

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

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

MATS O. G. ERIKSSON

Abstract

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

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

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

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

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

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

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

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

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

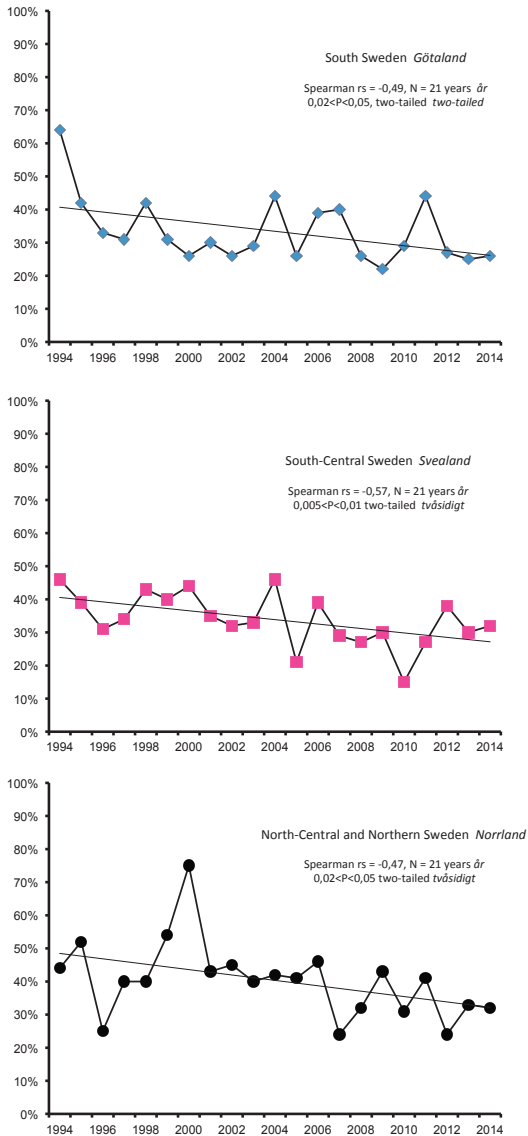


Figure 1. The percentage of broods with 2-3 large chicks, 1994–2014.

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

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

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

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

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

Material and methods

Study population and the survival of Black-throated Diver chicks

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

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

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

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

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

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

Statistical analyses

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

Selection of study lakes

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

Abundance of fish

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

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

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

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

Light conditions in the lakes

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

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

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

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

Mercury contents in fish and Black-throated Diver eggs

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

Results

Survival of Black-throated Diver chicks

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

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

Abundance of fish

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

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

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

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

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

Light conditions in the lakes

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

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

Discussion

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

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

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

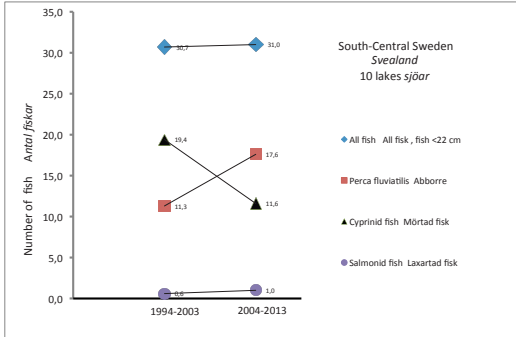
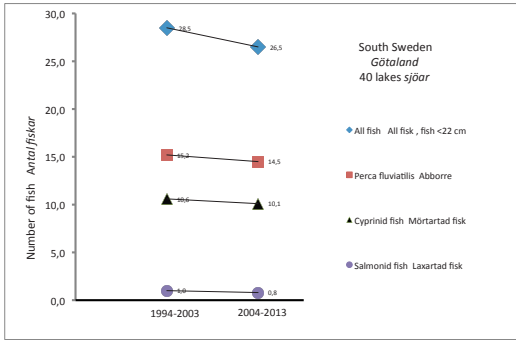


Figure 2. Mean number of small-sized fish (<22 cm) per catch effort and lake. The outcome of pair-wise comparisons for the periods 1994–2003 and 2004–2013 with Wilcoxon’s test for matched pairs is shown in Table 1. *Medelantal småväxna fiskar (<22 cm) per nätansträngning och sjö. Resultatet av parvisa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

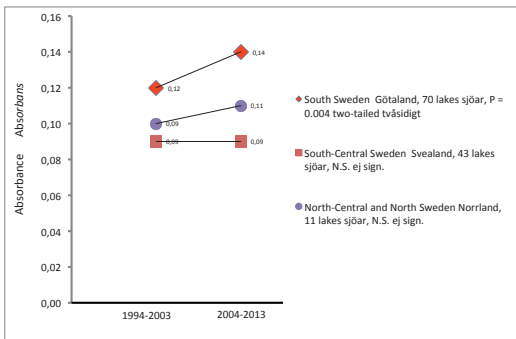


Figure 3. Absorbance, $f_{420,5}$, mean value per lake. Two-tailed P-values refer to pair-wise comparisons for the periods 1994–2003 and 2004–2013 with Wilcoxon’s test for matched pairs. *Absorbans, $f_{420,5}$, medelvärde per sjö. Tvåsidiga P-värden avser parvisa test för perioderna 1994–2003 och 2004–2013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

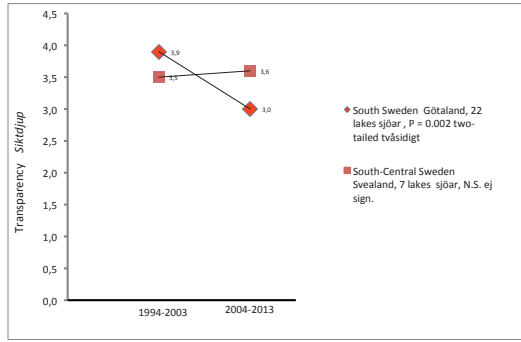


Figure 4. Mean Secchi disc transparency, m, mean value per lake. Two-tailed P-values refer to pair-wise comparisons for the periods 1994–2003 and 2004–2013 with Wilcoxon’s test for matched pairs.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Proposal for further actions

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

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

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

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

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

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

Acknowledgments

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

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

References

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

- www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/futureforests/FFRrapport_Mark%20och%20vat-ten%202013-08-13.pdf.
- Burgess, N.M. & Meyer, M.W. 2008. Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons. *Ecotoxicology* 17: 83–91; <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-007-0167-8>.
- Danielsson, S., Hedman, J., Miller, A. & Bignert, A. 2011. Mercury in Perch from Norway, Sweden and Finland - geographical patterns and temporal trends. *Swedish Museum of Natural History Report* 8:2011; http://www.nrm.se/download/18.42129f1312d951207af800030436/1367705038388/8_2011+Danielsson+et+al+Mercury+in+perch+2011.pdf.
- Depew, D.C., Basu, N., Burgess, N.M., Campbell, L.M., Evers, D.C., Grasman, K.A. & Scheuhammer, A.M. 2012. Derivation of screening benchmarks for dietary methylmercury exposure for the Common Loon (*Gavia immer*): rationale for use in ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31: 2399–2407; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.1971/abstract;jsessionid=C027908DDE07CC5E315F334028A2948B.f03t04>.
- Dessborn, L., Elmborg, J. & Englund, G. 2011. Pike predation affects breeding success and habitat selection of ducks. *Freshwater Biology* 56: 579–589; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2427.2010.02525.x/abstract>.
- Driscoll, C.T., Young-Ji, H., Chen, C., Evers, D., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Kamman, N.C. & Munson, R.K. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in northeastern United States. *Bioscience* 27: 17–28; <http://surface.syr.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1003&context=cie>.
- Eriksson, M.O.G. 1985. Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. *Ornis Scandinavica* 16: 1–7.
- Eriksson, M.O.G. 2010. *Storlommen och smålommen i Sverige – populationsstatus, hotbild och förvaltning*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen / Projekt LOM, Göteborg; <http://www.projekt-lom.com/LOM-rapporten.pdf>.
- Eriksson, M.O.G. 2014. Projekt LOM 20 år – 1994–2013. Pages 33–47 in SOF 2014. *Fågelåret 2013*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm; <http://www.projekt-lom.com/Projekt.LOM.FAR.2013.pdf>.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 2005. Mercury exposure to Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden. *Ornis Svecica* 15: 1–12; in Swedish, summary in English; <http://www.projekt-lom.com/Ornis%20Svecica%2015%201-12.pdf>.
- Eriksson, M.O.G. & Paltto, H. 2010. Water chemistry and the composition of fish stocks in the breeding lakes of Black-throated Diver *Gavia arctica*, and a comparison with the fishing lakes of Red-throated Diver *Gavia stellata*. *Ornis Svecica* 20: 3–30; in Swedish, summary in English; <http://www.projekt-lom.com/Ornis%20Svecica%2020%203-10.pdf>.
- Eriksson, M.O.G. & Sundberg, P. 1991. The choice of fishing lakes by Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* during the breeding season in south-west Sweden. *Bird Study* 38: 153–144.
- Erlandsson, M., Buffam, I., Fölster, J., Laudon, H., Temnerud, J., Weyhenmeyer, G.A. & Bishop, K. 2008. Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentrations of Swedish rivers explained by variation in flow and sulphate. *Global Change Biology* 14: 1191–1198; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2008.01551.x/abstract>.
- Evers, D.C., Taylor, K.M., Major, A., Taylor, R.J., Poppena, R.H. & Scheuhammer, A.M. 2003. Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. *Ecotoxicology* 12: 69–81; <http://www.fws.gov/uploadedFiles/Evers2003.pdf>.
- Evers, D.C., Hart, Y.-J., Driscoll, C.T., Kamman, N.C., Goodale, M.W., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Chen, C., Clair, T.A. & Butler, T. 2007. Biological mercury hotspots in northeastern United States and southeastern Canada. *Bioscience* 27: 29–43; http://www.niehs.nih.gov/research/supported/assets/docs/a_c/bioscience_508.pdf.
- Evers, D.C., Savoy, L.J., DeSorbo, C.R., Yates, D.E., Hanson, W., Taylor, K.M., Siegel, L.S., Cooley Jr, J.H., Bank, M.S., Major, A., Munney, K., Mower, B.F., Vogel, H.S., Schoh, N., Pokras, M., Goodale, M.W. & Jeff, F. 2008. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding loons. *Ecotoxicology* 17: 69–81; <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-007-0168-7>.
- Fowler, J. & Cohen, L. 1995. *Statistics for Ornithologists*. Second edition. BTO Guide No 22, British Trust for Ornithology.
- Green, M. & Lindström, Å. 2015. *Monitoring population changes in birds of Sweden. Annual report for 2014*. Department of Biology, Lund University; in Swedish, summary in English; <http://www.fageltaxering.lu.se/sites/default/files/files/Rapporter/arsrapportfor2014kf.pdf>.
- Hake, M., Dahlgren, T., Åhlund, M., Lindberg, P. & Eriksson, M.O.G. 2005. The impact of water level fluctuation on the breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Ornis Fennica* 82: 1–12; <http://www.projekt-lom.com/Ornis%20Fennica%2082%201-12.pdf>.
- Jackson, D. 2003. Between lake differences in the diet and provisioning behaviour of Black-throated Divers *Gavia arctica* breeding in Scotland. *Ibis* 145: 30–44; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1474-919X.2003.00119.x/abstract>.
- Johnels, A.G., Westermark, T., Berg, W., Persson, P.I. & Sjöstrand, B. 1967. Pike (*Esox lucius* L.) and some other aquatic organisms in Sweden as indicators of mercury contamination in the environment. *Oikos* 18: 323–333; <http://www.jstor.org/stable/3565108>.
- Kauppinen, J. 1993. Densities and habitat distribution of breeding waterfowl in boreal lakes in Finland. *Finnish Game Research* 48: 24–45.
- Kenow, K.P., Hines, R.K., Meyer, M.W., Suarez, S.A. & Gray, B.R. 2010. Effects of methylmercury exposure on the behavior of captive-reared common loon (*Gavia immer*) chicks. *Ecotoxicology* 19: 933–944; <http://link.springer.com/article/10.1007/s10646-010-0475-2?page-1>.
- Kenow, K.P., Meyer, M.W., Rossmann, R., Gendron-Fitzpatrick, A. & Gray, B.R. 2011. Effects of injected methylmercury on the hatching of common loon (*Gavia immer*) eggs. *Ecotoxicology* 20: 1684–1693; <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-011-0743-9?page-1>.
- Kinnerbäck, A. 2001. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. *Fiskeriverket informerar* 2001:2; <http://www.slu.se/Documents/externwebben/akvatiska-reсурser/Datainsamling/Databasen%20f%C3%B6r%20>

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

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

Web-sites Hemsidor

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

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

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

Sammanfattning

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

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

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

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

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

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

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

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

Material och metoder

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

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

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

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

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

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

Resultat

Resultaten kan sammanfattas, som följer:

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

Diskussion

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Vad göra? – ny kunskap och praktiska åtgärder

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

Ett fortsatt arbete kan bland annat innehålla:

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

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

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

Tack

Studien har tagits fram inom ramen för Projekt LOM, som under perioden 1994–1999 drevs gemensamt av Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening och därefter som en fristående ideell förening. Uppgifterna om lomarnas häckningsresultat har samlats in genom ett omfattande ideellt arbete. Totalt har sedan starten 1994 över 400 personer medverkat under minst ett år, och under senare år har ungefär 140 personer deltagit. Informationen har kompletterats med avstämningar mot Artportalen, <https://www.artportalen.se/>. Över åren av ekonomiska bidrag bland annat erhållits från Alvins Fond och Världsnaturfonden-WWF.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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