

## Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i relation till vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i olika fiskevatten

*Breeding success of the Red-throated Diver Gavia stellata in relation to water chemistry and composition of the fish stocks in different fishing lakes*

MATS O. G. ERIKSSON

---

### Abstract

Breeding performance by Red-throated Diver *Gavia stellata* was compared to water chemistry, light penetration and density of fish in 34 freshwater lakes used for foraging in South and Central Sweden. The study covered around 25% of the breeding population in these parts of the country. Fishing lakes were overall nutrient-poor, and some of them were also acidic and had a poor buffering capacity. There were no relationships between breeding success and water chemistry (pH, alkalinity, total phosphorus), light penetration or impact of acidification. Species composition of the fish communities was characteristic for nutrient-poor lakes: on average 6.6 fish species per lake and dominance of *Perca fluviatilis*, *Rutilus ru-*

*tilus*, *Esox lucius* and *Coregonus albula*. The survival of chicks was correlated to high abundance of cyprinid and salmonid fish, i.e. the dominant prey delivered to non-fledged chicks. Around 300 freshwater lakes are judged to be of importance as foraging sites for breeding Red-throated Divers in Sweden. Continuous and long-term liming is a prerequisite in order to maintain viable fish stocks in those lakes that are acid or have a poor buffering capacity.

Mats O.G. Eriksson, MK Natur- och Miljökonsult,  
Tommered 6483, 437 92 Lindome;  
eriksson.tommered@telia.com

---

Received 23 March 2006, Accepted 12 November 2006, Editor: Å. Lindström

Den kanske mest påtagliga skillnaden i häckningsbiologin mellan lomarterna häckande i nordvästra Europa är att storlommen *Gavia arctica* i första hand återfinns vid ganska stora och näringsfattiga klarvattenssjöar och att bytesfisk till ungarna oftast hämtas i häckningssjön, medan smålommen *Gavia stellata* häckar vid små och ofta fisktomma tjärnar och myrgölar (Eriksson 1994). Ungarna matas med fisk som föräldrafågeln hämtar i större klarvattenssjöar på pendelavstånd på upp till närmare 10 km (Eriksson m.fl. 1990, Eriksson & Johansson 1997). Hos kustnära bestånd (t.ex. utefter Norrlandskusten) hämtas bytesfisken till stor del i havet (Skyllberg m.fl. 1999). Smålommarna är dessutom ganska ”kräsna” i sitt val av fiskesjöar. Ett smålomspår som matar ungar väljer mellan alternativa fiskevatten både utifrån tillgången på bytesfisk och avstånden till alternativa fiskevatten, och fisketurerna riktas inte alltid till de närmast belägna sjöarna. Smålommen väljer i först hand sjöar med goda bestånd av mört- eller laxartad fisk (ofta siklöja), medan storlommen inte är lika hårt knuten till förekomsten av specifika fiskarter utan snarare till goda siktförhållanden i vattnet (Eriksson m.fl.

1990, Eriksson & Sundberg 1991). Detta betyder att smålommen är mera sårbar än storlommen för den minskade förekomsten av fisk och förändringarna i fiskbeståndens sammansättning i försurade sjöar (Eriksson 1991, 1994). För båda arterna gäller emellertid att fiskarna inte får vara för stora (< 20 cm) för att kunna hanteras och sväljas av ungarna.

Resultat från inventeringar 1994–2003 inom ramen för Projekt LOM antyder att ungtproduktionen i södra och mellersta Sverige kan ha varit lägre än vad som krävs för att kompensera för dödligheten bland gamla fåglar (Eriksson 2004). För smålommarna i artens svenska kärnområde (Svealand och Dalsland) finns dessutom ett tydligt samband mellan andelen lyckade häckningar med två ”stora” ungar och häckningsframgången mätt som antal ungar per par för samtliga påbörjade häckningar (Dahlén & Eriksson 2002). Detta tyder på att föräldrafågelnas möjligheter att finna tillräckligt med bytesfisk för att föda upp ungarna till flygg ålder har påverkat häckningsutfallet. För storlommen har man i skotska undersökningar övertygande visat hur ungnarnas överlevnad till flygg ålder är bero-

ende av en god tillgång på bytesfisk (Jackson 2003, 2005).

I den här uppsatsen jämförs häckningsresultatet för smålompar som fiskar i olika sjöar med syftet att bedöma om det finns några samband mellan ungtproduktionen, de vattenkemiska förhållandena och fiskbeståndens sammansättning i fiskevattnen. Underlaget för bedömningar om smålommarnas val av fiskevatten och häckningsframgången bygger till största delen på rapporteringen till Projekt LOM under perioden 1994–2005 (t.ex. Eriksson 2004, för några fiskesjöar finns data från 1990 och framåt). Information om fiskesjöarnas vattenkemi och fiskbestånd har till största delen hämtats från provtagningar inom den nationella och regionala miljöövervakningen.

## Material och metoder

### *Urval av fiskesjöar för undersökningen*

Bedömningarna om vilka sjöar som olika smålompar besöker för sitt födosök bygger i flertalet fall på observationer av flygriktningar mellan häcknings-tjärnar och tänkbara fiskesjöar (mer noggranna studier av smålomsföräldrarnas matning av sina ungar har visat att dessa observationer ger tillförlitlig information, Eriksson m.fl. 1990). När mer än en förmodad fiskesjö har rapporterats för ett och samma par, har det aktuella paret relaterats till den fiskesjö som med ledning av rapporteringen bedömts vara den mest frekventerade. Även om smålomsparen kan växla mellan olika fiskevatten, visar resultat från tidigare undersökningar (i sydvästra Sverige 1986–1988) att de flesta paren förlägger flertalet av fisketurerna till en och samma sjö (Eriksson m.fl. 1990). Uppgifter för ett och samma smålomspår har således bara använts i beräkningsunderlaget för en fiskesjö och den som bedömts vara mest frekventerad.

Minimikravet för att ta med en sjö i undersökningen var att det fanns uppgifter om häckningsresultatet för minst fem år för åtminstone ett smålomspår som bedömts hämta fisk i sjön för att mata ungar. Med detta urvalskriterium har 34 sjöar undersökts, tio på Sydsvenska Högländet och 24 i kärnområdet för det svenska smålomsbeståndet i Dalarna, Värmland, Västmanland och Dalsland. Sjöarnas areal varierade från 0,2 till 86,2 km<sup>2</sup> (Figur 1, Appendix A). I åtminstone 21 (62%) av sjöarna fanns också häckande storlom. I tidigare undersökningar av de två lomarternas val av sjöar har man inte funnit några indikationer på att närvaro av den ena lomarten negativt påverkar den andra (Eriksson & Sundberg 1991).

### *Beräkning av häckningsresultatet*

För jämförelser av ungtproduktionen för smålompar som fiskar i de olika fiskesjöarna har *medelantalet stora (minst halvvuxna) ungar per häckande par och år* beräknats för varje sjö. Fynd av bo, ägg eller ruvande fågel var kriterier för fastställd häckning (enligt tidigare beskrivna metoder, t.ex. Dahlén & Eriksson 2002). Beräkningarna gjordes i två steg; först beräknades medelantalet ungar per par för varje år och därefter ett medelvärde för alla år med data för den aktuella fiskesjön.

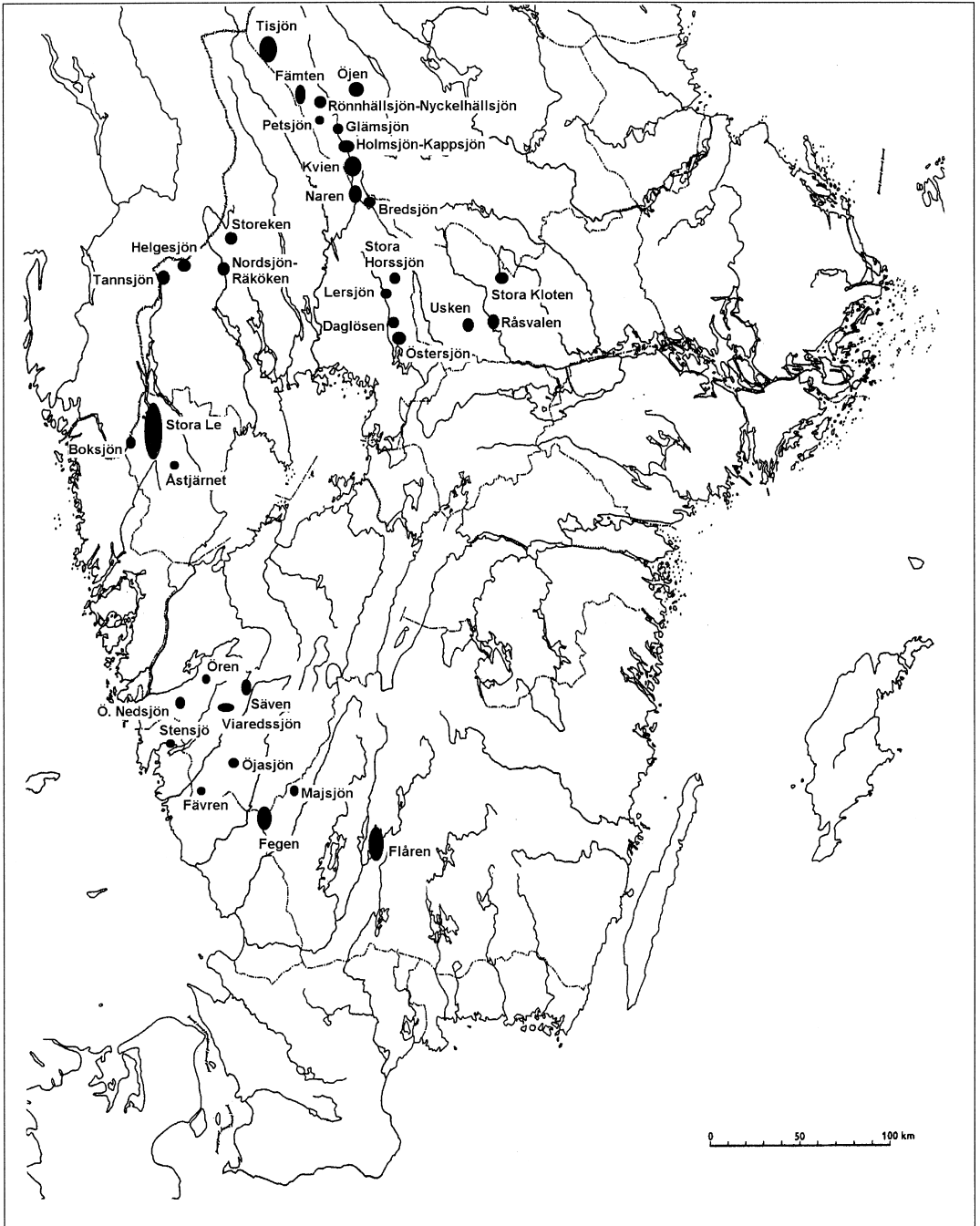
Vidare bedömdes för varje fiskesjö ungarernas överlevnad tills de blivit flygga genom att beräkna den *genomsnittliga %-andelen ungtullar med två stora ungar per år*, och i dessa beräkningar har även häckningar som inte har upptäckts förrän ungarna har kläckts tagits med. Givet att överlevnaden i stor utsträckning varit beroende av föräldrafågelnas möjligheter att fånga fisk till ungar, på liknande sätt som för storlommen (Jackson 2003, 2005), är denna siffra en indikation på födosöksförhållandena i de olika fiskesjöarna. Eftersom det i första hand är händelser under ruvningen som medverkar till att häckningar misslyckas (Dahlén & Eriksson 2002) är det inte alltid som procentandelen ungtullar med två stora ungar samvarierar med medelantalet ungar per par och år.

Bedömningar av eventuella trender över tiden gjordes genom beräkningar av Spearmans rangkorrelationskoefficient (Spearman  $r_s$ ). Primärdata redovisas i Appendix B.

### *Vattenkemi, försurningsstatus och ljusförhållanden i fiskesjöarna*

För information om vattenkemin har i första hand data från den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar och vattendrag använts. Inom ramen för detta program har ett stort antal sjöar undersökts 1972, 1975, 1985, 1990, 1995, 2000 och 2005, och resultaten är tillgängliga via en databas vid Institutionen för miljöanalys vid Sveriges Lantbruksuniversitet (<http://info1.ma.slu.se/IMA/huvud.html>, se även Wilander m.fl. 2003 för metodik m.m.). Därutöver har kompletterande information erhållits för sjöar i Västra Götalands län och i Malungs kommun i Dalarnas län. Häckningsresultatet för par som fiskar i de olika sjöarna har relaterats till följande parametrar:

- *pH-värdet*, som är ett mått på sjöns surhet. Liksom i tidigare undersökningar (t.ex. Eriksson & Hake 2000) har sjöar med uppgifter om pH-värdet under 5,5 (innan sjön blev föremål för even-



Figur 1. De undersökta fiskesjöarnas läge.  
*The location of the investigated foraging lakes.*

tuell kalkning) klassificerats som *försurningspåverkade*. Försurningseffekter som kan påverka smålommens möjligheter till födosök genom förändrad fisktillgång och ökat siktdjup är mest påtagliga när pH sjunker under detta värde (Brodin 1995). Flertalet av sjöarna år sedan 1980-talet föremål för kalkning, men man bör räkna med bestående ekologiska förändringar under lång tid även om pH-värdet efter kalkning legat på en högre nivå (Appelberg 1995, Henrikson & Brodin 1995).

- *Alkalinitet*, som är ett mått på sjöns buffertkapacitet eller förmåga att motstå surt nedfall.
- *Totalfosforhalt*, som är ett mått på sjöns näringsstatus och produktivitet. Det finns ett ganska komplicerat samband mellan produktivitet och förekomsten av abborre och mörtartad fisk (Persson m.fl. 1991).
- *Absorbans*, som är ett mått på genomsläppligheten av ljus i vattnet. Ljusförhållandena påverkas i första hand av humushalten och grumligheten. Eftersom lommarna är s.k. visuella predatorer som lokaliserar sina byten med hjälp av synen, kan siktförhållandena i sjön vara av stor betydelse för valet av sjöar (Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991 för storlommen). I den svenska miljöövervakningen mäts absorbansen av ljus fotometriskt i filtrerat vatten i 5 cm kuvett vid våglängden 420 nm med ett standardiserat mått betecknat  $f_{420/5}$  (Naturvårdsverket 1999). En för ögat påtaglig brunfärgning av vattnet upplevs vid en absorbans på ungefär  $0,2 f_{420/5}$ .
- *Siktdjup*, som är ett alternativt mått på ljusförhållandena. Mätningar med siktdjupsskiva görs i regel i samband med provfiske.

De vattenkemiska förhållandena i fiskesjöarna bedömdes med ledning av de riktlinjer som tillämpas av Naturvårdsverket (1999); på basis av medelvärdet för mätningarna 1990, 1995, 2000 och 2005, och med minimikravet att mätdata skall finnas tillgängliga för åtminstone två av de fyra åren. För att bedöma om sjön varit försurningspåverkad har dessutom mätdata för 1972, 1975 och 1985 använts. Vattenkemiska data finns för 20 sjöar, och information för bedömning av försurningsstatus för 30 av de undersökta sjöarna (primärdata återfinns i Appendix C). Information om siktdjup finns bara för sju sjöar.

Eventuella samband mellan sjöarnas vattenkemi och häckningsresultatet undersöktes med hjälp av linjära regressionsmodeller (Chambers 1992); med medelantalet stora ungar per par och år respektive den genomsnittliga procentandelen ungpullar med

två stora ungar per år som responsvariabler och pH-värde, totalfosforhalt, absorbans och medelavstånd till häckningstjärnarna som förklaringsvariabler. Data avseende alkalinitet uteslöts ur analysen eftersom denna faktor var starkt korrelerad till pH-värdet (Spearman  $r_s=0,74$ ,  $P<0,005$ , 15 sjöar med information om alla vattenkemiska parametrar, data från Appendix C). Först testades responsvariablerna mot förklaringsvariablerna var för sig i enkla regressionsmodeller. Därefter utfördes en multipel regressionsanalys där antalet förklaringsvariabler minskades manuellt och successivt genom att mindre betydelsefulla variabler (lågt  $R^2$ -värde och/eller höga P-värden) valdes bort stegvis tills modellen blivit (om möjligt) statistiskt signifikant. Med detta förfaringsätt kan man lyfta fram potentiellt viktiga förklaringsvariabler vars effekt döljs av andra faktorer. De linjära modellerna omfattade endast sjöar med information om alla de undersökta variablerna, d.v.s. 15 sjöar vad gäller ungpåproduktionen och 14 sjöar för procentandelen ungpullar med två stora ungar.

#### *Fiskbestånden i de undersökta sjöarna*

Uppgifter om fiskbestånden i de undersökta sjöarna har i första hand erhållits via Fiskeriverkets provfiskedatabas ([http://www.fiskeriverket.se/databas/s\\_bas3.htm](http://www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm)), med kompletterande uppgifter om sjöar i Västra Götalands, Örebro och Dalarnas län. För bedömningar om antalet fiskarter i de olika sjöarna har provfiskedata från perioden 1979–2003 använts (primärdata i Appendix D).

Eventuella samband mellan fiskbeståndens storlek och häckningsresultatet har undersökts för elva sjöar med provfiskedata tillgängliga för minst ett år under perioden 1990–2003 (primärdata i Appendix E). Ett relativt mått på förekomsten har beräknats som antalet fiskar per nätansträngning, enligt de metoder som rekommenderas av Fiskeriverket. Skattningarna av fisktäthet har redovisats på basis av provfiske med bottennät, och inga justeringar har gjorts med hänsyn till eventuellt nätselaktivitet (Kinnerbäck 2001). Eftersom smålommen i första hand matar ungar med mörtartad och laxartad fisk som i stor utsträckning återfinns i de fria vattenmassorna av en sjö, är det beklagligt att resultat från provfiske med pelagiska nät bara fanns tillgängliga för tre av de undersökta sjöarna (Majsjön, Fegen och Viaredssjön). Med data från pelagiska nät för fler sjöar skulle det ha varit möjligt att med större precision bedöma förekomsten av småvuxen fisk av de fiskarter som dominerar i smålomsungarnas diet, även om fångsten med bottennät bedöm-

des ge ett tillräckligt underlag för relativa jämförelser mellan sjöarna.

Beräkningarna av eventuella samband mellan fiskbeståndens täthet och häckningsresultatet gjordes dels för hela fångsten, dels uppdelat med avseende på abborre *Perca fluviatilis*, gers *Gymnocephalus cernus*, mörtartad och laxartad fisk samt övriga fiskarter (se Tabell 5 för en översikt av vilka arter som ingår i de olika grupperna). I mer detaljerade studier av hur smålomsföräldrarna matade sina ungar i ett antal sydsvenska häckningstjärnar (1986–88, Eriksson m.fl. 1990) dominerade mört- och laxartad fisk (i första hand mört *Rutilus rutilus* resp. siklöja *Coregonus albula*) stort bland bytesfiskarna. Däremot utgjorde abborren bara en ytterst liten del, trots att det är en av de vanligaste och mest spridda fiskarterna i svenska insjöar (och oftast den mest talrika arten i provfiskena). Gers har inte noterats i bytesfisken till ungarna, men i en undersökning av lommarnas val av sjöar i sydvästra Sverige 1986–1987 noterades ett svårförklarligt samband mellan förekomsten av smålom och hög täthet av denna fiskart (Eriksson & Sundberg 1991).

Eventuella samband mellan fiskförekomsten och häckningsresultatet undersöktes med hjälp av linjära regressionsmodeller på liknande sätt som för vattenkemin; med medelantalet stora ungar per par och år respektive den genomsnittliga procent-

andelen ungvullar med två stora ungar per år som responsvariabler och med förekomsten av abborre, mörtartad fisk, laxartad fisk, gers och övrig fisk som förklaringsvariabler. Det första steget med tester av de enskilda responsvariablerna mot förklaringsvariablerna i enkla regressionsmodeller omfattade även totala antalet fiskar per nätansträngning. Två parallella analyser gjordes, för hela fångsten respektive fiskar mindre än 20 cm, eftersom smålomsungarna knappast kan hantera bytesfiskar av större storlek (Eriksson m.fl. 1990). Det fanns inga starka korrelationer mellan antalet fiskar av olika arter eller artgrupper inom en och samma multipla regressionsmodell ( $R^2 > 50\%$ , svarande mot Spearman  $r_s > 0,71$ ).

## Resultat och diskussion

### *Antalet smålomspår som fiskar i de undersökta sjöarna*

De undersökta fiskesjöarna bedömdes försörja smålomspår från 1–21 häckningstjärnar (Tabell 1, Appendix A), men för flera av sjöarna är siffran säkerligen en minimiskattning eftersom det omgivande området (upp till 10 km från sjön) sällan har totalinventerats med avseende på häckande smålommar. Det häckade inte mer än ett par vid någon av tjärnarna (med undantag för Östra Ned-

Tabell 1. Antal undersökta häckningstjärnar och fiskesjöar samt antal smålomspår som bedömts fiska i de undersökta fiskesjöarna.

*Number of investigated breeding tarns and fishing lakes, and the number of Red-throated Diver pairs judged to forage in the lakes.*

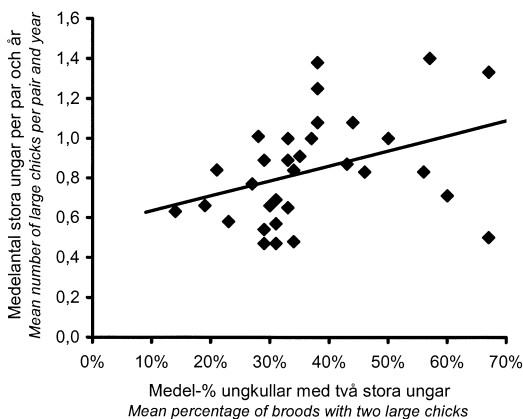
	Antal fiske-sjöar <i>No. of fishing lakes</i>	Antal inventerade häckningstjärnar per fiskesjö <sup>a</sup> <i>Number of surveyed breeding tarns per fishing lake<sup>a</sup></i>		Uppskattat antal par som fiskar i sjöarna varje år <sup>b</sup> <i>Assessed number of pairs that forage in the lakes each year<sup>b</sup></i>		Totalt antal par i den aktuella delen av landet <sup>c</sup> <i>Total number of pairs in this part of the country<sup>c</sup></i>	% som ingår i undersökningen <i>% in this study</i>
		Min.-max. <i>Range</i>	Medel <i>Mean</i>	Medel <i>Mean</i>	Totalt <i>Total</i>		
Sydsvenska Högländet	10	1–7	3,3	2,2	22	75–90	24–29 %
Svealand & Dalsland	24	1–21	6,8	4,5	108	370–440	25–29 %
Alla data <i>All data</i>	34	1–21	5,8	3,8	130	445–530	25–30 %

<sup>a</sup> Data från Appendix A. *Data from Appendix A.*

<sup>b</sup> Ungefär en tredjedel av tjärnarna har bedömts varit bebodda varje år (Dahlén & Eriksson 2002). *Approximately two thirds of the tarns have been assessed to have been inhabited each year (Dahlén & Eriksson 2002).*

<sup>c</sup> Data från Eriksson & Lindberg (1998). *Data from Eriksson & Lindberg (1998).*

sjön, där två par häckade i en av de omgivande tjärnarna 1994–1996). Men alla häckningstjärnar nyttjas naturligtvis inte varje år. Med ledning av mer noggranna inventeringar av smålomsbeståndet i trakten kring Malung (Dalarnas län) 1991–2000 (Dahlén & Eriksson 2002) bedömdes att ungefär två tredjedelar av tjärnarna varit bebodda varje år. Efter denna korrigering kan man sluta sig till att de undersökta sjöarna försörjde minst 130 par eller 3,8 par per sjö (2,2 par på Sydsvenska Högländet och 4,5 par i Svealand/Dalsland, Tabell 1). Detta svarar mot ungefär en fjärdedel av smålomsbeståndet i de aktuella delarna av landet och ungefär 10% av det svenska beståndet i sin helhet, om den gängse skattningen på 1200–1400 häckande par i landet (Eriksson & Lindberg 1998, SOF 2002) är korrekt. Undersökningen kan alltså anses ge en representativ bild av de studerade förhållandena, även om sjöarna inte har valts ut strikt slumpvis. Om medelvärdet på 3,8 smålomspär per fiskesjö är representativt för hela landet, och om man räknar bort uppskattningsvis 200 smålomspär som häckar utefter Norrlandskusten och fiskar i havet (Bottenhavet, Bottenviken), bör ungefär 300 näringsfattiga sjöar i Sverige vara av betydelse som fiskevatten för smålommen.



Figur 2. Medelantalet stora ungar per par och år i relation till %-andelen ungpullar med två stora ungar i 32 av de undersökta sjöarna (data från appendix B). Linjär trendlinje inlagd (Spearman  $r_s=0,44$ ,  $N=32$  sjöar,  $0,01 < P < 0,05$ ).

*The mean number of large chicks per pair and year in relation to the percentage of broods with two large chicks at 32 of the investigated lakes (data from Annex B). A linear trend line is inserted (Spearman  $r_s=0,44$ ,  $N=32$  lakes,  $0,01 < P < 0,05$ ).*

### Häckningsresultat

Medelantalet stora ungar per par, år och sjö var 0,82 (data från 33 sjöar), och skillnaden mellan Sydsvenska Högländet (0,79 ungar per par, år och sjö, 10 sjöar) och Svealand/Dalsland (0,84 ungar per par, år och sjö, 23 sjöar) var inte signifikant (Mann-Whitney U-test,  $P=0,54$ , tväsidigt, data från Appendix B). Den genomsnittliga ungpoduktionen låg alltså nära den nivå på 0,86 ungar per par som med ledning av återfynd av ringmärkta fåglar har beräknats vara tillräcklig för att kompensera för den årliga dödligheten (Hemmingsson & Eriksson 2002). Signifikanta tidstrender i enskilda sjöar noterades inte i större utsträckning än förväntat på slumpmässiga grunder.

Den genomsnittliga andelen ungpullar med två stora ungar per år och sjö var 38%, och på ungefär samma nivå för sjöarna på Sydsvenska Högländet (40%, 9 sjöar) och i Svealand/Dalsland (37%, 24 sjöar; Mann-Whitney U-test,  $P=0,60$ , tväsidigt, data från Appendix B). Förekomsten av ett statistiskt signifikant samband mellan ungpullarnas överlevnad och den genomsnittliga ungpoduktionen i de undersökta sjöarna (Figur 2) styrker antagandet att födosöksförhållandena i fiskesjöarna var av betydelse för häckningsresultatet.

### Avstånd till häckningstjärnarna

Det genomsnittliga avståndet mellan fiskesjöar och häckningstjärnar varierade mellan 0,2 och 7,1 km, och häckningsresultatet var inte sämre för par fiskande i sjöar med ett förhållandevis långt medelavstånd till häckningstjärnarna (Tabell 2).

Inte heller i tidigare undersökningar där man relaterat häckningsframgången för enskilda par till avståndet till den mest frekvent använda fiskesjön har man funnit att häckningsframgången är beroende av avståndet till fiskesjön, upptill ett tröskelvärde på ungefär 9 km (Dahlén & Eriksson 2002 för referenser till olika undersökningar). Medelavståndet låg under detta tröskelvärde för alla fiskesjöarna (Appendix A).

### Vattenkemi, försurningsstatus och ljusförhållanden

Fiskesjöarna var genomgående näringsfattiga, med låga-måttligt höga totalfosforvärden. Sjöarna på Sydsvenska Högländet kan bedömas som svagt-måttligt sura, med pH-värden mellan 6,4 och 6,9, och alkalinitetsvärdena i intervallet 0,10–0,18 meq/l indikerar en god buffertkapacitet (Tabell 3). De genomsnittliga pH- och alkalinitetsvärdena var

lägre i Svealand/Dalsland (5,8–6,8 resp. 0,03–0,20 meq/l), där enstaka sjöar kan betecknas som sura och med svag-mycket svag buffertkapacitet. Flera av sjöarna, både på Sydsvenska Högländet och i Svealand/Dalsland, är emellertid föremål för fortlöpande kalkningsinsatser för att vidmakthålla goda livsbetingelser för fisk efter påverkan av sur nederbörd. Om inte dessa sjöar kalkades skulle flera av dem säkerligen vara sura och ha en svag buffertkapacitet.

Det fanns inga indikationer på några samband mellan ungrproduktionen eller andelen ungvullar med två stora ungar och sjöarnas vattenkemi (Tabell 2), och inte heller vid den multivariata analysen kunde några signifikanta samband med de undersökta förklaringsvariablerna fastställas ( $R^2=28\%$ ,  $P=0,14$  för modellen avseende medelantalet stora ungar per par och år och med försurningspåverkan ( $P=0,07$ ) och pH-värde ( $P=0,08$ ) som förklaringsvariabler, resp.  $R^2=69\%$ ,  $P=0,52$  för modellen avseende procentandelen ungvullar med två stora ungar och med totalfosforhalt ( $P=0,30$ ) och försurningspåverkan ( $P=0,87$ ) som förklaringsvariabler).

Ungefär en tredjedel av de undersökta sjöarna är

försurningspåverkade i den meningen att pH-värden under 5,5 har noterats innan sjöarna blev föremål för kalkning, men det finns inga indikationer på några skillnader i häckningsresultatet för smålomspår som fiskar i försurningspåverkade resp. icke försurningspåverkade sjöar (Tabell 4).

Med ledning av absorptionsvärdena kan man sluta sig till att smålommens fiskesjöar har ett måttligt-betydligt färgat vatten, och det fanns inga skillnader mellan sjöarna på Sydsvenska Högländet resp. Svealand/Dalsland (Tabell 3). Avsaknaden av samband mellan absorptions och häckningsresultatet (se ovan) indikerar att ljusförhållandena i vattnet inte har inverkat på födosöket i sådan omfattning att häckningsutfallet påverkats. För de sju sjöarna med siktdjupsmätningar noterades ett måttligt siktdjup med en variationsbredd på bara 2,5–4,0 m. (data från Appendix C).

En jämförelse med de vattenkemiska förhållandena i häcknings- och fiskesjöar för storlom i södra Sverige 1994–1997 (Eriksson & Hake 2000) visade att pH-värden och näringsstatus (totalfosforhalt) för storlomssjöarna på Sydsvenska Högländet (ungefär samma område som redovisats som sydvästra

Tabell 2. Samband mellan vattenkemiska parametrar, ljusförhållanden samt medelavstånd till häckningstjärnarna och häckningsresultatet för smålomspår som fiskar i de undersökta sjöarna (data from Appendix A, B och C.).

*Relationships between water chemistry parameters, light penetration, mean distance to the breeding tarns, and breeding result by Red-throated Diver pairs foraging in the investigated lakes (data from Appendices A, B and C).*

	Förklarad variation i häckningsframgång ( $R^2$ ) <i>Explained variation in breeding success (<math>R^2</math>)</i>	Regressionslinjens lutning <i>Slope of regression line</i>	P
Medelantal stora ungar per par, sjö och år (15 sjöar) <i>Mean number of large chicks per pair, lake and year (15 lakes)</i>			
- pH	4 %	0,20	0,50
- Totalfosfor <i>Total phosphorus</i>	9 %	-26,2	0,27
- Absorbans <i>Absorbance</i>	0 %	0,15	0,95
- Medelavstånd till häckningstjärnarna <i>Mean distance to breeding tarns</i>	10 %	0,049	0,26
Medel-% ungvullar med 2 stora ungar per sjö och år (14 sjöar) <i>Mean percentage of broods with 2 large chicks per lake and year (14 lakes)</i>			
- pH	4 %	0,12	0,49
- Totalfosfor <i>Total phosphorus</i>	18 %	-28,6	0,13
- Absorbans <i>Absorbance</i>	6 %	-1,05	0,39
- Medelavstånd till häckningstjärnarna <i>Mean distance to breeding tarns</i>	9 %	0,027	0,29

Tabell 3. Vattenkemiska förhållanden i fiskesjöar för smålom och (för jämförelse) häcknings- och fiskesjöar för storlom i södra Sverige. N= antal sjöar. *Water chemistry in fishing lakes for Red-throated Diver and (for comparison) breeding and fishing lakes for Black-throated Diver in South Sweden. N = number of lakes.*

	pH			Alkalinitet, meq/l <i>Alkalinity, meq/l</i>			Totalfosfor, mg/l <i>Total phosphorus, mg/l</i>			Absorbans $f_{420/5}$ <i>Absorbance <math>f_{420/5}</math></i>		
	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.- max. <i>Range</i>	N	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.- max. <i>Range</i>	N	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.- max. <i>Range</i>	N	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.- max. <i>Range</i>	N
	<b>Fiskesjöar för smålom<sup>a</sup></b>											
<b><i>Fishing lakes for Red-throated Diver<sup>a</sup></i></b>												
Sydsvenska Högländet 1990– 2005	6,7	6,4–6,9	9	0,14	0,10–0,18	9	0,011	0,007–0,019	7	0,12	0,05–0,19	9
Svealand & Dalsland, 1990– 2005	6,3	5,8–6,8	11	0,09	0,03–0,20	11	0,008	0,005–0,012	8	0,13	0,06–0,18	10
Hela materialet <i>All data</i>	6,5	5,8–6,9	20	0,11	0,03–0,20	20	0,010	0,005–0,019	15	0,12	0,05–0,19	19
Mann-Whitney U-test tvåsigt <i>two-tailed<sup>c</sup></i>	0,02 < P < 0,05			P < 0,01			Ej sign. N.S.			Ej sign. N.S.		
<b>Häcknings- och fiskesjöar för storlom<sup>b</sup></b>												
<b><i>Breeding and fishing lakes for Black-throated Diver<sup>b</sup></i></b>												
Sydvästra Sverige, 1994–1997	6,6	4,5–7,2	40	0,21	-0,06–0,45	40	0,008	0,002–0,013	10	0,09	0,02–0,29	37
<i>South-west Sweden</i> Eksjö kommun, Jönköpings län, 1994–1997	7,2	6,6–8,0	30	0,35	0,14–0,87	30	0,033	0,014–0,076	30	0,10	0,02–0,21	30

<sup>a</sup> Data från Appendix C. *Data from Appendix C.*

<sup>b</sup> Data från tabell 1 i Eriksson & Hake (2000). Absorbansvärdena är omräknade från färgvärdet (mg Pt/l) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999). *Data from Table 1 in Eriksson & Hake (2000). The absorbance values are recalculated from water colour values (mg Pt/l, ref. Naturvårdsverket 1999).*

<sup>c</sup> Testet avser jämförelser mellan Sydsvenska Högländet och Svealand/Dalsland. *The tests refer to comparisons between Sydsvenska Högländet and Svealand/Dalsland.*



Tabell 4. Häckningsframgången för smålomspår som fiskade i försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar (data from Appendix B och C).

*The breeding success of Red-throated Diver pairs foraging in lakes affected and not affected of acidification (data from Appendix B and C).*

	Ej påverkade <i>Not affected</i>		Påverkade <i>Affected</i>		Mann-Whitney U test, P, tvåsidigt, <i>two-tailed</i>
	Medelvärde <i>Mean</i>	Antal sjöar <i>Number of lakes</i>	Medelvärde <i>Mean</i>	Antal sjöar <i>Number of lakes</i>	
Medelantal stora ungar per par, sjö och år <i>Mean number of large chicks per pair, lake and year</i>	0,75	19	0,91	11	ej sign. N.S. (P=0,16)
Medel-% ungpullar med 2 stora ungar per sjö och år <i>Mean percentage of broods with 2 large chicks per lake and year</i>	33 %	18	44 %	11	ej sign. N.S. (P=0,13)

Tabell 5. Fiskarter i de undersökta sjöarna (data från Appendix D).

*Fish species in the investigated lakes (data from Appendix D).*

Fiskart <i>Fish species</i>	Antal (%) sjöar <i>Number (%) of lakes</i>		
	Sydsvenska Högländet	Svealand & Dalsland	Hela materialet <i>Whole data set</i>
Antal sjöar <i>Number of lakes</i>	7	11	18
<b>Mörtartad fisk <i>Cyprinids</i></b>			
Braxen <i>Abramis brama</i>	4 (57 %)	1 (9 %)	5 (28 %)
Björkna <i>Blicca bjoerkna</i>	1 (14 %)	-	1 (6 %)
Löja <i>Alburnus alburnus</i>	1 (14 %)	2 (18 %)	3 (17 %)
Elritsa <i>Phoxinus phoxinus</i>	1 (14 %)	-	1 (6 %)
Sarv <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2 (29 %)	-	2 (11 %)
Mört <i>Rutilus rutilus</i>	7 (100 %)	9 (82 %)	16 (89 %)
Sutare <i>Tinca tinca</i>	4 (57 %)	-	4 (22 %)
<b>Laxartad fisk <i>Salmonids</i></b>			
Nors <i>Osmerus eperlanus</i>	-	3 (27 %)	3 (17 %)
Öring <i>Salmo trutta</i>	1 (14 %)	1 (9 %)	2 (11 %)
Regnbågslox <i>Oncorhynchus mykiss</i>	1 (14 %)	-	1 (6 %)
Röding <i>Salvelinus alpinus</i>	1 (14 %)	1 (9 %)	2 (11 %)
Sik <i>Coregonus</i> sp.	4 (57 %)	6 (55 %)	10 (56 %)
Siklöja <i>Coregonus albula</i>	6 (85 %)	9 (82 %)	15 (83 %)
<b>Övriga arter <i>Other species</i></b>			
Gädda <i>Esox lucius</i>	7 (100 %)	9 (82 %)	16 (89 %)
Lake <i>Lota lota</i>	2 (29 %)	7 (64 %)	9 (50 %)
Bergsimpa <i>Cottus poecilopus</i>	1 (14 %)	-	1 (6 %)
Abborre <i>Perca fluviatilis</i>	7 (100 %)	11 (100 %)	18 (100 %)
Gös <i>Stizostedion lucioperca</i>	3 (43 %)	1 (9 %)	4 (22 %)
Gers <i>Gynmocephalus cernus</i>	2 (29 %)	4 (36 %)	6 (33 %)
Medelantal arter per sjö <i>Mean number of species per lake</i>	7,7	5,8	6,6
Median	7	5	7

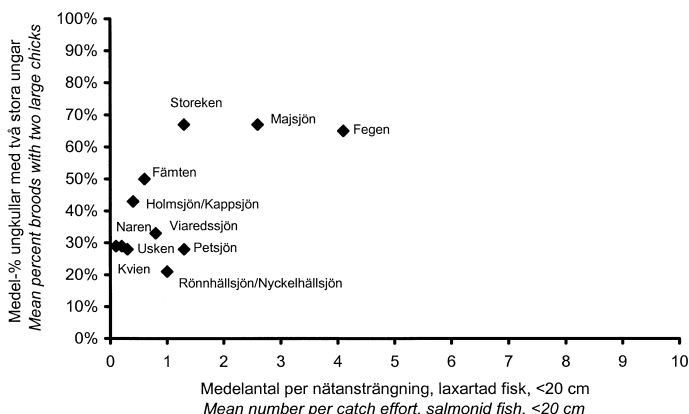
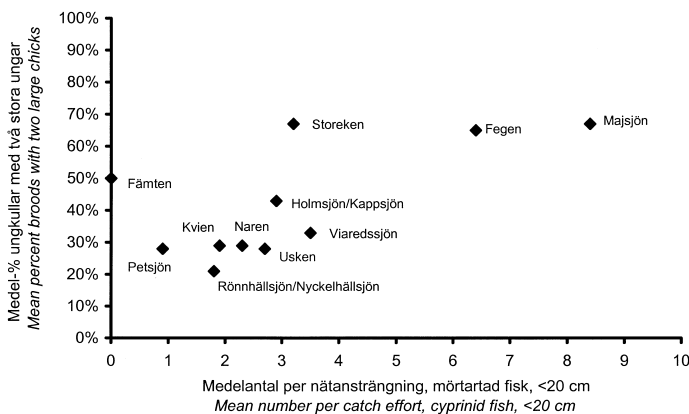
Sverige av Eriksson & Hake 2000) låg på samma nivå som i smålomms fiskesjöar, medan alkaliniteten var lägre i smålomssjöarna (Tabell 3). Vidare var spännvidden mellan de lägsta och högsta värdena som noterats för enstaka sjöar större bland storlomssjöarna än bland smålomms fiskesjöarna. Ljushållandena i storloms- och smålomssjöarna var likartade, men återigen med en större variationsbredd bland storlomssjöarna.

### Fiskarter och fisktäthet

En bedömning av antalet fiskarter har gjorts för 18 av sjöarna (sju sjöar på Sydsvenska Högländet och elva i Svealand/Dalsland), på basis av provfiske mellan 1979 och 2003 (Tabell 5, Appendix D). Totalt noterades 19 fiskarter, 18 i sjöarna på Sydsvenska Högländet och 13 i sjöarna i Svealand/Dalsland. Medelantalet fiskarter var 6,6 arter per sjö, dvs. ett högt artantal enligt Naturvårdsverkets

bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999). Det genomsnittliga artantalet var högre på Sydsvenska Högländet men inte signifikant skilt från Svealand/Dalsland (Tabell 5,  $P=0,16$ , tväsidigt, Mann-Whitney U-test).

Artsammansättningen var den som kan förväntas och är karakteristisk för näringsfattiga sjöar. Abborren påträffades i alla de undersökta sjöarna, och i flertalet fanns också mört, gädda *Esox lucius* och siklöja. I de flesta sjöarna torde även finnas ål *Anguilla anguilla*, men arten fångas ytterst sällan med de metoder som standardmässigt används vid provfiskena. Laxartade fiskarter, som i tidigare undersökningar (Eriksson m.fl. 1990, Eriksson & Sundberg 1991) bedömts vara viktig bytesfisk för smålommen under häckningstid, noterades från alla de undersökta sjöarna i Svealand/Dalsland och sex av de sju sjöarna på Sydsvenska Högländet. Gers fanns i sex (32%) av de undersökta sjöarna (detaljer i Appendix D).



Figur 3. Procentandelen ungfiskar med två stora ungar per år i relation till förekomsten av småvuxen mört- och laxartad fisk (<20 cm;  $R^2=41\%$ ,  $P=0,03$  för mörtartad fisk,  $R^2=46\%$ ,  $P=0,02$  för laxartad fisk).

The percentage of broods with two large chicks per year in relation to the abundance of small-sized cyprinid and salmonid fish (<20 cm;  $R^2=41\%$ ,  $P=0,03$  for cyprinid fish,  $R^2=46\%$ ,  $P=0,02$  for salmonid fish).

Tabell 6. Samband mellan provfiskedata och häckningsframgången för smålomspar som fiskar i de undersökta sjöarna (data from Appendix B, C och E).

*Relationships between gill net fishing data and breeding success by Red-throated Diver pairs foraging in the investigated lakes (data from Appendix B, C and E).*

	Totalt <i>Total</i>			Fisk <20 cm <i>Fish &lt;20 cm</i>		
	Förklarad variation i häckningsframgång ( $R^2$ ) <i>Explained variation in breeding success (<math>R^2</math>)</i>	Regressionslinjens lutning <i>Slope of regression line</i>	P	Förklarad variation i häckningsframgång ( $R^2$ ) <i>Explained variation in breeding success (<math>R^2</math>)</i>	Regressionslinjens lutning <i>Slope of regression line</i>	P
Medelantal stora ungar per par, sjö och år (10 sjöar) <i>Mean number of large chicks per pair, lake and year (10 lakes)</i>						
- Totalt <i>Total</i>	0 %	0,0	1,00	0 %	0,0	0,99
- Abborre <i>Perca fluviatilis</i>	4 %	0,9	0,56	4 %	0,8	0,57
- Gers <i>Gymnocephalus cernua</i>	0 %	0,7	0,81	0 %	0,7	0,81
- Mörtartad fisk <i>Cyprinid fish</i>	13 %	-2,7	0,30	13 %	-2,9	0,32
- Laxartad fisk <i>Salmonid fish</i>	2 %	2,1	0,71	2 %	2,3	0,70
- Övriga fiskarter <i>Other fish</i>	6 %	53,8	0,48	-	-	-
Medel-% ungpullar med 2 stora ungar per sjö och år (11 sjöar) <i>Mean percent broods with 2 large chicks per lake and year (11 lakes)</i>						
- Totalt <i>Total</i>	9 %	0,6	0,37	11 %	0,7	0,33
- Abborre <i>Perca fluviatilis</i>	1 %	-0,4	0,76	0 %	0,0	0,94
- Gers <i>Gymnocephalus cernua</i>	4 %	0,0	0,58	4 %	0,0	0,58
- Mörtartad fisk <i>Cyprinid fish</i>	40 %	4,2	0,04	41 %	4,7	0,03
- Laxartad fisk <i>Salmonid fish</i>	45 %	9,4	0,02	46 %	9,9	0,02
- Övriga fiskarter <i>Other fish</i>	31 %	104	0,08	-	-	-

Procentandelen ungpullar med två stora ungar var kopplad till förekomsten av mörtartad och laxartad fisk (Figur 3), medan fisktätheten totalt eller förekomsten av abborre eller gers inte var av någon betydelse. Bedömningen blev densamma vare sig man relaterade till fångsterna i sin helhet eller begränsade sig till fiskar <20 cm (enkla regressioner, Tabell 6). Resultaten stöds också av den multivariata analysen ( $R^2=64$  %,  $P=0,02$  för hela modellen avseende den totala fångsten av fisk), med mört ( $P=0,03$ ) och övrig fisk ( $P=0,05$ ) som kvarvarande förklaringsvariabler. Sambandet till småvuxen fisk, mindre än 20 cm, var något sämre ( $R^2=51$ %,  $P=0,06$  för hela modellen) och med mörtartad och laxartad fisk som kvarvarande förklaringsvariabler;  $P=0,42$  resp.  $0,25$ ). Däremot fanns det inga samband mellan fiskbeståndens täthet och medelantalet stora ungar per par och år (Tabell 6).

#### Sammanfattande bedömning

Eftersom undersökningen omfattar ungefär en fjärdedel av smålomsbeståndet i södra och mellersta Sverige bör resultaten vara representativa och kunna fungera som underlag för bedömningar av behovet av olika naturvårdsinsatser. Den genomsnittliga ungpåproduktionen för de smålomspar som fiskade i de undersökta sjöarna bedömdes vara tillräcklig för att kompensera för den årliga dödligheten, även om den för enstaka fiskevatten kan ha varit för låg för att det lokala smålomsbeståndet långsiktigt skall kunna behålla sin numerär utan tillskott av fåglar från annat håll.

Smålommarnas ungpåproduktion var inte kopplad till vare sig vattenkemin, ljusförhållandena eller totala tätheten av fisk i de olika fiskesjöarna. Däremot var andelen ungpullar med två stora ungar

kopplad till tillgången av mört- och laxartad fisk (Figur 3). Detta resultat, tillsammans med tidigare uppgifter om den bytesfisk som ungarna matas med (Eriksson m.fl. 1990) och föräldrafågelnas val av fiskesjöar (Eriksson & Sundberg 1991) pekar på att fiskevattnet med goda bestånd av dessa fiskarter är en viktig och kanske avgörande faktor för smålommens häckning. Betydelsen av sjöar med goda bestånd av bland annat siklöja uppmärksammades redan under början av 1900-talet (Rosenius 1942) och har under senare årtionden också påpekats i lokala och regionala inventeringar i bland annat Västmanland (Andersson 1998) och Värmland (Borgström 1995).

En del av sjöarna är att beteckna som sura med en svag buffertkapacitet, och smålommens tillbakagång i sydvästra Sverige under början och mitten av 1900-talet kunde bland annat kopplas till utglesade eller utslagna fiskbestånd i försurade sjöar (Eriksson m.fl. 1988). Genom sin inriktning på mört- och laxartad fisk är smålommen mera sårbar än storlommen för de ekologiska förändringarna i försurade sjöar (Eriksson 1991, 1994). Man bedömer att fortsatt kalkning under ytterligare ett antal årtionden är nödvändig om man skall kunna vidmakthålla de ofta goda resultat som man hittills har uppnått i den ekologiska återhämtningen av försurningsskadade sjöar (Henrikson & Brodin 1995, Warfvinge & Bertills 2000). Förekomsten av fiskande smålommor bör vägas in som en prioriteringsfaktor vid valet av sjöar för fortsatta och framtida kalkningsinsatser, om det finns risk för att sjön annars kan återgå till ett försurat tillstånd. En sådan prioritering torde sällan stå i konflikt med andra natur- och fiskevårdsintressen.

Resultatet av lommarnas födosök är inte bara beroende på fisktillgången utan också ljusförhållandena i vattnet och möjligheten att upptäcka bytesfisken. En anledning till att storlommen anpassat sig bättre än smålommen till de ekologiska förändringarna i försurade sjöar är att den gynnats av ett ökat siktdjup som gjort det enklare att upptäcka bytesfisken även om tätheten på fisk minskat (Eriksson 1985, 1991, 1994). Bland andra fiskätande fåglar (t.ex. alkor) har man funnit ett samband mellan kroppsvikten och dykningarnas längd (t.ex. Piatt & Nettleship 1985, Wanless m.fl. 1988, Barrett & Furness 1990), och möjligen kan den mindre och lättare smålommen inte dra fördel av ett ökat siktdjup på samma sätt som storlommen. Detta skulle också kunna förklara varför smålommen är hänvisad till mört- och laxartad fisk, som uppträder pelagialt och nära vattenytan i större utsträckning än t.ex. abborre (Stenson 1979, Persson 1987).

Man bör slutligen uppmärksamma den generella ökning av humus och annat organiskt material, och därmed försämrade ljusförhållanden (och höjda absorptionsvärden), som noterats i skandinaviska sjöar under de senaste årtiondena (t.ex. Wilander m.fl. 2003). Denna utveckling har bedömts vara en effekt av ökad nederbörd, inom ramen för ett mönster som i sin tur kan vara kopplat till mer storskaliga klimatförändringar (t.ex. Hongve m.fl. 2004). Frågan om denna utveckling framledes kommer att påverka lommarnas möjligheter till födosök och matning av ungarna måste hållas öppen.

## Tack

Undersökningen har genomförts inom ramen för Projekt LOM, som under perioden 1994–1999 drevs gemensamt av Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening och därefter som en fristående ideell förening. Ekonomiska bidrag har erhållits från Alvins Fond, Världsnaturfonden-WWF och Bingolotto-Återvinsten. Rapporteringen på frivillig och ideell basis av häckande smålommor på skilda håll i landet har varit en helt avgörande förutsättning för arbetet, och totalt har ett 30-tal personer bidragit med uppgifter som kommit till användning i undersökningen: Mats Andersson, Torbjörn Andersson, Owe Arnoldsson, Anders Bergkvist, Bruno Classon, Börje Dahlén, Anders Ericsson, Per-Olof Eriksson, Börje Flygar, Mikael Hake, Lennart Jansson, Dan Johansson, Henrik Johansson, Ingemar Johansson, Sigvard Lundgren, Dan Mangsbo, Hans Norelius, Stig Olausson, Sture Orrhult, Claes Persson, Harald Persson, Per Petersson, Per-Martin Ramberg, Uno Skog, Rune Stolpe, Johnny Tegin, Mats Trillkott, Ulla Wallin, Per Zetterlund, och Hasse Österman.

Kompletterande information om provfiske och vattenkemi, utöver vad som varit tillgängligt via offentliga hemsidor, har erhållits av Dan Hellman (för Västra Götalands län), och Börje Dahlén och Andreas Bäckstrand (för Malungs kommun i Dalarnas län). Vidare har personal vid Hushållnings-sällskapet i Örebro län assisterat med att ta fram resultat från provfiske av sjöar i länet. Anders Kinnerbäck och Bodil Kajrup vid Fiskeristyrelsen har tillhandahållit kompletterande information om provfiskena, utöver de resultat som varit tillgängliga via Fiskeriverkets hemsida.

Börje Dahlén, Lennart Henrikson, Digger Jackson, Peter Lindberg, Leif Nilsson och Pia Romare har medverkat med kommentarer på tidigare textutkast, och Heidi Paltto har utfört regressionsanalyserna.

## Referenser

- Appelberg, M. 1995. The impact of liming on aquatic communities. Sid. 283–308 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Andersson, M. 1988. Smålommen i Västmanland. *Fåglar i Västmanland* 19: 85–93.
- Barrett, R.T. & Furness, R.W. 1990. The prey and diving depths of seabirds on Hornøy, North Norway after a decline in the Barents Sea capaline stocks. *Ornis Scand.* 21: 179–186.
- Borgström, E. 1995. Smålommen i Hagfors kommun 1995. *Värmlandsornitologen* 24: 45–50.
- Brodin, Y.-W. 1995. Acidification of Swedish freshwaters. Sid. 63–80 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Chambers, J.M. 1992. Linear models. Kapitel 4 i Chambers, J.M. & Hastie T.J. red. *Statistical models in S*. Wadsworth & Brooks/Cole, Pacific Grove.
- Dahlén, B. & Eriksson, M.O.G. 2002. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. *Ornis Svecica* 12: 1–33.
- Eriksson, M.O.G. 1985. Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. *Ornis Scand.* 16: 1–7.
- Eriksson, M.O.G. 1991. Försurningspåverkan på fågel- och däggdjursbestånd. *Naturvårdsverket rapport* 3969.
- Eriksson, M.O.G. 1994. Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon (*Gavia stellata*) and Arctic Loon (*Gavia arctica*) in southwest Sweden. *Hydrobiologia* 279–280: 439–444.
- Eriksson, M.O.G. 2004. Projekt Lom. *Vår Fågelvärld*, suppl. 42: 43–50.
- Eriksson, M.O.G., Arvidsson, B.L. & Johansson, I. 1988. Habitatkaraktärer hos häcknings sjöar för smålom *Gavia stellata* i sydvästra Sverige. *Vår Fågelvärld* 47: 122–132.
- Eriksson, M.O.G., Blomqvist, D., Hake, M. & Johansson, O. 1990. Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. *Ibis* 132: 1–13.
- Eriksson, M.O.G. & Hake, M. 2000. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i relation till vattenkemi, försurning, kvicksilverhalt i fisk och sjöyta i sydsvenska sjöar. *Ornis Svecica* 10: 95–105.
- Eriksson, M.O.G. & Johansson, I. 1997. Smålommen *Gavia stellata* i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och häckningsframgång. *Ornis Svecica* 7: 1–10.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 1998. Projekt Lom 1997. *Vår Fågelvärld*, suppl. 30: 71–75.
- 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: 135–144.
- Hemmingsson, E. & Eriksson, M.O.G. 2002. Ringing of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden. Wetland International Diver/Loon Specialist Group Newsletter 4 (tillgänglig via <http://www.briloon.org/diver.htm>).
- Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. 1995. Liming surface waters in Sweden. Sid. 1–44 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Hongve, D., Riise, G. & Kristiansen, J.F. 2004. Increased colour and acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water – a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences* 66: 231–238.
- Jackson, D. 2003. Between lake differences in the diet and provisioning behaviour of Black-throated Divers *Gavia arctica* breeding in Scotland. *Ibis* 145: 30–44.
- Jackson, D. 2005. Environmental correlates of lake occupancy and chick survival of Black-throated Divers *Gavia arctica* in Scotland. *Bird Study* 52: 225–236.
- Kinnerbäck, A. 2001. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. *Fiskeriverket informerar* 2001:2. (tillgänglig via Fiskeriverkets hemsida, [http://www.fiskeriverket.se/databas/s\\_bas3.htm](http://www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm))
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet – sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket rapport* 4913.
- Persson, L. 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia* (Berl.) 73: 170–177.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient in temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281–293.
- Piatt, J.F. & Nettleship, D.N. 1985. Diving depths of four alcids. *Auk* 102: 293–297.
- Rosenius, P. 1942. *Sveriges fåglar och fågelbon. Femte bandet*. Gleerups, Lund.
- Skyllberg, U., Lessman, J. & Hansson, P. 1999. Häckningsmiljöns betydelse för häckningsframgången hos havsfiskande smålom *Gavia stellata* i Västerbotten. *Ornis Svecica* 9: 107–120.
- SOF 2002. *Sveriges fåglar*, 3:e upplagan. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Stenson, J.A.E. 1979. Predator-prey relations between fish and invertebrate prey in some forest lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 58: 166–183.
- Wanless, S., Morris, J.A. & Harris M.P. 1988. Diving behaviour of guillemot *Uria aalge*, puffin *Fratercula arctica* and razorbill *Alca torda* as shown by radio-telemetry. *J. Zool. Lond.* 216: 73–81.
- Warfvinge, P. & Bertills, U. (red.) 2000. Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenario. *Naturvårdsverket rapport* 5028.
- Wilander, A., Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2003. Riksinventering 2000 – en synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. *Inst. för miljöanalys, SLU, rapport* 2003:1.

## Hemsidor

- [www.fiskeriverket.se/databas/s\\_bas3.htm](http://www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm): Fiskeriverkets provfiskedatabas.
- [www.info1.ma.slu.se/IMA/huvud.html](http://www.info1.ma.slu.se/IMA/huvud.html): Databas för den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet

## Summary

A most striking difference exists in the feeding biology during breeding of the two species of divers (Gaviidae) breeding in north-western Europe. The Black-throated Diver *Gavia arctica* breeds at fairly large oligotrophic freshwater lakes and chicks are usually fed with fish caught in the breeding lake. In contrast, the Red-throated Diver *Gavia stellata* breeds at small lakes and tarns (mostly <1ha) often devoid of fish, and the non-fledged chicks are fed with fish caught by the parents in neighbouring larger lakes or at sea up to a distance of almost 10 km. Furthermore, the Red-throated Divers are more restrictive in their choice of fishing lakes than the Black-throated Divers; the chicks are primarily fed with cyprinid and salmonid fish, and abundance of prey fish is as important as distance to alternative foraging lakes (Eriksson et al. 1990, Eriksson & Sundberg 1991, Eriksson & Johansson 1997). For pairs breeding in coastal areas, e.g. along the coast of Gulf of Bothnia in Northern Sweden, most of the prey fish is taken from the sea (Skjyllberg m.f.l. 1999).

The aim of this study was to compare breeding performance of Red-throated Diver *Gavia stellata* in relation to water chemistry, light penetration and density of fish in 34 freshwater lakes used for foraging in South and Central Sweden. The data has primarily been collected from voluntary surveys done within the framework of "Projekt LOM" during 1994–2005 (Eriksson 2004, for some lakes data was available from 1990 and onwards).

## Material and methods

### *The selection of foraging lakes for the study*

The study is based on information of the breeding performance of Red-throated Divers foraging in 34 freshwater lakes (0.2–86.2 km<sup>2</sup>, details in Annex A) in South and Central Sweden, with data available for at least five years for at least one pair using a given lake (Figure 1, primary data in Annex A). For pairs that were reported to use more than one lake for foraging, all information was related to the lake assessed to be the one most frequently used, considering that most of the foraging flights are directed to the same lake (Eriksson et al. 1990). Breeding Black-throated Divers occurred in at least 21 (62%) of the investigated lakes, and no indications of interspecific interactions have been found in previous studies of the selection of lakes (Eriksson & Sundberg 1991).

### *Assessment of the breeding result*

The production of young by pairs foraging in the various lakes was measured as the *mean number of large (at least half-grown) chicks per breeding pair and year*, breeding being confirmed with the finding of a nest, eggs or incubating bird (Dahlén & Eriksson 2002, for details). Furthermore and as divers usually have a clutch of two eggs, the *mean percentage of broods with two large chicks* was used as an indication of the survival of chicks and hence of the opportunities for the parents to find fish to feed the chicks (as has been shown for the Black-throated Diver; Jackson 2003, 2005). Trends over time was assessed with the Spearman rank correlation coefficient (Spearman  $r_s$ ; primary data in Annex B).

### *Water chemistry and light penetration*

Information about water chemistry was primarily collected from the national environmental monitoring programmes, including large-scale surveys done in 1972, 1975, 1985, 1990, 1995, 2000 and 2005 (<http://info1.ma.slu.se/IMA/huvud.html>; Wilander et al. 2003 for methods), with additional information from lakes in Västra Götaland and Dalarna Counties. The parameters considered were:

- *pH*, as an indication of acidity. As in previous studies (e.g. Eriksson & Hake 2000) lakes with  $\text{pH} < 5.5$  (before liming) were classified as affected by acidification. Many of the lakes have been targeted for liming since the 1980's, in order to counteract the negative impact of acid precipitation on water chemistry and fish stocks (Henriksson & Brodin 1995).
- *Alkalinity*, as a measure of the capacity to buffer the impact of acid precipitation.
- *Total phosphorus*, as a measure of the nutrient status of the lake.
- *Absorbance*, as a measure of the light penetration. As the divers are visual predators, light conditions have been found to be of importance for the selection of lakes (Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991 for the Black-throated Diver).
- *Secchi disc transparency*, i.e. an alternative measure of the light penetration.

The assessment of the water chemistry followed the guidelines applied by the Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket 1999); on the basis of mean values from at least two of the four years 1990, 1995, 2000 and 2005 (data from 20 lakes), and for the judgement of any impact of acidification also data from 1972, 1975 and 1985

was used (30 lakes, primary data in Annex C). Information about Secchi disc transparency was available only for seven lakes.

### *Fish stocks*

Information about fish stocks was primarily collected from the database provided by the Swedish Board of Fisheries ([http://www.fiskeriverket.se/databas/s\\_bas3.htm](http://www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm)), with complementary information from lakes in Västra Götaland, Örebro and Dalarna Counties. For the assessment of the number of fish species, information from 1979–2003 was used (primary data in Annex D). Relationships between fish abundance and breeding performance were investigated for 11 lakes with information from gill-netting during 1990–2003 (primary data in Annex E), using the mean number of fish per catch effort with bottom nets as a relative measure of the abundance of fish, as recommended by the Swedish Board of Fisheries (Kinnerbäck 2001, no corrections were made with reference to potential net selectivity).

Any relationships between the breeding result, water chemistry parameters and abundance of fish were investigated with multiple linear regression models.

## **Results and discussion**

### *The number of Red-throated Diver pairs foraging in the investigated lakes*

The fishing lakes were assessed to support pairs from 1–21 breeding tarns (Table 1), and there was only one pair breeding at each tarn (with one exception). The lakes were assessed to support a minimum of 130 pairs in total or 3.8 pairs per lake (Table 1); i.e. around one quarter of the breeding population in South and Central Sweden or 10 % of Swedish population as a whole. If results from the present study are representative and considering the current estimate of 1200–1400 breeding pairs in Sweden (Eriksson & Lindberg 1998, SOF 2002), around 300 freshwater lakes in the country are judged to be of importance as foraging sites for Red-throated Divers during the breeding season.

### *Breeding result*

The mean number of large chicks per pair, year and lake was 0.82 (data from 33 lakes), and the difference between the South Sweden population (Sydsvenska Högländet, 0.79, 10 lakes) and the core area of the population in Central Sweden (Svea-

land/Dalsland, 0.84, 23 lakes) was not significant (Mann-Whitney U test,  $P=0.54$ , two-tailed, data from Annex B). The average production of young was close to the level of 0.86 young per pair estimated to be required in order to compensate for the annual mortality (Hemmingsson & Eriksson 2002). The number of significant temporal trends for individual lakes did not exceed the level expected by random.

The mean percentage of broods with two large chicks was 38 % per year and lake; again on the same level in South Sweden (Sydsvenska Högländet, 40 %, 9 lakes) and in Central Sweden (Svealand/Dalsland, 37 %, 24 lakes; Mann-Whitney U test,  $P=0.60$ , two-tailed, data from Annex B). The existence of a significant relationship between chick survival and the mean number of large young (Figure 2) supports the assumption that the foraging conditions were of importance for the breeding success, even if most of the breeding failures are related to impact during the incubation (e.g. Dahlén & Eriksson 2002).

### *Distance to the breeding tarns*

The average distance from the fishing lakes to the breeding sites varied between 0.2 and 7.1 km, and there were no indications of relationships between distance and breeding success (Table 2). This finding is consistent with previous studies where no indications of any impact on the breeding performance have been found up to a distance of around 9 km (Dahlén & Eriksson 2002 for further references).

### *Water chemistry and light penetration*

The foraging lakes were overall nutrient-poor, with low to moderately high values of total phosphorus. In South Sweden (Sydsvenska Högländet) the pH values were in the range of 6.4–6.9, i.e. weakly to moderately acid, and alkalinity in the range of 0.10–0.18 meq/l indicate a good buffering capacity (Table 3). Average pH and alkalinity was lower in Central Sweden (Svealand/Dalsland, 5.8–6.8 and 0.03–0.20 meq/l, respectively), and some lakes were acidic and had a weak buffering capacity. Since the 1980's, many lakes exposed to acidifying pollution have been limed in order to maintain or restore favourable water chemistry conditions for the fish stocks. Without these measures most of them would presumably have continued to have low pH and weak buffering capacity.

There were no indications of relationships be-

tween the breeding result and the water chemistry in the fishing lakes; neither with reference to single regressions (Table 2), nor the result of the multivariate analysis indicate any significant relationships ( $R^2=28\%$ ,  $P=0.14$  for the mean number of young per pair and year,  $R^2=69\%$ ,  $P=0.52$  for the percentage of broods with two chicks).

Around one third of the lakes were affected by acidification, but there were no indications of any differences in breeding performance by Red-throated Diver pairs foraging in lakes affected and not affected by acidification (Table 4).

The absorbance values showed that the water of the foraging lakes was moderately to substantially coloured, but there were no relationships to breeding performance (Table 2).

The average nutrient status (total phosphorus), pH-values and light penetration in the fishing lakes in South Sweden (Sydsvenska Högländet) were similar to those found in breeding and foraging lakes used by Black-throated Divers in the same region (Eriksson & Hake 2000), while alkalinity was lower (Table 3). Furthermore, the range between the minimum and maximum values was larger for the Black-throated Diver lakes.

#### *Fish abundance and breeding success*

In total, 19 species of fish were recorded in the foraging lakes (Table 5, Annex D), with an average number of 6.6 species per lake. The species composition was characteristic for nutrient-poor lakes. Perch *Perca fluviatilis* was recorded in all the lakes, and most also had Roach *Rutilus rutilus*, Pike *Esox lucius* and Vendace *Coregonus albula*. In addition, Eel *Anguilla anguilla* might occur in most of the lakes but the species is very rarely caught with the standardised methods used for gill-net fishing. Salmonid fish, which are known to be important prey fish for breeding Red-throated Divers (Eriksson et al. 1990, Eriksson & Sundberg 1991), were found in all the lakes except one.

The percentage of broods with two large chicks was correlated to high abundance of cyprinid and/or salmonid fish (Figure 3), although total density of fish or the abundance of Perch was of no importance (single regressions, Table 6). The result were supported by the multivariate analysis ( $R^2=64\%$ ,  $P=0.02$  for total number of fish and  $R^2=51\%$ ,  $P=0.06$  for small-sized fish, <20 cm). However, there were no significant relationships between the abundance of fish and the mean production of young by Red-throated Divers (Table 6).

#### *Conclusions*

As the study included about 25 % of the Red-throated Diver population in South and Central Sweden, the results should be regarded as representative. The average production of young by pairs foraging in the investigated lakes is considered sufficient in order to compensate for the annual mortality, although it might have been too low for maintaining the local breeding populations for single lakes without immigration of birds from elsewhere.

The mean production of young by Red-throated Divers was not related to water chemistry, light penetration or the abundance of fish. But the correlation between abundance of cyprinid and/or salmonid fish and brood size (Figure 3), in connection with previous information about the kind of fish prey delivered to the non-fledged chicks (Eriksson et al. 1990) and choice of foraging lakes (Eriksson & Sundberg 1991), indicate the importance of foraging lakes with abundant stocks of these fish species for breeding Red-throated Divers.

Some of the lakes are acid and have a poor buffering capacity, and the decrease of the Red-throated Diver population in South-west Sweden during the 20th century has been linked to the reduced abundance of prey fish in acidified lakes (Eriksson et al. 1988). Due to the preference for cyprinid and salmonid fish, the Red-throated Diver has been considered to be more susceptible than the Black-throated Diver for the ecological changes in acidified lakes (Eriksson 1991, 1994). Liming during the decades to come is probably necessary in order to assure the continued ecological recovery of lakes affected by acidification (Henrikson & Brodin 1995, Warfvinge & Bertills 2000). In this perspective, foraging lakes for the Red-throated Diver should be prioritised for continued and future treatment, if at risk of reverting to an acidified status. Such a prioritisation should rarely be in any conflict with other nature conservation and fishery interests.

There are also reasons to watch the trend of increase in water colour (and absorbance) and dissolved organic carbon in Scandinavian lakes during the recent decades (e.g. Wilander et al. 2003). These changes have been linked to increased precipitation and possibly also more large-scale climatic changes (e.g. Hongve et al. 2004). The potential implication of these large-scale changes on the foraging conditions for the divers merits further investigations.



Appendix A.

Undersökta fiskesjöar för smålom.

*Fishing lakes for Red-throated Diver, included in the present study.*

Sjö <i>Lake</i>	Karta <i>Map</i>	Koordinater (Rikets nät)		Län <sup>c</sup> <i>County<sup>c</sup></i>	Areal km <sup>2</sup> <i>Area km<sup>2</sup></i>	N <sup>a</sup>	Av- stånd <sup>b</sup> <i>Dist- ance<sup>b</sup></i>	Vatten- kemi <i>Water chemistry</i>	Fisk- arter <i>Fish species</i>	Prov- fiske <i>Gill net fishing</i>
		y	x							
SYDSVENSKA HÖGLANDET										
Flären	5D SO	631542	139354	Jö, Kr	35,05	1	3,3	X		
Fegen	6C SO	635040	133900	VG, Ha, Jö	23,79	6	2,4	X	X	X
Majsjön	6D SV	635334	135239	Jö	2,78	2	4,7	X	X	X
Fävren	6C SO	635900	130291	Ha	4,19	4	5,2	X	X	
Öjasjön	6C SV	636744	131612	VG	1,30	5	6,1	X		
Stensjö	6B NO	638030	128212	Ha	3,00	7	7,1	X	X	
Viaaredssjön	7C SV	640086	131710	VG	3,79	1	2,1	X	X	
Östra Nedsjön	7C SV	640458	130232	VG	7,40	4	2,7	X	X	
Ören	7C SV	641330	130671	VG	1,44	2	3,8	X	X	
Säven	7C NO	642608	132524	VG	12,10	1	5,1	X		
SVEALAND & DALSLAND										
Åstjärnet	9B NO	653631	128429	VG	0,19	2	4,1			
Boksjön	9B NV	654899	126380	VG	8,13	1	3,9	X		
Stora Lee	10B NV	658500	127455	VG	86,19	9	1,9	X	X	
Tannsjön	11B NO	664343	128386	Vä	6,20	5	1,2	X		
Helgesjön	11B NO	664403	128799	Vä	4,30	2	1,4	X		
Nordsjön-Räköken	11C NV	664652	131335	Vä	1,60	4	1,8	X		
Storeken	12C SV	665533	131763	Vä	3,40	1	3,2		X	X
Östersjön	11E SV	660790	141302	Vä	9,39	9	3,7			
Lersjön	11E SV	662351	140731	Vä	3,52	3	2,3	X		
Daglösen	11E SV	661391	141175	Vä	7,10	4	1,3	X		
Stora Horssjön	11E NV	662853	141207	Vä	5,62	1	0,3	X		
Usken	11F SV	661066	115568	Ör	7,73	4	4,1	X	X	X
Råsvalen	11F SV	661191	146638	Ör	12,40	4	5,1	X		
Stora Kloten	11F NV	664173	147095	Ör	5,35	5	2,9	X	X	
Naren	12D NO	667817	139109	Da, Vä	12,09	2	0,8	X	X	X
Bredsjön	12D NO	668028	139334	Da	7,22	11	0,8	X		
Kvien	12D NO, 13D SO	669437	138966	Da	17,94	20	0,9	X	X	X
Holmsjön-Kappsjön	13D SO	671301	138338	Da	10,49	15	1,5	X	X	X
Glämsjön	13D SO	671963	138080	Da	2,81	3	0,5	X		
Petsjön	13D NV	672639	136886	Da	1,20	5	0,7		X	X
Rönnhällsjön- Nyckelhällsjön	13D NV	673649	136631	Da	4,14	11	0,4	X	X	X
Fämtan	13D NV	673671	135906	Da	5,24	1	0,7	X	X	X
Öjen	13D NO	674350	139682	Da	19,12	21	1,3	X		
Tisjön	14C SO	676158	134299	Da	22,80	c. 20	0,2	X		

<sup>a</sup> Totalt antal undersökta häckningstjärnar; alla tjärnar har inte besökts varje år. *Total number of investigated tarns; all tarns have not been visited every year.*

<sup>b</sup> Medelavstånd från fiskesjön, km *Mean distance from fishing lake, km*

<sup>c</sup> Länsförkortningarna är *The county codes are:* Da=Dalarna, Vä=Värmland, Ör=Örebro, VG=Västra Götaland, Jö=Jönköping, Kr=Kronoberg, Ha=Halland.

## Appendix B.

Häckningsframgången för smålomspår som fiskar i de undersökta sjöarna

*The breeding success by Red-throated Diver pairs, foraging in the investigated lakes.*

Sjö Lake	Antal stora ungar per par <i>Number of large chicks per pair</i>			P <sup>a</sup>	% ungpullar med 2 stora ungar <i>% of broods with 2 large chicks</i>			P <sup>a</sup>
	Medelvärde per par och år <i>Mean per pair per year</i>	Trend, Sperman r <sub>s</sub>	Antal år <i>No. of years</i>		Medelvärde per år <i>Mean per year</i>	Trend Sperman r <sub>s</sub>	Antal år <i>No. of years</i>	
SYDSVENSKA HÖGLANDET								
Flåren	0,40	0,87	5		–	–	2	
Fegen	1,00	0,03	14		65 %	0,07	13	
Majsjön	0,50	-0,03	13		67 %	0,21	6	
Fävren	1,08	0,10	8		31 %	-0,04	8	
Öjasjön	0,65	0,44	11		28 %	0,19	9	
Stensjö	0,47	-0,21	12		31 %	-0,40	9	
Viaredssjön	1,00	-0,34	12		33 %	-0,18	9	
Östra Nedsjön	0,63	-0,20	15		14 %	0,00	11	
Ören	0,83	0,29	12		56 %	0,34	8	
Säven	1,38	-0,28	8		38 %	-0,28	8	
SVEALAND & DALSLAND								
Åstjärnet	1,25	0,25	8		38 %	0,51	8	
Boksjön	1,33	0,83	6	(*)	67 %	0,41	6	
Stora Lee	0,66	-0,14	12		22 %	-0,09	11	
Tamsjön	1,40	0,00	5		57 %	-0,45	9	
Helgesjön	0,89	-0,44	9		33 %	0,41	6	
Nordsjön-Räköken	0,84	0,03	12		34 %	-0,68	12	**
Storeken	–	–	4		67 %	0,41	6	
Östersjön	0,69	0,46	10		34 %	-0,14	10	
Lersjön	0,83	0,20	10		46 %	-0,09	9	
Daglösen	0,91	-0,46	10		35 %	0,09	9	
Stora Horssjön	0,71	0,32	7		60 %	0,00	5	
Usken	0,57	0,00	7		28 %	-0,68	10	*
Råsvalen	0,47	-0,11	5		29 %	-0,18	7	
Stora Kloten	1,08	-0,44	6		44 %	0,00	9	
Naren	0,89	-0,60	14	(*)	29 %	-0,35	12	
Bredsjön	0,58	-0,29	13		23 %	-0,52	15	(*)
Kvien	0,54	-0,29	14		29 %	-0,42	16	
Holmsjön-Kappsjön	0,87	0,08	15		43 %	-0,18	16	
Glämsjön	0,77	-0,42	14		27 %	-0,01	14	
Petsjön	1,01	-0,44	14		28 %	-0,37	15	
Rönnhällsjön- Nyckelhällsjön	0,84	-0,53	11		21 %	-0,42	16	
Fämtan	1,00	-0,38	8		50 %	0,00	8	
Öjen	0,66	-0,24	15		18 %	-0,45	16	(*)
Tisjön	0,48	0,07	8		25 %	-0,62	9	(*)

<sup>a</sup> tvåsidig test *two-tailed test*: (\*) = 0,05 < P < 0,10; \* = p < 0,05; \*\* = P < 0,02; P > 0,10 i alla övriga fall *in all other cases*

## Appendix C.

Vattenkemi och ljusförhållanden (medelvärden från provtagningar, 1990-2005, antal prover inom parentes)  
*Water chemistry and light penetration data (mean values of samples, 1990-2005, sample sizes in parentheses).*

Sjö <i>Lake</i>	pH	Alkalinitet mekv/l <i>Alkalinity meq/l</i>	Totalfosfor mg/l <i>Total phosphorus, mg/l</i>	Absorbans $f_{420/5}$ <i>Absorbance <math>f_{420/5}</math></i>	Siktdjup $m^a$ <i>Secchi disc transpar- ency <math>m^a</math></i>	Förurnings- påverkad <i>Affected by acidification</i>
SYDSVENSKA						
HÖGLANDET						
Flåren	6,76 (4)	0,12 (4)	0,019 (3)	0,12 (4)	-	0
Fegen	6,48 (3)	0,10 (3)	0,008 (2)	0,12 (3)	3,0	1
Majsjön	6,44 (3)	0,13 (3)	0,010 (3)	0,13 (3)	2,9	0
Fävren	6,91 (4)	0,18 (4)	0,015 (3)	0,06 (4)	-	0
Öjasjön	6,63 (3)	0,11 (3)	-	0,15 (3)	-	1
Stensjö	-	-	-	-	-	0
Viaredssjön	6,77 (4)	0,20 (4)	0,009 (3)	0,12 (4)	-	0
Östra Nedsjön	6,87 (3)	0,16 (3)	-	0,05 (3)	-	0
Ören	6,50 (3)	0,15 (3)	0,007 (2)	0,19 (3)	-	1
Säven	6,63 (3)	0,11 (3)	0,009 (2)	0,15 (3)	-	0
SVEALAND & DALSLAND						
Boksjön	-	-	-	-	-	1
Stora Lee	6,63 (4)	0,08 (4)	0,005 (3)	0,06 (4)	-	0
Tannsjön	6,52 (4)	0,08 (4)	0,006 (3)	0,12 (4)	-	1
Helgesjön	-	-	-	-	-	0
Nordsjön-Räköken	-	-	-	-	-	0
Storeken	-	-	-	-	4,0	-
Lersjön	-	-	-	-	-	1
Daglösen	-	-	-	-	-	0
Stora Horssjön	6,77 (4)	0,12 (4)	0,005 (3)	0,08 (4)	-	0
Usken	-	-	-	-	-	0
Råsvalen	6,82 (4)	0,20 (4)	0,012 (3)	0,13 (4)	-	0
Stora Kloten	-	-	-	-	-	0
Naren	-	-	-	-	3,0	0
Bredsjön	-	-	-	-	-	0
Kvien	5,79 (3)	0,03 (3)	0,009 (3)	0,18 (3)	2,7	1
Holmsjön-Kappsjön	5,95 (2)	0,10 (2)	-	0,18 (2)	-	1
Glämsjön	6,05 (3)	0,07 (3)	0,008 (3)	0,15 (3)	-	1
Rönnhällsjön- Nyckelhällsjön	6,41 (3)	0,11 (3)	0,010 (3)	0,18 (3)	2,5	1
Fämten	6,00 (2)	0,05 (2)	-	-	2,5	1
Öjen	6,20 (2)	0,07 (2)	-	0,12 (2)	-	0
Tisjön	6,37 (3)	0,06 (3)	0,010 (2)	0,09 (3)	-	0

<sup>a</sup> Siktdjupsmätningarna har gjorts i samband med provfiske vid tidpunkter som redovisas i appendix E.

*The Secchi disc readings of transparency were done in connection to gill net fishing at times indicated in Annex E.*

## Appendix D.

Fiskarter (data från provfiske 1979-2003)<sup>a</sup>.*Fish species (data from gill net fishing, 1979-2003)<sup>a</sup>.*

Sjö <i>Lake</i>	Prov- fiske år <i>Fishing year</i>	Braxen	Björkna	Löja	Elritsa	Sarv	Mört	Sutare	Nors	Öring	Regnbågs slax	Röding	Sik	Siklöja	Gädda	Lake	Bergsimpa	Abborre	Gös	Gers	Antal arter No. <i>of spec- ies</i>
Fegen	1980	X	X			X	X	X					X	X	X	X	X	X	X	X	13
	1981																				
	1983																				
	1995																				
	2003																				
Majsjön	1993	X					X	X			X		X	X	X	X		X	X		10
	2003																				
Fävren	1980	X				X	X	X						X	X			X			7
Stensjö	1980		X				X	X					X	X	X			X			7
Viaredssjön	1996	X					X						X	X	X			X	X		7
Östra Nedsjön	1983				X		X	X		X				X	X			X			8
Ören	1981						X								X			X			3
Boksjön	1989									X		X						X			3
Stora Lee	1984						X		X				X	X	X	X		X	X	X	9
Storeken	1991						X		X					X	X	X		X		X	8
Usken	1998	X	X				X							X	X	X		X		X	8
Stora Kloten	1979						X						X	X	X			X			5
Naren	1990						X		X				X	X	X			X		X	7
Kvien	1996						X						X	X		X		X			5
Holmsjön- Kappsjön	1998						X							X	X	X		X			5
Nyckelhällsjön- Rönnhällsjön	1999						X							X	X	X		X			5
Petsjön	1993						X						X		X			X			4
Fämtan	1998												X	X	X	X		X			5
Medelvärde																					6,61
Mean																					
Median																					7

<sup>a</sup> Fiskarternas latinska namn återfinns i Tabell 5. *The scientific names of the fish species are given in Table 5.*

## Appendix E.

Provfisherresultat med botten nät (data från 1990-2003)<sup>a</sup>.Results from gill net fishing with bottom-placed nets (data from 1990-2003)<sup>a</sup>.

Sjö Lake	År Year	Antal nät No.	Medelantal fiskar per nätansträngning <sup>b</sup> Mean number of fish per catch effort <sup>b</sup>																	
			Abborre	Gös	Mört	Braxen	Sarv	Löja	Sutare	Gädda	Gers	Siklöja	Sik	Nors	Regnbågs lax	Lake	Bergsimpa	Totalt	Mörtartad fisk Cyprinus	Laxartad fisk Salmo trutta
Fegen	1995 J	80	13,9	0,1	8,0	0,1	0,0	0,8	-	0,0	6,7	3,9	0,2	-	-	0,1	0,1	33,8	8,1	4,1
	< 20 cm		13,3	0,0	6,4	-	0,0	0,8	-	-	6,7	3,9	-	-	-	0,0	0,1	31,1	6,4	3,9
	2003 A	56	19,6	0,4	5,5	0,5	-	0,5	-	0,0	5,2	4,3	0,1	-	-	0,1	-	36,2	6,0	4,4
	< 20 cm		18,9	0,2	4,9	0,0	-	0,5	-	-	5,2	4,3	-	-	-	-	-	34,0	4,9	4,3
Medelvärde	Mean		16,8	0,3	6,6	0,3	0,0	0,7	-	0,0	6,0	4,1	0,2	-	0,1	0,0	35,0	7,6	4,3	
< 20 cm			16,1	0,1	5,7	0,0	0,0	0,7	-	-	6,0	4,1	-	-	0,0	0,0	32,6	6,4	4,1	
Majsjön	1993 A	48	5,1	-	11,0	0,9	-	-	-	0,2	-	1,3	0,6	-	0,1	-	19,2	11,9	1,9	
	< 20 cm		4,6	-	10,4	0,4	-	-	-	-	-	1,3	0,1	-	0,0	-	16,8	10,8	1,4	
	2003 J	48	5,8	0,2	5,0	1,1	-	-	0,1	0,1	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	-	16,1	6,1	3,8	
	< 20 cm		5,7	0,1	5,0	0,9	-	-	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	-	-	-	15,5	5,9	3,8	
Medelvärde	Mean		5,5	0,1	8,0	1,0	-	-	0,1	0,2	2,6	0,3	0,0	0,0	0,1	-	17,7	9,1	2,9	
< 20 cm			5,2	0,1	7,7	0,7	-	-	0,0	0,0	2,6	0,1	-	-	0,0	-	16,2	8,4	2,6	
Viaredsjön	1996 A	48	9,3	0,0	3,6	0,6	-	-	-	0,0	-	0,8	0,4	-	-	-	14,7	4,2	1,2	
	< 20 cm		9,1	-	3,4	0,1	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-	13,4	3,5	0,8	
Storeken	1991 A	48	16,0	-	4,0	-	-	0,4	-	0,0	3,1	0,1	-	1,2	0,2	-	25,0	4,4	1,3	
	< 20 cm		14,8	-	2,8	-	0,4	-	-	-	3,1	0,1	-	1,2	0,0	-	22,4	3,2	1,3	
Usken	1998 A	71	19,0	-	3,5	0,1	-	0,4	-	0,0	6,8	0,4	-	-	0,1	-	30,3	4,0	0,4	
	< 20 cm		18,0	-	2,2	0,1	-	0,4	-	-	6,8	0,3	-	-	0,0	-	27,8	2,7	0,3	
Naren	1990 A	56	9,3	-	3,4	-	-	-	-	0,1	2,9	0,1	0,3	0,1	-	-	16,2	3,4	0,5	
	< 20 cm		7,0	-	2,3	-	-	-	-	-	2,9	0,1	0,0	0,1	-	-	12,4	2,3	0,2	
Kviven	1996 J	56	6,7	-	2,4	-	-	-	-	-	0,1	0,0	0,0	-	0,1	-	9,3	2,4	0,1	
	< 20 cm		4,9	-	1,9	-	-	-	-	-	0,1	0,1	-	-	0,1	-	7,0	1,9	0,1	
Holmsjön- Kappsjön	1998 A	56	9,2	-	3,1	-	-	-	-	0,1	0,4	-	0,4	-	0,2	-	13,0	3,1	0,4	
	< 20 cm		8,1	-	2,9	-	-	-	-	-	0,4	-	0,4	-	-	-	11,4	2,9	0,4	
Nyckelhällsjön- Rönnhällsjön	1999 J	40	14,1	-	2,0	-	-	-	-	0,1	1,0	-	1,0	-	0,0	-	17,2	2,0	1,0	
	< 20 cm		12,1	-	1,8	-	-	-	-	-	1,0	-	1,0	-	-	-	15,0	1,8	1,0	
Petsjön	1993 A	32	17,7	-	1,1	-	-	-	-	0,1	-	-	1,3	-	-	-	20,2	1,1	1,3	
	< 20 cm		15,9	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	1,3	-	-	-	18,1	0,9	1,3	
Fämtien	1998 J	40	6,5	-	-	-	-	-	-	0,0	0,2	0,4	0,4	-	0,2	-	7,3	0,0	0,6	
	< 20 cm		5,2	-	-	-	-	-	-	-	0,2	0,4	0,4	-	0,0	-	5,8	0,0	0,6	

<sup>a</sup> Fiskarternas latinska namn återfinns i Tabell 5. The scientific names of the fish species are given in Table 5.<sup>b</sup> Månaderna är J=Juli, A=augusti The months are J=July, A=August