

## Kvicksilverbelastningen hos svenska smålommar *Gavia stellata* och storlommar *Gavia arctica*

*Mercury exposure to Red-throated Divers Gavia stellata and Black-throated Divers Gavia arctica in Sweden*

MATS O. G. ERIKSSON & PETER LINDBERG

---

### Abstract

---

We investigated concentration of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* collected in South and Central Sweden, 1981–1997. In South Sweden (Sydsvenska Högländet), mean concentration in Red-throated Diver eggs was remarkably high (6.84 ppm dry weight, 5 pairs), or more than three times as high as in Black-throated Diver eggs (2.11 ppm dry weight, 16 pairs). In Central Sweden (Svealand), the concentration in Red-throated Diver eggs (3.04 ppm dry weight, 8 pairs) was significantly lower than in South Sweden, but still higher than in Black-throated Diver eggs (1.21 ppm dry weight, 5 pairs). In Black-throated, but not in Red-throated Diver, there was higher mercury concentrations in eggs from pairs

fishing in lakes affected by acidification. We found no relationship between mercury and breeding success, although concentrations in single Red-throated Diver eggs exceeded the level associated with high risk of impaired reproduction. We recommend that mercury concentration of diver eggs should be further monitored, with reference to the risks of increased exposure, related to leakage from terrestrial deposits of air-borne transmissions to freshwater habitats.

*Mats O. G. Eriksson, MK Natur- och Miljökonsult, Tommered 6483, 437 92 Lindome.*

*Peter Lindberg, Göteborgs universitet, Zoologiska institutionen, Box 463, 405 30 Göteborg.*

---

Received 9 July 2004, Accepted 26 November 2004, Editor: J. Lind

Kvicksilvret och dess gifteffekter har med varierande grad av intensitet uppmärksammats i fågelskyddsarbetet i närmare ett halvsekel. I takt med att användningen av kvicksilver i bekämpningsmedel och andra produkter har begränsats, har uppmärksamheten alltmer riktats mot positionen av kvicksilver via atmosfären. Genom förbränningen av fossila bränslen tillförs atmosfären kvicksilver i gasform, som kan transporteras över mycket långa avstånd innan det tvättas ur genom nederbörden eller faller ned som torrdeposition. Vi får alltså en växande "pool" av deponerat kvicksilver, som binds i skogs- och torvmark samt i sjösediment. Men från denna "pool" frigörs ständigt en mindre del som via grund- och ytvatten görs tillgängligt för fisk och andra vattenlevande organismer, till stor del i form av fettlösligt metylkvicksilver (Skyllberg 2003). I den enskilda sjön påverkas kvicksilverinnehållet i fisk på ett ganska komplicerat sätt av såväl vattenkemin som markförhållandena och markanvändningen i tillrinningsområdet (t.ex. Bergbäck & Johansson 1996, Munthe m.fl. 2001, Skylberg 2003).

Det finns alltså all anledning att ägna problema-

tiken kring kvicksilver och fåglar en fortsatt uppmärksamhet. Lommarerna är fiskätande fåglar, som befinner sig i slutändan av en näringskedja med flera mellanled, från primärproducenterna i form av växter och växtplankton till djurplankton och vattenlevande insekter till den fisk som lommarerna livnär sig på. Man kan alltså utifrån generella kunskaper om hur giftiga ämnen ackumuleras i näringskedjorna förvänta sig att lommarerna, i sin egenskap av toppredatorer, är sårbara för exponering av miljögifter. Allmänt anser man att för fiskätande fåglar i sötvattensmiljöer är det tungmetaller, och i första hand kvicksilver som bör beaktas, bland annat eftersom kvicksilvret i fisk nästan bara uppträder i form av metylerade föreningar. Gifteffekterna tar sig uttryck i försämrade fortplantning, och vid högre belastning neurologiska störningar och beteenderubbningar. Hos adulta fåglar riskerar man störningar i fortplantningen vid koncentrationer som är ungefär 20% av den nivå då beteendeförändringar kan uppstå (t.ex. Scheuhammer 1987).

Med hänsyn till skillnaderna i häckningsbiologi och valet av fiskevatten kan man också vänta sig att

smålommen *Gavia stellata* och storlommen *Gavia arctica* skiljer sig vad gäller exponeringen för giftiga ämnen. Smålommen häckar oftast vid små och fisktomma tjärnar och gölar, och ungarna matas med fisk som föräldrafågeln hämtar i större klarvattenssjöar eller i havet, upp till ungefär 10 km från häckningsplatsen (t.ex. Eriksson & Johansson 1997). Smålommen visar en tydlig preferens för sjöar med laxartad eller mörtartad fisk (Eriksson & Sundberg 1991), och svenska smålommar torde i stor utsträckning fiska i sjöar med goda bestånd av siklöja eller sik *Coregonus* spp. (t.ex. Rosenius 1942, Andersson 1988, Borgström 1996, Bildström 2000). Storlommen häckar i större klarvattenssjöar, och ungarna matas i de allra flesta fall med bytesfisk som föräldrarna hämtar i häckningssjön. Storlommen är inte lika knuten till att fiska i sjöar med lax- eller mörtartad fisk, utan återfinns även i sjöar med mer artfattiga fiskesamhällen dominerade av abborre *Perca fluviatilis*.

Det finns få jämförande studier av hur olika fågelarter påverkas av exponeringen av bland annat kvicksilver i nordiska sötvattensmiljöer. I början av 1970-talet undersöktes spridningen av miljögifter i Finlands näst största sjö, Päijänne, och man analyserade bland annat halterna i muskel- och leverprover ifrån ett 10-tal fågelarter (Särkää m.fl. 1978). Fiskätande fåglars sårbarhet demonstrerades tydligt genom att kvicksilverinnehållet i prover från storlom och storskrake *Mergus merganser* låg långt över de nivåer som uppmättes för övriga arter. I en jämförelse av kvicksilverhalterna i ägg från storskrake, småskrake *Mergus serrator* och tre simandsarter (*Anas* spp.) vid Lake Michigan, USA, låg halterna i skrakäggen omkring fem gånger över nivån i simandsäggen (Haseltine m.fl. 1981).

För bedömningar av lommarnas sårbarhet för kvicksilver bör man också beakta försurningsläget i fiskevattnen. Under 1980-talet noterade man att rörligheten av olika metaller ökar i försurade miljöer, med bland annat förhöjda halter av kvicksilver i fisk från sura vatten som följd (t.ex. Håkanson 1980, Borg 1983, Björklund m.fl. 1984, Håkanson m.fl. 1990). Bland de metaller som uppmärksammas i samband med försurning torde exponeringen för kadmium, bly och aluminium i regel vara för låg för att man skall påräkna några skador hos fiskätande fåglar. Däremot skall man inte bortse från riskerna för att fåglarna påverkas negativt genom exponering för kvicksilver vid födosök i försurade sjöar (Scheuhammer 1991, Scheuhammer & Blancher 1994). Det har också visat sig att kvicksilverhalterna i fisk påverkas, uppåt eller nedåt, på ett ännu ganska svårförståeligt sätt efter att en sjö eller

dess tillrinningsområden har kalkats i syfte att bibehålla eller återskapa goda livsbetingelser för fisk (t.ex. Meili 1995).

I en undersökning av kvicksilverinnehållet i ägg från smålom och storlom insamlade i sydvästra Sverige 1978–1991 noterades anmärkningsvärt höga halter i smålomsägg, i medeltal 9,5 ppm torrsvikt (Eriksson m.fl. 1992). Parallellt undersöktes kvicksilverhalterna i ryggmuskelprover från mört *Rutilus rutilus* och siklöja, som insamlats i smålommens fiskesjöar. I två försurningspåverkade sjöar låg kvicksilverhalten i prover från enstaka bytesfiskar på en nivå svarande mot 0,3–0,4 ppm våtsvikt där man i nordamerikanska undersökningar bedömt att försämrade fortplantning och beteendestörningar kan uppträda hos svartnäbbade islommar *Gavia immer* (t.ex. Barr 1986). För storlommen var den genomsnittliga kvicksilverhalten i ägg insamlade från boplatser vid försurningspåverkade sjöar (4,0 ppm torrsvikt) mer än dubbelt så hög jämfört med ägg från icke försurningspåverkade sjöar (1,5 ppm torrsvikt; Eriksson m.fl. 1992).

Mot bakgrund av problematiken med kvicksilver och kopplingen till försurningspåverkan, blev insamling och analyser av kvicksilverinnehållet i lomägg en prioriterad uppgift inom Projekt LOM, som initierades som ett gemensamt projekt av Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening 1994 (t.ex. Eriksson & Lindberg 1997). I den här uppsatsen redovisar vi analyser av kvicksilverinnehållet i ägg insamlade under perioden 1981–1997, och undersöker om det finns någon koppling till försurningsläget i fiskevattnen eller några samband mellan kvicksilverhalten i ägg och lommarnas häckningsframgång.

## Metoder

### Insamling av ägg

Genom att analysera miljögiftsinnehållet i äggen, får vi en indikation på hur fåglarna exponeras under veckorna närmast före äggläggningen. För lommarnas del torde alltså halterna i ägg ganska bra återspegla exponeringen vid häckningsplatserna. Undersökningen baseras enbart på ägg som lämnats kvar som "rötägg" i övergivna bon eller efter kläckning. Resultaten skall alltså tolkas i relation till tänkbara felkällor såsom att äggen inte utgör ett strikt slumpmässigt urval och att kvarlämnade icke kläckta ägg kanske inte ger en representativ bild av exponeringen för miljögifter.

### *Klassificering av sjöar med hänsyn till försurningspåverkan och kalkning*

Liksom i tidigare undersökningar (Eriksson m.fl. 1992, 1995, Eriksson & Hake 2000) har vi klassificerat sjöar med uppgifter om pH-värden under 5,5 vid minst ett tillfälle per år innan sjön blev föremål för eventuell kalkning, som *försurningspåverkade*. Försurningseffekter som är viktiga med hänsyn till sjöarnas funktion som födosöks- och häckningsmiljö, såsom förändrad fisktillgång och ökat sikt djup, är mest påtagliga när pH-värdet sjunker under 5,5 (t.ex. Brodin 1995). Vi klassificerar sjöarna som försurningspåverkade, även om pH-värdet efter kalkning legat på en högre nivå, eftersom ekologiska förändringar kan bestå under lång tid även i kalkade vatten (t.ex. Appelberg 1995, Henrikson & Brodin 1995).

### *Beräkning av häckningsframgången*

Vi har mätt häckningsframgången för smålommen som medelantalet ”stora” ungar per häckande par, där häckningen har fastställts genom fynd av bo, ägg eller ruvande fågel, och för storlommen som medelantalet ”stora” ungar per stationärt par som stadigvarande uppehållit sig i den aktuella sjön under häckningstid (enligt tidigare beskrivna fältarbetsmetoder; t.ex. Dahllén & Eriksson 2002 för smålom och Eriksson & Hake 2000 för storlom). För jämförelser mellan kvicksilverhalter i lomägg och ungtproduktionen beräknade vi det genomsnittliga häckningsresultatet som medelantalet ”stora” ungar per par och år, baserat på information från den aktuella häckningsjön samma år som ägg insamlats plus de två åren närmast före och efter insamlingen. När flera ägg finns analyserade från samma häckningslokal, har medelvärdet använts som ett mått på exponeringen för kvicksilver.

### *Ägganalyser*

Äggens kvicksilverinnehåll undersöktes med atomabsorptionsspektrometri, och för analyserna anlätades National Environmental Research Centre (NERC) of Ecology and Hydrology, Monks Wood, Storbritannien. Värdena redovisas på torrviktsbasis, och för jämförelser med tidigare publicerade uppgifter baserade på våtvikt har vi antagit äggens genomsnittliga fuktinnehåll är 78,7 % (med ledning av analyser av ägg från svartnäbbad islom *Gavia immer*; Evers m.fl. 2003). Analysvärdena noterade som ”ej detekterbara” har räknats lika med noll (detekterbarhetsnivån låg vid 0,01 ppm).

### *Regioner i Sverige*

För flertalet av våra beräkningar har vi delat in landet på liknande sätt som för rapporteringen till Projekt LOM (t.ex. Eriksson m.fl. 2001):

- *Sydsvenska Högländet*, omfattande Jönköpings, Kronobergs, Hallands och Västra Götalands län (exkl. landskapet Dalsland). Detta betyder att för smålommen redovisas separat det bestånd på uppskattningsvis 50–60 par som häckar förhållandevis isolerat från den övriga nordiska populationen.
- *Svealand inkl. Dalsland*, innefattande Södermanlands, Stockholms, Uppsala, Västmanlands, Örebro, Värmlands, och Dalarnas län samt landskapet Dalsland. Området innefattar smålommens svenska kärnområde med ungefär en tredjedel av det svenska beståndet i Värmlands, Örebro, Västmanlands och Dalarnas län samt landskapet Dalsland.
- *Vänern* redovisas separat från det övriga materialet.
- *Norrland*, d.v.s. Gävleborgs, Västernorrlands, Jämtlands, Västerbottens och Norrbottens län.

### **Resultat och diskussion**

Kvicksilverhalterna i smålomsägg var genomgående högre än i storlomsägg; i medeltal 6,84 ppm torrsvikt och 2,11 ppm torrsvikt för ägg insamlade från smålom respektive storlom på Sydsvenska Högländet och 3,04 resp. 1,21 ppm för ägg från Svealand (Tabell 1, primärdata i Appendix 1 och 2). För två sjöar, Östra Nedsjön och Tisjön, finns analysvärden både från storlom häckande vid sjön och smålom som fiskar i sjön, och för båda sjöarna var kvicksilverhalten högre i smålomsäggen, jämfört med storlomsäggen, 7,33 (medelvärde för ägg från två par) resp. 2,66 ppm för Östra Nedsjön, och 1,60 resp. 1,19 ppm för Tisjön.

För svartnäbbad islom har man i nordamerikanska undersökningar uppmätt kvicksilverhalter som ligger i nivå med de värden som vi noterat för storlommen, t.ex. 1,64 (0,61–3,52) ppm i medeltal för 31 ägg insamlade i Saskatchewan 1973–1975 (Fox m.fl. 1980), 1,27 (0,38–3,73) ppm för 20 ägg från Minnesota, 1997–1998 (Bischoff m.fl. 2002) och 0,89–4,08 ppm från 33 sjöar i Wisconsin (Fevold m.fl. 2003). I några fall har dock de genomsnittliga värdena legat betydligt högre, t.ex. 4,22 ppm i medeltal för ett material omfattande 14 ägg från Wisconsin (Meyer m.fl. 1998) och 2,53–6,52 ppm i ägg insamlade från 34 sjöar i Ontario (Barr 1986). För en del av de refererade undersökningarna har

Tabell 1. Kvicksilverhalter i lomägg (primärdata i Appendix 1 och 2).  
*Mercury concentrations in diver eggs (primary data in Appendices 1 and 2).*

	Smålom <i>Red-throated Diver</i>				Storlom <i>Black-throated Diver</i>				P <sup>a</sup>
	Medel	Min- max	Lokaler	År	Medel	Min- max	Lokaler	År	
	<i>Mean</i>	<i>Range</i>	<i>Sites</i>	<i>Years</i>	<i>Mean</i>	<i>Range</i>	<i>Sites</i>	<i>Years</i>	
Sydsvenska Höglandet <i>South Sweden</i>	6,84	3,56– 12,10	5	1987– 1996	2,11	0,87– 4,17	16	1984– 1997	0,0014
Vänern <i>Lake Vänern</i>	–	–	–	–	0,83	0,57 1,10	2	1985– 1995	–
Svealand, inkl. Dalsland <i>Central Sweden</i>	3,04	2,56– 9,07	8	1992– 1996	1,21	0,28– 1,42	5	1981– 1995	0,018
Norrland <i>North Sweden</i>	2,88	–	1	1996	–	–	–	–	–

<sup>a</sup> Mann-Whitney U test, tvåsidig. Testen avser jämförelser mellan de två lomarterna.  
*Mann-Whitney U test, two-tailed. The test refers to comparison between the two species.*

siffrorna omräknats från de våtviktswärden som redovisats i originalarbetena.

För båda lomarterna är halterna också anmärkningsvärt höga jämfört med vad som noterats för fiskätande rovfåglar såsom fiskgjuse *Pandion haliaetus* och havsörn *Haliaeetus albicilla* i tidigare svenska undersökningar. För fiskgjusen, som i viss utsträckning fiskar i samma typ av näringsfattiga sjöar som de två lomarterna, var den genomsnittliga kvicksilverhalten i 167 ägg insamlade 1962–1973 på skilda platser i landet 1,0 ppm torrsvikt (Odsjö & Sondell 1982), och liknande nivåer noterades i ett material omfattande 55 ägg insamlade i sydvästra Sverige 1974–1982 (Ahlgren & Eriksson 1984). När exponeringen för kvicksilver bedömdes som allvarligast för Östersjöns havsörnar, låg den genomsnittliga kvicksilverhalten på 4,6 ppm torrsvikt (75 ägg insamlade 1965–1978, Helander m.fl. 1982).

Det är en aning paradoxalt att vi har noterat betydligt högre halter i smålomsäggen mot bakgrund av att smålommen i första hand fiskar i sjöar med goda bestånd av lax- eller mörtartad fisk, medan storlommen även uppträder i sjöar med mer rena bestånd av t.ex. abborre. I en jämförelse mellan mört och abborre av 15–20 cm längd i två svenska sjöar noterade Meili (1991) högre koncentrationer av kvicksilver i prover från abborre, vilket också kunde förväntas med hänsyn till att abborren livnär sig på animalisk diet i större utsträckning än mört. Mot denna bakgrund borde det omvända resultatet, d.v.s. högre halter i ägg från storlom förväntats. För siklöja, som torde vara den dominerande

bytesfisk för smålommen i stora delar av landet, har vi inte funnit något material som tillåter jämförelser gentemot abborre fångade i samma sjöar. Jämförelser av kvicksilverhalterna i ryggmuskelprover från mört och siklöja från två fiskesjöar för smålom i sydvästra Sverige visade emellertid inte på några skillnader mellan de två fiskarterna (tabell 3 i Eriksson m.fl. 1992).

#### *Smålom*

Kvicksilverhalterna var i genomsnitt omkring dubbelt så höga i smålomsägg från Sydsvenska Höglandet jämfört med mellersta Svealand (Tabell 1, Mann-Whitney U test,  $P = 0,03$ , tvåsidigt). Bara ett ägg från Norrland har analyserats, från ett havsfiskande smålomspar vid Ångermanlandskusten, med en halt på samma nivå som medelvärdet för Svealand (Tabell 1). För Sydsvenska Höglandet finns icke signifikant indikation på en ökad belastning 1987–1996 (7 ägg, Spearman  $r_s = 0,69$ , ej sign.). Alla ägg från Svealand (inkl. Dalsland) är från perioden 1992–1996, d.v.s. för kort tid för någon meningsfull bedömning av tidstrender. Vi fann inga indikationer på samband mellan kvicksilverinnehållet i smålomsägg och ungpåproduktionen (14 häckningstjärnar, Spearman  $r_s = 0,25$ , ej sign.).

Kvicksilverhalten, beräknad som medelvärdet per ägg och par för sex par fiskande i försurningspåverkade sjöar var 3,59 ppm torrsvikt (variationsbredd 1,16–9,07) jämfört med 5,72 (1,60–12,10) ppm torrsvikt för sex par som nyttjade icke försurningspåverkade fiskesjöar. Skillnaden var inte sig-

nifikant (Mann-Whitney U test,  $P = 0,39$ , tvåsidigt, primärdata i Appendix 1), men tendensen var den motsatta mot vad som kunde ha förväntats om försurningshistorien i fiskesjöarna påverkat kvicksilverhalten i smålomsägen. Nio av paren fiskade i kalkade sjöar och tre i icke kalkade sjöar (för ett av paren saknar vi uppgift om fiskesjön kalkats), och medelvärdet per ägg och par var 4,39 (1,16–9,07) ppm torrsvikt respektive 5,45 (2,12–12,10) ppm torrsvikt (Mann-Whitney U test, ej sign.). Någon skillnad mellan de kalkade och icke kalkade sjöarna kunde således inte upptäckas. Jämförelserna av kvicksilverhalten med hänsyn till om paren fiskat i försurningspåverkade och/eller kalkade sjöar ger således inget stöd för antagandet att försurningsläget och eventuella kalkningsinsatser hade påverkat kvicksilverhalten i smålomsägen.

### Storlom

Också för storlommen noterades regionala skillnader (Kruskal-Wallis-test mellan olika delar av landet,  $KW = 6,72$ ,  $k = 3$  områden,  $0,02 < P < 0,05$ ), och liksom för smålommen var de genomsnittliga kvicksilverhalten lägre i ägg från Svealand jämfört med Sydsvenska Höglandet. Dessutom kan exponeringen för storlomsparen i Väneren ha varit lägre än för övriga i södra och mellersta Sverige (Tabell 1). Inga storlomsägg från Norrland har analyserats. Det fanns ingen tendens till förändringar över perioden 1984–1997 på Sydsvenska Höglan-

det (19 ägg, Spearman  $r_s = 0,08$ , ej sign.), medan antalet ägg från övriga delar av landet var för litet för en meningsfull bedömning av tidstrender.

Vi fann inga indikationer på samband mellan kvicksilverhalten i ägg och unproduktionen (16 sjöar på Sydsvenska Höglandet: Spearman  $r_s = 0,14$ , ej sign.). I en jämförelse av storlommens häckningsframgång i ett antal sydvästsvenska sjöar 1994–1997 fanns ingen tendens till samvariation med kvicksilverhalten i muskelprover från gädda (Eriksson & Hake 2000).

För storlommen fann vi däremot en koppling mellan försurningspåverkan i de olika sjöarna och kvicksilverhalten i äggen, medan det var mera osäkert om kalkningen påverkat exponeringen för kvicksilver. I prover från ägg insamlade vid fyra ej försurningspåverkade och ej kalkade sjöar, som tjänade som referenssjöar för jämförelser med försurningspåverkade och kalkade sjöar var den genomsnittliga kvicksilverhalten 1,60 (0,97–2,37) ppm torrsvikt (Tabell 2, primärdata i Appendix 2). För sex försurningspåverkade och kalkade sjöar var den genomsnittliga kvicksilverhalten 2,80 (1,75–4,17) ppm torrsvikt och signifikant högre än för de fyra referenssjöarna (Tabell 2). Däremot låg kvicksilverhalten i ägg från fem ej försurningspåverkade sjöar som kalkats i förebyggande syfte på samma nivå som för de fyra referenssjöarna: 1,67 (0,96–2,66) ppm torrsvikt. En jämförelse, enbart omfattande de kalkade sjöarna (sex försurningspåverkade kontra fem ej försurningspåverkade) vi-

Tabell 2. Jämförelse av kvicksilverhalter i storlomsägg från olika häcknings sjöar, med hänsyn till försurningsstatus och kalkningsförhållanden. Sjöar som inte är vare sig försurningspåverkade eller kalkade utgör referens för jämförelser med sjöar som är försurningspåverkade och/eller kalkade.

*Comparison of mercury concentration in Black-throated Diver eggs from various breeding lakes, considering acidification and lime treatment status. Lakes neither limed nor affected by acidification is the reference for comparisons with lakes that are limed and/or affected by acidification.*

	Kvicksilverhalt <i>Mercury concentration</i>		Antal sjöar <i>Number of lakes</i>	Mann-Whitney U test, P, tvåsidigt <i>P, two-tailed</i>
	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.-max.- värde <i>Range</i>		
Försurningspåverkade och kalkade sjöar <i>Lakes affected by acidification and lime-treated</i>	2,80	1,75–4,17	6	0,02
Ej försurningspåverkade sjöar <i>Lakes not affected by acidification</i>				
- Ej kalkade <i>Not lime-treated</i>	1,60	0,97–2,37	4	Referens <i>Reference</i>
- Kalkade <i>Lime-treated</i>	1,67	0,96–2,66	5	0,90

sade på en (icke signifikant) högre kvicksilverhalt i ägg från de försurningspåverkade sjöarna (Mann-Whitney U test,  $P = 0,11$ , tvåsidigt).

I nordamerikanska undersökningar av svartnäbbad islom uppmärksammades kopplingen mellan exponering för kvicksilver och födosök i försurade sjöar under 1980-talet (t.ex. Barr 1986). Under 1990-talet har problemet studerats i flera undersökningar, och man har noterat ett samband mellan höga kvicksilverhalter i såväl ägg som blod och fjädrar, och pH-värdet i de sjöar där lommarna uppehållit sig (Meyer m.fl. 1995, 1998, Fevold m.fl. 2003). Det finns också indikationer på att ungaras beteende har förändrats i försurade sjöar (Nocera & Taylor 1998).

### *Påverkan på häckningsframgången*

En central fråga är naturligtvis om de noterade kvicksilverhalterna är av sådan storleksordning att man kan befara negativa effekter på häckningsframgången, även om vi inte har funnit några indikationer på samband mellan kvicksilverinnehållet i ägg och unproduktionen i vår undersökning. För svartnäbbad islom bedömde Barr (1986), att negativa effekter kunde påräknas vid kvicksilverhalter på 2–3 ppm våtvikt (eller 9–14 ppm torrsvikt) i äggen. I nyare nordamerikanska undersökningar har man för svartnäbbad islom bedömt att kvicksilverhalter upptill 2,81 ppm torrsvikt kan påräknas i miljöer utan antropogen påverkan, att halter däröver och upptill 6,10 ppm torrsvikt indikerar en förhöjd exponering, och att risken för störningar i fortplantningen är hög vid halter över 6,10 ppm torrsvikt (Evers m.fl. 2003). Dessa gränsvärden bör naturligtvis inte reservationslöst tillämpas för andra lomarter, men man bör inte utesluta risken att åtminstone smålommen kan vara i farozonen. Däremot tycks de halter som noterats i storlomsägg ligga under den risknivå som man har identifierat i de nordamerikanska undersökningarna.

### *Sammanfattande slutsatser*

Våra resultat kan sammanfattas som följer:

- Halterna av kvicksilver var genomgående högre i smålomsägg än i storlomsägg, ett något förvärrande resultat mot bakgrund av skillnaderna i de två arternas val av fiskesjöar.
- Försurningshistorien i häckningssjöarna torde ha påverkat kvicksilverhalterna i ägg av storlom, på liknande sätt som man har noterat för svartnäbbad islom i nordamerikanska undersökningar. Däremot fanns inget motsvarande samband mel-

lan försurningspåverkan i smålommens fiskesjöar och äggens kvicksilverhalt.

- Det fanns inga indikationer på samband mellan kalkning av fiskesjöarna och halterna av kvicksilver i ägg av vare sig smålom eller storlom.
- Det fanns inga indikationer på samband mellan kvicksilverhalten i ägg och unproduktionen hos vare sig smålommen eller storlommen.

Resultaten måste emellertid tolkas med reservationerna att antalet undersökta ägg är litet och att de inte har samlats in genom ett urval på strikt statistiska grunder.

Tyvärr saknar vi analysresultat från lomägg insamlade efter slutet av 1990-talet. Vi har alltså inget underlag för att bedöma om exponeringsbilden har förändrats under de allra senaste åren, bland annat mot bakgrund av de alltmer uppmärksammade problemen med läckage till yt- och grundvatten av kvicksilver deponerat i skogs- och torvmark (t.ex. Skyllberg 2003). I nordamerikanska undersökningar har man visat att ägg insamlade från svartnäbbad islom är goda indikatorer på både geografiska skillnader och tidsmässiga trender i tillgängligheten av metylerat kvicksilver för toppredatorer i sötvattensmiljöer (t.ex. Scheuhammer m.fl. 2001, Evers m.fl. 2003). Genom en (under mycket kontrollerade former) rutinartad insamling och analys av storlomsägg inom den svenska miljöövervakningen skulle vi både kunna få en bättre bild av kvicksilverbelastningen för en av de fågelarter, för vilka vi i Sverige har ett internationellt ansvar, och ett bättre underlag för bedömningar av spridningen i stort av kvicksilver i landets insjömiljöer. För smålommen är en fortsatt uppföljning viktig med tanke på de mycket höga halter som noterats.

För den framtida övervakningen bör man även överväga en rutin för insamling av fjädrar och blodprover, t.ex. i samband med ringmärkning. För svartnäbbad islom har man bland annat visat att fjäderprover från ungar är goda indikatorer på exponeringen för metylerat kvicksilver i sjöar där föräldrafågeln hämtar byten till ungar, och att det finns en samvariation mellan kvicksilvervärdena i fjäder- och blodprover (Scheuhammer m.fl. 1998).

### **Tack**

Arbetet har utförts inom ramen för Projekt LOM, som drevs gemensamt av Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening 1994–1999 och därefter som en fristående ideell förening. Ekonomiskt stöd har erhållits från bland

annat Världsnaturfonden-WWF, Alvins Fond och Bingolotto-Återvinsten. Vi vill också tacka alla de personer som medverkat i undersökningen genom att skicka in övergivna ”rötäggs” för analys. Insamlingen av ägg har skett med stöd av tillstånd från Naturvårdsverket.

## Referenser

- Ahlgren, C.-G. & Eriksson, M.O.G. 1984. Belastningen av kvicksilver och klorerade kolväten hos fiskgjuse *Pandion haliaetus* i sydvästra Sverige. *Vår Fågelvärld* 43: 299–305.
- Andersson, M. 1988. Smålommen i Västmanland. *Fåglar i Västmanland* 19: 85–93.
- 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.
- Barr, J.F. 1986. Population dynamics of the Common Loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* 56: 1–25.
- Bergbäck, B. & Johansson, K. 1996. Metaller i land och stad – kretslopp och belastning. Lägesrapport 1996. *Naturvårdsverket rapport* 4677.
- Bischoff, K., Pichner, J., Braselton, W.E., Counard, C., Evers, D.C. & Edwards, W.C. 2002. Mercury and selenium concentrations in livers and eggs of Common Loons (*Gavia immer*) from Minnesota. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42: 71–76.
- Bildström, L. 2000. Smålomman i Sandforsdammen. *Fåglar i Västerbotten* 25: 97–98.
- Björklund, I., Borg, H. & Johansson, K. 1984. Mercury in Swedish lakes – its regional distribution and causes. *Ambio* 13: 118–121.
- Borg, H. 1983. Trace metals in Swedish natural freshwaters. *Hydrobiologia* 101: 27–34.
- Borgström, E. 1996. Smålommen i Hagfors kommun 1995. *Värmlandssornitologen* 24: 45–50.
- Brodin, Y.-W. 1995. Acidification of Swedish freshwaters. Sid. 63–80 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Dahlén, B. & Eriksson, M.O.G. 2002. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. *Ornis Svecica* 12: 1–33.
- 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. & Hake, M. 2000. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i relation till vattenkemi, försurning, kvicksilverhalt i fisk och sjöyta i sydsvenska sjöar. *Ornis Svecica* 9: 95–105.
- Eriksson, M.O.G., Hake, M. & Lindberg, P. 2001. Projekt Lom 2001. Sid. 47–52 i *Fågelåret 2000*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm
- 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., 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. 1997. Projekt Lom 1996. Sid. 51–55 i *Fågelåret 1996*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson, M.O.G. & Sundberg, P. 1991. The choice of fishing lakes by the Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* during the breeding season in south-west Sweden. *Bird Study* 38: 135–144.
- Evers, D.C., Taylor, K.M., Major, A., Taylor, R.J., Poppenga, R.H. & Scheuhammer, A.M. 2003. Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. *Ecotoxicology* 12: 69–81.
- Fevold, B.M., Meyer, M.W., Rasmussen, P.W. & Temple, S.A. 2003. Bioaccumulation patterns and temporal trends of mercury exposure in Wisconsin Common Loons. *Ecotoxicology* 12: 83–93.
- Fox, G.A., Yonge, K.S. & Sealy, S.G. 1980. Breeding performance, pollutant burden and eggshell thinning in Common Loon *Gavia immer* nesting on a Boreal forest lake. *Ornis Scandinavica* 11: 243–248.
- Haseltine, S.D., Heinz, G.H., Reichel, W.L. & Moore, J.F. 1981. Organochlorine and metal residues in eggs of waterfowl nesting in islands in Lake Michigan off Door County, Wisconsin, 1977–1978. *Pesticides Monitoring Journal* 15: 90–97.
- Helander, B., Olsson, M. & Reutergårdh, L. 1982. Residue levels and mercury compounds in unhatched eggs and the relationship to breeding success in white-tailed sea eagle *Haliaeetus albicilla*. *Holarctic Ecol.* 5: 349–366.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. 1995. Liming surface waters in Sweden. Sid. 1–44 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Håkanson, L. 1980. The quantitative impact of pH, bioproduction and Hg-contamination of the Hg-content of fish (pike). *Environmental Pollution Series B* 1: 285–304.
- Håkanson, L., Andersson, T. & Nilsson, A. 1990. Mercury in Swedish lakes – linkage to domestic and European sources of emission. *Water Air Soil Pollut.* 50: 171–191.
- Meili, M. 1991. Mercury in boreal forest lake ecosystems. *Comprehensive summaries of Uppsala dissertations from the Faculty of Science* 336: 1–36.
- Meili, M. 1995. Liming effects on mercury concentrations in fish. Sid. 383–398 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Meyer, M.W., Evers, D.C., Daulton, T. & Braselton, W.E. 1995. Common Loons (*Gavia immer*) nesting on low pH lakes in northern Wisconsin have elevated blood mercury content. *Water Air Soil Pollut.* 80: 871–880.
- Meyer, M.W., Evers, D.C., Hartigan, J.J. & Rasmussen, P.S. 1998. Patterns of Common Loon (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction, and survival in Wisconsin, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 184–194.
- Munthe, J., Johansson, K.J., Skyllberg, U. & Tyler, G. 2001. Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder. *Skogsstyrelsen Rapport* 11G/2001.
- Nocera, J.J. & Taylor, P.D. 1998. In situ behavioral response of Common Loons associated with elevated mercury (Hg)

- exposure. *Conservation Ecology* (on line) 2(2): 10 (endast tillgänglig via <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art10>).
- Odsjö, T. & Sondell, J. 1982. Eggshell thinning and DDT, PCB and mercury levels in eggs of Osprey (*Pandion haliaetus*(L.)) in Sweden and their relations to breeding success. Sid. 65–111 i *Eggshell thickness and levels of DDT, PCB and mercury in eggs of Osprey (Pandion haliaetus (L.)) and Marsh Harrier (Circus aeruginosus (L.)) in relation to their breeding success and population status in Sweden* (T. Odsjö, Doktorsavhandling). Zoologiska inst., Stockholms universitet, Stockholm.
- Rosenius, P. 1942. *Sveriges fåglar och fågelbon, femte bandet*. Gleerups, Lund.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environmental Pollution* 46: 263–295.
- Scheuhammer, A.M. 1991. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environmental Pollution* 71: 329–375.
- Scheuhammer, A.M., Atchinson, C.M., Wong, A.H.K. & Evers, D.C. 1998. Mercury exposure in breeding Common Loons (*Gavia immer*) in Central Ontario, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 191–196.
- Scheuhammer, A.M. & Blancher, P.J. 1994. Potential risks to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. *Hydrobiologia* 279/280: 445–455.
- Scheuhammer, A.M., Perrault, J.A. & Bond, D.E. 2001. Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of common loon (*Gavia immer*) from Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* 72: 79–94.
- Skyllberg, U. 2003. Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten – bindning till humus avgörande för miljörisk. *Fakta Skog*, nr 11, 2003.
- Särkkää, J., Hattula, M.-L., Janatuinen, J., Paasivirta, J. & Palokangas, R. 1978. Chlorinated hydrocarbons and mercury in birds of Lake Päijänne, Finland – 1972–74. *Pesticides Monitoring Journal* 12: 26–35.

## Summary

With reference to their fish diet and role as top predators at the end of an aquatic food chain, divers are vulnerable to exposure to toxic substances. For fish-eating birds in freshwater habitats, heavy metals and primarily mercury are of special concern, especially as most of the mercury in fish is present as methylmercury (e.g. Scheuhammer 1987). Furthermore, the increased mobility of metals in ecosystems affected by acid precipitation adds an additional risk to birds foraging in lakes affected by the acidification (e.g. Scheuhammer & Blancher 1994).

We analysed the concentrations of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica*, collected in South and Central Sweden 1981–97. We investigated if any geographical patterns or temporal trends existed, and if there were links to foraging or breeding at freshwater lakes affected by acidification.

## Methods

We only analysed eggs left unhatched in abandoned nests or after incubation. Thus, our analyses are not based on a strict random sample, and they may not necessarily reflect the average exposure of all eggs. The concentrations of mercury were analysed by National Environmental Research Centre (NERC) of Ecology and Hydrology, Monks Wood, UK, using cold vapour atomic absorption spectrophotometry. All concentrations are given on dry weight basis, and references to previously published data based on wet weights have been recalculated, using a conversion factor based on an average moisture content of 78.7 % (as found in analyses of eggs from Common Loon *Gavia immer*; Evers et al. 2003).

We classified lakes as being *affected by acidification* if pH < 5.5 at least once per year before liming, as in previous studies on divers in acidified freshwater habitats (e.g. Eriksson et al. 1992, 1995).

For the Red-throated Diver, we measured the breeding success as the mean number of “large” chicks per breeding pairs, where breeding had been confirmed through observation of nest, eggs or incubating bird; and for the Black-throated Diver, we used the mean number of “large” chicks per stationary pair, according to previously described methods (e.g. Dahlén & Eriksson 2002 for Red-throated Diver, Eriksson & Hake 2000 for Black-throated Diver). For comparisons of any relationships between mercury concentrations in eggs and the production of young, we assessed the average breeding success as the mean number of “large” chicks per pair and year, on the basis of information from the same year as the egg was collected plus the two years before and after collection. When more than one egg was collected from the same lake, we used the mean concentrations as a measure of exposure.

## Results and discussion

The average concentrations of mercury were significantly higher in eggs from Red-throated Diver than for Black-throated Diver (Table 1, primary data in Appendices 1 and 2). For both species, concentrations were remarkably high, compared to what has been reported for fish-eating raptors such as Osprey *Pandion haliaetus* and White-tailed Sea Eagle *Haliaeetus albicilla* in Sweden from the 1960’s and onwards (e.g. Odsjö & Sondell 1982, Helander et al. 1982, Ahlgren & Eriksson 1984). In single Red-throated Diver eggs, concentrations were on the level associated with risk for reproduc-



tive impairment, as indicated by Barr (1986) and Evers et al. (2003) for the Common Loon.

The finding of higher concentrations in Red-throated Diver eggs is somewhat puzzling, considering that the Red-throated Diver prefers fishing in lakes with abundant stocks of salmonid or cyprinid fish, while the Black-throated Diver is less restrictive in its selection of foraging lakes and also occur in lakes with high densities of perch *Perca fluviatilis* (Eriksson & Sundberg 1991). In comparisons of the mercury concentrations in samples from perch and roach *Rutilus rutilus* in the same lake, higher concentrations were recorded in perch (Meili 1991), as could be expected from differences in diet. For vendace *Coregonus albula*, which presumably is the dominating prey for Red-throated Divers in large parts of Sweden, we have no information of mercury concentrations that allows for any comparisons with perch from the same lake. But in two foraging lakes for Red-throated Diver in South-west Sweden, similar levels of mercury in samples from vendace and roach were recorded (Table 3 in Eriksson et al. 1992).

#### *Red-throated Diver*

The concentrations of mercury were more than twice as high in samples from South Sweden (Sydsvenska Högländet) in comparison to Central Sweden (Svealand; Table 1, Mann-Whitney U test,  $P = 0.03$ , two-tailed). For South Sweden, there was a non-significant increasing trend during the period 1987–96 (7 eggs, Spearman  $r_s = 0.69$ , N.S.; all eggs from Central Sweden was from 1992–96, i.e. a too short period for any trend to be found).

We found no indication that acidification status or liming of foraging lakes affected the concentrations of mercury in Red-throated Diver eggs. The mean concentration per egg and pair for six pairs foraging in lakes affected by acidification was 3.59 ppm dry weight (range: 1.16–9.07), in comparison to 5.72 ppm dry weight (range: 1.60–12.10) for another six pairs using fishing lakes affected by acidification (Mann-Whitney U test,  $P = 0.39$ , two-tailed, primary data in Appendix 1). Although not significant, the trend was the opposite to the expected one if the acidification in foraging lakes had affected the concentrations of mercury in the eggs. Nine of the pairs fished in lime-treated lakes and three of them in lakes not limed: Mean concentration per egg and pairs were 4.13 ppm dry weight (range: 1.16–9.07) and 5.45 ppm dry weight (range: 2.12–12.10), respectively (Mann-Whitney U test, N.S.).

We found no indication of any relationship between mercury concentrations in eggs and the production of young (14 breeding tarns, Spearman  $r_s = 0.25$ , N.S.)

#### *Black-throated Diver*

Also for this species, average concentrations were higher in eggs collected in South Sweden (Sydsvenska Högländet) than in Central Sweden (Svealand; Table 1; Kruskal-Wallis test between four regions in Sweden,  $KW = 6.72$ ,  $k = 3$  areas,  $0.02 < P < 0.05$ ). There was no indication of any temporal trend between 1984 and 1997 in South Sweden (19 eggs, Spearman  $r_s = 0.08$ , N.S.; the number eggs from other parts of Sweden was too small for any analysis).

For the Black-throated Diver, we found indications of links between acidification status in fishing lakes and the concentrations of mercury in eggs, while there was no indication that liming had affected the concentrations. The mean concentration in eggs from four lakes not affected by acidification and not limed was 1.60 ppm dry weight (range: 0.97–2.37, Table 2, primary data in Appendix 2). These lakes was the reference for comparisons with lakes affected by acidification and/or limed. For six limed lakes affected by acidification, the average concentration was 2.80 ppm dry weight (range: 1.75–4.17), and significantly higher than in the sample from the reference lakes. The mean concentration in eggs from five lakes, not affected by acidification but limed as a prevention measure, was 1.67 ppm dry weight, or on the same level as for the four lakes not limed or affected by acidification, i.e. an indication that liming had not affected the concentrations of mercury in the eggs. A comparison including only the limed lakes (six affected by acidification contra five not affected) indicated higher but not significantly different concentrations in eggs from the lakes affected by acidification (Table 2, Mann-Whitney U test,  $P = 0.11$ , two-tailed).

Nor for the Black-throated Diver, there was any indication of relationship between concentrations of mercury in eggs and the production of young (16 lakes in South Sweden, Spearman  $r_s = 0.14$ , N.S.). Furthermore, no relationship between concentrations of mercury in samples from pike and the breeding result of Black-throated Divers was found in lakes investigated 1994–97 in South-west Sweden (Eriksson & Hake 2000).

## *Conclusions*

Our results can be summarised as follows:

- We recorded higher average concentrations in eggs of Red-throated Diver than in eggs of Black-throated Diver; contrary to what could be expected from differences in the choice of fishing lakes between the two species.
- Acidification of foraging lakes has presumably contributed to increased concentrations of mercury in eggs of Black-throated Diver, in conformity with results recorded for the Common Loon in North America (e.g. Meyer et al. 1995, 1998, Fevold et al. 2003). No such an indication was found for Red-throated Diver.
- We found no indication that liming, in order to restore or maintain viable fish stocks in lakes at risk or affected by acidification, had affected the concentrations of mercury in diver eggs.
- We found no indications of any relationships between mercury concentrations in eggs and the production of young.

However, the results must be interpreted with the reservation for a small number of analysed eggs, and that the eggs did not represent any random sample in a strict sense.

Unfortunately, no eggs collected after the end of 1990's have been analysed. Thus, there is no data available to reflect any recent trend that might be related to increased exposure from leakage to freshwater habitats of mercury from deposits of air-borne transmissions in forest and wetland soils. We recommend that a routine for collection and analyses of Black-throated Diver eggs should be considered for the national environmental monitoring program, considering the importance of the Swedish population of this species from an international perspective, as well as for the more general monitoring of geographical patterns and temporal trends of the exposure of mercury to top predators in freshwater habitats. Analyses of eggs from Common Loon have been found to be useful for this purpose in North America (e.g. Scheuhammer et al. 2001, Evers et al. 2003). Further, any trends in mercury concentration in Red-throated Diver eggs should be followed up, considering the very high levels recorded for this species.

Appendix 1. Primärdata avseende analyser av kvicksilverhalten i ägg från smålom. Hg = Kvicksilverhalt, ppm torrvtikt.

*Primary data for analyses of the mercury contents in eggs from Red-throated Diver: Hg = Mercury contents, ppm dry weight.*

Häckningslokal	Koordinater	År	Hg	Häcknings- resultat <sup>a</sup>	Försurnings- påverkad	Kalkad
<i>Breeding site</i>	<i>Coordinates</i>	<i>Year</i>		<i>Breeding result<sup>a</sup></i>	<i>Affected by acidification</i>	<i>Lime treated</i>
<b>Sydsvenska Höglandet</b>						
<b>South Sweden</b>						
Töllsjön	640854, 130982	1987	3,17	0,00 (4)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Viaredssjön		1991	11,39			
Viaredssjön		1992	12,81			
medelvärde mean	640086, 131710		12,10	1,00 (4)	Nej <i>No</i>	Nej <i>No</i>
Ören	641330, 130671	1991	4,19	0,60 (5)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Östra Nedsjön, par I		1991	5,63			
Östra Nedsjön, par I		1992	6,81			
medelvärde mean	640458, 130232		6,22	0,92 (6)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Östra Nedsjön, par II	640458, 130232	1996	8,52	0,33 (3)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
<b>Svealand inkl. Dalsland</b>						
<b>Central Sweden</b>						
Abborrtjärn	673826, 136567	1996	2,12	1,40 (5)	Ja <i>Yes</i>	Nej <i>No</i>
Holmsjön-Kappsjön		1994	2,32			
Holmsjön-Kappsjön		1995	0,00			
medelvärde mean	671301, 138338		1,16	0,33 (6)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Kvarntjärn	669564, 138513	1995	2,64	0,40 (5)	?	?
Kvien, par I	669437, 139866	1995	9,07	0,50 (4)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Kvien, par II	669437, 139866	1995	1,81	0,50 (4)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Stora Le	658500, 127455	1995	3,76	0,00 (3)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Tisjön	676158, 134299	1995	1,60	0,39 (2)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Öjen (Öjesjön)	674350, 139682	1992	2,13	0,00 (1)	Nej <i>No</i>	Nej <i>No</i>
<b>Norrland</b>						
<b>Northern Sweden</b>						
Havs fiskande par						
Sea-fishing pair	703426, 166824	1996	2,88	0,33 (3)	-	-

<sup>a</sup> Medelvärde per år, antal år med data inom parentes.

*Mean per year, number of years with data in parentheses.*

Appendix 2. Primärdata avseende analyser av kvicksilverhalten i ägg från storlom. Hg = Kviksilverhalt, ppm torrvtikt.

*Primary data for analyses of the mercury contents in eggs from Black-throated Diver: Hg = Mercury contents, ppm dry weight.*

Häckningslokal	Koordinater	År	Hg	Häcknings- resultat <sup>a</sup>	Försumnings- påverkad	Kalkad
<i>Breeding site</i>	<i>Coordinates</i>	<i>Year</i>		<i>Breeding result<sup>a</sup></i>	<i>Affected by acidification</i>	<i>Lime treated</i>
<b>Sydsvenska Högländet</b>						
<b>South Sweden</b>						
Asksjön	638203, 130191	1988	4,17	0,00 (3)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Fegen	635040, 133900	1997	2,61	0,54 (4)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Finnsjön		1996	0,94			
Finnsjön		1997	1,62			
medelvärde <i>mean</i>	639565, 128173		1,28	1,10 (5)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Lilla Dalsjön	640104, 133945	1992	1,38	0,33 (3)	Nej <i>No</i>	Nej <i>No</i>
Ornungsjön	643134, 132942	1997	2,37	0,47 (5)	Nej <i>No</i>	Nej <i>No</i>
Skärsjön (Härryda kommun)	639566, 128728	1995	2,83	0,60 (5)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Stora Sturven	640619, 129618	1995	1,75	0,00 (4)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Storasjön (Gislaved kommun)	635010, 134905	1996	0,87	0,50 (2)	-	-
Svänasjön	637284, 131957	1991	0,96	0,00 (5)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Sälsjön		1987	1,52			
Sälsjön		1991	1,52			
Sälsjön		1993	1,98			
medelvärde <i>mean</i>	641649, 131981		1,67	0,45 (11)	Nej <i>No</i>	Nej <i>No</i>
Sävsjön	638837, 131981	1996	2,43	0,67 (3)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Tjärnesjön	634207, 132161	1996	2,57	0,44 (3)	-	-
Tolken (Ulricehamn kommun)	641259, 135060	1987	0,97	0,20 (5)	Nej <i>No</i>	Nej <i>No</i>
Åktasjön	639729, 132274	1984	3,02	1,00 (5)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Öjasjön	636744, 131612	1989	2,25	0,00 (3)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Östra Nedsjön	640458, 130232	1996	2,66	0,20 (5)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
<b>Vänern Lake Vänern</b>						
Lurö skärgård	-	1985	1,10	-	-	-
Lomskär	-	1997	0,57	-	-	-
<b>Svealand inkl. Dalsland</b>						
<b>Central Sweden</b>						
Nyköping (ingen lokaluppgift)	?	1990	1,36	-	-	-
Tyresta (igen lokaluppgift)	?	1981	1,42	-	-	-
Åkersberga (ingen lokaluppgift)	?	1984	1,35	-	-	-
Tisjön	676158, 134299	1995	1,19	0,00 (1)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Östra Vitten	654171, 149603	1994	0,73	0,00 (1)	-	-

<sup>a</sup> Medelvärde per år, antal år med data inom parentes.

*Mean per year, number of years with data in parentheses.*