

Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i relation till vattenkemi, försurning, kvicksilverhalt i fisk och sjöyta i sydsvenska sjöar

MATS O. G. ERIKSSON & MIKAEL HAKE

Abstract

Breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to water chemistry, acidification status, mercury content in fish, and surface of lakes in South Sweden. We investigated the breeding success of Black-throated Divers in relation to water chemistry, acidification status, mercury content in Pike *Esox lucius*, and surface area in two study areas in South Sweden with 44 and 30 lakes, respectively. In both areas, divers nest at oligotrophic clear-water lakes and normally forage in their breeding lake. In one area, the majority of lakes was affected by acidification, but also target for liming since the early 1980's in order to restore and maintain viable fish stocks. In the other area, most lakes were not affected by acidification. Average breeding success in the two areas in 1994–1997 was 0.46 and 0.66 'large' chicks per pair, year and lake, respectively. This is on the same level or slightly higher than recorded in previous studies in South Sweden. In one of the areas there was an indication of lower breeding success in lakes affected by acidification. The difference was not significant but it should still be considered as no such tendencies were found in earlier studies in the

same area in the 1970's and 1980's. The water chemistry parameters investigated were pH, alkalinity, total-phosphorus and water colour. None of them was significantly correlated to breeding success, nor was exposure of mercury, measured as content in muscle tissue of Pike. We conclude that variation in breeding success of Black-throated Divers between lakes rarely can be ascribed to variations in water chemistry, at least within the range normally observed in oligotrophic clear-water lakes in Scandinavia. Instead, other factors such as flooding of nests, predation and disturbance from recreation may be more important than any influence of water chemistry. We will not exclude, however, the risk of a slow but long-term decline in the breeding success in lakes affected by acidification. This potential problem needs closer monitoring.

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

Mikael Hake, Grimsö Forskningsstation, Inst. för naturvårdsbiologi, SLU, 730 91 Riddarhyttan.

Received 23 December 1999, Accepted 14 February 2000, Editor: D. Hasselquist

Storlommen *Gavia arctica* är en av de fågelarter som rönt stor uppmärksamhet i fågelskyddsarbetet, och man har uttalat farhågor för en minskad ungproduktion (t.ex. Lindberg 1968, Nilsson 1977, Eriksson m.fl. 1995). I den komplexa hotbilden ingår bland annat störningar från friluftslivet, vattenståndsvariationer under häckningstiden, försämrade födounderslag till följd av utglesade fiskbestånd i försurade fiskesjöar samt risk för ökad kvicksilverexponering. Frågor om samband mellan vattenkemiska förhållanden, försurningspåverkan och häckningsutfallet har härvid fått alltmer ökad uppmärksamhet (t.ex. Eriksson 1994). Häckningssjöarnas vattenkemi torde i första hand påverka storlommens häckningsutfall indirekt, bland annat genom att tillgången på fisk och sjöns siktdjup varierar med de vattenkemiska

förhållandena. I både finska och svenska undersökningar har man noterat att tätheterna av storlom är högst i lågproduktiva sjöar, som har låga totalfosforhalter och låg alkalinitet (Nilsson & Nilsson 1978) eller lite vegetation (Kauppinen 1993). Några mer noggranna undersökningar om relationerna mellan storlommens ungproduktion och vattenkemin i häckningssjöarna har emellertid inte kommit till vår kännedom.

I denna studie relaterar vi storlommens häckningsutfall till vattenkemin, försurningsstatus och uppgifter om kvicksilverhalter i gädda i olika sjöar i sydvästra Sverige. I tidigare jämförelser av storlommens häckningsframgång i försurningspåverkade och icke påverkade sjöar i sydvästra Sverige, i huvudsak baserade på data från 1970- och 1980-talen,

har man inte funnit några skillnader (Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995). I nordamerikanska undersökningar av islommen *Gavia immer* har man däremot funnit tydliga samband mellan försurningsstatus i häckningssjöarna och unproduktionen. Försämrat födounderlag har bedömts vara den viktigaste orsaken (t.ex. Alvo m.fl. 1988, McNicol m.fl. 1995).

Både i skandinaviska och nordamerikanska undersökningar har man också uppmärksammat riskerna för att lommarna, i egenskap av toppredator i slutet av en näringskedja, påverkas av ökad kvicksilverexponering vid födosök i försurade sjöar (t.ex. Barr 1986, Eriksson m.fl. 1992, Meyer m.fl. 1995). Bland storlommen häckande i de av försurning mest påverkade delarna i sydvästra Sverige finns emellertid inga belägg för en långsiktig försämring av unproduktionen från slutet av 1960-talet och framåt. Variationerna mellan åren är emellertid stora, med ganska dåligt häckningsresultat de flesta år och däremellan enstaka toppår (Eriksson & Lindberg 1997). Det kan därför vara svårt att bakom mönstret av kortsiktiga variationer upptäcka mer långsiktiga trender.

Utöver vattenkemiska parametrar har vi också relaterat häckningsutfallet till sjöarnas areal, bland annat för att följa upp tidigare uppgifter (t.ex. Andersson m.fl. 1980) om att unproduktionen bedömts vara sämre i större sjöar.

Material och metoder

Undersökningsområden

Vi har använt oss av uppgifter om storlommens häckningsframgång och vattenkemiska förhållanden i två områden i södra Sverige. I båda områdena häckar storlommen främst vid näringsfattiga klarvattenssjöar, och de livnär sig i stor utsträckning på fisk från häckningssjöarna. De två områdena skiljer sig dock åt vad gäller försurningspåverkan.

Område A: Bohuslän, södra Västergötland och norra Halland (cirka 57°50'N, 12°20'E). Här häckar storlommen främst vid sjöar som är påverkade av försurning, och som har varit föremål för kalkning sedan början eller mitten av 1980-talet. Vår undersökning omfattar totalt 44 sjöar, 37 av dem är försurningspåverkade och 36 också kalkade. Primärdata redovisas i Appendix A. Området överlappar med de områden som tidigare undersökts av Eriksson (1987) och Eriksson m.fl. (1992, 1995).

Område B: Eksjö kommun i Småland (cirka 57°40'N, 15°0'E). Bara ett fåtal av sjöarna är försurningspåverkade och föremål för kalkning. Med ledning av uppgifterna om totalfosforhalter (Tabell 1) kan man dessutom sluta sig till att sjöarna genomgående är mer näringsrika än i område A. Totalt omfattar vår undersökning 30 sjöar, varav fem är försurningspåverkade och kalkade. Primärdata redovisas i Appendix B.

Tabell 1. Häckningsframgång (stora ungar per par, år och sjö) och undersökta sjöegenskaper. N = antal sjöar. *Breeding success (number of large young per pair, year and lake) and lake characteristics. N = number of lakes.*

	Område A Area A			Område B Area B		
	Medelvärde <i>Mean</i>	Max.- och min.-värde <i>Range</i>	N	Medelvärde <i>Mean</i>	Max.- och min.-värde <i>Range</i>	N
Häckningsframgång <i>Breeding success</i>	0,46	0,00–2,00	44	0,66	0,00–2,00	30
Vattenkemi <i>Water chemistry</i>						
- pH, vinter <i>pH, winter</i>	6,6	4,5–7,2	40	–	–	–
- pH, sommar ¹ <i>pH, summer</i> ¹	6,8	4,5–8,7	15	7,2	6,6–8,0	30
- Alkalinitet, meq/l <i>Alkalinity, meq/l</i>	0,21	-0,06–0,45	40	0,35	0,14–0,87	30
- Totalfosforhalt, mg/l <i>Total phosphorus, mg/l</i>	0,008	0,002–0,013	10	0,033	0,014–0,076	30
- Färg, mg Pt/l <i>Colour, mg Pt/l</i>	45	10–145	37	50	10–105	30
Kvicksilverhalt i gädda, ppm torrsvikt <i>Hg content in pike, ppm dry weight</i>	0,62	0,36–1,00	5	0,60	0,25–1,18	18
Sjöareal, km ² <i>Lake surface area, km²</i>	1,21	0,18–7,40	44	1,84	0,09–22,46	30

¹ Mätningar i maj för område B. *May measurements for Area B.*

Häckningsframgång

I de undersökta sjöarna baseras beräkningarna av storlommens häckningsframgång på observationer från land eller båt vid 3–6 tillfällen under perioden april–augusti. Vid varje besök har följande noterats: (1) Antalet storlommor och deras fördelning mellan ensamma fåglar, par och andra grupperingar. (2) Bofynd eller observation av ruvande fåglar. (3) Förekomst av ungar och bedömning av deras storlek i relation till föräldrarna.

Vi har använt oss av följande definitioner: (1) Stationärt par = par som stadigvarande uppehållit sig i den aktuella sjön under häckningstid (åtminstone maj–juni). (2) Lyckad häckning = Minst en 'stor' (halvvuxen-flygg) unge producerad. ('Stor' används med denna definition genom hela uppsatsen)

Vi har mätt häckningsframgången i varje sjö som medelantalet stora ungar per stationärt par, år och sjö, där "sjö" är grundenheten för de statistiska analyserna. I de olika sjöarna har storlommens häckningsresultat undersökts under 1–4 år under perioden 1994–1997. För sjöar med mer än ett storlomspar har vi använt oss av medelantalet stora ungar per par och år. För område A gjorde vi också jämförelser av ungpåverkan i 27 sjöar (21 försurningspåverkade och sex ej försurningspåverkade), som även inventerades ett eller flera år under perioden 1968–1985. Se Eriksson (1987) för referenser till källmaterialet.

Undersökta vattenkemiska parametrar och andra sjöegenskaper

Vi har relaterat ungpåverkan till följande parametrar och sjöegenskaper:

- *pH-värdet*, som är ett mått på sjöns surhet. Sjöar med uppgifter om pH-värden under 5,5 minst en gång per år, innan sjön blev föremål för kalkning, har klassificerats som *försurningspåverkade*. De förändringar som kan antas påverka storlommens häckning i försurade sjöar, såsom förändrad fisk-tillgång och ökat siktdjup, är mest påtagliga när pH-värdet sjunker under 5,5 (t.ex. Brodin 1995). I denna grupp ingår även sjöar som kalkats, och där pH-värdet under undersökningsperioden legat på en högre nivå, eftersom man måste räkna med bestående ekologiska förändringar under lång tid även i kalkade sjöar (t.ex. Henrikson & Brodin 1995, Appelberg 1995).
- *Alkalinitet*, som är ett mått på sjöns förmåga att motstå surt nedfall.
- *Totalfosforhalt*, som är ett mått på sjöns näringsstatus och produktivitet. Det finns också ett gan-

ska komplicerat samband mellan produktivitet och förekomsten av abborre och mörtartade fiskar (t.ex. Persson m.fl. 1991).

- *Färg*, som är ett mått på sjöns humushalt och därmed också på förutsättningarna för lommarna att genom synen upptäcka fiskbyten på större djup. Det är först vid färgvärden på omkring 100 mg Pt/l, som vattnet är så påtagligt brunfärgat att man spontant noterar detta när man besöker sjön.
- *Kvicksilverinnehållet i gädda* (ppm torrvtikt, muskelprover, analysvärdena justerade till det tänkta värdet för en enkilosgädda): Ger ett mått på sjöns belastning av kvicksilver och risken för att storlommen påverkas genom födointag.
- *Sjöareal*.

Vi har relaterat häckningsutfallet i de olika sjöarna till medelvärdet för mätningar under perioden 1993–1997. Uppgifterna om vattenkemi och kvicksilverhalter i gädda har erhållits från Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Marks kommun vad gäller område A, och från Eksjö kommun för område B. Antalet mätningar i de olika sjöarna varierade från en till åtta gånger per år.

Variationer mellan sjöarna vad gäller vattenkemi, kvicksilverhalten i gädda samt areal har relaterats till den genomsnittliga häckningsframgången, mätt som medelantalet stora ungar per par, år och sjö i de två områdena under perioden 1994–1997.

Resultat och diskussion

Häckningsframgången var 0,46 stora ungar per par, år och sjö i område A, och 0,66 stora ungar per par, år och sjö i område B (Tabell 1, Mann-Whitney U test, $P < 0,05$, tväsidigt). Vi vill inte utesluta möjligheten att olikheter i sjöarnas försurnings- och kalkningsbakgrund i de två områdena kan ha påverkat storlommens häckningsframgång. Men det saknas uppgifter för jämförelser mellan de två områdena från tiden innan eventuell påverkan från försurning eller kalkning kan påräknas, så vi kan inte avskrika alternativet att andra orsaker ligger bakom skillnaden i häckningsframgång mellan de två områdena. Inom ett större område i södra Sverige som undersökts 1994–98 var ungpåverkan 0,52 "stora" ungar per par och år (Eriksson & Lindberg 1999). I tidigare undersökningar under 1970- och 1980-talen noterades genomgående en lägre ungpåverkan, 0,30–0,40 "stora" ungar per par och år (Andersson m.fl. 1980, Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995).

Vi fann inga statistiskt signifikanta samband mellan häckningsframgång och någon av de undersökta vattenkemiska parametrarna (Tabell 2). Möjligen

Tabell 2. Samband (Spearman rankkorrelationskoefficient, r_s) mellan undersökta sjöegenskaper och häckningsframgång, N = antal sjöar.

Relationships (Spearman rank correlation, r_s , corrected for ties) between lake characteristics and breeding success, N = number of lakes.

	Område A Area A			Område B Area B		
	r_s	N	P	r_s	N	P
pH, vinter <i>pH, winter</i>	-0,16	40	Ej sign. <i>N.S.</i>	–	–	–
pH, sommar ¹ <i>pH, summer¹</i>	0,13	15	Ej sign. <i>N.S.</i>	-0,12	30	Ej sign. <i>N.S.</i>
Alkalinitet <i>Alkalinity</i>	-0,06	40	Ej sign. <i>N.S.</i>	-0,09	30	Ej sign. <i>N.S.</i>
Totalfosforhalt <i>Total phosphorus</i>	-0,40	10	Ej sign. <i>N.S.</i>	0,17	30	Ej sign. <i>N.S.</i>
Färg <i>Colour</i>	0,01	37	Ej sign. <i>N.S.</i>	-0,03	30	Ej sign. <i>N.S.</i>
Sjöareal <i>Lake surface area:</i>	-0,14	44	Ej sign. <i>N.S.</i>	-0,05	30	Ej sign. <i>N.S.</i>
Kvicksilverhalt i gädda <i>Hg content in pike</i>	0,00	5	Ej sign. <i>N.S.</i>	0,18	18	Ej sign. <i>N.S.</i>

¹ Mätningar i maj för område B. *May measurements for Area B.*

fanns en tendens till bättre häckningsutfall i mycket näringsfattiga sjöar i område i A. Vi har inte undersökt eventuella multivariata eller partiella korrelationer, då de enkla korrelationskoefficienterna genomgående var numerärt låga. Vidare var flertalet av de undersökta parametrarna inte normalfördelade, och dessutom kan de antas samvariera.

För de olika parametrarna kan resultaten kommenteras enligt följande:

pH-värdet: Inga samband med häckningsutfallet, vare sig för område A eller B (Tabell 2). I område A varierande de genomsnittliga pH-värdena mellan 4,5 och 7,2 under vintern och 4,5 och 8,7 under sommaren, och variationen mellan sjöarna i område B var 6,6–8,0, enligt årliga mätningar i maj (Tabell 1). De miljöförändringar, såsom minskad fisktillgång och ökat siktdjup, som kan påverka storlommen, sker emellertid inte alltid proportionellt mot förändringar i pH-värdet utan uppträder först när pH-värdet sjunker under 5,5. En jämförelse av den

genomsnittliga häckningsframgången i försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar visade att en lägre unproduktion i sjöar påverkade av försurning i område A inte kan uteslutas (Tabell 3). Skillnaden gentemot icke försurningspåverkade sjöar bör uppmärksammas, även om den inte är statistiskt signifikant, eftersom inga motsvarande skillnader kunde upptäckas vid jämförelser i samma område (och delvis samma sjöar) under 1970- och 1980-talen (Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995). Bland annat medverkar det lilla antalet undersökta sjöar i två av testgrupperna i Tabell 3 till en låg statistisk styrka i testen. Resultatet är emellertid motsägelsefullt. Vid parvisa jämförelser med inventeringsresultat från perioden 1968–1985 i område A upptäckte vi ingen tendens till olika grad av förändring av unproduktionen i de två sjötyperna. Den genomsnittliga förändringen i 21 försurningspåverkade sjöar var 0,004 stora ungar per par och sjö, jämfört med -0,03 för sex icke försurningspåverkade sjöar (Mann-

Tabell 3. Häckningsframgång (medelantal "stora" ungar per par, år och sjö) i försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar. N = antal sjöar.

Breeding success (mean number of "large" chicks per pair, year and lake) in lakes affected and not affected by acidification. N = number of lakes.

	Ej försurningspåverkade sjöar <i>Lakes not affected by acidification</i>		Försurningspåverkade sjöar <i>Lakes affected by acidification</i>		Mann-Whitney U test, P, tvåsidigt <i>two-tailed</i>
	Medelvärde <i>Mean</i>	N	Medelvärde <i>Mean</i>	N	
Område A <i>Area A</i>	0,58	6	0,45	37	Ej sign. <i>N.S.</i> (p=0,24)
Område B <i>Area B</i>	0,69	24	0,68	5	Ej sign. <i>N.S.</i> (p=0,98)

Whitney U test, ej sign.). I nordamerikanska undersökningar av islom har man funnit samband mellan häckningsframgång och surhetsgrad (t.ex. Alvo m.fl. 1988, McNicol m.fl. 1995), men vi antar att detta beror på att man haft en större variationsbredd mellan sjöar med höga respektive låga pH-värden. I en undersökning av islomsbeståndet i ett område i östra USA, med en variation (4,7–6,8) i pH som mer liknar de svenska förhållandena, fann man inget motsvarande samband. Detta tolkades som att lommarna hade anpassat sig till de ekologiska förändringarna vad gäller tillgången på bytesdjur i form av fisk och vattenlevande insekter i samband med försurningen (Parker 1988).

Alkalinitet: Inga samband med häckningsutfallet. För ett islomsbestånd i Ontario noterades ett positivt samband mellan alkalinitet och häckningsframgång (Alvo m.fl. 1988), men variationen från $-0,07$ till $1,80$ meq/l var även här betydligt större än i de sjöar vi har undersökt.

Totalfosfor: Det fanns en statistiskt icke signifikant tendens till ett negativt samband mellan fosforhalt och häckningsframgång i område A (Tabell 2). I den mån totalfosforhalten är en indikator på fisk-tillgången (t.ex. Persson m.fl. 1991), återspeglar detta resultat det något paradoxala samband mellan storlommens häckningsutfall och låg fisktäthet som tidigare redovisats för sydvästsvenska sjöar (Eriksson 1986, 1987). Detta förhållande har förklarats med att siktdjupet är högre och att födosöket därmed underlättas i fiskglesa sjöar. Dessutom kan en ökad förekomst av föda till ungarna, i form av vattenlevande insekter som gynnas av minskad predation från fisk, ha medverkat till ett bättre häckningsresultat i vatten med låg fisktäthet. I område B, med genomgående högre fosforhalter i vattnet, fanns ingen tendens till samband med häckningsframgången (Tabell 2). I både svenska och finska undersökningar har man tidigare noterat att storlommen i första hand uppträder i lågproduktiva sjöar (Nilsson & Nilsson 1978, Kauppinen 1993). Liknande resultat har man erhållit vad gäller islommens uppträdande i olika sjöar under häckningstid i Nordamerika (t.ex. Blair 1990a, 1990b).

Färg: Inga tendenser till samband med häckningsutfallet i olika sjöar. I flertalet av de undersökta sjöarna låg färgvärdet under 100 mg Pt/l, vilket visar på så låga humushalter och obetydlig brunfärgning av vattnet att förutsättningarna för lommarnas födosök knappast kan ha påverkats. I en undersökning i Västernorrlands län av närmare 100 sjöar, med ungefär samma variationsbredd som i vår undersökning, fann man emellertid en tendens till att storlom-

men undvek sjöar med höga färgvärden (Håkan Söderberg & Åke Bengtsson, opublicerat). Dessutom har man i Ontario funnit ett negativt samband mellan ungprouktionen hos islom och färgvärdena i häckningssjöarna (Alvo m.fl. 1988).

Kvicksilverhalter i gädda: Inga tendenser till samvariation mellan kvicksilverhalter i muskelprover från gädda och storlommens häckningsframgång (Tabell 2). De registrerade halterna är genomgående låga, och under den nivå på $0,3$ – $0,4$ ppm våtvikt (svarande mot ungefär 1 – 2 ppm torrsvikt) där man bedömt att beteendestörningar och försämrad fortplantning kan påräknas hos nordamerikanska islomar (Barr 1986).

Sjöareal: Inga tendenser till samband mellan sjöarnas areal och storlommens ungprouktion. I tidigare svenska undersökningar har man funnit tendenser till lägre häckningsframgång i större sjöar (>10 km²; Andersson m.fl. 1980, Douhan 1997). Areal-effekten har kopplats till påverkan av större vattenståndsvariationer i större sjöar (de är t.ex. ofta reglerade för kraftverksändamål, se Pakarinen 1989), och till mer omfattande störningar från friluftslivet (t.ex. Douhan 1997).

Sammanfattande bedömning

Vi fann inga uppenbara samband mellan vattenkemiska förhållanden eller försurningspåverkan och storlommens häckningsframgång i de undersökta sjöarna. Vi bedömer att inom den sjötyp där huvuddelen av de skandinaviska storlommarna häckar, d.v.s. näringsfattiga (oligotrofa) klarvattenssjöar, är variationen i olika vattenkemiska parametrar sällan av betydelse för storlommens häckningsutfall i olika sjöar.

Sedan omkring 1980 kalkas många försurningspåverkade klarvattenssjöar regelbundet, för att åter skapa och vidmakthålla goda livsbetingelser för fisk (t.ex. Brodin 1989, Appelberg 1995). Flertalet av sjöarna i område A samt fem sjöar i område B ingår i detta kalkningsprogram. Man har inte funnit några skillnader i storlommens häckningsframgång i jämförelser mellan kalkade och icke kalkade sjöar (Eriksson 1987, jämförelsen innefattade även sjöar som ingår i den här studien).

Frågan om riskerna för kvicksilverexponering via födosöket i försurningspåverkade sjöar kräver emellertid fortsatt uppmärksamhet, inte minst då kalkning kan medföra en ökad exponering för kvicksilver (Meili 1995). I Nordamerika har islommens sårbarhet för kvicksilverexponering rönt ökad uppmärksamhet under 1990-talet. Man har bland annat

noterat ett samband mellan höga kvicksilverhalter i blod och fjädrar och pH-värdet i de sjöar där fåglarna uppehållit sig (t.ex. Meyer m.fl. 1995, 1998), och det finns även indikationer på att ungnarnas beteende förändras (Nocera & Taylor 1998).

I den här studien noterades vi en högre ungproduktion i område B, som är mindre påverkad av försurning och där färre sjöar kalkas än i område A (Tabell 1). Vi har dessutom noterat en lägre häckningsframgång i försurningspåverkade sjöar i område A, även om skillnaden gentemot icke försurningspåverkade sjöar inte var statistiskt signifikant (Tabell 3) och resultatet en aning motsägelsefullt. Inga sådana skillnader kunde noteras i likartade jämförelser mellan försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar i samma område, och delvis samma sjöar som i det arbetet, under 1970- och 1980-talen (Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995). Vi vill därför inte utesluta risken för en långsiktig men långsam försämring av storlommens häckningsframgång i försurningspåverkade (men kalkade) sjöar. Mot denna bakgrund är det angeläget med en fortsatt övervakning av trenden i storlomsbeståndets numerär och häckningsframgång, i kombination med forskning för att nå en bättre förståelse av hur förändrad födotillgång och eventuell exponering för kvicksilver kan påverka arten. I detta sammanhang måste vårt internationella ansvar för storlommen beaktas. Över 95% av alla europeiska storlomspar utanför Ryssland häckar i Sverige, Norge och Finland (t.ex. Tucker & Heath 1994).

Tack

Arbetet har utförts inom ramen för Projekt LOM, som drevs gemensamt av Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening 1994–1999, och med ekonomiskt stöd från bland annat Världsnaturfonden WWF, Alvins Fond och Bingolotto-Återvinsten. Utöver författarna har följande personer medverkat med uppgifter om storlommens häckningsresultat eller uppgifter om vattenkemi i olika sjöar: Nina Birk, Ronny Fallberg, Gunnar Gustavsson, Britt Håkansson, Carl Jentzen, Torbjörn Johansson, Peter Lindberg, Karen Lund, Roland Ljunggren, Bo Nilsson, Stig Olausson, Ingemar Olsson, Claes Persson, Lise-Lott Rosén, Roger Torgnysson och Hasse Österman. Personal vid Länsstyrelsen i Västra Götlands län, Marks kommun och Eksjö kommun har hjälpt till med att ta fram uppgifter om sjöarnas vattenkemi. Lennart Henriksson och Peter Lindberg har medverkat med synpunkter på tidigare manusversioner av uppsatsen.

Referenser

- Alvo, R., Hussell, D. J. T. & Berrill, M. 1988. The breeding success of common loons (*Gavia immer*) in relation to alkalinity and other lake characteristics in Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 66: 746–752.
- Andersson, Å., Lindberg, P., Nilsson, S. G. & Pettersson, Å. 1980. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i svenska sjöar. (English summary: Breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in Swedish lakes.) *Vår Fågelvärld* 39: 85–94.
- Appelberg, M. 1995. The impact of liming on aquatic communities. Sid. 283–308 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henriksson, 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 Papers* No. 56: 1–25.
- Blair, R. B. 1990a. Water quality and the summer distribution of Common Loons in Wisconsin. *Passenger Pigeon* 52: 120–136.
- Blair, R. B. 1990b. Water quality and the summer distribution of Common Loon in New York. *Kingbird* 40: 10–18.
- Brodin, Y.-W. 1989. Svensk kalkning, rapport 1989. *Naturvårdsverket Rapport* 3606.
- Brodin, Y.-W. 1995. Acidification of Swedish freshwaters. Sid. 63–80 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henriksson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Douhan, B. 1997. Storlom i Uppland 1996. *Fåglar i Uppland* 24: 24–37.
- Eriksson, M. O. G. 1986. Reproduction of Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. *Ornis Scandinavica* 16: 1–7.
- Eriksson, M. O. G. 1987. Storlommens *Gavia arctica* produktion av ungar i sydvästsvenska sjöar. (English summary: The production of young in Black-throated Diver *Gavia arctica* in south-west Sweden.) *Vår Fågelvärld* 46: 172–186.
- Eriksson, M. O. G. 1994. Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon *Gavia stellata* and Arctic Loon *Gavia arctica*. *Hydrobiologia* 279/280: 439–444.
- Eriksson, M. O. G., Ahlgren, C.-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. 1995. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992. (English summary: The breeding success of Black-throated Diver *Gavia arctica* in southwestern Sweden, 1982–1992.) *Ornis Svecica* 5: 1–14.
- 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 *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Ornis Svecica* 2: 29–36.
- Eriksson, M. O. G. & Lindberg, P. 1997. Storlom och smålom i sydvästra Sverige. I: Josefsson, K. & Olsson, L. red. Miljötillståndet i Älvsborgs län – årsrapport från miljöövervakningen. *Länsstyrelsen i Älvsborgs län rapport* 1997: 6: 34–39.
- Eriksson, M. O. G. & Lindberg, P. 1998. Projekt Lom 1997. Sid. 71–74 i *Fågelåret 1997*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.

- Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. 1995. Liming surface waters in Sweden – a synthesis. Sid. 1–44 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Kauppinen, J. 1993. Densities and habitat distribution of breeding waterfowl in boreal lakes in Finland. *Finnish Game Research* 48: 24–45.
- Lindberg, P. 1968. Något om storlommens (*Gavia arctica* L.) och smålommens (*Gavia stellata* L.) ekologi (English summary: On the ecology of Black-throated Diver (*Gavia arctica* L.) and Red-throated Diver (*Gavia stellata* L.)). *Zoologisk Revy* 30: 83–88.
- McNicol, D. K., Mallory, M. L. & Vogel, H. S. 1995. Using volunteers to monitor the effects of acid precipitation on Common Loon (*Gavia immer*) reproduction in Canada: The Canadian Lakes Loon Survey. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 463–468.
- 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., 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 and Soil Pollution* 80: 871–880.
- Meyer, M. W., Evers, D., Hartigan, J. J. & Rasmussen, P. 1998. Patterns of Common Loon (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction, and survival in Wisconsin, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 184–194.
- Nilsson, S. G. 1977. Adult survival rate of the Black-throated Diver *Gavia arctica*. *Ornis Scandinavica* 7: 61–70.
- Nilsson, S. G. & Nilsson, I. 1978. Breeding bird community densities and species richness in lakes. *Oikos* 31: 214–221.
- 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>).
- Pakarinen, R. 1989. A survey of the Black-throated Diver population in 1985–86 in Finland. *Lintumies* 24: 2–11 (finska, engelsk sammanfattning).
- Parker, K. E. 1988. Common loon reproduction and chick feeding on acidified lakes in the Adirondack park, New York. *Canadian Journal of Zoology* 66: 804–810.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281–293.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (BirdLife Conservation Series No 3), Cambridge.

Summary

Breeding success of the Black-throated Diver Gavia arctica in relation to water chemistry, acidification status, mercury content in fish, and surface area of lakes in South Sweden.

The Black-throated Diver *Gavia arctica* has received

much attention during the latest decades, as it may face a decline in breeding success due to a complex of potential threats (e.g. Lindberg 1968, Nilsson 1977, Eriksson et al. 1995). Such threats include disturbance from out-door recreation, water-level fluctuations and effects of freshwater acidification, e.g. reduced fish abundance and increased risk of exposure to mercury. Links between lake-water chemistry, acidification and breeding success have received increased attention over the last decade (e.g. Eriksson 1994). Water-chemistry may primarily affect the breeding success of Black-throated Divers through changes in fish abundance and water transparency. To our knowledge, there are no detailed studies of relationships between the production of young and water-chemistry in breeding lakes in the Nordic countries.

In this paper, we investigate relationships between breeding success, water chemistry, mercury contents in muscle tissue of pike *Esox lucius* and lake surface area. Earlier Swedish studies show no relationship between production of young and breeding at lakes affected by acidification (Eriksson 1987, Eriksson et al. 1995). Studies of Common Loon *Gavia immer* in North America indicate, however, links between acidification of breeding lakes and reduced reproduction, and impaired food supply has been proposed to be the most probable cause (e.g. Alvo et al. 1988, McNicol et al. 1995). In Scandinavia as well as in North America, also the risk for increased exposure to mercury for divers feeding in acidified lakes has been discussed (e.g. Barr 1986, Eriksson et al. 1992, Meyer et al. 1995). There are, however, no indications of any long-term declining trend in breeding success among Black-throated Divers in South-west Sweden, which is the part of the country most heavily affected by acidification (Eriksson & Lindberg 1997).

Material and methods

We investigated relationships between various lake characteristics and breeding success in two areas in South Sweden. In both areas, Black-throated Divers breed at oligotrophic clear-water lakes, and the birds to a large extent forage in the breeding lakes. However, the two areas differ with regard to influence of acidification:

Area A: Provinces of Bohuslän, South Västergötland and north Halland (approx. 57°50'N, 12°20'E) – In this area, Black-throated Divers to a large extent breed at lakes affected by acidification. The lakes have been limed since the early or mid-1980's. Our study includes 44 lakes, 37 of them were

affected by acidification, of which 36 had been lime-treated. Primary data is presented in Appendix A.

Area B: Eksjö Municipality, province of Småland (approx. 57°40'N, 15°0'E) – Among the total of 30 investigated lakes, only five were affected by acidification and limed. Total-phosphorus contents in lakes (Table 1), indicate a higher general nutrient status, compared to Area A. Primary data is presented in Appendix B.

Breeding success in each lake was assessed on the basis of observations from ashore and from boat at 3–6 visits during April–August. At each visit, the following information was recorded: (1) Number of Black-throated Divers and their distribution between individual birds, pairs and other groups. (2) Nest records or observations of incubating birds. (3) The occurrence of chicks and judgement of their size in relation to their parents.

For the assessment of breeding success, we used the following definitions: (1) A stationary pair had been observed permanently in their territory, at least in May–June. (2) Successful breeding were cases where a stationary pair produced at least one "large" (half grown-fledged) chick.

We measured breeding success as the number of 'large' chicks per stationary pair, year and lake. In each lake, the breeding success was investigated 1–4 years during 1994–97. 'Lake' was the sample unit for the statistical analyses, and mean number of large young per pair was used as the measure of breeding success for lakes with more than one pair. For Area A, we also made comparisons of the production of young in 27 lakes (21 affected of acidification and six of them not affected) with data available for one or more years during the period 1968–85 (Eriksson 1987 for references to this material).

We related breeding success to the following lake parameters:

pH, a measure of lake water acidity. Lakes with pH < 5.5 at least once a year before liming, were classified as *affected by acidification* (see Eriksson et al. 1992, 1995).

Alkalinity, a measure of the capacity to buffer exposure of acidifying pollutants.

Total-phosphorus content, a measure of lake productivity. A relationship between lake productivity and abundance of Perch *Perca fluviatilis* and cyprinid fish exists, although mechanisms behind it are complicated (Persson et al. 1991).

Colour, a measure of humus content, and thus the conditions for divers to detect fish prey by sight.

Mercury content in muscle tissue from pike (ppm dry weight, adjusted to 1 kg fish), an indication of the

exposure to mercury for divers foraging in the lake.

Lake surface area.

Information about water chemistry was obtained from archives in public provincial environmental offices (county administrative boards, municipalities). We related the breeding success to mean values of measurements during 1993–97, and the number of samples from each lake were 1–8 per year.

Results and discussion

Breeding success was lower in Area A compared to Area B, 0.46 and 0.66 "large" chicks per pair, year and lake, respectively (Table 1, Mann-Whitney U test, $p < 0.05$, two-tailed). The production of young was 0.52 "large" chicks per pair and year in a larger area in South-west Sweden 1994–98 (Eriksson & Lindberg 1999). In earlier studies during the 1970's and 1980's, the average level was lower, 0.30–0.40 "large" chicks per pair and year lake (e.g. Andersson et al. 1980, Eriksson 1987, Eriksson et al. 1995).

In neither area, we found statistically significant relationships between breeding success and any of the water-chemistry parameters investigated (Table 2). However, the breeding success tended to be higher in low-nutrient lakes in Area A. For each parameter, we comment the results as follows:

pH: No relationship between pH and breeding success. Ecological changes, such as reduced fish abundance or increased water transparency which are important for the Black-throated Diver, do not occur linearly with the decline of pH, however, but to a large extent when pH falls below 5.5. Comparisons between lakes affected and not affected by acidification indicated a lower breeding success at lakes affected by acidification in Area A (Table 3). Even if not statistically significant, the result is noteworthy as such differences were not recorded in similar comparisons in this area, and to some extent the same lakes, during the 1970's and 1980's (Eriksson 1987, Eriksson et al. 1995). But the result is not consistent with the outcome of pair-wise comparisons of the production of young in 27 lakes in Area A investigated during 1968–85: The average change in 21 lakes affected by acidification was 0.004 "large" chicks per pair and lake, compared to -0.03 for six lakes not affected by acidification (Mann-Whitney U test, not significant). – Indications of a positive relationship between pH and breeding success have been reported for the Common Loon in North America (e.g. McNicol et al. 1995), but this might be ascribed to a greater variation in pH between

lakes than in our study. In a study of the Common Loon in an area where lakes had a range in pH similar to those in our study lakes, no such relationship was found and the birds were judged to have adapted to the ecological changes, such as changed abundance of fish and aquatic insects, connected to acidification (Parker et al. 1988).

Alkalinity: No indication of any relationship. In Ontario, Alvo et al. (1988) registered a positive relationship between alkalinity and breeding success for Common Loon, however, in that investigation the alkalinity range of the lakes was much wider than in our study.

Total-phosphorus: Indication of a negative (not significant) relationship with breeding success in Area A (Table 2). As total-phosphorus normally is positively related to fish abundance (Persson et al. 1991), our result might reflect the paradoxical relationship of higher breeding success for Black-throated Divers in lakes with low fish abundance. Such a relationship may be ascribed to higher water transparency and higher abundance of alternative food for the chicks, e.g. aquatic insects benefiting from the reduced predation pressure from fish (Eriksson 1986, 1987). In Area B, with a generally higher nutrient status of the lakes, no relationship with breeding success was detected (Table 2). Previous studies in Sweden and Finland have found that Black-throated Divers primarily occur in low-productive lakes (Nilsson & Nilsson 1978, Kauppinen 1993). Similar results are known for the Common Loon in North America (e.g. Blair et al. 1990a, 1990b).

Colour: No indication of any relationship. Presumably colour values in general were too low to adversely affect conditions for foraging. In Ontario, Alvo et al. (1988) found a negative relationship between colour and the production of Common Loon chicks, however.

Mercury in pike: No indication of any relationship to breeding success. In general, we found low to medium contents, below the level of 0.3–0.4 ppm wet weight (approximately 1–2 ppm dry weight) judged to be critical for behavioural changes and reduced reproduction to occur among Common Loons in North America (Barr 1986).

Lake surface area: No indication of any relationship (Table 2). This is in contrast to some earlier Swedish studies (Andersson et al. 1980, Douhan 1997), where a lower breeding success in large lakes (> 10 km²) was recorded and proposed to be explained by higher amplitudes of water-level fluctuations in large lakes (which are often being regulated for hydro-power production, see Pakarinen 1989) or

more frequent disturbances from out-door recreation (e.g. Douhan 1997).

Concluding remarks

We did not find any significant relationships between water chemistry and the breeding success of Black-throated Divers in the lakes investigated. We conclude that for the type of lakes where the majority of Scandinavian Black-throated Divers breed, e.g. oligotrophic clear-water lakes, differences in breeding success between lakes can rarely be ascribed to variation in water chemistry.

In order to maintain or restore conditions for viable fish stocks, many Scandinavian clear-water lakes are regularly limed since around 1980 (e.g. Brodin 1989, Appelberg 1995). The majority of lakes in Area A and five lakes in Area B are included in this lime-treatment program. In previous investigations, which also included lakes investigated in the present study, no difference in breeding success in limed and not limed lakes were found (Eriksson 1987).

The risk for exposure of mercury, and the links to foraging in lakes affected by acidification and breeding success need further investigation, however, i.e. with reference to the potential risk of increased exposure after liming (Meili 1995). In North America, problems connected with the exposure to mercury among Common Loons have received increased attention. E.g. there is a relationship between high contents of mercury in blood and feathers and pH in the birds' breeding lakes (Meyer et al. 1995, 1998), and there are also indications of behavioural changes among chicks (Nocera & Taylor 1998).

In this study, we recorded a higher production of young in Area B, which is less affected of acidification and where only a small number of lakes have been lime-treated (Table 1). We also noted an indication of lower breeding success at lakes affected by acidification in Area A (Table 3) although no such differences were found in similar comparisons in this area during the 1970's and 1980's (Eriksson 1987, Eriksson et al. 1995). Even if our results are far from conclusive, we will not exclude the risk of slow, but long-term decline in breeding success among Black-throated Divers breeding at lakes affected by acidification. Hence, we recommend a continuous and long-term monitoring of the Black-throated Diver population, in combination with research in order to attain better understanding of possible effects of changed abundance of food or exposure to heavy metals.

Appendix A. Primärdata för område A. *Primary data for Area A.*

Sjö <i>Lake</i>	Areal, km ² <i>Surface area, km²</i>	Antal "stora" ungar per par ^a <i>Number of "large" chicks per pairs^a</i> 1968-85 1994-97	Försurnings- påverkad <i>Affected by acidification</i>	Kalkad <i>Limed</i>	pH, vinter ^b <i>pH, winter^b</i>	pH, sommars ^b <i>pH, summer^b</i>	Alkalinitet, meq/l ^b <i>Alkalinity, meq/l^b</i>	Totalfos- for, mg/l ^b <i>Total phosphorus mg/l^b</i>	Färg, mg pt/l ^b <i>Colour, mg Pt/l^b</i>	Kvicksilver i gädda, ppm torrsvikt ^b <i>Mercury content in pike ppm dry weight</i>	
Abborrsjön	0,33	1,00 (4)	0,00 (1)	1	1	6,9 (9)	–	0,42 (9)	–	60 (7)	0,43 (4)
Asksjön	0,19	–	1,00 (1)	1	1	6,5 (9)	–	0,23 (9)	–	50 (0)	–
Ejgdesjön	0,85	–	0,00 (1)	1	1	6,6 (7)	7,2 (13)	0,15 (20)	0,008 (20)	–	–
Finnsjön	1,06	0,00 (1)	0,88 (4)	1	1	6,3 (4)	6,4 (2)	0,09 (6)	–	45 (6)	–
Frisjön	6,85	0,67 (1)	0,58 (4)	0	0	6,6 (10)	–	0,16 (10)	–	55 (10)	0,36 (8)
Gesebolsjön	1,46	1,00 (2)	0,00 (1)	1	1	6,6 (9)	–	0,21 (8)	–	100 (7)	–
Gingsjön	0,93	1,00 (1)	0,00 (2)	1	1	6,8 (4)	–	0,24 (4)	–	60 (4)	–
Hedgårdessjön	0,37	–	0,00 (1)	1	1	6,8 (4)	–	0,25 (4)	–	30 (4)	–
Hornasjön	1,36	1,00 (2)	0,50 (2)	1	1	7,0 (5)	8,6 (1)	0,26 (6)	–	10 (6)	–
Härsjön	1,07	–	0,00 (1)	1	1	6,8 (4)	–	0,21 (4)	–	85 (4)	–
Härsvatten	0,18	1,00 (2)	0,33 (3)	1	0	4,5 (5)	4,5 (16)	-0,06 (20)	0,006 (20)	–	–
Kärnsjön	0,42	–	0,50 (2)	1	1	7,1 (3)	–	0,45 (3)	–	90 (3)	–
Lilla Hålsjön	0,86	0,50 (2)	1,00 (1)	0	0	6,4 (10)	–	0,08 (10)	–	25 (9)	–
Lilla Öresjön	0,61	–	0,00 (2)	1	0	4,7 (1)	4,8 (1)	-0,03 (2)	0,011 (2)	–	–
Löv - Kynnefjäll	0,37	–	0,67 (3)	1	1	6,7 (5)	6,7 (1)	0,15 (6)	0,006 (1)	50 (6)	–
Lövsjön	0,57	0,50 (2)	0,33 (3)	0	0	–	–	–	–	–	–
Mörkabosjön	0,34	1,00 (6)	0,33 (3)	0	0	7,1 (4)	–	0,43 (4)	–	50 (3)	–
Oxnsjön - Lygnersvider	0,90	–	0,00 (1)	1	1	6,8 (4)	7,0 (1)	0,22 (5)	0,009 (1)	30 (4)	–
Pickesjön	0,28	0,57 (7)	1,00 (4)	1	1	6,6 (5)	–	0,16 (5)	–	25 (5)	0,60 (5)
Rammsjön - Lygnersvider	0,48	–	0,00 (1)	1	1	7,2 (4)	–	0,38 (4)	–	70 (4)	–
Sandsjön - Hyssna	0,85	–	2,00 (2)	1	1	6,8 (4)	–	0,24 (4)	0,013 (5)	45 (4)	–
Sandsjön - Häryda	0,89	1,00 (1)	1,00 (2)	1	1	6,7 (10)	–	0,21 (10)	–	50 (10)	–
Skärsjön - Fjärås	1,25	–	0,00 (1)	1	1	–	–	–	–	–	–
Skärsjön - Landvetter	0,46	0,50 (4)	0,75 (4)	1	1	–	–	–	–	–	–
Stockasjön	0,87	1,00 (1)	0,50 (2)	1	1	7,2 (4)	8,7 (3)	0,24 (7)	–	30 (7)	–
Stora Barrsjön	0,22	0,00 (2)	0,00 (1)	1	1	6,6 (4)	–	0,20 (4)	–	25 (4)	–
Stora Holmev. - Kynnefjäll	1,00	–	0,17 (3)	1	1	6,7 (5)	6,7 (1)	0,15 (6)	0,002 (1)	45 (6)	–
Stora Härsjön	2,58	2,00 (1)	0,00 (1)	1	1	7,0 (8)	7,3 (17)	0,24 (25)	0,009 (25)	10 (24)	–
Stora Iglekärr	0,19	–	1,00 (2)	1	1	–	–	–	–	–	–
Stora Stamsjön	0,67	–	0,00 (3)	?	?	6,3 (8)	–	0,10 (8)	–	50 (6)	–
Stora Sturven	1,04	0,30 (5)	0,00 (4)	1	1	6,2 (8)	5,6 (2)	0,13 (10)	–	25 (6)	–
Stora Svansjön	0,85	–	0,00 (1)	1	1	7,0 (4)	–	0,36 (4)	–	30 (4)	–
Stora Tränningen	1,02	0,00 (3)	1,00 (2)	1	1	6,5 (9)	–	0,35 (9)	–	145 (7)	–
Stora Öresjön - Lygnersvider	2,62	0,50 (2)	0,50 (3)	1	1	6,4 (3)	–	0,14 (3)	–	20 (2)	–
Storsjön - Viskafors	1,61	0,00 (2)	0,00 (3)	1	1	6,5 (5)	–	0,15 (5)	–	60 (3)	1,00 (6)
Torskabotten	0,96	0,67 (3)	1,25 (4)	1	1	6,3 (5)	–	0,07 (5)	–	25 (4)	–
Trehömingen - Hajom	0,41	0,00 (1)	2,00 (1)	1	1	7,2 (5)	–	0,31 (5)	–	35 (5)	–
Tvärsjön	0,88	0,00 (3)	0,00 (4)	1	1	6,8 (4)	–	0,19 (4)	–	10 (3)	–
Uspen	1,39	0,00 (4)	0,25 (4)	1	1	7,2 (5)	–	0,31 (5)	–	20 (3)	–
Viaredssjön	3,79	0,50 (6)	1,00 (3)	0	0	6,6 (8)	7,3 (3)	0,20 (11)	0,005 (3)	50 (9)	0,69 (9)
Viebosjön	0,56	0,00 (4)	0,67 (3)	1	1	6,1 (9)	–	0,20 (9)	–	60 (7)	–
Yxsjön - Mölnlycke	1,04	–	0,67 (3)	1	1	6,8 (6)	6,9 (1)	0,19 (7)	0,006 (1)	30 (6)	–
Östersjön	1,10	–	0,00 (2)	1	1	6,8 (9)	6,8 (3)	0,19 (12)	–	25 (12)	–
Östra Nedsjön	7,40	0,50 (6)	0,25 (4)	0	1	6,8 (17)	7,1 (2)	0,18 (19)	–	15 (17)	–

^a Medelvärde per år, antal år med data inom parentes. *Mean per year, number of years with data in parentheses.*

^b Medelvärde, antal mätningar inom parentes. *Mean, number of measurements in parentheses.*

Appendix B. Primärdata för område B. *Primary data for Area B.*

Sjö	Areal, km ²	Antal "stora" ungar per par ^a	Försurnings- påverkad	Kalkad	pH, maj ^a	Alkalinitet, meq/l ^a	Total-fosfor, mg/l ^a	Färg, mg pt/l ^a	Kvicksilver i gädda, ppm torrsvikt ^b
<i>Lake</i>	<i>Surface area, km²</i>	<i>Number of "large" chicks per pairs ^a</i>	<i>Affected by acidification</i>	<i>Limed</i>	<i>pH, May ^a</i>	<i>Alkalinity, meq/l ^a</i>	<i>Total phosphorus, mg/l</i>	<i>Colour, mg Pt/l</i>	<i>Mercury content in pike ppm dry weight ^b</i>
Björnshultasjön	0,32	1,25 (4)	0	0	7,0 (3)	0,18 (3)	0,030 (3)	30 (3)	–
Bodasjön	1,69	2,00 (4)	0	0	7,7 (4)	0,69 (4)	0,034 (4)	35 (4)	0,35
Byasjön	0,63	1,50 (2)	1	1	6,9 (2)	0,20 (2)	0,026 (2)	40 (2)	–
Enegrenen	0,34	1,25 (4)	0	0	7,2 (4)	0,25 (4)	0,032 (4)	20 (4)	0,37
Fagerhultasjön	1,69	0,25 (4)	0	0	7,1 (4)	0,22 (4)	0,029 (4)	35 (4)	–
Fjärasjö	0,35	0,50 (42)	0	0	6,7 (3)	0,14 (3)	0,029 (3)	35 (3)	–
Försjön	2,62	0,25 (4)	0	0	7,0 (4)	0,18 (4)	0,021 (4)	20 (4)	0,67
Hjälten	0,50	1,38 (3)	0	0	7,1 (4)	0,22 (4)	0,022 (4)	75 (4)	0,87
Hunsnäsen	0,76	0,50 (3)	0	0	7,3 (4)	0,47 (4)	0,043 (4)	80 (4)	0,58
Härstensbosjön	0,83	0,00 (3)	0	0	7,1 (4)	0,23 (4)	0,029 (4)	75 (4)	0,85
Högakullsjön	0,18	0,33 (3)	1	1	7,6 (3)	0,52 (3)	0,033 (3)	45 (3)	1,18
Hökasjön	0,26	1,00 (4)	0	0	6,4 (3)	0,18 (3)	0,048 (3)	70 (3)	–
Hörtingen	0,19	0,00 (3)	0	0	7,2 (4)	0,34 (4)	0,025 (4)	55 (4)	–
Kvarnarpsjön	0,35	0,00 (1)	0	0	7,4 (4)	0,57 (4)	0,042 (4)	70 (4)	0,32
Kvänsåsasjön	0,18	1,00 (2)	0	0	8,0 (3)	0,87 (3)	0,046 (3)	35 (3)	–
Långanåsasjön	1,27	0,75 (4)	0	0	7,5 (3)	0,67 (3)	0,040 (3)	65 (3)	0,53
Lövsjön	0,39	0,67 (3)	1	1	6,9 (1)	0,16 (1)	0,026 (1)	70 (1)	0,47
Mycklaflon	11,55	0,50 (4)	0	0	7,3 (4)	0,30 (4)	0,025 (4)	10 (4)	–
Norra Vixen	1,71	0,88 (4)	0	0	7,7 (4)	0,67 (4)	0,035 (4)	25 (4)	–
Nässjasjön	0,32	0,67 (3)	1	1	7,1 (4)	0,31 (4)	0,020 (4)	105 (4)	–
Skedesjön	3,48	0,33 (4)	0	0	7,3 (4)	0,31 (4)	0,025 (4)	45 (4)	0,46
Solgen	22,46	0,46 (4)	0	0	7,6 (3)	0,51 (3)	0,035 (3)	50 (3)	0,29
Stockarydssjön	0,18	0,50 (4)	0	0	7,1 (4)	0,36 (4)	0,036 (4)	70 (4)	–
Stora Bellen	6,92	0,50 (4)	0	0	7,0 (3)	0,26 (3)	0,033 (3)	15 (3)	0,25
Södra Vixen	5,10	0,54 (4)	0	0	7,4 (3)	0,41 (3)	0,034 (3)	20 (3)	–
Västre sjö	0,39	0,67 (3)	0	0	6,9 (3)	0,24 (3)	0,076 (3)	80 (4)	0,77
Åsjön	0,73	1,00 (2)	0	0	6,8 (3)	0,18 (3)	0,031 (3)	60 (3)	0,58
Ägersgölen	0,09	0,00 (4)	?	?	7,4 (2)	0,40 (2)	0,014 (2)	30 (2)	0,71
Älghultasjön	0,30	1,00 (2)	0	0	6,6 (4)	0,15 (4)	0,032 (4)	75 (4)	0,84
Ögeln	1,07	0,25 (2)	1	1	6,6 (4)	0,16 (4)	0,024 (4)	80 (4)	0,44

^a Medelvärde per år 1994–97, antal år med data inom parentes. *Mean per year, 1994–97, number of years with data in parentheses.*

^b Medelvärde, cirka fem fiskar. *Mean, approximately five fishes.*