hos höstflyttande sparvugglor Glaucidium passerinum i mellersta Sverige 2005

MICHAŁ POLAKOWSKI, MONIKA BRONISZEWSKA & MICHAŁ SKIERCZYŃSKI

Abstract

During an invasion in 2005, 164 Pygmy Owls were trapped and ringed at Hammarö Bird Observatory on the north coast of lake Vänern between 28 August and 31 October using play-back of territorial male calls. The most intensive migration was recorded in the third decade of September. Eighty percent of the owls were females. There was no difference in the timing of migration of males and females. More than eighty percent were yearlings, and they were migrating earlier than adults. Most Pygmy Owls were trapped at dawn, but some also in the evening, at night and during the day. Two recoveries were received, an immature bird controlled 123 km to the west in the same autumn and another immature individual from Nordre Osen, Hedmark, Norway in March

2008 (247 km to NNW). Twelve re-traps were made at the ringing site, each bird only once and on average one week after ringing with the longest staying bird controlled 22 days after ringing. The paper also shows photographs demonstrating the different wing patterns of yearling and adults.

Michał Polakowski (corresponding author) and Monika Broniszewska, PO – LARUS, ul. Zachodnia 30A/8, 15-345 Białystok. po-larus@wp.pl, www.po-larus.com
Michał Skierczyński, Dept. of Behavioural Ecology, Faculty of Biology, Adam Mickiewicz University, Umultowska 89, 61 – 614 Poznań

Received 12 February 2008, Accepted 30 June 2008, Editor: S. Svensson

Introduction

The Pygmy Owl is the smallest European owl (Mikkola 1983) with breeding populations inhabiting mostly the northern and north-eastern part of its European range (Cramp 1985). The most numerous breeding populations exist in Russia (10.000–100.000 pairs), Sweden (12.000–16.000 p.) and Finland (8.000–13.000 p.) (Mikkola 1997, Mikusek 2004).

This species is active mainly at dawn and dusk, while less active during the night (Mikusek 2004). Pygmy Owls are mostly resident, but in periods of low prey availability they can migrate long distances (Mikusek 2004). Some individuals disperse after breeding to search for breeding partners or for areas rich in food. Some of them probably cross the Baltic Sea (Mikusek 2006). Males are more sedentary than females.

The main aim of this note is to describe some aspects of Pygmy Owl migration in Sweden, particularly migration dynamics and phenology, including possible age and sex differences.

Study area and methods

Pygmy Owls were trapped and ringed at Hammarö Bird Observatory on the north coast of Lake Vänern in 2005 (Ehrenroth 2005). Birds were caught in mist nets using tape lures (typical territorial male songs and calls) in the period 15 September to 31 October.

The most intensive migration period of Pygmy Owls was 15 September–15 October within the study area (Ehrenroth 1978, 2004). Loudspeakers were placed close to the nets, which were checked every 15 minutes between the hours 5.00 and 7.00 in the morning. The owls were trapped in the ecotone between forest and a bushy area and only in good weather (without rain or snow, during high pressure and low or no wind). Birds were also trapped in the evening (from half an hour before sunset) and at night if the weather was very good (high pressure, no wind, full moon). Statistics were performed using SPSS 12.0 PL for Windows statistical package.



Figure 1. Differences between wings of immature (upper) and adult (lower) Pygmy Owls.
Photo: Michał Polakowski.
Skillnader mellan vingar av juvenil (övre) och adult (nedre) sparvuggla.

Ageing and sexing in Pygmy Owl

Juvenile Pygmy Owls (=1CY) undergo a post-breeding partial moult (=sp) in July–October, whereas adults (=2CY+) show a complete moult (=SC) in the same period (Cramp 1985). First year birds do not moult the outermost greater coverts (=GC) but only a variable number of the innermost ones. This leads to a contrast between the two feather generations, which was easily visible in the field (Figure 1, upper photo).

Some juvenile owls moulted most of the GC and left only 1–2 feathers unmoulted. The number of unmoulted GC among the ringed birds ranged between 0 and 14, median value = 5.69. Also the Primaries (PP) and Secondaries (SS) differed between the juveniles and adults. The juvenile birds had brownish feathers without grey colour (Figure 1). The white spots on the tips of the PP and SS of the juveniles had less contrast compared with the adults which had more whitish tips (Figure 1). The bases of the juvenile feathers were more brownish than greyish and also darker than the adult ones. The stage of moult was very helpful for ageing until October. Many adults did not finish SC and it was still possible to see incomplete growth of the innermost SS or the outermost PP.

Sexing of trapped birds was made from wing length (Cramp 1985). Wings of females are longer (>101 mm), males shorter (<100 mm). We used these measurements during this study.

Results and discussion

During the whole autumn migration season of 2005, between 28 August and 31 October, 164 Pygmy Owls were ringed (2.5 birds/day). The early date of the first individual on 28 August suggests that this first year bird belonged to a local population. The main migration period began on 9 September and finished on 31 October.

Pygmy Owls were migrating almost every day from the first week of September through mid October. The most intensive migration was recorded in the third decade

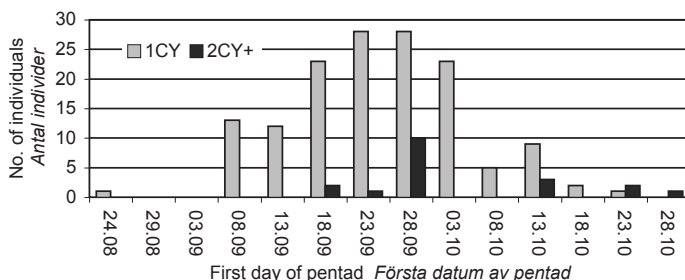


Figure 2. Migration dynamics of immature (1CY) and adult (2CY+) Pygmy Owls at Hammarö Bird Observatory during autumn 2005.

Flytningens tidsmönster hos unga (1CY) och gamla (2CY+) sparvugglor vid Hammarö fågelstation hösten 2005.

of September when 48% of the birds were caught. The maximum was on 22 September, when 15 Pygmy Owls were ringed. First year birds started their migration in the first decade of September, while 2CY+ started 11 days later (Figure 2). The peak of migration for 1CY birds was on 26 September, while 2CY+ birds peaked on 7 October. The last bird was a 2CY+ trapped on 31 October (Figure 1). 1CY Pygmy Owls were finishing their main migration earlier and already during the first decade of October, their numbers fell rapidly.

The Pygmy Owl autumn migration at Hammarö Bird Observatory in 2005 was similar to that recorded here in the latest years (Ehrenroth 2004) but migration in 2005 started slightly earlier with clear peak in the third decade of September. According to Ehrenroth (2004) migration of this species during 1970–2003 showed the peak at the end of September and beginning of October. However, during all

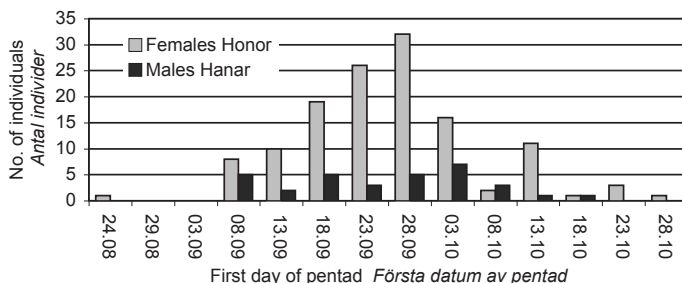


Figure 3. Migration dynamics of female and male Pygmy Owls at Hammarö Bird Observatory during autumn 2005.

Flytningens tidsmönster hos honor och hanar av sparvuggla vid Hammarö fågelstation hösten 2005.

Table 1. Differences in wing lengths (mm) of the trapped Pygmy Owls.
Skillnader i vinglängd (mm) hos de fångade sparvugglorna.

	Range <i>Intervall</i>	Average <i>Medelvärde</i>
1CY årsunge	93–112	104.6
2CY+ <i>adulta</i>	101–110	105.5
Females <i>Honor</i>	101–112	106.1
Males <i>Hanar</i>	93–100	98.4

autumn migration most of the birds were migrating between mid September and mid October.

Sex and age-structure of Pygmy Owls

A majority (80%) of 162 sexed birds were females. There was no difference in timing of migration between the sexes (Figure 3; $U = 35.5$, $Z = -1.327$, $p = 0.184$). The ranges of wing lengths (Table 1) were wider than described by Cramp (1985). Sex structure of migrated Pygmy Owl's is very little known and demands more study (Cramp 1985). 1CY Pygmy Owls were migrating earlier than 2CY+ ($r = 0.194$, $p = 0.012$, $N = 164$). Wing length of adult Pygmy Owls was more than 1 mm longer than that of 1CY birds (Table 1). This difference was not significant ($U = 984.000$, $Z = -1.405$, $p = 0.160$). It could be an effect of small numbers of adults ringed during autumn 2005 at Hammarö Bird Observatory.

Recovery and re-traps

We received only one recovery in the same autumn from the Pygmy Owls ringed at Hammarö Bird Observatory in 2005. It was an immature bird, controlled at Strömstad (59.04 N, 11.22 E) on the western coast of Sweden 123 km W of the ringing site. This information suggests that at least some of those ringed during autumn 2005 spent the winter in Sweden and did not move further. There were 12 re-traps during the study period at the site. They were re-trapped only once and stayed a short time (average 6.6 days). However, two birds were controlled longer after ringing (12, 16 and 22 days later). They were first year individuals. Some of the longest-staying Pygmy Owls used a feeding area

near Hammarö Bird Observatory to prey on passerines there, during the day.

A second recovery, also one of the birds ringed as immature, was made in March 2008 at Nordre Osen, Hedmark, Norway (247 km to NNW).

Selected aspects of Pygmy Owl's autumn migration in 2005

Most of the 163 Pygmy Owls were trapped at dawn (140, 86%). Some individuals were caught in the evening (15 individuals, 9%), only 3 (2%) at night (in full moon weather condition) and 5 (3%) during the day.

The majority of Pygmy Owls ringed during the migration of 1978 were also trapped at dawn (more than 53%). A larger proportion than in 2005 was trapped at dusk (>7%) and late at night (>13%) (Ehrenroth 1978). In 1978, only slightly more than 20% of the individuals were trapped using tape lures (Ehrenroth 1978).

Acknowledgements

We thank Robert Hybsz, Anders Melin, Bimbi Ollberg and Per Smittenberg for their help in the field study. We are very grateful to Björn Ehrenroth, Steve Lane and John Tomkins for important comments and corrections to the manuscript. We also thank Tomasz Kułakowski and Marcin Dyduch for preparing Figures for this paper.

References

- Cramp S. eds. 1985. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. The Birds of Western Palearctic. Vol. IV: 505–513. Oxford, New York.
- Ehrenroth B. 1978. *Årsrapport 1978 från Hammarö Fågelstation*. Karlstad.
- Ehrenroth B. 2004. *Rapporter från Fågelstationerna 2003*. Hammarö Fågelstation. *Fågelåret 2003*. *Vår Fågelvärld*, Supplement no 42: 210–211.
- Ehrenroth B. 2005. *Ringmarkningsverksamheten vid Hammarö Fågelstation 2005*. *Årsrapport 2005 från Hammarö Fågelstation*. Karlstad.
- Mikkola H. 1983. *Owls of Europe*. Calton.
- Mikkola H. 1997. Pygmy Owl *Glaucidium passerinum*. In: Hagemeyer W. J. M. & Blair M. J. (eds.) *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance*. London, pp. 406–407.
- Mikusek R. 2004. *Glaucidium passerinum* (L., 1758) – *sóweczka*. In: Gromadzki M. (red.) *Ptaki (część II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000-podręcznik metodyczny*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 8, pp. 374–377 [in Polish].
- Mikusek R. 2006. *Sóweczka*. *Ptaki Polski* No 2 [in Polish].

Sammanfattning

Sparvugglor är mestadels stationära, särskilt hanarna. Men vid födobrist kan de flytta långa sträckor. I denna uppsats beskriver vi en flyttningshöst vid Hammarö fågelstation 2005, då ett stort antal sparvugglor fångades och ringmärktes samt bestämdes till kön och ålder. Sparvugglorna fångades i spegelnät med hjälp av bandspelare med sparvugglesång och andra läten under september och oktober.

Årsungar av sparvuggla genomgår en partiell ruggning i juli–oktober, medan adulta ugglor ruggar fullständigt under samma period. Ungfågla ruggar inte de yttre större täckarna utan bara ett varierande antal av de inre. Detta leder till en kontrast mellan de två fjäddergenerationerna, en ålderskaraktär som var lätt att urskilja i fält (Figur 1, övre fotot). Även hand- och armpennorna var olika hos unga och gamla individer. Ungfågla pennor var brunaktiga utan grått och de ljusa fläckarna i spetsen av hand- och armpennorna var vitare och mera kontrasterande hos de gamla än hos de unga (Figur 1). Ruggningsstadiet var till hjälp vid åldersbestämningen ända till oktober eftersom många aduler ännu inte hade rugga färdigt.

Ugglorna könsbestämdes med hjälp av vinglängden (Tabell 1). Fåglar som hade en vinge som var längre än 101 mm ansågs vara honor och fåglar som hade en vinge som var kortare än 100 mm ansågs vara hanar.

Vi fångade totalt 164 sparvugglor mellan 28 au-

gusti och 31 oktober (Figur 2). Den första tidiga individen den 28 augusti var antagligen en lokal fågel. Flyttande ugglor började uppträda den 9 september. Flyttningen pågick nästan varje dag, men den intensivaste perioden var sista tredjedelen av september då 48 procent av ugglorna fångades. Toppen nåddes den 22 september, då 15 sparvugglor fångades. Ungfågla startade flyttningen elva dagar före de adulta. Ungfågla topp inföll 26 september och de gamlas topp 7 oktober. Den sista fågeln var en adult den 31 oktober. Ungfågla flyttning minskade kraftigt redan i början av oktober. Flyttningmönstret 2005 liknade det som registrerats vid Hammarö tidigare år.

En majoritet av de flyttande sparvugglorna var honor (Figur 3). Det fanns ingen tidsskillnad i sträckets förlopp mellan könen.

Vi fick bara ett längre återfynd samma höst. Det var en ungfågel som kontrollerades vid Strömstad 123 km väster om märkplatsen. På märkplatsen fick vi 12 kontroller, bara en gång av varje fågel och vanligen bara ett fåtal dagar efter märkningen. Den längsta tiden mellan märkning och kontroll var 22 dagar. Ytterligare ett långåterfynd erhöles i mars 2008. Fågeln hade märkts som årsunge och återfanns i Nordre Osen, Hedmark i Norge, 247 km åt NNW.

De flesta av de 163 sparvugglorna efter den första fångades i gryningen (86%), de flesta av de övriga i skymningen och bara ett fåtal under natten eller dagen.

Skillnader i reviretablering under hösten mellan adulta och årsunga hannar av svart rödstjärt *Phoenicurus ochruros* på Cypern och Kreta

Differences in territory establishment during the autumn between adult and yearling males of Black Redstart Phoenicurus ochruros on Cyprus and Crete

REINO ANDERSSON

Abstract

Competition for food and protection from predators are two important reasons for the development of winter territories. In their breeding areas, older males of several species signal their quality and possession of resources with attributes and behaviours. This can also be valid in winter quarters. This study of Black Redstart shows significant differences between adult and yearling males and also between habitats. Adult males were found solitary more frequently, they were fighting less and they were also singing more often in urban areas than in shrubland compared to yearlings. Urban areas, in comparison to shrubland, were characterised by lower individual den-

sity, higher proportion of males, more “intensive fights” and also higher singing activity from tall song perches. This indicates that territories are mainly established by adult males in urban areas. In shrubland males often appeared in groups and interacted in social behaviours with a high proportion of female-like birds. They also interacted with other species. I conclude that only the most dominant males are capable of maintaining stable territories when suitable habitats are scarce.

Reino Andersson, Adjunktsvägen 1, S-432 50 Varberg, Sweden. Email: reino.andersson@seaside.se

Received 14 March 2008, Accepted 7 July 2008, Editor: J. Lind

Inledning

Svarta rödstjärten är ovanlig bland svenska tättingar, då den har en utpräglad sångperiod i sina häckningsområden även på hösten. Höstsång förekommer regelmässigt hos vår europeiska ras *gibraltariensis*, men också hos östliga raser och populationer i Tibet (Wang m.fl. 2005). Höstsångens funktion hos andra studerade arter, anses främst vara att erhålla reproduktiva fördelar under kommande häckningssäsong (t. ex. Hegner & Wingfield 1986, Logan & Hyatt 1991). Weggler (1997, 2000) presenterar likartade resultat för svarta rödstjärten i de schweiziska alperna. Ett sådant mönster har även kunnat fastställas i västsvenska studier av svart rödstjärt (Andersson 2001).

Revirbeteenden förekommer hos vissa arter även sedan de lämnat sina häckningsområden och påbörjat höstflyttningen, men finns inte belagt hos svart rödstjärt (t.ex. Rappole & Warner 1976, Bibby & Green 1981, Lindström 1990). Det är dock sällsynt att fåglar sjunger under flyttningen (Vogrin 2002). Desto vanligare är det med revirbeteenden i vinterkvarteren, men i jämförelse med beteenden i häckningsområdena är företeelsen sparsamt

studerad (t.ex. Kelsey 1989, Gwinner m.fl. 1994, Cuadrado 1995a, Salewski m.fl. 2002). Hypoteser som framförts är att konkurrens om föda och predationsskydd är avgörande för utvecklandet av vinterrevir (t.ex. Davies & Houston 1984, Cuadrado 1995a). Cuadrado (1997) visar att rödhakar snarare prioriterar säkerhet före födotillgång när de väljer vinterrevir (jfr. Lind & Cresswell 2005).

Endast en utförlig studie författad av Cuadrado (1995a,b) föreligger om revirförhållanden och ortstrohet under vintern hos svarta rödstjärten i södra Spanien. Denne nämner dock inget om sångaktivitet och separerar inte olika hankategorier. Cramp (1988) och Glutz & Bauer (1988) anger däremot att svarta rödstjärten sjunger sporadiskt i sina övervintringsområden.

Syftet med denna studie var att undersöka skillnader i reviretablering under hösten mellan adulta och årsunga hannar utanför häckningsområdet. Cypern och Kreta utvaldes som studieobjekt eftersom svarta rödstjärten inte häckar på dessa Medelhavsöar men är vanlig där under vinterhalvåret (Stugg & Hearl 1998, Birdlife Cyprus). Sannolikt har revirinnehav ett överlevnadsvärde även i vinterkvarteret, på ett liknande sätt som i häck-



Figur 1. Buskmark vid Cape Greco, Cypern, november 2003. Foto: förf. *Shrubland at Cape Greco, Cyprus.*

ningsområdena (jfr. Davies 1978). Man kan dock förvänta sig skilda strategier hos olika åldersgrupper vid etablerandet av vinterrevir (Holberton m.fl. 1990). Hos många arter som studerats i sina häckningsområden signalerar äldre hannar genom olika attribut (t.ex. fjäderdräkt/ornament) och beteenden (t.ex. sång) att de besitter bättre egenskaper (t.ex. kondition), vilket ofta sammanfaller med att de är reproduktivt framgångsrikare än yngre hannar (t.ex. Hill 1990, 1991, Andersson 1994, Möller 1994, Sundberg 1994, Qvarnström 1998). East (1982) framhåller att hannars sångaktivitet under vintern hos rödhake, är betydelsefull då den utgör ett viktigt kriterium för honor att skilja mellan potentiella partners. Hos svart röststjärt har Cucco & Malacarne (1999) konstaterat olika sångtyper hos äldre och yngre hannar. Det finns ett flertal exempel på att äldre hannars högre status sammanfaller med valet av ett bra revir, eftersom de ofta anländer tidigt och besätter de bästa reviren (t.ex. Studd & Robertson 1985, Maynard Smith & Harper 1988, Möller 1988). Att upprätthålla olika attribut medför dock vissa kostnader, t.ex. energiförluster och ökad predationsrisk (Andersson 1994). När en alltför hög ålder uppnås avtar ofta reproduktionsförmågan (Pärt 1991, 1995) och hos t.ex. gulsparv minskar även färgintensiteten (Sundberg 1994). Hos vissa arter anses honor välja partner utifrån hannens kvaliteter (se referenser ovan), medan det i andra fall snarare är revirkvaliteten som styr honans val (t.ex. Alatalo m.fl. 1986, Björklund 1990). Det är dock svårt att separera han- respektive reviregenskaper (t.ex. Halliday 1978, Davies 1992). Att äldre han-

nar skulle signalera högre status med bättre egenskaper/resurser gentemot yngre individer kan gälla även i vinterkvarteren (Holberton m.fl. 1990). Företeelsen är ännu bristfälligt utforskad och kräver fördjupade studier för att fastslå säkra samband. Föreliggande uppsats utgör ett led i att öka denna kunskap beträffande svarta röststjärten.

Material och metoder

Studien genomfördes under 6 dagar på Kreta 19–24 oktober 2002 och sammantaget 19 dagar på Cypern under perioden 27 oktober–19 november under tre olika år (1997, 2001 och 2003). Fältarbetet på Kreta förlades till Malia, 34 km öster om Heraklion. På Cypern utfördes arbetet vid Ayia Napa och öns sydöstligaste udde Cape Greco. Två likartade provytor valdes ut på respektive ö, en med bebyggelse och en i busklandskap. Arealen vid bebyggelse var densamma på de båda öarna (0,6 km²), liksom arealen i buskmark (0,3 km²). Provyternas storlek anpassades utifrån rimlig tidsåtgång, med hänsyn till individtäthet och de systematiska rutten som dagligen genomfördes. Bebyggelsen bestod huvudsakligen av en blandning av hotellområden, äldre byggnader samt hus under byggnation. Busklandskapet karakteriserades av gles och låg växtlighet med buskar i torr och stenig klippterräng i direkt anslutning till havet (Figur 1 och 2).

Materiallet baseras på 196 individer fördelade på 38 adulta hannar (2K+), 40 1K-hannar och 118 hontecknade fåglar som inte gick att könsbestämma. Hannarna identifierades med hjälp av



Figur 2. Bebyggelse i Ayia Napa, Cypern, november 2003. Foto: förf. *Urban area in Ayia Napa, Cyprus.*

dräktkaraktärer och sång (jfr. Cramp 1988, Glutz & Bauer 1988). Trots att uppsatsen är helt fokuserad på de 78 hannarnas reviretablering, krävdes genomgång av ett stort antal hontecknade fåglar. Detta för att registrera tillräckligt många hannar samt studera deras sociala struktur. För att fåglar skulle registreras krävdes att de iakttofs i minst 30 minuter vid ett enskilt observationstillfälle. Denna tidsperiod bedömdes lämplig dels för att sångaktiva hannar skulle hinna sjunga åtminstone några strofer, dels för att tiden måste begränsas för att kunna studera så många individer som möjligt. Vid varje tillfälle registrerades gruppbildning, stridigheter och sångaktivitet. Resultaten presenteras i två separata biotoper utifrån provytornas beskaffenhet och benämns hädanefter som ”bebyggelse” och ”buskmark”.

Grupp definieras som ansamlingar av 2–12 fåglar med sociala interaktioner, som uppträdde i täta eller mer löst sammanhållna grupper med maximalt några tiotals meters mellanrum. Ensamma hannar anges som solitära, medan 12 hannar (3 adulta, 7 1K-hannar i bebyggelse och 2 adulta hannar i buskmark) som uppträtt i grupper om två individer har utelämnats i vidare gruppbearbetning. Detta på grund av att de var indragna i intensiva och uppenbara revirstrider och varken kunde hänföras till grupper eller solitärer (se grupp under resultat). Benämningen strid innebär antingen att en hanne som uppträtt socialt, kortvarigt har jagat en annan individ med några meters mellanrum (”jakt”), eller att en intensiv och uppenbar revirstrid ägt rum under längre tid utan några andra synbara sociala

beteenden (”intensiv strid”). Begreppet sång avser endast om sångstrofer hörts från en hanne eller inte vid respektive observationstillfälle, utan närmare precisering av sångintensitet. Eftersom inga färgringmärkta, kända individer ingick i studien, bör påpekas att de antal som anges i texten ska betraktas som observationstillfällen. Att materialinsamling skett på flera platser vid olika tidpunkter, reducerar dock möjligheterna att samma individer registrerats flera gånger. Likaså att studien förlades till skiftet oktober–november då höststräcket just avslutats och fåglar fortfarande uppvisar en viss rörlighet. För att testa materialet statistiskt användes χ^2 -test (Yates correction) med hjälp av statistikprogrammet Statistica 7.1.

Resultat

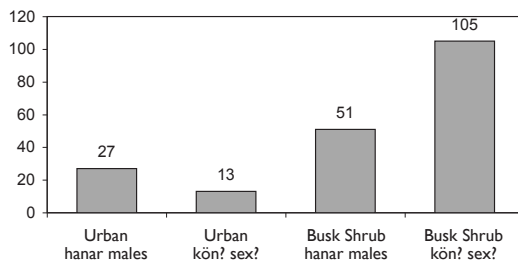
Högre individtätthet uppmättes i buskmark än i bebyggelse och totalt utgjordes 40 % av säkra hannar (i genomsnitt 1,3 individer/ha och år respektive 0,2 individer/ha och år, $n=196$). En signifikant större andel hannar påträffades dock i bebyggelse, medan hontecknade dominerade i buskmark (Figur 3: $\chi^2=16,10$; $df=1$; $p=0,001$). Fördelningen mellan adulta hannar och 1K-hannar var numerärt likvärdig inom respektive biotop, trots den högre individtätthet i buskmark (Tabell 1, i genomsnitt 0,4 hannar/ha och år i buskmark, 0,1 hannar/ha och år i bebyggelse, $n=78$).

Fyrtiofem av 66 (68%) hannar uppträdde i grupp (12 hannar utelämnade, se metodik). Av Tabell 1 framgår att adulta hannar uppträdde solitärt i större

utsträckning än 1K-hannar som oftare var i grupp ($\chi^2=4,470$; $df=1$; $p=0,034$). Någon signifikant skillnad mellan biotoperna kunde däremot inte påvisas.

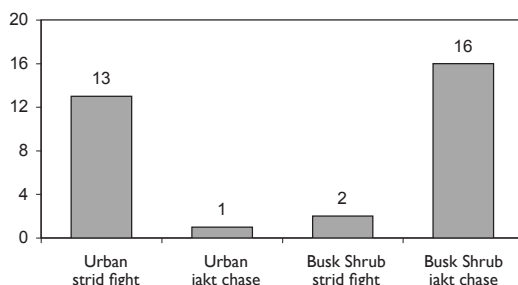
Strider noterades hos 32 av 78 (41%) hannar. 1K-hannar var oftare indragna i strider jämfört med adulta hannar (Tabell 1, $\chi^2=6,63$; $df=1$; $p=0,010$). Skillnaden var signifikant även vid test separat i bebyggelse ($\chi^2=4,52$; $df=1$; $p=0,033$), dock ej i buskmark ($\chi^2=1,24$; $df=1$; $p=0,2473$). Om man betraktar stridernas karaktär förelåg en signifikant skillnad mellan biotoperna. ”Intensiva strider” förekom oftare i bebyggelse, jämfört med buskmark där ”jakter” var vanligare (Figur 4: $\chi^2=17,98$; $df=1$; $p<0,00001$). Strider förekom vid 11 tillfällen även med andra arter, samtliga trastfåglar. Adulta hannar sågs konfronteras med finschstenskävta *Oenanthe finschii* (2), blåtrast *Monticola solitarius* (1), svarthakad buskskvätta *Saxicola torquata* (1) och rödhake *Erithacus rubecula* (1), medan 1K-hannar stred med svarthakad buskskvätta *Saxicola torquata* (5) och buskskvätta *Saxicola rubetra* (1). Flertalet stred i buskmark och i samtliga fall utom i strider mot rödhake, föreföll svarta rödstjärtarna vara mindre dominanta och blev vanligtvis bortkörda.

Sång registrerades hos 17 av 78 (22%) hannar, men någon signifikant skillnad mellan adulta hannar och 1K-hannar kunde inte noteras ($\chi^2=2,22$; $df=1$; $p=0,1356$). Tabell 1 visar dock att adulta hannar sjöng mer frekvent i bebyggelse jämfört med 1K-hannar (bebyggelse; $\chi^2=6,99$; $df=1$; $p=0,0082$,



Figur 3. Antal hannar och hontecknade fåglar av okänt kön (kön?) observerade i bebyggelse (urban) respektive buskmark.

Number of males and female-like birds of unknown sex (sex?) recorded in urban areas and shrubland.



Figur 4. Antal "intensiva strider" och "jakter" registrerade i bebyggelse (urban) respektive buskmark.

Number of "intensive fights" and "chases" in urban areas and shrubland.

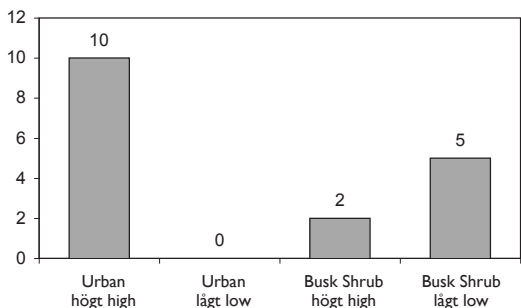
Tabell 1. Fördelning av grupper, strider och sång hos adulta hannar och 1K-hannar i bebyggelse respektive buskmark.

Distribution of groups, fights and song activity by adult males and yearling males in urban areas respectively shrubland.

	Bebyggelse Urban areas		Buskmark Shrubland	
	Adulta hanar Adult males	1K-hannar Yearling males	Adulta hanar Adult males	1K-hannar Yearling males
Grupp* Group*	3	3	15	24
Solitär Solitary	8	3	7	3
Strid Fight	4	10	6	12
Ej strid Non fight	10	3	18	15
Sång Song	9	1	2	5
Ej sång Non song	5	12	22	22
Antal hanar No. of males	14	13	24	27

* 3 adulta hannar, 7 1K-hannar i bebyggelse och 2 adulta hannar i buskmark har utelämnats (se material och metoder samt resultat).

* 3 adult males, 7 yearling males in urban areas and 2 adult males in shrubland have been omitted (see material and method respectively results).



Figur 5. Antal höga och låga sångposter registrerade i bebyggelse (urban) respektive buskmark.

Number of high and low song posts in urban areas and shrubland.

buskmark; $\chi^2=0,42$; $df=1$; $p=0,517$). Samtliga sångposter i bebyggelse var högt belägna på hotell och hus under byggnation, till skillnad från buskmark där hannarna oftast sjöng lågt på stenar etc. (Figur 5: $\chi^2=10,12$; $df=1$; $p=0,0015$).

Diskussion

Resultaten visar på vissa signifikanta skillnader mellan adulta hannar och 1K-hannar samt mellan olika biotoper. Adulta hannar uppträdde i högre grad solitär, var mindre stridsbenägna och sjöng mer i bebyggelse jämfört med 1K-hannar. Bebyggelse karakteriserades i förhållande till buskmark av lägre individtäthet, högre andel hannar, fler "intensiva strider" samt sångaktivitet utslutande från höga sångposter. Detta indikerar att revir huvudsakligen etableras av adulta hannar i bebyggelse. Reviren återfanns framför allt i vegetationsrika hotellområden i kombination med hus under byggnation. Möjligen är födan i denna miljö lättillgängligare, samtidigt som det finns bättre skydd för predatorer jämfört med i buskmark. Att hannarna sjöng från höga poster, torde ge dem bättre förutsättningar att deklarerat sin närvaro gentemot rivaliserande hannar. Att främst 1K-hannar var indragna i "intensiva strider" i bebyggelse, skulle kunna tolkas som försök att inta äldre hannars revir eller skaffa sig erfarenhet inför framtida övertagande, på ett liknande sätt som under häckningstid (jfr. Andersson 1995). Landmann & Kollinsky (1995) har hos svart rödstjärt visat en högre aggressivitet bland 1K-hannar jämfört med adulta hannar. I buskmark uppträdde hannarna ofta gruppvis där de uppvisade sociala beteenden tillsammans med en stor andel hontecknade fåglar, men även med konkurrerande arter. I de stridigheter som förekom

med fem andra arter trastfåglar, var alla utom rödhake dominant över svart rödstjärt. Indikationer på reviretablering förelåg endast i ett fall i buskmark. Eftersom fåglarna inte var individmärkta, går det inte att dra några vidare slutsatser om revirstatus. Det är inte heller möjligt att fastslå eventuella rörelser eller individutbyte mellan buskmark och bebyggelse.

Figuerola m.fl. (2001) och Telleria & Perez-Tris (2004) anger att rödhaken i Spanien under vintern uppträder åldersuppdelat i olika biotoper. Cuadros (1995a) vinterstudier av svart rödstjärt i södra Spanien, överensstämmer till stor del med den redovisade populationsstrukturen på Cypern och Kreta. Denne anger att svarta rödstjärten kan försvara stabila eller temporära revir, men att majoriteten uppträder flockvis i sociala icke-territoriella system. Tätheten i öppen terräng som i huvudsak hyste icke-territoriella fåglar, var betydligt högre än i mer varierat landskap med buskar, träd och klippor där de stabila reviren återfanns. Av 35 adulta hannar höll fem stabila och sex temporära revir. Endast en av 112 hontecknade, ej könsbestämda fåglar, hävdade ett temporärt revir. Stabila och temporära revir var snarlika till utseendet, men stabila revir hade fler höga utsiktsposter. Oavsett revirstatus stannade drygt hälften av fåglarna kvar i sina områden en stor del av vintern. 36% av hannarna återvände ortstroga till föregående års plats, medan siffran för hontecknade fåglar uppgick till 11%.

Ortstrohet till vinterkvarteret är en vanlig och alltmär uppmärksam företeelse hos olika arter (t.ex. Baillon m.fl. 1992, Catry m.fl. 2004, Belda m.fl. 2007). Även från Cypern finns flera exempel på att svarta rödstjärter vid denna årtid varit ortstroga samma platser, där de bl.a. återfångats två år i följd (Cramp 1988). Ortstrohet innebär ofta en tidig ankomst till övervintringsplatserna bland äldre och erfarna individer, på samma sätt som i häckningsområdena. Detta ger hemmaplansfördelar, vilket medför dominansfördelar och större framgång, i synnerhet för äldre hannar som signalerar högre status genom speciella dräktkaraktärer (Holberton m.fl. 1990). Många studier i övervintringsområden har rapporterat att adulta fåglar generellt är dominant över yngre individer (Ketterson 1979, Ewald & Rohwer 1980, Piper & Wiley 1989).

Denna uppsats och Cuadros (1995a) studier i Spanien behandlar av allt att döma två olika övervintrande populationer med skilda geografiska ursprung (Hempel & Reetz 1957, Erard & Yeatman 1967, Glutz & Bauer 1988, Landmann 1996). Trots detta pekar resultaten samstämmigt på att äldre

hannar i vinterkvarteren uppvisar beteendemässiga skillnader jämfört med yngre hannar. Kontroller av ringmärkta fåglar i Cuadrados studieområden, indikerar att adulta hannar har en signifikant bättre överlevnad än honteknade fåglar. Möjligen är det så även på Cypern och Kreta, som antytts av Cuadrado, att endast de mest dominanta hannarna förmår hävda revir i ett fåtal lämpliga biotoper som finns tillgängliga. Studier av honors strategi för att vinna individuella fördelar i en sådan situation, är av stort intresse och ett framtida forskningsfält för att erhålla en mer komplett bild av svarta röststjärtens vinterekologi i Medelhavsområdet.

Tack

Ett varmt tack riktas till Lars-Åke Flodin för granskning av manuskriptet och hjälp med statistiska tester samt Johan Lind. Mats Lundberg, Bo Nielsen och Kåre Ström har lämnat värdefulla synpunkter, liksom Robin Andersson som även granskat den engelska texten. Robin Anderssons medverkade även i fältarbetet på Cypern 2001. Jag vill också tacka Sveriges Ornitologiska Förening för ekonomiska anslag från Elis Wides fond.

Referenser

Andersson, M. 1994. *Sexual selection*. Princeton. Princeton Univ. Press.

Andersson, R. 1995. Hannars etableringsmönster, revirkvalitet samt flytande bestånd i en randpopulation av svart röststjärt *Phoenicurus ochruros*. *Ornis Svecica* 5: 143–159.

Andersson, R. 2001. Höstbiologi och sångaktivitet hos svart röststjärt *Phoenicurus ochruros* i sydvästra Sverige. *Ornis Svecica* 11: 135–146.

Alatalo, R.V., Glynn, C. & Lundberg, A. 1986. Female pied flycatchers choose territory quality, not male characteristics. *Nature* 323: 152–153.

Baillon, F., Benvenuti, S. & Ioale, P. 1992. Fidelity to non-breeding site in some species of birds in Senegal. *Tropical Zoology* 5: 31–43.

Belda, E.J., Barba, E. & Monros, J.S. 2007. Resident and transient dynamics, site fidelity and survival in wintering Blackcaps *Sylvia atricapilla*: evidence from capture-recapture analyses. *Ibis* 149: 396–404.

Bibby, C. & Green, R.E. 1981. Autumn migration strategies of reed and sedge warblers. *Ornis Scand.* 12: 1–12.

Björklund, M. 1990. Mate choice is not important for female reproductive success in the common Rosefinch (*Carpodacus erythrinus*). *The Auk* 107: 35–44.

Catry, P., Erncarnacao, V., Araujo, A., Fearon, P., Fearon, A., Armelin, M. & Delaloye, P. 2004. Are long-distance migrant passerines faithful to their stopover sites? *J. of Avian Biology* 35: 170–181.

Cramp, S. 1988. *Handbook of the birds of the Western Palearctic*. Vol. 5, Oxford.

Cuadrado, M. 1995a. *Site fidelity and territorial behaviour*

of some migratory passerine species overwintering in the Mediterranean area. Ph. D. Thesis, Univ. Lund, Sweden.

Cuadrado, M. 1995b. Winter territoriality in migrant Black Redstarts *Phoenicurus ochruros* in Mediterranean area. *Bird Study* 42: 232–239.

Cuadrado, M. 1997. Why are migrant Robins *Erithacus rubecula* territorial in winter?: the importance of the anti-predation behaviour. *Ethology, Ecology and Evolution* 9: 77–88.

Cucco, M. & Malacarne, G. 1999. Is the song of Black Redstart males an honest signal of status? *The Condor* 101: 689–694.

Davies, N.B. 1978. Ecological Questions About Territorial Behaviour. In *Behavioural Ecology*. Ed. by J.R. Krebs & N.B. Davies. Oxford.

Davies, N.B. & Houston, A.I. 1984. Time allocation between territories and flocks and owner satellite conflict in foraging Pied Wagtails *Motacilla alba*. *J. Anim. Ecol.* 52: 621–634.

Davies, N.B. 1992. *Dunnoek Behaviour and Social Evolution*. Oxford University Press.

East, M. 1982. Time-budgeting by European Robins *Erithacus rubecula*: Inter and intrasexual comparisons during autumn, winter and early spring. *Ornis Scand.* 13: 85–93.

Erard, C. & Yeatman, L. 1967. Sur les migrations des *Phoenicurus ochruros gibraltarensis* d apres les donnees du bagage. *L Oiseau et R.R.O.* 37: 20–47.

Ewald, P.W. & Rohwer, S. 1980. Age, colouration and dominance in nonbreeding hummingbirds: a test of the asymmetry hypothesis. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 7: 273–279.

Figuerola, J., Jovani, R. & Sol, D. 2001. Age-related habitat segregation by Robins *Erithacus rubecula* during the winter. *Bird Study* 48: 252–255.

Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K.M. 1988. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 11, Wiesbaden.

Gwinner, E., Rödl, T. & Schwabl, H. 1994. Pair territoriality of wintering stone chats: behaviour, function and hormones. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 34: 321–327.

Halliday, T.H. 1978. Sexual Selection and Mate Choice. In *Behavioural Ecology*. Ed by J.R. Krebs & N.B. Davies. Oxford.

Hegner, R.E. & Wingfield, J.C. 1986. Gonadal development during autumn and winter in House Sparrows. *Condor* 88: 269–278.

Hempel, C. & Reetz, W. 1957. Der Zug von Hausrotschwanz und Gartenrotschwanz nach Beringungsergebnissen. *Vogelwarte* 19: 97–119.

Hill, G.E. 1990. Female house finches prefer colourful males: sexual selection for a condition-dependent trait. *Anim. Behav.* 40: 563–572.

Hill, G.E. 1991. Plumage coloration is a sexually selected indicator of male quality. *Nature* 350: 337–339.

Holberton, R., Hanano, R. & Able, K.P. 1990. Age-related dominance in male dark-eyed juncos: effects of plumage and prior residence. *Anim. Behav.* 40: 573–579.

Kelsey, M.G. 1989. A comparison of the song and territorial behavior of a long-distance migrant the Marsh Warbler *Acrocephalus palustris* in summer and winter. *Ibis* 131: 403–414.

Ketterson, E.D. 1979. Status signaling in dark-eyed juncos. *Auk* 96: 94–99.

Landmann, A. & Kollinsky, C. 1995. Territory defence in Black Redstarts *Phoenicurus ochruros*: effects of intruder

- and owner age. *Ethology* 101: 121–129.
- Landmann, A. 1996. *Der Hausrotschwanz. Vom Fels zum Wolkenkratzer-Evolutionsbiologie eines Gebirgsvogels*. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Lind, J. & Cresswell, W. 2005. Determining the fitness consequences of antipredation behavior. *Behav. Ecol.* 16: 945–956.
- Lindström, Å. 1990. *Stopover ecology of migrating birds*. Ph. D. Thesis, Univ. Lund, Sweden.
- Logan, C.A. & Hyatt, L.E. 1991. Mate attraction by autumnal song in the Northern Mockingbird (*Mimus polyglottos*). *Auk* 108: 429–432.
- Maynard Smith, J. & Harper, D.G.C. 1988. The evolution of aggression can selection generate variability? *Phil. Trans. R. Soc. Ser. B.* 319: 557–570.
- Möller, A.P. 1988. Badge size in the house sparrow *Passer domesticus*. Effects of intra and intersexual selection. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 22: 373–378.
- Möller, A.P. 1994. *Sexual Selection and the Barn Swallow*. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Piper, W.H. & Wiley, R.H. 1989. Correlates of dominance in wintering white-throated sparrows: age, sex and location. *Anim. Behav.* 37: 298–310.
- Pärt, T. 1991. Philopatry and age as factors influencing reproductive success in collared flycatcher (*Ficedula albicollis*). Acta. Univ. Ups. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science* 310. 35. Uppsala.
- Pärt, T. 1995. Does breeding experience explain increased reproductive success with age? An experiment. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 360: 113–117.
- Qvarnström, A. 1998. Sexual selection in the collared flycatcher (*Ficedula albicollis*). A life-history perspective. Acta Universitatis Upsaliensis. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 388. 33. Uppsala.
- Rappole, J.H. & Warner, D.W. 1976. Relationships between behaviour, physiology and weather in avian transients at a migration stopover site. *Oecologia (Berl.)* 26: 193–212.
- Salewski, V., Bairlein, F. & Leisler, B. 2002. Different wintering strategies of two Palearctic migrants in West Africa—a consequence of foraging strategies? *Ibis* 144: 85–93.
- Studd, M.V. & Robertson, R.J. 1985. Evidence for reliable badges of status in territorial yellow warblers (*Dendroica petechia*). *Anim. Behav.* 33: 1102–1113.
- Stugg, A. & Hearl, G. 1998. *A birdwatching guide to Cyprus*. Arlequin.
- Sundberg, J. 1994. Sexual selection in the yellowhammer (*Emberiza citrinella*): the advantage of being yellow. Acta Univ. Ups., *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 30. 45pp. Uppsala.
- Telleria, J.L. & Perez-Tris, J. 2004. Consequences of the settlement of migrant European Robins *Erithacus rubecula* in wintering habitats occupied by conspecific residents. *Ibis* 146: 258–268.
- Wang, A.Z., Lei, F.M., Yin, Z.H., Kristin, A. & Kanuch, P. 2005. Song pattern of black redstart populations in the Tibet Plateau: an intercontinental comparison. *Folia Zool.* 54: 301–315.
- Weggler, M. 1997. *Age-related reproductive success and function of delayed plumage maturation in male Black Redstart *Phoenicurus ochruros**. Ph.D. Thesis, Univ. Zurich, Switzerland.
- Weggler, M. 2000. Reproductive consequences of autumnal singing in Black Redstarts (*Phoenicurus ochruros*). *Auk* 117: 65–73.
- Vogrin, M. 2002. Autumnal singing and territoriality in Common Redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *Ornis Svecica* 12: 95–96.

Summary

Territorial behaviour in winter quarters has not been studied as extensively compared to territorial behaviour during breeding. Competition for food and protection from predators are two important reasons for the development of winter territories (e.g. Davies & Houston 1984, Kelsey 1989, Gwinner et al. 1994, Cuadrado 1995a, 1997, Salewski et al. 2002). Only one detailed study, conducted in southern Spain, is available on the Black Redstart's territorial behaviour during the winter (Cuadrado 1995a,b).

The purpose of this study was to investigate differences in territory establishment between adult and yearling males outside the breeding area during the autumn. I chose Cyprus and Crete because the Black Redstart does not breed there, but it is common during the winter period (Stugg & Hearl 1998, Birdlife Cyprus). Territory possession probably augments survival in the winter quarters as it does during breeding (e.g. Davies 1978). However, different strategies in the establishment of winter territories can be expected between separate age groups (Holberton et al. 1990). In many species studied during breeding, older males signal with different attributes and behaviour that they possess better quality which often coincides with a higher reproductive success than that of younger males (e.g. Hill 1990, 1991, Andersson 1994, Möller 1994, Sundberg 1994, Qvarnström 1998). Older males' higher status coincide with the choice of a good territory, because they arrive earlier than younger males (e.g. Studd & Robertson 1985, Maynard Smith & Harper 1988, Möller 1988). In some species females appear to choose a partner based on male quality, while in other species territory quality determines female choice (e.g. Alatalo et al. 1986, Björklund 1990). That older males could signal higher status with better quality/resources compared to younger males could be valid also in the winter quarters (Holberton et al. 1990). This study is one step to increase the knowledge concerning differences between adult and yearling Black Redstarts.

Material and methods

The study was carried out during 6 days in Malia on Crete 19–24 October 2002 and for a total of 19 days in Ayia Napa and Cape Greco on Cyprus during the period 27 October–19 November during three different years (1997, 2001 and 2003). Two similar areas were selected on both islands, one urban site (0.6 km²) and one site in shrubland (0.3 km²). The urban areas consisted mainly of a mix of hotel areas, older buildings and also house during construction. The shrubland was characterised of sparse and low vegetation with bushes in dry and rocky terrain located near the beaches of the Mediterranean sea (Figure 1 and 2).

The study is based on 196 individuals. This sample included 38 adult males (2y or older), 40 yearling males (1y) and 118 female-like birds whose sex could not be determined. The males were identified by plumage characteristics or song (e.g. Cramp 1988, Glutz & Bauer 1988). For an observation to be included the bird had to be observed for at least 30 minutes. At each observation, formation of groups, fights and song activity were noted. A group was defined as clusters of 2–12 birds with social interactions, which appear in dense or loose groups with some ten meters between them. 12 males (3 adult, 7 yearlings in urban areas and 2 adult in shrubland) which appeared in groups of two individuals were omitted because they were involved in intensive territory fights and could not be assigned to either belonging to a group or being solitary. A fight was defined as short chases between two individuals (“chase”), or as an intensive and obvious territory fight occurring during a longer time without any other social behaviour (“intensive fight”). With song activity I mean any song heard from a male, without defining song intensity. For the statistical tests, χ^2 -tests (Yates correction) were done using Statistica 7.1.

Results

Higher individual density was observed in shrubland than in urban areas and 40 % of the birds were determined as males (on average 1.3 individuals/hectare and year respectively 0.2 individuals/hectare and year, $n=196$). A significant larger proportion of males were found in urban areas, while female-like birds dominated the shrublands (Figure 3, $\chi^2=16.10$, $df=1$, $p=0.001$). The distribution between adult males and yearling males were numerously similar within both habitats, even if it was a higher individual density in shrubland (Table 1,

on average 0.4 males/hectare and year in shrubland, 0.1 males/hectare and year in urban areas, $n=78$).

Forty-five of 66 (68%) males appeared in groups (12 males been omitted, see Material and methods). Table 1 shows that adult males appeared solitary more often than yearling males, which were mostly in groups ($\chi^2=4.470$, $df=1$, $p=0.034$). I found no significant difference between the habitats.

Thirty-two of 78 (41%) males were involved in fights. Yearling males were more often involved in fights compared to adult males ($\chi^2=6.63$, $df=1$, $p=0.010$). The difference was significant even when tested in separately in urban areas ($\chi^2=4.52$, $df=1$, $p=0.033$), but not in shrublands ($\chi^2=1.24$, $df=1$, $p=0.2473$). If the character of the fight was considered, there was a significant difference between the habitats. “Intensive fights” were more common in urban areas, compared to in shrubland where “chase” was more common (Figure 4, $\chi^2=17.98$, $df=1$, $p<0.00001$). In 11 cases, fights with other species were observed, all with members of the family Turdidae. Adult males interacted with Finch’s wheatear *Oenanthe finschii* (2), Blue Rock Thrush *Monticola solitarius* (1), Stonechat *Saxicola torquata* (1), and Robin *Erithacus rubecula* (1), while yearling males were observed fighting with Stonechat *Saxicola torquata* (5) and Whinchat *Saxicola rubetra* (1). The majority of the fights were observed in shrubland and in every case, except in fights with Robins, Black Redstart were subdominant.

Singing activity was observed in 17 of 78 (22%) of the males, but any significant difference between adult males and yearling males could not be demonstrated ($\chi^2=2.22$, $df=1$, $p=0.1356$). Table 1 show however that adult males sing more frequently in urban areas compared to yearling males (urban areas; $\chi^2=6.99$, $df=1$, $p=0.0082$, shrubland; $\chi^2=0.42$, $df=1$, $p=0.517$). All song perches in urban areas were placed at high levels on hotels and construction sites, in comparison to shrublands where the males often sang from low places (Figure 5, $\chi^2=10.12$, $df=1$, $p=0.0015$).

Discussion

The results show some significant differences between adult and yearling males and also between different habitats. Adult males were found solitary more frequently, they were fighting less and they were also singing more often in urban areas compared to yearlings. Urban areas were, in comparison to shrublands, characterised by lower individual density, higher proportion of males, more “inten-

sive fights” and also more singing from high song perches. These results indicate that territories are mainly established by adult males in urban areas. In shrubland, the males often appeared in groups where they interacted in social behaviours together with a high proportion of female-like birds, but also with other species.

Figuerola et al. (2001) and Telleria & Perez-Tris (2004) show that Robins during the winter appeared with separated ages in different habitats. Cuadrado’s (1995a) winter studies of Black Redstart correspond to the described population structure on Cyprus and Crete. Site fidelity often involves an early arrival to the winter sites among older and experienced individual, in a similar way to what happens in the breeding areas. This can result in stronger dominance and higher success, especially for older males that signal higher status with plumage traits (Holberton et al. 1990). Many studies in winter areas have reported that adult

birds in general are dominant over younger individuals (Ketterson 1979, Ewald & Rohwer 1980, Piper & Wiley 1989).

This study and Cuadrado’s (1995a) study in Spain treat two different winter populations with separated geographical origin (Hempel & Reetz 1957, Erard & Yeatman 1967, Glutz & Bauer 1988, Landmann 1996). In spite of that, the results show that older males in the winter quarters behaved differently to younger males. Recoveries of ringed birds in Cuadrado’s study area indicate that adult males have a significantly better chance of survival than female-like birds. This is possibly the case on Cyprus and Crete, as also is indicated by Cuadrado, that only the most dominant males are capable to maintain territories when suitable habitats are scarce. Studies of female strategies to gain individual advantages in such a situation are of great interest to get a more complete picture of the Black Redstart winter ecology in the Mediterranean.

Epimeletic behaviour in airborne Common Swifts *Apus apus*: do adults support young in flight?

Epimeletiskt beteende hos flygande tornseglare Apus apus: hjälper vuxna de unga i flykten?

OLLE TENOW, TORBJÖRN FAGERSTRÖM & LARS WALLIN

Abstract

Seven cases of presumed epimeletic behaviour of adult Common Swifts toward flying young were recorded. The behaviour varied from adults escorting the young, over episodes when part of the colony swirled around the newcomer, to instances when an adult touched the young from below. A flying dummy was also encircled when exposed to adults. An eighth case was a non-aggressive behaviour of a migrating Swift toward a fledged soliciting House Martin. The behaviour seems to be a parallel to the care-giving (epimeletic) behaviour in cetaceans, e.g. dolphins, and is therefore seen as an airborne epimeletic behaviour. The Common Swift and dolphins have adapted to elements which are extreme to birds and mammals. If a Swift fledgling falls to the ground or a new-

born dolphin (or an injured adult) sinks in the water, each will succumb. Over evolutionary time, therefore, epimeletic behaviour should have been favoured. The identical behaviour of adults of different animal taxa in different environments is here seen as behavioural convergence.

Olle Tenow, Department of Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, P.O. Box 7044, SE-750 07 Uppsala, Sweden; E-mail: olle.tenow@blixmail.se

Torbjörn Fagerström, Mosstorp, SE 740 10 Almunge, Sweden

Lars Wallin, Grönstensvägen 36, SE-752 41 Uppsala, Sweden.

Received 26 March 2008, Accepted 15 April 2008, Editor: S. Svensson

Introduction

When young Common Swifts *Apus apus* make their first, unsteady flight, they may be approached rapidly and closely by adults of the colony. This behaviour has been interpreted as aggressive (e.g. Goethe 1939). Here we report on such behaviour but interpret it as epimeletic.

Epimeletic (Greek: care-giving) behaviour (Scott 1958) has been studied extensively in cetaceans (whales, dolphins and porpoises) (Caldwell & Caldwell 1966, Connor & Norris 1982, Gowans, Würsig & Karczmarski 2007). Care-giving is widespread in vertebrates including fish and invertebrates e.g. insects (Guyot 2004). In this sense, it means feeding, protecting and/or defending offspring by parents. In a more specific sense, as studied in cetaceans, epimeletic behaviour is care given by adults, often collectively, to adults and non-relatives as well as to offspring, as a response to care-soliciting behaviour (Scott 1958, Caldwell & Caldwell 1966).

Following Scott (1958), Caldwell & Caldwell (1966) discriminated between two types of epime-

letic behaviour in cetaceans, “nurturant” if care is directed toward young, and “succorant” if directed by adults to adults. Succorant behaviour was broken down into (i) “standing by” which is to remain in or approach the area of a distressed species member but without rendering assistance, (ii) “excitement” includes approaching an injured comrade and showing hyper-excitability or distress, and (iii) “supporting behaviour” is when one or more animals support an injured individual in body contact at the surface. Distress may be vocalized or silent (Caldwell & Caldwell 1966). Succorant behaviour involving two different species has sometimes been seen (Caldwell & Caldwell 1966) which has been characterized as “spill-over” reactions (Norris & Dohl 1980).

Like many cetaceans, Swifts are gregarious and live in large colonies where nesting sites abound. Similarly, they join in coordinated social behaviour, e.g. what is known as “screaming parties” which circle the breeding place. Swifts are adapted for high speed flight and an airborne life. Compared with most other aerial feeders as hirundines (e.g. House Martin *Delichon urbica* and Barn Swallow

Hirundo rustica), Swifts have a low manoeuvrability and are unable to fly at lower speeds (Chantler 2000, Henningson, Spedding & Hedenström 2008). Swifts spend most of their time in the air, occasionally also mating there as well as roosting at high aerial altitudes (Bromhall 1980, Tarburton & Kaiser 2001, Bäckman & Alerstam 2001; see also Holmgren 2004). If fallen to the ground, a Swift with its long wings and short legs will get on the wing again with some difficulty (young Swifts, see Schulte 2000). Swifts exist under conditions which are imperative and similar to those of cetaceans in spite of the two animal classes living in two different elements, however both fluid and non-supporting, i.e. if not at once being able to fly or to swim, respectively, the young will fall victim to predation (Figure 2) or drown.

Our observations are from central Sweden. Most of them were made in companionship with named witnesses (see abbreviations and Acknowledgements). By comparing with cetaceans, we put Swift behaviour in an evolutionary context. In spite of technical difficulties with respect to documentation (see below), we see the possible prevalence of epimeletic behaviour in the Swift as a hypothesis that should be testable.

Observation sites and observation opportunities

The observations span more than 30 years. Most of them were made at a summer house named “Rian” at Frösåker, Västerås Commune at Lake Mälaren (59° 32' N, 16° 44' E) and some at Mosstorp, a homestead at Almunge, Uppsala Commune (59° 55' N, 18° 08' E). Rian is situated on an “islet”, about 150×60 m in size, formerly surrounded by arable land, since 1989 by a golf course. The “islet” is directed in an approximately N–S direction (Figure 1). Eight hundred metres to the SE lies the Frösåker cove which is a part of Lake Mälaren. The “islet” is surrounded to the N, W and SW by groves and beyond those there are forests. To the NE and E there is open land as also to the SE right on to the cove.

The roofs of the buildings on the “islet” are of convex tiles. Varying over the years, three to five pairs of Swifts have nested under the tiles of Rian or in openings under the eave (4 m above ground). In recent years, single pairs have also bred under the tiles of the smithy and the privy (Figure 1; 2–2.5 m above ground). One pair regularly breeds in hollows high up in each of the two oak trees (Figure 1). Furthermore, one or two pairs have every year

bred under the tiles or the eave (Figure 1; about 3.5 m above ground) of the cottage (most breeding evidenced from droppings). Thus, screaming parties of about 20 birds may circle the Rian and sometimes more than 50 birds may join over the site. Every year, House Martins colonize the mill and from time to time also the transformer house and the barn. Occasionally, however not in recent years, Barn Swallows have bred in the smithy.

Mosstorp is a small farm homestead situated on the southern slope of a moraine ridge extending in a roughly N–S direction. About 50 m north to the house there is a coniferous forest, whereas the rest of the vicinity is open fields. Like at Rian, the roof is tiles, but, in addition, about 10 nest-boxes have been erected on the walls (approx. 4 m above ground) to facilitate for the Swifts to breed. Despite the tiles being freely accessible to the Swifts, no single pair has ever bred under them. Instead eight pairs breed in the nest boxes. Just as at Rian, the Swift population in the surroundings is reasonably large, and screaming parties of 30–40 birds are frequently seen around the Mosstorp homestead.

The “next door” neighbourhood to the Swifts has offered opportunities for chance observations. Once suspicion of epimeletic behaviour in the Swift arose, summer residents on the Rian “islet” have become more observant on peculiarities in Swift behaviour and have joined in an intermittent and informal observation team. This also implied that when fledglings were found on the ground, they were handed over to one of us (O.T.) for hand-raising. They were fed balls of vitaminized and moistened mince (however, for a more suitable food, see Matthes 2006) mixed with small insects when such were available or with commercially available ant pupae. Three of the few juveniles picked up (7 juveniles over >30 years, including one which could fly immediately), died soon because they were too exhausted or severely injured. The three birds which grew to be fledged were released, if possible when members of the Swift colony were flying in the vicinity to see the reactions of adults towards the young bird. When released, the birds were gently passed into the air. No release was made at Mosstorp.

Some experiments were performed in the 1980s and 1990s. In order to elicit responses of flying adults, a free flying dummy with rubber-band driven flapping wings was used (a toy named “Tim de Ruymbeke” by Ets G. de Ruymbeke, Marseille, France). Two models were tested, the original toy and a toy specimen reshaped to and coloured as a fledgling and of the same wing span, i.e. 40



Figure 1. A bird's-eye view of the "islet" where the behaviour of Common Swifts was observed. Buildings named in the text are the "transformer house" at the southern end of the "islet", the "smithy" and the "privy" just north of Rian, and the "cottage" at the northern end. At each of the cottage and the Rian an old oak tree is growing. The elongated building with a pointed roof is the "mill" and the large building to the east, the "barn". At the southern margin of the photo three ponds are seen. The "grove" is at the western margin just south of the narrow, E-W running road. (Copyright: Lantmäteriet, SE-801 82 Gävle, Sweden.)

Observationsområdet Rian ur fågelperspektiv.

cm (Figure 2). Apart from giving opportunities to observe responses of adults present, the intention with the model experiment was to take photos of responses. These experiments were performed at Rian and Mosstorp. Reactions were seen but photographing failed due to the short duration of the flight of the models. In 2007, various free flying fixed-wing aeroplane models, propeller-driven by in-built electrical batteries, were also tested at Rian. Their wing-spans were from 30 to 45 cm. The models (Silverlit Electronics) were commercially available.

In addition, a request for independent observations was sent out on a national level by the web sites of Club300 Brevduvan and SOF (The Swedish Ornithological Society) on 30 January 2008. Two observations were received, one reported below under Independent observation and one under Discussion.



Figure 2. The dummy and the original toy model used to elicit epimeletic behaviour in Swift. On top, remains of a Swift fledgling that fell victim to a raptor close to the "Rian" (July 2007).

Modellen och leksaken som användes i försöken att utlösa epimeletiskt beteende hos tornseglarna. Överst resterna av en flygg unge som föll offer för en rovfågel vid Rian i juli 2007.

Observations with fledglings

There are seven observations of notable behaviour of Swifts towards fledglings and one towards a Swift of unknown age.

(1) *Undated observation, probably in 1974 or 1975.* An almost full-grown fledgling was found on the ground near the barn. It was hand-raised (M. M. and R. M.) and subsequently released from the “islet”. It was conspicuous, and therefore noted, that when it ascended above the cottage and the oak tree at the northern end of the “islet”, it was accompanied tightly from below as well as vividly encircled by adult Swifts. (M.M)

(2) *17 July 1979.* The following observation gave rise to the idea of epimeletic behaviour in the Swift. A well developed fledgling was found on the ground beneath one of the nests on the southern side of Rian. In this case the young bird was thrown straight off into the air toward a stubble-field between Rian and the barn. The bird lost height rapidly and the flight seemed to end on the field. Simultaneously, an adult Swift began a fly-in to the nest and met the fledgling. The adult immediately turned and caught up with the fledgling and touched it two or three times. This occurred very rapidly. For each touch, the young bird gained height and finally reached a secure altitude. Tightly encircled by several adults, it wheeled above the field between the “islet” and the barn until it and the flock, which thinned successively, disappeared towards the Frösåker cove. The young bird was distinguished from its somewhat smaller size and blunt wing tips. This occurred at day-time, the sky was overcast and there was a weak wind from south (O.T. and C.T.)

(3) *Undated observation from the early 1980s.* In 1980–1997 surveillance was less effective. Two of the three young Swifts which died (see above) were picked up during this period. However, there is one incidence:

One Swift had been trapped in the loft of the cottage, the bird probably coming from one of the two usually inhabited nests under the roof. The loft was dark except for the day-light from a window at the southern gable. Outside the gable several Swifts were circling. When the window was opened, the trapped Swift flew out and was immediately encircled by Swifts “as if they waited for the bird”. The observer supposed that the Swifts outside could have seen the trapped bird through the window. Whether the Swift was an adult or a fledgling is not known (E.L.).

(4) *15 August 1998.* On 19 July, a young Swift,

still with blood quills was found on the ground at the western side of the Rian. The young was raised until it seemed fully grown and made spontaneous attempts to fly. Our intention was to release it in the presence of adults. However, we had to leave in the middle of the day when all adults were away. After having been hand-launched on the western side of the Rian, the young bird first lost height heading towards a pond on the golf course. Just before crashing into the water, as it seemed, it turned north and ascended and reached the “grove” (Figure 1) at about tree height where it turned south. At that moment, an adult precipitated from the upper air-space, flew along-side and tightly with the young for a while and then returned to upper air. After this short visit of the adult Swift, the young Swift wheeled once more over the golf course then headed towards the cove at increasing altitude. After having passed the mill, it was again visited shortly by an adult coming from above. Then the young bird was out of sight. No voices were heard from the Swifts. It was impressive to see how rapidly the fledgling improved its flight, from being unstable initially and with rapid wing-beating, to be balanced and effective, even with intermittent gliding. (O.T., C.T., B.T., B.H. and A.H.)

(5) *13 August 2000.* A nearly full-grown fledgling was found on the ground on the northern side of the Rian on 8 August and was hand-raised. In the afternoon of 13 August, it was thrown into the air over the golf rough W of Rian. It took well on the wing, turned around the transformer house and passed the mill. We followed it running. When the fledged young approached the barn and flew over it, adults met, probably coming from a flock shortly before seen SE of the barn. The young bird gained height, seemingly from touches (D.M.). It may have heard this flock already when released and therefore headed towards it. (O.T., R.M., J.M. and D.M.)

(6) *29 July 2002.* In the evening there was great excitement among more than 50 Swifts that swarmed at the southern side of the Rian. At about half an hour after sunset, one of the nestlings that previously had been peeping out from its nest-hole under the roof on the southern side, flung itself into the air and flew towards the transformer house. Against the bright sky, we could see that an adult Swift touched the young bird so that it staggered a little. From the beginning, several adults escorted it until finally only one stayed at its side when the birds came out of sight. The young bird had a smaller wing-span than the adult Swifts, looked fatter and flew unsteadily. The sky was clear, it was

warm (18–19°C) with a weak wind from E. (O.T. and D.M.)

(7) 2 September 2007. At about 2:15 p.m., a Swift was seen making fly-ins towards the eastern gable of Rian. When checking, we discovered that a new-fledged House Martin perched in the small space between the roof ridge and the top of the vertical mid-stock of the eastern gable. The sky was overcast and the weather windy with intermittent light rain from SW. The fledged bird had probably come from the colony of House Martins breeding under the roof of the mill and had made an emergency landing for shelter. Several adult Martins still occurred at the mill. During about a quarter of an hour, the Swift made more than five fly-ins towards the fledgling, coming from the open area to the east. It did not take hold but just passed and turned out again about half a meter from the young. Now and then an adult House Martin flew in and fed the young bird which was constantly calling and sometimes begged with shivering wings. Photos were taken of the House Martin and the Swift but we did not manage to document the meeting of the two birds and did not catch whether the intense begging was also directed towards the in-coming Swift. Finally, the Swift left. (O.T. and B. T.)

(8) *Independent observation* (Stefan Asker, answer 31 January 2008 to a national request). “This occurred two or three years ago at our summer house at Seberneby on the “Alvar”, an open area in the southern part of the Isle of Öland. My daughter found a Swift on the ground beneath the tiles under which the birds breed. It was a young bird, typically with unworn light-bordered feathers. I launched it into the air. Immediately, one of the adult swifts came to assistance and very clearly pushed the young repeatedly from below. Another Swift flew rather close to the young. After the pushing, the young circled around with the 10 or so adults of the colony. At the beginning, the flight of the young was unsteady but together with the adult Swifts it rapidly became easy. It was in July/August on a sunny morning with clear sky. The tiles under which the Swifts breed are 2.5–3 m above the ground. There are low apple trees and bushes around the house and there are no other houses in the vicinity except for an old stone building.”

Experiments with dummies

Swifts reacted to both variants of the rubber-band driven model. The dummy was thrown into the air or launched from the roof of Rian and the house at Mosstorp. When the flapping dummy sank toward

the ground, Swifts dived collectively towards it, in cases even down close to the ground before they ascended (Mosstorp, 2 June 1982). The tests gave similar results in both colonies. Reactions occurred in early June as well as in July and early August. It was further noted that passing Barn Swallows (in summer) and migrating Swifts in August did not respond. However, the frequency or intensity of these reactions or the lack of reactions was not studied systematically. Preliminary observations with the fixed-wing models indicated that they were less enticing than the flapping models.

Discussion

At our sites, Swifts nest a few metres above ground close to people in an open landscape (Figure 1) where the course of events can be followed even on foot (15 August 1998; 13 August 2000; 29 July 2002). Thus, we have ample opportunities to observe Swift behaviour at close distance, which is not always the case in urban areas. In addition, in most cases, fledglings were released when adult Swifts were present (undated observation 1974/1975; 17 July 1979; 29 July 2002). This also applied to the independent observation and the dummies. We have seen Swifts coming in from far away (15 August 1998) as well as from ambient air space (29 July 2002) to fly alongside fledglings on their first flight. In another observation, the fledged young and adults may have sought each other from a distance (13 August 2000). The short meetings of a fledged young and adults on the 15 August 1998 were the most clear cut case of a seemingly epimeletic behaviour because it was not followed by any other behaviour of the adults. Observations of similar kinds were reported by Tarburton & Kaiser (2001). They wrote: “The three (young) that we induced to fly all left within 20 min. One went up and was met momentarily by two others and then headed west. The second was also closely inspected by another swift for a moment [...]. The third one was the orphan and it too was given a welcoming inspection by another swift as it flew to the west”. In three cases (the two undated observations and 17 July 1979) and in the independent observation, part or all of the Swift colony engaged in vivid circling around the newcomer as well as in one of the dummy experiments when adults followed the dummy close to the ground.

Some of the circlings were preceded by body contacts (17 July 1979, 13 August 2000, 29 July 2002). These touches were very rapid and it was not possible to catch from which direction they

came. In the case of the 17 July 1979 observation, the fledgling should at once have tumbled down to the ground if the touches had been from above and aggressive as we thought instantly. Instead, it gained height. Thus, we concluded that the touches were from below. The same applies to the observation on 13 August 2000. These indications are substantiated by the distinct pushing from below seen by Stefan Asker (Independent observation). One purpose of provoking adults to react on the dummies was to take photos of touches (which failed, see above) and by that document from which direction they came.

The reaction of the Swift to the fledged House Martin on 2 September 2007 is hard to interpret. The “islet’s” own Swifts had left already in the middle of August and the Swift should have been a migrating individual which continued its migration after the visit. It was a day of gusty winds and intermittent light raining. Normally, fly-ins for roosting occur well after sunset in late summer (Holmgren 2004). In this case they occurred in daylight in early afternoon. The vigorous flight of the Swift and the many fly-ins without any attempt to hang up indicated that it neither intended to roost for the day nor to perch due to exhaustion. The Swift is an aggressive bird and it could easily have chucked out the House Martin as we have seen Swifts do with chicks and nests of the Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* nesting on the top of the vertical mid-stock of the western gable of Rian. However, fights among Swifts or with House Sparrows *Passer domesticus* or Tree Sparrows *Passer montanus* mainly concern nesting places after the Swifts’ arrival to breeding grounds in early summer. Thus, it seems unlikely that a migrating Swift in September should spend time and energy on any aggressive behaviour.

Swifts sometimes harass birds of prey that pass their air territory, i.e. following or circling around the predator, although from a respectful distance. Could the reactions to the dummies have been harassment? The shape of the dummies was the same as that of a Hobby *Falco subbuteo* however with a wing-span of only half of the Hobby’s (Figure 2). We have seen Hobbies both take and unsuccessfully chase Swifts at Rian (O.T.) and at Mosstorp (T.F.) (cf. Figure 2). Because the Swifts approached the dummy very closely rather than keeping a distance, we assume that the responses of adult Swifts to the flapping dummies were of the same kind as their responses to fledged young (if not of curiosity or just for fun). On the other hand, when confronted with the fixed-wing models which fly rapidly and

excellently, the Swifts may have hesitated to approach.

Obviously, as we see it, there is a remarkable parallelism in the behaviour of the Swift with caregiving in cetaceans. Therefore, the terminology for cetacean behaviour is applied to the Swift. Accordingly, the “well-coming” (Tarburton & Kaiser 2001) and escorting of the young that we have seen (15 August 1998 and 29 July 2002), as well as the reactions to the dummies, are assigned to “standing by” and the vivid circling of colony members around newcomers (the two undated observations, 17 July 1979 and 13 August 2000) and the dummy to “excitement”. The pushing from below of new-fledged birds by adults is seen as “supporting behaviour” (17 July 1979, 13 August 2000 and the independent observation). Concerning the repeated fly-ins of the Swift towards the new-fledged House Martin on 2 September 2007, we note that this occurred across the border between two widely separated taxa (Apodiformes and Passeriformes) but make no interpretation other than that the behaviour seems to have been non-aggressive.

We have found four published observations on similar behaviour as we have described here. One is the “welcome” ceremony reported by Tarburton & Kaiser (2001, see above). Two others are on adults touching fledglings wing to wing or flying close to them (Wendt 1988, Hampe 1990). This occurred regularly when the young were hand-launched at day-time, in several cases far from where the young were born (Hampe 1990). According to both observers, it is unlikely that the touching or escorting adults were parents to the fledglings. This should also apply to the adults observed in 1974 or 1975 (undated) and on 15 August 1998. Compare also the reactions of the Swifts to the dummies. The fourth is by Goethe (1939), see below. Thus, attention may be collective just as in dolphins (e.g. Gowans et al. 2008). Perrins (2002) notes that fledglings may not receive further parental care from the moment that they leave the nest. However, we hypothesize here that a form of care resembling epimeletic behaviour in cetaceans may indeed prevail in Swifts, although the evolutionary explanation may be different.

All observations except one (29 July 2002) were made at day-time when adults are on the wing to meet fledglings. However, the large majority of fledglings depart at late dusk when no parents or adults are around (Kaiser 1984, Perrins 2002, Erich Kaiser pers. comm.). This may seem incompatible with any evolution of an airborne care. Nonetheless, the observed behaviour is repeated in a stereotyped manner, whether a fledgling is hand-launched at

day-time or departs spontaneously at dusk, or when a dummy is launched. This indicates a long adaptive tuning.

It is notoriously difficult to study Swifts and cetaceans in their natural elements, the upper air and the deep sea water. Much of their behaviour therefore remains unknown. The reasons for the scarcity of published reports on adult/fledgling interactions in the Swift are at least five-fold: Swifts have nested under tiles close to Man for only a short time (in Sweden, mainly since the beginning of the 19th century after tiles were introduced: Fagerström 1988, Svensson 1999), optimal local setting for observations is rare, the different types of behaviour are rare, they occur very rapidly, and naturalists observing them are rare. In contrast, written-down hearsays on cetacean behaviour go back into antiquity (Aristotle, in Caldwell & Caldwell 1966), followed by evidences told by whalers and in recent time replaced by scientific documentation (e.g. Kellogg 1961, Caldwell & Caldwell 1966, Norris & Dohl 1980, Connor & Norris 1982). Such meetings with the large and, compared with Swifts, slow-moving animals have offered opportunities to observe behaviour details despite difficulties (e.g. Felix 1994, Ritter 2007).

A life in the air seems to have brought about a more sophisticated epimeletic behaviour in the Swift than in, e.g., passerine birds. Many passerines nest in forests and when a fledgling leaves the nest and falls to the ground, it can partly fly, partly climb a tree and reach security and there obtain continued feeding from its parents (cf. the House Martin, 2 September 2007). In contrast, the new-fledged Swift has to enter the air successfully, either by itself or, according to our hypothesis, with assistance from parents and/or part of the Swift community, and thereafter feed itself.

This behaviour seems to be specific to the Common Swift (but could conceivably prevail also in other *Apus* species). To our knowledge, there is nothing the like in, e.g., passerines which obviously do not need it. As one exception, in another aerial feeder, the House Martin, both a parental and a collective airborne care of its young has evolved (Lind 1960). In a taxonomically more distant family, Alcidae (Alciformes), the fledglings of some species are in a predicament similar to that of young Swifts. When the half-grown young of the Common Murre *Uria aalge* and the Thick-billed Murre *U. lomvia* jump from high cliffs and try to fly to the sea, some drop to the stony shore between the cliff and the sea and run the risk of being severely injured or fall victim to predation. In these species

and in the Little Auk *Alle alle*, parents escort their offspring during the flight to the water (Harding, van Pelt, Lijfeld & Mehlum 2004, "Ut i naturen", Norsk Rikskringkasting January 8, 2008 <http://www1.nrk.no/nett-tv/klipp/324045>). In addition, there are unambiguous observations of *Uria* spp. parents pushing their fledgling young from below (Lars von Konow, pers. comm., see Appendix) or carrying them airborne to the sea (Ossian Olofsson 1925, see Appendix) which corroborate old observations (Sørensen 1859, Hans Christopher Müller 1862 in von Droste 1869). It has also been shown that breeding Thick-billed Murres sometimes adopt unrelated eggs and chicks (Gaston, Eberl, Hipfner & Lefevre 1995) and, as a consequence, most probably guide these unrelated fledglings to the sea in due course.

One alternative to our interpretation is that the close approach of adults to fledged young Swifts is an act of aggression (Goethe 1939, Erich Kaiser, pers. comm., Jan Holmgren, pers. comm.). Mobbing and even killing of conspecifics that behave or look abnormal is well documented (Goethe 1939). According to the "aggression hypothesis", the initially unstably flying young Swifts are perceived to be abnormal and are therefore met with aggression. The same should apply to the Herring Gull *Larus argentatus* (Goethe 1937, p. 43). Each interpretation might include that curiosity is involved. It is a lot of subjectivity in either interpretation (cf. Swift/bat encounters, Näfe 1997) and neither can be settled until details of behaviour have been documented unequivocally. However, airborne epimeletic behaviour is found in other bird orders (see above). Pushes from below occur in alcids. The young Swift which left spontaneously at dusk (29 July 2002) did not hesitate to meet the excited flock outside. The same applies to the trapped bird (undated observation, early 1980s) which could have been an adult Swift. It is also evident that young Swifts may be visited and encircled after that a stable flight has been achieved (e.g. 15 August 1998, the independent observation). Further, the fly-ins towards the young House Martin did not seem aggressive (2 September 2007). We find that this and the parallelism with alcids point at an epimeletic rather than an aggressive behaviour and that the "epimeletic hypothesis" has the greatest explanatory power for a diversity of behaviour.

Over evolutionary time, cetaceans and Swifts have adapted to a full-time (or almost full-time) dwelling in an environment which was extreme to mammals and birds. During this time, an increasing ability to assist and prevent offspring from drown-

ing and falling to the ground, respectively, should have been a fundamental positive selective force. In dolphins there is a sophisticated parental cooperation among females. Newborn can swim but are often supported from below by the mother (Caldwell & Caldwell 1966, Darling & Taber 2001). When the foetus was expelled, adults swam under and to each side of the rising infant, apparently to secure that it reached the surface safely (Caldwell & Caldwell 1966, Connor & Norris 1982). One can note the close similarity in behaviour of Swifts surrounding the young from below and from the sides when it ascended in the air (undated observation 1974/1975). An identical behaviour in the two cases may be explained as a behavioural convergence as a response to an identical lethal threat to the newcomer in the sea and in the air, i.e. to sink.

It seems likely from the available evidence that adult Swifts will approach and attempt to rescue any fledgling as their own offspring that they perceive to be at risk of sinking to the ground. Swifts do not recognize their own offspring (Erich Kaiser, pers. comm.). Hence we hypothesize that this behaviour is to a high degree misdirected parental care (as in the Thick-billed Murre; Gaston et al. 1995) although in effect non-parental. In evolutionary terms this would imply that the adults perform a truly altruistic behaviour in case non-related fledglings are at stake, and a non-altruistic one when their own offspring are at stake. The probability of either category would be roughly a function of colony size N , with $1/N$ being the probability of non-altruistic behaviour and $1-1/N$ the probability of altruistic behaviour.

How can the seemingly altruistic behaviour be explained in terms of individual selection? We suggest that there has been an evolutionary advantage to this behaviour, despite the implied element of altruism. First, the epimeletic behaviour is likely to have been rather “cheap” for the adults, i.e. the costs of performing a rescue operation are likely to be small. Hence, from a cost-benefit point of view this behavioural trait could evolve even if the altruistic element was substantial. Second, during much of the evolutionary history of Swifts, the altruistic element may in fact have been small because Swifts originally nested in sparse tree holes (as they still do in northern Scandinavia), suggesting a small N -value (with $N=1$ the altruistic element disappears altogether).

Acknowledgements

These persons observed Swift behaviour and assisted at the release of hand-raised young swifts: Björn and Agneta Hasselhuhn (B.H., A.H.), Märta Malmberg (M.M.), Ragnar, Jacob and David Malmberg (R.M., J.M., D.M.), and Britta and Christian Tenow (B.T., C.T.). Some also reported their own observations: Eivor Larsson (E.L.) and M.M.. Jan Tenow assisted in raising some of the fledglings. We are much obliged to these persons. Those who were involved affirmed our descriptions of the specific observations. We are obliged also to Heléne Lundkvist and Göran Andersson for launching a request on Swift behaviour and to Stefan Asker and Lars von Konow for answering and thereby contributing to the observations. Bergur Olsen gave valuable references to old Faroese information on alcids. We owe thanks to Ulrich Tigges, Erich Kaiser and Jan Holmgren for letting us share their experience of Swift behaviour and references thereupon. Arne Nilssen informed about the Norwegian TV programme on alcids. Mike Tarburton and two anonymous reviewers suggested improvements of the manuscript which is gratefully acknowledged. Finally, we benefited greatly from Ulrich Tigges' web site <http://www.commonswift.org>.

References

- Bäckman, J. & Alerstam, T. 2001. Confronting the winds: orientation and flight behaviour of roosting swifts, *Apus apus*. *Proc. Royal Soc. London* 268: 1081–1087.
- Bromhall, D. 1980. *Devil Birds. The Life of the Swift*. Hutchinson and Co. Ltd, London, Melbourn, Sydney, Auckland, Wellington and Johannesburg.
- Caldwell, M. C. & Caldwell, D. K. 1966. Epimeletic (care-giving) behaviour in Cetacea. Pp. 755–795 in *Whales, Dolphins, and Porpoises* (Norris, K. S. ed.). University of California Press, Berkeley and Los Angeles.
- Chantler, P. 2000. *Swifts. A Guide to the Swifts and Treeswifts of the World*. Yale University Press, New Haven and London, 2. ed.
- Connor, R. C. & Norris, K. S. 1982. Are dolphins reciprocal altruists? *Am. Nat.* 119: 358–374.
- Darling, J. & Taber, A. 2001. Gray whale. Pp. 256–260 in *The New Encyclopedia of Mammals* (Macdonald, D. & Norris, S. eds). Oxford University Press.
- Droste, von, F. 1869. Vogelfauna der Färöer (Färöernes Fuglefauna af Sysselmand Müller 1862.). *Journal für Ornithologie* 17: 341–355.
- Fagerström, T. 1988. Tornseglare *Apus apus*. Pp. 241–244 in *Fåglar i jordbrukslandskapet. Vår Fågelvärld Supplement 12* (Andersson, S. ed.) (In Swedish with an English summary.)
- Felix, F. 1994. A case of epimeletic behaviour in a wild bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in the Gulf of Guayaquil, Ecuador. *Investigations on Cetacea* 25: 227–234.

- Gaston, A. J., Eberl, C., Hipfner, J. M. & Lefevre, K. 1995. Adoption of chicks among Thick-billed murre. *Auk* 112: 508–510.
- Goethe, F. 1937. Beachtungen und Untersuchungen zur Biologie der Silbermöwe (*Larus a. argentatus* Pontopp.) auf der Vogelinsel Memmertsand. *Journal für Ornithologie* 85(1), 119 pp.
- Goethe, F. 1939. Über das „Anstoß-Nehmen“ bei Vögeln. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 3: 371–374.
- Gowans, S., Würsig & Karczmarski, L. 2007. The social structure and strategies of delphinids: predictions based on an ecological framework. *Adv. in Marine Biol.* 53: 197–294.
- Guyot, G. W. 2004. Caregiving. Attachment behaviours. *Encyclopedia of Animal Behavior* 1: 175–177.
- Hampe, H. 1990. Zum Freilassen aufgezogener Mausegler, *Apus apus*. *Beiträge zur Vogelkunde* 36: 128.
- Harding, A. M. A., van Pelt, T. I., Liffeld, J. T. & Mehlum, F. 2004. Sex differences in Little auk *Alle alle* parental care: transition from biparental to paternal-only care. *Ibis* 146: 642–651.
- Henningson, P., Spedding, G. R. & Hedenström, A. 2008. Vortex wake and flight kinematics of a swift in cruising flight in a wind tunnel. *J. Exp. Biol.* 211: 717–730.
- Holmgren, J. 2004. Roosting in tree foliage by Common Swifts *Apus apus*. *Ibis* 146: 404–416.
- Kaiser, E. 1984. Neue Ergebnisse über das Ausfliegen junger Mausegler (*Apus apus*). *Die Vogelwelt* 105: 146–152.
- Kellogg, W. N. 1961. *Porpoises and Sonar*. The University of Chicago Press.
- Lind, E. A. 1960. Zur Ethologie und Ökologie der Mehlschwalbe, *Delichon u. urbica* (L.). *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 21(2), 123 pp.
- Matthes, H. 2006. Recovery of a hand-reared Common swift (*Apus apus*). *APUSLife* No. 3035 (<http://www.commonswift.org/3035Matthes.html>).
- Näfe, M. 1997. Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) wird von einem Mausegler (*Apus apus*) verfolgt. *Nyctalus* (NF) 6: 312–313.
- Norris, K. S. and Dohl, T. P. 1980. The structure and functions of Cetacean schools. Pp. 211–261 in *Cetacean Behavior: Mechanisms and Functions*. (Herman, L. M. ed.). John Wiley and Sons, New York, Chichester, Brisbane and Toronto.
- Olofsson, O. 1925. How do the young alcids leave their nesting places? *Fauna och Flora* 20: 90–91 (In Swedish.)
- Perrins, C. 2002. Common Swift (Swift) *Apus apus*. Pp. 443–445 in *The Migration Atlas. Movements of the Birds of Britain and Ireland* (Wernham, C, Toms, M., Marchant, J, Clarc, J., Siriwardena, G. and Baillie, S. eds). T. and A. D. Poyser, London.
- Ritter, F. 2007. Behavioral responses of rough-toothed dolphins to a dead newborn calf. *Marine Mammal Science* 23: 429–433.
- Schulte, K. 2000. Fledging of young swifts. – *APUSLife* 2000, No. 2400.
- Scott, J. P. 1958. *Animal Behavior*. The University of Chicago Press.
- Sørensen, H. J. J. 1859. Nogle bemærkninger om Færøerne, foranledigede ved den Framstilling af Forholdene på bemeldte Øer. – In *Den Danske Stat 1855–57* (E. Erslev ed.).
- Svensson, S. 1999. Tornseglare *Apus apus*, Svensk fågelatlas. *Vår Fågelvärld*, Supplement 31: 294–295. (In Swedish.)
- Tarburton, M. K. & Kaiser, E. 2001. Do fledgling and pre-breeding Common Swift *Apus apus* take part in aerial roosting? An answer from a radiotracking experiment. *Ibis* 143: 255–263.
- Wendt, E. 1988. Zum Ausfliegen junger Mausegler (*Apus apus*). *Die Vogelwelt* 109: 128–129.

Sammanfattning

Ursprungligen var tornseglaren *Apus apus* L. en inte så vanlig urskogsfågel som häckade i glest spridda gamla hackspettshål. En revolution ägde rum när taktegel började användas allt mer från 1800-talets början. Med det större utbudet av lämpliga boplatser under det kupiga teglet kunde glesbygdens bli en utpräglad kolonibildare och populationerna ökade kraftigt. Tornseglarna tillhör nu våra mest synliga fåglar där de kretsar högt i det blå eller högljutt och halsbrytande formationsflyger runt husen och när andra fåglar slutat att höras, hörs tornseglarens ”screaming parties” sommaren ut.

Trots denna se- och hörbara närvaro har tornseglaren varit och är fortfarande en gåtfull och okänd fågel. Artens extrema anpassning till ett konstant luftburet liv, frånsett häckningstiden, gör den svårstuderad. Livet i luften har inneburit flera specialanpassningar som man trots svårigheterna nu känner till och har dokumenterat. Maximala flyghastigheten matchas bara av huvudfienden lärkfalken och några arter till. Fåglarna kan para sig i flykten. Övernattning sker ibland högt upp i natthimlen. Men de kan också hänga upp sig för vila på väggar och murar och i lövverk. Bland det gåtfulla finns t.ex. varför kolonien vuxna fåglar ibland snabbt och nära uppvaktar ungfåglar under flygdebuten. Det är temat för vår uppsats.

Om tornseglaren är svårstuderad i sitt rätta element är den desto lättare att komma in på livet när den häckar eftersom den delar bostad med oss själva. Genom att inifrån och osynligt för fåglarna studera familjelivet har man lärt mycket om föräldrars och ungers beteenden. En kunskap som är relevant här är att flertalet ungar lämnar boet sent i skymningen, möjligen som en anpassning så att de osäkert flygande ungfåglarna inte ska dödas av dagrovfåglar. Man vet också att väl utflugna måste den unga tornseglaren söka föda själv.

En nackdel med den extrema anpassningen är att tornseglaren vid låga hastigheter har svårt att flyga och manövrera och skulle den hamna på marken kan den ha svårt att ta sig upp igen. De långa vingarna hindrar och den kan inte som en tätting ta sats med sina korta ben (latinets apus = utan fot). En

vuxen kan ändå komma på vingarna igen om den inte hindras av vegetationen men en flygg ungfågel kan lätt bli byte för rovdjur (Figur 2).

Här rapporterar vi om äldre tornseglares ”uppvaktning” av flygdebuterande ungfåglar och tolkar beteendet som *epimeletiskt*. Epimeletiskt (från grekiskan: vårdgivande) beteende visar de flesta djurarter mot sin avkomma, d.v.s. vårdar, skyddar och försvarar sina ägg och/eller ungar. Hos en del sociala däggdjur omfattar beteendet även vuxna individer i nöd. I den betydelsen har begreppet epimeletiskt framför allt tillämpats på valdjurs beteende, t.ex. vid studiet av delfiner. Beteendet har indelats i tre underkategorier: *beredskap* (standing by), d.v.s. att valar och delfiner stannar kvar eller närmar sig en stressad flockmedlem utan att ge hjälp, *upphetsning* (excitement), att komma till en kamrat i nöd och visa oro, t.ex. genom att cirkla runt kamraten, och *stöd* (supporting), att en eller flera individer stöder, följer och lyfter upp en nyfödd kalv eller skadad medlem till vattenytan. Det epimeletiska beteendet kan också korsa artgränser och har då kallats *överspillsreaktioner* (spill-over reactions). Här jämför vi tornseglarens beteenden med främst delfiners. Jämförelsen kan tyckas egendomlig men tornseglare under sin första flygtur och nyfödda eller skadade delfiner har ett gemensamt: båda lever i flytande, icke-bärande element, luft resp. vatten, och sjunker de, riskerar de att dö. Jämförelse görs också med alkfåglar (sillgrisslor).

Observationerna gjordes vid två boställen, ett i den centrala (Figur 1) och ett i den östra delen av den mellansvenska landsbygden, vardera med cirka 10 bon i tornseglarkolonin. Möjligheterna till iakttagelser har gynnats av att husen är låga med bona högst 4 m över marken och att husen är belägna i öppna landskap. Sju observationer av anmärkningsvärda beteenden av äldre fåglar riktade mot ungfåglar noterades över ett 30-tal år. Via ett upprop inom landet fick vi också en oberoende observation (från Öland) och en om alkors beteende (Lofoten). De flesta iakttagelserna gjordes när unga tornseglare hittats på marken och kastats upp i luften, antingen efter handuppfödning eller direkt om de verkade flygfärdiga. Detta gäller också den öländska observationen. För att iaktta tornseglarkoloniernas reaktioner gjorde vi också experiment med en friflygande modell av en tornseglare (Figur 2).

Beteendena har varierat från att enstaka vuxna tornseglare kommit ner från hög höjd för att ett kort tag flyga nära och jämsides med ungfågeln innan de återvänt till det övre lufthavet (en observation), över att hela eller delar av kolonin snabbt

cirklat runt och tätt under den unga fågeln (tre observationer), till att en vuxen puffat underifrån (tre observationer). När ungfågeln vunnit höjd och flykten stabiliserats har kolonimedlemmar fortsatt att cirkla runt ett tag innan svärmen tunnats ut. Samma cirklande gjordes runt den flygande attrappen. En observation gäller över artgränser: en tornseglare gjorde en stunds uppehåll i sin flyttning (2 sept.) och flög flera gånger an mot en utflugnen hussvaleunge som tiggde intensivt där den nödlandat på en husgavel. – Vad vi vet, har puffanden underifrån aldrig observerats hos tättingar som inte heller behöver beteendet eftersom utflugna ungar kan mellanlanda i skydd och där matas (jfr hussvaleungen).

Det finns en påfallande likhet mellan tornseglarens beteende mot ungfåglar och delfiners vårdgivande beteende. Därför tillämpar vi här samma uppdelning. ”Eskorterandet” av ungfåglar tolkas följaktligen som en *beredskap* från de vuxnas sida att ingripa, cirklandet runt nykomlingen och attrappen är tecken på *upphetsning* och puffar underifrån är *stöd*. Enligt vår tolkning har ett identiskt hot, att sjunka, drivit två mycket olika djurformer mot samma beteende.

Samma hot gäller unga sillgrisslor. Ungfågeln hoppar från bohyllan i klippstupet och flyger ut mot havet innan de ens är halv vuxna. Ibland hamnar de i stenskravlet mellan klippstupet och strandkanten och blir där ett lätt byte för trutar och fjällrävar. Föräldrarna uppvisar ett tydligt vårdgivande beteende. Under utflygningen eskorterar de ungen. Det finns också seriösa rapporter om hur föräldrar antingen bär ungen i näbben mot vattnet eller puffar ungen underifrån flera gånger så att den når ut till vattnet. En sådan observation fick vi genom vårt upprop.

Vi känner till fyra publicerade observationer av vuxna tornseglarens beteenden mot unga tornseglare, den första från 1939. Två senare publikationer rapporterar kontakt vinge mot vinge eller flygning tätt intill av vuxna. Det konstaterades också att de vuxna i de här fallen inte kunde vara föräldrar till ungfågeln. Den fjärde observationen är även den lik vår egen där vuxna seglare kom ner till och ledsagade den unga fågeln. Beteendet betecknas som en ”välkomnande inspektion”.

En alternativ tolkning är att uppvaktningen är en aggressiv handling. I uppsatsen från 1939 beskrivs anflygningen som förföljelse och angrepp. Det är väl känt att skadade och sjuka djur med sitt avvikande beteende och individer med avvikande färg kan angripas av artfränder. Utflygande unga tornseglare flyger vingligt med ovana vingslag innan

flykten strax blir effektiv. Enligt den ”aggressiva” tolkningen skulle den osäkra flykten utlösa aggressionen.

I båda tolkningarna finns ett stort mått av subjektivitet. Trovärdigheten i den ena eller andra kan bara bedömas om detaljer i beteendet dokumenteras, t.ex. genom fotografiska belägg ”alive” och/eller med användning av attrapper. Vad man kan peka på är att ett luftburet kollektivt epimeletiskt beteende har observerats hos hussvalan som också den är anpassad för ett liv i luften. Puffar underifrån har setts hos alkor. Vi beskriver här också hur en ung tornseglare i skymningen spontant lämnar boet och utan rädsla (som det syntes) kastar sig ut mot koloniflocken som svärmar upphetsat utanför. Ungfåglar uppvaktas också efter att deras flykt stabiliserats. Till detta kan läggas att anflygningen mot den unga hussvalan av allt att döma inte var aggressiv. Vi finner med detta och parallellen med alkor att beteendet är epimeletiskt snarare än aggressivt och att den vårdgivande tolkningen har den största förmågan att förklara de olika beteendena.

En invändning mot uppkomsten av ett epimeletiskt beteende hos tornseglaren är att vuxna och ungfåglar aldrig möts i luften eftersom de vuxna redan vilar i boet när ungfågeln flyger ut i skymningen. Vi konstaterar att beteendet finns och att

det stereotypa draget tyder på en finjustering under lång tid.

Utflygande unga alkor eskorteras av sina föräldrar medan unga tornseglare uppvaktas av kollektivt och i vissa fall uppenbarligen av andra än föräldrarna. Är tornseglarnas beteende alltså exempel på oegennyttia (altruism)? Det förs en omfattande diskussion om altruism förekommer hos djur eller inte. Enligt förhärskande teori innebär en hjälp till andra än den egna avkomman eller till nära släktingar alltid en förlust för givaren som i långa loppet gör att beteendet försvinner eller aldrig etableras. Man vet att tornseglaren inte känner igen sina egna ungar. Så länge tornseglaren var en relativt glest häckande urskogsfågel fick de egna ungarna automatiskt all omvårdnad. En hjälpaktion riktad mot en utflygande ungfågel gällde därför den egna avkomman och beteendet bör ha verkat för ett positivt urval. Vid uppkomsten av större kolonier minskade chansen att en ungfågel i nöd var den egna avkomman men beteendet bestod. Vi föreslår två huvudorsaker till detta: tornseglaren uppfattar varje utflygande unge som sin egen och är beredd att ”rädda” den samt att kostnaden för en räddningsaktion är försumbar i sammanhanget. Altruismen skulle m.a.o. vara missriktad ”egennyttia”.

Observations on the Common Murre *Uria aalge*

Location and date were the eastern side of Isle of Väröy, the next outermost island of the Lofoten island chain, Norway, at the July/August shift in 1972. The mountain at this part reaches 300 m a.s.l. and the cliffs with their ledges precipitate vertically to a slab stone shore, 50–75 m in width until the sea meets. On 4 or 5 August there was a common fly-out of young Murres, well anticipated by local residents who gathered on the shore to pick up and carry to the sea fledglings that fell on the stony shore. Often the young that fell among the stone rubble came off well and helped themselves to the sea and their waiting parents. However, of course some fell victims to hungry gulls. At three occasions, I could see how an adult Murre flew under the young and pushed it upwards one or two times so that it landed right out in the water. This was seen with field glasses (Zeiss 7x42) in a good afternoon and evening light during the prevailing period of midnight sun. I saw the birds very fine, obliquely from below and from the side. My position was on the rubble shore halfway between the seashore and the cliff where the birds nested. In spite of an active searching, I failed to find the Thick-billed Murre *U. lomvia*. Thus, all Murres seen were of the species *Uria aalge*. (Lars von Konow, answer 19 February 2008 to a national request)

How do the young alcids leave their nesting places? (Abbreviated from Swedish)

In the summer of 1910, I camped a few days (28–31 July) at Cape Diabas at the mouth of Sassen Bay (Isfjorden, Spetsbergen). During the fine nights when the sun stood at the cape, I used to keep at the near bird-mountain, taking photos and making observations. When sitting high up on the mountain and looking down toward the glassy water of the fjord, one sometimes saw a young auk [*Uria lomvia*] being piloted to the water. I was not in the position to see the preparation itself of the descent. First when the descent had started, could I observe and then follow it. By that, one of the parents and the young flung out from the mountain side, the adult with a firm hold by the bill over the back of the young. Whether the grip was over the back proper or at the base of the wing, I cannot settle now. When this happened, I was not aware that the question was not investigated and did not note in detail my observations which, however, stay very clear in my memory. In this grip, the young half hang, half waved its wings. The adult bird, with its neck stretched and head lowered, apparently and to a considerable part carried and steered its burden which itself seemed to contribute. The adult thus served as a sort of living parachute. Immediately after that they had plopped into the water, a diving and a fuss started, resembling a fight. The distance to the water was in this case quite insignificant why the descent occurred rapidly and with a rather steep inclination. However, it is probable that a descent can be directed so that the drop occurs quite slowly and gradually, if needed. (Olofsson, Ossian - Fauna och Flora 1925, Vol. 20: 90–91.)

Häckningsbiotop och boplatzval hos kungsörn *Aquila chrysaetos* (L.) på Gotland

*Breeding habitat and nest site selection of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Gotland.*

LARS-ERIK WISS

Abstract

Nest site features and habitats of the Golden Eagle were studied in Gotland, Sweden during 1992–2007. Here the entire population depended on suitable trees, particularly pines, for nesting. The mean age of the trees with a nest was 142 years. Only 4% of these trees were older than 200 years. The mean distance from nests to roads was about 400 meters and also the distances to permanently inhab-

ited houses and recreational cottages were rather small. Thus, the Golden Eagle is not extremely specialized in the choice of habitat. But to be successful in breeding there must be a protected area around the nest-trees.

Lars-Erik Wiss, Skolgatan 21 F, S-622 54 Romakloster, Sweden

Received 2 June 2008, Accepted 7 July 2008, Editor S. Svensson

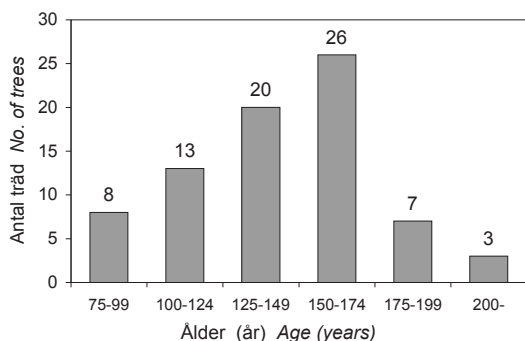
Inledning

Den svenska kungsörnsstammen, som 1999 beräknades till cirka 600 par (Svensson m.fl. 1999), har sedan länge haft sin huvudutbredning i Norrlands skogsland och i fjällkedjan. Klipphäckning dominerar i fjällen (ca. 80%) medan trädhäckningar utgör majoriteten (ca. 80%) i skogslandet (Tjernberg 1983). På Gotland har kungsörn i modern tid häckat sedan 1952 (Noréhn 1959) och stammen uppgår nu till omkring 40 par. För bobyggandet har dessa par tillgång till en skogsareal på omkring 1200 km² (Skogsstatistisk årsbok 2005).

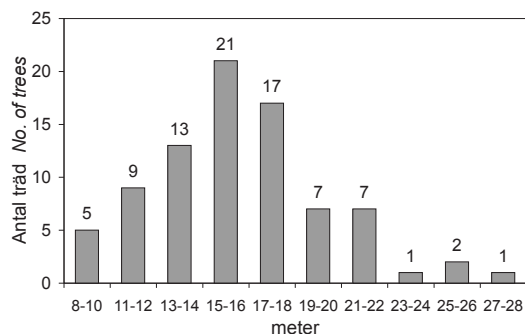
Föga uppmärksamhet har internationellt ägnats åt kungsörnsens bon och boplatser (Watson 1997). Tjernbergs uppsats utgör här ett av få undantag. Genom att följa hans metodik i min undersökning kan jag direkt göra jämförelser med de norrländska örnarna. För örnarnas stora bon krävs det i Norrland gamla kraftiga träd, ofta tall, där medelåldern är över 300 år. Träd av så aktningsvärda åldrar är mycket sällsynt på ön. Det innebär att de gotländska örnarna är hänvisade till annorlunda boplatzval. Föreliggande arbete har som syfte att klarlägga kungsörnsens val av boplatz och häckningsbiotop på Gotland. Ur artbevarandesynpunkt är detta av betydelse för främst skogsbrukets utövande men också andra intressen kan komma i konflikt med fågelskyddet.

Metodik

Insamlingen av boplatzmaterialet har genomförts under åren 1992–2007. För varje trädhäckning har ett protokoll upprättats. Med hjälp av ett relaskop har grundytan, d.v.s. summan av trädens genomskärningsyta per hektar i brösthöjd med utgångspunkt ifrån boträdet, beräknats (Söderström 1971). Jag har därigenom fått ett mått på hur tät skogen är. Samtidigt får jag också trädartsfördelningen i boets närhet. Vidare har jag gjort en enkel vegetationsbeskrivning. Beträffande boträdet har jag – utöver artbestämning – gjort en åldersbestämning genom att en borrhärna tagits ut i brösthöjd och årsringarna räknats. I sju fall räckte inte tillväxtborrens längd till utan jag har då extrapolerat fram ett värde. Till de framräknade värdena har jag lagt till 15 år då jag bedömt att det tar den tiden för att nå upp i brösthöjd. Med hjälp av höjdmätare har trädets höjd bestämts. För att erhålla diametern har jag mätt omkretsen med ett måttband för att sedan räkna om till diametermåttet. När det gäller avstånd har jag mätt på kartor beträffande längre avstånd men även trippmätare på bil har kommit till användning. Kortare avstånd har mätts med tumstock eller genom stegning. Höjden till boets bas har också mätts med höjdmätare. Boets diameter har skattats från marken genom jämförelse med längden av en tumstock. Noteringar har också



Figur 1. Åldersfördelning för tallar med kungsörnsbon. *Age distribution of pines with Golden Eagle nests.*



Figur 2. Fördelningen av höjden för träd med kungsörnsbo. *Distribution of height of trees with Golden Eagle nests.*

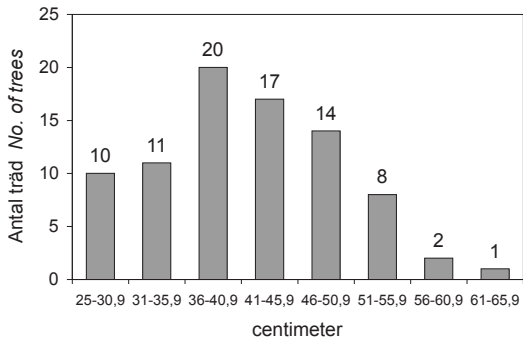
gjorts över boets placering i trädet, boform och troliga inflygningsriktningar. Enkla skisser över boträden har kompletterats med foton.

Resultat

Utöver ett antal bon som ingick i en uppsats om kungsörnens näringsval (Högström & Wiss 1992) har det fortsatta arbetet resulterat i att sammanlagt 84 boplatser ingår i denna studie. Av dessa var 83 trädhäckningar och en klipphäckning, vilken dock misslyckades. Trädhäckningarna utgjorde alltså en förkrossande majoritet. Boplatsernas karaktär varierade ändå en hel del. Jag fann här grov hög barrskog, låga nästan martallsliknande bestånd, blandskog och kvarlämnade träd på hyggen. Ibland var skogen betad av får, hästar eller nötkreatur. Markvegetationen skiftade följaktligen mycket. Relativt ofta hittade jag i boets omedelbara närhet stigar, mindre markvägar, våtar och träsk eller gläntor. Flera bon låg i eller nära skogskanter mot öppna betesmarker (4 bon), mot åkrar (6 bon) eller hyggen (26 bon mindre än 50 meter från skogskanten). Många bon upptäcktes i samband med avverkningar. Även grundytan varierade mycket. Medelvärde låg på 24 m²/ha (n = 83) med en variation från 2 (enstaka träd på hygge) till 53. Av boträden låg 32 (38,5 %) i rena tallbestånd, 25 (30,1 %) i blandad barrskog, 13 (15,7 %) i bestånd bestående av tall plus lövträd, 12 (14,5 %) i blandbestånd av barrträd och lövträd samt ett (1,2 %) i ett rent lövbestånd. Endast ett bo låg i ett torrträd av tall. Två bon var konstgjorda. Bland boträden dominerade tall *Pinus silvestris* L. med 77 exemplar (92,8 %). Medelåldern var 145,3 år (n = 77) (Figur 1). Yngsta tallen var 85 år och den äldsta 295 år. Endast tre tallar var äldre än 200 år och nio överskred ej 100 års ålder.

Även andra boträd än tall kan förekomma om än sparsamt. I materialet ingår två granar *Picea abies* (L.), en asp *Populus tremula* L., en ek *Quercus robur* L. och två björkar *Betula* sp. Den totala medelåldern på samtliga mätta boträd var 142,4 år (n = 82). Medelhöjden för de 83 boträden var 16,3 meter med en variation från 8 till 27 m (Figur 2). Tallarna var i snitt 16,0 m, björkarna liksom granarna i medeltal 20,3 m. Både aspen och eken var 20 m. Medeldiametern i brösthöjd var 41,7 cm (n = 83) med en variation från 25,3 cm till 63,7 cm (Figur 3). För tall (n = 77) var medeldiametern 41,8 cm med samma variation som ovan. Granarna mätte 46,6 cm i snitt, aspen 30,3 cm, eken 39,8 cm och medelvärdet för de båda björkarna var 41,7 cm. Vid fastställande av avstånd till hyggen begränsade jag mätningarna till ett område med radien 400 meter från boträden. I materialet kom då 33 örnböns att ingå. Jag mätte från boträd till närmaste hygge och medelavståndet blev då 66 m. Till vägar som jag antagit kan komma till användning under någon del av året, d.v.s. förutom det allmänna vägnätet även åker- och skogsvägar, blev medelavståndet 374 m. (n = 83). Även här var skillnaderna stora, från 2 m till 1,8 km. I två fall var avståndet till landsväg 40 meter. Andra företeelser som man kan tänka sig påverka boplatsvalet för örn är bebyggelse. Till permanent bebodda hus (n = 83) var medelavståndet 1,3 km med minsta och högsta värden på 200 m resp. 3 km. Medelavståndet till fritidshus (n = 39) var 0,9 km med variation från 200 m till 2,1 km.

Flertalet boträd växte på helt plan mark. Endast några få var belägna på kortare sluttningar med en svag lutning. Höjden upp till boets nedersta del var 10 m i snitt, vilket innebär nästan två tredjedelar av trädens medelhöjd. Det lägst belägna var inte högre upp än 5 m medan det var 20,5 m upp till det högst



Figur 3. Stamdiameter i brösthöjd hos boträd för kungsörn. *Trunk diameter at breast height of trees with Golden Eagle nests.*

liggande. Av de 83 bona var 46 (55,4 %) belägna på sidogrenar nära stammen och 22 (26,5 %) mellan stammar eller i stamklykor. Elva bon (13,3 %) låg på sidogrenar en bit från stammen. Resterande fyra bon (4,8 %) fanns i toppgrensvarvet. Tilläggas bör att häckkvastar bildade underlag för nio bon, d.v.s. drygt 10% av totala antalet trädbon. Bona hade en diameter på uppskattningsvis drygt en meter. Förutom det vanliga bomaterialet av grenar och kvistar ingick i en handfull kustnära bon också meterlånga rektangulära plastremor. Dessa hade örnarna hittat som strandfynd. Örnarnas sannolika inflygningsriktningar till boet var ganska jämnt fördelade över väderstrecken.

Diskussion

Krav på häckningsmiljön

Klipp- och trädhäckningar dominerar i olika delar av Europa. I centrala och södra Europa dominerar klipphäckningar (Watson 1997). Så är även fallet i Norge (Fremming 1977). I Sverige (Tjernberg 1983), Finland (Ahlgrén & Otila 2000) och Tjeckoslovakien (Voskár et al. 1969) överväger trädhäckningar och i Estland och Vitryssland föreligger enbart bon i träd (Watson 1997). Mitt material visar klart att Gotlands kungsörnar tillhör den senare kategorin.

Från Norge (Fremming 1977) och Alperna (Haller 1982) uppger författarna att kungsörn föredrar klipphäckningar om de har ett val. Det motsägs av min undersökning. Det finns nämligen inom fem eller sex av reviren tillgång till lämpliga klipphyllor som dock förblivit obebodda. Jag tycker att det borde ha dykt upp någon klipphäckning inom något av dessa revir om örnarna inte prioriterar träd. Skälen till detta tillsynes medvetna val kan vara flera. För det första är det säkerligen svårare att dölja

ett klippbo, men kungsörnen på Gotland är utsatt för relativt ringa grad av förföljelse så detta borde inte avskräcka örnarna från att häcka i klippor. För det andra kan kungsörnspar ibland ta över bon av duvhök *Accipiter gentilis* (L.) eller ormråk *Buteo buteo* (L.) vilket underlättar det egna bobyggandet i träd. Det är också ganska god tillgång på boträd på ön vilket har lett till den stora populationstätheten.

Analysen av trädreviren på Gotland visade att kungsörnen inte är särskilt specialiserad vid valet av boplatz utan istället mycket anpassningsbar. Olika typer av skog förekommer men ren barrskog dominerar. Det är helt i linje med hur skogsbeståndet ser ut på ön. Frapperande är att små och klena träd kan accepteras. Redan Tjernberg noterade detta faktum. Han redovisar för norra Sverige en brösthöjdsdiameter på 53 cm att jämföra med nu erhållna knappt 42 cm på Gotland. Inom diameterintervallet 25–35,9 cm finns 27% av de gotländska botallarna. Motsvarande värde för norra Sverige är ungefär 5%, medan 44% av träden där är grövre än 55 cm i diameter. För Gotland är endast 3,9% (tre botallar) grövre än 55 cm. För trädhöjden är motsvarande siffror 17,2 m mot 16,3 m. Dessutom kommer också betydligt yngre träd att utgöra boträd på ön, där medellåldern för tall var 145 år mot över 300 år i Norrland. Tjernberg hade där bara 7% av boträden yngre än 200 år medan på Gotland endast 3,6% var över 200 år. Man kan konstatera att de gotländska kungsörnarna är hänvisade till en annorlunda häckningsbiotop i jämförelse med de norrländska. Otvivelaktigt duger de gotländska boträden utmärkt eftersom örnstammen ökat markant sedan 1960-talet. Det väsentliga är att det finns en möjlighet att applicera bomaterial i trädkronan. Lämpliga grenklykor och stamkrökar är viktiga liksom möjlighet till fri inflygning. Detta innebär att tall till nära 93% dominerar valet av boträd trots att den endast utgör 76% av öns samtliga trädslag enligt officiell skogsstatistik (Skogsstatistisk årsbok 2005). Att tall dominerar bland boträden är därför inte så förvånande. Som boträd har ek rapporterats från England (Watson 1997) och asp från Finland (Ahlgrén & Otila 2000). Gran och björk är tidigare kända boträd från Gotland (Tjernberg 1983). Själva bona är jämförelsevis små, bara drygt en meter i medeldiameter mot 1,4 meter i Norrland. Vikten av ett gotländskt ”medelbo” med en diameter på 1 m och höjden 1 m blir i storleksordningen 100 kg om man använder sig av Kulves (1973) värde på 400 kg/m³ skogstorkad tall och gran med en vattenhalt på 40%. Tjernberg anser att de gotländska bona sannolikt är av sämre kvalitet än i norra Sverige. Jag kan inte bedöma hur sant påståendet är men

kan samtidigt nämna att det finns bon som varit i bruk sedan slutet av 1960-talet. Vårt att påpeka är också att nederbörds mängden är låg på ön. Belastningen på de bärande grenarna på grund av i boet upptaget vatten och vintertid eventuellt pålagrad snö blir härigenom lägre än i Norrland.

Den kring boet växande skogen är tätare på Gotland med en grundyta på i medeltal 24,3 m²/ha mot norra Sveriges 14,1 m²/ha. Det är kanske ett skäl till varför man ofta hittar någon form av utglesning – naturlig eller framställd – i botrådets närhet. Den kan exempelvis bestå av åker- eller hyggeskanter, traktorvägar, stigar, hällmark och vätar. Framkomligheten för örnnarna genom skogen blir ju underlättad därigenom.

Inom några häckningsrevir har jag funnit alternativbon. De kan ligga bara några tiotal meter ifrån varandra men oftast rör det sig om flera hundra meter till någon kilometer. Något av bona verkar utgöra ett huvudbo. Övriga bon blir då satellitbon, vilka blir bebodda emellanåt. Vad som styr den här växlingen är svårt att avgöra. Kanske någon form av störning, t.ex. skogsarbete, kan vara ett skäl. Efter något år kan också ett satellitbo bli nytt huvudbo. Inom många revir har jag bara funnit ett enda bo, men jag håller det inte för uteslutet att det kan finnas alternativbon även där. Materialet bedömer jag för litet för en närmare bearbetning.

Vad är det då som avgör revirets placering? Bra tillgång på lämpliga bytesdjur i form av igelkott, änder och hardjur (Högström & Wiss 1992) är enligt min åsikt helt avgörande. Sådana områden blev tidigast besatta under kungsörnsens etableringsfas på Gotland och utgör fortfarande ofta revir. Skogsmark i kombination med havsstrand eller utdikade myrar utgör miljöer som kan uppfylla kravet på bytestillgång. Inom dessa revir gäller det sedan för örnpåret att hitta passande botråd. Härvidlag visar sig fåglarna inte vara speciellt kräsna av vad som redan framgått. Sparas träd äldre än 100 år och med lämpligt utseende och om samtidigt omkringliggande bestånd på något eller några hektar lämnas kan kraven vara uppfyllda. Det finns ännu relativt gott om äldre skog kvar på Gotland. Cirka 25% av öns skogsareal utgörs av åldersklasser över 100 år (Skogsstatistisk årsbok 2005).

Hot mot kungsörnen

Människan utgör – direkt eller indirekt – det största hotet mot de gotländska örnnarna. Det har framför allt tidigare förekommit beskjutning med hagelvapen. Under mina fältarbetsår känner jag bara till två fall där man hittat hagel i en skadad örn. Däre-

mot vet jag att det finns en del jägare som upplever örnen som en konkurrent om viltet. Följande citat visar detta: ”Varför måste stammen av rovfåglar få växa oss till en börda.” ”Vi anser att jakt på rovfågel måste tillåtas, för de har blivit alldeles för många” (Thomsson 2006). Det har också framförts åsikten att med den stora örnstammen är ”säkerligen risken för örnatacker mot småhundar väl så stor som risken för stövare i vargrevir” (Gustafsson 2004). Fårägare verkar däremot inte uppleva kungsörn som något större hot även om lamm undantagsvis kan bli byte. Ett annat direkt hot kommer från skogsbruket genom kalavverkningar. Föryngringsytor kan under ett inledningskede vara positivt för örnar eftersom marken då är lätt att avjaga. Problemen dyker upp då plantskogen efter omkring 10 år övergår till en tät röjningsskog. Det blir då helt omöjligt för örn att förfölja byten där. Jag kan framför mig se ett scenario där arealen för örnnarnas jaktmöjligheter starkt kommer att minska på ön beroende på att trycket från myndigheter för att avverka har ökat under senare år. Det skulle behövas någon form av övergripande markplanering för att undvika skogsbrukets negativa sidor. Direkt kan också störningar uppstå vid arbete i skogen. Jag har uppfattningen att avverkning och körning bör undvikas från årsskiftet och sex månader framåt i närheten av örnböna. En skyddszon på minst 100 m runt boet bör då upprätthållas. Permanent bör ett skydd kring kända botråd tillskapas genom biotopskydd eller frivilliga avsättningar. Nedhuggning av botråd (fem fall) har förekommit liksom borttagande av själva boet (två fall). Indirekt har människan genom vindkraftverk svårt skadat eller dödat kungsörn (fyra fall). Betydligt fler dödsfall har oisolerade kraftledningar åstadkommit. Åren 1992–2007 har 52 kungsörnar inrapporterats döda på ön, därav 21 efter kollisioner med kraftledningar (Hjernqvist 2007). Det finns bra metoder att förhindra den här typen av dödsorsaker (Watson 1997), så det gäller för kraftbolaget GEAB att ta sitt fulla ansvar. Värre är det att förhindra kollisioner med stag till mät- och telemaster. Andra naturliga dödsorsaker är förgiftning genom pesticider och bly. Kungsörn har en fördel: den äter mycket herbivorer vilket innebär en kort 2-stegs näringskedja. Nyttjandet av sjöfågel som föda kan dock medföra en ökad risk. Genom att den gotländska kungsörnspopulationen knappast flyttar slipper den kontaminerade bytesdjur i andra länder. Naturliga dödsorsaker såsom svält och sjukdomar ser jag i dagsläget inte som några större hot.

I sydöstra Schweiz har kungsörnspopulationen närmast sig en övre täthetsgräns, vilket medfört

en ökad intraspecific dödlig konkurrens (Haller 1996). Den yttrar sig bl.a. i form av tydliga klomärken främst på främre delen av kroppen. Framför allt är det subadulta och adulta fåglar som dödas vid revirstrider. På grund av den täta gotländska populationen borde man kunna förvänta sig en hög andel som dödas vid sådana strider. Från åren 1993–2007 finns i Riksmuseets samlingar skelettmaterial från 47 gotländska kungsörnar. Av dessa har 10 individer skador på kranium, bröstben och bäcken. Skadorna kan ha orsakats av en annan örn men är oftast små och läkta. Ingen av dessa tio örnar har sannolikt dött vid kamper inom arten (Peter Nilsson in litt). Jag drar därför slutsatsen att det ännu finns bra tillgång på lämpliga obesatta revir innan ett populationsmaximum är nära.

Mer betydelsefull kommer sannolikt konkurrensen från den snabbt ökande gotländska havsörnsstammen att bli. I Norge verkar visserligen de båda arterna att dra jämt (Gjershaug & Frydenlund Steen 1998) men på den skotska västkusten konkurrerar kungsörnen ut (Watson et al 1992, Mc Grady 1997). Där föreligger en nästan total överlappning mellan de båda arternas födoval. Från Gotland finns ingen undersökning över havsörnens näringsval. Jämför man emellertid uppgifter från Åland (Kulves 1973) och Skottland (Watson et al 1992) beträffande havsörn med motsvarande för kungsörn från Gotland (Högström & Wiss 1992) inser man att det måste föreligga konkurrens mellan arterna om födan. Det finns indicier från Gotland som visar att kungsörn har trängts bort från en del gamla boplatser av nyetablerade havsörnspar. Fyndet av ett punkterat kungsörnskranium kan tolkas i samma riktning (Smutterberg 2007). Framtiden får utvisa om någon av ovanstående hotbilder kommer att påverka den gotländska kungsörnsstammen negativt eller om det kan dyka upp nya hot.

Min undersökning av biotop- och boplatssval har visat att tillgången på skog med lämpliga boträd är god på Gotland samt vidare att kungsörnen är tolerant när det gäller att häcka i närhet till vägar och bebyggelse. Ur denna synpunkt finns alltså inget akut hot mot arten på ön om man iakttar rimlig försiktighet i skogsbruket.

Tack

Jag vill rikta ett stort tack till alla de personer som välvilligt bidragit till undersökningen genom att lämna uppgifter om häckplatser för kungsörn. Allt fältarbete har utförts av författaren med hjälp av min fru Aina mot vilken jag är särskilt tacksam.

Referenser

- Ahlgren, C.-G. & Otila, T. 2000. Kungsörnen i Norden 2000. *Kungsörnen* 2000: 36–37.
- Fremming, O. R. 1977. *Reirplassering og reproduksjon hos kongeørn i et fjell- og skogsområde i Sør-Norge*. Nordiskt kollegium för viltforskning. Uppsala.
- Gjershaug, J.O. & Frydenlund Steen, O. 1998. Kungsörnens status i Norge. *Kungsörnen* 1998: 2–8.
- Gustafsson, K. 2004. Vildsvin på Gotland. *Svensk Jakt Nyheter*: April 2004.
- Haller, H. 1982. Raumorganisation und Dynamik einer Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos* in den Zentralalpen. *Der Ornithologische Beobachter* 79: 163–211.
- Haller, H. 1996. Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. *Orn. Beob.*, Beiheft 9.
- Hjernquist, M. 2007. Döda örnar på Gotland. *Bläcka* 33: 24–31.
- Högström, S. & Wiss, L.-E. 1992. Diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Gotland, Sweden during the breeding season. *Ornis Fennica* 69: 39–44.
- Kulves, H. 1973. Havsörnens (*Haliaeetus albicilla albicilla* L.) ekologi på Åland. *Skrifter utgivna av Ålands kulturstiftelse* nr IX. Mariehamn.
- Mc Grady, M. 1997. *Aquila chrysaetos* Golden Eagle. *BWP Update* 1: 99–114.
- Noréhn, N. 1959. *Gotlands vertebrater – en zoogeografisk studie*. Lic. avh. Lund vt 1959. Utgiven av Länsstyrelsen Gotlands län 1984.
- Skogsstatistisk årsbok* 2005. Skogsstyrelsen.
- Smutterberg, P. 2007. Kungsörn funnen död vid havsörnsbo. *Bläcka* 33: 175.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld*, supplement 31. Stockholm.
- Söderström, V. 1975. *Ekonomisk skogsproduktion*. Borås.
- Thomsson, S. 2006. Det gotländska viltet försvann. *Svensk Jakt Nyheter*. Mars 2006.
- Tjernberg, M. 1983. *Breeding ecology of the Golden Eagle, Aquila chrysaetos (L.), in Sweden*. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Voskár, J., Mošanský, A. & Palášthy, J. 1969. Zur Bionomie und ökologischen Verbreitung des Steinadlers *Aquila chrysaetos* (L.) in der Ostslowakei. *Zoologické Listy* 18: 39–54.
- Watson, J. 1997. *The Golden Eagle*. London.
- Watson, J., Leitch, A. F. & Broad, R. A. 1992. The diet of the Sea Eagle *Haliaeetus albicilla* and Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in western Scotland. *Ibis* 134: 27–31.

Summary

In recent times, the Golden Eagle has been breeding in Gotland since 1952, and the population is now about 40 pairs. The eagles have a forest area of 1200 km² for their nesting. The big nests known from northern Sweden need very old trees, but in Gotland we lack such trees. Thus, the Gotland eagles must be satisfied with younger and smaller trees for nesting, and the aim with this study is to describe their habitat and nest site choice.

Methods

The field work was carried out 1992–2007, and I collected data from 83 nests in trees. By relascope measurements I got the basal area, i.e. the cross-section area per hectare at breast height for all trees in an area surrounding each nesting tree. This gave a measure of forest density, and at the same time I got the composition of the tree species. I also made a simple description of the vegetation around the nesting-trees.

For each nesting tree, I measured the height to the top of the tree and to the bottom of the nest. The age of the tree was determined with an increment borer. To the counted annual rings at breast height I added 15 years, i.e. so many years it takes to reach this height. With a measuring tape I determined the circumference for getting the trunk diameter at breast height. Distances from nests to nearest road, permanent house, recreational cottage and clear-felled area were measured on maps or with the car's odometer. Shorter distances were estimated by means of a ruler or by stepping. The diameter of the nests was estimated from the ground by comparing with a ruler. Notes of form and location of nests in the trees were done.

Results

In all, 84 nesting localities were found, of which one was on a cliff and 83 in trees. The nests were located in forests of different structure and species composition. Of the nesting trees, 32 were in pure pine forest, 25 in mixed pine and spruce forest, 13 in forest composed of pine and deciduous trees, 12 in a mixture of coniferous and deciduous trees, and one in a pure deciduous forest. The mean value of the basal area was 24 m² per hectare with a variation from 2 to 53 m² per hectare. Among the nest-trees, pine was predominant with a number of 77 (92.8%). I also found two nests in spruces, two in birches, one in aspen, and one in oak. The mean age of the pines was 145.3 years (Figure 1), and only three were older than 200 years and nine did not reach 100 years. The height of the 83 nesting trees ranged from 8 m to 27 m with a mean value of 16.3 m (Figure 2). The mean trunk diameter at breast height was 41.7 cm (Figure 3). The distance to the nearest clear-felled area was on average 66 m (n=33). The mean distance to the nearest road was 374 m with a range from 2 m to 1.8 km. The mean distance to a permanent house (n=83) and recreational cottage (n=39) were 1.3 km and 0.9

km, respectively. The mean height to the nest bottom from the ground was 10 m.

Habitat demands

In five or six territories suitable cliffs were available for nesting but also in these territories the eagle made their nests in trees and I conclude that they prefer to breed in trees. The Golden Eagle is not extremely specialized in the choice of habitat in Gotland. Different types of forest were accepted but pine forest was predominant. It was striking how small and weak trees that could be used for nesting. In Gotland the nesting trees were also younger than in northern Sweden, and only 3.6% were older than 200 years. Without any doubt the suitability of a tree depended on some big branches and/or curves on the stem that could support a nest. These properties were often provided by pines and explain why 93% of the nests were in pines in spite of only 76% of the island's trees being pines. The weight of a typical nest in Gotland is about 100 kg. The forest is rather dense and this is perhaps a reason why I often found some type of open areas near the nesting-trees. The distances between alternative nests ranged from some tens of meters up to some kilometers. The location of territories depended mainly on the supply of prey. Forests in combination with seashores or ditched mires were good areas.

Threats and protective management

Human beings are – directly or indirectly – the biggest threat against the Golden Eagle in Gotland. Clear-felling near the nest and other activities in forestry can disturb, especially during the first six months of the year. A protected area around known nesting-trees ought to be established. It is known that trees with nests have been cut down; this must be avoided. Wind power stations have hurt or killed eagles. Un-isolated electricity air-cables have caused many deaths (21 of 52 known deaths). Natural causes of death such as starvation, diseases and competition with Sea Eagles are now not a great threat against the Golden Eagle. Since the Golden Eagle in Gotland has rather moderate breeding habitat requirements, seems to have plenty of food, and is tolerant to both road traffic and human habitation near the nest, the most important measure to maintain the Golden Eagle population is to operate forestry in such a way that the nesting trees and their surroundings are preserved.

Impact of predation by the Black Rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* on Linosa island (Sicily, Italy)

Effekten av svartråttans Rattus rattus predation på gulnäbbade lirans Calonectris diomedea häckningsframgång på Linosaön (Sicilien, Italien)

GIUSEPPE RANNISI, LOREDANA MURABITO & MARCO GUSTIN

Abstract

We studied the impact of predation by the Black Rat on the breeding success of Cory's Shearwaters on Linosa island (Pelagian archipelago) in 2006. Between 6 and 10 June we marked 231 active nests, which we checked in July, September and October. In July we found eggs or pulli in only 121 nests, while in the remaining 110 we found: 4 abandoned eggs, 1 crushed egg, 80 predated eggs, and 23 predated chicks; in two cases adults were present without eggs or chicks. In September we found 91 eggs or chicks, while 30 were predated by rats. In Oc-

tober no rat predation was observed. The reproductive success was 39%, rat predation being 59% and natural losses 2%, but long-term studies are needed to better quantify the exact effects of rat predation on Linosa's shearwater population.

Giuseppe Rannisi, Loredana Murabito & Marco Gustin, Conservation Department of LIPU (Italian League for the Protection of Birds), via Trento 49, 43100 Parma. E-mail (corresponding author): marco.gustin@lipu.it

Received 8 June 2008, Accepted 18 August 2008, Editor: S. Svensson

Introduction

Introduced and invasive predators have been the main cause of extinction for numerous species of birds breeding on islands (Moors & Atkinson 1994, Whittaker 1998, Blackburn et al. 2004) and are the most important threat for pelagic bird species such as shearwaters and petrels (Imber 1978), which are characterized by a long life cycle (Owens & Bennet 2000).

Among predators, the Black Rat *Rattus rattus*, an omnivorous (Caut et al. 2007), although also a vegetarian species (Cheylan 1984), is responsible for the extinction of various species of seabirds on small islands (Daycard & Thibault 1990, Martin et al. 2000, Andreotti et al. 2001).

Seabirds have evolved to breed in sites where terrestrial predators do not exist (Lack 1968). For some prey species, rat predation is a relatively recent phenomenon; as such, these species have not yet developed appropriate behaviours against this predator (Igual et al. 2006), although on the island of Lavezzi Black Rats and Cory's Shearwaters have coexisted at least since the 14th century (Vigne et al. 1991).

The Black Rat is one of the most common spe-

cies on Mediterranean islands; it is found on all of the large and medium-sized islands, and on many of the smallest ones as well (Perfetti et al. 2001). Introduced rats (both *Rattus rattus* and *R. norvegicus*) strongly affect seabirds, reducing their populations and in some cases causing their extinction (Atkinson 1985, Moors et al. 1992, Martin et al. 2000). Black Rat colonization generally has anthropic origins, though small islands close to the mainland can be colonized spontaneously by swimming rats (Palmer & Pons 2001).

In many islands, especially on small rocky islands (Martin et al. 2000), it has been proven that rats greatly decrease the breeding success of four species of seabirds: Cory's Shearwater *Calonectris diomedea*, Great Shearwater *Puffinus gravis*, Yellow Shearwater *Puffinus yelkouan*, Storm-petrel *Hydrobates pelagicus* (Imber 1978, Thibault 1995, Penloup et al. 1997, Amengual & Aguilar 1998, Vidal & Zotier 1998).

For this reason, in the last several years there have been multiple attempts to eradicate Black Rats from some Mediterranean islands (Thibault 1992, 1995, Perfetti et al. 2001, Corbi et al. 2005). Modern techniques such as stable isotope analysis (Hobson et al. 1999, Stapp 2002) have confirmed

that rats feed on seabirds, suggesting that previous studies on rat stomach contents underestimated the importance of seabirds in their diet. Since the 1980s, methods to control and eradicate rat populations on medium-sized islands have been perfected (Taylor et al. 2000).

On Linosa, the Black Rat was introduced by man and its density is not evaluable at present. It occupies the entire island, particularly rocky areas next to the sea (Massa pers. comm.).

Like other Procellariiformes, Cory's Shearwater is highly vulnerable due to its delayed maturity, since it lays one egg per year, and because of its long reproductive cycle, from April to October (Cramp & Simmons 1977).

Cory's Shearwater is strongly decreasing throughout its range, particularly in the Mediterranean, where the endemic nominate subspecies breeds. It is included in Annex 1 of EU Directive n.79/409 (the so called "Birds Directive"), it is assessed as a SPEC 2 species (Species of European Conservation Concern; Tucker & Heath 1994, BirdLife International 2004) because it has "unfavourable conservation status in Europe and its global population is concentrated in Europe", and it is listed as vulnerable in the IUCN European Red List (Baillie et al. 2004).

Linosa island hosts the largest breeding colony of this species in Italy (estimated at 10,000–15,000 pairs; Iapichino & Massa 1989), and the second largest colony in the west-central Mediterranean (Granadeiro et al. 1997).

As part of its efforts to protect threatened species of wild fauna, in 2006 LIPU (Italian League for the Protection of Birds) in collaboration with the Stazione d'Inanellamento di Palermo, began a study to improve our knowledge of the biology of Cory's Shearwaters on Linosa, and to determine the impact of the different threats to the breeding colony.

Possible causes of the reduced breeding success of the colony include the following: (i) Human egg-collecting. Iapichino in Massa (1985), Iapichino & Massa (1989), and Massa (1985) considered this to be the main cause for the colony's decline, with up to 4000 eggs being collected yearly. Over the last several years egg-collecting has declined and is now less pervasive. (ii) Rat predation of eggs and chicks. (iii) Predation by other introduced mammals (cats and dogs) on chicks, adults and fledglings. (iv) Loss of habitat because of increasing human activities and new buildings. (v) Accidental mortality caused by longline-fishing.

In 2006 human eggs collecting for food purposes

on Linosa was considered insignificant as a result of (i) fear that eggs could be vectors of avian flu, (ii) Lipu's education efforts to stop the population from collecting eggs, along with enforcement activities by Forestry officials, and (iii) involvement of several islanders, who were very familiar with the colony, in the project activities. The aim of this work was to verify for the first time the limiting factors influencing breeding success in the Cory's Shearwater breeding colony on the island of Linosa, with special attention to the impact of Black Rats.

Material and methods

Linosa island (35°52'N, 12°52'E) is part of the Pelagic Islands, an archipelago located in the Sicilian Channel. The island, of volcanic origin, has an almost circular shape with a maximum diameter of 3.5 km, 11 km of coastal perimeter and a surface of 5.4 km². Linosa is an Important Bird Area (IBA, 168), Special Protection Area (SPA, ITA040013) and Site of Community Importance (SCI, ITA040001). Since 2000 it is a Nature Reserve of the Sicilian Region managed by the Azienda Foreste Demaniali.

Cory's Shearwater nests throughout the island, with the exception of the village located in the south. The nests can be found under vegetation, under rocks or in inaccessible large caves in the volcanic rock, where several tens of pairs can nest (Massa et al. 1988).

The study was carried out throughout the breeding cycle of the Cory's Shearwater colony: (i) arrival at the colony (March–April), (ii) egg laying (May–June), (iii) hatching (July), (iv) feeding of chicks (July–October), and (v) fledging (October). The field work was conducted by one or two researchers during a total of 64 days, broken down into the following periods: 20–28 April, 18 May–11 June, 21–31 July, 1–10 September, and 11–19 October 2006.

In April we selected a study site (c. 10 ha) that was accessible and had high nest density, an area called Mannarazza located in the northwestern part of the island. Farthest from the sea, it was covered by dense vegetation, mostly *Pistacia lentiscus*, *Euforbia dendroides*, *Periploca angustifolia*, *Opuntia ficus-indica*. Closer to the shoreline, there was an area with isolated bushes of *Lycium intricatum*, *Periploca angustifolia*, *Limonium algusae*. In the immediate vicinity of the sea, vegetation was completely absent. The highest nest densities were found in the areas with isolated bushes located close to the sea, in agreement with previous stud-



Figure 1. The breeding habitat of Cory's Shearwater on Linosa island. Upper photo: Overview of the main breeding area in the northwest of the island. The birds breed both in the bare rocks nearest to the seashore and in the abandoned cultivated area where rich Mediterranean vegetation is growing. Lower left: Monte rosso. Nests can be found in abundance even in the inner areas away from the coast. Lower right: the Mannarazza area, our selected study site. The area is also a Regional Environmental Reserve, and the path seen in the photo crosses all the reserve.

Översikt av gulnäbbade lirans häckningsbiotop på Linosaön. Upptill: översikt av häckningsbiotopen i den nordvästra delen av ön. Lirorna häckade både i klipporna nära kusten och i det övergivna jordbruksområdet som övertagits av rik mediterrän vegetation. Nedtill vänster: Monto rosso. Bon påträffas talrikt även i öns inre delar. Nedtill höger: vårt studieområde Mannarazza, som också är ett regionalt naturreservat. Stigen på bilden korsar hela reservatet.

ies on Cory's Shearwater (Massa et al. 1985, Massa ined.); these areas were richest in caves, cavities, and holes. Figure 1 shows the habitats of the study area.

For logistical reasons, we divided the area into three sub-areas (sub-area A-B-C). When all birds were incubating, we recorded the position of the nests with a GPS (Garmin, mod. eTrex-Vista, WGS84 system).

Instances of Black Rat egg predation were classified as such when gnawed egg shell remnants were found inside or near the nests. Chick predation was classified as such when (i) the nest was empty, (ii) down was present inside the nest, (iii) internal membrane remnants were present inside the nest, or (iv) chicks were absent from where hatching was recorded previously.

We excluded other potential predators such as dogs or cats for the following reasons. Dogs were never recorded in the three sub-areas because they are kept near the houses and there are no stray dogs on the island. Though we saw cats in the colony area, we never found evidence of their predation either on eggs or on chicks. The ground inside the nests is covered by a thin layer of soft sand and cat tracks were never recorded, while rat tracks and excreta were found where eggs or chicks were predated. Cats holding or eating chicks were never seen. The predated chicks found outside the nests were whole and showed predation tracks only on the nape, clearly having been predated by rats.

Moreover, preliminary data from the second year of monitoring, after rat control efforts were launched, seems to confirm a significant decrease of rat predation on chicks and consequently a very high density of chicks. Rabbits are the only other mammals present on the island.

We also exclude gull predation because eggs and chicks are located too deep in the burrows to be accessible for gulls; broken eggs found inside or near nests showed rat jaw marks. Moreover, the Yellow-legged Gulls *Larus michaellis* breeding in a small colony on the opposite side of Linosa leave the island in July before the shearwaters hatch.

To verify Black Rat predation, we monitored nests periodically in July (hatching and to register losses), September (grown chicks and to register losses) and October (fledglings). We chose to begin the study on Black Rat predation on 6 June because Cory's Shearwater eggs laid during the last decade of May were already incubated and consequently of no interest for egg collecting, one of the major impacts recorded in the past. We could thus be sure that any missing eggs were to be attributed

to Black Rat predation. The first control visit took place between 20 and 30 July, the second between 1 and 10 September, and the third between 11 and 19 October.

During the period from April to September, visits to the colony took place mostly in the early morning, from 7 to 11 a.m. and in the late afternoon, from 5p.m. till dusk. Night visits generally took place at sunset (in moonless conditions), when birds came back to land.

For statistical analysis we used contingency tables and χ^2 tests.

Results

In the period 6–10 June 2006, in the three sub-areas together, we found and mapped 231 Cory's Shearwater eggs, 60 in sub-area A, 112 in B, and 59 in C (Table 1).

In July we found 121 eggs or pulli, 4 abandoned eggs, 1 deformed egg, 80 predated eggs, and 23 predated chicks; in two cases adults were present without eggs or chicks (Table 1). Several egg shells were found near the nests, often out in the open and showing clear rat jaw marks. Egg shells were found on the ground, inside nests, out in the open on rocks or in *Lycium intricatum* bushes. Rat predation on shearwater eggs was not statistically different in the three areas (Contingency table, $\text{Chi}^2 = 5.69$, $\text{df} = 4$, $P = 0.15$), while predation was significantly higher on eggs than on chicks ($\text{Chi}^2 = 31.5$, $\text{df} = 1$, $P < 0.001$).

In September, 91 of the 121 nests that were active in July still had eggs or chicks, while 30 had been predated (Table 1). In twenty of the predated nests chicks had been present in July. In the other ten predated nests eggs had been present in July, but it was not possible to determine whether it was the chick (most likely) or the egg that had been predated.

There was no additional rat predation in October, due to the large size of the chicks. Therefore, reproductive success was 39%, rat predation (or overall mammal predation, allowing for the possibility of some predation by cats) was 59%, and natural losses 2%, indicated by the 4 abandoned eggs and 1 crushed egg that we found.

Discussion

Black Rat predation was the most important factor affecting the breeding performance of Cory's Shearwaters on Linosa. Monitoring efforts began at the start of the incubation period, when it was cer-

Table 1. Rat predation on Cory's Shearwater on Linosa island in 2006.

Råttpredation på gulnäbbad lira på Linosaön 2006.

Areas <i>Område</i>	6–10 June	20–30 July							1–10 September		
	Egg <i>Ägg</i>	Successful <i>Lyckade</i>			Losses <i>Förlorade</i>				Alive	Predated <i>Rövat</i>	
		Chick <i>Unge</i>	Ad+chick <i>Ad+unge</i>	Ad+egg <i>Ad+ägg</i>	Aband. <i>Överg.</i>	Damaged <i>Skadat</i>	Predated <i>Rövat</i>	Ad+0 <i>Ad+0</i>	Chick <i>Unge</i>	Chick <i>Unge</i>	Egg/chick <i>Ägg/unge</i>
A	60	31	2	1	0	0	26	0	26	7	1
B	112	50	3	5	3	0	50	1	41	12	5
C	59	24	0	5	1	1	27	1	24	1	4
A+B+C	231	105	5	11	4	1	103	2	91	20	10
% progressively		100*(105+5+11)/231= 52% successful lyckade			100*(4+1+103+2)/231= 48% losses förlorade				39% successful	61% losses	

Legends to column headings

Förklaringar till kolumnrubrikerna

Egg	Number of individual or multiple caves with egg on 6 June.
Ägg	<i>Antal individuella eller multipla hålor med ägg 6 juni.</i>
Chick	Lone chick, without adult/s.
Unge	<i>Ensam unge utan adult.</i>
Ad+chick	Adult with young chick (several days old).
Ad+unge	<i>Adult med liten unge (flera dagar gammal).</i>
Ad+egg	Adult incubating.
Ad+ägg	<i>Adult ruvande.</i>
Aband. Överg.	Abandoned egg near the nest, cold or without adults, checked repeatedly and always without adult. <i>Övergivett ägg nära boet, kallt eller utan adult, kollat flera gånger och alltid utan adult.</i>
Damaged Skadat	Deformed egg having one half damaged, the other half whole. <i>Deformerat ägg med ena halvan skadad, andra halvan hel.</i>
Predated	Empty nest. Some nests seemed long abandoned; presumably the egg was predated immediately after being laid. Down was found in other nests, presumably indicating predation on a downy chick. Although we recorded these separately, they are reported together here since our assumptions cannot be proven.
Rövat	<i>Övergivett bo. Somliga bon föreföll övergivna sedan länge; förmodligen rövat omedelbart efter värpningen. I andra bon påträffades dun, förmodligen tecken på predation av dununge. Fastän vi registrerade dessa tecken separat, rapporteras de tillsammans eftersom vi inte kunde vara säkra.</i>
Ad+0 Ad+0t	Adult without egg or chick. Data useful to estimate number of adults on land during the day. <i>Adult utan ägg eller unge. Uppgift värdefull för att beräkna antalet adulta på land dagtid.</i>
Chick alive (September)	Large chicks, 40–50 days old. We assume that the rate of rat predation in September/October diminishes greatly, although we photographed a large, feathered chick laying half-devoured just outside the nest. In large chicks, only the skull is usually devoured, probably because the rest of the body is too rich in fat.
Unge vid liv i (september)	<i>Stor unge, 40–50 dagar gammal. Vi antar att råttpredationen i september/oktober minskat kraftigt trots att vi fotograferade en stor, befjädrad unge som låg halvt uppäten just utanför boet. På stora ungar äts vanligen bara huvudet, troligen för att resten av kroppen är för fettrik.</i>
Chick (Sept)	Indicates predation on a chick that was alive during the previous visit.
Unge (sept)	<i>Indikerar predation på unge som levde vid föregående kontroll.</i>
Egg/chick	Indicates predation on an egg or a chick in a nest where the adult was incubating during our previous visit.
Ägg/unge	<i>Indikerar predation på ett ägg eller en unge i ett bo där adult ruvade vid föregående kontroll.</i>

tain that no islanders would collect eggs. Predation by other mammals, such as cats, has been recorded during the breeding season on *Puffinus yelkouan* in the Hyères islands, where more than 400 birds were predated each year (Bourgeois & Vidal 2005). However, in our study we were able to exclude predation by other animals than black rats.

Thibault (1995) reports that rat predation on chicks in Corsica takes place during the first days of July, particularly during hot and dry summers (Moors et al. 1992). According to the literature, chicks are mostly predated in their first few days of life, particularly between the second and seventh day after hatching (Iguar et al. 2005), when both parents leave the colony in search of food. Although we were not able to determine exactly at which age each predated chick was killed on Linosa, our results also suggest that most predation occurred early. We recorded most predation during the second decade of July, only little predation later on, and none at all when the young approached fledging. Iguar et al. (2006) state that rat predation affects chicks more than eggs, and that predation on the latter concerns abandoned or broken ones, the period of chick predation frequently corresponding with low vegetation productivity (Thibault 1995), when the rats presumably are not able to sustain themselves on their normal vegetarian food alone. Also on Linosa the vegetation productivity in summer is poor, but the rat predation pattern was the opposite one, higher on eggs than on chicks.

Since there are no rat-free large or medium-sized Mediterranean islands (Cheylan 1984, Aguilar & Amengual 1998, Perfetti et al. 2001), the Stazione d'Inanellamento di Palermo, in collaboration with LIPU (Italian League for the Protection of Birds), began in 2007 a campaign to control the Black Rat population on the island of Linosa, which is classified as a medium-sized island (Massa ined.).

Rat eradication efforts on 16 Mediterranean islands have had a success rate close to 90% (Thibault 1992, Amengual & Aguilar 1998, Orueta & Aranda 1998, Vidal & Zotier 2000). The best examples are the particularly encouraging results obtained on the islands of Zannone and Scola in Italy. On Zannone in the Pontine archipelago, Black Rat eradication led to full breeding success (100%) for the local Cory's Shearwater colony, reversing the previous complete breeding failure (Corbi et al. 2005). On Scola in the Tuscan archipelago (1.5 ha), the entire colony of Cory's Shearwaters (about 80–100 pairs) was predated by rats. Subsequent rat control allowed the colony to achieve good reproductive success (85%) (Sposimo et al. ined., Perfetti et al. 2001).

The breeding success of Cory's Shearwaters on Linosa was very low in 2006, only 39%, compared with most other Mediterranean islands, where it varies between 40 and 80% (Cramp & Simmons 1977). However, from our one year study we cannot tell whether 39% is an average or exceptional value for Linosa. According to Thibault (1995) rat density on medium-sized islands shows annual variations and it could be that rat density was high in 2006 and this year could have been an aberrant year in Linosa island. On medium-sized islands such as Linosa, the impact of rat predation should conflict less with shearwater population dynamics and should not constitute an actual threat for the survival of the breeding colony (Thibault 1995). But if 39% predation is an average value for Linosa the rat population reduction experiment ought to improve the breeding conditions significantly.

Our study suggests that Black Rat predation is currently the main cause of breeding failure in the Cory's Shearwater colony on Linosa, but long-term studies are necessary to better quantify the exact effects of rat predation. Rats are widespread throughout the island, and many islanders use rat poison in order to control their population in the village, thus protecting both their food supplies and their domestic fowl, which are sometimes killed by rats.

For Cory's Shearwater, as well as for other seabirds that could colonize the island of Linosa in the future, the control or the eradication of Black Rats should lead to improved breeding success, as was the case on other small Mediterranean islands (Brooke 1990, Daycard & Thibault 1990, Martin et al. 2000, Andreotti et al. 2001), because high rat densities certainly represent a threat to Cory's Shearwater colonies.

Acknowledgements

We are particularly thankful to Mr Salvatore Bonadonna and Mr Angelo Tuccio for their help and experience during field work; to the people taking part to the camp for the study and the safeguard of Cory's Shearwater colony on the island of Linosa, organized by LIPU and Prof. Bruno Massa that improved first versions of this manuscript.

We thank Mr. Amodei of the Azienda Foreste Demaniali di Agrigento and Mr Alongi, for having supplied one unit personnel, Mr. Roberto Bonadonna, allowing monitoring activities in some area while we were present on the island. This work was carried out thanks to financial support of LIPU UK. Finally the study was carried out with the total collaboration of Linosa inhabitants.

References

- Andreotti, A., Baccetti, N., Perfetti, L., Besa, M., Genovesi, P. & Guberti V. 2001. Mammiferi e Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. *Quaderno Conservazione Natura*, 2, Min. Ambiente – Istituto Naz. Fauna Selvatica.
- Amengual, J.F. & Aguilar, J.S. 1998. The impact of the Black rat *Rattus rattus* on the reproduction of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in the Cabrera National Park, Balearic Islands, Spain. Pp. 70–93 in *Ecologie des oiseaux marins et gestion integree du littoral en Mediterranee* (Walmsley, C.J., Goutner, V., El Hili A. & Sultana J., eds.). *Les amis des oiseaux & Medmaravis*. Arcs Editions, Tunis.
- Atkinson, I.A.E. 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. Pp. 35–81 in *Conservation of island birds* (Moors, P.J., ed.). *International Council of Bird Preservation Tech. Pub.* 3.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. 2004. *The IUCN Red List of threatened species*. IUCN, The World Conservation Union.
- Birdlife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Blackburn, T.M., Cassey, P., Duncan, R.P., Evans, K.L. & Gaston, K.J. 2004. Avian extinctions and mammalian introductions on oceanic islands. *Science* 305: 1955–1958.
- Bourgeois, K. & Vidal, E. 2005. Ecologie et conservation d'un oiseau marin endémique de Méditerranée, *Puffinus yelkouan*. Prédation par le chat haret et sélection de l'habitat de reproduction sur les îles d'Hyères-(T.21-p.55/88)
- Brooke, M.De L. 1990. *The Manx Shearwater*. London: T. & A.D. Poyser.
- Caut, S., Angulo, E. & Courchamp F. 2007. Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *Journal of Applied Ecology* 45(2): 428–437.
- Cheylan, G. 1984. Les mammifères des îles de Provence et de Méditerranée Occidentale: un exemple de peuplement insulaire non-équilibré? *Revue d'Ecologie* 34: 37–54.
- Corbi, F., Francescato, S., Pinos, F., Baccetti, N., Capizzi, D., Sposimo, P., Forcina, G. & Zerunian, S. 2005. Intervento di controllo del Ratto nero nell'isola di Zannone (PNC) a tutela di una colonia di berta maggiore. Pp. 245–252 in *Habitat, flora e fauna del Parco Nazionale del Circeo* (Zerunian, S., ed.). Uff. Gestione Beni ex ASFD di Sabaudia. Parco Nazionale del Circeo.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1977. *The Birds of the Western Palearctic*. Volume I, Oxford University Press.
- Daycard, L. & Thibault, J.C. 1990. Gestion de la colonie de Puffin cendré (*Calonectris diomedea*) de l'Île lavezzi (Corse): une expérience de dératisation. *Trav. Sci. Nat. Reg. Reserves Nat. Corse* 28: 55–71.
- Granadeiro, J.P., Massa, B. & Lo Valvo, M. 1997. Cory's Shearwater *Calonectris diomedea*. P. 20 in *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance* (Hagemeijer, E.J.M. & Blair, M.J., eds.) T & A D Poyser, London.
- Granjon, L., Cheylan, G., Duryadi, D., Piraud, N. & Ganem, G. 1992. Premières données sur l'écologie et l'évolution des populations de rats noirs (*Rattus rattus*, L. 1758) des îles Cerbicales (Corse de sud). *Trav. Parc. Nat. Rég. & Rés. nat. Corse*, 39: 97–111.
- Hobson, K.A., Drever, M.C. & Kaiser, F.W. 1999. Norway rats as predators of burrow-nesting seabirds: insights from stable isotope analyses. *Journal Wildlife Management* 63: 14–25.
- Iapichino, C. & Massa, B. 1989. *The Birds of Sicily*. British Ornithologists' Union. Check-list n. 11, London.
- Igual, J.M., Forero, M.G., Gomez, T., Orueta, J.F. & Oro, D. 2006. Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation* 9: 59–65.
- Imber, M.J. 1978. The effect of rats on breeding success of petrels. Pp. 67–72 in: *The ecology and control of rodents in New-Zealand nature reserves* (Dingwall, P.R., Atkinson, I.A.E. & Hay, C., eds.). New Zealand: Department of Land and Survey Information Series.
- Lack, D. 1968. *Ecological adaptations for breeding in birds*. London: Methuen.
- Martin, J.L., Thibault, J.C. & Bretagnolle, V. 2000. Black rats, island characteristics and colonial nesting birds in the Mediterranean: consequences of an ancient introduction. *Conservation Biology* 14: 1452–1466.
- Massa, B. (Red.) 1985. Atlante degli uccelli nidificanti in Sicilia (1979–1983). *Naturalista Siciliano* 9 (numero speciale). 242 pp.
- Massa B., Lo Valvo, M. & La Mantia, T. 1988. Censimento di Berta maggiore (*Calonectris diomedea*) in un'area campione di Linosa (Pelagie): metodo e primi risultati. Pp. 236–240 in: *Metodi e applicabilità alla gestione territoriale* (Pandolfi, M. & Frugis, S. eds.). *Atti I° Semin. Ital., Cens. Faun.*, (Urbino, 21–22.IX.82).
- Moors, P.J. & Atkinson, I.A.E. 1984. Predation on seabirds by introduced animals and factors affecting in severity. Pp. 667–690 in: *Status and Conservation of the World's Seabirds* (Croxall, J.P., Evans, P.G.H. & Schreiber R.W., eds.). Int. Council Bird Preserv. Tech. Publ. 2.
- Moors, P.J., Atkinson, I.A.E. & Sherley, G.H. 1992. Reducing the rat threat to island birds. *Bird Conservation International* 2: 93–114.
- Orueta, J.F. & Aranda, R.Y. 1998. Methods to control and eradicate non native terrestrial vertebrate species. *Council of Europe*, Strasbourg, T-PVS, 67e.
- Owens, I.P.F. & Bennett, P.M. 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 97: 12144–12148.
- Palmer, M. & Pons, G.X. 2001. Predicting rat presence on small islands. *Ecography*, 24: 121–126.
- Penloup, A., Martin, J.L., Gory, G., Brunstein, D. & Bretagnolle, V. 1997. Distribution and breeding success of pallid swift, *Apus pallidus*, on Mediterranean island: nest predation by the roof rat, *Rattus rattus*, and nest quality. *Oikos* 80: 78–88.
- Perfetti, A., Sposimo, P. & Baccetti, N. 2001. Il controllo dei ratti per la conservazione degli uccelli marini nidificanti nelle isole italiane e mediterranee. *Avocetta*, 25: 126.
- Stapp, P. 2002. Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shiant Islands, Scotland. *Journal of Applied Ecology* 39: 831–840.
- Taylor, R.H., Kaiser, G.W. & Drever, M.C. 2000. Eradication

- of Norway rats recovery of seabird habitat on Langara island, British Columbia. *Restoration Ecology* 8: 151–160.
- Thibault, J.C. 1992. Eradication of the brown rat from the Toro Islets (Corsica): remarks about an unwanted colonizer. *Avocetta* 16: 114–117.
- Thibault, J.C. 1995. Effect of predation by the black rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. *Marine Ornithology* 23: 1–10.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 3).
- Vidal, P. & Zotier, R. 1998. Rehabilitation écologique des îles de Marseille (France): une expérience de dératisation. Pp. 22–133 in: *Ecologie des oiseaux marins et gestion intégrée du littoral en Méditerranée* (Walmsley, C.J., Goutner, V., El Hili A. & Sultana J., eds.). *Les amis des oiseaux & Medmaravis*. Arcs Editions, Tunis.
- Vigne, J.-D. & Marinval-Vigne, M.C. 1985. Le rat en Corse au 6e siècle après. J.-C. *Mammalia* 49: 138–139.
- Whittaker, R.J. 1998. *Island Biogeography*. Oxford University Press.

Sammanfattning

Introducerade och lättspidda predatorer har varit huvudorsaken till att talrika fågelarter utrotats från öar. De utgör det största hotet mot häckningsframgången för pelagiska arter som liror och stormsvalar eftersom dessa arter har en mycket utdragen häckningsperiod. Dessa havsfåglar har ursprungligen utvecklats på öar där predatorer saknats. Svarttråttan är en av de arter som har utrotat fåglar på små öar, och den är en av de vanligaste predatorerna på öar i Medelhavet. Den finns på alla stora och medelstora öar och även på många av de minsta öarna. Kolonisationen har skett med människans hjälp, med undantag för öar nära land dit råttorna simmat. Man har visat att svarttråttan kraftigt reducerat häckningsframgången hos fyra arter: gulnäbbad lira, större lira, medelhavslira och stormsvala.

På grund av dessa omständigheter har man under senare år försökt utrota svarttråttan från flera öar i Medelhavet. I samband med detta har råttor och fåglar studerats mera i detalj. Bland annat har man funnit att råttorna lever av fåglar i större utsträckning än man tidigare trott eftersom man förmodat att de främst var vegetarianer. På ön Linosa som ligger nära Sicilien infördes svarttråttan av människan. Antalet råttor har inte kunnat uppskattas, men de finns över hela ön och särskilt i klippig terräng nära kusten. Här häckar också den gulnäbbade liran. Arten är känslig för predation på grund av sin sena könsmodnad, bara ett ägg per år, och en lång häckningsperiod, från april till oktober. Gulnäbbade liran minskar över hela sitt utbredningsområde och särskilt i Medelhavet. Den ingår i Annex 1 av EU:s

direktiv 79/409 (Fågeldirektivet), den är SPEC2-art i BirdLife Internationals lista över Species of European Concern, och den klassificeras som sårbar av IUCN i den europeiska rödlistan.

Linosa hyser den största kolonin i Italien av gulnäbbad lira (10.000–15.000 par). För att skydda denna koloni påbörjades 2006 en studie för att fastställa de främsta hoten mot kolonin. Arbetet bedrivs av LIPU (Italian League for the Protection of Birds) i samarbete med Stazione d'Inanellamento of Palermo. Tänkbara hot var äggtäkt av människor, råttpredation, predation av katter och hundar, biotopförluster på grund av utvidgade mänskliga aktiviteter samt långrevsfiske. Äggtäkt pågick inte och predation av hundar och katter kunde uteslutas studieåret 2006. Denna studie koncentrerades till råttpredationen.

Linosa är en del av Pelagie-arkipelagen mellan Sicilien och Tunisien. Ön har vulkaniskt ursprung, har en kustlängd på 11 km och en areal på 5,4 km². Linosa är IBA-område (nr 168), SPA-område (ITA040013) och SCI-område (ITA040001). Sedan 2000 är ön också naturreservat. Gulnäbbade liror häckar över hela ön med undantag för en by i söder. Bona placeras under vegetation, under stenar eller i stora otillgängliga grottor. Vår studie genomfördes under hela häckningscykeln 2006, och täckte därför alla faser: ankomsten i mars–april, äggläggningen i maj–juni, kläckningen i juli, uppfödningen av ungarna i juli–oktober samt utflygningen i oktober. Fältarbete utfördes under totalt 64 dagar uppdelat på följande perioder: 20–28 april, 18 maj–11 juni, 21–31 juli, 1–10 september och 11–19 oktober. För vår studie valde vi ett c. 10 ha stort, lättillgängligt område med hög täthet av liror i nordvästra delen av ön. Alla aktiva bon lokaliserades och deras GPS-koordinater registrerades. Råttpredation på ägg fastställdes som förlustorsak om vi fann råttgnag på ägg i eller omedelbart utanför boet. Predation på ungar ansågs föreligga om boet var tomt, det fanns dun i boet, rester av inälvor låg i boet eller ungen saknades där kläckning tidigare konstaterats. Andra predatorer, såsom katter och hundar, kunde uteslutas, hundar därför att de inte alls uppträdde i undersökningsområdet och katter, som dock iaktogs i området, för att kattspår aldrig sågs vid bona. Marken inne i bogångarna täcktes nämligen av ett tunt lager av mjuk sand, och vi noterade aldrig några kattspår medan råttspår och råttspilling påträffades där predation förekommit. De ungar som påträffades döda utanför bona visade också bitskador som var typiska för råttor, inte för katter. Trutar kunde också uteslutas som predatorer. De tar sig inte in i lirornas bon, och den

enda trutkolonin (*michaelis*) låg på andra sidan ön och trutarna lämnade ön i juli, dvs. innan lirorna kläckt.

Vi fann och bevakade 231 bon av gulnäbbad lira (Tabell 1). I juli fann vi 121 ägg eller ungar, 4 övergivna ägg, 1 krossat ägg, 80 prederade ägg och 23 prederade ungar. I två fall fanns en adult fågel i boet utan ägg eller unge. I september hade 91 av de 121 bona från juli fortfarande ägg eller ungar medan 30 hade prederats. I oktober tillkom ingen ytterligare predation. Den totala häckningsframgången blev således 39%, råttpredationen 59% och naturliga förluster 2% (fyra övergivna och ett krossat ägg).

Vi kunde alltså konstatera att råttpredationen var den betydelsefullaste orsaken till reducerad häckningsframgång på Linosa. På andra öar har bl.a. katter spelat stor roll som predatorer, men vi kunde utesluta denna faktor. Vi kunde inte exakt fastställa tidpunkten för predationen, bara att merparten inträffade tidigt under häckningscykeln. Detta stämmer med andra studier. Råttpredationen verkar

också infalla i samband med låg produktion hos vegetationen frampå sommaren när torkan sätter in. Råttorna som är omnivorer, men normalt mest äter vegetabilisk föda, blir då i ökad grad predatorer. Mot slutet av häckningen, när lirornas ungar är stora, klarar råttorna av allt att döma inte längre av att döda dem. En skillnad mot studier på andra öar var att vi hade hög predation på äggen, medan andra studier funnit att den högsta predationen inföll närmast efter kläckningen.

På flera andra öar har råttbekämpningen givit positiva resultat. I vissa fall har lirornas häckningsframgång ökat till hundra procent. På Linosa var häckningsframgången bara 39% år 2006. Andra studier har visat att råttornas bestånd såväl som häckningsframgången kan variera kraftigt från år till år. Trots att vår ettåriga studie inte kan fastställa om 2006 var ett typiskt eller ett avvikande år framstår i skenet av studier på andra öar 39% som en mycket låg häckningsframgång. Därför bör bekämpning snabbt ge svar i form av kraftigt ökad häckningsframgång.

Korta rapporter – *Short communications*

Ejderns *Somateria mollissima* boplatstrohet i en koloni på Utklippan i Östersjön

Nest location fidelity in the Common Eider Somateria mollissima at Utklippan in the Baltic Sea

ROLF LARSSON

Utklippan är en grupp öar 24 km SSE om Karlskrona. De största öarna är Södraskär, Norraskär, Mellanskär samt Degerhuvudet med en sammanlagd yta på 13 ha. På Norraskär finns en hamn som utnyttjas av fiske- och fritidsbåtar. Utklippan är sedan 1988 ett naturreservat.

På Utklippan häckade ejdern för första gången i modern tid år 1968. Sedan dess har populationen vuxit kraftigt. Sedan 1984 har antalet häckande ådor inventerats i början av maj varje år. Störst var populationen år 1994 med 243 häckningar (Larsson 2004). Därefter har den minskat till 192 häckningar år 2006.

Ejderhonorna är mycket hemortstroga. Enligt resultat av ringmärkning på Gotland återvände ejderhonor upp till fyra år efter märkningstillfället från vinterkvarteren i Danmark, norra Tyskland och Nederländerna. Därefter minskade benägenheten att återvända till samma häckplats abrupt, men enstaka fåglar återvände upp till åtta år (Mathiason 1962).

Det är känt att ejdrar häckar år efter år i närheten av fjolårets boplatser, ibland till och med under flera år på exakt samma plats. En enögd ejder häckade på en ö i Ålands skärgård 14 år efter varandra under en och samma enbuske. På Novaja Semlja är det utbrett att utnyttja gamla bon, på kusten vid Murmansk och Vita havet är det mindre vanligt och på

de Brittiska öarna och i Holland ännu sällsyntare (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). Gamla bon kan återanvändas så att en permanent grop med en kant skapas, men huruvida det är samma åda som återvänder till samma bo eller om det är en annan åda som tar över boet framgår dock inte (Cramp & Simmons 1977).

Vid inventeringarna på Utklippan har en stor del av ådorna fångats på bona och ringmärkts. Sammanlagt har 543 ejdrar ringmärkts och 979 kontroller och återfynd har registrerats. Ett antal ådor återfångades på boet på exakt eller nästan exakt samma plats som tidigare år. På grund av detta ställdes frågan: Hur stor andel av de häckande ådorna återvänder följande år till samma bergsskrev, buske eller åtminstone samma parti av ön för att häcka? Det vill säga, föredrar ådorna alltid samma placering av boet i kolonin? Hur långt kan en åda flytta sitt rede från ett år till ett annat?

Metod och resultat

Mellan år 2001 och 2005 registrerades med hjälp av en GPS boplatsernas positioner för alla ådor som ringmärktes och kontrollerades. Totalt gjordes 279 kontroller och 387 positioner togs (Tabell 1). Sammantaget registrerades positionen för 96 ådors redan under två eller flera år. Fem ådor kunde återfångas fyra år, 12 tre år, 23 två år och 54 stycken ett år. Av alla 159 mellanårskontroller gjordes 145 på samma ö. Tio ådor bytte till en annan häckningsö. Alla bon, 86 stycken, som registrerades 2001 med GPS, har prickats in i Figur 1.

Resultaten baserar sig på GPS-registreringarna. Dessa har en felmarginal och effekten av denna behandlas i diskussionen nedan. Den genomsnittliga förflyttningen av bona uppgick till 57,7 meter. Halften av alla förflyttningar var kortare än 21 m och 27 procent var kortare än 10 m. Exakt samma position för en och samma åda uppmättes aldrig två gånger. Av de 15 ådor som återfanns ruvande mindre än 5

Tabell 1. Resultatet av inventeringen av ådor år 2001–2005 samt antal registrerade GPS-positioner och förflyttningar av reden.

Result of the surveys of nests in 2001–2005 and number of recorded GPS positions and replacements of nests.

År	Häckande ådor	Nymärkta	Kontrollerade	Andel märkta %	GPS-positioner	Förflyttningar
<i>Year</i>	<i>Breeding females</i>	<i>New ringings</i>	<i>Controlled</i>	<i>Proportion ringed %</i>	<i>GPS-positions</i>	<i>Replacements</i>
2001	218	25	62	39,9	86	
2002	213	20	60	37,6	80	31
2003	195	35	53	45,1	88	41
2004	175	13	59	41,1	72	47
2005	182	16	45	33,5	61	40
Summa		109	279		387	159



Tabell 2. Antal ådor som mellan 1975 och 2005 kontrollerats som häckande på Utklippan mer än 4 säsonger efter märkningsåret.

Number of Eider females controlled as breeding at Utklippan more than four seasons after year of ringing.

Antal säsonger	Antal ådor
<i>No. of seasons</i>	<i>No. of females</i>
11	1
10	4
9	8
8	7
7	10
6	10
5	18

m från tidigare års bon var fördelningen: 1 m 1 st, 2 m 4, 3 m 4 och 4 m 6 st. Förflyttningar på mer än 100 meter registrerades i 18 fall. Av dessa var 4 förflyttningar på samma ö, 114, 136, 174 resp. 252 m. De övriga 14 förflyttningarna var resultatet av byte av häckningsö. Fördelningen av förflyttningarna framgår av Figur 2. Om man utesluter de ådor som bytt ö inskränker sig den genomsnittliga förflyttningen till 27,7 m.

Av de ådor som fångats varje år var det två som placerade sina bon inom en begränsad yta. Den ena flyttade boet 4, 7, 14 resp. 10 m från 2001 till 2005, inom en yta på 98 m², medan den andra flyt-

Figur 1. På Utklippan – från norr Norraskär, Mellanskär, Södraskär samt Degerhuvudet – med GPS registrerade häckningar år 2001. Ur flygfoto © Lantmäteriverket, Gävle 2008. Medgivande MEDGIV-2008-16956. *Location of nest on the Utklippan islets in 2001.*

tade boet 11, 20, 21 resp. 19 m, inom en yta av 490 m².

Av de 10 ådor som bytt häckningsö återvände fyra året därpå till den första häckningsön, men bara en återvände till ungefär samma plats som den först häckade på, 5 m från den första häckningen. Av de andra tre slog sig två ner relativt nära den första häckningsplatsen, 41 resp. 59 m bort, medan den tredje valde en boplat 130 m bort.

Enligt resultaten från Gotland minskar ådornas benägenhet att återvända abrupt efter fyra år. Men ringmärkningen på Utklippan visar att ejderhonnorna här har en stor benägenhet att återvända till samma häckplats även efter fyra år (Tabell 2).

Kontrollerna av fåglar märkta på andra platser visar också på att ett visst inflöde av främmande ådor förekommer (Larsson 2004).

Diskussion

Vid analysen av de uppmätta förflyttningarna visar det sig att GPS:ens mätnoggrannhet lämnar en del övrigt att önska. Enligt tillverkaren är medelvärdet för noggrannhet 15 m. Eftersom terrängen på Utklippan är helt öppen utan hindrande träd är denna siffra troligen i överkant. Medelvärdet för noggrannhet (15 m) skulle i värsta fall kunna innebära att förflyttningar under 15 meter (42 procent av alla förflyttningar) i själva verket inte alls var några förflyttningar. Med en sådan tolkning skulle ådor som registrerats för mindre förflyttningar i själva verket kunna ha återvänt till exakt samma boplat. Å andra sidan skulle minst 58 procent av de uppmätta förflyttningarna vara verkliga förflyttningar. Det betyder att en mycket stor del av ådorna

inte återvänder till exakt samma boplat, utan väljer en ny boplat inte långt från den gamla och blir därmed trogna sin del av koloniområdet. GPS:ens bristande exakthet spelar en obetydlig roll för den fördelning som visas i Figur 2 eftersom felan bör vara lika fördelade mellan för långt och för kort avstånd mellan två positioner. Endast när det gäller att bestämma om exakt samma plats använts för boet två olika år krävs högre noggrannhet, t.ex. fysiska markeringar.

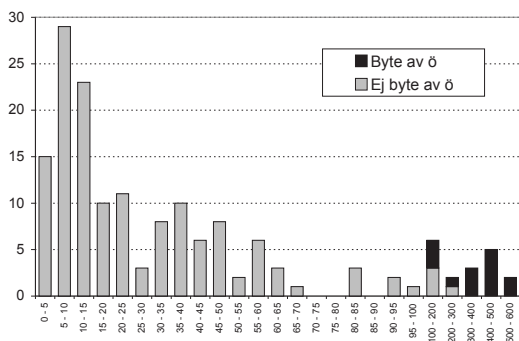
Det går inte att avgöra hur gammal en åda är på fjäderdräkten eller något annat. Det är svårt att säga något om hur störningskänsliga de olika fåglarna är. Det är troligt att unga ådor är mer störningskänsliga än gamla ådor som vant sig vid att människor rör sig i närheten av deras boplat. De gamla ådorna tolererar troligen också den störning, som infångandet otvivelaktigt innebär, bättre än unga. Under årens lopp har det noterats hur gamla ådor – en del har alltså kontrollerats upp till 10 eller 11 gånger – legat och tryckt på äggen medan ringen avlästs. Andra, förmodligen unga fåglar, har gett sig av i panik.

Faktorer som kan ha påverkat om en åda flyttat boet en längre sträcka eller till och med bytt ö kan vara störningar från människor. Lösgående hundar, som fritidsseglare haft med sig, har noterats vid något tillfälle. Husdjur eller predatorer som mink och iller förekommer inte stadigvarande på Utklippan. År 1993 gjordes ett försök att hålla får på Södraskär. Detta resulterade i en massutvandring av ådor från Södraskär till Norraskär. 1992 fanns 93 häckande ådor på Södraskär. År 1993 var siffran 34 och 1994 var ordningen återställd med 85 ådor på Södraskär. Försöket med färbete visade att det för ejderns vidkommande inte är lämpligt att hålla får på en så liten ö.

Trots osäkerheten beträffande de uppmätta positionernas exakthet kan man hävda att undersökningen visar att en majoritet av ådorna återvänder flera år till samma del av kolonin och lägger sitt bo på samma plats eller mycket nära den plats som de tidigare placerat sitt bo. Det är bara ett fåtal som flyttar boplaten en längre sträcka och byter häckningsö.

Tack

Ett varmt tack till Björn Ericsson, Mats Jonasson och Hans Evefalk som deltog i fältarbetet. Tack också till Thord Fransson, Naturhistoriska riksmuseet, och Bo-W Svensson, Evolutionsbiologiskt centrum, för kommentarer till och granskning av manuskriptet.



Figur 2. Samtliga förflyttningar för märkta honor (n = 159) fördelade per 5 meter upp till 100 meter och per 100 m över 100 m.

All relocations of nest sites between years of ringed females (n=159).

Summary

Utklippan is a group of islands, a nature reserve since 1988, 24 km SSE of Karlskrona. The first breeding record of the Common Eider *Somateria mollissima* on the islands in modern times was made in 1968. The population has been counted every year since 1984 and it has grown to a peak of 243 nests in 1994 and then declined to 192 nests in 2006. Eider females show strong breeding site fidelity and they often lay eggs at a place very close to that of the previous year. At Utklippan a large proportion of the females have been ringed. In total, 543 females have been ringed and 979 recoveries have been obtained when the birds were trapped on their nest in a later year. In this report I analyse how long distances the females moved their nests between years.

Both when ringed and when recovered I recorded the GPS-position of the nest. These positions were then used to calculate the distance between the nests of different years. Between 2001 and 2005 a total of 279 controls were made and 387 positions were recorded (Table 1). This gave positions of 96 female's nests during two or more years. Five females were re-trapped in four consecutive years, twelve in three years, 23 in two years, and 54 in one year. Of all 159 controls between years, 145 were made on the same island. Ten females changed to another island within the Utklippan group. Figure 1 shows the distribution of the nests in 2001.

The result of the distance measurements are shown in Figure 2. The average distance of nest relocation was 58 metres. The nest relocations that involved change of island are shown with different colour in the figure. If these fourteen nests are excluded, the average within island relocation was only 28 metres.

Exactly the same position of the same female's nest was never recorded. However, the GPS positions have errors, up to fifteen metres according to the manufacturer. This has little effect on the distribution pattern of distances in Figure 2 since the errors are in both directions and would on average

cancel out each other. But because of these errors it is not possible to determine whether the females sometimes nested in exactly the same spot, as has been observed in some colonies.

Using recovery data also from years before 2001 (Table 2) I can show that the females return many years to breed on the Utklippan islands, up to eleven years.

The reason for a change of nest site between two years is most often not clear. Disturbance is of course the most likely cause. Predation is unlikely since feral cats and dogs as well as minks and pole-cats do not occur on the islands. Only in one case the reason for a mass relocation of nests was obvious. In 1993 sheep were introduced on the southernmost island. The Eider females then moved to the northern island. The year after, without sheep, the females returned again.

In conclusion I found that the majority of the Eider females on Utklippan locate their nests very close to the site of the previous year, usually the same part of the colony on the same island. They also may return to the same island during many years. Apart from when severe disturbance occurs, they only occasionally move their nests a longer distance.

Referenser

- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds.) 1977. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. I, Oxford University Press, Oxford.
- Bauer, K. M. & Glutz von Blotzheim, U. N. (eds.) 1969. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 3, Anseriformes 2. Teil. Akademische Verlagsgesellschaft. Frankfurt am Main.
- Larsson R. 2004. *Projekt Ejder – 21 års inventeringar av ejderpopulationen på Utklippan*, Länsstyrelsen i Blekinge län 2004:10.
- Mathiasson, S. 1962. *Femtio års fågelmärkningar vid Göteborgs Naturhistoriska Museum. En tillbakablick*. Göteborgs Naturhistoriska Museum, Årstryck 1962.

Rolf Larsson, Flyet, Pl. 680A, 373 00 Jämjö.
E-mail: rolf_maria@hotmail.com

Late breeding of Wood Pigeon *Columba palumbus* at Linköping, southern Sweden

Sen häckning av ringduva Columba palumbus i Linköping, södra Sverige

HENRIK LERNER & LENNART NORDENFELT

In 2005, we recorded a late breeding of a Wood Pigeon *Columba palumbus* in the urban area of the University of Linköping (latitude 58°23'41.94" N, longitude 15°34'12.18" E). The nest lay in a small Norway Maple *Acer platanoides* just outside the window of one of the buildings of the university (Figure 1). Hatching was not earlier than 15 October and the young fledged about 10 November. According to Cramp (1985) incubation takes 17 days and the fledging period varies between 20 and 35 days. This gives an estimation of egg-laying to have occurred between 19 September and 4 October and hatching between 6 and 21 October.

Few reports have been made on late breedings of Wood Pigeons in Sweden. Within north-western Europe, Wood Pigeons may breed from February through November (Cramp 1985), although in Sweden the climate limits the number of late attempts. It has been shown that Wood Pigeons are able to breed later in urban than in forest areas (Ljunggren 1988). *Fågelskydd Spillepeng* (a bird rescue organisation in Skåne, southernmost Sweden) has collected 18 breeding records since 1998 where egg laying started during September (Kenneth Bengtsson in email) and with the latest start



Figure 1. The nesting tree (in the middle of the picture) for the late breeding of wood pigeon *Columba palumbus*, University area of Linköping (latitude 58°23'41.94" N, longitude 15°34'12.18" E). Picture taken April 30, 2008.

Häckningsträd (i bildens mitt) för den sena häckningen hos ringduva Columba palumbus på universitetsområdet i Linköping (latitud 58°23'41.94" N, longitud 15°34'12.18" Ö). Fotot taget 30 april 2008.

of breeding on 28 September (Bengtsson 2001). A few late breeding attempts which resulted in young in 2002–2007 have been reported to the Swedish bird observation database Svalan (<http://svalan.art-data.slu.se>). Most of these young were seen in the beginning of October (Table 1). One observation later than ours was made on 23 November 2007 in Halland (56°39'56"N, 12°47'52"E) which is about 170 km south of Linköping.

Two factors work together for late-breeding to become more common in the future in Sweden. The establishment and increase of an urban population since the first urban breeding in 1918 (Sven-

Table 1. Observations in Svalan between 2002 and 2007 (database checked 14 January 2008) on late breedings of Wood Pigeons. Selected breeding criteria were "nest, egg/juveniles" and "pulli/newly fledged".

Observationer i Svalan mellan 2002 och 2007 (uttag ur databasen 14 januari 2008) på sena häckningar av ringduva. Valda häckningskriterier var "bo, ägg/ungar" och "pulli/nyligen flygga".

Landskap <i>Province</i>	Date <i>Datum</i>	Observer <i>Observatör</i>
Skåne	5 October 2003	Håkan Winqvist
	1 October 2005	Olof Jönsson, Stefan Magnusson
	6 October 2006	Lars Åkerman
	22 October 2006	Åke Lindström
Halland	23 November 2007	Markus Andersson
Bohuslän	4 October 2004	via Tommy Järås
	4 October 2006	Stefan Oscarsson
Östergötland	13 October 2006	Johan Nilsson
Södermanland	3 October 2004	Erik Peurell

sson et al. 1999) is important since urban pigeons are able to breed late (Ljunggren 1988). Overwintering Wood Pigeons seem to be more common in Sweden nowadays (Staav & Fransson 2007) which elongates the season within Sweden. This shift increases the chances to record late breeders in November, a month when many Wood Pigeons already has left the country.

Acknowledgements

We thank Kenneth Bengtsson, Fågelskydd, Spillepeng for valuable information on late breeding in Skåne.

References

- Bengtsson, K. 2001. Vilka ringduvekuilar *Columba palumbus* genererar ungar? *Ornis Svecica* 11: 99–101. [In Swedish with English summary]
- Cramp, S. (ed.). 1985. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. The Birds of the Western Palearctic. Volume IV. Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford.
- Ljunggren, L. 1988. Ringduva *Columba palumbus* L. Pp. 201–208 i *Fåglar i jordbrukslandskapet* (Andersson, S., ed.). Vår Fågelvärld, Supplement 12. [In Swedish with English summary]
- Staav, R. & Fransson, T. 2007. *Nordens fåglar*. Fjärde upplagan. Prisma, Stockholm. [In Swedish]
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår Fågelvärld, Supplement 31. Stockholm. [In Swedish]

Sammanfattning

En sen häckning av ringduva *Columba palumbus* noterades på universitetsområdet i Linköping (latitud 58°23'41.94" N, longitud 15°34'12.18" Ö). Duvorna häckade i en liten lönn precis utanför fönstret på en av universitetsbyggnaderna (Figur 1). Kläckning inträffade inte före 15 oktober och ungarna var flygga 10 november. De flesta andra observationer av häckande ringduva där ungar observerats under perioden 2002–2007 har varit i början på oktober (Tabell 1.). Ett sydligare senare fynd föreligger från Halland (1315620N, 6286090E, Rikets nät) 23 november 2007.

Två faktorer verkar för att sena häckningar av ringduva skall kunna bli vanligare i framtiden. Den urbana populationen har sedan etableringen 1918 ökat och denna population verkar ha möjlighet att häcka senare på säsongen än den som är knuten till skog. Övervintring av ringduva verkar också bli vanligare vilket förlänger säsongen inom Sverige. Den här förändringen ökar chanserna att notera häckningar i november, vilket är en månad då många ringduvor redan lämnat landet.

Henrik Lerner, Division of Health and Society, Department of Medical and Health Sciences, Linköpings Universitet, SE-581 83 Linköping, e-mail: henrik_lerner@yahoo.se

Lennart Nordenfelt, Division of Health and Society, Department of Medical and Health Sciences, Linköpings Universitet, SE-581 83 Linköping

Extensive post-juvenile moult in Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* in Sweden

Omfattande post-juvenil ruggning hos rörsångare Acrocephalus scirpaceus i Sverige

BO NIELSEN

On 8 October 2007, the ringers at Kvismare Bird Observatory, Martin Rydberg-Hedén, Judith Mateos and Andreas Tranderyd, were ringing at Ässön situated at 59.16N and 15.25E. An *Acrocephalus* warbler in heavy moult was trapped and it was confirmed that it was a first year Reed Warbler *A. scirpaceus*. A photograph was taken (Figure 1), in addition a moult card was completed. The photograph shows an extensive moult including secondaries. The moult card shows that some primaries and the tail are included in the moult.

There were however some strange patterns. The most obvious one was that the first and third to sixth secondaries were moulted while the second secondary was not moulted. In addition to this,

at least the second primary was moulted but was nearly fully grown according to the moult card. This is however not possible to see in the photograph. If the first primary also had been moulted is not possible to determine from the photographs or the moult card. In close ups on the photograph it is possible to see that the feathers on the neck and mantle consist of a mixture of juvenile feathers and newly moulted adult type feathers. There are also worn feathers in the coverts. It can also be seen that the remaining primaries and alula were of juvenile type despite the low resolution of the picture. Both wings were symmetric, including the non moulted second secondary.

The photograph also suggests that the bird was moulting very fast. The secondaries were nearly parallel in their growth. This can be recorded for birds with great time stress. An example is late moulting female Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* which complete moult in some 34 days, n=15 (Sondell 1993). Another observation, recorded on the moult card, was aberration from the normal symmetric moult pattern in the tail. It is however common with uneven moult of the tail according to the moult card archive from Kvismaren for a number of species (Jan Sondell, pers. com.).

The length of the grown flight feathers indicates



Figure 1. Photograph of the wing. Photo: Martin Rydberg Hedén.

that the moult should have started in the beginning or middle of September and would have finished in the middle of October.

I have found no definite previous record of a Reed Warbler conducting such an extensive post-juvenile moult (e.g. Jenni & Winkler). However, there are reports of adult Reed Warblers conducting complete or interrupted summer moult in Spain (Spencer & Mead 1979). All reports of extensive or more or less complete moult have been from the Mediterranean area where birds are more prone to do more extensive moult in the summer compared to northern Europe (Svensson 1992).

There are no reports of any *Acrocephalus* warbler conducting any extensive post-juvenile moult or complete moult in northern Europe prior to this finding. It seems that this bird was a rather early born Reed Warbler that started the post juvenile moult late.

Acknowledgements

Jan Sondell and Reino Andersson have contributed with valuable comments on the manuscript.

This is contribution no. 154 from Kvismare Bird Observatory

References

- Jenni, L. & Winkler, R. 1994. *Moult and Ageing of European Passerines*.
Spencer, B. & Mead, C. 1979. Hints on ageing and sexing (part 3). The common Warblers. *Ringers Bull.* 5: 63–72.
Sondell, J. 1993. Vädrets inverkan på ruggning hos lövsångare och sävsparv. *Fåglar i Kvismaren* 8: 18–23.
Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*.

Sammanfattning

Under ringmärkning för Kvismare fågelstation den 8 oktober 2007 vid Åssön, belägen vid Hjälmaran, fångades en rörsångare som ruggade vingpennorna och stjärten. Ett fotografi (Figur 1) och ett ruggkort som gjordes visade att fågeln genomgick utbredd post-juvenil ruggning.

Där fanns emellertid vissa avvikelser från normala ruggningsmönster. Det mest tydliga var att den första armpennan samt armpennorna 3–6 höll på att växa medan den andra var oruggad. Andra handpennan var ny och nästan utvuxen enligt ruggkortet. Om första handpennan hade ruggats går inte att avgöra från fotografiet. I stark förstoring går det att se på fotografiet att fjädrarna på nacke och mantel var av både juvenil och adult typ. Det syns också att de övriga handpennorna och alulan var av juvenil typ trots en dålig upplösning på bilden.

Ruggkortet visar tydligt att ruggningen skedde mycket fort eftersom armpennorna hade växt nästan parallellt, något som kan ses hos fåglar med stor tidsstress. Fjädrarnas längd tyder på att den här individen påbörjade ruggningen i mitten av september och avslutade i mitten av oktober.

Jag har inte funnit någon säker tidigare rapport om rörsångare med en så utbredd post-juvenil ruggning. Det finns enbart rapporter om utbredda eller kompletta ruggningar från Medelhavsområdet där fåglar inom samma art generellt ruggar mer komplett eller längre än i norra Europa. Det finns inga rapporter om någon *Acrocephalus*-sångare som genomfört en utbredd post-juvenil ruggning i norra Europa före detta fynd och det ser ut som att detta var en relativt tidigt född fågel som påbörjat ruggningen sent.

Bo Nielsen, Adjunktsvägen 9, 432 50 Varberg

Nya böcker – *New books*

Current Topics in Avian Disease Research: Understanding Endemic and Invasive Diseases. 2006. *Ornithological Monographs*, No. 60 viii + 111pp.

Ornithological Monographs är en serie särtryck publicerade av American Ornithologists Union vilka inte alltid är så lätta att få tag på. Det är synd, för de avhandlar ofta intressanta ämnen. Utav en slump fick jag med mig ett häfte utgivet 2006 med mig i ryggsäcken till Capri, och har suttit under citronträden och läst alltmedan biätarna flockades över huvudet.

Häftet är indelat i 7 kapitel, var och ett bestående av en peer-reviewad artikel. Intentionen med häftet var att ge en insikt i samtida infektionsforskning inom ornitologin. Om man tittar på kapitelindelningen så kan man se att bredden finns där, eftersom både virus, bakterier och parasiter avhandlas. Men tittar man närmare märker man att det egentligen bara är 4 olika mikroorganismer som tas upp. Häftet inleds med en review om influensa, vilken är initierad och tar upp hela kunskapsbilden, allt från epidemiologi till molekylära mekanismer för patogenicitet och immunitet. Men influensafältet har formligen exploderat de senaste åren och mycket har redan hunnit ändras sedan denna review skrevs. Bland annat så har uppgifterna om att viruset kan "övervintra" infrys i sjöis avfärdats som laboratoriekontamination och även grundläggande uppgifter om evolutionstakten hos viruset ifrågasatts.

Tre kapitel handlar om West Nile virus. Det först av dessa är en review som beskriver den i det närmaste osannolika spridningen av detta virus från introduktionen i New York 1999 till resten av kontinenten inom 5 år. Det är en väldigt intressant story och man förstår att detta är en stor sak i USA. Dels är mortaliteten bland infekterade fåglar hög, särskilt hos kråkfåglar, men även en stor mängd människor smittas i de områden där viruset blivit endemiskt. Den andra av West Nile artiklarna tittar

på de sociala effekterna av viruset hos en population med amerikanska kråkor. Dessa kråkor lever i sociala familjegrupper, där det häckande paret får hjälp av subdominanta individer, oftast närtstående släktingar, att fostra nya ungar på vingarna. När viruset drog fram dog en stor andel av beståndet och forskarna analyserar hur det påverkar familjemönstren. Det verkar som om att beståndet klarar en kortare tid med hög mortalitet, eftersom de icke-häckande individerna "buffrar" populationen så att antalet häckande par inte går ner så mycket. Därmed öppnades också möjligheter för de subdominanta individerna att ta över och bli häckare. Det vore spännande att se de mer långtgående effekterna över en längre tid, men det får vi säkerställt anledning att läsa om i framtiden. Den sista uppsatsen på West Nile-temat är en i mitt tycke relativt dålig uppsats där man använder serologiska data (det vill säga antikroppsdetektion) för att studera infektionsmönster i en tättingansamling i Ohio. Problemet är att forskarna inte helt förstår begränsningen i serologin och därmed överanalyserar sina data.

Två kapitel tittar på blodparasiter – dels bland havsfåglar på Galapagosöarna, dels i två områden i Sydamerika. Malarialiknande blodparasiter (*Haemoproteus* och *Plasmodium*) har länge varit för föremål för ornitologiska studier, kanske framför allt för att de har varit relativt lätta att detektera med hjälp av blodutstryk och att prevalensen ofta är hög bland tättingar. På senare år har ett antal PCR-baserade metoder utvecklats – inte minst av lundaekologerna – som har gjort att man kan få en bättre upplösning i sina studier. Det visar sig att man undervärderat artdiversiteten bland dessa parasiter, eftersom morfologiskt identiska parasiter kan vara väldigt åtskilda genetiskt. Framför allt studien från Sydamerika är intressant i detta sammanhang.

Min favoritartikel i häftet är den som avhandlar *Mycobacter galliseptum* hos amerikanska rosenfinnar. Denna bakterie ger upphov till konjunktivit, en

ögoninfektion, som ofta leder till döden eftersom de infekterade finkarna inte kan se ordentligt. Forskarna från Cornell har använt sig av allmänheten för att studera effekterna av bakterien på finkarnas populations- och gruppnivå. Ett stort fågelmatningsprojekt initierades där folk via webben kunde rapportera hur många finkar de haft vid sina fågelbord och om någon av dem verkade sjuka. Dessa data kopplades med mer riktade studier och GIS-data till en stor statistisk studie. Det är verkligen imponerande att slå ihop de olika sakerna till en enhet – detta är en artikel som jag gärna kommer att gå tillbaka till.

Sammantaget kan sägas att häftet ger en hyfsad bild av fältet. Som det är idag så styrs agendan mycket av vilka patogener som är intressanta ur ett medicinskt perspektiv – som influensavirus och West Nile virus som är zoonoser – och inte vilka som kanske är mest relevanta ur ett fågelekológiperspektiv. Vi biologer har oftast inte tillgång till de faciliteter som behövs för att arbeta med virus och bakterier, vilket många gånger kräver skyddsklassade laboratorier, utan får hålla tillgodo med lättidentifierade organismer (som blodparasiter på utstryk) eller arbeta med indirekta metoder som serologi eller PCR-detektion. Förhoppningsvis är detta något som kommer att ändras i framtiden, så att om ett motsvarande häfte skrivs om 10 år kommer det att innehålla en större spännvidd och en än mer ekologisk touch.

JONAS WALDENSTRÖM
Kalmar Högskola

Ken A. Otter (ed.), 2007: **The Ecology and Behavior of Chickadees and Titmice. An integrated approach.** 319 sid. Oxford University Press. ISBN 978-0-19-856999-2.

Denna bok handlar om mesforskningen i Nordamerika. På omslaget sitter det en tallita, något som präglar en stor del av boken. Det är nämligen

talltitan som varit föremål för de flesta och mest djupgående studierna. Men övriga arter behandlas också, ungefär i proportion till hur mycket de har studerats. Talltitan har givetvis studerats i Europa också, bl.a. i Sverige (förvisso har talltitan numera delats upp i två arter, en nordamerikansk *atricapillus* och en europeisk *montana*, men de är nästan identiska). Eljest är det andra arter som den europeiska mesforskningen fokuserat på, nämligen talgoxe och blåmes. Huruvida denna skillnad mellan kontinenterna kan ha påverkat olika generaliseringar om mesarnas ekologi diskuteras på några ställen. Till Nordamerika kom mesarna nämligen ganska sent, i två omgångar för 3,5–4 miljoner år sedan. Till den ena gruppen (gruppen med det nya släktnamnet *Poecile*) hör förutom talltitan även entitan och dess nära nordamerikanska släkting karlolinatitan *carolinensis*. Till den andra gruppen (de nya släktena *Lophophanes* och *Baeolophus* med ett fåtal arter) hör bl.a. vår tofsmes. Men ingen art inom de nya släktena *Periparus* (med bl.a. svartmes), *Parus* (med talgoxe och afrikanska mesar) eller *Cyanistes* (med blåmes) har nått Nordamerika. Dessa arter anses stå närmare mesträdets rot och har en del annorlunda fundamentala vanor (exempelvis hamstrar de inte, vilket är en egenskap hos de flesta bland de arter som nått Nordamerika). Hamtringsförmågan har givit tydliga spår i hamstrarnas hjärna. Hippocampus är särdeles väl utvecklad och forskningen om hjärnan och hamstringen kan i förlängningen tänkas ge värdefulla upplysningar om hur rumsuppfattning i allmänhet har utvecklats. Boken uppehåller sig till stor del i ämnen som inte är lika vanliga i den europeiska meslitteraturen. I Europa verkar populationsdynamisk, nischanalytisk och demografisk forskning ha dominerat länge till skillnad från den i Nordamerika, som i boken speglas av kapitel om neurologi, hormoner, årscykler, socialitet, kommunikation, mm.

SÖREN SVENSSON
Lunds universitet

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. Manuskriptet bör sändas som epostbilaga till soren.svensson@zooekol.lu.se. Texten bör vara i format MS-Word. Figurer och tabeller skall inte inarbetas i den löpande texten utan sändas som separata filer. En papperskopia skall också sändas, och den skall innehålla eventuella originalfigurer som inte kan sändas elektroniskt. Om nödvändigt tar vi också emot kortare manuskript på enbart papper.

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. Manuscripts should be submitted as E-mail attachments to soren.svensson@zooekol.lu.se. The text should be in format

MS-Word. Figures and tables should not be incorporated in the text but attached as separate files. One copy on paper should also be submitted, and this copy should contain possible originals that cannot be transmitted electronically. If unavoidable, we of course also accept shorter manuscripts on paper only.

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 18, No 2, 2008

Innehåll – Contents

- 68 KAMPE-PERSSON, H. Historical occurrence of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in the Atlantic flyway.
Historisk förekomst av fjällgås Anser erythropus i den atlantiska flyttningskorridorerna.
- 82 POLAKOWSKI, M. Sex and age composition during autumn migration of Pygmy Owl *Glaucidium*
BRONISZEWSKA, M. *passerinum* in Central Sweden in 2005.
SKIERCZYŃSKI, M. *Köns- och åldersfördelning hos höstflyttande sparvugglor Glaucidium passerinum i mellersta Sverige 2005.*
- 87 ANDERSSON, R. Skillnader i reviretablering under hösten mellan adulta och årsunga hanar av svart röstjärt *Phoenicurus ochruros* på Cypern och Kreta.
Differences in territory establishment during the autumn between adult and yearling males of Black Redstart Phoenicurus ochruros on Cyprus and Crete.
- 96 TENOW, O. Epimeletic behaviour in airborne Common Swifts *Apus apus*: do adults support
FAGERSTRÖM, T. young in flight?
WALLIN, L. *Epimeletiskt beteende hos flygande tornseglare Apus apus: hjälper vuxna de unga i flykten?*
- 108 WISS, L.-E. Häckningsbiotop och boplatssval hos kungsörn *Aquila chrysaetos* (L.) på Gotland.
Breeding habitat and nest site selection of the Golden Eagle Aquila chrysaetos (L.) in Gotland.
- 114 RANNISI, G. Impact of predation by the Black Rat *Rattus rattus* on the breeding success of
MURABITO, L. Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* on Linosa island (Sicily, Italy):.
GUSTIN, M. *Effekten av svartråttans Rattus rattus predation på gulnäbbade lirans Calonectris diomedea häckningsframgång på Linosaön (Sicilien, Italien).*

Korta rapporter – Short communications

- 123 LARSSON, R. Ejderns *Somateria molissima* boplatstrohet i en koloni på Utklippan i Östersjön.
Nest location fidelity in the Common Eider Somateria mollissima at Utklippan in the Baltic Sea.
- 127 LERNER, H. Late breeding of Wood Pigeon *Columba palumbus* at Linköping, southern Sweden.
NORDENFELT, L. *Sen häckning av ringduva Columba palumbus i Linköping, södra Sverige.*
- 129 NIELSEN, B. Extensive post-juvenile moult in Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* in Sweden.
Omfattande post-juvenil ruggning hos rörsångare Acrocephalus scirpaceus i Sverige.