

Smålommen *Gavia stellata* i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och häckningsframgång

MATS O. G. ERIKSSON & INGEMAR JOHANSSON

Abstract

The Red-throated Diver *Gavia stellata* in southwest Sweden: population trend and breeding success. The breeding population of Red-throated Diver in southwest Sweden has decreased with at least one third during a period of about 60 years, from the 1930's to the 1990's. The decline was most pronounced from the 1960's to the 1980's. After that, the decreasing trend leveled off, and there has been a slight tendency of recovery and establishment at new breeding sites, not previously used by Red-throated Divers. During 1980–96, the production was 0.67 "large" young per pair and year, which was considered to

be sufficient to maintain a stable population size. There was a significant relationship between the average breeding success and the distance to fishing lakes. The tendency of recovery may be linked to improved conditions for foraging in freshwater lakes which have been limed in order to reduce adverse effects of acid deposition.

Mats O. G. Eriksson, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöavdelningen, S-403 40 Göteborg, Sweden
Ingemar Johansson, Trallvägen 3, S-517 70 Tölvsjö, Sweden

Received 11 November 1996, Accepted 23 January 1997, Edited by J.-Å. Nilsson

Bakgrund

Smålommens *Gavia stellata* tillbakagång i framför allt södra Sverige har uppmärksammats under lång tid (t.ex. Rosenius 1942, SOF 1990). Många tjärnar, småsjöar och mossjöar med "lom"-namn vittnar om gamla häckningsplatser som sedan länge saknar häckande smålommar (t.ex. Tyrberg 1985, Alatalo 1986). I sydvästra Sverige har häckningsframgången hos båda lomarterna sedan början av 1980-talet inventerats på ideell basis av Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening (t.ex. Johansson 1992 för smålom, Eriksson m.fl. 1995 för storlom) och för smålommen har (i det närmaste) årliga rapporteringar gjorts i föreningens tidskrift (Arvidsson 1981, 1982, Ahlgren m.fl. 1984, 1985, 1986, Persson m.fl. 1986, Lundgren 1988, 1989, Johansson 1990, 1991, 1992, 1993, 1994). Under de senaste åren har inventeringarna inlemmats i det riksomfattande arbetet inom ProjektLOM, som drivs gemensamt av Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening (t.ex. Eriksson & Lindberg 1995, 1996). De båda lomarterna har även varit föremål för forskning om

hur de påverkas av sjöförsurning (t.ex. Eriksson 1994).

Smålommen häckar i regel vid små och ofta fisktomma småsjöar och tjärnar, och ungarna matas med fisk som föräldrarna hämtar från kringliggande större sjöar eller från havet. Hotbilden är komplex och innefattar bland annat störningar från friluftslivet, biotopförändringar på häckningsplatserna, försämrad bytestillgång och ökad risk för exponering av kvicksilver i försurade fiskevatten (t.ex. Eriksson m.fl. 1988, 1992). Under flyttningen och på övervintringsområdena till havs riskerar smålommarna bland annat att drunkna i fisknät och utsättas för oljeskador. Smålommen torde vara mera känslig än storlommen för de ekologiska förändringarna i försurade vatten (t.ex. Eriksson 1994). Arten klassificeras som *hänsynskrävande* i den av Naturvårdsverket fastställda listan över hotade, sällsynta och hänsynskrävande arter (den s.k. rödlistan, Ahlén & Tjernberg 1996).

I den här uppsatsen redovisar vi uppgifter om beståndsutveckling och häckningsframgång hos

smålom i sydvästra Sverige från mitten av 1930-talet och framåt. Vi har gått igenom och gjort en ny bedömning av tillgängligt inventerings- och rapportmaterial. Därför kan detaljuppgifter skilja sig från tidigare rapporter.

Undersökningsområde

Undersökningsområdet omfattar södra delen av Älvsborgs län samt angränsande delar i Hallands och Jönköpings län, totalt cirka 6 500 km². Ungefär samma område har ingått i tidigare smålomsundersökningar i sydvästra Sverige (Eriksson m.fl. 1988, 1992). Området domineras av barrskog, och skogsbruk är den vanligaste markanvändningen. De flesta sjöarna är näringsfattiga. Flera av dem är påverkade av försurning och har varit föremål för kalkningsinsatser sedan början–mitten av 1980-talet.

Under perioden 1980–96 har häckningar noterats vid minst 42 lokaler, varierande i areal från 0,4 till 33,1 ha. Tretton av häckningssjöarna är mindre än 1,0 ha, medelarealen är 3,8 ha (\pm SE 0,012), medianvärdet 1,6 ha och bara en av sjöarna är större än 10 ha. Bytesfisk till ungarna hämtas i större klarvattenssjöar i omgivningarna (Eriksson m.fl. 1990).

Material och metoder

Inventering av tänkbara häckningslokaler

I undersökningsområdet har inventeringar av kända och tänkbara häckningslokaler utförts fortlöpande, men med varierande intensitet under åren 1980–96. Urvalet av lokaler har skett med ledning av information om bebodda och tidigare använda häckningsplatser samt mer godtyckligt på basis av bedömningar av förmodat lämpliga miljöer med ledning av uppgifter på topografiska kartan (skala 1:50 000). Ett i strikt mening utslumpat urval av småsjöar och tjärnar har inte gjorts. Totalt har 235 småsjöar, tjärnar och gölar besökts minst en gång under perioden 1980–96. Mer omfattande inventeringar skedde 1986–87 då 131 lokaler besöktes, och 1995–96 då 120 lokaler besöktes. Inventeringarna 1995–96 innefattade flertalet av lokalerna med uppgifter om häckande smålommar från 1930-talet och framåt.

Vi använder oss i första hand av resultat från inventeringarna 1986–87 och 1995–96 för bedömningar av smålomsbeståndets utveckling sedan mitten av 1980-talet. Men vi försöker också bedöma beståndets utveckling sedan mitten av 1930-talet och för detta ändamål har vi använt oss av uppgifter från förfrågningar och samtal i samband med riksinventeringen av smålom 1980–81 (se även Bylin

1980, Arvidsson 1981). Dessa uppgifter har vi därefter kunnat komplettera genom nya kontakter.

Som kriterier för att klassificera sjöarna med hänsyn till närvaron av häckande smålommar har vi använt observation av bobygge, ruvning, ägg, ungar eller födotransport.

Beräkningar av häckningsresultat

Vi redovisar tre olika mått på häckningsframgången:

- *Medelantalet "stora" (halvvuxna-flygga) ungar per häckande par.* Misslyckade häckningar har redovisats som noll "stora" ungar. I dessa beräkningar har vi uteslutit häckningar som upptäckts först när ungarna kläckts (för att undvika skevhet i materialet och risk överskattningar av häckningsframgången).
- *Procentandelen "lyckade häckningar", d.v.s. häckningar som resulterat i minst en "stor" unge.* Beräkningsunderlaget är detsamma som för medelantalet "stora" ungar per häckande par och innefattar således enbart häckningar som upptäckts före kläckningen. Rapportunderlaget är tyvärr inte av sådan kvalitet att vi kunnat göra mera noggranna beräkningar av häckningsframgången genom s.k. Mayfield-metod (Mayfield 1975, Beintema 1996), där man beaktar det totala antalet dagar en häckning har hållits under observation.
- *Procentandelen "lyckade" häckningar som resulterat i två "stora" ungar.* Detta mått ger en indikation på häckningsmiljöernas kvalitet som "barnkammare" och uppväxtmiljöer för smålomsungarna. I dessa beräkningar har vi även tagit med häckningar som upptäckts först efter kläckning.

Bedömning av häckningsresultatet i relation till biotopkaraktärer hos häckningstjärnarna

För lokaler med uppgifter om häckningsresultatet under minst fyra år under perioden 1980–96 har vi relaterat den genomsnittliga häckningsframgången till följande faktorer:

- *Förekomsten av lämpliga boöar:* Häckningsframgången har i tidigare undersökningar (t.ex. Lokki & Eklöf 1984) visat sig vara bättre för bon belägna på öar, jämfört med bon med landfast förbindelse (med förmodat större sårbarhet för fyrbenta predatorer).
- *Häckningssjöarnas areal:* I tidigare undersökningar har man noterat en bättre häckningsframgång i små sjöar (t.ex. på Shetlandsöarna där häckningsresultatet var betydligt bättre i sjöar

under 0,3 ha jämfört med större, Okill & Wanless 1990). Men samtidigt får häckningstjörnarna inte vara för små, eftersom smålommen kräver förhållandevis långa sträckor över öppet vatten eller öppna myrtytor för att kunna starta och landa (100–150 m., Norberg & Norberg 1971).

- *Avståndet till närmaste (av oss kända) fiskevattnen:* Det är rimligt att anta att transporten av bytesfisk mellan fiskevattnen och fisktomma häckningssjöar är så krävande att avståndet sätter en gräns för valet av häckningssjöar och kanske även påverkar häckningsresultatet (t.ex. Eberl & Picman 1993, som undersökte ett havsfiskande smålomsbestånd i Kanada).

Resultat och diskussion

Smålomsbeståndets utveckling sedan 1930-talet

Totalt är drygt 60 häckningslokaler, som nyttjats minst ett år sedan mitten av 1930-talet, kända inom undersökningsområdet. Då är inte alla tjärnar med "lom"-namn inräknade och man måste dessutom räkna med ett "mörkertal" avseende orapportade och fortfarande okända häckningsplatser. Beståndsutvecklingen visar på en minskning på 30–40 % över en period på ungefär 60 år (Figur 1). Detaljuppgifterna vad gäller antalet par måste emellertid ses mot bakgrund av osäkerheter i materialet, speciellt vad gäller perioden före 1980 där bedömningarna i stor utsträckning bygger på uppgifter vid samtal och förfrågningar. Det verkliga antalet smålompar torde under hela perioden ha legat något över den nivå som redovisas i Figur 1.

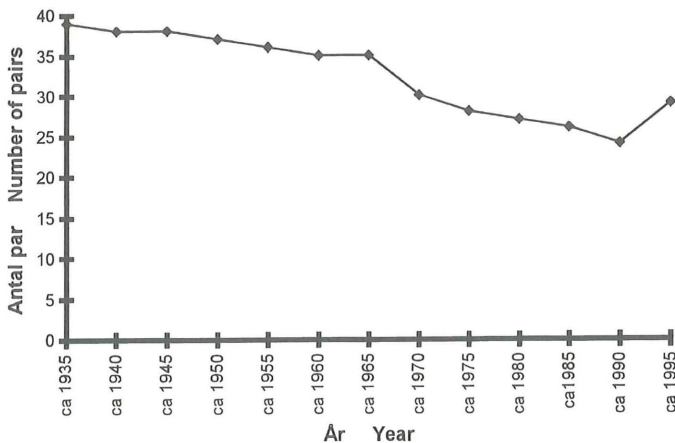
Fram till mitten av 1960-talet låg beståndet på en

ganska jämn nivå, men därefter skedde en kraftig tillbakagång. Från omkring 1990 tycks minskningen ha avstannat. Resultatet är således detsamma som vi redovisat tidigare (Eriksson m.fl. 1988) men vi har dragit ut kurvan ytterligare tio år. Tillbakagången är kanske inte heller fullt så kraftig som vi bedömde för tio år sedan. Trots utglesningen uppvisar smålomsbeståndet i sydvästra Sverige idag ungefär samma mönster i utbredningen som Rosenius (1942) beskrev från början av 1900-talet, med koncentrationer av häckande par till vissa områden och luckor däremellan.

Förändringar och nyetableringar sedan mitten av 1980-talet

Mot bakgrund av att tillbakagången hos det sydvästsvenska beståndet av smålom tycks ha stannat upp, och att en viss återhämtning har skett sedan mitten av 1980-talet, uppkommer frågan om mönstret i denna nyetablering. 1995–96 noterades häckande par på totalt 28 lokaler, inkl. lokaler som inte besöktes 1986–87. 18 (64 %) av dessa lokaler var bebodda även 1986 och/eller 1987, för fyra (14 %) sjöar saknar vi uppgifter om läget 1986–87, på en lokal (4 %) är det fråga om en återetablering vid "gamla" lokaler med häckning före 1985 och på fem platser (18 %) är det fråga om nyetableringar. Dessutom har sedan 1994 häckning av två par noterats vid en tjärn som sedan många år (inkl. 1986–87) varit bebodd av ett par.

De lokaler som var bebodda 1986–87 var i stor utsträckning bebodda även 9–10 år senare, och de sjöar som saknade smålommar 1986 och/eller 1987 stod i stor utsträckning tomma även 1995–96. Ten-



Figur 1. Uppskattat antal smålompar i sydvästra Sverige från mitten av 1930-talet till mitten av 1990-talet. Under hela perioden torde det verkliga antalet par ha varit något högre.

Estimated number of Red-throated Diver pairs in southwest Sweden from the middle of the 1930's to the middle of the 1990's. During the whole period, the real number of pairs has presumably been somewhat higher.

Tabell 1. Fördelningen mellan sjöar med resp. utan häckande par av smålom 1986–87 och 1995–96 i sydvästra Sverige.

Distribution between tarns with and without breeding pairs of Red-throated Diver in 1986–87 and 1995–96 in South-west Sweden

	Häckning 1986 och/eller 1987 <i>Breeding pair present 1986 and/or 1987</i>	Ingen häckning 1986 och/eller 1987 <i>No breeding pair present 1986 and/or 1987</i>
Häckning 1995 och/eller 1996 <i>Breeding pair present 1995 and/or 1996</i>	15 (71%)	6 (29%)
Ingen häckning 1995 och/eller 1996 <i>No breeding pair present 1995 and/or 1996</i>	4 (8%)	47 (92%)

densen är statistiskt signifikant (Tabell 1, $\chi^2=27,8$, $p<0,001$, tvåsidigt). Man kan invända att analysen kanske innefattar flera lokaler som är olämpliga för häckande smålommar, och att detta bidragit till resultatet. Men även om vi utesluter 23 lokaler som vi subjektivt bedömt vara mindre lämpliga, erhålles ett statistiskt signifikant resultat ($\chi^2=14,2$, $p<0,001$, tvåsidigt).

De sydvästsvenska smålommarna torde alltså vara utpräglat boplatstrogn. Liknande resultat har presenterats från Shetlandsöarna på basis av en studie av ringmärkta smålommar (Okill 1992). Om situationen däremot liknat den som beskrivits för mellersta Finland, där smålommarna i stor utsträckning flyttar mellan alternativa häckningsplatser (Töttö 1995), borde vi ha noterat en jämnare fördelning mellan tjärnar med respektive utan häckande eller stationära par i jämförelsen mellan 1986–87 och 1995–96.

Häckningsresultatet 1980–96

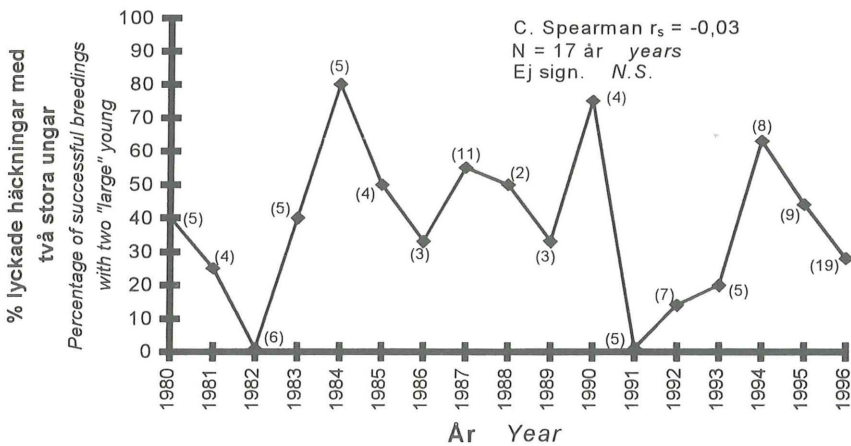
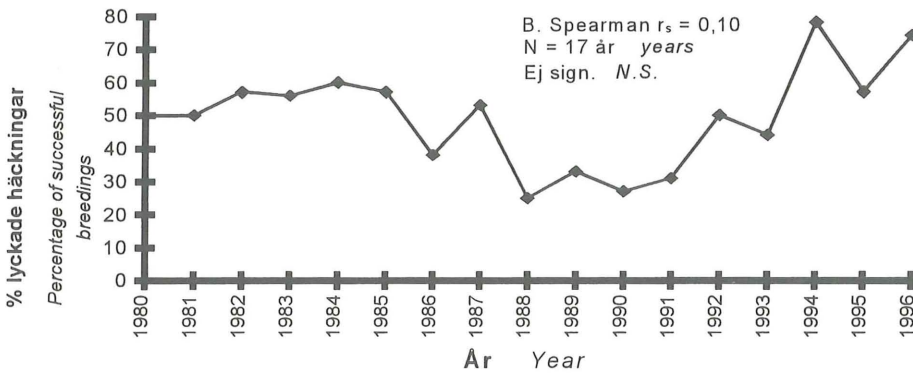
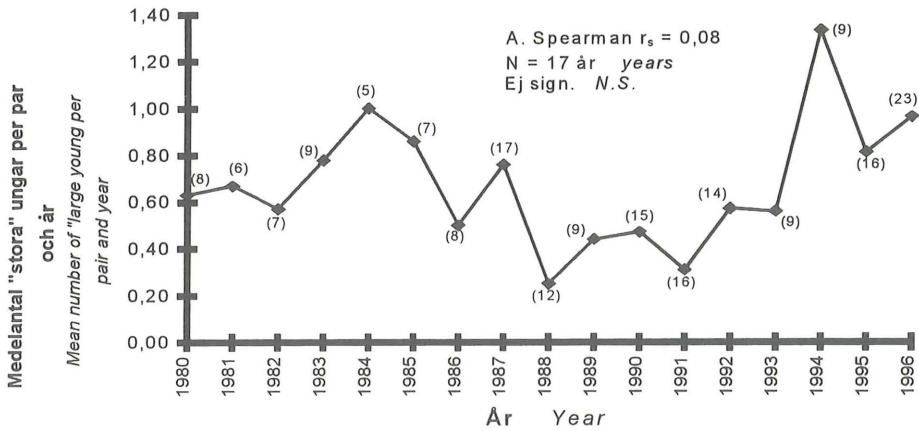
Den genomsnittliga ungpåproduktionen 1980–96 var 0,67 (\pm SE 0,066) ”stora” ungar per par och år. Procentandelen lyckade häckningar var i medeltal 49 % och procentandelen kullar med två ”stora” ungar under den 17 år långa perioden var i medeltal 38 %. Det fanns inga tendenser till tidstrender, men variationen mellan olika år var ganska stor (Figur 2). ”Bottenåret” 1988 översvämmades många bon i samband med en regnrik vår och försommar (Johansson 1992). Även i andra smålomsundersökningar har man noterat stora mellanårsvariationer, t.ex. på den kanadensiska tundran där häckningsutfallet i stor utsträckning var kopplat till predationstrycket från bland annat fjällräv (Dickson 1992).

Det var en tydlig samvariation mellan medelan-

talet ”stora” ungar per par och år, räknat över alla häckningar upptäckta före kläckning, och procentandelen lyckade häckningar (jämförelse av tidstrenderna i Figur 2A och 2B; Spearman $r_s=0,94$, $N=17$ år, $p<0,01$), medan procentandelen lyckade häckningar med två ”stora” ungar inte påverkade ungpåproduktionen lika uttalat (Figur 2A och 2C; Spearman $r_s=0,39$, $N=17$ år, $0,05 < p < 0,01$).

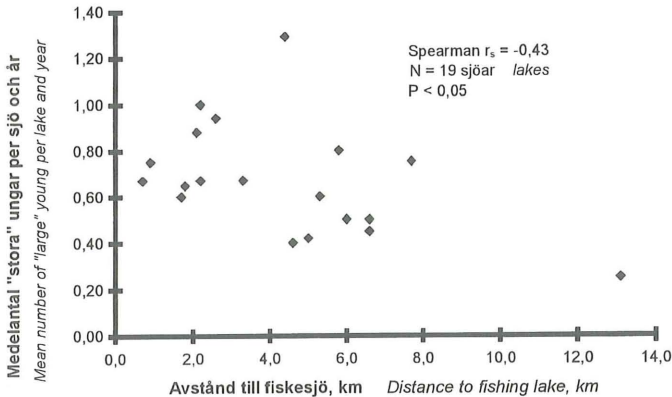
Det finns inget underlag, t.ex. i form av analyser av återfynd av ringmärkta fåglar, som tillåter en bedömning av nivån på ungpåproduktionen i relation till behovet av nyrekrytering för att bibehålla en oförändrad beståndsstorlek. Däremot kan trender och nivån på häckningsframgången i sydvästra Sverige jämföras med undersökningar i andra områden. I Malungstrakten i Dalarna var den genomsnittliga häckningsframgången 1991–95 klart bättre än i sydvästra Sverige, med 0,88 ”stora” ungar per par och år och en procentandel lyckade häckningar på i medeltal 64 % (Dahlén 1996). Någon tendens till minskning i beståndet har inte noterats under den tid undersökningarna pågått (B. Dahlén, muntl.). På Shetlandsöarna var den genomsnittliga ungpåproduktionen 0,45 ”stora” ungar per par och år under en period på närmare 45 år, från 1918 till början av 1980-talet, och denna nivå bedömdes ha varit tillräcklig för att bibehålla det häckande beståndets storlek på en oförändrad nivå (Gomersall 1986). I Häme i södra Finland noterades 1979–82 en genomsnittlig produktion på 1,15 ”stora” ungar per par och år och i medeltal 60 % lyckade häckningar hos ett smålomsbestånd under tillväxt (Lokki & Eklöf 1984). Vår bedömning är att ungpåproduktionen i sydvästra Sverige under perioden 1980–96 har varit tillräcklig för att bibehålla beståndets storlek på en oförändrad nivå.

Den genomsnittliga procentandelen kullar med



Figur 2. Häckningsframgång hos smålom i sydvästra Sverige 1980–96. Antalet undersökta par anges inom parentes. Inga statistiskt signifikanta tidstrender.

Breeding success of Red-throated Diver in southwest Sweden 1980–96. The number of investigated pairs is given in parentheses. No statistically significant trends over time.



Figur 3. Genomsnittlig häckningsframgång i olika sjöar i relation till avståndet till närmaste kända fiskesjö.

The average breeding success in different lakes in relation to distance to nearest fishing lake.

två "stora" ungar bland de lyckade häckningarna låg på samma nivå i vårt material, i Malungstrakten 1991–95 (38 %, Dahlén 1996), och i undersökningar 1979–88 av ett havsfiskande smålomsbestånd på Shetlandsöarna (34 %, Okill & Wanless 1990). Häckningsbiotopernas kvalitet som uppväxtmiljöer för smålomsungarna tycks således inte ha varierat mellan dessa tre områden.

Skillnader i häckningsutfallet mellan olika sjöar

För 19 lokaler finns uppgifter om häckningsutfallet för minst fyra år under perioden 1980–96. Den genomsnittliga ungpåproduktionen varierade avsevärt mellan de olika sjöarna, från 0,25 till 1,29 "stora" ungar per par och år. Variationen i häckningsutfall mellan olika sjöar är ungefär lika stor som variationen mellan olika år ($CV_{\text{sjöar}} = 36\%$, $CV_{\text{år}} = 40\%$), och det finns fog för att tala om "bra" och "dåliga" häckningstjärnar. För 13 av sjöarna finns även information om lyckade häckningar under minst fyra år, och procentandelen kullar med två "stora" ungar varierade från noll (d.v.s. inga häckningar med två "stora" ungar) till 80 %.

Häckningsutfallet i 14 sjöar med förmodat lämpliga boplatser på öar (med låga och rundade strandkanter så att lommarna lätt kan hasa sig ur och i vattnet) var i medeltal 0,72 (\pm SE 0,070) "stora" ungar per sjö och år, jämfört med 0,54 (\pm SE 0,056) "stora" ungar per sjö och år för fem sjöar utan lämpliga boplatser på öar. Skillnaden är inte statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test) men i linje med resultat från tidigare undersökningar om att smålommarna lyckas bättre med sin häckning om det finns lämpliga boplatser på (förmodat mer predatorsäkra) småöar utan fast landförbindelse. Men det

är inte alltid som smålommarna lägger sitt bo på öar utan landförbindelse, även vid tjärnar där detta är möjligt.

Det fanns inget statistiskt signifikant samband mellan häckningssjöarnas areal och medelantalet "stora" ungar per sjö och år (Spearman $r_s = -0,28$, $N = 19$ sjöar, 0,5–7,0 ha). På Shetlandsöarna noterade Okill & Wanless (1990) att häckningsframgången var högre vid häckningssjöar under 0,3 ha, alltså vid sjöar av mindre areal än de som ingick i vår undersökning.

Däremot fanns en statistiskt signifikant tendens till lägre ungpåproduktion i sjöar med långt pendelavstånd till fiskevatten (Figur 3), men resultatet måste tolkas med reservation eftersom vi kanske inte känner till alla fiskesjöar. Möjligen är häckningsframgången till och med kläckningen oberoende av avståndet till fiskevatten, men däremot är kanske transporten av fisk så krävande för föräldrafågeln att långa avstånd mellan häcknings- och fiskesjöar leder till en minskad matningsfrekvens. Bland fem kullar som specialstuderades i vårt undersökningsområde 1986–87 fanns emellertid inget samband mellan matningsfrekvens med avstånd varierande från 1,9 km. till 7,7 km. till närmaste fiskesjö (Eriksson m.fl. 1990). I en kanadensisk undersökning noterade man emellertid att bland bon belägna mer än 9 km. från fiskevatten var matningsfrekvensen lägre och att färre ungar blev flygga (Eberl & Picman 1993). I andra undersökningar från Shetlandsöarna (Merrie 1978) och Kanada (Douglas & Reimchen 1988) har man funnit att smålommarna sällan häckar på längre pendelavstånd än 8–9 km. från sina fiskevatten. Möjligen finns ett tröskelvärde vid 8–9 km. vad gäller smålommarnas benägenhet att pendla mellan fiske- och häckningssjöar.

Sammanfattande bedömning

Det sydvästsvenska smålomsbeståndet har minskat med minst en tredjedel sedan mitten av 1930-talet. Minskningen skedde i huvudsak från omkring 1965 till omkring 1990. Därefter finns det en försiktig tendens till en återhämtning. Vi bedömer att ungprouktionen under 1980-talet och hittills under 1990-talet varit tillräcklig för att kompensera för dödligheten bland de gamla fåglarna, även om variationen mellan olika år varit stor.

Smålommar är långlivade fåglar. På Shetlandsöarna har gamla smålommar återfångats på häckningsplatsen 12–13 år efter födelseåret (Okill 1992), och en svenskmarckt smålom innehar det internationella åldersrekordet på 23 år (Staav 1989). De enda tillförlitliga uppgifterna om åldern för första häckning finns från Shetlandsöarna, där ungefär två tredjedelar av ungfåglarna är tillbaka i sina "barn-domsvatten" vid två års ålders (som 3 K-fåglar) och det stora flertalet vid tre års ålder (4 K-fåglar, Okill 1994). Smålommarna är alltså typiska "K-strateger", som börjar häcka ganska sent, har lång livslängd och en låg årlig reproduktion. Sjutton år kan vara för kort tid för mer definitiva slutsatser, men vi tror att det finns fog för en försiktig optimism för den sydvästsvenska smålommen just nu.

Smålommens tillbakagång har bland annat satts i samband med effekter av försurningen av sjöar, såsom utglesade fiskbestånd och hög kvicksilverbelastning i bytesfisk. Tillbakagången i sydvästra Sverige från 1960-talet och framåt sammanfaller bland annat med tidpunkten då problemen med försurning uppmärksammades på allvar (t.ex. Eriksson 1994, Eriksson m.fl. 1988, 1992). Vi har svårt att inom det svåröverskådliga komplexet av olika hotfaktorer finna några andra tänkbara orsaker till den försiktigt positiva utvecklingen än möjligheten till bättre födounderlag i försurningspåverkade fiskevatten som varit föremål för kalkning (t.ex. Degerman m.fl. 1995, Meili 1995). Därför är det viktigt att smålommens fiskevatten ges hög prioritet, inom ramen för reducerade statliga anslag, i det fortsatta arbetet med att kalka försurningspåverkade sjöar.

Tack

Inventeringsarbetet avseende smålom har i stor utsträckning skett på ideell basis av medlemmar i Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening. Björn Arvidsson har ställt till förfogande sammanställningar av inventeringar och förfrågningar 1980–81 i samband med riksinventeringen av smålom dessa

år. Sedan 1994 har arbetet samordnats med verksamheten i Projekt LOM, som drivs gemensamt av Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening. Finansiellt stöd har erhållits från bland annat Naturvårdsverket, Världsnaturfonden WWF och Alvins Fond. Börje Dahlén, Peter Lindberg och två "referees" har medverkat med kommentarer och synpunkter på texten.

Referenser

- Ahlén, I. & Tjernberg, M. 1996 (red.). *Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – artfakta*. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Ahlgren, C-G., Johansson, I. & Persson, J-Å. 1984. Projekt Smålom – ett nytt undersökningsprojekt i Södra Älvsborg. *Gavia* 10: 51.
- Ahlgren, C-G., Johansson, I. & Persson, J-Å. 1985. Projekt Smålom – en presentation av undersökningsåret 1984. *Gavia* 11: 1–10.
- Ahlgren, C-G., Johansson, I. & Persson, J-Å. 1986. Projekt Smålom – en presentation av undersökningsåret 1985. *Gavia* 12: 11–16.
- Alatalo, M. 1986. Fåglar och ortnamn i södra Älvsborg. *Gavia* 12: 1–10.
- Arvidsson, B. 1981. Smålommen i Södra Älvsborg 1980–1981. *Gavia* 7: 41–45.
- Arvidsson, B. 1982. Smålommens häckning 1982. *Gavia* 8: 69.
- Beintema, A.J. 1996. Inferring nest success from old records. *Ibis* 138: 568–570.
- Bylin, K. 1980. Riksinventeringen 1980: trana och smålom. *Vår Fågelvärld* 38: 48–49.
- Dahlén, B. 1996. Inventering av smålom i Malungs socken 1995. *Fåglar i Dalarna* 29: 3–11.
- Degerman, E., Henrikson, L., Herrmann, J. & Nyberg, P. 1995. The effects of liming on aquatic fauna. Sid. 221–282 i *Liming of acidified surface waters* (Henrikson, L. & Brodin, Y.W., red). Springer-Verlag, Berlin.
- Dickson, D.L. 1992. The Red-throated Loon as an indicator of environmental quality. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper No. 73*.
- Douglas, S.D. & Reimchen, T.E. 1988. Habitat characteristics and population estimate of breeding Red-throated Loons, *Gavia stellata*, on the Queen Charlotte Islands, British Columbia. *Canadian Field-Naturlist* 102: 679–684.
- Eberl, C. & Picman, J. 1993. Effects of nest-site location on reproductive success of Red-throated Loon (*Gavia stellata*). *Auk* 110: 436–444.
- Eriksson, M.O.G. 1994. Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon (*Gavia stellata*) and Arctic Loon (*Gavia arctica*) in southwest Sweden. *Hydrobiologia* 279/280: 439–444.
- Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. 1995. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992. *Ornis Svecica* 5: 1–14.
- Eriksson, M.O.G., Arvidsson, B. & Johansson, I. 1988. Habitatkaraktärer hos häckningssjöar för smålom *Gavia*

- stellata* i sydvästra Sverige. *Vår Fågelvärld* 47: 122–132.
- Eriksson, M.O.G., Blomqvist, D., Hake, M. & Johansson, O.C. 1990. Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. *Ibis* 132: 1–13.
- Eriksson, M.O.G., Johansson, I. & Ahlgren C-G. 1992. Levels of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* in Southwest Sweden. *Ornis Svecica* 2: 29–36.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 1995. Projekt Lom 1994. Sid. 53–55 i *Fågelåret 1994*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 1996. Projekt Lom 1995. Sid. 49–51 i *Fågelåret 1995*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Gomersall, C.H. 1986. Breeding performance of the red-throated diver *Gavia stellata* in Shetland. *Holarctic Ecology* 9: 277–284.
- Johansson, I. 1990. Projekt Smålom. *Fåglar i södra Älvsborg* 16: 50–51.
- Johansson, I. 1991. Projekt Smålom: Inventering av smålom i södra Älvsborg och norra Halland. *Fåglar i södra Älvsborg* 17: 27–35.
- Johansson, I. 1992. Projekt Smålom 1991. *Fåglar i södra Älvsborg* 18: 14–16.
- Johansson, I. 1993. Projekt Smålom 1992. *Fåglar i södra Älvsborg* 19: 16–18.
- Johansson, I. 1994. Lomnyheter. *Smålom 1993. Fåglar i södra Älvsborg* 20: 21
- Lokki, J. & Eklöf, K. 1984. Breeding success of Red-Throated Diver *Gavia stellata* in southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 21: 417–419.
- Lundgren, S. 1988. Projekt Smålom. *Gavia / Fåglar i södra Älvsborg* 14: 10–12.
- Lundgren, S. 1989. Projekt Smålom. *Gavia / Fåglar i södra Älvsborg* 15: 50.
- Mayfield, H. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87: 456–466.
- Meili, M. 1995. Liming effects on mercury contents in fish. Sid. 383–398 i *Liming of acidified surface waters* (Henrikson, L. & Brodin, Y.W., red). Springer-Verlag, Berlin.
- Merrill, T.D.H. 1978. Relationship between spatial distribution of breeding divers and the availability of fishing waters. *Bird Study* 25: 119–122.
- Norberg, R.Å. & Norberg, U.M. 1971. Take-off, landing and flight speed during fishing flights of *Gavia stellata* (Pont.). *Ornis Scandinavica* 2: 55–67.
- Okill, J.D. 1992. Natal dispersal and breeding site fidelity of Red-throated Diver *Gavia stellata* in Shetland. *Ringling & Migration* 13: 57–58.
- Okill, J.D. 1994. Ringing recoveries of Red-throated Divers *Gavia stellata* in Britain and Ireland. *Ringling & Migration* 15: 107–118.
- Okill, J.D. & Wanless, S. 1990. Breeding success and chick growth of Red-Throated Diver *Gavia stellata* in Shetland 1979–88. *Ringling & Migration* 10: 26–30.
- Persson, J-Å., Lundgren, S. & Johansson, I. 1986. Projekt Smålom. *Gavia* 12: 71–72.
- Rosenius, P. 1942. *Svenska fåglar och fågelbon, femte bandet*. Gleerups, Lund.
- SOF. 1990. *Sveriges fåglar, 2: a uppl.* Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Staab, R. 1989. Åldersrekord för fåglar ringmärkta i Sverige – aktuell lista 1989. *Vår Fågelvärld* 48: 251–275.
- Tyrberg, T. 1985. Ortnamn och fåglar i Östergötland – en faunahistorisk studie. *Vår Fågelvärld* 44: 207–222.
- Töttö, P. 1995. (The Red-throated Diver in Pirkanmaa, 1994.) *Lintumies* 20: 40–54 (på finska, engelsk sammanfattning)

Summary

The Red-throated Diver Gavia stellata in southwest Sweden: population trend and breeding success

We describe the development of a Red-throated Diver *Gavia stellata* population since the 1930's and their breeding success in a study area of 6 500 km² in southwest Sweden. The area is dominated by coniferous forests. Most lakes are of oligotrophic character. In the area, Red-throated Divers breed in small lakes and tarns (0.4–33.1 ha, mean = 3.8 ha, median = 1.6 ha). The breeding lakes are normally devoid of fish, and non-fledged chicks are fed with fish transported from adjacent freshwaters (Eriksson et al. 1990). The populations of both Red-throated Diver and Black-throated Diver *G. arctica* have been surveyed yearly since the early 1980's, mainly on voluntarily basis (e.g. Johansson 1992, Eriksson et al. 1995).

Many of the lakes are affected of acidification and have been objects for liming in order to reduce adverse effects of acid deposition. Both species of divers have been included in research on potential susceptibility to freshwater acidification (e.g. Eriksson 1994).

Material and methods

Potential breeding sites have been surveyed with varying intensity during the period 1980–96. The selection of visited lakes have been done on the basis of information of presence or previous records of breeding pairs and, more arbitrarily, on information on maps (scale 1:50 000). In total, 235 lakes have been visited at least once during 1980–96, and more comprehensive surveys were done in 1986–87 and 1995–96. During 1995–96, the majority of lakes with information of breeding pairs from the 1930's and onwards were visited. We try to reconstruct the population development since the middle of the 1930's on the basis of information from inquiries, and use information from the surveys 1986–87 and 1995–96 for judgements about the development since the middle of the 1980's.

We used observations of nest building, eggs, incu-

bation, non-fledged young or fishing flights as criteria of breeding pairs for the classification of lakes with regard to the presence of Red-throated Divers.

For lakes with information of breeding results for at least four years during the period 1980–96, we related the average breeding success to the following factors:

- *The occurrence of suitable nest sites on small islets*, presumably with a lower risk of predation (Lokki & Eklöf 1984).
- *Surface area of the breeding lake*. In Shetland, breeding success has been shown to be higher in small lakes (<0.3 ha, Okill & Wanless 1990).
- *Distance to the nearest fishing lake*. Presumably, the cost of flight transports of fish to non-fledged chicks sets an upper limit of the distance between fishing waters and breeding sites (e.g. Eberl & Picman 1993).

Results and discussion

Population trend

In total, approximately 60 breeding sites, used at least once since the middle of the 1930's, are known in the study area. There has been a 30–40 % decrease of the population size during the latest 60 years (Figure 1). The population size remained fairly stable until the 1960's, and after the middle of the 1980's the decline has leveled off. The distribution pattern with concentrations of breeding pairs at neighbouring lakes, described from the beginning of the 20th century (Rosenius 1942), still remains intact.

There is also a slight tendency of recovery and establishment of breeding pairs at new sites since the middle of the 1980's. In 1995 and/or 1996 breeding pairs were recorded at 28 lakes. Eighteen of those lakes (64 %) were inhabited by Red-throated Divers also during 1986 and/or 1987, for four lakes (14 %) information about the situation during 1986–87 is lacking, one abandoned breeding lake (4 %) has been recolonized and five breeding records (18 %) are from lakes not known to have been used earlier by Red-throated Divers. In addition, one lake with a long tradition as a breeding site for Red-throated Divers (incl. 1986–87) has been inhabited by two pairs from 1994 onwards.

A comparison of the surveys 1986–87 and 1995–96 concerning the distribution between lakes with and without breeding pairs (Table 1) indicates a high degree of nest site tenacity. This is similar to what Okill (1992) has reported for the Red-throated Diver population in Shetland on the basis of information

from ringed birds. If breeding pairs frequently shifted between alternative breeding lakes, as has been reported from Central Finland (Töttö 1995), the distribution between lakes with and without breeding or stationary pairs should have been more even.

Breeding success

The average production was 0.67 (\pm SE 0.066) "large" (halfgrown-fledged) young per pair per year during 1980–96, the average percentage of successful pairs (with at least one "large" young) was 49 % and the percentage of successful breeding with two "large" young was 38 %. There were no trends over time, but variations between years were considerable (Figure 2). In 1988, when breeding success was extremely low, many nests were flooded due to heavy rains during spring and early summer (Johansson 1992). There was a clear relationship between the mean number of "large" young per pair and the percentage of successful breeding (comparison of trends in Figure 2A and 2B; Spearman $r_s = 0.94$, $N = 17$ years, $p < 0.01$), while the percentage of successful pairs raising two chicks influenced the production of young less significantly (Figure 2A and 2C; Spearman $r_s = 0.39$, $N = 17$ years, $0.05 < p < 0.01$).

We conclude that the production of young was sufficiently high for the maintenance of a stable population, although no data on recoveries of ringed birds are available for analyses. In Malung, Central Sweden, the average breeding success during 1991–95 was 0.88 "large" young per pair per year (Dahlén 1996), without any indications of a decline. In Shetland, Gomersall (1986) concluded that the average production of 0.45 "large" young per pair and year, recorded for the period 1918–early 1980's, was sufficient for maintaining a stable populations size. In South Finland, Lokki & Eklöf (1984) recorded an average production as high as 1.15 "large" young per pair per year during 1979–82 in an increasing population.

For 19 breeding lakes, we have information about the breeding success during at least four years during 1980–96. There was a considerable variation in the average breeding success between different lakes, from 0.25 to 1.29 "large" young per lake per year. The coefficient of variation between lakes was similar to that between years ($CV_{\text{lakes}} = 36\%$, $CV_{\text{years}} = 10\%$). For 13 lakes with information about successful breedings during at least four years, the percentage of broods with two "large" young varied from zero to 80 %.

The production of young was higher at lakes with suitable nest sites on islets (mean = $0.72 \pm \text{SE } 0.070$ "large" young per lake and year, $n = 14$ lakes) than in lakes without islets (mean = $0.58 \pm \text{SE } 0.056$, $n = 5$ lakes). Our result, although not significant (Mann-Whitney U test), is in accordance with other findings that Red-throated Divers breed more successfully in lakes with nest sites available on islets (e.g. Lokki & Eklöf 1984), presumably due to a lower risk of predation.

There was no significant indication of higher production of young at small breeding tarns (Spearman $r_s = -0.28$, $N = 15$ lakes, range = 0.5–7.0 ha). In Shetland, Okill & Wanless (1990) recorded a higher breeding success at tarns smaller than 0.3 ha.

There was a negative relationship between production of young and the travelling distance to fishing waters (Figure 3, range = 0.7–13.1 km.). However, in a detailed study of five broods of non-fledged chicks in our study area, no tendency between feeding frequency and distances between 1.9 km. and 7.7 km. was detected (Eriksson et al. 1990). But in a study of Red-throated Divers in Canada, Eberl & Picman (1993) recorded a reduced feeding frequency and breeding success among pairs nesting

more than 9 km. from marine fishing waters. Other studies from Shetland and Canada indicate that Red-throated Divers seldom breed more distantly than 8–9 km. from the fishing waters (Merrie 1978, Douglas & Reimchen 1988).

Concluding remarks

The Red-throated Diver has attracted attention in bird conservation due to a combination of several factors, including loss of nesting habitats affected of drainage, disturbance from out-door recreation activities, and reduced availability of fish prey and increased exposure to mercury among birds foraging in lakes affected by freshwater acidification (e.g Eriksson et al. 1988, 1992, Eriksson 1994). Among the complex of factors, we find the possibility of improved foraging conditions in freshwater lakes which have been limed in order to reduce the negative impacts of exposure to acid pollutants, to be the most probable reason for the recent, slight tendency of recovery of the breeding population. Therefore, freshwaters used by foraging Red-throated Divers during the breeding season must be given high priority in decisions of freshwater liming.