

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

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

SÖREN SVENSSON

Abstract

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

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

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

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

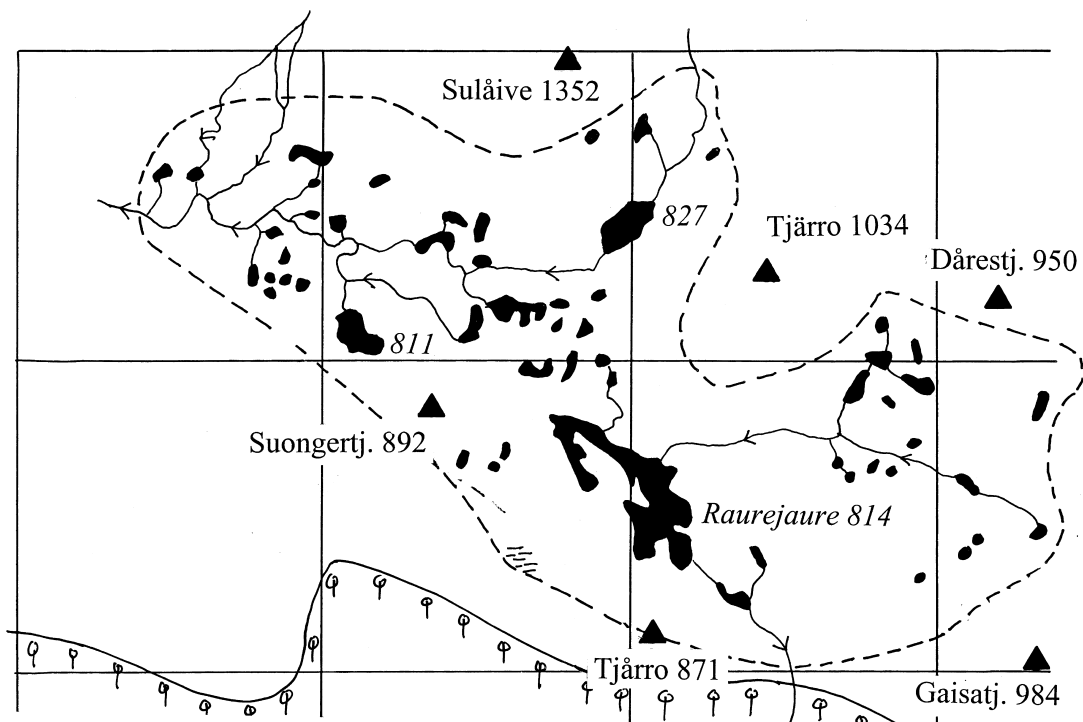
Åren 1984–1995 genomfördes en detaljerad, kvantitativ fågelinventering inom ett fjällområde nära Ammarnäs. Det inventerade området var hela 12,8 kvadratkilometer stort. Detaljerade fågelinventeringar, utförda med som i detta fall revirkartering kompletterad med par- och boräkning, brukar oftast omfatta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

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

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

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

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



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

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

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

Undersökningsområde

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

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

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

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

Metoder

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

Urval av arter och noteringar om arter som inte inventerats

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

Inventeringsmetod

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

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

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

Inför denna uppsats gjorde jag en kontroll av

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

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

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

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

Resultat

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

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

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

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

Gräsand *Anas platyrhynchos* (0). Förekommer

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Diskussion

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

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

Förändringar under 12-års perioden

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

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

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

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

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

Jämförelse med Kraipeytorna

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

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

Jämförelse med andra ytor

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

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

Inventeringens betydelse för fågelskydd och uppskattningar av fjällens totala fågelbestånd

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

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

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

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

Tack

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

Referenser

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

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

Summary

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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