

Häckningsframgång hos svarthakedopping *Podiceps auritus* i Västergötland, sydvästra Sverige

Breeding success in Horned Grebe Podiceps auritus in Västergötland, Southwest Sweden

THOMAS KARLSSON

Abstract

Breeding success of the Horned Grebe *Podiceps auritus* was controlled during 2005–2011 at 41 breeding sites with a median size of 1.07 ha in Västergötland, southwest Sweden. The number of pairs varied between 39 and 51. The production of young was 0.99 per pair and year. In natural water bodies there were 1.23 chicks per pair and year and 68% of the breeding pairs got one or more chicks per pair and year. In artificial water bodies the corresponding values were 0.92 and 50%. Breeding sites with one pair produced 1.29 young per pair and year, compared to 0.85 young where two or more

pairs were breeding at the same site, a difference of 0.44 young. There was a similar difference (0.48 young) for artificial water bodies holding one pair or more than one pair, respectively, in contrast to natural water bodies for which the difference was small. There were no indications that the number of young was higher at breeding sites with Mew Gulls or Black-Headed Gulls.

Thomas Karlsson, Brunnbacken 7, 475 50 Hälsö.
tk.golfbird@telia.com

Received 28 August 2014, Accepted 23 October 2015, Editor: S. Svensson

Inledning

Häckningsframgång hos den nordvästeuropeiska populationen av svarthakedopping *Podiceps auritus* har undersökts i olika områden i Norge, Finland och Island (Fjeldså 1973a, Ulfvens 1988), Skottland (Ewing m.fl. 2013, Summers m.fl. 2009) och i Nordamerika (bl.a. Fournier & Hines 1999, Ferguson & Sealy 1983). Från Sverige finns uppgifter från slutet av 1960-talet avseende den Gotländska populationen (Högström 1970). De uppgifter om antalet ungar per par, som anges i Tabell 1 spänner från 0,31 till 4,1 ungar per par i olika områden. Häckningsframgång kan t.ex. bero på häckningslokalens kvalitet i form av yta, djup, vegetation, andra häckande sjöfåglar, födotillgång och hot i olika former (Fjeldså 1973b, Ulfvens 1988, Högström 1970, Fournier & Hines 1999, Summers m.fl. 2009). Predation av fisk och fåglar påverkar svarthakens förekomst och troligen också häckningsframgång (Ferguson & Sealy 1983, Summers m.fl. 2009, 2011). Exempelvis föreslår Summers m.fl. (2009) att vid vatten i Skottland med häckande svarthakedoppingar bör inte gädda *Esox lucius* inplanteras då denna fiskart utgör ett uttalat hot mot svarthaken.

Det finns en uppfattning att svarthakedoppingen gynnas av att häcka ihop med skrattnåskolonier (Tjernberg 2011, Högström 1970). Med skrattnåsens *Croicocephalus ridibundus* tillbakagång under 1980- och 1990-talen skulle även detta ha missgynnat svarthakedoppingen (Tjernberg 2011). Detta är ett samband som Svensson m.fl. (1999) också berör men inte finner sannolikt. Samma källa nämner att svarthaken ofta häckar i dammar, artificiella vatten, sjöar och naturliga vatten, utan närvaro av skrattnås. En viktigare orsak till en begränsad häckningsförekomst av svarthakedopping torde snarare vara födokonkurrens från fisk (Svensson m.fl. 1999, Tjernberg 2011). Även Högström (1970) finner i sin undersökning att svarthaken inte gynnas av att samhäcka med skrattnås.

Däremot har jag haft svårigheter att finna uppgifter om häckningsutfallet vid häckningslokaler som hyser olika antal par svarthakedopping. I samband med besök vid svarthakelokaler har jag tyckt mig se att ensamma par haft fler ungar. Därför har jag undersökt häckningsframgången hos svarthakedopping i en population i Västergötland i sydvästra Sverige under åren 2005–2011. Huvudsyftet har alltså varit att undersöka om det finns någon skill-

Tabell 1. Medelantalet ungar per par i förhållande till ungarernas ålder, andel lyckade häckningar och häckningslokalerens arealer.

Mean number of chicks per pair in relation to age of chicks, proportion of successful breeding attempts and area of breeding sites.

Område <i>Area</i>	Referens <i>Reference</i>	Ålder i dagar <i>Age in days</i>					Lyckade häckningar <i>Successful breedings</i>	Area ha
		10	20	23–28	45–50	Okänd <i>Unknown</i>		
Bodö-trakten, Norge	Fjeldså 1973 ^a	2,24 ^b	1,90 ^b		1,88 ^b		84 %	0,54 ha
Myvatn, Island	Fjeldså 1973 ^a					1,06 ^a –1,9 ^b	75,5 %	
Yellowknife, Kanada	Fournier & Hines 1999		2,3 ^a				60 %	0,4 ha 1,0 ha Sjö Lakes
Minnesota, Kanada	Ferguson & Sealy 1983					4,1 ^c		1,2 ha
Skottland	Ewing m.fl. 2013					0,58 (0,2–1,06) ^a		
Skottland	Summers m.fl. 2009					0,59 ^a ; 1992 0,31 ^a ; 1993	53 % 65 %	5,5 ha median
Finland sjöar lakes;	Ulfvens 1988				1,52 (1,33)			
Finland brackvatten coastal water	Ulfvens 1988				3,1		59,2 %	
Sjöar, Finland Lakes	Uusitalo 1976 ^c					1,33		
Gotland Ungar/lokal och år	Högström 1970					0,5 agmyr <i>Claudium mire</i> 1,1 sjö Lake 2,7 dammar <i>Ponds</i>	58 %	14 ha Alla lokaler <i>All sites</i>

a = Per totalt antal par. b = per lyckad häckning. c = Uusitalo (1976) återges hos Ulfvens (1988).

a = Per total number of pairs. b = per successful pair, c = Uusitalo (1976) in Ulfvens (1988).

nad mellan häckningslokaler med ensamma par kontra häckningslokaler med samhäckande par. Vidare undersöktes om knipa *Bucephala clangula*, skrattnås och fiskmås *Larus canus* påverkade häckningsresultatet.

Metodik

Förekomsten av svarthakedopping vid potentiella häckningslokaler noterades vid minst två besök, det första under andra halvan av maj och därefter minst ett besök från första veckan i juli månad eller senare under sommaren tills häckningsutfallet kunde fastställas, i enlighet med vad som beskrivs av Regnell (1981). En sammanvägd bedömning av antalet par gjordes på basis av observationer vid de olika besöksstillfällena. Antalet ungar noterades endast en gång, oavsett deras ålder, och häcknings-

utfallet registrerades som antalet ungar per par. Observation av ett par med minst en unge klassificerades som en lyckad häckning.

En häckningslokal definierades som ett vatten med en sammanhängande vattenyta utan hinder. Fanns det tydligt avgränsade delar av samma vatten med vallar, staket eller annat som gjorde att doppingarna inte kunde simma fritt mellan olika delar, utgjorde dessa separata häckningslokaler. Häckningsutfallet har jämförts mellan naturligt skapade vatten (sjöar) och konstgjorda vatten (dammar) i enlighet med Norevik (2014). Som ett mått på det genomsnittliga häckningsutfallet på de olika lokalerna beräknades medelantalet ungar per par och år för var och en av dem (Primärdata i Appendix 1 och 2).

Flytbladvegetationens utbredning skattades i förhållande till vattenytan genom enkel skattning

till närmaste 10%, där 1% visade att det åtminstone kunde ses några blad och 100% att hela sjöytan var täckt.

Fynd av knipa, skrattmåås och fiskmåås, både häckande och icke häckande, registrerades på för varje häckningsplats. Uppgifter om fiskfaunan har erhållits genom att fråga markägare, kommunekolog eller annan sakkunnig som kunde tänkas ha någon kunskap om förhållandena i häckningslokalen.

Materialet har bearbetats och sammanställts på årsbasis varefter skillnader analyserats med Wilcoxon's rangsummetest, Mann-Whitney's test och Chi²-test.

Undersökningsområde

Svarthakedoppingens förekomst i Västergötland tycks vara av relativt sent datum där den första kända häckningen i området ägde rum 1931 i Hornborgasjön, medan de centralare delarna av det västgötska utbredningsområdet kanske inte besattes förrän under 1950-talet. Beståndet av svarthakedopping i Västergötland tycks ha varit relativt stabilt och uppskattades under perioden 1970 och fram till riksinventeringen 1996 ha legat på 60–70 par (Karlsson & Brander 1997, Douhan 1998). Även vid riksinventeringen 2011 fann man likartade siffror (Norevik 2014). Merparten av populationen återfinns inom den skaraborgska delen av Västergötland inom kommunerna Falköping, Skövde och Tidaholm.

Årligen har 26–31 lokaler besökts och totalt har undersökningen omfattat 41 lokaler. De flesta lokalerna utgjordes av småvatten med en medianstorlek på 1,07 ha; 17 av dem mindre än 1 ha och nio var större än 2 ha. Av lokalerna var 31 stycken konstgjorda vatten och resten, 10 stycken, var naturliga vatten, i enlighet med definition av Norevik (2014). Fördelningen framgår av Appendix 1. Hälften av häckningslokalerna omgavs av åker eller annan öppen mark, 25 % av lövskog och resten av barrskog som dominerande inslag runt häckningslokalen. Lokalerna ute i åkermarken var i samtliga fall konstgjorda vatten.

Flytbladsvegetationen har i första hand bestått av näckros och gäddnate *Potamogeton natans*.

Fiskfaunan är dåligt känd. Ett försök att reda ut förekomsten av gädda i svarthakelokalerna, eftersom gäddan bedöms ha stor inverkan på svarthakedopping (Summers m.fl. 2009), har gjorts. Endast från 21 lokaler har det hittills gått att få säkra uppgifter. Vid en lokal har gädda noterats och vid övriga 20 lokaler saknas den (Appendix 1).

Utöver svarthakedopping noterades förekomst

av fiskmåås, skrattmåås och knipa. Knipa häckade vid alla lokaler utom två mycket små vatten på 0,08 respektive 0,13 ha. Fiskmåås fanns vid 26 lokaler, oftast med endast ett par. Fem häckningsvatten hyste mindre skrattmåaskolonier, men endast 2 av dem under samtliga inventerade år.

Resultat

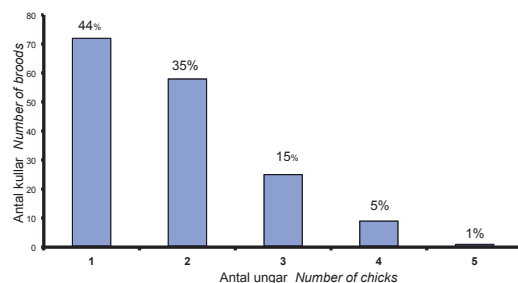
Antal par

Antalet par i undersökningen varierade mellan 39 och 51 per år (primärdata Appendix 2), vilket betyder att av de 40–80 par som bedömts häcka i Västergötland (Ottosson m.fl. 2012) har cirka 70% ingått i undersökningen. Fördelningen av antalet par med avseende på konstgjorda och naturliga vatten var i medeltal 34,7 respektive 10,0 par per år (n=7) och antydde inte preferens för någon av de två typerna av vatten (Chi² = 3,49, df 6, ej sign).

Ungproduktion

Ungproduktionen var i medeltal över åren 0,99 ungar per par och år. Antalet ungar i kullarna varierade mellan ett och fem. Kullar med en unge dominerade, 44%, medan bara 6% av kullarna bestod av 4–5 ungar (Figur 1).

Ungproduktionen var bättre i naturliga vatten med i medeltal 1,23 ungar per par och år än i konstgjorda vatten med 0,92 ungar per par och år (Tabell 2). I medeltal lyckades 54% av häckningarna, men i konstgjorda vatten endast 50% jämfört med 68% för naturliga vatten (Tabell 3). Dessutom visade det sig att ensamhäckande par producerade 1,29 ungar per par och år medan par med grannar i samma vatten fick 0,85 ungar per par, en skillnad på 0,44 ungar (Tabell 4). Procentandelen lyckade



Figur 1. Fördelningen av unguddar av olika storlek, totalt under hela undersökningsperioden (165 kullar). *The distribution of broods of different size, total during the whole study period (165 broods).*

Tabell 2. Medelantal ungar per par.

Mean number of young per pair.

År Year	Hela materialet <i>Whole data set</i>		Naturliga vatten <i>Natural water bodies</i>		Konstgjorda vatten <i>Artificial water bodies</i>	
	Ungar per par <i>Young per pair</i>	Antal par <i>Number of pairs</i>	Ungar per par <i>Young per pair</i>	Antal par <i>Number of pairs</i>	Ungar per par <i>Young per pairs</i>	Antal par <i>Number of pairs</i>
2005	1,69	39	1,75	8	1,68	31
2006	1,05	39	1,29	7	1,00	32
2007	0,69	48	1,00	12	0,58	36
2008	0,80	45	1,00	12	0,73	33
2009	1,05	41	1,50	10	0,90	31
2010	0,80	51	1,25	8	0,72	43
2011	0,88	50	0,85	13	0,85	37
Medelvärde <i>Mean</i>	0,99		1,23		0,92	

Anm.: Parvisa jämförelser mellan naturliga och konstgjorda häckningsvatten antyder att ungproduktionen har varit högre i naturliga vatten (Wilcoxon's rangsummetest avseende matchade par; $p=0,03$; tvåsidigt).

Note: Pair-wise comparisons between "lakes" and "ponds" indicate a higher production of young at natural water bodies (Wilcoxon's signed rank test; $p=0.03$; two-tailed).

Tabell 3. Procentandel lyckade häckningar. N = number of pairs.

Percentage of successful breedings. N = antal par.

År Year	Hela materialet <i>Whole data set</i>		Naturliga vatten <i>Lakes, natural waterbodies</i>		Konstgjorda vatten <i>Ponds, artificial waterbodies</i>	
	%	N	%	N	%	N
2005	77	39	88	8	74	31
2006	56	39	71	7	53	32
2007	50	48	58	12	47	36
2008	44	45	58	12	39	33
2009	59	41	80	10	52	31
2010	41	51	75	8	35	43
2011	48	50	46	13	49	37
Medelvärde <i>Mean</i>	54		68		50	

Anm.: Parvisa jämförelser mellan konstgjorda och naturliga vatten antyder att andelen lyckade häckningar har varit något högre i naturliga vatten (Wilcoxon's rangsummetest avseende matchade par; $p=0,03$; tvåsidigt).

Note: Pair-wise comparisons between "lakes" and "ponds" indicates a higher percentage of successful breeding attempts at natural water bodies (Wilcoxon signed rank test; $p = 0.03$; two-tailed).

häckningar var 65% respektive 49% (Tabell 5). Skillnaden kvarstod även när man enbart jämförde konstgjorda vatten, 1,25 ungar per par och år för ensamhäckande respektive 0,77 ungar per par och år för par med grannar i samma vatten, en skillnad på 0,48 ungar (Wilcoxon's rangsummetest för matchade par, $p = 0,02$, tvåsidigt). En motsvarande tendens fanns även för naturliga vatten men den

kunde inte verifieras med statistisk signifikans, 1,35 respektive 1,08 ungar per och år, skillnad 0,27 ungar (Wilcoxon's rangsummetest för matchade par, $p = 0,30$, tvåsidigt).

Det finns ingen indikation på tidstrend under den aktuella sjuårsperioden (Spearman's rangkorrelationskoefficient, $r_s = -0,29$, ej sign.).

Tabell 4. Medelantal ungar per par, relaterat till om det funnits ett eller flera par på lokalen. N = antal par. *Mean number of chicks per pair, related to the presence of one or more pair at the site. N = number of pairs.*

År Year	1 par pair		>1 par pair	
	Medel Mean	N	Medel Mean	N
2005	2,13	16	1,39	23
2006	1,18	17	0,95	22
2007	0,83	18	0,60	30
2008	1,13	16	0,62	29
2009	1,31	13	0,93	28
2010	1,00	11	0,75	40
2011	1,45	13	0,77	37
Medel Mean	1,29		0,85	

Anm.: Parvisa jämförelser per år antyder att ungsproduktionen varit högre för ensamhäckande par (Wilcoxon's rangsummetest avseende matchade par, $p = 0,02$, tvåsidigt). *Note: Pair-wise comparisons indicate a higher production of chicks among pairs breeding alone (Wilcoxon signed rank test; $p = 0,02$; two-tailed).*

Häckningsframgång i förhållande till måsförekomst

Det fanns ingen indikation på skillnader i häckningsutfallet med avseende på förekomsten av häckande måsar. Medelantalet ungar per par, år och lokal var 1,05 för 26 lokaler med fiskmåsar och 1,26 för 15 lokaler utan häckande fiskmåsar (Mann-Whitney U-test, $p=0,88$, tvåsidigt). Inte heller för skratmåsen fanns det någon skillnad; häckningsutfallet var i medeltal 1,21 ungar per par, år och lokal vid närvaro av häckande skratmåsar jämfört med 1,14 utan närvaro av skratmåsar (Tabell 6).

Inverkan av flytbladsvegetationens utbredning

Skattningar av flytbladsvegetationens utbredning gjordes på 36 lokaler med en genomsnittlig utbredning på 30%. Något samband med medelantalet ungar per par, år och lokal fanns inte (Sperman $r_s = -0,07$, $n=36$ lokaler, ej sign., primärdata i Appendix 1).

Förekomst av knipa på häckningslokaler

Knipa fanns på alla häckningslokaler utom två mycket små lokaler om 0,08 respektive 0,13 ha. På tre lokaler förekom fler knipor än på övriga och där man ofta kunde räkna ≥ 20 översomrande exemplar. Det fanns en numerärt stor skillnad i ungsproduk-

Tabell 5. Procentandelen lyckade häckningar, relaterat till om det funnits ett eller flera par på lokalen. N = antal par. *Percentage of successful breedings, related to the presence of one or more pair at the site. N = number of pairs.*

År Year	1 par pair		>1 par pair	
	%	N	%	N
2005	94	16	65	23
2006	64	17	59	22
2007	67	18	40	30
2008	44	16	45	29
2009	62	13	57	28
2010	46	11	37	40
2011	77	13	38	37
Medel Mean	65		49	

Anm.: Parvisa jämförelser mellan ensamhäckande och samhäckande par indikerar en högre andel ingen signifikant högre andel lyckade häckningar bland ensamhäckare (Wilcoxon's rangsummetest avseende matchade par, $p = 0,03$, tvåsidigt). *Note: Pair-wise comparisons between breeding sites with one pair and two or more pairs indicates a higher percentage of succesful breeding attempts by pairs breeding alone (Wilcoxon signed rank test; $p = 0,03$; two-tailed).*

Note: Pair-wise comparisons between breeding sites with one pair and two or more pairs indicates a higher percentage of succesful breeding attempts by pairs breeding alone (Wilcoxon signed rank test; $p = 0,03$; two-tailed).

tionen på lokalerna med många knipor, i medeltal 0,43 ungar per par, år och lokal jämfört med ett genomsnitt på 1,19 för övriga lokaler, men den var inte statistiskt signifikant (Mann-Whitney U-test, $p=0,12$, tvåsidigt).

Diskussion

Häckningsvattnets medianstorlek var i Västergötland 1,07 ha och skiljer sig inte påtagligt från andra populationers (Tabell 1). På Gotland var häckningslokaler i medeltal 14 ha, men där utgjorde konstgjorda vatten, dammar, endast 3 av 16 redovisade häckningslokaler och medelytan var 4 ha med ett häckningsresultat som var klart bättre (Högström 1970, Tabell 1). Faaborg (1976) konstaterade att i North Dakota, USA, var 60% häckningsplatserna mindre än 1 ha. Överlag verkar inte storleken på häckningslokaler variera över världen utan ligga i storleksordning 0,1–2 ha, möjligen med undantag av Skottland där medianstorleken var 5,5 ha (Tabell 1).

Storleken på häckningslokaler där samhäckning skedde var hos Fjeldså (1973a) 1,2 ha på häckningsplatser i Norge och i Mannitoba, Kanada, noterade

Tabell 6. Medelantal ungar per par och häckningslokal, relaterat till förekomsten av häckande skrattnås. N = antal lokaler.

Mean number of chicks per pair and breeding site, related to the presence of breeding Black-headed Gull. N = number of sites.

År Year	Med skrattnås <i>With Black-headed gull</i>		Utan skrattnås <i>Without Black-headed gull</i>	
	Medel <i>Mean</i>	N	Medel <i>Mean</i>	N
2005	1,33	4	1,98	21
2006	0,50	3	1,17	24
2007	0,25	3	0,77	28
2008	3,00	1	0,86	26
2009	1,34	2	1,13	23
2010	1,34	2	0,91	23
2011	0,74	2	1,12	25
Medel <i>Mean</i>	1,21		1,14	

Anm.: Parvisa jämförelser antyder att inga skillnader (Wilcoxon's rangsummetest avseende matchade par, $p = 0,69$, tvåsidigt).

Note: Mean number of chicks per pair and breeding site, related to the presence of breeding Black-headed Gull. Pair-wise comparisons (Wilcoxon signed rank test; $p = 0.69$; two-tailed).

Ferguson & Sealy (1983) detta på lokaler $>1,1$ ha. I den här undersökningen fanns det dubbelhäckningar redan vid så små naturliga vatten som 0,35 ha och vid konstgjorda vatten 0,39 ha. Det tycks som om häckningsvatten runt 0,1 ha ger tillräckligt med föda för att kunna föda en kull och här tycks inte den västgötska populationen särskilja sig. Från 0,35 ha och uppåt finns förutsättningar för mer än ett par. Enligt Fournier & Hines (1999) föredrar svart-hakedoppingen konstgjorda före naturliga vatten med 0,81 par per ha respektive 0,14 par per ha. I Västergötland noterade jag i konstgjorda vatten 1 par/ha och 0,27 par/ha i naturliga häckningsvatten. Man kan också notera att det är stor skillnad mellan antalet ungar hos samhäckande par i konstgjorda och naturliga vatten där antalet ungar i medeltal är 40 % högre i naturliga vatten än i konstgjorda.

I den här undersökningen lyckades 54% av paren med att åtminstone få en unge (Tabell 3), men över de 7 åren varierade andelen lyckade par mellan 41% och 77%. Andelen lyckade häckningar är i nivå med eller något lägre jämfört med andra undersökningar och med reservation för att jämförelser inte är helt lätta att göra på grund av metodskillnader (Tabell 1). I Skottland noterade man en låg ung-

produktion på 0,2–1,06 ungar med ett medelvärde på 0,58 ungar per par (Ewing m.fl. 2013, Summers m.fl. 2009, Tabell 1). Den genomsnittliga ungprouktionen över åren i den här undersökningen var 0,99 ungar per par och år (Tabell 2), vilket står sig ganska gott om man jämför med andra populationer. I jämförelse med den skotska population, som dock minskar kraftigt (Brooks m.fl. 2012), verkar populationen i Västergötland vara stabil (Karlsson & Brander 1997, Norevik 2014).

Ungproduktionen var 52% högre för par som var ensamma på häckningslokalen jämfört med samhäckande par (Tabell 4) och det fanns även en signifikant skillnad vad gäller procentandelen lyckade häckningar, 65% för ensamhäckare och 49% för par med häckande artfränder i samma vatten (Tabell 5). Detta resultat tyder på att förhållanden som påverkar äggkullens storlek och/eller ungarernas överlevnad kan ha varit gynnsammare för ensamhäckande par än för samhäckande par och att konkurrens om t.ex. föda till ungarerna kan ha varit en bakomliggande faktor. Av observationer under inventeringen att döma skulle en orsak till detta vara att där två eller fler par samhäckar, har de fullt upp med att bevaka sitt revir så att det inte blir tid över för själva häckningen. Vid observationstillfällena var skärmyttslingar mellan två par en vanlig syn, vilket även Brander & Karlsson (2006) noterade. Faaborg (1976) förklarar att boplatstvalet kan vara en orsak till lägre antal ungar vid samhäckning då andra paret får bygga sitt bo på en plats mer utsatt för vädret, vilket skulle leda till att framför allt ägg faller i vattnet och inte kläcks. Faaborg (1976) noterade också att i vatten med samhäckande par var de mer aggressiva mot andra svarthakar. Det kan också tänkas att bättre födotillgång under framför allt äggläggningens perioden slutligen ger fler ungar för ensamhäckande par.

När det gäller födokonkurrens noterade jag att knipa fanns på nästan samtliga häckningsplatser med åtminstone en kull och vid några lokaler fanns översomrande knipor. Knipan har liksom svarthakedoppingen en diet dominerad av vattenlevande insekter (t.ex. Bauer m.fl. 1969, Eriksson 1976, Fjeldså 1973b och Ulvens 1988), så födotillgången skulle kunna utgöra en begränsande faktor. Enstaka par av knipa verkar inte ha någon större betydelse medan större mängder översomrande knipor kan tänkas ha inverkan på häckningsutfallet. Utfall mot knipor var också en vanlig syn under inventeringen.

I Artdatabankens artfaktablad (Tjernberg 2011) antyds att ett minskat antal skrattnåskolonier åtminstone lokalt torde ha påverkat förekomsten

av häckande svarthakedoppingar, men i den här undersökningen upptäcktes ingen skillnad i häckningsutfallet på lokaler med respektive utan häckande skrattnås (Tabell 6). Tjernberg (2011) och Ulfvens (1988) noterar att flertalet häckningar faktiskt inte sker på lokaler med skrattnås, vilket bekräftas här. Snarare är det kanske så att i de fallen arterna samhäcker så har häckningslokalen en struktur som gynnar båda arterna. Man kan också tänka sig att fiskmås skulle kunna ha en liknande skyddande effekt på svarthakedopping, men även här visar undersökningen att det inte finns någon skillnad.

Från Skottland rapporteras att spigg *Gasterosteidae* sp. och elritsa *Phoxinus phoxinus* utgör en viktig födoresurs. De båda fiskarterna utgör också en viktig föda för gädda (Summers m.fl. 2009 och 2011). Summers m.fl. (2009) fann emellertid att ungförlusterna var 5,9 gånger högre i vatten där gädda fanns än i andra vatten. I den här undersökningen har jag försökt få fram uppgifter om gädda. Trovärdiga uppgifter från uppgiftslämnare med kändedom häckningslokaler har bara erhållits för 21 lokaler (Appendix 1), varav bara en med säkerhet hyst gädda. Detta kan vara en indikation på att svarthakedoppingen i första hand väljer gäddfria vatten för sin häckning, men för en säkrare bedömning behövs kompletterande undersökningar av fiskförekomsten i fler småvatten i undersökningsområdet. I varken den här undersökningen eller den som utfördes av Brander & Karlsson (2006) gjordes iakttagelser av födoöverlämning som bestod av fisk.

Tack

Mitt särskilda tack till Mats Eriksson som på ett högst väsentligt sätt har bidragit med mycket värdefulla förbättringar av manus och statistiska beräkningar. H. Lerner granskade ett tidigare manusförslag. En anonym referent tackas likaså för förslag till förbättringar av manus. Herrarna L. Friggeråker, J. Grahn, M. Hallgren och C.-O. Persson tackas för att de delgivit mig uppgifter om häckningslokaler. Ett viktigt logistikstöd har erhållits från S. Ottzén, L. & G. Palm Karlsson samt M. & S. Koszinowski. Ett ekonomiskt stöd utgick 1995 till undersökningen från Elis Wides fond (Sveriges Ornitologiska Förening) och som äntligen kom till användning.

Referenser

- Bauer, K.M. & Glutz von Blotzheim, U.N. 1969. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 3*. Akademische Verlagsgesellschaft. Wiesbaden.
- Brander, A., & Karlsson, T. 2006. Matning av ungar hos svarthakedopping *Podiceps auritus*. *Ornis Svecica* 16: 177–182.
- Brooks, S.J., Jones, V.J., Telford, R.J., Appleby, P.G., Watson, E., McGowan, S. & Benn, S. 2012. Population trends in the Slavonian grebe *Podiceps auritus* (L.) and Chironomidae (Diptera) at a Scottish loch. *J. Paleolimnol.* 47: 631–644.
- Douhan, B. 1998. Svarthakedoppingen – en fågel på tillbakagång i Sverige. *Vår Fågelvärld* 57: 7–22.
- Eriksson, M.O.G. 1976. Food and feeding habits of downy Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) ducklings. *Ornis Scandinavica* 7: 159–169.
- Ewing, S.R., Benn, S., Cowie, N., Wilson, L. & Wilson, J.D. 2013. Effects of weather variation on a declining population of Slavonian Grebes *Podiceps auritus*. *J. Ornithol.* 154: 955–1006.
- Faaborg, J. 1976. Habitat selection and territorial behaviour of the small grebes of North Dakota. *The Wilson Bulletin* 88: 390–399.
- Ferguson, R.S. & Sealy, S.G. 1983. Breeding ecology of the Horned Grebe, *Podiceps auritus*, in Southwestern Manitoba. *Canadian Field-Naturalist* 97(4): 401–408.
- Fjeldså, J. 1973a. Territory and the regulation of population density and recruitment in the horned grebe *Podiceps auritus arcticus* Boje, 1822. *Vidensk. Meddr. Dansk naturh. Foren.* 136: 117–189.
- Fjeldså, J. 1973b. Feeding and habitat selection of the horned grebe *Podiceps auritus* (Aves), in the breeding season. *Vidensk. Meddr. Dansk naturh. Foren.* 136: 57–95.
- Fournier, M.A. & Hines, J.E. 1999. *Breeding ecology of the Horned Grebe Podiceps auritus in subarctic wetlands*. Canadian Wildlife Service Occasional Paper Nr 99: 1–32. ISBN 0576-6370.
- Högström, S. 1970. Svarthakedoppingen *Podiceps auritus* på Gotland. *Vår Fågelvärld* 29: 60–66.
- Karlsson, T. & Brander, A.-K. 1997. Svarthakedoppingen i Skaraborg. *Grus* 23: 33–49.
- Norevik, G. 2014. Horned Grebe *Podiceps auritus* and red-necked Grebe *Podiceps grisegena* in Sweden 2011 – results from a national survey. *Ornis Svecica* 24: 81–98.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fåglarna i Sverige - antal och förekomst*. SOF, Halmstad.
- Regnell, S. 1981. Häckningsbeståndet av svarthakedopping *Podiceps auritus* i Sverige. *Vår Fågelvärld* 40: 13–22.
- Summers, R. W., Mavor, R. & Hancock, M. H. 2009. Correlates of Breeding Success of Horned Grebes in Scotland. *Waterbirds* 32(2): 265–275.
- Summers, R. W., Roddy, A. M., Hogg, S. & Harriman, R. 2011. Lake characteristics and their selection by breeding Slavonian Grebes *Podiceps auritus* in Scotland. *Bird Study* 58: 349–356.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk Fågelatlas. Vår Fågelvärld, supplement 31*, Stockholm.
- Tjernberg, M. 2011. Svartakedopping. http://www.artfakta.se/Artfaktablad/Podiceps_Auritus_100113.pdf

Ulfvens, J. 1988. Comparative breeding ecology of the Horned Grebe *Podiceps auritus* and the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*: archipelago versus lake habitats. *Acta Zool. Fenn.* 183: 1–75.

Summary

An investigation of breeding success of the Horned Grebe *Podiceps autritus* was done during 2005–2011 at 41 breeding sites in Västergötland, southwest Sweden. Breeding success in the Northwest European population of the Horned Grebe have been investigated in Finland, Norway, and Iceland (Ulfvens 1988, Fjeldså 1973a), Scotland (Ewing et al. 2013, Summer et al. 2009) and in North America (Fournier & Hines 1999, Ferguson & Sealy 1983). In Sweden the species has been studied during 1960s at Gotland (Högström 1970). The number of chicks per pair in these investigations varied between 0.31 and 4.1 (Table 1). Differences in breeding success depend on the quality of the breeding in terms of where area, depth, vegetation, other seabirds, and the amount of food (Fjeldså 1973b, Ulfvens 1988, Högström 1970, Fournier & Hines 1999, Summers et al. 2009). Predation by fish and birds is also important (Ferguson & Sealy 1983, Summers et al. 2009, 2011).

The Horned Grebe has been proposed to be favoured by breeding in colonies of the Black-headed Gull (Tjernberg 2011, Högström 1970, Svensson et al. 1999, Ulfvens 1988), but none of these authors found it likely. It is more likely that breeding success depend on predation and/or food competition by fish (Svensson m.fl. 1999, Tjernberg 2011).

The primary aim of this study was to investigate any difference in breeding success between pairs breeding alone or together with other pairs in the same water body, but also if there is any advantage of breeding together with Mew Gull *Larus canus* or Black-headed Gull *Croicocephalus ridibundus*.

Methods

Each breeding sites was checked twice per breeding season, the second half of May and from the first week of July until any chicks could be seen (Regnell 1981). The number of pairs was compiled from these observations. The number of chicks was recorded once. The number of chicks per pair was compared between natural and artificial water bodies, following the terminology by Norevik (2014). The cover of floating vegetation was estimated to nearest 10% where 1% showed at least some leaves

in the water and 100% that the whole surface was covered. Observations of Goldeneye *Bucephala clangula*, Black-headed Gull and Mew Gull were recorded. Information about the fish fauna was obtained by asking landowners, nature conservationists or others, and information was obtained from 21 sites.

In total, 41 breeding sites were investigated and the number of visited sites varied between 26–31 waters in single years (details in Appendix 1). The fish fauna in general is poorly known but the potentially important predator Pike *Esox lucius* was known in only one water (details in Appendix 1). Goldeneye was found breeding at all 41 grebe sites except for two very small waters, 0.08 and 0.13 ha.

Results and discussion

The number of Horned Grebe pairs varied between 39 och 51 (Table 2), which corresponded to approximately 70% of the population in Västergötland (Ottosson et al. 2012). In artificial waters there were on average 34.7 pairs per year and in natural waters 10.0 pairs per year ($n=7$), with no preference ($\text{Chi}^2 = 3.49$; $\text{df } 6$; ns). Overall, 54% of the pairs were successful in rearing at least one chick, in artificial waters 50% och in natural waters 68% (Table 3).

The number of chicks per brood varied between 1 and 5. Broods with one chick were predominant, 44%, while broods with 4 and 5 young comprised 6% of the broods (Figure 1). Overall there were 0.99 chicks per pair and year; in natural waters 1.23 compared to 0.92 in artificial waters (Table 2). Waters with one pair produced 1.29 chicks per pair and year compared to waters with two or more pairs which produced 0.85 young per pair and year (Table 4). This difference was also true for artificial waters, where one pair got 1.25 young per pair and year and two or more pairs 0.77 young per pair and year (Wilcoxon signed rank test for matched pairs; $p = 0.02$; two-tailed). In natural water bodies the difference was 1.35 and 1.08 respectively and not significant (Wilcoxon signed rank test for matched pairs, $p = 0.30$, two-tailed). 54% of the pairs were successful in getting at least one chick (Table 3), but it varied between 41% and 77% and thus somewhat lower than other study areas (Table 1).

At sites with breeding Mew Gulls there was no difference in breeding success; 1.05 chicks per pair, year and site for 26 sites with breeding Mew Gulls, compared to 1.26 for 15 sites without breeding gulls (Mann-Whitney U-test, $p=0.88$, two-

tailed). Nor was there any difference between sites with and without breeding Black-headed Gull, 1.21 and 1.14 chicks per pair year and sites, respectively (Table 6).

The coverage of floating vegetation was estimated at 36 breeding sites. There was no correlation between coverage and the mean number of chicks per pair, year and site (Sperman $r_s = -0.07$, $n=36$ sites, n.s.).

The median area of the breeding water in Västergötland was 1.07 ha, which is in the range of 0.1–2 ha found in other studies, except for a study in Scotland where the median size was 5.5 ha (Table 1). In my study most of the waters were ponds, in Scotland lakes. Breeding of two or more pairs at the same water body was recorded at ponds from a surface area of 1.2 ha in Norway (Fjeldså 1973a), and in Manitoba, Canada, Ferguson & Sealy (1983) noticed that two pairs bred at water bodies of 1.1 ha. In this study, breeding of two or more pairs was recorded at artificial water bodies from 0.35 ha and at natural water bodies from 0.39 ha.

Over the years the production was 0.99 young per pair and year (Table 2), which is good comparing to the population in Scotland (Ewing m.fl. 2013, Summers m.fl. 2009, Table 1), but more difficult

to compare with other investigations due to different methods. The Scottish population has been decreasing for a number of years while the population in Västergötland is stable. The number of chicks per pair where the pair was alone at the breeding site was 52 % higher compared to breeding sites with several pairs (Table 4). There was also a significant higher percentage of successful breeding attempts among pairs breeding alone compared to pairs with conspecific neighbours in the same water, 65% and 49% respectively (Table 5). This result indicates more favourable conditions for pairs breeding alone, perhaps with reference to any competition for e.g. food for the chicks.

Breeding together with Goldeneye is common and there was at least one pair on every breeding site, except for two very small sites. At three sites more than 20 Goldeneyes stayed more regularly during summer, but there was no significant difference breeding success at these sites compared to the remaining ones.

With reference to fish, Pike was reported to occur at only one of 21 sites with available information. Whether this result reflects that Horned Grebe avoid breeding at water bodies with Pike in the study area remains to be clarified.

Appendix 1. Häckningslokaler för svarthakedopping *Podiceps auritus* i Västergötland, sydvästra Sverige under åren 2005–2011. Breeding sites of Horned Grebe *Podiceps auritus* in Västergötland, southwest Sweden during 2005–2011.

Lokal Site	Koordinater, RT 90 Coordinates, national grid		Area ha	Typ ^a Type ^a	Antal par Number of pairs				Flytblads- vegetation Floating vegetation	Ungproduktion Production of young ^d		
	X	Y			Skrattmå <i>Bl.-head. Gull</i>	Fiskmå <i>Mew Gull</i>	Knipa ^b <i>Goldeneye^b</i>	Gädda ^c <i>Pike^c</i>		Medel <i>Mean</i>	N	
1	645004	136887	8,3	D		1-3		10-20 ex	0	*	0,00	2
2	645992	139638	0,6	D		1		1-2	*	10%	0,14	7
3	647060	137140	0,35	S				1	*	80%	2,14	7
4	645544	136357	7,01	S				1-2	1	50%	1,20	5
5	643971	139879	5,05	S				1	0	*	2,50	2
6	642119	136120	4,28	S				1-2	*	5%	0,86	7
7	644604	137929	0,43	D		1		1-2	0	80%	0,25	4
8	647741	138533	2,12	S			30-157, alla år <i>all years</i>	1-2	0	25%	1,31	7
9	644808	139413	1,11	D		1-3		1	*	50%	0,75	4
10	644808	139413	1,11	D		1-3		1-2	*	50%	1,70	5
11	645015	136608	4,7	S		1		>20 ex.	*	1%	0,00	3
12	638769	135364	0,49	D				1-2	0	20%	1,14	7
13	645901	139992	0,61	D		1		1	*	5%	1,29	7
14	645901	139992	0,55	D		1		1	*	5%	2,20	5
15	645901	139992	0,29	D		1		1	*	1%	2,00	1
16	645901	139992	0,26	D		1		1	*	1%	1,00	1
17	647739	140518	0,34	D		1		1	0	1%	1,86	7
18	638217	134764	0,77	D				1	0	30%	0,50	6
19	649620	138013	4,68	S				1	*	*	0,00	1
20	646572	140686	0,54	D		1		1	*	5%	1,14	7
21	643927	134823	1,28	D		1		1	*	80%	0,80	5
22	644742	139473	3,37	D		1-3		1	*	*	0,33	3
23	643606	136839	0,4	D		1		1	0	100%	1,43	7
24	638980	134746	1,07	D		1	41, 2005	1	0	20%	0,57	7

25	645078	136317	0,39	D		1	1	1	0	10%	1,00	6
26	645078	136317	0,6	D		1	1	1	0	10%	2,00	1
27	647208	137213	0,08	D					0	50%	4,00	1
28	645041	138442	0,49	D				1	*	75%	1,00	1
29	643689	139884	5,98	S				1	0	5%	2,00	2
30	644682	139415	1,46	D	32-63, 2009-2011	1	1	1	0	15%	0,71	3
31	647443	138361	1,55	D		1	2	2	0	45%	1,62	7
32	645367	139213	1,22	S	25-42, 2005-2007	1-5	1-2	1-2	*	1%	0,50	2
33	645367	139213	1,5	D	25-42, 2005-2007	1-5	>20 ex.		*	1%	1,30	5
34	645740	137080	0,97	D		1	1	1	0	20%	1,14	7
35	646403	137138	2,3	D				1-2	*	50%	1,02	7
36	645107	136570	0,62	D				1	0	80%	0,69	7
37	645073	137017	1,25	D				1-2	0	*	0,25	2
38	644998	136762	0,13	D					0	75%	0,50	2
39	644210	138530	1,22	D		3-6	1	1	*	5%	1,07	5
40	647801	138395	1,6	S			1-2	1-2	0	5%	1,17	7
41	644755	137872	0,55	D		1	1	1	*	30%	1,50	2

* Asterisk = data saknas. Asterisk = no data.

^a D = Anlagt vatten, dammar. Artificial water body; S = sjö, naturligt vatten., Natural water body

^b Antal par, om inget annat anges. Number of pairs, if nothing else stated.

^c 0 = Antagligen ingen förekomst. Most likely no occurrence, 1 = Förekomst fastställd Occurrence verified.

^d Primärdata i Appendix 2. Primary data in Appendix 2

Appendix 2. Svarthakedoppingens häckningsresultat på de undersökta lokalerna.
Breeding result of Horned Grebe at the study sites.

Lokal Site	Bedömt antal par Estimated number of pairs										Antal ungar Number of chicks				
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	
1	5	1	-	-	-	-	-	0+0+0+0+0	0,00	-	-	-	-	-	
2	2	1	1	3	2	2	1	0+2	0	0	0+0+0	0+0	0+0	0	
3	1	1	3	1	2	1	2	4	4	2+2+2	2	1+1	1	0+2	
4	-	-	2	1	1	1	1	-	-	0+0	0	2	2	2	
5	-	-	-	1b	-	-	1	-	-	-	3 ^b	-	-	2	
6	2	2	2	2	1	1	1	0+3	0+1	0+2	0+0	0	1	2	
7	-	1	2	-	-	1	1	-	0	0+0	-	-	0	1	
8	1	1	2	1	1	2	3	1	0	0+1	3	2	1+3	0+0+2	
9	1	1	1	1	-	-	-	0	2	1	0	-	-	-	
10	1	1	1	2	2	-	-	2	3	2	1+2	0+0	-	-	
11	-	-	1	1	1	-	-	-	-	0	0	0	-	-	
12	3	3	3	2	2	3	3	2+3+4	1+1+2	1+1+1	1+2	0+0	0+0+1	0+0+1	
13	1	2	2	2	2	2	2	2	2+2	0+0	0+1	0+2	2+3	0+2	
14	1	2	-	1	0	1	1	3	2+2	-	2	-	3	1	
15	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	
16	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
17	1	1	1	1	1	1	1	5	3	1	0	1	2	1	
18	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1	0	0	0	-	
19	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	
20	2	1	1	1	2	1	2	1+1	0	1	2	1+1	2	0+2	
21	1	1	1	1	1	-	-	3	1	0	0	0	-	-	
22	1	1	1	-	-	-	-	1	0	0	-	-	-	-	
23	1	1	1	2	1	3	2	4	0	1	0+2	1	0+3+3	1+1	
24	4	4	5	5	3	3	2	0+2+2+4	0+0+0+0	0+0+0+0+0	0+0+0+0	0+0+0	0+0+0	0+4	

25	1	1	0	1	1	1	1	1	1	2	-	0	1	0	2
26	0	0	1	0	0	0	-	-	-	-	2	-	-	-	-
27	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	4
28	-	-	1	0	0	0	-	-	-	-	1	-	-	-	-
29	-	-	-	-	1	0	1	-	-	-	-	-	4	-	0
30	-	-	-	-	3	3	5	-	-	-	-	-	0+1+1	0+1+1	0+0+0+1+3
31	1	1	2	2	1	2	3	3	3	3	0+1	0+2	3	0+1	0+0+1
32	1	0	0	0	0	0	1	1	-	-	-	-	-	-	0
33	0	1	2	1	1	2	-	-	-	1	0+0	3	0	2+3	-
34	1	2	1	1	1	1	1	1	1	0+0	0	3	3	0	1
35	2	2	3	3	2	6	4	1+2	0+1	0+0+2	0+1+2	0+1+2	3+4	0+0+0+0+0+0	0+0+0+0
36	1	2	1	2	3	4	2	2	0+3	0	0+0	0+0	1+1+2	0+0+0+0	0+0
37	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	0+0	0+1
38	-	1	1	0	0	0	0	-	0	0	1	-	-	-	-
39	-	-	1	1	2	3	2	-	-	-	1	0	0+2	0+2+2	0+3
40	3	3	2	4	3	3	3	1+2+2	1+1+2	1+2	1+1+1+1	1+1+1+1	1+2+2	0+0+2	0+0+1
41	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	0	3

^a - = Lokalen ej besökt. *Site not visited*. 0 = Lokalen besökt men inget par. *Site visited but no pair*.

^b = Uppgiften hämtad från www.Artportalen.se. From the *National Species Reporting System*; www.artportalen.se

Trender i antal ringmärkta fåglar av fyrtio arter på Stora Fjäderäggs fågelstation, nordöstra Sverige, 1985–2014

Trends in ringing numbers of forty bird species at Stora Fjäderägg Bird Observatory, north-eastern Sweden, 1985–2014

LARS EDENIUS, NIKLAS LINDBERG ALSERYD & SÖREN WULFF

Abstract

Very few data series are available on the long-term development of the bird fauna in northern Sweden. This kind of data is of great interest as there are recent signs that bird populations in northern Sweden are developing less favourable than in southern Sweden. We present trends in annual capture rates of 40 frequently ringed species at Stora Fjäderägg Bird Observatory, NE Sweden, autumn 1985–2014. Significant positive and negative trends were found in ten and eight species, respectively. Great tit, Chaffinch and Long-tailed Tit showed the strongest increases, whereas Northern Wheatear, Willow Tit and Bluethroat decreased the most. There was a significant negative trend in capture index for short-distance migrants and a positive trend for irruptive species/partial

migrants. For many species, particularly those that were decreasing, the trends at Stora Fjäderägg are similar to population trends seen in Swedish and Finnish breeding bird surveys. For these species the trends at Stora Fjäderägg could be indicative of long-term population changes.

Lars Edenius, Snickargatan 12, 903 60 Umeå,
lars.edenius@grubbe.com

Niklas Lindberg Alseryd, Orgelstråket 13, 903 53 Umeå,
nlindbergalseryd@gmail.com

Sören Wulff, Kopparvägen 42T, 907 50 Umeå,
wulffsoren@gmail.com

Received 11 March 2015, Accepted 24 June 2015, Editor: J. Waldenström

Inledning

Långa dataserier som beskriver utvecklingen av fågelpopulationer över tiden är viktiga för att förstå den inneboende dynamiken i fågelsamhällen, identifiera ekologiska mönster, kunskapsbrister och eventuella hotbilder. Från Ammarnäsområdet, Lycksele lappmark, norra Sverige, finns unikt långa dataserier på häckfåglar i fjällbjörkskog och fjällhed (t.ex. Enemar m.fl. 2004, Svensson & Andersson 2013). Från resten av Norrland finns mycket få långa dataserier på fåglar redovisade. Svensk Fågeltaxering (SFT) kommer med tiden att svara upp mot detta behov, men standardrutterna – den mest tillförlitliga datakällan – har inte varit i funktionell drift längre än dryga tio år i norra Sverige (Green & Lindström 2015a). Dessutom är antalet fria punktrutter, en datakälla som sträcker sig längre tillbaka i tiden, få i den norra delen av landet (Ottvall m.fl. 2009). Trendanalyser baserade på långa tidsserier är särskilt viktiga i norra Sverige där fågelpopulationer verkar utvecklas mer negativt än i södra Sverige (Green & Lindström 2015a, b). Dessutom är utvecklingen hos fågelpopulationer i norr generellt

mindre känd jämfört med i de västra och centrala delarna av Europa (Vickery m.fl. 2014).

Ringmärkningsdata har använts för analys av populationsförändringar och för att öka vår förståelse av viktiga skeenden i fågelpopulationerna (t.ex. Busse 1990, Berthold & Fiedler 2005). För södra Sverige har trendanalyser baserade på ringmärkningsdata presenterats från Falsterbo och Ottenby fågelstationer (1980–1999; Karlsson m.fl. 2002a,b, Stervander m.fl. 2005, Jonzén m.fl. 2006). Fåglar som fångas under sträcktid på fågelstationerna kommer ifrån ett delvis okänt rekryteringsområde. Analys av återfynd av fåglar ringmärkta på Stora Fjäderäggs fågelstation i nordöstra Sverige antyder att våra nordliga och sydliga fågelstationer berörs av olika flyttfågelflöden (Elmberg m.fl. 2005) och betonar behovet av regionaliserade analyser av ringmärkningsdata. Det måste dock beaktas att ringmärkningsdata inte alltid är pålitliga indikatorer på förändringar i populationsstorlek (Dunn m.fl. 1997, Hochachka & Fiedler 2008).

Vi redovisar här fångstrender baserade på 30-åriga ringmärkningsdata från Stora Fjäderäggs

fågelstation, nordöstra Sverige. Fyrtio mer frekvent förekommande arter ingår i analyserna, däribland arter som nästan inte alls fångas på fågelstationerna i södra Sverige som tallbit *Pinicola enucleator* och videsparv *Emberiza rustica*. Trenderna för aktuella arter 1985–2014 jämförs med populationstrender i hela Sverige (SFT perioden 1976–2007; Ottvall m.fl. 2009). SFT 1976–2007 är en semi-kvantitativ sammanvägning av olika datakällor, främst häckfågeldata baserade på punkt- och standarddruttsdata, men även data från fågelstationer och annat håll ingår. Vi kompletterar uppgifterna i SFT 1976–2007 med trender beräknade för Sverige 1998–2014 (SFT 1998–2014, Green & Lindström 2015a) och SFT Norrbotten 1988–2013 (Green & Lindström 2015b), vilka helt baseras på standarddruttsdata, för att få bättre tidsmässig och geografisk täckning i jämförelserna. Vi har ingen entydig bild av varifrån fåglarna som fångas på Stora Fjäderägg kommer; kontroller av fåglar ringmärkta tidigare samma höst indikerar dock ett betydande inflöde från ost och sydost (t.ex. kungsfågel *Regulus regulus*, talgoxe *Parus major*, blåmes *Cyanistis caeruleus* och stjärtnes *Aegithalos caudatus*) – alltså utanför Sveriges gränser för vissa arter. Vi inkluderar därför även populationsdata från finska häckfågeltaxeringar (FHT, 1986–2012, Laaksonen & Lehtikoinen 2013) i våra analyser. Utöver enskilda arter redovisar vi även analys av trender för arterna grupperade efter flyttningsstrategi eftersom denna aspekt av fåglarnas ekologi verkar ha betydelse för populationsutvecklingen (Laaksonen & Lehtikoinen 2013, Vickery m.fl. 2014).

Material och metoder

Ringmärkningen på Stora Fjäderäggs fågelstation

Stora Fjäderägg är en ca. 1×1 km stor vegetationsfattig ö belägen i Norra Kvarken nordost om Holmöarna, Västerbottens län (63°49' N, 21°00' E). Här i den Bottniska vikens smalaste del fungerar Holmöarkipelagen och Österbottens vidsträckt skärgård som en sträckledare mellan Sverige och Finland. Detta manifesteras i nationellt mycket höga summor av kungsfågelsångare *Phylloscopus proregulus*, tajgasångare *Phylloscopus inornatus*, sibirisk piplärka *Anthus hodgsoni* m.fl. östliga vagranter i höstfångsten på Stora Fjäderäggs fågelstation.

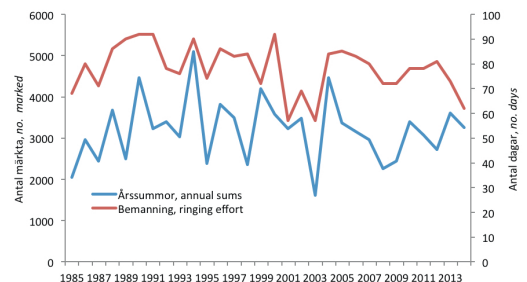
Stora Fjäderägg etablerades som fågelstation 1984, men den mer regelbundna ringmärkningsverksamheten kom igång först ett år senare. Aktivi-

teten var hög både vår och höst under de inledande åren men därefter har höstmärkningen helt dominerat. Fångst för ringmärkning sker uteslutande med slöjnat (12 meter långa). Nätplatser och antal nät har varierat över åren men har legat på runt tio respektive 25–30. Nätfångst bedrivs normalt från gryningen fram till lunchtid. Åren 2004–2008 prövades en fälla av helgolandstyp, men den var tämligen ineffektiv ur fångstsynpunkt och krävde en hel del underhåll varför den avvecklades. Under åren fällan var i drift var ett par nätplatser avvecklade och utnyttjandet av fällan gav inte några uppenbara effekter på fångsten (Figur 1).

Ringmärkningsverksamheten på fågelstationen sker helt ideellt och bemanningen har därför varierat över åren. Antalet bemanningsdagar under augusti, september och oktober 1985–2014 låg på i medeltal 78 dagar per år, utan någon långsiktig trend ($p > 0.05$, linjär regression). Antalsmässigt dominerar kungsfågel, gråsiska *Carduelis flammea* och lövsångare *Phylloscopus trochilus (acredula)* i fångsten, men även ”norrländsspecialiteter” som videsparv och tallbit ringmärks i nationellt höga antal.

Urval av arter och trendberäkningar

Vi analyserade trender i höstmärksummorna av de 40 mest frekvent fångade arterna på Stora Fjäderäggs fågelstation höstarna 1985–2014. Här ingår dock inte de två vanligaste arterna, kungsfågel och gråsiska, eftersom ljuduppspelning använts regelmässigt när dessa fångats. Totalsummor för antal märkta fåglar av respektive art ges i Tabell 1. Den samlade fångsten av de 40 arterna uppgick till



Figur 1. Årssummor av de 40 arterna samt antal bemanningsdagar på Stora Fjäderäggs fågelstation höstarna 1985–2014. Annual ringing sums of the 40 species and number of days with ringing activity at Stora Fjäderägg Bird Observatory, autumn 1985–2014.

Tabell 1. Märksummor av de 40 mest frekvent fångade fågelarterna på Stora Fjäderäggs fågelstation höstarna 1985–2014 (kungsfågel och gråsiska exkluderade). *Autumn ringing totals of the 40 most frequently ringed species at Stora Fjäderägg Bird Observatory 1985–2014. (Goldcrest and Redpoll excluded).*

Art Species	
Större hackspett <i>Dendrocopus major</i>	2310
Trädpiplärka <i>Anthus trivialis</i>	476
Ängspiplärka <i>Anthus pratensis</i>	407
Sädesärla <i>Motacilla alba</i>	335
Sidensvans <i>Bombicilla garrulus</i>	917
Järnsparv <i>Prunella modularis</i>	737
Rödhake <i>Erithacus rubecula</i>	5097
Blåhake <i>Luscinia svecia</i>	1038
Rödstjärt <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1372
Buskskvätta <i>Saxicola rubetra</i>	85
Stenskvätta <i>Oenanthe oenanthe</i>	406
Koltrast <i>Turdus merula</i>	204
Björktrast <i>Turdus pilaris</i>	1383
Taltrast <i>Turdus philomelos</i>	998
Rödvingetrast <i>Turdus iliacus</i>	3437
Årtsångare <i>Sylvia curruca</i>	667
Törnsångare <i>Sylvia communis</i>	246
Trädgårdssångare <i>Sylvia borin</i>	814
Svarthätta <i>Sylvia atricapilla</i>	699
Gransångare <i>Phylloscopus collybita</i> (<i>abietinus</i>)	837
Lövsångare <i>Phylloscopus trochilus</i> (<i>acredula</i>)	32061
Grå flugsnappare <i>Muscicapa striata</i>	1547
Svartvit flugsnappare <i>Ficedula hypoleuca</i>	1033
Stjärntmes <i>Aegithalos caudatus</i>	3415
Svartmes <i>Periparus ater</i>	1317
Talltita <i>Poecile montanus</i>	417
Blåmes <i>Cyanistes caeruleus</i>	4472
Talgoxe <i>Parus major</i>	4934
Trädkrypare <i>Certhia familiaris</i>	3574
Törnskata <i>Lanius collurio</i>	182
Bofink <i>Fringilla coelebs</i>	836
Bergfink <i>Fringilla montifringilla</i>	11300
Grönfink <i>Chloris chloris</i>	298
Grönsiska <i>Carduelis spinus</i>	1061
Mindre korsnäbb <i>Loxia curvirostra</i>	282
Rosenfink <i>Carpodacus erythrinus</i>	198
Tallbit <i>Pinicola enucleator</i>	424
Domherre <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	3306
Videsparv <i>Emberiza rustica</i>	1013
Sävparv <i>Emberiza schoeniclus</i>	1592

i medeltal 3191 individer per år (variationsbredd 1609–5103) och ingen trend i fångstmängder kan skönjas över de 30 åren ($p > 0.05$, linjär regression).

Årsummorna är signifikant korrelerade med antalet bemanningsdagar ($r = 0.44$, $p < 0.02$, Spearman Rank Correlation, Figur 1). Vi har därför valt att beräkna trender för enskilda arter på basis av årsfångstindex, alltså kvoten mellan märksomma och antal bemanningsdagar (fångstinsatsen) det aktuella året. Fångsttrender 1985–2014 för respektive art analyserades med regressionsanalys.

Dessutom gjordes en beräkning av trender för artgrupper genom indelning av de 40 ingående arterna efter flyttingsstrategi. Arterna delades in i grupperna långdistansflyttare, kortdistansflyttare samt invasionsarter/partiella flyttare (Tabell 2). För att minska genomslaget av vanliga arter i beräkningarna av de gruppvisa fångstindexen användes geometriska och inte aritmetiska medelvärden. Som vägledning i gruppindelningen av arterna användes Alerstam (1982), Solonen (1994), Ottvall m.fl. (2009) samt Fransson & Hall-Karlsson (2008).

Resultat

Vi fann tio arter med signifikant ökande och åtta arter med signifikant minskande fångsttrender på Stora Fjäderägg 1985–2014 (Tabell 3). Övriga 22 arter visade inte på några signifikanta förändringar i fångstindex.

Talcoxens fångstindex ökade allra mest bland de 40 arterna under 30-årsperioden (11%, Tabell 3, Figur 2). Finska häckfågeldata (FHT) visar en tydlig ökning under motsvarande tidsperiod i likhet med SFT 1988–2014 och SFT Norrbotten 1998–2014, men inte SFT 1976–2007. Stjärntmesens fångstindex ökade tydligt 1985–2014 i likhet med SFT 1998–2014. Likaså överensstämmer bofinkens ökning i fångstindex med SFT 1998–2014 och SFT Norrbotten 1998–2014, men inte med SFT 1976–2007. För blåmes, koltrast *Turdus merula*, svarthätta *Sylvia atricapilla* (Figur 2) är de positiva trenderna i Fjäderäggsdata, SFT 1976–2007, SFT 1998–2014 och FHT samstämmiga. Ökningen i fångstindex av årtsångaren *Sylvia curruca* och sävsparv *Emberiza schoeniclus* står inte i samklang med SFT eller FHT, tvärtom visar SFT 1998–2014 på en minskad populationstrend hos sävsparven. Rödhakens ökning i fångstindex matchas av samma trend i SFT 1998–2014 och FHT.

Bland arterna utan signifikanta trender i fångstindex 1985–2014 uppvisar gransångaren *Phylloscopus collybita* (*abietinus*) och rosenfinken

Tabell 2. Gruppering av arterna efter flyttningsstrategi.
Grouping of species after migratory strategy.

Långdistansflyttare <i>Long distance migrants</i>	Kortdistansflyttare <i>Short distance migrants</i>	Invasionsarter/partiella flyttare <i>Irruptive species/ partial migrants</i>
Trädpiplärka <i>Tree Pipit</i>	Ängsplärka <i>Meadow Pipit</i>	Större hackspett <i>Great Spotted Woodpecker</i>
Sädesärla <i>White Wagtail</i>	Järnsparv <i>Dunnock</i>	Sidensvans <i>Waxwing</i>
Blåhake <i>Bluethroat</i>	Rödhake <i>Robin</i>	Stjärtmes <i>Long-tailed Tit</i>
Rödstjärt <i>Redstart</i>	Koltrast <i>Blackbird</i>	Svartmes <i>Coal Tit</i>
Buskskvätta <i>Whinchat</i>	Björkrast <i>Fieldfare</i>	Talltita <i>Willow Tit</i>
Stenskvätta <i>Wheatear</i>	Taltrast <i>Song Thrush</i>	Blåmes <i>Blue Tit</i>
Årtsångare <i>Lesser Whitethroat</i>	Rödvingetrast <i>Redwing</i>	Talgoxe <i>Great Tit</i>
Törnsångare <i>Whitethroat</i>	Bofink <i>Chaffinch</i>	Trädskräpar <i>Treecreeper</i>
Trädgårdssångare <i>Garden Warbler</i>	Bergfink <i>Brambling</i>	Grönsiska <i>Siskin</i>
Svarthätta <i>Blackcap</i>	Grönfink <i>Greenfinch</i>	Mindre korsnåbb <i>Crossbill</i>
Gransångare <i>Chiffchaff</i>	Sävsparv <i>Reed Bunting</i>	Tallbit <i>Pine Grosbeak</i>
Lövsångare <i>Willow Warbler</i>		Domherre <i>Bullfinch</i>
Grå flugsnappare <i>Spotted Flycatcher</i>		
Svartvit flugsnappare <i>Pied Flycatcher</i>		
Törnskata <i>Red-backed Shrike</i>		
Rosenfink <i>Common Rosefinch</i>		
Videsparv <i>Rustic Bunting</i>		

Carpodacus erythrinus intressanta mönster inom perioden. Fångstindex för gransångaren minskade tydligt fram till mitten av 1990-talet och ökade därefter (Figur 2). Gransångaren ökar kraftigt enligt SFT 1998–2014 och SFT Norrbotten 1998–2014. Fångstindex för rosenfink visar på en uppgång fram till 1990, följt av en minskning till början av 2000-talet och därefter åter en ökning (Figur 2). Rosenfinken minskar kraftigt på nationell nivå enligt SFT 1998–2014 och FHT. Större hackspetten *Dendrocopus major* är en art som fångas i stora antal på Stora Fjäderägg (Tabell 1) med stor mellanårsvariation (Figur 2).

För lövsångare, buskskvätta *Saxicola rubetra*, videsparv och blåhake *Luscinia svecica* är fångst-trenderna negativa i likhet med trenderna i SFT och FHT. Fångstindex för videsparven minskade med 4,5% över hela perioden (Figur 2, Tabell 3). Blåhaken uppvisade den allra största minskningen i fångstindex 1985–2014 (14%, Tabell 3). Fångst-index för blåhake minskade kraftigt till mitten av 1990-talet för att därefter mer eller mindre plana ut (Figur 2). I likhet med Stora Fjäderägg visar SFT Norrbotten 1998–2014 på minskande trender hos grå flugsnappare *Muscicapa striata* och svartvit flugsnappare *Ficedula hypoleuca*. SFT 1998–2014 och FHT visar dock på motsatta trender. Stenskvät-tans *Oenanthe oenanthe* minskande fångsttrend på Stora Fjäderägg matchas inte av trenderna i SFT eller FHT. Talltitan *Poecile montanus* (Figur 2) minskar också enligt FHT och SFT 1976–2007,

men uppvisar en starkt ökande trend i SFT Norrbotten 1998–2014.

Andelen arter för vilka fångsttrenderna på Stora Fjäderägg är samstämmiga med trenderna i SFT är högre för dem med ökande fångstindex i SFT 1998–2014 än SFT 1976–2007 (Tabell 4). För arterna med minskande fångsttrender är förhållandet det omvända. För SFT Norrbotten 1998–2014 och FHT är samstämmigheten med Fjäderäggstren-derna bättre för arterna med minskande än ökande index (Tabell 4). Bland förstnämnda är samstäm-migheten sämst med SFT 1998–2014. Överlag är samstämmigheten bättre för arter med minskande (69%) än med ökande (54%) fångsttrender.

Fångstindex 1985–2014 för kortdistansflyttare minskade med 1,1% per år medan index för invasionsarter/partiella flyttare ökade med 2,8% per år. Fångstindex för invasionsarter/partiella flyt-tare uppvisar ett tydligt oscillerande mönster med ökande amplitud över tiden (Figur 3). För långdis-tansflyttarna kunde ingen signifikant trend konstateras.

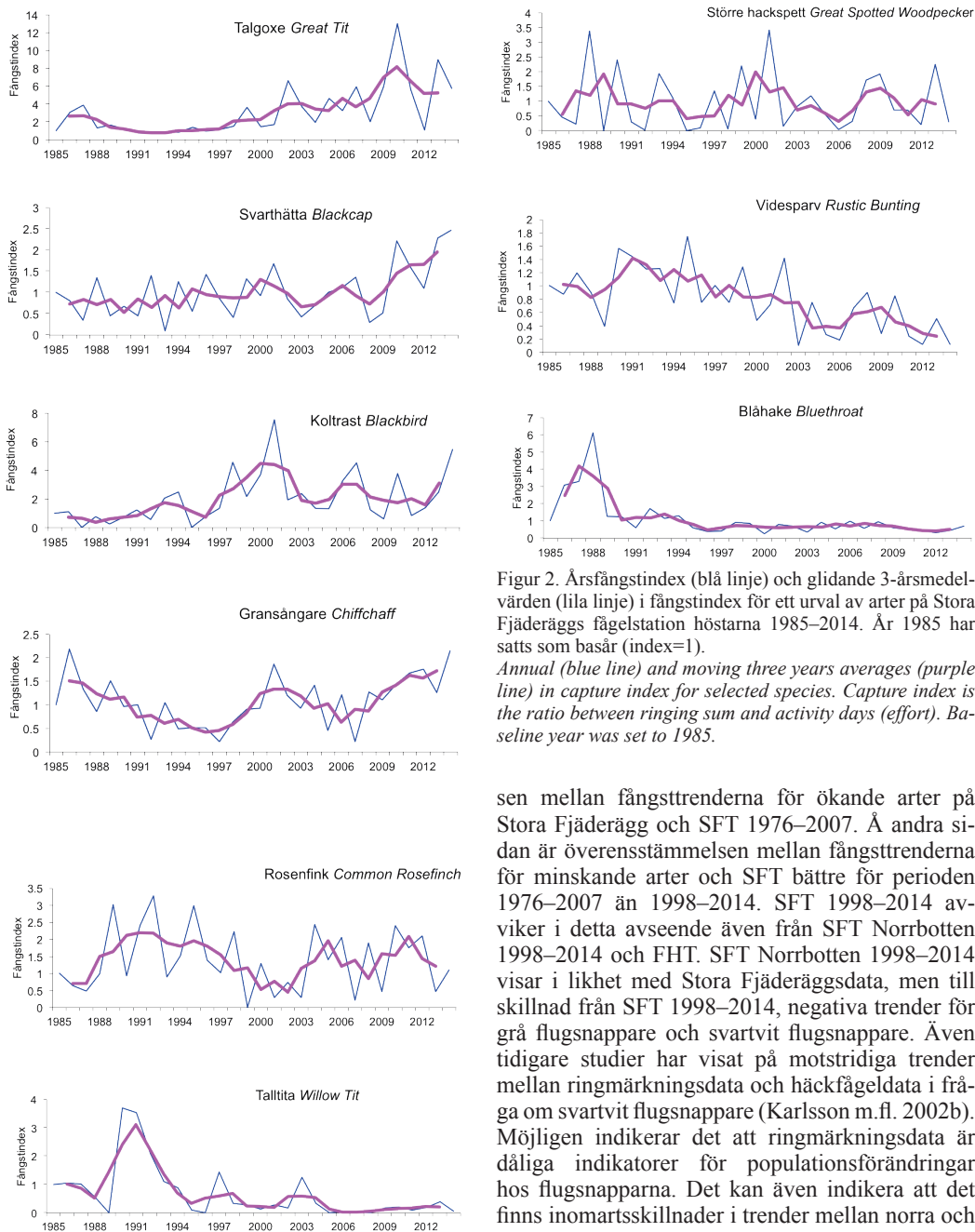
Diskussion

Vi fann varierande samstämmighet mellan fångst-trenderna på Stora Fjäderägg och svenska och finska häckfågeltaxeringar, med generellt sätt bättre samstämmighet för arter med minskande fångstindex jämfört med sådana med ökande fångstindex. Diskrepansen mellan SFT 1976–2007 och SFT

Tabell 3. Trender (årlig förändring i procent) i fångstindex hos 40 fågelarter på Stora Fjäderäggs fågelstation höstarna 1985–2014; nationella semi-kvantitativa trender från punktrutter, standardrutter och andra datakällor 1976–2007 (Ottvall m.fl. 2009), standardrutter i Sverige 1998–2014 (Green & Lindström 2015a), Norrbotten 1998–2013 (Green & Lindström 2015b) samt linjeinventeringar i Finland 1986–2012 (Laaksonen & Lehto 2013). Fetstilade värden är signifikanta på nivån $p < 0.05$, kursiverade värden är inte signifikanta. Artlista i fallande ordning efter trenderna på Stora Fjäderägg. N.d. anger att data saknas.

Trends (yearly changes in percent) in capture index for 40 species at Stora Fjäderägg Bird Observatory 1985–2014; national trends from Swedish (SHT) and Finnish (FHT) breeding bird surveys. Values in bold are significant at the $p < 0.05$ level, whereas values in italics are non-significant. ++ = starkt ökande strongly increasing, + = ökande increasing, 0 = ingen trend no trend, - = minskande decreasing, -- = starkt minskande strongly decreasing. Species ranked after the trends at Stora Fjäderägg. N.d. indicates no data.

Art <i>Species</i>	Stora Fjäderägg 1985– 2014	Sverige <i>Sweden</i> 1976– 2007	Sverige <i>Sweden</i> 1998– 2014	Norr- botten 1998– 2013	Finland 1986– 2012
Talgoxe <i>Great Tit</i>	11	-	3.8	5.1	2.3
Stjärtmes <i>Long-tailed Tit</i>	8.6	0	4.1	N.d.	N.d.
Bofink <i>Chaffinch</i>	7.7	0	1	5.2	0
Blåmes <i>Blue Tit</i>	7	+	3.9	N.d.	5.7
Grönsiska <i>Siskin</i>	4.9	0	0.9	2.2	0.1
Koltrast <i>Blackbird</i>	4.8	+	1	N.d.	4.7
Årtsångare <i>Lesser Whitethroat</i>	4.5	0	<i>0</i>	N.d.	0
Sävspurv <i>Reed Bunting</i>	3.9	-	-1.5	<i>-2.1</i>	-2
Grönfink <i>Greenfinch</i>	<i>3.2</i>	++	-1.4	-3	5.1
Svarthätta <i>Blackcap</i>	2.8	++	6.4	N.d.	2.3
Trädkrypare <i>Treecreeper</i>	<i>2.0</i>	-	1.2	N.d.	0
Sidensvans <i>Waxwing</i>	<i>1.8</i>	0	6.1	<i>1.7</i>	N.d.
Järnsparv <i>Duncock</i>	<i>1.7</i>	--	2.1	N.d.	0
Rödhake <i>Robin</i>	1.5	-	0.7	N.d.	1.7
Trädpiplärka <i>Tree Pipit</i>	<i>1.5</i>	-	1.7	N.d.	-1.7
Gransångare <i>Chiffchaff</i>	<i>1,4</i>	--	5.3	8.9	0
Rödstart <i>Redstart</i>	<i>1,1</i>	--	2.3	N.d.	1.9
Bergfink <i>Brambling</i>	<i>0.8</i>	0	-1.8	-2.2	-0.2
Trädgårdssångare <i>Garden Warbler</i>	<i>0.8</i>	0	1.6	N.d.	0.3
Taltrast <i>Song Thrush</i>	<i>0.7</i>	0	2.5	2.9	0.1
Domherre <i>Bullfinch</i>	<i>0.3</i>	-	1.2	-4.2	-0.8
Törnsångare <i>Whitethroat</i>	<i>0,3</i>	0	1.2	N.d.	0
Större hackspett <i>Gr. Sp. Woodpecker</i>	<i>-0.3</i>	-	3.5	6.9	2.1
Mindre korsnäbb <i>Crossbill</i>	<i>-0.4</i>	0	6.6	15	-0.2
Rosenfink <i>Common Rosefinch</i>	<i>-0.4</i>	++	-4.8	N.d.	-2.9
Sädesärta <i>White Wagtail</i>	<i>-1.1</i>	-	<i>0.1</i>	N.d.	N.d.
Björktrast <i>Fieldfare</i>	<i>-1.7</i>	+	-2.5	-2.4	1.4
Lövsångare <i>Willow Warbler</i>	-1.7	0	-1.5	-4.8	-1.6
Tallbit <i>Pine Grosbeak</i>	<i>-1.7</i>	-	<i>-5.7</i>	N.d.	N.d.
Ångspiplärka <i>Meadow Pipit</i>	<i>-1.8</i>	0	-1.3	-4.1	-1.3
Svartmes <i>Coal Tit</i>	<i>-2.3</i>	-	<i>0.2</i>	N.d.	-1.2
Rödvingetrast <i>Redwing</i>	<i>-3.0</i>	0	-0.6	-1.6	0
Grå flugsnappare <i>Spotted Flycatcher</i>	-3.4	0	2.5	-3.8	0.7
Törnskata <i>Red-backed Shrike</i>	<i>-3.4</i>	-	<i>-0.3</i>	N.d.	0.4
Videsparv <i>Rustic Bunting</i>	-4.5	-	-4.8	-3.1	-6.2
Svartvit flugsnappare <i>Pied Flycatcher</i>	-4.9	-	1	-2.7	0.8
Buskskvätta <i>Whinchat</i>	-5.9	--	-1.2	N.d.	-2
Stenskvätta <i>Wheatear</i>	-12	-	<i>-0.6</i>	N.d.	N.d.
Talltita <i>Willow Tit</i>	-13	--	<i>0.7</i>	4	-1.5
Blåhake <i>Bluethroat</i>	-14	-	-1.1	N.d.	-3.1



Figur 2. Årsfångstindex (blå linje) och glidande 3-årsmedelvärdet (lila linje) i fångstindex för ett urval av arter på Stora Fjärderäggs fågelstation höstarna 1985–2014. År 1985 har satts som basår (index=1).

Annual (blue line) and moving three years averages (purple line) in capture index for selected species. Capture index is the ratio between ringing sum and activity days (effort). Baseline year was set to 1985.

1998–2014 kan ha flera orsaker, bl.a. kan de jämförelsevis få ruttern i norra Sverige under den första delen av 30-årsperioden inte ha fått något starkt genomsnitt i de nationella trendberäkningarna. Det skulle kunna förklara den dåliga överensstämmelsen

sen mellan fångsttrenderna för ökande arter på Stora Fjärderagg och SFT 1976–2007. Å andra sidan är överensstämmelsen mellan fångsttrenderna för minskande arter och SFT bättre för perioden 1976–2007 än 1998–2014. SFT 1998–2014 avviker i detta avseende även från SFT Norrbotten 1998–2014 och FHT. SFT Norrbotten 1998–2014 visar i likhet med Stora Fjärderäggsdata, men till skillnad från SFT 1998–2014, negativa trender för grå flugsnappare och svartvit flugsnappare. Även tidigare studier har visat på motstridiga trender mellan ringmärkningsdata och häckfågeldata i fråga om svartvit flugsnappare (Karlsson m.fl. 2002b). Möjligen indikerar det att ringmärkningsdata är dåliga indikatorer för populationsförändringar hos flugsnappare. Det kan även indikera att det finns inomartsskillnader i trender mellan norra och södra Sverige som inte syns i de nationella redovisningarna. Den generellt goda samstämmigheten med trenderna i FHT kan hänga samman med att Stora Fjärderagg i väsentlig grad berörs av flyttfågelströmmar med ett östligt ursprung under hösten.

Den exceptionella ökningen i fångstindex av talgoxe på Stora Fjärderagg 1985–2014 matchas

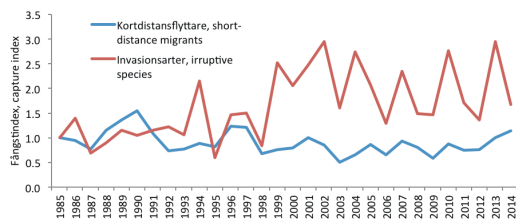
Tabell 4. Kvalitativ jämförelse av fångsttrender hos signifikant ökande (+) respektive minskande (-) arter på Stora Fjärderägg 1985–2014 och SFT 1976–2007 (Ottvall m.fl. 2009), SFT 1998–2014 (Green & Lindström 2015a), Norrbotten 1998–2014 (Green & Lindström 2015b) samt FHT 1986–2012 (Laaksonen & Lehtikoinen 2013). N.d. betyder inga data.

Qualitative comparison of trends in capture indices at Stora Fjärderägg and trends from breeding bird surveys in Sweden and Finland. N.d. means no data.

	Stora Fjärderägg 1985–2014	SFT 1976– 2007	SFT 1998– 2014	Norrbotten 1998– 2014	FHT
Talgoxe <i>Great Tit</i>	+	-	+	+	+
Stjärtnes <i>Long-tailed Tit</i>	+	0	+	N.d.	N.d.
Bofink <i>Chaffinch</i>	+	0	+	+	0
Blåmes <i>Blue Tit</i>	+	+	+	N.d.	+
Grönsiska <i>Siskin</i>	+	0	+	+	0
Koltrast <i>Blackbird</i>	+	+	+	N.d.	+
Årtsångare <i>Lesser Whitethroat</i>	+	0	0	0	-
Sävspurv <i>Reed Bunting</i>	+	-	-	-	-
Svarthätta <i>Blackcap</i>	+	+	+	N.d.	+
Rödhake <i>Robin</i>	+	-	+	N.d.	+
Lövsångare <i>Willow Warbler</i>	-	0	-	-	-
Grå flugsnappare <i>Spotted Flycatcher</i>	-	0	+	-	0
Videsparv <i>Rustic Bunting</i>	-	-	-	-	-
Svartvit flugsnappare <i>Pied Flycatcher</i>	-	-	+	-	0
Buskskvätta <i>Whinchat</i>	-	-	-	N.d.	-
Stenskvätta <i>Wheatear</i>	-	-	0	N.d.	N.d.
Talltita <i>Willow Tit</i>	-	-	0	+	-
Blåhake <i>Bluethroat</i>	-	-	-	N.d.	-
Kvot ökande <i>Proportion increasing</i>	10/10	3/10	8/10	3/5	5/9
Kvot minskande <i>Proportion decreasing</i>	8/8	6/8	4/8	4/5	5/7

bättre av trenden i SFT Norrbotten 1998–2014 än i SFT 1998–2014. Det kan hänga samman med skillnader i trender mellan norra och södra Sverige. Till exempel har varmare (mer sydliga) arter spridit sig norrut och ökat i norr (Green & Lindström 2015b). Talgoxe kan vara en sådan art där en ökning i norr kanske ännu inte slagit igenom ordentligt i rikstrenden. Stjärtnesen ökar även på standardruterna i SFT 1998–2014. Av just stjärtnes har vi flera intressanta kontroller på Stora Fjärderägg av fåglar märkta tidigare samma höst längre söderut längs Finlands kust, i Estland och i ryska Karelen. Det kan skilja dagar och i extremfall endast timmar mellan märkning och kontroll vilket ger en bild av en koncentrerad snabb nordlig-nordvästlig flyttrörelse med ursprung utanför Sveriges gränser. Samma mönster går för övrigt igen hos blåmesen och talgoxen. Svarthättan har en mycket positiv utveckling i Sverige, inte minst i norra Sverige (Green & Lindström 2015a). Rosenfinken uppvisar ingen trend i Stora Fjärderäggsdata 1985–2014 vilket står i kontrast med den stadiga minskningen av rosenfink i SFT 1998–2014 och FHT. I Stora

Fjärderäggs fall tycks det vara så att perioderna med ökning och minskning tagit ut varandra. Analysperiodens startpunkt och längd har stor betydelse för skattningen av trender, och kan i gransångarens fall förklara varför den tydliga ökningen i index i SFT 1998–2004 inte syns i Fjärderäggsdata som startade tidigare och som sträcker sig över en mycket längre tidsperiod. Den negativa fångsttenden för videsparven överensstämmer väl med den negativa



Figur 3. Årsfångstindex för arterna grupperade efter flyttstrategi med 1985 som basår.

Capture index for species grouped after migratory strategy with 1985 as baseline year.

populationsutvecklingen generellt i Fenoskandien (Dale & Hansen 2013). En snabb initial minskning i fångstindex var tillräckligt kraftig för att generera en stark negativ trend för hela 30-årsperioden hos blåhaken. Det finns inga storskaliga häckfågeltaxeringar från 1980-talet att jämföra med, men häckfågeldata från Ammarnäsområdet 1963–1999 visar inte på någon långsiktig trend i populationstäthet hos blåhake i detta område (Enemar m.fl. 2004). Inte heller standardiserade fångstdata från Ottenby fågelstation visar på någon långsiktig trend perioden 1979–2008 (Svanberg & Waldenström 2011). Fjällbjörkmätaren *Epirrita autumnata*, en viktig födokälla för insektsätande fåglar i fjällnära miljö, hade en markerad topp i mitten av 1980-talet i Ammarnäsområdet, vilken tidsmässigt sammanföll med toppen för fångstindex hos blåhake på Stora Fjäderägg 1985–2014 (Figur 2). Man kan därför spekulera i om en hög ungfågelproduktion bidrog till de höga märksummorna i mitten av 1980-talet. Senare utbrott av fjällbjörkmätare på 1990-talet har varit mycket mindre omfattande (Enemar m.fl. 2004).

Den signifikanta minskningen i fångstindex hos gruppen kortdistansflyttare 1985–2014 förtjänar att nämnas. De tre arterna i gruppen med signifikanta trender var alla ökande (rödhake, koltrast och sävsparv), men sammantaget och med hänsyn taget till skillnader i märksummor var trenden alltså negativ för gruppen som helhet. Det bör dock påpekas att trenden är svag, 1,1% per år. Jämförelser med SFT går inte att göra rakt av eftersom gruppindelningarna ser olika ut, men i SFT 1998–2014 ökar fem av arterna medan sex minskar, och i SFT Norrbotten 1998–2014 är motsvarande siffror en respektive tre (av sju arter för vilka data redovisas). Här tycks alltså trenderna mer eller mindre ta ut varandra. Till skillnad från andra studier fann vi ingen minskning i fångsttrend hos långdistansflyttarna som grupp betraktat. Bland arter med signifikanta trender fann vi två med ökande och sju med minskande trender. Resterande åtta arter uppvisade ingen signifikant trend. Bland arterna som övervintar söder om Sahara, så kallade Afro-Palearktiska arter, uppvisade dock fem av åtta av arter i gruppen signifikant negativa trender, alltså vad som kunde förväntas för denna delgrupp baserat på andra studier (Vickery m.fl. 2014). Fångsttrenderna för arter som flyttar mot sydost och ost, i Stora Fjäderäggs fall blåhake, rosenfink och videsparv, var negativa i två fall av tre vilket förtjänar att nämnas. Fångsttrenden för invasionsarter/partiella flyttare ökade under 30-årsperioden. Denna grupp utgjorde 28% av den totala fångstsumman av de 40 arterna 1985–2014, en an-

senlig andel med andra ord. Fångstindex i gruppen uppvisade en påtaglig dynamik med över tiden allt mer markerade toppar. Mesarnas andel av gruppen var 36% och här ingår stjärtmesen, blåmesen och talgoxen där återfynd antyder att en stor del rekryteras utanför landet. I denna grupp är det därför tänkbart att fångstindex speglar mellanårsvariationen i reproduktion hos ökande populationer på en större geografisk skala eller ett förändrat flyttningsbeteende. Vädret kan också spela in då ett större inflöde av mesar noteras under höstar med ihållande sydliga vindar. Talltitan avviker från mönstret för gruppen som helhet genom ett minskande fångstindex och en över tiden alltmer avtagande mellanårsvariation (Figur 2). Minskningen är dock helt i linje med den minskande långsiktiga trend som uppvisas av talltitan i såväl SFT 1976–2007 som FHT men inte SFT Norrbotten 1998–2014.

Felkällor

Tolkning av populationstrender på basis av ringmärkningsdata måste göras med försiktighet. Nedan diskuterar vi ett antal potentiella felkällor och hur de kan ha påverkat resultaten och vår tolkning av dessa. I strikt mening var höstfångsten på Stora Fjäderägg 1985–2014 inte standardiserad. Variation i fångstinsats kan få stort genomslag i korta dataserier, men med långa tidsserier jämnas detta ut och blir mindre betydelsefullt. Eftersom det inte skett någon systematisk förändring i fångstrutiner eller bemanning över tiden betraktar vi variation av detta slag som ett slumpmässigt fel som i likhet med väder skapar brus och minskar precisionen i data. Vi har dessutom korrigerat för antalet bemanningsdagar genom att ta med det i fångstindex. Förändringar i miljön kan också ha påverkat fångstsiffrorna. Igenväxningen av öns tidigare till största delen öppna hedmarker har varit påtaglig under 30-årsperioden (även om senare års röjningsinsatser har sökt motverka detta). En minskad fångstbarhet kopplat till igenväxning kan ha bidragit till den kraftiga minskningen i fångstindex för stenskvätta, en art bunden till öppen mark. En annan påtaglig förändring i miljön är den accelererande igenväxningen av öns stränder med gråal *Alnus incana* och viden *Salix* spp. som ett resultat av upphörd beteshävd och vedfångst samt den pågående eutrofieringen av Bottniska viken. Detta tror vi är en sannolik förklaring till ökningen i fångstindex för sävsparv som står i kontrast till trenderna i SFT och FHT. Intressant att notera i sammanhanget är att inte blåhaken och videsparven, som föredrar att rasta i samma miljö under hösten, verkar ha på-

verkats i samma riktning. Ökad förbuskning och beskogning bedöms i övrigt inte ha inverkat på de trender som är tydliga. Ett antal i huvudsak skogslevande tättingar finns häckande i Stora Fjäderäggs barrskogsdungar men öns populationer är små och de utgör sannolikt bara en marginell andel av antalet fångade individer.

Ringmärkningsdata i form av långa tidsserier kan ge värdefulla bidrag till populationsstudier genom att fylla ut dataluckor och som komplement till häckfågelstudier. Ringmärkningsdata kan också signalera vad som sker med fågelpopulationerna på större geografisk skala, i synnerhet om återfynd och kontroller samtidigt möjliggör en geografisk koppling till de ringmärkta fåglarna. Även om ringmärkningsdata inte okritiskt bör användas för att tolka populationsförändringar så är det påfallande hur överensstämmande många av trenderna i fångstindex på Stora Fjäderägg och trenderna i häckfågeltaxeringarna i Sverige och Finland är, särskilt bland arterna med minskande trender. Det finns därför goda skäl att tro att fångsttrenderna på Stora Fjäderägg speglar verkliga förändringar i populationsstorlek. Även utan strikt standardiserad fångst har fågelstationer med långsiktig verksamhet goda möjligheter att bidra med värdefulla data till miljöövervakningen. Detta är inte minst viktigt i mer ornitologglesa regioner där antalet fågelstationer och märkplatser är få och utspridda.

Tack

Vårt tack går till alla som frivilligt ställt upp med tid och kunskap i ringmärkningen på Stora Fjäderäggs fågelstation. Ingen nämnd och ingen glömd, men vi vill rikta ett särskilt tack till Björn Olsen för insatserna i samband med fågelstationens tillkomst. Vi är tacksamma för kommentarer på manus från Richard Ottvall.

Referenser

Alerstam, T. 1982. *Fågelnyttning*. Signum. Lund.
 Berthold, P. & Fiedler, W. 2005. Changes in the populations of small birds in central Europe as evidenced by 32 years trapping data: numbers are mostly declining. *Vogelwarte* 43: 97–102.
 Busse, P. 1990. Studies of long-term population dynamics based on ringing data. *The Ring* 13: 221–234.
 Dale, S. & Hansen, K. 2013. Population decline in the Rustic Bunting *Emberiza rustica* in Norway. *Ornis Fennica* 90: 193–202.
 Dunn, E. H., Hussell, D. J. T. & Adams, R. J. 1997. Monitoring songbird population change with autumn mist netting. *Journal of Wildlife Management* 61: 389–396.
 Elmberg, J., Lindberg, N. & Edenius, L. 2005. Vart got de

vågen? En översikt av återfynd av fåglar ringmärkta på Stora Fjäderägg. *Fåglar i Västerbotten* 30(4): 4–9.
 Enemar, A., Sjöstrand, B., Andersson, G. & von Proschwitz, T. 2004. The 37-year dynamics of a subalpine passerine bird community, with special emphasis on the influence of environmental temperature and *Epirrita autumnata* cycles. *Ornis Svecica* 14: 63–106.
 Fransson, T. & Hall-Karlsson, S. 2008. *Svensk ringmärkningsatlas*. Vol. 3. Stockholm.
 Green, M. & Lindström, Å. 2015a. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2014*. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds universitet. 86 s.
 Green, M. & Lindström, Å. 2015b. *Häckande fåglar i Norrbottens län – Trender för arter och miljöindikatorer baserade på standardrutiter 1998–2013 och punktrutter i odlingslandskapet 2007–2013*. Länsstyrelsens rapportserie no. 2, 2015. Rapport, Länsstyrelsen i Norrbottens län. 23 s. (exkl. bilagor).
 Hochachka, W. M. & Fielder, W. 2008. Trends in trappability and stop-over duration can confound interpretations of population trajectories from long term migration ringing sites. *Journal of Ornithology* 149: 375–391.
 Jonzén, N., Lindén, A., Ergon, T., Knudsen, E., Vik, J. O., Rubolini, D., Piacentini, D., Brinck, C., Spina, F., Karlsson, L., Stervander, M., Andersson, A., Waldenström, J., Lehikoinen, A., Edvardsen E., Solvang, R. & Stenseth, N. C. 2006. Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds. *Science* 312: 1959–1961.
 Karlsson, L., Ehnbo, S., Persson, K. & Wallinder, G. 2002a. Changes in numbers of migrating birds at Falsterbo, during 1980–1999, as reflected by ringing totals. *Ornis Svecica* 12: 113–137.
 Karlsson, L., Ehnbo, S. & Wallinder, G. 2002b. A comparison between ringing totals at Falsterbo, SW Sweden, ringing totals at Ottenby, SE Sweden, and point counts from the Swedish Breeding Bird Census during 20 years (1980–1999). *Ornis Svecica* 15: 183–205.
 Laaksonen, T. & Lehikoinen, A. 2013. Population trends in boreal birds: continuing declines in agricultural, northern, and long-distance migrant species. *Biological Conservation* 168: 99–107.
 Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Pärt, T. & Tjernberg, M. 2009. Population trends of the birds. *Ornis Svecica* 19: 117–192.
 Solonen, T. 1994. Structure and dynamics of the Finnish avifauna. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennici* 24: 281–294.
 Stervander, M., Lindström, Å., Jonzén, N. & Andersson, A. 2005. Timing of spring migration in birds: long-term trends, North Atlantic Oscillation and the significance of different migration routes. *Journal of Avian Biology* 36: 210–221.
 Svanberg, S. & Waldenström, J. 2011. Population fluctuations and timing of spring migration of the Scandinavian Bluethroat *Luscinia svecica svecica* at Ottenby Bird Observatory, Sweden, 1955–2008. *Ornis Svecica* 21: 92–100.
 Svensson, S. & Andersson, T. 2013. Population trends of birds in alpine habitats at Ammarnäs in southern Swedish Lapland 1972–2011. *Ornis Svecica* 23: 81–107.
 Vickery m fl. 2014. The decline of Afro-Paleartic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis* 156: 1–22.

Summary

Long data series that describe the development of bird populations over time are important to understand the internal dynamics in bird communities, identify ecological patterns and processes, knowledge gaps and potential threats. Breeding bird surveys provide the most reliable data for population trend analysis, but surveys of this kind have a relatively short history in northern Sweden. Trend analysis from northern Sweden is particularly important as bird populations here seem to develop more negatively compared to southern Sweden. We also know less about northern bird populations in general than in other parts of Europe. Ringing data have been used for analysis of population change and to increase our understanding of important processes in bird populations. Trend analysis based on ringing data covering 20 years has been presented from Ottenby and Falsterbo Bird Observatories in southern Sweden, but similar studies have not been published from bird observatories in northern Sweden. Recovery data of birds ringed at Stora Fjäräderägg Bird Observatory, NE Sweden, indicates little exchange of birds with southern Sweden, thus warranting the need for regionalized analyses. We present trends in autumn ringing data based on 30-year data series for 40 more frequently occurring species at Stora Fjäräderägg Bird Observatory, NE Sweden, 1985–2014. These trends are compared with population trends for breeding bird surveys from Sweden and Finland for the same time period.

Material and methods

Stora Fjäräderägg is a c. 1×1 km large, mostly barren island, located in the Gulf of Bothnia between Sweden and Finland (63°49' N, 21°00' E). Stora Fjäräderägg was established as a bird observatory in 1984, but more regular ringing activity started one year later. Twenty to 25 mist nets were used from dawn till around lunch time. The observatory is managed by volunteers, which results in some variation in ringing activity between years; the mean number of days with ringing activity in August–October 1985–2014 was 78, with no trend over time. Ringing totals for each of the 40 species are given in Table 1. Annual ringing totals averaged 3191 birds (range 1609–5103), with no trend over time. The annual ringing totals were correlated with number of days with ringing activity. We therefore employed a yearly capture index in estimating trends, taken as the ratio between number of birds ringed and days with ringing activity.

Significance ($p < 0.05$) of a linear trend being separated from null over the 30 years was assessed by means of regression analysis.

Results

Ten species showed an increase and eight species a decrease in capture index at Stora Fjäräderägg 1985–2014 (Table 2). The remaining 22 species had no significant trend in capture index. Great Tit showed the strongest increase in capture index throughout the 30-year period (Table 2, Fig. 2), followed by Long-tailed Tit and Chaffinch. The positive trend in capture index for Blue Tit and Blackcap coincided with similar trends in Swedish and Finnish long-term and short-term breeding bird surveys. Among species with no significant trends, Chiffchaff and Common Rosefinch showed interesting patterns within the 30-year period. Capture index for the Chiffchaff decreased 1985–1995, and thereafter rose (Figure 2). Capture index for Common Rosefinch showed an oscillating pattern with an early increase, followed by a decrease and a second increase. Capture indices for Whinchat, Rustic Bunting, Willow Tit and Bluethroat were negative, similar to the trends observed in the Swedish and Finnish long-term breeding bird survey data. The Bluethroat showed a rapid dramatic initial decrease phase in capture index that quickly leveled off (Figure 2). A 1.1% annual decrease was seen in capture index for short-distance migrants and a 2.8% annual increase in irruptive species/partial migrants (Figure 3). No significant trend in capture index was seen in long-distance migrants.

Discussion

In general, there was a better match between capture indices at Stora Fjäräderägg and long- and short-term Swedish and Finnish breeding bird survey data for species declining than for those increasing. One explanation for a poor match between the capture indices and long-term Swedish breeding survey data might be that the number of standardized routes in the Swedish breeding bird surveys is relatively few from northern Sweden before year 2000 and therefore contributes little to the long-term national trend estimates. A high correspondence with the Finnish breeding survey data could be related to a high influx of birds with an eastern origin at Stora Fjäräderägg during autumn.

Long-tailed Tit is a scarce breeding bird in northern Sweden, which indicates that most of the trapped individuals have a more distant origin. The

decrease in capture index for the Rustic Bunting echoes the strong negative population trend reported from Fennoscandia. The Bluethroat showed the strongest decrease in capture index of all analyzed species. Interestingly, this was due to a very strong initial decrease that quickly leveled off. This could possibly be related to a pronounced peak in production of *Epirrita autumnata* caterpillars at the breeding grounds in the mid-1980s which coincided with the peak in numbers of Bluethroats ringed at Stora Fjäderägg. The decrease in capture index for short-distance migrants was puzzling, but it is difficult to compare trends with other studies as group delineations vary. Likewise, the non-significant trend in long-distance migrants was puzzling. However, among the Afro-Palaearctic migrant subgroup consisting of eight species, six displayed significant negative trends in capture index. Among species with an eastern and/or south-eastern migratory route, two out of three had negative capture indices. Capture index for irruptive species/partial migrants increased markedly over the 30-year period. This group constituted a substantial part, 28%, of the ringing totals 1985–2014. Capture index for this group showed pronounced yearly fluctuations with a tendency for increasing amplitude over time. For this group one might hypothesize that capture index reflects between-year variation in reproduction within increasing populations over larger spatial scales or altered migration patterns. Willow Tit deviates from the pattern in the group with decreasing and progressively diminishing amplitude in capture index. However, this is in line with the overall long-term population trends for Willow Tit in Sweden and Finland.

Error sources

Interpretation of population changes based on ringing data must be done with caution. The ringing activity at Stora Fjäderägg Bird Observatory was not formally standardized during the 30-year period; by and large this is attributable to the fact that the ringing activity was based on voluntary work. Variation in capture effort can have a large impact on short data series, but over time such discrepancies will become progressively less important. Since there has been no change in ringing effort over the years, we regard this source of variation, like weather, as a random error factor increasing the noise and lowering the precision in the data. In addition, we corrected the data for variation in capture effort by incorporating number of days with ringing activity in the capture indices. Changes in habitat 1985–2014 may have also affected the results. Shrub encroachment of earlier open heath land probably reduced suitability of Stora Fjäderägg as a stop-over site for open-ground species. This may be part of the explanation for the strong decrease in capture index of Northern Wheatear. For species preferring open habitat it cannot be ruled out that the reduction in capture index reflects changes in trappability. A similar source of error is the ongoing encroachment of shorelines with Grey alder and willows. We believe that this could explain the increase in capture index of Reed Bunting, which stands in strong contrast with the trends in the national breeding survey data. Interestingly Bluethroat and Rustic Bunting, which prefers the same kind of habitat during migration, did not show the same pattern in capture index. Most species of forest habitats only have small populations on the island and they probably make up a marginal part of the number of individuals trapped.

Successful shared breeding in an artificial nest-box by Common Swift *Apus apus* and Common Redstart *Phoenicurus phoenicurus*

Lyckade häckningar i samma holk av tornseglare Apus apus och rödstjärt Phoenicurus phoenicurus

MAXIME PIRIO, ARNE ANDERSSON & SUSANNE ÅKESSON

Abstract

During the spring 2015, a pair of Common Redstarts *Phoenicurus phoenicurus* successfully raised a five-chick brood in an artificial nest-box designed for and occupied by a pair of Common Swifts *Apus apus* in southern Sweden. The breeding was monitored by a nest-box camera, which recorded close interactions between the two species. The Common Redstarts initiated the breeding first and had young in the nest when the Common Swifts arrived and initiated breeding by laying their eggs in a nearby nest cup. The breeding overlapped by 15 days

between the second and the fourth week of June when all five of the nestlings of the Common Redstart fledged. The Common Swifts raised two young which fledged in early August.

Maxime Pirio, Arne Andersson, and Susanne Åkesson, Centre for Animal Movement Research, Department of Biology, Ecology Building, SE-223 62 LUND, Sweden; Corresponding author: Susanne Åkesson (Susanne.Akesson@biol.lu.se)

Received 14 September 2015, Accepted 22 October 2015, Editor: S. Svensson

The Common Swift *Apus apus* (Swift below) is a migratory species spending the non-breeding season in West and Central Africa (Åkesson et al. 2012). The breeding range covers most of continental and northern Europe, where it reaches as far south as North Africa and east to China (Cramp & Brooks 1985). At Lund University in South Sweden, 144 nest-boxes designed for Swifts have been incorporated in the upper part of the wall at the fourth floor of the Ecology Building. The nest-boxes can be inspected from the inside of the building by opening a door leading to six nest-boxes jointly built in each section (Figure 1a). To investigate the breeding success of the Swifts and to monitor their reproduction schedule, thirteen cameras have been installed in nest-boxes with complete nest cups built by Swifts. The inner dimensions of the nest-boxes are the following: height 228 mm, width 309 mm, depth 485 mm, and entrance hole diameter 50mm (Figure 1b).

Breeding pairs of Swifts most often are faithful to their nests, which has been confirmed also at the colony at the Ecology Building at Lund University. The Swift is known to be aggressive towards conspecifics as a consequence of nest competition. This aggressive behaviour, however, is frequently

directed towards other hole-nesting species such as House Sparrow *Passer domesticus*, Common Starling *Sturnus vulgaris*, Black Redstart *Phoenicurus ochruros* and Common Redstart (Redstart below) (Genton 2009). However, the first two species are much more prone to fight back and may exclude the Swifts out of the focal nest. As the Swift is a late arriving migrant, the breeding sites and nest-boxes they use are available for other hole-nesting species until mid-May in south Sweden. Thus, when the Swifts return from their wintering grounds, the nesting sites may already be occupied by other species sharing the same preference for breeding sites. European Starlings have been reported to outcompete in many cases the Swifts (Cramp & Brooks 1985). There is more information about the interaction between House Sparrows and Swifts because it happens more frequently. According to the Swift colony size, the response of that species against the House Sparrows using the nests is quite different. In some cases in the small colonies (less than 10–15 pairs), the House Sparrow usually outcompetes the Swift from the nest. On the other hand, if the swift colony contains more than 10–15 pairs, they are more able to eject the former species out of their nests. However, their impact can



Figure 1a: A photo of the nest box section including six independent boxes as seen from the inside.
Foto av en sektion med sex oberoende holkar sedda från insidan.

still hold because they can destroy the fresh eggs by beating or removing them from the nests when the adults are not present in the nest, avoiding cold spells or bad weather (Genton 2009). In that case, the Swifts lay a replacement clutch. The swift does not always expel the other individuals out of the nest and can occupy the same nest that the other species breeding at the same time. This behaviour has been described by Verschuren (1947, in Brackbill 1952) where House Sparrows and Swifts were nesting in the same hole in a wall. Swifts may also manage to find another breeding site if their own cavity is already occupied when they come back from wintering in Africa, even though the swifts are conspicuously dominant in the nesting site competition. Genton (2009) noted this behaviour when a Swift managed to find another nest-box without destroying a Black Redstart brood located in the nest-box of interest, even after having visited the box for several days.

In our case, the Redstart pair successfully fledged five young in the same nest-box where a Swift pair laid two eggs upon return, and without killing any of the redstart young present. This event has been noted thanks to the nest-box camera which has been installed before the breeding season.

We recorded the following reproductive schedules of the two species observed. The Redstart

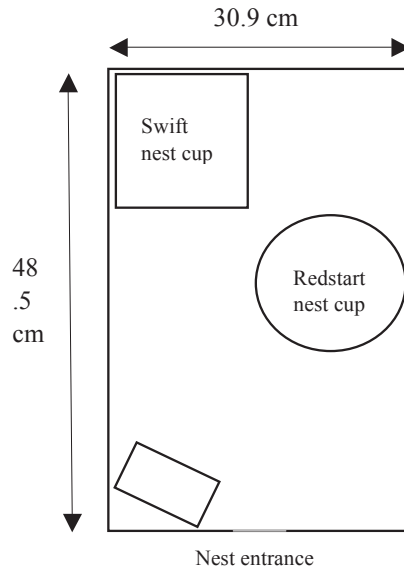


Figure 1b: Schematic drawing of the nest-box with the camera including position of the nest cups of the Common Redstart and the Common Swift. Camera position is indicated by the squared box. Size of nest-box and position of nest entrance is indicated.

Skiss av holken med kamera samt läget för boskålarna av röstjärt och tornseglare. Kamerans position markeras av rektangeln i nedre vänstra hörnet. Holkens mått och ingångshålets läge finns angivet.

started to visit the nest-box on the fourteenth of May and began to build its nest on the sixteenth. As the camera was at the beginning only oriented towards the Swift nest cup, some of the events were determined thanks to information on the reproductive schedule of the Redstart reported in the literature. The incubation probably started on the twenty-seventh or twenty-eighth of May. Four out of the five chicks fledged the twenty-third of June, whereas the last one fledged on the following morning at 5:50 a.m. As there were only eggs on the ninth of June and, according to Cramp & Brooks (1988), the hatching date was probably on the tenth of June (fledging period: fourteen to fifteen days). In Redstarts, the hatching event is usually synchronous.

The pair of Swifts arrived on the tenth of June and returned to use the Swift nest cup (Figure 2–4). The laying dates were on the eighteenth and on the twentieth of June. Between their arrival and the first laying event, the Swifts spent all the night roosting in the box and visited several times the nest-box during daytime. There was a breeding of Swifts in the same nest box the previous year, and



Figure 2. Photo of Common Redstart nestlings in their nest and Common Swift sitting on the swift nest cup. The parent Common Redstarts were successfully feeding their young in the box as the Common Swift was incubating.

Rödstartungarna i sin boskål medan en tornseglare ligger i sitt bo. Rödstartförelärdarna kunde framgångsrikt mata sina ungar medan tornseglaren ruvade.



Figure 3. Common Redstart nestlings in Common Swift nest, where the adult incubating Common Swift was sometimes seen preening the redstart young.

Rödstartungar i tornseglarboet, där den adulta tornseglaren ibland sågs plocka bland röststartungens fjädrar.

presumably at least one or both individuals were the same. On some days, when the Redstart adults were out of the nest to find food, the Swifts seemed to have a look inside the strangers' nest, especially on the last days. Nevertheless, it is hard to determine if they at all attacked the redstart chicks, and we could not find any dead chicks after inspection. Another interesting aspect happened the second to last day (twenty-third of May) when both species shared the nest-box. The last three chicks visited the Swift's nest around 2 p.m. and stayed there for five hours whilst the adult Swift at the same time was incubating eggs in its own nest. At some instances we noted that the Swift was even preening



Figure 4. The Common Redstart nestlings spent substantial time in the Common Swift nest without triggering aggressive behaviour from the adult swift.

Rödstartens ungar tillbringade rätt mycket tid i tornseglarens bo utan något aggressivt beteende från tornseglarens sida.

the Redstart young. Despite this close interaction, the Redstart parents were able to feed their young eight out of ten times without being expelled by the Swifts.

Apart from the House Sparrow, the interaction during the breeding season between the Swift and another hole-nesting species does seem to be rare (see references given above). The event related above is quite interesting as the Redstart successfully raised its brood while the Swift probably easily would be able to outcompete it. Later in the same season the Swifts successfully raised a brood in the same box, which fledged 19 August. The size of the nest-box presumably made is possible for this joint two-species breeding to occur, as the size of the box permitted two independent nests to be built and the Redstarts choose to build their nest near the entrance, while the Swifts prefer to build as far as possible from the entrance, in the darkest corner of the box (Figure 1b). By this difference in nest position preference within the box, we believe the immediate competition for space was reduced, and a joint successful breeding involving the Redstart and the Swift was possible.

References

- Åkesson, S., Klaassen, R., Holmgren, J. Fox, J.W. & Hedenström, A. 2012. Migration routes and strategies in a highly aerial migrant, the Common Swift *Apus apus*, revealed by light-level geolocators. *PLoS ONE*. 7(7). e41195. doi:10.1371/journal.pone.0041195.
- Brackbill, H. 1952. A joint nesting of Cardinals and Song Sparrows. *The Auk*. 69(3): 302–307.
- Cramp, S. & Brooks, D.J. 1985. *Handbook of the birds of*

Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western Palearctic, Vol. IV: Terns to woodpeckers. Oxford University Press.

Crap, S. & Brooks, D.J. 1988. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western Palearctic, Vol. V: Tyrant Flycatchers to Thrushes.* Oxford University Press.

Genton, B. 2009. Relations interspécifiques du Martinet noir *Apus apus* avec le Moineau domestique *Passer domesticus* : Exemple d'aménagements novateurs en faveur du Martinet noir. *Nos oiseaux* 56: 67–86.

Sammanfattning

Under 2015 lyckades ett rödstjärtpar att föda upp ungar i samma holk som tornseglare i en tornseglarkoloni med artificella boplatser i södra Sverige.

Häckningen övervakades med hjälp av en kamera installerad i holken, där nära kontakt mellan de två arterna kunde bekräftas. Rödstjärtarna inledde sin häckning innan tornseglarna återvände till den holk de häckat i tidigare år. Då tornseglarna anlände inledde de äggläggning och ruvning i normal ordning och utnyttjade den boskål de använt tidigare år. De två arterna hade skilda boskålar i holken, men när rödstjärtungarna började röra sig runt i holken uppstod närmare kontakt, då bland annat tornseglarna kunde konstateras putsa rödstjärtungarna. Häckningarna överlappade med 15 dagar mellan den andra och fjärde veckan i juni, då samtliga fem rödstjärtungar lämnade boet. Tornseglarna lyckades föda upp två ungar flygga i början av augusti.

Tillfälligt inflöde av magra och aggressiva talgoxar *Parus major* under höstflyttningen på Utklippan

Occasional influx of lean and aggressive Great Tits Parus major during autumn migration at Utklippan

ROLF LARSSON

Abstract

On October 13th and 14th, 2014 there was an influx of Great Tits *Parus major* to the island of Utklippan, 15 km off the coast of south-eastern Sweden. During these two days, 158 Great Tits were trapped, ringed and weighed. Most of them were very light; 90.4% of the males and 96.5% of the females had a body mass below the estimated lean body mass (males = 17.3 g, females = 16.3 g). The mean body mass during the influx days was 1.5 g (males) and 1.56 g (females) below these lean body mass values. The birds had probably left the eastern coast of the Baltic Sea the day before and then met unfavourable

weather with rain and strong head-winds. Probably they had been disoriented and forced to fly for at least 8 hours or even up to 20 hours over open sea before reaching Utklippan. Many of the Great Tits were very aggressive and they attacked other species and killed them by pecking at the head to eat the brain of the victims.

Rolf Larsson, Utklippan Bird Observatory, Flyetvägen 27, SE 37300 Jämjö, Sweden
Email: rolflar@gmail.com

Received 7 April 2015, Accepted 16 September 2015, Editor: D. Hasselquist

Inledning

Utklippan ligger i öppna havet 15 km sydsydväst Torhamns udde på fastlandet i sydöstra Blekinge och består i huvudsak av två större öar (totalt 13 ha) som i stort sett saknar träd. Vid Utklippans fågelstation har sammantaget 400 000 fåglar ringmärkts sedan 1964 och fångst sker främst med slöjnat. Under gynnsamma väder- och vindförhållanden är näten uppe för fångst under dygnets ljusa timmar. Stationen är sedan 1972 bemannad av ideell personal vår och höst, totalt omkring 110 dagar per år.

Talgoxen är stannfågel i en stor del av de södra och centrala delarna av sitt utbredningsområde i Västpalearktis. Men invasionsrörelser inträffar oregelbundet i de norra delarna och arten kan ibland uppträda i stora antal. Många av de talgoxar som häckar i de nordvästra delarna av Ryssland flyttar, i huvudsak till Östersjöområdet, men ofta ännu längre (Cramp 1993). Talgoxen är i första hand en dagsträckare (Newton 2008).

Talgoxens sträckriktning är sydvästlig och medelhastigheten för höstflyttningen är 47,5 km per dygn och den högsta hastigheten som registrerats i Sverige för en talgoxe är 98 km per dygn (Fransson & Hall-Karlsson 2008). Denna typ av ring-

märkningsdata baserat på återfynd ger ett mått på *flyttningshastighet*, dvs. förflyttad sträcka över en tidsperiod på minst ett (men oftast många) dygn och inkluderar både flygnings- och rastningstid.

Studier av återfynd av talgoxar som ringmärkts i Baltikum och Polen visar att talgoxar som sträcker över land förflyttar sig i genomsnitt 33,2 km per dag (Nowakowski 2001). Maximala flyttningshastigheter var 231 km under samma dag och 353 km inom 24 timmar. Dock förflyttade sig 70% av talgoxarna bara mellan 18 och 44 km per dag. Ett fåtal procent av de snabbaste flyttningrörelserna ägde troligen rum vid kraftig medvind (Nowakowski 2001).

Under höstarna 1975 och 1976 förde sydostliga vindar talgoxar på bred front över Östersjön till den svenska kusten. Under dagar med den kraftigaste medvinden (15 m/s = 54 km/h) hade talgoxarna en hastighet på hela 84 km/h (Alerstam 1982). Men notera att detta avser radarstudier av fåglar som flyger över hav och är således ett mått på *flygningshastighet*, dvs. den hastighet en flygande fågel rör sig i relation till marken (inkluderar således effekter av med/motvind men inte rastningstid).

Dagsträckare såsom talgoxe börjar normalt sträcka strax före soluppgången, och sträcket är in-

tensivast under de tidigaste morgontimmarna och försvagas framåt middagstid. Flera arter upphör då helt att sträcka. Men somliga arter uppvisar ibland även en sträcktopp på kvällen (Alerstam 1982).

Gemensamt för höst och vår är att flyttfågeln sträcker intensivast när de har gynnsamma medvindar och att de undviker nederbördsområden. Vissa arter, som exempelvis finkar, är redo att



Figur 1. Vädersituationen den 13 oktober 2014 klockan 11 och 14 svensk sommartid. Ett regnområde (grönt och grått område på kartan) rör sig från sydväst in över södra Östersjön. Vid den baltiska kusten är vindarna svaga och sydvästliga. Över Kaliningradområdet finns på morgonen dis och dimma (gult). Symbolen med en punkt och ett långt streck anger vindriktningen (det blåser in mot punkten). Väderkartor från SMHI.

The weather situation on October 13th at 11 and 14 CEST. An area of rain (green and grey areas on the map) moves from SW over the southern part of the Baltic Sea. At the coast of the Baltic states, the winds are weak from SW. Over the Kaliningrad area there is mist and fog (yellow area on the map). The symbol with a dot and a long line indicates the wind direction (the wind blows along the line towards the dot). Weather maps from SMHI.

sträcka även i motvind (Alerstam 1982). Oberoende av vädret vid startpunkten för sträcket, kan flyttande fåglar stöta på dåliga väderförhållanden under färden. Radarstudier har visat att fåglar, som brukar flytta över land men som råkar befinna sig över hav, vanligtvis blir desorienterade när de kommer in i moln eller dimbankar. De flyger runt i alla riktningar och driver undan med vinden eller flyger aktivt med vinden för att nå klarare väder (Newton 2008).

Väderläge

I början av oktober 2014 präglades vädret på Utklippan av perioder med östliga vindar med avbrott för några dagar med i stort sydvästliga vindar. Under senare delen av natten mellan den 12–13 oktober slog vinden om från nordväst till ost.

13 oktober

Vid den lettiska och estniska kusten var vindarna under den ljusa delen av den 13 oktober svaga (< 5 m/s) och västliga. I Gdanskbukten var det på morgonen så gott som vindstilla men utmed kusten låg dis (sikt < 5 km) och in över land dimma (sikt < 1 km). Innanför kusten i Litauen och Lettland låg ett område med nedsatt sikt (sikt < 5 km). Diset lättade vid middagstid, men i inlandet innanför Kaliningrad låg dimman kvar vid middagstid (Figur 1).

Samtidigt trängde ett regnområde in västerifrån över sydvästra Östersjön. Regnet rörde sig i en ostnordostlig bana. Det nådde Utklippan vid 14-tiden (svensk sommartid CEST), södra Gotland vid 18-tiden och den baltiska kusten sent på kvällen (Figur 2).

Vid Östergarn på Gotland rådde svaga sydvästliga vindar (< 5 m/s) fram till sen eftermiddag då vinden vred mot sydost. Fram på kvällen skedde en vindkantring på sydöstra Östersjön till nordost och på mellersta Östersjön till ost-nordost och ökande vind.

På Utklippan var vinden östlig under hela dagen och vindstyrkan ökade från ca 3 m/s till 13 m/s. Sent på kvällen vred den över mot nordost. Vid ca klockan 13:30 kom en front med regn.

14 oktober

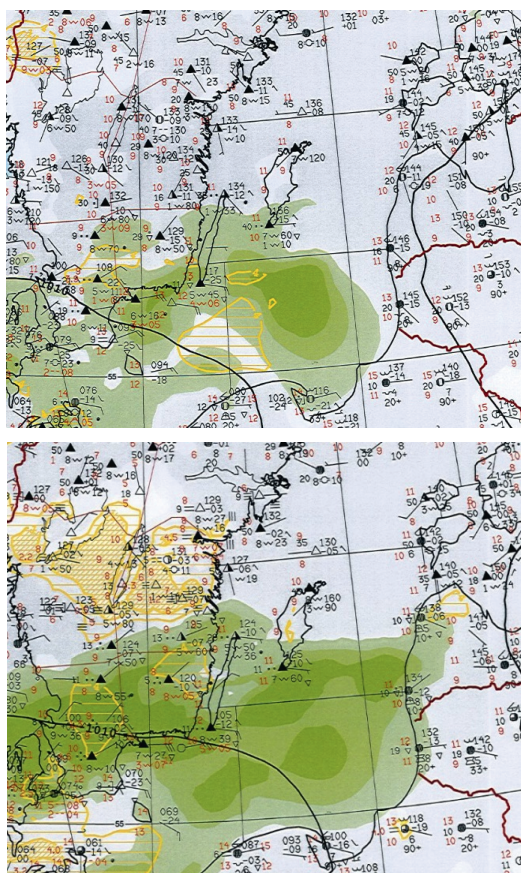
Under natten till den 14 oktober ökade den nordostliga vinden vid Östergarn till över 14 m/s i medelvind, på Ölands södra udde 12 m/s. och på Utklippan 14 m/s. På Utklippan låg den friska till hårda vinden på från nordnordost under resten av dagen.

Händelse

Den 13–14 oktober skedde ett kraftigt inflöde av talgoxar till Utklippan i den rådande ostliga till nordostliga vinden. Under dessa dagar dominerade talgoxarna fångsten vid Utklippans fågelstation. Samtliga talgoxar var i dålig kondition och vägde långt under vad som är normalt för årstiden. Åtskilliga av de utmärklade fåglarna dog på ön medan andra var mycket aggressiva och anföll och dödade andra fåglar för att komma åt föda.

Fångst

Efter en natt med relativt svaga ostliga vindar inträffade den 12 oktober ett kraftigt inflöde av



Figur 2. Vädersituationen den 13 oktober 2014 klockan 17 och 20 svensk sommartid. Symbolen med en punkt och ett långt streck anger vindriktningen (det blåser in mot punkten). Väderkartor från SMHI.

The weather situation on October 13th at 17 and 20 CEST. The symbol with a dot and a long line indicates the wind direction (the wind blows along the line towards the dot). Weather maps from SMHI.

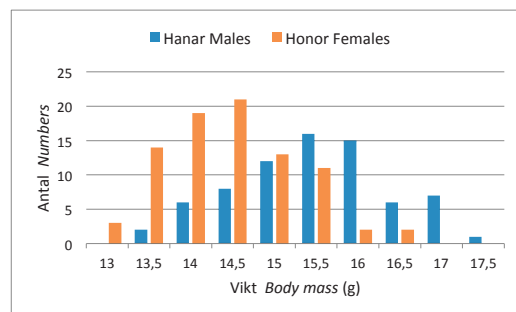
kungsfågel (676 märka) och rödhake (162 märkta). Blott 11 talgoxar märktes den dagen.

Den 13 oktober minskade mängden kungsfågel och rödhake (176 respektive 52 märkta). Endast 8 talgoxar märktes. Klockan 14 drogs fångstnäten ihop på grund av ett passerande regnområde.

Redan på morgonen den 14 oktober började näten fyllas med talgoxar. På grund av att talgoxarna gick till hårt angrepp mot andra fåglar i näten måste nätfångsten avbrytas kl. 10:30. Då hade 158 talgoxar ringmärkts. Antalet kungsfåglar och rödhakar inskränkte sig till 6 respektive 19 märkta. Dagen därpå den 15 oktober kunde 24 talgoxar ringmärkas och en kontroll av en i Litauen ringmärkt talgoxe gjordes. Klockan 12 var det åter dags att dra ihop näten på grund av de aggressiva talgoxarna. Samma sak skedde klockan 11 den 16 oktober.

Vikter

Vid ringmärkningen den 14 oktober noterades att en stor del av talgoxarna var mycket magra och att de vägde klart mindre än normalt. För hanarna var medelvikten denna dag 15,80 g ($n = 73$; Figur 3, Tabell 1). Detta ska jämföras med medelvikten för hanar under oktober 2007–2013 för Utklippan som låg på 16,99 g (U-test, $z = 7,82$, $p < 0,001$), och för de närlägnade lokalerna Torhamns udde och Flyet (inlandslokal 2 km från kusten och 10 km nordnordost om Torhamns udde) var motsvarande värden 17,53 g respektive 18,54 g (Figur 2 och Tabell 1). För honorna på Utklippan var medelvikten den 14 oktober 14,74 g ($n = 85$). Detta är klart lägre än medelvikten för honor under oktober 2007–2013 på Utklippan (15,95 g; U-test, $z = 3,19$, $p < 0,001$) och på de närlägnade lokalerna Torhamns udde (16,43 g) och Flyet (17,33 g; Figur 3 och Tabell 1).



Figur 3. Viktfördelning hos de talgoxar som ringmärktes på Utklippan den 14 oktober 2014 fördelade på hanar och honor.

Body mass distribution of Great Tit males and females trapped and ringed at Utklippan on October 14th 2014.

Tabell 1. Medelvikt för hanar och honor av talgoxe ringmärkta på Utklippan, Torhamn, Flyet och Ottenby.
Mean body mass of male and female Great Tit ringed at Utklippan, Torhamn, Flyet and Ottenby.

		Medelvikt (g) <i>Mean body mass</i>	Antal <i>Number</i>	Min–max (g)	SD
<i>Hanar Males</i>					
Utklippan	14 Okt 2014	15,80	73	13,9–17,7	0,9
Utklippan	Okt 2007–2013	16,99	331	14,2–20,6	1,14
Torhamn	Okt 2007–2013	17,53	138	14,0–20,6	1,16
Flyet	Okt 2007–2013	18,54	449	15,2–21,6	0,94
Ottenby	14 Okt 2014	16,51	26	14,5–18,4	0,89
<i>Honor Females</i>					
Utklippan	14 Okt 2014	14,74	85	13,3–16,7	0,76
Utklippan	Okt 2007–2013	15,95	508	12,3–19,0	1,03
Torhamn	Okt 2007–2013	16,43	269	13,7–19,1	0,96
Flyet	Okt 2007–2013	17,33	452	14,8–20,8	0,97
Ottenby	14 Okt 2014	15,03	21	13,5–17,0	0,83

Vid Ottenby fågelstation fångades den 14 oktober 48 talgoxar och deras vikter var något högre än vad som noterades på Utklippan. Hanarnas medelvikt på 16,51 g ($n = 26$) var signifikant skild från medelvikten för de hanar som fångades på Utklippan samma dag (U-test, $z = 3,19$, $p = 0,001$). De honor som fångades på Ottenby den 14 oktober 2014 hade en medelvikt på 15,03 g ($n = 21$), vilket dock inte skiljde sig från medelvikten för de honor som fångades på Utklippan samma dag (U-test, $z = 1,46$, $p = 0,15$).

Utklippan är en ren sträcklokal för talgoxar eftersom ön är isolerad och helt saknar häckande talgoxar. Också Torhamns udde måste betecknas som i huvudsak en sträcklokal, även om talgoxen häckar i närliggande skogsområden och i Torhamns samhälle. Flyet, som ligger nära kusten (ca 2 km inåt land och 10 km norr om Torhamn), är i viss mån en sträcklokal men där finns en lokal population av många häckande talgoxar. Medelvikten för både hanar och honor som fångades vid Torhamns udde och vid Flyet i oktober åren 2007–2013 var klart högre än medelvikten på Utklippan under samma period (Tabell 1). Vikterna skiljer sig också signifikant åt för båda könen mellan de tre platserna (Kruskal Wallis, $H = 315,44$, $df = 2$, $p < 0,001$ resp $H = 348,04$, $df = 2$, $p < 0,001$).

Aggressivt beteende

I terrängen på Utklippan hittades talgoxar som dukat under och dött. Flera talgoxar var så utmattade att de dog i fångstnäten trots att näten hölls under ständig uppsikt.

Talgoxar sågs sitta på marken och äta på döda artfränder. Vid något tillfälle sågs också attacker mot artfränder som var så starkt försvagade att de inte förmådde försvara sig. Det förekom också ett flertal attacker mot fåglar av andra arter som fastnat i stationens fångstnät. Det var främst kungsfåglar, rödhakar, gårdsmysgar, gransångare, järnsparvar och grönsiskor, som föll offer för talgoxarna. Attackerna började med att talgoxarna först hackade ut ögonen på offret för att sedan hacka sig in i hjärnan. De åt också av bröstmusklerna. Attacker mot talgoxar som fastnat i näten kunde inte konstateras. Troligen på grund av att de eventuella offren ännu förmådde värja sig.

Tidigare inflöden av aggressiva talgoxar

Inflöden med aggressiva talgoxar är inte vanligt förekommande. Jag känner bara till två liknande händelser från Utklippan. I slutet av oktober 2002 ringmärktes sammanlagt 259 talgoxar under fem dagar på Utklippan. Hanarna ($n = 131$) hade en medelvikt på 17,01 g (13,9–20,5 g). Honorerna ($n = 128$) medelvikt var 15,78 g (13,1–18,5 g). De strömmade in med sydostliga och ostliga vindar. De gick till angrepp mot både artfränder och andra arter med följd att nätfångsten av fågel måste avbrytas flera dagar. Det andra inflödet inträffade under fyra dagar i slutet av oktober 2011. Vid det tillfället rådde sydostliga vindar. 195 talgoxar ringmärktes. Medelvikten för hanarna låg på 17,28 g (14,2–20,5 g; $n = 82$) och för honorna 16,25 g (13,4–19 g; $n = 113$). En talgoxe märkt i Rybachy, beläget vid Ku-

riska lagunen i sydostligaste Östersjön) den 18 oktober kontrollerades den 27 oktober. Också dessa talgoxar gick till angrepp med följd att nätfångsten måste avbrytas under flera dagar. Medelvikterna vid dessa båda inflöden låg alltså väl över medelvikterna för den 14 oktober 2014. En förklaring till detta kan vara att talgoxarna 2002 och 2011 hade god medvind under passagen över Östersjön, medan detta inte var fallet 2014.

Diskussion

Varifrån kom de magra talgoxarna?

Massförekomsten av aggressiva talgoxar till Utklippan 13–14 oktober 2014 torde vara en del av ett inflöde av fåglar från östra sidan av Östersjön. Under 11–18 oktober ringmärktes många talgoxar på den västra sidan av Östersjön. Medan Svenska högarna i Stockholms skärgård hade ett tämligen konstant inflöde av talgoxar under hela denna period, var det först den 14 oktober och de följande dagarna som ett större antal talgoxar kom till Landsort i Stockholms skärgård, Ottenby på Öland och Utklippan. Falsterbo fick ett mindre inflöde först den 16 oktober (Figur 4).

Denna bild stöds av de kontroller av talgoxar som gjordes 14–18 oktober vid flera svenska fågelstationer (Svenska högarna, Ottenby, Utklippan och Falsterbo i sydvästra Skåne) av fåglar vilka tidigare ringmärktes i Finland (2), Litauen (1), Ryssland (1) och Polen (2). De båda finskmärkta fåglarna kontrollerades på Svenska högarna den 14 oktober, 3 respektive 6 dagar efter att de märkts vid Hangö i Finska viken. Dessa kontroller gjordes under de tidiga morgontimmarna (kl. 07–09). Den ryska fågeln ringmärktes vid Rybachy den 9 oktober och

kontrollerades vid Ottenby den 14 oktober. Den ena av de polskmärkta talgoxarna, som kontrollerades vid Ottenby den 14 oktober, hade ringmärkts i oktober 2013 vid Krynica Morska i Gdanskbukten. Den andra som ringmärktes den 10 oktober 2014 vid Krynica Morska kontrollerades i Falsterbo 8 dagar senare. Den 15 oktober fångades på Utklippan en talgoxhona som ringmärktes vid Ventes Ragas vid Kuriska lagunen i Litauen. Märkningen hade dock skett den 9 mars 2014. Detta ger alltså inte någon information om varifrån fågeln lämnade den baltiska eller polska kusten under de aktuella dagarna, eller var den häckat under 2014.

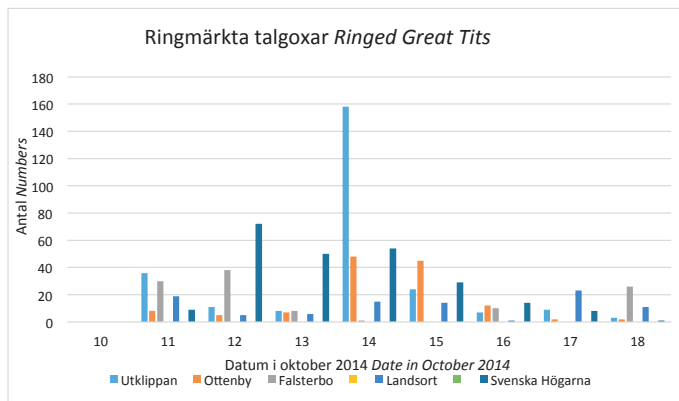
För att flyga de ca 33 milen över Östersjön från den Baltiska kusten till Utklippan tar det med en teoretiskt beräknad hastighet på knappt 40 km/h vid vindstilla förhållanden cirka 8 timmar (Alerstam 1982). Från den polska kusten norr om Gdansk skulle en flygtur på ca 20 mil, beräknat på samma sätt, ta 5 timmar. För talgoxar som i september 1975 flög över Östersjön till Ottenby, ca 30 mil, beräknades det ta drygt 5 timmar vid en medvind på ca 5 m/s = 18 km/h och en registrerad medelhastighet på 57 km/h (Lindholm 1978).

De talgoxar som fångades tidigt på morgonen den 14 oktober torde ha lämnat den baltiska kusten norr om Litauen någon gång på morgonen eller förmiddagen den 13:e trots att de inte hade medvind. Vindarna var västliga till sydvästliga men svaga. Det är inte troligt att de flög ut över Östersjön från Polen, Kaliningradområdet och södra Litauen eftersom det låg ett bälte med dis eller dimma över området från gryningen till fram på förmiddagen.

Talgoxarna hade alltså en svag motvind och därmed minskade deras flyghastighet. När de väl kommit ut över havet möttes de av den molnskärm som föregick det från sydväst annalkande regnområdet. Därmed kan fåglarnas möjlighet att

Figur 4. Antal ringmärkta talgoxar vid svenska fågelstationer under perioden 11–18 oktober 2014.

Number of Great Tits ringed at Swedish bird ringing stations during 11–18 October 2014



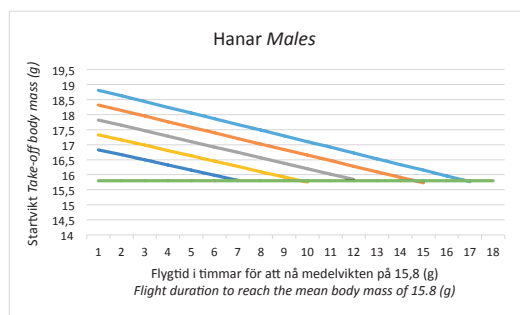
orientera sig och hålla sin sydvästliga flygriktning ha försvårats.

När solen gick ner över Östersjön strax före kl 18 svensk tid täckte regnområdet i stort sett hela södra och sydöstra Östersjön – söder om en linje från Ölands norra udde till Nida i Litauen. Om fåglarna då fortfarande befann sig över havet hade de inget annat val än att planlöst flyga omkring så länge de orkade i det dåliga vädret. Samtidigt vred vinden över till ost och sedan till kraftigt ökande nordost. Denna nordostvind torde ha drivit fåglarna ner mot sydväst.

Det är oklart när talgoxarna nådde Utklippan. Det måste antingen ha skett under eftermiddagen den 13:e då det regnade eller efter att regnet dragit bort (ca kl. 22) och under natten till den 14:e. Redan i gryningen den 14:e fanns de första talgoxarna på plats och under ungefär tre timmar fångades 158 talgoxar. Solen gick upp ca klockan 07:30 svensk sommartid. Om de lämnade den baltiska kusten på morgonen/förmiddagen den 13:e kan de ha varit i luften i 8 eller kanske till och med över 20 timmar.

Viktminskning och flygtid

Det är troligt att medelviktarna på de fyra olika lokalerna Utklippan, Torhamn, Flyet och Ottenby påverkas av andelen flyttande talgoxar (Tabell 1). Utklippan som är en utpräglad flyttfågellokal uppvisade de lägsta medelviktarna. Ottenby som också måste betecknas som i huvudsak en flyttfågellokal uppvisar inte fullt så låga medelvikter. Däremot har Flyet, som har en lokal population häckande talgoxar, de högsta vikterna. Torhamn, som passeras av flyttande talgoxar men som också har en lokal population, hamnar mitt emellan. Samma mönster har noterats för kungsfåglar som fångats på samma lokaler (Larsson 2011).



Figur 5. Beräknad flygtid för talgoxar (hanar) med olika startvikt för att nå den medelvikt som hanarna på Utklippan hade den 14 oktober 2014. Beräkningarna baseras på en viktminskning med 1% per flygtimme.

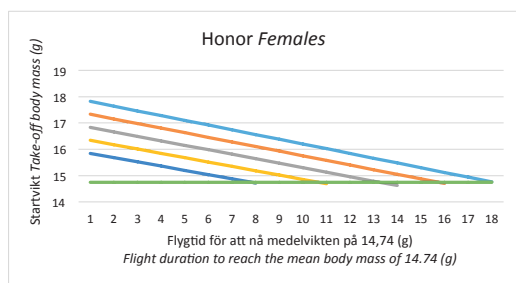
Estimated flight durations for Great Tits (males) in order to reach the mean body mass observed in males at Utklippan on October 14th 2014, calculated for different take-off body masses. Calculations are based on a body mass loss of 1% per flight hour.

oxar, de högsta vikterna. Torhamn, som passeras av flyttande talgoxar men som också har en lokal population, hamnar mitt emellan. Samma mönster har noterats för kungsfåglar som fångats på samma lokaler (Larsson 2011).

Talgoxar, som under hösten ringmärkts vid två fågelstationer längs den polska kusten och som helt saknade fettreserver (synligt fett = 0; Pettersson & Hasselquist 1985), hade en medelvikt (hanar och honor sammanslagna) på 16,62 respektive 16,67 g. De utgjorde 13,1 respektive 13,3 % av totala antalet ringmärkta talgoxar (Scisłowska & Busse 2005). Eftersom dessa värden är för båda könen tillsammans bör siffrorna rimligtvis vara något för låga för hanarna och något för höga för honorna. Generellt väger hanarna i genomsnitt 1,1 g mer än honorna (Cramp 1993), vilket skulle ge 17,2 g för hanar och 16,1 g för honor utan fett. I Rybachy i det ryska Kaliningradområdet har den genomsnittliga vikten för talgoxar utan några fettreserver beräknats till 17,3 g för hanar och 16,3 g för honor (Dolnik & Blyumental 1967).

Medelvikten för talgoxhanarna på Utklippan den 14 oktober var ca 1,5 g lägre jämfört med de hanar utan fett som fångats i Polen och vid Rybachy. För talgoxhonorna var motsvarande siffror för fettfri vikt i Polen/Rybachy väldigt lika, dvs 1,4–1,6 g lägre än på Utklippan den 14 oktober. Om man jämför med siffrorna från Polen/Rybachy saknade 90,4% av hanarna och 96,5% av honorna fettreserver på Utklippan 14 oktober 2014.

Enligt teoretiska beräkningar minskar sträckan de fåglars kroppsvikt omkring 0,7% per flygtimme för de minsta tättingarna (Alerstam 1982). Som ett mått på viktminskning hos flyttande småfåglar



Figur 6. Beräknad flygtid för honor med olika startvikt för att nå den medelvikt som honorna på Utklippan uppvisade den 14 oktober 2014. Beräkningarna baseras på en viktminskning med 1% per flygtimme.

Estimated flight durations for Great Tits (females) in order to reach the mean body mass observed in females at Utklippan on October 14th 2014, calculated for different take-off body masses. Calculations are based on a body mass loss of 1% per flight hour.

såsom stenskvätta och trädgårdssångare har 1% vikt-förlust per timmes flygning använts (Delingat et al. 2008, Barboutis et al. 2011). Notera dock att en studie av höststräcket längs Östersjöns kust i Baltikum visade på så höga värden som 2,2% vikt-förlust per flygtimme för bofink (Alerstam 1982). Bofinken är kortflyttare och det finns anledning att fråga sig om talgoxe, som ju också är kortflyttare, har samma dåliga bränsleekonomi som bofink.

Antag att en talgoxhane med en startvikt på 18,5 gram flyger i 8 timmar och har en viktminskning på 1% per timme. Då blir viktminskningen 1,48 gram efter 8 timmars flygning och 3,7 gram efter 20 timmars flygning. För en talgoxhona med en startvikt på 17,5 gram blir motsvarande siffror 1,4 respektive 3,5 gram.

För att nå den på Utklippan uppmätta medelvikten för hanarna – 15,8 g – behöver en hane med en startvikt på exempelvis 18,5 gram flyga i nästan 15 timmar. För en hona med startvikt 17,5 g tar det drygt 15 timmars flygning innan hon når den medelvikt på 14,74 g som talgoxhonorna på Utklippan uppvisade den 14 oktober 2014 (Figur 5 och 6).

Om man antar att talgoxarna den aktuella dagen/natten tvingades flyga betydligt fler timmar än den teoretiska flygtiden på 8 timmar (med en hastighet av ca 40 km/h) för att tillryggalägga de 33 milen är det föga överraskande att en del av talgoxarna hade extremt låga vikter och att medelvikten stannade på 15,80 gram för hanarna och 14,74 gram för honorna. När de landade på Utklippan var de helt enkelt utmärglade och i desperat behov av föda. Detta förklarar också deras mycket aggressiva beteende. Det är också högst sannolikt att en del talgoxar som hade en mindre energireserv när de startade inte klarade överflygningen utan förolyckades innan de nådde den svenska kusten.

Tack

Till Hans Bengtsson på SMHI för hjälp med väderkartorna, Magnus Hellström på Ottenby fågelstation för biometriska uppgifter samt till Thord Fransson på Ringmärkningscentralen på Naturhistoriska riksmuseet för genomläsning av manus och statistiska beräkningar.

Väderdata (vindriktning och vindstyrka timme för timme) för den 13 och 14 oktober 2014 erhöles från: Estonian Meteorological and Hydrological Institute (Ristna), Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre (Ventspils och Liepaja), Lithuanian Hydrometeorological Service (Klaipeda och Nida), SMHI (Utklippan, Ölands södra udde, Östergarn). Väderkartor för den 13 oktober

över Östersjön kom från SMHI. Biometri för talgoxar ringmärkta vid Ottenby den 14 oktober 2014 erhöles från Ottenby fågelstation. Återfynd under perioden 14–17 oktober 2014 av talgoxar ringmärkta utomlands fick jag från Ringmärkningscentralen, Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.

Rerenser

- Alerstam, T. 1982. *Fågelflyttning*. Bokförlaget Signum i Lund AB, Uppsala.
- Barboutis, C., Henshaw, I., Mylonas, M. & Fransson, T. 2011. Seasonal differences in energy requirements of Garden Warblers *Sylvia borin* migrating across the Sahara desert. *Ibis* 153: 746–754.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. (eds.) 1993. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. VII. Oxford University Press, Oxford.
- Dolnik, V.R., Blyumental, T.I. 1967. Autumnal premigratory and migratory periods in the Chaffinch (*Fringilla coelebs coelebs*) and some other temperate-zone passerine birds. *The Condor* 69: 435–468.
- Fransson, T. & Hall-Karlsson, S. 2008. *Svensk ringmärkningsatlas*. Vol. 3. Stockholm.
- Larsson, R. 2011. Höstflyttande kungsfåglares (*Regulus regulus*) vikt på tre näraliggande rastplatser i sydöstra Sverige. *Ornis Svecica* 21: 20–28.
- Lindholm, C.-G. 1978. Talgoxens sträck över Östersjön höstarna 1975 och 1976. *Anser* 3: 145–153.
- Newton, I. 2008. *The Migration Ecology of Birds*. Academic Press, Elsevier, London.
- Nowakowski J.K. 2001. Speed and synchronisation of autumn migration of the Great Tit (*Parus major*) along the eastern and the southern Baltic coast. *Ring* 23: 55–71.
- Pettersson J., Hasselquist, D. 1985. Fat deposition and migrating capacity of robins *Erithacus rubecula* and goldcrests *Regulus regulus* at Ottenby, Sweden. *Ring & Migration* 6: 66–76.
- Scislowska, M. & Busse, P. 2005. Fat reserves and body mass in some passerines migrating in autumn through the southern Baltic coast. *Ring* 27: 3–59.

Summary

In the western Palearctic, the Great Tit is a sedentary species in the southern and central parts of its range, but invasive movements, sometimes with large numbers, occur irregularly in the northern parts. Many of the Great Tits nesting in the north-western parts of Russia migrate in autumn, mainly to the Baltic Sea region but often even longer (Cramp 1993). Normally, Great Tits are day-time migrants (Newton 2008). Based on ringing data from Poland, 70% of the retrapped Great Tits had a migration speed of 18–44 km per day (Nowakowski 2001). However, the latter estimate is determined, besides flight speed, also by the time spent on stop over and feeding. In terms of flight

speed alone, the top flight speed for a Great Tit in strong tailwind may reach 84 km per hour (Alerstam 1982). There was no relationship between migration intensity and movement speed of the great tit (Nowakowski 2001).

The weather situation

During daylight on October 13th the winds were weak, < 5 m/s and blowing from west at the eastern coast of the Baltic Sea. In the Gulf of Gdansk there were very weak winds and an area of fog and mist in the morning hours. At the same time an area of rain approached from SW the southern and south-eastern parts of the Baltic Sea (Figure 1 and 2). In the afternoon the wind turned to E–NE on the central parts of the Baltic Sea and during the night the wind speed increased to 12–14 m/s.

The event

On 13–14 October 2014, in prevailing easterly to north-easterly winds, a massive influx of Great Tits occurred at Utklippan, an island 15 km to the south-southwest of Torhamn in the province of Blekinge off the south-eastern coast of Sweden. During these days Great Tits were predominant in the catch at Utklippan Bird Observatory and all of them were in poor condition and weighed far below what is normal for this time of the year. Several of the emaciated birds died on the island while others were very aggressive and attacked and killed other birds apparently in the struggle to find food.

On Utklippan very few Great Tits ($n=8$) were trapped on October 13th before the rain reached the island at 2 pm local time (CEST). At dawn and the early morning hours on October 14th 158 Great Tits were trapped, ringed and weighed. The mist nets were closed at 10.30 am local time due to the aggressiveness of the Great Tits.

Body mass patterns

At Utklippan October 14th 2014, most of the Great Tits were lean and had very low body mass. On this day, the captured males had a mean body mass of 15.80 g ($n=73$). This was considerably lower than the mean body mass for males during October 2007–2013 at Utklippan (16.99 g; U-test, $z = 7.82$, $p < 0.001$), as well as at Torhamns udde (17.53 g) and Flyet (18.54 g; Figure 3 and Table 1). The mean body mass of the females at Utklippan October 14th was 14.74 g ($n=85$). This was also much lower than during October 2007–2013 at Utklippan

(15.95 g; U-test, $z = 3.19$, $p < 0.001$) as well as at Torhamns udde (16.43 g) and Flyet, an upland site 2 km from the coast and 10 km north-northeast of Torhamn (17.33 g; Figure 3 and Table 1).

At Ottenby Bird Observatory on the large island of Öland in the southwest Baltic Sea, 47 Great Tits were trapped October 14th. The mean body mass of both the males and the females were higher than those of the Great Tits at Utklippan the same day. The mean body mass of the males was 16.51 ($n = 26$) and this was significantly different from the mean body mass of Great Tit males at Utklippan (U-test, $z = 3.19$, $p = 0.001$). For female Great Tits caught October 14th 2014, the mean body mass at Ottenby was 15.03 g ($n = 13$) and it did not differ significantly from mean body mass of females at Utklippan (U-test, $z = 1.46$, $p = 0.15$).

Utklippan and Ottenby should mainly have been catching migrating Great Tits, because neither of these sites have any local breeding population of Great Tits. In contrast, Torhamn and Flyet are located at the Swedish mainland along the southwestern Baltic Sea coast, and both these sites have large breeding populations of Great Tits nearby. This may explain why the mean body mass of Great Tit males and females trapped at Torhamn and Flyet during October 2007–2013 were clearly higher than the mean body mass of great Tits caught at Utklippan over the same period (Table 1 and 2; Kruskal Wallis test, males, $H = 315.4$, $df = 2$, $p < 0.001$; females $H = 348.0$, $df = 2$, $p < 0.001$).

Aggressive behavior

On the ground at Utklippan Great Tits were found dead. Several Great Tits were so exhausted that they died in the mist nets, even if the nets were under constant supervision. Great Tits were also seen eating on dead conspecifics and they also attacked other species trapped in the nets. They started with pecking at the head of the victim to eat the brain. They also ate the breast muscle.

Previous observations of influx of aggressive Great Tits

Occasional influxes of Great Tits are not frequent. I am only aware of two such events, one in October 2002 and another in October 2011. The mean body mass of males was 17.01 g (13.9–20.5 g) in 2002 and 17.28 g (14.2–20.5 g) in 2011. The mean body mass of females was 15.78 g (13.1–18.5 g) in 2002 and 16.25 g (13.4–19.0 g) in 2011. These

numbers are clearly higher than those observed on October 14th 2014 at Utklippan. One reason for this can be that the Great Tits in 2002 and 2011 had rather strong tailwinds when flying across the Baltic Sea, whereas this was not the case 13–14 October 2014.

From where did the lean Great Tits come?

The influx of Great Tits to Utklippan is likely to be part of an influx of passerine birds from the eastern shore of the Baltic Sea. At several bird observatories along the East coast of Sweden, large numbers of Great Tits were trapped and ringed 14–18 October (Figure 4). Several recoveries of Great Tits ringed in Finland (2), Lithuania (1), Russia (1) and Poland (2) were made at Swedish bird observatories during this period. One Russian bird ringed on October 9th 2014 was trapped October 16th at Ottenby. Another Great Tit recaptured at Ottenby October 14th 2014 was ringed in October 2013 in Poland. A bird ringed in Poland October 10th 2014 was recaptured at Falsterbo, southwestern Scania 8 days later. The two great Tits from Finland were recovered at Svenska högarna 3 and 6 days after they were ringed at Hanko in the Gulf of Finland.

The Great Tits that were trapped at Utklippan early in the morning October 14th ought to have departed from the eastern coast of the Baltic Sea north of Lithuania sometime in the morning October 13th despite the weak W-SW headwinds. It is not probable that they departed from Poland, the Kaliningrad area or the southern part of Lithuania, because this area was covered with mist and fog until noon (Figure 1).

At departure, the Great Tits should have faced a weak headwind that slowed down their flight speed. Well out over the sea, they should have encountered the cloud screen that preceded the area of rain that was approaching from southwest. As a consequence, the ability of the birds to orient and to stay on their track towards SW may have been severely reduced.

At sunset shortly before 18 CEST the area of rain covered nearly all parts of the S and SE of the Baltic Sea (Figure 2). If the birds still were flying over the sea at this point, they may only have had the option to continue flying as long as they could in the bad weather to find land where they could stop over. At the same time the wind turned to E and later to NE and increased severely in speed. This NE wind might have driven the birds that were flying over the Baltic Sea towards SW.

The Great Tits must have reached Utklippan in

the rain in the afternoon October 13th or during the following night. They may then have been flying non-stop for at least 8 hours, and maybe even for as long as 20 hours, to reach Utklippan.

Travelling distances and body mass loss

At two Polish bird observatories the lean body mass of Great Tits was calculated to be 16.62 and 16.67 g (males and females combined) and the birds without any fat reserves made up ca. 13 % of all ringed Great Tits (Scislowska & Busse 2005). In general, the males are 1.1 g heavier than the females (Crampe 1993), and if I use this value to recalculate the figures above this means that the lean body mass for Polish Great Tit males is 17.2 g and for females 16.1 g. At Rybachy (Kaliningrad), the average lean body mass of Great Tits was 17.3 g for males and 16.3 g for females (Dolnik & Blyumental 1967).

The average body mass of the males trapped at Utklippan on October 14th was 1.5 g lower, and for the females nearly 1.4–1.6 g lower, than the Great Tits without any fat reserves in the above-mentioned studies from Poland and Rybachy. 90.4% of the males and 96.5% of the females at Utklippan had no fat reserves at all, based on the mean lean body mass values from Poland and Rybachy.

According to theoretical calculations the body mass of migrating small passerines decreases with about 0.7% per hour of flight (Alerstam 1982). In studies of migrating small passerines, such as the Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe* and the Garden Warbler *Sylvia borin*, a body mass loss of 1 % per hour flight has been used (Delingat et al. 2008, Barboutis et al. 2011).

If we assume that a male Great Tit have a starting body mass of 18.5 g and a body mass loss of 1 % per hour of flight, then his body mass loss will be 1.48 g after 8 hours and 3.7 g after 20 hours of flight. Accordingly, a female with a starting body mass of 17.5 g will lose 1.4 g after 8 hours and 3.5 g after 20 hours flight. Based on these calculations, a male with an assumed body mass at take-off of 18.5g will have needed to fly non-stop for nearly 15 hours to reach the mean body mass recorded at Utklippan (15.8 g). Similarly, for a female with a body mass of 17.5 g at take-off, she would have needed to fly non-stop for more than 15 hours to reach the mean body mass recorded at Utklippan (14.75 g; Figure 5 and 6).

If we believe that the Great Tits reaching Utklippan on October 13th and 14th were forced to fly for much longer than the expected 8 hours (calculation

based on a velocity of approximately 40 km/h; Alerstam 1982) to cover the 330 km over the Baltic Sea, it is not surprising that the body mass of many Great Tits were extremely low. When these Great Tits reached Utklippan they should have been ema-

ciated and in desperate need of food, which may explain their unusual aggressiveness. Probably some Great Tits with low take-off fat reserves did not even make the crossing of the Baltic Sea to reach the Swedish coast.

Variation and significance of egg mass in a Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* population in subalpine habitats in Swedish Lapland

Variation och betydelse av äggvikter hos en svartvit flugsnapparpopulation Ficedula hypoleuca i fjällbjörkskog i svenska Lappland

N. ERIK I. NYHOLM

Abstract

Newly laid eggs of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* breeding in subalpine birch forest in Swedish Lapland were weighed in the field in 1965–1976. The main objective of the study was to get knowledge of the egg production capacity and its relation to the environmental conditions in the northern periphery of the breeding range of the species. The eggs were on average smaller than what is known from other Pied Flycatcher populations. Egg mass was non-linearly related to ambient temperature, and smallest at temperatures <10°C. About 70% of the eggs were laid at those temperatures. Variation in temperatures during the egg formation contributed to a sig-

nificant egg mass variation between years. Average egg mass was lowest in the biggest clutches (7 or 8 eggs). Egg mass did not vary significantly within clutches, was not significantly related to the female mass, and did not vary between years in the same female. Hatching and fledging success were non-significantly related to the mean egg masses, indicating that egg sizes were not decisive for the breeding output.

Erik Nyholm, Sörfors 550, 90588 Umeå. E-mail: erik.nyholm@sorfors.se

Received 27 November 2014, Accepted 25 October 2015, Editor: Å. Lindström

Introduction

This study of a population of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* breeding in nest boxes in subalpine birch forest habitats at Ammarnäs, northern Sweden, was carried out in 1965–1976. When the study started it was the first to explore the breeding biology of the Pied Flycatcher in subalpine habitats. The species has expanded its distribution range northwards from the European continent relatively recently, to become a frequent breeder over most of Scandinavia during the two latest centuries (cf. Lundberg & Alatalo 1992). The subalpine birch forest represents the most peripheral northern habitats within the Scandinavian range of the Pied Flycatcher. Here, the course of breeding could be expected to be affected by environmental factors, e.g. by harsh and unpredictable climatic conditions. This raised questions about its breeding biology in these habitats, here specifically the egg production capacity. To get the most detailed measure of the egg production it was decided to study the continuous variable egg mass in addition to clutch size. This paper reports and discusses the mass variation of Pied Flycatcher eggs at Ammarnäs in relation to

season, clutch size, position in the laying sequence, female mass, ambient temperature, habitat quality, and breeding success during twelve breeding seasons.

Study area and methods

The data reported here come from 1965–1976 and are a part of a still ongoing study of the breeding biology of the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* Pallas (Nyholm 2011). The study was performed in nest-box breeding populations in subalpine birch forest at 500 to 600 m. a.s.l. on the south-facing slopes of the mountains Gaissats and Valle, 5–10 km west of Ammarnäs, Swedish Lapland, approximately 65°58' N, 16° E. The study area is described more in detail by Nyholm (2011).

Eggs were weighed in the field by means of a balance based on the electromagnetic weighing principle, which was constructed especially for weighing eggs of smaller birds in the field (Nyholm & Ginstrup 1968). The balance was calibrated daily by means of a 1g standard weight, giving accuracy within ±0.01 g.

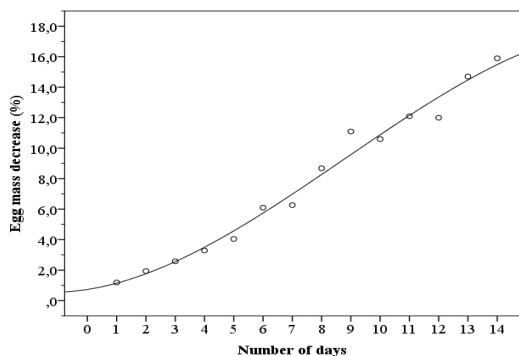


Figure 1. Cumulative mean egg mass decrease (%) during incubation (Line according to cubic regression model: $r^2 = 0.98$).

Kumulativ minskning (%) av medelvikten hos ägg under ruvningsperioden.

Standard deviation and number of clutches (within parenthesis) were as follows for the 14 values in the diagram; *Standardavvikelsen och antal kullar (inom parentes) var följande för de 14 värdena i diagrammet:* 0.42(18), 0.77(21), 0.42(7), 0.70(11), 1.38(9), 2.23(15), 1.63(13), 2.14(10), 2.87(7), 2.35(8), 3.33(12), 2.72(15), 2.45(7), 4.03(5).

Totally, 2942 eggs, representing 652 clutches, were weighed during the laying period, i.e. they were not subjected to the marked continuous egg mass decline going on during the incubation (Figure 1, Nyholm unpubl.). Of these eggs, 1951 were weighed at their actual laying dates. In 391 complete clutches all eggs were weighed. The last eggs of these clutches were weighed at the day they were laid. These eggs might therefore have been incubated for some hours, but were considered to have lost weight insignificantly. In 269 of the complete clutches the eggs were numbered in laying order. Clutches which contained eggs with defective shells (cf. Nyholm & Myhrberg 1977, Nyholm 1981, 2011) were not included in this study.

There are rather few studies on the mass of Pied Flycatcher eggs, but quite a number where egg sizes were presented in terms of volumes (V) as calculated from length (L) and breadth (B) measurements. Alternative formulas have been used for the volume calculations: $V = 0.5236 * L * B^2$ (Bergtold 1929); $V = 0.4976 * L * B^2 - 0.042$ (Ojanen et al. 1978); and $V = 0.51 * L * B^2$ (Hoyt 1979).

To be able to compare the egg masses measured in the present study with those in other studies, a conversion factor between volume and mass (i.e. the specific density of the Pied Flycatcher eggs) was needed. Therefore 86 non-incubated Pied Flycatcher eggs representing 26 clutches were weighed

as well as measured to length and breadth, and their volumes were assessed by use of each of the above mentioned formulas. When using the formula by Bergtold (1929), the mean estimated volume exceeded that obtained by the formulae according to Hoyt (1979) and Ojanen et al. (1978) by 2.6% and 7.6%, respectively. The relatively low volume measure obtained with the latter formula is because it refers to the internal egg volume, while the others include the shell volume. The average length of the 86 eggs was 17.42 mm (± 0.804), breadth 13.19 (± 0.342) mm, and the mean mass was 1.66 g (± 0.132), which gives the mean specific density 1.042 (± 0.014) g/cm³ when applying the formula for volume calculation by Bergtold (1929), 1.070 (± 0.014) g/cm³ by Hoyt (1979), and 1.128 (± 0.016) g/cm³ according to Ojanen et al. (1978). The formula by Bergtold (1929) probably gave the nearest correct measure of the egg volumes of the Pied Flycatcher population as the corresponding specific density value (1.042 g/cm³) was closest to that of several other passerine bird species, 1.04–1.05 g/cm³ (e.g. Enemar 1997). These values are considered as relevant alternative conversion factors from volume to mass of fresh Pied Flycatcher eggs. The choice of factor for conversion to egg mass from the egg volumes depends on the formula used for their volume calculation.

Female mass was measured using a 30g Pesola balance during the incubation period, the breeding phase at which the mass of females are least variable (Lundberg & Alatalo 1992).

The habitat quality, from the birds' view, at the separate nest box sites was judged from the nest-box attractiveness, i.e. the number of seasons the nest-box was chosen for breeding in relation to the number it was available (Potti 1993, Askenmo 1984). The habitat quality estimate was based on 323 complete clutches in wooden nest-boxes with standardized dimensions (Nyholm 2011).

Data regarding the local temperatures at Amarnäs were obtained from the Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI). All statistical tests (Pearson's and Regression analyses) are two-tailed. Linear, quadratic, cubic, and linear stepwise regression models were applied, and corrected r^2 -values are presented, using IBM SPSS Statistics 21. Mean values are presented with their standard deviations.

Results

The mean mass of the all eggs across clutches and breeding seasons was 1.68 ± 0.086 g (range

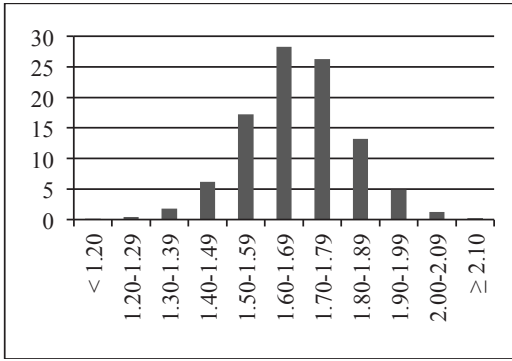


Figure 2. Percentage distribution (y axis) of 2942 Pied Flycatcher eggs across mass classes (x axis). Class breadth = 0.1 g.

Procentuell fördelning (y-axeln) av 2942 ägg av svartvit flugsnappare på viktclasser (x-axeln). Klassbredd = 0,1 g.

1.11–2.23 g, n = 2942 eggs, Figure 2). Two eggs of 0.52 and 0.63 g (which lacked yolk, both were the first in their clutch) were excluded from all calculations. Across all eggs laid in a separate year the biggest eggs were 1.56 to 1.89 times heavier than the smallest.

The mean egg masses per clutch varied significantly between years (ANOVA: $F = 3.32$, $p < 0.001$, $n = 652$ clutches). The masses ranged from 1.63 g (1973) to 1.75 g (1975), i.e. the highest mean mass exceeded the lowest with about 7% (Table 1).

The mean mass of the eggs which were produced in different years by individual females were significantly correlated (linear regression $r^2 = 0.46$, p

Table 1. The yearly variation in the average egg mass per clutch, 1965–1976.

Variationen hos äggmedelvikten per kull mellan olika år, 1965–1976.

Year År	Egg mass Äggvikt (g)				N Clutches
	Mean	SD	Min	Max	
1965	1.70	0.126	1.44	1.94	38
1966	1.72	0.126	1.45	1.98	48
1967	1.67	0.152	1.44	1.99	28
1968	1.71	0.111	1.51	1.99	35
1969	1.68	0.125	1.38	1.98	105
1970	1.71	0.123	1.49	2.02	96
1971	1.65	0.110	1.41	1.93	55
1972	1.72	0.135	1.40	1.95	26
1973	1.63	0.125	1.38	1.83	30
1974	1.67	0.123	1.35	2.01	104
1975	1.75	0.151	1.50	2.08	54
1976	1.67	0.143	1.42	2.03	33

One way ANOVA: Mean egg mass: $F = 3.32$; $p < 0.001$

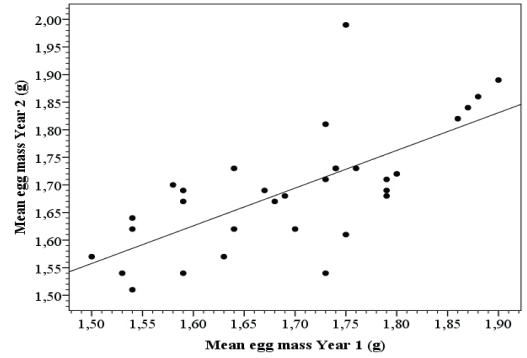


Figure 3. The relation between the mean egg masses in clutches laid by the same females in different years.

Sambandet mellan äggmedelvikterna i kullar som värpts av samma honor olika år.

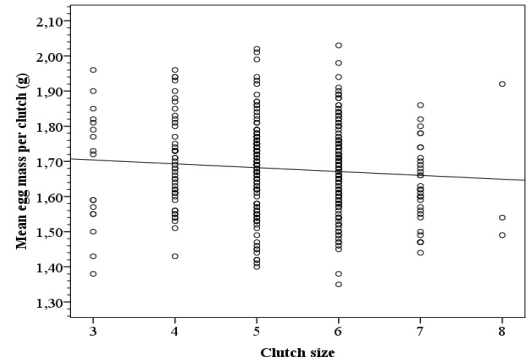


Figure 4. The relation between the mean egg mass per clutch and clutch size.

Relationen mellan kullars medeläggvikt och storlek.

< 0.001 , $n = 32$ between-year comparisons of 26 individuals, Figure 3), and did not differ between the years (Wilcoxon signed-rank test $p = 0.49$, $n = 32$ records).

Across all clutch sizes, the mean egg mass per clutch tended to be negatively related to clutch size (linear regression: $r^2 = 0.005$, $b = -0.011$, $p > 0.08$, $n = 391$ clutches, Figure 4). The average egg mass-

Table 2. Mean egg mass per clutch at different clutch sizes. Äggens medelvikt per kull vid olika kullstorlekar

Clutch size Kullstorlek	Egg mass Äggvikt (g)				N Clutches
	Mean	SD	Min	Max	
3	1.68	0.170	1.38	1.96	16
4	1.70	0.128	1.42	1.96	47
5	1.68	0.125	1.38	2.02	136
6	1.68	0.115	1.35	2.03	158
7	1.63	0.110	1.44	1.86	31
8	1.65	0.237	1.49	1.92	3

Table 3. The mean egg masses were not linearly related to the position of the eggs in the laying sequence at any clutch size.

Äggmedelvikten var oberoende av äggens plats i värpordningen vid alla kullstorlekar. N= Antal kullar.

Clutch size <i>Kullstorlek</i>	Egg no.		Egg mass vikt (g)			N <i>Clutches</i>	Linear <i>regression</i>
	<i>Ägg nr</i>	<i>Mean</i>	<i>SD</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>		
3	1	1.68	0.209	1.24	1.95	12	p = 0.71
	2	1.71	0.155	1.45	1.90	12	
	3	1.70	0.099	1.51	1.87	12	
4	1	1.70	0.144	1.45	2.14	40	p = 0.41
	2	1.70	0.132	1.46	2.05	40	
	3	1.70	0.145	1.38	2.00	40	
	4	1.67	0.155	1.36	1.98	40	
5	1	1.68	0.153	1.26	2.07	89	p = 0.51
	2	1.69	0.132	1.31	2.03	89	
	3	1.68	0.123	1.35	2.04	89	
	4	1.69	0.120	1.34	2.04	89	
	5	1.70	0.126	1.35	2.03	89	
6	1	1.67	0.142	1.11	2.02	97	p = 0.66
	2	1.70	0.128	1.43	2.23	97	
	3	1.70	0.117	1.45	2.09	97	
	4	1.69	0.118	1.32	2.05	97	
	5	1.69	0.126	1.22	2.09	97	
	6	1.69	0.137	1.24	2.15	97	
7	1	1.63	0.122	1.38	1.92	31	p = 0.88
	2	1.63	0.113	1.45	1.86	31	
	3	1.64	0.138	1.41	1.92	31	
	4	1.64	0.104	1.45	1.84	31	
	5	1.63	0.137	1.31	1.89	31	
	6	1.64	0.130	1.39	1.89	31	
	7	1.63	0.140	1.35	1.88	31	

es of the 3 to 6-egg clutches (1.68–1.70 g) were significantly higher than that of the pooled 7 and 8-egg clutches (1.63 g, t-test: $t = 2.30$, $p < 0.03$, Table 2). At none of the clutch sizes mean egg mass was significantly linearly related to the position in the laying sequence (Table 3). There was no significant relationship between female body mass and the mean mass of her eggs ($r^2 = 0.007$, $b = 0.013$, $p = 0.08$, $n = 278$ clutches, Figure 5).

The egg masses were significantly correlated to the daily mean temperatures of the day preceding the laying date (Pearson: $r = 0.12$, $p < 0.001$, $n = 1951$ eggs). Ambient temperatures and dates were significantly correlated (Pearson: $r = 0.28$, $p < 0.001$). The variation of egg mass over ambient

temperature, and laying date, were best described by quadratic regression models ($r^2 = 0.034$, $p < 0.001$, $n = 1953$ eggs, Figure 6; $r^2 = 0.013$, $p < 0.001$, $n = 1953$ eggs, Figure 7, respectively). The egg weight variation over the total temperature span was characterized by significantly increasing egg mass at temperatures lower than about 10°C ($b = 0.014$, $r^2 = 0.028$, $p < 0.001$, $n = 1355$ eggs), whereas at higher temperatures egg masses showed a marginally significant decline ($b = -0.004$, $r^2 = 0.004$, $p = 0.06$; $n = 598$ eggs, Figure 6).

As to the relation between egg masses and laying date, the quadratic regression model indicated increasing egg masses at earlier dates than mid-June, and decreasing masses at later dates (Figure

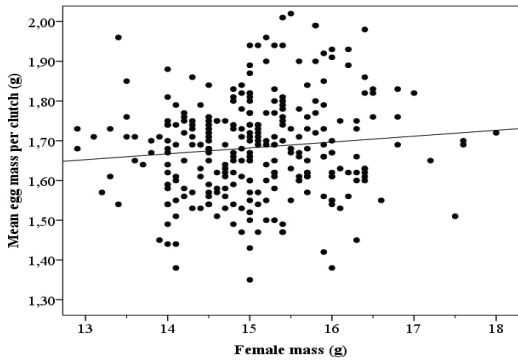


Figure 5. The relation between the female mass and mean mass of their eggs.
Förhållandet mellan honors vikter och medelvikt hos deras ägg.

7). Linear multiple regression analysis of the influences of ambient temperature and laying date on egg mass at the earlier dates showed that temperature and laying date together accounted for 2.3% ($t = 4.39$, $p < 0.001$, $n = 1502$), and that temperature alone explained 1.6% ($t = 3.39$, $p < 0.001$) of the egg mass variation. The decreasing egg masses at the end of the laying period were mainly due to variation in laying date ($t = -2.09$, $p < 0.04$), while the ambient temperature, though increasing, had no significant effect on egg mass variation ($p > 0.4$).

Neither the mean egg mass nor the total egg mass per clutch was correlated with the habitat quality, as characterized by the nest box attractiveness ($r = 0.05$, $p > 0.3$, and $r = 0.01$, $p > 0.9$, respectively; n

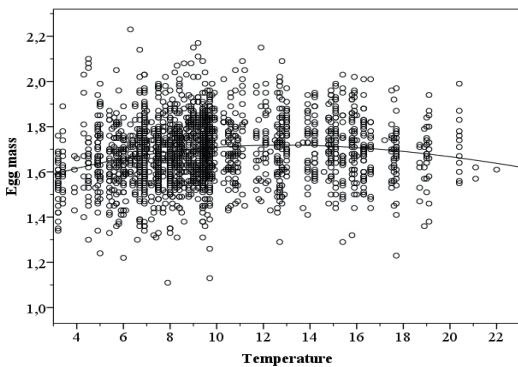


Figure 6. The relation between egg mass (g) and mean ambient temperatures (°C) the day before the eggs were laid, 1965–1976. The line according to the quadratic regression model.

Relationen mellan äggvikt (g) och medeltemperaturen dygnet innan äggen värptes. Linjen enligt kvadratisk regressionsmodell.

= 323 clutches). This was also valid for the 6-egg clutches separately, the most frequent clutch size ($r = 0.04$, $p > 0.6$, and $r = 0.05$, $p > 0.5$, respectively; $n = 145$ clutches).

Discussion

Egg masses

The mean mass (1.68 g) of Pied Flycatcher eggs at Ammarnäs was among the lowest reported. The regional range of mean egg masses, including those calculated from volume data with use of Bergtold's formula (see Study area and methods), was 1.67–1.78 g (Table 4). Pied Flycatcher eggs in subalpine birch forest at Kilpisjärvi, northernmost Finland, in 1975–1981, were reported to weigh 1.65 g (range 1.58–1.71 g), i.e. less than at Ammarnäs, (Järvinen & Väisänen 1983, 1984). These eggs were, however, incubated for 0–5 days, during which time some mass loss most likely had taken place (cf. Figure 1). Based on the lengths and breadths measures of the eggs at Kilpisjärvi their mean mass was 1.74 g when un-incubated (Table 4). Also a number of the Pied Flycatcher eggs in Central Germany, which were weighed as well as measured to length and breadth by Sternberg & Winkel (1970), might have been incubated for some time. That was indicated by that the mean mass of the eggs when weighed was 1.69 g, but as judged from the presented length and breadth measures the eggs weighed 1.76 g when fresh (Table 4). The average masses of Pied Flycatcher eggs in the various studied populations were usually 1.74–1.78 g. (Table 4). Lower mean egg masses, 1.67–1.68 g, were reported from

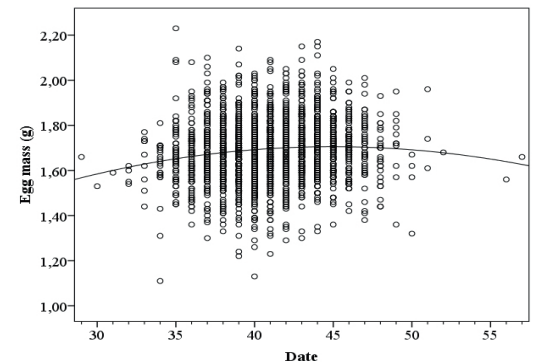


Figure 7. The relationship between egg mass (g) and dates one day before laying (1 = May 1st), 1965–1976.

Relationen mellan äggvikt (g) och datum dagen innan äggen värptes (1 = 1/5)

Table 4. Regional variation of mean individual egg mass in Pied Flycatcher. When the eggs in the original study were only measured (i.e. not weighed), egg mass was estimated using the formula of Bergtold (1929), assuming a specific mass of the eggs of 1.042 g/cm³.

Äggmedelvikter hos svartvit flugsnappare i andra delar av Europa. I de fall som äggen inte vägdes i originalstudien (utan bara mättes) har vikten räknats fram (se text).

Region	Mean <i>Medel</i> (g)	Range <i>Vidd</i> (g)	Eggs <i>Ägg</i> N	Study <i>Undersökning</i>
C. Spain	1.67 ^{m)}		6350	Potti 2008
C. Europe	1.74 ^{m)}		286	Makatsch 1976
Mid-Germany	1.76 ^{m)}		1025	Sternberg & Winkel 1970
England	1.76 ^{m)}		100	Witherby et al. 1938
Wales, UK	1.68 ^{m)}		175	Slater & Jennings 1987
Wales, UK	1.72 ^{m)}		346	Kern & Cowie 1996
S. Finland	1.74 ^{m)}		427	Järvinen & Väisänen 1983
Mid-Finland	1.74 ^{m)}		4576	Ojanen et al. 1978
Mid-Finland	1.78 ^{m)}		546 ^{y)}	Ojanen et al. 1981
N. Finland	1.74 ^{m)}		882	Järvinen & Väisänen 1984
N. Finland	1.74 ^{m)}		1679	Järvinen 1991
S. Norway	1.75 ^{m)}		103	Haftorn 1971
Mid-Norway	1.77 ^{m)}		190	Slagsvold et al. 1984
N. Sweden	1.66 ^{m,w)}		86	This study
C. Spain	1.68 ^{w)}	1.29–2.03	114	Potti 1993
Mid-Germany	1.69 ^{w,z)}		319	Sternberg & Winkel 1970
N. Sweden	1.68 ^{w)}	1.11–2.23	2942	This study

^{m)} Mass calculated from volume (see text) *Vikt beräknad från volym (se text)*

^{w)} Weighed eggs *Äggen vägda*

^{y)} Only 6–7 egg clutches *Enbart 6–7-äggkullar*

^{z)} See Discussion!

studies in central Spain (Potti 1993, 2008), central Wales (Slater & Jennings 1987), and northern Sweden (the present study), all three in mountain areas. The breeding habitats of the present study were characterized by harsh and variable weather conditions, which regularly affected the breeding course of the species (Nyholm 2011, Thingstad et al. 2006).

It seems noticeable that the mean mass of Pied Flycatcher eggs in subalpine habitats at Kilpisjärvi (1975–1987), 1.74 g (as calculated from Järvinen & Väisänen 1984 and diagram in Järvinen 1989; Table 4), was so much higher than at Ammarnäs. This was despite lower mean temperatures during the laying periods, 6.6°C at Kilpisjärvi (Järvinen 1991) and 9.3°C at Ammarnäs. Besides bigger eggs, the average clutch sizes were bigger at Kilpisjärvi despite two days later mean laying start (mean 5.7 ± 0.98 eggs/clutch, n = 353 clutches, Järvinen 1989) than at Ammarnäs 1965–1976, (mean 5.5 ±

1.03 eggs/clutch, n = 1628 clutches; t = 3.50, p < 0.001). The greater egg mass in Finland could indicate that the breeding conditions (food availability?), though harsher climate during the egg laying periods, generally were more favorable for the Pied Flycatchers at Kilpisjärvi than at Ammarnäs.

Yearly egg mass variation

The variation of mean egg mass between years was significant (Table 2), and similar to those in two other long-term studies, both performed in peripheral habitats. At La Hiruela in central Spain 1988–2006 (Potti 2008), at Kilpisjärvi in northern Finland 1975–1987 (Järvinen 1989), and at Ammarnäs 1965–1976 the coefficients of variation (CV) of the yearly mean egg masses were 2.0–2.1%. The differences between the lowest and highest yearly mean egg masses were 6–7 % in these studies. The between year variation of egg mass was probably

ultimately related to variation in environmental factors during the laying periods. As to climatic conditions, the mean ambient temperatures during the egg-laying period at Ammarnäs were below 10°C (7 to 9°C) in eight of the twelve years, and exceeded 10°C only in 1965, 1966, 1970, and 1972.

The variation of egg mass between breeding seasons in individual females was non-significant, which indicated a high degree of repeatability of egg size (Figure 3). This was in concordance with findings in a Pied Flycatcher population in Central Spain (Potti 1993). In contrast to the Spanish study, no trend towards decreased egg size with advancing female age could be seen in the present study (Year 1 vs Year 2, paired t-test: $t = 0.29$, $p > 0.77$).

Egg mass/clutch size relations

Data on the relation between egg size and clutch size in the Pied Flycatcher are inconclusive. Järvinen & Väisänen (1983) reported a negative correlation between egg size and clutch size in southern Finland but a positive relation in the sub-alpine habitats in northern Finland (Kilpisjärvi). However, no relation was found in an extended study period at Kilpisjärvi (Järvinen 1991). Likewise, Ojanen et al. (1978) found no relationship between egg size and clutch size in Pied Flycatchers breeding in mid-Finland. Potti (1993) reported that the relation between clutch size and egg size varied between years in Central Spain.

The negative, but non-significant, correlation between egg mass and clutch size in the present study (Figure 4) was conditioned by the significantly smaller eggs in the 7 and 8-egg clutches than in the 3 to 6-egg clutches. The smaller sizes of the eggs in the former clutches were not related to the factors shown to influence egg size, i.e. lower ambient temperature or lower female mass. The laying of the 7 and 8-egg clutches were started on average three to four days earlier than the smaller clutches, but the mean ambient temperature during the egg development ($9.9^{\circ}\text{C} \pm 0.71$) did not differ significantly from the corresponding temperatures for the 3 to 6-egg clutches (10.3 ± 0.18 , 10.2 ± 0.19 , 10.1 ± 0.21 , and $9.8^{\circ}\text{C} \pm 0.25$, respectively). The females of the 7 and 8-egg clutches were on average heavier ($15.3 \text{ g} \pm 0.77$, $n = 25$), though not significantly, than those which laid the 3 to 6-egg clutches ($15.0 \text{ g} \pm 0.88$, $n = 253$, $F = 2.85$, $p < 0.10$). The total egg masses produced by the females of 7, 6, and 5 egg-clutches corresponded on average to 75%, 67%, and 45% of their body masses, respectively.

The smaller difference between the female investments in eggs in 7 and 6 egg-clutches than between 6 and 5 egg-clutches, was due the about 3% lower mean mass per egg in the 7 egg-clutches than in the 5 and 6-egg-clutches. The significance, in eco-physiological terms, of the lower mean egg mass in the 7-egg-clutches of Pied Flycatchers at Ammarnäs seems unclear (cf. Enemar 1997).

Intra-clutch egg mass variation

The intra-clutch variation in egg size is far from uniform between species, and also within the same species (Enemar 1997). In the Pied Flycatcher Ojanen et al. (1981), Ojanen (1983), Slagsvold et al. (1984), Ylimaunu & Järvinen (1987), Slagsvold & Lifjeld (1989), and Potti (1993) observed a more or less continuously increasing egg size in the laying sequence. In contrast, the egg sizes in the laying sequence showed no trend in the present study. This was valid independently of clutch size (Table 3). In the great majority of the clutches, and wherever in the laying sequence, one to all eggs were laid at ambient temperatures low enough to affect their sizes more or less. Possibly, a relation between egg mass and position in the laying order could be concealed. Therefore, the intra-clutch egg size variations in 5 to 7-egg clutches with all eggs laid at temperatures high enough to not significantly affect egg mass, i.e. at daily mean temperatures being higher than 9.5°C , were analysed separately, but the mean mass of the eggs in the laying sequence varied non-significantly also in these clutches (Figure 8).

Increasing egg size with the position in the laying sequence is suggested to be a strategy to govern the survival of the latest hatched nestlings at asynchronous hatching (Enemar 1997). The majority of the clutches of the Pied Flycatcher population (and several other passerine populations) at Ammarnäs showed developmental asynchrony, the degree of which ranged from 0.5 to about 2 days (Enemar & Arheimer 1989). The asynchrony was conditioned by increased incubation intensity from one to two days preceding the clutch completion. The results of the present study did thus not support the notion that hatching asynchrony is correlated to increasing masses of the last eggs in the laying sequence. But the results were not contradictory to that the Pied Flycatcher intra-clutch egg size variation in cold habitats may be ultimately driven by the ambient temperature during the egg formation (Järvinen & Ylimaunu 1986).

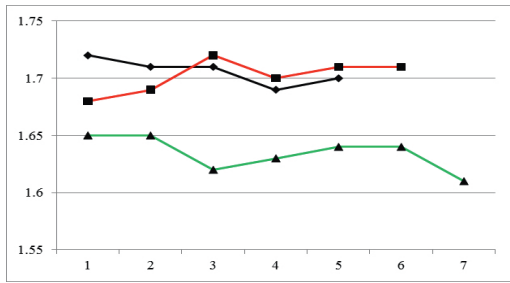


Figure 8. The mean mass (g; y axis) of the eggs in the laying sequence (x axis) in 5, 6, and 7 egg clutches, all formed at ambient temperatures being $>9.5^{\circ}\text{C}$ the day before the egg was laid. Statistics: Linear regression: 5, 6, and 7 egg clutches: $p>0.68$; $N=31$ clutches, $p=0.20$; $N=33$, and $p=0.68$; $N=7$, respectively.

Vikt (gram, y-axeln) hos ägg i värpskvansen (x-axeln) för kullar med 5,6 och 7 ägg, som alla har formats vid högre utetemperaturer än $9,5^{\circ}\text{C}$.

Relation between female mass and egg mass

The masses of the Pied Flycatcher females and their eggs showed a weak correlation in the present population (Figure 5), in comparison with populations in Finnish Lapland (Järvinen & Väisänen 1984, Järvinen 1991), southern Sweden (Askenmo 1977), and Central Spain (Potti 1993). Female mass in studied passerine species generally account for less than 15% (r^2) of the variation in egg size, but in the Pied Flycatcher usually less than 10% (Christians 2002). In the present study the female mass accounted for only about 1% of the egg mass variation, which was 4 to 10 times less than noticed in other Pied Flycatcher studies (Ojanen et al. 1979; Järvinen & Väisänen 1983, 1984, Järvinen 1991, Potti 1993).

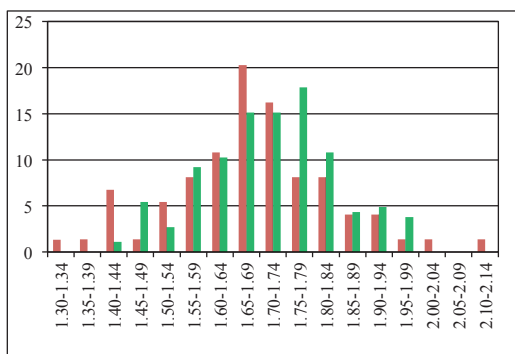


Figure 9. Percentage distribution (y axis) of rates of hatched (green) and unhatched (red) eggs over egg mass classes (g; x axis) in clutches partially struck by hatching failure. $N=185$ hatched eggs and 74 unhatched eggs in the same 54 clutches. Procentuella fördelningar (y-axeln) av andelar kläckta (grönt) respektive okläckta (rött) ägg, uppdelat på viktclasser (g; x-axeln) i 54 kullar med minst ett okläckat ägg.

The relatively low degree of relation between female mass and egg mass at Ammarnäs could at least partly be related to different climatic situations when the eggs and, later, the females were weighed. This is indicated by that the relation between the masses of females and their eggs was significant when the females were weighed and all their eggs were formed at ambient temperatures above 10°C ($r^2 = 0.03$, $p < 0.04$, $n = 43$ clutches). At lower temperatures, when female mass as well as egg mass were suppressed, the relation was non-significant ($< 10^{\circ}\text{C}$, $r^2 = 0.00$, $p > 0.35$, $n = 144$ clutches).

Egg mass and breeding success

A question that arises is whether the frequently reduced egg sizes at Ammarnäs affected the breeding success of the Pied Flycatcher population. As observed in 54 clutches which all were struck by partial hatching failure, the masses of the unhatched eggs (74 out of totally 259 eggs) were distributed over the whole mass scale, but were especially frequent among the relatively few eggs which weighed less than 1.45 g (Figure 9). Also the few eggs which weighed more than 2 g remained unhatched. Seen to all the weighed eggs, only 4.5% (131/2942) weighed less than 1.45 g, and 1.5% weighed more than 2.00 g. The smallest egg observed to hatch weighed only 1.28 g. This occurred in one of totally eight 5 to 7-egg clutches in which all eggs hatched, and in which 1 to 6 eggs (totally 20 eggs) weighed less than 1.45g. It is noteworthy that all the 47 eggs of these clutches were relatively small, on average weighing 1.47 g (± 0.09), and that the majority of them were laid at ambient temperatures exceeding 10C° by females weighing 15.0 g on average. As a suggestion, therefore, the small sizes of these eggs were due to some constitutional female factor rather than environmental factors.

Hatching success, as measured in successful clutches, was not related to the mean egg mass ($r = 0.14$, $p > 0.77$, $n = 415$ clutches). The same was true for the fledging success in these clutches ($r = -0.24$, $p > 0.63$). This indicates that mean egg sizes were not decisive of the breeding results, and that females were capable to fulfill their breeding successfully even though they at times probably were at reduced condition due reduced food availability at frequent periods with low ambient temperature. From Kilpisjärvi in North Finland, Järvinen & Väisänen (1983) report that hatching rate and egg size in the Pied Flycatcher were related. As calculated from their Figure 6, the mean mass of the eggs

Table 5. The relationship between variations of masses of separate eggs and clutch size, female weight, ambient temperature, and laying date (stepwise multiple regression).

Relation mellan äggvikt och kullstorlek, honors vikt, omgivningstemperatur och värpdatum (stegvis multipel regression).

	r ²	Change <i>Ändring</i>	
		F	p
Clutch size <i>Kullstorlek</i>	0.020	19.34	<0.001
Clutch size, temperature <i>Kullstorlek, temperatur</i>	0.038	18.41	<0.001
Clutch size, temperature, female weight <i>Kullstorlek, temperatur, honans vikt</i>	0.057	18.70	<0.001

Addition of Laying date did not contribute significantly to explain egg weight variation. N = 910 (all variables). *Läggdatum bidrog inte signifikant till att förklara viktvariationen.*

in clutches which totally failed to hatch at Kilpisjärvi was 1.68 g. The hatching failure was ascribed to these eggs being laid by females which could not incubate effectively enough due to reduced condition during cold spells, and that the smaller eggs are more sensitive to cold weather.

Egg size showed no tendency to be related to varied nest box attractiveness (habitat quality) in contrast to findings in a Pied Flycatcher population in Central Spain (Potti 1993).

In conclusion, the egg production of the Pied Flycatchers breeding in the subalpine habitats at Ammarnäs was affected at the predominant ambient temperature levels. As much as about seventy percent of the eggs were formed at ambient mean temperatures being 3–9.5 C°, at which egg sizes showed a significantly increasing trend with temperature. Also the female masses were lower at that low temperature level, probably reflecting decreased female condition. Frequent periods of low temperature at Ammarnäs, occurring at any part of the laying period, contributed to explain why the mean mass of the produced eggs was lower than generally observed elsewhere, and also that the egg mass varied significantly between years. The variation in egg mass in the present study deviated from that observed in other studies on the Pied Flycatcher in that the mass were unrelated to the order in the laying sequence. A significant negative relation between laying date on egg mass, which was shown at the end of the laying period, was tentatively related to mismatched food availability for optimal egg formation. It was also observed that egg mass was related to clutch size, in the way that eggs in the 7 to 8-egg clutches weighed less than those in smaller clutches. The females laying these clutches deviated by on average being heavier (bigger?)

than those laying heavier eggs in smaller clutches. Despite the fact that the eggs in the 7-egg clutches were smaller than in the four to six egg clutches they gave rise to the highest hatchling (82% and 68%, respectively) and fledgling (74% and 57%, respectively) rates (in 158 and 1271 clutches respectively). The variables which were found to significantly, or close to significantly, influence egg mass, i.e. clutch size, ambient temperature, females mass, and laying date together accounted for less than 6% of the egg mass variation (Table 5). This means that the by far largest part of the egg mass variation remains unexplained.

The study shows that the egg masses of Pied Flycatchers which bred in the subalpine birch forest at Ammarnäs 40–50 years ago frequently were restricted at harsh climatic conditions. So egg mass might be an applicable variable when to follow possible effects of a predicted climate change in subalpine habitats (cf. Järvinen 1994).

Acknowledgements

The study was supported by grants from the Swedish Natural Research Council to Prof. A. Enemar. The field work was performed in cooperation with the late Harry Myhrberg. I am also thankful to Åke Lindström and two anonymous reviewers for constructive comments on the manuscript.

References

- Askenmo, C. 1977. *Some aspects of the reproduction strategy of the Pied Flycatcher Ficedula hypoleuca (Pallas)*. Ph.D. Thesis, Dept of Zoology, Univ. of Gothenburg, Sweden.
- Askenmo, C.E.H. 1984. Polygyny and nest site selection in Pied Flycatcher. *Anim.Behav.* 32: 972–980.

- Bergtold, W. H. 1929. Egg weights from egg measurements. *Auk* 46: 466–473.
- Christians, J.K. 2002. Avian egg size: variation within species and inflexibility within individuals. *Biol. Rev.* 77: 1–26.
- Hoyt, D. F. 1979. Practical method of estimating volume and fresh weight of bird eggs. *Auk* 96: 73–77.
- Enemar, A. 1997. The egg size variation of the Treecreeper *Certhia familiaris* in south-western Sweden. *Ornis Svecica* 7: 107–120.
- Enemar, A. & Arheimer, O. 1989. Developmental asynchrony and onset of incubation among passerine birds in a mountain birch forest of Swedish Lapland. *Ornis Fennica* 66: 32–40.
- Kern, M.D. & Cowie, R.J. 1996. The size and shape of eggs from a Welsh population of Pied Flycatcher – Testing Hoyt’s use of egg dimensions to ascertain egg volume. *J. Field Ornithol.* 67: 72–81.
- Järvinen, A. 1989. Patterns and causes of long-term variation in reproductive traits of the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* in Finnish Lapland. *Ornis Fennica* 66: 24–31.
- Järvinen, A. 1991. Proximate factors affecting egg volume in subarctic hole-nesting passerines. *Ornis Fennica* 68: 99–104.
- Järvinen, A. 1994. Global warming and egg size of birds. *Ecography* 17:108–110.
- Järvinen, A. & Väisänen, R.A. 1983. Egg size and related reproductive traits in a southern passerine *Ficedula hypoleuca* breeding in an extreme northern environment. *Ornis Scand.* 14: 253–262.
- Järvinen, A. & Väisänen, R.A. 1984. Reproduction of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in good and bad breeding seasons in northern marginal area. *Auk* 101: 439–450.
- Järvinen, A. & Ylimaunu, J. 1986. Intraclutch egg-size variation in birds: Physiological response of individuals to fluctuations in environmental conditions. *Auk* 103: 235–237.
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. *The Pied Flycatcher*. T. & A.D.Poyser, London.
- Nyholm, N. E. I. 2011. Dynamics and reproduction of a nest-box breeding population of Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* in a subalpine birch forest in Swedish Lapland during a period of 46 years. *Ornis Svecica* 21: 133–156.
- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. *Environm. Res.* 26: 363–371.
- Nyholm, E. & Ginstrup, O. 1968. A balance for weighing eggs of smaller birds in the field. *Oikos* 19: 149–151.
- Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. *Oikos* 29: 336–341.
- Ojanen, M. 1983. Effects of the laying sequence and ambient temperature on the composition of eggs of the Great Tit *Parus major* and the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca*. *Ann. Zool. Fennici* 20: 65–71.
- Ojanen, M., Orell, M. & Väisänen, R.A. 1978. Egg and clutch sizes in four passerine species in northern Finland. *Ornis Fennica* 55: 60–68.
- Ojanen, M., Orell, M. & Väisänen, R.A. 1979. Role of heredity in egg size variation in the Great Tit *Parus major* and the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca*. *Ornis Scand.* 10:22–28
- Ojanen, M., Orell, M. & Väisänen, R.A. 1981. Egg size variation within passerine clutches: effects of ambient temperature and laying sequence. *Ornis Fennica* 58: 93–108.
- Potti, J. 1993. Environmental, ontogenetic, and genetic variation in egg size of Pied Flycatchers. *Can. J. Zool.* 71: 1534–1542.
- Potti, J. 2008. Temperature during egg formation and the effect of climate warming on egg size in a small song bird. *Acta Oecologica* 33: 387–393.
- Slagsvold, T. & Lifjeld, J.T. 1989. Constraints on hatching asynchrony and egg size in Pied Flycatchers. *J. Anim. Ecol.* 58: 837–849.
- Slagsvold, T., Sandvik, J., Rofstad, G., Lorentsen, Ö. & Husby, M. 1984. On the adaptive value of intraclutch egg-size variation in birds. *Auk* 101: 685–697.
- Slater, F.M. & Jennings, P.P. 1987. Aberrant eggs of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* in Mid-Wales. *Bird Study* 34: 185–186.
- Sternberg, H. & Winkel, W. 1970. Über die Ei-Grösse des Trauerschnäppers (*Ficedula hypoleuca*) und ihre Beziehung zu Zeit, Alter und Biotop. *DieVogelwarte* 25: 260–267.
- Thingstad, P.G., Nyholm, N.E.I. & Fjeldheim, B. 2006. Pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* population dynamics in peripheral habitats in Scandinavia. *Ardea* 94: 211–223.
- Ylimaunu, J. & Järvinen, A. 1987. Do Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* have a brood-survival or brood reduction strategy? *Ornis Fennica* 64: 10–15.

Sammanfattning

1965–1976 vägdes ägg av svartvit flugsnappare häckande i fjällbjörkskog, den mest perifera biotopen inom artens utbredningsområde i norra Sverige, och dit arten relativt nyligen invandrat. Här kunde det förväntas att häckningsförloppet, bland annat äggproduktionen, påverkas av kärva väderförhållanden. Därför registrerades, förutom kullstorlek, också äggens vikt som ett mera detaljerat mått på äggproduktionskapaciteten. Artikelnen behandlar variationen hos äggens vikt i relation till utetemperatur, häckningssäsong, kullstorlek, position i värpsekvansen, honans vikt, biotopens kvalitet och betydelse för häckningsresultat under de tolv säsongerna.

Metoder

Studierna gjordes i holkhäckande populationer 500–650 m ö h på sydslutningarna av fjällen Gaisatj och Valle ca 8 km väster om Ammarnäs, Lappland. Äggen vägdes i fält med noggrannheten ± 0.01 g med en våg som speciellt konstruerats för att väga småfägelägg. Totalt vägdes 2942 ägg från 652 kullar under värpperioden, d v s innan äggvikterna påverkats av den viktminskning som sker under ruvning (se Figur 1). Det finns bara ett fåtal uppgifter som jämförelse om äggvikter för svartvit flugsnappare från andra delar av utbredningsom-

rådet. Däremot har äggens volym beräknats med olika metoder och presenterats som storleksmått från flera populationer. Utifrån 86 ägg som både mättes och vägdes bedömdes att metoden för volymbärkning enligt Bergtold (1929) och specifika vikten $1,042\text{g}/\text{cm}^3$ vara lämpligast för att omvandla mått till vikt för svartvit flugsnapparäggen.

Honors vikt mättes med 30g Pesola-våg under ruvningsperioden, den häckningsfas då deras vikt varierar minst.

Häckningsbiotopens kvalitet bedömdes från antalet säsonger som respektive holk valdes för häckning i relation till hur många säsonger den var tillgänglig.

Uppgifter om lokala temperaturer erhöles från SMHI.

Resultat

Sett över alla äggen och säsongerna varierade viktterna mellan 1,11 och 2,23 g, med medelvikt 1,68g, och fördelades mellan viktclasser enligt Figur 2. Under de olika säsongerna var de tyngsta 1,56 till 1.89 gånger tyngre än de lättaste äggen.

Äggens medelvikter varierade signifikant mellan åren (Tabell 1).

Medelviktterna hos ägg som värpts av samma hona under olika år var signifikant korrelerade ($p>0,001$, $n=32$) (Figur 3) och skiljde sig inte mellan åren ($p=0,49$).

Sett över alla kullstorlekar var äggmedelvikten per kull svagt relaterad till kullstorleken ($p>0,08$, Figur 4, Tabell 2). Medelviktterna hos 3–6-äggkullarna (1,68–1,70 g) var emellertid högre än hos 7–8-äggkullarna (1,63 g, $p<0,03$).

För varje kullstorlek var medelviktterna för äggen oberoende av deras position i värpsekvensen (Tabell 3). Äggens medelvikt var inte signifikant relaterad till honans vikt ($p>0,08$, Figur 5).

Utetemperaturen dygnet före äggen värptes (d.v.s. då äggen utvecklades) hade signifikant påverkan på äggens vikt. Denna beskrevs bäst med den kvadratiske regressionsmodellen (Figur 6). Vid medeltemperaturer under ca 10°C ökade äggvikterna med temperaturen, medan de tenderade att minska vid högre temperaturer. Multipel regressionsanalys med temperatur och värpdatum (vilka är starkt relaterade) som oberoende och äggvikt som beroende variabler visade att temperatur förklarade största delen av äggviktens variation vid lägre temperaturer än 10°C , medan viktvariationen vid högre temperaturer påverkades av värpdatum, men inte av temperatur, ($<0,04$ respektive $p>0,4$).

Varken äggens medelvikt eller äggens sammanlagda vikt per kull skiljde sig mellan olika häckningsbiotoper.

Diskussion

Medelvikten (1,68g) hos flugsnapparäggen vid Ammarnäs var bland de lägsta som rapporterats. Från olika delar av artens utbredningsområde har presenterade medelvikter varierat från 1,67g till 1,78g (inklusive de som beräknats från volymmuppgifter enligt Bertold's beräkningsmetod (Tabell 4). De lägsta medelviktterna har uppmätts i bergsområden, i centrala Spanien, centrala Wales och Ammarnäs. Det ses som anmärkningsvärt att medelvikten hos ägg i fjällbörskog i Kilpisjärvi (norra Finland) var betydligt högre än vid Ammarnäs trots att medeltemperaturen under värpperioderna var lägst i Kilpisjärvi ($6,6$ respektive $9,3^\circ\text{C}$). Att häckningsförhållandena i Kilpisjärvi var allmänt gynnsammare än vid Ammarnäs trots de lägre temperaturerna stöds av att även medelkullstorleken var högre, trots senare häckningsstart ($5,7$ respektive $5,5$ ägg/kull).

Variationen hos äggmedelvikten mellan åren i Ammarnäs (Tabell 2) var den samma som i två andra långtidsstudier (i centrala Spanien och i Kilpisjärvi; 19 respektive 13 säsonger). I Ammarnäs var variationen sannolikt beroende av varierade omgivningsfaktorer, såsom klimatförhållandena. Under åtta av de tolv säsongerna var medeltemperaturerna under värpperioderna $7-9^\circ\text{C}$, och översteg 10°C endast 1965, 1966, 1970 och 1972.

Äggvikterna hos enskilda honor skiljde sig inte mellan år, vilket tydde på hög grad av konstans (Figur 3). Detta var i överensstämmelse med observationer i spanska populationer.

Olika undersökningar visar olika resultat beträffande sambandet mellan äggvikt och kullstorlek. Denna studie visar att medelviktterna hos äggen i kullar med 3–6 ägg var lika men att de var betydligt högre än i kullarna med 7–8 ägg. Skillnaden kunde inte förklaras med faktorer som visats kunna påverka äggens vikt. Äggen i kullarna med 7–8 ägg var mindre trots att de var värpta vid samma utetemperaturer som äggen i de mindre kullarna, och att honorna till de större kullarna snarare var tyngre än de till kullarna med 3–6 ägg (medelvikter $15,3\text{g}$ respektive $15,0\text{g}$, $p<0,10$).

Flera undersökningar har påvisat en ökande äggstorlek med positionen i värpsekvensen. I motsats till dessa visade denna studie ingen sådan trend (Tabell 3). För att se om detta kunde bero på att eventuell trend doldes av att vikten hos åtskilliga

ägg påverkats av låga temperaturer studerades kullar där alla äggen värptes vid temperaturer som visats inte påverka äggvikterna. Inte heller i dessa kullar varierade vikterna hos äggen i värpsekvensen (Figur 8).

Ökande äggstorlek i värpsekvensen har föreslagits vara en strategi till att öka överlevnad för de senast kläckta ungarna vid asynkron kläckning. I de flesta kullarna i populationen vid Ammarnäs är kläckningen asynkron (Enemar & Arheimer 1989). Denna studie gav alltså inget stöd för att asynkron kläckning är korrelerad till ökad äggstorlek i värpsekvensen.

Honans vikt förklarade bara 1% av variationen hos äggens vikt i denna undersökning (Figur 5), vilket var 4 till 10 gånger lägre förklaringsgrad än den som påvisats för svartvit flugsnappare från flera håll i Finland och i Spanien. Det låga sambandet mellan honvikt och äggvikt denna undersökning kunde åtminstone delvis bero på att temperaturförhållandena var olika då äggen respektive honorna vägdes. Detta antyds av att sambandet var starkare (3%, $p < 0,04$) då analysen begränsades till honor som vägdes och vars ägg utvecklades vid temperaturer som alla översteg 10°C .

Frågan är om de ofta förekommande reducerade äggstorlekarna påverkade svartvit flugsnapparens häckningsresultat. I kullar i vilka en andel ägg inte kläcktes fördelades de okläckta äggen vikter hela viktskalan, men dominerade speciellt bland det

fåtal ägg som vägde mindre än 1,45 g (Figur 9). Också de få ägg som vägde mer än 2 gram förblev okläckta. Bland alla vägda ägg vägde bara 4,5% mindre än 1,45 g and 1,5% vägde mer än 2,00 g. Det minsta ägg som kläcktes vägde endast 1,28 g.

Andelarna kläckta ägg och utflugna ungar i kullar med lyckad häckning var inte relaterad till medelvikten hos äggen ($p > 0,77$ respektive $p > 0,63$). Detta antyder att äggvikterna inte var avgörande för häckningsresultaten. Undersökning i Kilpisjärvi påvisar, till skillnad från denna undersökning, ett samband mellan äggvikt och kläckningsfrekvens.

Relation mellan häckningsbiotopens kvalitet, vilket inte kunde påvisas i denna undersökning förekom hos en svartvit flugsnapparepopulation i Spanien.

De variabler som påvisades påverka äggvikterna signifikant, eller nära signifikant, d.v.s. kullstorlek, utetemperatur, honvikt och värpdatum förklarade mindre än 6% av äggviktens variation, vilken sålunda är oförklarad till helt övervägande del (Tabell 5).

Undersökningen visar att vikterna hos svartvit flugsnapparens ägg i den subalpina björkskogen vid Ammarnäs var påverkade av klimatsituationen för 40–50 år sedan. Detta talar för att äggvikt skulle kunna vara en användbar variabel för att påvisas möjliga effekter av klimatförändringar i den subalpina miljön.

Reduced survival of Black-throated Diver *Gavia arctica* chicks – an effect of changes in the abundance of fish, light conditions or exposure to mercury in the breeding lakes?

Försämrad överlevnad av storlommens Gavia arctica ungar – en effekt av förändringar i fiskförekomst, ljusförhållanden eller kvicksilverexponering i häckningssjöarna?

MATS O. G. ERIKSSON

Abstract

The breeding success of Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden has been monitored in the period 1994–2014. The production of young was in balance with the annual mortality, without any temporal trend. However, the percentage of broods with 2–3 chicks decreased significantly, indicating reduced survival of the unfledged chicks. Three plausible causes were investigated: abundance of fish, impaired water visibility, and exposure to methylmercury. There is no indication of any changes in abundance of the main prey fish, such as Perch *Perca fluviatilis*. Impaired light conditions have been recorded in lakes in South Sweden, but not in the central and northern parts, so increased difficulties in localising prey

fish might have been a contributing factor but cannot fully explain any reduction in chick survival. Exposure to methylmercury, however, deserves further study. For Perch, which is the main prey in most breeding lakes, the average mercury levels in muscle tissue exceeds levels for proposed screening benchmarks, with reference to risk of behavioural aberrations or impaired reproduction in Common Loon *Gavia immer* in North America.

Mats O. G. Eriksson, MK Natur- och Miljökonsult, Tommeredsvägen 23, 437 92 Lindome, Sweden; eriksson.tommered@telia.com.

Received 4 May 2015, Accepted 25 October 2015, Editor: S. Svensson

Recent population estimates indicate a population size of around 22 000 pairs of Black-throated Diver *Gavia arctica* in Europe (outside of Russia), of which about 98% is found in the Nordic countries. During 2008–2012, 5300–7100 pairs were estimated to breed in Sweden and 12 000–13 000 pairs in Finland, with reference to the recent assessment of population status and trends of birds under Article 12 of the Birds Directive (<http://bd.eionet.europa.eu/article12/>). For Norway, the population is less than 5000 pairs, although no more precise recent estimates seem to be available (fact sheet from the Norwegian Species Information Centre, <http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/#/Rodliste2010/Vurdering/Gavia+arctica/34353>). Thus, the future of the Black-throated Diver in Europe is very much dependent on the management and development of the population in the Nordic countries.

The Black-throated Diver eats fish and it prefers breeding in clear, nutrient poor freshwater lakes with a species-poor fish fauna (Eriksson & Paltto 2010). The prey is mostly caught in the breeding lakes, in contrast to the Red-throated Diver *Ga-*

via stellata, which often breeds in small lakes and ponds without fish, but catches fish for the chicks from larger lakes with clear water or at sea up to a travelling distance of ca 10 km, sometimes further.

The breeding populations of Black-throated Diver and Red-throated Diver in Sweden have been the target for voluntary-based surveys since 1994 (Projekt LOM, Eriksson 2010, 2014). For the Black-throated Diver, the production of young has been in balance with the annual mortality, without any long-term temporal trend (Eriksson 2014). This is consistent with results from the Swedish Bird Survey, which indicate a slow but long-term increase in the size of the breeding population since the mid-1970s, although the trend might have levelled off in recent years (Green & Lindström 2015). Despite the fact that levels and trends do not raise any immediate concern, there is nevertheless a worrying indication that the percentage of broods with 2–3 chicks has decreased since the mid 1990s (Figure 1, Eriksson 2014).

This might indicate a reduction in the survival of non-fledged chicks. Generally, divers lay two (rarely three) eggs. In most cases, both eggs hatch but often

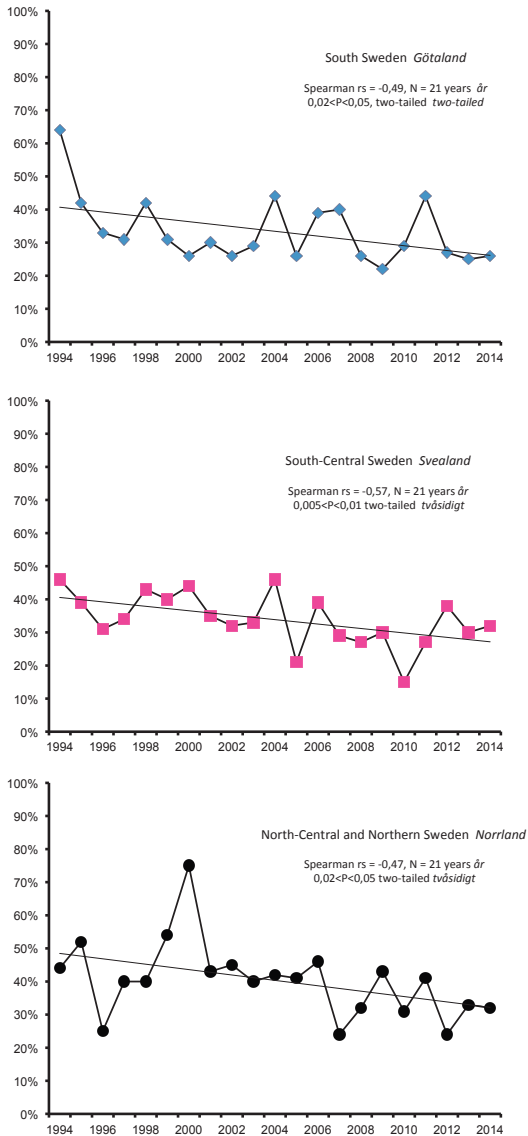


Figure 1. The percentage of broods with 2-3 large chicks, 1994–2014.

Procentandelen ungvullar med 2–3 stora ungar, 1994–2014.

only one of the chicks survives to fledge. The chicks are primarily fed with fish, but also with aquatic invertebrates during the first weeks after hatching. It is known from previous studies that the chicks' survival is largely dependent on the parents' success in providing them with small-sized fish (Jackson 2003). Thus, there are reasons to assume that any impaired survival of the chicks can be linked to the parents' ability to find prey fish for the chicks, or the quality of this prey. In this paper, three plausible and

potentially overlapping explanations for the chicks' reduced survival have been studied:

- **Changed abundance of prey fish:** This aspect has been investigated using data from fish-sampling in freshwater lakes where a regular occurrence of breeding Black-throated Divers has been confirmed during the period 1994–2013.
- **Changed light conditions in the lakes:** In many lakes in Scandinavia, the content of dissolved organic compounds has increased over recent decades, with impaired light penetration as a consequence. There are different views on how to interpret these changes; e.g. a natural consequence of the recovery of lakes affected by acid precipitation during the mid 20th century (e.g. Montheith et al. 2007, Erlandsson et al. 2008), or a climate-induced impact related to increasing temperature (e.g. Weyhenmeyer & Karlsson 2009). In either case, this change might have affected the ability for the divers to find prey fish. Divers are visual predators and the choice of lakes for foraging is linked to the light penetration (e.g. Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991, Kauppinen 1993), and the survival of non-fledged chicks is higher in lakes with good light conditions (Eriksson & Paltto 2010). In this study, any changes in the light conditions in lakes regularly used by Black-throated Diver during the period 1994–2013 have been investigated
- **Exposure to mercury:** Divers are top predators in the freshwater lake ecosystems and are thus susceptible to exposure to mercury and other elements via the intake of food (e.g. Scheuhammer et al. 2007 for an overview). Reports about increasing levels of mercury in fish since the 1990s, indicating that a long-term declining trend since the 1960s had been broken (Åkerblom & Johansson 2008), have attracted some public attention, although the results have more recently been refuted (Åkerblom et al. 2014). Furthermore, the assessment of the trends in the mercury level in fish was primarily based on studies on Pike *Esox lucius*, although Perch *Perca fluviatilis* is a more relevant species for the purpose of this study as it is the most important prey for Black-throated Diver in many Scandinavian lakes. Trends in mercury levels are however, also difficult to assess for this fish species. Studies indicating an increasing trend in recent years (Danielsson et al. 2011) has to be balanced against information indicating higher contents in muscle samples from fish caught in Swedish lakes before 1996, compared to later, while the opposite seems to apply for Finland

(Miller et al. 2013). In this study, the issue of exposure of Black-throated Divers to methylmercury via the intake of fish prey is discussed by relating information about the contents in Perch (Åkerblom & Johansson 2008) to proposals of screening benchmarks to reflect risks for behavioural changes or impaired reproduction in Common Loon *Gavia immer* in North America (Burgess & Meyer 2008, Depew et al. 2012).

Material and methods

Study population and the survival of Black-throated Diver chicks

A comprehensive overview of trends and levels in the breeding performance of the Black-throated Diver population in Sweden during 1994–2013 is given by Eriksson (2014), with the results presented separately for different parts of the country:

- South Sweden (Götaland) = Östergötland, Jönköping, Kronoberg, Kalmar, Blekinge, Skåne, Halland and Västra Götaland Counties.
- South-Central Sweden (Svealand) = Stockholm, Uppland, Södermanland, Värmland, Örebro, Västmanland and Dalarna Counties.
- North-Central and North Sweden (Norrland) = Gävleborg, Västernorrland, Jämtland, Västerbotten and Norrbotten Counties.

Background information of relevance for the present study is that the percentage of broods with 2–3 chicks was 34% both in South and South-Central Sweden and 41% in North-Central and North Sweden during this period, and the numerical differences between the various parts of the country could not be verified by statistical significance. For the period 1994–2003 this percentage varied from 35% to 46% for the various parts of Sweden, compared to 30–36% for the period 2004–2013 (table 3 in Eriksson 2014). The percentage of broods with 3 large chicks was 0.5%, if pooling over all years and all parts of the country (page 33 in Eriksson 2010, updated with data for the period 2009–2013).

Thus, the parameter of specific interest for this purpose is the “percentage of broods with 2–3 large chicks”, used as an index of the survival of chicks until fledged and a “large” chick being more than half the length of the adults and thus likely to fledge. Further details on the methods used for assessing the breeding result are given by Eriksson (2010, pages 80–81).

Regular checking of the number eggs in the nests has not been included in the field surveys, *inter alia*

in order to reduce the risks of disturbing incubating birds and observer-related impact on the breeding performance. Thus, the information about clutch sizes is limited but on the basis of available data the percentage of nests with two eggs was compared for the periods 1994–2003 and 2004–2013, in order to confirm if any change in the percentage of broods with 2–3 large chicks might be a consequence of change in clutch size.

Statistical analyses

Temporal trends in the percentage of broods with 2–3 large chicks were investigated by calculating the Spearman rank correlation coefficient r_s . For the pairwise comparisons of data from the same lakes during the periods 1994–2003 and 2004–2013, the Wilcoxon’s test for matched pairs was used (e.g. Fowler & Cohen 1995). The results of the statistical tests are given in connection to relevant tables and figures.

Selection of study lakes

The material collected during the voluntary-based surveys in the period 1994–2013 includes information about the presence of breeding or territory-holding Black-throated Diver pairs in around 2350 lakes, which is equivalent to almost 10% of the approximately 24 000 freshwater lakes larger than 0.1 km² in Sweden. To make sure that the study included sites used regularly by breeding Black-throated Diver it was restricted to only include lakes with information about breeding or territory-holding pairs in at least five years during the period 1994–2013. Some 500 lakes, or approximately 2% of the lakes larger than 0.1 km² in Sweden, met this criterion and for 153 of them information about fish abundance or light conditions was available (Appendix A for details).

Abundance of fish

For assessments of the abundance of fish, results from gill-net fishing done within the framework of national and regional monitoring <http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen>) for the period 1994–2013 were used. To investigate any changes, pairwise comparisons were made in relation to fishing in the same lakes during the 10-year periods 1994–2003 and 2004–2013.

The mean number of fish per catch effort was used as an indirect measure of the density of fish (Kinnerbäck 2001, no corrections were made with reference to potential net selectivity). The

fish data was split up with reference to catches of Perch, cyprinid fish, salmonid fish, and Pike (see Table 2 in Eriksson & Paltto 2010 for detailed information about the fish species in the different groups), bearing in mind that the production of young by Black-throated Diver has been found to be correlated only with the abundance of Perch rather than any other fish species (Eriksson & Paltto 2010). Catches of fish smaller than 22 cm were analysed separately as the chicks can rarely handle larger prey (Jackson 2003). Catches of Pike were analysed in order to check if the predation pressure by this species on newly hatched chicks had changed, with reference to previous studies indicating this risk (e.g. Lehtonen 1970, Jackson 2003, see also Dessborn et al. 2011 with reference to ducks).

Among the lakes selected for this study, results from at least one fish sampling each during the periods 1993–2003 and 2004–2013 were available from 40 lakes in South Sweden and 10 lakes in South-Central Sweden, but only one lake in North-Central and North Sweden. Analyses were thus only carried out for South and South-Central Sweden (Appendix B for details).

Light conditions in the lakes

Data was primarily collected from the national monitoring of lakes (<http://info1.ma.slu.se/db.html>, Wilander et al. 2003 for methods etc) with complementary information for some lakes in the County of Västra Götaland. To investigate any changes, pair-wise comparisons were made using results from the same lakes over the 10-year periods 1994–2003 and 2004–2013.

Absorbance was used as the main measure of light penetration. The light penetration is primarily dependent on the contents of dissolved organic compounds and turbidity. In the Swedish environmental monitoring programme the absorbance of light with a the wavelength of 420 nm has been used as a standardised parameter, and a brown colour of the water can be detected by the naked eye at circa $0.2 f_{420/5}$ in lakes with a high contents of humic substances. Information about absorbance for the periods 1994–2003 and 2004–2013 was available for 70 lakes in South Sweden, 43 lakes in South-Central Sweden and 11 lakes in North-Central and North Sweden.

Information available about *Secchi disc transparency* was used in parallel, as this was regularly recorded when fish sampling was carried out. Data was available for 22 lakes in South Sweden, 7

lakes in South-Central Sweden but only one lake in North-Central and North Sweden.

Mercury contents in fish and Black-throated Diver eggs

For a discussion in relation to the risks linked to exposure to mercury, previously published information regarding the contents in Black-throated Diver eggs (Eriksson & Lindberg 2005) and freshwater fish (e.g. Åkerblom & Johansson 2008) was used.

Results

Survival of Black-throated Diver chicks

The percentage of broods with 2–3 chicks decreased significantly in all parts of Sweden during the period 1994–2014 (Figure 1), which is consistent with the overall lower percentage reported during the period 2004–2013 compared to 1994–2003 (table 3 in Eriksson 2014).

The decreased percentage of broods with 2–3 large chicks cannot be ascribed to any decline in clutch size. It is unlikely that the percentage of egg clutches with 2 eggs has changed during the study period. Although the number of nests with information about clutch size is small, pooling the available information for the periods 1994–2003 and 2004–2013, respectively, did not indicate any change; the percentage of nests with 2 eggs was 82% for the period 1994–2003 (45 nests in total) and 79% for 2004–2013 (11 nests). No clutches with 3 eggs have been recorded, and they can be expected to constitute only a small proportion (2.3% in a study from Finland during the 1960s, Lehtonen 1970).

Abundance of fish

There were no indications that the total abundance of fish has changed in the breeding lakes in South and South-Central Sweden, nor the abundance of Perch, which is the Black-throated Diver's main prey species in many lakes, although the results of gill-net fishing indicated substantial changes in individual lakes. The only exception was a decreased abundance of cyprinid fish in South-Central Sweden (Table 1, Figure 2, details in Appendix B). This result applies both for total catches and small-sized fish (<22 cm).

Table 1. Number of fish per catch effort per lake with gill-nets.
Antal fiskar per fångsansträngning och sjö vid provfisken med översiktsnät.

Number of lakes <i>Antal sjöar</i>	South Sweden <i>Götaland</i>				South-Central Sweden <i>Svealand</i>				Total Totalt			
	1994–2003		2004–2013		1994–2003		2004–2013		1994–2003		2004–2013	
	All fish All fisk	Fish <22 cm Fisk <22 cm	All fish All fisk	Fish <22 cm Fisk <22 cm	All fish All fisk	Fish <22 cm Fisk <22 cm	All fish All fisk	Fish <22 cm Fisk <22 cm	All fish All fisk	Fish <22 cm Fisk <22 cm	All fish All fisk	Fish <22 cm Fisk <22 cm
Total catch <i>Hela fångsten</i>	30.8	28.9	28.5	26.5	35.1	34.3	30.7	31.0	31.7	30.0	28.6	27.4
Perch <i>Perca fluviatilis</i>	16.9	15.6	15.2	14.5	12.4	18.8	11.3	17.6	16.0	16.3	14.4	15.1
Abborre												
Cyprinid fish <i>Mörtartad fisk</i>	11.2	10.9	10.6	10.1	20.0	12.5 ^a	19.4	11.6 ^a	13.0	11.2	12.3	10.4
Salmonid fish <i>Laxartad fisk</i>	1.1	0.8	1.0	0.8	0.6	1.1	0.6	1.1	1.0	0.9	0.9	0.9
Pike <i>Esox lucius</i> <i>Gädda</i>	0.2	0.2	–	–	0.1	0.1	–	–	0.2	0.2	–	–

^a P<0,01, two-tailed. No other differences could be established with statistical significance (Wilcoxon's test for matched pairs).

^a P<0,01, tvåsidigt. Inga andra skillnader kunde fastställas med statistisk signifikans (Wilcoxon's test avseende matchade par).

Light conditions in the lakes

Both absorbance and Secchi disc transparency indicated that there has been impaired light penetration in South Sweden since the mid-1990s, but there were no indications of similar changes in the remaining part of Sweden. Absorbance has increased by 16% on average in the lakes in South Sweden while it had remained at the same level in the other parts of the country (Table 2, Figure 3,

Appendix C for details). Secchi disc transparency decreased by 23% on average, from 3.9 m to 3.0 m, while it remained at the same level, 3.5–3.6 m in South-Central Sweden (Table 2, Figure 4, Appendix C for details).

Discussion

Most likely and with reference to previous studies (Jackson 2003), the decreased percentage of

Table 2. Light conditions. Significance tested by Wilcoxon's test for matched pairs; P two-tailed.
Ljusförhållanden. Signifikansen testad med Wilcoxon's test avseende matchade par; P tvåsidigt

		South Sweden <i>Götaland</i>	South-Central Sweden <i>Svealand</i>	North-Central and North Sweden <i>Norrland</i>
<i>Absorbance, $f_{420/5}$</i>	1994–2003	0.12	0.09	0.10
	2004–2013	0.14	0.09	0.11
<i>Absorbans, $f_{420/5}$</i>				
<i>Number of lakes</i>		70	43	11
<i>Antal sjöar</i>				
P		0.004	N.S. <i>ej sign.</i>	N.S. <i>ej sign.</i>
Transparency, m <i>Siktdjup, m</i>	1994–2003	3.9	3.5	4.2
	2004–2013	3.0	3.6	3.5
<i>Number of lakes</i>		22	7	1
<i>Antal sjöar</i>				
P		0.002	N.S. <i>ej sign.</i>	Not tested <i>Ej testad</i>

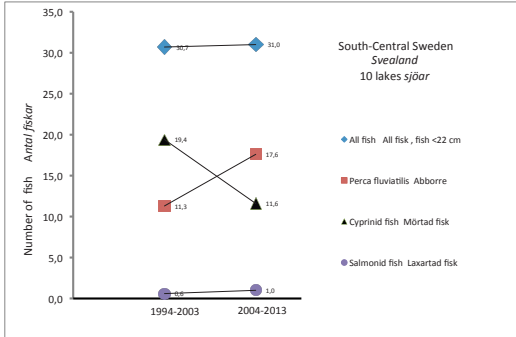
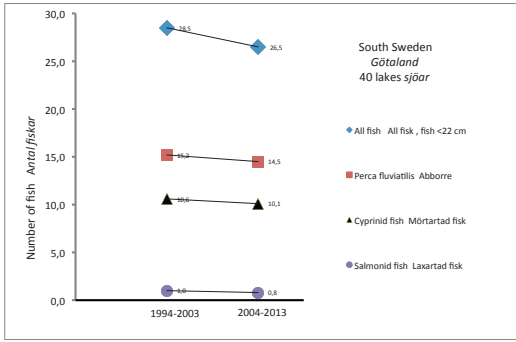


Figure 2. Mean number of small-sized fish (<22 cm) per catch effort and lake. The outcome of pair-wise comparisons for the periods 1994–2003 and 2004–2013 with Wilcoxon’s test for matched pairs is shown in Table 1. *Medelantal småväxna fiskar (<22 cm) per nätansträngning och sjö. Resultatet av parvisa test för perioderna 1994–2003 och 2004–2013, med Wilcoxon’s test avseende matchade par, redovisas i Tabell 1.*

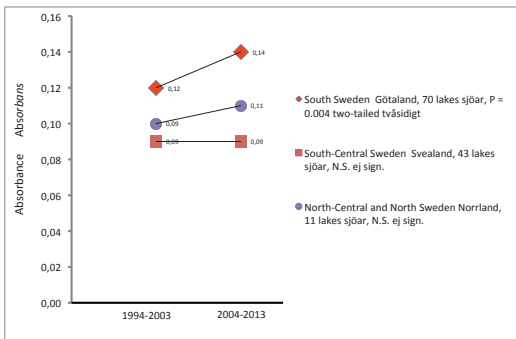


Figure 3. Absorbance, $f_{420,5}$, mean value per lake. Two-tailed P-values refer to pair-wise comparisons for the periods 1994–2003 and 2004–2013 with Wilcoxon’s test for matched pairs. *Absorbans, $f_{420,5}$, medelvärde per sjö. Tvåsidiga P-värden avser parvisa test för perioderna 1994–2003 och 2004–2013 med Wilcoxon’s test avseende matchade par.*

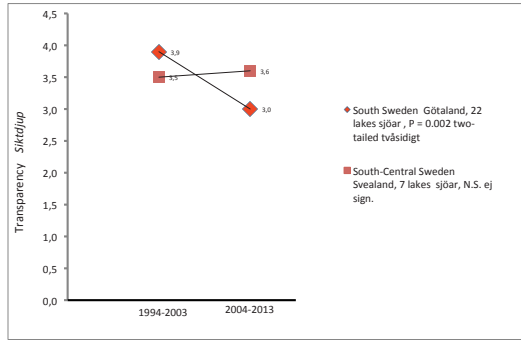


Figure 4. Mean Secchi disc transparency, m, mean value per lake. Two-tailed P-values refer to pair-wise comparisons for the periods 1994–2003 and 2004–2013 with Wilcoxon’s test for matched pairs.

Siktdjup, m, medelvärde per sjö. Tvåsidiga P-värden avser parvisa test för perioderna 1994–2003 och 2004–2013 med Wilcoxon’s test avseende matchade par.

broods with 2–3 large chicks indicates an impaired survival until they are fledged. Thus far, the decreased percentage of broods with 2–3 chicks has not resulted in any overall decline in the production of young, most likely because failures during incubation, such as predation and flooded nests have been the factors primarily affecting the breeding success (Table 3 in Hake et al. 2005) and thus any decreased percentage of broods with 2–3 chicks has to be substantial, if it is to have an impact on the overall breeding success. Furthermore and for South Sweden, the percentage of successful breeding attempts, resulting in at least one large chick, increased during the period 2004–2013 (table 3 in Eriksson 2014), which might indicate that an improved hatching success may have compensated for the increased loss of non-fledged chicks. Nevertheless, the decreased percentage of broods with 2–3 large chicks should not be ignored. If this trend continues, it might influence the overall breeding performance and in addition, the reduced chick survival may indicate a more widespread environmental disturbance, affecting a large proportion of the freshwater lakes in Sweden.

There were however, no indications that the decreased percentage in broods with 2–3 chicks could be directly linked with changes in the abundance of fish. Bearing in mind that the breeding performance of Black-throated Diver has been shown to correlate only with the abundance of Perch rather than any other species of fish (Eriksson & Paltto 2010), it is noteworthy that the abundance of Perch had not changed over the study period (Table 1, Figure 2). In addition, there were no indications

that the abundance of Pike had changed, so it is not likely the predation pressure by Pike on newly hatched chicks had increased.

It is uncertain whether or not change in the light conditions is a main cause. It is certain that light penetration has decreased in the breeding lakes in South Sweden but not further north (Table 2, Figures 3 and 4), although the percentage of broods with 2–3 chicks has also declined in the remaining parts of Sweden (Figure 1). For South Sweden however, impaired light penetration might have strengthened any impact on the chick survival caused by any other factor.

Due to the fact that there were no unambiguous indications that the abundance of fish or changed light conditions might have affected the survival of chicks, exposure to mercury deserves further attention. This issue has been extensively studied with reference to Common Loon in North America (e.g. Scheuhammer et al. 2007). Studies in captivity of Common Loon chicks exposed to various levels of methylmercury injected in eggs or in the diet provided to chicks indicate that exposure to levels likely to occur in nature have consequences on the chicks' behavior (Kenow et al. 2010, 2011).

For Sweden, higher concentrations of mercury were found in Black-throated Diver eggs from pairs fishing in lakes affected by acidification during the 1980s and 1990s, compared with other lakes although the concentrations were judged to be below the level where there was a risk of any impact on reproduction (Eriksson & Lindberg 2005).

Current information about mercury levels in muscle tissue samples from Perch collected in freshwater lakes in Sweden indicate median values of 0.14 ppm in small-sized fish, primarily feeding on plankton, 0.20 ppm in medium-sized fish of 12–18 cm length and 0.34 ppm in larger Perch that primarily predate on other fish (Åkerblom & Johansson 2008). These figures should be related to indications of a 50% reduction in the productivity of Common Loon at a mercury level of 0.21 ppm in fish and a complete failure in production at 0.41 ppm (Burgess & Meyer 2008). Furthermore, benchmarks for screening various levels of risks of behavioural aberrations and impaired or failed reproduction in Common Loon have been proposed at the levels of 0.1, 0.18 and 0.4 ppm, respectively (Depew et al. 2012). Earlier studies have also shown an impaired reproduction in Common Loon that has been linked to mercury levels of 0.3–0.4 ppm in the prey fish (Barr 1986). It is thus very likely that Black-throated Divers breeding in freshwater lakes in Sweden have been exposed to

mercury at levels where the risk of reproductive impairment cannot not be excluded, even if it is unclear about any trends in the concentrations of methylmercury in Perch caught in Swedish lakes (Danielsson et al. 2011, Miller et al. 2013). Thus, and although this study does not provide any final conclusions about the reasons behind any reduced survival of Black-throated Diver chicks, it nevertheless indicates that risks related to exposure to mercury should be prioritised for further research.

High mercury levels in the environment have been an issue of concern for more than fifty years. Initially, the problems were related to the use of mercury in fungicides in agriculture and in the pulp industry, and as far back as the 1960s high levels of methylmercury in fish was reported (e.g. Johnels et al. 1967, Ackefors 1971 with reference to Sweden). With the successful restriction of the use of mercury as fungicide-treatment, this source has been kept under control. More recently, focus has been directed towards the exposure of freshwater organisms to mercury that can be traced to airborne pollutants, emissions from fossil fuels and leaching of mercury deposited in terrestrial environments into aquatic habitats (e.g. Skyllberg 2003, Evers et al. 2007). In single lakes, the content of mercury in fish is related to a complex of factors, of which water chemistry and land-use in the catchment area are the most important. Studies in North America suggest that the risk for top predators is substantial in nutrient-poor lakes, with pH values below 6.0 in combination with low alkalinity and high contents of dissolved organic carbon (Driscoll et al. 2007, Evers et al. 2007). With reference to these indicators, almost 10% of the Black-throated Diver breeding lakes and more than 30% of the fishing lakes used by Red-throated Diver have been judged to be at risk for high exposure to methylmercury related to leaching from forest and wetland habitats in the catchment areas (Eriksson & Paltto 2010).

Proposal for further actions

A main conclusion from this study is that risks related to exposure to mercury should be prioritised in the management of fish and bird populations in freshwater lakes in Sweden. The decreased percentage of broods with 2–3 chicks may indicate an environmental disturbance with wider implications, bearing in mind that mercury concentrations in Perch exceed the current EU environmental quality standard (EC Directive 2008/105/EC, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:EN:PDF>, see also Miller et

al. 2013) in many Swedish freshwater lakes, and that concentrations exceed limits proposed for human consumption in single lakes (Danielsson et al. 2011). The absence of any public debate about the quality of freshwater fish, as food both for humans and birds, in contrast to the discussions on the same issues during the 1960s and 1970s is both remarkable and worrying.

However, there is room for initiatives, which might include:

- Complementary collection and analyses of eggs of Black-throated Diver, bearing in mind that no analyses of eggs collected after 1997 are available making it impossible to investigate any recent trends.
- Establish a standardised monitoring of the mercury concentrations in Black-throated Diver eggs, under strictly supervised conditions in order to avoid any negative impact on the breeding performance. This should make it possible to better monitor any impact on top predators in the freshwater ecosystems, humans as well as divers and other fish-eating bird species, being exposed to methylmercury via the intake of fish. Studies of Common Loon in North America indicate that eggs, feathers and blood samples are good indicators of geographical patterns and trends in the bioavailability of methylmercury for top predators in freshwater habitats (e.g. Evers et al. 2003, 2008). Furthermore, such a project is in line with a proposal in a recent review of the national contaminant monitoring in aquatic habitats in Sweden, e.g. to prioritise surveys of concentrations and impact on top predators in freshwater environments (Naturvårdsverket 2014).
- Continued efforts to reduce the use of fossil fuels, with reference to North American studies that also indicate that local and regional restrictions may provide positive effects (Driscoll et al. 2007).
- Better understanding of the local and regional impact on single lakes by forestry and other kinds of land use in the catchment area (e.g. Bishop 2013), to make it possible to draft recommendations for foresters and other stakeholders on how to adjust land-use in order to minimise the local impact on freshwater habitats. On the basis of current knowledge, the relevant public authorities should consider developing practical advice.

This paper has focused on the impact of various factors that might be operating during the breeding season, although exposure outside the breeding areas, e.g. during migration and the winter, may

also affect the breeding performance, as has been shown for Red-throated Divers in Alaska (Schmutz et al. 2009). Verified reduction in reproductive success may be a combined effect of exposure to various kinds of elements, at different sites and times of the year.

Acknowledgments

This study is primarily based on results from the voluntary-based surveys of the breeding performance of Black-throated Diver and Red-throated Diver in Sweden, Projekt LOM; <http://www.projekt-lom.com>. During 1994–1999, the project was organised jointly by The Swedish Society for Nature Conservation (Svenska Naturskyddsföreningen) and the Swedish Ornithological Union (Sveriges Ornitologiska Förening), and after that the work has continued by an independent NGO. Since the start in 1994, more than 400 people have contributed with information for at least one year, and during recent years around 140 persons have taken an active part in the field-surveys. Complementary information has been collected from the The Swedish Species Reporting System, <https://www.artportalen.se/>. The Alvin Fund and the Swedish section of the World Wildlife Fund (WWF Sverige) have given financial support in single years. An anonymous reviewer gave comments to a previous draft version.

Information about water chemistry has primarily been collected from the national monitoring of freshwater lakes via the web-site of the Department of Aquatic Sciences and Assessments at the Swedish University for Agricultural Sciences, <http://info1.ma.slu.se/db.html>. Information about fish stocks in various lakes has been collected from the national register of fish sampling – NORS, <http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen>, hosted by the Department of Aquatic Resources at the Swedish University for Agricultural Sciences.

References

- Ackefors, H. 1971. Mercury pollution in Sweden with special reference to conditions in the water habitat. *Proceedings of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences* 177: 365–387; <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/177/1048/365>.
- Barr, J.F. 1986. Population dynamics of the Common Loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* 56.
- Bishop, K. 2013. Skogsbrukets effekter på kvicksilverutlakningen. Page 22 in Laudon, H (ed.) Mark och vatten. Rapport från Future Forests 2009–2012. *Future Forests Report* 2013:3. Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå; <http://>

- www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/futureforests/FFRrapport_Mark%20och%20vat-ten%202013-08-13.pdf.
- Burgess, N.M. & Meyer, M.W. 2008. Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons. *Ecotoxicology* 17: 83–91; <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-007-0167-8>.
- Danielsson, S., Hedman, J., Miller, A. & Bignert, A. 2011. Mercury in Perch from Norway, Sweden and Finland - geographical patterns and temporal trends. *Swedish Museum of Natural History Report* 8:2011; http://www.nrm.se/download/18.42129f1312d951207af800030436/1367705038388/8_2011+Danielsson+et+al+Mercury+in+perch+2011.pdf.
- Depew, D.C., Basu, N., Burgess, N.M., Campbell, L.M., Evers, D.C., Grasman, K.A. & Scheuhammer, A.M. 2012. Derivation of screening benchmarks for dietary methylmercury exposure for the Common Loon (*Gavia immer*): rationale for use in ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31: 2399–2407; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.1971/abstract;jsessionid=C027908DDE07CC5E315F334028A2948B.f03t04>.
- Dessborn, L., Elmgren, J. & Englund, G. 2011. Pike predation affects breeding success and habitat selection of ducks. *Freshwater Biology* 56: 579–589; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2427.2010.02525.x/abstract>.
- 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; <http://surface.syr.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1003&context=cie>.
- 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. 2010. *Storlommen och smålommen i Sverige – populationsstatus, hotbild och förvaltning*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen / Projekt LOM, Göteborg; <http://www.projekt-lom.com/LOM-rapporten.pdf>.
- Eriksson, M.O.G. 2014. Projekt LOM 20 år – 1994–2013. Pages 33–47 in SOF 2014. *Fågelåret 2013*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm; <http://www.projekt-lom.com/Projekt.LOM.FAR.2013.pdf>.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 2005. Mercury exposure to Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden. *Ornis Svecica* 15: 1–12; in Swedish, summary in English; <http://www.projekt-lom.com/Ornis%20Svecica%2015%201-12.pdf>.
- Eriksson, M.O.G. & Paltto, H. 2010. 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*. *Ornis Svecica* 20: 3–30; in Swedish, summary in English; <http://www.projekt-lom.com/Ornis%20Svecica%2020%203-10.pdf>.
- 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.
- Erlandsson, M., Buffam, I., Fölster, J., Laudon, H., Temnerud, J., Weyhenmeyer, G.A. & Bishop, K. 2008. Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentrations of Swedish rivers explained by variation in flow and sulphate. *Global Change Biology* 14: 1191–1198; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2008.01551.x/abstract>.
- Evers, D.C., Taylor, K.M., Major, A., Taylor, R.J., Poppena, R.H. & Scheuhammer, A.M. 2003. Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. *Ecotoxicology* 12: 69–81; <http://www.fws.gov/uploadedFiles/Evers2003.pdf>.
- 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; http://www.niehs.nih.gov/research/supported/assets/docs/a_c/bioscience_508.pdf.
- Evers, D.C., Savoy, L.J., DeSorbo, C.R., Yates, D.E., Hanson, W., Taylor, K.M., Siegel, L.S., Cooley Jr, J.H., Bank, M.S., Major, A., Munney, K., Mower, B.F., Vogel, H.S., Schoh, N., Pokras, M., Goodale, M.W. & Jeff, F. 2008. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding loons. *Ecotoxicology* 17: 69–81; <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-007-0168-7>.
- Fowler, J. & Cohen, L. 1995. *Statistics for Ornithologists*. Second edition. BTO Guide No 22, British Trust for Ornithology.
- Green, M. & Lindström, Å. 2015. *Monitoring population changes in birds of Sweden. Annual report for 2014*. Department of Biology, Lund University; in Swedish, summary in English; <http://www.fageltaxering.lu.se/sites/default/files/files/Rapporter/arsrapportfor2014kf.pdf>.
- Hake, M., Dahlgren, T., Åhlund, M., Lindberg, P. & Eriksson, M.O.G. 2005. The impact of water level fluctuation on the breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Ornis Fennica* 82: 1–12; <http://www.projekt-lom.com/Ornis%20Fennica%2082%201-12.pdf>.
- 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; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1474-919X.2003.00119.x/abstract>.
- Johnels, A.G., Westermark, T., Berg, W., Persson, P.I. & Sjöstrand, B. 1967. Pike (*Esox lucius* L.) and some other aquatic organisms in Sweden as indicators of mercury contamination in the environment. *Oikos* 18: 323–333; <http://www.jstor.org/stable/3565108>.
- Kauppinen, J. 1993. Densities and habitat distribution of breeding waterfowl in boreal lakes in Finland. *Finnish Game Research* 48: 24–45.
- Kenow, K.P., Hines, R.K., Meyer, M.W., Suarez, S.A. & Gray, B.R. 2010. Effects of methylmercury exposure on the behavior of captive-reared common loon (*Gavia immer*) chicks. *Ecotoxicology* 19: 933–944; <http://link.springer.com/article/10.1007/s10646-010-0475-2?page-1>.
- Kenow, K.P., Meyer, M.W., Rossmann, R., Gendron-Fitzpatrick, A. & Gray, B.R. 2011. Effects of injected methylmercury on the hatching of common loon (*Gavia immer*) eggs. *Ecotoxicology* 20: 1684–1693; <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-011-0743-9?page-1>.
- Kinnerbäck, A. 2001. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. *Fiskeriverket informerar* 2001:2; <http://www.slu.se/Documents/externwebben/akvatiska-resurser/Datainsamling/Databasen%20f%C3%B6r%20>

sj%C3%B6provfiske%20-%20NORS/Finfo%202001_2.pdf.

- Lehtonen, L. 1970. Zur Biologie des Prachttauchers, *Gavia a. arctica* (L.). *Ann. Zool. Fennici* 7: 25–60.
- Miller, A., Bignert, A., Porvari, P., Danielsson, S. & Verta, M. 2013. Mercury in Perch (*Perca fluviatilis*) from Sweden and Finland. *Water, Air & Soil Pollution* 224: 1472; <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11270-013-1472-x>.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M. Högåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J. & Vesely, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450 (7169): 537–540; <http://www.nature.com/nature/journal/v450/n7169/full/nature06316.html>.
- Naturvårdsverket 2014. *Översyn av nationell akvatisk miljö-giftsövervakning*. Naturvårdsverket Report 6627; <https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/6600/978-91-620-6627-7/>.
- Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B. & Murray, M.W. 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals and fish. *Ambio* 36: 12–18; <http://www.jstor.org/discover/10.2307/4315780?uid=3738984&uid=2129&uid=2&uid=70&uid=4&sid=21104103297001>.
- Schmutz, J.A., Kimberly, A.T. & Matz, A.C. 2009. Red-throated Loons (*Gavia stellata*) breeding in Alaska, USA, are exposed to PCBs while on the wintering grounds. *Environmental Pollution* 157: 2386–2393; <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19371988>.
- Skyllberg, U. 2003. Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten - bindning till humus avgörande för miljörisk. *Fakta Skog* nr 11, 2003; <http://www.slu.se/PageFiles/33707/2003/FS03-11.pdf>.
- Weyhenmeyer, G.A. & Karlsson, J. 2009. Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2513–2519; <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:282560/FULLTEXT01.pdf>.
- Wilander, A., Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2003. Riksinventering 2000 – en synoptisk studie i vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. *Inst. för miljöanalys, SLU, rapport* 2003:1; <http://info1.ma.slu.se/IMA/Publikationer/internserie/2003-01.pdf>.
- Åkerblom, S. & Johansson, K. 2008. Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. SLU, institutionen för miljöanalys, rapport 2008:8; <http://info1.ma.slu.se/IMA/Publikationer/internserie/2008-08.pdf>.
- Åkerblom, S., Bignert, A., Meili, M., Sonnesten, L. & Sundbom, M. 2014. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. *Ambio* 43: 91–103; <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs13280-014-0564-1>.

Web-sites Hemsidor

- <https://www.artportalen.se/>: The Swedish Species Reporting System. *Artportalen*.
- <http://data.artsdatabanken.no/>: The Norwegian Species Information Centra. *Artsdatabanken*.
- <http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen/>: The national register of survey test-fishing – NORS. Department of Aquatic Resources, Swedish University for Agricultural Sciences. *Databasen för provfiske i sjöar - NORS. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges Lantbruksuniversitet*.

<http://info1.ma.slu.se/db.html>: The database for the national surveys of lakes and water-courses, Department of Aquatic Sciences and Assessments, Swedish University for Agricultural Sciences. *Databas för den nationella miljö-övervakningens riksinventering av sjöar och vattendrag, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet*.

<http://bd.eionet.europa.eu/article12/>: The assessment for the period 2008–2012 of population status and trends of birds under Article 12 of the Birds Directive. *Skattingarna för perioden 2008-2012 av populationsstatus och trender hos fågelarter inom EU, i enlighet med artikel 12 i Fågeldirektivet*.

Sammanfattning

Det europeiska beståndet av storlom (utanför Ryssland) består av ungefär 22 000 par och av dessa häckar omkring 98% i Sverige, Finland och Norge. Därför är storlommens europeiska framtid i hög grad beroende av hur arten förvaltas och utvecklas i de nordiska länderna. Mot bakgrund av detta och i kombination med farhågor för en låg ungprouktion tog Sveriges Ornitologiska Förening och Svenska Naturskyddsföreningen 1994 ett gemensamt initiativ genom att starta upp Projekt LOM. En huvuduppgift har varit att initiera och samordna ett fältarbete med syftet att följa häckningsutfallet för både storlommen och smålommen.

Storlommen livnär sig till största delen på fisk och den häckar främst vid näringsfattiga klarvatenssjöar med en i regel gles och artfattig fiskfauna. Även ungarna matas företrädesvis med fisk, men också med vattenlevande insekter under de första levnadsveckorna. Bytesfisken hämtas i regel i häckningsjön, till skillnad från smålommen som häckar vid små och ofta fisktomma tjärnar och göllar och hämtar bytesfisk till ungarna i större klarvatenssjöar – eller i havet vad gäller smålommen häckande utefter Norrlandskusten – på ett pendelavstånd upp till närmare 10 km, ibland längre.

Under de senaste 20 åren har det gått ganska bra för det svenska storlombsbeståndet. I hela landet har ungprouktion legat på en nivå som bedömts balansera den årliga dödligheten, utan någon långsiktig tidstrend. Resultat från Svensk Fågeltaxering antyder en långsiktig ökning av beståndets storlek sedan mitten av 1970-talet, även om trenden kanske har planat ut under senare år. För smålommen är situationen mer bekymmersam, med en ungprouktion som bedömts ligga under nivån för att kompensera för den årliga dödligheten i landets mellersta och södra delar. En sammanfattning av de två lomarternas häckningsutfall i landet under en 20-årsperiod, från 1994 och framåt finns i SOF-BirdLife's årsbok

”Fågelåret 2013”; <http://www.projekt-lom.com/Projekt.LOM.FAR.2013.pdf>.

Den här artikeln fokuseras på storlommen. För även om nivåer och trender i häckningsutfallet och beståndets numerär inte ger anledning till akuta bekymmer, finns det ett oroväckande delresultat efter två decenniers inventeringsarbete; att procentandelen ungpullar med 2–3 ungar har minskat sedan mitten av 1990-talet (Figur 1). Resultatet kan vara en indikation på att ungnarnas överlevnad har försämrats. Lommarna lägger i regel två ägg (sällan tre ägg) och oftast kläcks båda äggen, men det är vanligt att bara en av ungnarna överlever tills den blir flygg. Vi vet sedan tidigare man att storlomsungarnas överlevnad till stor del är beroende på hur föräldrafågeln lyckas med att fånga bytesfisk till dem. Därför finns det anledning att anta att en försämrad ungnöverlevnad kan vara kopplad till föräldrarnas möjligheter att hitta fisk till ungnarna eller födans kvalitet.

Tre tänkbara (och kanske överlappande) förklaringar till att ungnarnas överlevnad kan ha försämrats har undersökts:

- *Förändrad tillgång på bytesfisk*: Den närmast till hands liggande förklaringen är kanske att fiskbestånden kan ha glesats ut och att födounderlaget blivit sämre. Frågan undersöks närmare, på basis av provfiskedata från sjöar där vi inom Projekt LOM har kunnat fastställa regelbunden förekomst av storlom under perioden 1994–2013.
- *Förändrade ljusförhållanden i sjöarna*: I många sjöar har mängden humusämnen ökat och ljusförhållandena fortlöpande försämrats under senare år, sjöarnas har ”brunifierats”. Det finns olika uppfattningar om orsaken till denna utveckling, t.ex. en förväntad effekt av att många försurningspåverkade sjöar återhämtat sig, eller en klimatbetingad påverkan kopplad till stigande temperaturer. Oavsett orsak kan detta ha påverkat förutsättningarna för lommarnas fiske. Lommarna är s.k. visuella predatorer, dvs. att de lokaliserar fiskbytena med synen. Storlommens uppträdande i olika sjöar är kopplad till ljusförhållandena i vattnet, och ungnarnas överlevnad gynnas bland annat av goda siktförhållanden. Här undersöks om det har skett några förändringar i ljusförhållandena i sjöar där vi inom Projekt LOM har kunnat fastställa regelbunden förekomst av storlom under perioden 1994–2013.
- *Exponering för kvicksilver*: Lommarna är toppkonsumenter i sötvattenssystemen och därför kan man förvänta sig att de är sårbara för exponering av kvicksilver och andra miljögifter som ackumuleras i näringskedjorna. Uppgifter

om att halterna av kvicksilver i insjöfisk åter har stigit sedan 1990-talet, efter en successiv minskning sedan 1960-talet, fick för några år sedan en viss uppmärksamhet, men bedömningarna har reviderats under senare år. Vidare var informationen i första hand baserad på undersökningar av gädda, medan det för storlommens del är mera relevant att studera abborre, som i många sjöar är den viktigaste bytesarten. Men också för abborren är trenden svår att bedöma, och något motstridiga bedömningar har publicerats under senare år. Här har frågan behandlats diskussionsmässigt genom att information om kvicksilverinnehållet av abborre i svenska sjöar har relaterats till bedömningar om risknivåer i nordamerikanska undersökningar av den närbesläktade arten svartnäbbad islom som i USA och Kanada återfinns i liknande miljöer som där vi träffar på storlommen.

Material och metoder

På basis av de årliga inventeringarna beräknades *ungnarnas överlevnad* som ”procentandelen ungpullar med 2–3 stora ungar”, vilket användes som index på överlevnaden till dess de blivit flygga. Med ”stora” ungar avses ungar som är minst halv vuxna och att sannolikheten att bli flygg är ganska stor.

I det material som samlats in av Projekt LOM under 20-årsperioden 1994–2013 finns uppgifter om häckande eller stationära par av storlom för åtminstone ett år från drygt 2350 sjöar, eller närmare 10% av landets cirka 24 000 sjöar större än 0,1 km². För att säkerställa att avstämningar mot databaser för provfisken och information om ljusförhållanden bara innefattat sjöar med regelbunden förekomst av storlom har *urvalet av sjöar* begränsats till sådana med uppgift om häckande eller stationära par under minst fem år under den aktuella perioden. Närmare 500 sjöar, eller ungefär 2% av landets sjöar större än 0,1 km², uppfyllde det kriteriet och för 153 av dessa fanns användbar information om fiskförekomst och/eller ljusförhållanden (detaljer i appendix A). Resultaten har redovisats dels separat för Götaland, Svealand och Norrland.

Bedömningar om *fiskförekomsten* har gjorts med ledning av provfiskeresultat inom nationell och regional miljöövervakning, som finns samlade i databasen NORS (NatiOnellt Register för Sjöprovfisken, <http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen>), för perioden 1994–2013. Medelantalet fiskar per nätansträngning användes som ett relativt mått på fiskförekomsten, och för att undersöka eventuella

förändringar gjordes parvisa jämförelser av resultaten från provfisken i samma sjöar under 10-årsperioderna 1994–2003 och 2004–2013. Resultaten har redovisats dels för totalfångsten, dels separat för abborre, mörtartad fisk, laxartad fisk och gädda. Uppdelningen betingades bland annat av att ungprouktionen hos storlommen är korrelerad till förekomsten av abborre men inte till andra fiskarter. Skälet till även att redovisa fångsterna av fisk mindre än 22 cm var att lomungarna sällan kan hantera större fiskbyten. Gädda undersöktes för att kunna bedöma om predationstrycket på små och nykläckta lomungar har förändrats, och då man i tidigare undersökningar har noterat att predation av gäddor kan påverka överlevnaden av lomungar och andungar. Uppgifter från minst ett provfiske vardera under perioderna 1994–2003 och 2004–2013 fanns för 40 sjöar i Götaland och 10 sjöar i Svealand. Däremot fanns användbar information för bara en sjö i Norrland, varför analyser bara har gjorts för Götaland och Svealand (detaljer i appendix B).

För information om *ljusförhållandena* 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 undersökts från 1970-talet och framåt. Resultaten är tillgängliga via en databas vid Institutionen för vatten och miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet, <http://info1.ma.slu.se/db.html>. För att undersöka eventuella förändringar gjordes parvisa jämförelser av mätningar under perioderna 1994–2003 och 2004–2013 i samma sjöar. I första hand har ljusförhållandena bedömts utifrån absorbans, som är ett mått på genomsläppligheten av ljus i vattnet. Ljusförhållandena påverkas i första hand av mängden löst organsikt material och grumligheten. I den svenska miljöövervakningen används absorbansen av ljus vid våglängden 420 nm som ett standardiserat mått. En för ögat påtaglig brunfärgning av vattnet upplevs vid en absorbans på ungefär 0,2 f420/5. Information om absorbans för perioderna 1994–2003 resp. 2004–2013 fanns för 70 sjöar i Götaland, 43 sjöar i Svealand och 11 sjöar i Norrland. Parallellt har även tillgängliga uppgifter om *sikt djup* använts, på basis av information från 22 sjöar i Götaland, 7 sjöar i Svealand och bara en sjö i Norrland.

Problematiken kring *kvicksilverhalter i fisk och storlomsägg* har behandlats diskussionsmässigt och med referenser till tidigare rapporter om kvicksilverinnehållet i lomägg och insjöfisk.

Resultat

Resultaten kan sammanfattas, som följer:

- Procentandelen ungvullar med 2–3 stora ungar har minskat i hela landet under perioden 1994–2014 (Figur 1), vilket indikerar en försämrad överlevnad bland ungarna tills de blivit flygga.
- Det finns inga indikationer på att förekomsten av fisk har påtagligt förändrats i storlommens häckningsjöar i södra och mellersta Sverige, även om provfiskeresultaten antyder avsevärda förändringar i enstaka sjöar och bortsett från minskad av förekomst av mörtartad fisk i sjöar i Svealand (Tabell 1, Figur 2, detaljer i appendix B). Resultaten är likartade, vare sig man ser till de totala fångsterna eller enbart till småvuxen fisk (<22 cm).
- Både absorbans- och siktdjupsvärdena visar att ljusförhållandena har försämrats i storlomssjöarna i Götaland sedan mitten av 1990-talet, men att det inte har varit några liknande förändringar i Svealand och Norrland. Absorbansen har ökat signifikant och med i genomsnitt 16% i sjöarna i Götaland, medan den legat på samma nivå under hela 20-årsperioden 1994–2013 i Svealand och Norrland (Tabell 2, Figur 3, data för enskilda sjöar i appendix C). Siktdjupet visar en liknande tendens, en genomsnittlig minskning med 23% från 3,9 m till 3,0 m i Götaland sedan mitten av 1990-talet, medan det legat på kvar samma nivå, 3,5–3,6 m, i Svealand (Tabell 2, Figur 4, data för enskilda sjöar i appendix C).

Diskussion

Man kan alltså utgå från att den minskade andelen ungvullar med 2–3 stora ungar indikerar en försämrad överlevnad bland storlomsungarna. Att denna utveckling åtminstone inte hittills har resulterat i en minskad ungprouktion bedöms bero på att det är händelser under ruvningen, såsom predation och översvämmade bon efter stigande vattenstånd, som i första hand påverkar häckningsutfallet. Därför krävs det en ganska omfattande ökning av ungarnas dödlighet innan detta slår igenom i ett försämrat häckningsresultat. Men självfallet kan indikationerna på en minskad andel ungvullar med 2–3 ungar inte negligeras, för om trenden fortsätter kan naturligtvis också ungprouktionen påverkas på sikt. Vidare kanske försämringen indikerar en mer omfattande miljöstörning i flera av landets sjöar.

Det finns emellertid inga indikationer på att den minskade andelen ungvullar med 2–3 ungar kan direkt kopplas till förändringar i fiskförekomsten.

Speciellt bör man notera att förekomsten av abborre inte har förändrats (Tabell 1, Figur 2), mot bakgrund av att storlommens häckningsutfall i tidigare undersökningar har visat sig vara kopplad till förekomsten av abborre medan man inte har funnit några korrelationer mellan ungrproduktionen och förekomsten av övriga fiskarter. Det finns inte heller någon indikation på att förekomsten av gädda har förändrats sedan mitten av 1990-talet, så det är knappast troligt att predationstrycket från gädda på små och nykläckta ungar har förändrats.

Det är också tveksamt om förändrade ljusförhållanden har varit en huvudorsak. Försämrade ljusförhållanden har påvisats i häckningssjöarna i Götaland men inte längre norröver (Tabell 2, Figurerna 3 och 4), trots att andelen ungvikar med 2–3 ungar har minskat även i Svealand och i Norrland (Figur 1). Vad gäller Götaland kan försämrade ljusförhållanden möjligen ha förstärkt en påverkan på ungarnas överlevnad som primärt har orsakats av någon annan faktor.

Eftersom det inte finns några entydiga indikationer på att fiskförekomsten eller ändrade ljusförhållanden har påverkat andelen ungvikar med 2–3 ungar bör fokus riktas mot exponeringen för kvicksilver. Problematiken har uppmärksammats i åtskilliga undersökningar avseende bland annat svartnäbbad islom i Nordamerika. Vad gäller svenska förhållanden noterade man under 1980- och 1990-talen förhöjda halter i storlomsägg insamlade vid häckningssjöar som varit försurningspåverkade, men halterna bedömdes ligga under den nivå där man riskerar en påverkan på reproduktionen.

Eftersom abborren är storlommens viktigaste bytesfisk i många sjöar finns det anledning att se närmare på hur arten exponeras för kvicksilver i svenska sjöar. Abborrar upp till en storlek av ca 12 cm livnär sig i huvudsak av plankton medan fiskar större än 18 cm är "rovfiskar" som livnär sig på annan fisk. I en rapport publicerad av Institutionen för miljöanalys vid Sveriges Lantbruksuniversitet 2008 redovisade man bland annat att medianvärdet hos småvuxna och planktonätande abborrar insamlade i slutet av 1990-talet och början av 2000-talet var 0,14 mg/kg våtvikt, jämfört med 0,20 mg/kg våtvikt för abborrar i storleksintervallet 12–18 cm och 0,34 mg/kg våtvikt för mer storvuxen abborre. Detta ska ställas i relation till resultat från nordamerikanska undersökningar av svartnäbbad islom, där man bedömt att reproduktionen kan reduceras med ca 50% när bytesfisken har en kvicksilverhalt på 0,21 mg/kg våtvikt och att den totalt kan slås ut när bytesfisken når en kvicksilverbelastning av 0,41 mg/kg våtvikt. Med avseende på risk för be-

teendestörningar samt nedsatt eller utslagen reproduktion hos svartnäbbad islom har man i nordamerikanska studier föreslagit riktvärden på 0,1, 0,18 respektive 0,4 mg/kg våtvikt i bytesfisken. Även om tidstrenden vad gäller kvicksilverinnehållet i abborre är svår att bedöma är det ändå tydligt att storlommens exponering för kvicksilver i svenska sjöar under de senaste årtiondena har legat på en nivå där man inte kan utesluta reproduktionsstörningar. Självfallet tillåter inte den här studien några slutgiltiga bedömningar om just exponering för kvicksilver är en huvudorsak till den minskade andelen kullar med 2–3 ungar, men resultaten pekar på att kvicksilverpåverkan bör prioriteras för fortsatt forskning.

Kvicksilvret och dess effekter har uppmärksammats i miljöarbetet under mer än ett halvsekel. De första kvicksilverlarmen på 1960-talet var kopplade till användningen i bl.a. bekämpningsmedel, men i takt med att begränsningar genom förbud och regleringar har fått genomslag har uppmärksamheten under senare årtionden riktats mot depositionen av luftburet kvicksilver på mark och i vatten. Genom användningen av fossila bränslen tillförs atmosfären kvicksilver som kan transporteras över långa avstånd innan det tvättas ut genom nederbörd eller faller ned som torrdeposition. Över åren och årtiondena har det byggts upp en "pool" av deponerat kvicksilver, bundet till skogs- och torvmark samt sjösediment. Härifrån frigörs kvicksilver till yt- och grundvatten, och det blir därigenom tillgängligt för fisk och andra vattenlevande organismer, i huvudsak som fettlösligt och därmed biotillgängligt metylkvicksilver. Kvicksilvret kan alltså spåras till användning av fossila bränslen, men lokalt påverkas också urlakningen till yt- och grundvatten av markanvändningen och hur skogsbruket bedrivs, och effekterna kan variera lokalt på ett ganska svårförståeligt sätt.

Således påverkas kvicksilverinnehållet i fisk i en enskild sjö på ett ganska komplicerat sätt av vattenkemin såväl som markförhållanden och markanvändningen i tillrinningsområdet. I nordamerikanska undersökningar har man bedömt att risken för bioackumulering av metylrat kvicksilver är störst i näringsfattiga och lågproduktiva sjöar, med pH-värden under 6,0 i kombination med låg alkalinitet och höga halter av löst organiskt material. Inom Projekt LOM har vi bedömt att kanske 10% av landets häckningssjöar för storlom och mer än 30% av fiskesjöarna för smålom kan vara sårbara för exponering av kvicksilver som läckt ut från kringliggande skogs- och myrmarker och metylterats.

Vad göra? – ny kunskap och praktiska åtgärder

En slutsats från den här studien är att risker kopplade till exponering för kvicksilver bör ges en central plats i förvaltningen av landets insjöar med deras fisk- och fågelbestånd. Och det finns en hel del man kan göra, både vad gäller fortsatta undersökningar och praktiska insatser. Även den som inte upplever fågelskyddet som prioriterat bör ändå inse att den minskade andelen ungvullar med 2–3 ungar kanske indikerar en mer omfattande miljöstörning. I ett stort antal svenska insjöar har abborren idag så höga kvicksilverhalter att de överskrider EU:s direktiv om vattenkvalitetsnormer, och i vissa fall har den bedömts vara olämplig som människoföda. Det är både förvånande och oroande att vi idag inte uppmärksammar insjöfiskens kvalitet, både som fågel- och människoföda, på liknande sätt som i den kvicksilverdebatt vi hade på 1960- och 1970-talen.

Ett fortsatt arbete kan bland annat innehålla:

- Kompletterande insamling och analys av storlomsägg. Tyvärr saknas analysresultat från ägg insamlade efter 1997, så det finns inget underlag för att bedöma om halterna har förändrats under senare år.
- Komplettera miljöövervakningen med analyser av kvicksilverhalter i storlomsägg, baserad på en strikt kontrollerad insamling utförd på ett sätt så att inte häckningsutfallet påverkas. Då kan vi bättre belysa hur toppkonsumenter, storlom såväl som människa, exponeras av kvicksilver via intaget av insjöfisk. I nordamerikanska undersökningar har man visat att resultat baserad på rutinartad insamling och analys av ägg, fjädrar eller blodprover från svartnäbbad islom utgör goda indikatorer på både geografiska skillnader och tidsmässiga trender i tillgängligheten för metylerat kvicksilver för toppredatorer i sötvattensmiljöer. I Naturvårdsverkets nyligen publicerade översyn av nationell akvatisk miljöövervakning (Naturvårdsverkets rapport nr 6627) pekar man bland annat på vikten av fortsatta analyser av hur toppkonsumenter i sötvattensmiljöer exponeras för olika miljögifter.
- Fortsatta ansträngningar att begränsa förbränningen av fossila bränslen. Resultatet från nordamerikanska modelleringsstudier visar att även begränsningar av lokala och regionala utsläpp kan ge positiva effekter.
- Bättre förståelse om hur skogsbruk och annan markanvändning i tillrinningsområdena påver-

kar den enskilda sjön, så att man kan ta fram rekommendationer till markägare och skogsbrukare om hur markanvändningen kan anpassas, med syftet att minska negativ miljöpåverkan på sjöar och vattendrag. Berörda myndigheter bör överväga att ta fram instruktioner och allmänna råd på basis av den kunskap som redan finns.

Men även om de indicier vi har idag pekar på att kvicksilverexponeringen på häckningsplatserna måste studeras närmare ska man inte utesluta att lommarnas häckningsutfall också kan påverkas av exponering utanför häckningssjöarna och under flyttning eller övervintring. Exempelvis har man för smålommar häckande i Alaska kunnat relatera ett försämrat häckningsutfall och minskande populationsstorlek till exponering för PCB i marina övervintringsområden i sydöstra Asien. Men man att ställa frågan om eventuell exponering i häckningsområdena i motsats till vad fåglarna kan utsättas för under flyttning och övervintring är knappast meningsfullt – observerade reproduktionsstörningar kan vara en kombinerad effekt av exponering av olika ämnen, på skilda platser och under olika tider på året.

Tack

Studien har tagits fram 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 lomarnas häckningsresultat har samlats in genom ett omfattande ideellt arbete. Totalt har sedan starten 1994 över 400 personer medverkat under minst ett år, och under senare år har ungefär 140 personer deltagit. Informationen har kompletterats med avstämningar mot Artportalen, <https://www.artportalen.se/>. Över åren av ekonomiska bidrag bland annat erhållits från Alvins Fond och Världsnaturfonden-WWF.

Uppgifter om vattenkemiska förhållanden har i första hand hämtats från den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar och vattendrag via hemsidan för Institutionen för vatten och miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet (<http://info1.ma.slu.se/db.html>), och information om fiskbestånden i de undersökta sjöarna har erhållits via databasen för provfiske i sjöar (<http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen>).

Appendix A. Breeding lakes for Black-throated Diver included in the present study
Häckningssjöar för storlom som ingår i den föreliggande studien.

Lake <i>Sjö</i>	County <i>Län</i>	Coordinates, RT 90 national grid <i>Koordinater, RT 90</i>		Gill-net fishing <i>Provfiske</i> Appendix B	Absorbance <i>Absorbans</i> Appendix C	Transparency <i>Sikt djup</i> Appendix C
		X	Y			
Ivösjön	Skåne	621669	141629	X	X	X
Store Damm	Skåne	622349	135317	X	X	X
Lärkesholmssjön	Skåne	624178	134911	X		X
Immeln	Skåne	624180	141251	X	X	X
Värsjö	Skåne	624606	135677	X		X
Fedingesjön	Skåne	625371	135680		X	
Store Sjö	Halland, Skåne, Kronoberg	625762	135351	X	X	X
Örsjön / Göinge	Skåne, Kronoberg	626148	138684	X	X	
Getsjön	Kronoberg	626407	142157	X		X
Femlingen	Kronoberg	626855	141154		X	
Hultebräen	Kalmar	626971	149852	X		X
Torvsjön	Halland	628971	132894	X		
Bolmen	Kronoberg, Jönköping, Halland	629511	136866		X	
Stensjö / Madesjö	Kalmar	630748	150410	X		
Helgasjön	Kronoberg	630764	143570		X	
Knobesholmssjön	Halland	631164	131567	X	X	
Vidöstern	Kronoberg, Jönköping	631841	138229	X		
Hökasjön / Uppvidinge	Kronoberg	632741	148368	X	X	
Lången / Gällaryd	Jönköping	633118	140608		X	
Älvasjön / Sibbarp	Halland	633163	130461	X		
Skärsjön / Dagsås	Halland	633344	130068	X		X
Björkasjö / Svarträ	Halland	634338	130484	X		
Valasjön / Rolfstorp	Halland	633503	130204	X	X	X
Hurven	Jönköping	633911	134035	X	X	X
Stora Iglasjön	Jönköping	633919	135973	X		
Svarten	Halland	634039	130685	X		X
Hjärtaredssjön	Halland	634154	131102	X		
Stora Neten	Halland	634378	130353	X	X	X
Skällingesjön	Halland	634467	129859	X		
Norra Svansjön	Västra Götaland	634451	133674		X	
Barken	Halland	634751	130909	X		X
Sävsjön / Arnåholm	Jönköping	635030	135088	X		X
Fegen	Västra Götaland, Halland, Jönköping	635040	133900		X	
Skärsjön / Karl-Gustav	Halland	635198	130537	X		
Majsjön	Jönköping	635334	135239	X		X
Grysjön	Västra Götaland	636289	134951		X	
Linnesjön	Jönköping	636340	140067	X		
Grumlan	Jönköping	639394	145583	X		
Yttre Älvsjön	Västra Götaland	636452	134376		X	
Älgsjön / Öxabäck	Västra Götaland	636479	132039		X	
Stora Horredsjön	Västra Götaland, Halland	636512	129668	X	X	X
Stora Agnsjön	Västra Götaland	636557	129896	X	X	
Öxasjön	Västra Götaland	636696	131979		X	
Lövsjö(n) / Förlanda	Halland	636911	129516		X	
Södra Trollsjön	Jönköping	637156	137940	X		X
Kroksjön / Hestra	Jönköping	637189	136703	X		X
Fagerhultasjön	Jönköping	637469	147319	X	X	
Lagmanshagasjön	Västra Götaland	638014	136892	X		X
Mycklaffon	Jönköping	638146	146910		X	
Bärredsjön	Västra Götaland	638196	130695		X	
Nömmen	Jönköping	638280	144298	X		
Gissen	Kalmar	638315	150078		X	

Lake <i>Sjö</i>	County <i>Län</i>	Coordinates, RT 90 national grid <i>Koordinater, RT 90</i>		Gill-net fishing <i>Provfiske</i> Appendix B	Absorbance <i>Absorbans</i> Appendix C	Transparency <i>Sikt djup</i> Appendix C
		X	Y			
Skärvingen	Jönköping	638429	144330		X	
Fredriksdalasjön	Jönköping	638919	142813	X	X	X
Södra Vixen	Jönköping	639017	144472	X	X	X
Frisjön	Västra Götaland	639134	132882		X	
Västra Ingsjön	Västra Götaland	639243	128795		X	
Nässjasjön	Jönköping	639313	147403		X	
Storsjön / Viskafors	Jönköping	639330	132199		X	
Hunsnäsen	Jönköping	639412	145078		X	
Finnsjön	Västra Götaland	639565	128173		X	
Yxsjön	Västra Götaland	639716	128396		X	
Trehörningen / Komosse	Västra Götaland	639725	137271		X	
Viaredssjön	Västra Götaland	640086	131710		X	
Hornasjön	Västra Götaland	640473	129112		X	
Assjön	Jönköping	640923	145019		X	
Strängseredssjön	Västra Götaland	640979	137287		X	
Sandsjön / Härryda	Västra Götaland	640497	128906		X	
Stora Sturven	Västra Götaland	640619	129618		X	
Lilla Härsjön	Västra Götaland	640768	129380		X	
Tvärnsjön	Västra Götaland	640773	129726		X	
Vibosjön	Västra Götaland	640980	130033		X	
Uspen	Västra Götaland	641068	129720		X	
Västra Lägern	Östergötland, Jönköping	641225	145772		X	
Ömmern	Västra Götaland	641321	130445		X	
Sälsjön	Västra Götaland	641649	131981		X	
Brängen	Västra Götaland, Jönköping	641863	137912		X	
Grosken	Västra Götaland	642238	134651		X	
Mullsjön	Jönköping	642253	138588		X	
Säven	Västra Götaland	642608	132524		X	
Stråken	Jönköping	642933	138293		X	
Stora Öjasjön / Hökensås	Västra Götaland	643887	139802		X	
Åsunden	Östergötland	644635	149350	X		
Järnlunden	Östergötland	645406	149164		X	
Store-Våktor	Västra Götaland	645919	127873		X	
Viken	Västra Götaland	649553	142029		X	
Stora Holmevatten / Kynnefjäll	Västra Götaland	651960	126392		X	
Enaren	Södermanland	651974	159303		X	
Skottbackatjärn	Västra Götaland	653480	127241		X	
Likstammen	Södermanland	656531	158389		X	
Fjättersjön	Stockholm	653600	162119		X	
Sottern	Örebro	654370	148479		X	
Klämmingen	Södermanland	655187	158633		X	
Grindsjön	Stockholm	655284	161919		X	
Valsebotjärn	Västra Götaland	655651	127926		X	
Teen	Örebro	655681	143519		X	
Acksjön	Södermanland	655707	155934		X	
Lilla Ulvattnet	Västra Götaland	655830	127145		X	
Gravdalsjön	Västra Götaland	656749	127081		X	
Stensjön / Tyresta NP	Stockholm	656419	164404	X		X
Lycksjön	Stockholm	656550	163744		X	
Årsjön	Stockholm	656612	164132	X		X
Stora Grytsjön	Södermanland	656828	154713	X		X
Nåshultasjön	Södermanland	656853	152800		X	
Malmsjön	Stockholm	656946	159871		X	
Flaten	Stockholm	657143	163427	X		X
Bornsjön	Stockholm	657245	160890		X	

Lake <i>Sjö</i>	County <i>Län</i>	Coordinates, RT 90 national grid <i>Koordinater, RT 90</i>		Gill-net fishing <i>Provfiske</i> Appendix B	Absorbance <i>Absorbans</i> Appendix C	Transparency <i>Sikt djup</i> Appendix C
		X	Y			
Kullträsket	Stockholm	657424	165233		X	
Fiskmyran	Stockholm	657432	164889		X	
Kvarnsjön / Gustavsberg	Stockholm	658026	164732		X	
Aspviksträsket	Stockholm	658291	164891		X	
Stora Le	Västra Götaland, Värmland	658500	127455		X	
Träsksjön	Stockholm	658943	163638	X	X	
Kolsjön	Värmland	659895	131684		X	
Lejondalssjön	Stockholm	660523	160785		X	
Nedre Hurr	Värmland	660550	127332	X		X
Tärnan	Stockholm	660688	164478	X	X	X
Sirsjön / Älvestorp	Örebro	660919	142948		X	
Largen	Stockholm	661084	165433		X	
Gryten	Västmanland	661786	151195		X	
Vågsjön	Västmanland	661968	150929	X	X	X
Sör-Älgen	Örebro	662130	142921		X	
Saxen	Värmland, Örebro	662551	142470		X	
Ränken	Värmland	663277	130387		X	
Norr-Älgen	Örebro	663298	143149		X	
Virsbosjön	Västmanland	663636	151645		X	
Örlingen	Örebro	663823	142444		X	
Strandsjön	Uppsala	663926	157720		X	
Erken	Stockholm	664060	165948		X	
Ösmaren	Stockholm	664222	166844		X	
Hosjön	Uppsala	664693	163935		X	
Övra Hillen	Dalarna	667086	146907	X		
Storljusen	Västmanland	665508	153620		X	
Vällan	Uppsala	666036	164166		X	
Runn	Dalarna	670563	148814		X	
Holmsjön / Kappsjön	Dalarna	671301	138338	X	X	
Övre Valsan	Dalarna	672215	147386		X	
Öjaren	Gävleborg	672883	155647		X	
Siljan	Dalarna	673490	145597		X	
Rönnhällssjön- Nyckelhällssjön	Dalarna	673719	136419		X	
Tisjön	Dalarna	676158	129183		X	
Orsasjön	Dalarna	676753	142029		X	
Bodasjön	Gävleborg	684897	151862		X	
Annsjön	Gävleborg	688945	156402		X	
Öjen / Njurunda	Västernorrland	690199	158016		X	
Vågsfjärden	Västernorrland	698062	162600		X	
Solumsjön	Västernorrland	694401	161121		X	
Lövsjön / Gallsäter	Västernorrland	698203	161598		X	
Mellan-Kroksjön	Västernorrland	698404	157587		X	
Lill-Åkersjön	Västernorrland	699356	161439	X		X
Tavelsjön	Västerbotten	710401	171080		X	
Storavan	Norrbottnen	728786	160756		X	
Höträsket / Bergnäset	Norrbottnen	728862	179131		X	

Appendix B. Results from gill-net fishing (number of fish per catch effort), data for single lakes. The two values in the Fish surveys column refer to the number of surveys in 1994–2003 and 2004–2013, respectively.
Provyfiskeresultat (antal fiskar per nätmamsträngning), data för enskilda sjöar. De två värdena i kolumn Provyfiskeren avser antalet provyfiskeren åren 1994–2003 respektive 2004–2013.

Lake Sjö	Fish surveys Provyfiskeren	No. of nets Antal nät	All fish All fisk			Perch <i>Perca fluviatilis</i> Abborre			Cyprinid fish <i>Mörbärfisk</i>			Salmonid fish <i>Laxarartad fisk</i>			Pike <i>Esox lucius</i> Gädd					
			Total catch	Fish <22 cm	Fish <22 cm	Total catch	Fish <22 cm	Fish <22 cm	Total catch	Fish <22 cm	Fish <22 cm	Total catch	Fish <22 cm	Fish <22 cm	Total catch	Fish <22 cm				
			<i>Hela fångsten</i> 1994– 2003	<i>Hela fångsten</i> 2004– 2013	<i>Hela fångsten</i> 2003	<i>Hela fångsten</i> 1994– 2003	<i>Hela fångsten</i> 2003	<i>Hela fångsten</i> 1994– 2003	<i>Hela fångsten</i> 2003	<i>Hela fångsten</i> 1994– 2003	<i>Hela fångsten</i> 2003	<i>Hela fångsten</i> 1994– 2003	<i>Hela fångsten</i> 2003	<i>Hela fångsten</i> 1994– 2003	<i>Hela fångsten</i> 2003	<i>Hela fångsten</i> 1994– 2003	<i>Hela fångsten</i> 2003			
SOUTH SWEDEN GÖTLAND																				
Ivsjön	1+2	64	60.10	33.48	57.39	30.60	29.20	15.56	17.83	14.14	13.83	7.44	12.69	6.28	2.21	0.53	1.21	0.32	0.00	0.02
Stora Damm	2+1	16	42.13	36.20	38.00	30.25	14.76	15.38	11.06	9.61	27.25	20.63	26.94	20.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.19
Lärkesholmssjön	3+2	24	25.48	23.91	19.13	17.37	12.31	8.11	11.70	7.62	12.96	10.79	12.14	9.67	0.07	0.09	0.07	0.09	0.14	0.15
Inmeln	1+1	56	20.20	15.09	19.16	13.78	12.29	10.41	11.56	9.29	3.99	1.25	3.70	1.11	1.54	0.50	1.54	0.50	0.02	0.03
Varsjön	3+2	24	64.73	66.76	61.81	58.73	34.70	31.15	32.98	26.59	29.59	19.85	26.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.33
Stora Sjö	2+2	8, 16	54.50	38.08	53.66	36.80	22.47	19.88	22.25	19.26	29.50	15.45	29.19	15.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31	0.32
Örsjön	2+1	32	40.34	19.76	38.70	18.70	14.66	12.16	14.16	11.66	23.08	5.85	22.18	5.47	0.00	0.03	0.00	0.00	0.06	0.03
Gåsjön	2+1	16, 24	32.65	17.21	30.56	14.71	13.08	10.96	12.23	9.00	16.21	6.12	18.33	5.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.37	0.13
Hultebräven	3+1	32	24.82	20.10	22.65	19.16	11.98	9.69	10.46	9.25	7.18	9.22	6.81	8.75	2.48	0.22	2.32	0.22	0.16	0.06
Torvsjön	2+1	4	15.00	14.50	13.63	13.25	14.88	14.25	13.63	13.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.25
Stensjön / Madesjö	1+2	16	54.87	26.70	52.32	25.23	29.50	13.38	28.88	12.66	25.12	13.07	23.25	12.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.25
Knobesholmssjön	1+1	4	27.90	30.50	25.50	28.71	14.00	18.50	12.50	18.00	12.75	10.25	12.50	10.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	1.75
Vidöstern	1+1	57, 31	31.90	70.48	29.57	63.96	9.70	37.19	9.11	36.65	14.87	24.52	14.38	19.00	0.51	0.35	0.44	0.35	0.07	0.00
Hökasjön / Uppvirdinge	1+1	8, 16	36.14	57.94	31.76	51.09	16.38	21.19	15.13	16.53	19.13	36.50	16.13	34.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.63	0.25
Älvasjön / Sibbarp	1+1	8	39.63	31.75	37.75	30.50	31.88	21.75	31.50	21.25	7.50	9.75	6.25	9.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.25
Skårsjön / Dagsås	1+1	48, 40	30.97	39.00	24.18	34.35	20.98	11.38	16.23	9.08	7.53	9.88	5.58	8.69	1.13	11.06	1.08	9.93	0.04	0.03
Björkasjö / Svartå	2+1	32, 8	30.25	31.01	29.03	29.00	18.80	24.13	17.93	22.75	11.20	6.50	11.10	6.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	0.38
Valasjön / Rollstorp	2+1	34, 8	17.88	26.89	17.46	25.89	12.21	15.63	12.00	15.38	5.57	10.88	5.47	10.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.38
Hurven	2+2	38, 40	21.05	16.00	20.30	15.31	11.66	8.82	11.16	8.38	5.72	5.09	5.49	4.90	3.65	2.01	3.65	2.01	0.03	0.07
Stora Igåsjön	3+1	8, 4	21.63	21.50	21.13	18.84	21.25	16.76	21.00	16.64	0.13	4.71	0.00	2.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.04
Svarten	2+1	40, 8	16.73	24.51	14.34	22.63	16.44	16.50	14.21	16.00	0.13	7.51	0.07	5.65	0.00	0.25	0.00	0.00	0.17	0.25
Hjärtaredssjön	1+1	32	14.16	21.85	13.19	19.97	4.94	7.28	4.63	6.25	3.81	11.79	3.62	11.44	5.35	2.53	4.91	2.28	0.06	0.25
Stora Neten	2+1	56, 16	11.25	22.75	9.37	20.82	5.71	17.44	5.09	17.25	4.42	4.37	3.74	3.07	1.05	0.88	0.52	0.50	0.08	0.06
Skällingesjön	2+1	4	24.83	11.25	13.75	9.75	26.33	24.42	9.75	13.63	0.13	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.00
Barken	1+1	8	25.38	10.89	23.25	9.75	21.25	6.38	19.25	5.50	4.13	4.38	4.00	4.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00
Sävsjön / Armsholm	2+1	8	25.41	22.23	24.23	21.70	6.84	7.10	6.33	6.77	11.03	9.97	10.79	9.87	7.38	5.06	7.11	5.03	0.16	0.07
Skårsjön / Karl-Gustav	2+1	4, 8	30.13	39.50	28.31	37.38	24.69	20.50	23.44	18.75	5.07	18.75	4.81	18.63	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	0.25
Majsjön	1+1	48	16.12	16.09	15.45	15.37	5.75	6.08	5.67	6.04	6.25	8.45	5.86	7.85	3.81	1.31	3.77	1.81	0.08	0.02
Linniesjön	1+2	40	48.66	16.21	46.46	15.28	14.58	6.78	13.93	6.75	33.78	8.92	32.48	8.70	0.05	0.03	0.05	0.03	0.25	0.09
Gruntan	3+1	40	19.10	12.36	16.62	11.05	9.99	7.25	9.53	7.12	7.91	4.26	6.76	3.33	0.01	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00
Stora Horredsjön	2+1	48, 16	27.94	30.26	24.49	28.63	20.82	14.88	19.40	14.63	5.85	11.31	4.27	10.31	1.10	3.82	0.77	3.63	0.14	0.19

Stora Agnsjön	2+1	32, 8	22.34	26.01	22.85	25.01	18.51	21.63	18.01	21.13	5.73	4.25	4.83	3.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.13
Södra Trollsjön	2+1	6	17.67	36.00	16.01	34.00	10.50	7.67	8.92	5.67	7.17	28.33	7.09	28.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Kroksjön / Hestra	2+2	16, 8	40.19	27.95	39.63	27.57	25.97	20.63	25.63	20.44	14.07	7.26	14.00	7.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.08
Fagerhultsjön	2+1	24	31.17	28.38	28.73	26.72	24.00	13.42	22.37	21.88	5.94	3.92	5.19	3.88	1.17	0.96	1.17	0.96	0.06	0.07
Lagmanshagsjön	1+1	38, 40	19.30	20.44	18.12	17.14	6.45	14.65	6.19	13.16	4.74	3.23	4.45	2.40	7.45	1.10	7.45	1.10	0.05	0.03
Nömnen	1+1	15, 40	32.54	32.05	31.53	30.23	13.53	19.55	13.33	18.55	18.27	11.54	18.00	11.15	0.00	0.08	0.00	0.05	0.07	0.03
Fredriksdalasjön	2+1	24	26.44	36.66	24.23	33.58	16.02	12.83	15.13	12.29	9.38	23.50	8.48	21.17	0.88	0.08	0.59	0.04	0.13	0.04
Södra Vixen	1+1	40	33.36	36.42	30.46	34.53	14.15	20.00	11.75	18.63	19.08	16.13	18.71	15.76	0.00	0.08	0.00	0.08	0.13	0.18
Åsunden	2+1	24, 96, 128	58.57	46.03	55.73	42.78	21.96	23.03	19.95	21.66	16.16	9.13	15.61	8.15	2.12	2.70	2.11	2.68	0.07	0.10
SOUTH CENTRAL SWEDEN <i>SVEMÅLAND</i>																				
Stensjön / Tyresta nationalpark	10+10	24	37.58	29.45	32.47	28.62	7.65	8.28	6.61	7.52	26.05	16.58	22.05	16.57	1.21	0.73	1.21	0.73	0.08	0.08
Årsjön	3+10	8	21.51	24.48	19.63	23.50	20.46	23.54	18.62	22.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.04
Stora Grytsjön	1+1	8	34.38	44.51	32.76	41.26	12.50	33.88	11.38	31.50	18.75	7.50	18.25	6.63	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Flaten	5+8	24	59.66	56.70	53.22	54.19	23.72	26.51	20.20	25.27	34.89	29.75	32.06	28.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.04
Träsksjön	1+1	8, 4	75.56	75.50	54.19	68.25	0.00	39.25	0.00	36.25	75.76	36.75	75.58	32.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Nedre Hurr	1+1	24	21.42	15.66	19.24	13.21	14.88	9.08	13.87	7.25	4.75	4.04	3.87	3.59	0.00	1.50	0.00	1.50	0.29	0.21
Tärnan	3+2	24	47.53	43.20	46.51	41.99	17.60	17.54	17.01	17.17	27.24	22.86	29.96	22.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.21
Vågsjön	1+1	16, 40	19.07	14.52	18.06	12.13	9.25	9.65	8.81	8.58	3.44	1.88	3.06	0.56	2.38	1.18	2.38	1.18	0.03	0.00
Övra Hillen	1+1	10, 9	21.30	27.66	19.00	16.55	8.60	13.67	7.70	13.11	6.30	2.55	6.10	2.33	2.40	7.33	2.40	7.33	0.11	0.00
Holmsjön - Kappsjön	1+1	56	12.89	11.11	11.83	10.64	9.16	6.86	8.38	6.59	3.09	3.43	3.07	3.41	0.38	0.59	0.38	0.59	0.05	0.02
NORTH CENTRAL AND NORTH SWEDEN <i>NORRLAND</i>																				
Lill-Åkersjön	3+1	24, 4	12.13	24.00	8.65	23.25	7.00	10.25	4.36	9.75	3.29	12.50	3.28	12.50	0.38	0.25	0.38	0.25	0.10	0.00

Appendix C. Absorbance and Secchi disc transparency, primary data for single lakes (number of samples in parentheses)

Absorbans och siktdjup, primärdata för enskilda sjöar (antal provtagningar inom parentes).

Lake <i>Sjö</i>	Mean absorbance, $f_{420/5}$ <i>Absorbans, $f_{420/5}$ medelvärde</i>		Mean Secchi disc transparency <i>Siktdjup (medelvärde) m</i>	
	1994–2003	2004–2013	1994–2003	2004–2013
SOUTH SWEDEN <i>GÖTALAND</i>				
Ivösjön	0.059 (2)	0.054 (2)	4.5 (1)	4.0 (1)
Store Damm	0.173 (1)	0.301 (2)	1.5 (2)	0.9 (1)
Lärkesholmssjön	–	–	1.7 (3)	1.8 (1)
Immeln	0.107 (1)	0.160 (2)	3.9 (1)	2.9 (1)
Rössjön	0.077 (2)	0.100 (2)	–	–
Värsjö	0.040 (1)	0.085 (2)	2.9 (3)	3.6 (1)
Fedingsjön	0.316 (2)	0.335 (2)	–	–
Store sjö	0.208 (1)	0.698 (3)	1.7 (2)	1.2 (2)
Örsjön / Göinge	0.159 (2)	0.253 (2)	–	–
Getsjön	–	–	2.7 (1)	2.8 (1)
Femlingen	0.236 (2)	0.124 (1)	–	–
Hultebräen	–	–	4.3 (3)	4.8 (1)
Åsnen	0.133 (2)	0.103 (1)	–	–
Bolmen	0.116 (2)	0.254 (1)	–	–
Helgasjön	0.085 (2)	0.106 (1)	–	–
Knobesholmssjön	0.059 (1)	0.228 (2)	–	–
Hökasjön	0.114 (2)	0.197 (1)	–	–
Lången / Gällaryd	0.203 (2)	0.233 (3)	–	–
Skärsjön / Dagsås	–	–	8.5 (1)	5.2 (1)
Valasjön / Rolfstorp	0.055 (2)	0.043 (2)	6.5 (2)	4.6 (1)
Hurven	0.123 (2)	0.158 (2)	2.8 (2)	2.6 (1)
Svarten	–	–	6.3 (2)	3.6 (1)
Stora Neten	0.037 (2)	0.030 (1)	10.5 (1)	6.8 (1)
Norra Svansjön	0.109 (2)	0.124 (1)	–	–
Barken	–	–	3.2 (1)	2.6 (1)
Sävsjön / Arnåsholm	–	–	3.5 (1)	2.8 (1)
Fegen	0.155(2)	0.138 (1)	–	–
Majsjön	–	–	2.9 (1)	2.2 (1)
Grysjön	0.380 (2)	0.400 (1)	–	–
Yttre Älvsjön	0.200 (1)	0.220 (1)	–	–
Älgsjön / Öxabäck	0.060 (2)	0.050 (1)	–	–
Stora Horredsjön	0.059 (2)	0.018 (1)	6.6 (2)	4.7 (1)
Stora Agnsjön	0.102 (2)	0.114 (1)	–	–
Öxasjön	0.170 (2)	0.200 (1)	–	–
Lövsjö(n) / Förlanda	0.036 (2)	0.077 (2)	–	–
Södra Trollsjön	–	–	2.0 (2)	1.5 (1)
Kroksjön / Hestra	–	–	1.8 (2)	1.2 (2)
Fagerhultasjön	0.171 (1)	0.055 (2)	–	–
Lagmanshagasjön	–	–	1.5 (1)	2.0 (1)
Mycklaflon	0.066 (2)	0.027 (1)	–	–
Bärredsjön	0.210 (2)	0.201 (3)	–	–
Gissen	0.051 (2)	0.051 (2)	–	–
Skärvingen	0.047 (2)	0.059 (4)	–	–
Fredriksdalasjön	0.149 (2)	0.133 (1)	2.3 (2)	2.0 (1)
Södra Vixen	0.037 (2)	0.033 (3)	4.9 (1)	3.1 (1)
Frisjön	0.165 (2)	0.200 (2)	–	–

Lake Sjö	Mean absorbance, $f_{420/5}$ <i>Absorbans, $f_{420/5}$ medelvärde</i>		Mean Secchi disc transparency <i>Sikt djup (medelvärde) m</i>	
	1994–2003	2004–2013	1994–2003	2004–2013
Västra Ingsjön	0.127 (2)	0.153 (1)	–	–
Nässjasjön	0.282 (2)	0.342 (3)	–	–
Storsjön / Viskafors	0.148 (2)	0.196 (1)	–	–
Hunsnäsen	0.201 (2)	0.204 (2)	–	–
Finnsjön	0.115 (2)	0.120 (2)	–	–
Yxsjön / Benareby	0.106 (2)	0.108 (1)	–	–
Trehörningen / Komosse	0.161 (2)	0.144 (1)	–	–
Viaredssjön	0.122 (2)	0.126 (1)	–	–
Hornasjön	0.180 (1)	0.039 (2)	–	–
Sandsjön / Härryda	0.085 (2)	0.090 (1)	–	–
Stora Sturven	0.108 (2)	0.040 (3)	–	–
Lilla Härsjön	0.079 (2)	0.094 (3)	–	–
Tvärsjön	0.038 (2)	0.079 (2)	–	–
Assjön	0.034 (2)	0.043 (3)	–	–
Strängsredssjön	0.245 (2)	0.267 (3)	–	–
Vibosjön	0.115 (2)	0.110 (1)	–	–
Uspen	0.065 (2)	0.060 (1)	–	–
Västra Lägeren	0.060 (2)	0.092 (3)	–	–
Ömmern	0.047 (1)	0.111 (2)	–	–
Sälsjön	0.096 (2)	0.134 (1)	–	–
Brängen	0.145 (2)	0.146 (3)	–	–
Grosken	0.141 (2)	0.123 (1)	–	–
Mullsjön	0.066 (2)	0.076 (3)	–	–
Säven	0.160 (2)	0.228 (1)	–	–
Stråken	0.094 (2)	0.138 (3)	–	–
Stora Öjasjön (Hökensås)	0.067 (2)	0.078 (3)	–	–
Järnlunden	0.057 (1)	0.056 (1)	–	–
Store–Väktor	0.120 (2)	0.134 (1)	–	–
Viken	0.086 (2)	0.099 (2)	–	–
Stora Holmevatten / Kynnefjäll	0.090 (1)	0.102 (2)	–	–
Skottbackatjärn	0.075 (2)	0.060 (1)	–	–
Valsebotjärn	0.105 (2)	0.140 (1)	–	–
Lilla Ulvattnet	0.190 (2)	0.090 (1)	–	–
Gravdalsjön	0.039 (2)	0.019 (2)	–	–
Stora Le	0.048 (2)	0.050 (1)	–	–
SOUTH CENTRAL SWEDEN <i>SVEALAND</i>				
Enaren	0.160 (2)	0.160 (2)	–	–
Likstammen	0.033 (2)	0.053 (1)	–	–
Fjättersjön	0.068 (2)	0.042 (1)	–	–
Sottern	0.092 (2)	0.053 (1)	–	–
Klämningen	0.050 (2)	0.041 (2)	–	–
Grindsjön	0.023 (2)	0.025 (1)	–	–
Teen	0.265 (2)	0.209 (2)	–	–
Acksjön (Axsjön)	0.146 (2)	0.122 (3)	–	–
Stensjön / Tyresta nationalpark	–	–	3.9 (10)	3.8 (7)
Lycksjön	0.155 (2)	0.204 (1)	–	–
Årsjön	–	–	3.5 (3)	3.6 (8)
Stora Grytsjön	–	–	1.1 (1)	1.3 (1)
Näshultasjön	0.111 (2)	0.097 (2)	–	–

Lake <i>Sjö</i>	Mean absorbance, $f_{420/5}$ <i>Absorbans, $f_{420/5}$ medelvärde</i>		Mean Secchi disc transparency <i>Siktdjup (medelvärde) m</i>	
	1994–2003	2004–2013	1994–2003	2004–2013
Malmsjön	0.061 (2)	0.052 (2)	–	–
Flaten	–	–	5.4 (5)	6.0 (7)
Bornsjön	0.028 (2)	0.019 (1)	–	–
Kullträsket	0.094 (2)	0.133 (1)	–	–
Fiskmyran	0.146 (2)	0.216 (1)	–	–
Kvarnsjön / Gustavsberg	0.062 (1)	0.042(1)	–	–
Aspviksträsket	0.060 (2)	0.064 (1)	–	–
Träsksjön	0.059 (1)	0.068 (2)	–	–
Kolsjön	0.067 (1)	0.062 (1)	–	–
Lejondalssjön	0.037 (2)	0.022 (1)	–	–
Nedre Hurr	–	–	2.7 (1)	3.4 (1)
Tärnan	0.067 (1)	0.071 (2)	3.7 (3)	2.8 (2)
Sirsjön / Älvestorp	0.039 (2)	0.041 (2)	–	–
Largen	0.028 (2)	0.021 (1)	–	–
Gryten	0.126 (1)	0.088 (1)	–	–
Vågsjön	0.091 (2)	0.093 (1)	4.0 (1)	4.5 (1)
Sör-Älgen	0.095 (2)	0.092 (2)	–	–
Saxen	0.066 (2)	0.070 (2)	–	–
Ränken	0.069 (2)	0.117 (3)	–	–
Norr-Älgen	0.124 (2)	0.160 (2)	–	–
Virsbosjön	0.051 (1)	0.078 (1)	–	–
Örlingen	0.213 (2)	0.188 (2)	–	–
Strandsjön	0.116 (1)	0.168 (2)	–	–
Erken	0.035 (2)	0.036 (2)	–	–
Ösmaren	0.096 (2)	0.054 (1)	–	–
Hosjön	0.060 (2)	0.053 (1)	–	–
Storljusen	0.056 (2)	0.063 (3)	–	–
Vällen	0.112 (2)	0.112 (2)	–	–
Runn	0.076 (2)	0.073 (2)	–	–
Holmsjön / Kappsjön	0.204 (1)	0.162 (1)	–	–
Övre Valsan	0.077 (2)	0.067 (2)	–	–
Siljan	0.083 (2)	0.147 (1)	–	–
Rönnhällsjön–Nyckelhällsjön	0.176 (1)	0.113 (2)	–	–
Tisjön	0.089 (2)	0.080 (1)	–	–
Orsajön	0.132 (2)	0.136 (2)	–	–
NORTH CENTRAL AND NORTH SWEDEN NORRLAND				
Öjaren	0.131 (2)	0.137 (3)	–	–
Bodasjön	0.126 (2)	0.081 (1)	–	–
Annsjön	0.157 (2)	0.219 (1)	–	–
Öjen	0.101 (2)	0.153 (1)	–	–
Solumsjön	0.200 (2)	0.089 (3)	–	–
Vågsfjärden	0.043 (2)	0.040 (2)	–	–
Lövsjön / Gallsäter	0.117 (2)	0.121 (1)	–	–
Mellan–Kroksjön	0.183 (2)	0.270 (3)	–	–
Lill–Åkersjön	–	–	4.2 (3)	3.5 (1)
Tavelsjön	0.026 (1)	0.031 (1)	–	–
Storavan	0.013 (2)	0.024 (2)	–	–
Höträsket / Bergnäset	0.044 (1)	0.036 (1)	–	–

Numbers of Taiga Bean Geese *Anser f. fabalis* utilizing the western and central flyways through Sweden during springtime 2007–2015

Antalet tajgasädgäss Anser f. fabalis som nyttjade den västra och centrala flyttvägen genom Sverige våren 2007–2015

ULF SKYLLBERG

Abstract

Bean Geese *Anser fabalis* were counted at all known spring staging sites in south-central Sweden within the time window when geese migrating along the western and central flyways had left their wintering grounds in Denmark and southernmost Sweden, but before they had crossed the Bothnian Bay to Finland. Reliable counts were obtained for seven years 2007–2015: 57 000 in 2007, 55 500 in 2008, 49 300 in 2009, 46 900 in 2011, 47 400 in 2012, 53 900 in 2014, and 60 200 in 2015. The increase between 2011 and 2015 was significant and may be related to recently decreased hunting pressure in Finland. Subtraction of an estimated 4000 Tundra Bean

Geese *Anser f. rossicus* and addition of two small populations of Taiga Bean Geese *Anser f. fabalis* wintering in the UK and in NW Jutland that were likely missed in the counts, yielded a total estimate of 44 200–57 500 Taiga Bean Geese utilizing the western and central flyways. Based on these counts, combined with data on geese wintering east of the Baltic Sea, I estimate the world population to 68 000 Taiga Bean Geese in 2015.

Ulf Skyllberg, Brännvägen 38, SE-90788 Umeå, Sweden; e-mail: ulf.skyllberg@sek.slu.se

Received 26 February 2015, Accepted 28 October 2015, Editor: R. Eklom

Introduction

The Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* breeds in the taiga zone from Scandinavia to central Russia. The most recent world population estimate reported in the literature (Fox et al., 2010) is 63 000 individuals. This estimate was stated to be based on mid-winter counts, but no data were reported. Two years later, in 2012, Wetlands International reported a world population of only 40 000–45 000 individuals (<http://wpe.wetlands.org>), but without providing any published results supporting this estimate. Because the global population of the Taiga Bean Goose is small and believed to have been declining since the 1990s, when it was estimated to comprise 90 000–110 000 individuals (Nilsson et al. 1999), AEWA (Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds, <http://www.unep-aewa.org>) recently upgraded the subspecies from a Column B, category 1 to a Column A, category 3c population. As a consequence, AEWA in 2013 launched an action plan for the Taiga Bean Goose to quantify and take measures to counteract the population decline. At top of the AEWA agenda for monitoring actions is the need to provide improved estimates of the size of the global population, as well as of sub-popula-

tions of the Taiga Bean Goose.

In recent decades, the main wintering area of the Taiga Bean Goose has been southernmost Sweden and Denmark (Nilsson et al. 1999, Nilsson 2013). It is well-established from observations of colour-marked individuals that Bean Geese breeding in Finland migrate along the central flyway (Figure 1) through south-central Sweden in spring and autumn (Nilsson & Pirkola 1991, 1999, Pessa et al. 2004, Nilsson 2011). Birds using the western flyway along the Bothnian Bay (Figure 1), linking staging sites in south-central and northern Sweden (Skyllberg et al. 2008, 2009), breed in northernmost Scandinavia and NW Finnish Lapland, as corroborated by data from colour-marking and satellite tracking (Nilsson et al. 2010). Recent satellite and colour-marking schemes further demonstrate that a group of up to 400 Taiga Bean Geese wintering in Scotland migrates via Denmark, southern Norway and south-west Sweden to their breeding grounds in the county of Dalarna in Sweden (<http://scotlandsbeangeese.wikispaces.com>). Finally there are two seemingly distinct groups of Taiga Bean Geese wintering in northern Jutland. One group comprising approximately 1 200 birds (Nordjyllands

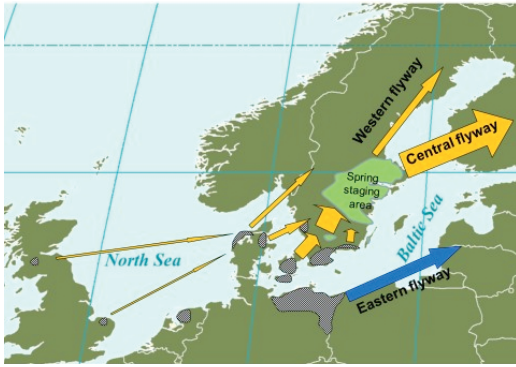


Figure 1. Wintering grounds (grey hatched), flyways (arrows) and the spring staging area in south-central Sweden (light green) where the counts reported in this study were conducted.

Övervintringsområden (gråstreckade), flyttvägar (pilar) och vårrastområdet i centrala delar av södra Sverige (ljus grönt) där räkningarna från denna studie utfördes.

Fugle 2013, 2014) winters in NW Jutland, and is indicated to breed mainly in west-central Sweden and across the border into Norway (Parslow-Otsu 1991, J. E. Østnes, pers. comm.). Another group of approximately 1500 birds winters in NE Jutland (Nordjyllands Fugle 2013, 2014) and recent marking reveals that it migrates along the western flyway through Sweden to breeding grounds in northernmost Fennoscandia (O. Therkildsen, pers. comm.).

Taiga Bean Goose counts of the longest standing (1977–2011) are autumn (October and November) and mid-winter (January) counts conducted in Sweden (Nilsson 2013). There is substantial among-year variability in these records, as demonstrated by the five-year average of the October counts in Sweden: 52 300, 46 400 and 61 500 in the periods of 1997–2001, 2002–2006 and 2007–2011, respectively (Nilsson 2013). The variation may partly be due to fluctuations in the size of the population, but other factors may also be involved. The counts are restricted to only one country (Sweden) and the dates for the counts are set in advance. Depending on the weather conditions and timing of migration, a variable proportion of the population may either not have reached Sweden (during October counts), or many geese may already have left the country during cold spells (during November and January counts). Another factor to consider when evaluating autumn counts is the effect of wind drift during southbound migration. Because mass-migration of Bean Geese during autumn regularly takes place in connection with the passage of cold front systems

and strong tailwinds, small variations in wind direction between the NE and NW sectors may result in shifts of the migration routes of the Taiga, as well as of the Tundra Bean Goose *Anser f. rossicus*, in east-west direction. In particular the influx to Sweden of Tundra Bean Geese belonging to the large (>600 000, Fox et al. 2010) population that normally migrate east of the Baltic Sea, may vary considerably among years. The inclusion of Tundra Bean Geese in the Swedish autumn counts of Bean Geese has recently been recognized as a source of variability among years, especially in October (Kampe-Persson 2011, Heinicke & de Jong 2013).

There are several arguments for spring counts in south-central Sweden to represent more robust estimates of Taiga Bean Goose populations migrating west of the Baltic Sea than autumn counts. The most important advantage is that the vast majority of the Taiga Bean Geese wintering in southernmost Sweden and Denmark, and following the western and central flyways to their breeding grounds, during a short time-window (lasting for about one to several weeks, depending on weather conditions) are concentrated to a restricted geographical area in south-central Sweden.

Following the methodology outlined in Skjallberg and Tjernberg (2008), systematic spring counts were conducted covering 44 major and a number of minor sites during the period 2007–2015. Two of these years (2010 and 2013) did not provide good enough conditions for a reliable count. Here data for the counts in the years 2007, 2008, 2009, 2011, 2012, 2014 and 2015 are reported. After correction for the inclusion of an estimated number of Tundra Bean Geese, and for the relatively few birds remaining at their wintering grounds in Sweden and Denmark and birds already reaching Norway and Finland, the reported counts are suggested to provide a robust estimate of the population(-s) of Taiga Bean Geese utilizing the western and central flyways through Sweden.

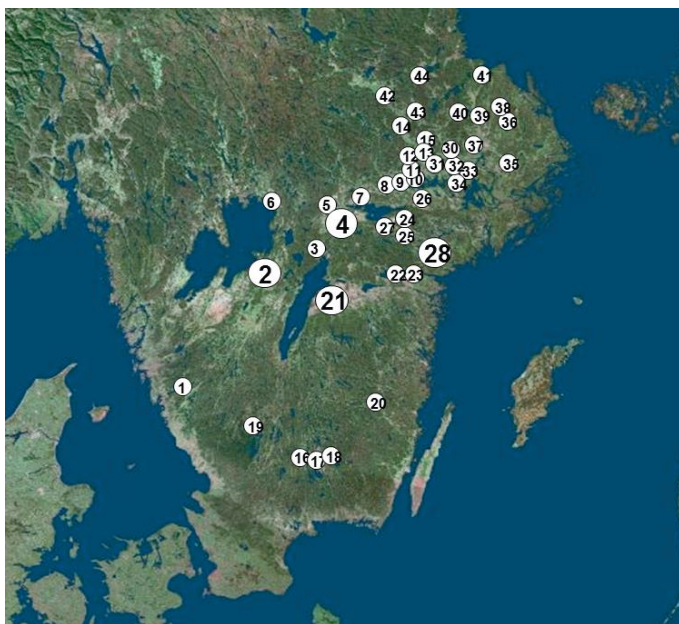
Materials and methods

Staging sites and counts

Bean Geese were counted at 44 major staging sites (Figure 2) during spring 2007–2015. At 42 of the sites Bean Geese were counted at feeding grounds, and at two sites (No. 2, Östen and No. 21, Tåkern) the geese were counted in early morning during their flight from night roosts to the feeding grounds. Counts at sites Östen and Tåkern have a

Figure 2. The 44 staging sites at which spring counts were conducted. In Appendix 1 the name of the sites and the number of Bean Geese counted are listed for each year. The larger symbols of No. 2 (Lake Östen), No. 4 (Lake Kvismaren), No. 21 (Lake Tåkern) and No. 28 (Skåraområdet) indicate counts of more than 2 000 geese at least six of the seven years.

De 44 rastplaster där vårräkningar utfördes. I Appendix 1 återfinns namnen på platserna och antalet sädgäss som räknades varje år. Större symboler för nr. 2 (Östen), nr. 4 (Kvismaren), nr. 21 (Tåkern) och nr. 28 (Skåraområdet) indikerar räkningar överskridande 2 000 gäss åtminstone sex av de sju åren.



history of several decades and were conducted on weekend days involving tens of people to cover the complete flight of geese from several roost sites in these lakes. Each site had one appointed coordinator, who was in charge of and summarized the counts conducted by several counters. At most of the sites the same persons were acting as coordinators and counters all seven years. At sites hosting less than 500–1000 geese, counts were commonly conducted by only one person with many years of experience of counting Bean Geese at that particular site. In addition to the 44 major sites, there were a number of sites normally hosting between ~20 and 200 geese that were summarized for each county. Like the major sites, these sites were all well-known for decades to host staging Bean Geese but in small and highly variable numbers among years. At maximum, these small staging sites summed up by county contributed 8% of the total count (2012) but most years less than 5% (Appendix 1). The site fidelity of Bean Geese is well-known and during the nine years period of this study maximum five sites hosting more than 50 Bean Geese, at which there were no historic records of the species, were identified. Thus, the error related to Bean Geese overlooked at historically non-recognized sites is considered very small and negligible in relation to other uncertainties in the counts.

To get a reliable estimate of the complete western and central flyway populations, all sites were

counted during a limited time window when the Bean Geese had left their wintering grounds in Denmark and Sweden, but before they had left Sweden for Finland. To ensure this was the case, personal contacts at wintering grounds in Jutland and the UK and at spring staging sites in Finland were complemented by observations made by numerous ornithologists and reported at the web-based bird observation systems of the Nordic countries: Denmark (www.dofbasen.dk), Norway (www.artsobservasjoner.no/fugle), Sweden (www.artportalen.se) and Finland (www.tiira.fi). In Figure 3 data from the county of Skåne (wintering ground), Uppland (staging sites in the northern part of the area in Figure 2) and Finland are illustrated for the year 2015. When the count was conducted (6–7 March) only 80 Bean Geese remained in Skåne and the first 300 had reached SW Finland (in the area of Pori where the first sightings are made every year of birds taking the leap over the Bothnian Bay from Sweden). Note that the number given for Skåne (and Denmark) represents the maximum number of Bean Geese (corrected for multiple reports of the same geese) reported at or after the count date in spring. This is to ensure that possible overlooked groups of birds still lingering at wintering sites were included in the spring count. Similarly, data from Finland and Norway always involved the maximum count (corrected for multiple reports of the same birds) at or prior to the count date. Data

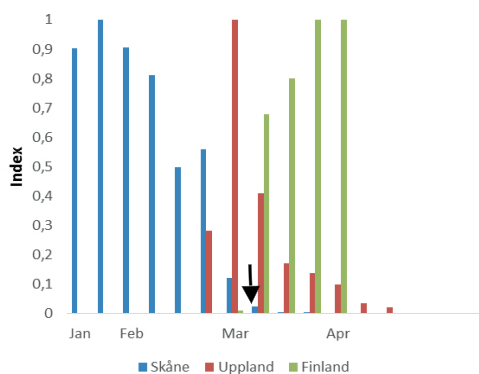


Figure 3. Weekly reports of Bean Geese in 2015 from the counties of Skåne (wintering grounds in south Sweden) and Uppland (spring staging sites), taken from the Swedish Species Observation System (www.artportalen.se), and from the Finnish Bird Observation System (www.tiira.fi). For Skåne and Uppland observations from the third week of January to the fourth week of April are included and for Finland from the third week of January to the first week of April. For simplicity all reported observations were summed (and thus not corrected for double-counts) for 7-day periods and then divided by the largest sum of any of the weeks to yield an index from 0 to 1. The coordinated count at Swedish staging sites was conducted 6-7 March (black arrow) when all but 80 Bean Geese had left Skåne and 300 had reached Finland (Table 1).

Veckorapporter för sädgäss 2015 från Skåne och Uppland, tagna från rapportsystemet Artportalen, samt från Finland från det finska rapportsystemet. För Skåne och Uppland inkluderas rapporter från sista veckan av januari till fjärde veckan av april och för Finland från tredje veckan av januari till första veckan av April. Rapporterna är summerade (utan korrigering för dubbelräkningar) i 7-dagars perioder och sedan dividerade med den högsta veckosumman för att ge ett index mellan 0 och 1. Den koordinerade räkningen utfördes 6-7 mars (svart pil) då samtliga förutom 80 sädgäss hade lämnat Skåne och 300 hade nått Finland (Tabell 1).

Given for Denmark in Table 1 represents the sum of Bean Geese observed in mainly NW Jutland and Bean Geese reported from Norway were observed in the southernmost part of the country.

In order to avoid overlooking birds in active migrating between sites and to avoid double-counting of geese at multiple sites, it was important to select dates for counting when the turnover of geese at staging sites was at a minimum. This was achieved by selecting a period for the count with unfavourable weather conditions for active migration. The size of the spring staging area in south-central Sweden (Figure 1) is small enough to be affected by the same weather system, with some time delay in wind directions and precipitation, which are

the two most important weather factors controlling migration. The timing of weather systems creating SW tail-wind conditions ahead of incoming low-pressure systems from the Atlantic Ocean at intervals of approximately 4–7 days in principal dictates the maximum pace of migration waves of birds in spring. It is known from observations along the western flyway of neck-banded geese and by daily counts and information based on the fidelity of typical flocks of geese using a particular area, that the average length-of-stay is typically around 7–10 days, but occasionally up to two weeks or more (e.g. Skyllberg et al. 2013). Further, Bean Geese migrating along the western flyway typically utilize the westernmost staging sites (mainly No. 2 Östen and No. 4 Kvismaren) in south-central Sweden and stay longer at these sites than geese migrating along the central flyway. This is related to the earlier snowmelt at sites situated along the coast in SW Finland, as compared to the corresponding sites in E central Sweden. Because of this the central flyway to Finland is activated on average 7–10 days prior to the western flyway north of the flyway divide in the counties of Västmanland and Uppland (Figure 1; Skyllberg et al. 2009). Some marked geese are known to combine a stop in the southern range with another stop at a site in the northern part of the staging area in Figure 1, while other individuals only use one major spring stop in south-central Sweden any given year.

Based on the above information, a strategy was adopted where counts were conducted under unfavourable wind conditions, at least two and maximum four days after a significant migration event, when the geese were destined to stay and feed. The methodology obviously demands a large flexibility when to make the count. To ensure this, close contact was kept between the author and all coordinators, typically every second day to be able to decide when to conduct the count. The absence of active migration of Bean Geese (as well as other daytime migrating large birds like geese, swans and cranes) was verified by observations reported on the Swedish Internet-based Species Observation system (www.artportalen.se). This system is highly utilized by ornithologists and for the purpose of identifying days with and without bird migration during early springtime, when many ornithologists are active, this method can be considered highly reliable. All years the majority of sites were counted the same day, in the morning. However, because some sites could not be covered that day, the total time period for the counts varied between two days (2014 and 2015) and five days (2007). As a gen-

eral rule to avoid double counts, if no data were available at the major day of counting, dates of counts at sites in the southern range of the staging area (most often site No. 2 Östen and site No. 21 Tåkern, which both were limited to counts during weekends) were always later in time than counts at sites further north. In the years 2010 and 2013 the weather conditions resulted in a very late but rapid snow-melt. This caused a smearing out effect with substantial numbers of Bean Geese remaining at the wintering grounds in Denmark and Sweden, at the same time as substantial numbers already reached the spring staging sites in Finland. Consequently, no reliable counts could be reported for these two years.

Statistical errors and testing

To be able to make a statistical comparison of counts among years, the total error (standard deviation, σ_{Total}) of the counts in Sweden was propagated from estimates of major uncertainties by equation (1). Errors (σ) were expressed as fractions (i.e. 0.15 for $\pm 15\%$ error) and coefficients a - d denote the weighing of each error term by the actual numbers counted each year.

$$\sigma_{\text{Total}}^2 = \text{square-root}(a^2\sigma_{\text{Tåkern, Östen}}^2 + b^2\sigma_{\text{Other_sites}}^2 + c^2\sigma_{\text{Tundra_bean_goose}}^2 + d^2\sigma_{\text{Double_counts}}^2) \quad (1)$$

The error of the morning flight counts at Tåkern and Östen, caused by incorrect assignment to species (possible inclusion of Greylag Goose and to a smaller extent Greater White-fronted Goose) and difficulty of locating and quantifying flying birds, is estimated to $\pm 15\%$ at each of these two sites. At all other sites geese were counted at feeding grounds. The counting error at these sites is estimated at $\pm 3\%$. Because of closer observation distances of stationary flocks that could be more easily counted, the uncertainty is expected to be much lower than for morning flight counts. At many sites relatively stable numbers were obtained 4-5 days around the count date and typically a site was counted several days to improve the precision of the estimate. It can also be expected that possible systematic errors (over- or underestimates) related to personal differences among counters, partly would cancel out when counts for all sites are summed up. The expected variability in counts among years caused by variability in the number of Tundra Bean Geese was accounted for by adding an estimated average number of this sub-species and an error term of \pm

20%. Finally an estimated error due overestimates by double-counting of birds at multiple sites and underestimates by overlooking Bean Geese at unknown feeding grounds or staging sites is included. These two latter errors are expected to partly cancel out and therefore the sum of them ($\sigma_{\text{Double count}}^2$) is expected to be small on a relative scale ($\pm 5\%$).

A statistical (Chi-square) test was performed to demonstrate if the variations in counts among years simply were due to uncertainties in the counts or if there were any significant changes in the number of geese during the study period. Let $Y_i(t)$ represent the number of birds counted at a specific site (i) and year (t). The total sum of counts $S(t)$ is then calculated as $S(t) = Y_1(t) + \dots + Y_N(t)$. The number (N) of sites is regarded to be large enough and independent of each other for the sum $S(t)$ to be approximately normally distributed, according to the Central limit theorem. This means that also the quotient $(S(t) - \mu(t)) / \sigma(t)$ is approximately normally distributed $N(0,1)$, where $\mu(t)$ is the expected number of birds at year t and $\sigma(t)$ the standard deviation for the total count the same year. If quotients determined for different years t_1, t_2, \dots, t_M are independent of each other the sum (2):

$$\sum_{i=1}^M \left(\frac{S(t_i) - \mu(t_i)}{\sigma(t_i)} \right)^2$$

is Chi-square (χ^2) distributed with M degrees of freedom. When tested for possible differences among years the expected count $\mu(t)$ was set to the average count for the seven years of this study. *Post hoc* pairwise comparisons of the quotient $(S(t) - \mu(t)) / \sigma(t)$ between years were then performed with count averages of 2007–2008, 2009–2012 and 2014–2015 set to represent expected numbers of birds for individual years belonging to each of the three time intervals, using a Bonferroni correction to avoid committing a Type I error. Two quotients differing more than $\sqrt{2}/2.33 = 3.3$ are considered significantly different ($p < 0.05$), Samuels et al. 2014.

Results and discussion

Total counts of the western and central flyway populations of Bean Geese

In Table 1 counts of Swedish staging areas, as well as staging areas in Finland and Norway and geese remaining at wintering sites in Denmark and

Table 1. Counted Bean Geese *Anser fabalis* at spring staging sites in Sweden and data reported from Finland, Norway and wintering sites in Sweden (Skåne) and Denmark taken from national web-sites for bird reporting. *Antal räknade sädgäss Anser fabalis på vårrastlokaler i Sverige samt data från Finland, Norge och övervintningsplatser i Sverige (Skåne) och Danmark från nationella web-baserade rapportsystem.*

Year År	2007	2008	2009	2011	2012	2014	2015
Date Datum	17–21.3	3–10.3	20–22.3	25–27.3	16–18.3	7–8.3	6–7.3
<i>Staging sites</i>							
<i>Rastplatser</i>							
Sweden	54 980	54 475	48 355	46 650	45 110	50 065	59 675
Finland	1 570	70	55	0	1 700	3 300	300
Norway	10	10	20	30	180	200	40
<i>Wintering sites</i>							
<i>Vinterlokaler</i>							
Denmark	350	150	800	150	405	120	120
Sweden	50	700	50	100	0	170	80
Total	56 960	55 405	49 280	46 930	47 395	53 855	60 215

southernmost Sweden (the county of Skåne) are summarized. The overall trend of the total count was a decline from a higher level in 2007 and 2008 (57 000 and 55 400, respectively) to a lower level of 46 900–49 300 geese in 2009–2012, and then finally an increase to 53 900 in 2014 and 60 200 in 2015.

Counts of individual sites each year are given in Appendix 1. At the dates of counts, the estimated number of Bean Geese remaining at wintering

grounds in Sweden and Denmark varied between 0.3% (2016) and 1.7 % (2009) of the total counts. The proportion of geese reaching SW Finland (Pori area) was less than 0.2% four of the years and 2.7% in 2007, 3.5% in 2012 and 6.1% in 2014 (Table 1).

In Figure 4 counts at Swedish spring staging sites are illustrated with error bars calculated by equation (1). The estimated error varied between a minimum of ± 2900 (2012) and a maximum of ± 3600 (2008 and 2015), corresponding to 6–7.5 % of the total counts each year. Double-counts and possibly overlooked flocks, were estimated as the major uncertainty, contributing to 53–69% of the variance. The estimated uncertainties for counts of geese flying from the roosts at sites Östen (No. 2, Appendix 1) and Tåkern (No. 21), and for counts of geese at feeding fields at the rest of the sites, were on a similar magnitude (making up 8–33 and 8–18% of the variance, respectively). The estimated variability in the number of Tundra Bean Geese among years contributed 4.8–7.3% of the total variance. This estimate is based on the assumption that on average 4000 Tundra Bean Geese were included in the counts (with a variability of $\pm 20\%$ among years). The uncertainty in the total number of Bean Geese related to the number remaining at wintering grounds in southernmost Sweden and Denmark, as well as to geese reaching Norway and Finland are expected to be small and not contribute significantly to the errors calculated by equation (1).

The calculated Chi-square sum of 14.15, equation (2), exceeded the χ^2 ($p < 0.05$) significance level value of 14.07 when the expected count $\mu(t)$ was set to the average count of 52 862 Bean Geese for the whole study period. This means that at

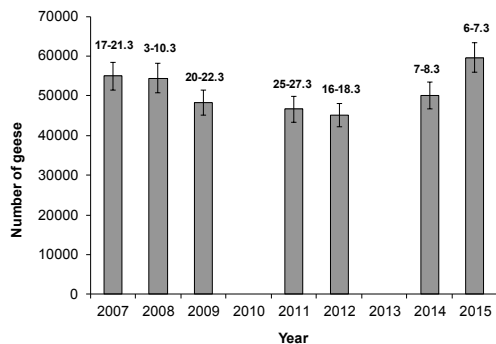


Figure 4. Number of Bean Geese *A. fabalis* counted at the Swedish spring staging sites 2007–2015. The dates of the count are noted above each bar. Because of difficult conditions the years 2010 and 2013, the sum of counts those years were uncertain and therefore not reported. Error bars were calculated by equation (1).

Antalet sädgäss A. fabalis räknade på svenska vårrastningslokaler 2007–2015. Datum för räkningarna är noterade över respektive stapel. På grund av sämre betingelser åren 2010 och 2013 blev räkningarna dessa år osäkra och de rapporteras därför inte. Felstaplarna beräknades i enlighet med ekvation (1).

least one out of the seven years significantly differed from the average for the study period. Pairwise comparisons of the quotient $(S(t) - \mu(t)) / \sigma(t)$ between years revealed that the 2015 count was significantly higher than counts made in 2011 and 2012 (test quantities of 3.68 and 3.55, for the two pairwise comparisons, respectively, $p < 0.05$). Also the number of 57 000 in 2007 was close to significantly different from the number 47 400 in 2012 (test quantity 3.20, $p < 0.055$ for the comparison between 2007 and 2012).

Thus it is suggested that the population size of Bean Geese increased significantly ($p < 0.05$) from 2012 to 2015, following upon a close to significant decrease from 2007 to 2012. As noted from data in Table 1, there was no correlation between total numbers a specific year and the number of geese remaining at wintering grounds, nor with the number of geese already reaching staging sites in Finland or with the date of count. Neither was there any clear difference in the relative distribution of geese among staging sites (Appendix 1) for years with high and low counts. Thus, differences in numbers among years do not seem to relate to differences in the timing of migration (due to weather conditions) or any other factors related to the technical aspects of the counts.

The decrease in numbers between the level of ~56 000 obtained the first two years (2007–2008) and the level of ~48 000 for the period 2009–2012 may reflect a period with poor reproduction and/or high mortality. It is further noted that the increase from the repeatedly low numbers during the period 2009–2012 (three years with 47 000–49 000 geese can in fact be regarded as a sort of replication with small variance) 6000–7000 geese per year in both 2014 and 2015 may at least partly be linked to a decline in hunting pressure in Finland over the study period. The latter culminating with a hunting moratorium for Bean Goose effective in August 2014, an action included in the AEW action plan (M. Alhainen, Finnish Wildlife Agency, pers. comm.). The reported annual Finnish hunting bag of Bean Geese (http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/uudet%20julkaisut/Tilastot/rktl_tilastotja_6_2014_metsastys_web.pdf) was estimated at a level of 5600–7900 for the period 2007–2009, followed by a slight decline from 5100 in 2010 to 3300 in 2013. In 2014 no Bean Geese were hunted. In Sweden there is so far no hunting moratorium and the hunting bag is estimated to have remained fairly stable during the period of the study (M. Alhainen, pers. comm.).

Contribution from Tundra Bean Geese in the counts

Counters were instructed to specify and count the geese by sub-species, but there were only single individuals or small groups of Tundra Bean Geese reported, totalling maximum 200 individuals any year. Maximum 140 was counted in a flock at site No. 20 (Mörlundaslättén), which is a site regularly hosting flocks of this magnitude. The tundra sub-species is at the majority of Swedish spring staging sites observed as single birds, pairs or small groups mixed into larger flocks of Taiga Bean Geese. At most sites individuals of the tundra subspecies make up 1–4% (authors personal observations) of all Bean Geese. At some specific sites, however, larger flocks of Tundra Bean Geese are regularly observed. With the help of neck-banding of a population of Tundra Bean Geese staging and moulting at the Varanger Peninsula in northern Norway, a major wintering area for Tundra Bean Geese, totalling maximum 5000 individuals in mild winters, was recently localised close to Kristianstad in NE Scania, Sweden (Heinicke & de Jong 2013, Kampe-Persson 2014). Marked Tundra Bean Geese from this northern Scandinavian population have been shown to migrate along the western flyway (utilizing spring staging mainly in the Luleå and Umeå areas in northern Sweden) and are estimated to approximately 3000 individuals (Heinicke 2010, Skyllberg et al. 2013, de Jong et al. 2013). These geese are therefore expected to be included in the counts reported here. Flocks of these banded geese have mainly been observed during spring staging at the sites of Tåkern and Östen (de Jong et al. 2013), where flocks exceeding 500 Tundra Bean Geese are regularly reported by Swedish ornithologists (www.artportalen.se). Because both of these sites are counted during the flight from the night roost, the tundra subspecies was easily overlooked in the counts reported here.

In spring 2010–2012, totals of between 1145 and 3745 Tundra Bean Geese were reported from southern Sweden by Heinicke & de Jong (2013), mainly at the sites Östen (No. 2), Tåkern (No. 21) and Kvismaren (No. 4). The possible contribution to spring counts from Tundra Bean Geese breeding further east (than the ones moulting at the Varanger Peninsula) is not known but it is indicated to be substantially smaller than from the northern Fennoscandian population, based on re-sightings of birds in Sweden neck-banded outside Scandinavia (Heinicke & de Jong 2013). In the error estimations (equation 1) it was assumed that on average 4000 Tundra Bean Geese were present at spring

staging sites in Sweden and that the variability among years amounted to ± 1000 individuals. Given that the population utilizing the western flyway is estimated at ~ 3000 birds, 1000 individuals are assumed associated with a variable influx from breeding area further east and possibly utilizing the central flyway in spring. It has been shown that absolute numbers and the variability of Tundra Bean Geese is largest during autumn (Kampe-Persson 2011, 2014, Heinicke & de Jong 2013). Maximum 9 150 Tundra Bean Geese were reported at staging sites in south Sweden in October 2009 (Heinicke & de Jong 2013). It is therefore suggested that many of the additional Tundra Bean Geese reaching Sweden in autumn are wind-drifted from the east and that most of these are expected to take the route east of the Baltic Sea in spring, once they in mid-winter have reached their regular wintering grounds in Germany, in essence making a loop migration.

Estimated number of Taiga Bean Geese migrating west and east of the Baltic Sea

To estimate the total numbers of Taiga Bean Geese utilizing the western and central flyways in their migration west of the Baltic Sea, some further details need to be discussed in regard to the groups of Taiga Bean Geese wintering in the UK and in NW Jutland. Up to 400 Taiga Bean Geese wintering in Scotland (Musgrove et al. 2011) migrate via NW Jutland, where they stage in spring until they continue via southern Norway (Oslo area) and SW Sweden (lake Brosjön, in the county of Värmland) to their breeding grounds in the county of Dalarna, Sweden. (<http://scotlandsbeangeese.wikispaces.com>). As reported on this web-site, these geese normally have an earlier schedule in autumn and later in spring (residing at their staging sites in Denmark) than the majority of Bean Geese migrating along the western and central flyways. During the period 2007–2015 they left Scotland for Denmark well before the spring counts in Sweden, but GPS and neck-banded geese showed (in 2014 and 2015) that they stayed in Denmark and did not reach Norway and Sweden until the spring counts reported here were finished. Therefore this small population of Taiga Bean Geese is expected not to be included in the Swedish spring staging counts any of the years 2007–2015.

Another group of Taiga Bean Geese spend the winter in NW Jutland (in the Thisted-Thy area marked grey in Figure 1). These geese, totalling approximately 1200 individuals, breed at least partly

in Nord-Trøndelag (Norway) and in the counties of Jämtland, Västerbotten and southern Lapland in Sweden, in accordance with some old (Parslow-Otsu 1991) and more recent neck-band studies (J.E. Østnes, pers. comm.). The migration schedule and flyway of this wintering population is not well-documented, but provided they have a similarly late schedule as the Taiga Bean Geese wintering in the UK and utilizing the same area in NW Jutland, it is suggested these birds were still remaining at the Danish sites in the Thisted-Thy area at the dates of the spring counts reported here. The number of geese reported from staging sites in Norway and at wintering grounds in Denmark during the dates of spring counts varied between 180 and 820 (Table 1). Few of these observations were from NE Jutland, where in essence all of the 1500 wintering Bean Geese had left for spring staging sites in Sweden at the date of counts (T. Brandt, pers. comm.). Thus, it is expected that observations in Denmark and Norway represent Taiga Bean Geese wintering in UK and NW Jutland.

A final estimate of the population of Taiga Bean Geese staging in southern Sweden in spring and migrating west of the Baltic Proper is reached by subtracting from the total an estimated number of 4000 Tundra Bean Geese. Furthermore, the discrepancy between an expected 1400 Taiga Bean Geese occupying mainly NW Jutland sites and the number of geese actually reported at Norwegian and Danish sites at dates of counts needs to be corrected for. Thus the difference between 1400 and the number of geese reported at Norwegian and Danish sites in Table 1 were added to the total. With these corrections and rounding off to the nearest hundreds, the number of individuals belonging to Taiga Bean Goose populations migrating west of the Baltic Sea during the period 2007–2015 amounted to 54 000 (2007), 52 600 (2008), 45 900 (2009), 44 200 (2011), 44 200 (2012), 50 900 (2014) and 57 500 (2015).

The reported spring counts from this study are expected to make up the major part of the current estimate of the global population of the Taiga Bean Goose. A recent compilation of counts conducted in January at sites in Poland and eastern Germany implies a dramatic decline in the number of Taiga Bean Geese in recent years: 41 600 (2005), 24 000 (2009), 13 900 (2011), 13 200 (2013), 10 700 (2015) (Heinicke et al., in press). In late autumn 2007 a total of 35 000 were counted in the same area (L. van den Bergh, pers. comm.). If these numbers are taken as total estimates of birds migrating east of the Baltic Sea, and are added to the spring counts

reported here, the global population of the Taiga Bean Goose is estimated at 89 000 (2007), 69 900 (2009), 58 100 (2011), 68 200 (2015). These numbers may be compared with previously reported estimates of the world population of 63 000 individuals from 2007/2008 (Fox et al. 2010) and the latest population estimate from 2012 by Wetlands International (<http://wpe.wetlands.org>) amounting to only 40 000–45 000 individuals. The basis for these two estimates was not specified. Given the information from this study and Heinicke et al (in press), they can both be considered underestimates for the years 2007/2008 and 2012, respectively. I suggest the number of 68 000 in 2015 should be regarded the current most reliable estimate of the Taiga Bean Goose world population.

Given the large fluctuations in the numbers of Taiga Bean Geese over a period of just a few years, as reported in this study, the population seems to be under large pressure and can be regarded very susceptible to changes in reproduction and mortality. Therefore it is of utmost importance that the AEWA action plan sustain and extend the existing hunting moratorium, and that the result of actions taken are followed up, until a sufficiently large and stable population of the Taiga Bean Goose has been established.

Acknowledgements

The author would like to thank a large number of ornithologists for organizing, conducting, quality assuring, summarizing and reporting counts of Bean Geese. Coordinators: Martin Tjernberg and Lars Bern (Uppland), Kent Halttunen (Närke-Tysslingen), Magnus Friberg and Ragnar Edberg (Kvismaren), Kent-Ove Hvass and Edvin Klein (Östen), Tommy Petterson (Skåraområdet), Lars Gezelius (Tåkern), Ronny Johansson (Alvesta-Växjö). Out of numerous counters, the following made particularly important contributions: Ulf Hultinger (Gästrikland), Berndt Söderlund (Dalarna-Västmanland), Pekka Westin, Ulric Lötberg, Joakim Djerf, Elisabeth Djerf, Thomas Pless, Kenneth Pless, Tommy Eriksson, Anders Eriksson, Mats Edholm, Brita Tibell, Mats Wilhelm, Tom Norling, Åke Österberg and Per Johan Ulfendahl (Uppland), Marcus Rhenberg, Daniel Green, Jan-Erik Malmstigen, Jörgen Lindberg, Ralf Lundmark, Kalle Källebrink, Eva Johansson, Pentti J. Tatti, Ulf Carlson and Sven-Olof Eriksson, Sören Larsson (Västmanland), Ulf T Carlsson (Värmland), Tage Carlsson, Lage Johnson, Johan Åhlén, Ola Åhlén and Ola Strand (Närke), Lil-

lemor Däckfors, Joakim Strengbom (Södermanland), Ulf Larsson, Peter Berglin, Robert Petersen (Östergötland), Calle Ljungberg, Niclas Strömberg and Stefan Andersson (Småland). Anders Muszta at the Swedish University of Agricultural Sciences is acknowledged for his valuable help with designing appropriate statistical tests. I also would like to thank Anthony Fox for constructive comments on the manuscript and for results in the progress of being published.

References

- Fox, T., Ebbinge, B.S., Mitchell, C., Heinicke, T., Aarvak, T., Colhoun, K., Clausen, P., Dereliev, S., Farago, S., Koffijberg, K., Kruckenberg, H., Loonen, M.J.J.E., Madsen, J., Mooij, J., Musil, P., Nilsson, L., Pihl, S. & van der Juegd, H. 2010. Current estimates of goose populations sizes in western Europe, a gap analysis and assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115–127.
- Heinicke, T. 2010. Tundra bean goose *Anser fabalis rossicus* during spring migration in northern Sweden – rare visitor or regular passage migrant? *Ornis Svecica* 20: 174–183.
- Heinicke, T. & de Jong, A. 2013. Tundra Bean Geese *Anser fabalis rossicus* in central and southern Sweden autumn 2009–spring 2012. *Ornis Norvegica* 36: 32–37.
- Heinicke, T., Fox, A.D. & de Jong, A. In Press. A1 Western Taiga Bean Goose *Anser fabalis fabalis*. In *Status and trends of Arctic and northern hemisphere goose populations – a global audit. Conservation of arctic Flora and Fauna Monitoring Report* (Fox, A.D. and Leafloor, J.O., eds.) CAFF International Secretariat, Aukureyri, Iceland.
- de Jong, A., Heinicke, T., Aarvak, T. & Øien, I.J. 2013. Movements of Tundra Bean Goose *Anser fabalis rossicus* neck-banded in northern Scandinavia. *Ornis Norvegica* 36: 28–31.
- Kampe-Persson, H. 2011. How large proportion of the Bean Geese counted in Sweden was made up of Taiga Bean Geese *Anser fabalis fabalis*. *Ornis Svecica* 21: 58–60.
- Kampe-Persson, H. 2014. Staging and wintering Taiga Bean Geese *Anser fabalis fabalis* in north-east Scania, south Sweden. *Ornis Svecica* 24: 56–78.
- Musgrove, A.J., Austin, G.E., Hearn, R.D., Holt, C.A., Stroud, D.A. & Wotton, S.R. 2011. Overwinter population estimates of British waterbirds. *British Birds* 104: 364–397.
- Nilsson, L. 2011. The migrations of Finnish Bean Geese *Anser fabalis* in 1978–2011. *Ornis Svecica* 21: 157–166.
- Nilsson, L. 2013. Censuses of autumn migration of staging and wintering goose populations in Sweden 1977/1978 – 2011/2012. *Ornis Svecica* 23: 3–45.
- Nilsson, L., van den Bergh, L., & Madsen, J. 1999. Taiga Bean Goose (*Anser f. fabalis*). Pp. 20–36 in *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution* (Madsen, J., Cracknell, G.S., & Fox, A.D., eds.) Wetlands International Publications No. 48, 20–36.
- Nilsson, L., de Jong, A., Heinicke, T., & Sjöberg, K. 2010. Satellite tracking of Bean Geese *Anser fabalis fabalis* and *Anser fabalis rossicus* from staging areas in northern Sweden to breeding and moulting areas. *Ornis Svecica* 20: 184–189.

- Nilsson, L., & Pirkola, M.K. 1991. Migration pattern of Finnish Bean Geese *Anser fabalis*. *Ornis Svecica* 1: 81–92.
- Nordjyllands Fugle 2013. Foreningen Nordjyllands Fugle. www.nordjyllandsfugle.dk
- Nordjyllands Fugle 2014. Foreningen Nordjyllands Fugle. www.nordjyllandsfugle.dk
- Parslow-Otsu, M. 1991. Bean Geese in the Yare Valley, Norfolk. *British Birds* 84: 161–170.
- Pessa, J., Väyrynen, E. & Timonen, S. 2004. Metsähänhitutkimuksen ja seurannan tuloksia kolmen vuosikymmenen ajalta. English Summary: The results of three decades of research and monitoring studies of the Finnish Bean Goose population. *Linnut-Vuosikirja* 2004: 28–33.
- Skyllberg, U., Hansson, P., Andersson, Ö., Bernhardtson, P., Gustafsson, R., Laisfeldt, M., Naudot, E., & Nordlund, M. 2008. Spring staging, flyways and population estimate of the northern Scandinavian taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* 2002–2006. *Vogelwelt* 129: 253–262.
- Samuels, M., Witmer, J., & Schaffner, A. 2014. *Statistics for the Life Sciences* (4th Edition), Pearson Education.
- Skyllberg, U., & Tjernberg, M. 2008. Spring staging of Taiga Bean Goose (*Anser f. fabalis*) in southern Sweden 2007 – estimate of the size of populations using the western and central flyway. *Ornis Svecica* 18: 45–51.
- Skyllberg, U., Nousiainen, N., Hansson, P., Bernhardtson, P., Andersson, Ö., & Nordlund, M. 2009. Spring migration of the Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* along the “Western Flyway” in northern Sweden: numbers in 2003–2008 and timing in comparison with the “Central Flyway” in western Finland. *Ornis Svecica* 19: 199–214.
- Skyllberg, U., Bernhardtson, P., Naudot, E. & Hansson, P. 2013. Taigasädgäs (*Anser f. fabalis*) och tundrasädgäs (*A. f. rossicus*) rastande i Umedeltat och Brånsjön våarna 2007–2012: Dagsmaxnoteringar i relation till övriga Västerbotten och Norrbotten. *Fåglar i Västerbotten* 38: 8–15.

Sammanfattning

Tajgasädgåsen *Anser f. fabalis* häckar i den nordligt boreala zonen från Skandinavien till centrala Ryssland. Världspopulationen har minskat de senaste decennierna. I slutet av 1990-talet uppgavs världspopulationen omfatta 90 000–110 000 individer. Nuvarande populationsuppskattningar hamnar på 63 000 individer (Fox m fl. 2010) eller 40 000–45 000 individer (Wetlands International, 2012). Med anledning av den snabba populationsminskningen lanserade organisationen AEWA (Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds) ett artspecifikt åtgärdsprogram för tajgasädgåsen 2013. På agendan finns önskemål om bättre grundade populationsuppskattningar. Här redovisar jag årliga populationsuppskattningar av tajgasädgäss som sträcker längs den västra och centrala flyttvägen genom Sverige på våren. Baserat på dessa räkningar redovisas även en skattning av världspopulationen.

Material och Metoder

I denna studie rapporteras räkningar av sädgäss på 44 vårrastlokaler i södra Sverige för åren 2007–2015. Under perioden kunde räkningar med god kvalitet utföras sju av nio år (2007, 2008, 2009, 2011, 2012, 2014, 2015). Våarna 2010 och 2013 var mycket sena och väderbetingelserna gjorde att felkällorna blev för stora. Resultaten för 2007 har tidigare rapporterats (Skyllberg & Tjernberg 2008). Räkningarna omfattar samtliga kända rastplatser för sädgäss i södra Sverige (Figur 2 och Appendix 1), samt kvarvarande sädgäss på övervintringslokaler i Sydsverige (Skåne) och Danmark. Räkningarna utfördes under ett begränsat tidsfönster i mars då sädgässen lämnat sina vinterkvarter i Skottland, Danmark och Sydsverige för att rasta inom ett begränsat område i norra Götaland och Svealand, men innan de i nämnvärd omfattning flyttat vidare till Norge och Finland. Principen för detta illustreras i Figur 3 för våren 2015. Räkningarna utfördes samtidigt på alla lokaler under några dagars tid, ofta några dagar efter en omfattande flyttningsrörelse men innan nästa rörelse utlöstes. Gässen är speciellt obenägna att röra sig mellan rastlokaler under perioder med vindar från N-sektorn (motvind) samt i samband med nederbörd. Avsaknad av flyttningsrörelser under räkningdagarna konfirmerades m h a data från Artportalen (www.artportalen.se). Varje lokal hade en kontaktperson som sammanställde observationerna inom området och rapporterade till författaren. På de större rastplatserna vid Östen och Tåkern räknades gässen vid utflog från nattplatsen. På övriga lokaler räknades gässen under födosök dagtid.

För att statistiskt kunna testa om skillnader i antalet gäss mellan åren berodde på osäkerheter i räkningarna eller om antalet gäss varierade över tid, så beräknades ett totalt fel för räkningarna m h a ekvation (1). Felen för räkningarna vid utflog från nattplatserna i Östen och Tåkern uppskattades till $\pm 15\%$. Felet vid räkningar av födosökande sädgäss på övriga rastplatser bedömdes vara betydligt lägre ($\pm 3\%$). Antalet tundrasädgäss i räkningarna skattades till i medeltal 4 000, och dess variation mellan år till $\pm 20\%$. Slutligen uppskattades felet orsakat av dubbelräkningar av gäss på flera lokaler samt gäss som missades då de var i aktiv flykt mellan lokaler att delvis uppväga varandra, men ändå kunna bidra till $\pm 5\%$. Med ekvation (1) beräknades så det absoluta felet för varje år. Ett statistiskt test utfördes m h a ekvation (2), där felet: $\sigma(\text{ti})$ beräknat för ett visst år sattes i relation till avvikelserna mellan det räknade antalet sädgäss: $S(\text{ti})$ och det

förväntade antalet sädgäss: $\mu(t_i)$. Det senare sattes lika med medelvärdet för de sju åren: 52 862.

Resultat och diskussion

I tabell 1 redovisas räkningarna för vart och ett av de sju åren. Förutom antalet sädgäss på de svenska vårrastlokalerna redovisas också sädgäss som under räkningstillfället dröjde sig kvar i övervintningsområdet i Skåne eller Danmark, samt gäss som nått rastplatser i Norge och Finland. Den generella trenden under studieperioden var en minskning av gäss från en högre nivå 2007–2008 (57 000 respektive 55 400) till en lägre nivå om 46 900–49 300 gäss 2009–2012, sedan avslutningsvis en uppgång till 53 900 (2014) och till 60 200 (2015). Enligt felberäkningen varierade osäkerheten i räkningarna mellan ± 2900 sädgäss 2012 och ± 3600 (2008 och 2015), vilket motsvarade 6.0–7.5% av de räknade antalen. Ett beräknat Chi-square test påvisade signifikanta skillnader mellan år ($p < 0.05$). Parvisa jämförelser av enskilda år visade att skillnaden mellan 2015 års data (60 215) samt data från 2011 (46 930) och 2012 (47 395) var signifikant skilda, och att antalet 2007 (57 000) var nästan signifikant skilt från 2012.

Baserat på de statistiska testen så föreslås att tajgasädgåsen ökade i antal från 2011 och 2012 till 2015, efter det att den minskat mellan perioden 2007–2008 och 2009–2012. Minskningen kan rimligen förklaras av en försämrad reproduktion eller förhöjd mortalitet, eller en kombination av båda. Ökningen föreslås bero, i alla fall delvis, av det minskade jakttrycket i Finland. Enligt officiell jaktstatistik sköts under perioden 2007–2009 årligen mellan 5600 och 7900 sädgäss i Finland. Antalet minskade sedan till 5100 under 2010 och 3300 under 2013. På inrådan av AEWA infördes 2014 ett förbud för jakt av sädgäs i Finland. Rimligen bör den tydliga uppgången från 2012 till 2014 och 2015 kunna sättas i samband med en minskad mortalitet i Finland. I Sverige finns ingen information som tyder på någon minskad avskjutning under samma period.

Märkning med halsband, GPS sändare och systematiska observationer har under den senaste femårsperioden avslöjat en mindre population av tundrasädgäss som häckar i nordligaste Skandinavien (och angränsande områden på Kolahalvön), ruggar

på Varangerhalvön och som övervintrar inom ett begränsat område i nordöstra Skåne. Mellan 1145 och 3745 tundrasädgäss räknades under vårrastningen i södra Sverige (främst Östen, Kvismaren och Tåkern) 2010–2012. Populationen, som utnyttjar rastlokaler längs den västra flyttvägen genom Sverige och kan förväntas ingå i våra räkningar, skattas i nuläget till ca 4000 individer. Det faktum att endast ca 200 tundrasädgäss räknades per år på rastlokalerna i denna studie, kan åtminstone delvis förklaras med att merparten av tundrasädgäss ur den ”Nordskandinaviska” populationen framförallt rastar vid Östen och Tåkern, där räkningarna utfördes under utflug på morgonen. Så det är förstäligt om tundrasädgåsen förbisågs på dessa två lokaler.

För att erhålla en skattning av det totala antalet tajgasädgäss som utnyttjar den västra och centrala flyttvägen genom Sverige subtraherades från årssummorna i Tabell 1 det uppskattade antalet om 4000 tundrasädgäss. Dessutom beaktades att samtliga av de 1400 sädgäss som övervintrar i Skottland och på NV Jylland, och som förväntas sträcka vidare till häckområdena i Dalarna och i gränstrakterna av Mellansverige och Norge, sannolikt inte inkluderats fullt ut i räkningarna. Således adderades skillnaden mellan 1400 och summan av antalet sädgäss som räknades i Norge och Danmark (i Tabell 1). Efter denna korrigering erhöles årliga skattningar om 54 000 (2007), 52 600 (2008), 45 900 (2009), 44 200 (2011), 44 200 (2012), 50 900 (2014) och 57 500 (2015) tajgasädgäss som utnyttjade rastlokaler väster om Östersjön under vårsträcket perioden 2007–2015. Världspopulationen av tajgasädgäss skattades sedan genom att till summan väster om Östersjön lägga till det antal tajgasädgäss som räknades på övervintningsplatser i Tyskland och Polen under samma period (Heinicke et al., in press), vilket resulterade i totalsumman 89 000 (2007), 69 900 (2009), 58 100 (2011), 68 200 (2015). Min uppfattning är att dessa antal utgör de bästa tillgängliga skattningarna av tajgasädgåsens världspopulation och populationsutveckling under de senaste nio åren. Det betyder att Wetlands Internationals officiella notering om 40 000–45 000 individer snarast bör uppdateras. Med tanke på de kraftiga kortsiktiga fluktuationer som tajgasädgåsen uppvisar så bör ett moratorium för jakt upprätthållas och utökas till flera länder än Finland för att säkerställa en positiv utveckling av beståndet till en högre och mer stabil nivå.

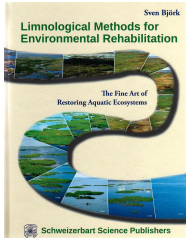
Appendix 1. Number of Bean Geese *Anser fabalis* counted at the major 44 staging sites in south-central Sweden during spring 2007–2015. Numbers are given county-wise for geese summed up at smaller sites and geese remaining at their wintering grounds in the counties of Öland, Halland and Skåne. Numbers are given nation-wise for geese reported in Denmark, Norway and Finland.

Antal sädgäss Anser fabalis räknade på 44 rastplatser i södra/centrala Sverige våren 2007–2015. Antal anges landskapsvis för gäss summerade för mindre rastplatser och för gäss som dröjde kvar i vinterkvarteren i landskapen Öland, Halland och Skåne. Antal anges nationsvis för gäss rapporterade i Danmark, Norge och Finland.

Site No <i>Lokal Nr</i>	County <i>Landskap</i>	Staging site <i>Rastlokal</i>	Number of Bean Geese <i>Antal sädgäss</i>									
			2007 17–21.3	2008 3–10.3	2009 20–22.3	2011 25–27.3	2012 16–18.3	2014 7–8.3	2015 6–7.3			
1	Västergötland	Veselången	0	0	0	0	100	80	0			
2		Östen	6000	11800	8900	11100	6800	10300	7000			
3		Vibysjön	270	640	205	350	200	500	2300			
4	Närke	Kvismaren	4500	2775	11585	4675	200	2365	1322			
5		Tysslingen	1400	1200	1250	1360	2370	2100	2300			
6	Värmland	Ölmeviken + Kristinehamn area	250	530	175	240	325	250	560			
7	Västmanland	Fellingsbro	200	400	1330	595	150	650	360			
8		Köping	380	410	540	350	150	0	50			
9		Halstahammar	400	500	730	170	0	60	187			
10		Tidö/Asköviken	700	450	635	715	100	50	200			
11		Hedensberg/Tortuna	700	40	935	1500	0	0	1500			
12		Solinge/Frövijön	700	1370	0	900	250	400	695			
13		Lisjö/Gnten	230	280	0	0	55	10	80			
14		Västerfärnebo	1600	1670	0	85	900	1900	2760			
15		Lisselbo/Saladamm	350	260	0	0	15	0	250			
		Sum of smaller sites in Västmanland	0	420	140	250	80	0				
16	Småland	Skatelövsfjorden	0	0	70	350	95	170	43			
17		Lidhemssjön/Djurle myr	0	0	100	240	120	220	1726			
18		Nisten/Nöbbele	0	0	30	60	430	10	0			
19		Svanaholms ångar,	0	300	30	0	0	0	63			
20		Mörlundasläppen	760	975	200	600	600	650	2440			
		Sum of smaller sites in Småland		200	255	110	200	250	554			
21	Östergötland	Täkern	2590	4020	3900	5430	2200	1030	1500			
22		Ringstad mosse	750	900	725	580	240	450	650			
23		Svenskundsaviken	200	1000	350	350	50	0	300			
		Sum of smaller sites in Östergötland		0	0	0	0	10	230			
24	Södermanland	Floda/Jägern	250	350	390	0	500	100	700			
25		St Malsomr/Stensjön	400	650	400	205	0	360	25			

26	Stenkvista/Rossvik	700	270	1400	680	100	560	400
27	Vingåkerslätten	100	475	110	10	20	100	0
28	Skåraområdet	2100	1500	4050	3000	3700	4200	6300
	Sum of smaller sites in Södermanland		400	850	0	230	420	1030
29	Uppland					630		
30	Altuna/Revelstasjön	400	2000	0	0	0	325	950
31	Fjärdhundraslätten/Örsundaån	2000	2300	2300	1650	0	210	2000
32	Landsberga/Rydaslätten/Alstasjön	3000	2000	1500	4020	710	2650	3250
33	Hjälstaviken	2100	1900	1700	2600	925	6050	7300
34	Grillby/Veckholm-Grystaviken	900			800	850	1000	
35	Närtuna/Hederviken	800	535	980	430	610	700	80
36	Alunda/Stamsjön	4100	2200	1400	300	2900	3300	2020
37	Lena/Husbydamarna	600	0	170	280	275	100	330
38	Gimo/Skäfthammar				460	200	1100	
39	Vendelsjön/Vendelådalen	3400	4500	400	90	4020	3550	2860
40	Tännaren	8200	2500	0	25	7200	770	2150
41	Ledskär	400	500	5	0	1540	1800	200
	Sum of smaller sites in Uppland	2500	1600	330	2660	3185	680	1350
42	Dalarna	760	925	5	0	570	830	320
43	Hovran/Flinesjön	40	150	0	0	630	65	0
44	Krylbo/Sonneboviken	250	0	0	0	230	60	35
	Torsåker, Hofors					25		
	Halland							
	Öland						500	203
	Skåne	50	700	50	100	0	170	80
	Sum staging sites in Sweden	54980	54475	48355	46650	45110	50065	59673
	Danmark	350	150	800	150	405	120	120
	Norge	10	10	20	30	180	200	40
	Finland	1570	70	55	0	1700	3300	300
	Sum Fennoscandia	56960	55405	49280	46930	47395	53855	60213

Nya böcker – *New books*



Sven Björk, 2014: **Limnological Methods for Environmental Rehabilitation: The Fine Art of Restoring Aquatic Ecosystems**. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart. 381 sid. €79,80.

Sven Björk är både i Sverige och internationellt en välkänd limnolog; före pensioneringen var han professor i ämnet vid Lunds universitet och har varit djupt engagerad i en rad projekt för restaurering av förstörda våtmarker. Utanför kretsen av professionella är Sven Björk i Sverige mest känd för sitt arbete inför restaureringen av Hornborgasjön. Han och Per-Olov Swanberg ingick i slutet av 1960-talet och början av 1970-talet i naturvårdsverkets arbetsgrupp för restaureringen. I slutrapporten 1973 (Hornborgasjöutredningen, SNV PM 280) svarade Björk för redovisningen av de limnologiska och Swanberg för de ornitologiska forsknings- och utredningsresultaten. Av olika skäl kom de beslut som utgick från denna rapport inte att realiseras. Naturvårdsverket ändrade nämligen sin uppfattning om restaureringen och fick tillåtelse att använda en ny plan från 1985. Skillnaden bestod främst i en väsentligt mindre höjning av vattenståndet, vilken genomfördes i början av 1990-talet. Det är arbetet enligt denna senare plan som lett fram till dagens Hornborgasjö. Medelålders och äldre ornitologer minns mycket väl den debatt som pågick under flera år om ”Trätornas träsk”. Även om Sven Björks nya bok till största delen handlar om andra projekt kommer Hornborgasjöns fyrtio sidor i centrum i denna anmälan.

Efter att i boken ha redogjort för restaureringsplanen från 1973 granskar Sven Björk det från denna plan avvikande arbete som därefter följde och betonar särskilt de skador som uppstått genom felaktig bottenbehandling. Åtgärder som liknade de vid Hornborgasjön gav också ett misslyckat

resultat vid Draven. Men, hävdar Björk, miss-handeln har inte förstört Hornborgasjön för gott. Genom att höja vattenståndet till det som avsågs i 1973 års plan kommer sjön att återhämta sig, även om det tar tid. Och, hävdar Sven Björk, det är ett återupptagande av 1973 års plan som nu behövs för att rädda Hornborgasjön.

Att främja fågellivet var ett viktigt syfte med restaureringen. Det har nu gått 25 år sedan vattenståndet började höjas. Det borde därför vara möjligt att studera följderna för fågellivet i ett långt perspektiv. Ett fåtal böcker har skrivits, t.ex. om tranorna, men ingen övergripande analys av vetenskaplig karaktär. Naturvårdsverket har gett ut två böcker, dels *Hornborgasjön, från vasshav till fågelrike* av Tomas Hertzman och Torsten Larsson 1997 (och en engelskspråkig bok av samma författare 1999) samt ”praktboken” *Hornborgasjön* med Stefan Edman vid pennan 2001. Vid tidpunkterna för dessa böcker fanns ännu inte tillräckligt många år av inventeringar efter höjningen och böckerna hade heller inte vetenskapliga ambitioner. Det vore utomordentligt angeläget att göra en djupgående analys av fågellivets utveckling i relation till sjöns utveckling efter det att plan 85 började rulla, dvs. åren efter 1990. Den information som finns i dag är årsrapporterna till länsstyrelsen från Hornborgasjöns fältstation, som genomför upprepade fågelräkningar både vår och höst. Annan information att analysera finns säkert också. Det borde vara möjligt att objektivt fastställa om restaureringen varit lyckad eller misslyckad ur ornitologisk synpunkt även om tillståndet från år 1900 inte återskapats enligt planen från 1973.

Jag har uppehållit mig vid Hornborgasjön eftersom den restaureringen anknyter till svenskt fågelliv på ett unikt sätt. Men i sin bok redovisar Sven Björk tillsammans med medarbetare sina erfarenheter från ett dussin olika våtmarksrestaureringar världen över. Den första är sjön Trummen i Växjö. Därefter kommer projekt i Tunis, Rio de

Janeiro, Brasilia, Hangzhou, Tibet, Jamaica, Iran och Colombia. Det är en imponerande lista över imponerande insatser. Synnerligen värdefullt att få all denna kunskap samlad. Alla projekt har naturligtvis inte direkt anknytning till fåglar. Men flera har det. Själv hade jag tillsammans med Nils Kjellén ansvar för fågeldelen i ett av Sven Björks projekt, en miljökonsekvensutredning av en tilltänkt torvexploatering av två mossar på Jamaica, Negril och Black River. Det var nostalgi att nu trettiofem år senare läsa Sven Björks redovisning av arbetet. Lockande att fara dit igen och se vad som hänt. Dock inte mycket om man får tro en snabb titt på Google Earth. De på 1980-talet expanderande cannabisodlingarna har i varje fall inte tagit över träskan. Och att det inte blev något av med det planerade torvdrivna kraftverket hade andra orsaker än miljömässiga.

Boken är naturligtvis snäv till ämnet och kräver en del limnologiska kunskaper för att helt tillgodogöras. Men även om den inte handlar om fåglar så är *Limnological methods* oundviklig läsning för ornitologer som är intresserade av restaureringsprojekt. Att förbättra situationen för fågellivet är åtminstone en outtalad del av målsättningen i många projekt.

SÖREN SVENSSON



L-G Nilsson, 2015: **Moln.**

Nautiska Förlaget, Stockholm

I denna bok hittar jag bara en fågel, en mås som flyger mot solnedgången till bildtexten ”Red sky at night – sailors delight/Red sky in the morning – sailors take warning.” Det är

nog Johathan Livingston själv som lämnar sin flock för de himmelska äventyren. Men jordiska fåglar lever också i lufthavet, liksom molnen. Och väder, vindar, sikt, temperatur, nederbörd, tryck och annat som sker i atmosfären är något som fågelskådare alltid intresserar sig för eftersom det betyder så mycket för vad man kommer att kunna få se. Och det är ju detta som bildtexten ovan vill förmedla. Moln är också vackra och utgör mycket mera av naturupplevelsen än vi kanske tänker på. Denna bok höjer upplevelsena ytterligare. Böcker som bygger på bilder, som denna verkligen gör, brukar inte så sällan präglas av rätt taffliga texter. Men så är inte fallet i denna bok. Texten är lika professionell och lärorik som lätt att läsa. Författaren är också både vetenskapsjournalist och meteorolog.

SÖREN SVENSSON

Innehåll i årgång 25, 2015 *Contents of volume 25, 2015*

ANDERSSON, C.K. & SANDBERG, P. Pilgrimsfalkars <i>Falco peregrinus</i> ockupation av häckningslokaler i Västsverige vintrarna 2000/2001–2004/2005. <i>Winter occupation of breeding territories of Peregrine Falcon Falco peregrinus in western Sweden 2000/2001–2004/2005</i>	15
ANDERSSON, R. Andra världskrigets ruinstäder och dess betydelse för svarta rödstjärtens <i>Phoenicurus ochruros</i> expansion i norra Europa. <i>The Second World War ruined cities and their importance for the expansion of the Black Redstart Phoenicurus ochruros in northern Europe</i>	45
BARBOUTIS, C., LARSSON, L., STEINHOLTZ, Å. & FRANSSON, T. From Mediterranean to Scandinavia – timing and body mass condition in four long distance migrants. <i>Från Medelhavet till Skandinavien – tidsmässigt uppträdande och energireserver hos fyra långdistansflyttande tättingar</i>	51
EDENIUS, L., LINDBERG ALSERYD, N & WULFF, S. Trender i antal ringmärkta fåglar av fyrtio arter på Stora Fjäderäggs fågelstation, nordöstra Sverige, 1985–2014. <i>Trends in ringing numbers of forty bird species at Stora Fjäderägg Bird Observatory, north-eastern Sweden, 1985–2014.</i>	94
ERIKSSON, M.O.G. Reduced survival of Black-throated Diver <i>Gavia arctica</i> chicks – an effect of changes in the abundance of fish, light conditions or exposure to mercury in the breeding lakes? <i>Försämrad överlevnad av storlommens Gavia arctica ungar – en effekt av förändringar i fiskförekomst, ljusförhållanden eller kvicksilverexponering i häckningssjöarna?</i>	131
GREEN, M. & NILSSON, L. The importance of offshore areas in southern Öresund, Sweden, for staging and wintering sea ducks. <i>Betydelsen av yttre havsområden i södra svenska Öresund för rastande och övervintrande havsdykänder.</i>	24
KAMPE-PERSSON, H. Swedish Lesser White-fronted Geese <i>Anser erythropus</i> in the Baltic States. <i>Svenska fjällgäss i de baltiska staterna.</i>	67
KARLSSON, T. Häckningsframgång hos svarthakedopping <i>Podiceps auritus</i> i Västergötland, sydvästra Sverige. <i>Breeding success in Horned grebe Podiceps auritus in Västergötland, Southwest Sweden.</i>	81
LARSSON, R. Tillfälligt inflöde av magra och aggressiva talgoxar <i>Parus major</i> under höstflyttningen på Utklippan. <i>Occasional influx of lean and aggressive Great Tits Parus major during autumn migration at Utklippan.</i>	109
MENZIE, S., GIL-VELASCO, M. & COLLINSON, J.M. First genetically confirmed Eastern Subalpine Warbler <i>Sylvia cantillans</i> for Sweden. <i>Första genetiskt bekräftade östlig rödstrupig sångare Sylvia cantillans i Sverige.</i>	40
NILSSON, L. Spring staging of Eiders <i>Somateria mollissima</i> in some Swedish east coast archipelagos and at Gotland 2009 and 2010. <i>Värrastande ejdrar Somateria mollissima i några svenska ostkustskärgårdarna samt vid Gotland 2009 och 2010.</i>	70
NYHOLM, N.E.I. Variation and significance of egg mass in a Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i> population in subalpine habitats in Swedish Lapland. <i>Variation och betydelse av äggvikter hos en svartvit flugsnapparpopulation Ficedula hypoleuca i fjällbjörkskog i svenska Lapland.</i>	119
ØSTNES, J.E. & KRÖGLUND, R.T. The establishment of a breeding population of Smew <i>Mergellus albellus</i> in an atypical habitat on the Atlantic coast of Norway. <i>Etableringen av en hekkebestand av Salskrake Mergellus albellus i et atypiske habitat på den norske Atlanterhavskysten.</i>	59
PAWLAK, P. & KWIECIŃSKI, Z. Successful nesting of Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i> near a KWIECIŃSKI, Z. military airport. <i>Lyckad häckning av törnskata nära en militär flygplats.</i>	65
PIRIO, M., ANDERSSON, A. & ÅKESSON, S. Successful shared breeding in an artificial nest-box by Common Swift <i>Apus apus</i> and Common Redstart <i>Phoenicurus phoenicurus</i>. <i>Lyckade häckningar i samma holk av tornseglare Apus apus och rödstjärt Phoenicurus phoenicurus.</i>	105
SELSTAM, G., SONDELL, J. & OLSSON, P. Wintering area and migration routes for Ortolan Bunting <i>Emberiza hortulana</i> from Sweden determined with light-geologgers. <i>Övervintringsområde och flyttvägar för svenska ortolansparvar bestämda med hjälp av ljusloggar</i>	3
SKYLLBERG, U. Numbers of Taiga Bean Geese <i>Anser f. fabalis</i> utilizing the western and central flyways through Sweden during springtime 2007–2015. <i>Antalet tajgasädgäss Anser f. fabalis nyttjande av den västra och centrala flyttvägen genom Sverige vårarna 2007–2015.</i>	153
Nya böcker – New books	74, 166
Nya avhandlingar – New dissertations	79