

Ortolansparvens *Emberiza hortulana* förekomst och habitatval i Sverige

Distribution and habitat choice of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in Sweden

RICHARD OTTVALL, MARTIN GREEN, ÅKE LINDSTRÖM, SÖREN SVENSSON, PER-ANDERS ESSEEN & LISELOTT MARKLUND

Abstract

The Swedish population of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* has decreased with about 80% since 1975. The breeding habitat has traditionally been linked to farmland, but Ortolan Buntings are also found on clear cuts. Combining data from the Swedish Bird Survey (1996–2006) with landscape data (Swedish CORINE), we investigated the relationship between occurrence of Ortolan Buntings and different land cover variables. At a landscape scale of 5×5 km², occurrence was positively correlated to the proportion of open cast mines, farmland, young forest, inland marshes and clear cuts south of 61°N. North of 61°N, the present population stronghold (~90%), occurrence was positively correlated to the proportion of farmland, clear cuts, coniferous forest, young

forest, mixed forest and inland marshes. At a local scale (within 400 m), abundance was highest where clear cut was the main habitat, but abundance was not higher on clear cuts close to than far away from farmland. We estimate the total population at 6300 (4000–8600) pairs with around 50–85% occurring on clear cuts.

Richard Ottvall, Martin Green, Åke Lindström & Sören Svensson, Ekologiska institutionen, Ekologihuset, Lunds universitet, 223 62 Lund
Per-Anders Esseen & Liselott Marklund, SLU, Institutionen för skoglig resurshållning, Skogsmarksgränd, 901 83 Umeå
Epost: richard.ottvall@zoekol.lu.se

Received 1 September 2007, Accepted 16 October 2007, Editor A. Brodin

Inledning

Jordbrukslandskapets fåglar har överlag minskat kraftigt i antal de senaste tre decennierna, både i Sverige (Wretenberg m.fl. 2006, 2007) och i Europa (Gregory m.fl. 2005). En av de största förlorarna är ortolansparven *Emberiza hortulana*. Efter en långvarig minskning återstår idag endast ca 20% av det svenska beståndet jämfört med populationsnivån i mitten av 1970-talet (Lindström & Svensson 2007). Ortolansparven minskade emellertid kraftigt i södra Sverige redan vid mitten av 1950-talet, men i slutet av 1960- och början av 1970-talet noterades en tillfällig uppgång (Stolt 1988, 1997). I det svenska inventeringsprogrammet med punktrutter har ortolansparven minskat med 4,9% per år under perioden 1975–2006. De standardiserade miljöövervakningsprogrammen i Falsterbo (sträckräkning) och på Ottenby (ringmärkning) visar på motsvarande kraftiga minskningar (Kjellén 2006, Lindström m.fl. 2007). I Finland minskade ortolansparven med 95% under perioden 1983–2005 (Väisänen 2006) och i Norge förekommer arten endast på ett fåtal lokaler (Dale & Hagen 1997). I

övriga Europa har ortolansparven likaledes uppvisat minskningar i flertalet länder (BirdLife International 2004).

Ortolansparven har försvunnit från stora delar av södra och mellersta Sveriges jordbruksbygd och finns idag framför allt längs Norrlandskusten (Stolt 1997, SOF 2002, Tjernberg & Svensson 2007). Det svenska beståndet uppskattades i mitten av 1990-talet till strax under 7000 par (Stolt 1997) och omkring år 2000 till maximalt 7000 par (Tjernberg & Svensson 2007). I Sverige förekommer arten i mosaikartade landskap med inslag av solexponerade, steniga backar med spridda träd, skogsbryn, åkerholmar och lövdungar (Stolt 1988). Ortolansparven påträffas också i anslutning till ruderatmark, på grus- och sandtag och på kalhyggen (Stolt 1994, Tjernberg & Svensson 2007). De viktigaste miljökomponenterna för de häckande ortolansparvarna tycks vara vegetationsfattiga markytor där födan finns (t.ex. trädor, körvägar och hållmarker) och exponerade sångplatser som trädkronor, ledningsträdar eller fristående buskar (Stolt 1988, Tjernberg & Svensson 2007). Det har föreslagits att marken helst ska vara mörk, såsom efter gräs-

bränning eller på gammal sjöbotten (Nævra 2002, Lindblom 2005). Studier av habitatval i Uppland visade att ortolansparvarna föredrog revir med rik variation av biotoper i ett småbrutet landskap (Berg i tryck). I samma studie observerades att små "habitatöar" med högre vegetation som låg insprängda i landskapet var betydelsefulla som boplatser. Det framgår emellertid av andra referenser att ortolansparvens bo även kan vara belägna på vallar eller vårsådda åkrar (Durango 1948, Johansson 2007).

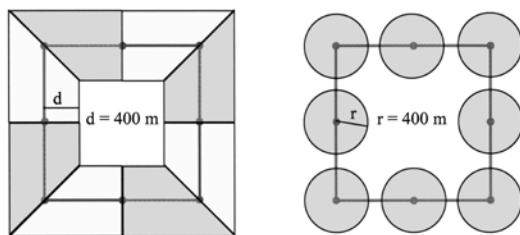
Jordbrukslandskapets arealminskning och omvandling till mer intensivt odlade stora fält med färre småbiotoper och igenvuxna åkerholmar anses vara huvudorsaken till ortolansparvens nedgång (Tjernberg & Svensson 2007). En finsk studie har nyligen funnit ytterligare stöd för denna hypotes (Vepsäläinen m.fl. 2005). En genomgång av medeltalet ringmärkta ungar i bon 1915–1980 kunde inte påvisa någon förändring i detta mått på häckningsframgång hos svenska ortolansparvar (Stolt 1993). Samtidigt är artens överlevnad under vintermånaderna till stor del okänd och konsekvenserna av en omfattande jakt i Frankrike under flyttningen är inte klarlagda (Stolt 1996).

Ortolansparven har varit en karaktärsfågel i jordbruksbygder, men i skogsdominerade landskap i mellersta delen av Norrlands kustland förekommer arten främst på kalhyggen (t.ex. Stolt 1994, Risberg 1997). En omfördelning av tyngdpunkten i förekomst från odlingslandskapet till kalhyggen skulle därför kunna kompensera för den vikande trenden på jordbruksmark i vissa regioner. För att analysera ortolansparvens förekomst och tätheter i olika habitat i Sverige har vi analyserat fågel- och landskapsdata från två av Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram: Svensk Fågeltaxering (Lindström & Svensson 2007) och Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (Esseen m.fl. 2006).

Material och metoder

Svensk Fågeltaxering

Inom Svensk Fågeltaxering övervakas de vanligare svenska fåglarnas populationsutveckling genom standardiserade inventeringar över hela Sverige (Lindström & Svensson 2007). Ett nytt inventeringsprogram, de s.k. standardrutterna, startade 1996. Tanken med detta program är att följa de svenska fåglarnas förekomst och populationsstorlekar i ett representativt urval av landskapstyper jämnt fördelat över landet. Drygt 700 ruttor har förutbestämda positioner över hela landet, på 25 km avstånd från varandra i både nord-sydlig och



Figur 1. Figurerna visar för vilka områden runt en standardrutt som habitatdata plockats fram (lokal skala). Vänster: Längs linjerna användes ett område ± 400 m runt linjen, med diagonala "snitt" i standardruttens hörn. Olika gråskala har använts för att tydliggöra respektive område. Höger: Runt punkterna användes en cirkel med 400 m radie.

Figures demonstrate the area around fixed routes from where habitat data were extracted (local scale). Left: Along transects an area of ± 400 m was used. Different grey scales clarify each area. Right: Around points a circle with 400 m radius was used.

väst-östlig riktning. En standardrutt är en 8 km lång kombinerad linje- och punktinventering (två oberoende inventeringar) i formen av en kvadrat (2×2 km; Figur 1) som inventeras en gång om året (maj–juli, beroende på läge i Sverige). I hörnen och mitt emellan hörnen ligger punkter där samtliga fåglar räknas under fem minuter. Mellan punkterna räknas alla fåglar man ser och hör medan man går långsamt (linjetaxering), ungefär 30–40 minuter per km. Inventeraren får avvika högst 200 m från linjen om hinder föreligger (vattendrag, odlade fält, branter, osv.). De senaste fyra åren har ungefär 400 ruttor inventerats årligen och till och med 2006 hade 714 av 716 ruttor inventerats minst en gång. Dessa inventeringar används till beräkningar av populationstrender för drygt hundralet svenska fågelarter, däribland ortolansparven.

Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS)

Syftet med NILS är att långsiktigt övervaka landskapets förändringar med fokus på hur dessa påverkar förutsättningarna för den biologiska mångfalden. Detta görs genom flygbildstolkning av en 5×5 km² ruta och fältundersökningar i en 1×1 km² ruta för ungefär 630 permanenta områden i Sverige (Esseen m.fl. 2006). NILS-rutorna är till stor del samlokaliserade med Svensk Fågeltaxerings standardruttor så att den 2×2 km långa rutten är placerad strax SV om NILS-rutans mitt. För 558 ruttor är det planerat att både fågel- och landskapsdata skall insamlas. Men det går redan idag att arbeta

med landskapsdata kring samtliga standardrutter. Även om NILS egna undersökningar ännu inte ligger färdiga för samkörning har man inom NILS sammanställt ett stort antal landskapsvariabler från tillgängliga GIS-databaser. Följande geografiska data ingår i databasen: naturtyper enligt blå kartan, SMD Svensk MarktäckeData (ca 60 klasser), skogliga data från kNN-Sverige (trädslagsvis fördelning av volym, ålder och höjd) samt GSD-höjddata. Sammanställningen av databasen har gjorts i flera etapper under perioden 2000–2003. Databasen finns i två versioner: den ena är gjord i ArcGIS 9.1 och innehåller GIS-skikt med möjlighet till att göra egendefinerade områden och den andra innehåller enbart tabeller där t.ex. arealer av olika landskapsklasser kan extraheras. Vi använde oss enbart av marktäckedata i den här uppsatsen.

Statistiska analyser

Vi har analyserat fågeldata på tre nivåer: dels på ruttnivå där samtliga observerade ortolansparvar längs med hela rutten summerades, dels på punkterna och dels per kilometerlång linjesträcka. Data från samtliga år standardrutterna har ingått i programmet inkluderades, dvs. 1996–2006. Två standardrutter hade ännu inte inventerats och totalt analyserades därför 714 rutter.

Habitatdata analyserades på två skalor, dels från hela NILS-rutan "landskapsskala" som omfattar 5×5 km² och dels från en utskärning längs standardrutten "lokal skala" vilken var uppdelad på åtta linjesträckningar och en utskärning kring punkterna (Figur 1). Utskärningarna omfattar ±400 m från den tänkta linjen längs rutten där varje kilometerlång linje täcker in en yta av 0,8 km² samt en cirkel kring punkten med radien 400 m (yta av 0,5 km²). På detta sätt räknar vi med att ha fått med habitat relevanta för de observerade fåglarna eftersom inventeraren får avvika max 200 m från linjen/punkten och de flesta fåglar sannolikt observeras inom 200 m från inventeraren. Sammanslagning av de åtta linjerna längs hela rutten omfattar en areal av 6,4 km² jämfört med NILS-rutans 25 km².

Marktäckedata är uppdelade i ett stort antal klasser. Vissa för ortolansparven irrelevanta klasser plockades bort (t.ex. hamnområden) och följande habitat ingick i analyserna: hedmark (utom gräshed som ligger under klassen naturlig gräsmark), barrskog, lövskog, blandskog, grus- och sandtag, åkermark, betesmark, kalhygge, ungskog, limnogen vätmarker, landsortsbebyggelse, tätort och myrmark (Appendix 1). Hedmark förekommer främst i fjällen såsom fjällhed eller kalvfjäll. I genomsnitt

omfattade dessa habitat 86,0% av den totala arealen av NILS-rutan respektive 87,1% av standardrutternas utskärning på lokal skala (linjesträckningarna). Den övriga ytan bestod i genomsnitt främst av öppet vatten (sjö och hav). Två habitat som skulle kunna vara relevanta som häckningsbiotoper för ortolansparv är brandfält och områden med sparsam vegetation, men dessa habitat var alltför sällsynt representerat i materialet. Utifrån tidigare erfarenheter av studier av fåglar i odlingslandskapet (Benton m.fl. 2003, Berg i tryck) hade ett mått på landskapets sammansättning (heterogenitet) varit intressant att inkludera i analyserna, men en sådan analys låg utanför ramarna för vår studie.

Vår utgångspunkt var att använda landskapsskalan för att beskriva sambandet mellan förekomst och landskapets utseende kring standardrutterna. På landskapsskalan fanns flera par av habitater som var starkt eller måttligt korrelerade med varandra (Appendix 2): åkermark–betesmark (Pearson's korrelationskoefficient $r=0,70$; $P<0,0001$), landsortsbebyggelse–betesmark ($r=0,69$; $P<0,0001$), landsortsbebyggelse–åkermark ($r=0,64$; $P<0,0001$), hedmark–barrskog ($r=-0,55$; $P<0,0001$) samt kalhygge–barrskog ($r=0,54$; $P<0,0001$). I våra analyser valde vi att göra en sammanslagning av åker- och betesmark till habitatet jordbruksmark.

Det är känt att ortolansparvens häckningsförekomst, åtminstone i södra Sverige, till stor del är knuten till jordbruksmark (Stolt 1988). Då cirka 90% av landets areal av jordbruksmark finns söder om 61°N valde vi att göra analyser för "norra Sverige" respektive "södra Sverige" med latitud 61° som skiljegräns (jämför Wretenberg m.fl. 2006). Detta innebär att skiljelinjen går från norra Värmland, genom Dalarna till Gästrikland. För att analysera habitatpreferens på rutt- och landskapsnivå användes stegvis logistisk regression (forward stepwise selection) där vi tog hänsyn till att rutten inventerats vid flera olika tillfällen (år). Den beroende variabeln var därför en kvot som varierade mellan 0 och 1; antal år med observationer av ortolansparv på rutten dividerat med antal år rutten inventerats. Till exempel, för en rutt som inventerats fyra gånger och det då sågs ortolansparvar två av åren blir värdet 0,5. För en rutt som inventerats tio år, med ortolansparv observerad endast ett av åren blir värdet 0,1. De logistiska regressionerna utfördes i modulen PROC LOGISTIC i programmet SAS 8.2 (SAS Institute, Cary, NC, USA) med logitmodell och binomial felstruktur. P-värdet för att inkludera en variabel i modellen sattes till 0,05.

Analyser på landskapsskalan kan förklara hur ortolansparvens förekomst är relaterad till land-

skapets sammansättning. För att analysera ortolansparvens krav på häckningsbiotop undersökte vi också habitatsammansättning på den lokala skalan, dvs. på linje- och punktnivå. Data från punkterna användes för att beräkna relativa tätheter i olika habitat. Här använde vi punkterna istället för linjerna för att precisionen på fågelobservationer är högre och därmed bättre kan kopplas till ett visst habitat. För varje punkt bestämdes det dominerande habitatet kring punkten genom att välja det habitat med störst yta i cirkelutskärningen (400 m radie kring punkten). Punkter som var belägna nära variabeln sjö klassades med habitatet med den näst högsta ytan i de fall sjö var den variabel med störst yta. Med denna metodik var flertalet habitat någorlunda representerade i den proportion de förekommer i landskapet.

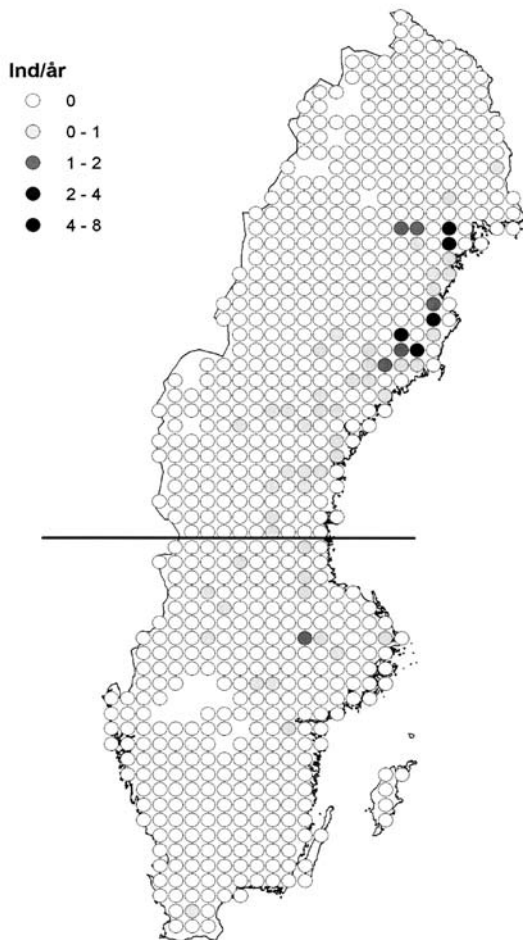
En nackdel med punkterna är att färre fågelindivider observeras jämfört med längs linjerna. Dessutom avsåg vi att undersöka hur det omgivande landskapet påverkade förekomst och tätheter i ett visst habitat. Vi jämförde därför linjerna dels inbördes med avseende på ortolansparvsförekomst och linjernas habitatsammansättning och dels med ett slumpartat stickprov av linjer utan förekomst (stickprovet erhöles från våra egna data från standardrutterna med modulen PROC SURVEYSELECT i SAS 8.2). Vidare uppskattades relativa tätheter i olika habitat och eventuella skillnader i täthet mellan habitat testades med t-test. Vi valde att begränsa analyserna till norra Sverige och till linjer med förekomst av ortolansparv (n=77).

Resultat

Ortolansparv har på linjetaxeringarna (punkträkningarna inte medräknade) under perioden 1996–2006 registrerats på 58 av de 714 inventerade standardrutterna (Figur 2). Arten påträffades på 14 rutter i södra Sverige och på 44 rutter i norra Sverige. Totalt observerades 212 individer med i genomsnitt 21 ortolansparvar (11–28 individer) per år. Enligt standardrutterna finns 92% av landets ortolansparvar i norra Sverige och endast 8% i södra Sverige. Tillsammans hyser Västerbottens (41,0%), Norrbottens (26,3%) och Västernorrlands län (12,6%) cirka 80% av landets ortolansparvar.

Landskapsskalan

Den genomsnittliga procentuella fördelningen av olika habitat på rutter med förekomst av ortolansparv respektive utan förekomst presenteras i Tabell 1 och 2 för norra respektive södra Sverige. De



Figur 2. Antalet ortolansparvar noterade på de svenska standardrutterna 1996–2006. Varje rutt som inventerats minst en gång är markerad med en cirkel. Antalet gånger en rutt inventerats varierar mellan 1 och 11. Det är medelantalet ortolansparvar noterade för dessa inventeringar som anges. Intervallen är lagda så att medelvärdet 1,00 faller inom intervallet "0–1" och medelvärdet 1,01 faller inom "1–2", osv. Den svarta linjen är dragen ungefär vid 61°N och markerar vår gräns mellan "södra" och "norra" Sverige.

The average number of Ortolan Buntings recorded per fixed route in Sweden 1996–2006. Each route censused at least once is marked with a circle. The number of censuses per route varies between 1 and 11, and the number given is the average for all censuses. The intervals are set so that an average of 1.00 birds pre route belongs to the class "0–1", and an average of 1.01 belongs to "1–2", etc. The black line is drawn at about 61°N and marks our border between "southern" and "northern" Sweden.

Tabell 1. Förekomstdata av ortolansparv i norra Sverige i relation till proportionen (här visad i %) av olika habitat. Analysen gjordes med stegvis logistisk regression på landskapsskalan. Tecken inom parentes anger riktningen på signifikanta samband. R² beskriver hur stor del av variationen som förklaras av respektive habitat i den ordning de gått in i modellen.

The occurrence of the Oortolan Bunting in northern Sweden in relation to the proportions (%) of various habitats. The analysis was performed with logistic regressions (forward stepwise selection) at the landscape scale. Sign in parenthesis shows direction of significant correlations. R² denotes the amount of the variation described by each habitat as they entered the model. See Appendix 1 for habitats.

*** P<0,001; ** P<0,01; * P<0,05; i.s. = icke-signifikant non-significant

Habitat	Förekomst (N=44) <i>Presence</i> Medel (range)	Icke-förekomst (N=381) <i>Absence</i> Medel (range)	Wald χ^2	R ²	Nagel- kerke R ²
Jordbruksmark	6,5 (0–31,6)	1,2 (0–16,5)	94,96*** (+)	6,2	15,1
Hygge	12,2 (2,2–30,2)	6,7 (0–26,5)	39,66***(+)	3,6	8,9
Landsort	0,34 (0–2,9)	0,15 (0–3,0)	15,46***(-)	3,4	5,9
Barrskog	45,7 (24,6–60,9)	32,8 (0–74,0)	25,67***(+)	0,7	3,0
Ungskog	12,1 (4,9–22,6)	8,8 (0–36,6)	13,79***(+)	1,1	2,6
Blandskog	7,8 (2,0–14,0)	5,6 (0–20,4)	11,12***(+)	0,9	1,9
Limnogen våtmark	0,13 (0–3,0)	0,12 (0–3,7)	6,04*(+)	0,3	0,7
Lövskog	2,8 (0,4–5,1)	7,4 (0–73,9)	i.s.		
Myrmark	6,1 (0,4–34,2)	12,9 (0–48,3)	i.s.		
Grus- och sandtag	0,07 (0–0,44)	0,03 (0–3,5)	i.s.		
Tätort	0,50 (0–4,3)	0,17 (0–11,6)	i.s.		
Hedmark	0	9,0 (0–89,8)	i.s.		

Tabell 2. Förekomsten av ortolansparv i södra Sverige i relation till proportionen (här visad i %) av olika habitat. Analysen gjordes med stegvis logistisk regression på landskapsskalan. Tecken inom parentes anger riktningen på signifikanta samband. R² beskriver hur stor del av variationen som förklaras av respektive habitat i den ordning de gått in i modellen.

The occurrence of Oortolan Bunting in southern Sweden in relation to the proportion (%) of various habitats. The analysis was performed with logistic regressions (forward stepwise selection) at the landscape scale. Sign within parentheses shows direction of significant correlations. R² denotes the amount of the variation described by each habitat as they entered the model. See Appendix 1 for habitats.

*** P<0,001; ** P<0,01; * P<0,05; i.s. = icke-signifikant non-significant

Habitat	Förekomst (N=14) <i>Presence</i> Medel (range)	Icke-förekomst (N=275) <i>Absence</i> Medel (range)	Wald χ^2	R ²	Nagel- kerke R ²
Grus- och sandtag	0,17 (0–2,0)	0 (0–2,1)	30,81***(+)	1,5	9,5
Jordbruksmark	33,3 (0–94,1)	17,3 (0–94,8)	21,84***(+)	0,6	4,0
Ungskog	8,8 (2,6–22,7)	6,8 (0–23,6)	12,04***(+)	1,0	6,2
Limnogen våtmarker	0,53 (0–3,4)	0,33 (0–7,8)	8,51**(+)	0,3	2,0
Hygge	8,6 (0–16,5)	8,7 (0–28,1)	4,66*(+)	0,3	1,8
Barrskog	27,7 (0,2–63,6)	37,9 (0–74,7)	i.s.		
Lövskog	3,8 (1,3–7,8)	4,9 (0–33,2)	i.s.		
Blandskog	3,9 (0–7,3)	5,5 (0–14,1)	i.s.		
Myrmark	2,4 (0–11,6)	3,0 (0–30,3)	i.s.		
Tätort	1,0 (0–3,6)	1,1 (0–22,0)	i.s.		
Landsort	0,69 (0–1,4)	0,62 (0–3,1)	i.s.		
Hedmark	0	0	i.s.		

logistiska regressionerna visade ett positivt samband mellan ortolansparvens förekomst och proportionen jordbruksmark, kalhygge, ungskog och limnoga våtmarker både i södra och norra Sverige. I norra delen av landet fanns positiva samband mellan förekomst och proportionen barrskog och blandskog. I södra Sverige fanns positivt samband mellan förekomst och proportionen grus- och sandtag. Negativt samband fanns mellan förekomst och proportionen landsortsbebyggelse i norra Sverige.

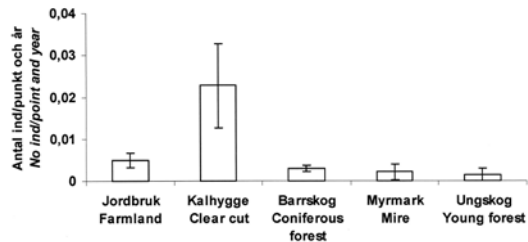
Av standardrutter i norra Sverige med förekomst av ortolansparv fanns åtminstone några hektar jordbruksmark på landskapsskalan på flertalet av rutterna. Så också på rutter där ortolansparvar hade observerats enbart på rena hyggeslinjer, dvs. linjesträckningar med enbart hygge och ingen jordbruksmark (se nedan). Nio rutter av 44 (20%) saknade emellertid jordbruksmark också på landskapsskalan.

Lokala skalan

Ortolansparv observerades på 47 av totalt 5426 inventerade punkter, varav 11 punkter är belägna i södra Sverige och 36 i norra Sverige. I genomsnitt har 8 ortolansparvar (5–18 individer) registrerats årligen på inventerade punkter. Det dominerande habitatet (variabel med störst yta i utskärningen kring punkten) fastställdes för samtliga punkter. I de 47 punkterna med observationer av ortolansparv dominerade barrskog vid 24 (en i södra Sverige), följt av kalhygge vid 11 (en i södra Sverige), jordbruksmark vid 9 (7 i södra Sverige), myrmark vid 2 (båda i södra Sverige) samt ungskog vid en punkt (i norra Sverige). Omräknat till tätheter (individer per punkt och år) baserat på samtliga punkter observerades flest ortolansparvar (0,023) vid punkter omgivna av kalhygge (Figur 3). Vid samtliga punkter belägna vid kalhygge saknades jordbruksmark i den utskurna cirkeln medan 4 punkter omgivna av barrskog också innehöll jordbruksmark.

Av 5484 undersökta kilometerlånga linjesträcker observerades ortolansparv på 97, varav 77 i norra och 20 i södra Sverige. På rutter med observationer av arten noterades i norra Sverige i genomsnitt 0,54 individer/km och år och i södra Sverige registrerades i genomsnitt 0,27 individer/km och år.

Även om ortolansparven ofta förekommer på hyggen finns naturligtvis möjligheten att fåglarna dessutom måste ha tillgång till närbelägen jordbruksmark. Vid en närmare genomgång visade det sig att i norra Sverige passerade 42 linjesträckningar (61%) med ortolansparv genom kalhygge som inte låg nära jordbruksmark. Detta kan jämföras



Figur 3. Relativa tätheter (där felstaplar anger standardfel) av ortolansparv i olika habitat vid standardrutternas punkt-räkningar.

Relative abundance with standard errors of Ortolan Buntings in different habitat from the point counts of the fixed routes.

med att 27 linjer innehöll både kalhyggen och jordbruksmark (39%). Ett slumpartat stickprov med 69 linjer plockades fram från standardrutter utan förekomst av ortolansparv som jämförelse. Stickprovet begränsades till norra Sverige och linjer fick inte innehålla hedmark för att minimera linjer från fjällen men skulle innehålla kalhygge. I stickprovet hade 10 hyggeslinjer också jordbruksmark (14%) medan 59 saknade jordbruksmark (86%). Detta antyder att ortolansparv oftare förekommer på hyggen om det finns jordbruksmark i närheten (G-test for independence; $G=10,99$; $df=1$; $P<0,001$). Endast tre linjer i norra Sverige med observerade ortolansparvar saknade kalhygge och låg nära jordbruksmark. Fem av de återstående 8 linjerna saknade både jordbruksmark och kalhygge men passerade genom barr- och ungskog. Längs de 42 rena hyggeslinjerna där det observerades ortolansparv och det fanns hyggen men inte jordbruksmark, observerades i genomsnitt 0,61 ortolansparvar/km och år. Längs de 27 linjerna med ortolansparv där det fanns både hyggen och jordbruksmark sågs i genomsnitt 0,45 individer/km och år. Dessa medelvärden var inte signifikant skilda åt (t-test; $df=67$; $t=1,25$; $P=0,22$). Det sågs alltså inte fler ortolansparvar på linjer där kalhygge låg i direkt anslutning till jordbruksmark jämfört med linjer där jordbruksmark saknades i närheten av kalhyggen.

Nationell populationsstorlek

Våra standardrutsdata gör det även möjligt att översiktligt uppskatta antalet häckande ortolansparvar i landet. Först beräknades det genomsnittliga antalet individer som setts per rutt och år utjämnat för hela Sverige (0,067; 95% konfidensintervall 0,043–0,092). Därefter beräknades antalet

individer som skulle observeras på ett år i fall alla 716 standardrutter inventerades (48: 31–66). Ett ”rimligt” antal par per km² uppskattades som att varje observerad fågel motsvarade ett par och att inventerarna beräknades upptäcka 75% av alla närvarande par inom 400m åt vardera hållet längs den 8 km långa linjen (6,4 km²). Skattningen av antalet par per km² (0,014) multiplicerades sedan med Sveriges yta (450 000 km²) för att erhålla antalet par i Sverige. Då togs ingen hänsyn till att delar av rutter faller bort på grund av sjöar och vattendrag eftersom inga fåglar häckar på själva klarvattenytorna. Med denna beräkningsmodell häckar 6300 (4000–8600) par ortolansparv i Sverige.

Diskussion

Denna studie stärker tidigare uppgifter om ortolansparvens nuvarande utbredning i Sverige, med tyngdpunkt i norra Norrlands kustland och sparsam förekomst i Mellansverige (Stolt 1994, Stolt 1997, Svensson m.fl. 1999, Tjernberg & Svensson 2007). Arten förekom i våra data visserligen även på några få andra platser, men några av dessa fåglar, t.ex. på enstaka standardrutter i Skåne och Östergötland, utgjordes sannolikt av flyttande individer. Men i stort bör våra data ge en mycket representativ bild av artens förekomst i landet. Bilden är samstämmig med den som återges i Stolt (1997), men i jämförelse med SOF (2002) har utbredningsområdet minskat något, med lägre tätheter i norra Norrbotten och Mellansverige.

Både punkt- och linjeräkningarna på standardrutterna antyder att de fåtaliga ortolansparvarna i södra delen av landet främst påträffas på jordbruksmark. I Norrland däremot observeras ortolansparvarna till stor del på eller i anslutning till kalhyggen. Men även i norra Sverige finns ortolansparven i jordbrukslandskapet. Det är dessutom mer sannolikt att observera ortolansparv på hyggen i Norrland om jordbruksmark finns i närheten. I Norge finns idag merparten av de norska ortolansparvarna på brandfält och torvmossar, men då alltid i nära anslutning till jordbruksmark (Dale 2000, Dale & Olsen 2002). Med radiosändarteknik har man visat att dessa ortolansparvar väljer boplats på de torrare markerna på brandfält och mossar, men till stor del födosöker i jordbruksmark, i vissa fall närmare 3 km bort (Dale & Olsen 2002). I vår analys påträffades en del ”hyggesortolansparvar” i nära anslutning till jordbruksmark, men längs merparten av linjerna (ca 55%) i norra Sverige saknades jordbruksmark i ruttens omedelbara närhet. Det har å andra sidan föreslagits att kalhyggen är den enda biotop

där ortolansparvarna inte behöver jordbruksmark i dess absoluta närhet, utan kalhyggen erbjuder både lämpliga boplatser och födosöksområden (Nævre 2002).

Några signifikanta samband mellan ortolansparvsförekomst och proportion av ett visst habitat behöver diskuteras, t.ex. att artens förekomst delvis förklaras av proportionen ungskog och barrskog. Risberg (1997) fann t.ex. inga ortolansparvar i ungskog >1,3 m höjd. Resultatet av de logistiska regressionerna skall värderas med viss försiktighet, särskilt i södra Sverige där rutter med förekomst av ortolansparv var fåtaliga. Ett generellt problem med våra habitatdata är att de inte alltid är oberoende av varandra. I vår analys var proportionen kalhygge måttligt korrelerat med proportionen ungskog och barrskog, dvs. ju mer barrskog i landskapet desto större mängd kalhygge och ungskog. Även om vi inte tror att ortolansparven häckar i barrskog ligger ofta de kalhyggen arten föredrar i ett barrskogsdominerat landskap. Dessutom är successionsstadierna kalhygge och ungskog relativt kortlivade och ett kalhygge övergår i en ungskog inom 5–10 år. Vidare insamlades arealuppgifterna inom SMD från varje standardrutt under ett år medan fågeldata ofta insamlades under flera år. Därmed sammanfaller inte alla registreringar av ortolansparv och marktäckedata tidsmässigt. En annan felkälla är landskapsklassningen inom SMD där olika klasser sammanblandas i viss utsträckning (Rost & Ahlcrone 2004). Barrskog och kalhygge har generellt en bra noggrannhet medan ungskog har en betydligt lägre noggrannhet. Därför sammanblandas t.ex. ungskog och hygge till stor del med varandra. Hur dessa olika felkällor påverkar våra analyser är svårbedömt, men den övergripande bilden av ortolansparvens förekomst i landskapet torde vara riktig.

Vår beräkning av den nationella populationsstorleken av ortolansparv på 4000–8600 par är visserligen en grov skattning, men å andra sidan är stickprovet jämt fördelat över hela landet och dessutom med likvärdig metodik. Detta gör vår skattning till ett värdefullt komplement till andra beräkningar baserade på lokala inventeringar och extrapoleringar från habitatdata. Den osäkraste faktorn i vår beräkning är rimligen artens upptäckbarhet. En studie vid Kvismaren fann att sannolikheten att under en revirkartering vid ett besök registrera en sjungande ortolansparv var 75% (Runesson & Jönsson 1987). Enligt Dale & Hagen (1997) observerades ca 80% av samtliga närvarande parade hannar vid en linjetaxering (ett besök) på torvmossar i södra Norge, även relativt sent på häckningssäsongen och ungefär vid den tidpunkt då flertalet standard-

rutter i norra Sverige inventeras. De båda studierna indikerar att en relativt hög andel av befintliga revirhävande hannar påträffas vid ett enda besök, vilket är standardruttsmetodik. Ortolansparvsrevir förekommer ofta aggregerat vilket kan försvåra bedömningen av antalet sjungande individer (Berg i tryck, Vepsäläinen m.fl. 2007). Detta är nog ett mindre problem på standardrutterna där registreringar av arten oftast görs med 1–2 individer längs ruten och vid endast 21 inventeringstillfällen har 3–6 ortolansparvar observerats längs en standardrutt. Vid inventering av standardrutter är det oftast sjungande hannar som registreras, men hur långt dessa kan höras är mer oklart. Om upptäckbarheten längs standardruttslinjen (± 400 m) är minst 75% av samtliga revir enligt referenserna ovan, motsvarar detta 6300 par i Sverige. Men om hälften av alla befintliga revir/par inom 400 m från standardruttslinjen registreras vid ett besök motsvarar detta ett nationellt bestånd av 9500 par. Vår beräkning antyder att den senaste nationella skattningen på 2000–7000 par (Tjernberg & Svensson 2007) ligger något lågt, men vår ”rimliga siffra” på 6300 par, hamnar ändå inom intervallet för den tidigare skattningen.

Med den här analysen kan vi göra en grov uppskattning av hur många av landets ortolansparvar som förekommer på kalhyggen. Punkträkningar på standardrutterna antyder att de högsta tätheterna påträffas på kalhyggen (Figur 3). Då drygt hälften av antalet i genomsnitt observerade ortolansparvar per standardruttskilometer i Norrland registrerades längs rena hyggeslinjer bör åtminstone hälften av ortolansparvarna finnas i den biotopen. Rimligtvis är den andelen ännu högre då en del linjer med både hyggen och jordbruksmark sannolikt består av individer som häckar på kalhyggen. Om samtliga ortolansparvar som påträffas på linjer med hyggesförekomst häckar på kalhyggen kan omkring 85% av landets ortolansparvar vara kalhyggeshäckare. Redan Stolt (1994) rangordnade kalhyggen som den främsta biotopen för ortolansparv eftersom rapporter från Norrland antydde att flertalet av landets ortolansparvar förekom i denna biotop.

Vi hoppas att denna uppsats uppmuntrar till vidare studier kring ortolansparvens habitatval i de norrländska skogslandskapen. Det vore intressant att studera vilka typer av kalhyggen som attraherar arten (Nævra 2002, Lindblom 2005). Vi kan konstatera att omedelbar närhet till jordbruksmark inte är nödvändigt. Däremot ökar sannolikheten att registrera ortolansparv på hyggen i Norrland om jordbruksmark finns i närheten. Tidigare studier på törnskata indikerar att bopredationen är avsevärt

lägre på hyggen jämfört med i betesmarker, sannolikt p.g.a. lägre tätheter av bopredatorer på hyggen (Söderström 1996, 1998). Av största vikt vore att undersöka ortolansparvens häckningsframgång på hyggen respektive i jordbruksmark för att kunna bedöma huruvida kalhyggen kan bidra till en positiv populationsutveckling och därmed artens överlevnad i Sverige.

Tack

Vi vill rikta ett stort och hjärtligt tack till alla standardruttsinventerare utan vars idoga arbete denna analys vore omöjlig. Tack också till Åke Berg, Jonas Grahn och Adriaan de Jong för konstruktiva synpunkter på tidigare versioner av manuskriptet. Bengt-Olov Stolt bidrog med referensmaterial och kommentarer kring ortolansparvens ekologi. Svensk Fågeltaxering och Nationell Inventering av Landskapet i Sverige stöds båda ekonomiskt av Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram.

Referenser

- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- Berg, Å. Habitat selection and reproductive success of Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* on farmland in central Sweden – the importance of habitat heterogeneity. *Ibis* in print.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Dale, S. 2000. The importance of farmland for Ortolan Buntings nesting on raised peat bogs. *Ornis Fenn.* 77: 17–25.
- Dale, S. & Hagen, Ö. 1997. Population size, distribution and habitat selection of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in Norway. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 20: 93–103.
- Dale, S. & Olsen, B.F.G. 2002. Use of farmland by Ortolan Buntings (*Emberiza hortulana*) nesting on a burned forest area. *J. Ornithol.* 143: 133–144.
- Durango, S. 1948. Notes sur la reproduction Bruant ortolan en Suède. *Alauda* 16: 1–20.
- Esseen, P.-A., Glimskär, A., Ståhl, G. & Sundquist, S. 2006. *Fältinstruktion för Nationell Inventering av landskapet i Sverige NILS. År 2006*. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshållning och geomatik, Umeå.
- Gregory, R., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360: 269–288.
- Johansson, A. 2007. Om ortolansparvens tillbakagång. *Fåglar i Medelpad* 30: 13.
- Kjellén, N. 2006. Sträckfågelräkningar vid Falsterbo hösten 2005. *Fåglar i Skåne* 2005: 7–44.
- Lindblom, H. 2005. Undersök förekomsten av ortolansparv!

- Har den minskat även i Medelpad? *Fåglar i Medelpad* 28: 4–10.
- Lindström, Å., Andersson, A., Eriksson, A. & Waldenström, J. 2007. *Fågelräkning och ringmärkning vid Ottenby 2006*. Rapport, Ottenby fågelstation, 40 pp.
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2007. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2006*. Ekologiska institutionen. Lunds universitet.
- Nævra, A. 2002. Hortulanens skjebnetime. *Vår Fuglefauna* 25(2): 62–81.
- Risberg, B. 1997. Revirtäthet och artdiversitet bland fåglar häckande i Ångermanlands skogsmark. *Ornis Svecica* 7: 97–106.
- Rost, T. & Ahlcrona, E. 2004. *Tematisk noggrannhet i Svenska Marktäckedata*. Dokument, Lantmäteriet.
- Runesson, B. & Jönsson, K. 1987. Inventering av ortolan- och gulsparv vid Kvismaren 1965–86. *Fåglar i Kvismaren* 2: 2–12.
- SOF. 2002. *Sveriges Fåglar*. 3:e uppl. Stockholm.
- Stolt, B.-O. 1988. Ortolanparv *Emberiza hortulana* L. I: Andersson, S. (ed.). *Fåglar i jordbrukslandskapet*. Vår Fågelvärld, Suppl. No. 12.
- Stolt, B.-O. 1993. Notes on reproduction in a declining population of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*. *J. Ornithol.* 134: 59–68.
- Stolt, B.-O. 1994. Current changes in abundance, distribution and habitat of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* L. in Sweden. Pp. 41–53 i *I. Ortolan-Symp. Wien, 1992* (Steiner, H.M., ed.).
- Stolt, B.-O. 1996. Ortolanparven jagas i Frankrike. *Fauna och flora* 91: 31–33.
- Stolt, B.-O. 1997. The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* L. in Sweden – migration and abundance. Pp. 101–111 i *II. Ortolan-Symp. Westfalen 1996* (von Bülow, B., ed.).
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår Fågelvärld, suppl. 31, Stockholm.
- Söderström, B. 1996. Törnskatornas biologi – en rapport från andra internationella konferensen om törnskator i Eilat. *Vår Fågelvärld* 55: 24–25.
- Söderström, B. 1998. The effect of breeding habitat and nest site choice on Red-backed shrike *Lanius collurio* reproductive success: a comparison of clearcuts and grasslands. Pp. 74–75 i *Shrikes of the world II – conservation implementation* (Yosef, R. & Lohrer, F. E., eds.). Eilat: I.B.C.E.
- Tjernberg, M. & Svensson, M. (Red.). 2007. *Artfakta. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2005. Population crash of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 42: 91–107.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2007. The importance of breeding groups for territory occupancy in a declining population of a farmland passerine bird. *Ann. Zool. Fenn.* 44: 8–19.
- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., Thierfelder, T. & Pärt, T. 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England – similar trends but different patterns of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 43:1110–1120.
- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., & Pärt, T. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933–941.
- Väisänen, R. A. 2006. Maalinnuston kannanvaihtelut Etäläja Pohjois-Suomessa 1983–2005. *Linnut vuosikirja 2005*: 83–98.

Summary

Farmland birds have suffered severe population declines, not only in Sweden (Wretenberg et al. 2006, 2007), but also in several other European countries (BirdLife 2004, Gregory et al. 2005). The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* is one of the species showing the largest decline. In Sweden only 20% of the population level in the early 1970s remains (Lindström & Svensson 2007).

The Ortolan Bunting has disappeared from most parts of southern Sweden and occurs mainly near the coast of northern Sweden (Stolt 1997, SOF 2002, Tjernberg & Svensson 2007). The national population has been estimated at a maximum of 7000 pairs (Stolt 1997, Tjernberg & Svensson 2007). The species prefers a heterogeneous structure with various habitat elements, such as field islets, shrubby edges and airborne wires (Stolt 1988, Berg in print). Typically, Ortolan Bunting territories contain patches of bare ground, and it has been suggested that dark ground is particularly attractive (Nævra 2002, Lindblom 2005). Field islets might be used for nest sites, but other references suggest that nests often are found on grassland or spring sown crops (Durango 1948, Johansson 2007).

In northern Sweden the Ortolan Bunting often occurs on clear cuts (Stolt 1994, Risberg 1997). It is possible that clear cuts offer better breeding opportunities than farmland and could compensate for the negative trend elsewhere. To analyse the occurrence and abundance of the Ortolan Bunting in different habitats in Sweden we used bird monitoring data (The Swedish Bird Survey; Lindström & Svensson 2007) and landscape data (The National Survey of Swedish Landscapes; Esseen et al. 2006).

Material and methods

The Swedish Bird Survey

Since 1996, the Swedish Bird Survey (Lindström & Svensson 2007) operates a scheme with 716 fixed routes systematically distributed over all Sweden, 25 km apart in both N–S and W–E direction. The systematic distribution ensures representative coverage of all widespread habitats. A fixed route consists of 8 km line transect, formed as a 2×2 km square with a 5 minute point count every full km (Figure 1). The route is walked at a speed of ca 40

minutes per km, starting at 4 am. All birds seen or heard are recorded. The observer may deviate 200 m from the transect or point, but outside this distance counting is suspended. Census date varies between late May and early July depending on latitude. About 400 routes are counted annually and 714 of the 716 routes had been surveyed at least once through 2006.

The National Survey of Swedish Landscapes (NILS)

NILS is a nationwide environmental protection program that monitors conditions and biodiversity of the Swedish landscape. A sample of 630 permanent plots (5×5 km) is surveyed every five years, of which 558 overlap with fixed routes from the bird monitoring scheme (Figure 1). The NILS plots are monitored by aerial photo interpretation but within a kilometre square (1×1 km) a more detailed interpretation is carried out in the field. The programme started in 2003 and the collected data are yet not available for analyses. However, within NILS a database consisting of landscape data from various sources have been compiled. For example, landscape data from SMD (Swedish CORINE) is available from this database.

Statistical analyses

We used bird data from 714 fixed routes collected in 1996–2006. The data were analysed at three levels: (1) routes, with all records included, (2) points, and (3) individual 1 km line transect sections.

Habitat data were analysed at two scales: (1) landscape (5×5 km plots) and (2) local (either a circle with 400 m radius around each point or a polygon (±400 m) along each km of the line transect (Figure 1). A distance of 400 m includes the relevant habitats for the Ortolan Buntings as the observer may deviate 200 m from the circle or transect and most birds are probably counted within 200 m. Each km of the line transect covers an area of 0.8 km² and the circle contains an area of 0.5 km². The 8 km long route covers in total an area of 6.4 km² compared to 25 km² covered at landscape scale.

The Swedish CORINE land cover data consists of 60 classes. We removed the ones we considered irrelevant and used the following variables: moorland (occurs mainly in the alpine region), coniferous forest, deciduous forest, mixed forest, open cast mine, arable land, pasture, clear cut, young forest, inland marsh, rural settlement, urban and suburban settlement and mire (Appendix 1). On average, these habitats together covered 86.0% of a NILS

plot (5×5 km) and 87.1% of the polygons along the fixed routes. The remaining part was mainly open water. Two classes potentially relevant as breeding habitat for Ortolan Buntings were burnt areas and sparsely vegetated areas, but these habitats were too sparsely represented in the data set to be included in the analyses. Landscape heterogeneity was not considered in this study. Several habitats were strongly or moderately correlated at the landscape scale (Appendix 2): arable land–pasture (Pearson correlation coefficient $r=0.70$; $P<0.0001$), rural settlement–pasture ($r=0.69$; $P<0.0001$), rural settlement–arable land ($r=0.64$; $P<0.0001$), moorland–coniferous forest ($r=-0.55$; $P<0.0001$) and clear cut–coniferous forest ($r=0.54$; $P<0.0001$). We combined arable land and pasture to a new habitat called farmland.

As 90% of all farmland in Sweden is found south of 61°N, we analysed northern and southern Sweden separately (as did Wretenberg et al. 2006). To analyse the relationship between occurrence of the Ortolan Bunting and habitat composition at the landscape scale we used logistic regression (forward stepwise selection) where we accounted for the difference in number of survey years. The dependent variable was a ratio between 0 and 1: number of years with observations of Ortolan Buntings divided by number of years the route was surveyed. We used PROC LOGISTIC in SAS 8.2 (SAS Institute, Cary, NC, USA) with logit model and binomial error distribution. P-value to include a variable in the model was set to 0.05. To analyse breeding habitat preference, we investigated habitat composition at the local scale. Point count data were used to calculate relative densities in different habitats. The habitat with largest area within 400 m radius was selected as the main habitat for each particular point. Points near open water were classified to the habitat with the second largest area if water was the variable with largest area.

Line transects were analysed only in northern Sweden and restricted to line sections with occurrence of Ortolan Buntings ($n=77$). Occurrence and abundance of Ortolan Buntings on these sections in relation to habitats were compared with each other and with a random sample of line sections with no observations of birds (this subset was obtained from our own data by the procedure SURVEYSELECT in SAS 8.2).

Results

Ortolan Buntings were observed on 58 fixed routes, point counts not included (Figure 2), 14 routes in

southern and 44 routes in northern Sweden. In total, 212 individuals were registered with a yearly average of 21 (11–28). We estimate that 92% of the Ortolan Buntings breed in northern Sweden and only 8% in southern Sweden.

The landscape scale

The average proportions of different habitats on routes with presence and absence of Ortolan Buntings are presented in Table 1 and 2 for northern and southern Sweden respectively. The logistic regressions demonstrated that the occurrence of the Ortolan Bunting was positively related to the proportion of arable land, clear cuts, young forest and inland marshes in both southern and northern Sweden. However, 9 fixed routes out of 44 in northern Sweden contained no farmland at the landscape scale (5×5 km). In northern Sweden there were positive relationships between occurrence and proportion of coniferous forest and mixed forest in the landscape. In southern Sweden there was a positive relationship between occurrence and the proportion of open cast mines. A negative relationship between occurrence and proportion of rural settlement was observed in northern Sweden.

The local scale

Ortolan Buntings were observed at 47 of 5426 surveyed points, 11 in southern and 36 in northern Sweden. On average, 8 Ortolan Buntings (5–18 individuals) were recorded annually on the points. Among the 47 points with presence of Ortolan Buntings, coniferous forest was the main habitat in 24 (one in southern Sweden), clear cut in 11 (one in southern Sweden), farmland in 9 (7 in southern Sweden), mire in 2 (both in southern Sweden) and young forest in one (in northern Sweden). Recalculated to relative densities (individuals/point and year) based on all points, most Ortolan Buntings (0.023) were observed on clear cuts (Figure 3). No point located in clear cuts contained farmland, and 4 points in coniferous forest also contained farmland.

Ortolan Buntings were observed on 97 of 5484 one km line sections, 20 in southern and 77 in northern Sweden. On routes with observations of the species, 0.27 individuals/km and year were observed in southern and 0.54 individuals/km and year in northern Sweden.

Although Ortolan Buntings often occur on clear cuts, it could well be that the birds also need farmland nearby. We observed that 42 line sections

(61%) with presence of Ortolan Buntings in northern Sweden contained clear cuts but no farmland. This can be compared with 27 line sections which contained both clear cuts and farmland (39%). We obtained a random sample with 69 line sections with no observed Ortolan Buntings from our fixed routes for comparison. The random sample was limited to northern Sweden and each line section was obliged to contain clear cuts but no moor land to minimise sections in the alpine region. In the random sample, 10 line sections contained farmland (14%) and 59 had no farmland (86%). The comparison suggests that Ortolan Buntings are more likely to occur on clear cuts if there is farmland nearby (G-test for independence; $G=10.99$; $df=1$; $P<0.001$). Only three line sections had no clear cuts but contained farmland. The other five sections contained neither farmland nor clear cuts but coniferous and young forest. In the 42 line sections with clear cuts but no farmland 0.61 Ortolan Buntings were observed/km and year. Along the 27 sections with both farmland and clear cuts 0.45 Ortolan Buntings were observed/km and year. The means were not significantly different (t-test; $df=67$; $t=1.25$; $P=0.22$).

Population size in Sweden

We first calculated the average number of individuals observed per route and year on a national basis (0.067; 95% confidence interval 0.043–0.092). The next step was to calculate the number of individuals that would be observed in a year if all 716 fixed routes were surveyed (48; 31–66). We estimated a likely value of the number of pairs/km² assuming that each observed bird corresponded to a pair and that counting persons observed 75% of all pairs within ±400 from the 8 km line transect (6.4 km²). The estimate of the number of pairs/km² (0.014) was multiplied with the total area of Sweden (450,000 km²), thus not accounting for the area of open water, to get a national population estimation. With this calculation 6300 (4000–8600) pairs of Ortolan Buntings were estimated to breed in Sweden.

Discussion

Our study confirms previous references on the distribution of the Ortolan Bunting in Sweden (Stolt 1994, 1997, Svensson et al. 1999, Tjernberg & Svensson 2007) and should present a representative picture of the occurrence of the Ortolan Bunting in the country.

Point counts and line transect data suggest that in southern Sweden Ortolan Buntings are found mainly in farmland. In northern Sweden the majority of individuals were observed on or near clear cuts, even though farmland is also of importance. It was more likely to observe Ortolan Buntings on clear cuts when farmland was available nearby. Still, in 55% of the line sections in northern Sweden containing clear cuts, there was no adjacent farmland. It has also been suggested that clear cuts is the only habitat where Ortolan Buntings can find both suitable nest sites and feeding areas outside farmland habitats (Nævra 2002). In Norway, by using radio transmitters, it was shown that Ortolan Buntings bred on burned areas but were mainly foraging in farmland habitats nearby, up to distances of 3 km (Dale & Olsen 2002).

The results of the logistic regressions should be treated with some caution. Our habitat data suffer to some extent from collinearity which could explain significant relationships between occurrence and proportion of young forest and coniferous forests in northern Sweden. Risberg (1997), for example, found no Ortolan Buntings in young forest >1.3 m high. A clear cut is a rather short lived habitat and grows into a young forest within 5–10 years. Moreover, while bird data on most fixed routes have been collected during several years, the CORINE landscape data were collected from each route in one year only. A further source of error is that the classification of landscape classes is not perfect and, for example, young forest stands and clear cuts are quite often mixed up (Rost & Ahlcrona 2004).

Our estimate of the national population size to 6300 (4000–8600) pairs may be somewhat rough,

but the sample counts are evenly distributed over the country and collected with a standardised method. An uncertain factor is detection probability. This has been found to be 75–80% for singing males (Runesson & Jönsson 1987, Dale & Hagen 1987). Ortolan Buntings often occur aggregated which may lead to underestimation of numbers (Vep-säläinen et al. 2007, Berg in print). This is probably a minor problem in our case where 3–6 individuals were registered on only 21 routes. If only 50% of the males were detected within 400 m from the line transect instead of 75% as in our calculations, the estimate of the national population size would be 9500 instead of 6300 pairs.

We can make a rough estimate of the proportion of Ortolan Buntings occurring on clear cuts. The point counts indicated that the highest densities were found on clear cuts (Figure 3). More than 50% the line transect records in northern Sweden was on sections with clear cuts but no farmland. Assuming that all Ortolan Buntings observed on sections containing clear cuts, with or without farmland, also breed on the clear cuts, about 85% of the birds would be “clear cut breeders”. It is yet not known which types of clear cuts that Ortolan Buntings prefer (Nævra 2002, Lindblom 2005). A study on Red-backed Shrike *Lanius collurio* suggests that nest predation is lower on clear cuts compared to pasture (Söderström 1996, 1998). It is of great importance to study the breeding success of Ortolan Buntings on clear cuts and farmland to evaluate if clear cuts can contribute to a reversion of the negative population trend and thus increase the long-term survival prospects of the species in Sweden.

Appendix 1. Definitioner av de olika habitatklasserna i Svenska Marktäckedata (dokument från Lantmäteriet).
Descriptions of various land cover classes from the Swedish CORINE used in the analyses.

Landskapsklass <i>Land use</i>	Definition och förtydligande <i>Definition</i>
Tätort <i>Urban and suburban settlement</i>	Sammanslagning av orter med mer eller mindre än 200 invånare (klasserna 1.1.2.1 och 1.1.2.2). Bebyggelse där mellan 30 och 80% utgörs av artificiella hårdlagda ytor och med varierande mängd grönska.
Landsortsbebyggelse <i>Rural settlement</i>	Grupper av eller enstaka hus, gårdar med tomtmark och trädgårdar som ligger utanför småort och tätort och där mellan 30 och 80% utgörs av artificiella hårdlagda ytor.
Grus- och sandtag <i>Open cast mine</i>	Områden där uttag sker av grus och sand med tillhörande byggnader, industrier, vägar och dylikt. Om extraktionsplatsen är täckt av vegetation ingår den ej i klassen. Vattenfylld grus- och sandtag ingår i klassen ”sjöar och dammar”.
Åkermark <i>Arable land</i>	Odlingar av spannmål, oljeväxter, rotfrukter och köksväxter samt betes- och slåttervallar som ingår i rotationsbruk, gamla åkrar och energiskog.
Betesmark <i>Pasture</i>	Gräsmark som används för eller har använts för bete eller slåtter och inte ingår i rotationsbruk. Träd eller buskar täcker <30% av ytan.
Löv- och barrskog <i>Deciduous and coniferous forest</i>	Trädbeklädda områden med en total krontäckning på >30%, varav 75% av krontäckningen utgörs av löv- respektive barrträd. Trädhöjd är >5m med undantag av naturligt lågvuxen skog där lägre höjd tillåts.
Blandskog <i>Mixed forest</i>	Trädbeklädda områden med en total krontäckning på >30%, varav varken löv- eller barrträd utgör 75% av krontäckningen. Trädhöjd är >5m med undantag av naturligt lågvuxen skog där lägre höjd tillåts.
Hedmark <i>Moor</i>	Vegetation med låg och sluten växtlighet dominerad av ris, buskar och örtvegetation. I klassen ingår olika typer av rished där dvärgbjörk och lågvuxna buskar tillåts förekomma.
Hygge <i>Clear cut</i>	Öppna och igenväxande hyggen där träd/buskar har en höjd på ca <2 m.
Ungskog <i>Young forest</i>	Ungskog med en täckning på >30% och en höjd mellan ca 2 och 5 m.
Limnogen våtmark <i>Inland marsh</i>	Öppna våtmarker (<30% täckning av träd eller buskar) som i stor utsträckning påverkas av vatten från sjöar och vattendrag. Inkluderar sumpkärr, alluvialkärr, madmarker och rotad vattenvegetation såsom vass, starr, säv, kaveldun och igelknopp.
Myr <i>Mire</i>	Öppna torvbildande våtmarker (<30% täckning av träd eller buskar) som inte väsentligt påverkas av sjö, havsvatten eller vatten från vattendrag.

Appendix 2. Korrelationsmatris på proportioner av habitat som ingick i analyser på landskapskalan.
Correlation matrix of proportions of habitats analysed at the landscape scale. See Appendix 1 for habitats.
 *** P<0,001; ** P<0,01; * P<0,05

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
A. Tätort	X	0.23	0.17	0.26	0.24	-0.17	-0.04	-0.06	-0.09	-0.13	-0.12	0.03	-0.20
B. Landsort	***	X	0.04	0.64	0.69	-0.10	-0.06	-0.01	-0.23	-0.02	-0.07	0.09	-0.40
C. Grus- och sandtag	***		X	0.05	0.04	0.07	-0.04	0.01	-0.06	0.02	-0.01	0.00	-0.09
D. Åker	***	***		X	0.70	-0.28	-0.06	-0.15	-0.16	-0.14	-0.15	0.10	-0.35
E. Betesmark	***	***		***	X	-0.15	-0.02	-0.03	-0.23	-0.05	-0.12	0.15	-0.40
F. Barrskog	***	**		***	***	X	-0.39	0.34	-0.55	0.54	0.28	-0.04	-0.01
G. Lövskog				***	***	***	X	0.00	0.34	-0.37	-0.28	-0.03	0.08
H. Blandskog				***	***	***		X	-0.38	0.20	0.36	0.01	0.11
I. Hedmark	*	***		***	***	***	***	***	X	-0.42	-0.40	-0.09	-0.01
J. Hygge	***			***	***	***	***	***	***	X	0.44	-0.03	-0.08
K. Ungskog	**			***	**	***	***	***	***	***	X	-0.02	0.24
L. Limnogen våtmark	***	*		**	***	***	*	**	*	*	*	X	-0.02
M. Myrmark	***	***	*	***	***	***	*	**	*	*	***	***	X