

Ornis Svecica

Vol 20 No 1 2010



Ornis Svecica is indexed in BIOSIS, CSA/Ecology Abstracts, Zoological Record, and Elsevier Bibliographical Databases.

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

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

Huvudredaktör och ansvarig utgivare *Editor-in-chief*

Sören Svensson, Biologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund
Epost: soren.svensson@zookol.lu.se

Redaktörer *Editors*

Robert Ekblom, Evolutionsbiologiskt centrum,
Uppsala univ., Norrbyv. 18D, 752 36 Uppsala
Martin Green, Dennis Hasselquist, Åke Lindström,
Roland Sandberg, Biologiska inst., Ekologihuset,
223 62 Lund
Johan Lind, Zoologiska inst., Stockholms universitet,
106 91 Stockholm
Jonas Waldenström, Inst. f. naturvetenskap,
Linnéuniversitetet, 391 82 Kalmar

Korrespondens *Correspondence*

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

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

Prenumeration *Subscription*

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

Subscription to ORNIS SVECICA is 310 SEK to addresses abroad and 260 SEK to addresses in Sweden. This fee does not include membership. The membership fee is 555 SEK to addresses abroad (405 SEK for members younger than 21 years) and 385 SEK (190 SEK) to addresses within Sweden. This fee includes both ORNIS SVECICA and the more popular journal VÅR FÅGELVÄRLD.

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

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

Adresser *Addresses*

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

Ornis Svecica

Vol. 20, 2010

Huvudredaktör *Editor-in-chief*
Sören Svensson

Redaktörer *Editors*
**Robert Ekblom, Martin Green, Dennis Hasselquist,
Åke Lindström, Roland Sandberg och Jonas Waldenström**



SVERIGES
ORNITOLOGISKA
FÖRENING

Swedish Ornithological Society

Ornis Svecica utges av Sveriges Ornitologiska Förening, Stenhusa gård, 380 62 Mörbylånga.
Ornis Svecica is published by the Swedish Ornithological Society, Stenhusa gård, 380 62 Mörbylånga.
ISSN 1102-6812

Vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i storlommens *Gavia arctica* häckningssjöar, samt en jämförelse med smålommens *Gavia stellata* fiskesjöar

*Water chemistry and the composition of fish stocks in the breeding lakes of Black-throated Diver *Gavia arctica*, and a comparison with the fishing lakes of Red-throated Diver *Gavia stellata**

MATS O.G. ERIKSSON & HEIDI PALTTO

Abstract

Breeding performance of Black-throated Diver *Gavia arctica* was compared to water chemistry, light penetration and density of fish in 122 breeding lakes in Sweden with a total of 184 pairs (1.5 pairs per lake, about 3% of the national population). The breeding lakes were on average nutrient-poor, and 12% of them had a low buffering capacity (alkalinity <0.10 meq/l). Perch *Perca fluviatilis*, roach *Rutilus rutilus* and pike *Esox lucius*, three species characteristic for nutrient-poor lakes, were found in more than 90% of the lakes. Salmonid fish occurred in half of the lakes, compared to >90% of the fishing lakes used by Red-throated Diver. Reproduction was related to high abundance of Perch, and the survival of chicks to light penetration. Poor nutrient status in combination with low

pH or alkalinity in approximately 10% of the breeding lakes of Black-throated Diver and probably more than 30% of the fishing lakes of Red-throated Diver, indicate susceptibility of exposure to methylmercury. This finding should be considered in relation to recent reports of increased contents of mercury in freshwater fish.

Mats O. G. Eriksson, MK Natur- och Miljökonsult, Tommeredsvägen 23, 437 92 Lindome; eriksson.tommered@telia.com
Heidi Paltto, Skövde högskola, Systembiologi, Box 408, 541 28 Skövde och Institutionen för Ekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Box 7044, 750 07 Uppsala; Heidi.Paltto@ekol.slu.se

Received 12 May 2009, Accepted 8 December 2009, Editor: J. Waldenström

Storlommen *Gavia arctica* livnär sig till största delen på fisk och häckar främst vid näringsfattiga klarvattenssjöar med en i regel gles och artfattig fiskfauna. Ungarna matas företrädesvis med fisk, men även med vattenlevande insekter under de första levnadsveckorna, och bytena fångas vanligtvis i häckningssjöarna. I Sverige uppskattas det häckande beståndet till 5500–7000 par, och tillsammans med populationer i ungefär samma storleksordning i Finland och Norge återfinns över 95% av det europeiska beståndet (utanför Ryssland) i de nordiska länderna. Arten bedöms under de senaste 10–15 åren ha ökat i numerär i Sverige och Finland, medan den har minskat i Norge under samma period (BirdLife International 2004, Ottvall m.fl. 2008). Storlommens europeiska framtid är därför i hög grad beroende av hur de nordiska bestånden utvecklas. Ur det perspektivet kan en bättre förståelse av hur häckningsframgången varierar mellan olika sjöar med hänsyn till vattenkemi samt fiskbeståndens storlek och sammansättning vara av betydelse för inriktningen av vård- och skötselinsatser.

Syftet med den här studien är tvåfaldigt, dels

att relatera storlommens häckningsutfall i ett antal sjöar spridda över landet till uppgifter om vattenkemi och fiskförekomst, dels att jämföra storlommens häckningssjöar och smålommens *Gavia stellata* fiskesjöar i dessa avseenden. Totalt omfattar undersökningen 122 storlomssjöar som inventerats inom ramen för arbetet i Projekt LOM (t.ex. Eriksson 2006a), och för smålomssjöarna har vi använt oss av data hämtade från en tidigare publicerad undersökning omfattande 34 fiskesjöar (Eriksson 2006b). Den kanske mest påtagliga skillnaden i de två lomarternas häckningsbiologi är att smålommen, till skillnad från storlommen, häckar vid små och ofta fisktomma skogstjärnar och myrgölar (oftast mindre än 1 ha), och att bytesfisk till ungarna hämtas i större klarvattenssjöar på upp till ett avstånd av 9–10 km från häckningstjärnen (t.ex. Eriksson 1994, Eriksson & Johansson 1997).

Storlommens häckningsutfall har relaterats till olika egenskaper i häckningssjöarna också i tidigare undersökningar; t.ex. förekomsten av fisk (Eriksson 1986, 1987), sjöareal och förekomst av bebyggelse längs stränderna (Eriksson 1987, Er-

iksson m.fl. 1995) samt vattenkemi (Eriksson & Hake 2000). Alla dessa undersökningar bygger emellertid på uppgifter från ett färre antal sjöar än i den föreliggande studien och med en koncentration till landets sydvästra delar. Ingen av de tidigare studierna analyserar den sammantagna effekten av både fiskförekomst och vattenkemi.

Vattenkemin i lomsjöarna är av betydelse för bedömningar av risker förknippade med exponering av kvicksilver via födointaget, och i ett längre perspektiv kan klimatbetingade förändringar i de vattenkemiska förhållandena påverka lommarnas framtid. Dessa aspekter berörs avslutningsvis.

Material och metoder

Urval av sjöar och antalet storlomspår som ingår i undersökningen

Urvalet har gjorts bland drygt 1800 sjöar där förekomst av minst ett stationärt (revirhållande) storlomspår har kunnat fastställas under minst ett år under perioden 1994–2008 genom rapporteringen till Projekt LOM samt kompletterande avstämningar mot rapporteringen till Artportalen/SVALAN, www.artportalen.se/birds/default.asp. Minimikravet för att ta med en sjö i undersökningen var att det fanns uppgifter om häckningsresultatet för minst fem år för åtminstone ett par som har uppehållit stadigvarande i sjön under häckningstid, eftersom detta bedömdes vara ett minimum för att kunna bedöma det genomsnittliga häckningsutfallet i sjön. Detta krav uppfylldes i 243 sjöar. Vidare skulle uppgifter om vattenkemiska förhållanden och/eller förekomsten av fisk finnas tillgängliga. Efter denna gallring återstod 122 sjöar (primärdata redovisas i appendix A).

Totalt representerar de 122 sjöarna bara 0,1% av landets över 95.700 sjöar som är större än 0,01 km² (enligt SMHI 1996). Men bara en liten del av landets storlommar häckar i sjöar som är mindre än 0,1 km² (tre sjöar i det undersökta materialet, appendix A), och därför är det mera relevant att relatera de återstående 119 sjöarna i undersökningen till landets drygt 24.000 sjöar som är större 0,1 km², dvs. undersökningen omfattade 0,5% av dessa sjöar.

Antalet storlomspår som berördes av undersökningen har beräknats med ledning av rapporteringen till Projekt LOM. För sjöar där antalet rapporterade par har varierat mellan olika år har i regel medianvärdet använts (med justeringar för ett fåtal sjöar, appendix A). Totalt bedöms undersökningen ha omfattat 184 par eller 1,5 par per sjö, och svarande mot ungefär 3% av det häckande beståndet i Sverige. Täckningen varierade emellertid mel-

lan olika delar av landet; 113 par i Götaland och svarande mot ungefär 7% av storlomsbeståndet, 52 par eller 3% av beståndet i Svealand och bara 19 par eller 0,7% av storlomsbeståndet i Norrland. Även om sjöarna inte har valts ut strikt slumpvis, torde de ge en representativ bild av de studerade förhållandena åtminstone i Götaland och Svealand, medan resultaten för Norrland kan ha påverkats av en överrepresentation av sjöar i Västernorrlands län (appendix A).

Beräkning av häckningsresultatet.

För varje sjö har ungprouktionen beräknats som *medelantalet "stora" ungar per stationärt par och år* för perioden 1994–2008, enligt tidigare beskrivna fältarbetsmetoder (t.ex. Eriksson & Hake 2000, Hake m.fl. 2005). En bedömning av ungarernas överlevnad tills de blivit flygga gjordes genom att beräkna den *genomsnittliga %-andelen ungpullar med 2–3 stora ungar per år*, och i dessa beräkningar ingår häckningar som inte upptäcktes förrän ungarerna hade kläckts. Normalt lägger storlommen två ägg (ytterst sällan 3 ägg, 1–2% av alla kullar enligt finska undersökningar; Lehtonen 1970), och i de flesta fall kläcks två ungar. Det är emellertid vanligt att bara ena ungen överlever till flygg ålder, och ungarernas överlevnad är till stor del avhängig av föräldrafågelnas möjligheter att finna bytesfisk till ungarerna (Jackson 2003, 2005). Andelen ungpullar med 2–3 stora ungar kan således ge en indikation på födosöksförhållandena i de olika fiskesjöarna. Primärdata redovisas i appendix A.

Vattenkemi och ljusförhållanden i fiskesjöarna

För information om vattenkemin har i första hand data från den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar och vattendrag använts. Inom ramen för detta program har ett stort antal sjöar i landet undersökts från 1970-talet och framåt; i regel med fem års intervall men från 2007 ändrat till årliga provtagningar enligt ett rullande schema. Resultaten är tillgängliga via en databas vid Institutionen för miljöanalys vid Sveriges Lantbruksuniversitet (<http://info1.ma.slu.se/db.html>, se även Wilander m.fl. 2003 för metodik m.m.). Därutöver har kompletterande information erhållits för sjöar i Västra Götalands län. Genom att i huvudsak begränsa oss till den s.k. riksinventeringen har vi försäkrat oss om att vattenproverna har samlats in och analyserats med en konsekvent metodik.

Lommarna reagerar naturligtvis inte direkt på förändringar och variationer i sjöarnas vattenkemi,

men olika vattenkemiska faktorer kan påverka förhållanden som är av betydelse för förekomsten i olika sjöar och för häckningsutfallet. Mot denna bakgrund har ungprouktionen i de olika sjöarna relaterats till följande parametrar:

- *pH-värdet*, som är ett mått på sjöns surhet. Flera av sjöarna var påverkade av försurning under mitten och slutet av 1900-talet, med utglesade fiskbestånd och ökat siktdjup som de mest påtagliga effekterna av betydelse för lommarnas födosök (t.ex. Eriksson 1991, 1994, Brodin 1995). Många av sjöarna är sedan 1980-talet föremål för kalkning, men man bör räkna med bestående ekologiska förändringar under lång tid även om pH-värdet efter kalkning legat på en högre nivå (t.ex. Appelberg 1995, Henrikson & Brodin 1995).
- *Alkalinitet*, som är ett mått på sjöns buffertkapacitet eller förmåga att motstå surt nedfall.
- *Totalfosforhalt*, som är ett mått på sjöns näringsstatus och produktivitet.
- *Absorbans*, som är ett mått på genomsläppligheten av ljus i vattnet. Ljusförhållandena påverkas i första hand av humushalten och grumligheten. I den svenska miljöövervakningen används absorbansen av ljus vid våglängden 420 nm som ett standardiserat mått, och en för ögat påtaglig brunfärgning av vattnet upplevs vid en absorbans på ungefär 0,2 $f_{420/5}$.
- *Siktdjup*, som är ett alternativt mått på ljusförhållandena. Mätningar med siktdjupsskiva görs regelmässigt i samband med provfisken. Lommarna är s.k. visuella predatorer som lokaliserar sina byten med hjälp av synen, och i tidigare undersökningar har man funnit att siktförhållandena kan vara av stor betydelse för storlommens förekomst i olika sjöar (t. ex. Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991, Kauppinen 1993). Det kan också vara värt att nämna att i samband med undersökningar av planktonförekomsten i mellansvenska sjöar på 1950-talet gjorde limnologen Bengt Pejler även noteringar av observerade fågelarter, och han noterade en tydlig koppling mellan näringsfattiga förhållanden, stort siktdjup och förekomsten av storlom (Pejler 1962).

Bedömning av de vattenkemiska förhållandena i fiskesjöarna har gjorts med ledning av de bedömningsgrunder som tillämpas av Naturvårdsverket (1999), på basis av medelvärdet för mätningarna 1995, 2000, 2005 och 2007 och med minimikravet att mätdata skall finnas tillgängliga för åtminstone två av de fyra åren (för siktdjup accepterades en mätning). Data fanns tillgängliga för 74 sjöar (58

sjöar vad gäller totalfosfor och 54 sjöar för siktdjup; primärdata återfinns i appendix B, appendix D för siktdjup).

Fiskbestånden i de undersökta sjöarna

Bedömningar av antalet fiskarter och tätheten av fisk har gjorts med ledning av provfiskeresultat inom nationell och regional miljöövervakning, som finns samlade i databasen NORS (NatiOnellt Register för Sjöprovfisken, www.fiskeriverket.se, sök under statistik och databaser).

Information om antalet fiskarter bygger på provfisken under perioden 1979–2008, med uppgifter för totalt 80 häckningssjöar (primärdata i appendix C).

För bedömningar av fisktätheten har provfisken från perioden 1994–2008 använts, dvs. samma period som täcks av inventeringarna inom Projekt LOM. Materialet omfattar totalt 54 häckningssjöar (appendix D). Ett relativt mått på förekomsten har beräknats som medelantalet fiskar per nätansträngning, enligt de metoder som rekommenderas av Fiskeriverket (Kinnerbäck 2001). Skattningarna redovisas på basis av provfiske med bottennät, och inga justeringar har gjorts med hänsyn till eventuell nätsелеktivitet.

För beräkningarna av eventuella samband mellan fiskbeståndens täthet och ungprouktionen delades materialet upp med avseende på abborre *Perca fluviatilis*, mörtartad fisk, laxartad fisk, gers *Gymnocephalus cernua*, gädda *Esox lucius* och övriga fiskarter (se Tabell 2 eller Appendix C för sammanfattning av de fiskarter som redovisats under mörtartad och laxartad fisk samt övrig fisk). Uppdelningen betingades bland annat av att man i tidigare undersökningar noterat smålomsungarna i stor utsträckning matas med laxartad och mörtartad fisk (Eriksson m.fl. 1990), och att deras överlevnad är kopplad till förekomsten av dessa grupper i fiskesjöarna (Eriksson 2006b). Förekomst av gädda har i tidigare undersökningar påtalats som en negativ faktor för storlommen, med tanke på risken för predation av ungar (t.ex. Lehtonen 1970, Jackson 2003). Slutligen har man funnit att gers utgör en viktig del i dieten för smålommor som övervintrar i brackvattnemiljöer i Östersjön (Guse m.fl. 2006).

Statistiska analyser

Med hjälp av multipla linjära regressionsmodeller analyserade vi hur lommarnas häckningsutfall (dels medelantal ungar per par och år, dels andel ungvullar med 2–3 stora ungar) i de olika sjöarna

Tabell 1. Vattenkemi och ljusförhållanden i häckningssjöar för storlom (data från appendix C och D) och (för jämförelse) fiskesjöar för smålom (data från Eriksson 2006b, Tabell 3 and appendix C).
Water chemistry and light conditions in the breeding lakes of Black-throated Diver (data from appendices C and D) and (for comparison) fishing lakes for Red-throated Diver (data from Eriksson 2006b, Table 3 and appendix C).

A. Alla sjöar i de två undersökningarna. *All lakes from both studies.*

	Häckningssjöar för storlom <i>Breeding lakes for Black-throated Diver</i>			Fiskesjöar för smålom <i>Fishing lakes for Red-throated Diver</i>		
	Medel <i>Mean</i>	Max-Min <i>Range</i>	N	Medel <i>Mean</i>	Max-Min <i>Range</i>	N
pH	6,9	6,1–8,0	74	6,5	5,8–6,9	20
Alkalinitet, mekv/l <i>Alkalinity, meq/l</i>	0,31	0,04–2,3	74	0,11	0,03–0,20	20
Totalfosfor, mg/l <i>Total phosphorus, mg/l</i>	0,012	0,005–0,032	58	0,010	0,005–0,019	15
Absorbans, $f_{250/5}$ <i>Absorbance, $f_{250/5}$</i>	0,11	0,03–0,39	64	0,12	0,05–0,19	19
Siktdjup, m <i>Transparency, m</i>	3,7	0,8–10,5	54	2,9	2,5–4,0	7

B. Fem sjöar som ingick både i undersökningen av smålommens fiskesjöar och i den föreliggande studien har uteslutits (not a). Dessutom har häckningssjöar för storlom i Skåne, Kalmar, Södermanlands, Stockholms och Uppsala län uteslutits eftersom smålom inte häckar i dessa län^b.

Five lakes included both in the study of fishing lakes of Red-throated Diver and in the present study have been excluded (note a). In addition, the breeding lakes of Black-throated Diver in the Counties of Skåne, Kalmar, Södermanland, Stockholm and Uppsala have been excluded as Red-throated Diver does not breed in these counties^b.

	Häckningssjöar för storlom <i>Breeding lakes for Black-throated Diver</i>			Fiskesjöar för smålom <i>Fishing lakes for Red-throated Diver</i>			Mann-Whitney U-test, tvåsidigt ^b , two-tailed ^b
	Medel <i>Mean</i>	Max-Min <i>Range</i>	N	Medel <i>Mean</i>	Max-Min <i>Range</i>	N	
pH	6,8	6,1–7,4	52	6,4	5,8–6,9	15	P<0,001
Alkalinitet, mekv/l <i>Alkalinity, meq/l</i>	0,23	0,04–0,72	52	0,11	0,03–0,20	15	P<0,001
Totalfosfor, mg/l <i>Total phosphorus, mg/l</i>	0,010	0,005–0,032	37	0,010	0,005–0,019	11	ej sign. N.S.
Absorbans, $f_{250/5}$ <i>Absorbance, $f_{250/5}$</i>	0,11	0,03–0,39	52	0,14	0,06–0,19	14	P=0,03
Siktdjup, m <i>Transparency, m</i>	3,9	0,8–10,5	37	2,9	2,5–4,0	6	ej sign. N.S.

a Fegen, Viaredssjön, Östra Nedsjön, Stora Le och Tisjön (detaljer i appendix A och B). *Lakes Fegen, Viaredssjön, Östra Nedsjön, Stora Le and Tisjön (details in Appendices A and B).*

b Resultatet blir likartat men P-värdena lägre om storlommens häckningssjöar i samtliga län innefattas i testen. *The result will be similar but all P values are lower if breeding lakes for Black-throated Diver from all counties are included in the tests.*

påverkades av vattenkemiska variabler (pH, alkalinitet, absorbans och totalfosforhalt) och fiskförekomst (abborre, mörtartad fisk, laxartad fisk, gers, gädda, övrig fisk samt siktdjup). Siktdjup ingick i fiskanalysen eftersom data insamlades vid provfisketillfället. En samlad analys av hur medelantalet ungar per par och år påverkades av både vattenkemiska variabler och fiskförekomst gjordes för 18 sjöar med kompletta data. Dessutom gjordes separata analyser av sambandet mellan fiskförekomst och medelantal ungar per par och år för 51 sjöar, samt sambandet mellan vattenkemiska variabler och medelantal ungar per par och år för 56 sjöar. För andelen ungpullar med 2–3 stora ungar gjordes ingen samlad analys innefattande både vattenkemi och fiskförekomst, eftersom båda typerna av data fanns tillgängliga för bara sex sjöar. Därför redovisas endast separata analyser för vattenkemi (21 sjöar) respektive fiskförekomst (12 sjöar) för andelen kullar med 2–3 stora ungar.

För alla analyser med fisk gjordes två parallella analyser; för hela fångsten respektive fiskar mindre än 22 cm, eftersom storlomsungarna knappast kan hantera bytesfiskar av större storlek (t.ex. Jackson 2003, 2005).

För regressionsanalyserna användes funktionen ”lm” i programmet R 2.8.1. (The foundation for statistical computing, 2008). En stegvis algoritm (kallas ”step” i programmet; Hastie & Pregiborn 1992, Faraway 2006, s. 21) användes för att stegvis minska antalet förklaringsvariabler och därmed minska modellens AIC (Akaike Information Criterion), som är ett mått på modellpassning (Burnham & Anderson 2002). Förenklat kan man säga att AIC-måttet är ett index som optimerar modellen så att dess förklaringsgrad (ofta uttryckt som R^2) blir så högt som möjligt under förutsättningen att modellen fortfarande förblir statistiskt signifikant. Parvisa korrelationsanalyser gjordes för att testa samvariationen mellan de ingående variablerna i analyserna. Alkalinitet var genomgående starkt korrelerad till pH (Spearman $r = 0,8$), varför denna variabel utslöts ur samtliga analyser. Övriga variabler som var starkt korrelerade till varandra togs med i modellen i ett första steg. Om båda variablerna återfanns i den reducerade modellen testades den reducerade modellen först utan den ena variabeln och sedan utan den andra variabeln. Endast modellen med lägst AIC-värde redovisas i resultatdelen.

Jämförelser med smålommens fiskesjöar

För jämförelser mellan storlomssjöarna och små-

lommens fiskesjöar använde vi oss av uppgifter från den inledningsvis omnämnda undersökningen av smålommens fiskevatten (Eriksson 2006b); med uppgifter om de vattenkemiska förhållandena i 20 sjöar och med information om fiskbeståndens sammansättning i 18 sjöar. Fem sjöar (Fegen, Viareds-sjön, Östra Nedsjön, Stora Le och Tisjön), som ingick både i smålomsstudien och i den föreliggande undersökningen av storlomssjöar utslöts i de statistiska analyserna. Skillnader i sjöarnas egenskaper undersöktes med Mann-Whitney's U-test.

Resultat

Vattenkemi och ljusförhållanden

Flertalet av sjöarna var näringsfattiga. Låga totalfosforhalter (<0,013 mg/l) noterades i ungefär två tredjedelar av dem, men bredden i näringsstatus var stor och 7% av sjöarna kunde bedömas som näringsrika (totalfosforhalt >0,025 mg/l). Näringsförhållandena var likartade i smålommens fiskevatten, med en totalfosforhalt på i medeltal 0,010 mg/l i både storloms- och smålomssjöarna (Tabell 1).

Ungefär 40% av sjöarna bedömdes som svagt-måttligt sura med pH-värden mellan 6,2 och 6,8, och 6% av dem var sura med pH-värden under 6,2. Alkaliniteten var god i de flesta sjöarna, men 12% av dem hade en låg buffertkapacitet (<0,10 mekv/l). Både pH-värden och alkalinitet var lägre i smålommens fiskesjöar, jämfört med storlomssjöarna; med pH-värden på i medeltal 6,4 resp. 6,8 och en genomsnittlig buffertkapacitet på 0,11 resp. 0,23 mekv/l (Tabell 1).

Med ledning av absorbansvärdena kan man sluta sig till att ungefär 70% av storlomssjöarna hade ett svagt-måttligt färgat vatten, och att 4% av dem var så starkt färgade att de torde ha haft en för ögat tydlig brunfärgning (absorbans >0,2 $f_{250/5}$). 18% av sjöarna hade ett stort siktdjup (>5,0 m). Smålommens fiskesjöar hade genomgående mindre klart vatten än storlomssjöarna, med en genomsnittlig absorbans på 0,14 resp. 0,11 $f_{250/5}$ (Tabell 1, primärdata i Appendix B och D).

Fiskbeståndens artsammansättning

Totalt noterades 26 fiskarter i de 80 storlomssjöarna med uppgifter om förekomsten av olika fiskarter (Tabell 2, primärdata i Appendix C). Artsammansättningen var den karakteristiska för näringsfattiga sjöar; med abborre, mört *Rutilus rutilus* och gädda i minst 90% av sjöarna. Laxartad fisk fanns i närmare hälften av de undersökta sjöarna; med sik *Coregonus* sp., siklöja *Coregonus albula* och nors

Osmerus eperlanus som de mest spridda arterna. Äl *Anguilla anguilla* torde förekomma i betydligt fler än de två sjöar där den noterades, men arten fångas sällan med de provfiskemetoder som normalt används. Medelantalet fiskarter per sjö var 6,0, men spännvidden var stor, från lågt artantal (1–2 arter) till över tio arter i en del sjöar (Figur 1).

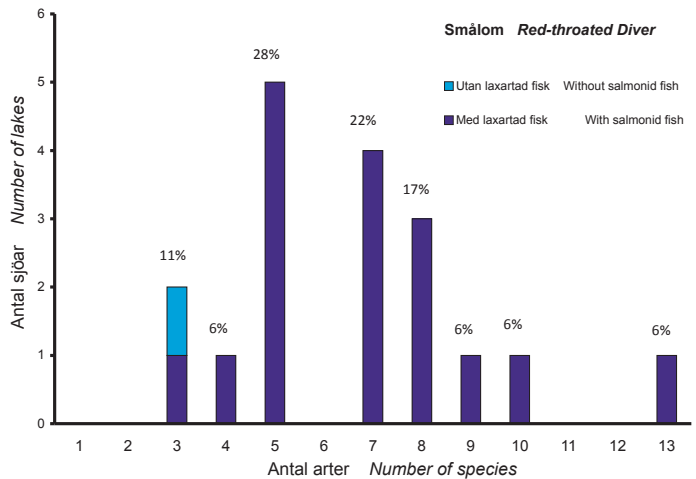
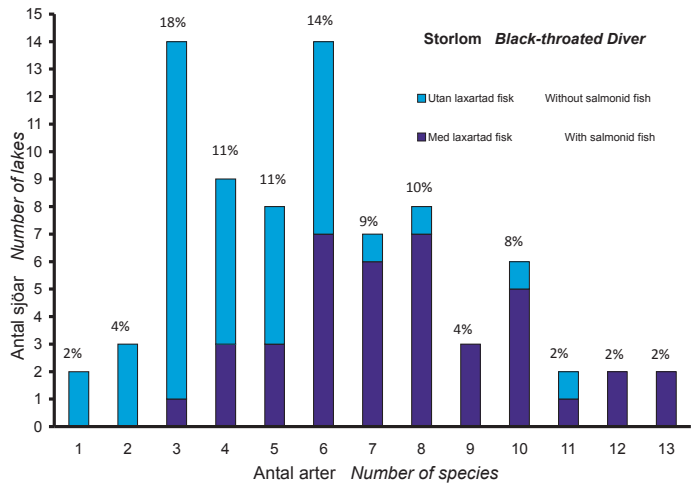
Det genomsnittliga antalet fiskarter skiljde sig inte mellan storlommens häckningssjöar och smålommens fiskevatten, i medeltal 5,8 resp. 5,9 ar-

ter på basis av data från 75 storlomssjöar och 14 smålomssjöar (Mann-Whitney U-test, ej sign.; de fem sjöarna som även ingick i den tidigare nämnda undersökningen av smålomssjöarna borttagna). Däremot fanns det en markant skillnad vad gäller förekomsten av laxartad fisk (Figur 1), som noterades i 13 av de 14 (93%) smålomssjöarna men i bara 35 (47%) av de 75 storlomssjöarna ($\chi^2=8,36$, $df=1$, $P<0,01$).

Tabell 2. Fiskarter i storlommens häckningssjöar (data i appendix C) och (för jämförelse) fiskesjöar för smålom (data från Eriksson 2006b, tabell 5 and appendix D).

Fish species in breeding lakes of Black-throated Diver (data from appendix C) and (for comparison) fishing lakes for Red-throated Diver (data from Eriksson 2006b, Table 5 and appendix D).

Fiskart <i>Fish species</i>	Häckningssjöar för storlom (80 sjöar) <i>Breeding lakes for Black-throated Diver (80 lakes)</i>		Fiskesjöar för smålom (18 sjöar) <i>Fishing lakes for Red-throated Diver (18 lakes)</i>	
	N	%	N	%
Mörtartad fisk <i>Cyprinids</i>	73	91	16	89
Obestämd karpfisk <i>Cyprinidae non. det.</i>	5	6	-	-
Ruda <i>Carrassius carrassius</i>	5	6	-	-
Karp <i>Cyprinus carpio</i>	1	1	-	-
Braxen <i>Abramis brama</i>	33	41	5	28
Löja <i>Alburnus alburnus</i>	24	30	3	17
Björkna <i>Blicca bjoerkna</i>	4	5	1	6
Stäm <i>Leuciscus leuciscus</i>	1	1	-	-
Elritsa <i>Phoxinus phoxinus</i>	3	4	1	6
Mört <i>Rutilus rutilus</i>	73	91	16	89
Sarv <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	22	28	2	11
Sutare <i>Tinca tinca</i>	22	28	4	22
Laxartad fisk <i>Salmonids</i>	40	50	17	94
Nors <i>Osmerus eperlanus</i>	16	20	3	17
Sik <i>Coregonus sp.</i>	18	23	10	56
Siklöja <i>Coregonus albula</i>	24	30	15	83
Öring <i>Salmo trutta</i>	3	4	2	11
Regnbågslox <i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	-	1	6
Röding <i>Salvelinus alpinus</i>	2	3	2	11
Övriga arter <i>Other species</i>				
Äl <i>Anguilla anguilla</i>	2	3	-	-
Nissöga <i>Cobitis taenia</i>	1	1	-	-
Gädda <i>Esox lucius</i>	72	90	16	89
Lake <i>Lota lota</i>	21	26	9	50
Obestämd spigg <i>Gasterostidae non. det.</i>	1	1	-	-
Stensimpa <i>Cottus gobio</i>	2	3	-	-
Bergsimpa <i>Cottus poecilopus</i>	3	4	1	6
Gers <i>Gynnocephalus cernus</i>	35	44	6	33
Abborre <i>Perca fluviatilis</i>	79	99	18	100
Gös <i>Stizostedion lucioperca</i>	10	13	4	22
Medelantal arter per sjö <i>Mean number of species per lake</i>	6,0		6,6	



Figur 1. Fördelningen av häcknings-sjöar för storlom (data från appendix C) och fiskesjöar för smålom (data från Eriksson 2006b, appendix D) med avseende på antal arter och förekomsten av laxartad fisk.

The distribution of breeding lakes for Black-throated Diver (data from Appendix C) and fishing lakes for Red-throated Diver (data from Eriksson 2006b, Appendix D) with reference to number of species and the occurrence of salmonid fish.

Häckningsutfallet i relation till vattenkemi, ljusförhållanden och fiskförekomst

Den sammanslagna regressionsmodellen omfattande 18 sjöar med information om såväl vattenkemi som fiskförekomst och siktdjup förklarade en avsevärd del av variationen i häckningsutfallet mellan de olika sjöarna (anpassat $R^2 = 50\%$ resp. 49% för totalfångsten av fisk resp., ”småfisk” <22 cm, $P = 0,027$ i båda fallen, Tabell 3 samt Figur 2b, 2d, 2f). Sambandet var positivt för abborre och negativt för totalfosfor och siktdjup (Figur 2), och förklaringsgraden var ungefär densamma vare sig regressionsmodellen var baserad på totalfångsten av fisk eller ”småfisk” (<22 cm) i den storlek som storlomsungarna kan hantera. Enkla regressionsanalyser mellan

häckningsutfallet och de ovannämnda förklaringsvariablerna var inte statistiskt signifikanta (samband mellan häckningsutfall och abborre: $p=0,073$, anpassat $R^2=14\%$; samband mellan häckningsutfall och fosforhalt respektive siktdjup: $p>0,200$, anpassat $R^2=0\%$; Figur 2a, 2c, 2e).

De multipa regressionsanalyserna avseende enbart vattenkemi (56 sjöar) respektive fisk (inkl. siktdjup, 51 sjöar) var inte signifikanta eller hade en avsevärt lägre förklaringsgrad.

Procentandelen ungvullar med 2–3 stora ungar var högre i sjöar med låga absorbansvärden, dvs. sjöar med förhållandevis klart vatten (Figur 3, $R^2 = 26\%$, regressionskoefficient = $-171,00 \pm S.E. 66,00$, $P = 0,018$; 21 sjöar, data från Appendix A och B). Däremot fanns det inte några indikationer på att

Tabell 3. Utfallet av en multipel regressionsanalys av variationen i ungproduktionen (medelantalet stora ungar per par och år) i relation till vattenkemi, fiskförekomst och siktdjup i 18 häckningssjöar för storlom (data från appendix A, B och D).

The result of a multiple regression analysis of the variation in the production of young (mean number of large chicks per pair and year) in relation to water chemistry, occurrence of fish, and water transparency in 18 breeding lakes for Black-throated Diver (data from appendices A, B and D).

Förklaringsvariabler <i>Variables</i>	Anpassat R ² <i>Adjusted R²</i>	P (hela modellen) <i>P (whole model)</i>	Regressionskoefficient ±S.E. ^a <i>Regression coefficient ±S.E.a</i>	P (enskilda variabler) <i>P (single variables)</i>
Total fiskfångst <i>Total catch of fish</i>	50 %	0,027		
Abborre (medelantal per nätansträngning) <i>Perch (mean number per catch effort)</i>			0,023±0,006	0,002
Totalfosfor <i>Total phosphorus</i>			-0,038±0,008	0,008
Siktdjup <i>Water transparency</i>			-0,101±0,042	0,035
Laxartad fisk (medelantal per nätansträngning) <i>Salmonid fish (mean number per catch effort)</i>			0,080±0,050	0,14
pH			0,39±0,29	0,20
Absorbans <i>Absorbance</i>			-4,0±3,2	0,25
Fisk <22 cm <i>Fish <22 cm</i>	49 %	0,027		
Totalfosfor <i>Total phosphorus</i>			-0,035±0,012	0,012
pH			0,59±0,21	0,017
Abborre (medelantal per nätansträngning) <i>Perch (mean number per catch effort)</i>			0,019±0,008	0,027
Siktdjup <i>Water transparency</i>			-0,050±0,027	0,091
Gädda (medelantal per nätansträngning) <i>Pike (mean number per catch effort)</i>			4,1±2,7	0,15
Laxartad fisk (medelantal per nätansträngning) <i>Salmonid fish (mean number per catch effort)</i>			0,046±0,036	0,22

a Förväntad förändring i ungproduktionen per en enhets förändring i förklaringsvariabeln. *Expected change in the production of young per one unit change of the variable.*

procentandelen ungpullar med 2–3 stora ungar var kopplad till tätheten av fisk eller siktdjup (anpassat R² = 9%, regressionskoefficient för siktdjup = 0,174±S.E. 6,2, P = 0,17; 12 sjöar, primärdata i Appendix A och D).

Diskussion

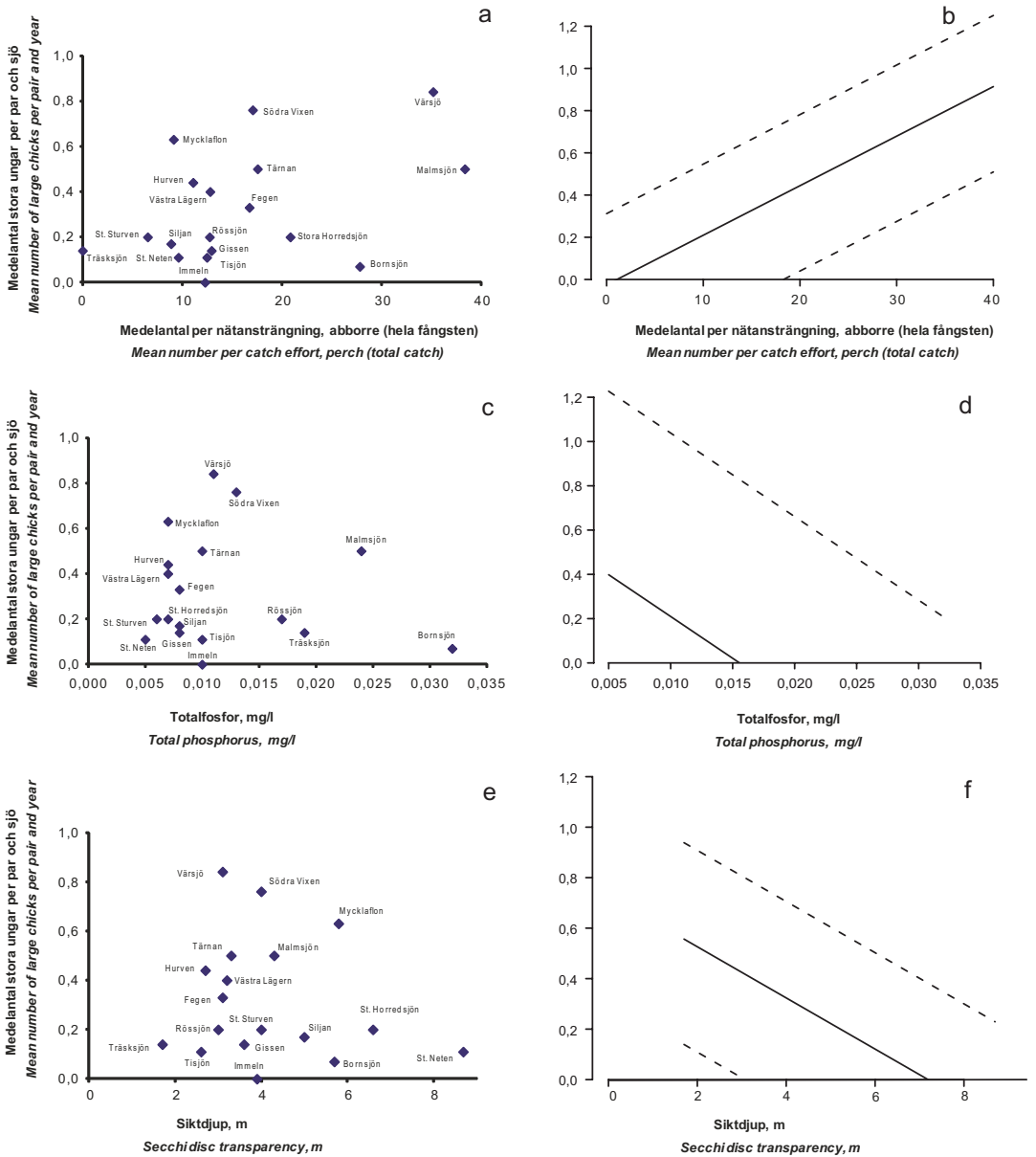
Sammanfattande karakteristik av storlommens häckningssjöar

Storlommens häckningssjöar kan karakteriseras som näringsfattiga, oftast med ganska klart vatten. Ungefär en tiondel av sjöarna har en svag buffertkapacitet. Fisksamhällets artsammansättning

är typisk för näringsfattiga sjöar, även om antalet fiskarter kan variera från bara ett fåtal till över tio arter. Förekomsten av abborre är viktig för häckningsutfallet, medan ljusförhållandena är av betydelse för föräldrafågelnas möjligheter att finna bytesfisk till ungarna och därmed indirekt för ungararnas överlevnad.

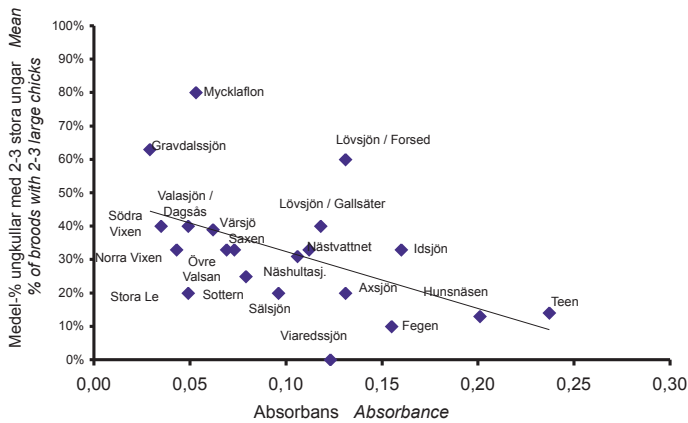
Förekomsten av ett negativt samband mellan sjöarnas näringsstatus (i den här undersökningen mätt som totalfosfor) och ungproduktionen var förväntad mot bakgrund av vad vi sedan tidigare känner till om storlommens förekomst i olika sjötyper (t.ex. Nilsson & Nilsson 1978, Kauppinen 1993).

Det negativa sambandet mellan siktdjupet och



Figur 2. Medelantalet stora ungar per par och år i relation till totalfångsten av abborre (a, b), totalfosforhalt (c, d) och siktdjup (e, f) i 18 häckningsjöar för storlom (data från appendix A, C och D). Figurerna a, c, och e visar ett samband mellan medelantalet ungar och en förklaringsvariabel i taget utan hänsyn tagen till andra förklaringsvariabler. Figurerna b, d och f visar det förväntade medelantalet ungar vid förändring av en förklaringsvariabel, under förutsättning att de andra variablerna i modellen hålls konstanta (multipel linjär regression: Anpassat $R^2 = 50\%$, $P = 0,027$, se även Tabell 3). De heldragna linjerna visar medianvärdet av modellen för de 18 sjöarna och de streckade linjerna ett 95% konfidensintervall baserat på kvantiler, ett mått som hör ihop med medianvärdet. De enkla sambanden är inte statistiskt signifikanta.

The mean number of large chicks per pair and year in relation to total catches of Perch (a, b), total phosphorus (c, d) and Secchi disc transparency (e, f) in 18 breeding lakes for Black-throated Diver (data from Appendices A, C and D). The figures a, c and e show univariate relationships between the number of chicks and the environmental variable. The figures b, d and f show the predicted number of chicks as response to a change in one environmental variable, while holding the other environmental variables in the model constant (multiple linear regression model: Adjusted $R^2 = 50\%$, $P = 0.027$, see also Table 3).



Figur 3. Procentandelen ungpullar med 2–3 stora ungar (medelvärde per år) i relation till absorban (f_{250,3}) i 21 häckningssjöar för storlom (data från appendix A och B; multipel linjär regression: R² = 26%, regressionskoefficient = -171,00±S.E. 66,00, P = 0,018). Linjär trendlinje inlagd.

The percentage of broods with 2–3 large chicks (mean per year) in relation to the absorbance (f_{250,3}) in 21 breeding lakes for Black-throated Diver (data from appendices A and B; multiple linear regression: R² = 26 %, regressions coefficient = -171.00±S.E. 66.00, P = 0.018). Linear trend line inserted.

ungproduktionen (Tabell 3) var däremot oväntat, mot bakgrund av att man i tidigare undersökningar noterat att storlommen främst förekommer i sjöar med stort siktdjup. Även om ungaras överlevnad är kopplad till goda ljusförhållanden (eller låg absorbans), torde ljusförhållanden likväl inte ha någon positiv påverkan på medelantalet stora ungar per par och år i de olika sjöarna, rimligtvis beroende på att huvuddelen av de misslyckade häckningarna avbryts redan under ruvningen (t.ex. Hake m.fl. 2005).

Predation på lomungarna från gädda, som i tidigare studier (Lehtonen 1970, Jackson 2003) utpekats som en riskfaktor, torde inte ha varit av så stor omfattning att det påverkat häckningsutfallet. Förekomsten av gädda tycks inte ha påverkat variationen mellan olika sjöar, vare sig med avseende på ungpproduktionen eller på procentandelen ungpullar med 2–3 stora ungar.

Tätheten av abborre och sjöarnas vattenkemiska status förklarade hälften av den observerade variationen i ungpproduktionen trots att endast 18 sjöar ingick i analysen. Anledningen till detta är förmodligen att både vattenkemiska variabler och fiskförekomst ingår i analysen, till skillnad från många tidigare studier som oftast har beaktat endast en av dessa aspekter åt gången. Att storlommens förekomst inte låter sig enkelt att förklaras av en enda miljöfaktor åt gången stöds av de enkla regressionsanalyserna där ingen av de tre signifikanta förklaringsvariablerna från den multipla regressionsanalysen var signifikanta var för sig. Den sammanlagda förklaringsgraden av de tre variablerna, när de testades var och för sig, var bara en tredjedel så stor, jämfört med förklaringsgraden i den multipla regressionsmodellen. Slutligen bör man hålla i minnet att den multipla regressions-

modellen inte vägrade in svårsmätbara men förmodat viktiga variabler kopplade till problemfaktorer som identifierats i andra undersökningar, såsom vattenståndsvariationer, predation och störningar från friluftslivet (t.ex. Hake m.fl. 2005, Eriksson m.fl. 2005).

Skillnader i storlommens och smålommens förekomst i olika sjöar

Även om flera av smålommens fiskesjöar också nyttjas av storlommen för häckning och födosök finns det skillnader i såväl sjöarnas vattenkemi och ljusförhållanden som fiskbeståndens sammansättning. Med viss grad av generalisering gäller att smålommen är bunden till ett smalare och mer ”exklusivt” spektrum av sjöar än storlommen:

- Smålommens fiskesjöar har genomgående lägre pH-värden, sämre buffertkapacitet och mindre klart vatten (Tabell 1).
- Smålommen har en uttalad preferens för sjöar med laxartad fisk (bl.a. siklöja), vilket har påtalats i en rad undersökningar. Paul Rosenius uppmärksammade detta samband i sitt bokverk om ”Svenska fåglar och fågelbon” som kom ut i flera band under början av 1900-talet och som byggde på en omfattande dokumentation av faunistisk information som fanns tillgänglig vid den tidpunkten (Rosenius 1942 vad gäller lommarna). Senare har kopplingen mellan smålommförekomst och sjöar med goda bestånd av laxartad fisk noterats i inventeringar av regional eller lokal karaktär (t.ex. Andersson 1988, Borgström 1995), och detta förhållande har verifierats ytterligare i den här undersökningen (Figur 1).
- Smålomsungarnas överlevnad tills de blir flyg-

ga är bland annat kopplad till förekomsten av småvuxen laxartad och mörtartad fisk i de sjöar där föräldrarna hämtar sin bytesfisk (Eriksson 2006b), medan ljusförhållandena och möjligheten för föräldrafågarna att lokalisera fiskbytena tycks vara av större betydelse för en framgångsrik matning och storlomsungarnas överlevnad.

Det faktum att smålommens förekomst i olika sjöar inte är lika tydligt kopplat till ljusförhållandena har diskuterats av bl.a. Eriksson (1994, 2006b). Viktskillnaden mellan de två arterna är inte oväsentlig, och med ledning av handboksuppgifter kan man sluta sig till att en smålom väger ungefär 40% mindre än en storlom (t.ex. Cramp & Simmons 1977). Med hänvisning till att man inom andra grupper av fiskätande fåglar (t.ex. alkor) har funnit ett samband mellan kroppsvikten och dykningens längd hos olika arter (t.ex. Piatt & Nettleship 1985, Wanless m.fl. 1988, Barrett & Furness 1990), kan man således anta att den mindre och lättare smålommen inte har samma fördel som storlommen av att kunna lokalisera fiskbyten på större djup (som torde kräva längre dykningstider, t.ex. Boyd 1997). Detta kan kanske förklara varför smålommen är hänvisad till laxartad och mörtartad fisk, som uppträder pegalialt och nära vattenytan i större utsträckning än t.ex. abborre (Stenson 1979, Persson 1987).

Avvikelser från "normen" vad gäller storlommens val av sjöar för häckning och födosök

Även om det helt dominerande mönstret är att storlommen söker föda och matar ungarna med byten fångade i fiskesjön, kan arten uppvisa en viss flexibilitet och ibland söka föda i andra vattendrag än häckningssjön på "smålomsmanér". Exempelvis har utbyggnaden av de norrländska älvarna för vattenkraftsproduktion i många fall lett till att flodsträckorna ersatts med serier av vattenmagasin. I Skellefteälven har från 1960-talet och framåt stora bestånd av småvuxen sik etablerats i några av magasinerna, och de utgör idag en viktig födobas för de lokala bestånden av både storlom och smålom. Variationerna i vattenståndet är emellertid så stora att storlommens häckningsförsök oftast misslyckas. Arten har i stället etablerat sig som häckfågel i kringliggande mindre sjöar, men bytesfisk till ungarna hämtas i stor utsträckning fortfarande i de reglerade vattenmagasinen. I några fall bedömdes storlommen ha drivit bort häckande knipor *Bucephala clangula* och vigg *Aythya fuligula* i de sjöar där den bosatt sig (Bildström 2006). Även i Norge har man noterat att storlommen ibland har etablerat sig vid små häckningssjöar (mindre än 0,10 km²)

till följd av brist på boplatser vid större och ofta reglerade sjöar där de fortfarande hämtar bytesfisken till ungarna (Dunker & Elgmork 1973).

I sydvästra Sverige har i några fall mycket goda häckningsresultat noterats för storlomspar häckande vid försurade sjöar där fiskbestånden minskat eller helt slagits ut. Man bedömde att lommarna till viss del kunnat kompensera bristen på bytesfisk genom ett ökat siktdjup (och därmed bättre möjlighet att lokalisera bytena) och att i större utsträckning mata ungarna med vattenlevande insekter, som ofta gynnas i frånvaron av predation från fisk (Eriksson 1986, 1991, 1994). Det finns också exempel på att bytesfisk hämtats från kringliggande sjöar, upptill åtminstone 3–4 km från häckningssjön (Ahlgren 1996).

Storlommen i Skottland och en annorlunda sammansättning av fiskbestånden i häckningssjöarna

Skottland hyser närmare 200 storlomspar (BirdLife International 2004) som framförallt häckar i de nordvästra delarna. Storlommens förekomst och häckningsutfallet i olika sjöar visar i många stycken en annan bild än vad som gäller för svenska förhållanden. I en undersökning omfattande 90 sjöar (67 med uppgifter om häckande storlommor under perioden 1985–1994 samt 23 sjöar utan häckande storlommor, Jackson 2005) framgick bland annat att arten nästan uteslutande häckade vid sjöar med goda bestånd av småvuxen laxartad fisk, i huvudsak öring *Salmo trutta*, och att flertalet av de par som häckade vid sjöar utan laxartad fisk hämtade bytesfisk från närliggande sjöar med laxartad fisk. Elritsa *Phoxinus phoxinus* och storspigg *Gasterosteus aculeatus* förekom också i flera av undersökta sjöarna, och de utgjorde vid sidan av laxartad fisk en viktig del i storlomsungarnas diet. Abborre fanns bara i fem (6%) och gädda i tolv (13%) av de undersökta sjöarna. Gäddan är inte naturligt förekommande i Skottland men har satts ut i många sjöar, och fortsatt utplantering bedömdes som ett hot mot storlommen, både med hänsyn till risken för predation av små ungar (se även Lehtonen 1970) och konkurrens om bytesfisk.

Häckningsframgången var högre i sjöar där ungarnas i huvudsak kunde födas upp på fiskdiet, jämfört med sjöar där ungarna även matades med vattenlevande insekter (Jackson 2003, 2005). Den sjötyp där huvuddelen av de svenska storlomsparerna återfinns, dvs. sjöar med dominans av abborre, mört och gädda, och där ungarna regelmässigt även matas med sländlarver och andra vattenlevande insekter under de första levnadsveckorna (Lehtonen

1970, Sjölander 1978), är således ovanlig i Skottland och bedömdes i de skotska undersökningarna som en suboptimal storlomsmiljö.

Fiske- och vattenvård i storlommens häckningssjöar och smålommens fiskevatten

Många lomsjöar har en naturligt låg alkalinitet och de har i stor utsträckning varit påverkade av försurning under mitten och slutet av 1900-talet, med utglesade eller helt utslagna fiskbestånd som följd (t.ex. Eriksson 1991, 1994). Som tidigare nämnts har flera av sjöarna varit föremål för fortlöpande kalkningsinsatser med syftet att återskapa och vidmakthålla gynnsamma livsbetingelser för fisk efter påverkan av sur nederbörd. Även om man under de senaste åren har inlett en utfasning av kalkningsverksamheten bedömer man att fortsatta insatser under ytterligare ett antal årtionden är nödvändiga i många försurningspåverkade sjöar för att vidmakthålla de ofta goda resultat som erhållits vad gäller den ekologiska återhämtningen (t.ex. Henrikson & Brodin 1995, Warfvinge & Bertills 2000). Med avseende på fågelskyddet bör i första hand smålommens fiskevatten prioriteras, men även storlommens häckningssjöar kan komma ifråga, i den fortsatta kalkningsverksamheten och vid risk för återförsurning (se även Eriksson 2006b). Man bör emellertid undvika att utföra själva kalkningsarbetet under häckningstid för att undvika störningar av såväl häckande lommar som andra sjöfågelarter. Man bör inte heller kalka i smålommens häckningstjärnar, med tanke på risken för påverkan på kringliggande myrvegetation och boplatserna kvalitet.

Kvikksilverbelastning och de vattenkemiska förhållandena i lomsjöarna

Lommarna befinner sig slutändan av en näringskedja med flera mellanled, från primärproducenterna i form av växter och växtplankton via djurplankton och vattenlevande insekter till den fisk som lommarna livnär sig på. Man kan alltså utifrån generella kunskaper om hur giftiga ämnen ackumuleras i näringskedjorna förvänta sig att lommarna är sårbara för exponering av miljögifter. Allmänt anser man för fiskätande fåglar i sötvattensmiljöer att det är tungmetaller, och i första hand kvicksilver som bör beaktas, bland annat mot bakgrund av att kvicksilvret i fisk nästan bara uppträder i form av metylerade föreningar (t.ex. Scheuhammer 1991). Gifteffekterna tar sig uttryck i försämrad fortplantning, och vid högre belastning neurologiska stör-

ningar och beteenderubbningar. Hos adulta fåglar riskerar man störningar i fortplantningen i koncentrationer som är ungefär 20% av de som krävs för att beteendeförändringar skall uppstå (t.ex. Scheuhammer 1987).

Det finns emellertid få jämförande studier av hur olika fågelarter påverkas av exponeringen av kvicksilver i nordiska sötvattensmiljöer. På 1970-talet undersöktes spridningen av miljögifter i Finlands näst största sjö, Päijänne, och man analyserade bland annat halterna i muskel- och leverprover från ett 10-tal fågelarter (Särkkä m.fl. 1978). Fiskätande fåglars sårbarhet demonstrerades tydligt genom att kvicksilverinnehållet i prover från storlom och storskrake *Mergus merganser* låg långt över de nivåer som uppmättes för övriga arter. Analyser av lomägg insamlade på skilda håll i Sverige under 1980- och 1990-talen visade på generellt högre halter av kvicksilver i ägg från smålom jämfört med storlom (i enstaka fall med mycket höga värden där reproduktionsstörningar inte kan uteslutas). Halterna i storlomsägg insamlade vid sjöar påverkade av försurning var genomgående högre än i andra sjöar (Eriksson & Lindberg 2005).

I den enskilda sjön påverkas kvicksilverinnehållet i fisk på ett ganska komplicerat sätt av såväl vattenkemin som markförhållandena och markanvändningen i tillrinningsområdet. Under det senaste årtiondet har frågor om läckage till grund- och ytvatten av kvicksilver som deponerats från atmosfäriskt nedfall i skogs- och myrmark, fått ökad uppmärksamhet. Under denna transport omvandlas oorganiskt kvicksilver till fettlösligt och därmed biotillgängligt metylkvicksilver (t.ex. Skyllberg 2003, Evers m.fl. 2007). I Sverige har frågan aktualiserats i samband med rapporter om att kvicksilverhalterna i insjöfisk åter har stigit under senare år efter en lång tids nedåtgående trend från 1960-talet fram till 1990-talet (Åkerblom & Johansson 2008).

Riskerna för exponering av kvicksilver för vattenlevande organismer är nära knuten till de vattenkemiska förhållandena. På basis av undersökningar i nordöstra USA har man bedömt att riskerna för bioackumulering av metylerat kvicksilver är störst i lågproduktiva sjöar; med totalfosforhalt lägre än 0,03 mg/l i kombination med pH-värde under 6,0, alkalinitet under 0,10 mekv/l eller en halt på löst organiskt kol (DOC) över 4 mg/l som riktvärden för vattenkvaliteten i sjöar i riskzonen (Driscoll m.fl. 2007).

Huvuddelen av de häckningssjöar för storlom som omfattas av den föreliggande studien hade en totalfosforhalt lägre eller i nivå med gränsvärdet på 0,03 mg/l (56 av totalt 58 sjöar med information om

totalfosfor, appendix B), och för alla de undersökta fiskesjöarna för smålom (Tabell 1) låg totalfosforhalterna under detta gränsvärde. Det finns således anledning att anta att huvuddelen av de undersökta sjöarna ligger i riskzonen för en ökad exponering för kvicksilver som kan spåras till atmosfäriskt nedfall, om de samtidigt är sura eller har en svag buffertkapacitet. I alla de undersökta häckningsjöarna för storlom låg pH-värdet över det ovan nämnda gränsvärdet på 6,0 (Tabell 1, appendix B) men för sju av sjöarna (närmare 10%) registrerades en alkalinitet under gränsvärdet på 0,10 mekv/l (data från appendix B). För smålommens fiskesjöar noterades pH-värden under 6,0 i två (10%) av 20 undersökta sjöar och sju (35%) av sjöarna hade en alkalinitet under 0,10 mekv/l (primärdata från Eriksson 2006b, appendix C). *Förutsatt att dessa resultat kan generaliseras gäller således för närmare 10% av landets häckningssjöar för storlom och kanske mer än 30% av fiskesjöarna för smålom att de är sårbara för en ökad exponering för kvicksilver som deponerats i skogs- och myrmark och därefter urlakats till grund- och ytvatten och samtidigt metylerats.*

Huvuddelen av det kvicksilver som numera påverkar sjöar och vattendrag kan härledas till förbränning av fossila bränslen. Ansträngningar för att minska beroendet och förbrukningen av olja av klimatpolitiska skäl torde alltså på sikt också kunna bidra till en minskad exponering för kvicksilver för lommar och andra toppredatorer i sötvattensmiljöer. Utfallet av nordamerikanska modelleringsstudier visar att även begränsningar av lokala utsläpp kan ge positiva effekter (Evers m.fl. 2007).

Klimatbetingade förändringar i lomsjöarna

I ett långsiktigt perspektiv kan frågor om hur lommar påverkas av framtida klimatförändringar inte undvikas. I prognoser över den europeiska fågelfaunans långsiktiga utveckling har man för flera arter med sin huvudsakliga utbredning i norra Europa förutspått att häckningsområdet kommer att krympa genom att sydgränsen förskjuts ytterligare norrut. Om prognoserna slår in kan både storlommen och smålommen vara försvunna som häckfåglar i landets södra och mellersta delar, liksom från större delen av Finland, på 2090-talet (Huntley m.fl. 2007).

Sett till hur lomsjöarna kan komma att förändras är det ganska enkelt förutse att faktorer som är viktiga för lommar, såsom fiskförekomst och siktförhållanden kommer att påverkas. Effekterna är emellertid extremt svåra att förutsäga mera i de-

talj i den typ av näringsfattiga sjöar där lommar i första hand förekommer (t.ex. Nordiska Ministerrådet 2005) och i hög grad beroende på utfallet av den samlade påverkan av bland annat kortare islägningsperioder, högre vattentemperaturer och ändrade språngskiktsförhållanden. En längre växtsäsong kan gynna makrofytfloran, med bibehållna ljusförhållanden och en måttlig förändring i näringsstatus som följd. Alternativt kan förändringarna ge upphov till en ökad produktion av alger och en utveckling mot mer näringsrika förhållanden och förhöjda halter av organiskt lösta ämnen, med åtföljande försämrade ljusförhållanden. Detta kan i sin tur leda till förändringar i fiskesamhällets sammansättning, med en utveckling som missgynnar bland annat abborre och gädda men gynnar olika arter av mörtartad fisk. I sjöar som utvecklas i denna riktning kan man påräkna påtagligt förändrade förutsättningar för lommar.

I det långsiktiga fågelskyddsarbetet avseende lommar måste man alltså beakta risken för förändringar i sjöarnas näringsstatus och ljusförhållanden som gör dem mindre attraktiva eller lämpliga för häckning och födosök. Ett framtida arbete som syftar till att bibehålla eller återskapa goda betingelser för lommar såväl som deras bytesfisk bör vara en långsiktig utmaning både för fågelskyddsarbetet och för fiskevärden under de kommande årtiondena, lämpligen inom ramen för en nationell eller europeisk strategi som är väl förankrad inom olika intressegrupper.

Tack

Undersökningen har genomförts inom ramen för Projekt LOM, som under perioden 1994–1999 drevs gemensamt av Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening och därefter som en fristående ideell förening. Uppgifterna om lommar häckningsresultat i de undersökta sjöarna har samlats in genom ett omfattande fältarbete. Ungefär ett 70-tal personer har på frivillig och ideell basis medverkat med uppgifter om lommar häckning i de undersökta sjöarna, ofta genom upprepade insatser under flera år. Utan deras samlade insats hade det inte varit möjligt att genomföra den här studien.

Ekonomiskt stöd för arbetet med att relatera uppgifter om vattenkemiska förhållanden och fiskförekomst till lommar häckningsutfall har erhållits från Naturvårdsverket, inom ramen för ett bidrag som verket utbetalat till Sveriges Ornitologiska Förening för att redovisa och utvärdera arbetet inom Projekt LOM. Bidrag har även erhållits

från Alvins Fond, Världsnaturfonden-WWF och Bingolotto-Återvinsten.

Uppgifter om vattenkemiska förhållanden har i första hand hämtats från den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar och vattendrag via hemsidan för Institutionen för miljöanalys vid Sveriges Lantbruksuniversitet (<http://info1.ma.slu.se/db.html>), och information om fiskbestånden i de undersökta sjöarna har i främst erhållits via Fiskeriverkets provfiskedatabas (<http://www.fiskeriverket.se>). Därutöver har Dan Hellman bidragit med uppgifter om vattenkemi i Västra Götalands län. Vikki Bengtsson har granskat de engelskspråkiga textavsnitten. Börje Ekstam har gett värdefulla synpunkter som förbättrat innehållet i uppsatsen.

Referenser

- Ahlgren, C.-G. 1996. Kroksjö – den perfekta storlomssjön?! *Fåglar i Södra Älvsborg* 22: 42–44.
- Andersson, M. 1988. Smålommen i Västmanland. *Fåglar i Västmanland* 19: 85–93.
- Appelberg, M. 1995. The impact of liming on aquatic communities. Sid. 283–203 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Barrett, R.T. & Furness, R.W. 1990. The prey and diving depths of seabirds on Hornøy, North Norway after a decline on the Barents Sea capelin stocks. *Ornis Scandinavica* 21: 179–186.
- Bildström, L. 2006. Storlommens aggression mot dykänder vid häckplatser kring Skellefteälven, södra Lappland. *Ornis Svecica* 16: 232–235.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Borgström, E. 1995. Smålommen i Hagfors kommun 1995. *Värmlandsornitologen* 24: 45–50.
- Boyd, I.L. 1997. The behavioural and physiological ecology of diving. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 213–217.
- Brodin, Y.-W. 1995. Acidification of Swedish freshwaters. Sid. 63–80 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach*. Second edition. Springer-Verlag, New York, USA.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1977. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East, and North Africa: the birds of the Western Palearctic*. Volume 1. Oxford University Press, Oxford.
- Driscoll, C.T., Young-Ji, H., Chen, C., Evers, D., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Kamman, N.C. & Munson, R.K. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in northeastern United States. *Bioscience* 27: 17–28.
- Dunker, H. & Elgmork, K. 1973. Nesting of the Black-throated Diver, *Gavia arctica* (L.) in small bodies of water. *Norw. J. Zool.* 21: 33–37.
- Eriksson, M.O.G. 1985. Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. *Ornis Scandinavica* 16: 1–7.
- Eriksson, M.O.G. 1986. Reproduction of Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. *Ornis Scandinavica* 17: 245–248.
- Eriksson, M.O.G. 1987. Storlommens *Gavia arctica* produktion av ungar i sydvästsvenska sjöar. *Vår Fågelvärld* 46: 172–186.
- Eriksson, M.O.G. 1991. Försurningspåverkan på fågel- och däggdjursbestånd. *Naturvårdsverket rapport* 3969.
- Eriksson, M.O.G. 1994. Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon (*Gavia stellata*) and Arctic Loon (*Gavia arctica*) in southwest Sweden. *Hydrobiologia* 279–280: 439–444.
- Eriksson, M.O.G. 2006a. Projekt Lom 2004–05. Sid. 51–57 i SOF red. *Fågelåret 2005*, Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson, M.O.G. 2006b. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i relation till vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i olika fiskevatten. *Ornis Svecica* 16: 211–231.
- Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C.-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. 1995. Storlommens (*Gavia arctica*) häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992. *Ornis Svecica* 5: 1–14.
- Eriksson, M.O.G., Blomqvist, D., Hake, M. & Johansson, O. 1990. Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. *Ibis* 132: 1–13.
- Eriksson, M.O.G., Dahlgren, T., Holmer, A., Lindberg, P. & Åhlund, M. 2005. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång innanför och utanför fågelskyddsområden i sjöarna Fegen och Sottern. *Ornis Svecica* 15: 212–219.
- Eriksson, M.O.G. & Hake, M. 2000. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i relation till vattenkemi, försurning, kvicksilverhalt i fisk och sjöyta i sydsvenska sjöar. *Ornis Svecica* 10: 95–105.
- Eriksson, M.O.G. & Johansson, I. 1997. Smålommen *Gavia stellata* i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och häckningsframgång. *Ornis Svecica* 7: 1–10.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 2005. Kviksilverbelastningen hos svenska smålommor *Gavia stellata* och storlommor *Gavia arctica*. *Ornis Svecica* 15: 1–12.
- Eriksson, M.O.G. & Sundberg, P. 1991. The choice of fishing lakes by Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* during the breeding season in south-west Sweden. *Bird Study* 38: 153–144.
- Evers, D.C., Hart, Y.-J., Driscoll, C.T., Kamman, N.C., Goodale, M.W., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Chen, C., Clair, T.A. & Butler, T. 2007. Biological mercury hotspots in northeastern United States and southeastern Canada. *Bioscience* 27: 29–43.
- Faraway, J. 2006. *Extending the linear model with R—Generalized linear, mixed effects and non-parametric regression models*. Chapman & Hall/CRC, London.
- Guse, N., Garthe, S., Mundry, R. & Schirmeister, B. 2006. Seasonal variation in the diet of the red-throated diver (*Gavia stellata*) in the Pomeranian Bight, Baltic Sea. “Poster” vid 24th International Ornithological Congress, Hamburg, 13–19 August 2006.
- Hake, M., Dahlgren, T., Åhlund, M., Lindberg, P. & Eriks-

- son, M.O.G. 2005. The impact of water-level fluctuation on the breeding success of Black-throated Diver *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Ornis Fennica* 82: 1–12.
- Hastie, T. J. & Pregibon, D. 1992. *Generalized linear models*. Kapitel 6 i J. Chambers, M. & T. J. Hastie, T.J. (red.). *Statistical Models in S*. Wadsworth & Brooks/Cole, Pacific Grove.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. 1995. Liming surface waters in Sweden. Sid 14–44 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y. & Willis, S.G. 2007. *A climatic atlas of European breeding birds*. Durham University, The RSPB och Lynx Editions, Barcelona.
- Jackson, D. 2003. Between lake differences in the diet and provisioning behaviour of Black-throated Divers *Gavia arctica* breeding in Scotland. *Ibis* 145: 30–44.
- Jackson, D.J. 2005. Environmental correlates of lake occupancy and chick survival of Black-throated Divers *Gavia arctica* in Scotland. *Bird Study* 52: 225–236.
- Kauppinen, J. 1993. Densities and habitat distribution of breeding waterfowl in boreal lakes in Finland. *Finnish Game Research* 48: 24–45.
- Kinnerbäck, A. 2001. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. *Fiskeriverket informerar* 2001:2. (även tillgänglig via Fiskeriverkets hemsida, <http://www.fiskeriverket.se>).
- Lehtonen, L. 1970. Zur Biologie des Prachtauchers, *Gavia a. arctica* (L.). *Ann. Zool. Fennici* 7: 25–60.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet – sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket rapport* 4913.
- Nilsson, S.G. & Nilsson, I.N. 1978. Breeding bird community densities and species richness in lakes. *Oikos* 31: 214–221.
- Nordiska Ministerrådet 2005. Conservation of Nordic nature in a changing climate. *TemaNord* 2005:572.
- Ottvall, R., Edenius, L., ElMBERG, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Tjernberg, M. & Pärt, T. 2008. Populationstrender för fågelarter som häckar i Sverige. *Naturvårdsverket Rapport* 5813.
- Pejler, B. 1962. Om sjöfåglar och sjötyper. *Vår Fågelvärld* 21: 267–274.
- Persson, L. 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia (Berl.)* 73: 170–177.
- Piatt, J.F. & Nettleship, D.N. 1985. Diving depths of four alcids. *Auk* 102: 293–297.
- Rosenius, P. 1942. *Sveriges fåglar och fågelbon. Femte bandet*. Gleerups, Lund.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. – *Environmental Pollution* 46: 263–295.
- Scheuhammer, A.M. 1991. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environmental Pollution* 71: 329–375.
- Sjölander, S. 1978. Reproductive behaviour of Black-throated Diver *Gavia arctica*. *Ornis Scandinavica* 9: 51–65.
- Skyllberg, U. 2003. Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten – bindning till humus avgörande för miljörisk. *Fakta Skog*, nr 11, 2003.
- SMHI 1996. Svenskt sjöregister, volym 1(2) och 2(2). *SMHI Hydrologi*, nr 71.
- Stenson, J.A.E. 1979. Predator-prey relationships between fish and invertebrate prey in some forest lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 58: 166–183.
- Särkkä, J., Hattula, M.-L., Janatuinen, J., Paasivirta, J. & Palokangas, R. 1978. Chlorinated hydrocarbons and mercury in birds of Lake Päijänne, Finland – 1972–74. *Pesticides Monitoring Journal* 12: 26–35.
- Wanless, S., Morris, J.A. & Harris, M.P. 1988. Diving behaviour of guillemot *Uria aalge*, puffin *Fratercula arctica* and razorbill *Alca torda* as shown by radio-telemetry. *J. Zool. Lond.* 216: 73–81.
- Warfvinge, P. & Bertills, U. red., 2000. Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier. *Naturvårdsverket Rapport* 5028.
- Wilander, A., Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2003. Riksinventering 2003 – en synoptisk studie i vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. *Inst. för miljöanalys, SLU, rapport* 2003:1.
- Åkerblom, S. & Johansson, K. 2008. Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. *SLU, Inst. för miljöanalys, SLU rapport* 2008:8.

Hemsidor

- <http://www.artportalen.se/birds/default.asp>:
Artportalen/SVALAN.
- <http://www.fiskeriverket.se>:
Fiskeriverkets provfiskedatabas, sök under statistik och databaser.
- <http://info1.ma.slu.se/db.html>:
Databas för den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar och vattendrag, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet.

Summary

Northern Europe is a key area for the Black-throated Diver *Gavia arctica*. 5500–7000 pairs breed in Sweden, and together with populations of a similar size in Finland and Norway, more than 95% of the European population (outside Russia) breed in the Nordic countries. The species has increased in numbers in Sweden and Finland during the last decades, while it has decreased in Norway (BirdLife International 2004, Ottvall et al. 2008).

The aim of the present study is to relate the breeding success of the Black-throated Diver in 122 fresh-water lakes in Sweden to water chemistry and abundance of fish in the breeding lakes, and to compare these factors with fishing lakes used by Red-throated Diver *Gavia stellata*, using data from a previous study of 34 lakes (Eriksson 2006b). The Black-throated Divers feed their chicks mainly with fish (but also aquatic insects during the first weeks after hatching) caught in the breeding lake. In contrast, the Red-throated Diver breeds in small lakes and pools (mostly <1 ha), often devoid of fish, and the chicks are fed with fish brought by the parent birds from neighbouring larger lakes up to a distance of 9–10 km.

The water chemistry is of importance for assessing the level of risks related to exposure to methylmercury, and in a longer-term perspective, the potential impact of climate change.

Materials and methods

The study lakes were selected from a total of 1800 lakes where the presence of at least one stationary (territory-holding) pair during at least one year during the period 1994–2008 had been confirmed, based on data from voluntary surveys (Projekt LOM, Eriksson 2006a). The criteria for selection were that data on the breeding success should be available for at least five years over the study period, in combination with access to information about water chemistry and/or occurrence of fish. These criteria were met for 122 lakes (primary data in Appendix A), which were assessed to contain 184 breeding pairs (3% of the Swedish population). The results are assumed to be representative for the southern and central parts of Sweden, but with some reservation for the northern parts.

For each lake, the production of young was estimated by calculating the *mean number of large chicks per stationary pair and year*, according to published methods (e.g. Eriksson & Hake 2000, Hake et al. 2005). The survival of chicks until fledged was assessed by calculating the *mean percentage of broods with 2–3 large chicks per year*. As the chick survival is largely related to the parent birds' capacity to catch fish for the young (e.g. Jackson 2003, 2005), this measure is an indication of the foraging conditions in the different lakes (primary data in Appendix A).

Water chemistry and light penetration information was primarily collected from national monitoring programmes, including large-scale surveys of lakes that are carried out with 5-years intervals (<http://info1.ma.slu.se/db.html>, Wilander et al. 2003 for methods etc). The parameters considered were:

- *pH*, as an indication of acidity. Many of the lakes were affected by acid precipitation during the 20th century, with declines in fish stocks and increased water transparency being important effects on the foraging success by divers (e.g. Eriksson 1991, 1994, Brodin 1995). Several lakes have been limed regularly since the 1980's, in order to counteract the negative impacts, although ecological changes may remain for a long time even if pH conditions have recovered (e.g. Appelberg 1995, Henrikson & Brodin 1995).

- *Alkalinity*, as a measure of the capacity to buffer the impact of acid precipitation.
- *Total phosphorus*, as a measure of the nutrient status of the lake.
- *Absorbance*, as a measure of the light penetration.
- *Secchi disc transparency*, i.e. an alternative measure of light penetration and mostly done in connection to gill-net fishing. As the divers are visual predators, light conditions have been found to be of importance for the selection of lakes (Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991, Kauppinen 1993).

The assessments of water chemistry followed the guidelines developed by the Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket 1999); on the basis of mean values from at least two measurements during the period 1995–2007 (one measurement was accepted for Secchi dish transparency). Data was available for 74 lakes (58 lakes for total phosphorus, 54 lakes for Secchi disc transparency; primary data in Appendix B and D).

Fish stock information was collected from the database provided by the Swedish Board of Fisheries (NORS, www.fiskeriverket.se, search under "statistik och databaser"). For information about fish species, data from gill-net fishing with bottom nets during 1979–2008 was used (80 lakes, primary data in Appendix C). The abundance of fish was estimated on the basis of results from gill-net fishing during the period 1994–2008 (i.e. the same period as covered by "Projekt LOM"; 54 lakes, primary data in Appendix D). The mean number of fish per catch effort was used as an indirect measure of the density of fish, as recommended by the Swedish Board of Fisheries (Kinnerbäck 2001, no corrections were made with reference to potential net selectivity). For the analyses of any relationships between abundance of fish and the breeding result, the fish data was split up with reference to catches of Perch *Perca fluviatilis*, cyprinid fish, salmonid fish, Ruffe *Gymnocephalus cernua*, Pike *Esox lucius* and "other fish" (Table 2 and Appendix C for details).

Relationships between breeding performance and abundance of fish were investigated using multiple regression analyses. For an analysis including data both of water chemistry and fish abundance, information from 18 lakes was available. In addition, separate analyses were carried out for the production of young and the percentage of broods with 2–3 large chicks in relation to abundance of fish (51 and 12 lakes, respectively) and water chemistry (56 and 21 lakes, respectively). For fish,

parallel analyses were done for the total catch and for small-sized fish (<22 cm), as the chicks have difficulty handling larger fish prey (e.g. Jackson 2003, 2005).

For the regression analyses, the function “lm” in R 2.8.1. (The foundation for statistical computing, 2008) was used. A step-wise algorithm (Hastie & Pregiborn 1992, Faraway 2006, p. 21) was applied in order to reduce the number of variables and thereby improving the fit of the model. This procedure is based on the AIC (Akaike Information Criterion, Burnham & Anderson 2002). This procedure optimizes the model both according to the degree of explained variation in the data set, R^2 , and the level of statistical significance. Pair-wise correlations were carried out in order to test the degree of co-variation between variables. Generally, alkalinity was strongly correlated with pH and thus excluded from all analyses.

A comparison of the breeding lakes of Black-throated Diver and the fishing lakes of Red-throated Diver comprised 20 lakes with information about water chemistry and 18 lakes with information about fish stocks (Eriksson 2006b). Five lakes, included in the Red-throated Diver study as well as in the present study of the Black-throated Diver were excluded from the statistical analyses. The Mann-Whitney U test was used for the comparisons between the two kinds of lakes.

Results

Most of the breeding lakes of the Black-throated Diver were nutrient-poor. Low levels of phosphorus (<0.013 mg/l) were recorded in about one third of them, but the range was large and 7% of the lakes were classified as rich in nutrients (>0.025 mg/l). Nutrient status was similar in the fishing lakes of Red-throated Diver, with a mean level of 0.010 mg/l in both kinds of lakes (Table 1, primary data in Appendix B). Around 40 of the lakes were moderately acidic (pH 6.2–6.8), and 6% of them were acidic (pH<6.2). Alkalinity was satisfactory in most lakes, but low (<0.10 meq/l) in 12% of them. Both pH and alkalinity were lower in the fishing lakes of the Red-throated Diver, compared to the breeding lakes of the Black-throated Diver, with a mean pH of 6.4 and 6.8, respectively, and alkalinity of 0.11 and 0.23, respectively (Table 1, after exclusion of the five lakes included in both studies). Approximately 70% of the Black-throated Diver lakes had moderately coloured water, as evaluated by absorbance values, and 4% of them were so strongly coloured that a brownish tint should be detectable

by a human eye (>0,2 $f_{250/5}$). Transparency was high (>5.0 m) in 18% of the lakes. The fishing lakes of Red-throated Diver had on average less clear water than the lakes of Black-throated Diver; the absorbance was 0,14 and 0,11 $f_{250/5}$, respectively (Table 1, primary data in Appendices B and D).

The species composition was typical for nutrient-poor lakes. In total, 26 species of fish were recorded from the 80 lakes investigated for this purpose (Table 2, primary data in Appendix C) with Perch, Roach *Rutilus rutilus* and Pike in at least 90% of them. Salmonid fish occurred in almost half of the lakes, with Whitefish *Coregonus* spp., Vendace *Coregonus albula* and Smelt *Osmerus eperlanus* being the most wide-spread species. Eel *Anguilla anguilla* is presumably found in almost all the investigated lakes, but it is rarely caught with the standardized methods used for gill-net fishing. The average number of species per lake was 6.0 but with a wide range, with some lakes having only 1–2 species and others having more than ten species (Figure 1). The mean number of fish species did not differ significantly between the Black-throated Diver lakes and the fishing lakes used by Red-throated Diver, but salmonid fish occurred much more frequently in the Red-throated Diver lakes; 13 (93%) of 14 of the fishing lakes used by Red-throated Diver compared to 35 (47%) of 75 Black-throated Diver lakes (Figure 1; $\chi^2=8.36$, $df=1$, $P<0.01$, after exclusion of five lakes included in this investigation as well in the study of Red-throated Diver’s fishing lakes).

Water chemistry and abundance of fish explained a substantial part of the variation in breeding success between the lakes (18 lakes; adjusted $R^2 = 50\%$ and 49% , respectively, for the total catch and small-sized fish, $P = 0.027$ in both cases; Table 3). There was a positive relationship for abundance of Perch and negative relationships for both total phosphorus and Secchi disc transparency (Figure 2). The regression analyses including only data on water chemistry (56 lakes) or only fish data (51 lakes) were not significant or could only explain a much smaller amount of the variation between lakes. The percentage of broods with 2–3 large chicks was highest in lakes with low absorbance, i.e. lakes with clear water (Figure 3, $R^2 = 26\%$, $P = 0.018$; 21 lakes, primary data from Appendices A and B). There were no indications that the percentage of broods with 2–3 large chicks was related to the abundance of fish or water transparency (adjusted $R^2 = 9\%$, regression coefficient for Secchi disc transparency = $0.174 \pm \text{S.E. } 6.2$, $P = 0.17$; 12 lakes, primary data from Appendices A and D).

Discussion

The breeding lakes of Black-throated Diver are generally nutrient-poor, mostly with fairly clear water. Around one tenth of them have a low buffering capacity. The species composition of the fish communities is typical for nutrient-poor lakes, although the number of fish species is highly variable; from only a few up to more than ten. The abundance of Perch is important for the breeding success, while light penetration affects the likelihood of the parent birds to find fish prey for the chicks and thereby to the survival of the young.

The negative relationship between breeding success and nutrient status (as indicated by total phosphorus) is in accordance with previous studies regarding the occurrence of Black-throated Diver in various lakes (e.g. Nilsson & Nilsson 1978, Kauppinen 1993). However, the indication of a negative relationship between Secchi disc transparency was unexpected, considering previous results showing a preference for lakes with high transparency. Although light penetration affects the survival of chicks, this factor does not seem to influence the overall production of young significantly, presumably because most of the breeding failures are related to the incubation period (e.g. Hake et al. 2005).

The abundance of Pike did not affect the variation between lakes in breeding success; i.e. any predation pressure by Pike on diver chicks (Lehtonen 1970, Jackson 2003) was not to the extent that it affected the production or survival of young.

Although many of the fishing lakes of Red-throated Diver are also used by Black-throated Diver for breeding and foraging, there are overall differences in water chemistry and the species composition of the fish communities. Everywhere, the Red-throated Diver is bound to a narrower and more “exclusive” spectrum of lakes than the Black-throated Diver. Generally, the fishing lakes used by Red-throated Diver have lower pH and alkalinity, and less clear water (Table 1). The preference of Red-throated Diver for lakes with salmonid fish was indicated in studies dating from the early 20th century (Rosenius 1942), later in various local and regional surveys (e.g. Andersson 1988, Borgström 1995), and further verified in this study (Figure 1). The survival of Red-throated Diver chicks is related to the abundance of salmonid and cyprinid fish in the fishing lakes used by the parent birds (Eriksson 2006b), while light penetration is more important for the Black-throated Diver parents in their search for fish prey for the chicks, and thus indirectly for their survival.

Although foraging and feeding of the chicks with prey caught in the breeding lake is the dominant behaviour by the Black-throated Diver, there is some flexibility with reference to foraging in other water-bodies than the breeding lake. Following the large-scale exploitation of most large rivers in Northern and Central Sweden for hydro-electric power production during the 20th century, many lakes in the catchment areas are now used as water reservoirs with water-level fluctuations of unnaturally high amplitude. In the River Skellefteälven, abundant stocks of small-sized whitefish have been established in some of the reservoirs and become an important food resource for both species of divers. The amplitude of water-level regulation is often too high to make successful breeding possible, but the Black-throated Diver has colonised surrounding smaller lakes for breeding while fish prey is still collected from the reservoirs (Bildström 2006). Reports from Norway also confirm that there are Black-throated Divers that have colonised small lakes (<0.10 km²) because of a lack of nesting sites at larger, mostly regulated, lakes from where the fish prey is still collected (Dunker & Elgmork 1973).

In Southwest Sweden, a surprisingly high breeding success has been reported for Black-throated Diver pairs from lakes affected by acid precipitation and with substantially reduced fish stocks. The birds may have been able to compensate for the low abundance of fish by increased light penetration which makes it easier to find fish prey, and they may also have increased the proportion of aquatic insects in the diet (Eriksson 1986, 1991, 1994). Also, collecting fish from adjacent lakes up to a distance of at least 3–4 km has been recorded (Ahlgren 1996).

Scotland harbours a population of about 200 breeding pairs, concentrated in the north-western parts of the country. In many cases, the foraging pattern differs from that found in Sweden. In a study including 90 lakes (Jackson 2005), the Black-throated Diver bred almost entirely at lakes with a high abundance of small-sized salmonids, primarily Trout *Salmo trutta*, and most pairs breeding at lakes without salmonid fish collected fish prey for chicks from adjacent lakes. Also the fishes Minnow *Phoxinus phoxinus* and Three-spined Sticklebacks *Gasterosteus aculeatus* were abundant in the breeding lakes, and they constituted an additional important part in the chicks' diet. The breeding success was higher in lakes where the chicks were fed primarily on fish, compared to lakes where they were also fed on aquatic insects

(Jackson 2003, 2005). The most common kind of breeding lakes used by the Black-throated Diver in Sweden, i.e. lakes where Perch, Roach and Pike are abundant and where chicks are regularly fed on aquatic insects during the first weeks after hatching (Lehtonen 1970, Sjölander 1978), are less common in Scotland and were considered to be suboptimal habitats.

Several lakes used by the two species of diver have a naturally low alkalinity, and many of them were affected by acid precipitation during the 20th century with a decline in fish stocks as the main consequence (Eriksson 1991, 1994). Lime treatment has been widely applied in order to restore the water quality and fish stocks. A successive phasing-out of the lime-treatment scheme has been initiated during recent years, however, continuous treatment for some decades will remain necessary in several lakes if the overall positive results with reference to ecological recovery of acidified lakes is to be safeguarded in the long-term (e.g. Henrikson & Brodin 1995, Warfwinge & Bertills 2000). With reference to the management of waterbird populations, priority should be focussed primarily on the fishing lakes of the Red-throated Diver, but also the breeding lakes of the Black-throated Diver should be considered for continued lime treatment when at risk of re-acidification (Eriksson 2006b).

Divers are top predators at the end of an aquatic food-chain and they are thus susceptible to bioaccumulation of toxic substances. For fish-eating birds, heavy metals and primarily methylmercury have been recognised as potentially dangerous (e.g. Scheuhammer 1991). There are, however, few studies from the Nordic countries that reflect this problem. In the 1970s the exposure to birds of various toxic elements was studied at Lake Päijänne, the second largest lake in Finland, and from approximately ten bird species, contents of mercury in samples from Black-throated Diver and Common Merganser *Mergus merganser* were much higher than from other species (Särkkä et al. 1978). Analyses of diver eggs collected in Sweden during the 1980s and 1990s indicated higher mean levels of mercury in eggs of Red-throated Diver than in Black-throated Diver (with very high contents and possible risk for reproductive impairment in some cases). The contents in Black-throated Diver eggs collected at lakes affected by acidification were generally higher compared with eggs from other lakes (Eriksson & Lindberg 2005).

More recently, leakage of air-borne mercury (related to emissions from fossil fuels) from terrestrial to aquatic habitats has attracted increased attention

(e.g. Skyllberg 2003, Evers et al. 2007). In Sweden there are recent reports of an increase in the amount of mercury in freshwater fish, breaking a continuously declining trend since the 1960s (Åkerblom & Johansson 2008). The risk of exposure to methylmercury is closely related to the water chemistry. Recent studies in North-eastern USA suggest that the risk for top predators is substantial in nutrient-poor lakes; with proposed indicators of total phosphorus <0.03 mg/l in combination with pH<6.0, alkalinity<0.10 meq/l or dissolved organic carbon (DOC)>4 mg/l for lakes being susceptible (Driscoll et al. 2007). In the present study, total phosphorus was at or below the above indicated limit of 0.03 mg/l in the majority of the breeding lakes of Black-throated Diver (56 of 58 lakes with phosphorus data, Appendix A) and all fishing lakes of Red-throated Diver investigated (Table 1). Based on data on pH and alkalinity, and by assuming that the results can be generalised for the whole of Sweden, we assumed that almost 10% of the breeding lakes of Black-throated Diver and more than 30% of the fishing lakes used by Red-throated Diver are at risk for high exposure to methylmercury related to leakage from forest and wetland habitats in the catchment areas.

Both the Black-throated and the Red-throated Diver are forecasted to have disappeared from the southern and central parts of Sweden and large parts of Finland by 2090 because of climate change (Huntley et al. 2009). With reference to the breeding and foraging lakes, it is very likely that factors important for divers, such as light penetration and abundance of fish will be affected, but it seems to be extremely difficult to make more precise predictions for the kind of nutrient-poor lakes where the birds are primarily found (e.g. Nordiska Ministerrådet 2005). Shorter periods of ice-cover in winter and higher water temperature may lead to consequences of relevance for the divers. A prolonged vegetation period may be beneficial for the macrophyte vegetation, with only a moderate change in light penetration and nutrient status as consequences, but alternatively an increased algae production may result in more nutrient-rich conditions, increased contents of dissolved organic material and hence reduced light penetration. This might have impact on the species composition of the fish communities with decreased abundance of Perch and Pike while various species of cyprinid fish may benefit. In lakes following this scenario, foraging conditions for both species of divers may be substantially affected.

Appendix A.

Undersökta häckningssjöar för storlorm.

Breeding lakes for Black-throated Diver, included in the present study.

Sjö <i>Lake</i>	Läns- kod ^c	Koordinater Rikets nät		Vatten- kemi	Fisk- arter	Prov- fiske	Antal stora ungar per par och år		% kullar med 2-3 stora ungar per år		Antal par ^a	Areal- kod ^b	Areal km ²
	County code ^e	Coordinates national grid		Water chem- istry App. B	Fish species App. C	Gill net fishing App. D	Number of large chicks per pair and year		% broods with 2-3 large chicks per year		No. of pairs ^d	Surface area code ^b	Surface area km ²
		X	Y				Medel Mean	År Years	Medel Mean	År Years			
Store Damm	M	622349	135317		X	X	0,50	6	-	3	1	C	1,31
Raslången	K,M	623815	141620	X	X		0,80	5	-	3	1	C	4,54
Lärkesholmssjön	M	624178	134911		X	X	0,00	6	-	0	1	D	0,76
Immeln	M	624180	141251	X	X	X	0,00	5	-	0	1	B	24,28
Rössjön	M	624598	133125	X	X	X	0,20	10	-	2	1	C	3,71
Värsjö	M	624606	135677	X	X	X	0,84	15	33%	15	3	C	3,00
Fedingesjön	M	625371	135680	X			0,33	6	-	2	1	D	0,94
Skäravattnet	G	626277	142200		X	X	0,00	5	-	0	1	D	0,50
Getsjön	G	626407	142157		X	X	0,17	6	-	2	1	D	0,70
Vinen	G	627275	142183		X	X	0,36	7	-	2	2	C	3,15
Övden	G	627654	141929		X	X	0,80	5	-	4	2	C	1,21
Skärsjön, Dagsås	N	633344	130068		X	X	0,00	6	-	0	2	C	2,80
Valasjön, Dagsås	N	633503	130204	X	X	X	-	4	40%	5	1	D	0,74
Hurven	F	633911	134035	X	X	X	0,44	9	-	4	1	C	1,69
Svarten	N	634039	130685		X	X	0,00	6	-	0	1	C	1,30
Stora Neten	N	634378	130353	X	X	X	0,11	9	-	1	1	C	3,17
Norra Svansjön	O	634451	133674	X			0,21	6	-	4	2	D	0,86
Furesjön, Nösslinge	N	634529	130569		X	X	0,17	6	-	1	1	D	0,43
Barken	N	634751	130909		X	X	0,20	5	-	1	1	C	1,20
Sävsjön, Arnåsholm	F	635030	135088		X	X	0,25	12	-	3	1	C	1,50
Fegen	O,N,F	635040	133900	X	X	X	0,33	13	10%	9	15	B	23,70
Skärsjön, Karl-Gustav	N	635198	130537		X	X	0,50	8	-	3	1	D	0,41
Grysjön	O	636289	134951	X	X	X	0,18	11	-	2	1	D	0,59
Yttre Älvsjön	O	636452	134376	X			0,30	10	-	2	1	D	0,31
Älgsjön, Öxabäck	O	636479	132039	X			0,70	10	40%	5	1	D	0,36
Stora Horredsjön	O,N	636512	129668	X	X	X	0,20	10	-	4	1	C	5,93
Helsjön	N,O	636522	129475		X	X	0,40	5	-	2	1	D	0,17
Öxasjön	O	636696	131979	X			0,83	12	44%	9	1	D	0,30
Algutstorpasjön	F	636801	136926		X	X	0,50	6	0%	5	2	C	1,04
Lövsjö	N	636911	129516	X	X		0,11	9	-	1	1	D	0,57
Fagerhultasjön	F	637469	147319		X	X	0,33	12	-	4	1	C	1,69
Stora Bellen	F	637794	147338		X	X	0,50	6	20%	5	2	C	6,92
Lagmanshagasjön	O	638014	136892		X	X	0,50	6	-	2	1	C	3,08
Mycklaflon	F	638146	146910	X	X	X	0,63	9	80%	5	2	B	11,55
Gissen	H	638315	150078	X	X	X	0,14	7	-	1	1	C	1,67
Skedesjön	F	638513	146360		X	X	0,64	6	-	3	2	C	3,48
Hjälten	F	638963	147247		X		1,42	6	50%	6	1	D	0,50
Södra Vixen	F	639017	144472	X	X	X	0,76	12	40%	10	2	C	5,10
Frisjön	F	639134	132882	X			0,30	15	28%	9	3	C	6,85
Västra Ingsjön	O	639243	128795	X			0,83	6	-	4	1	C	2,30
Norra Vixen	F	639254	144481	X			0,35	14	33%	6	3	C	1,71
Försjön	F	639260	145910		X	X	0,31	15	18%	10	4	C	2,62
Lövsjön	F	639266	146764		X		0,60	5	-	3	1	D	0,39
Nässjasjön	F	639313	147403	X	X		0,40	5	-	1	1	D	0,32
Storsjön, Viskafors	F	639330	132199	X			0,36	14	-	4	1	C	1,54
Hunsnäsen	F	539412	145078	X			0,60	15	13%	8	1	D	0,76
Västre Sjön	F	639489	146510		X		0,40	5	-	1	1	D	0,39

Sjö <i>Lake</i>	Läns- kod ^f	Koordinater Rikets nät		Vatten- kemi	Fisk- arter	Prov- fiske	Antal stora ungar per par och år		% kullar med 2-3 stora ungar per år		Antal par ^a	Areal- kod ^b	Areal km ²
	County code ^e	Coordinates national grid		Water chem- istry App. B	Fish species App. C	Gill net fishing App. D	Number of large chicks per pair and year		% broods with 2-3 large chicks per year		No. of pairs ^a	Surface area code ^b	Surface area km ²
		X	Y				Medel Mean	År Years	Medel Mean	År Years			
Finnsjön	O	639565	128173	X			0,55	11	-	4	2	C	1,06
Yxsjön	O	639716	128396	X			0,14	14	-	1	1	C	1,04
Trehörningen, Komosse	O	639725	137271	X			0,00	6	-	1	1	C	1,61
Härstensbosjön	F	639944	145257		X		0,00	5	-	0	1	D	0,83
Viaredsjön	O	640086	131710	X	X		0,43	14	0%	6	1	C	3,79
Pickesjön	O	640128	132565	X			0,79	14	33%	9	1	D	0,28
Östra Nedsjön	O	640458	130232	X	X		0,44	9	-	4	1	C	7,40
Hornasjön	O	640473	129112	X	X		0,35	10	-	3	1	C	1,36
Sandsjön, Härryda	O	640497	128906	X			0,40	5	-	2	1	D	0,89
Stora Sturven	O	640619	129618	X	X	X	0,20	15	-	4	2	C	1,04
Stora Stamsjön	O	640680	128957		X	X	0,62	13	60%	5	1	D	0,67
Tvärsjön	O	640773	129726	X			0,07	14	-	1	1	D	0,89
Vibosjön	O	640980	130033	X	X		0,36	11	-	3	1	D	0,57
Uspen	O	641068	129720	X			0,47	15	40%	5	1	C	1,40
Västra Lägern	E,F	641225	145772	X	X	X	0,40	5	-	2	1	B	11,34
Sälsjön	O	641649	131981	X			0,60	10	20%	5	1	D	0,18
Brängen	O,F	641863	137912	X			0,17	15	-	3	1	C	2,60
Stora Tränningen	O	642059	132162		X	X	0,67	6	-	2	1	C	1,02
Stora Öjasjön, Hökensås	O	643887	139802	X			1,20	5	-	3	1	D	-
Vristulven	O	649519	137757		X	X	0,22	13	-	4	2	C	4,54
Stora Holmevatten, Kynnefjäll	O	651960	126392	X	X	X	0,64	14	11%	9	1	C	1,00
Löv, Kynnefjäll	O	652129	126593		X	X	0,38	13	-	4	1	D	0,37
Sälesjön, Kynnefjäll	O	652280	126317		X	X	0,40	5	-	1	1	D	0,40
Skottbackatjärn	O	653480	127241	X			0,70	10	57%	7	1	D	0,18
Fjättersjön	AB	653600	162119	X			0,75	6	-	4	1	D	0,49
Sottern	T	654370	148479	X	X		0,27	15	25%	14	15	B	26,75
Stora Tresticklan	O	655209	126937		X		0,15	13	-	2	1	C	1,08
Valsebotjärn	O	655651	127926	X			0,54	13	50%	6	1	D	0,29
Teen	T	655681	143519	X			0,32	14	14%	7	2	C	6,00
Stor-Björken	T	655695	142624		X	X	0,10	5	-	1	1	C	4,32
Acksjön	D	655707	155934	X			0,43	14	20%	5	1	D	-
Lilla Ulvattnet	O	655830	127145	X			0,54	13	40%	5	1	D	0,20
Gravdalsjön	O	656749	127081	X			1,65	10	63%	12	1	C	1,36
Stensjön, Tyresta NP	AB	656419	164404		X	X	0,29	7	-	1	1	D	0,42
Ältaren	D	656521	155820		X		0,42	12	-	3	1	D	0,28
Årsjön	AB	656612	164132		X	X	0,40	5	-	1	1	D	0,21
Östra Magsjön	D	656614	156319		X		0,54	9	0%	6	1	C	1,53
Stora Grytsjön	D	656828	154713		X	X	0,17	6	-	2	1	D	0,31
Näshultasjön	D	656853	152800	X			0,66	9	31%	7	3	B	10,23
Albysjön	AB	656984	164254		X	X	0,83	6	-	4	1	D	0,70
Flaten	AB	657143	163427		X	X	0,40	5	-	2	1	D	0,64
Bornsjön	AB	657245	160890	X	X	X	0,07	7	-	1	1	C	6,78
Kullatrasket	AB	657424	165233	X			0,33	6	-	2	1	D	0,20
Aspvikstrasket	AB	658291	164891	X			0,33	6	-	1	1	E	-
Stora Le	O,S	658500	127455	X	X		0,52	14	20%	9	(3)	B	86,19
Träsksjön	AB	658943	163638	X	X	X	0,14	7	-	1	1	E	0,10
Såbysjön	AB	659147	161733		X		0,35	10	20%	5	2	D	0,77
Nedre Hurr	S	660550	127332		X	X	-	1	33%	6	1	D	0,90
Tärnan	AB	660688	164478	X	X	X	0,50	6	-	2	1	C	1,12
Malmsjön	AB	661173	164515	X	X	X	0,50	6	-	2	1	D	0,27
Rinnen (Hältebyrinnen)	S	661549	128928		X		-	1	80%	5	1	C	1,24

Sjö <i>Lake</i>	Läns- kod ^d	Koordinater Rikets nät		Vatten- kemi	Fisk- arter	Prov- fiske	Antal stora ungar per par och år		% kullar med 2–3 stora ungar per år		Antal par ^a	Areal- kod ^b	Areal km ²
	<i>County code^e</i>	<i>Coordinates national grid</i>		<i>Water chem- istry App. B</i>	<i>Fish species App. C</i>	<i>Gill net fishing App. D</i>	<i>Number of large chicks per pair and year</i>		<i>% broods with 2–3 large chicks per year</i>		<i>No. of pairs^a</i>	<i>Surface area code^b</i>	<i>Surface area km²</i>
		X	Y				Medel Mean	År Years	Medel Mean	År Years			
Saxen	S	662551	142470	X			-	4	33%	6	1	C	6,84
Ösmaren	AB	664222	166844	X			0,00	6	-	0	1	C	1,43
Mellan-Lersjön	S	664310	129762		X		-	1	80%	5	1	D	0,72
Hosjön	C	664693	163935	X			0,50	7	-	3	1	C	2,41
Borgsjön	S	664974	131426		X		-	1	50%	6	1	D	0,98
Sången	W	671769	144429		X	X	-	2	40%	5	1	C	1,39
Övre Valsån	W	672215	147386	X			0,78	9	33%	6	1	C	1,21
Siljan	W	673490	145597	X	X	X	0,17	6	-	1	(2)	A	316,50
Tisjön	W	676158	129183	X	X	X	0,11	9	-	4	(3)	B	22,93
Annsjön	X	688945	156402	X			0,00	10	-	1	1	C	1,20
Öjen	Y	690199	158016	X	X		0,30	15	-	3	2	C	7,54
Klockesjön	Y	697440	160924	X			0,11	9	-	1	1	D	-
Stor-Habborn	Y	697633	158415		X		0,00	7	-	0	1	D	0,28
Vågsfjärden	Y	698062	162600	X	X		0,43	7	-	2	1	C	3,63
Kindborgstjärnen	Y	698112	163389		X		0,00	11	-	0	1	E	0,08
Nästvattnet	Y	698133	159294	X			0,55	11	33%	6	1	C	1,26
Lövsjön, Gallsäter	Y	698203	161598	X			0,64	11	40%	5	1	D	-
Mellan-Kroksjön	Y	698404	157587	X			0,33	6	-	2	1	D	-
Valasjön	Y	698918	158665		X		0,65	13	60%	5	1	C	1,59
Lövsjön, Forsed	Y	699031	158799	X			0,73	11	60%	5	1	C	1,04
Lill-Åkersjön	Y	699356	161493		X	X	0,38	8	-	2	1	D	0,42
Idsjön	Y	699867	160746	X			0,80	10	33%	6	1	D	-
Gålsjön	Y	700135	161219		X		0,06	9	-	1	2	C	3,34
Nydalasjön	AC	708712	172291	X			0,34	7	-	1	(3)	C	1,59

- a Antalet par har bedömts med ledning av rapporteringen till Projekt LOM. Uppgifter inom parentes avser minimiskattningar, och rimligtvis finns fler stationära par i dessa sjöar. *The number of pairs has been assessed with reference to the reporting from Projekt LOM. Figures in parentheses refer to minimum estimates, and it is quite likely that there are more resident pairs in these lakes.*
- b A = >100 km², B = 10–100 km², C = 1–10 km², D = 0,1–1 km², E = 0,1–0,01 km², enligt Svenskt Sjöregister (SMHI 1996). *Ref. The Swedish National Lake Directory (SMHI 1996).*
- c Läns-koder *County codes*: AB=Stockholm, AC=Västerbotten, C=Uppsala, D=Södermanland, E=Östergötland, F=Jönköping, G=Kronoberg, H=Kalmar, K=Blekinge, M=Skåne, N=Halland, O=Västra Götaland, S=Värmland, T=Örebro, W=Dalarna, X=Gävleborg, Y=Västernorrland.

Appendix B.

Vattenkemi och absorptions (medelvärden från provtagningar 1995–2007, antal provtagningar inom parentes).
Water chemistry and absorbance (mean values of samplings from 1995–2007, number of samples in parentheses).

Sjö <i>Lake</i>	pH	Alkalinitet, mekv/l <i>Alkalinity, meq/l</i>	Totalfosfor, mg/l <i>Total phosphorus, mg/l</i>	Absorbans, $f_{250/5}$ <i>Absorbance, $f_{250/5}$</i>
Raslängen	6,54 (2)	0,144 (2)	0,008 (2)	0,099 (2)
Immeln	6,73 (3)	0,122 (3)	0,010 (3)	0,110 (3)
Rössjön	6,96 (3)	0,178 (3)	0,017 (3)	0,089 (3)
Värsjö	6,84 (2)	0,140 (2)	0,011 (2)	0,062 (2)
Fedingesjön	6,38 (3)	0,094 (3)	0,023 (3)	0,384 (3)
Valasjön / Dagsås	6,17 (3)	0,077 (3)	0,006 (3)	0,049 (3)
Hurven	6,82 (3)	0,157 (3)	0,007 (3)	0,127 (3)
Stora Neten	6,79 (2)	0,128 (2)	0,005 (2)	0,037 (2)
Norra Svansjön	6,48 (2)	0,114 (2)	0,010 (2)	0,109 (2)
Fegen	6,46 (2)	0,112 (2)	0,008 (2)	0,155 (2)
Grysjön	6,97 (3)	0,287 (3)	-	0,387 (3)
Yttre Älvsjön	6,10 (2)	0,070 (2)	-	0,210 (2)
Älgsjön / Öxabäck	7,17 (3)	0,590 (3)	-	0,057 (3)
Stora Horredsjön	6,91 (2)	0,251 (2)	0,007 (2)	0,059 (2)
Öxasjön	7,20 (3)	0,413 (3)	-	0,180 (3)
Lövsjö	6,12 (3)	0,036 (3)	0,006 (3)	0,061 (3)
Mycklaflon	7,23 (3)	0,318 (3)	0,007 (3)	0,053 (3)
Gissen	6,86 (3)	0,271 (3)	0,008 (3)	0,052 (3)
Södra Vixen	7,21 (4)	0,380 (4)	0,013 (4)	0,035 (4)
Frisjön	6,43 (3)	0,130 (3)	-	0,167 (3)
Västra (Yttre) Ingsjön	6,75 (2)	0,157 (2)	0,008 (2)	0,127 (2)
Norra Vixen	7,22 (2)	0,722 (2)	0,015 (2)	0,043 (2)
Nässjasjön	7,00 (3)	0,308 (3)	0,016 (3)	0,278 (3)
Storsjön / Viskafors	6,51 (2)	0,121 (2)	0,008 (2)	0,148 (2)
Hunsnäsen	7,05 (2)	0,522 (2)	0,021 (2)	0,201 (2)
Finnsjön	6,53 (3)	0,144 (3)	-	0,137 (3)
Yxsjön	6,81 (2)	0,257 (2)	0,007 (2)	0,106 (2)
Trehörningen / Komosse	6,95 (2)	0,317 (2)	0,013 (2)	0,161 (2)
Viaredssjön	6,76 (3)	0,206 (3)	0,009 (3)	0,123 (3)
Pickesjön	6,80 (2)	0,175 (2)	-	0,060 (2)
Östra Nedsjön	6,85 (2)	0,195 (2)	-	0,060 (2)
Hornasjön	6,95 (2)	0,270 (2)	-	0,110 (2)
Sandsjön / Härryda	6,77 (3)	0,177 (3)	-	0,087 (3)
Stora Sturven	6,97 (3)	0,234 (3)	0,006 (3)	0,089 (3)
Tvärsjön	6,86 (2)	0,179 (2)	0,005 (2)	0,062 (3)
Vibosjön	6,77 (3)	0,247 (3)	-	0,113 (3)
Uspen	7,30 (3)	0,350 (3)	-	0,063 (3)
Västra Lägern	7,22 (3)	0,343 (3)	0,007 (3)	0,065 (3)
Sälsjön	6,87 (2)	0,354 (2)	0,007 (2)	0,096 (2)
Brängen	7,14 (3)	0,313 (3)	0,012 (3)	0,128 (3)
Stora Öjasjön / Hökensås	6,78 (4)	0,205 (4)	0,008 (4)	0,068 (4)
Stora Holmevatten / Kynnefjäll	6,05 (2)	0,115 (2)	-	0,090 (2)
Skottbackatjärn	7,00 (3)	0,207 (3)	-	0,070 (3)
Fjättersjön	7,01 (3)	0,331 (3)	0,021 (3)	0,059 (3)
Sottern	7,41 (3)	0,564 (3)	0,020 (3)	0,079 (3)
Valsebotjärn	6,80 (3)	0,183 (3)	-	0,117 (3)
Teen	6,43 (4)	0,100 (4)	0,023 (4)	0,237 (4)
Acksjön	6,84 (3)	0,245 (3)	0,009 (3)	0,131 (3)

Sjö <i>Lake</i>	pH	Alkalinitet, mekv/l <i>Alkalinity, meq/l</i>	Totalfosfor, mg/l <i>Total phosphorus, mg/l</i>	Absorbans, $f_{250/5}$ <i>Absorbance, $f_{250/5}$</i>
Lilla Ulvattnet	6,67 (3)	0,177 (3)	-	0,157 (3)
Gravdalsjön	7,00 (3)	0,190 (3)	0,007 (2)	0,029 (3)
Näshultasjön	6,93 (3)	0,460 (3)	0,025 (3)	0,106 (3)
Bornsjön	7,77 (3)	1,275 (3)	0,032 (3)	0,025 (3)
Kullaträsket	6,86 (2)	0,340 (2)	0,010 (2)	0,094 (2)
Aspviksträsket	7,54 (3)	1,297 (3)	0,029 (3)	0,061 (3)
Stora Le	6,74 (3)	0,091 (3)	0,005 (3)	0,049 (3)
Träsksjön	7,71 (3)	0,982 (3)	0,019 (3)	0,067 (3)
Tärnan	7,03 (3)	0,334 (3)	0,010 (3)	0,074 (3)
Malmsjön	7,37 (2)	0,410 (2)	0,024 (2)	0,053 (2)
Saxen	6,76 (3)	0,199 (3)	0,005 (3)	0,073 (3)
Ösmaren	7,96 (3)	2,290 (3)	0,030 (3)	0,082 (3)
Hosjön	7,64 (3)	1,361 (3)	0,018 (3)	0,057 (3)
Övre Valsan	6,92 (3)	0,165 (3)	0,010 (3)	0,069 (3)
Siljan	6,99 (2)	0,154 (2)	0,008 (2)	0,083 (2)
Tisjön	6,67 (2)	0,081 (2)	0,010 (2)	0,085 (2)
Annsjön	6,94 (3)	0,194 (3)	0,020 (3)	0,178 (3)
Öjen	7,00 (2)	0,250 (2)	0,010 (2)	0,101 (2)
Klockesjön	6,69 (2)	0,136 (2)	0,012 (2)	0,083 (2)
Vågsfjärden	7,00 (3)	0,274 (3)	0,014 (3)	0,041 (3)
Nästvattnet	6,95 (2)	0,156 (2)	0,007 (2)	0,112 (2)
Lövsjön / Gallsäter	6,91 (3)	0,200 (3)	0,010 (3)	0,118 (3)
Mellan-Kroksjön	6,65 (4)	0,083 (4)	0,010 (4)	0,217 (4)
Lövsjön / Forsed	6,82 (2)	0,152 (2)	0,008 (2)	0,131 (2)
Idsjön	6,62 (2)	0,086 (2)	0,014 (2)	0,160 (2)
Nydalsjön	6,46 (2)	0,157 (2)	0,010 (2)	0,063 (2)

Appendix D.

Sikt djup och provfiskeresultat med bottensatta nät (data från 1994-2008).

Secchi disc transparency and results from gill net fishing with bottom-placed nets (data from 1994–2008).

Lake	Sikt- djup	Antal prov- fis- ken	Antal nät	Medelantal per nästansträngning, all fisk							Medelantal per nästansträngning, fisk <22 cm							
				Mean number per catch effort, all fish							Mean number per catch effort, fish <22 cm							
				Total	Abb- orre	Mört- artad	Lax- artad	Gers	Gädda	Övrig fisk	Total	Abb- orre	Lax- artad	Salm- onid	Ruffe	Pike	Övrig fisk	
Store Damm	1,2 (3)	3	16	40,15	14,96	25,04	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	35,41	10,64	24,77	0,00	0,00	0,00	0,00
Lärkesholmssjön	1,7 (4)	4	24	26,56	12,12	14,22	0,06	0,00	0,16	0,00	0,00	22,34	11,46	10,82	0,06	0,00	0,00	0,00
Immeln	3,9 (1)	1	56	20,20	12,29	3,99	1,54	2,36	0,02	0,00	0,00	19,16	11,56	3,70	1,54	2,36	0,00	0,00
Rössjön	3,0 (1)	1	48	27,06	12,75	13,04	1,13	0,00	0,08	0,06	0,00	20,86	11,57	8,10	1,13	0,00	0,02	0,04
Varsjö	3,1 (4)	4	24	70,00	35,19	26,85	0,00	7,68	0,28	0,00	0,00	66,50	33,30	25,43	0,00	7,68	0,09	0,00
Skäravvattnet	1,5 (1)	1	16	13,76	6,69	6,69	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	10,31	4,94	5,37	0,00	0,00	0,00	0,00
Gettsjön	2,8 (2)	3	16-24	27,51	12,37	14,85	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	25,27	11,15	14,12	0,00	0,00	0,00	0,00
Vinen	3,1 (1)	1	24	29,17	13,83	10,50	0,54	4,13	0,17	0,00	0,00	26,50	11,41	10,46	0,50	4,13	0,00	0,00
Övden	2,8 (2)	2	16-24	27,61	16,47	8,95	0,00	2,04	0,15	0,00	0,00	24,71	15,65	7,02	0,00	2,04	0,00	0,00
Skärjön, Dagsås	8,5 (1)	1	48	30,97	20,98	7,53	1,13	1,29	0,04	0,00	0,00	24,18	16,23	5,58	1,08	1,29	0,00	0,00
Valasjön, Dagsås	5,9 (3)	3	8-34	20,89	13,35	7,34	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	20,26	13,12	7,10	0,00	0,00	0,04	0,00
Hurven	2,7 (3)	3	38	19,69	11,09	5,30	3,23	0,00	0,06	0,01	0,00	17,58	10,65	3,69	3,23	0,00	0,01	0,00
Svarten	5,4 (3)	3	8-40	19,32	16,46	2,59	0,08	0,00	0,19	0,00	0,00	17,09	14,80	2,25	0,00	0,00	0,04	0,00
Stora Neten	8,7 (3)	3	16-56	15,08	9,62	4,40	0,99	0,00	0,07	0,00	0,00	13,18	9,14	3,52	0,51	0,00	0,01	0,00
Furesjön, Nösslinge	9,8 (2)	2	4	20,13	19,75	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	15,88	15,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Barken	2,9 (2)	2	8	18,15	13,82	4,26	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	16,51	12,38	4,13	0,00	0,00	0,00	0,00
Sävsjön	3,5 (1)	1	32	25,41	6,84	11,03	7,38	0,00	0,16	0,00	0,00	24,23	6,33	10,79	7,11	0,00	0,00	0,00
Fegen	3,1 (3)	3	32-80	34,92	16,74	7,75	4,17	5,93	0,03	0,30	0,00	33,53	16,12	7,27	4,06	5,93	0,00	0,15
Skärnsjön, Karl- Gustav	3,4 (2)	2	4-8	30,14	24,69	5,07	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	28,32	23,44	4,81	0,00	0,00	0,07	0,00
Grysjön	0,8 (1)	1	24	13,04	5,00	7,96	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	12,17	4,42	7,75	0,00	0,00	0,00	0,00
Stora Horredsjön	6,6 (2)	2	48	28,04	20,85	5,92	1,07	0,00	0,15	0,05	0,00	24,49	19,40	4,27	0,77	0,00	0,02	0,03
Helsjön	10,5 (1)	1	4	19,50	19,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,25	19,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Algutstorpsjön	1,4 (1)	1	24	17,33	5,38	7,33	0,92	3,58	0,08	0,04	0,00	15,09	3,49	7,10	0,92	3,58	0,00	0,00
Fagerhultsjön	3,1 (1)	1	24	36,33	28,29	7,08	0,88	0,00	0,08	0,00	0,00	33,58	25,87	6,83	0,88	0,00	0,00	0,00
Stora Bellén	2,5 (1)	1	48	27,84	8,67	4,26	1,52	13,31	0,08	0,00	0,00	27,35	8,41	1,13	1,50	13,31	0,00	0,00
Lagmanshagsjön	1,8 (2)	2	38-40	19,89	10,55	3,99	4,28	0,00	0,04	1,03	0,00	17,65	9,68	3,43	4,28	0,00	0,02	0,24
Mycklaffon	5,8 (1)	1	56	28,10	9,13	3,54	3,96	11,36	0,02	0,09	0,00	25,97	8,04	2,81	3,72	11,36	0,00	0,04
Gissen	3,6 (1)	1	32	18,75	12,94	5,59	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	16,60	12,63	3,97	0,00	0,00	0,00	0,00
Skedesjön	1,8 (1)	1	32	38,78	16,84	16,47	0,00	5,31	0,16	0,00	0,00	35,95	15,84	14,80	0,00	5,31	0,00	0,00
Södra Vixen	4,0 (2)	2	40	34,91	17,08	17,61	0,04	0,00	0,16	0,02	0,00	32,51	15,19	17,24	0,04	0,00	0,02	0,02
Försjön	4,5 (1)	1	40	9,69	5,83	2,40	1,33	0,00	0,05	0,08	0,00	8,92	5,33	2,23	1,30	0,00	0,00	0,06
Stora Sturven	4,0 (1)	1	40	14,12	6,53	6,23	1,33	0,00	0,03	0,00	0,00	12,58	5,70	5,55	1,33	0,00	0,00	0,00
Stora Stamsjön	2,6 (1)	1	24	31,38	26,33	4,92	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	27,63	23,38	4,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Västra Lågen	3,2 (1)	1	56	24,17	12,80	5,18	0,86	5,16	0,05	0,12	0,00	23,50	12,32	5,09	0,86	5,16	0,00	0,07
Stora Tränningen	1,4 (1)	1	24	36,55	24,25	11,92	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	33,75	22,96	10,79	0,00	0,00	0,00	0,00
Vristulven	2,5 (1)	1	32	48,00	29,34	12,19	0,00	6,34	0,13	0,00	0,00	47,19	28,75	12,10	0,00	6,34	0,00	0,00
St. Holmevatten, Kynnefjäll	4,7 (1)	1	22	20,69	20,55	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	18,05	18,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Löv, Kynnefjäll	3,5 (1)	1	16	38,44	18,44	19,94	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	36,37	16,81	19,56	0,00	0,00	0,00	0,00
Salesjön, Kynnefjäll	1,6 (1)	1	16	26,20	15,94	9,88	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	22,43	12,87	9,56	0,00	0,00	0,00	0,00
Stor-Björken	2,2 (1)	1	7	50,14	6,43	19,00	19,57	5,00	0,14	0,00	0,00	50,14	6,43	19,00	19,57	5,00	0,14	0,00
Stensjön, Tyresta	3,9 (15)	15	24	36,32	7,81	24,17	1,17	3,08	0,09	0,00	0,00	32,60	6,84	21,50	1,17	3,08	0,01	0,00
Årsjön	3,9 (8)	8	8	21,15	19,94	0,00	0,00	1,16	0,05	0,00	0,00	19,79	18,61	0,00	0,00	1,16	0,02	0,00
Stora Grytsjön	1,1 (1)	1	8	34,38	12,50	18,75	0,00	3,13	0,00	0,00	0,00	32,76	11,38	18,25	0,00	3,13	0,00	0,00
Albysjön	0,8 (1)	1	24	73,80	11,13	61,25	0,21	1,04	0,04	0,13	0,00	49,56	9,76	38,55	0,21	1,04	0,00	0,00
Flaten	6,0 (9)	7	24	57,79	21,44	35,65	0,00	0,63	0,05	0,02	0,00	52,67	18,79	33,24	0,00	0,63	0,00	0,01
Bornsjön	5,7 (4)	4	40	52,06	27,83	15,28	2,12	6,67	0,11	0,05	0,00	48,05	27,28	11,92	2,12	6,67	0,01	0,05
Träsksjön	1,7 (1)	1	8	75,76	0,00	75,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	75,38	0,00	75,38	0,00	0,00	0,00	0,00
Nedre Hurr	2,7 (1)	1	24	21,42	14,88	4,75	0,00	1,50	0,29	0,00	0,00	19,24	13,87	3,87	0,00	1,50	0,00	0,00
Tarnan	3,3 (4)	4	24	45,79	17,57	25,49	0,00	2,54	0,19	0,00	0,00	44,69	17,07	25,06	0,00	2,54	0,02	0,00
Malmesjön	4,3 (1)	1	16	82,08	38,38	40,51	0,00	3,13	0,06	0,00	0,00	78,08	35,25	39,70	0,00	3,13	0,00	0,00
Sången	4,0 (1)	1	40	12,48	10,95	1,43	0,05	0,00	0,05	0,00	0,00	11,55	10,30	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Siljan	5,0 (1)	1	24	20,20	8,88	1,25	1,99	8,00	0,00	0,08	0,00	19,11	8,08	1,20	1,79	8,00	0,00	0,04
Tisjön	2,6 (1)	1	40	19,87	12,48	6,25	1,08	0,00	0,03	0,03	0,00	17,63	10,47	6,18	0,98	0,00	0,00	0,00
Lill-Akersjön	4,1 (1)	4	4-24	15,12	8,34	5,60	0,35	0,64	0,07	0,12	0,00	12,31	5,71	5,58	0,35	0,64	0,00	0,03

a Antal mätningar inom parentes. Siffrorna avser medelvärden för sjöar med mer än en mätning.

Number of measurements is given in parentheses. The figures represent the mean values for lakes with more than one measurement.

Species trends, turnover and composition of a woodland bird community in southern Sweden during a period of fifty-seven years

Arternas trender, omsättning och andelar inom ett skogligt fågelsamhälle i södra Sverige under femtio-sju år

SÖREN SVENSSON, ANN MARI THORNER & N. ERIK I. NYHOLM

Abstract

The number of small passerine bird territories was determined annually during 57 years (1953–2009) in a 13 ha broadleaf deciduous wood with several grazed glades, surrounded by crop farmland in southernmost Sweden. Only marginal habitat changes occurred. Both number of species and number of territories increased. Resident species and short-distance migrants tended to increase whereas tropical migrants declined. Many of the changes were similar to trends recorded by the national Breeding Bird Survey, suggesting that they were due to regional population trends. Notable changes were: former dominant Willow Warbler now rare but closely related newcomer Chiffchaff now well established, Garden Warblers replaced by Blackcaps, Tree Pipit strong recent decline, increase of cavity-nesting Great and Blue Tits,

locally extinct Yellowhammer recovered. Species turnover between adjacent pair of years was without trend but turnover increased with increasing distance between pair of years predicting complete turnover by about 2190. A comparison with a larger oldgrowth wood nearby indicated no obvious effects of the small size and narrow configuration of the study site on its community.

Sören Svensson, Department of Biology, Animal Ecology, Lund University, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden. E-mail: soren.svensson@zooekol.lu.se
Ann Mari Thorner, Tvedöravägen 3, S-247 45 Torna Hällestad, Sweden.
Erik Nyholm, Sörfors 550, S-905 88 Umeå, Sweden.

Received 5 November 2009, Accepted 19 February 2010, Editor: R. Ekblom

Fågelsångsdalen (literal translation: Birdsong valley) is a 13 ha broadleaf deciduous wood surrounded by farmland and bordering the small town of Södra Sandby in Scania, the southernmost province of Sweden (55° 43' N, 13° 20' E). The small passerine birds that were keeping territories in the breeding season have been counted annually since 1953 (i.e. all passerines except corvines). The data from the first forty years were analysed by Enemar et al. (1994). The survey has continued without interruption and with the same method as before. Here we present the results of another seventeen years, through 2009, making the time series fifty-seven years long, the longest breeding bird survey in the world known to us. It is most probably unique in having been conducted with the same standardized method through all years.

In this paper we describe and discuss the changes that have occurred during the most recent seventeen years, evaluate whether the new data affect the patterns identified by Enemar et al. (1994), namely that long distance migrants tended to decline whereas short distance migrants tended to remain

stable or increase in numbers, and that species turnover rate tended to increase with increasing distance between pair of years although turnover between pairs of adjacent years showed no trend.

Scientific species names are found in Appendix 1 and 2.

The study plot

Fågelsångsdalen (called “the valley” through this paper) is a narrow nature reserve with a matrix of broad-leaved deciduous woodland and areas of open land with grass and herbs (habitat map in Enemar et al. 1994; for the current situation see also aerial photographs in <http://www.eniro.se/> and <http://maps.google.se>). The valley has been grazed by cattle but somewhat less regularly and less intensively in recent decades than earlier. This has resulted in moderate expansion of bushes and patches of taller herbs. However, the ratio between wood and open land has remained almost the same throughout the survey period. Starting in the 1980s, the valley went through a period of die-off of elm

trees due to the Dutch elm disease. The effect was particularly apparent in the southern part where elm was the predominant canopy species. A dense secondary wood with a number of remaining old trees has now developed in this part. A small stream runs in the bottom of the valley. Farmland with annual crops surrounds most of the plot, and the nearest woods, Räfteu and Linnebjär, one to two kilometres away, are also small. A somewhat larger wood is the nature reserves Måryd and Skrylle, two to three kilometres away. For a description of the study plot and its history we refer to Enemar et al. (1994) where also a time series of photographs from selected points of the plot is given.

Methods

The same territory mapping method as used by Enemar et al. (1994) was applied also during the additional seventeen years. For a recent general description and discussion of the method we refer to Bibby et al. (2000). The method is also called "spot mapping" after William (1936), and it is similar to the method used in the Common Bird Census in the UK (Marchant et al. 1990) and the Breeding Bird Census in North America (Robbins 1970). The observer walks slowly through the plot putting down all bird observations in their proper positions on a map, paying particular attention to recording simultaneous presence of males in adjacent territories. Species maps are then constructed from the visit map records. The species maps are used to evaluate the number of distinct clusters of records which are believed to represent territories. The method is of course prone to errors both when recording the birds in the field and when evaluating the number of territories from the species maps. Furthermore, the number of territories is never stable throughout the breeding season: some birds die, some fail to breed successfully and leave their territories, and some arrive late and establish new territories. However, for our analysis it is not essential to know the exact number of territories in every particular part of every breeding season. Instead, standardization (recording birds and evaluating the species maps in the same way every year) is the key to reliable comparisons, and we did our best to achieve this.

We made ten visits per year in all but two years (nine visits in 2007 and 2009). They were distributed from April through June (always after 9 April and before 18 June) but with variation according to the arrival of spring. All surveys were made by the same person, one of the authors (Ann Mari

Thorner). Since AMT also carried out all surveys in 1987–1992, there is now a series of no less than twenty-one years with the same observer. This ensures that the new results are comparable with the data from before 1993. Each visit took between two and three hours so the minimum annual survey effort was twenty hours. A cluster of records was accepted as a territory if it contained at least three records (for a few very late arriving species two records was considered sufficient; cf. Svensson 1978). Adjacent clusters were accepted as different territories either if they were distant enough from each other (in relation to typical territory size) to make it likely that they belonged to different males or if they contained simultaneous records (a male recorded in both at the same time).

A special study on inter-specific competition with a large number of nest-boxes was conducted in the valley in 1963–1966 (Enemar et al. 1972). The populations of Great Tit, Blue Tit and Pied Flycatcher were artificially enhanced these years. We removed the effect of the experiment by reducing the numbers to a proportion equal to the mean proportion in the four years before and the four years after the experiment. The number of Great Tits was reduced from 9, 10, 19, 16 pairs to 6, 6, 12, 10, respectively. The number of Blue Tits was reduced from 6, 4, 7, 5 pairs to 3, 2, 4, 3 pairs. The number of Pied Flycatchers was reduced from 15, 18, 18, 13 pairs to 4, 5, 5, 4 pairs. These modified values are used in all calculations in this paper.

Species turnover rate between two different years was calculated by dividing the total of new and lost species with the number of species in year one plus the number of species in year two. This gives the value one hundred percent (that is complete) turnover when no species are common between the two compared years. This is different from the turnover calculation by Enemar et al. (1994), where the sum of new and lost species was divided by the mean number of species in the two years. The latter method gives one hundred percent turnover when half of the species have been lost and replaced with new ones (the methods are identical in principle but give results that differ by a factor of two). In the same way, we calculated turnover between two years different number of years apart (from adjacent years to a maximum of fifty-six years apart, that is 1953 and 2009).

Altogether, forty-one small passerine species were recorded as territorial in at least one of the fifty-seven years. Eighteen of these species were keeping territories in all or almost all years (the first eighteen species in Appendix 1, also listed in

Table 1). These eighteen species are called “regular” in this paper. The final twenty-three species of Appendix 1, that is those with zero values in many or almost all years, are called non-regular species. Eight of these latter species were recorded in less than four of the fifty-seven years, and these species are not at all tested for population change. For the remaining fifteen non-regular and the eighteen regular species, we calculated and compared the average number of territories during the first forty and the last seventeen years, respectively. The difference between the two periods for the regular species was tested using a two-tailed t-test (Microsoft Excel) and the logarithms of the original values (with a small number of zeros replaced with the value 0.1 to permit calculation of logarithms). The differences for the non-regular species were tested using frequencies, namely the number of years with different number of territories (i.e. with 0, 1, 2, 3, and so forth, territories). When the number of frequency classes was larger than four, frequencies were pooled to form exactly four classes, the same ones for both periods, giving a 2×4 cell matrix. The Fisher exact test was then applied using the Vassar Stats package (home page of Vassar College, Poughkeepsie, NY). For the regular species we also calculated the trends across all fifty-seven years using the logarithm of abundance and standard linear regression (Microsoft Excel), also here with zeros replaced with the value 0.1. The same method was used when we calculated trends for parts of the full time series in these species. When calculating correlations between species we used the Spearman rank correlation module of STATISTICA (version 6.1; StatSoft®).

Results

The number of territories of small passerines recorded in 1953–2009 is shown in Appendix 1, with the data from the most recent seventeen years in part 3 of it. Although we mainly deal with “small passerines”, that is the same species that were analysed in Enemar et al. (1994), we give data for the other species as well (available for only the most recent years; Appendix 2).

Both the number of species and the number of territories increased remarkably during the last seventeen years (Figure 1). During the previous forty years there was no significant trend of either species richness or total density. The mean values in 1993–2009 were 151 territories (s.d. 14.9) and 24 species (s.d. 1.8) versus 125 (s.d. 15.3) territories and 20 (s.d. 2.2) species in 1953–1992. Both differ-

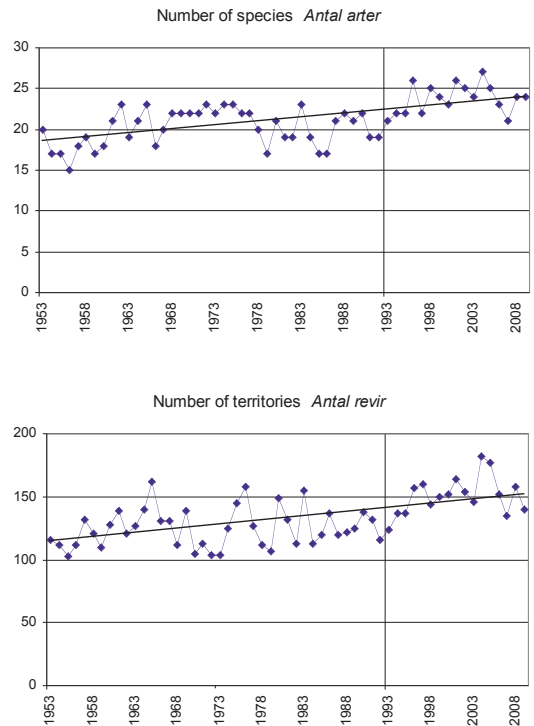


Figure 1. Number of species and number of territories of small passerines in Fågelsångsdalen. The vertical line indicates the border between the first forty and the subsequent seventeen years.

Antal arter och antal revir av små tättingar i Fågelsångsdalen. Den vertikala linjen markerar gränsen mellan de första fjortio och de senaste sjutton åren.

ences (26 territories and 4 species) are highly significant (t-test, two-tailed; $p < 0.001$). These higher values during the recent period cause the trends of both territories and species to become significantly positive for the full period of fifty-seven years ($p < 0.001$ for both; linear regression).

Among all thirty-three species that we compared (Table 1), twenty-three of them were more abundant and ten less abundant during the last seventeen than during the first forty years (irrespective of whether the difference was significant or not). The proportion of increasing species was about the same among the non-regular species (73%) and the regular ones (67%). Of the latter, whose trends were also tested by regression analysis (Table 1), fourteen had significant trends (nine positive and five negative ones). Table 1 also shows that the trends found during the first forty years remained the same during the recent seventeen years in elev-

Table 1. Number of years with at least one territory, mean number of territories in the first forty (1953–1992) and the last seventeen (1993–2009) years of the study, and average annual change for the eighteen “regular” species. The eight species that kept territory in less than four of the fifty-seven years are not included in this comparison (cf. Appendix 1). Significance levels: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. English species names in Appendix 1. *Antal år med minst ett revir, medeltalet revir under de första fyrtio och de sista sjutton åren av studien samt den genomsnittliga årliga förändringen för de arton “regelbundna” arterna. De åtta arter som hade revir under färre än fyra av alla femtiosju åren har inte tagits med i jämförelsen (jfr. Appendix 1). Signifikansnivåer: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. Svenska artnamn i Appendix 1.*

	No of years with at least one territory		Mean no of territories		Difference	Trends		
	<i>Antal år med minst ett revir</i>		<i>Medeltal revir</i>			<i>Trender Medeländring % per år</i>		
	First 40 yrs <i>Första 40 år</i>	Last 17 yrs <i>Sista 17 år</i>	First 40 yrs <i>Första 40 år</i>	Last 17 yrs <i>Sista 17 år</i>	All 57 yrs <i>Alla 57 år</i>	First 40 yrs <i>Första 40 år</i>	Last 17 yrs <i>Sista 17 år</i>	
1 <i>Fringilla coelebs</i>	40	17	18.77	22.88	+++	+0.4***	+0.6***	-0.0
2 <i>Phylloscopus trochilus</i>	40	17	13.95	9.06	-**	-0.8***	-0.9***	-2.1*
3 <i>Sylvia borin</i>	40	17	13.53	8.82	-***	-0.6***	-0.3	-1.1
4 <i>Parus major</i>	40	17	8.65	12.35	+++	+0.8***	+1.0***	+0.3
5 <i>Luscinia luscinia</i>	40	17	11.60	5.59	-***	-1.0***	-0.4*	-2.6
6 <i>Turdus merula</i>	40	17	9.15	10.65	+	+0.3***	+0.4**	+0.5
7 <i>Sylvia atricapilla</i>	40	17	4.70	12.82	+++	+1.2***	+0.3	+1.2**
8 <i>Parus caeruleus</i>	40	17	3.68	9.47	+++	+1.3***	+0.9***	+1.3**
9 <i>Erithacus rubecula</i>	38	17	4.66	5.41	+	+0.2	-0.6	-0.5
10 <i>Sylvia communis</i>	38	17	4.38	4.82	+	-0.3	-1.5**	+0.5
11 <i>Troglodytes troglodytes</i>	24	17	2.34	8.06	+++	+2.7***	+1.2	+0.6
12 <i>Hippolais icterina</i>	39	16	3.48	4.36	+	+0.2	+0.8	-5.1*
13 <i>Anthus trivialis</i>	37	2	4.91	0.32	-***	-4.0***	-2.5***	DD
14 <i>Acrocephalus palustris</i>	35	15	3.71	2.78	-	+1.0*	+3.2***	+0.2
15 <i>Prunella modularis</i>	37	17	2.83	4.47	+++	+0.8*	+0.5	+0.2
16 <i>Sturnus vulgaris</i>	26	17	2.48	4.76	+++	+2.9***	+4.4***	-1.5
17 <i>Ficedula hypoleuca</i>	39	17	2.66	0.97	-**	-1.0*	+1.5	-3.5
18 <i>Parus palustris</i>	34	12	2.23	2.59	+	-0.1	-1.3**	+3.4***
19 <i>Emberiza citrinella</i>	2	17	0.05	1.53	+++			
20 <i>Sitta europaea</i>	15	17	0.58	3.12	+++			
21 <i>Carduelis chloris</i>	14	13	0.80	2.47	+++			
22 <i>Phylloscopus collybita</i>	0	12	0.00	3.35	+++			
23 <i>Carduelis cannabina</i>	22	0	1.10	0.00	-***			
24 <i>Turdus pilaris</i>	5	10	0.35	1.29	+++			
25 <i>Muscicapa striata</i>	7	10	0.18	1.47	+++			
26 <i>Motacilla alba</i>	17	2	0.65	0.12	-*			
27 <i>Turdus philomelos</i>	13	7	0.45	0.59	+			
28 <i>Carduelis carduelis</i>	6	6	0.20	0.94	+			
29 <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	10	0.03	1.29	+++			
30 <i>Certhia familiaris</i>	5	10	0.13	0.88	+++			
31 <i>Passer montanus</i>	11	0	0.48	0.00	-			
32 <i>Emberiza hortulana</i>	5	0	0.35	0.00	-			
33 <i>Sylvia curruca</i>	6	4	0.15	0.29	+			

Table 2. Number of significant correlations (Spearman Rank; $p < 0.01$) between the eighteen regular species in relation to wintering area and population trend. T = Highly significant overall positive (+) or negative (-) trend (Table 1). For each species 17 correlations were calculated; those with a significance level of $p < 0.01$ are summarised in the table.

Antal korrelationer (Spearman rank) mellan de arton regelbundna arterna i förhållande till övervintringsområde och populationstrend. T = Höggradigt signifikant positiv eller negativ trend (Tabell 1). För varje art beräknades 17 korrelationer; de med en sannolikhet för signifikansen om $p < 0,01$ summeras i tabellen.

	Wintering area	Trend	Positive correlations with other species wintering in		Negative correlations with other species wintering in	
			Positiva korrelationer med andra arter med vinterområde i		Negativa korrelationer med andra arter med vinterområde i	
			Europe	Africa	Europe	Africa
<i>Turdus merula</i>	Europe	+	6			
<i>Parus caeruleus</i>	Europe	+	6			5
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Europe	+	6			5
<i>Parus major</i>	Europe	+	6			4
<i>Sturnus vulgaris</i>	Europe	+	5	1 ¹		2
<i>Fringilla coelebs</i>	Europe	+	5			3
<i>Sylvia atricapilla</i>	Europe	+	3			5
<i>Prunella modularis</i>	Europe		1			
<i>Parus palustris</i>	Europe			1 ²		
<i>Erithacus rubecula</i>	Europe					
<i>Hippolais icterina</i>	Africa					
<i>Sylvia communis</i>	Africa		1 ³			
<i>Acrocephalus palustris</i>	Africa		1 ⁴			
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Africa			2	3	
<i>Sylvia borin</i>	Africa	-		3	4	
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Africa	-		3	5	
<i>Luscinia luscinia</i>	Africa	-		4	6	
<i>Anthus trivialis</i>	Africa	-		4	6	

1) *Acrocephalus palustris*, 2) *Sylvia communis*, 3) *Parus palustris*, 4) *Sturnus vulgaris*

en of the species, although they were less often significant. In only one species, the Marsh Tit, the two trends were both different and significant; a negative trend turned into a positive one, and this made the fifty-seven year trend non-significant.

Among the fifteen non-regular species (the eight species with fewest territories excluded), different patterns could be observed when the last seventeen years were compared with the previous forty years (Table 1, Appendix 1). Three species had gone extinct in the valley (Linnet, Ortolan Bunting and Tree Sparrow). One species, the Chiffchaff, established itself for the first time and increased substantially. Four species became regular with strong population increase (Nuthatch and Yellowhammer) or almost regular (Redstart, Treecreeper, Spotted Flycatcher and Greenfinch). The Fieldfare was keeping territories in 1988–2004 but was absent both before and after this period. The remaining four species showed little or no significant change.

Enemar et al. (1994) found that in terms of trends there was one main divide among the species. Residents and short distance migrants (wintering in Europe and northern Africa) had mainly positive trends whereas tropical migrants (wintering in Africa south of the Sahara) had mainly negative ones. With seventeen more years added, the pattern tends to remain the same (Figure 2). Table 2 is a summary of a Spearman rank correlation matrix for the eighteen regular species (Table 1), the same species as in table 5 in Enemar et al. (1994) except Linnet that has been absent after 1980. Out of 153 possible correlations 106 were significant at a p -level of < 0.01 . Species wintering in Europe and northern Africa correlated positively with other species of their category and negatively with species wintering in tropical Africa. The tropical migrants showed the reverse pattern. There were only two deviations from this pattern. One was a positive correlation of Whitethroat (tropical migrant)

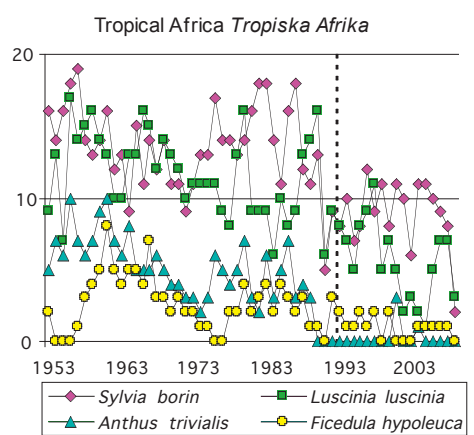
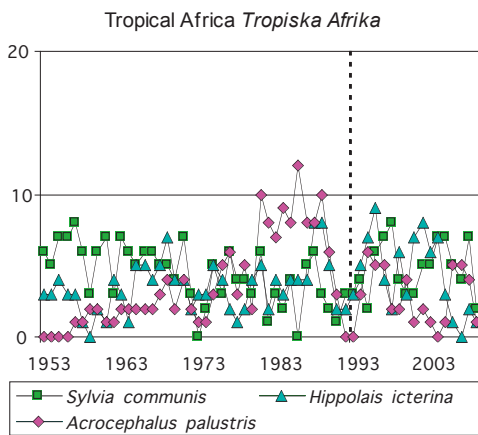
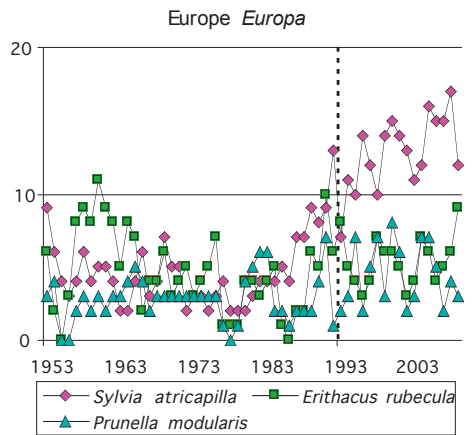
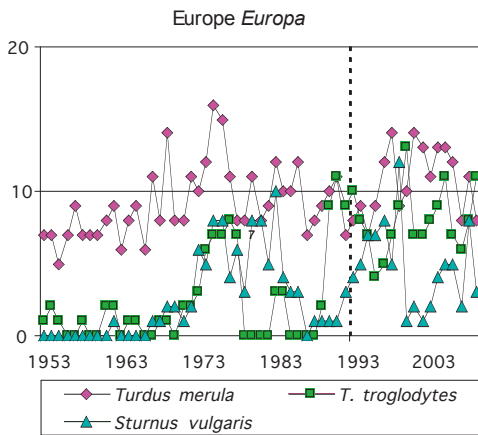
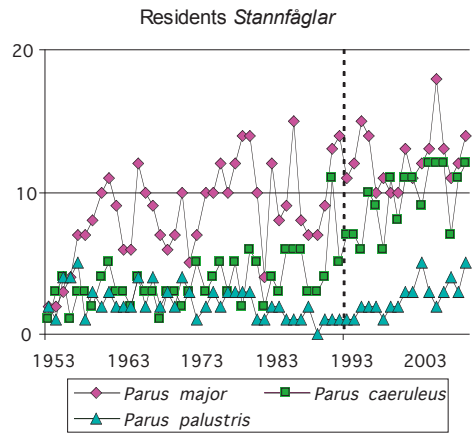
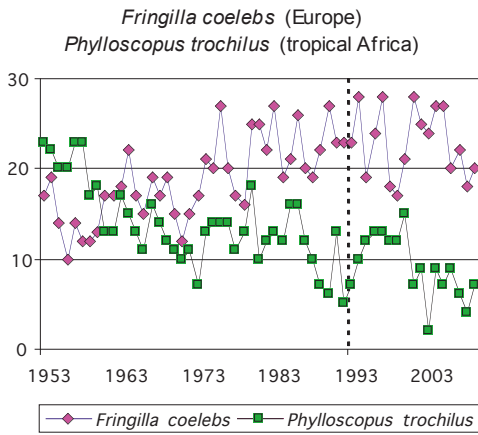


Figure 2. Abundance of the eighteen species that were breeding in Fågelsångsdalen in all or almost all years. A vertical line indicates the border between the first forty years and the subsequent seventeen years.

Antal revir av de arton arter som häckade i Fågelsångsdalen alla eller nästan alla år: En vertikal linje visar gränsen mellan de första fyrtio och de senaste sju ton åren.

versus Willow Tit (resident) and the other a positive correlation between the Starling, wintering in western Europe, and the Marsh Warbler, wintering in tropical Africa. This latter correlation was a consequence of both species being rare in the early and late years of the survey period but more common in the middle of the period.

Average species turnover rate during the latest seventeen years was not significantly different from that of the preceding forty years, and average turnover rate between successive adjacent years for the full fifty-seven year period was 11% without any trend ($p > 0.05$; linear regression). Enemar et al. (1994) found that species turnover rate increased with increasing distance between pair of years. We found that this increase continued and was over 30% for two years that were about fifty years apart (Figure 3), for example 36% between 1953 and 2009, the most distant years (10 new and 6 lost species and with 20+24 species these two years).

We compared the local trends of the valley with the Swedish trends for the period 1975–2008, the period covered by the Breeding Bird Survey (Lindström et al. 2009), a national project similar to the Breeding Bird Survey of North America (Sauer et al. 2008), both using point routes. Thirty-eight species of small passerines could be compared (the trend sign of *Fågelsångsdalen* first): 24 species had the same trends (12 +/+, 12 -/-) and 14 species had different trends (12 +/-, 2 -/+). The 24/14 outcome was, however, not significantly different from equal numbers (19/19; Fisher exact test).

We also compared the passerine community of the valley with that of a larger and more mature wood only four kilometres to the south, namely Dalby Söderskog National Park, a 37 ha oldgrowth deciduous wood (Svensson 2009). The general structure of the two communities was very similar (all species, also non-passerines and corvines were included in this comparison; Figure 4). At the species level the main difference was that there were two very abundant species in Dalby Söderskog (Starling and Chaffinch) but only one (Chaffinch) in the valley. In spite of the overall similarity between the two communities there were several other differences in density of individual species, and the species had different positions along the abundance order axis.

Discussion

Both species richness and total number of territories of the valley increased during the fifty-seven years of the survey. The trends were already posi-

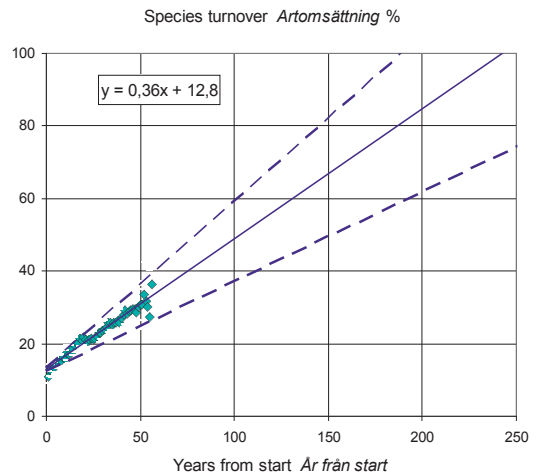


Figure 3. Species turn-over rate between two years different number of years apart (from adjacent years to fifty-six years apart), with a projection to when one hundred percent turnover will be attained. Dotted lines = two standard errors. *Artomsättningen mellan två år som ligger olika antal år från varandra i tidsserien (från närliggande till femtiosex år isär) samt en framskrivning till när hundra procents omsättning förväntas ha skett. Streckade linjer = två standardfel.*

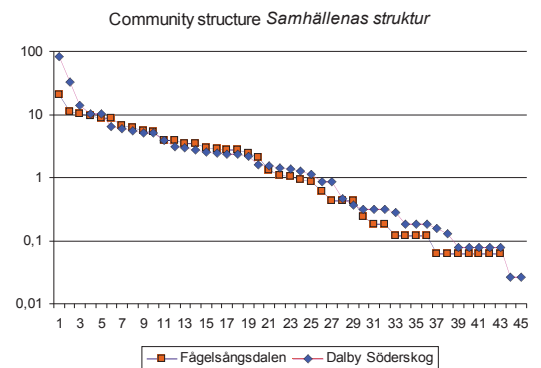


Figure 4. Structure of the bird community of Fågelsångsdalen compared with that of Dalby Söderskog. The species are sorted in order of abundance and the values are each species' percentage of the whole community. The vertical scale is logarithmic. All species, also non-passerines and corvines are included here (using averages for years when surveyed; Appendix 2).

Fågelsamhällets struktur i Fågelsångsdalen i jämförelse med det i Dalby Söderskog. Arterna är sorterade i ordning efter talrikhet och värdena anger varje arts procentuella andel av hela fågelsamhället. Den vertikala skalan är logaritmisk. Alla arter, även icke-tättingar och kråkfåglar inkluderas här (med medelvärden från år då de inventerats; Appendix 2).

tive during the first forty years (Enemar et al. 1994) although not significant. With the additional seventeen years the positive trends became significant, and the rate of increase even accelerated. The positive development of the community is probably a combination of local and large scale events. The comparison with the national bird survey showed that several species fared better in the valley than regionally. The comparison with Dalby Söderskog indicated no obvious effects on the bird community of the valley because of its small size and narrow configuration. The fifty-seven year survey convincingly documents that *Fågelsångsdalen* has retained the rich bird life that made it famous and that it still deserves its name.

The main long term pattern of community change, identified by Enemar et al. (1994) and confirmed by us for the full fifty-seven year period, namely declines among tropical migrants and stable or increasing populations of short-distance migrants, is not just a local phenomenon. The same has been recorded by the Swedish Breeding Bird Survey (Lindström et al. 2009, Ottvall et al. 2009). Enemar et al. (1994) suggested that milder winter conditions in Europe governed the growth of this category of birds. They then tentatively explained the decline of the tropical migrants by competitive exclusion. If this explanation is correct the latest seventeen years provide no contradiction. Wintering conditions in Europe have continued to ameliorate and populations of species wintering in Europe have continued to grow. The competition experiment from 1963–1966 (Enemar et al. 1972), using numerous nest-boxes to drastically increase the population of the Pied Flycatcher, a tropical migrant, gave no evidence whatsoever of any effect on the rest of the community. If this result can be generalized, tropical migrants are weak competitors, and when a tropical migrant tries to co-exist with non-tropical migrant with a similar niche in the breeding season, the former should fare worst. The valley provides a few such examples. Garden Warbler versus Blackcap and Willow Warbler versus Chiffchaff represent two pairs of closely related species with presumably similar ecologies and with one of the species being a tropical migrant. In both cases it was the tropical migrant that was the loser. In the valley there were also a number of ground (litter) feeding species: the tropical migrant Thrush Nightingale declined but Robin, Blackbird and Dunnock, with European winter ranges, remained stable or increased. Increasing populations of resident Blue and Great Tits may have ousted the late arriving Pied Flycatcher from the valley,

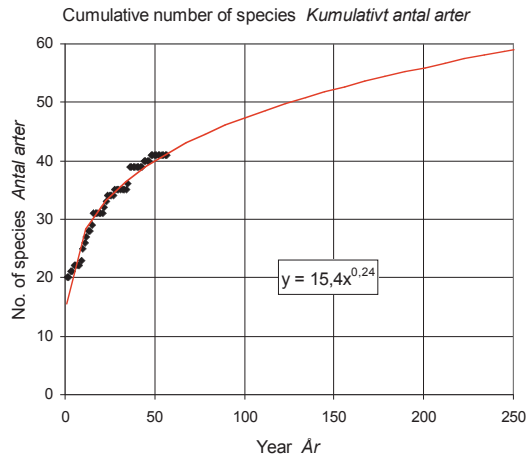


Figure 5. Cumulative number of small passerine species recorded as territorial in Fågelsångsdalen after different number of years, with a projection for a period of two hundred and fifty years.

Kumulativt antal små tättingarter som registrerats som revirhållande i Fågelsångsdalen efter olika antal år, samt en framskrivning för de närmaste tvåhundra-femtio åren.

all three being cavity nesters. Although these examples are suggestive, one cannot exclude that the declining population trends of the tropical migrants have independent origin. They may well depend on deterioration of wintering habitats in sub-Saharan Africa or along the migration routes rather than on competition in the breeding habitat. A series of severe winters in Europe, reducing the populations of the short distance migrants, could possibly provide hints about which of the two alternatives that is most important.

Enemar et al. (1994) predicted that with the species turnover rate found for the first forty years, only a few of the species with territories in 1953 would still remain in the valley after one hundred years. This statement was followed by the reservation that the steady rise is expected to level off, a process that was indicated in their figure 9. However, the new analysis of all fifty-seven years shows no levelling off. Instead it supports the original projection: turnover will continue to grow at the same rate as before. But our modified calculation of the turnover rate indicates that the time of complete turnover will be 240 years from the start of the study, in contrast to the original projection of 100 years. This implies that by about 2190 all the species present in the 1950s will be gone and replaced with new species. Note, however, that the error of this projection is considerable.

Related to the species turnover rate is the cumulative number of species that has been resident in at least one year. After the first forty years, thirty-nine species of small passerines had been recorded as territorial in the valley. During the next seventeen years two new species were added making the new total forty-one. The cumulative number of species versus number of survey years follows a straight line in a logarithmic diagram. This has also been found in several other bird communities (Svensson 2006). Figure 5 demonstrates the relation with a projection for a period of 250 years. After one hundred years, i.e. after another forty-three years, six new species are suggested to be added up to a total of forty-seven, and after 250 years almost sixty species are suggested to have been recorded as territorial in the valley. Such an increase in species numbers would not be surprising. With the current pool of woodland species in the wider region our projection is quite realistic, considering also the dynamics of historical gains and losses of species in northern Europe (Järvinen & Ulfstrand 1980) and current predictions for the next century (Huntley et al. 2007). The model we use suggests an eternal addition of new species with time without any asymptotic limit and no exhaustion of the species pool. However, the exact form of the curve may prove to be different.

References

- Enemar, A., Nyholm, E. & Persson, B. 1972. The influence of nest-boxes on the passerine bird community of Fågelsångsdalen, Southern Sweden. *Vår Fågelvärld* 31: 263–268.
- Enemar, A., Cavallin, B., Nyholm, E., Rudebeck, I. & Thorner, A.M. 1994. Dynamics of a passerine bird community in a small deciduous wood, S Sweden, during 40 years. *Ornis Svecica* 4: 65–104.
- Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C. & Willis, S.G. 2007. *A climatic atlas of European breeding birds*. Durham university, The RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.
- Järvinen, O. & Ulfstrand, S. 1980. Species Turnover of a Continental Bird Fauna: Northern Europe, 1850–1970. *Oecologia* 46: 186–195.
- Lindström, Å., Green, M., Ottvall, R. & Svensson, S. 2009. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2008*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Marchant, J.H., Hudson, S.P.C. & Whittington, P. 1990. *Population trends in British breeding birds*. British Trust for Ornithology, Tring.
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Pärt, T. & Tjernberg, M. 2009. Population trends for Swedish breeding birds. *Ornis Svecica* 19: 117–192.
- Robbins, C.S. 1970. Recommendations for an international standard for a mapping method in bird census work. *Audubon Field Notes* 24: 723–726.
- Sauer, J.R., Hines, J.E. & Fallon, F. 2008. *The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966–2007*. Version 5.15.2008. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD.
- Svensson, S. 1978. Census efficiency and number of visits to a study plot when estimating bird densities by the territory mapping method. *Journal of Applied Ecology* 16: 61–68.
- 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. 2009. A stable bird community during 27 years (1980–2006) in the nemoral broadleaf wood Dalby Söderskog National Park. *Ornis Svecica* 19: 237–244.
- William, A.B. 1936. The composition and dynamics of a beech-maple climax community. *Ecological Monographs* 6: 317–408.

Sammanfattning

Fågelsångsdalen är en 13 hektar stor blandlövkog med flera öppna partier bevuxna med gräs och örter, belägen vid Södra Sandby öster om Lund i Skåne och omgiven av jordbruksmark med årsgrödor. Alla tättingar utom kråkfåglar har inventerats årligen sedan 1953. Resultaten från de första 40 åren har tidigare redovisats av Enemar m.fl. (1994), i det följande kallad 40-årsanalysen. Inventeringsmetoden har varit revirartering och den har varit identisk och lika noggrant genomförd alla år. I denna uppsats redovisas de resultat som tillkommit under de senaste 17 åren. Dessutom görs analyser på de kompletta tidsserierna med alla 57 åren. Vi studerar också en del mönster som framträdde i 40-årsanalysen för att se om de fortfarande står sig. Inventeringen av Fågelsångsdalen är den längsta kända i hela världen som utan avbrott genomförts med så stor noggrannhet och jämförbarhet i en miljö som förändrats mycket litet. En av författarna, Ann Mari Thorner, har ensam gjort alla inventeringar under de senaste 21 åren.

Dalen är naturreservat sedan 1963 och de skogbevuxna delarna har i huvudsak fått utvecklas spontant. Man har dock strävat efter att hålla gläntorna öppna med hjälp av kreatursbete men intensiteten av betet har varit mindre under senare decennier. Viss buskröjning har också skett. Träd och buskar har expanderat något, men förändringarna är inte drastiska, och fördelningen mellan skog och öppen mark har förblivit ungefär densamma genom åren. Almdöden drabbade en del av dalen, men vegetationen återhämtade sig snabbt.

Fågelsångsdalen är liten och isolerad, vilket man kan tänka sig begränsar artsammansättningen och fågeltätheten. En jämförelse med den nära liggande, större och mera åldriga Dalby Söderskogs

nationalpark ger dock inga sådana indikationer. Fågelsamhällets struktur är likartad (Figur 5) och bortsett från staren är de totala tätheterna av tättingar också lika.

Totalt har 41 arter av små tättingar hållit revir i Fågelsångsdalen. Arton av dessa var nästan årliga och rätt talrika, femton arter var fåtaligare eller mindre regelbundna och åtta arter var rent tillfälliga. Vi analyserade mest detaljerat de arton vanligaste arterna och inte alls de tillfälliga. Inventeringsresultatet från de tillkommande sju åren redovisas i Appendix 1 och dessutom redovisar vi de arter, som aldrig tidigare redovisats, i Appendix 2. Dessa arter studeras dock inte närmare och ingår bara i jämförelsen med Dalby Söderskog. De arton vanligaste arternas trender sammanfattas i Tabell 1, där den tidigare 40-årsperiodens trender också jämförs med den nya 17-årsperiodens.

Totalt har det skett en ökning av såväl antal arter som antal revirhållande hanar (Figur 1), en utveckling som hade börjat tidigare men som ännu inte var signifikant i 40-årsanalysen. Även bland de enskilda arterna är det fler som ökat än minskat. Det är alltså inte någon enda dominerande art som svarar för den positiva numerära utvecklingen. I 40-årsanalysen identifierades två grupper av arter, nämligen stannfåglar och kortflyttare, som ökade, respektive tropikflyttare, som minskade i antal. Detta mönster kvarstår efter ytterligare sju år (Figur 2, Tabell 1, Tabell 2). Den senare tabellen visar hur arterna med positiva trender är Europaflyttare och inbördes korrelerade. Detsamma gäller Afrikaflyttarna med negativa trender. Några arter utan signifikanta trender faller däremellan utan starkare korrelationer med varandra.

Orsaken till de olika trenderna för kort- och långflyttare ansågs i 40-årsanalysen vara förbättrade övervintringsförhållanden för kortflyttarna och att detta lett till att långflyttarna konkurrerades ut. Eftersom vinterförhållandena fortsatt att förbättras finns inget som motsäger denna tolkning. Stöd för denna tolkning ger också ett experiment som gjordes i dalen (Enemar m.fl. 1972). Med holkar ökades antalet svartvita flugsnappare radikalt, men detta orsakade inga mätbara förändringar i fågelsamhället i övrigt; denna tropikflyttare verkar alltså inte konkurrera ut andra arter. Tre exempel på närbesläktade arter med liknande ekologier där det gått sämst för tropikflyttaren är lövsångare i jämförelse med gransångare, trädgårdssångare i jämförelse med svarthätta samt näktergal jämfört med rödhake, koltrast och järnsparv. Tropikflyttare kanske är svaga konkurrenter för att de kommer sent när kortflyttarna redan är väl etablerade i häck-

ningsområdet. Emellertid finns ändå möjligheten att långflyttarnas sjunkande beståndsstorlekar beror på faktorer i deras tropiska vinterkvarter eller under flyttningen och som inte har något att göra med konkurrens i häckningsmiljön.

Omsättningen av arter mellan åren har inte förändrats; den har om än med en hel del variation legat på 11% (beräknat mellan två år som summan av nya och försvunna arter dividerat med summan av antalet arter det ena och det andra året, därefter uttryckt i procent). I 40-årsanalysen noterades att ju längre det var mellan de jämförda åren, desto högre var artomsättningen. Denna utveckling har fortsatt linjärt och visar inga tecken på att avta (Figur 4). I 40-årsanalysen gjordes en förutsägelse om att alla arter skulle ha bytts ut om ungefär hundra år. Vi har omtolkat resultaten och slutsatsen blir i stället att det dröjer till år 2190 innan alla arter som fanns 1953 har bytts ut mot nya arter.

En egenskap hos ett fågelsamhälle är att det kumulativa antalet arter ökar med tiden. Sedan 40-årsanalysen har det tillkommit två nya arter och det totala antalet arter som häckat minst ett år är nu uppe i 41 stycken. Med en så lång serie som 57 år kan man våga sig på vissa framskrivningar rörande utvecklingen. I Figur 6 har vi använt modellen att det kumulativa antalet arter ökar linjärt med logaritmen av antalet år. När räkningarna i Fågelsångsdalen firar hundraårsjubileum bör ytterligare sex arter ha haft revir i dalen, totalt således 47 arter. Efter 250 år förutsågs antalet registrerade häckfåglar ha ökat till nästan 60. Denna ökningstakt är inte särskilt kontroversiell om man tar hänsyn till både den existerande artpoolen i storregionen och de många faunaförändringar som skett i historisk tid i vår del av världen. Kurvans form kan vara annorlunda än den vi valt och vi får i första hand vänta och se vad som hänt vid 100-årsjubileet om 43 år.

Värt att nämna här i den svenska sammanfattningen är slutligen följande. Fågelsångsdalen tillkom en gång som övervakningsområde i ett projekt som Sveriges Ornitologiska Förening startade i början av 1950-talet. Frånvaron av inventeringsmanual och organisation gjorde att av de startade provytorna kom bara den i Fågelsångsdalen att bestå, och det enbart genom Anders Enemars insatser. Han inventerade fram till 1967. Under övriga år har endast tre personer före Ann Mari Thorner gjort mångåriga insatser, nämligen Erik Nyholm, Berith Cavallin och Inga Rudebeck. Det formella ansvaret för inventeringens framtid har övertagits av Skånes Ornitologiska Förening och alla originaldokument såsom besöks- och artkartor från inventeringarna och fotodokumentationen från fasta punkter finns i föreningens arkiv.

Appendix 1, part 1.

Number of territories of small passerines. Grey cells: modified values; see text. English names in Appendix 3. Antal revir av små tättingar. Grå celler: justerade värden; se texten. Svenska namn i Appendix 3.

Period 1953–1972	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72
1 <i>Fringilla coelebs</i>	17	19	14	10	14	12	12	13	17	17	18	22	17	15	19	17	19	15	12	15
2 <i>Phylloscopus trochilus</i>	23	22	20	20	23	23	17	18	13	13	17	15	13	11	16	14	12	11	10	11
3 <i>Sylvia borin</i>	16	14	16	18	19	14	13	14	16	12	13	9	15	11	14	12	14	11	11	9
4 <i>Luscinia luscinia</i>	9	13	7	17	14	15	16	14	13	10	10	13	13	16	15	12	14	13	12	10
5 <i>Parus major</i>	2	2	3	4	7	7	8	10	11	9	6	6	12	10	9	7	6	7	10	5
6 <i>Turdus merula</i>	7	7	5	7	9	7	7	7	8	9	6	8	9	6	11	8	14	8	8	11
7 <i>Sylvia atricapilla</i>	9	6	4	3	4	6	4	5	5	4	2	2	4	6	3	4	7	5	5	2
8 <i>Parus caeruleus</i>	1	3	4	1	3	3	2	4	5	3	3	2	4	3	3	1	3	3	2	3
9 <i>Erithacus rubecula</i>	6	2	0	3	8	9	8	11	9	8	5	8	7	2	4	4	6	3	4	5
10 <i>Sylvia communis</i>	6	5	7	7	8	6	3	6	7	3	7	6	5	6	6	5	5	4	7	3
11 <i>Troglodytes troglodytes</i>	1	2	1	0	0	1	0	0	2	2	0	1	1	0	0	1	1	0	2	2
12 <i>Hippolais icterina</i>	3	3	4	3	3	1	0	2	1	4	3	1	5	5	4	5	7	4	4	2
13 <i>Anthus trivialis</i>	5	7	6	10	7	6	7	9	10	7	6	8	5	5	5	6	5	4	4	3
14 <i>Acrocephalus palustris</i>	0	0	0	0	1	1	2	2	1	1	2	2	2	2	2	3	4	2	4	2
15 <i>Prunella modularis</i>	3	4	0	0	2	3	2	3	2	3	3	4	5	4	2	3	3	3	3	3
16 <i>Sturnus vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2	2	1	2
17 <i>Parus palustris</i>	2	1	4	4	5	1	3	2	3	2	2	2	4	2	4	2	3	2	4	3
18 <i>Ficedula hypoleuca</i>	2	0	0	0	1	3	4	5	8	5	4	5	5	4	7	3	3	2	3	2
19 <i>Emberiza citrinella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20 <i>Sitta europaea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	1	3
21 <i>Carduelis chloris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	2	4
22 <i>Phylloscopus collybita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23 <i>Carduelis cannabina</i>	1	0	2	1	0	1	1	2	4	3	1	3	3	5	3	1	6	1	0	1
24 <i>Turdus pilaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25 <i>Muscicapa striata</i>	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
26 <i>Motacilla alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	0	0	1	1	2
27 <i>Turdus philomelos</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	2	2	1	2	3	0	0	0	0	1	0	0
28 <i>Carduelis carduelis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
29 <i>Ph. phoenicurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
30 <i>Certhia familiaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31 <i>Passer montanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	3	1
32 <i>Emberiza hortulana</i>	1	0	4	4	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33 <i>Sylvia curruca</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
34 <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35 <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
36 <i>Saxicola rubetra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37 <i>Regulus regulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
38 <i>C. coccothraustes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
39 <i>Passer domesticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40 <i>Locustella naevia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41 <i>Aegithalos caudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Species Arter	20	17	17	15	18	19	17	18	21	23	19	21	23	18	20	22	22	22	22	23
Territories Revir	116	112	103	112	132	121	110	128	139	121	110	121	139	114	131	112	139	105	113	104

Appendix 1, part 2.

Number of territories of small passerines. *Antal revir av små tättingar.*

Period 1973–1992	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92
1 <i>Fringilla coelebs</i>	17	21	20	27	20	17	16	25	25	22	27	19	21	26	20	19	22	27	23	23
2 <i>Phylloscopus trochilus</i>	7	13	14	14	14	11	13	18	10	12	13	12	16	16	12	10	7	6	13	5
3 <i>Sylvia borin</i>	11	13	13	17	14	14	13	14	16	18	18	14	11	16	18	12	11	13	5	9
4 <i>Luscinia luscinia</i>	11	11	11	11	9	8	13	16	9	9	9	6	10	8	9	13	14	16	6	9
5 <i>Parus major</i>	7	10	10	12	10	12	14	14	10	4	12	8	9	15	8	7	7	9	13	14
6 <i>Turdus merula</i>	10	12	16	15	11	8	8	11	8	9	12	10	10	12	7	8	9	10	11	7
7 <i>Sylvia atricapilla</i>	3	3	2	3	4	2	2	2	3	4	4	4	5	4	7	7	9	8	9	13
8 <i>Parus caeruleus</i>	5	3	4	5	3	5	2	6	5	2	4	3	6	6	6	3	3	4	11	5
9 <i>Erithacus rubecula</i>	3	4	5	7	1	1	1	4	4	3	4	5	1	0	2	2	6	5	10	6
10 <i>Sylvia communis</i>	0	2	5	3	6	4	4	3	6	1	3	2	4	0	5	6	3	2	1	3
11 <i>T. troglodytes</i>	3	6	7	7	8	7	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	2	9	11	9
12 <i>Hippolais icterina</i>	3	3	5	4	2	1	2	4	5	2	4	3	4	4	4	8	8	5	2	2
13 <i>Anthus trivialis</i>	3	2	3	6	5	4	5	7	3	2	6	3	5	7	3	4	3	0	0	0
14 <i>Acrocephalus palustris</i>	1	1	3	5	6	3	5	2	10	8	7	9	8	12	8	8	10	6	3	0
15 <i>Prunella modularis</i>	3	3	3	3	1	0	1	4	5	6	6	2	2	1	2	2	2	4	7	1
16 <i>Sturnus vulgaris</i>	6	5	8	8	4	6	3	8	8	5	10	4	3	3	0	1	1	1	1	3
17 <i>Parus palustris</i>	1	2	3	2	3	3	3	3	1	1	2	2	1	1	1	2	0	1	1	1
18 <i>Ficedula hypoleuca</i>	2	1	1	0	0	2	2	4	2	3	4	2	4	3	2	3	1	1	0	3
19 <i>Emberiza citrinella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
20 <i>Sitta europaea</i>	2	1	0	0	1	1	0	0	1	1	2	0	0	0	1	0	0	2	2	0
21 <i>Carduelis chloris</i>	3	5	3	2	0	0	0	1	0	0	2	2	0	2	0	1	0	2	0	0
22 <i>Phylloscopus collybita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23 <i>Carduelis cannabina</i>	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24 <i>Turdus pilaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	4	2	1
25 <i>Muscicapa striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
26 <i>Motacilla alba</i>	0	2	4	1	2	2	0	1	0	1	1	0	0	1	2	0	1	0	0	0
27 <i>Turdus philomelos</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1
28 <i>Carduelis carduelis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
29 <i>Ph. phoenicurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30 <i>Certhia familiaris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1
31 <i>Passer montanus</i>	1	1	3	4	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32 <i>Emberiza hortulana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33 <i>Sylvia curruca</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
34 <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35 <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36 <i>Saxicola rubetra</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37 <i>Regulus regulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
38 <i>C. coccythraustes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39 <i>Passer domesticus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40 <i>Locustella naevia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
41 <i>Aegithalos caudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Species Arter	22	23	23	22	22	20	17	21	19	19	23	19	17	17	21	22	21	22	19	19
Territories Revir	104	125	145	158	127	112	107	149	132	113	155	113	120	137	120	122	125	138	132	116

Appendix 1, part 3.

Number of territories of small passerines. *Antal revir av små tättingar.*

Period 1993–2009	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	Σ
1 <i>Fringilla coelebs</i>	23	28	19	24	28	18	17	21	28	25	24	27	27	20	22	18	20	1140
2 <i>Phylloscopus trochilus</i>	7	10	12	13	13	12	12	15	7	9	2	9	7	9	6	4	7	712
3 <i>Sylvia borin</i>	8	10	7	8	12	9	11	8	11	10	6	11	11	10	9	8	2	692
4 <i>Luscinia luscinia</i>	8	7	5	8	9	11	5	7	5	2	3	2	1	5	7	7	3	559
5 <i>Parus major</i>	11	12	15	14	10	11	10	10	13	11	12	13	18	13	11	12	14	556
6 <i>Turdus merula</i>	8	9	7	9	12	14	9	10	14	13	11	13	13	12	8	11	8	547
7 <i>Sylvia atricapilla</i>	7	11	10	14	12	10	14	15	14	13	11	12	16	15	15	17	12	406
8 <i>Parus caeruleus</i>	7	7	6	10	9	6	11	8	11	11	9	12	12	12	7	11	12	308
9 <i>Erithacus rubecula</i>	8	5	4	3	4	7	6	6	5	3	4	7	6	4	5	6	9	278
10 <i>Sylvia communis</i>	3	4	2	6	7	8	4	3	3	5	5	7	7	5	4	7	2	257
11 <i>T. troglodytes</i>	10	8	7	4	5	7	9	13	7	7	8	9	11	7	6	8	11	229
12 <i>Hippolais icterina</i>	3	5	7	9	4	2	6	3	7	8	6	7	3	1	0	2	1	213
13 <i>Anthus trivialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	200
14 <i>Acrocephalus palustris</i>	0	3	6	5	5	2	2	4	1	2	1	0	1	5	5	4	1	195
15 <i>Prunella modularis</i>	2	3	7	2	5	7	3	8	6	2	3	7	7	5	2	4	3	189
16 <i>Sturnus vulgaris</i>	4	5	7	7	8	5	12	1	2	1	2	4	5	5	2	8	3	179
17 <i>Parus palustris</i>	1	1	2	2	2	1	2	2	3	3	5	3	2	3	4	3	5	133
18 <i>Ficedula hypoleuca</i>	2	1	1	2	1	2	0	2	0	0	0	1	1	1	1	1	0	122
19 <i>Emberiza citrinella</i>	1	1	1	4	3	1	7	5	6	6	6	12	9	8	4	6	5	87
20 <i>Sitta europaea</i>	2	1	3	1	3	3	3	4	4	3	3	2	2	6	5	5	3	76
21 <i>Carduelis chloris</i>	0	1	6	4	4	2	2	3	3	4	4	4	3	0	0	0	2	74
22 <i>Phylloscopus collybita</i>	0	0	0	1	1	1	1	0	2	0	6	9	6	3	8	9	10	57
23 <i>Carduelis cannabina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44
24 <i>Turdus pilaris</i>	2	4	2	2	0	0	1	1	2	3	4	1	0	0	0	0	0	36
25 <i>Muscicapa striata</i>	3	1	0	2	0	1	0	0	3	5	4	0	4	1	0	1	0	32
26 <i>Motacilla alba</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	28
27 <i>Turdus philomelos</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	2	2	0	0	1	1	28
28 <i>Carduelis carduelis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	2	4	5	2	0	0	1	0	0	24
29 <i>Ph. phoenicurus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	1	2	0	3	2	1	3	4	4	23
30 <i>Certhia familiaris</i>	4	0	0	1	3	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	20
31 <i>Passer montanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19
32 <i>Emberiza hortulana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
33 <i>Sylvia curruca</i>	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	11
34 <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3
35 <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
36 <i>Saxicola rubetra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
37 <i>Regulus regulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
38 <i>C. coccythraustes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
39 <i>Passer domesticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
40 <i>Locustella naevia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
41 <i>Aegithalos caudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Species Arter	21	22	22	26	22	25	24	23	26	25	24	27	25	23	21	24	24	41
Territories Revir	124	137	137	157	160	144	150	152	164	154	146	182	177	152	135	158	140	7501

Appendix 2.

Number of territories of non-passerine and corvine species. These species were not surveyed in 1953–1992 (Hooded Crow, Mallard and Pheasant not until 1999). Magpie was reported regular with 1–3 territories in 1953–1992 but has since only occasionally visited the valley.

Antal revir av icke tättingar och kråkfåglar. Dessa arter inventerades inte 1953–1992 (kråka, gräsand och fasan inte förrän 1999). Skatan rapporterades som årlig med 1–3 revir 1953–1992 men har därefter bara tillfälligt besökt dalen.

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Corvus cornix</i>																	
Hooded Crow <i>Kråka</i>	?	?	?	?	?	?	1	2	2	1	2	3	3	3	3	3	2
<i>Columba palumbus</i>																	
Wood Pigeon <i>Ringduva</i>	4	6	5	7	7	6	7	6	6	7	9	8	6	9	9	10	10
<i>Dendrocopos minor</i>																	
Lesser Spotted Woodpecker <i>Mindre hackspett</i>	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Dendrocopos major</i>																	
Great Spotted Woodpecker <i>Större hackspett</i>	1	0	1	1	1	1	1	0	2	1	1	1	1	2	2	2	0
<i>Buteo buteo</i>																	
Common Buzzard <i>Ormvråk</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cuculus canorus</i>																	
Cuckoo <i>Gök</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Anas platyrhynchos</i>																	
Mallard <i>Gräsand</i>	?	?	?	?	?	?	1	1	1	3	3	2	1	3	2	0	3
<i>Strix aluco</i>																	
Tawny Owl <i>Kattuggla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Phasianus colchicus</i>																	
Pheasant <i>Fasan</i>	?	?	?	?	?	?	3	5	2	6	2	4	5	3	4	5	2

Appendix 3.

List of species with English and Swedish names in the same order as in Appendix 2.

Artlista med engelska och svenska namn i samma ordning som i Appendix 2.

1 <i>Fringilla coelebs</i> Chaffinch <i>Bofink</i>	21 <i>Carduelis chloris</i> Greenfinch <i>Grönfink</i>
2 <i>Phylloscopus trochilus</i> Willow Warbler <i>Lövsångare</i>	22 <i>Phylloscopus collybita</i> Chiffchaff <i>Gransångare</i>
3 <i>Sylvia borin</i> Garden Warbler <i>Trädgårdssångare</i>	23 <i>Carduelis cannabina</i> Linnet <i>Hämpling</i>
4 <i>Luscinia luscinia</i> Thrush Nightingale <i>Näktergal</i>	24 <i>Turdus pilaris</i> Fieldfare <i>Björkrast</i>
5 <i>Parus major</i> Great Tit <i>Talgöxe</i>	25 <i>Muscicapa striata</i> Spotted Flycatcher <i>Grå flugsnappare</i>
6 <i>Turdus merula</i> Blackbird <i>Koltrast</i>	26 <i>Motacilla alba</i> White Wagtail <i>Sädesärta</i>
7 <i>Sylvia atricapilla</i> Blackcap <i>Svarthätta</i>	27 <i>Turdus philomelos</i> Song Thrush <i>Taltrast</i>
8 <i>Parus caeruleus</i> Blue Tit <i>Blåmes</i>	28 <i>Carduelis carduelis</i> Goldfinch <i>Steglits</i>
9 <i>Erithacus rubecula</i> Robin <i>Rödhake</i>	29 <i>Phoenicurus phoenicurus</i> Redstart <i>Rödstjärt</i>
10 <i>Sylvia communis</i> Whitethroat <i>Törnsångare</i>	30 <i>Certhia familiaris</i> Treecreeper <i>Trädskrypare</i>
11 <i>Troglodytes troglodytes</i> Wren <i>Gärdsmyg</i>	31 <i>Passer montanus</i> Tree Sparrow <i>Pilfink</i>
12 <i>Hippolais icterina</i> Icterine Warbler <i>Härmsångare</i>	32 <i>Emberiza hortulana</i> Ortolan Bunting <i>Ortolansparv</i>
13 <i>Anthus trivialis</i> Tree Pipit <i>Trädpiplärka</i>	33 <i>Sylvia curruca</i> Lesser Whitethroat <i>Årtsångare</i>
14 <i>Acrocephalus palustris</i> Marsh Warbler <i>Kärrensångare</i>	34 <i>Acrocephalus scirpaceus</i> Reed Warbler <i>Rörsångare</i>
15 <i>Prunella modularis</i> Dunnock <i>Järnsparv</i>	35 <i>Phylloscopus sibilatrix</i> Wood Warbler <i>Grönsångare</i>
16 <i>Sturnus vulgaris</i> Starling <i>Stare</i>	36 <i>Saxicola rubetra</i> Whinchat <i>Buskskvätta</i>
17 <i>Parus palustris</i> Marsh Tit <i>Entita</i>	37 <i>Regulus regulus</i> Goldcrest <i>Kungsfågel</i>
18 <i>Ficedula hypoleuca</i> Pied Flycatcher <i>Svartvit flugsnappare</i>	38 <i>Coccothraustes coccothraustes</i> Hawfinch <i>Stenknäck</i>
19 <i>Emberiza citrinella</i> Yellowhammer <i>Gulsparv</i>	39 <i>Passer domesticus</i> House Sparrow <i>Gråsparv</i>
20 <i>Sitta europaea</i> Nuthatch <i>Nötväcka</i>	40 <i>Locustella naevia</i> Grasshopper Warbler <i>Gräshoppsångare</i>
	41 <i>Aegithalos caudatus</i> Long-tailed Tit <i>Stjätmes</i>

Evaluation of the analysis of distance sampling data: a simulation study

Utvärdering av avståndsanalys av inventeringsdata: en simuleringsstudie

ROBERT EKBLOM

Abstract

Distance sampling is used to estimate number of individuals in an area of interest. The idea is that with known distances to the observed individuals, one can model the probability of detection in relation to distance and thereby account for individuals that were not detected. Distances can be recorded either exactly or in discrete categories. In this study I validated the method using simulated distance sampling data for two hypothetical bird species and compared the estimated density values to the known true densities. Generally the true densities and numbers of individuals were very similar to (and always within the 95% confidence interval of) the parameter estimates from the analysis of the simulated data. The analyses were also robust to modifications of the data such as truncation and

grouping of the distances into discrete categories. The confidence intervals increased, however, when using only two distance groups. Given that critical assumptions of the model can be met in the field situation, distance data can thus be used in a wide range of bird studies to calculate reliable density estimates.

Robert Ekblom, Department of Population Biology and Conservation Biology, Uppsala University, Norbyvägen 18D, S-752 36, Uppsala, Sweden, and Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield, Alfred Denny Building, Western Bank, Sheffield S10 2TN, UK. E-mail: robert.ekblom@ebc.uu.se

Received 21 September 2009, Accepted 19 January 2010, Editor: Å. Lindström

Introduction

Distance sampling is a biological survey method aimed to provide estimates of density and number of individuals in the sampled area. The method can be applied to point and line transects for a wide variety of systems and species (Sutherland 1996). In addition to recording the number of individuals and species identity, one also registers the distance between each identified individual and the line or point (either as exact measurements or grouped into discrete distance ranges). This procedure enables the investigator to account for individuals present but not detected in the survey, provided that they are potentially observable during the census. More specifically the distances recorded are visualised in a histogram and a detection function is modelled onto the data. This detection function is then used to estimate the proportion of individuals in the effectively surveyed area that were not detected and an estimate of the true density of individuals is calculated. The density estimate can then be multiplied by the total size of the area of interest

to obtain a measure of the true number of individuals (Bibby et al. 2000).

Application to bird studies

Distance sampling has been applied successfully to a large number of bird species in different environments (see for example Marsden 1999, Cimprich 2009, Handel et al. 2009), and has been shown to give more robust estimates of population trends than relative estimates of bird densities, for example line or point transect counts without distance recording (Norvell et al. 2003). This is because the assumption for relative density estimates, that the probability of detection function remains constant between different time points, is often likely to be violated because of changes in conditions such as observers, weather, or habitat. However, other studies have also emphasised practical and theoretical problems with distance sampling applied to bird surveys and in many cases more sophisticated protocols like multiple observer surveys are advised to be able to control for violations of the various

assumptions of distance sampling methodology (Kissling & Garton 2006, Southwell & Low 2009).

Important practical considerations

Before performing a distance sampling survey there are a number of practical limitations to consider. There are several assumptions regarding the data collection that need to be met in order to get reliable density estimates from the analysis; some of these are discussed below. In general these assumptions require a well planned study and carefully performed field work with well trained field workers (Buckland et al. 2001).

Correct measurement of distances

One important assumption is that the distances are measured correctly. Bias in the distance measurement will inevitably lead to bias in the estimate of individual densities. This is especially important for point counts since measurement errors will increase geometrically with distance (Bibby et al. 2000). Laser rangefinders can be helpful for measuring distances to the birds or to the vegetation patches from which they are singing. Also note that for line transects the measure analysed is the closest distance from the bird to the line and not to the observer. This can be calculated by trigonometry by also recording the angle between the line and the bird from the observation point (Figure 1a). If the exact measurement of distances is impractical there is also an option to record distances into two or more discrete categories (Figure 1b–c).

Representative sample

In order to extrapolate the density estimates from the sampled transects into the entire study area it is important that the transects are representative of the area as a whole (Ekblom 2007). This can be achieved using a variety of randomisation or systematic sampling methods. For more information about sampling theory and survey design, please consult a statistics textbook (for example Fowler et al. 1998). It is recommended that the sample contains at least 20 different lines or points across the study area to obtain a reliable estimate of variance (Buckland et al. 2001).

Birds do not move in relation to the observer

If birds are attracted to or move away from the observer before detection, the distances will be

systematically biased, causing an underestimate or overestimate of the species density. Also for point counts it is important that counting periods are short enough that random movements of birds around the study area will not cause the number of detections close to the observer to be biased high (Buckland 2006).

Birds on the transect are always detected

To get reliable estimates of the detection function it is important that individuals on or very close to the line (or point) have a 100% detection probability. If this assumption is likely to be violated it is possible to account for missed birds by having two transect lines parallel to each other being censused simultaneously (Buckland et al. 2001), or by having two observers counting simultaneously at a point (Kissling & Garton 2006). There is also an option to left-truncate the data during analysis if this assumption seems to have been systematically violated.

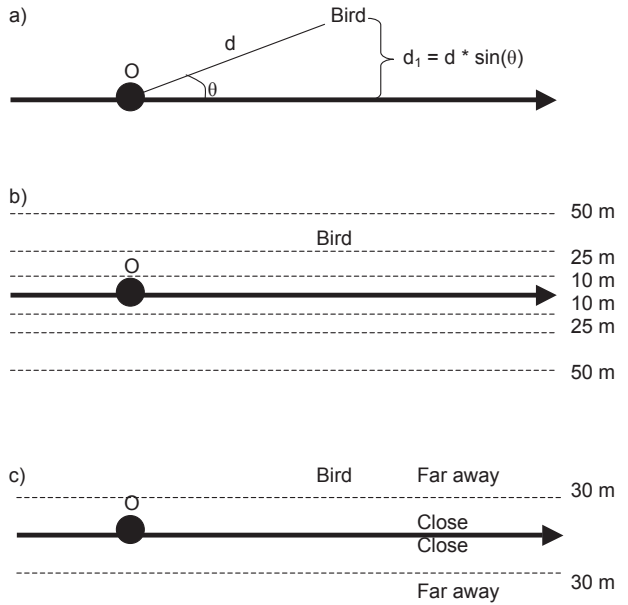
Correct species identification

It is also important that the species are correctly identified for all individuals registered. If the distance is too large, or observation too brief, for correct species identification such an observation should not be registered. Recordings of bird songs are available for many geographic areas and can be used to learn to identify species that are more often heard than seen.

Large number of observations

In order to reliably fit a detection function to the data, it is generally advised that sample sizes are rather large. As a rule of thumb 60 to 80 observations are a minimum to produce reliable density estimates (Buckland et al. 2001). In many investigations this number of observations may be hard to obtain for uncommon species. However, species with similar detection probabilities may be pooled in the analysis to increase the sample size and provide a more robust model fitting for the probability of detection function. Sample lines or points may also be surveyed multiple times during a season to obtain the number of detections required for analysis. For some species or restricted study areas, however, it may be necessary to choose a different census method (for example a territory mapping scheme).

Figure 1. Different possible strategies for sampling distance data in a line transect survey. The thick arrow indicates the transect line and the direction of travel. a) The exact distance (d_1) between the bird and the transect line (thick arrow) is calculated using the measurement of distance (d) between bird and observer (O) and the angle from the observer between the line and the bird (θ). b) Estimating the distance between the bird and the line in four discrete distance groups (in this case 0–10 m, 10–25 m, 25–50 m and further away than 50 m). c) Estimating the bird to be close to or far away from the line (in this case with a cut-off value of 30 m). *Olika tänkbara strategier för att för att samla in avståndsdata vid en linjeinventering. Den tjocka pilen representerar linjen. a) Det exakta avståndet (d_1) mellan fågeln (Bird) och linjen kan räknas ut genom att mäta avståndet (d) mellan fågeln och observatören (O) samt vinkeln från observatören mellan linjen och fågeln (θ). b) Uppskattning av avståndet mellan fågeln och linjen i fyra diskreta avståndsklasser (i detta fall 0–10 m, 10–25 m, 25–50 m och längre bort än 50 m). c) Uppskattning om fågeln är nära eller långt bort från linjen (i detta fall med ett gränsvärde på 30 m).*



Aim of this study

The aim of the present investigation was to evaluate the analysis of distance sampling data, using a simulated line transect study of two hypothetical bird species with different densities and probabilities of detection. I also investigated how truncating and grouping of the distance data affected the analyses and estimates.

Materials and methods

Study area and species

The simulated study area was 5 km² large with an approximately rectangular shape and homogenous environment (similar probability to record an individual of a certain species and at a certain distance throughout the whole area). For each of the two bird species (A and B) territories of irregular shape and size were plotted covering the whole area and one singing male was placed randomly in each territory. The birds were not allowed to move during the simulated survey. The total number of singing males in the area was 185 for species A and 66 for species B.

Line transect census

Twenty transect lines were systematically spread over the study area and each line was surveyed

once for each of the two bird species. The lines were 1 km long and spaced approximately 250 m apart. The exact distance from the transect line to every singing bird in the area was measured with an accuracy of one meter. Two (one for each species) sigmoid probability functions (arbitrarily drawn on a grid paper) was used to determine the likelihood of an individual of being detected at a certain distance. For both species the probability to detect an individual decreased nonlinearly with the distance from the line. For species A there was a 50% probability of detecting an individual at a distance of 40 m from the line and for species B this distance was 130 m from the line. Species A thus corresponds to a rather cryptic species whereas species B was easy to observe also at longer distances. For both species the probability of detecting an individual on, or very close to (A: 0–15 m, B: 0–30 m) the transect was set to 1 (see criteria for reliable analysis of distance data in the Introduction). Zero probability of detection was reached at 90 m for species A and at 180 m for species B. For each distance measured between the transect and the bird, the probability of detection was registered from the probability function of the species in question (see above). A random number between 0 and 1 was then drawn, and if this was lower than the probability of detection the bird was defined as observed.

Analysis of distance data

Distance data generated by the simulation described above were analysed using the software Distance 5.0 (Thomas et al. 2005). For each analysis and species I fitted each of three different key detection functions (uniform, half-normal and hazard rate), with an additional optional series expansion (simple polynomial, cosine or hermite polynomial). The model with the smallest Akaike Information Criterion (AIC) value was chosen. In addition I also inspected the fit of the functions to the data manually using the histograms produced in Distance. For truncated analyses I discarded all observations further than 50 m from the line for species A and further than 125 m for species B. For analyses with data in four intervals I chose bins of

0–10 m, 11–25 m, 26–50 m and further away than 50 m for species A and 0–25 m, 26–50 m, 51–100 m and further than 100 m away for species B. When analysing data using only two intervals (close and far away) I set the cut-off point to 30 m for species A and 50 m for species B.

Results

Results from the distance sampling

A total of 70 singing males of species A (mean 3.5 per transect line) and 69 of species B (mean 3.45 per transect line) were observed during the simulation. Mean observed distance between the line and the bird was 26.6 m (range 1 to 77) for species A and 66.0 m for species B (range 0 to 157). For species A the observations fell into a rather smooth

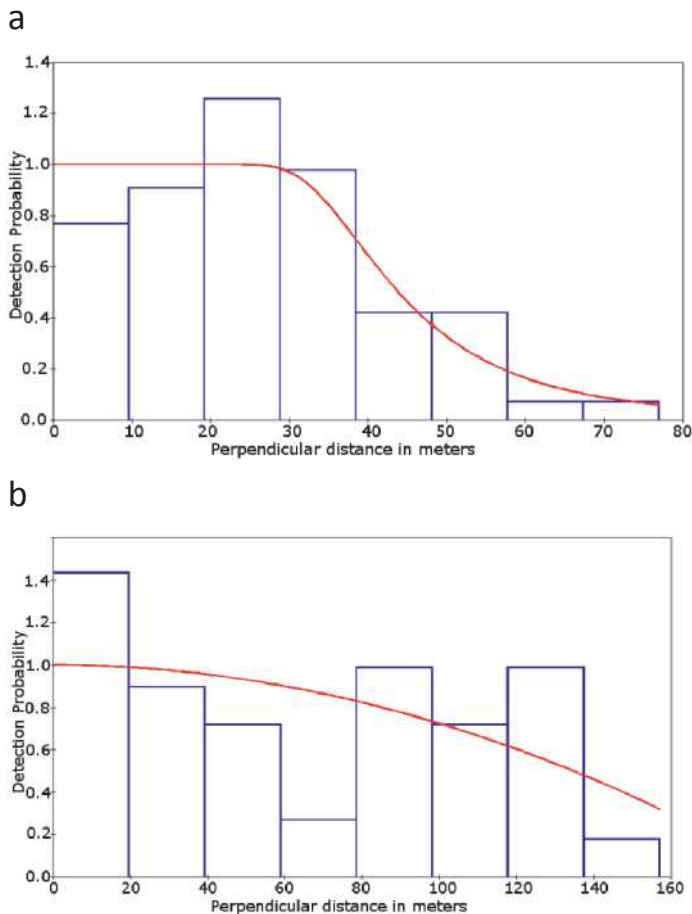


Figure 2. Histograms of the detection probability plotted against distance between the transect line and the observed birds. Fitted to the data is the modelled probability of detection function. a) Data for species A with a hazard rate key function without any series expansion terms fitted as the probability of detection curve. b) Data for species B with a uniform key function with one simple polynomial adjustment term fitted.

Histogram över sannolikheten att fågeln har upptäckts som en funktion av avståndet mellan linjen och de observerade fåglarna. a) Data för art A med en "Hazard rate key" kurva utan några serie-expansionstermer passad som upptäckbarhetsfunktion. b) Data för art B med en "Uniform key" kurva med en enkel polynomisk justeringsterm passad.

Table 1. Summary of the true and estimated (with 95% confidence intervals) densities (D, number of singing males per km²) and total number of singing males (N, number of individuals) of the two simulated species (A and B) using different analysis specifications.

Sammanfattning av de verkliga och uppskattade (med 95% konfidensintervall) individtätheterna (D, antal sjungande hanar per km²) och antalet sjungande hanar (N, antal individer) av de två simulerade arterna (A och B) med olika typer av avståndsanalyser.

Species	Analysis	D	N
A	True values	37.0	185
	<i>Verkliga värden</i>		
	Exact distances	37.2 (27.2–50.7)	186 (136–254)
	<i>Exakta avstånd</i>		
	Right-truncated data	37.3 (27.0–51.5)	186 (135–257)
	<i>Högerkapade data</i>		
	Data in 4 distance bins	37.9 (28.2–50.8)	189 (141–254)
	<i>Data i 4 avståndskategorier</i>		
Data in 2 distance bins	39.3 (28.2–54.7)	197 (141–274)	
<i>Data i 2 avståndskategorier</i>			
B	True values	13.2	66
	<i>Verkliga värden</i>		
	Exact distances	14.2 (11.3–17.8)	71 (57–89)
	<i>Exakta avstånd</i>		
	Right-truncated data	12.4 (10.6–14.6)	62 (53–73)
	<i>Högerkapade data</i>		
	Data in 4 distance bins	14.7 (11.1–19.6)	74 (55–98)
	<i>Data i 4 avståndskategorier</i>		
Data in 2 distance bins	16.0 (11.7–21.9)	80 (58–110)	
<i>Data i 2 avståndskategorier</i>			

sigmoid distribution (Figure 2a) whereas for species B the observations were more randomly scattered (Figure 2b).

Estimates of density and absolute numbers

When using the original data for species A (all measured distances between transects and the birds) the hazard-rate key function (with no series expansion used) gave the smallest AIC of the different models and was thus the best fit to the data (Figure 2a). According to this model the density of birds was 37.2 singing males per km² and the number of singing males in the whole study area was 186 (Table 1). This is strikingly similar to the true values of 185 singing males and 37 individuals per km². For species B the uniform key function with a simple polynomial adjustment term was chosen based on AIC (Figure 2b). The analysis produced an estimate of 14.2 singing males per km² and a total of 71 singing males in the area as a whole (Table 1). These are slight overestimates but the true values (13.2 and 66) are still well within the 95% confidence limits of the estimates.

Effect of truncation of the data

For some datasets it is advised to use right truncation to decrease the effect of a few outliers on the model fitting. For species A the right truncation removed seven observations with observation distances exceeding 50 m. Again the hazard rate key gave the best fit to the data. According to this model the density of birds was 37.3 per km² and total number of singing males was still estimated to 186 (Table 1). For species A the right truncation thus had very little effect on the estimated parameters, but the confidence intervals around the estimates were increased slightly due to the smaller sample size (Table 1). With species B the right truncation led to seven observations with distances exceeding 125 m being removed. The model now best fitting the data was the uniform key without any adjustment terms (basically a straight line). The density was estimated to 12.4 singing males per km² and total number was 62, thus an underestimation (Table 1). These estimates for species B were highly dependent on the cut-off value used for the truncation, however, and when truncating a larger

number of the observations the density was generally instead overestimated (data not shown).

Effect of data in intervals

Under many circumstances it is impractical or even impossible to measure the distances from the line to the birds exactly. In such cases distance sampling can still be applied using discrete distance categories. Also in cases where exact measurements have been taken but measurement or rounding errors occur it may be advisable to group the data into bins before performing the model fitting. I tested this approach for analysing the simulated dataset by grouping the data into four or two discrete distance categories. For species A grouping into four distance categories gave an estimated density of 37.9 singing males per km² and a total number of 189 (Table 1). The model with the best fit to the data in this case was the uniform key with simple polynomial adjustments. For species B the best model for data in four categories was the uniform key using one cosine adjustment term. Now the estimated density was 14.7 per km² and the estimated number was 74 (Table 1).

The simplest approach for distance data collection is to group the distances into only two bins, close and far away, with a predetermined cut-off value. For species A this cut-off was set to 30 m. In this analysis several of the models had similar AIC values and the uniform key with simple polynomial adjustments was chosen after manually inspecting the fit to the histogram (the hazard rate functions cannot be fitted to datasets in only two distance categories due to lack of degrees of freedom). In this analysis the density (39.3 per km²) and number of singing males (197) were slightly overestimated. The true values were still, however, well within the 95% confidence limits (Table 1). Species B was analysed using a cut-off value of 50 m. Several different models had the same AIC values and again the uniform key with one simple polynomial adjustment term was chosen based on manual inspection of the fit to the data. Here the estimates were again slightly overestimated with a density of 16.0 per km² and number of singing males of 80 (Table 1). Also, the confidence intervals were larger than for the full data analysis. The estimates changed substantially when altering the cut-off value of the distance bins (data not shown).

Comparison of distance analysis with uncorrected counts

For species A the maximum distance of detection was 77 m and for species B it was 157 m. This means that the effective sampled areas were 3.08 (77×2×20) km² and 6.28 (157×2×20) km² for the two species, respectively. Dividing the number of males detected by the area sampled for each species, one would estimate uncorrected densities of 22.7 singing males per km² for species A (true value 37) and 11.0 per km² for species B (true value 13.2). This shows how density estimates that are not corrected for the probability of detection may be severely biased, especially in cryptic species.

Discussion

This study validates the use of analysis of distance sampling data to calculate estimates of density and absolute numbers of birds. The true density values generally fell very close to the estimated densities and well within the estimated 95% probability ranges. The results were generally rather robust against variations in the analyses used. For species B, however, the density estimates fluctuated somewhat depending on the specificities of truncation or grouping of the data (the true parameter values were always within the confidence limits though). In most real situations the efficiency of this kind of analysis will probably be limited by the need to meet the critical assumptions for distance sampling outlined in the Introduction. In particular great care should be taken to make observations of all individuals on or close to the transect (Bibby et al. 2000). To evaluate if this assumption is met in a real field study it may be wise to apply a double-observer approach, at least for part of the collected data (e.g., Kissling & Garton 2006).

If it is not possible to measure exact distances to a reasonable degree of accuracy it is recommended to collect distance data in discrete distance ranges instead. This simulation study indicates that such an approach will produce estimates of densities similar to those from exact distance data even in the case when only two distance ranges are applied (close and far away). The confidence intervals around the density estimates were however generally larger for grouped distance data than for exact measurements. It is also of crucial importance to choose the cut-off distance with care, to avoid biasing the results. The cut-off should be selected at a distance at which detectability is starting to decline for a species. Also, as highlighted by this study, dif-

ferent species may need different cut-off values for grouped data.

Right-truncation of the data generally had a rather small effect on the density estimates. This means that in a field situation it is more important for the observer to be careful about finding birds close to the transect and make good distance measurements to these, rather than to spend time finding and identifying individuals very far away.

In the case of species B the maximum distance of observation was 157 m and the distance between transect lines was 250 m. Thus it was sometimes possible for the same individual to be observed from more than one line. In theory this should not affect the density estimate as long as there is no double counting on the same line (Buckland et al. 2001). However, there is a chance that the confidence intervals around the estimates are slightly underestimated due to presence of dependent data points (pseudo replication).

Another simulation assessment analysis performed by Cassey & McArdle (1999) also validated the use of the Distance software for analysis of distance sampling data as long as the critical assumptions for such analysis were not violated. They also emphasised the importance of a carefully designed survey protocol and proper stratification and sampling of the study area to avoid biases in parameter estimates.

In conclusion this study has shown that density estimation using distance sampling along line transects generally performs very well as long as critical assumptions of the model are met. Both exact distance measurements and distance data grouped into discrete categories were useful for density estimations. Even if data were collected using only two categories (close or far away), the analyses produced reasonable estimates of true densities of birds. Such simple distance sampling is applicable to a large range of bird surveys and would prove valuable when analysing and evaluating the data. It is worth noting that this is a simulation study and that many practical issues arise when distance sampling is performed in the field (see Introduction). For example in this study, all distances between the transect and the bird was measured without error (an important assumption of the analysis model) but this may be very difficult to accomplish in a field situation. Proper training of the field workers is essential to minimise such errors during a real survey (Buckland et al. 2001).

Acknowledgements

I would like to thank Colleen Handel and Åke Lindström for valuable comments on previous versions of this manuscript. Thanks also to students and teachers on the bird census techniques courses (Uppsala University) for stimulating discussions on this topic.

References

- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & Mustoe, S. H. 2000. *Bird census techniques*, 2nd ed. Academic Press, London.
- Buckland, S. T. 2006. Point-transect surveys for songbirds: robust methodologies. *Auk* 123:345–357.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press.
- Cassey, P. & McArdle, B. H. 1999. An assessment of distance sampling techniques for estimating animal abundance. *Environmetrics* 10:261–278.
- Cimprich, D. A. 2009. Effect of count duration on abundance estimates of Black-capped Vireos. *Journal of Field Ornithology* 80:94–100.
- Eklöf, R. 2007. Ny vår för fågelinventeringar: en översikt av de vanligaste metoderna för att inventera fåglar. *Vår fågelvärld* suppl. 46.
- Fowler, J., Cohen, L. & Jarvis, P. 1998. *Practical statistics for field biology*. 2nd ed. John Wiley & Sons.
- Handel, C. M., Swanson, S. A., Nigro, D. A. & Matsuoka, S. M. 2009. Estimation of avian population sizes and species richness across a boreal landscape in Alaska. *Wilson Journal of Ornithology* 121:528–547.
- Kissling, M. L. & Garton, E. O. 2006. Estimating detection probability and density from point-count surveys: a comparison of distance and double-observer sampling. *Auk* 123:735–752.
- Marsden, S. J. 1999. Estimation of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. *Ibis* 141:377–390.
- Norvell, R. E., Howe, F. P. & Parrish, J. P. 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *Auk* 120:10213–1028.
- Southwell, C. & Low, M. 2009. Black and white of shades of grey? Detectability of Adélie penguins during shipboard surveys in the Antarctic pack-ice. *Journal of Applied Ecology* 46:136–143.
- Sutherland, W. J. 1996. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press.
- Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H., Bishop, J. R. B. & Marques, T. A. 2005. *Distance 5.0. Release "Beta 5"*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

Sammanfattning

Genom att mäta avstånden till de observerade fåglarna under en inventering kan insamlade data användas för att räkna ut täthet och totalt individantal i det inventerade området (avståndsanalys). Med hjälp av avståndsdata räknar man först ut hur stor sannolikhet man har att upptäcka en individ av den aktuella arten vid ett visst avstånd. Med hjälp av denna sannolikhet kan man sedan räkna ut ett absolut mått på individtäthet och antalet individer i det inventerade området. Man kan således alltså ta hänsyn till de individer som inte observerats under inventeringen men ändå finns i studieområdet. Analysmetoden går att använda vid både punkt- och linjeinventeringar. Avstånden kan antingen mätas exakt eller uppskattas i två eller flera avståndskategorier (Figur 1).

När man samlar in avståndsdata är det väldigt viktigt att vara noggrann. Metoden att samla in inte bara antal fåglar av varje art, utan även avståndet till varje individ, är ganska arbetsintensiv. För att få tillräckligt bra data för att kunna analysera krävs oftast att man först tränat tillräckligt på metoden och har stor erfarenhet av fågelinventeringar. Det finns ett antal antaganden man gör när man analyserar avståndsdata och slarvigt fältarbete medför ofta att ett eller flera av dessa antaganden inte uppfylls. De viktigaste antagandena för avståndsanalys är:

1) *Avstånden är korrekt mätta.* Det är viktigt att man är mycket noggrann när man mäter avståndet till den plats där fågeln upptäcktes. Observera att det, när det är fråga om linjeinventeringar, är det kortaste avståndet mellan fågeln och linjen (alltså avståndet vinkelrätt från linjen) som skall användas. Det finns flera olika sätt att få fram detta avstånd (Figur 1). Antingen noterar man den plats där man först upptäckt fågeln och mäter avståndet dit först när man kommit fram så långt att man befinner sig mitt för punkten. Man kan också mäta det exakta avståndet från den plats där man befinner sig till fågeln samt vinkeln till linjen och sedan med hjälp av trigonometri räkna ut det rätvinkliga avståndet. En annan möjlighet är att man på en karta prickar in exakt var man upptäckte fågeln och sedan mäter avståndet i efterhand. Exakta avstånd mäts lämpligen med någon form av lasermätare. Om man inte har möjlighet att mäta exakta avstånd går det också att bara bedöma avstånden i två eller flera intervall (exempelvis 0–10 m, 10–25 m, 25–50 m, 50–100 m och över 100 m).

2) *Linjer eller punkter utgör ett representativt urval av den inventerade ytan.* För att linjerna el-

ler punkterna skall utgöra ett statistiskt representativt stickprov av den totala inventerade ytan är det viktigt att dessa är slumpmässigt eller systematiskt utplacerade i studieområdet. Om detta inte är uppfyllt kan man bara dra slutsatser om fågeltätheten kring linjerna och inte uppskatta det totala antalet individer i studieområdet.

3) *Fågeln har inte rört sig innan upptäckt.* Det är viktigt att fågeln inte hunnit röra sig i förhållande till observatören innan den upptäcks. Om fågeln till exempel hinner fly bort en bit från observatören innan upptäckt kommer man att notera ett för stort avstånd till fågeln och därigenom blir också tätheten och antalet individer i studieområdet över-skattat.

4) *Fåglar på linjen upptäcks alltid.* För att på ett säkert sätt kunna räkna ut sannolikheter för att upptäcka individer av en viss art vid ett visst avstånd ("upptäckbarhetsfunktion") är det viktigt att man upptäcker alla individer som befinner sig på (eller rakt ovanför) linjen eller punkten. Det är även bra om funktionen får en så kallad "skuldra", dvs att även en stor andel av de individer som befinner sig nära linjen upptäcks.

5) *Arten är korrekt identifierad för alla individer.* Det är viktigt att ha tillräcklig artkunskap om den eller de arter som skall inventeras för att säkert kunna identifiera de individer som observeras. Om man är osäker på artbestämningen av någon enstaka individ är det bättre att utelämna den observationen helt än att gissa vilken art det är.

6) *Tillräckligt stort antal observationer.* För att kunna göra en rimlig uppskattning av upptäckbarhetsfunktionen och därigenom erhålla ett bra mått på individtäthet är det viktigt att ha tillräckligt många observationer. Som en tumregel bör antalet observationer inte understiga 60.

Denna studie syftade till att utvärdera avståndsdata för att beräkna absoluta tätheter och antal individer i ett studieområde. Jag har själv kunnat se till att samtliga ovan nämnda kriterier varit uppfyllda tack vare att jag arbetat med simulerade data. Jag simulerade en inventering av två påhittade fågelarter (A och B), med olika täthet och lätthet att upptäcka. För att utvärdera analyserna jämförde jag de beräknade täthetsvärdena med de kända sanna tätheterna i området. Det påhittade studieområdet var 5 km² stort och i området hade 20 inventeringslinjer lagts ut enligt ett systematiskt mönster med slumpmässig startpunkt. Linjerna låg 250 m ifrån varandra och var 1 km långa. Varje linje inventerades en gång och avståndet från linjen till alla sjungande hanar av arterna A och B noterades.

Totalt observerades 70 hanar av arten A (i ge-

nomsnitt 3,5 per linje) och 69 hanar av arten B (i genomsnitt 3,45 per linje, Figur 2). Enligt den bästa versionen av avståndsanalysen fanns totalt 186 sjungande hanar av arten A i studieområdet (täthet: 37.2 hanar per km²). Detta värde ligger mycket nära det verkliga antalet som var 185 sjungande hanar. För art B uppskattades antalet sjungande hanar i området till 71 (täthet: 14.2 hanar per km²), medan det verkliga antalet var 66.

På det hela taget visade det sig således att de beräknade värdena låg mycket nära de sanna tätheterna för båda arterna (Tabell 1). Konfidensintervallen runt uppskattningarna inneslöt i samtliga fall de sanna värdena. Uppskattningarna var också relativt robusta mot olika typer av modifieringar av

data, såsom utelämnande av observationer gjorda på väldigt stora avstånd (högerkapning) och gruppering av avstånden i diskreta kategorier. När analyserna gjordes med avstånden indelade i bara två kategorier blev dock uppskattningarna osäkrare (större konfidensintervall).

Så länge de kritiska antagandena för avståndsanalys uppfylls under planering och fältarbete visar denna studie att avståndsdata kan användas för att göra goda skattningar av individtätheter i olika typer av fågelinventeringar. I de fall då det inte är praktiskt genomförbart att mäta exakta avstånd med tillräcklig noggrannhet, rekommenderas det att i stället uppskatta avstånden i två eller fler diskreta avståndsklasser.

Korta rapporter – *Short communications*

Blåstjärt *Tarsiger cyanurus* sjunger som talltita *Poecile montanus*

Red-flanked Bluetail Tarsiger cyanurus
singing like a Willow Tit Poecile
montanus

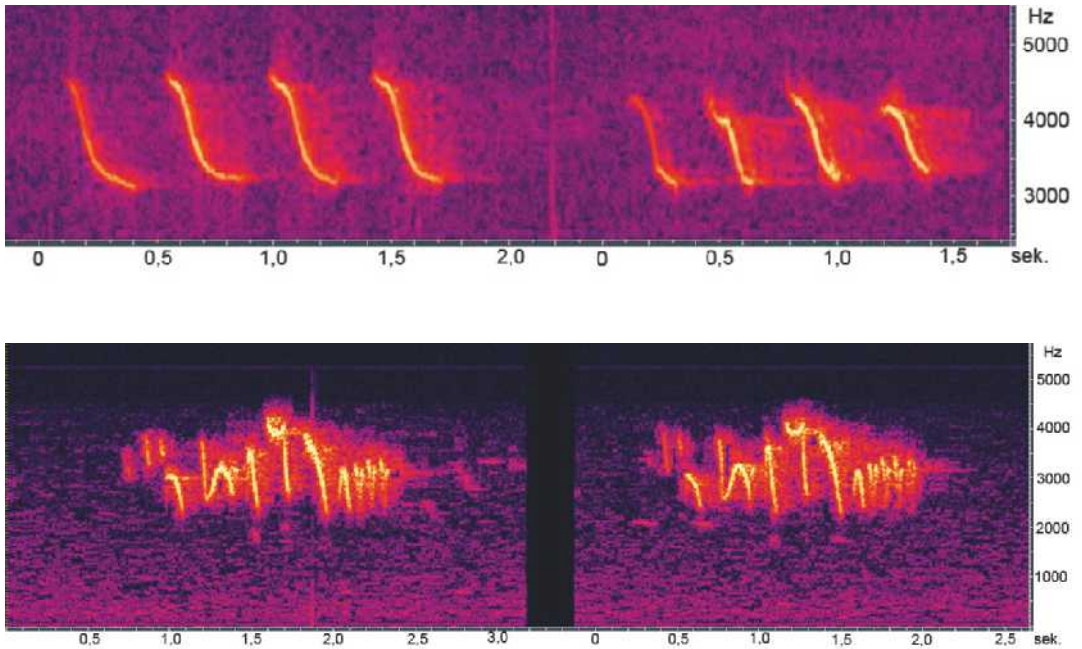
HENRIK LIND

Under natten 16–17 juni 2007 upptäcktes en normalt sjungande blåstjärt *Tarsiger cyanurus* i Lappland, Sverige. Fågeln sjöng nära berget Koivuvaare 480 m.ö.h. beläget 10 km NNO Kiruna. Den sjungande fågeln var honfärgad vilket indikerade en ung hane (andra kalenderåret, 2k). Under de närmaste veckorna kunde fågeln detaljstuderas då midnattsljus rådde. Till och med 18–19 juni sjöng fågeln som en normal blåstjärt – men började sedan allt oftare sjunga som en talltita *Poecile montanus*. Från och med den 22 juni var talltitesången helt dominerande (Figur 1). Ingen typisk blåstjártssång hördes alls från individen efter detta datum. Fågeln videofilmades då den sjöng talltitesång av flera observatörer så inget tvivel råder om att det var blåstjärten som sjöng den mycket talltiteliknande sången. I Kirunaområdet är talltita vanlig, medan den här beskrivna blåstjärten av allt att döma var den enda på lokalen.

Vid studier av sonogram ser man att normal talltitesång inte påminner särskilt mycket om normal blåstjártssång, till vare sig struktur, sånglängd eller amplitud (frekvensområde). Blåstjärten har en liten, men för det mänskliga örat svåruppfattad, variabilitet inom sitt väldiga nordliga utbredningsområde. Alltså en sång med liten variation men utan utpräglade dialekter (Krister Mild, pers. medd.). Talltitans sång är inte alls variabel utan närmast monotypisk.

Vi har inte funnit några beskrivningar i tillgänglig litteratur (Glutz & Bauer 1988, Cramp & Perrins 1993, Rabitsjev 2001) att härmningar skulle förekomma hos blåstjärt eller någon annan av världens fem *Tarsiger*-arter (del Hoyo et al. 2006). Men arter inom familjen Muscicapidae, dit blåstjärt räknas (Clements 2007) och som normalt inte härmar, kan avvika i detta avseende. Rödstjärt *Phoenicurus phoenicurus* kan härma mycket bra (Lindström 2003), men detta är sällan noterat. Hos rödstjärt är det konstaterat att även 2k fåglar kan uppvisa precisa härmningar (Lindström 2003), så som också var fallet med blåstjärten vid Kiruna.

Den talltiteliknande sången som Kiruna-fågeln presterade har diskuterats med auktoriteter på palearktiska fågelarters sång (Per Ahlström, Krister Mild och Lars Svensson). Ingen har tidigare stött på en liknande sång eller härmning hos blåstjärt. Inte heller Annika Forsten känner till liknande fynd i Finland eller Ryssland (David Erterius, muntl.). Ingen har heller någon tolkning av orsaken till detta fenomen. Men intressant att notera är att fågeln började sjunga som en normal blåstjärt för att sedan gå över till att sjunga som en talltita. Förändring av sång så att den anpassas till omgivande hanars sång (dock inom arten) har observerats hos 2k hanar under deras första häckningssäsong hos den välstuderade indigosparven *Passerina cyanea* i USA (Payne 1987, 1988). Kanske var det en sådan anpassning, dvs. att förändra sången så att den anpassas till de omgivande hanarnas sång, som "lurade" blåstjärthanen utanför Kiruna att växla över till att sjunga sång från fel art. Blåstjärten kan ha lärt sig talltitesången på plats i Kiruna (om blåstjärt är en sk. "open-ended learner") men en annan förklaring skulle kunna vara att denna blåstjärthane lärt sig både artegen och talltitelik sång under den normala sånginlärningsperioden som brukar infalla vid 1–3 månaders ålder och att denna sång legat latent i minnet från individens första levnadsår



Figur 1. (Övre Sonogram) Exempel på normal sång från talltita *Poecile montanus* (vänster) och talltitelik sång sjungen av en blåstjärt *Tarsiger cyaneus* (2-k hane) vid Koivuvaare, Kiruna juni 2007 (höger), inspelning av författaren. (Nedre Sonogram) exempel på normal sång från en blåstjärt, Nakkajärvi, Norrbotten, Sverige 1996, inspelning av Teus Luijendijk. (Upper Sonograms) Example of a normal song from a willow tit *Poecile montanus* (left) and willow tit-like song from a red-flanked bluetail *Tarsiger cyaneus* (2k male) at Koivuvaare, Kiruna, Sweden June 2007 (right), recordings by the author. (Lower Sonograms) Two examples of a normal song from a red-flanked bluetail at Nakkajärvi, Sweden 1996, recording by Teus Luijendijk.

och sedan hämtats upp då blåstjärten bara hörde talltitesång från sina grannar utanför Kiruna.

Kanske är det så att fler arter inom Muscicapidae är skickliga härmare? Fenomenet kan vara underskattat. En så skickligt härmande individ som blåstjärten vid Kiruna är ju mycket lätt att missa eftersom den i de allra flesta fall skulle bestämmas fel och i det här fallet tas för talltita!

Tack till Lidia Hakkebo för översättning av ryska texter och Hans-Georg Wallentinus för utformning av sonogramen.

Referenser

- Clements, J. F. 2007. *The Clements checklist of the birds of the world*. Helms, pp. 457–460.
- Cramp, S. 1988. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: the birds of the Western Palearctic*. Vol V. Oxford University Press, pp. 664–671.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. 2006. *Handbook of the birds of the world. Old world flycatchers to old world warblers*. Vol XI. Lynx, pp. 754–756.

- Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K.M. 1988. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol 11:I. Passeriformes (2. Teil), Aula Verlag, Wiesbaden, pp. 265–286.
- Lindström, Å. 2003. Rödöstjartar (*Phoenicurus phoenicurus*) härmar rosenfinkens (*Carpodacus erythrinus*) sång. *Ornis Svecica* 13: 93–94.
- Rabitsjev, V. 2001. *Ptitsy Urala, Priurala i zapadnoj Sibir* (på ryska), pp. 486–487.
- Payne R.B., Payne, L.L. & Doehlert, S.M. 1987. Song, mate choice and the question of kin recognition in a migratory songbird. *Anim. Behav.* 35: 35–47.
- Payne R.B., Payne, L.L. & Doehlert, S.M. 1988. Biological and cultural success of song memes in Indigo Buntings. *Ecology* 69: 104–117.

Summary

A second year male Red-flanked Bluetail *Tarsiger cyanurus* was discovered outside the normal breeding range at Koivuvaare, Kiruna, Lappland, Sweden 16–17 June 2007. The individual was first singing the specific typical song for the species, but soon switched to a song very similar to the typical song of a Willow Tit *Poecile montanus*, and from

22 June onwards only the Willow Tit-like song was heard from this 2 k male Red-flanked Bluetail (Figure 1). Other Red-flanked Bluetails were not observed in this area, but Willow Tits were commonly singing from neighboring territories. Species identification of the singing birds during the night where easy due to the midnight sun conditions in this northern area.

None of the world's five *Tarsiger* species are known to mimic other species' song (del Hoyo et al. 2006). We have been discussing the aberrant song of the Red-flanked Bluetail with several authorities on song of eastern Palaearctic birds (Per Ahlström, Christer Mild and Lars Svensson), but no previous example of song mimicking in Red-flanked Bluetails seems to be known. However, there are odd records of mimic song in species within the same family (Muscicapidae). For example, second year male Redstarts *Phoenicurus*

phoenicurus can produce excellent mimic songs of the Common Rosefinch *Carpodacus erythrinus* (Lindström 2003). Interestingly, the well-studied Indigo Bunting *Passerina cyanea* in USA has a song system where second calendar year males change their song during their first spring of breeding, adapting their song to the common song type sung by surrounding males in the area where they set up their first territory (Payne 1987, 1988). If the Red-flanked Bluetail has a similar system and is an open-ended learner where second calendar year males have the ability to adapt their song to the local song types in the area where they set up their first breeding territory, then the male at Koi-vuvaare, Kiruna may mistakenly have adapted its song to another, in the area common, species and switched to a Willow Tit-like song.

Henrik Lind, Hjortgatan 16A, 223 50 Lund, Sweden

Instruktioner till författarna

Instructions to authors

Allmänt gäller att bidrag skall vara avfattade enligt den modell som finns i tidigare häften av tidskriften. Titeln skall vara kort, beskrivande och innehålla ord som kan användas vid indexering och informationssökning. Uppsatser, men ej andra bidrag, skall inledas med en Abstract på engelska om högst 175 ord. Texten bör uppdelas med underrubriker på högst två nivåer. Huvudindelningen bör lämpligen vara inledning, metoder/studieområde, resultat, diskussion, tack och litteratur. Texten får vara på svenska eller engelska och uppsatsen skall avslutas med en fyllig sammanfattning på det andra språket. Tabell- och figurtexter skall förses med översättning till det andra språket. Manuskriptet bör sändas som epostbilaga till soren.svensson@zooekol.lu.se. Texten bör vara i format MS-Word. Figurer och tabeller skall inte inarbetas i den löpande texten utan sändas som separata filer. En papperskopia skall också sändas, och den skall innehålla eventuella originalfigurer som inte kan sändas elektroniskt. Om nödvändigt tar vi också emot kortare manuskript på enbart papper.

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

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

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

Contributions should be written in accordance with previous issues of the journal. The title should be short, informative and contain words useful in indexing and information retrieval. Full length papers, but not other contributions, should start with an Abstract in English not exceeding 170 words. The text should be divided by no more than two levels of subheadings. The following primary subheadings are recommended: Introduction, Methods/Study areas, Results, Discussion, Acknowledgements, and References. The text may be in English or Swedish and the paper should end with a comprehensive summary in the other language. Table and Figure legends should be in both languages. Manuscripts should be submitted as E-mail attachments to soren.svensson@zooekol.lu.se. The text should be in format MS-Word. Figures and

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

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

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

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

Referenser References

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

I referenslistan *In the reference list*:

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

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

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

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

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

ORNIS SVECICA Vol 20, No 1, 2010

Innehåll – Contents

- 3 ERIKSSON, M.O.G. PALTTO, H. Vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i storlommens *Gavia arctica* häckningsjöar, samt en jämförelse med småblommens *Gavia stellata* fiskesjöar
Water chemistry and the composition of fish stocks in the breeding lakes of Black-throated Diver Gavia arctica, and a comparison with the fishing lakes of Red-throated Diver Gavia stellata
- 31 SVENSSON, S. THORNER, A.M. NYHOLM, N.E.I. Species trends, turnover and composition of a woodland bird community in southern Sweden during a period of fifty-seven years
Arternas trender, omsättning och andelar inom ett skogligt fågelsamhälle i södra Sverige under femtiosju år
- 45 EKBLOM, R. Evaluation of the analysis of distance sampling data: a simulation study
Utvärdering av avståndsanalys av inventeringsdata: en simuleringsstudie

Korta rapporter – Short communications

- 54 LIND, H. Blåstjärt *Tarsiger cyanurus* sjunger som talltita *Poecile montanus*
Red-flanked Bluetail Tarsiger cyanurus singing like a Willow Tit Poecile montanus