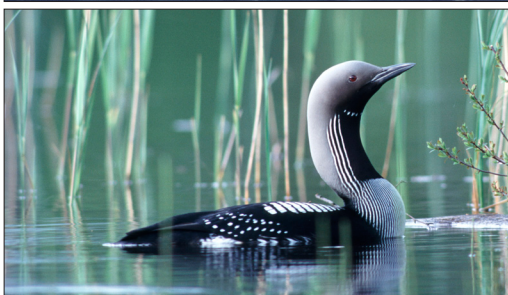




LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Rapport 2007:82

Lommar i Västra Götalands län



Lommar i Västra Götalands län

Mats O. G. Eriksson

PRODUKTION Länsstyrelsen i Västra Götalands län | Tel. 031-60 50 00 | www.o.lst.se

DATABEARBETNING OCH RAPPORTSKRIVNING Mats O. G. Eriksson

OMSLAGSFOTO Storlommar i cirkeldans, Bosse Haglund | Storlom vid boplat, Bosse Haglund | Ruvande storlom, Sture Orrhult

RAPPORT 2007:82

ISSN 1403-168X

Beställ rapporten från www.o.lst.se under publikationer

FÖRORD

Storlom och smålom är två fågelarter med ett mycket karaktäristiskt utseende som fascinerat människan genom tiderna och som har spelat en mycket stor roll i våra myter och sägner. De är fiskätande fåglar och därmed helt knutna till vattenmiljöer – havet på vintern och insjöar under häckningstid. Båda arterna hör till de fåglar som ska vi ska ta hänsyn till när vi i Sverige pekar ut områden som ska ingå i nätverket av skyddade naturområden inom EU, Natura 2000.

Vi i Västra Götalands län har ett ansvar för dessa lomarter. Av det europeiska beståndet av storlom (utanför Ryssland) häckar 95 % i Sverige, Norge och Finland. I vårt län häckar 500-600 par, som motsvarar ungefär 10 % av landets bestånd. För smålommen är motsvarande siffror 50-60 häckande par i länet, vilket betyder ca 5 % av landets bestånd.

Länsstyrelsen i Västra Götalands län har därför tagit ett initiativ till att sammanställa ett underlag för bedömning av bevarandestatus och behovet av framtida insatser för de båda lomarterna i länet. Rapporten bygger till stor del på underlag som tagits fram inom det med mycket engagemang och ideellt bedrivna arbetet inom Projekt LOM. I vårt län har ett 80-tal personer medverkat med uppgifter om häckande storlommar eller smålommar. Länsstyrelsen vill passa på att rikta ett stort tack till alla dessa ideella insatser.

Författaren ansvarar själv för slutsatser och bedömningar i rapporten, de kan inte betraktas som Länsstyrelsens.

Katrina Envall

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	2
INLEDNING OCH BAKGRUND	4
HÄCKNINGSBIOLOGI, FLYTTNINGSVANOR OCH ÖVERVINTRING – likheter och skillnader mellan storlommen och smålommen	6
Häckningsbiologi	6
Flyttning och övervintring	8
STORLOMMEN I VÄSTRA GÖTALANDS LÄN – beståndets storlek, häckningsframgång och bevarandestatus	10
Det häckande beståndets storlek	10
Storlommens häckningsresultat	12
Vattenkemi och fiskfauna i storlommens häckningssjöar	15
Bedömning av bevarandestatus	17
SMÅLOMMEN I VÄSTRA GÖTALANDS LÄN – beståndets storlek, häckningsresultat och bevarandestatus	22
Det häckande beståndets storlek	22
Smålommens häckningsresultat	24
Vattenkemi och fiskfauna i smålommens fiskesjöar	26
Bedömning av bevarandestatus	28
HOT- OCH PROBLEMBILD	33
Vattenståndsvariationer	33
Predation	35
Störningar	35
Miljöförändringar vid smålommens häckningstjärnar	37
Relationer till kanadagås	38
Relationer till storskarv	39
Ekologiska förändringar i försurade sjöar	41
Exponering för kvicksilver	42
Exponering för bly via blysänken	43
Vindkraftsanläggningar	44
Oljeskador i övervintringsområdena	45
SKÖTSEL OCH FÖRVALTNING	48
Övervakning av lombeståndens bevarandestatus	48
Storlommens och smålommens representation in Natura 2000-nätverket i Västra Götalands län.	49
Prioritering av åtgärder – sammanfattande riktlinjer	49
BILAGA 1 Medodbeskrivningar	51
BILAGA 2 Primärdatatabeller	54
BILAGA 3 Representationen av storlom och smålom i nätverket av s.k. särskilda skyddsområden (SPA-områden) i Västra Götalands län	61
REFERENSER	64

SAMMANFATTNING

Lommarna är fiskätande fåglar som är helt knutna till vattenmiljöer; under häckningstid i huvudsak vid sötvatten och vintertid till havs i marina miljöer. I Sverige (och i Västra Götalands län) häckar två arter, storlommen (*Gavia arctica*) och smålommen (*Gavia stellata*). Storlommen återfinns vid näringsfattiga klarvattenssjöar och smålommen vid små och ofta fisktomma skogstjärnar och myrgölar. Storlommen hämtar huvuddelen av sina fiskbyten i häckningssjön medan smålommen är beroende av fisk i kringliggande större sjöar inom ett pendelavstånd på högst 8-9 km. I Västra Götalands län häckar 500-600 storlomspär, vilket svarar mot närmare 10 % av beståndet på nationell nivå och 2-3 % på europeisk nivå. Smålommen är mera fåtalig med 50-70 par i Västra Götalands län, svarande mot 5 % av det svenska beståndet och knappt 1 % av det europeiska. Skyddet och förvaltningen av de båda lomarterna och deras miljöer i länet är alltså av betydelse både i ett nationellt och europeiskt perspektiv, och båda arterna skall beaktas i tillämpningen av EUs fågeldirektiv och vid etablerandet av skyddade områden inom NATURA 2000.

För *storlommen* bedöms beståndet storlek ha legat på dagens nivå under ganska lång tid, men en försämring av häckningsresultatet sedan mitten av 1990-talet kan inte uteslutas. Häckningssjöarna är genomgående näringsfattiga. Flera av dem har varit påverkade av försurning och är föremål för fortlöpande kalkningsinsatser. Många av sjöarna har artfattiga fiskesamhällen med abborre, mört och gädda som dominerande eller enda arter. Laxartad fisk finns i närmare hälften av sjöarna, med siklöja och sik som de dominerande arterna. Trots indikationerna på en försämrad ungpåproduktion kan storlommens bevarandestatus i länet betecknas som "gynnsam".

Smålommen förekommer med två delpopulationer i länet; 20-30 par i Dalsland, ingående i ett större bestånd på ungefär 400 par utgörande kärnan i artens svenska förekomst i Värmland, Västmanland och Dalarna, och 20-35 par som ingår i en mer isolerad population på totalt 60-90 par i södra Västergötland, Halland, Småland och södra Östergötland. Ungpåproduktionen bedöms under de senaste 10-15 åren ha legat på eller något under en tillräcklig nivå för att kompensera för den årliga dödligheten, och det finns inga tidstrender under de senaste årtiondena. En grundförutsättning för arten är tillgång till fiskevatten med goda bestånd av småvuxen laxartad eller mörtartad fisk (t.ex. siklöja), i kombination med lämpliga häckningsplatser vid i regel fisktomma skogstjärnar och myrgölar belägna inom ett avstånd på högst 8-9 km. Många av fiskevattnen är näringsfattiga, och liksom för storlommens fiskesjöar gäller att flera är påverkade av försurning och föremål för kalkning. Smålommens numerär har minskat under större delen av 1900-talet, och även om trenden har planat ut under de senaste årtiondena är indikationerna på återhämtning svaga. Tillbakagången under tidigare årtionden kan bland annat kopplas till försurningsskador och utglesade fiskbestånd i många fiskevatten. Artens bevarandestatus i länet bedöms som "gynnsam".

Förvaltningen av de två lomarterna innefattar avvägningar vid upprättandet av skötsel- och bevarandeplaner, liksom vid handläggningen av tillståndsärenden om t.ex. strandskydd, trafik med snabba båtar (inkl. vattenskotrar), vindkraftsanläggningar och utsättning av fisk. De viktigaste aspekterna kan sammanfattas som följande:

- För *storlommen* torde kontroll av vattennivån under ruvningsperioden vara den viktigaste enskilda åtgärden om man vill sörja för goda förhållanden för häckande fåglar. Restriktioner i tillträdet till häckningsöar och –holmar, t.ex. genom att etablera fågelskyddsområden för att minska störningarna från rörligt friluftsliv (bad, fiske, båtar m.m.), kan ge en positiv tilläggseffekt i sjöar där variationer i vattenståndet inte bedöms vara något problem eller kan hållas under kontroll.
- För *smålommen* bedöms det långsiktiga säkerställandet av goda och livskraftiga bestånd av småvuxen laxartad och/eller mörtartad fisk i fiskesjöarna vara den viktigaste enskilda insatsen. Smålommens fiskesjöar bör således ges prioritet vid fördelningen av kalkningsmedel, i den utsträckning de ligger i riskzonen för återförsurning. – Däremot bör smålommens häckningsplatser undantas från kalkning. Vidare bör man inte ge tillstånd till avvattning av skogs- och myrmark i närområdet kring häckningstjärnarna.
- Såväl häckningssjöar för storlom som häckningstjärnar och fiskesjöar för smålom bedöms vara otillräckligt representerade i länets nätverk av s.k. särskilda skyddsområden (SPA-områden) inom NATURA 2000.

INLEDNING OCH BAKGRUND

Lommarna är fiskätande fåglar och helt knutna till vattenmiljöer. Totalt finns i världen fem arter som alla förekommer i skogs-, myr- och tundramiljöer i de norra delarna av Europa, Asien och Nordamerika. I Sverige (och i Västra Götalands län) häckar två arter, storlommen (*Gavia arctica*) och smålommen (*Gavia stellata*). Storlommen återfinns vid näringsfattiga klarvattenssjöar och smålommen vid små och ofta fisktomma skogstjärnar och myrgölar. Storlommen hämtar huvuddelen av sina fiskbyten i häckningssjön medan smålommen är beroende av fisk i kringliggande större sjöar inom ett pendelavstånd på högst 8-9 km. Vintertid vistas både storlommen och smålommen i havsmiljöer.

De övriga tre lomarterna är svartnäbbade islommen (*Gavia immer*), vitnäbbade islommen (*Gavia adamsii*) och stillahavslommen (*Gavia pacifica*). Svartnäbbade islommen häckar närmast på Island och Grönland. I Nordamerika återfinns den i liknande miljöer som storlommen i norra Europa. Vitnäbbade islommen är den mest fåtliga av de fem lomarterna, med en mestadels gles och spridd utbredning i tundraområden i Ryssland och Nordamerika. Båda islomsarterna uppträder regelbundet men i litet antal i svenska kustvatten (och ibland även i insjöar) under flyttning och vintertid, och de noteras årligen utefter Bohusläns och Hallands kuster. Stillahavslommen förekommer i Nordamerika och östligaste Sibirien, och den har aldrig setts i Sverige.

Inom hela sitt utbredningsområde spelar lommarna en stor roll i myter, sagor och folktro. Ett exempel på lommarnas betydelse också i den nordiska stenålderns jägarkulturer är ett mycket lom-liknande fågelmotiv i en praktfull hållristning (som för övrigt innefattade älgar och en 2,4 m lång val) utanför Drammen i Norge¹. "Lom"-namnet är av oklart och dunkelt ursprung. Det finns i de flesta germanska språk och formellt belagt i Sverige från omkring 1500 (Tyrberg 1996). Men givetvis är namnet mycket äldre, och en indikation på detta är att många småsjöar och tjärnar på Orkneyöarna bär namn av typen "Loomachun" och liknande, som är av fornnordiskt ursprung och kan härledas till vikingatid (Booth 1982).

Vi har i Sverige ett internationellt, eller åtminstone europeiskt ansvar för både storlommens och smålommens framtid. I Sverige häckar 5 500—7 000 storlomspär och med bestånd i ungefär samma storleksordning i Finland och Norge bedömer man att det finns 15 500—22 000 par totalt i de nordiska länderna eller ungefär 97 % av det europeiska beståndet utanför Ryssland (BirdLife International 2004). I Västra Götalands län häckar 500-600 par, vilket svarar mot närmare 10 % av landets storlommar och 2-3 % av det europeiska beståndet.

Smålommen är mera fåtalig, med 1 200—1 400 häckande i Sverige och 3 400—7 500 totalt i de nordiska länderna. Detta svarar mot ungefär två tredjedelar av det europeiska beståndet utanför Ryssland. Populationer i storleksordningen 1 000 par finns också i Skottland och på Island (BirdLife International 2004). I Västra Götalands län häckar 50-70 par, svarande mot 5 % av det svenska beståndet och knappt 1 % av det europeiska.

Skyddet och förvaltningen av de båda lomarterna och deras miljöer i länet är alltså av betydelse både i ett nationellt och europeiskt perspektiv. Både storlommen och

¹ Ristningen tillhör den s.k. nordliga typen som karakteriseras av viltmotiv och som oftast kopplas till mesolitiska jägarkulturer från 4000 f. Kr. och tidigare. Delar av ristningen förstördes i samband med bebyggelse under 1940-talet men en mindre del (dock icke lommen) kan fortfarande ses i en trädgård vid Skogerveien i Drammen.

smålommen (liksom svartnäbbade islommen) ingår bland de fågelarter som är förtecknade i bilaga 1 i EUs fågeldirektiv², och för vilka "särskilda åtgärder för bevarande av deras livsmiljö" skall "vidtas för att säkerställa deras överlevnad och fortplantning" (artikel 4.1 i direktivet). Således skall lomarterna vara representerade på en tillfredsställande nivå i nätverket av s.k. särskilda skyddsområden (SPA-områden) inom NATURA 2000.

Under 1960-talet blev lommarna alltmer uppmärksammade i fågelskyddsarbetet, mot bakgrund av farhågor för en låg häckningsframgång (t.ex. Lindberg 1968, 1971). Den problembild som målades upp känns i stora drag fortfarande igen; vattenståndsvariationer och översvämmande bon i reglerade sjöar samt störningar från friluftslivet. Under 1980-talet uppmärksammades hur lommarna och andra fiskätande fåglar (t.ex. fiskgjusen) påverkades av utglesade fiskbestånd och risk för förhöjda kvicksilverhalter i bytesfisk från försurade sjöar. Problematiken behandlades i den forskning om försurningseffekter i sötvattensmiljöer, som finansierades av Naturvårdsverket vid denna tidpunkt (t.ex. Eriksson 1984, 1991, 1994).

Övervakningen av de två lomarternas häckningsframgång har emellertid i huvudsak blivit en uppgift för det ideella naturvårdsarbetet. Under 1970- och 1980-talen initierades inventeringar på frivillig basis på skilda håll i landet, och dåvarande Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening (SÄOF) samordnande under flera år inventeringar av både storlom och smålom i västgötadeln av f.d. Älvsborgs län (t.ex. Eriksson m.fl. 1995 för storlommen, Eriksson & Johansson 1997 för smålommen). År 1994 tog Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening ett gemensamt initiativ till en samordnad och landstäckande inventeringsverksamhet, inom ramen för Projekt LOM (t.ex. Eriksson 2004). I Västra Götalands län har ungefär 80 personer medverkat med rapporter för minst ett år under perioden 2004-2006 och ett 40-tal personer har mera regelbundet bidragit med uppgifter under flera år.

Tack vare SÄOFs initiativ redan under 1970-talet och verksamheten under senare år inom Projekt LOM har vi i Västra Götalands län möjligheter att sammanställa och bearbeta uppgifter om lommarnas häckningsframgång på basis av uppgifter som för storlommens del täcker upp en period på mer än 35 år och för smålommen en period på ungefär 25 år.

² Rådets direktiv av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar (79/409/EEG).

HÄCKNINGSBIOLOGI, FLYTTNINGSVANOR OCH ÖVERVINTRING – likheter och skillnader mellan storlommen och smålommen

Båda lomarterna är fiskätande fåglar, deras utbredningsområde i de norra delarna av Europa överlappar till stora delar och huvuddelen av bestånden av båda arterna återfinns i barrskogslandskapets sjö- och myr miljöer. Vintertid vistas både storlommen och smålommen i havsmiljöer. Men det finns tydliga skillnader i hur de två arterna uppträder i sin miljö (tabell 1).

Häckningsbiologi

Storlommen

Storlommen häckar vid näringsfattiga klarvattenssjöar; från 10 ha storlek och uppåt utan någon övre arealgräns, men bara undantagsvis i sjöar som är mindre än 10 ha. I större sjöar med flera par ligger bona i regel på ett inbördes avstånd av ½ till 1½ km (Lehtonen 1970, Götmark m.fl. 1989).



Storlommen i häckningsdräkt kännetecknas bland annat av ljusgrå hjässa och nacke, svart halsfläck och svart rygg med ett vackert mönster av stora vita fläckar. Vinterdräkten är mer enfärgad, med vit framsida på halsen (utan svart halsfläck) och en svartgrå kroppsöversida. Foto: Bosse Haglund.

Storlommen återvänder parvis till sina häckningsrevir i samband med islossningen; i slutet av mars eller loppet av april i landets södra och mellersta delar. Boet läggs direkt på marken, alldeles vid strandkanten, eftersom lommarna har svårt att röra sig på land men ändå måste kunna ta sig ur och i vattnet. Detta innebär att bona är sårbara för vattenståndshöjningar i samband med regn eller reglering av vattenståndet, och översvämmade bon är en av de vanligaste anledningarna till avbrutna häckningar (t.ex. Hake m.fl. 2005). Ruvningstiden är 4-5 veckor, och de första ungarna ses under de sista dagarna av maj och i början-mitten av juni. Det är van-

ligt med en omläggning, men sällan fler, om det första häckningsförsöket misslyckas. Ungarna blir flygga efter 8-9 veckor. Under år med sen islossning eller vid omhäckningar kan häckningssäsongen bli mer utdragen med ungar som inte är flygga förrän i augusti eller början av september. Det är ganska vanligt att storlomspar avstår från att häcka enstaka år men ändå upprätthåller ett revir (t.ex. Lehtonen 1970, Götmark m.fl. 1989, Mudge & Talbot 1993).

I de allra flesta fall matas ungarna med fisk och vattenlevande insekter som föräldrarna hämtar i häckningssjön, även om det undantagsvis förekommer att fisk till ungarna hämtas från närliggande vatten. De första 2-3 veckorna matas ungarna i stor utsträckning med storvuxna vattenlevande insekter såsom dagsländelarver, nattsländelarver och trollsländelarver samt mjukdelar av snäckor (t.ex. Lehtonen 1970, Sjölander 1978). Redan under den första veckan kan ungarna också matas med fisk och allteftersom ungarna växer ökar andelen fisk i dieten. Storlomsungarna kan knappast hantera fiskbyten som är större än 20 cm så tillgången på småvuxen fisk är viktig (t.ex. Lehtonen 1970, Jackson 2003). I skotska undersökningar har man funnit att ungar som i huvudsak matas med fisk har en högre överlevnad än de som till stor del föds upp på insekter (Jackson 2003).

Valet av sjöar styrs inte bara av tillgången på fisk utan också av siktdjupet och möjligheten att genom synen upptäcka fisken. Undersökningar av storlommens förekomst i olika sydvästsvenska sjöar har visat att siktdjupet har väl så stor betydelse som tätheten av fisk (Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991), och även i finska undersökningar har man funnit att förekomsten av storlom är kopplad till bl.a. siktdjupet (Kauppinen 1993). Fisksamhällena i storlommens häckningssjöar kan vara ganska artfattiga; med dominans av abborre, mört och gädda men ofta även någon eller några arter av laxartad fisk (t.ex. siklöja).

Smålommen

Smålommen häckar vid små och ofta fisktomma skogstjärnar och myrgölar; i flertalet fall mindre än 1 ha och bara undantagsvis vid större sjöar (t.ex. Eriksson & Johansson 1997, Dahlén & Eriksson 2002). Smålomsåret börjar i landets södra och mellersta delar ganska exakt kring vårdagjämningen i slutet av mars då fåglarna avslöjar sin ankomst genom sitt karakteristiskt kacklande läte, ofta under natten och morgontimmarna i samband med (vad man kan anta vara) rekognosceringsflygningar från isfria vatten till fortfarande islagda häckningstjärnar. Boet läggs alldeles vid strandkanten eller högst någon meter därifrån, ofta på gungflyn eller öppna dytytor. Stranden måste ha en lämplig, rundad profil utan överhäng, så att lommarna lätt kan ta sig ur och i vattnet. Ruvningstiden är ungefär fyra veckor, de första ungarna ses i regel i början-mitten av juni och de är flygga efter 6-7 veckor. Det är ganska vanligt med åtminstone en omläggning om det första häckningsförsöket misslyckas.

Ungarna matas nästan uteslutande med fisk, som föräldrarna hämtar i kringliggande sjöar, upptill ett pendelavstånd på 8-9 km, sällan längre (Eriksson & Johansson 1997). Smålommen är mera kräsen i sitt val av fiskevatten än storlommen, och god tillgång på småvuxen (mindre än 20 cm) mörtartad och laxartad fisk är en förutsättning. Studier av smålomsföräldrar som matar ungar visar att bytesfisken till största delen utgörs av siklöja och mört, medan en så allmänt förekommande fiskart som abborren saknas nästan helt i dieten. Smålommen tycks inte ha någon fördel av ett stort siktdjup på samma uttalade sätt som storlommen (Eriksson m.fl. 1990, Eriksson & Sundberg 1991). Stora delar av det europeiska smålomsbeståndet, t.ex. i Skottland och utefter Norrlandskusten, fiskar i havet och har sina boplat-

ser i småsjöar och sötvattenssamlingar utefter kusten. Några säkert belagda uppgifter om kushäckande smålommar utefter den bohuslänska eller halländska kusten finns emellertid inte³.



Smålommens kanske mest framträdande karaktär på nära håll är den brunröda halsfläcken. Den kan emellertid se svart ut på avstånd, och då är den enfärgade brungrå ryggen det bästa kännetecknet. På vintern anlägger smålommen en mer enfärgad fjäderdräkt, med vita halssidor (utan röd halsfläck) och ljusgrå kroppsöversida. Under alla årstider kan en smålom liggande på vattnet identifieras genom den typiskt snett uppåtpekande näbbhållningen. Foto: Sture Orrhult.

Man kan spekulera i varför smålommen, som är så totalt beroende av fisk, har utvecklat ett beteende med häckning vid fisktomma småsjöar. Genom att lägga boet på gungflyartade stränder kan boet i viss utsträckning flyta upp och ned i takt med variationer i vattenståndet varvid sårbarheten för översvämningar blir mindre än för storlommen (Dahlén & Eriksson 2002). Vidare erbjuder frånvaron av gäddor en stor fördel; predation från gäddor har bedömts vara en viktig dödsorsak bland icke flygga storlomsungar i både finska och skotska undersökningar (Lehtonen 1970, Jackson 2003).

Smålommen tycks vara mer sårbar än storlommen för de ekologiska förändringarna i försurade sjöar; mot bakgrund av att arten i sitt bytesval är beroende av mörtartad och laxartad fisk, och att den inte nyttjar vattenlevande insekter som alternativ föda till ungarna (Eriksson 1991, 1994).

Flyttning och övervintring

Vår kunskap om storlommens flyttning och övervintring är bristfällig. Den bygger till stora delar på den omfattande ringmärkning som tysken Ernst Schüz bedrev vid Rosittens fågelstation i Ostpreussen (numera den ryska enklaven Kaliningrad) från

³ Den engelske björnjägaren Llewellyn Lloyd, som på sin tid residerade på Rånnums herrgård vid Vargön, skriver i en av sina böcker (1867) från resorna i Skandinavien i början och mitten av 1800-talet om en smålomshäckning i Göteborgs skärgård.

slutet av 1920-talet och till början av 1940-talet (Schüz 1974)⁴. Storlommen har inte ringmärkts i någon större omfattning i Sverige; av totalt omkring 250 märkta fåglar finns det bara 26 återfynd och inga långdistansfynd (mer än 100 km från häckningsplatsen) efter 1960-talet.

På basis av tillgänglig information kan man sluta sig till att svenska storlommen har en stor utsträckning har en sydöstlig sträckriktning till övervintringsområden i Svarta Havet och östra Medelhavet, men att en del av beståndet också flyttar mot sydväst till marina miljöer i Skagerack, Nordsjön och Biscayabukten (Hemmingsson & Eriksson 2002)⁵.

Vår kunskap om smålommens flyttningssvårar och övervintringsområden baseras på ett betydligt bättre och mera aktuellt underlag än för storlommen. Totalt har ungefär 840 fåglar märkts i Sverige, flertalet som ungar på häckningsplatserna efter mitten av 1980-talet. Hittills har man gjort ett 70-tal återfynd som visar att de svenska smålommarna flyttar i sydvästlig riktning till övervintringsområden i Skagerack, Nordsjön och Biscayabukten (Fransson & Pettersson 2001). Övervintringsområdet delas med fåglar från bland annat Finland, Skottland och Grönland (Okill 1994). De stora ansamlingar av övervintrande lommen (75 % av dem smålommen) som upptäcktes i de södra och sydöstra delarna av Östersjön, utefter den tyska, polska och baltiska kusten, i början av 1990-talet (Durinck m.fl. 1993) bedöms i huvudsak omfatta fåglar som häckar i Ryssland.

I de svenska och danska kustvattnen är storlommen mera fåtalig än storlommen under vintern, och storlommarna påträffas i regel på längre avstånd från land än smålommen.

Tabell 1. Skillnader i häckningsbiologi och flyttningssvårar mellan storlommen och smålommen.

	Storlom	Smålom
Häckningsmiljö	Förhållandevis stora och näringsfattiga klarvattenssjöar. Ungarnas matas nästan uteslutande med föda som föräldrarna hämtar i häckningssjön.	Småsjöar och tjärnar, som ofta är fisktomma. Ungarna matas nästan uteslutande med fisk som föräldrarna hämtar i större klarvattenssjöar eller från havet på ett pendelavstånd upptill 8-9 km.
Fiskbestånd i fiskevattnen	Höga tätheter av mörtartad eller laxartad fisk är ingen förutsättning.	Höga tätheter av mörtartad eller laxartad fisk (ofta mört eller siklöja).
Preferens för fiskesjöar med stort siktdjup	Ja	Nej
Föda till ungarna	I första hand fisk men även vattenlevande insekter (sländlarver etc.).	Nästan enbart fisk, främst mörtartad och laxartad fisk.
Flyttningsriktning och övervintringsområden	Både i sydöstlig riktning till Svarta Havet och östra delarna av Medelhavet, och i sydvästlig riktning till Skagerack, Nordsjön och Biscayabukten.	I sydvästlig riktning till Skagerack, Nordsjön och Biscayabukten.
Havsmiljön under vintern	Längre ut från kusten än smålommen.	Närmare kusten än storlommen.

⁴ Ringmärkningen av storlommen vid Rositten förtjänar en särskild historia. Under vårsträcket från övervintringsområdena i Svarta Havet och östra Medelhavet flyttar storlommarna kortaste vägen över land till det sydöstra hörnet av Östersjön. Där kan de stanna kvar i stora ansamlingar till dess isläget medger att de sträcker vidare till häckningsområden i de nordiska länderna och österut i Ryssland och Sibirien. Vid fågelstationen tog man i samarbete med traktens fiskare vara på storlommen som fastnat i laxfiske nätt, och från slutet av 1920-talet till dess man tvingades att lägga ned verksamheten 1942 ringmärktes över 1000 lommen. Återfynd av dessa fåglar gjordes fram till 1960-talet, vilket visar på att storlommen är långlivad och att många fåglar blir 25-30 år gamla.

⁵ Vår kunskap om svenska storlommars flyttning bygger till stor del på återfynd av storlommen som ringmärkts som ungar i Dalsland, och bland dessa återfinns fåglar med såväl sydvästlig som sydöstlig sträckriktning med återfynd i Grekland och Ukraina resp. Frankrike.

STORLOMMEN I VÄSTRA GÖTALANDS LÄN – beståndets storlek, häckningsframgång och bevarandestatus

Det häckande beståndets storlek

Storlommen förekommer vid näringsfattiga klarvattenssjöar i hela länet, och beståndets storlek uppskattas 500-600 par. Inom ramen för Projekt LOM har arten rapporterats från häckningsplatser i flertalet av länets kommuner utom de mest kustnära (Sotenäs, Lysekil, Orust, Tjörn, Öckerö) och från Skaraborgs slättbygder (Essunga, Falköping, Grästorp, Götene, Lidköping, Vara) under perioden 1994-2006. Någon totalinventering av beståndet har emellertid inte gjorts, utan skattningen bygger på följande uppgifter och bedömningar:

- I landskapet Västergötland uppskattades det häckande beståndet till cirka 400 par under 1990-talet (SOF 2002). Inom ramen för Projekt LOM har förekomst av stationära par rapporterats från 167 sjöar (med 205 par) under minst ett av åren 1994-2006.
- I Bohuslän uppskattas storlombsbeståndets storlek till 65-70 par, på basis av inventeringar 1999-2003 (Charlesson & Hixén 2003). Inom Projekt LOM har stationära par rapporterats från 32 sjöar (med 35 par) under minst ett av åren 1994-2006.
- För Dalsland har inom Projekt LOM stationära storlomspär rapporterats från 48 sjöar (med 83 par) under minst ett av åren 1994-2005 (varav 20 par avser en totalskattning för sjön Lelång 1995). På basis av denna information, i avsaknad av någon oberoende skattning av det häckande beståndets storlek i landskapet, och med antagandet att rapporteringsfrekvensen till Projekt LOM legat på ungefär samma nivå som för Bohuslän och Västergötland bedöms det häckande beståndets storlek till ungefär 120 par.

Det svenska beståndets storlek uppskattades vid slutet av 1990-talet till 5 500—7 000 par (SOF 2002), och beståndet totalt i Europa (exklusive Ryssland) till 16 000—22 000 par (BirdLife International 2004). Således häckar ungefär 10 % av landets storlommar och 2-3 % av det europeiska beståndet i Västra Götalands län.

Storlommen minskade i antal i stora delar av sitt europeiska utbredningsområde under perioden 1970-1990 men under de senaste 10-15 åren har beståndets numerär stabiliserats. Sedan 1990 bedöms den svenska populationens storlek ha legat på en oförändrad nivå (BirdLife International 2004), och denna bedömning stöds också av resultaten från den svenska fågeltaxeringen (Lindström & Svensson 2007)⁶. Under samma period ökade storlombsbeståndets storlek i Finland medan det minskade i Norge och Ryssland. Det finns inga indikationer på några större förändringar i antalet häckande storlomspär i Västra Götalands län under de senaste årtiondena.

⁶ För hela perioden 1975-2006 redovisas inom Svensk Fågeltaxering en statistiskt säkerställd ökning på 1,9 % per år på basis av de s.k. sommarpunktrutterna, som väljs fritt av de medverkande inventerarna. Ingen tidstrend redovisas för perioden 1998-2006 för de s.k. standardrutterna, som utgör ett system av rutter på 8 km (kvadrat på 2x2 km) med fasta och förutbestämda positioner utlagda på 25 km avstånd över landet (Lindström & Svensson 2007).

Historisk tillbakablick

Det finns ingen anledning att anta något annat än det funnits gynnsamma betingelser för storlommen i det område som idag omfattas av Västra Götalands län ända sedan landisens avsmältning. Lämningar av storlommar har hittats både vid undersökningar av naturliga avlagringar och vid utgrävningar av boplatser på totalt nio platser i länets kusttrakter; med de äldsta fynden från preboreal tid eller för ungefär 9600 år sedan (Ericsson & Tyrberg 2004). Med ledning av de kustnära lägena av i stort sett alla fyndplatser kan man sluta sig till att en stor del av fynden avser flyttande eller övervintrande fåglar. Det finns emellertid inlandsfynd från många andra delar av landet, vilket visar att storlommen jagades också på sina häckningsplatser.

Det finns skriftliga belägg om storlommens förekomst i Västra Götalands län från 1700-talet och framåt, och uppgifterna för de 150 senaste åren tyder på att arten varit ganska allmän och spridd över stora delar av Västra Götaland under hela denna tid:

- Västergötland: H. Gadamer (forstmästare, inflyttad från Tyskland) noterade i en förteckning av häckande fåglar och flyttfåglar i landskapet 1857-58 att storlommen tämligen ofta förekommer vid Vättern och kringliggande sjöar (Gadamer 1858). I samlingsverket "Sveriges fåglar och fågelbon", där Paul Rosenius (1942) sammanfattade tillgänglig faunistisk information från mitten-slutet av 1800-talet och början av 1900-talet, bedömdes storlommen vara "ganska allmän" eller "talrik" i skilda delar av landskapet under denna tid. På 1940-talet noterades storlommen som "tämligen allmän", utan några närmare detaljupplysningar, inom ett område med 20 km radie kring Borås (Rössjö 1952).
- Bohuslän: Ett tidigt dokument om storlommens förekomst är en notering av prosten Johan Oedman i Tanum i "Chronographia Bahusiensis" (Oedman 1746, Charlesson & Hixén 2003). Ungefär 100 år senare noterade Llewelyn Lloyd från sina jaktresor i de nordiska länderna i början och mitten av 1800-talet uppgifter om att storlommen vid denna tid skulle ha funnits häckande också utefter kusten (bl.a. vid Orust; Lloyd 1867). I "Göteborgs och Bohusläns fauna" (Malm 1877) betecknades storlommen som "ganska allmän" och den uppgavs häcka "på flera ställen vid våra insjöar"; med lokaluppgifter från sjöar i Bohuslän såväl som i västgötadeln av f.d. Älvsborgs län (däremot finns inga uppgifter om kushäckningar, varför man bör ställa sig en aning tvivlande till Lloyds uppgifter). C.O. Bothén (1902) gav likartad information om storlommens förekomst i Bohuslän och Göteborgstrakten under slutet av 1800-talet. I ett kapitel om "Bohusläns fåglar" i samlingsverket "Natur i Bohuslän" konstaterades bara att storlommen "häckar flerstädes i större insjöar" under 1950-talet (Ahlén 1959).
- Dalsland: Rosenius (1942) betecknade storlommen som vanlig i landskapet, bland annat med referens till uppgifter från 1880-talet. På basis av inventeringar av landskapets ryggradsdjursfauna under mitten av 1950-talet bedömde Karvik (1964) att storlommen var vanlig i Vänerns skärgårdar och i de stora klarvattenssjöarna, och att den sällan saknas i de större skogssjöarna på Skogsdal och Kroppefjäll.

Storlommen i Vänern

Utvecklingen av fågelfaunan i Vänern kan följas från omkring 1850 och fram till våra dagar. Länsstyrelsen i Älvsborgs län gjorde på 1980-talet en sammanställning av all information som var tillgänglig vid den tidpunkten (Arvidsson & Schafferer 1986). Sedan 1994 inventeras fågelfaunan årligen i nio delområden i Vänern (Landgren & Landgren 2004), inom ramen för den nationella miljöövervakningen och med Vänerns Vattenvårdsförbund som huvudman. Inventeringarna omfattar

huvuddelen av Vänerns skärgårdsområden och bedöms täcka en tillräckligt stor del av storlomsbeståndet (ungefär 50 %) för att man skall kunna göra en bedömning av trender över tiden.

Totalantalet storlomspår i Vänern uppskattades under 1990-talet till 100-120 par (SOF 2002) varav ungefär 60 % inom den del som ligger inom Västra Götalands län. Några större förändringar i beståndets storlek torde inte ha skett under de senaste 150 åren: Således bedömdes antalet par ha legat på samma nivå under hela perioden från omkring 1850 till 1980-talet (Arvidsson Schafferer 1986)⁷, och under perioden 1994-2006 varierade antalet revir som noterades vid vattenvårdsförbundets inventeringar mellan 37 och 70 men utan någon trend över tiden (Landgren & Landgren 2004)⁸.

Storlommens häckningsresultat

Storlommens häckningsresultat har redovisats med två parametrar:

- Ungproduktionen, beräknad som "medelantalet stora ungar per stationärt par".
- Procentandelen ungpåttar med två stora ungar: Lommarna lägger i regel två (ytterst sällan tre) ägg och oftast kläcks båda äggen. Men det är vanligt att bara en av ungarna överlever till flygg ålder, och överlevnaden är i stor utsträckning beroende på hur framgångsrika föräldrafågeln är sitt födosök och matningen av ungarna (Jackson 2003). Andelen ungpåttar med två stora ungar är alltså en indikation på födosöksförhållandena och tillgången på bytesfisk i lämplig storlek.

De begrepp som används i redovisningen av häckningsresultat, liksom metoderna för inventeringsarbetet i fält och beräkningarna av häckningsframgången redovisas mera i detalj i bilaga 1. För vissa år, framför allt under 1970- och 1980-talen, ingår bara ett fåtal par i beräkningsunderlaget så man bör vara försiktig med bedömningar om enskilda år varit "bra" eller "dåliga" för storlommen. Däremot täcker inventeringarna en tillräckligt lång tidsperiod för att tillåta bedömningar av den genomsnittliga nivån i häckningsresultatet och eventuella tidstrender.

Ungproduktionen

För perioden 1994-2006 låg ungproduktionen på 0,46 stora ungar per par och år, dvs. inom det intervall på 0,37-0,47 flygga ungar per par och år som på basis av återfynd av ringmärkta fåglar bedömts vara miniminivån för att kompensera för den årliga dödligheten (Nilsson 1977)⁹. Men mellanårsvariationen var ganska stor. Ungefär en tredjedel av häckningarna lyckades i den meningen att minst en unge blivit halvvuxen. Ungproduktionen har emellertid minskat under perioden, och försämringen torde i första hand vara kopplad till en lägre proportion lyckade häckningar. Sett i ett längre tidsperspektiv kan emellertid inte någon långsiktig trend beläggas från omkring 1970 och framåt (tabell 2, figur 1).

⁷ Tidigare uppgifter på 165 par (Arvidsson och Schafferer 1986) indikerar antagligen inte någon minskning, utan skattningen på 100-120 par under 1990-talet är snarare en anpassning till ett bättre bedömningsunderlag. Fördelningen mellan Västra Götaland och Värmland bygger på information från inventeringarna utförda av Vänerns Vattenvårdsförbund.

⁸ Kompletterad med information direkt från T. Landgren under hösten 2006.

⁹ Skattningen av miniminivån bygger på återfynd av de storlommar som ringmärktes under perioden 1929-1941 vid Rosittens fågelstation i Ostpreussen (nuvarande ryska enklaven Kaliningrad). Återfynd av dessa fåglar gjordes fram till 1960-talet (Schüz 1974) så beräkningarna återspeglar den situation som gällde i början och mitten av 1900-talet. Något aktuellt underlag för reviderade bedömningar saknas, och ett ringmärkningsprogram för storlommen för att erhålla aktuell information om flyttningssvårar, spridningsmönster och överlevnad bör ges hög prioritet.

I de rikstäckande inventeringarna av storlommens häckningsresultat har ungproduktionen legat på ungefär samma nivå i Götaland och Svealand; 0,43 resp. 0,48 stora ungar per par och år under perioden 1994-2005 (Eriksson 2006a) och med en minskande trend i båda landsdelarna. Ungproduktionen i Norrland har genomgående varit något lägre, 0,39 stora ungar per par och år men utan någon tidstrend. En översikt av storlommens häckningsframgång i andra delar av landet visar att ungproduktionen genomgående legat på samma nivå eller något lägre än i Västra Götalands län under de senaste årtiondena (tabell 3).

Storlommens häckningsresultat i Finland tycks ha legat på ungefär samma nivå som i Sverige. I Leo Lehtons klassiska undersökning av artens häckningsbiologi i sjön Soutenjärvi (70 km²) i mellersta Finland var den genomsnittliga ungproduktionen 0,41 stora ungar per par under perioden 1962-68 (Lehtonen 1970). I en sammanställning av storlommens häckning under 1970- och 1980-talen noterades en genomsnittlig ungproduktion på 0,30 stora ungar per par (Pakarinen 1989). I enstaka sjöar och vattensystem med en omfattande reglering av vattenståndet var häckningsframgången emellertid betydligt lägre; t.ex. 0,05 stora ungar per par i Päijänne i södra Finland (1100 km², sjön är bland annat vattentäkt för Helsingfors).

I norra Skottland noterades en häckningsframgång på 0,24 ungar per par vid inventeringar 1983-87 (omfattande 28-62 par), och procentandelen lyckade häckningar var i genomsnitt 34 % per år. Också i andra skotska undersökningar noterades man under 1970- och 1980-talen en betydligt lägre ungproduktion än i Sverige och Finland. Mer omfattande störningar (inkl. olaglig insamling av ägg) och ett högre predationstryck av nattaktiva däggdjur (t.ex. räv, mård, utter) bedömdes ha medverkat till det sämre häckningsresultatet (Mudge & Talbot 1993). Genom ett omfattande program med häckningsflottar har man sedan slutet av 1980-talet lyckats höja ungproduktionen med ungefär 44 % (Hancock 2000).

Ungarnas överlevnad

I ungefär en tredjedel av ungpåren överlevde två (eller i undantagsfall tre) ungar till "stor" ålder under perioden 1994-2006, och sett över hela perioden från 1968 och framåt överlevde två ungar tills de blev stora i en fjärdedel av ungpåren (tabell 2, figur 1)¹⁰. Procentandelen ungpårar med 2-3 stora ungar låg på ungefär samma nivå i Svealand och Norrland under perioden 1994-2005 (Eriksson 2006a).

För perioden 1994-2006 kan inga tidstrender fastställas med statistisk signifikans, men för Götaland i sin helhet minskade procentandelen ungpårar med 2-3 stora ungar signifikant under perioden 1994-2005 (Eriksson 2006a). Sett i ett längre tidsperspektiv från 1968 och framåt kan man emellertid inte utesluta att andelen ungpårar med 2-3 stora ungar har ökat (tabell 2, figur 1).

Häckningsresultatet i enskilda sjöar.

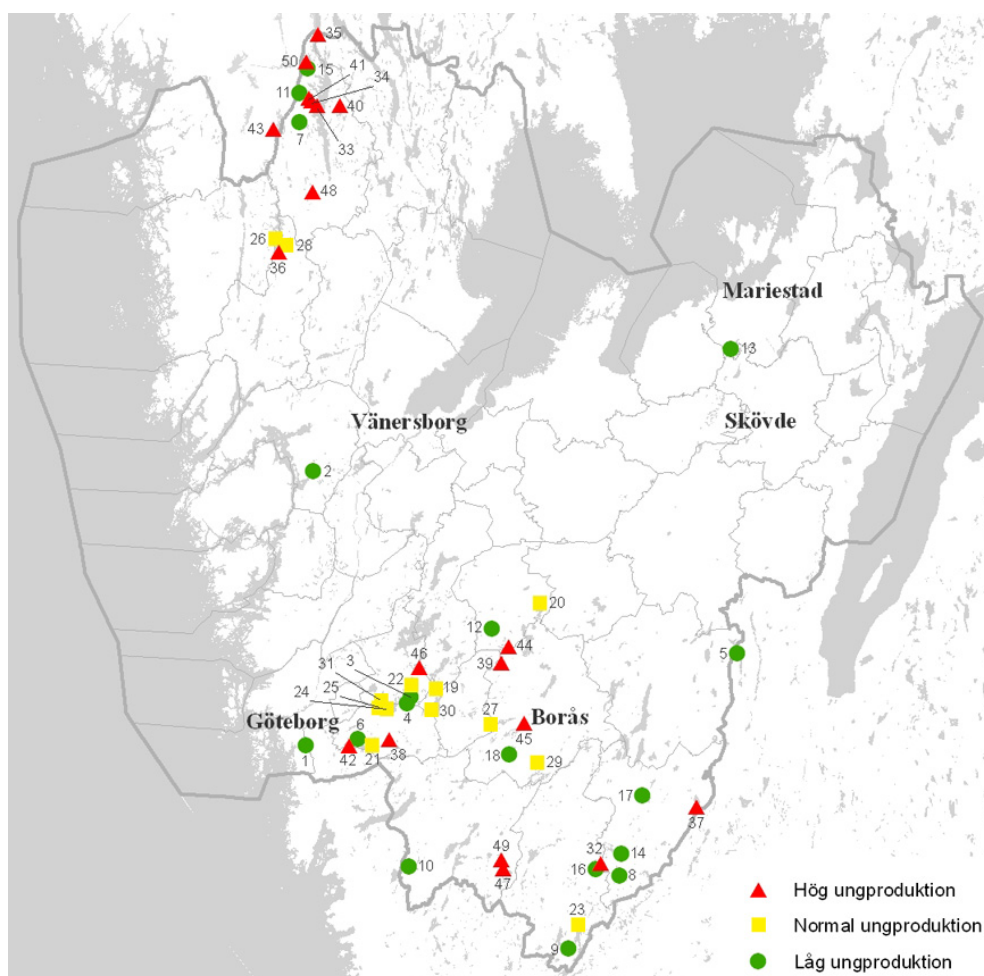
Storlomsbeståndet i 50 sjöar med information om häckningsresultatet under minst fem år under perioden 1994-2006 har undersökts mer i detalj (bilaga 2, tabell I, se även karta). Totalt uppträdde ungefär 90 stationära par i de 50 sjöarna, eller 15-20 % av alla par i länet, så siffrorna torde ge en representativ bild av förhållandena för länets storlomsbestånd i helhet. Alla häckningssjöarna var större än 0,1 km², ungefär en tredjedel av paren häckade vid sjöar mindre än 1 km² och en fjärdedel vid sjöar större än 10 km² (tabell 4). Sjöarna som är mindre än 1 km² hyste i regel bara ett storlomspar (enda undantaget bland de 50 sjöarna var Norra Svansjön) och i

¹⁰ Ungpårar med tre stora ungar har noterats för tre bland de totalt 379 ungpårar (0,8 %) som rapporterats under perioden 1994-2006, inga ungpårar med tre ungar har rapporterats från perioden 1968-1993.

sjöarna i arealklassen 1-10 km² noterades mellan ett och fem par. Totalt finns inom länet 1193 sjöar (utöver Vänern och Vättern) som är större än 0,1 km². Materialet omfattar således 4 % av de sjöar i länet som är större än 0,1 km².

Det genomsnittliga häckningsresultatet var 0,46 stora ungar per par år och sjö och den låg på samma nivå i sjöar i olika arealklasser (tabell 4). Ungproduktionen bedömdes vara låg (<0,35 stora ungar per par och år) i 18 (36 %) av sjöarna, utan några indikationer på skillnader mellan större och mindre sjöar (tabell 4). Tidstrender för enskilda sjöar kunde fastställas med statistisk signifikans i större omfattning än förväntat på grund av slumpmässiga variationer varför man bör räkna med att storlommens häckningsresultat även i realiteten har förändrats i dessa sjöar under perioden 1994-2006; med förbättrad unproduktion i tre sjöar (6 %; Stora Holmevatten/Kynnefjäll, Stora Stamsjön, Storsjön/Viskafors; bilaga 2, tabell I) och en försämring i sex sjöar (12 %; Brängen, Stora Tresticklan, Säljön, Viaredssjön, Yxsjön, Öxasjön).

Procentandelen ungkullar med 2-3 stora ungar var i genomsnitt 31 %, utan några skillnader mellan sjöar i olika storleksklasser som kunde fastställas med s.k. statistisk signifikans (tabell 4).



Storlommens häckningsframgång i Västra Götalands län. Kartan visar sjöar med uppgifter om unproduktionen under minst fem år under perioden 1994-2006. Sjöarna är numrerade enligt tabell I i bilaga 2. Röd triangel = låg unproduktionen (<0,35 ungar per par och år), gul fyrkant = normal unproduktion (0,35-0,50 ungar per par och år), grön punkt = hög unproduktion (>0,50 ungar per par och år).

Vattenkemi och fiskfauna i storlommens häckningssjöar

Vattenkemi och ljusförhållanden

Bland de 50 sjöarna med information om häckningsresultatet för minst fem år under perioden 1994-2006 finns uppgifter om vattenkemiska förhållanden tillgängliga för 27 sjöar och om försurningsstatus för ytterligare 9 sjöar (primärdata i bilaga 2, tabell III). De vattenkemiska parametrar som undersökts i storlommens häckningssjöar och kriterierna för bedömning av sjöarnas försurningsstatus redovisas i bilaga 1.

Häckningssjöarna är genomgående näringsfattiga, med låga totalfosforhalter (tabell 5). De kan bedömas som neutrala eller svagt sura, med pH-värden varierande mellan 6,1 och 7,4 (tabell 5). Alkaliniteten är god för de flesta sjöarna, men enstaka sjöar har en svag buffertkapacitet (under 0,10 mekv/l, tabell 5). Liksom i tidigare undersökningar av sydsvenska sjöar (Eriksson & Hake 2000) kunde inga samband mellan häckningsresultatet och vattenkemin i de olika sjöarna noteras. Däremot fanns ett svårförklarat samband mellan procentandelen ungvargar med 2-3 stora ungar och pH-värdet (tabell 5).

Närmare två tredjedelar av sjöarna är försurningspåverkade¹¹; bland 36 sjöar som bedömts i detta avseende kan 23 (64 %) betecknas som påverkade. Flertalet av dem är föremål för fortlöpande kalkning, och utan dessa insatser skulle många säkerligen vara sura eller ha en låg buffertkapacitet. Det finns inga skillnader i häckningsresultatet mellan försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar (tabell 6); ett resultat som ligger i linje med tidigare undersökningar från södra Sverige (Eriksson & Hake 2000).

Med ledning av absorptionsvärdena kan man sluta sig till att storlommens häckningssjöar har ett måttligt-betydligt färgat vatten. Lommarna är s.k. visuella predatorer som lokaliserar sina byten med hjälp av synen, och i tidigare undersökningar har man visat att siktförhållandena kan vara av stor betydelse för valet av sjöar (Pejler 1962, Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991)¹². Det tycks emellertid inte finnas något samband mellan absorptionsvärdet och medelantalet stora ungar per par och år i de undersökta sjöarna (tabell 5).

Fiskarter och täthet av fisk

Bedömningarna om fiskbeståndens sammansättning bygger på resultat av provfiskingen i 16 av de 50 sjöarna med information om häckningsresultatet för minst fem år under perioden 1994-2006 (se bilaga 1 för metodik etc.)

Totalt har 18 fiskarter noterats i de 16 sjöarna (tabell 7; bilaga 2, tabell IV för detaljer). Utöver de noterade arterna torde ål förekomma i flera av sjöarna, men arten fångas sällan med de provfiskemetoder som normalt används. Medelantalet arter per sjö är 5,4 (median = 4) men sjöarna fördelar sig i två grupper (figur 2); en grupp med 1-4 arter, dvs. ett lågt till måttligt högt artantal (enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder) och med förekomst av abborre, gädda och mört plus ytterliga-

¹¹ Sjöar med uppgifter om pH-värden under 5,5 under 1970-1980-talen och innan de blev föremål för kalkning har betecknats som försurningspåverkade, se bilaga 1.

¹² I samband med undersökningar av planktonförekomsten i ett antal mellansvenska sjöar på 1950-talet gjorde limnologen Bengt Pejler även noteringar av observerade fågelarter, och han kunde då konstatera en tydlig koppling mellan näringsfattiga förhållanden, stort siktdjup och förekomsten av storlomm (Pejler 1962).

re någon art och en grupp med 7-13 arter, dvs. ett högt-mycket högt artantal. Laxartad fisk finns i närmare hälften av sjöarna, med siklöja och sik som de mest spridda arterna.

En undersökning omfattande 23 häckningssjöar för storlom i Skottland på 1990-talet visade att fiskbestånden här har en annorlunda sammansättning (Jackson 2003). I 22 av sjöarna (96 %) var öring den dominerande fiskarten, och i flera av sjöarna fanns också storspigg och elritsa. Gädda förekom bara i en av de undersökta sjöarna (arten är inte naturligt förekommande i Storbritannien men har satts ut i flera sjöar), och man bedömde att storlommen knappast har möjlighet att etablera sig i sjöar med gädda, både p.g.a. direkt predation på lomungarna och indirekt genom gäddans predation på öringbestånden (d.v.s. en slutsats som motsägs av det faktum gädda finns i nästan alla häckningssjöar för storlom i Västra Götalands län).

Bedömningar av häckningsresultatet i relation till fiskbeståndens täthet gjordes på basis av information från 11 sjöar med uppgifter från provfisker under perioden 1994-2006 (bilaga 2, tabell V för primärdata från provfiskerna). Det finns inga som helst indikationer på samband mellan fisktätheten och medelantalet stora ungar per par och år, vare sig i relation till totalantalet fiskar eller för abborre, mörtartad fisk eller laxartad fisk (tabell 8). I tidigare undersökningar under 1970- och 1980-talen fann man emellertid ett något oväntat samband mellan god häckningsframgång och låg fisktäthet (Eriksson 1986). Undersökningen omfattade totalt 24 sydvästsvenska sjöar, inklusive ett antal sjöar med lägre tätheter av fisk än i det nu analyserade materialet, och ungproduktionen var betydligt högre i dessa sjöar jämfört med de övriga¹³. I enstaka fall kan storlommen under en följd av år lyckas med häckningen i helt fisktomma sjöar (Ahlgren 1996).

Sett i perspektivet av tidigare undersökningar är avsaknaden av samband mellan fisktäthet och ungproduktion således inte förvånande. Man kan tänka sig åtminstone tre faktorer som kan kompensera för nackdelarna för ett storlomspär som häckar vid en sjö med ett glest fiskbestånd:

- Under de första veckorna efter kläckningen matas storlomsungarna inte enbart med småfisk utan i stor utsträckning också med vattenlevande insekter (Lehtonen 1970, Sjölander 1978, Jackson 2003), som gynnas av ett lågt predationstryck från fisk (Stenson 1979, Andersson 1981).
- Risken för att de nykläckta ungarna skall bli byten för gäddor (Lehtonen 1970, Jackson 2003) kan förmodas vara mindre i sjöar med glesa fiskbestånd.
- När fisktätheten minskar i en sjö blir vattnet ofta klarare, beroende på ändrade produktions- och näringsförhållanden när predationstrycket från fisk på zooplankton minskar (Andersson m.fl. 1978, Henrikson m.fl. 1980). Detta kan antas underlätta föräldrafåglarnas födosök, oavsett om jakten avser vattenlevande insekter eller småfisk.

I de ovannämnda skotska undersökningarna har man emellertid funnit att ungarnas överlevnad gynnas av hög täthet av småvuxen fisk (Jackson 2003, 2005). Tyvärr kunde information om procentandelen ungpåar med 2-3 stora ungar inte paras ihop med provfiskedata för fler än tre sjöar, så det fanns ingen möjlighet att undersöka om det finns något liknande samband för de sydvästsvenska storlomssjöarna.

¹³ Undersökningen omfattade totalt 24 sydvästsvenska sjöar (inkl. två sjöar, Lagmanshagasjön och Viaredssjön, som också ingår i det nu analyserade materialet). För sju av sjöarna var den totala fisktätheten lägre än för någon av sjöarna med provfiskedata från perioden 1994-2006. Häckningsresultatet för dessa sju sjöar var 1,00 stora ungar per par och sjö, jämfört med 0,29 för övriga 14 sjöarna (data från Eriksson 1986).

Bedömning av bevarandestatus

Storlommens status i Europa som helhet bedöms som "ogynnsam" ("unfavourable"; BirdLife International 2004) med klassningen "sårbar" ("vulnerable") enligt IUCNs hotkriterier. Däremot bedöms den i Sverige som "livskraftig" och är således inte förtecknad i den svenska rödlistan (Gärdenfors 2005). Vidare är storlommen förtecknad i bilaga 1 till EUs fågeldirektiv.

För en bedömning av storlommens bevarandestatus i Västra Götalands län bör man beakta:

- Ungproduktionen torde ligga på en tillräcklig nivå för att kompensera för den årliga dödligheten. Försämringen sedan mitten av 1990-talet bedöms inte vara av den omfattningen att det motiverar en klassificering som sårbar ("vulnerable", kriterium A2a) enligt IUCNs hotkriterier.
- Det finns inga indikationer på några förändringar i beståndets numerär under de senaste årtiondena. Med ett bestånd på 500-600 par (1000-1200 individer) som inte lever isolerat från artens övriga förekomstområde i Sverige och Norge finns det inget underlag för någon hotklassificering enligt IUCNs kriterier med hänsyn till beståndets storlek.

⇒ *Storlommens bevarandestatus i Västra Götalands län kan bedömas som "gynnsam", men med reservation för tendensen till en försämrad ungpåproduktion sedan mitten av 1990-talet.*

Tabell 2. Häckningsresultatet för storlom i Västra Götalands län.

	Antal stora ungar		% lyckade häckningar		% ungpållar med 2-3 stora ungar	
	Medelvärde per par och år	Trend, Spearman r_s	Medelvärde per år	Trend, Spearman r_s	Medelvärde per år	Trend, Spearman r_s
1968-2006 (36 år)	0,38	0,12	30 %	0,01	25 %	0,35 ^b
1994-2006 (13 år)	0,46	-0,63 ^b	33 %	-0,62 ^b	34 %	-0,23

^a Inga data för 1969, 1970 och 1974.

^b 0,02 < P < 0,05.

Tabell 3. Häckningsresultatet för storlom i skilda delar av landet.

	År	Antal par	Medelantal stora ungar per par och år	% lyckade häckningar; medelvärde per år	% ungpållar med 2-3 stora ungar; medelvärde per år	Referens
REGIONVISA INVENTERINGAR						
Kronobergs län	1985-87	23-71	0,51 (0,28-0,87)	31 % (11-67 %)	25 % (0-68 %)	Ylvén (1989)
Uppland	1986	96	0,33	25 %	25 %	Douhan (1986)
	1996	102	0,46	37 %	24 %	Douhan (1997)
Dalarnas län (14 sjöar)	1980-89	3-10	0,42 (0,19-0,82)	-	-	Berglund m.fl. (1993)
INVENTERINGAR AV SJÖAR OCH SJÖSYSTEM						
Fegen-Svansjöarna (25,8 km ² , Västra Götaland, Hallands och Jönköpings län)	1974	20	0,10	-	-	Alexandersson (1979)
	1979	20	0,05	-	-	Alexandersson (1979)
	1983-83	18	0,37	-	-	Götmark m.fl. (1988)
	1997-2000	16-22	0,44 (0,27-0,56)	31 % (23-29 %)	26 % (20-38 %)	Hake m.fl. (2005)
Möckeln (48,9 km ² , Kronobergs län)	1972-78	12-31	0,24 (0,00-0,28)	-	-	Andersson m.fl. (1980)
Järnlunden (15,9 km ² , Östergötlands län)	1965-77	7-13	0,06 (0,00-0,58)	-	-	Andersson m.fl. (1980)
Sottern (26,8 km ² , Örebro län)	1972-78	26-28	0,20 (0,11-0,36)	-	-	Andersson m.fl. (1980)
	1983	19	0,64	53 %	67 %	Pettersson (1985)
	1995-2005	13-20	0,27 (0,07-0,44)	22 % (7-31 %)	33 % (0-50 %)	Arne Holmer (rapportering till Projekt LOM)
Båven (67,6 km ² , Södermanlands län)	1973	ca 30	0,39	-	-	Andersson m.fl. (1980)
	1978	ca 70	0,10	-	-	Edberg (1984)
	1983	56	0,30	-	-	Edberg (1984)
	2003	81	0,44	-	-	Opublicerad inventering

Tabell 4. Storlommens häckningsframgång i sjöar med information för minst fem år under perioden 1994-2006 (data från bilaga 2, tabell I).

	Uppskattat antal par	UNGPRODUKTION				UNGARNAS ÖVERLEVNAD	
		Medelantal stora ungar per par, år och sjö	Antal sjöar med positiv trend	Antal sjöar med negativ trend	Antal sjöar med låg ungproduktion ^a	Medel-% ungkullar med 2-3 stora ungar per år och sjö ^b	Antal sjöar med negativ trend ^c
0,1-1 km ²	32 (35 %)	0,46 (30 sjöar)	1 (3 %)	2 (7 %)	11 (37 %)	36 % (9 sjöar)	1 (13 %)
1-10 km ²	36 (39 %)	0,46 (18 sjöar)	2 (11 %)	4 (22 %)	7 (38 %)	22 % (5 sjöar)	-
>10 km ²	24 (26 %)	0,48 (2 sjöar)	-	-	-	17 % (2 sjöar)	-
Hela materialet	92	0,46 (50 sjöar)	3 (6 %)	6 (12 %)	18 (36 %)	29 % (16 sjöar)	1 (6 %)

^a Sjöar med mindre än 0,35 stora ungar per par och år.

^b Tendensen till en lägre procentandel ungkullar med 2-3 stora ungar för sjöar >1 km² kan inte beläggas med s.k. statistisk signifikans ("Kruskall-Wallis oneway analysis of variance").

^c Inga sjöar med någon ökande trend i procentandelen ungkullar med 2-3 stora ungar.

Tabell 5. Vattenkemiska förhållanden i storlommens häckningssjöar (data från bilaga 2, tabell III).

	Medelvärde	Min.-max.-värde	Antal sjöar med data	Samband med medelantalet ungar per par och år ^a	Samband med medel-% ungkullar med 2-3 stora ungar per år ^a
pH	6,8	6,1-7,4	27	-0,09 (27 sjöar)	0,67 ^b (13 sjöar)
Alkalinitet, mekv/l	0,21	0,07-0,56	27	-0,21 (27 sjöar)	0,45 (13 sjöar)
Totalfosfor, mg/l	0,007	0,005-0,010	11	0,05 (11 sjöar)	-0,82 (5 sjöar)
Absorbans, f _{420/5}	0,10	0,03-0,38	27	0,10 (27 sjöar)	-0,24 (13 sjöar)

Anmärkning: Informationen bygger på uppgifter från de 50 sjöarna med uppgifter om häckningsresultatet för minst fem år under perioden 1994-2006.

^a Sperman r_s

^b 0,02<P<0,05.

Tabell 6. Häckningsresultatet för storlom i försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar (data från bilaga 2, tabellerna I och III).

	Medelantal stora ungar per par, år och sjö	Medel-% ungkullar med 2-3 stora ungar per år och sjö
Ej försurningspåverkade sjöar	0,48 (13 sjöar)	26 % (6 sjöar)
Försurningspåverkade sjöar	0,46 (23 sjöar)	30 % (7 sjöar)

Anmärkning: Inga skillnader mellan försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar kan fastställas med statistisk signifikans (enligt Mann-Whitneys U-test)

Tabell 7. Fiskarter i 16 häckningssjöar för storlom (data från bilaga 2, tabell VI).

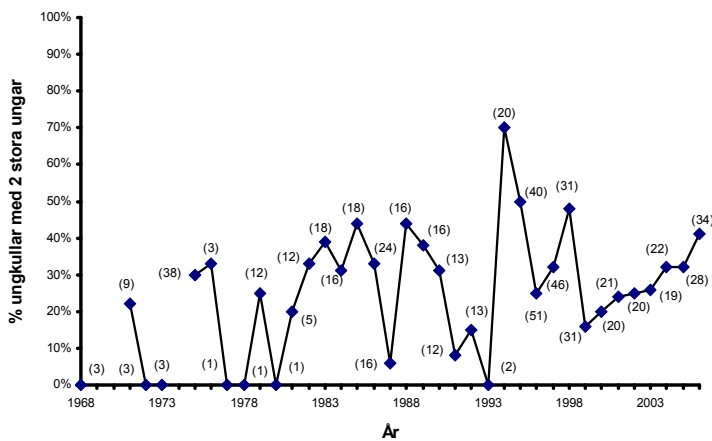
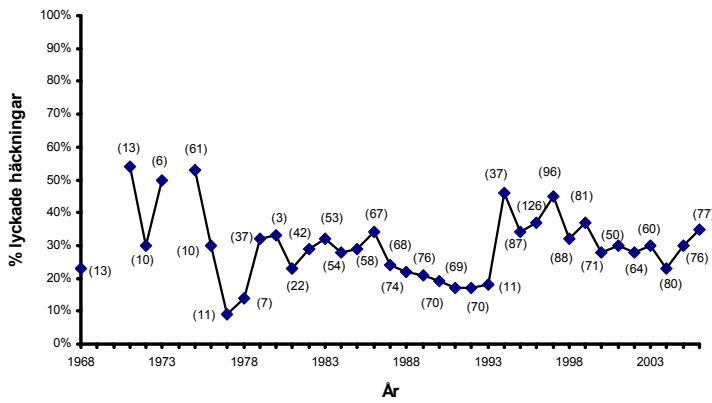
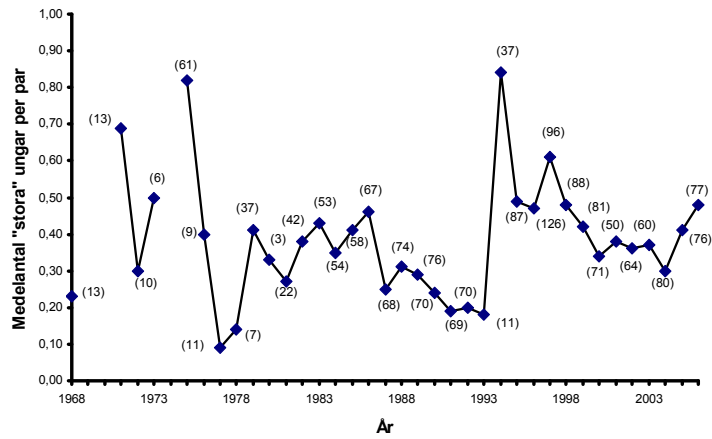
Fiskart	Antal (%) sjöar
Mörtartad fisk	13 (81 %)
Braxen	5 (31 %)
Löja	3 (19 %)
Elritsa	1 (6 %)
Sarv	4 (25 %)
Mört	13 (81 %)
Sutare	3 (19 %)
Laxartad fisk	7 (44 %)
Öring	1 (6 %)
Nors	3 (19 %)
Regnbågslax	1 (6 %)
Röding	1 (6 %)
Sik	4 (25 %)
Siklöja	5 (31 %)
Övriga arter	
Gädda	14 (88 %)
Lake	3 (19 %)
Bergsimpa	1 (6 %)
Abborre	16 (100 %)
Gös	4 (25 %)
Gers	3 (19 %)

Tabell 8. Samband mellan häckningsresultat (medelantalet stora ungar per par och år) och storlommens häckningssjöar (data från bilaga 2, tabellerna I och V).

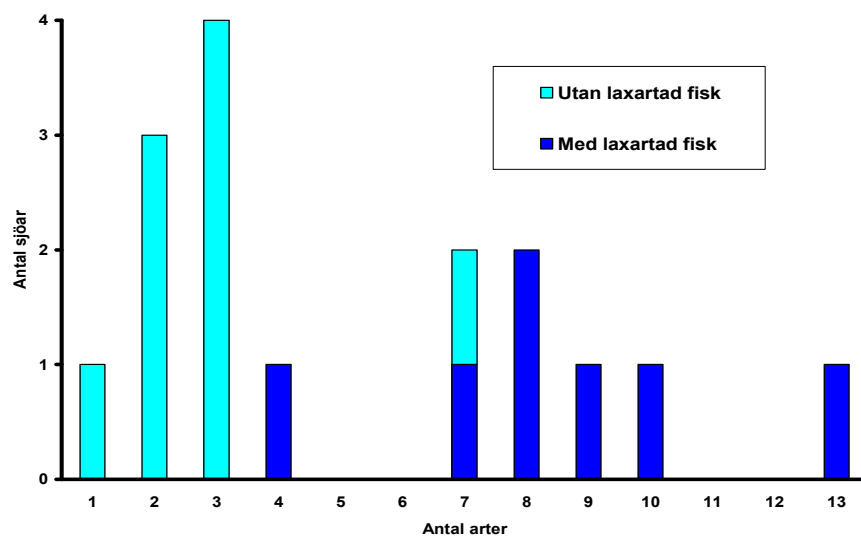
	Samband med medelantalet ungar per par och år ^a	
	Totalt	Fisk <20 cm
Hela fångsten	0,31	0,21
Abborre	0,00	0,13
Mörtartad fisk	-0,15	-0,18
Laxartad fisk	0,11	0,10

Anmärkning: Informationen bygger på uppgifter från 11 sjöar med provfiskedata bland de 50 sjöarna med uppgifter om häckningsresultatet för minst fem år under perioden 1994-2006 (bilaga 2, tabell V).

^a Sperman r_s , inga samband kunde fastställas med statistisk signifikans.



Figur 1. Storlommens häckningsresultat i Västra Götalands län. Antalet undersökta par anges i parentes.



Figur 2. Fördelningen av häckningssjöar för storlom med avseende på antal fiskarter (data från bilaga 2, tabell IV).

SMÅLOMMEN I VÄSTRA GÖTALANDS LÄN – BESTÅNDETS STORLEK, häckningsresultat och bevarandestatus

Det häckande beståndets storlek

50-70 smålomspår bedöms häcka i Västra Götalands län. Arten förekommer i de delar av länet där kraven på goda häckningsmiljöer vid små skogstjärnar och myrgölar med gungflystränder kombineras med fiskesjöar med riklig tillgång på lämplig bytesfisk (dvs. småvuxen laxartad och mörtartad fisk) till ungarna inom ett pendelavstånd på högst 8-9 km. Någon totalinventering av beståndet har inte gjorts inom ramen för Projekt LOM, utan skattningen bygger på följande uppgifter och bedömningar:

- I landskapet Västergötland uppskattades det häckande beståndet till 20-35 par under 1990-talet (SOF 2002). Inom ramen för Projekt LOM har förekomst av häckande par rapporterats från 26 tjärnar och småsjöar under minst ett av åren 1994-2006.
- Det är tveksamt om smålommen häckar årligen i Bohuslän (en häckning 2004 på Kynnefjäll är rapporterad till Projekt LOM).
- I Dalsland beräknades det häckande beståndets storlek till 20-30 par under 1990-talet (SOF 2002). Inom Projekt LOM har säkerställda häckningar noterats på 24 platser under minst ett år under perioden 1994-2005.

Smålommarna i Västergötland ingår i det förhållandevis isolerade bestånd som häckar på Sydsvenska Höglandet; med totalt 60-90 par i Västergötland, norra och mellersta Halland, Småland (Jönköpings och Kronobergs län) och de södra delarna av Östergötland¹⁴. Däremot bör smålommarna i Dalsland plus eventuella par i de nordöstra delarna av Bohuslän och det fåtal som häckar i länets nordöstligaste del (i Gullspångs kommun) räknas in i det svenska kärnområdet, omfattande 370-440 par eller ungefär en tredjedel av det svenska beståndet och i övrigt koncentrerat till Värmland, Västmanland och Dalarna.

Det svenska beståndets storlek uppskattades vid slutet av 1990-talet till 1 200—1 400 par (SOF 2002), och beståndet totalt i Europa (exklusive Ryssland) till 7 000—15 000 par (BirdLife International 2004). Således häckar ungefär 5 % av landets smålommar och knappt 1 % av det europeiska beståndet i Västra Götalands län.

Smålommen minskade i antal i större delen av sitt europeiska utbredningsområde under 1900-talet och inte minst under perioden 1970-1990, men beståndet har under de senaste 10-15 åren stabiliserats, om än på en lägre nivå än tidigare (BirdLife International 2004). Sedan 1990 har den svenska populationens storlek har bedömts som stabil¹⁵. Samma bedömning gäller för större delen av artens europeiska utbredningsområde inklusive länder med ett 1000-tal per eller mer såsom Finland, Ryssland, Skottland och Island. Däremot har minskningen fortsatt i Norge.

Också i Västra Götalands län har smålommen har gått tillbaka i antal. I länets västgötadel bedöms beståndets storlek ha minskat med ungefär en tredjedel från 1930-

¹⁴ Skattningen av den häckande populationens storlek på Sydsvenska Höglandet har modifierats något, jämfört med tidigare uppgifter om 75-90 par under 1990-talet (t.ex. SOF 2002).

¹⁵ För smålommen noterades ingen tidstrend för perioden 1998-2005 inom de s.k. standardrutterna i den svenska fågeltaxeringen. Underlag för en bedömning för hela perioden 1975-2005 på basis av de s.k. sommarrutterna saknas (Lindström & Svensson 2007).

talet till 1990-talet. Tillbakagången var som kraftigast mellan 1960 och 1980, varefter den minskande trenden har planat ut. Minskningen kan tillskrivas en kombination av olika orsaker, men det är påfallande att den till stor del sammanfaller med utglesningen av fiskbestånd i många försurade sjöar (Eriksson m.fl. 1988, Eriksson & Johansson 1997).

Historisk tillbakablick

Smålommen finns representerad i fynd från utgrävningar av boplatser på fem platser i Västra Götalands län; alla i kustnära lägen och de äldsta från preboreal tid eller för ungefär 9500 år sedan (Ericsson & Tyrberg 2004).

Förekomsten av en mängd tjärnar, gölar och småtjärnar med namn som "Lomtjärn", "Lomsjön" och liknande, i länet såväl som i övriga delar av landet, vittnar om att smålommen i äldre tider antagligen var en betydligt vanligare och mera spridd fågelart än idag. "Lom"-namn finns belagda från Västra Götaland åtminstone från början av 1700-talet, med "Lommsjö" i Limmared socken (Tranemo kommun) från 1702 som det äldsta exemplet (Alatalo 1986)¹⁶. Uppgifterna om smålommens förekomst i Västra Götalands län under de senaste 150 åren kan sammanfattas som följer:

- Västergötland: H. Gadamer noterade i sin förteckning av häckande fåglar och flyttfåglar i landskapet 1857-58 att smålommen uppträder "mera sällsynt" än storlommen (Gadamer 1858). Paul Rosenius (1942) refererar i "Sveriges fåglar och fågelbon" till uppgifter om att "man funnit honom häckande på rätt många ställen i Västergötland, kanske mest i de sydvästra delarna" under 1800-talet och början av 1900-talet. Rosenius pekar specifikt ut Nedsjöarna (vid Hindås) som kända fiskesjöar för smålommar som häckar i Härryda-trakten och han hänvisar också till uppgifter om förekomster under häckningstid vid Alingsås, Norsesund, Lerum och Sätilla. C.O. Bothén (1902) uppger "att han häckar vid en del småsjöar inne i landet", och hänvisar bland annat till ett häckningsfynd vid Lerum 1888. I sin sammanställning av fågelfaunan i Boråstrakten under 1940-talet noterade Folke Rössjö (1952) att smålommen häckar "sedan flera år" i Dannike, Hillared, Sandhult och Töllesjö socknar. De geografiska uppgifter som lämnas av Rosenius (1942) och Rössjö (1952) överlappar till stora delar (men inte fullständigt) med de områden där man idag finner häckande smålommar.
- Bohuslän: Smålommen torde aldrig ha varit någon vanlig och allmänt spridd häckfågel i landskapet. Llewelyn Lloyd (1867) uppger att han funnit den häckande i Göteborgs skärgård vilket, om uppgiften är korrekt, antyder att det under början-mitten av 1800-talet kan ha funnits ett kushäckande bestånd som livnärt sig på bytesfisk i havet. A.W. Malm noterar emellertid i "Göteborgs och Bohuslans fauna" (Malm 1877) att han inte har "observerat denna fogel häromkring" under häckningstiden, men utesluter ändå inte möjligheten att den häckar i Bohuslän eller trakten kring Göteborg. Noteringar om häckningsplatser finns från landskapets nordöstra delar i Kynnefjäll och mot gränsen mot Dalsland, men den var på 1940-talet försvunnen därifrån (Ahlén 1959). Från Bredfjäll och omgivande skogsmarker försvann smålommen i början 1960-talet (Assmundsson 1984). Under de senaste 10-15 åren har smålommen tillfälligt rapporterats från landskapets norra delar under häckningstid, och en häckning ägde rum på Kynnefjäll (delen inom Tanums kommun) 2004 (se ovan). – Små-

¹⁶ Totalt kan för Västra Götaland 29 sjöar med "lom"-namn och som är mindre än 10 ha identifieras i SMHIs sjöregister (SMHI 1996); 21 i Västergötland och fyra vardera i Dalsland och Bohuslän vilket svarar mot 7 % av totalt 414 namn för hela landet. Det verkliga antalet är emellertid betydligt högre eftersom sjöar som är mindre än 1 ha inte förtecknas i SMHIs sjöregister. Således har 41 småsjöar med "lom"-namn identifierats enbart i västgötadeln av f.d. Älvsborgs län vid en genomgång av namnen på topografiska och ekonomiska kartor (Alatalo 1986).

lommen torde ha varit en ganska vanlig fågel vintertid utefter kusten under mitten och slutet av 1800-talet; att döma av ganska entydiga uppgifter av Malm (1877) och Bothén (1902).

- Dalsland: S.V. Tenow bedömde i sin översikt av Värmlands och Dalslands ryggradsdjur att smålommen förekom "här och där" (Tenow 1880), och Rosenius (1942) gav en mer konkret uppgift om häckningsförekomster i Ärtemark under början av 1900-talet. På basis av inventeringar av landskapets ryggradsdjursfauna under mitten av 1950-talet bedömde Karvik (1964) att det fanns ungefär 40 smålomspår. Under 1960- och 1970-talen gick arten tillbaka (Gustavsson 1975) och dagens nivå på 20-30 par svarar mot 50-75 % av beståndet vid mitten av 1950-talet. Det verkar också ha skett en förändring i smålommens utbredning i landskapet: Under 1950-talet tycks arten ha saknats inom området mellan Stora Le och norska gränsen, där flera av Dalslands smålomspår numera återfinns.

Smålommens häckningsresultat

Smålommens häckningsresultat redovisas separat för beståndet i Västergötland, som ingår i den population på Sydsvenska Högländet som häckar förhållandevis isolerat från det övriga svenska beståndet, och för beståndet i Dalsland som utgör en del av det svenska kärnområdet i Värmland, Bergslagen och Dalarna.

Smålommens häckningsresultat har redovisats med två parametrar:

- Ungproduktionen, beräknad som "medelantalet stora ungar per häckande par".
- Procentandelen ungpåglar med två stora ungar: Lommarna lägger i regel två (ytterst sällan tre) ägg och oftast kläcks båda äggen. Men det är vanligt att bara en av ungarna överlever till flygg ålder, och överlevnaden torde i stor utsträckning vara beroende på hur framgångsrika föräldrafågarna är sitt födosök och matningen av ungarna (Jackson 2003, för storlommen). Andelen ungpåglar med två stora ungar är alltså en indikation på födosöksförhållandena och tillgången på bytesfisk i lämplig storlek.

De begrepp som används i redovisningen av häckningsresultat, liksom metoderna för inventeringsarbetet i fält och beräkningarna av häckningsframgången redovisas mera i detalj i bilaga 1. För vissa år ingår bara ett fåtal par i beräkningsunderlaget så man bör vara försiktig med bedömningar om enskilda år varit "bra" eller "dåliga" för smålommen. Däremot täcker inventeringarna en tillräckligt lång tidsperiod för att tillåta bedömningar av den genomsnittliga nivån i häckningsresultatet och eventuella tidstrender.

Ungproduktionen

För perioden 1994-2006 låg ungproduktionen i Västergötland på 0,86 stora ungar per par och år och i Dalsland på 0,73 stora ungar per par och år, dvs. på eller något under den nivå som på basis av återfynd av ringmärkta fåglar bedömts vara ett minimum för att kompensera för den årliga dödligheten (Hemmingsson & Eriksson 2002)¹⁷. Den numerära skillnaden mellan Västergötland och Dalsland kunde inte styrkas med s.k. statistisk signifikans¹⁸. Sett som ett genomsnitt över åren lyckades drygt hälften av alla häckningar i den meningen att minst en unge blev mer än

¹⁷ På basis av återfynd av smålommar som ringmärkts som ungar på häckningsplatsen i skilda delar av landet har nivån där ungproduktionen bedöms kompensera för den årliga dödligheten beräknats till 0,86 stora ungar per par och år (Hemmingsson & Eriksson 2002). Helt korrekta beräkningar av detta slag förutsätter emellertid en del teoretiska antaganden som sällan uppfylls i praktiken, så siffran skall enbart ses som ett ungefärligt riktvärde.

¹⁸ Undersökt genom parvisa jämförelser för varje år med Wilcoxon's test avseende matchade par.

halvvuxen. Det finns inga indikationer på att häckningsresultatet har vare sig försämrats eller förbättrats under denna period (tabell 9, figur 3). För 23 häcknings-tjärnar (12 i Dalsland, 11 i Västergötland) finns information om häckningsresultatet för minst fem år under perioden 1994-2006. För 13 (56 %) av dessa låg ungprouduktionen på eller över miniminivån för att kompensera för den årliga dödligheten. Tidstrender som kunde fastställas med statistisk signifikans noterades för tre tjärnar; d.v.s. fler än vad som kan förväntas på grund av slumpmässiga variationer. Ungprouduktionen hade förbättrats i en (4 %) av tjärnarna och försämrats i två (9 %) av dem¹⁹.

Relaterat till fiskesjöarna, låg det genomsnittliga häckningsresultatet för par som fiskar i den aktuella sjön på eller över miniminivån för sex (50 %) av 12 sjöar med information för minst fem år för par som fiskar i sjön (bilaga 2, tabell II), och det fanns inga tidstrender som kunde styrkas med s.k. statistisk signifikans.

Också i ett längre tidsperspektiv, från 1980 och framåt, har smålommens genomsnittliga häckningsresultat i Västergötland legat på eller något under nivån för att kompensera för den årliga dödligheten, 0,73 stora ungar per par och år, utan några tidstrender i ungprouduktionen (tabell 9, figur 3).

Ungprouduktionen för smålomsbeståndet på Sydsvenska Höglandet i sin helhet låg på 0,77 stora ungar per par och år under perioden 1994-2005. I artens svenska kärnområde i Svealand (inkl. Dalsland) var häckningsresultatet emellertid sämre; 0,67 stora ungar per par och år (Eriksson 2006a), d.v.s. en nivå som kan vara för låg för att kompensera för den årliga dödligheten. I en specialinventering av smålomsbeståndet i Sunne kommun i Värmland kunde man t.ex. fastställa att antalet häckande par minskat från 30-35 par under 1980-talet till ungefär 25 par 2006 (Schützer & Schütt 2005). Också i Malungs kommun i Dalarna försämrades häckningsresultatet under perioden 1990-2000 (Dahlén & Eriksson 2002). I Norrland var häckningsresultatet emellertid betydligt bättre än i landets södra och mellersta delar under perioden 1994-2005, med 0,94 stora ungar per par och år för insjöfiskande smålommar och 1,11 för havsfiskande par utefter kusten (Eriksson 2006a).

Några uppgifter från Skottland kan ge kompletterande information om miniminivåerna för en ungprouduktion på tillräcklig nivå för att kompensera för den årliga dödligheten: På Orkneyöarna var det genomsnittliga häckningsresultatet 0,73 ungar per par och år inom ett område omfattande 7-8 par under perioden 1973-98 (Booth 1999), medan betydligt lägre siffror, 0,44 ungar per par och år noterades för ett bestånd på 91-100 par som intensivstuderades på Shetlandsöarna 1981-83 (Gomersall 1986). Från början av 1980-talet till 1994 minskade smålomsbeståndet på Shetlandsöarna med 44 %, från omkring 700 till 490 par, medan det låg kvar på oförändrat 90-100 par på Orkneyöarna (Gibbons m.fl. 1997). Inom ett smålomsbestånd under tillväxt i södra Finland 1979-82 var ungprouduktionen 1,15 stora ungar per par (17-32 par, Lokki & Eklöf 1984).

Ungarnas överlevnad

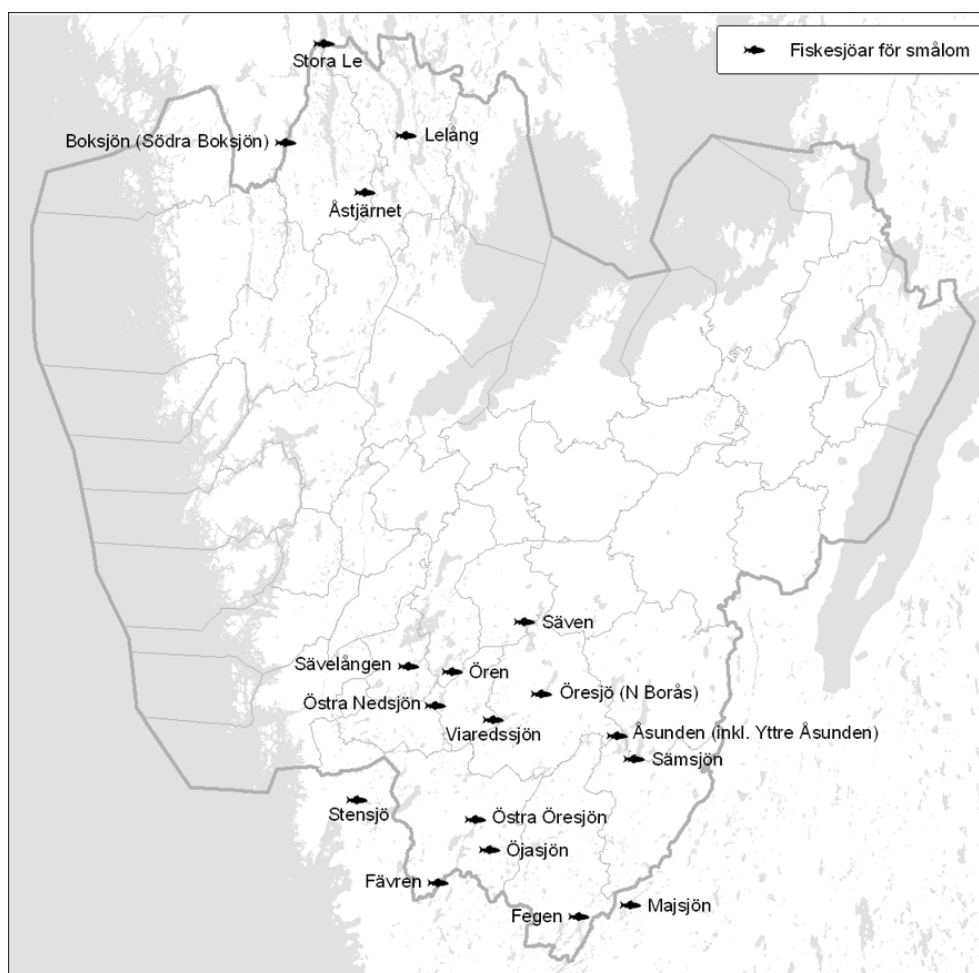
Den genomsnittliga procentandelen ungprouduktion med två stora ungar var omkring 40 % under perioden 1994-2006, utan några skillnader mellan Västergötland och Dalsland eller någon tidstrend (tabell 9, figur 3). Inte heller för någon de tolv fiskesjöarna med information om häckningsresultatet fanns någon tidstrend i den genomsnittliga andelen ungprouduktion med två stora ungar (bilaga 2, tabell II); födosök-

¹⁹ För en av tjärnarna kan den försämrade häckningsframgången kopplas till utsättning av gräsänder (med stöd av jaktförordningens, 1987:905, bestämmelser) och i den andra hade anmärkningsvärt höga halter av kvicksilver uppmätts i äggen (se även Eriksson & Lindberg 2005).

förhållandena för smålommen tycks inte ha vare sig förbättrats eller försämrats under de senaste 10-15 åren.

Vattenkemi och fiskfauna i smålommens fiskesjöar

Smålommen ställer två grundläggande krav på sin häckningsmiljö, tillgång på boplatser vid småsjöar och tjärnar med gungflystränder och lämpliga fiskevatten med god tillgång på småvuxen mörtartad och/eller laxartad fisk inom ett pendelavstånd på högst 8-9 km (Eriksson & Johansson 1997). I stora delar av sitt globala utbredningsområde häckar smålommen i kustnära områden och hämtar sin bytesfisk i havet. Detta gäller bland annat huvuddelen av beståndet på omkring 1 000 par i Skottland, och i Sverige finns något-några 100-tal par som häckar utefter Norrlandskusten och som till stor del hämtar sin bytesfisk i Bottenhavet och Bottenviken (t.ex. Skyllberg m.fl. 1999). Utöver de något tveksamma uppgifterna om kusthäckande smålommar under början-mitten av 1800-talet (Lloyd 1867) saknas uppgifter om häckningar utefter Bohus- eller Hallandskusten.



Fiskesjöar för smålom i Västra Götalands län. Kartan bygger i huvudsak på uppgifter erhållna genom inventeringarna inom Projekt LOM samt kompletterande information via databasen SVALAN.

Smålommarna i Västra Götalands län, liksom flertalet par i övriga landet, är alltså beroende av god tillgång på bytesfisk i sötvattensmiljöer under häckningsperioden. Minst 18 sjöar som regelbundet nyttjas av fiskande smålommar under häckningstid har lokaliserats i länet eller strax utanför och inom pendelavstånd från smålomspär

som häckar i länet (bilaga 2, tabell II, se även karta), på basis av information från Projekt LOM samt rapportering om regelbunden förekomst av smålom under perioden maj-augusti 2004, 2005 och/eller 2006 till artportalen SVALAN²⁰. Rimligtvis finns fler viktiga fiskesjöar för smålommen i länet.

Vattenkemi och ljusförhållanden

Smålommens fiskesjöar är genomgående näringsfattiga, med låga-måttligt höga totalfosforvärden (tabell 10). Flertalet av sjöarna är svagt sura och med en god buffertkapacitet; med pH-värden i intervallet 6,4-7,8 och en alkalinitet på 0,08-1,10 meq/l. Många av dem är emellertid föremål för fortlöpande kalkningsinsatser och utan dessa skulle de antagligen vara sura och ha en låg buffertkapacitet. Det finns inga indikationer på samband mellan vattenkemin och häckningsframgången för de smålomspår som fiskar i de olika sjöarna (med undantag för en något svårförklarlig indikation på bättre häckningsframgång i sjöar med lägre pH-värden, tabell 10). Inte heller i en mer omfattande undersökning av vattenkemi och fiskfauna i totalt 34 fiskesjöar för smålom i landets södra och mellersta delar (inklusive 12 av de sjöar i Västra Götalands län som förtecknas i bilaga 2, tabell II) fanns några indikationer på samband mellan de vattenkemiska förhållandena och häckningsframgången (Eriksson 2006b).

Jämfört med storlommens häckningssjöar har smålommens fiskevatten något högre totalfosforvärden, medan surhetsförhållanden och buffertförmåga ligger på samma nivå²¹.

Ungefär en tredjedel av smålommens fiskesjöar kan betecknas som försurningspåverkade (4 av 11 undersökta sjöar). Det finns inga skillnader i häckningsresultatet för par som fiskar i mellan försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar (tabell 11); ett resultat i linje med den ovannämnda studien av ett större antal fiskesjöar i landet (Eriksson 2006b).

Absorbansvärdena tyder på ett svagt-måttligt färgat vatten i smålommens fiskesjöar, och det finns inga indikationer på att smålommens häckningsresultat är bättre för par fiskande i sjöar med goda ljusförhållanden (dvs. låga absorbansvärden, tabell 10). Den genomsnittliga absorbansen låg på samma nivå i smålommens fiskesjöar och storlomssjöarna²².

Fiskarter och täthet av fisk

Bedömningarna om fiskbeståndens sammansättning bygger på resultat av provfisker i nio av de 18 sjöar som identifierats som fiskesjöar för smålom i länet (se bilaga 1 för metodik etc.).

Totalt har 19 fiskarter noterats i de nio fiskesjöarna (tabell 12; bilaga 2, tabell IV för detaljer). Utöver de noterade arterna torde ål förekomma i flera av sjöarna, men arten fångas sällan med de provfiskemetoder som normalt används. Medelantalet

²⁰ Artportalen SVALAN är ett web-baserat rapporteringssystem som byggts upp på initiativ av bland annat Sveriges Ornitologiska Förening och som administreras av ArtDatabanken och Naturvårdsverket; www.artportalen.se/birds.

²¹ En jämförelse av de vattenkemiska förhållandena i 23 häckningssjöar för storlom och sex fiskesjöar för smålom (data från bilaga 2, tabell III) visade inte på några skillnader som kunde fastställas med statistisk signifikans vad gäller pH (medelvärde = 6,8 för båda sjötyperna) och alkalinitet (medelvärdena = 0,22 resp. 0,27). Däremot var det genomsnittliga totalfosforvärdet på 0,007 mg/l lägre i storlomssjöarna (data från 8 sjöar), jämfört med 0,010 mg/l för smålomssjöarna (data från 6 sjöar; Mann-Whitneys U-test, $P=0,036$, tvåsidigt; fyra sjöar som nyttjades av båda lomarterna hade uteslutits: Fegen, Viaredssjön, Östra Nedsjön, Stora Le).

²² De genomsnittliga absorbansvärdena var 0,11 $f_{420/5}$ resp. 0,12 $f_{420/5}$ för storlommens häckningssjöar (23 sjöar) och smålommens fiskesjöar (6 sjöar; Mann-Whitneys U-test, ej sign., fyra sjöar nyttjade av båda lomarterna hade uteslutits: Fegen, Viaredssjön, Östra Nedsjön, Stora Le).

arter per sjö är 7,4 (median = 7) och de flesta sjöarna har ett högt artantal (enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder). Abborre, gädda och mört förekommer i de flesta sjöarna. Laxartad fisk finns i alla utom en av sjöarna (figur 4), med siklöja och sik som de mest spridda arterna.

Smålommens fiskevatten skiljer således från storlommens häckningssjöar genom ett något högre antal fiskarter (men skillnaden är inte statistiskt signifikant)²³. Vidare finns laxartad fisk i nästan alla smålomssjöarna men bara i närmare hälften av storlomssjöarna (tabellerna 7, 12, figurerna 2, 4). Några analyser av eventuella samband mellan fisktäthet och häckningsresultatet för de smålomspar som fiskar i de olika sjöarna har inte gjorts, eftersom provfiskeresultat från perioden 1994-2006 bara finns tillgängliga för tre av fiskesjöarna (bilaga 2, tabell V). I den ovannämnda mer omfattande undersökningen av vattenkemi och fiskfauna smålommens fiske-sjöar i landets södra och mellersta delar kunde man emellertid fastställa ett samband mellan hög andel ungvargar med två stora ungar och god tillgång på laxartad och mörtartad fisk i fiskevattnen (Eriksson 2006b).

Tillgången på fiskevatten torde vara lika avgörande som förekomsten av lämpliga häckningsplatser för smålommens lokala och regionala utbredning, och artens tillbakagång under 1900-talet var till viss del kopplad till försämrade bytestillgång i försurade fiskesjöar (Eriksson m.fl. 1988). Betydelsen av sjöar med goda bestånd av småvuxen laxartad fisk och i synnerhet siklöja uppmärksammades av Rosenius (1942) i sin sammanställning av faunistisk information från slutet av 1800-talet och början av 1900-talet. Under senare årtionden har smålommens knytning till sjöar med mörtartad och/eller laxartad fisk påpekats i lokala och regionala inventeringar i bland annat Västmanland (Andersson 1988) och Värmland (Borgström 1995), utöver de undersökningar av smålommens val av fiskevatten som bygger på fältarbeten inom Västra Götalands län (Eriksson m.fl. 1990, Eriksson & Sundberg 1991).

Bedömning av bevarandestatus

Smålommens status i Europa som helhet bedöms som "ogynnsam" ("unfavourable"; BirdLife International 2004) med klassningen "depleted" (dvs. att arten inte har återhämtat sig efter en tidigare minskning) enligt IUCNs hotkriterier. I den svenska rödlistan är smålommen betecknad som "missgynnad" ("near threatened", Gärdenfors 2005). Vidare är den förtecknad i bilaga 1 till EUs fågeldirektiv.

För en bedömning av smålommens bevarandestatus i Västra Götalands län bör man beakta:

- Ungproduktionen torde ligga på en nivå som är tillräcklig eller något för låg för att kompensera för den årliga dödligheten, och det finns inga tidstrender under de senaste årtiondena.
- Minskningen i beståndets numerär under början och mitten av 1900-talet har planat ut men någon återhämtning till tidigare nivåer (i början-mitten av 1900-talet) har inte skett.
- Beståndet på Sydsvenska Höglandet är förhållandevis isolerat med färre än 100 par, vilket innebär en generell sårbarhet även om nivån ungvargproduktionen inte ger anledning till några farhågor. Totala antalet individer torde inte överstiga 250 exemplar och med säkerhet inte 1000 exemplar, vilket innebär att arten på

²³ I medeltal 4,0 fiskarter i storlommens fiskesjöar jämfört med 6,0 i smålommens fiskevatten, på basis av en jämförelse mellan 12 resp. 5 sjöar (Mann-Whitneys U-test, ej. sign., sjöar som nyttjades av båda lomarterna utesluts: Fegen, Viaredssjön, Östra Nedsjön, Stora Le; ref. bilaga 2, tabell IV).

regional nivå bör klassificeras som sårbar ("vulnerable", VU, kriterium D1) enligt IUCNs hotkriterier.

⇒ *Mot bakgrund av att smålommen i Västra Götalands län, liksom för Europa i helhet, inte har återhämtat sig efter en tidigare minskning, i kombination med en liten numerär av beståndet på Sydsvenska Högländet bedöms artens bevarandestatus i länet som "ogynnsam".*

Tabell 9. Häckningsresultatet för smålom i Västra Götalands län.

	Antal stora ungar		% lyckade häckningar			% ungpåar med 2 stora ungar		
	Medelvärde per par och år	Trend ^b , Spearman r_s	Medelvärde per år	Trend ^b , Spearman r_s	Antal år	Medelvärde per år	Trend ^b , Spearman r_s	Antal år
Västergötland 1980-2006	0,73	0,22	52 %	0,24	27	40 %	0,12	27
1994-2006	0,86	-0,32	57 %	0,28	13	46 %	-0,34	13
Dalsland 1994-2006	0,73	0,10	53 %	-0,04	13	40 %	0,18	12 ^a

^a Inga ungpåar noterade 1994.

^b Inga tidstrender kunde fastställas med statistisk signifikans.

Tabell 10. Vattenkemiska förhållanden i smålommens fiskesjöar (data från bilaga 2, tabell III).

	Medelvärde	Min.-max.-värde	Antal sjöar med data	Samband med medel antalet ungar per par och år ^a	Samband med medel-% ungpåar med 2-3 stora ungar per år ^a
pH	6,8	6,4-7,8	11	0,21 (9 sjöar)	-0,71 ^b (9 sjöar)
Alkalinitet, mekv/l	0,22	0,08-1,10	11	0,20 (9 sjöar)	0,09 (9 sjöar)
Totalfosfor, mg/l	0,010	0,005-0,018	9	0,08 (7 sjöar)	0,07 (7 sjöar)
Absorbans, $f_{420/5}$	0,11	0,05-0,19	11	0,24 (9 sjöar)	0,57 (9 sjöar)

^a Spearman r_s

^b $0,02 < P < 0,05$.

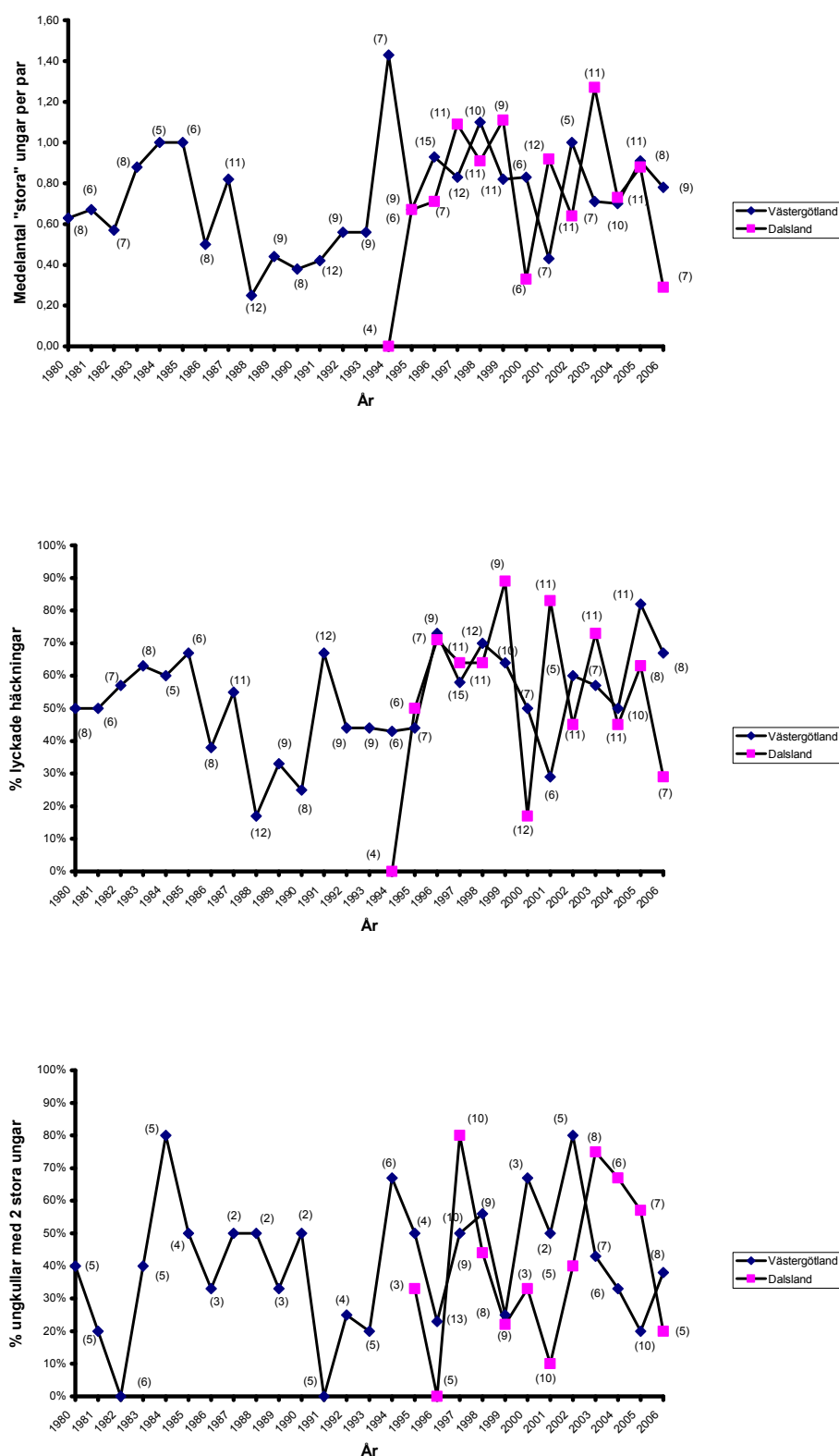
Tabell 11. Häckningsresultatet för smålomspår som fiskar i förurningspåverkade och icke förurningspåverkade sjöar (data från bilaga 2, tabellerna II och III).

	Medelantal stora ungar per par, år och sjö	Medel-% ungpåar med 2 stora ungar per år och sjö
Ej förurningspåverkade sjöar	0,79 (7 sjöar)	33 % (7 sjöar)
Förurningspåverkade sjöar	0,96 (4 sjöar)	49 % (4 sjöar)

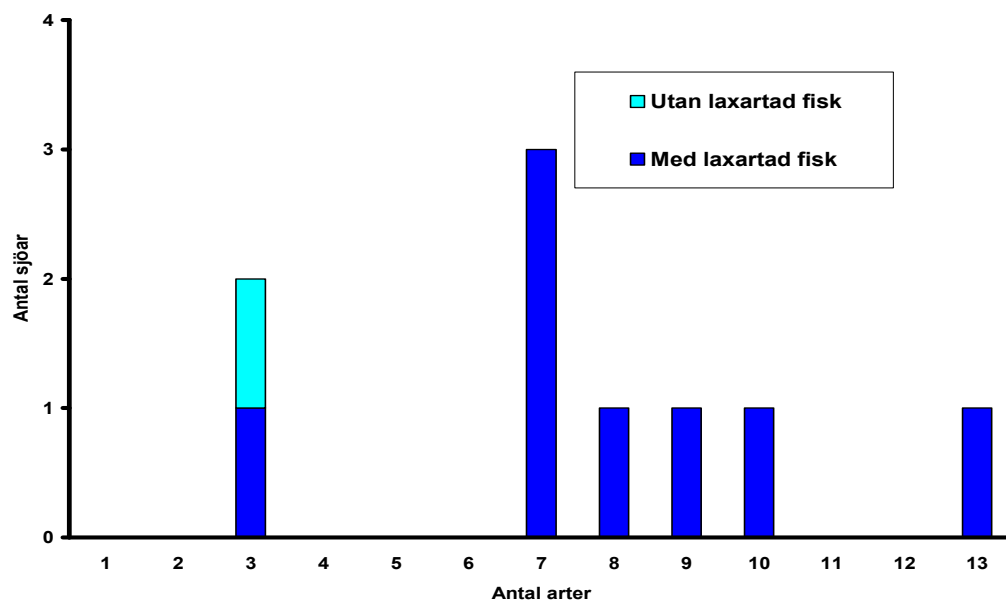
Anmärkning: Inga skillnader mellan förurningspåverkade och icke förurningspåverkade sjöar kan fastställas med statistisk signifikans (enligt Mann-Whitneys U-test).

Tabell 12. Fiskarter i nio fiskesjöar för smålom (data från bilaga 2, tabell VI).

Fiskart	Antal (%) sjöar
Mörtartad fisk	8 (89 %)
Braxen	4 (44 %)
Björkna	1 (11 %)
Löja	1 (11 %)
Elritsa	1 (11 %)
Sarv	2 (22 %)
Mört	8 (89 %)
Sutare	4 (44 %)
Laxartad fisk	8 (89 %)
Öring	1 (11 %)
Nors	1 (11 %)
Regnbågslax	1 (11 %)
Röding	2 (22 %)
Sik	5 (56 %)
Siklöja	7 (77 %)
Övriga arter	
Gädda	8 (89 %)
Lake	3 (33 %)
Bergsimpa	1 (11 %)
Abborre	9 (100 %)
Gös	4 (44 %)
Gers	3 (33 %)



Figur 3. Smålommsens häckningsresultat i Västra Götalands län. Antalet undersökta par anges i parentes.



Figur 4. Fördelningen av fiskesjöar för smålom med avseende på antal fiskarter (data från bilaga 2, tabell IV).

HOT- OCH PROBLEMBILD

Båda lomarterna har uppmärksammats i fågelskyddsarbetet, mot bakgrund av ett komplex av olika hot- och problemfaktorer. Vissa faktorer har en direkt påverkan på häckningsresultatet genom att häckningen avbryts, och flertalet av de misslyckade häckningarna avbryts redan under ruvningen. För storlommen bedöms variationer i vattenståndet och översvämmade bon vara en huvudorsak till att ruvningen avbryts, och för båda lomarterna är predation på ägg eller (mera sällan) ruvande fåglar är en annan viktig faktor. Däremot torde störningar till följd av rörligt friluftsliv (bad, fiske, båtar, kanoter etc.), som kanske är den faktor som oftast diskuteras i skötseln och förvaltningen av de två lomarterna, vara av mindre men icke försumbar betydelse.

Hotbilden är också kopplad till förändringar i häckningsmiljön; t.ex. att födounderlaget förändras. Således har frågor om hur lommarna påverkas av de ekologiska förändringarna, och speciellt utglesade fiskbestånd, i försurade sjöar diskuterats. För smålommen har även igenväxt och avvattningsföretag som påverkat häckningstjälarna uppmärksammats.

En översikt över olika hot- och problemfaktorer samt en bedömning av deras relativa betydelse ges i tabell 13. För båda lomarterna gäller emellertid att bedömningar av orsakerna till misslyckade häckningar är förknippade med en del osäkerhetsfaktorer. Vid kontroller i fält kan det vara svårt att överhuvudtaget avgöra varför en häckning misslyckats, så i många undersökningar är andelen häckningar som misslyckats av "okänd anledning" eller liknande ganska stor; t.ex. omkring 50 % för storlom i Västra Götalands län 1996-2000 (Hake m.fl. 2005) och 26 % i en undersökning av smålomsbeståndet i Malungs kommun i Dalarna 1990-2000 (Dahlén & Eriksson 2002). Dessutom kan vissa orsaker vara enklare att fastställa än andra.

Vattenståndsvariationer

Storlom

Eftersom lommarna lägger boet nära strandbrynet är sårbarheten för variationer i vattenståndet under den tid äggen ruvas stor (t.ex. Götmark 1988, 1989, Mudge & Talbot 1993, Eriksson m.fl. 1995, Hake m.fl. 2005). Storlommen är naturligtvis känslig för om bona översvämmas i samband med stigande vattenstånd, men det kan också förekomma att häckningen avbryts efter att vattenytan har sjunkit så mycket att det blir svårt för fåglarna att ta sig ur vattnet upp till boet.

I sydvästra Sverige har vattenståndsvariationernas inverkan på storlommens häckningsresultat studerats mer i detalj i en undersökning omfattande 43 sjöar (med 49 par, huvuddelen av dem i Västra Götalands län) 1996. Bland 23 häckningar som avbröts under ruvningsperioden, var variationer i vattenståndet den enskilt viktigaste faktorn till misslyckande (10 häckningar, 43 %), med översvämmade bon i åtta fall (35 %). Den genomsnittliga förändringen (medianvärdet) i vattennivån var -5 cm för kläckta kullar, +6 cm för häckningar som misslyckats till följd av stigande vattenstånd och -6 cm för häckningar som misslyckats av annan eller okänd anledning (Hake m.fl. 2005, figur 5).

I sjösystemet Fegen-Svansjöarna (Svenljunga, Falkenbergs och Gislaveds kommuner) med en regleringsamplitud på 1,75 m., gjordes ett försök med konstant vattennivå under perioden 1 maj–15 juni 1997-2000. Den genomsnittliga häckningsfram-

gången var under dessa år 0,44 stora ungar per par och år, jämfört med ett medelvärde på 0,22 på basis av tidigare inventeringar 1974, 1979, 1983 och 1984 (Hake m.fl. 2005), en numerärt stor men inte statistiskt säkerställd skillnad. Trots att man inte helt lyckades med ambitionen att hålla vattennivån konstant, kunde ingen av de misslyckade häckningarna relateras till stigande eller sjunkande vattenstånd. Den genomsnittliga ändringen i vattennivån under ruvningen var +3 cm för kläckta kullar, och -3 cm för misslyckade häckningar (figur 6).

Sårbarheten för variationer i vattenståndet har också uppmärksamats i andra studier: I en skotsk undersökning (där man använde övervakningskameror vid bona) kunde 31 % av de misslyckade häckningarna kopplas till översvämmande bon (Mudge & Talbot 1993). Översvämmande bon har också identifierats som en viktig faktor i en landstäckande inventering av storlomsbeståndet i Finland under 1980-talet (Pakarinen 1989).

Variationerna i vattenståndet kan kopplas både till naturliga faktorer, som kraftiga regn eller ihållande torka, och mänskliga ingrepp genom att vattennivån regleras i sjöar som fungerar som dricksvattentäkt eller kraftverksmagasin. I sydvästra Sverige noterades under perioden 1982-92 ett en låg ungproduktion under år med ihållande regn under våren, medan det inte fanns någon skillnad i häckningsutfallet i reglerade och oreglerade sjöar (Eriksson m.fl. 1995). Inte heller i den ovannämnda undersökningen av 43 sjöar under häckningssäsongen 1996 kunde man finna några skillnader i häckningsutfallet mellan reglerade och icke reglerade sjöar (med en regleringsamplitud på 0,2-6,0 m; Hake m.fl. 2005). Men på andra håll (t.ex. i Finland) har man noterat en mycket låg häckningsframgång i sjöar som fungerar som kraftverksmagasin (Pakarinen 1989), och erfarenheterna från försöket vid Fegen visar att man genom kontroll av vattennivå i en reglerad sjö kan förbättra storlommens häckningsresultat.

Smålom

Smålommen tycks inte vara lika känslig för variationer i vattenståndet. Arten häckar ju främst vid små sjöar och tjärnar och boet placeras ofta på gungflystränder eller småöar som i viss mån flyter upp och ned i takt med variationerna i vattenståndet (Dahlén & Eriksson 2002).

Åtgärder och insatser

- *Kontroll av vattennivån under storlommens ruvningsperiod torde vara den enskilt mest effektiva åtgärden om man vill förbättra storlommens häckningsresultat i reglerade sjöar*, varför detta alltid bör övervägas i t.ex. skötsel- och bevarandeplaner. Här finns möjligheter både till frivilliga överenskommelser med vattenrättsinnehavarna och mer byråkratiska lösningar, t.ex. i samband med översyn av vattendomar. En rekommendation, bland annat baserad på undersökningarna i Fegen-Svansjöarna, är att vattennivån inte bör stiga mer än några centimeter under ruvningsperioden och att sänkningar över 30 cm bör undvikas (Götmark m.fl. 1988).
- Häckningsflottar kan vara ett komplement i häckningssjöar med stora, naturligt betingade variationer i häckningsframgången och/eller svårigheter att hålla en konstant vattennivå under våren och försommaren i reglerade sjöar på grund av tekniska skäl eller motstående intressen (se Hancock 2000 för erfarenheter från Skottland).

Predation

För storlommen har predation bedömts vara den viktigaste orsaken till misslyckade häckningar vid sidan vattenståndsvariationer i undersökningar i Sverige (t.ex. Götmark m.fl. 1988, 1990, Hake m.fl. 2005) såväl som i Finland och Skottland (Lehtonen 1970, Mudge & Talbot 1993). Kråkfåglar, måsfåglar, mink, mård, utter och räv har pekats ut som bopredatorer. Dessutom kan man inte utesluta att gäddor utgör en stor risk för de nykläckta ungarna (t.ex. Lehtonen 1970, Jackson 2003).

För smålommen har predation bedömts vara den viktigaste orsaken till misslyckade häckningar (t.ex. Skyllberg m.fl. 1999, Dahlén & Eriksson 2002). Huvuddelen av predationsförlusterna sker under ruvningen och riktas både mot ruvande fåglar och ägg. I svenska studier har bland annat räv, mink, korp, trana, berguv, duvhök, havsörn och måsfåglar noterats som predatorer.

Åtgärder och insatser

- Någon aktiv kontroll av predatorer torde sällan vara aktuell. Förekomsten av häckande storlom kan emellertid vara en prioriteringsfaktor vid planering av fångst av mink i t.ex. fågelskyddsområden och naturreservat för att minska predationsförlusterna bland sjö- och våtmarkslevande fågelarter.

Störningar

Storlom

Storlommens häckningssjöar är ofta populära bad-, fiske- och kanotvatten, och störningar relaterade till friluftslivet är antagligen den faktor som oftast diskuteras när frågor om storlommens häckningsresultat kommer på tal, även om vattenståndsvariationer och predation är de viktigaste orsakerna till misslyckade lommhäckningar. Vid upprepade tillfällen har man ställt en låg ungproduktion i relation till den ökande omfattningen av olika friluftaktiviteter (t.ex. Lindberg 1968, 1971, Andersson m.fl. 1980, Pettersson 1985, Douhan 1986, 1997, Eriksson 1987, Götmark m.fl. 1988, 1989, Eriksson m.fl. 1995).

Även om en del storlomshäckningar bevisligen spolieras efter störningar är resultaten vad gäller den relativa betydelsen jämfört med andra faktorer inte entydiga. I sydvästra Sverige har man inte funnit några indikationer på att omfattande bebyggelse eller många båtar i sjön (i relation till sjöytan) har påverkat häckningsresultatet (Eriksson 1987, Eriksson m.fl. 1995). I undersökningar av storlomsbeståndet i Uppland har man emellertid noterat att häckningarna misslyckats i större utsträckning i sjöar som man bedömt varit störda av olika friluftaktiviteter (Douhan 1986, 1997). En annan indikation på att störningar kan ha en viss påverkan är att man ibland noterat ett sämre häckningsresultat under år med ovanligt fint majväder då fritidsaktiviteterna varit omfattande (t.ex. Pettersson 1985, Götmark m.fl. 1988).

Det är således svårt att hitta bra mått på omfattningen av störningar av olika slag. I ostörda sjöar kanske lommarna påverkas av något enstaka besök under häckningstiden, medan de i andra vatten tycks kunna vänja sig vid att människor ofta vistas vid stränderna och i båtar. Därför kan uppgifter om bebyggelsens utbredning utefter stränderna eller antalet båtar vara av begränsat värde. Dessutom kan man knappast utvärdera betydelsen av störningar utan att väga in andra orsaker till att häckningarna kan misslyckas. Således ökar sårbarheten för äggrövare av skilda slag när den ruvande lommen skräms av boet efter en störning, varför predation och störningar kan vara svåra att separera som skilda problemfaktorer. I fältsudier vid sjön

Fegen under 1980-talet kunde man bland annat visa hur kråkor aktivt sökte upp storlomsbon där den ruvande lommen skrämts av boet (Götmark m.fl. 1988, 1990).

Fågelskyddsområden: För att förbättra häckningsresultatet och minska risken för störningar har fågelskyddsområden med restriktioner i tillträdet till häckningsöar och holmar under delar av året, liksom att färdas med båt i närheten, inrättats vid en del sjöar²⁴. Det är oftast häckningsplatser för storlom, fiskgjuse samt måsar och tärnor som är föremål för restriktioner (i enstaka fall även havsörn). Fågelskyddsområdena upplevs ibland som kontroversiella och naturvårdsvärdet av inskränkningarna blir ibland ifrågasatta. För insjömiljöer har det system av fågelskyddsområden som inrättats i Väner (Landgren & Landgren 2001) och Fegen-Kalvsjöarna (Götmark m.fl. 1988) utvärderats, och för båda sjöarna bedömde man att storlommen hade gynnats. Inom ramen för Projekt LOM gjordes en förnyad jämförelse av storlommens häckningsresultat innanför och utanför fågelskyddsområdena i Fegen-Kalvsjöarna 1997-2000 samt en liknande jämförelse mellan skyddade och icke skyddade häckningsplatser i sjön Sottern (Örebro och Hallsbergs kommuner, Örebro län 1997-2005; Eriksson m.fl. 2005): För båda sjöarna kunde en tendens till högre ungpåproduktion noteras för storlomsparen inom fågelskyddsområdena, men resultaten var inte helt entydiga och enstaka år var häckningsresultatet bättre utanför fågelskyddsområdena²⁵. - Under fältarbetet vid Fegen noterades överträdelser av tillträdesförbudet varje år, och i några fall förklarade de som överträtt bestämmelserna att man inte kände till några restriktioner. Det är kanske tveksamt om den bristande efterlevnaden varit av sådan omfattning att förväntat positiva effekter på fåglarnas häckning uteblivit, men episoderna visar att informationen om fågelskyddsområdena kan ha varit bristfällig.

Smålom

Störningar har inte uppmärksamats som en problemfaktor för smålommen på samma sätt som för storlommen; inte för att arten skulle vara mindre sårbar utan snarare på grund av att smålommens häckningstjärnar inte besöks lika frekvent som storlomssjöarna. I skotska undersökningar har man således identifierat störningar i samband med mete utefter stränderna som en vanlig orsak till avbrutna häckningar (Gomersall 1986). Lokalt har man även i Sverige observerat att smålommen övergivit häckningstjärnar efter utplantering av fisk. Det har även förekommit att häckningar har misslyckats efter omfattande utsättningar av gräsänder²⁶.

Vattenskotrar

Vattenskotrar och liknande snabbgående båtar är ett ganska nytt fenomen i storlommens häckningssjöar och smålommens fiskevatten. Det finns inget underlag baserat på nordiska förhållanden för bedömningar av hur lommarna kan påverkas, men med utgångspunkt från generella kunskaper om lommarnas uppträdande, svårigheterna att på större avstånd upptäcka lommar på de fria vattenytorna och vattenskotrarnas förhållandevis höga hastighet är det rimligt att anta att lommarna påverkas negativt. I Nordamerika har man vid flera tillfällen noterat att lomungar dödats efter kollisioner med vattenskotrar, och man bedömer att just vattenskotrar-

²⁴ Fågelskyddsområdena inrättas med stöd av bestämmelserna om djur- och växtskyddsområden i Miljöbalken (7 kap., 11§) och liknande bestämmelser kan också införas inom ramen för beslut om naturreservat (Miljöbalken 7 kap., 4§). Här används genomgående beteckningen "fågelskyddsområden" för områden med restriktioner i tillträdet under fåglarnas häckningstid, även om de formella skyddsformerna kan variera.

²⁵ Vid en sammanvägning av resultaten från de båda sjösystemen kunde en tendens till bättre häckningsframgång innanför fågelskyddsområdena fastställas ($P=0,08$, Eriksson m.fl. 2005).

²⁶ Utsättningar av detta av detta slag kan ske med stöd av bestämmelser i jaktförordningen (987:905), vilket väcker frågan om behovet av förändringar i regelverket och krav på en bedömning av effekter på arter med ogynnsam bevarandestatus före utsättningen.

na är mer bekymmersamma än andra snabbgående båtar eftersom de kan framföras (och framförs) på grunda områden (McIntyre & Barr 1997). *En grundläggande princip vid all tillståndsgivning bör vara att häcknings- och fiskesjöar för storlom och smålom inte skall upplåtas för vattenskotrar.*

Åtgärder och insatser

- För storlommen kan restriktioner i allmänhetens tillträde till tänkbara häckningsöar och kringliggande vattenområde, t.ex. genom upprättandet av fågel-skyddsområden eller bestämmelser i reservatsföreskrifter, ha en positiv tilläggs effekt i sjöar med ett omfattande friluftsliv och där man bedömer att variationer i vattenståndet inte är någon problemfaktor eller kan hållas under kontroll.
- För sjöar med befintliga fågelskyddsområden bör man överväga om efterlevanden kan förbättras, t.ex. genom bättre information vid båtbygggar, parkeringsplatser, badplatser m.m. och tydligare utmärkning av de skyddade områdena. Kanotuthyrare, fiskekortsförsäljare, ansvariga för campingplatser m.fl. bör uppmuntras att aktivt informera besökande om gällande restriktioner och bakgrunden till dem. Ansvariga myndigheter kan medverka genom att ta fram och distribuera bra informationsmaterial. Tyvärr visar erfarenheterna (bland annat från fältarbetet vid Fegen 1997-2000) att man parallellt måste överväga en mer effektiv övervakning och mer kännbara påföljder vid överträdelser av bestämmelserna om fågelskydd.
- För smålommens häckningstjärnar bör störande skogsbruksverksamheter, anläggningsarbeten etc. inte förekomma inom en zon på minst 100 m under häckningsperioden, dvs. från islossningen till utgången av juli.
- Häckningssjöar och fiskevatten för storlom och smålom skall inte upplåtas för användning av vattenskotrar²⁷.

Miljöförändringar vid smålommens häckningstjärnar

Smålommen lägger sitt bo nära vattenkanten på gungflyartade mossestränder, där fåglarna lätt kan ta sig ur och i vattnet. *Igenväxt*, bland annat med olika slag av vitmossor, är ett naturligt förlopp i den typ av småsjöar där man ofta hittar häckande smålommor och så småningom nås ett stadium där tjärnen blivit för liten för att fåglarna skall kunna landa och lyfta. I en undersökning av smålommens häckningstjärnar i sydvästra Sverige kunde man fastställa att igenväxt var en av flera orsaker till att häckningsplatser hade övergivits (Eriksson m.fl. 1988). I ett naturlandskap torde emellertid denna faktor sällan vara något problem, eftersom förutsättningar för häckning samtidigt nyskapas i andra småsjöar.

Avvattningsföretag: *Dikningar eller rensning i utloppet* torde vara en av de viktigaste orsakerna till att smålommarna har övergivit en häckningstjärn (t.ex. Eriksson m.fl. 1988). Sänkningen av vattenytan innebär att stränder och öar får kanter eller överhäng som är för branta för att en lom skall kunna ta sig upp till en lämplig boplat, och tidigare häckningsöar blir landfasta och därmed mer sårbara för fyrfota predatorer.

²⁷ Tveksamheter har framförts om de svenska restriktionerna för användning av vattenskotrar är förenliga med EUs regelverk, varför frågan om andra former av restriktioner (t.ex. generella hastighetsbegränsningar) kan bli aktuella på sikt. För de sjöar som är förordnade som s.k. särskilda skyddsområden (SPA-områden) inom NATURA 2000 föreligger emellertid inga formella tveksamheter varför förbud mot trafik med vattenskotrar generellt bör gälla i dessa sjöar.

Även om inga dikningsingrepp görs vid själva tjärnen kan en avvattning i omgivande terräng, t.ex. för skogsbruksändamål, påverka vattennivån i en häckningstjärn. Vid jämförande fältkontroller av bebodda och övergivna häckningstjärnar för smålom i Västra Götalands län och norra Halland 1986-87 var 11 (42 %) av 26 övergivna tjärnar påverkade av dikningar eller rensningar av utloppet medan detta gällde för bara en (6 %) av 18 bebodda tjärnar (Eriksson m.fl. 1988).

Kalkning kring häckningstjärnarna: Kalkning har visat sig ge omfattande skador och förändringar, innefattande avdöd av vitmossor, i den typen av myr miljöer som ofta omger smålommens häckningstjärnar (Rafstedt 2000), och man bör räkna med att smålommens boplatser kan påverkas negativt (även om denna aspekt inte har specialundersökts). Smålommens häckningsmiljöer bör därför inte bli föremål för våtmarkskalkningar.

Åtgärder och insatser

- Häckningsplatser med regelbunden förekomst av smålom under de senaste 10-15 åren, liksom gamla lokaler som fortfarande bedöms vara lämpliga (välutvecklade gungflystränder m.m.), skall undantas från exploatering, inklusive ingrepp som indirekt kan påverka vattennivån (t.ex. kan avvattningar i närområdet orsaka en sänkt vattennivå så att boplatserna inte längre är tillgängliga även om själva häckningssjön lämnas intakt).
- Häckningsplatser med regelbunden förekomst av smålom under de senaste 10-15 åren skall undantas från våtmarkskalkningar. I möjligaste mån bör kalkningarna dessutom planeras på ett sådant sätt att gamla lokaler som fortfarande bedöms vara lämpliga (välutvecklade gungflystränder m.m.) undantas.

Relationer till kanadagås

Kanadagåsen (*Branta canadensis*) är en nordamerikansk fågelart som introducerats till Europa, och artens historia i vår del av världen är över 300 år gammal. De första exemplaren utplanterades i England redan på 1600-talet, men det var först på 1950-talet som de engelska kanadagässen började öka kraftigt i numerär och med aktivt stöd av fortlöpande utplanteringar. Sedan mitten av 1980-talet har beståndet stabiliserats (t. ex. Watola m.fl. 1996, Kirby 1999).

I Sverige gjordes de första utplanteringarna omkring 1930 i Kalmarsund. Därefter har utplanteringar skett i ökande omfattning, och under 1960-talet började kanadagåsens tillväxt och expansion på allvar i Sverige. Under 1990-talet klingade den kraftiga tillväxten av (Andersson m.fl. 1999). Då hade kanadagåsen etablerat sig på lämpliga häckningsplatser utefter kusterna och vid insjöar över hela landet, och beståndets storlek uppskattades till 10 000 häckande par (Svensson m.fl. 1999).

Det finns inga indikationer på allvarliga effekter på det inhemska djurlivet av kanadagåsens etablering i Europa (Madsen & Anderson 1990, Andersson m.fl. 1999). I inledningsfasen av artens expansion i Sverige uttalades farhågor för att grågåsen skulle missgynnas, men jämförande undersökningar av de båda arterna visade att det knappast fanns anledning till oro. Inte heller i studier av relationerna mellan ejdrar och kushäckande kanadagäss kunde man finna några indikationer på att ejdrarna skulle ha missgynnats (Fabricius 1983).

Farhågor har emellertid uttalats för att lommarnas kan påverkas negativt av kanadagåsens expansion. Eventuell konkurrens mellan lommar och kanadagäss torde

emellertid bara gälla strandnära boplatser. Konkurrens om föda kan helt uteslutas, eftersom lommarna är fiskätare och kanadagässen i huvudsak livnär sig på vegetabilisk föda och insekter. Men inte heller boplatstvalet är helt likartat: Kanadagässen kan häcka på högre höjd eller på längre avstånd från stranden än lommarna. Dessutom påbörjar kanadagässen ofta sin häckning tidigare än lommarna.

Inom ramen för Projekt LOM genomfördes 1996-99 en enkät om de två lomarternas relationer till kanadagässen. En utvärdering av enkäten visade bland annat följande (Eriksson & Lindberg 2000):

- För storlommen omfattade studien 62 sjöar, de flesta i landets södra och mellersta delar. Andelen lyckade häckningar var densamma för par häckande på öar med resp. utan häckande kanadagäss (46 % resp. 47 %), men för storlomspar utan gåsgrannar på samma häckningsö var avståndet till närmaste gåsbo på en annan ö större för de par som kläckte fram ungar kullar jämfört med de som misslyckades.
- För smålommen omfattade undersökningen totalt 152 häckningstjärnar. Den genomsnittliga häckningsframgången låg på samma nivå för par häckande vid tjärnar med resp. utan häckande kanadagäss: 0,82 resp. 0,75 stora ungar per par och år. I genomsnitt lyckades 59 % av häckningarna vid tjärnar med kanadagäss, jämfört med 53 % för tjärnar utan gäss. Det fanns inte heller någon skillnad i avstånd mellan smålomsbo och gåsbo för lyckade respektive misslyckade lomhäckningar som kunde fastställas med statistisk signifikans (medelvärde = 70 m resp. 52 m).

Kanadagåsens ökning och expansion bedöms inte utgöra något hot mot storlommens eller smålommens framtida förekomst i landet på nationell eller regional nivå. Man bör däremot inte utesluta lokala effekter i enstaka fall, såsom att kanadagäss trampar sönder ägg i lommens bo, att smålommar i enstaka fall kan överge en häckningstjärn eller att ett storlomspar kan störas av gåsgrannar på närbelägna öar. Man skall inte heller utesluta möjligheten att lommarna kan ha fördelar av kanadagåsens närvaro; t.ex. att gässen genom sitt aggressiva beteende kan gynna de häckande lommarna genom att hålla bopredatorer på avstånd.

Åtgärder och insatser

- Det torde ytterst sällan vara aktuellt med åtgärder för att begränsa kanadagåsens förekomst vid häcknings- och fiskesjöar för storlom eller smålom med hänvisning till lommarnas häckningsframgång.

Relationer till storskarv

Storskarven (*Phalacrocorax carbo*) har sedan 1960-talet ökat kraftigt i numerär och utbredning. 1999 beräknades beståndet totalt till ungefär 25 600 par, varav 4 900 par häckade i kolonier belägna vid insjöar i landets södra och mellersta delar (Engström 2001a). Storskarvens expansion har resulterat i konflikter, framför allt med yrkesfisket. Däremot har relationerna med andra fiskätande fågelarter med avseende på eventuell konkurrens om bytesfisk inte studerats i någon större omfattning.

Storskarven har i första hand etablerat sig vid ganska näringsrika sjöar (Engström 2001b). Sedan mitten av 1990-talet har arten emellertid också börjat uppträda (om än inte häcka) vid storlommens häckningssjöar och smålommens fiskevatten, även om det sällan rör sig om större koncentrationer utan i flertalet fall om enstaka indi-

vider eller små grupper (oftast färre än 10 fåglar). Detta väcker naturligtvis frågan om eventuell födokonkurrens mellan skarvar och lommar. Undersökningar av storskarvens bytesval i syd- och mellansvenska insjöar (Engström 2001b, Engström & Pettersson 2003) ger knappast underlag för entydiga bedömningar:

- Generellt bedömer man att storskarvens ökning är kopplad dels till beslut om fredning och minskat jakttryck i flera länder sedan mitten av 1900-talet, dels till eutrofiering och ökade bestånd av skarvens bytesfiskar.
- I sjön Ymsen (Mariestads och Töreboda kommuner) kunde man bara notera smärre effekter på täthet eller biomassa av abborre, mört, braxen, gös och gers efter att storskarven etablerat sig som häckfågel vid sjön.
- Storskarvens predation sker inte i proportion till fiskbeståndets sammansättning: I Ymsen fångade skarven gers i större utsträckning än förväntat med hänsyn till fördelningen av olika fiskarter i sjön, medan abborre och mört fångades i mindre omfattning än förväntat.
- På basis av undersökningar i 15 sjöar på skilda håll i landet drog man slutsatsen att förändringar i fiskfångster inte var kopplad till skarvens predation. Ett tidsmässigt samband mellan nedgången av siklöja och skarvens ökning förklarades med en generell produktionsminskning i några av sjöarna. Tendenser till minskade fångster av siklöja noterades redan innan skarven etablerade sig.
- Fångsterna av sik i Vänern, Vättern och Bolmen ökade samtidigt med att skarven etablerade sig.

Även om resultaten av studier av relationerna mellan storskarv och fisk inte är helt entydiga finns det inga starka indikationer på födokonkurrens som skulle kunna vara till lommarnas nackdel. Snarare kan det ökade utbudet av bytesfisk i sjöar med en ökad näringsbelastning kanske gynna fler fiskätande fågelarter än skarven, samtidigt som förhållandena för just lommarna (och speciellt storlommen) trots detta kan försämrats på grund av sämre siktförhållanden i eutrofierade sjömiljöer.

Storskarven var under 2006 föremål för en riksomfattande inventering, samordnad med likartade insatser i andra länder i Europa.

Åtgärder och insatser

- Uppföljning av storskarvens förekomst och utbredning i länet, med prioritet för häcknings- och fiskesjöar för storlom och smålom. En sådan uppföljning kan t.ex. innefatta jämförelser av lommarnas häckningsresultat i sjöar med resp. häckande eller fiskande skarvar.
- Utökade undersökningar av storskarvens bytesval i näringsfattiga sjöar; bland annat för att erhålla ett bättre underlag för bedömningar av eventuell födokonkurrens med andra fiskätande fågelarter, inkl. storlom och smålom. Speciellt bör betydelsen av laxartad fisk belysas bättre.

Ekologiska förändringar i försurade sjöar

Lommarna fiskar till stor del i näringsfattiga klarvattenssjöar med en låg biologisk produktion. Sjöar av detta slag har ofta en naturligt låg alkalinitet och är således sårbara för nedfall av försurande ämnen. Lommarna har därför fått en ganska stor uppmärksamhet i diskussioner och forskning om hur olika fågelarter påverkas av utglesade fiskbestånd och andra ekologiska förändringar i försurade sjöar.

I många avseenden förändras ekologin i försurade sjöar på liknande sätt som i icke sura men näringsfattiga sjöar där fisken avlägsnats. Flera av förändringarna är alltså inte primära effekter av låga pH-värden utan beror på att fiskbestånden glesats ut eller försvunnit (t.ex. Eriksson m.fl. 1980, Nilssen m.fl. 1984). För lommar och andra fiskätande fåglar är följande effekter av betydelse (t.ex. Eriksson 1991, 1994; se även tabell 14):

- Utglesade och utslagna fiskbestånd.
- Klarare vatten och ökat siktdjup.
- Ökad förekomst av vissa surhetstålga vatteninsekter.

Mörtartad och laxartad fisk tillhör de fiskarter som är mest sårbara för de gifteffekter som är kopplade till sänkta pH-värden och exponering för aluminiumföreningar i försurade sjöar (t.ex. Degerman & Nyberg 1987). Således kan bestånden av bland annat siklöja och mört slås ut ganska tidigt under en förurningsprocess, medan abborren kan överleva även om pH-värdet ibland sjunker under 5,0. Detta är en anledning till att smålommen är mera sårbar än storlommen för förändringarna i fisksamhället i försurade sjöar.

I sjöar med utglesade fiskbestånd, oavsett om utglesningen beror på förurning eller något annat, påverkas förutsättningarna för lommarna även i två andra avseenden; siktdjupet ökar och tillgången på en del vattenlevande insekter ökar. Storlommen torde i större utsträckning än smålommen kunna kompensera sig för den minskade tillgången av fisk genom att dra fördel av det ökade siktdjupet och i ökad utsträckning mata ungarna med vattenlevande insekter (t.ex. Eriksson 1994).

Sedan 1980-talet är flertalet av länets försurade sjöar föremål för kalkning, och det finns inga indikationer på att häckningsframgången skiljer sig mellan förurningspåverkade och icke förurningspåverkade vatten (se textavsnitten om storlom resp. smålom). Fortsatt kalkning under kommande årtionden torde emellertid vara nödvändig om man vill vidmakthålla de ofta goda resultat som man hittills har uppnått i den ekologiska återhämtningen av förurningsskadade sjöar (Henrikson & Brodin 1995, Warfvinge & Bertills 2000). I det perspektivet bör smålommens fiskesjöar ges hög prioritet.

Åtgärder och insatser

- Smålommens fiskesjöar: *Att långsiktigt sörja för goda och livskraftiga bestånden av småvuxen laxartad och/eller mörtartad fisk i smålommens fiskesjöar torde vara den viktigaste enskilda insatsen för arten.* Fiskesjöar i riskzonen för återförurning bör således ges prioritet vid fördelningen av kalkningsmedel. En sådan prioritering torde sällan stå i konflikt med andra natur- eller fiskevårdsintressen. (Däremot bör smålommens häckningstjärnar undantas från kalkning eftersom man inte vet hur förändringarna i vegetationen (inkl. avdödad vitmossa) påverkar förutsättningarna för häckningen).

- Storlommens häckningssjöar. Många av storlommens häckningssjöar är föremål för kalkning och för flera av dem torde fortsatta insatser under lång tid vara nödvändiga för att motverka risken för återförurning. Det finns inga indikationer på att storlommens häckningsresultat har påverkats negativt i kalkade sjöar, förutsatt att kalkningen utförs på ett sådant sätt att fåglarna och deras boplatser inte störs eller förstörs. Således bör man undvika att kalka under häckningstid (från islossning till utgången av juli). Om det är svårt att tidsmässigt planera kalkningen så att den kan utföras under sensommaren eller hösten, bör man undvika att kalka i strandnära områden utefter öar i storlommens häckningssjöar, för att minska risken att störa ruvande lommar på boet. Man bör också försöka att lokalisera eventuella lombon, och undvika att sprida kalk närmare än 100 meter från boet.

Exponering för kvicksilver

Lommarna befinner sig slutändan av en näringskedja med flera mellanled, från primärproducenterna i form av växter och växtplankton via djurplankton och vattenlevande insekter till den fisk som lommarna livnär sig på. Man kan alltså utifrån generella kunskaper om hur giftiga ämnen ackumuleras i näringskedjorna förvänta sig, att lommarna kan vara sårbara för exponering av miljögifter. Allmänt anser man för fiskätande fåglar i sötvattensmiljöer att det är tungmetaller, och i första hand kvicksilver som bör beaktas, bland annat mot bakgrund av att kvicksilvret i fisk nästan bara uppträder i form av metylerade föreningar (t.ex. Scheuhammer 1991). Gifteffekterna tar sig uttryck i försämrade fortplantning, och vid högre belastning neurologiska störningar och beteenderubbningar. Hos adulta fåglar riskerar man störningar i fortplantningen i koncentrationer som är ungefär 20 % av de som krävs för att beteendeförändringar skall uppstå (t.ex. Scheuhammer 1987).

I den enskilda sjön påverkas kvicksilverinnehållet i fisk på ett ganska komplicerat sätt av såväl vattenkemin som markförhållandena och markanvändningen i tillrinningsområdet. Under det senaste årtiondet har frågor om läckage till grund- och ytvatten av kvicksilver deponerat i skogs- och myrmark, och hur oorganiskt kvicksilver under denna transport omvandlas till fettlösligt och därmed biotillgängligt metylkviksilver, fått ökad uppmärksamhet (t.ex. Skjellberg 2003, Evers m.fl. 2007). På basis av undersökningar i nordöstra USA har man bedömt att riskerna för bioackumulering av metylerat kvicksilver är störst i lågproduktiva sjöar; med totalfosforhalt lägre än 0,03 mg/l, pH-värde under 6, alkalinitet under 0,10 mekv/l och en halt på löst organiskt kol (DOC) över 4 mg/l som riktvärden för vattenkvaliteten i sjöar i riskzonen (Driscoll m.fl. 2007).

De vattenkemiska förhållandena i några av lommarnas häcknings- eller fiskesjöar i Västra Götalands län tangerar de nivåer där man bör räkna med förhöjda risker för bioackumulering av kvicksilver (se bilaga 2, tabell III), och i flera av dem hålls pH-värdet och alkaliniteten ovanför risknivån genom fortlöpande kalkningsinsatser. I nordamerikanska undersökningar har man också visat att ägg från svartnäbbad islom är goda indikatorer på både geografiska skillnader och tidsmässiga trender i tillgängligheten av metylerat kvicksilver för toppredatorer i sötvattensmiljöer (t.ex. Scheuhammer m.fl. 2001, Evers m.fl. 2003). Det finns således anledning att studera kvicksilverhalterna i lomägg närmare.

Det finns emellertid få jämförande studier av hur olika fågelarter påverkas av exponeringen av kvicksilver i nordiska sötvattensmiljöer. I början av 1970-talet undersöktes spridningen av miljögifter i Finlands näst största sjö, Päijänne, och man

analyserade bland annat halterna i muskel- och leverprover från ett 10-tal fågelarter (Särkää m.fl. 1978). Fiskätande fåglars sårbarhet demonstrerades tydligt genom att kvicksilverinnehållet i prover från storlom och storskrake låg långt över de nivåer som uppmättes för övriga arter. För bedömningar av lommarnas sårbarhet måste man också beakta försurningsläget i fiskevattnen; mot bakgrund av den ökade rörligheten av metaller i försurade miljöer, med förhöjda halter av kvicksilver i fisk och en ökad exponeringsrisk för fåglar som söker föda i försurade miljöer som följd (t.ex. Håkansson m.fl. 1990, Scheuhammer & Blancher 1994). Vidare påverkas kvicksilverhalterna i fisk, uppåt eller nedåt, på ett ganska svårförståeligt sätt efter att en sjö eller dess tillrinningsområde har kalkats (t.ex. Meili 1995).

Inom ramen för Projekt LOM har kvicksilverhalterna i lomägg insamlade under 1980- och 1990-talen analyserats (Eriksson & Lindberg 2005). Resultaten kan sammanfattas som följer:

- Halterna är generellt högre hos smålom, jämfört med storlom; i medeltal 6,84 resp. 2,11 ppm torrsvikt för småloms- resp. storlomsägg insamlade på Sydsvenska Högländet²⁸ och 3,04 resp. 1,21 ppm torrsvikt för ägg från häckningsplatser i Svealand. För enstaka smålomsägg är halterna så höga att man måste räkna med störningar i fortplantningen.
- För storlommen var de genomsnittliga halterna högre i ägg insamlade vid försurningspåverkade (och kalkade) sjöar, jämfört med icke försurningspåverkade sjöar; 2,80 resp. 1,60 ppm torrsvikt, medan ingen motsvarande skillnad noterades för smålommen. För de icke försurningspåverkade sjöarna motsvarade halterna de nivåer man kan räkna med i miljöer utan antropogen påverkan, medan halterna i delar av materialet från de försurningspåverkade sjöarna indikerar antropogen påverkan men låg risk för fortplantningsstörningar. Kvicksilverhalterna i ägg insamlade vid icke försurningspåverkade sjöar som kalkats i förebyggande syfte var inte förhöjda.

Resultaten antyder således att försurningshistorien i häckningssjöarna har påverkat kvicksilverhalterna i ägg av storlom, på liknande sätt som man noterat för svartnäbbad islom i nordamerikanska undersökningar (t.ex. Meyer m.fl. 1998, Fevold m.fl. 2003).

Åtgärder och insatser

- Genom en (under mycket kontrollerade former) rutinartad insamling och analys av storlomsägg inom den svenska miljöövervakningen skulle vi kunna få både en bättre bild av kvicksilverbelastningen för en av de fåtaliga fågelarter där vi i Sverige har ett internationellt ansvar och ett bättre underlag för bedömningar av spridningen av kvicksilver i landets insjömiljöer.

Exponering för bly via blysänken

I Nordamerika har man under de senaste 10-15 åren uppmärksammat att sjö- och våtmarkslevande fåglar förgiftas av blysänken som lossnar från drag och andra fiskredskap. Lommarna får i sig blysänkena när de, i likhet med många andra fågelarter, fyller krävan med småstenar och andra små men hårda partiklar för att födan lättare skall malas sönder innan den når matsmältningsorganen. Man har funnit att den svartnäbbade islommen är speciellt sårbar, och i områden med omfattande fritidsfiske har man bedömt att 10-50 % av dödligheten bland adulta islom-

²⁸ De flesta äggen hade insamlats i Västra Götalands län.

mar beror på blyförgiftning (Scheuhammer & Norris 1996). I England och på Irland hade man redan tidigare uppmärksammat en ökad dödlighet bland knölsvanar som svalt blysänken (Birkhead 1982, O'Halloran m.fl. 1988). I Sverige visar statistik från Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) att blyförgiftning är en vanlig dödsorsak bland knölsvanar; 2005 hade tre av tio undersökta svanar dött av denna orsak (Naturvårdsverket & Kemikalieinspektionen 2007).

Förhållandena torde vara likartade vad gäller svartnäbbad islom och fritidsfiske i Nordamerika och motsvarande risker för lommarna i stora delar av Sverige, Norge och Finland. Det svenska analysmaterialet är ännu så länge litet, men inom ramen för Projekt LOM har blyhalterna i leverprover från fyra storlommor och tre smålommor insamlade under perioden 1990-2001 undersökts²⁹. Blyhalterna varierande mellan 0,011 och 0,030 mg/kg våtvikt för storlommarna (medelvärde 0,021 mg/kg), och för alla smålommarna låg blyhalten på 0,020 mg/kg våtvikt. I nordamerikanska undersökningar av svartnäbbade islommor (Pokras & Chafel 1992) som påträffats döda med blyhaltiga föremål i kroppen var halterna flerfaldigt högre än vad som uppmättes i de svenska storlommarna. Däremot var levervärdena i de svenska lommarna något högre än för svartnäbbade islommor som dött av andra orsaker än svalda blysänken och liknande.

I Sverige uppskattades användningen av bly inom sportfisket till 200 ton under 2005 (Bergbäck 2006). Frågan om bly i fiskredskap har uppmärksamrats inom ramen för det regeringsuppdrag om "Bly i varor" som Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen avrapporterade i april 2007. Bland annat med hänsyn till riskerna för fågelfaunan, och med referens till erfarenheterna från Nordamerika och England, föreslås ett förbud mot saluföring och användning av bly (>0,1 vikts-%) i redskap för sportfiske och husbehovsfiske från den 1 januari 2009 (Naturvårdsverket & Kemikalieinspektionen 2007).

Åtgärder och insatser

- En utfasning av användningen av bly i fiskredskap bör ske, enligt det förslag som Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen redovisade till regeringen i april 2007.

Vindkraftsanläggningar

Frågor om hur fåglar påverkas av vindkraftsanläggningar har fått ökad uppmärksamhet, i takt med att nya anläggningar planeras eller byggs på flera håll. Den hittills förhärskande inställning att påverkan på fågelfaunan mestadels torde vara försumbar har under senare år reviderats. Effekterna på fåglar är av två slag; dels direkta risker för kollision, dels indirekta effekter kopplade till störningar och miljöförändringar. Normalt bedöms kollisionsriskerna vara små, men med undantag för ganska storvuxna fåglar med begränsad manövreringsförmåga. Vidare anses risken för kollisioner vara ett större problem för långlivade och sent köns mogna arter, speciellt om fåglarna befinner sig inom ett begränsat område under en längre period (t.ex. Drewitt & Langston 2006). Indirekta effekter är svårare att utvärdera, speciellt som vindkraftsutbyggnad i stor skala är en ganska ny företeelse, men det finns indikationer på att fåglarna knappast vänjer sig utan att störningseffekterna snarare ökar med tiden (t.ex. Stewart m.fl. 2005).

²⁹ Två av storlommarna och en av smålommarna har insamlats i Västra Götalands län (Borås och Bollebygds kommuner), medan det övriga materialet är från andra delar av landet.

Lommarna uppfyller flertalet av de kriterier som gäller för fåglar som måste betraktas som speciellt sårbara för kollisioner, och de förtecknas i den lista av känsliga arter som bifogats en utredning som BirdLife International utfört på uppdrag för Bernkonventionen 2003 (Langston m.fl. 2003). I en karteringsstudie av hur fågelfaunan kan påverkas av en storskalig vindkraftsutbyggnad i Skottland, föreslogs både för storlommen och smålommen en buffertzoon på 1 kilometer kring varje vindkraftsanläggning (Bright m.fl. 2006).

Åtgärder och insatser

I avsaknad av svenska undersökningar som kan användas som underlag för bedömningar av kollisionsrisker och lommarnas känslighet för störningar av vindkraftsanläggningar i närheten av häckningsplatser och fiskevatten bör tills vidare följande rekommendationer gälla. De baseras på undersökningar och erfarenheter på andra håll i norra och västra Europa:

- Effekterna på fågelfaunan bör rutinmässigt bedömas inom ramen för upprättandet av en miljökonsekvensbedömning.
- Vindkraftsanläggningar bör inte anläggas inom en radie på en 1 kilometer kring häckningssjöar och fiskevatten för storlom eller smålom.
- Vindkraftsanläggningar bör inte anläggas i flygstråken mellan häckningssjöar och fiskevatten för smålom.

Oljeskador i övervintringsområdena

Det finns flera indikationer på att oljeskador är en viktig dödlighetsfaktor under vinterhalvåret. I en översikt över problembilden för de fågelarter som uppträder i Nordsjön bedömde Världsnaturfonden WWF i början av 1990-talet att oljeskador utgjorde det största hotet (Furness 1993). I en brittisk översikt av sårbarheten för oljeskador bland totalt 37 fågelarter som häckar eller övervintrar i Nordsjön hamnade storlommen, svartnäbbade islommen och smålommen tillsammans med tobisgrisslan på en delad förstaplats (Williams m.fl. 1995). För 10 % av återfynden av smålommar som ringmärkts som ungar på svenska häckningsplatser hade exponering för olja rapporterats som dödsorsak (Hemmingsson & Eriksson 2002). I en konsekvensanalys av eventuell framtida oljeutvinning i de norska delarna av Skagerrack bedömdes storlommen och smålommen (tillsammans med bland annat doppingar och alkfåglar) vara de arter som var mest sårbara för oljeutsläpp under vinterhalvåret, både på individ- och beståndsnivå (Lorentsen m.fl. 1993, bilagorna 9 och 10). Lommarnas sårbarhet beror bland annat på att de under vintern till övervägande del vistas i marina miljöer, i kombination med att de är långlivade med en låg årlig reproduktion.

Tabell 13. Hot- och problembild för storlom och smålom.

	Storlom	Smålom
Vattenståndsvariationer i häckningssjöarna	!!	0
Predation	!!	!!
Avvattning m.m. vid häckningssjöarna och kringliggande marker	0	!!
Minskad tillgång på fisk i försurade fiskesjöar	!	!!
Störningar (bad, fiske, båtar, kanoter m.m.)	!	!
Konkurrens och störning från kanadagäss	0	0
Konkurrens och störning från storskarv	0?	0?
Utplantering av fisk i häckningssjöarna	?	!
Exponering för kvicksilver	0	!
Exponering för blysänken	?	?
Vindkraftsanläggningar i närheten av häckningsplatser och fiskevatten	?	?
Oljeskador i övervintringsområdena	?	?

0 = Ingen eller obetydlig påverkan

! = Viss-måttlig påverkan

!! = Stor påverkan

? = Oklar påverkan, bör undersökas

Tabell 14. Försurningseffekter av ekologisk karaktär och dess påverkan på storlom och storlom

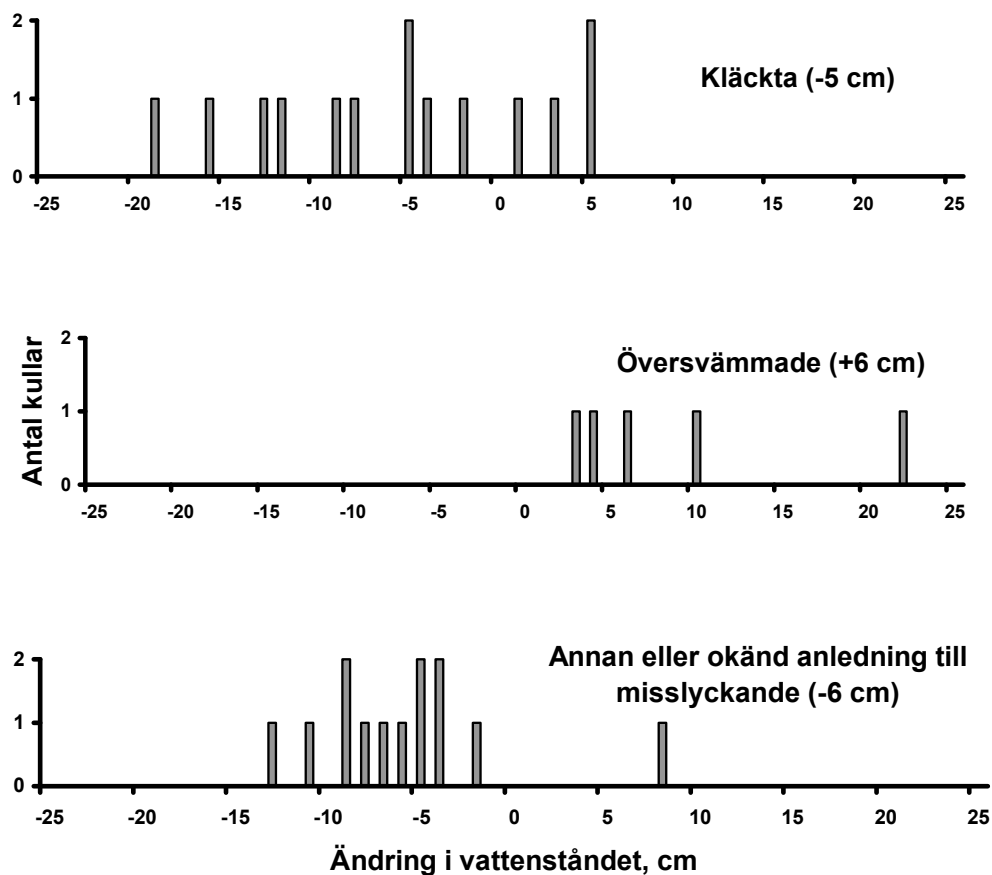
	Storlom	Smålom
Minskad fisktillgång på främst mörtartad och laxartad fisk	-	--
Ökat siktdjup - klarare vatten	+	0
Ökad tillgång på vattenlevande insekter	+	0

+ = Viss positiv eller kompenserade påverkan

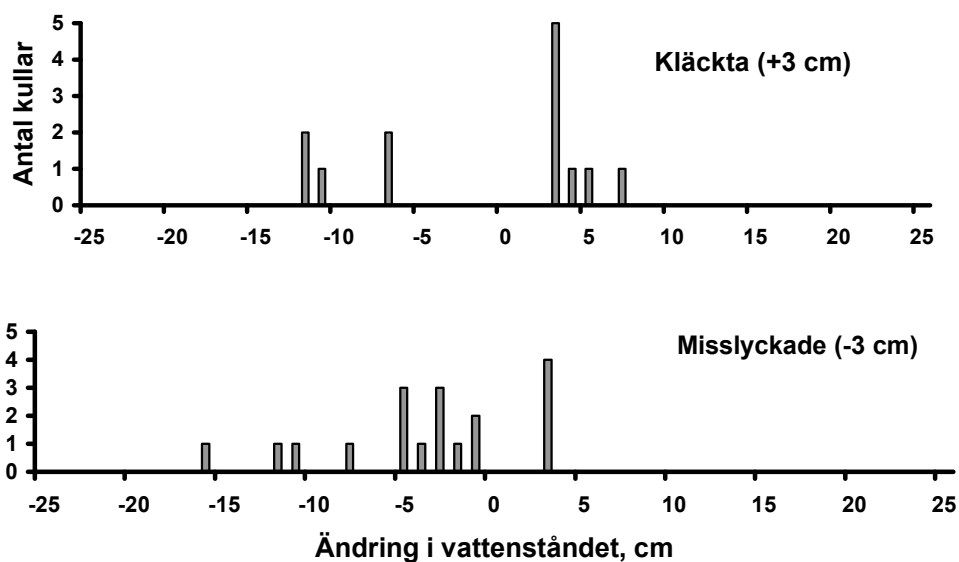
- = Viss negativ påverkan

-- = Påtaglig negativ påverkan

0 = Ingen eller obetydlig påverkan



Figur 5. Ändringar i vattenståndet under ruvningsperioden för 32 storlomskskullar undersökta 1996. Medianvärdet för ändringen anges inom parentes. Skillnaderna mellan de tre grupperna är statistiskt signifikant ("Kruskall-Wallis one-way analysis of variance", $KW=9,71$, $df=2$, $P>0,01$; från Hake m.fl. 2005).



Figur 6. Ändringar i vattenståndet under ruvningsperioden för 31 storlomskskullar undersökta 1997-2000 i sjösystemet Fegen-Kalvsjöarna (med kontroll av vattenståndet under våren-försommaren). Medianvärdet för ändringen anges inom parentes (inga statistiskt signifikanta skillnader mellan de två grupperna; Mann-Whitneys U-test, $P=0,22$, tvåsidigt; från Hake m.fl. 2005).

SKÖTSEL OCH FÖRVALTNING

Övervakning av lombeståndens bevarandestatus

Storlom

Förändringar i storlommens numerär torde tillfredsställande registreras i det nationella övervakningsprogrammet för fåglar. Men programmet täcker inte upp häckningsresultatet, och eftersom lommarna är långlivade fåglar kan det ta flera år från det att en försämring i ungproduktionen registreras som en mätbar förändring i det häckande beståndets storlek. Det finns därför ett fortsatt behov av att inventeringarna inom den nationella övervakningen kompletteras en uppföljning av häckningsresultatet, speciellt mot bakgrund av att den negativa trend som registrerats sedan mitten av 1990-talet. Under de senaste åren har häckningsresultatet bedömts på basis av information från för 60-80 storlomspar i länet. Inventeringarna har således omfattat 10-15 % av länets storlomsbestånd och torde ha gett en representativ bild av häckningsframgången.

På det nationella eller samnordiska planet bör man även överväga möjligheten att initiera ett ringmärkningsprogram för storlommen. Vår kunskap om storlommens överlevnads-, spridnings- och flyttningmönster bygger i huvudsak på analyser av återfynd av de fåglar som ringmärktes vid Rosittens Fågelstation i Ostpreussen (nuvarande ryska enklaven Kaliningrad) av Ernst Schüz under perioden 1929-41 (Schüz 1974, Nilsson 1977). Det finns således inget underlag för bedömningar av den årliga överlevnaden m.m. som återspeglar förhållandena under de senaste årtiondena, vilket är beklagligt med tanke på att huvuddelen av Europas storlommar häckar i Sverige, Finland och Norge. Ett sådant program kan kompletteras med kartläggning av spridningsmönster och flyttningvägar via satellitbaserad telemetri.

Smålom

Det är tveksamt om antalet inventerade smålomspar inom det nationella övervakningsprogrammet för fåglar är tillräckligt stort för att tillfredsställande kunna följa förändringar i beståndets storlek³⁰, och det finns av samma skäl som för storlommen dessutom ett fortsatt behov av riktade inventeringsinsatser som täcker upp häckningsresultatet, speciellt mot bakgrund av en ogynnsam bevarandestatus. För beståndet på Sydsvenska Höglandet bör inventeringarna fortsätta på ungefär samma nivå som under de senaste 10-15 åren så att årliga bedömningar av häckningsresultatet kan göras med ett underlag från åtminstone 10-15 häckningsplatser (inte nödvändigtvis samma lokaler varje år). Smålomsbeståndet i Dalsland ingår i det område som i det nationella inventeringsarbetet redovisas som Svealand inkl. Dalsland och som innefattar artens svenska kärnområde. En inventeringsnivå på ungefär samma nivå som de frivilliga arbetsinsatserna under de senaste 10-15 åren bedöms vara tillräckligt för att få ett underlag för artens häckningsframgång i landskapet.

Det har inte gjorts någon mer heltäckande kontroll av kända häckningsplatser för smålommen i Västra Götalands län sedan mitten av 1990-talet (Eriksson & Johansson 1997), så vi saknar underlag för en uppdaterad information om beståndets numerär. En ny heltäckande genomgång, som bör omfatta minst två besök vid varje lokal, bör övervägas. Man bör också återbesöka de närmare 40 häckningsplatser

³⁰ Inom de s.k. standardrutterna i den svenska fågeltaxeringen baseras bedömningarna för smålommen på ett genomsnittligt antal av endast 42 fåglar per år, jämfört med 131 för storlommen, för perioden 1998-2006 (Lindström & Svensson 2007, tabell 9).

som identifierats i Karviks (1964) inventeringar av ryggradsdjursfaunan i Dalsland under 1950-talet.

Åtgärder och hänsynstaganden

- Eftersom det inte är möjligt att få ett heltäckande underlag för status och trender i häckningsresultatet för både storlommen och smålommen (vare sig nationellt eller regionalt) inom det nationella övervakningsprogrammet för fåglar, kommer kompletterande frivilliga insatser att behövas även framöver. Under de senaste åren har drygt 100 personer varit engagerade i hela landet inom ramen för Projekt LOM, varav ungefär ett 40-tal i Västra Götalands län. Flera har medverkat i inventeringarna ända sedan arbetet startade 1994, och många av dem har uppnått en ålder där man inte kan räkna med de kan ställa upp under ytterligare en lång rad av år. Beroendet av frivilliga insatser innebär således en sårbarhet och för att säkerställa en långsiktighet behövs en mer omfattande nyrekrytering av inventerare. Möjligheterna att genom en samordning mellan de ideella insatserna och regional/nationell miljöövervakning minska den sårbarhet som är kopplad till beroendet av frivilliga insatser bör undersökas.
- Återinventering av alla häckningsplatser med uppgifter om häckande smålomar under 1900-talet, för att erhålla ett bättre underlag för en bedömning av beståndets storlek i länet.

Storlommens och smålommens representation in Natura 2000-nätverket i Västra Götalands län.

Både storlommen och smålommen är förtecknade i bilaga 1 till EUs fågeldirektiv³¹, och de skall således beaktas vid upprättandet av s.k. särskilda skyddsområden (SPA-områden) inom ramen för NATURA 2000. En bedömning av representationen av de båda lomarterna i SPA-nätverket i länet (som omfattar totalt 40 områden) har lett till slutsatsen att vare sig storlommen eller smålommen är representerade på en tillfredsställande nivå i SPA-nätverket i länet (se bilaga 3 för detaljer). Detta gäller för såväl storlommens häckningssjöar som för häckningstjärnar och fiskesjöar för smålom. Det är beklagligt eftersom ett förordnande som SPA-område innebär möjligheter att beakta förekomsten av de två lomarterna, t.ex. i utarbetandet av bevarandeplaner, och att föreskriva skötselåtgärder, riktlinjer och restriktioner om detta behövs för att säkerställa en god bevarandestatus.

Åtgärder och hänsynstaganden

- Representationen av både storlommen och smålommen i länets SPA-område bör ses över och det finns ett behov av att nätverket kompletteras med fler områden (se bilaga 3).

Prioritering av åtgärder – sammanfattande riktlinjer

Förvaltningen av de två lomarterna innefattar avvägningar vid upprättandet av skötsel- och bevarandeplaner såväl som vid handläggningen av tillståndsärenden om t.ex. strandskydd, trafik med snabba båtar (inkl. vattenskotrar), vindkraftsanläggningar och utsättning av fisk. Mer detaljerad information om olika hot- och

³¹ Rådets direktiv av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar (79/409/EEG).

problemfaktorer återfinns i det föregående kapitlet, och de viktigaste aspekterna kan sammanfattas som följer:

- För *storlommen* torde kontroll av vattennivån under ruvningsperioden vara den viktigaste enskilda åtgärden om man vill sörja för goda förhållanden för häckande fåglar. Restriktioner i tillträdet till häckningsöar och –holmar (t.ex. genom att etablera fågelskyddsområden) kan ge en positiv tilläggseffekt i sjöar där variationer i vattenståndet inte bedöms vara något problem eller kan hållas under kontroll. Bättre information kan behövas vid sjöar med befintliga fågelskyddsområden.
- För *smålommen* torde det långsiktiga säkerställandet av goda och livskraftiga bestånd av småvuxen laxartad och/eller mörtartad fiskesjöarna vara den viktigaste enskilda insatsen. Fiskesjöar som ligger i riskzonen för återförsurning bör således ges prioritet vid fördelningen av kalkningsmedel. – Däremot bör smålommens häckningsplatser undantas från kalkning. Vidare bör man inte ge tillstånd till avvattning av skogs- och myrmark i närområdet kring häckningstjärnarna.
- Häcknings- och fiskesjöar för storlom eller smålom får inte upplåtas för *användning av vattenskotrar*.
- *Vindkraftsanläggningar* bör undvikas inom en radie på 1 km kring häckningsplatser och fiskesjöar för storlom och smålom, liksom i flygstråken mellan smålommens fiskevatten och häckningsplatser.

BILAGA 1: METODBESKRIVNINGAR

Inventering och beräkning av häckningsresultat

Inventeringsarbetet inom Projekt LOM bygger på att varje häckningsplats besöks tillräckligt många gånger under våren och sommaren för att man skall få ett underlag för bedömningar om närvaron av ett stationärt eller häckande par, eventuella ungar och ungarnas överlevnad. Normalt förutsätter detta 3-6 besök fördelade över hela häckningsperioden. De inventeringar som organiserades av Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening (SÄOF) innan verksamheten startade i Projekt LOM 1994 byggde i stora drag på samma metoder (t.ex. Ahlgren m.fl. 1984, Eriksson m.fl. 1995, Eriksson & Johansson 1997). Inför arbetet med den föreliggande rapporten har underlaget före 1994 stämts av och smärre justeringar har gjorts för att få jämförbara siffror under hela tidsperioden från 1968 för storlommen och 1980 för smålommen. Vidare har tidigare sammanställningar av lommarnas häckningsresultat som publicerats under 1980- och 1990-talen behandlat ett område svarande mot västgötadeln av f.d. Älvsborgs län, norra och mellersta Halland och i några fall också Bohuslän (t.ex. Eriksson & Lindberg 1997), medan den här rapporten mera strikt följer den aktuella avgränsningen av Västra Götalands län. Därför kan uppgifterna för enstaka år skilja sig något från vad som har publicerats tidigare.

Vid besöken "i fält" av en tänkbar häckningslokal har närvaron av lommar (antal, om de uppträder par eller andra grupperingar), indicier på häckande par, eventuella ungar och deras storlek i relation till föräldrafåglarnas storlek noterats. Inventeringarna har rekommenderats att bedöma ungarnas storlek i fyra storleksklasser; I = <25 % av föräldrarnas längd, II = 25-50 %, III = 50-75 % och IV = >75 % av föräldrarnas längd. Även "negativa" resultat, dvs. frånvaro av vuxna fåglar eller ungar skall noteras och rapporteras.

Följande begrepp används i textavsnitten om häckningsresultatet:

- Stationärt par: Par i häckningsmiljö under häckningstid. För att kunna fastställa närvaron av ett stationärt par krävs antingen att det föreligger minst två observationer med minst två veckors mellanrum, eller att observation av ett par vid ett besökstillfälle kombineras med noteringar av häckningsindicierna för häckande par (se nedan) vid ett senare tillfälle samma säsong. För båda lomarterna (liksom för flertalet andra långlivade fågelarter) förekommer det att stationära par upprätthåller ett revir men avstår från häckningen enstaka år (Lehtonen 1970, Götmark m.fl. 1989 för storlommen; Dahlén & Eriksson 2002 för smålommen).
- Häckande par: Häckningsindicierna i form av observation av parning, bo, ägg, ruvande fågel och/eller ungar föreligger.
- Lyckad häckning: Häckning som resulterat i minst en "stor" (minst halv vuxen) unge, d.v.s. storleksklass III-IV.

Lommarnas häckningsresultat har redovisats med två parametrar:

- Ungproduktionen, beräknad som "medelantalet stora ungar per par", relaterat till "stationära par" för storlommen och "häckande par" för smålommen³².

³² Distinktionen mellan de två lomarterna föranleds av rent inventeringstekniska skäl. Det är oftast lättare att lokalisera smålommens bo vid ett besök vid en häckningsplats än att det är att hitta storlommens bo utan att störa fåglarna, så för smålommen kan huvuddelen av rapporterna relateras till häckande par medan detta gäller för bara en mindre del av underlaget för storlommen (systematisk upplekning av bon och ruvande fåglar har ingår inte i inventeringsinstruktionen för någon av arterna; i första hand för att undvika onödiga störningar).

- Procentandelen ungpålar med två stora ungar: Lommarna lägger i regel två (ytterst sällan tre) ägg. Oftast kläcks båda äggen, men det är vanligt att bara en av ungarna överlever till flygg ålder. Överlevnaden är i stor utsträckning beroende på hur framgångsrika föräldrafåglarna är sitt födosök och matningen av ungarna (Jackson 2003, för storlommen). Andelen ungpålar med två stora ungar är alltså en indikation på födosöksförhållandena och tillgången på bytesfisk i lämplig storlek.

Dessutom har häckningsresultatet beräknats för enstaka sjöar i de fall när det funnits uppgifter om häckningsresultatet under minst fem år under perioden 1994-2006. För varje sjö har det genomsnittliga häckningsresultatet beräknats som "medelantalet stora ungar per par och år" och "medel-% ungpålar med två stora ungar per år".

Tidstrender i häckningsresultatet har beräknats med Spearmans rangkorrelationskoefficient (Spearman r_s).

Bedömning av vattenkemiska förhållanden och försurningsstatus i lommarnas häcknings- och födosökssjöar

Vattenkemi och försurningsstatus i häckningssjöar och fiskevatten har relaterats till följande parametrar:

- pH-värdet, som är ett mått på sjöns surhet. Sjöar med uppgifter om pH-värden under 5,5 (innan sjön blev föremål för kalkning) har bedömts vara försurnings-skadade, eftersom försurningseffekter som kan påverka lommarnas möjligheter till födosök genom minskad fisktillgång eller ökat siktdjup är mest påtagliga när pH-värdet sjunker under detta värde (t.ex. Brodin 1995). Flera av storlommens häckningssjöar och smålommens fiskevatten i länet är sedan 1980-talet föremål för kalkning, och man bör räkna med bestående ekologiska förändringar under lång tid, även om pH-värdet efter kalkningen legat på en högre nivå och fiskbestånden återhämtat sig (t.ex. Appelberg 1995, Henrikson & Brodin 1995).
- Alkalinitet, som är ett mått på sjöns buffertkapacitet eller förmåga att motstå surt nedfall.
- Totalfosforhalt, som är ett mått på sjöns näringsstatus och produktivitet. Det finns ett ganska komplicerat samband mellan produktivitet och förekomsten av abborre och mörtartade fiskar (t.ex. Persson m.fl. 1991).
- Absorbans, som är ett mått på genomsläppligheten av ljus i vattnet. Ljusförhållandena påverkas i första hand av humushalten och grumligheten. Eftersom lommarna är s.k. visuella predatorer som lokaliserar sina byten med hjälp av synen kan siktförhållandena vara av stor betydelse för valet av sjöar (Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991 för storlommen). För några sjöar med information om färgvärden har dessa räknats om till absorbansvärden, i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999).

De vattenkemiska förhållandena har bedömts med ledning de riktlinjer som tillämpas av Naturvårdsverket (1999). För flertalet sjöar bygger bedömningarna på medelvärden av mätningarna inom den s.k. riksinventeringen av sjöar 1990, 1995, 2000 och 2005; med information tillgänglig för minst två av åren. För att bedöma om sjön har varit försurningspåverkad har även mätdata från 1972, 1975 och 1985 använts. Kompletterande information om sjöar som inte ingår i riksinventeringen har erhållits från Länsstyrelsen Västra Götaland. För dessa sjöar har data från vin-

terhalvåret 1990, 1995, 2000 och 2005 använts för att erhålla information som är jämförbar data från riksinventeringen.

Eventuella samband mellan vattenkemiska parametrar och häckningsresultatet har undersökts med Spearmans rangkorrelationskoefficient (Spearman r_s).

Bedömning av antal fiskarter och tätheten av fisk

Bedömningar av antalet fiskarter och tätheten av fisk har gjorts med ledning av provfiskeresultat. Information har i första hand hämtats från Fiskeriverkets provfiskedatabas, med kompletterande uppgifter från Länsstyrelsen Västra Götaland för några sjöar som saknas i Fiskeriverkets databas.

Information om antalet fiskarter bygger på provfisken under perioden 1980-2006. Uppgifter finns för totalt 21 sjöar; 16 sjöar häckningssjöar för storlom och nio fiskesjöar för smålom (inklusive fyra sjöar som nyttjas både av häckande storlomsjöar och fiskande smålommar). Primärdata sammanfattas i bilaga 2, tabell IV.

För bedömningar av fisktätheten har enbart provfisken från perioden 1994-2006 använts, dvs. samma period som täcks av inventeringarna inom Projekt LOM. Materialet omfattar totalt 12 sjöar; 11 storlomssjöar och tre fiskesjöar för smålom (inklusive två storlomssjöar som också nyttjas av fiskande smålommar; bilaga 2, tabell V). Ett relativt mått på förekomsten har beräknats som medelantalet fiskar per nätansträngning, enligt de metoder som rekommenderas av Fiskeriverket. Skattningarna redovisas på basis av provfiske med bottennät, och inga justeringar har gjorts med hänsyn till eventuell nätselektivitet (Kinnerbäck 2001).

Eventuella samband mellan fisktäthet och häckningsresultatet har undersökts med Spearmans rangkorrelationskoefficient (Spearman r_s). Beräkningar har dels gjorts för hela fångsten, dels uppdelad på abborre, mörtartad fisk (mört, björkna, braxen, elritsa, elritsa, sarv, löja, sutare) och laxartad fisk (siklöja, sik, nors, öring, röding, regnbåge). Separata analyser gjordes dessutom för småvuxen fisk (mindre än 20 cm) eftersom lomungarna knappast kan hantera bytesfiskar av större storlek.

BILAGA 2: Primärdatatabeller

Tabell I. Nivåer och trender i storlommens häckningsresultat i sjöar med data för minst fem år under perioden 1994-2006.

Sjö ^a	Top. karta	Koordinater (Rikets nät)		Kommun(er)	Areal, km ²	Uppskattat antal par ^b	Antal stora ungar			% ungpårlar med 2 stora ungar		
		x	y				Medelvärde per par och år	Trend, Sperman r _s	Antal år	Medelvärde per år	Trend, Sperman r _s	Antal år
9. Norra Svansjön	5C NO	634451	133674	Svenljunga	0,86	2-4	0,25	0,90	5	-	-	3
23. Fegen	6C SO	635040	133900	Svenljunga, Falkenberg (Hallands län), Gislaved (Jönköpings län)	23,70	15-20	0,39	-0,32	11	10 %	-0,55	9
8. Grysjön	6C SO, 6D SV	636286	134951	Tranemo	0,59	1	0,20	-0,09	10	-	-	2
16. Yttre Älvsjön	6C SO	636452	134376	Tranemo	0,31	1	0,33	0,14	9	-	-	2
47. Älgsjön - Öxabäck	6C SV	636479	132039	Mark	0,36	1	0,88	-0,16	8	40 %	-0,29	5
10. Stora Horredsön	6B SO	636512	129668	Mark, Kungsbacka, Varberg (Hallands län)	5,93	1	0,25	-0,25	8	-	-	3
32. Övre Älvsjön	6C SO	636613	134478	Tranemo	0,54	1	0,50	0,01	12	-	-	4
49. Öxasjön	6C SV	636696	131979	Mark	0,30	1	1,00	-0,74***	11	50 %	-0,87***	8
14. Pjukasjön	6D SV	636824	135003	Tranemo	0,27	1	0,27	-0,39	11	-	-	3
37. Lagmanshagasjön	6D NV	638014	136892	Tranemo	3,08	1-2	0,60	-0,22	5	-	-	2
17. Ösön	6D NV	638289	135529	Tranemo	0,30	1	0,33	0,15	12	-	-	3
29. Frisjön	6C NO	639134	132882	Borås	6,85	cirka 5	0,43	0,11	13	35 %	0,36	10
18. Storsjön - Viskafors	6C NV	639330	132199	Borås	1,54	1	0,33	0,60**	12	-	-	3
1. Sisjön	6B NV	639564	127089	Göteborg	0,28	1	0,00	0,00	5	-	-	0
42. Finnsjön	6B NO	639565	128173	Härryda, Mölndal	1,06	1-2	0,67	-0,50	9	-	-	4
21. Skärsjön - Landvetter	6B NO	639566	128728	Härryda	0,46	1	0,38	-0,27	13	-	-	1
6. Yxsjön	6B NO	639716	128396	Härryda	1,04	1-2	0,17	-0,87***	12	-	-	3
38. Kärrsjön	7B SO	639716	129176	Härryda	0,42	1	0,60	0,00	5	-	-	2
27. Viaredssjön	7C SV	640086	131710	Borås, Bollebygd	3,79	1-2	0,42	-0,76***	12	0 %	0,00	5
45. Pickesjön	7C SO	640128	132565	Borås	0,28	1	0,85	0,09	13	38 %	0,06	8
30. Östra Nedsjön	7C SV	640458	130232	Bollebygd	7,40	1-2	0,44	0,17	9	-	-	4
24. Hornasjön	7B SO	640473	129112	Härryda	1,36	1-2	0,39	0,03	9	-	-	3
25. Sandsjön - Härryda	7B SO	640497	128906	Härryda	0,89	1	0,40	-0,87	5	-	-	2
4. Stora Sturven	7B SO	640619	129618	Lerum	1,04	2	0,15	0,07	13	-	-	3
31. Stora Stamsjön	7B SO	640680	128957	Lerum, Partille	0,67	1	0,45	0,68**	11	-	-	3
3. Tvärsjön	7B SO	640773	129726	Lerum	0,89	1	0,08	0,22	12	-	-	1
19. Vibosjön	7B SO	640980	130333	Lerum, Bollebygd	0,57	1	0,36	-0,46	11	-	-	3
22. Uspen	7B SO	641068	129720	Lerum	1,40	1	0,38	-0,31	13	-	-	4
46. Torskabotten	7B SO	641517	129927	Lerum	0,92	1	0,85	-0,05	13	22 %	0,21	9
39. Sölsjön	7C SV	641649	131981	Borås	0,18	1	0,60	-0,72**	10	20 %	-0,71	5
5. Brängen	7D SO	641863	137912	Ulricehamn, Mullsjö (Jönköpings län)	2,60	2	0,15	-0,63**	12	-	-	2
44. Stora Tränningen	7C SV	642059	132162	Vårgårda, Borås	1,02	1	0,80	0,00	5	-	-	2
12. Mörkabosjön	7C SV	642499	131762	Vårgårda	0,34	1	0,25	0,11	12	-	-	3

Sjö ^a	Top. karta	Koordinater (Rikets nät)		Kommun(er)	Areal, km ²	Uppskattat antal par ^b	Antal stora ungar			% ungpullar med 2 stora ungar		
		x	y				Medelvärde per par och år	Trend, Sperman r_s	Antal år	Medelvärde per år	Trend, Sperman r_s	Antal år
20. Ornungasjön	7C NO	643134	132942	Vårgårda	2,80	3-4	0,36	-0,54*	12	12 %	-0,47	10
2. Kolbengtserödsjön	8B SV	646448	127280	Uddevalla	0,63	1	0,00	0,00	6	-	-	0
13. Vristulven	8D NO	649519	137757	Skövde, Mariestad	4,54	2-3	0,26	-0,42	11	-	-	4
36. Stora Holmevatten - Kynnefjäll	9B SV	651960	126392	Munkedal	1,00	1-2	0,58	0,85***	12	0 %	0,00	8
28. Löv - Kynnefjäll	9B SV	652129	126593	Munkedal	0,37	1	0,42	-0,18	12	-	-	4
26. Sälesjön - Kynnefjäll	9B SV	652280	126317	Munkedal	0,40	1	0,40	0,71	5	-	-	1
48. Skottbackatjärn	9B NV	653480	127241	Dals-Ed	0,18	1	0,88	-0,66*	8	57 %	-0,72*	7
43. Husetjärn - Rävmar- ken	10B SV	655057	126257	Dals-Ed	0,32	1	0,70	-0,51	10	40 %	-0,29	5
7. Stora Tresticklan	10B SV	655209	126937	Dals-Ed	1,08	1	0,18	-0,67**	11	-	-	2
40. Valsebotjärn	10B SO	655651	127926	Dals-Ed	0,29	1	0,64	-0,31	11	50 %	-0,68	6
33. Bomarkstjärn	10B SV	655653	127357	Dals-Ed	0,37	1	0,50	-0,84*	6	-	-	2
34. Hagetjärn - Rörviken	10B SV	655769	127221	Dals-Ed	0,18	1	0,50	-0,63	8	-	-	4
41. Lilla Ulvattnet	10B SV	655830	127145	Dals-Ed	0,20	1	0,64	-0,09	11	40 %	0,52	5
11. Nästjärnet	10B SV	655951	126919	Dals-Ed, Halden (Norge)	0,17	1	0,25	-0,25	12	-	-	3
15. Försjö (Fursjö) - Dalen	10B SV	656576	127142	Dals-Ed	0,47	1	0,30	-0,34	10	-	-	4
50. Gravalssjön	10B SV	656749	127081	Dals-Ed	1,36	1	1,63	-0,51	8	63 %	-0,24	10
35. Stora Le	10B NV, SV, SO	658500	127455	Dals-Ed, Bengtsfors, Årjäng, (Värmlands län), Halden (Norge)	86,19	minst 5	0,57	-0,30	12	23 %	-0,35	8

Anmärkning: För sjöar belägna i flera län avser uppgifterna hela sjön, inte enbart den del som ligger i Västra Götalands län.

^a Numreringen är densamma som på kartan som visar var de olika sjöarna är belägna och deras genomsnittliga häckningsframgång.

^b Uppskattning på basis av rapporteringen till Projekt LOM 1994-2006.

* 0,05<P<0,10, ** 0,05<P<0,01, *** P<0,01.

Tabell II. Fiskesjöar för smålom i Västra Götalands län.

Sjö	Top. karta	Koordinater (Rikets nät)		Kommun(er)	Areal, km ²	Antal inven- terade häck- nings- tjärnar ^a	Medel- avstånd från fiske- sjön, km	Antal stora ungar			% ungfiskar med 2 stora ungar		
		x	y					Medelvärde per par och år	Trend ^b , Sperman r_s	Antal år	Medelvärde per år	Trend ^b , Sperman r_s	Antal år
Fegen	6C SO	635040	133900	Svenljunga, Falkenberg (Hallands län), Gislaved (Jön- köpings län)	23,70	6	2,4	1,00	0,03	15	63 %	-0,09	14
Majsjön	6D SV	635334	135239	Gislaved (Jönköpings län)	2,78	2	4,7	0,50	-0,03	13	67 %	0,20	6
Fävren	6C SV	635900	130291	Mark, Varberg (Hallands län)	4,19	4	5,2	0,96	-0,18	9	31 %	-0,04	8
Öjasjön	6C SV	636744	131612	Mark	1,30	5	6,1	0,68	0,44	12	25 %	0,48	10
Östra Öresjön	6C NV, SV	637523	131260	Mark	3,73	-	-	-	-	-	-	-	-
Stensjö	6B NO	638030	128212	Kungsbacka (Hallands län)	3,00	7	7,1	0,43	-0,33	13	28 %	-0,47	10
Sämsjön	6D NV	639084	135328	Ulricehamn, Tranemo	8,28	-	-	-	-	-	-	-	-
Åsunden (inkl. Yttre Åsunden)	7D SV, 6C NO, 6D NV	639683	134896	Ulricehamn, Borås	33,49	-	-	-	-	-	-	-	-
Viaredssjön	7C SV	640086	131710	Borås, Bollebygd	3,79	1	2,1	1,00	-0,34	12	33 %	-0,18	9
Östra Nedsjön	7C SV	640458	130232	Bollebygd	7,40	4	2,7	0,66	-0,36	16	21 %	0,28	12
Öresjö (N Borås)	7C SO	640757	132960	Borås	5,99	-	-	-	-	-	-	-	-
Ören	7C SV	641330	130671	Alingsås, Bollebygd	1,44	2	3,8	0,85	0,29	13	50 %	0,05	9
Sävelången	7B SO, 7C SV	641461	129543	Lerum, Alingsås	5,09	-	-	-	-	-	-	-	-
Säven	7C NO, SO	642608	132524	Borås, Vårgårda	12,10	1	5,1	1,33	-0,37	9	33 %	-0,37	9
Åstjärnet	9B NO	653631	128429	Dals-Ed	0,19	2	4,1	1,11	-0,20	9	38 %	0,51	8
Boksjön (Södra Boksjön)	9B NV, 10B SV	654899	126380	Dals-Ed, Halden (Norge)	8,13	1	3,9	1,29	0,50	7	57 %	0,00	7
Lelång	10B SO, NO	655087	129475	Bengtstors, Årjäng (Värmlands län)	54,16	-	-	-	-	-	-	-	-
Stora Le	10B NV, SV, SO	658500	127455	Dals-Ed, Bengtstors, Årjäng, (Värmlands län), Halden (Nor- ge)	86,19	9	1,9	0,64	-0,20	13	18 %	-0,31	12

Anmärkning: För sjöar belägna i flera län avser uppgifterna hela sjön, inte enbart den del som ligger i Västra Götalands län.

^a Uppskattning baserad på information om totalt antal undersökta häckningstjärnar 1990-2006; alla tjärnar har inte besökts varje år. Siffran innefattar för sjön Fegen två häckningstjärnar strax utanför länsgränsen i Hallands och Jönköpings län och för Stensjö fem häckningstjärnar i Hallands län.

^b Inga tidstrender kunde fastställas med statistisk signifikans.

Tabell III. Vattenkemiska förhållanden (medelvärden från provtagningar 1990-2005, antal mätningar inom parentes).

Sjö	Koordinater (Rikets nät)		Häckningssjö för storlom (ref. tabell I) ^a	Fiskesjö för smålom (ref. tabell II) ^b	pH	Alkalinitet, mekv/l	Totalfosfor, mg/l	Absorbans, f _{420/5}	Försurnings- påverkad
	x	y							
Norra Svansjön	634451	133674	X	-	6,43 (3)	0,10 (3)	0,010 (2)	0,10 (3)	-
Fegen	635040	133900	X	X	6,48 (3)	0,10 (3)	0,008 (2)	0,12 (3)	1
Majsjön	635334	135239	-	X	6,44 (3)	0,13 (3)	0,010 (3)	0,13 (3)	0
Fävren	635900	130291	-	X	6,91 (4)	0,18 (4)	0,015 (3)	0,06 (4)	0
Grysjön	636286	134951	X	-	6,95 (4)	0,26 (4)	-	0,38 (4)	1
Yttre Älvsjön	636452	134376	X	-	6,10 (2)	0,07 (2)	-	0,21 (2)	1
Älgsjön - Öxabäck	636479	132039	X	-	7,35 (4)	0,56 (4)	-	0,06 (4)	1
Stora Horredsön	636512	129668	X	-	6,94 (3)	0,25 (3)	0,007 (3)	0,05 (3)	0
Öxasjön	636696	131979	X	-	7,20 (4)	0,38 (4)	-	0,18 (4)	1
Öjasjön	636744	131612	-	X	6,63 (3)	0,11 (3)	-	0,15 (3)	1
Östra Öresjön	637523	131260	-	X	6,76 (3)	0,13 (3)	0,009 (2)	0,11 (3)	0
Lagmanshagasjön	638014	136892	X	-	-	-	-	-	0
Stensjö	638030	128212	-	X	-	-	-	-	0
Ösjön	638289	135529	X	-	-	-	-	-	0
Frisjön	639134	132882	X	-	6,43 (4)	0,13 (4)	-	0,16 (4)	0
Storsjön - Viskafors	639330	132199	X	-	6,41 (3)	0,10 (3)	0,008 (3)	0,14 (3)	1
Sisjön	639564	127086	X	-	-	-	-	-	1
Finnsjön	639565	128173	X	-	6,54 (4)	0,13 (4)	-	0,11 (4)	1
Skärsjön - Landvetter	639566	128728	X	-	-	-	-	-	1
Åsunden	639683	134896	-	X	7,79 (2)	1,10 (2)	0,018 (2)	0,07 (2)	0
Yxsjön	639716	128396	X	-	6,85 (3)	0,24 (3)	0,007 (3)	0,09 (3)	1
Viaredssjön	640086	131710	X	X	6,77 (4)	0,20 (4)	0,009 (3)	0,12 (4)	0
Pickesjön	640128	132565	X	-	6,87 (3)	0,19 (3)	-	0,05 (3)	1
Östra Nedsjön	640458	130232	X	X	6,87 (3)	0,16 (3)	-	0,05 (3)	0
Öresjö (N Borås)	640757	132960	-	X	-	-	-	-	0
Hornasjön	640473	129112	X	-	7,00 (3)	0,33 (3)	-	0,04 (3)	1
Sandsjön - Härryda	640497	128906	X	-	6,77 (3)	0,18 (3)	-	0,09 (3)	1
Stora Sturven	640619	129618	X	-	6,96 (3)	0,22 (3)	0,008 (2)	0,08 (3)	1
Tvärsjön	640773	129726	X	-	6,86 (2)	0,18 (2)	0,005 (2)	0,04 (2)	1
Vibosjön	640980	130333	X	-	6,75 (4)	0,21 (4)	-	0,13 (4)	1

Sjö	Koordinater (Rikets nät)		Häckningssjö för storlom (ref. tabell I) ^a	Fiskesjö för smålom (ref. tabell II) ^b	pH	Alkalinitet, mekv/l	Totalfosfor, mg/l	Absorbans, f _{420/5}	Försurnings- påverkad
	x	y							
Uspen	641068	129720	X	-	7,20 (4)	0,30 (4)	-	0,07 (4)	1
Ören	641330	130671	-	X	6,50 (3)	0,15 (3)	0,007 (2)	0,19 (3)	1
Sävelången	641461	129543	-	X	-	-	-	-	0
Torskabotten	641517	129927	X	-	-	-	-	-	1
Sälsjön	641649	131981	X	-	6,94 (3)	0,37 (3)	0,007 (2)	0,09 (3)	0
Brängen	641863	137912	X	-	-	-	-	-	0
Stora Tränningen	642059	132162	X	-	-	-	-	-	1
Mörkabosjön	642499	131762	X	-	-	-	-	-	0
Säven	642608	132524	-	X	6,63 (3)	0,12 (3)	0,009 (2)	0,15 (3)	0
Örnungasjön	643134	132942	X	-	-	-	-	-	0
Vristulven	649519	137757	X	-	-	-	-	-	0
Stora Holmevatten - Kynnefjäll	651960	126392	X	-	6,13 (3)	0,10 (3)	-	0,08 (3)	1
Löv - Kynnefjäll	652129	126593	X	-	-	-	-	-	1
Skottbackatjärn	653480	127241	X	-	7,03 (4)	0,21 (4)	-	0,06 (4)	-
Boksjön (Södra Boksjön)	654899	126380	-	X	-	-	-	-	1
Lelång	655087	129475	-	X	-	-	-	-	0
Valsebotjärn	655651	127626	X	-	6,85 (4)	0,21 (4)	-	0,11 (4)	1
Lilla Ulvattnet	655830	127145	X	-	6,68 (4)	0,17 (4)	-	0,13 (4)	-
Nästjärnet	655951	126919	X	-	-	-	-	-	1
Gravdalssjön	656749	127081	X	-	7,00 (4)	0,19 (4)	0,007 (2)	0,03 (4)	0
Stora Le	658500	127455	X	X	6,63 (4)	0,08 (4)	0,005 (3)	0,06 (4)	0

^a Endast sjöar med information om storlommens häckningsresultat för minst fem år under perioden 1994-2006 har X-markerats.

^b Innefattar sjöar utanför Västra Götalands län som bedömts som troliga fiskevatten för smålommar med häckningsplatser inom länet.

Tabell IV. Fiskarter (data från provfisken 1980-2003).

Sjö	Häcknings- sjö för storlom (ref. tabell I)	Fiskesjö för små- lom (ref. tabell II) ^a	Provfiske, år	Braxen	Björkna	Löja	Elritsa	Sarv	Mört	Sutare	Öring	Nors	Regn- bågs-lax	Röding	Sik	Siklöja	Gädda	Lake	Berg- simpa	Abborre	Gös	Gers	Antal fisk-arter
Fegen	X	X	1980, 1981, 1983, 1995, 2003	X		X		X	X	X					X	X	X	X	X	X	X	X	13
Majsjön	-	X	1993, 2003	X					X	X			X		X	X	X	X		X	X		10
Fävren	-	X	1980	X				X	X	X						X	X			X			7
Stora Horred- sjön	X	-	1984, 1987, 1997, 2002	X		X		X	X	X		X	X		X		X			X			10
Lagmanshaga- sjön	X	-	1999	X				X	X							X	X	X		X	X		8
Stensjö	-	X	1980		X				X						X	X	X			X		X	7
Viaredssjön	X	X	1996	X					X						X	X	X			X	X		7
Östra Nedsjön	X	X	1983				X		X	X	X			X		X	X			X			8
Hornasjön	X	-	1984, 1987														X			X			2
Stora Sturven	X	-	2002						X			X					X			X			4
Stora Stamsjön	X	-	2002						X								X			X			3
Vibosjön	X	-	1981						X											X			2
Ören	-	X	1981						X								X			X			3
Stora Tränning- en	X	-	2000						X								X			X			3
Vristulven	X	-	1996	X		X		X	X								X			X		X	7
St. Holmevatten – Kynnefjäll	X	-	1983, 1992, 2003														X			X			2
Löv - Kynnefjäll	X	-	2002						X								X			X			3
Sälesjön - Kyn- nefjäll	X	-	1983, 2002						X								X			X			3
Boksjön (Södra Boksjön)	-	X	1989								X			X						X			3
Stora Trestick- lan	X	-	1981																	X			1
Stora Le	X	X	1984						X			X			X	X	X	X		X	X	X	9
Antal sjöar %				7 33 %	1 5 %	3 14 %	1 5 %	5 24 %	17 81 %	5 24 %	2 10 %	3 14 %	2 10 %	2 10 %	6 19 %	8 38 %	18 86 %	4 19 %	1 5 %	21 100 %	5 24 %	4 19 %	

^a Innefattar sjöar utanför Västra Götalands län som bedömts vara troliga fiskevatten för smålommar med häckningsplatser inom länet.

Tabell V. Provfiskeresultat med bottennät (data från 1994-2003).

Sjö	Häcknings- sjö för stor- lom (ref. tabell I)	Fiskesjö för små- lom (ref. tabell II) ^a	Provfiske; månad, år	Antal nät	Braxen	Löja	Sarv	Mört	Sutare	Nors	Regnbågs- lax	Sik	Siklöja	Gädda	Lake	Bergsimpa	Abborre	Gös	Gers	Totalt	därv mörtartad fisk	därv lax- artad fisk
Fegen	X	X	aug. 1995	80																		
< 20 cm					0,1	0,8	0,0	8,0				0,2	3,9	0,0	0,1	0,1	13,9	0,1	6,7	33,8	8,1	4,1
<20 cm			aug. 2003	56	-	0,8	0,0	6,4				-	3,9	-	0,0	0,0	13,3	0,0	6,7	31,1	6,4	3,9
Medelvärde					0,5	0,5		5,5				0,1	4,3	0,0	0,1		19,6	0,4	5,2	36,2	6,0	4,4
<20 cm					0,0	0,5		4,9				-	4,3	-	-		18,9	0,3	5,2	34,0	4,9	4,3
					0,3	0,7	0,0	6,8				0,2	4,1	0,0	0,1	0,1	16,8	0,3	6,0	35,0	7,6	4,3
					0,0	0,7	0,0	5,7				-	4,1	-	0,0	0,1	16,1	0,1	6,0	32,6	6,4	4,1
Majsjön	-	X	juli 2003	48	1,1			5,0	0,1		0,0	0,0	3,8	0,1	0,0		5,8	0,2		16,1	6,1	3,8
< 20 cm					0,9			5,0	0,0		-	0,0	3,8	-	-		5,7	0,1		15,5	5,9	3,8
St. Horredsön	X	-	juli 1997	48	0,2		0,1	5,4	0,0	0,5		0,1		0,1	0,0		21,6			28,0	5,7	0,6
< 20 cm					-		0,1	3,9	-	0,5		0,0		-	0,0		20,2			24,7	4,0	0,5
< 20 cm			juli 2002	48	0,2		0,4	5,5	-	0,9		0,6		0,2	0,1		20,1			28,0	6,1	1,5
Medelvärde					0,0		0,3	4,2	-	0,9		0,1		0,0	-		18,6			24,1	4,5	1,0
< 20 cm					0,2		0,3	5,5	0,0	0,7		0,4		0,2	0,1		20,9			28,0	5,9	1,1
					0,0		0,2	4,1	-	0,7		0,1		0,0	0,0		19,4			24,4	4,8	0,8
Lagmanshagasjön	X	-	juli 1999	39	0,4	0,8		3,4					7,3	0,1	0,1		6,3	0,6		19,0	4,6	7,3
< 20 cm					0,1	0,8		2,5					7,3	-	-		5,6	-		16,3	3,4	7,3
Viaredssjön	X	X	aug. 1996	48	0,6			3,6				0,4	0,8	0,0			9,3	0,0		14,7	4,2	1,2
> 20 cm					0,1			3,4				-	0,8	-			9,1	-		13,4	3,5	0,8
Stora Sturven	X	-	aug. 2002	40				6,2		1,3				0,0			6,5			14,0	6,2	1,3
< 20 cm								5,7		1,3				-			5,3			12,3	5,7	1,3
Stora Stamsjön	X	-	aug. 2002	24				4,9						0,1			26,3			31,3	4,9	-
< 20 cm								3,2						-			22,7			25,9	3,2	-
St. Tränningen	X	-	aug. 2000	24				11,9						0,4			24,3			36,6	11,9	-
> 20 cm								9,7						-			22,4			32,1	9,7	-
Vristulven	X	-	juli 1996	32	0,2	5,8	0,2	6,0						0,1			29,3		6,3	47,9	12,2	-
< 20 cm					0,1	5,8	0,2	5,9						-			28,5		6,3	46,7	11,9	-
St. Holmevatten - Kynnefjäll	X	-	sept. 2003	22										0,1			20,5			20,6	-	-
< 20 cm														-			16,6			16,6		
Löv – Kynnefjäll	X	-	aug. 2002	16				19,9						0,1			18,4			38,4	19,9	-
< 20 cm								19,0						-			15,6			34,6	19,0	-
Sälesj. – Kynnefjäll	X	-	sept. 2002	16				9,9						0,4			15,9			26,2	9,9	-
< 20 cm								8,4						-			11,6			20,0	8,4	-

^a Innefattar sjöar utanför Västra Götalands län som bedömts vara troliga fiskevatten för smålommar med häckningsplatser inom länet.

BILAGA 3: Representationen av storlom och smålom i nätverket av s.k. särskilda skyddsområden (SPA-områden) i Västra Götalands län

Inom ramen för tillämpningen av det s.k. Fågeldirektivet³³ skall EUs medlemsländer bland annat upprätta ett nätverk av s.k. särskilda skyddsområden (SPA-områden) varvid man speciellt skall ta hänsyn till fågelarter som förtecknas i bilaga 1 till direktivet. För varje SPA-område skall en förteckning av de arter som speciellt skall beaktas för det aktuella området upprättas. I länet finns totalt 40 SPA-områden som förordnats med stöd av bestämmelser i Miljöbalken (2:a avd., 7 kap.). Både storlommen och smålommen är förtecknade i bilaga 1 till Fågeldirektivet, och de skall således vara representerade på en tillfredsställande nivå i SPA-nätverket.

Representationen av häckningssjöar och fiskevatten för de två lomarterna i SPA-nätverket har stämts av mot information på Naturvårdsverkets hemsida, www.naturvardsverket.se, den 23 november 2006.

Avstämning av representationen av de två lomarterna i det befintliga SPA-nätverket.

Storlommen har förtecknats för åtta (20 %) de totalt 40 områdena i länet. Ungefär 10 % av länets storlomspår bedöms ha sina häckningsplatser inom SPA-områdena (cirka 50 av 500-600 par; tabell I). Därutöver kan man (bland annat med ledning av rapporteringen till Projekt LOM) sluta sig till att storlommen häckar med ytterligare 3-4 par i två SPA-områden där den inte förtecknats (Bredfjället och Sandsjöbacka; tabell I).

Smålommen är förtecknad för sex områden (15 %; fem häckningslokaler och en fiskesjö; tabell I). 10-20 % av smålomsbeståndet (6-10 av 50-70 par) bedöms häcka inom länets SPA-områden och 5-10 % av beståndet nyttjar den enda fiskesjö, Fe-gen, som ingår i SPA-nätverket. Smålommen nyttjar även Stora Le som fiskesjö, men arten är inte förtecknad för det SPA-område som omfattar delar av sjön, och det är oklart i vilken utsträckning arten uppträder inom de delarna.

Bedömning

Det finns inga klara instruktioner för hur stor andel av den häckande populationen eller antalet häckningslokaler som skall finnas med i SPA-nätverket för att man skall anse att det har en tillfredsställande täckning för den aktuella arten. Som en vägledning kan man emellertid snegla på hur man bedömer om en fågelart är representerad på en tillräcklig nivå i nätverket av s.k. "Important Bird Areas" (IBA), eftersom IBA-kriterierna till stora delar sammanfaller med de kriterier som används för urvalet av SPA-områden (Heath & Evans 2000)³⁴. För arter som i likhet med storlommen och smålommen bedöms ha en ogynnsam bevarandestatus på europeisk nivå gäller att varje land som hyser minst 1 % av det europeiska beståndet skall identifiera alla områden som hyser minst 1 % av det häckande beståndet på nationell nivå och att en viss andel av dessa områden skall ingå i IBA-nätverket

³³ Rådets direktiv av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar (79/409/EEG).

³⁴ Utöver kriterier kopplade till populationsnivåer (t.ex. att området skall hysa minst 1 % av det nationella beståndet av en art förtecknas på bilaga 1 i EUs fågeldirektiv) tillämpas för svensk del även ett kriterium om att ett område som hyser minst tre häckande arter förtecknade på bilaga 1 kan utpekas som SPA-område.

(hur stor andel beror på hur stor del av det europeiska beståndet som häckar i landet). Om man skalar ner den här tillämpningen till regional nivå och för Västra Götalands län innebär det (efter diverse räkneoperationer, se Heath & Evans 2000) att minst fem områden med vardera minst 1 % av länets bestånd av storlom (5-6 par) respektive smålom (minst 1-2 par) bör ingå i SPA-nätverket. För smålommen bör nätverket dessutom innefatta minst fem fiskesjöar som nyttjas av vardera minst 1 par.

En sammanfattande bedömning leder till slutsatsen att vare sig storlommen eller smålommen är representerade på en tillfredsställande nivå i SPA-nätverket i länet. Detta gäller såväl storlommens häckningssjöar som smålommens häckningstjärnar och fiskesjöar. Detta är beklagligt eftersom ett förordnande som SPA-område innebär möjligheter att beakta lommarna, t.ex. i utarbetandet av bevarandeplaner, och att föreskriva nödvändiga skötselåtgärder, riktlinjer och restriktioner om detta behövs för att säkerställa en god bevarandestatus:

- För *storlommen* finns för närvarande bara tre SPA-områden med minst 1 % av länets häckande bestånd (Fegen, Stora Le, Yttre Kräklingarna) varför SPA-nätverket bör kompletteras med minst två områden med minst 5-6 par vardera, fördelade mellan en eller flera sjöar. Till viss del torde bristen kunna täckas genom en översyn av artens förekomst i befintliga SPA-områden samt att några pSCI-områden med förekomst av storlom även utpekas som SPA-områden.
- För *smålommen* bör förordnandet av SPA-områden ses över, även om antalet häckningsplatser i SPA-nätverket uppfyller minimikravet. En strävan bör vara att minst fem häckningsplatser (med vardera minst 1-2 par) inom SPA-nätverket matchas mot minst en fiskesjö med SPA-förordnande, så att likaledes minst fem fiskesjöar ingår. Möjligheten att förordna fiskesjöar tillsammans med kringliggande häckningstjärnar som sammanhållna SPA-områden bör undersökas. I andra hand bör man sörja för att kända häckningsplatser för smålommen förordnas som separata SPA-områden eller ingår som enklaver till det SPA-område som fiskesjön omfattar.

Tabell I. Särskilda skyddsområden (SPA-områden) med förekomst av storlom och/eller smålom.

OMRÅDE	NATURA 2000-KOD	UPPSKATTAT ANTAL		ANMÄRKNING
		Storlom	Smålom	
Bare Mosse	SE054 0008	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området	1-2	För smålommen har antalet par bedömts med ledning av bedömning (på karta) av förekomsten av lämpliga häckningsplatser i området
Bredfjället	SE052 0146	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området, se även anm.	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området	Storlom häckar i området (uppskattningsvis 2-3 par) men arten är inte förtecknad för SPA-området
Fegen	SE053 0001	17-24	6	Fiskesjö för smålom. Bedömningen av antalet par bygger på information i bilaga 2, tabellerna I och II.
Komosse (västra)	SE053 0008	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området	2-3	För smålommen har antalet par bedömts med ledning av bedömning (på karta) av förekomsten av lämpliga häckningsplatser i området
Kynnefjäll	SE052 0141	3-4	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området	För storlommen har antalet par bedömts med ledning av rapporteringen till Projekt LOM 1994-2006.
Risveden	SE053 0073	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området	1	För smålommen har antalet par bedömts med ledning av rapporteringen till Projekt LOM 1994-2006.
Sandsjöbacka	SE052 0033	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området, se även anm.	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området	Storlom häckar i området (minst 1 par) men arten är inte förtecknad för SPA-området
Stora Le	SE053 0128	minst 5	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området, se även anm.	Fiskesjö för smålom (9 par) men arten är inte förtecknad för SPA-området och det är tveksamt om arten fiskar inom de begränsade delar av sjön som ingår i området. - Bedömningen av antalet storlomspär bygger på bilaga 2, tabell I.
Svartedalen	SE052 0142	1-2	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området.	För storlommen har antalet par bedömts med ledning av rapporteringen till Projekt LOM 1994-2006.
Sörknatten	SE053 0042	1-2	1-2	Skattning med ledning av bedömning (på karta) av förekomsten av lämpliga häckningsplatser i området
Vättlefjäll	SE052 0107	3-4	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området.	För storlommen har antalet par bedömts med ledning av rapporteringen till Projekt LOM 1994-2006.
Yttre Bodane - Kräklingarna	SE053 0051	11-12	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området.	För storlommen har antalet par bedömts med ledning av resultat från fågelinventeringen i Väner 2004-06 (ref. T. Landgren)
Årsviken - Vallholmen	SE054 0120	2-3	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området.	För storlommen har antalet par bedömts med ledning av resultat från fågelinventeringen i Väner 2004-06 (ref. T. Landgren)
Öjemossen	SE054 0062	ej förtecknad i den officiella artlistan för SPA-området	1-2	Skattning med ledning av bedömning (på karta) av förekomsten av lämpliga häckningsplatser i området
Totalt antal par - häckningssjöar - fiskesjöar (smålom)		cirka 50 -	6-10 6	Fegen
Totalt antal par (inkl SPA-områden där arten finns men inte förtecknats för området) - häckningssjöar - fiskesjöar (smålom)		cirka 55 -	6-10 15	Fegen och Stora Le

REFERENSER

- Ahlén, I. (1959) Bohusläns fåglar. Sid. 129-152 i Bohusläns Natur (red. Skottsberg, C. & Curry-Lindahl, K), - Bokförlaget Svensk Natur, Stockholm.
- Ahlgren, C-G. (1996) Kroksjö – den perfekta storlomssjön?! – Fåglar i Södra Älvsborg 22: 42-44.
- Ahlgren, C-G., Bergdahl, L., Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck, H. (1984) Projekt Storlom – en presentation av undersökningsåret 1983. – Gavia 10: 41-50.
- Alatalo, M. (1986) Fåglar och ortsnamn i Södra Älvsborg. – Gavia 12: 1-10.
- Alexandersson, H. (1979) Förekomsten av häckande storlom och fiskgjuse i sjösystemet Fegen-Svansjöarna-Kalvsjön 1979. – Gavia 5: 69-76.
- Andersson, G. (1981) Fiskars inverkan på sjöfågel och fågelsjöar. – Anser 20: 21-34.
- Andersson, G., Berggren, H., Cronberg, G. & Gelin, C. (1978) Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. – Hydrobiologia 59: 9-15.
- Andersson, M. (1988) Smålommen i Västmanland. – Fåglar i Västmanland 19: 95-93.
- Andersson, Å., Lindberg, P., Nilsson, S.G. & Pettersson, Å. (1980) Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i svenska sjöar. – Vår Fågelvärld 49: 85-94.
- Andersson, Å., Madsen, J., Mooij, J. & Reitan, O. (1999) Canada Goose *Branta canadensis*: Fennoscandia/continental Europe. – Sid. 236-245 i Madsen, L., Cracknell, G. & Fox, A.D. (red.) Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publications No. 48, Wetlands International Wageningen och Danmarks Miljøundersøgelser, Rønde.
- Appelberg, M. (1995) The impact of liming on aquatic communities. – Sid. 283-308 i Henrikson, L. & Brodin, Y-W. red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Arvidsson, B. & Schafferer, T. (1986) Artomsättning, populationsstorlek och populationsutveckling sedan 1850 hos häckande våtmarksarter i Vänern. – Vår Fågelvärld 45: 254-266.
- Assmundsson, B. (1984) Fågellivet i mellersta Bohuslän. – Skrifter utgivna av Bohusläns museum och Bohusläns hembygdsförbund, nr. 12.
- Berglund, L., Kolmodin, U., Sjöblom, B. & Wallström, L. (1993, red.) Dalarnas fåglar. – Fåglar i Dalarna, supplement nr 1.
- Bergbäck, B. (2006) Kartläggning av bly i varor – blykonsekvensutredningen delprojekt 3. Sid. 271-306 i Naturvårdsverket (2006) Underlagsrapporter till regeringsuppdraget om bly i ammunition. – Naturvårdsverket Rapport 5624.
- BirdLife International (2004) Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. – BirdLife International, Cambridge (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Birkhead, M. (1982) Causes of mortality in the Mute Swan *Cygnus olor* in the river Thames. – J. Zool. 198: 15-25.
- Booth, C.J. (1982) Fledging success of some Red-throated Divers in Orkney. – Scottish Birds 12: 33-38.
- Booth, C.J. (1999) Breeding success of Red-throated Divers on Orkney Mainland, 1973-1998. – Scottish Birds 20: 94-97.
- Borgström, E. (1995) Smålommen i Hagfors kommun 1995. – Värmlandsornitologen 24: 45-50.
- Bothén, C.O. (1902) Iakttagelser rörande fågel-faunan i Göteborgs- och Bohuslän. – Bi-hang till K. Svenska Vet.-Akad. Handlingar Band 28, Afd. IV. N:o 4.
- Bright, J.A., Langston, R.H.W., Bullman, R., Evans, R.J., Gardner, S., Pearce-Higgins, J. & Wilson, E. (2006) Bird sensitivity map to provide locational guidance for onshore wind-farms in Scotland. – RSBP Research Report No. 20.
- Brodin, Y-W. (1995) Acidification of Swedish freshwaters. – Sid. 63-80 i Henrikson, L. & Brodin, Y-W. red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Charlesson, R. & Hixén, R (2003) Storlommen i Stenungsunds, Lilla Edets och Kungälv kommuner 2003. – Fåglar på Västkusten 37: 146-151.
- Dahlén, B. & Eriksson, M.O.G. (2002) Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. – Ornis Svecica 12: 1-33.

- Degerman, E. & Nyberg, P. (1987) Fiskfaunans sammansättning och täthet i försurade och kalkade sjöar – en arbetsrapport. – Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm nr 7/1987:
- Douhan, B. (1986) Storlommen i Uppland. – Fåglar i Uppland 13: 7-20.
- Douhan, B. (1997) Storlom i Uppland 1996. – Fåglar i Uppland 24: 24-37.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. (2006) Assessing the impacts of wind farms on birds. – Ibis 148, Supplement: 29-42.
- 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.
- Durinck, J., Skov, H. & Andell, P. (1993) Seabird distribution and numbers in selected offshore parts of the Baltic Sea, winter 1992. – Ornis Svecica 3: 11-26.
- Edberg, E. (1984) Inventering av fiskgjuse och lom i Båven 1983. – Länsstyrelsen i Södermanlands län 1984:9.
- Engström, H. (2001a) The occurrence of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Sweden, with special emphasis on the recent population growth. – Ornis Svecica 11: 155-170.
- Engström, H. (2001b) Effects of Great Cormorant predation on fish populations and fishery. – Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 670.
- Engström, H. & Pettersson, C. (2003). Förvaltningsplan för mellanskarv och storskarv. – Naturvårdsverket Rapport 5261.
- Ericsson, P.G.P. & Tyrberg, T. (2004) The early history of the Swedish avifauna – a review of the subfossil records and early written sources. – Kungl. Vitterhets Historie och Antikvitets Akademiens Handlingar, Antikvariska serien 45 (349 sidor).
- Eriksson, M.O.G. (1984) Acidification of lakes: effects on waterbirds in Sweden. – Ambio 13: 260-262.
- 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. (1986) Reproduction of Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. – Ornis Scandinavica 17: 245-248.
- Eriksson, M.O.G. (1987). Storlommens *Gavia arctica* produktion av ungar i sydvästsvenska sjöar. – Vår Fågelvärld 46: 172-186.
- Eriksson, M.O.G. (1988) Habitatkaraktärer hos häckningssjöar för smålom *Gavia stellata* i sydvästra Sverige. – Vår Fågelvärld 47: 123-132.
- Eriksson, M.O.G. (1991) Försurningspåverkan på fågel- och däggdjursbestånd. – Naturvårdsverket Rapport 3969.
- Eriksson, M.O.G. (1994) Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon (*Gavia stellata*) and Arctic Loon (*Gavia arctica*). – Hydrobiologia 279/280: 439-444.
- Eriksson, M.O.G. (2004) Projekt Lom – sammanfattning av 10 års inventeringsarbete 1994-2003. – Sid. 43-50 i SOF (2004) Fågelåret 2003, Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson, M.O.G. (2006a) Projekt Lom 2004-05. – Sid. 51-57 i SOF (2006) Fågelåret 2003, Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson, M.O.G. (2006b) Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i relation till vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i olika fiskevatten. – Ornis Svecica 16: 211-231.
- Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. (1995) Storlommens (*Gavia arctica*) häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982-1992. – Ornis Svecica 5: 1-14.
- Eriksson, M.O.G., Arvidsson, B.L. & Johansson, I. (1988) Habitatkaraktärer hos häckningssjöar för smålom *Gavia stellata* i sydvästra Sverige. – Vår Fågelvärld 47: 123-132.
- Eriksson, M.O.G., Blomqvist, D., Hake, M. & Johansson, O. (1990) Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. – Ibis 132: 1-13.
- Eriksson, M.O.G., Dahlgren, T., Holmer, A., Lindberg, P. & Åhlund, M. (2005) Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång innanför och utanför fågelskyddsområden i sjöarna Fegen och Sottern. – Ornis Svecica 15: 212-219.

- Eriksson, M.O.G. & Hake, M. (2000) Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i relation till vattenkemi, försurning, kvicksilverhalt i fisk och sjöyta i sydsvenska sjöar. – *Ornis Scandinavica* 10: 95-205.
- Eriksson, M.O.G., Henrikson, L., Nilsson, B.-I., Nyman, H.G., Oscarson, H.G. Stenson, J.A.E. & Larsson, P.K. (1980) Predator-prey relations important for biotic changes in acidified lakes. – *Ambio* 9: 248-249.
- Eriksson, M.O.G. & Johansson, I. (1997) Smålommen (*Gavia stellata*) i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och häckningsframgång. – *Ornis Svecica* 7: 1-10.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. (1997) Smålom och storlom i sydvästra Sverige. – Sid. 34-39 i Miljötilståndet i Älvsborgs län. Årsrapport från miljöövervakningen. Länsstyrelsen i Älvsborgs län 1997:6.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. (2000) Påverkar kanadagässen *Branta canadensis* häckningsresultatet för smålom *Gavia stellata* och storlom *G. arctica*? – *Ornis Svecica* 10: 85-94.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. (2005) Kvicksilverbelastningen hos svenska smålommar *Gavia stellata* och storlommar *Gavia arctica*. – *Ornis Svecica* 15: 1-12.
- Eriksson, M.O.G. & Sundberg, P. (1991) The choice of fishing lakes by Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* during the breeding season in southwest Sweden. – *Bird Study* 38: 135-144.
- Evers, D.C., Taylor, K.M., Major, A., Taylor, R.J., Poppenga, R.H. & Scheuhammer, A.M. (2003) Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. – *Ecotoxicology* 12: 69-81.
- 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.
- Fabricius, E. (1983) Kanadagässen i Sverige. - Naturvårdsverket Rapport 4658.
- Fevold, B.M., Myers, M.W., Rasmussen, P.W. & Temple, S.A. (2003) Bioaccumulation patterns and temporal trends of mercury in Wisconsin Common Loons. – *Ecotoxicology* 12: 83-93.
- Fransson, T. & Pettersson, J. (2001) Svensk ringmärkningsatlas, volym 1, lommar-rovfåglar. – Naturhistoriska Riksmuseet och Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Furness, R.W. (1993, red.) An assessment of human hazards to seabirds in the North Sea. – Världsnaturfonden WWF.
- Gadamer, H. (1858) Ornitologisk rapport från Västergötland i Sverige 1857-1858; översatt från tyska av N. Sandberg (1975). - Föreningen för västgötalitteratur.
- Gibbons, D.W., Bainbridge, I.P., Mudge, G.P., Tharme, A.P. & Ellis, P.M. (1997) The status and distribution of the Red-throated Diver *Gavia stellata* in Britain in 1994. - *Bird Study* 44: 194-205.
- Gomersall, C.H. (1986) Breeding performance of the red-throated diver *Gavia stellata* in Shetland. – *Holarctic Ecology* 9: 277-284.
- Gustavsson, K. (1975) Fågelrapporter – Dalsland 1974. – Vår Fågelvärld 34: 165-166.
- Gärdenfors, U (red. 2005) Rödlistade arter i Sverige 2005. – ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. (1988) Storlommen i Fegen-Kalvsjön-Svansjöarna. – Länsstyrelsen i Älvsborgs län 1988:8.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. (1989) Nesting ecology and management of the arctic loon in Sweden. – *Journal of Wildlife Management* 53: 1025-1031.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. (1990) Predation of artificial and real Arctic Loon nests in Sweden. – *Journal of Wildlife Management* 54: 429-432.
- 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.
- Hancock, M. (2000) Artificial floating islands for nesting Black-throated Divers *Gavia arctica* in Scotland: construction, use and effect on breeding success. – *Bird Study* 47: 165-175.
- Heath, M.F., & Evans, M.I. (red. 2000) Important bird areas in Europe: Priority sites for conservation. Volume 1. – BirdLife International, Cambridge (BirdLife Conservation Series No. 8).

- Hemmingsson, E. & Eriksson, M.O.G. (2002) Ringing of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden. - Wetlands International Diver/Loon Specialist Group Newsletter 4: 8-13 (tillgänglig via <http://www.brilon.org/diver.htm>).
- Henrikson, L., Nyman, H.G., Oscarson, H.G. & Stenson, J.A.E. (1980) Trophic changes, without changes in the external nutrient loading. - *Hydrobiologia* 68: 257-263.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.-L. (1995) Liming surface waters in Sweden – a synthesis – Sid. 1-44 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-L. (red.) Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis. Springer, Berlin.
- Håkanson, L., Andersson, T. & Nilsson, A. (1990) Mercury in Swedish lakes – linkage to domestic and European sources of emission. - *Water Air Soil Pollut.* 50: 171-191.
- Jackson, D.J. (2003) Between-lake differences in the diet and provisioning behaviour of Black-throated Divers *Gavia arctica* breeding in Scotland. - *Ibis* 145: 30-44.
- Jackson, D.J. (2005) Environmental correlates of lake occupancy and chick survival of Black-throated Divers *Gavia arctica* in Scotland. - *Bird Study* 52: 225-236.
- Karvik, N.-G. (1964) The terrestrial vertebrates of Dalsland in southwestern Sweden. A zoogeographic study. - *Acta Vertebratica* 3, nummer 1: 1-239.
- Kauppinen, J. (1993) Densities and habitat distribution of breeding waterfowl in boreal lakes in Finland. - *Finnish Game Research* 48: 24-45.
- Kinnerbäck, A. (2001) Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. - Fiskeriverket informerar 2001:2.
- Kirby, J.S. (1999) Canada Goose *Branta canadensis* introduced: United Kingdom. - Sid. 228-234 i Madsen, L., Cracknell, G. & Fox, A.D. (red.) Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publications No. 48, Wetlands International Wageningen och Danmarks Miljøundersøgelser, Rønde.
- Landgren, E. & Landgren, T. (2001) Fågelskär i Vänern 2000. - Vänerns Vattenvårdsförbund Rapport 17.
- Landgren, T. & Landgren, E. (2004) Fågelskär i Vänern 2001-2003. - Vänerns Vattenvårdsförbund Rapport nr 30.
- Langston, R.H.W. & Pullan, J.D. (2003) Windfarms and birds: an analysis of the effects of windfarms and birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. - Council of Europe T-PVS/Inf (2003) 12.
- Lehtonen, L. (1970) Zur Biologie des Prachtauchers, *Gavia a. arctica* (L.). - *Ann. Zool. Fennici* 7: 25-60.
- Lindberg, P. (1968) Något om storlommens (*Gavia arctica* L.) och smålommens (*Gavia stellata* L.) ekologi. - *Zoologisk Revy* 30: 83-88.
- Lindberg, P. (1971) Lommar. - *Sveriges Natur Årsbok* 62: 140-145.
- Lindström, Å. & Svensson, S. (2007) Övervakning av fåglarnas populationsutveckling – årsrapport för 2006. - Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Lloyd, L. (1867) Game birds and wild fowl of Sweden and Norway. - Frederick Warne and Co, London.
- Lokki, J. & Eklöf, K. (1984) Breeding success of the Red-throated Diver (*Gavia stellata*) in southern Finland. - *Ann. Zool. Fennici* 7: 25-60.
- Lorentsen, S.-H., Anker-Nilssen, T., Kroglund, R.T. & Østnes, J.E. 1993. Konsekvensanalys olje/sjöfugl for petroleumsvirksomhet i norsk del av Skagerrak. - NINA Forskningsrapport 39.
- Madsen, J. & Andersson, Å. (1990) Status and management of *Branta canadensis* in Europe. - Sid. 66-69 i Matthews, G.V.T. (red.) Managing waterfowl populations. Proc. IWRB Symp. Astrakhan 1989, IWRB Spec. Publ. 12, Slimbridge.
- Malm, A.W. (1877) Göteborgs och Bohusläns fauna. Rygggradsdjuren. - Göteborg.
- McIntyre, J.W., & Barr, J.F. (1997) Common Loon. - *The Birds of North America* 313.
- Meili, M. (1995) Liming effects on mercury concentrations in fish. - Sid. 383-398 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-L. (red.) Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis. Springer, Berlin.
- Meyer, M.W., Evers, D.C., Hartigan, J.J. & Rasmussen, P.S. (1998) Patterns of Common Loon (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction, and survival in Wisconsin, USA. - *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 184-194.
- Mudge, G.P. & Talbot, T.R. 1993. The breeding biology and causes of nest failure of Scottish Black-throated Divers *Gavia arctica*. - *Ibis* 113-120.

- Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. – Naturvårdsverket Rapport 4913.
- Naturvårdsverket & Kemikalieinspektionen (2007) Bly i varor – ett regeringsuppdrag rapporterat av Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen.
- Nilssen, J.P., Østdahl, T. & Potts, W.T.W. (1984) Species replacements in acidified lakes: physiology, predation or competition? – Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 148-153.
- Nilsson, S.G. (1977) Adult survival rate of the Black-throated Diver *Gavia arctica*. – Ornis Scandinavica 8: 193-195.
- Oedman, J. (1746) Chronographia bahusiensis Thet är Bohus Läns Beskrifning. Nytryck (1983). - Ed.
- O'Halloran, J., Myers, A.A. & Duggan, P.F. (1988) Lead poisoning in swans and sources of contamination in Ireland. – J. Zool. Lond. 29: 211-223.
- Okill, D. (1994) Ringing recoveries of Red-throated Divers *Gavia stellata* in Britain and Ireland. – Ringing and Migration 15: 107-118.
- Pakarinen, R. (1989) A survey of the Black-throated Diver population in 1985-86 in Finland. – Lintumies 24: 2-11 (på finska, engelsk sammanfattning).
- Pejler, B. (1962) Om sjöfåglar och sjötyper. – Vår Fågelvärld 21: 267-274.
- 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.
- Pettersson, Å. (1985) Storlom i Sottern – en studie av inventeringsmetodik, häckningsframgång och störningskänslighet. – Naturvårdsverket Rapport 3011.
- Pokras, M.A. & Chafel, C. (1992) Lead toxicosis from ingested fishing sinkers in adult Common Loons (*Gavia immer*) in New England. – Journal of Zoo and Wildlife Medicine 23: 92-97.
- Rafstedt, T. (2000) Kalkning av våtmarker. Uppföljning av växtekologiska effekter. – Naturvårdsverket Rapport 5075.
- Rosenius, P. (1942) Sveriges fåglar och fågelbon. Femte bandet. – Gleerups förlag, Lund.
- Rössjö, F. (1952) Översikt av fågelfaunan i Boråstrakten. – Fauna och flora 47: 215-233.
- Scheuhammer, A.M. (1987) The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. – Environmental Pollution 46: 263-295.
- Scheuhammer, A.M. (1991) Effects of acidification on the availability to toxic metals and calcium to wild birds and mammals. – Environmental Pollution 71: 329-375.
- Scheuhammer, A.M. & Blancher, P.J. (1994) Potential risks to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. – Hydrobiologia 279/280: 445-455.
- Scheuhammer, A.M. & Norris, S.L. (1996) The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. – Ecotoxicology 5: 279-295.
- Scheuhammer, A.M., Perrault, J.A. & Bond, D.E. (2001) Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of common loon (*Gavia immer*) from Canada. – Environmental Monitoring and Assessment 72: 79-94.
- Schüz, E. (1974) Über den Zug von *Gavia arctica* in der Paläarktis. – Ornis Fennica 51: 183-194.
- Schützer, J. & Schütt, L. (2005) Smålommen *Gavia stellata* i Sunne kommun 2005 – en uppföljning av en 20 år tidigare gjord inventering. – Värmlandsornitologen 33: 65-72.
- Schüz, E. (1974) Über den Zug von *Gavia arctica* in der Paläarktis. – Ornis Fennica 51: 183-194.
- Sjölander, S. (1978) Reproductive behaviour of Black-throated Diver *Gavia arctica*. – Ornis Scandinavica 9: 51-65.
- Skyllberg, U. (2003) Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten – bindning till humus avgörande för miljörisk. – Fakta Skog nr 11, 2003.
- Skyllberg, U., Lessman, J. & Hansson, P. (1999) Häckningsmiljöns betydelse för häckningsframgången hos havsfiskande smålom *Gavia stellata* i Västerbotten. – Ornis Svecica 9: 107-120.
- SMHI (1996) Svenskt sjöregister. - SMHI Hydrologi nr. 71.
- SOF (2002) Sveriges fåglar, 3:e upplagan. – Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Stenson, J.A.E. (1979) Predator-prey relationships between fish and invertebrate prey in some forest lakes. – Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 58: 166-183.

- Stewart, G.B., Pullin, A.S. & Coles, C.F. (2005) Effects of wind turbines and bird abundance. Summary Report. – Centre for Evidence-Based Conservation Systematic Review No. 4.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. (1999) Svensk fågelatlas. - Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Särkää, J., Hattula, M-L., Janatuinen, J., Passivirta, J. & Palokangas, R. (1978) Chlorinated hydrocarbons and mercury in birds of Lake Päijänne, Finland. – Pesticides Monitoring Journal 12: 26-35.
- Tenow, S.V. (1880) Översigt af Wermlands och Dals ryggradsdjur. - Karlstad.
- Tyrberg, T. (1996) Svenska fåglars namn – ursprung, historia och innebörd. – Vår Fågelvärld, supplement 24.
- Warfvinge, P. & Bertills, U. (red., 2000) Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier. – Naturvårdsverket Rapport 5028.
- Watola, G.V., Allan, J.R. & Feare C.J. 1996. Problems and management of naturalised introduced Canada Goose *Branta canadensis* in Britain. - Sid. 71-77 i Holmes, J.S. & Simons, J.R. (red.) The introduction and translocation of birds. HMSO, London.
- Williams, J.M., Tasker, M.L., Carter, I.C. & Webb, A. (1995) A method for assessing seabird vulnerability to surface pollutants. – Ibis 137: supplement 147-152.
- Ylvén, R. (1989) Storlom i Kronobergs län – redovisning och inventering åren 1985-87. – Milvus 19: 1-5.

Hemsidor

www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm Fiskeriverkets provfiskedatabas.

www.info1.ma.slu.se/IMA/huvud.html Databas för den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar och vattendrag, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet.

www.projekt-lom.com Svenska lomföreningen

www.o.lst.se Här kan man beställa eller ladda hem rapporter



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

www.o.lst.se

