



HÄR KOMMER BEGÄRD
INFORMATION

Nr 4 1992

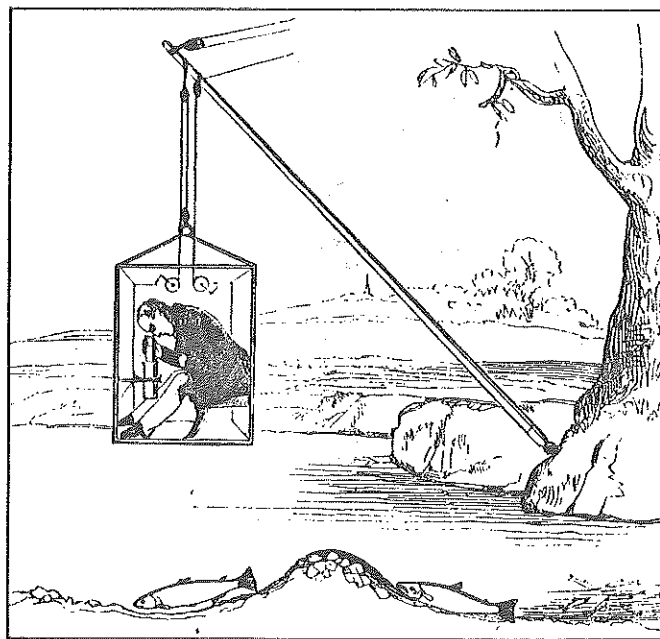
AW

Henrik ANDERSON

08-7590040 10⁰⁰-11⁰⁰, 13⁰⁰-14⁰⁰
EVER 08-7590045 - ton-32 *

Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



MAGNUS APPELBERG
ULRIKA ALDÉN

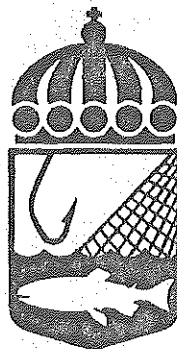
Integrerad uppföljning av
kalkningens effekter på sjöar och
vattendrag - en treårsrapport

ULRIKA ALDÉN

Behövs pelagiska nät vid provfiske
i mindre sjöar?

BJÖRN BERGQUIST
EVA ENGBLOM
PÄR-ERIK LINGDELL

Förekomst och kolonisation av
bottenfauna i kalkade vatten



FISKERIVERKET
National Board of
Fisheries

Redaktion:

Redaktör: Per Nyberg
Monica Bergman (manus, layout)
Eva Sers (manus, prenumeration)
Serien utkommer med 4 nr/år
Lösnr 100 kr (inkl porto+moms)
Prenumeration 325 kr/år (inkl porto+moms)

Adress:

Sötvattenslaboratoriet
Institute of Freshwater Research
S-178 93 Drottningholm

Telefon 08-759 00 40
Telefax 08-759 03 38

ISSN 0346-7007

INTEGRERAD UPPFÖLJNING AV KALKNINGENS EFFEKTER PÅ SJÖAR OCH VATTENDRAG - EN TREÅRSRAPPORT

Magnus Appelberg och Ulrika Aldén

Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 178 93 Drottningholm

FÖRORD

Denna rapport sammanfattar den första utvärderingen av den integrerade uppföljningen av kalkningens effekter på sjöar och rinnande vatten (IKEU). Ett bakgrundsdocument har utformats i samarbete mellan Statens Naturvårdsverk, Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium och Limnodata HB och består av en huvudrapport samt ett Appendix som behandlar varje en-

skilt vatten separat. Den föreliggande sammanfattningen har utformats av Magnus Appelberg och Ulrika Aldén, Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium, i samråd med övriga projektdeltagare. För det sakliga innehållet i de olika avsnitten ansvarar följande olika författare (i bokstavsordning):

Ulrika Aldén, Fiskeriverket
Cecilia Andrén, SNV
Paul Andersson, SNV
Magnus Appelberg, Fiskeriverket
Hans Borg, SNV
Y-W Brodin, SNV
Christina Ekström, SNV
Eva Engblom, Limnodata
Einar Hörnström, SNV
Richard Johnsson, SNV
Ignacy Kulinsky, SNV
Pär-Erik Lingdell, Limnodata
Gunnar Persson, SNV
Anders Wilander, SNV

Fisk
Aluminium
Kviksilver i fisk
Fisk, sammanställning
Metaller i vatten
Programansvarig
Zooplankton
Bottenfauna, litoralt och i rinnande vatten
Fytoplankton
Bottenfauna, profundalt
Hydrologi
Bottenfauna, litoralt och i rinnande vatten, kartor rinnande vatten
Vattenkemi, urvalsprinciper, faktablad sjöar
Större konstituenten

Flera av delkapitlen som redovisas i bakgrundsdocumentet kommer efter omarbetning också att redovisas separat i internationella fora. Rekommendationer till förändringen av IKEU-

programmet har tagits fram i diskussion med inblandade parter. Dessa rekommendationer kommer att tjäna som underlag för en diskussion om det fortsatta programmet.

SAMMANFATTNING

Ett program för Integrerad Kalknings-Effekt-Uppföljning (IKEU) initierades av Naturvårdsverket 1989 i syfte att följa de långsiktiga effekterna av kalkning i sjöar och vattendrag. I denna första utvärdering av programmet, som omfattar 14 sjöar och 7 rinnande vatten, har resultat från åren 1989-91 utvärderats. I sjöarna har vattenkemi, växtplankton, djurplankton, bottenfauna från profundal- och litoralzon samt fisk ingått. Resultaten visade att bland de kemisk/fysikaliska variablerna så var det främst omsättningstid och halt organiskt material som särskilde sjöarna. Växtplanktonmängder och artsammansättning styrdes av fosforvärdena med vissa undantag. Växtplanktons artrikedom i IKEU-sjöarna liknade den som observerats i okalkade, ej försurade, sjöar. Blågrönalger och grönalger saknade generellt kvantitativ betydelse, i stället dominerade guldalger och kiselalger. I IKEU-sjöarna noterades en hög andel av vissa rotatoriearter, något som kan vara en kalkningseffekt. Resultaten visade också att djurplanktonsamhället bestämdes av sjöarnas geografiska läge, men också i hög grad påverkades av sjöarnas produktionsnivå och fiskartsammansättning.

Den profundala bottenfaunans abundans och den sublitorala bottenfaunans artantal var lägre i IKEU-sjöarna jämfört med okalkade, ej försurade, referenssjöar. Detta indikerade att IKEU-sjöarnas trofinivå var lägre, vilket också trofinindex tyder på. Jämförelser med okalkade referenssjöar visade dock att den totala profundala bottenfaunan hade lika stor diversitet (art- och individrikedom) i IKEU-sjöarna som i referenssjöarna. Den litorala bottenfaunan uppvisade en högre diversitet jämfört med sura referenssjöar, och en nästan lika stor diversitet som icke-sura referenssjöar. Mellan 1989 och 1990 hade antalet mycket försurningskänsliga taxa ökat i de kalkade sjöarnas litoralzon, och faunasammansättningen hade blivit mer lik den i icke-sura referenssjöar.

Med stöd av fisksamhällenas sammansättning i sjöarna kunde sjöarna delas in i 7 grupper. Gruppindelningen var starkt beroende av sjöns trofinivå, men också av sjöarnas geogra-

fiska läge. Under perioden 1989-91 var förändringen i fiskarternas proportioner störst i siklöjesjöarna följt av cyprinidsjöarna (sjöar med andra karpfiskar förutom mört), det vill säga de fiskrika sjöarna med hög diversitet. Mörtens genomsnittliga individtillväxt var högre i IKEU-sjöarna än i neutrala referenssjöar, troligen beroende på mindre konkurrens. Abborrens tillväxt var emellertid lägre jämfört med de neutrala referenssjöarna och positivt korrelerad till fiskabundansen. Efter kalkning sjönk kvicksilverhalten i abborre i två sjöar, minskade betydligt i en sjö och var efter fem år dubbelt så hög som före kalkning i en sjö, där de uppströms liggande sjöarna kalkats. Resultaten visade att kvicksilverhalten hos ung abborre var lägst i de sjöar där fiskens tillväxt var intermediär.

I sjöarna förelåg ett positivt samband mellan artdiversiteten i växtplankton- och djurplanktonsamhällena. Dessa var också sammanhängande med diversiteten i det pelagiska fisksamhället och den litorala bottenfaunans diversitet. Fiskens artsammansättning påverkade födovalet hos abborre, mört och öring. Abborre blev fiskätande tidigare och åt mer fisk i de fiskrika siklöje- och cyprinidsjöarna. Födoöverlappet mellan olika storleksklasser av abborre och mört visade samband med växt- och djurplankton samt bottenfauna.

I rinnande vatten studerades hydrologi, vattenkemi, bottenfauna och fisk. Vattendragen uppvisade en stor spännvidd i de hydrologiska förhållandena. En del vattendrag var försurade genom luftburna föroreningar, andra troligen på grund av humussyror. Metallhalterna varierade betydligt under året i de rinnande vattnen. Aluminiumhalterna var främst beroende av vattenföringen. De två vattendragen med högst aluminiumhalter hade lägst antal arter av bottenfauna. Bottenfaunans diversitet var lika stor i de undersökta vattendragen som i andra kalkade vattendrag och icke-sura referensvattendrag. Bottenfaunans diversitet kommer antagligen att fortsätta att öka i IKEU-vattendragen.

Fyra typer av fisksamhällena fanns representerade i de undersökta rinnande vattnen. Jämförelser med äldre data visar att fiskbeståndet i

de flesta fall ökat efter kalkning. Ett par exempel finns också på att fiskbestånden åter försämrats på grund av försämrade vattenkvalitet en tid efter kalkningen. Vattentemperaturen vid elfisketillfället påverkade fångstresultaten av fisk i IKEU-vattendragen. Varma somrar hade fisken bättre tillväxt än andra år. Exempel på att konkurrens föreligger inom fiskesamhällen i rinnande vatten finns i Högvadsån, där lax ökade efter kalkning medan öring minskade. Andra exempel finns där antalet årsungar har negativt samband med antal äldre fisk, troligen på grund av konkurrens.

Slutsatsen från denna första utvärdering av IKEU-programmet är att programmets uppläggning i stor sett varit tillfredställande vad gäller sjöar, men att programmet bör omstruktureras vad gäller rinnande vatten. Resultaten visar att behovet av sura och neutrala referensvatten är stort. I framtiden bör större insatser göras för att följa utvecklingen av vattnens produktivitet efter kalkning, då resultaten visade att produktivitetsförändringar i många fall kommer att överskugga andra kalkningseffekter. Spridningen av vatten, såväl geografiskt

som med avseende på humushalt har varit stor, vilket också varit önskvärt. För att bättre uppfylla målet med den integrerade uppföljningen måste emellertid de ingående delprogrammen i högre grad generera kvantitativa data, och provtagningen bör i framtiden samordnas bättre i tiden och på gemensamma lokaler. Resultaten från den integrerade uppföljningen i rinnande vatten har inte varit tillfyllest, bl a beroende på samordningsproblem. Detta program bör därför omarbetas inför den framtida uppföljningsverksamheten.

För att bättre kunna uppfylla de ställda målen med programmet är det önskvärt att ytterligare delprogram infogas i sjöarna. Dessa är fr a primärproduktion uppskattningar, högre vegetation (makrofyter) och sedimentkemi. I de rinnande vattnen bör programmet även omfatta hydrologiska mätningar samt om möjligt även ämnestransport och påväxtalger. Datahanteringen bör också standardiseras och samordnas i högre grad än tidigare, och data bör redovisas genom en årlig rapportering. Större integrerade analyser av programmet bör genomföras vart 5:e år.

INTRODUKTION

Kalkning av svenska sjöar och vattendrag för att motverka försurningens effekter påbörjades i större skala 1977 i dåvarande Fiskeristyrelsens regi (Fiskeristyrelsen & Statens Naturvårdsverk 1981). Ansvar för kalkningsverksamheten övergick 1982 till Statens Naturvårdsverk (Nyberg och Thörnelöf 1988). Sedan statligt stöd till kalkning av försurade vatten utgått i Sverige har mer än 6300 vatten kalkats (Bernes 1991), vilket gör Sverige till det land som har flest kalkade vatten. Kalkningen av sjöar och vattendrag utgör den mest omfattande åtgärden med syfte att restaurera försurade ytvatten. Effekterna av kalkningsinsatserna har under de sista decennierna följts i ett flertal olika undersökningar och uppföljningsprogram. I huvudsak har kalkning visat

sig förbättra vattenkvaliteten och resultera i en mer artrik och divers flora och fauna (se t ex Hultberg och Andersson 1982, Eriksson et al. 1983, Hasselrot et al. 1984, Henrikson och Oscarson 1984, Engblom och Lingdell 1985, Nilsson och Johansson 1985, Nyberg et al. 1986a, Dickson 1988, Eriksson 1988, Degerman et al. 1990, Henriksson och Medin 1990, Appelberg och Degerman 1991).

Med få undantag har tidigare studier i huvudsak varit inriktade på effekterna av kalkning på vattenkemiska förändringar eller på utvecklingen av enskilda grupper av organismer. Denna typ av undersökningar räcker emellertid inte för att förklara de långsiktiga effekterna av kalkning; organismernas utveckling under försurningsskedet och efter kalkning

styrts inte enbart av vattenkemiska/hydrologiska faktorer. Studier som inkluderat längre tidsperioder har dessutom visat att kalkning orsakar långvariga förändringar av flora och fauna med interaktioner mellan arterna som följd (Hasselrot et al. 1984, Nyberg et al. 1986a, Degerman och Nyberg 1989, Appelberg et al. 1990, Appelberg och Degerman 1991). För att förstå ekosystemens struktur och funktion i kalkade vatten krävs därför en helhetssyn på utvecklingen efter kalkning. Bortsett från Gårdsjöprojektet (se Andersson och Olsson 1985, Dickson 1988) har emellertid inga ansatser gjorts för att studera kalkningens effekter på ekosystemet i sin helhet.

Vid sidan om mer forskningsinriktade studier av kalkningens effekter på försurade ytvatten har en central uppföljning av kalkningens effekter bedrivits i Naturvårdsverkets och Fiskeriverkets regi sedan slutet av 1970-talet. Dessa olika centrala uppföljningsprogram har inte varit samordnade i någon större utsträckning vilket resulterat i att olika typer av undersökningar har bedrivits i olika vatten. För att samordna det nationella programmet för uppföljning av kalkningens långsiktiga effekter på försurade ytvatten initierade Statens Naturvårdsverk tillsammans med dåvarande Fiskeristyrelsen ett integrerat program, det s k IKEU-programmet (Integrerad Kalknings-Effekt-Uppföljning). Till programmet kopplades också Limnodata HB som bottenfaunakonsult. Programmet inleddes 1989 i begränsad omfattning och har sedan 1990 genomförts i full omfattning. Första delrapporteringen från programmet var planerad att ske efter tre år, 1992.

Utvärderingen av IKEU-programmet har i första hand skett i samband med framtagandet av underlaget till denna rapport. I programmets inledningsskede gjordes en målstudie av ett av IKEU-objekten, Stora Härsjön (Appelberg et al. 1990). Denna baserades till stor del på tidigare insamlade data vilket gjorde det möjligt att utnyttja tidstrender 10-15 år bakåt i tiden. Resultaten indikerade att det föreligger mycket starka interaktioner mellan organismgrupperna efter kalkning vilket kraftigt kan påverka ekosystemets utveckling. I den föreliggande rapporten har i huvudsak två år, 1989 och 1990, ingått i utvärderingen. Det är rimligt att en större utvärdering av programmet i framtiden sker med 5 års intervall.

Målsättning

Målsättningen med IKEU-programmet är;

- att analysera de långsiktiga effekterna av kalkning i försurade sötvatten,
- att kunna värdera om den svenska kalkningsverksamheten uppfyller de uppställda målen, dvs att återskapa ekosystemet med avseende på artsammansättning och biologisk mångfald liknande situationen före försurning,
- att avgöra om kalkningsverksamheten leder till oönskade effekter i sjöar och vattendrag,
- att i framtiden kunna förutsäga de försurade vattnens förmåga att låta sig återskapas till situationen före försurning och väga detta mot kostnader och risker för oönskade effekter.

Målsättningen med föreliggande rapport är i första hand;

- att beskriva de valda objektens representativitet,
- att analysera kalkningens effekter integrerat mellan olika trofnivåer för att öka förståelsen för ekosystemens funktion efter kalkning,
- att värdera om de resultat som genererats inom programmet utgör tillräckligt underlag för att uppfylla det integrerade programmets målsättning,
- att ge rekommendationer för att programmets fortsatta verksamhet i högre grad skall kunna uppfylla uppställda mål.

Urval av vatten

Totalt inkluderas 14 kalkade sjöar och 7 kalkade rinnande vatten i programmet. Statens Naturvårdsverk ansvarar för hydrologi, vattenkemi, fytoplankton, zooplankton, profundal bottenfauna samt metaller i vatten och fisk. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium ansvarar för fisk i sjöar och rinnande vatten, och Limnodata HB ansvarar för den litorala bottenfaunan i sjöar och bottenfauna i rinnande vatten. Efter ett inledande år 1989 genomfördes programmet i full skala 1990 och 1991. I denna utvärdering ingår i huvudsak endast resultaten från 1989 och 1990 års provtagningar.

I principerna bakom urvalet av sjöar fastställdes att varje vald sjö skulle kunna ses som representant för en grupp av kalkade sjöar. De utvalda sjöarna skulle dels representera typiska kalkade svenska sjöar, dels ha egenskaper som

gav bredast möjliga information om kalknings-effekterna. För att gruppera de sjöar som ingick i urvalet användes "Twin-span" analys. De resulterande grupperna kunde beskrivas i fyra komponenter bestående av sjöns omsättnings-tid, djup, area och färgtal. Utöver dessa fysika-liska faktorer delades sjöarna in i fyra typer av fisksamhällen; samhällen dominerade av litora-la/bentiska arter, pelagiska arter, röding eller öring.

För val av kalkade rinnande vatten använ-des i huvudsak fyra kriterier; att tidigare under-sökningar har funnits att tillgå, vilket inneburit att urvalet av vattendrag som tidigare ingått i kalkningseffektuppföljningen prioriterats; att vattendrag som avvattnar någon av de sjöar som valts ut till IKEU-programmet prioriterats. Således har tre av vattendragen lokaliserats till de utvalda sjöarna. Det tredje kriteriet innebar att andelen sjöar i vattensystemet skulle vara så brett representerad som möjligt. Det fjärde kriteriet, slutligen, var att objekten skulle ha en bred geografisk spridning. Geografisk belägen-het och fysikalisk/kemiska karaktäristika redo-visas i Appendix.

Efter första året uteslöts en sjö (Nävsjön) ur programmet på grund av att sjön påverkats av göds-ling inom avrinningsområdet. Kvarvarande 14 sjöars medeldjup varierar mellan 2 och 15 m, medan variationen i sjöytornas storlek är be-gränsad (medianvärde ca 1 km²). Denna sjöyta är fyra gånger större än genomsnittet av kalka-de sjöar i kalkningsregistret, beroende på att även större, relativt klara sjöar som domineras av laxartad fisk, inkluderats i programmet.

Vid en jämförelse av sjöarnas morfometris-ka karaktärer; vattenytans area, maximala djupet, totala strandlinjelängden, strandflikig-heten, ötätheten och relativa volymen i epilim-nion, visade sig Källsjön, Tryssjön, V. Skälsjön och Gyltigesjön (små sjöar utan öar) vara mest närbesläktade. Minst besläktade med övriga sjöar var Stora Härsjön, Stengårdshultasjön, Upprämmen och Lien (stora sjöar med flera öar). Önskemålet om stor hydrografisk spännvidd uppfylldes i hög grad; större spännvidd än 0.2-29% sjöandel av avrinningsområdet uppnås van-ligen inte ens i mycket större regionala materi-al. Avrinning som 50-årsmedelvärdet beräkna-des med hjälp av den specifika avrinningen i närbelägna vattenföringsstationer, eller med s k Puls-punkter. Dessa värden ligger till grund för de teoretiska vattenomsättningstiderna för sjö-arna vilka varierar mellan 1 vecka och 9.5 år.

De sju rinnande vattnen som inkluderats i IKEU-programmet varierar avsevärt vad gäller geografiskt läge, avrinningsområdets storlek, vattendragets totala längd, fallhöjd, andel sjöar i systemet och vattenföring. Denna variation har eftersträvat då faunan i vattendraget till största del styrs av omgivningen. För hela vat-tendrag var lutningen mellan 0.1-3.1%, medan lutningen för de överst belägna vattendragen var i storleksordningen 0.8-1.5%.

Sjöarna har kalkats med varierande metodik, dock undveks vatten med rena våtmarkskalk-ningar i möjligaste mån. De rinnande vattnen har kalkats med ett flertal olika metoder och valet av kalkningsmetodik har varierat inom de enskilda vattendragen och mellan åren. Så-lunda har sjökalkning, våtmarkskalkning, do-serare och kalkning av bäckraviner använts.

RESULTAT

Sjöar

Redovisningen av varje delundersökning har skett med utgångspunkt från det redovisnings-sätt/analysmetodik som använts inom respektive delprogram i tidigare studier. Detta har skapat en bred variation i redovisningen och det kan i vissa fall vara svårt att jämföra resultaten inom de olika delundersökningarna med varandra. I några avsnitt har sjöarna indelats efter fisksamhällen liknande de som ingick i sjöurvalet för att söka förklara skillnaderna mellan sjöarna. För att förenkla utvärderingen i framtiden bör en gemensam redovisningsform användas inom de olika delprogrammen. Därmed kommer ett mer enhetligt resultat att uppnås.

För att jämföra IKEU-sjöarna med andra vatten har bl a Naturvårdsverkets kalkreferenssjöar använts (Wiederholm 1989, Nisell 1990, Willén et al. 1990). Dessa sjöar (ca 190 st) skall vara opåverkade av kalkning och tjänar således som referenser till de kalkade sjöarna i framför allt kemiska provtagningsprogram. En del av dessa sjöar ingår i Naturvårdsverkets PMK (Programmet för MiljöKvalitet) med syfte att följa den vattenkemiska och biologiska utveck-

lingen i ett representativt urval av svenska sjöar (Bernes 1985, Wiederholm 1987). I flera fall har även andra sura, neutrala och kalkade referensvatten inkluderats.

Vattenkemi

Vattenkemiska provtagningar i IKEU-programmets regi påbörjades i augusti 1989 med provtagningar på 2 m djup över djuphålan i respektive sjö 8 ggr/år. Färgtalet varierade mellan 6 och 150 mg Pt/l (Tabell 1).

Sjöarnas medelfosforhalter var högre i sjöar med hög halt av organiskt material i vattnet (Tabell 1). Däremot noterades inga negativa samband mellan omsättningstid och vattenfärg. Halten av organiskt kväve brukar vara positivt korrelerad till halten organiskt material. IKEU-sjöarnas kvävehalter var också högre i sjöar med hög halt av organiskt kol, medan korrelationen mellan kväve och vattenfärg var sämre.

De fysikalisk/kemiska variabler som framför allt skilde sjöarna från varandra var omsättningstiden och halten av organiskt material. Endast Ejgdesjön och Stora Härsjön kunde betraktas som vattenkemiska tvillingsjöar.

Tabell 1. Beräknat färgtal, totalfosforhalt och syrgasförhållande i de undersökta sjöarna (årsmedelvärden). Färgtalet är beräknat från absorbansen vid 420 nm.

Sjö	Beräkn. färg mg Pt/l	Fosforhalt µg/l	Syrgasförhållande
Källsjön	150	16	
Rödingträsk	150	23	
Gylligesjön	110	16	O ₂ fritt vid botten
Tryssjön	100	11	
Gyslättasjön	70	13	O ₂ fritt vid botten
Stengårdshultasjön	55	9	O ₂ svagt vid botten
Långsjön	50	11	O ₂ svagt vid botten
Bösjön	45	8	
Lien	30	7	
Upprämmen	30	7	
Stensjön	25	10	
St. Härsjön	15	9	
Ejgdesjön	10	8	
V. Skälsjön	6	8	

Tabell 2. Kalciumkoncentrationer i IKEU-sjöar och kalkreferenssjöar. Kumulativa medianvärden (från lägsta till högsta kalciumvärde) för 10, 50 respektive 90% av totalantalet sjöar (percentiler).

	Kalciumkoncentration (mekv/l)		
	10%	50%	90%
IKEU-sjöar	0.145	0.242	0.362
Kalkreferenssjöar	0.073	0.163	0.298

Tillförsel av kalk ger upphov till förändringar i sjöarnas vattenkemiska sammansättning. Av katjonerna påverkas naturligtvis kalcium, vilket framgår av Tabell 2 där koncentrationerna i IKEU-sjöarna jämförs med de i Naturvårdsverkets kalkreferenssjöar.

I samband med försurning minskar vätekarbonatkoncentrationen (alkaliniteten). Samtidigt ökar vätejonhalten (H^+) liksom halten av andra anjoner än karbonatjoner (HCO_3^-). De luftburna försurande ämnena består av svavelsyra och salpetersyra, medan den markgenererade försurningen kommer av organiska syror, s k humussyror. Vid kalkning tillförs vätekarbonat på nytt, medan koncentrationerna av de försurande anjonerna i stort sett kvarstår. Sjöarnas alkalinitet före försurningen beräknas genom att först multiplicera magnesiumhalten med en "ursprunglig" Ca/Mg-kvot och sedan anta att alkaliniteten balanserat de beräknade Ca+Mg-halterna (Henriksen et al. 1991).

Utav de försurande anjonerna var koncentrationerna ungefär lika för sulfat och organiska anjoner i Bösjön och Tryssjön, medan andelen organiska anjoner dominerade i sjöarna Källsjön och Rödingträsket. Dessa två sjöar var alltså fr a påverkade av markförsurning. Sulfat var dominerande anjon i sjöarna Stensjön, Stengårdshultasjön, Långsjön, Lien, och Upprämmen. IKEU-sjöarna Ejgdesjön, St. Hårsjön och

V. Skälsjön hade en låg andel organiska anjoner, mellan 2-4%, varför de knappast kan vara påverkade av naturlig, humusrelaterad försurning.

I huvudsak har sjöarnas vattenkvalitet väl uppfyllt kravet för kalkningsbidrag (möjligtvis med undantag för Lien och Rödingträsk) och kalkningen har givit önskat resultat. I tre sjöar uppnåddes inte det vattenkemiska kalkningsmålet (alkalinitet >0.1 mekv/l) under 1990, nämligen i Långsjön, Tryssjön och Upprämmen.

Metallanalyserna från provtagningarna 1989-90 visade att Fe och Mn varierade mest (300 respektive 75 ggr). Haltfördelningen av Cd, Cu, Pb och Zn i IKEU-sjöarna uppvisade en något större spridning jämfört med 60 sjöar i Norrlands inland. Medianvärdena var dock likvärdiga (Tabell 3, Lithner 1989).

De humösa sjöarna, t ex Gyltigesjön, uppvisade de högsta Fe- och Mn-halterna, medan de klara sjöarna med längre omsättningstid hade de lägsta halterna av Fe och Mn (t ex V. Skälsjön och Ejgdesjön). Stensjön hade, liksom övriga sjöar i Åvaområdet, även tidigare uppvisat relativt höga Cd-halter. Dessa har dock minskat något sedan kalkningarna inleddes i området (Andersson och Borg 1988).

Under säsongen förändras det syralösliga respektive lättreaktiva aluminiumet mest och uppvisar ett minimum i augusti. Al-fraktionerna samvarierar och varierar omvänt mot pH som är förhöjt till följd av produktionen på sensommaren. I samband med regn under vår och höst tillföres Al bundet minerogent respektive organiskt men annars sker inga större förändringar under året. Flertalet av IKEU-sjöarna hade relativt låga aluminiumhalter och endast ett fåtal (Källsjön, Rödingträsket, Tryssjön) hade värden över 100 $\mu\text{g/l}$ syralösligt Al under längre perioder. Det labila aluminiumet varierade relativt litet med ett svagt maximum under sommaren. Halterna var relativt låga (0-44 $\mu\text{g/l}$, Tabell 4).

Tabell 3. Metallhalter i IKEU-sjöarna jämfört med i skogssjöar i Norrlands inland ($\mu\text{g/l}$). Medianvärden.

	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni	Co
IKEU	3.8	0.39	0.26	0.018	0.17	0.31	0.05
Norrlands-snittet	2.3	0.44	0.25	0.016	<0.2	<0.4	<0.2

Tabell 4. Aluminiumhalter i sjöar beräknat på samtliga analyser 1990 ($\mu\text{g/l}$). Median-, medelvärden, standardavvikelse (SD) liksom min- och maxvärde redovisas.

	Median	Medel	SD	Min	Max	Antal sjöar
Syralösligt	87	96.0	60.5	13	349	87
Lättreaktivt	30	36.7	26.1	2	147	87
Stabilt	17	24.3	23.8	2	127	87
Labilt	12	12.4	8.4	0	44	87
Persulfat	85	99.4	62.9	18	374	87

Fytoplankton

Fytoplankton insamlades på 0.5 m djup med rörhämtare (Ramberggrör: längd 2 m, diameter 4 cm) från 5 punkter inom en centralt belägen yta av sjöarna. De olika arternas volym och den totala planktonvolymen bestämdes. Med undantag för Långsjön och Gyslättsjön, var volymerna likvärdiga med vad som normalt erhålles i oligotrofa sjöar. Under perioden juli-augusti, vilken är jämförbar mellan sjöarna, noterades de högsta värdena i Gyslättsjön och Långsjön, medan Lien, Upprämnen och Rödingträsket uppvisade de lägsta värdena. Det totala antalet taxa steg med närsaltshalterna, i övrigt förelåg få samband mellan antalet taxa och sjöarnas omgivningsvariabler.

Dominerande fytoplankton i IKEU-sjöarna var guldalger (Chrysophyceae) och kiselalger (Bacillariophyceae), medan blågrönalger och grönalger (Cyanophyceae och Chlorophyceae) saknade kvantitativ betydelse. Ett undantag utgjordes av V. Skålsjön, som hade ett avvikande fytoplankton 1989-90 då *Chroococcus* sp., *Chrysochromulina* sp. och *Ceratium hirudinella* dominerade. Kiselalgerna dominerade i Stengårdshultasjön, Tryssjön, Upprämnen och Bösjön. Flest arter noterades i de relativt näringsrika sjöarna Gyltigesjön, Stengårdshultasjön och Långsjön, medan Gyslättsjön, trots stora totalvolym, endast uppvisade 42 taxa i augusti 1990. I rödingsjöarna Bösjön och Rödingträsket var antalet taxa per prov endast 33 respektive 24. Trofiindex i dessa sjöar var också extremt lågt vilket indikerar att närsalthalten var låg. Detta motsäges dock av de uppmätta fosforhalterna där högsta värden noterades i Rödingträsk. (23 $\mu\text{g P/l}$).

I Lien och Stengårdshultasjön noterades 6-7 blågrönalgararter och i Gyltigesjön, Stengårdshultasjön och St. Härnsjön 6-8 diatoméarter.

Dinophycéarterna var relativt vanliga i ett flertal sjöar, bl a St. Härnsjön och Stensjön, men det största antalet observerades i Ejdgesjön. Bland chrysomonaderna var *Uroglena americana* dominerande i de näringsrika sjöarna Långsjön och Gyslättsjön, medan sammansättningen var mer blandad i övriga sjöar.

Den vanligaste kiselalgen, *Melosira distans* var. *alpigena*, noterades i Bösjön, Tryssjön, Upprämnen, Lien och Rödingträsket, medan *Tabellaria* spp dominerade i de mer näringsrika och humösa sjöarna Långsjön, Stengårdshultasjön och Gyltigesjön. *Gonyostomum semen*, vilken är en karaktärsart i humösa, näringsrika vatten, förekom i Gyslättsjön och Långsjön och med enstaka individer också i Gyltigesjön.

Fytoplanktonutvecklingen styrs till stor del av närsaltsammansättningen. Fytoplanktons artrikedom, vilken är beroende av trofinivån, kan ge information om eventuella stressituationer (Hörnström och Ekström 1986b). En jämförelse med antalet fytoplanktontaxa i IKEU-sjöarna och 200 neutrala, okalkade, sjöar visar att de förra i huvudsak uppnått normal artrikedom efter kalkning. Data från referenssjöar inom samma nederbördsområde är önskvärda för att kunna värdera kalkningseffekterna.

Zooplankton

Kvalitativa zooplanktonprover togs vid 5 tillfällen/år med håv (maskvidd 20-25 μm och 63-100 μm) under perioden maj-oktober. Kvantitativa prover togs med vattenhämtare (längd 0.5 m, diameter 0.1 m, volym 3.4 l, Limnos AB, Åbo) i Lien, V:a Skålsjön och Gyltigesjön under samma period. Den geografiska spridningen av IKEU-sjöarna påverkade variationen i sjöarnas zooplanktonsammansättning. Rödingträsk, längst i norr, hade en zooplanktonsammansätt-

ning som väl överensstämmer med öringsjöar i norra Sverige (Lötmarker 1964). I Rödningträsk och Bösjön förekom exempelvis nordliga arter som *Acanthodiptomus denticoruis* och *Heterocope saliens*, vilka saknades i de mer sydligt belägna sjöarna inom IKEU-programmet.

Vid en jämförelse mellan IKEU-sjöarna, kalkade västkustsjöar, icke försurade klarvatenssjöar och 38 humusrika norrlandssjöar, framgår att bl a rotatorierna *Collotheca* sp., *Gastropus stylifer*, *Ploesoma hudsoni* och *Synchaeta* sp., cladocererna *Bythotrephes longimanus*, *Ceriodaphnia quadrangula* och *Polyphemus pediculus* förekom i större utsträckning i de kalkade IKEU-sjöarna och i andra kalkade sjöar än i neutrala, okalkade sjöar. Dessa arters större abundans i kalkade sjöar skulle kunna vara en effekt av kalkning. De vanligast förekommande zooplanktonarterna i ovan nämnda sjötyper var rotatorierna *Conochilus unicornis*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis* samt *Polyarthra remata* och *P. vulgaris*, cladocererna *Bosmina longispina*, *Daphnia cristata*, *D. longispina* och *D. hyalina* samt copepoder av familjerna Cyclopidae och Diaptomidae. Dessa arter är vanliga även i icke sura sjöar.

Zooplanktonförekomsten i IKEU-sjöarna varierade beroende på fisksamhällets sammansättning (se nedan för definition av samhällena, Tabell 5). I rödingsjöarna noterades karaktärarterna *Bosmina longispina*, *Daphnia cristata* / *hyalina* / *longispina* (en i varje sjö), och *Holopedium gibberum*. Dessutom noterades den predationskänsliga arten *Bythotrephes longimanus* i Upprämnen och V:a Skälsjön. Tidigare undersökningar av rödingsjöar har visat att denna sjötyp ofta hyser få cladocerarter (Dickson et al. 1975, Nyberg et al. 1986b).

Antalet cladocerarter i öringsjöarna varierade mellan 6 och 8 med *Bosmina longispina*, *Daphnia longiremis* (i Tryssjön), *D. longispina* (i Tryssjön och Rödningträsk), *D. hyalina* (i Ejgdesjön) och i viss mån *Diaphanosoma brachyurum* (i Tryssjön och Ejgdesjön) samt *Holopedium gibberum* (i Tryssjön och Rödningträsk) som de vanligaste arterna. Copepoden *Cyclops scutifer* förekom i alla tre öringsjöarna.

Av de 7-12 rotatoriearter som påträffades var *Conochilus unicornis*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra remata*, och *P. vulgaris* de vanligast förekommande. Relativt vanliga var även *Keratella cochlearis* och *K. quadrata*, medan *Synchaeta* sp. och *Collotheca* sp. förekom sparsamt. I öringsjöarna noterades 7-10 rotatoriearter och förekomsten liknade den som noterades i rödingsjöarna.

I de sjöar som saknade öring och röding (mört- abborr- cyprinid- siklöje- och norssjöar) förekom ett större antal rotatoriearter och i cyprinidsjöarna också ett större antal cladocerarter än i öring- och rödingsjöarna (Tabell 5). Förutom de arter som påträffades i praktiskt taget alla IKEU-sjöarna (se ovan), förekom *Asplanchna priodonta* i alla sjöar som saknade öring och röding. *Gastropus stylifer*, *Trichocerca* sp. och *Ceriodaphnia quadrangula* förekom i cyprinid-, mört- och siklöjesjöar, medan *Filina longiseta* bara påträffades i mörtsjöar och *Limnosida frontosa* bara i cyprinidsjöar. Denna skillnad i zooplanktonsammansättning mellan öring/rödingsjöar och övriga kan förklaras med de övriga sjöarnas högre trofigrad. I siklöjesjöarna saknades *Heterocope* spp. och *Daphnia longispina* / *hyalina*, dvs störvuxna former, sannolikt till följd av predation från planktonätande fisk. Här förekom istället små Cyclopsarter

Tabell 5. Antal arter inom olika planktongrupper i sjökategorier klassificerade efter fiskartsammansättningen. (Medelvärde och range.)

	Rotatoria	Cladocera	
Öringsjöar	8.3 (7-10)	6.7 (6-8)	n=3
Rödingsjöar	9.3 (7-12)	3.3 (3-4)	n=3
Mörtsjöar	11.5 (10-13)	6 (5-7)	n=2
Siklöjesjöar	11.5 (10-13)	6	n=2
Abborrsjöar	12	5	n=1
Cyprinidsjöar	12.5 (10-15)	8.5 (7-10)	n=2
Norssjöar	15	6	n=1

och *Eudiaptomus* spp. samt *Daphnia cristata*, vilka också är småvuxna.

Sammanfattningsvis visar resultaten från IKEU-sjöarna att zooplanktonsamhället påverkas av sjöns geografiska läge samt näringstillgång. Lågt antal och liten biomassa av cladocerer i klara rödingsjöar kan t ex vara en effekt av låg humushalt och oligotrofa förhållanden (Hörnström et al. 1984). Cladocerer kan betraktas som något av en nyckelgrupp i zooplanktonsamhället. Samtidigt som de är mycket effektiva filtrerare så är särskilt de större arterna eftertraktade byten för fisk. Dessutom är några arter försurningskänsliga, exempelvis *Daphnia longispina*, *D. cristata* m fl (Nilssen et al. 1984, Hörnström et al. 1984). Daphnier har däremot påträffats vid låga pH-nivåer i sjöar med höga humushalter (Rask et al. 1986, Sarvala och Halsinaho 1990, Hörnström et al. 1992a).

Resultaten visar också att fisken i hög grad påverkar zooplanktonsamhällets utseende. Genom ett starkt predationstryck framför allt i cyprinid- och siklöjesjöar på främst stora zooplanktonformer, dominerar rotatoriearter och andra småvuxna zooplankter antalsmässigt. Detta har observerats ske i ett flertal fall efter kalkning av försurade sjöar där fisk fortfarande finns närvarande (Hörnström och Ekström 1986a, Hörnström et al. 1992b, Nyberg 1993).

Profundal bottenfauna

Bottenfaunaprover i sjöarnas profundalzon togs under oktober med 5 Ekmanhugg i sjöarnas djupaste del. I sublitoralzonen togs 5 Ekmanhugg på djupet 4-6 m. Proverna sällades genom 0.5 mm såll. Bottenfaunans täthet i profundalzonen var ca 2.5 gånger högre i Naturvårdsverkets kalkreferenssjöar jämfört med i de kalkade IKEU-sjöarna. Sublitoralzonen tätheter var något högre i kalkreferenssjöar än i kalkade sjöar men skillnaden var ej signifikant.

I profundalzonen påträffades färre taxa jämfört med i sublitoralzonen 8.03 taxa/sjö respektive 16.5 taxa/sjö. Vid en jämförelse mellan antalet taxa i IKEU-sjöarna och Naturvårdsverkets kalkreferenssjöar noterades inga skillnader i profundalzonen, medan färre taxa observerades i IKEU-sjöarnas sublitoralzon jämfört med sublitoralzonen i kalkreferenssjöarna.

Bottenfaunans kvalitetsindex (*BQI*), vilket använder chironomidtaxa som indikatorer för

sjöarnas trofinivå (Wiederholm 1980), var lägre i kalkreferenssjöarnas profundalzon jämfört med i de kalkade sjöarna. Detta visar att referenssjöarna var något mer näringsrika jämfört med de kalkade sjöarna. För faunan i sublitoralzonen visade *BQI* ej på någon signifikant skillnad mellan kalkreferenssjöar och kalkade sjöar. Vanligt förekommande chironomidarter i dessa sjöars profundal- och sublitoralzon var *Sergentia coracina*, *Tanytarsus* spp., *Stictochironomus* spp., *Chironomus anthracinus* och *Zalutschia zalutschicola*.

Både O:C-indexet (Oligochaeta/Chironomidae-index) och den totala tätheten för Oligochaeta var signifikant högre i kalkreferenssjöarnas profundalzon än i IKEU-sjöarnas. Detta tyder också på att det förelåg mer eutrofa förhållanden i kalkreferenssjöarna. Det högre O:C-indexet i kalkreferenssjöarna beror på en högre täthet av oligochaeter i dessa sjöar. Medelvärde för tätheten av oligochaeter var 2.7 gånger högre i kalkreferenssjöar jämfört med kalkade sjöar. Sublitoralzonen O:C-index eller oligochaet-täthet skiljde sig dock inte mellan de olika typerna av sjöar.

Shannons diversitetsindex, beräknat på hela bottenfaunasamhället och på chironomid-samhället ensamt, var likartat för IKEU-sjöarna och kalkreferenssjöarna. Diversiteten för hela den profundala bottenfaunan i okalkade och kalkade sjöar hade ett medelvärde på 1.57 respektive 1.52. Shannon-index för sublitoralfaunan visade heller inte på några skillnader mellan de två grupperna av sjöar. Diversiteten i sublitoralzonen visade sig vara signifikant högre än den i profundalzonen (2.98 respektive 1.55).

Litoral bottenfauna

Bottenfaunaprover i sjöarnas litoralzon togs som samlingsprover inom en 50 m sträcka, på djup mellan 0-1.5 m i varje sjö under september-november. Proverna sällades genom 1 mm såll. I genomsnitt hade antalet bottenfaunataxa i sjöarnas litoralzon ökat med tiden efter kalkning. Samtidigt hade försurningskänsliga taxa som snäckor och dagsländor (t ex *Ephemera* och *Caenis*) koloniserat eller ökat i individantal i de tre IKEU-sjöar där äldre data förelegat. Av de 183 taxa som påträffades svarade de 12 vanligaste taxa för ca 80% av det totala individantalet (Tabell 6).

Tabell 6. De 12 vanligast förekommande taxa som påträffades i IKEU-sjöarnas litoralzon. Procenttal avser proportion av det totala individantalet.

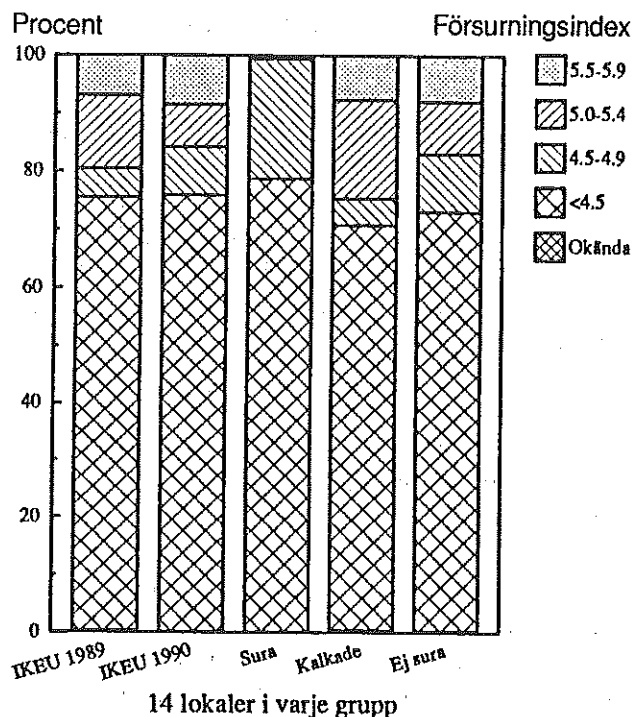
Taxa	Procent
Asellus aquaticus	22
Chironomidae	11
Ceratopogonidae	9
Oligochaeta	6
Athripsodes cinereus	6
Heptagenia fuscogrisea	5
Eurycercus lamellatus	5
Pisidium	3
Caenis luctuosa	2
Nematoda	2
Mystacides azurea	2

Individrikast av IKEU-sjöarna var St. Här-sjön 1989 med 4196 individer per prov och individfattigaste var Tryssjön 1990 med 206 individer per prov. Det genomsnittliga antalet individer 1990 var något lägre än 1989. Det förelåg inte några skillnader vid en jämförelse mellan kalkade sjöar och icke-försurade kalkreferenssjöar (okalkade). I sura kalkreferenssjöar var däremot antalet individer per prov betydligt lägre, fr a antalet individer av Oligochaeta, Ephemeroptera och Bivalvia. Snäckan *Lymnaea peregra* utgjorde endast 0.6% av det totala individantalet. Arter av släktet *Gammarus* påträffades inte alls.

Artrikaste IKEU-sjön var Gyltigesjön (50 taxa) och artfattigast var Bösjön (13 taxa). I genomsnitt erhöles 32.7 taxa per prov under åren 1989 och 1990. Vid en jämförelse med kalkade referenssjöar och neutrala referenssjöar förelåg inga skillnader i antalet taxa, i sura referenssjöar var emellertid antalet taxa avsevärt lägre (20.8 taxa/sjö).

Shannon-index (H') varierade mellan 1.46 i Bösjön till 2.92 i Stengårdshultasjön. Högst diversitet noterades i kalkade och neutrala referenssjöar (2.32) respektive (2.29). Lägst diversitet noterades i sura referenssjöar (1.87). Shannon-index i IKEU-sjöarna (2.14 respektive 2.27 år 1989 och 1990) intog en mellanställning som tyder på att kalkningen ännu inte resulterat i lika hög diversitet som i andra kalkade eller neutrala sjöar.

I de sura referenssjöarna saknades försurningskänsliga taxa samtidigt som mycket för-



Figur 1. Procentuell andel taxa med olika försurningskänslighet i sjöarnas litoralzon. 14 lokaler ingår i varje grupp.

oreningskänsliga taxa var vanliga (Figur 1). I IKEU-sjöarna noterades i genomsnitt 1.9 mycket försurningskänsliga taxa per sjö 1989 och fyra sjöar saknade helt sådana taxa. Året efter hade antalet mycket försurningskänsliga taxa per sjö ökat till 2.5 och två sjöar hade koloniserats av sådana taxa.

Frekvensen av olika funktionella grupper skilde sig inte mycket mellan de olika sjötyperna. Andelen 'sönderdelare' i de sura referenssjöarna var dock något lägre än i de övriga sjöarna. Detta beror till en del på att andelen försurningskänsliga nattsländor och vattengräsugga var lägre. IKEU-sjöarnas litorala bottenfaunasamhälle hade ännu inte stabiliserat sig på en nivå liknande oförsurade förhållanden. Stockholms-index (SI) avseende försurning (Lingdell och Engblom 1991) var högre i både de kalkade och i de neutrala referenssjöarna jämfört med IKEU-sjöarna. Detta understryker att faunan i dessa vatten var art- och individrikare och hyste fler försurningskänsliga taxa.

I en PCA (principal components analysis) baserad på artsammansättningen av IKEU-sjöarnas litorala bottenfauna, kunde sjöarna delas upp i en nordlig och sydlig komponent. Inom

den nordliga gruppen utgjorde Bösjön, Upprämmen och Tryssjön en delkomponent. V. Skälsjön och Lien är geografiskt närbelägna varandra och kalkningen har haft en svagt positiv effekt på faunan varför dessa två sjöar bildade en delkomponent. Att även Källsjön och Rödingträsk bildade en delkomponent är svårare att förklara då det är stor skillnad i såväl geografiskt läge som i fauna. Inom den sydliga komponenten utgjorde Stengårdshultasjön och Ejgdesjön, med en litoral fauna som indikerar en väl fungerande kalkning, en delkomponent. Det samma kan sägas om Långsjön och Gyltigesjön som är koplade till denna delkomponent. Att Gyslättsjön och Stora Härsjön ingår i samma delkomponent torde bero på att bottnarna där avviker från andra genom att de utgörs av stora block blandat med organiskt bottenmaterial. Stensjöns bottensubstrat avviker också från övriga sjöar genom att litoralbottnarna till stor del utgörs av hällar.

Vid en jämförelse av likheten i artsammansättning mellan sjöar framgår att faunan i IKEU-sjöarna hade ökat i likhet med faunan i neutrala referenssjöar åren 1989 till 1990. Skillnaden gentemot de sura sjöarna var stor, men skillnaden mellan IKEU-sjöarna 1989 och 1990 var också oväntat stor. Denna mellanårsvariation beror i första hand på att ovanligt höga individantal av dagsländor (Ephemeroptera), nattsländor (Trichoptera) och tvåvingar (Diptera) noterades under 1989.

Fisk

Sammanlagt 13 av de kalkade IKEU-sjöarna provfiskades varje år perioden 1989-91 med dels bottensatta översiktsnät (42 x 1.5 m, 14 maskstorlekar), dels pelagiska översiktsnät (42 x 6m, 14 maskstorlekar). Nävsjön utgick ur programmet efter 1989 och Ejgdesjön provfiskades endast under 1990 och 1991. Totalt fångades 19 arter vid de 54 provfisketillfällena i de 15 IKEU-sjöarna och i de 7 av Naturvårdsverkets kalkreferenssjöar som inkluderats i fiskundersökningarna. Lägst antal arter (2) erhöles i de kalkade sjöarna Nävsjön, Ejgdesjön, Rödingträsk och Tryssjön och i referenssjön Övre Skärsjön. Flest arter fångades i IKEU-sjön Lien och referenssjön Bysjön med 8 arter i båda. Antalet fångade arter var något högre i referenssjöarna men skilde sig inte signifikant

från de kalkade IKEU-sjöarna, 4.57 respektive 4.00 arter. Totalt fångades 18 av de 19 arterna i de kalkade sjöarna medan endast 10 olika arter fångades i referenssjöarna. I de sistnämnda saknades såväl laxartade fiskarter (öring och röding) som elritsa, sik och lake.

Abborre var den vanligast förekommande arten och fångades i 12 av de 15 kalkade sjöarna (Nävsjön inräknad) och i alla de 7 okalkade referenssjöarna. Endast Rödingträsk, Tryssjön och Bösjön saknade abborre. Den näst vanligaste arten var gädda som fångades i 9 av de kalkade sjöarna och i alla referenssjöar, följd av mört och gers som fångades i 7 respektive 6 sjöar.

Med hjälp av clusteranalys av fiskartsammansättningen kunde sjöarna indelas i 7 grupper (Tabell 7). Denna indelning liknar med vissa undantag den som gjordes av Appelberg och Degerman (1991) för ett avsevärt mycket större material av kalkade sjöar. Indelningen styrker också den indelning i fisksamhällen som gjordes i samband med urvalet av sjöarna.

Den totala fångsten/bottennät varierade mellan 10.6 individer/nät i norssjön Lien och 23.5 individer/nät i genomsnitt i cyprinidsjöarna. Skillnaderna i antal och biomassa var emellertid inte signifikant mellan de olika sjötyperna. Totalfångsten i mörtsjöarna skiljde sig inte mycket från abborrsjöarna vad gäller antal

Tabell 7. Fördelningen av sjöar grupperade efter olika typer av fisksamhällen.

Fisksamhälle	IKEU-sjöar	Referenssjöar
Mörtsjöar	Gyslättsjön Stengårdsh.	Brunnsjön Rotehagssjön Stensjön, Delsbo
Abborrsjöar	(Nävsjön) Källsjön	Övre Skärsjön
Cyprinidsjöar	Gyltigesjön Långsjön	Fräcksjön Bysjön
Siklöjesjöar	St. Härsjön Stensjön, Åva	Allgjuttern
Norssjöar	Lien	
Öringssjöar	Ejgdesjön Tryssjön Rödingträsk	
Rödingsjöar	V. Skälsjön Upprämmen Bösjön	

men var högre vad gäller vikt. Totalfångsterna i siklöjesjöarna och i cyprinidsjöarna var relativt lika. I röding- och öringsjöarna var antalet fångade individer intermediärt, medan biomassan var relativt hög. Inga skillnader i antal och vikt av fångsten noterades mellan åren 1989-91.

Den genomsnittliga fiskartdiversiteten (Shannon-Wieners H' , beräknad både för antal och vikt) i bottennäten skilde sig inte åt mellan de kalkade sjöarna och referenssjöarna. Detta trots att antalet fångade fiskarter var dubbelt så stort i de kalkade vattnen. Artdiversiteten ökade något i IKEU-objekten perioden 1989-91. Antalet arter och artdiversiteten var högst i norssjön Lien; 8 fångade arter och Shannon-Wieners $H'=1.88$. Lägst antal arter och diversitet noterades i abborrsjöarna och i öringsjöarna; i genomsnitt 2.3 respektive 2.0 arter och 0.19 respektive 0.36 i artdiversitet. Övriga sjöar låg däremellan.

Under perioden 1989-91 förändrades arternas proportioner mest i siklöjesjöarna, följda av cyprinidsjöarna, rödingsjöarna och mörtsjöarna. Genomgående noterades lägre pH-värden före första kalkning i cyprinid-, mört- och siklöjesjöarna.

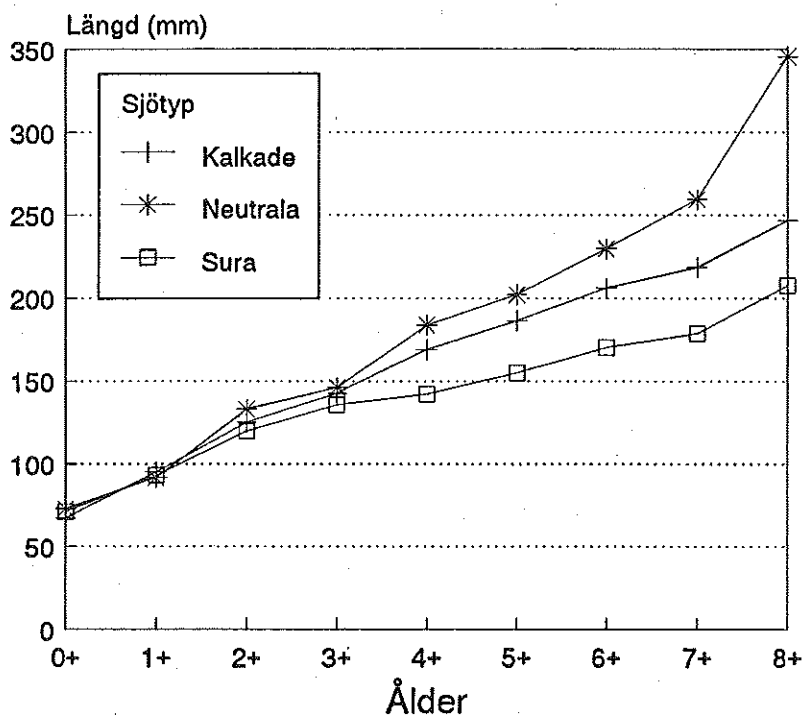
Abborrens genomsnittliga tillväxt var högre i sjöar med många fiskarter och hög fisktäthet

(Tabell 8). Högst genomsnittliga tillväxt noterades i de neutrala referenssjöarna, lägst i de sura, och intermediär i IKEU-sjöarna (Figur 2). I motsats till abborren var mörtens tillväxt högre i den sura gruppen av sjöar jämfört med i den neutrala gruppen. Tillväxten i de kalkade IKEU-sjöarna var intermediär mellan de andra två grupperna. Abborrens genomsnittliga tillväxt i IKEU-sjöarna ökade med tiden som gått sedan första kalkningsinsatsen medan mörtens tillväxt var oberoende av tiden efter första kalkning.

Med hjälp av tillbakaräknade värden uppskattades abborrens tillväxt enskilda år under perioden 1980-89. Den genomsnittliga längdökningen för alla sjöar för de olika årsklasserna var oberoende av tiden under perioden 1980-89. Inte heller förelåg några skillnader mellan tillväxten i de kalkade sjöarna och tillväxten i de okalkade. Liksom för abborre användes tillbakaräknade värden för att uppskatta tillväxten hos mört under tidigare år. Även för mörten var den genomsnittliga tillväxten för de olika årsklasserna oberoende av tiden under perioden 1980-89. Alla årsklasser växte emellertid något bättre i de kalkade sjöarna, skillnaderna var dock inte signifikanta.

Tabell 8. Faktorer som påverkar abborrens och mörtens tillväxt i sura och kalkade sjöar.

Orsak	Art	Tillväxt	
Försurningsstatus	Abborre	+	Lägre tillväxt i sura sjöar. Detta kan vara en effekt av fiskartsammansättningen (främst abborre- mörtsjöar, lågt antal arter).
	Mört	+/-	Högre tillväxt i sura sjöar i unga stadier - troligen som en effekt av minskad konkurrens inom arten. Emellertid låg tillväxt hos äldre mört i sura sjöar.
Tid efter kalkning	Abborre	+	Ökad tillväxt efter kalkning oberoende av fiskartsammansättning.
	Mört	0	Tillväxten oberoende av tid efter kalkning.
Antal arter	Abborre	+	Ökad tillväxt hos stor abborre ju fler arter och ju högre total abundans av fisk som noterats i sjön.
	Mört	-	Minskad tillväxt med ökat antal cyprinider beroende på konkurrens.
Artsam. sättnig	Abborre	+/-	Låg tillväxt hos ung abborre i mört-, abborr- och cyprinidsjöar. Hög tillväxt hos piscivor abborre i cyprinid-, öring-, siklöje- och norssjöar.
	Mört	+/-	Låg tillväxt i cyprinid- och siklöjesjöar dvs i sjöar med mycket cyprinider/planktonätare. Hög tillväxt i mört- och norssjöar dvs i sjöar med låg abundans av mört och andra cyprinider.



Figur 2. Abborrens genomsnittliga tillväxt i de kalkade IKEU-sjöarna, 3 sura referenssjöar och 3 neutrala referenssjöar.

Kvicksilver i fisk

Kvicksilverhalten i fisk har ofta befunnits vara högre i sura, näringsfattiga och humösa vatten än i basiska-neutrala, näringsrika och klara vatten. Dessutom är kvicksilverhalten i gädda ofta högre i sura sjöar med få fiskarter och framför allt i sjöar som saknar mörtbestånd (t ex Grahn et al. 1976, Lithner och Dietrichson 1981, Meili 1991). Kvicksilverhalten i gädda och abborre mättes i fyra av IKEU-sjöarna; Stensjön, Gyslättsjön, Källsjön och Lien. Halterna hos unga abborrar i de tre förstnämnda sjöarna låg på ungefär samma nivå innan kalkning, mellan 230-270 ng Hg/g (våt muskel). Motsvarande halt i Lien var emellertid endast hälften så hög.

Efter kalkning sjönk kvicksilverhalten i abborre i Stensjön och Källsjön. Den tydligaste sänkningen noterades i Stensjön som, också haft de stabilaste och högsta pH-värdena efter påbörjad kalkning. Dessutom har sjöns fiskbiomassa av alla fiskarter ökat kraftigt och däribland en återhämtning av bestånden av siklöja och benlöja. I Källsjön noterades en mindre tydlig reduktion. Sjön våtmarkskalkades vartannat år längs Prästvallsbäcken och hade därmed

ej fullt så höga och stabila pH-värden. Källsjöns vatten var också mer än dubbelt så brunt som i Stensjön, vilket generellt talar för en högre kvicksilverhalt i fisken. Även i Gyslättsjön var halterna lägre efter kalkning jämfört med före. Denna sänkning skulle kunna bero på att de analyserade fiskarna i genomsnitt var yngre jämfört med övriga tillfällen, men också på att halterna verkligen sjunkit efter kalkningen.

I Lien var Hg-halten i abborre fem år efter kalkning nästan dubbelt så hög som före kalkning. En stor del av kalken som tillfördes Lien spreds i uppströms sjöar och vattendrag. Kalkning av uppströms liggande sjöar kan sannolikt ha haft en negativ effekt (högre halter) på kvicksilverhalten i fisk i nedströms liggande sjöar (Andersson et al. 1991).

Eftersom de gäddor som analyserats med avseende på kvicksilver var äldre än de abborrar som analyserats, har förändringar av kvicksilvrets aktivitet i omgivningen tagit längre tid att påvisa hos gädda. Halterna låg innan kalkning mellan 985 och 1,550 ng Hg/g med de högsta halterna i Gyslättsjön och de lägsta i Lien. Sänkningar till 82, 91 och 93% av halterna innan kalkning noterades i Stensjön, Gyslättsjön och Lien efter respektive 7, 3 och 5 år.

Rinnande vatten

Hydrologi och allmän vattenkemi

IKEU-vattendragens hydrologi och vattenkemi visade på en stor spännvidd. Framför allt särskilde sig Högvadsån från övriga vattendrag med en högsta högvattenföring under 1989-90 på 120 m³/s, medan endast 1 m³/s noterades i t ex Skuggälven. Bredden på de undersökta lokalerna varierar mellan 10-20 m i de två största vattendragen Högvadsån och Gagnån, till 1-2 m i det minsta (Prästvallsbäcken). Årsmedelvärdena för pH på den längst nedströms belägna lokalen var över 6 i alla vattendrag;

Tabell 9. Hydrologiska och kemiska data för IKEU-vattendragen baserade på medelvärden från 1990. Värdena är tagna från den längst nedströms belägna lokalen, utom minimivärden (pH) och bredd (range). Högsta högvattenföring (HHV), medelvattenföring (MV), lägsta lågvattenföring (LLV). Vattenfärgen mätt som absorbans vid 420 nm.

Vattendrag	Bredd (m)	HHV	MV (m ³ /s)	LLV	Färg abs.	pH (medel)	pH (lägsta)
Högvadsån	10 -18	120	8.5	0.60	0.12	6.7	6.3
Gagnån	13 -21	8	0.3	0.00	0.28	6.8	5.5
Skuggälven	1.3- 4.3	1	0.2	0.00	0.07	6.5	6.1
Haraldsjöån	2.3- 5.0	2	0.4	0.05	0.18	6.2	4.4
Prästvallsbäcken	1.0- 2.0	2	0.1	0.00	-	6.6	6.2
Djursvasslan	1.5- 9.0	5.5	0.2	0.00	-	6.5	5.3
Ådalsån	3.5-12.0	14	0.6	0.01	0.44	6.7	6.3

låga pH värden uppmättes emellertid i de överst belägna lokalerna. De lägst uppmätta pH-värdena under 1990 hade Gagnån (pH=5.5), Haraldsjöån (pH=4.4) och Djursvasslan (pH=5.3) (Tabell 9). De låga värdena i Haraldsjöån härrör sig från den översta lokalen (Laxbäcken) där kalkningen inte givit resultat.

Ådalsån i Västernorrland hade den högsta vattenfärgen och TOC-halten, och samtidigt den lägsta sulfathalten bland de sju vattendragen. Detta tyder på att denna å är påverkad av naturlig, humusrelaterad försurning. Motsatt förhållande noterades i de västsvenska åarna Högvadsån och Skuggälven, som hade låga färgtal och höga sulfathalter (Tabell 9, 10). I Högvadsån har emellertid kalkningsinsatserna lyckats varför lägsta uppmätta pH under perioden inte understeg 6.3. De högst uppmätta aluminiumhalter noterades i Haraldsjöån (Laxbäcken) och Prästvallsbäcken, medan

bäckarna i Lofsdalen, där Djursvasslan är huvudfåran, hade de lägsta aluminiumhalter. Dessa hade också lägst totalfosforhalter bland IKEU-vattendragen.

Spårmetaller i vatten

Jämfört med sjöarna var totalvariationen för Fe och Mn större i de rinnande vattnen (Tabell 11). I övrigt var spridningen relativt likartad i sjöarna och i de rinnande vattnen. Koncentrationerna av Fe och Mn var dock genomsnittligt högre i rinnande vatten än i sjöar. Även koncentrationerna av krom och kadmium var något högre i de rinnande vattnen. Skillnaderna i koncentration mellan sjöar och vattendrag var mindre än förväntat, vilket kan bero på att kalkningsåtgärderna motverkat de pulser som annars uppstår i samband med flödestoppar och surstötter i vattendrag.

Tabell 10. Kemiska data för IKEU-vattendragen baserade på medelvärden från 1990. Värdena är tagna från den längst nedströms belägna stationen, utom aluminium (Al-upp) som är tagna från den översta lokalen.

Vattendrag	TOC(range) (mg/l)	Tot-P (µg/l)	Kalcium (mekv/l)	Sulfat (mekv/l)	Al-med (µg/l)	Al-upp (µg/l)
Högvadsån	7.6-12.0	20	0.31	0.150	293	205
Gagnån	13 -21	20	0.26	0.131	223	364
Skuggälven	5.7- 7.0	10	0.18	0.106	235	109
Haraldsjöån	7.7-12.0	10	0.19	0.096	218	450
Prästvallsbäcken	15 -21	10	0.24	0.059	322	409
Djursvasslan	12 -20	8	0.18	0.029	130	87
Ådalsån	19 -29	20	0.31	0.049	269	269

Tabell 11. Metallhalter i sjöar och vattendrag 1989-90 ($\mu\text{g/l}$). Medianvärden.

	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Cr
Sjöar	120	11	3.8	0.39	0.26	0.018	0.31	<0.1	0.17
Vattendrag	440	21	3.9	0.33	0.22	0.018	0.31	0.16	0.22

Fe- och Mn-halterna var högst i Lofsdalen, där Djursvasslan utgör huvudfåran, speciellt i Hammarbäcken. Innan kalkningarna inleddes i området noterades dock betydligt högre halter av Fe, Mn och Al, speciellt i samband med hög vattenföring (Andersson och Nyberg 1984, Borg 1986). Övriga metaller uppvisade däremot låga halter i Lofsdalen. Undantag utgör tilloppsbäcken Bjursvasslan, där kopparkoncentrationen är avvikande hög vid något enstaka tillfälle. Detta skulle kunna bero på provkontaminering. Koncentrationerna av Zn, Pb och Cd var generellt något högre i de sydligare vattendragen. Detta mönster är också att förvänta med tanke på det storskaliga depositionsmonstret för luftburna föroreningar över landet.

Al-halter finns redovisade för IKEU-vattendragen år 1990 (Tabell 12). I rinnande vatten påverkar tillrinningen aluminiumfraktionerna kraftigare utan den dämpning som sjöreservoarerna ger. Det var inte möjligt att tolka någon generell säsongsvariation utan allt styrdes av vattenföringen. Även den labila fraktionen påverkades av detta och hade tydligen ännu ej hunnit bindas i organiska komplex vid de aktuella provtagningsstationerna i vattendragen.

Tabell 12. Aluminiumhalter i rinnande vatten beräknat på samtliga analyser 1990 ($\mu\text{g/l}$).

	Median	Medel	S.D.	Min	Max	N
Syralösigt	157	161.5	84.9	13	478	86
Lättreaktivt	63.5	73.9	48.2	10	245	124
Stabilt	42.8	50.2	38.0	2	180	86
Labilt	14	17.3	19.0	-1	88	86
Persulfat	179	180.6	87.9	37	478	124

Bottenfauna

Bottenfaunaprovtagningen genomfördes på liknande sätt som i sjöarnas litoralzon. I genomsnitt hade antalet taxa i de vattendrag där bakgrundsdata förelegat (Högvadsån, Skuggälven,

Gagnån, Prästvallsbäcken och Bjursvasslan) ökat med tiden efter kalkning samtidigt som försurningskänsliga snäckor och dagsländor koloniserat eller ökat i individantal. Individrikast var Skuggälven i Bohuslän och individfattigast var Ådalsån i Västernorrland.

Antalet individer per lokal var 1 194 respektive 1 064 åren 1989 och 1990 i IKEU-vattnen. Inga större skillnader förelåg heller vid en jämförelse mellan kalkade referensvattendrag, sura referensvattendrag eller neutrala referensvattendrag. Antalet individer av Oligochaeta, Hirudinea och Ephemeroptera var högre i de kalkade referensvattnen jämfört med IKEU-vattnen 1989-90 vilket tyder på att de sistnämnda ännu inte nått sin fulla potential. Ett lågt individantal av Nematoda i de sura referenserna indikerar att denna djurgrupp innehåller arter som missgynnas av surt vatten.

Av de 210 taxa som påträffades svarade de 28 vanligaste taxa för ca 80% av det totala individantalet. Av dessa utgjorde Chironomidae (30%), *Pisidium* (6%), *Nemurella picteti* (4%), Simuliidae (4%), *Protonemura meyeri* (3%), *Taeniopteryx nebulosa* (3%) och *Elmis aenea* (3%). Snäckan *Lymnaea peregra* utgjorde endast 0.5% av det totala individantalet medan Gammaridae svarade för 2%.

Artrikast var Högvadsån 1990 med 66 taxa och artfattigast var Haraldsjöån och Prästvallsbäcken 1989 med 18 taxa. De två sistnämnda vattendragen hade också högst aluminiumhalter. I genomsnitt noterades 33.7 taxa per prov under de två åren. Inga skillnader förelåg jämfört med kalkade referensvattendrag och ej sura referensvattendrag där 39.9 resp 40.8 taxa/referensvattendrag registrerades. Artrikedomen i sura referensvattendrag, där endast 18.5 taxa/referensvattendrag påträffades, var dock betydligt lägre.

De arter som upptagits i Naturvårdsverkets och i LIMNODATA HB's listor (Grönquist 1991) över hotade och sällsynta arter var ovanligare inom IKEU-vattendragen jämfört med andra

kalkade och neutrala referensvattendrag. Detta understryker att bottenfaunan i IKEU-vattendragen ännu inte uppnått den förväntade artrikedomen. Endast en hotad art påträffades; skalbaggen *Stenelmis canaliculata*, i Högvadsån.

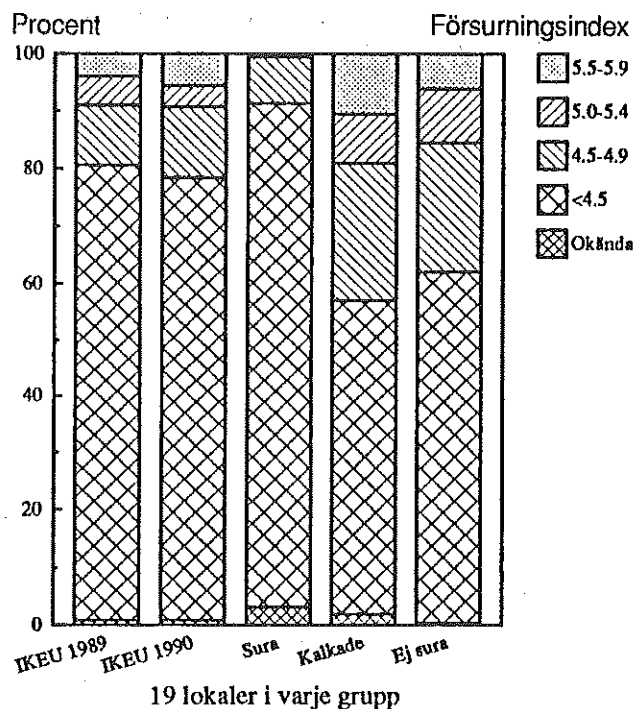
Shannon-index varierade mellan 0.92 i Prästvallsbäcken och 3.26 i Högvadsån. Artdiversiteten var högst i de kalkade referensvattendragen ($H' = 2.59$) och näst högst i de neutrala ($H' = 2.52$). Lägst diversitet noterades i de sura referensvattendragen ($H' = 1.66$) vilket avviker signifikant från övriga vattendrag. IKEU-vattnen intar med $H' = 2.30$ och $H' = 2.44$ åren 1989 och 1990 en mellanställning som indikerar att kalkningen där resulterat i en högre diversitet än i de sura referenserna, men samtidigt att IKEU-vattnen ännu inte erhållit lika hög diversitet som i de kalkade eller i de neutrala referenserna.

Stora förändringar i arternas proportioner (Euklidiska distansen) mellan 1989 och 1990 noterades i Haraldsjöan och Prästvallsbäcken. I samtliga fall beror dessa skillnaderna i första hand på skillnader i provtagningsdatum.

Vid en jämförelse med IKEU-sjöarna hade de försurningskänsliga taxa återhämtat sig något sämre i IKEU-vattendragen (Figur 3). Andelen försurningskänsliga taxa som kan kolonisera vattendragen är redan från början högre än i de sura sjöarna. 1989 fanns i genomsnitt 2.1 mycket försurningskänsliga taxa per IKEU-vattendrag och tre vattendrag saknade helt sådana taxa under såväl 1989 som 1990. 1990 hade antalet mycket försurningskänsliga taxa sjunkit till 1.7 och en lokal i ett vattendrag hade förlorat sådana taxa.

I de sura referensvattendragen var filtrerare mer frekventa och rovdjur mindre frekventa än i såväl de kalkade som de neutrala vattendragen. Det förstnämnda beror i första hand på rika bestånd av *Plectrocnemia* som gynnas av surt vatten medan rovlevande bäcksländor och nattsländor var mindre vanliga i de sura referenserna än vad som är vanligt.

Stockholms-index (*SI*) (Lingdell och Engblom 1991) var högre i de kalkade och i de ej sura referensvattendragen vilket indikerar att faunan i dessa vatten i snitt var art- och individrikare samt hyste fler försurningskänsliga taxa. Detta understryker att IKEU-vattendragen ännu inte har stabiliserat sig på en nivå liknande oförsurade förhållanden.



Figur 3. Procentuell andel taxa med olika försurningskänslighet i rinnande vatten.

Fisk

Provfiske efter fisk i rinnande vatten genomfördes med elfiskeaggregat i augusti åren 1989-91. Varje station fiskades 3 ggr och tätheten av fisk uppskattades med hjälp av Zippin-metoden. Alla sju IKEU-vattendragen hyste öring (Tabell 13). Av dessa var Högvadsån dessutom laxförande. I Skuggälven och Lofsdalsbäckarna förekom även flera sjölevande arter, även om abundansen av dessa var låg. I Högvadsån erhöles även flodkräfta vilken ökat från 0 till ca 25 individer/100 m² efter kalkningen 1978.

Fyra av de fisksamhällen i svenska vattendrag som Degerman och Sers (1992) beskrivit, fanns representerade inom IKEU-programmet efter en subjektiv indelning. Stationerna i Högvadsån utgjorde de enda där ett 'anadromt fisksamhälle' förekom. Dessa är laxförande vattendrag, ofta även med ål, havsvandrande öring och elritsa (op. cit.). Stationerna i Skuggälven omfattade i huvudsak ett 'sjösamhälle' vilka karaktäriseras av sjölevande arter, t ex abborre, mört, gädda och öring i lägre tätheter. I Prästvallsbäcken, Gagnån och Haraldsjöan kunde valda stationer med viss tvekan hänföras till gruppen 'älvsamhällen', vattendrag som ofta är breda och kalla, belägna långt från havet med

Tabell 13 Fiskarter som noterats i IKEU-vattendragen. Fisksamhällen definierade efter Degerman och Sers (1992). A=anadroma arter, S=sjölevande arter, Ä=älvlevande arter, K=källfödessamhälle.

	Fisksamh.	Lax	Öring	Elritsa	Nejonöga	Stensimpa	Övriga
Högvadsån	A	X	X	X			
Skuggälven	S,Ä		X				abborre, mört, ål
Gagnån	Ä,S		X		X		Am. bäckröding
Prästvallsbäcken	Ä		X			X	
Djursvasslan	Ä		X	X			mört, lake, gädda
Ådalsån	Ä		X		X		
Haraldsjöån	Ä,K		X	X	X		gädda

harr, öring, elritsa, lake och gädda. De olika stationerna i Lofsdalen (Djursvasslan m fl) torde också höra dit trots att flera sjölevande arter påträffats. Främst den översta stationen i Ådalsån utgjordes av ett mer typiskt 'källflödes-samhälle' med röding ensam eller öring tillsammans med bäcknejonöga.

Enstaka elfisken visar inte om kalkning givit resultat, snarare om enskilda fiskarter förekommer på den station som fiskas. Tidigare elfiskeresultat som inkluderar längre tidsserier från IKEU-vattendragen visar att kalkningen resulterat i ökade fiskbestånd i de flesta fall (Degerman et al. 1990). I Högvadsån ökade abundansen av lax och elritsa med ökat pH efter det att kalkningen startade 1978. Samtidigt minskade tätheten av öring, troligen till följd av konkurrens från lax. Abundansen av öring ökade också med stigande pH i Skuggälven. I Gagnån var däremot effekten av kalkning mer otydlig. Antal årsungar av öring var inte korrelerat med pH, men däremot negativt korrelerat till färgtal. Likaså ökade öringabundansen efter kalkning i Prästvallsbäcken. I Ådalsån ökade antalet öringar efter kalkning men har hittills inte nått upp till tidigare numerär. Haraldsjöån uppvisade ökade öringbestånd efter kalkning.

I Lofsdalsbäckarna ökade öring generellt efter kalkning; Djursvasslans (huvudfårans) öringbestånd ökade efter kalkning men hade ej nått 1977 års antal vid provfisket 1991. Brändarbäcken uppvisade ingen trend i ökade öringbestånd. I Djursvasslan ökade öringabundansen efter kalkning men har ej nått upp till tidigare värden. I Bjursvasslan har inga årsungar påträffats, endast äldre individer och variationen i antal varierade kraftigt mellan fisken. Hammarbäckens öringbestånd ökade efter kalk-

ning men minskade åter med försämrade vattenkvalitet.

Elfiskeresultaten beror till stor del på vattentemperaturen vid provfisketillfället (Degerman et al. 1990). Detta kunde påvisas för öring och elritsa i Lofsdalsbäckarna. Temperaturen har också betydelse för tillväxten hos öring, vilket kunde observeras de varma somrarna 1988 och 1989 i t ex Ådalsån (Degerman et al. 1990). I Gagnån var tätheten av årsungar av öring högre dessa somrar troligen beroende på gynnsammare förhållanden.

Interaktioner inom fisksamhällen i rinnande vatten yttrar sig ofta som en negativ korrelation mellan antal årsungar och äldre fiskar. Detta noterades för lax i Högvadsån och för öring i Skuggälven och Prästvallsbäcken. Detta beror på att en stark årsklass trycker ned nästa årskull. Ökningen av lax och minskningen av öring i Högvadsån beror sannolikt på att laxen konkurrerar ut öringen efter kalkningsinsatsen. Öringen har en större motståndskraft mot försurning och har därför funnits kvar i vattendraget även under försurningsfasen.

Integrerad analys

Sjöar

Det är i huvudsak fyra grundläggande faktorer som påverkar organismernas utveckling i ett kalkat vatten:

1. **Förändringarnas styrka** (hur surt vattnet var innan kalkning och vilken vattenkemisk effekt kalkningen hade). Ju surare vattnet var innan kalkning och ju större vattenkemisk förändring kalkningen innebar, desto större förändring av de olika organismsamhällena kan man förvänta sig.

2. Omgivningsvariablernas nivå och stabilitet efter kalkning (om-kalkningsstrategi, vattenkemi, hydrologi etc). Ju stabilare vattenkvaliteten är efter kalkningen, desto snabbare bör ett 'stabilt' tillstånd hos de olika samhällena uppnås.

3. Tiden (hur lång tid har gått sedan vattnet kalkades i relation till enskilda arternas och/eller deras predatorers livscykel). Arternas livscykel varierar från mycket kort tid hos fytoplankton till ett flertal år hos fisk. Det är därför rimligt att anta att fytoplankton uppnår någon form av 'stabilt' tillstånd betydligt snabbare än t ex fisk.

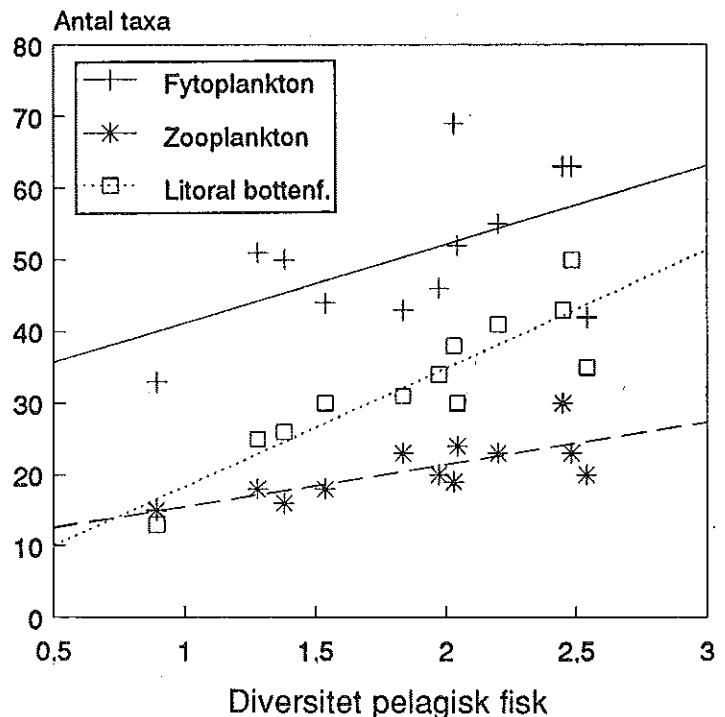
4. Artsammansättningen (samhällsstruktur vid kalkning och arternas möjligheter till kolonisation efter kalkning). Vilka arter som finns i vattnet vid kalkningsögonblicket har en avgörande roll för samhällets fortsatta utveckling. Detta gäller fr a de arter som har svårt att återkolonisera. Även kolonisationsmöjligheterna för nya arter, vandringshinder och kolonisationskällor, som icke-försurade sjöar, är av avgörande betydelse.

Små sjöar kalkades tidigare i programmet. Denna skevhet i sjöurvalet har gjort det svårt att särskilja effekterna av sjöstorleken från kalkningseffekten. Det enda tydliga sambandet mellan tiden som gått efter kalkning och de olika organismgrupperna var att antalet copepodarter sjönk med tiden efter kalkning. Detta beror på att mer försurningskänsliga och konkurrensstarka zooplanktonarter åter kan utvecklas efter kalkningen varvid de under neutrala förhållanden konkurrenssvaga copepoderna minskar.

Som förväntat var fosforhalten högre i de bruna sjöarna beroende på att en stor del av fosfor ligger bunden i humuspartiklarna. Fytoplanktonvolymen var också högre i sjöar med hög totalfosforkoncentration, dock inte i de bruna öring- och abborrsjöarna. I dessa två sjötyper var färgtalet högt (och därmed också fosforvärdena), men fytoplanktonvolymen var relativt låg. Primärproduktionen (grönalger) är till stor del ersatt med heterotrof produktion (bakterier) i dessa sjötyper. De övriga sjöarna fördelade sig emellertid som förväntat, med högst fyto-

planktonvolym i de mest näringsrika cyprinidsjöarna (Långsjön och Gyltigesjön), följda av mörtsjöarna och siklöjesjöarn. De mest näringsfattiga sjöarna; rödingsjöarna och norssjön Lien hade också de lägsta fytoplanktonvolymerna. Låga fytoplanktonvolymmer noterades också i den relativt bruna Källsjön (abborrsjö med nors).

I motsats till zooplankton, skilde sig inte antalet fytoplanktonarter signifikant mellan de olika sjötyperna. Antalet fyto- och zooplanktonarter var emellertid positivt korrelerade; lägst antal arter noterades i rödingsjöarna och i öringssjöarna med i genomsnitt 41.3 respektive 40.3 fytoplanktonarter/sjö och 15.7 respektive 18.3 zooplanktonarter/sjö. Högst antal fytoplankton- och zooplanktonarter noterades i cyprinidsjöarna; 63 respektive 29 arter/sjö. Proportionerna av de olika zooplanktongrupperna varierade mellan sjötyperna. Störst andel cladocerer noterades i cyprinid-, öring- och siklöjesjöarna, medan lägst andel cladocerer återfanns i rödning- och abborrsjöarna. Detta skulle kunna bero på att andelen pelagisk fisk är störst i de tre förstnämnda, vilka också hade störst andel pelagiska zooplankton. Denna gradient i fyto- och zooplanktons artantal följer en sk produktivitetsgradient med lägst produkti-



Figur 4. Relationen mellan antal taxa av fytoplankton, zooplankton, litoral bottenfauna och den pelagiska fiskens diversitet i IKEU-sjöarna.

vitet i salmonidsjöar och högst i cyprinidsjöarna (Leach 1977).

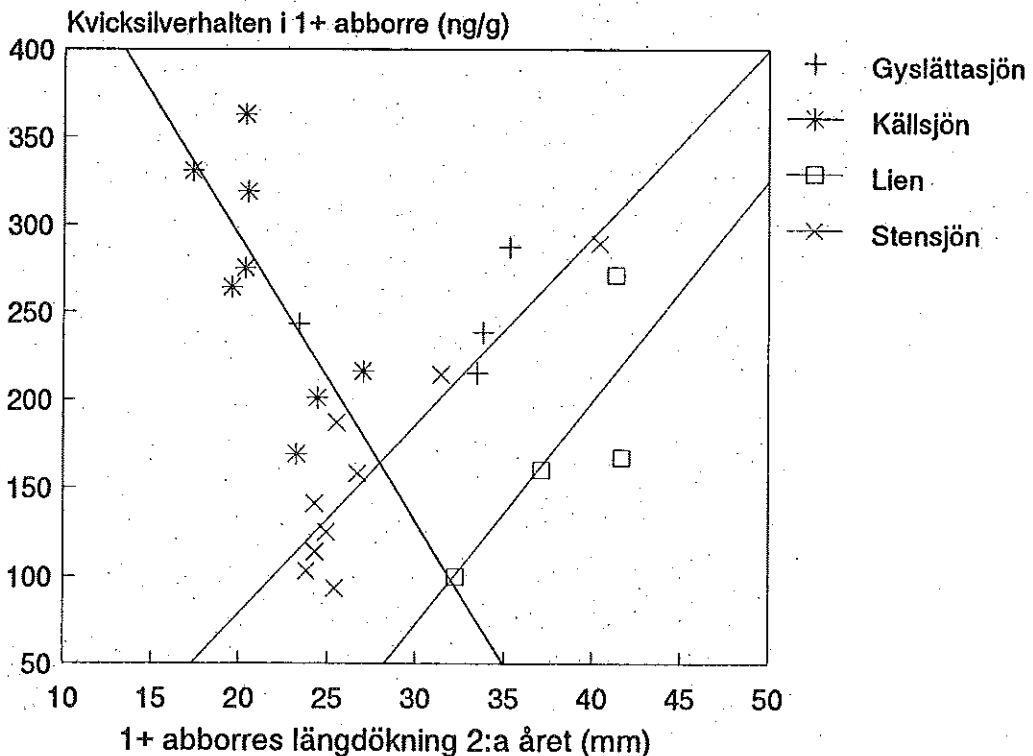
Även om det totala antalet zooplankton taxa inte var korrelerat till antalet fiskarter var antalet rotatorietaxa det. Antalet zooplanktonarter, fr a rotatorier och cladocerer, var starkt positivt korrelerat till diversiteten av pelagisk fisk (Figur 4). Detta innebär att sjöar med ett diverst pelagiskt fisksamhälle (t ex siklöje- och cyprinidsjöar) också hade ett högt antal rotatorie- och cladocertaxa. Även antalet litorala bottenfaunataxa var högre i sjöar med hög diversitet av pelagisk fisk (Figur 4).

Fiskartsammansättningen och humuspåverkan återspeglade sig också i fiskens kvicksilverhalter. Som ett resultat av de kalkningsåtgärder som utförts sjönk kvicksilverhalterna i gädda sju år efter sjökalkningarna av siklöjesjön Stensjön. Även de lägsta halterna i abborre noterades i Stensjön som har expanderande bestånd av mört, benlöja och siklöja. Något högre halter i abborre noterades i den klara och näringsfattiga norssjön Lien med bestånd av mört och gers. Ytterligare högre halter noterades i den mer humusrika mörtsjön Gyslättsjön med små men expanderande bestånd av mört

och braxen. De högsta halterna återfanns i den humusrika abborrsjön Källsjön med gädda och abborre som dominerande arter, även om sjön också hyser ett svagt bestånd av småvuxen nors.

Fiskens kvicksilverhalt var korrelerad med dess ålder. Denna korrelation kunde t ex noteras genom att äldre fiskar i regel hade högre halt än yngre fiskar av samma storlek (vikt) (Andersson et al. 1991). Orsaken till detta kan bl a vara att äldre fiskar exponerats under längre tid, att de förbrukat mera energi på födosök, förbrukat mera energi till basalmetabolism och varit hänvisade till föda av lägre näringsvärde än de yngre.

Unga fiskar med kraftig tillväxt hade högre kvicksilverhalter än de som haft en måttligare tillväxt (Andersson 1984). I Källsjön, där 1+ abborrens tillväxt varierade mellan 18 och 27 mm under andra tillväxtåret, minskade kvicksilverhalten med abborrens tillväxt (Figur 5). I Stensjön och Lien, där 1+ abborrens tillväxt varierade mellan 25 och 40 mm respektive 32 och 42 mm, ökade kvicksilverhalten med tillväxten. För de tre sjöarna som helhet erhöles ett mönster där de lägsta kvicksilverhalterna uppmättes i 1+ abborre där tillväxtökningen



Figur 5. Kvicksilverhalt i 1+ abborre avsatt mot abborrens tillväxt under 2:a året för IKEU-sjöarna Stensjön, Källsjön, Gyslättsjön och Lien.

under andra tillväxtsåsonen var ca 26 mm. Vid låg tillväxt, under 25-27 mm/år, liksom vid hög tillväxt, över 25-27 mm/år, ökade kvicksilverhalten. Av fyra provtagningstillfällen av 1+ abborre i Gyslättasjön beskrev resultatet av ett av dessa en ytterlighetsgrupp av långsamväxande abborrar, där kvicksilverhalten sjönk med ökad tillväxt, medan de tre andra mätningarna tvärtom visade snabbväxande abborrar där halten ökade med ökad tillväxt (Figur 5). Denna paradox skulle kunna förklaras med att långsamväxande fiskar ackumulerar mer kvicksilver på grund av att de exponeras en längre tid och ätit större mängder föda men med lågt näringsvärde etc (se ovan). Snabb tillväxt sker oftast vid högre vattentemperatur, vilket kan ha påverkat inlagringen av kvicksilver, förutom det faktum att fiskar som vuxit snabbt ätit mycket föda. De lägsta kvicksilverhalten erhöles således i de populationer där tillväxten var intermediär.

Födovalsanalys av fisk gjordes i juli/augusti 1989 och 1990. Även om provtagning av fiskens födoval vid endast ett tillfälle per år kan leda till felaktiga slutsatser, visar en provtagning i juli-augusti förhållandena då konkurrensen mellan arterna och resursbegränsningen oftast är som störst (Persson 1987).

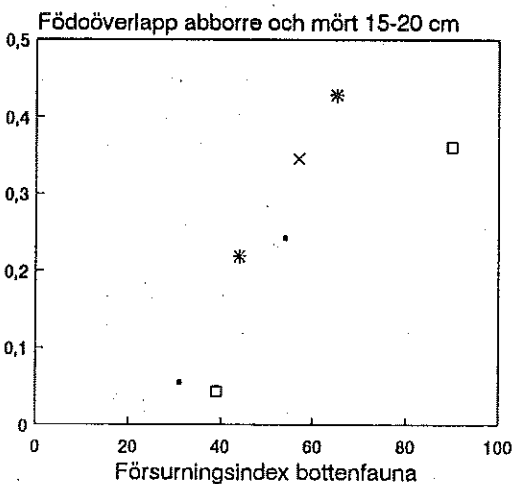
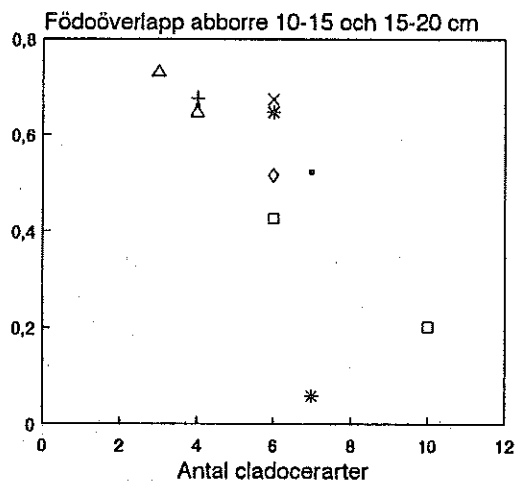
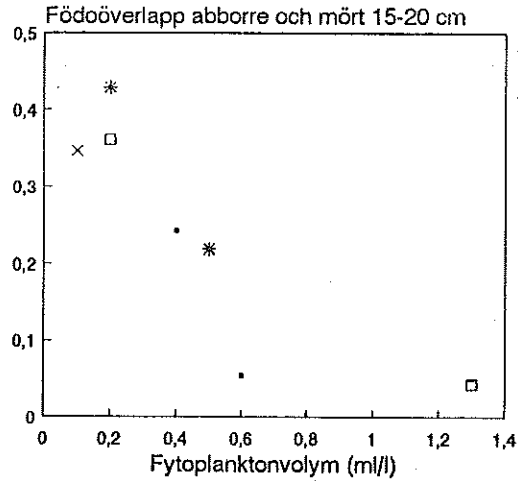
De pelagiska fiskarterna röding, öring, nors, sik och siklöja i de undersökta sjöarna, hade ätit pelagiska djurplankton som *Bosmina*, *Daphnia*, *Holopedium*, *Bythotrephes*, *Cyclops* och *Heterocope*. Unga individer av abborre och mört går oftast i strandnära områden och äter då litorala planktonformer, dvs arter som *Sida crystallina* och *Eurycerus lamellatus*. I några sjöar, t ex Gyltigesjön och Lien samt vad gäller mört också Gyslättasjön, har födovalen en mer "pelagial" sammansättning vilket tyder på att abborre och mört även födosöker i pelagialzonen i dessa sjöar, där siklöja saknas eller förekommer sparsamt.

Födoöverlappet (likhetsindex enligt Schoener 1974), det vill säga likheten i födoval mellan två grupper av fisk, t ex mellan abborre och mört i ett visst storleksintervall, kan anses visa hur mycket eller litet grupperna konkurrerar med varandra. I de flesta av IKEU-sjöarna var en betydande del av abborrpopulationerna fiskätande, dessutom fanns gädda i alla sjöar där det fanns både abborre och mört, vilket ytterligare ökar antalet fiskätande fisk. Det finns därmed anledning att tro att konkurrensen

mellan arter skulle vara av mindre betydelse i dessa sjöar än i mer eutrofa sjöar, och att fisk-samhällena istället till stor del påverkas av predationseffekter.

Ett flertal studier har beskrivit konkurrens inom och mellan olika fiskarter (Persson 1986, Persson 1987, Bergman 1990, Persson och Greenberg 1990). Resultaten från denna undersökning visar att konkurrensen och därmed födoöverlappet påverkas direkt av mängden fisk i sjön. Fiskens födoval påverkas också av fiskart-sammansättningen. I sin förlängning innebär detta att bytesdjuren (t ex zooplankton och bottenfauna) påverkas av fiskens artsammansättning och att fisk-samhällets utveckling kommer att påverka utvecklingen av zooplankton och bottenfaunan efter kalkning (Hörnström et al. 1992b, Nyberg 1993). Abborre blev fiskätande tidigare och åt förhållandevis mer fisk i siklöjesjöar och cyprinidsjöar än i mört-, röding-, öring- och abborrsjöar. Fiskinslaget i abborrens föda i mörtsjöar var lägre än i såväl cyprinidsjöar som siklöjesjöar. Detta kan bero på att bytesfisk i lämplig storlek finns att tillgå i högre grad i cyprinid- och siklöjesjöarna jämfört med mörtsjöarna. I abborr-, öring- och rödingsjöar är tätheten på bytesfisk ännu lägre än i mörtsjöarna.

Konkurrensen mellan och inom abborr- och mörtpopulationer ökar vanligen i mer produktiva sjöar, bland annat genom att större zooplankton blir ovanligare, vilket ger mörten en konkurrensfördel (Stenson 1979, Persson 1987). I de fall fosforhalten och färgtalet ökar efter kalkning (Appelberg et al. 1990) kan tiden som gått efter kalkning spela roll för konkurrensförhållandet mellan abborre och mört. Födoöverlappet mellan mört i storleksklasserna 10-15 och 15-20 cm var positivt korrelerat till totalfosfor och var också högre ju högre färgtalet var. Detta är delvis en effekt av större andel växter/detritus i mörtmagar i de mer produktiva sjöarna, något som i sig indikerar ökad konkurrens hos mört. Högre produktivitet medför å andra sidan större födotillgång för fiskätande fisk, exempelvis för abborre i mörtsjöar och siklöjesjöar. I sjöar med hög fytoplanktonvolym, var födoöverlappet mellan abborre och mört i storleksklassen 15-20 cm lägst (Figur 6A). Detta kan hänföras till att abborrens diet innehåller mer fisk i de mer produktiva och fiskrika av de undersökta sjöarna.



- | | | | |
|---|---------------|---|-------------|
| ▪ | Mörtsjöar | × | Norssjö |
| + | Abborrsjöar | ◇ | Öringsjöar |
| * | Siklöjesjöar | △ | Rödingsjöar |
| □ | Cyprinidsjöar | | |

Figur 6. Födoöverlapp hos olika grupper av fisk avsett mot sjöns fytoplanktonvolym (A), antal cladocerer i sjön (B) och den litorala bottenfaunans försurningsindex (C).

A

B

C

I IKEU-sjöarna var antalet zooplanktontaxa högst i cyprinidsjöarna och lägst i rödingsjöarna, det vill säga beroende av sjöns produktion. Slutsatsen är att ett diverst zooplanktonsamhälle, främst med avseende på cladocerer, minskar födoöverlappet mellan fiskarterna (Figur 6B). Detta sker delvis indirekt genom att ett artrikt pelagiskt zooplanktonsamhälle ger möjlighet för mycket fisk att livnära sig i pelagialzonen, vilket ger fler bytesfiskar för fiskätande fisk.

Den litorala bottenfaunans artdiversitet påverkade graden av födoöverlapp. I sjöar med ett diverst bottenfaunasamhälle var födoöverlappet mellan mört i storleksklasserna 15-20 och >20 cm högt. Mellan mört och abborre var födoöverlappet också positivt korrelerat till försurningsindex av den litorala bottenfaunan (Figur 6C). Födoöverlappet mellan abborre och mört i storleksklassen 15-20 cm var större i djupa sjöar med djupt språngskikt, vilket medför en mer heterogen miljö för bottenfaunan. Resultaten skulle kunna tolkas så att ett mer diverst bottenfaunasamhälle medger ett större födoöverlapp hos konkurrerande fiskgrupper.

Flera studier har visat rödingens dominerande ställning gentemot öring (Svärdson 1976). Rödingen är i högre grad än öringen specialiserad på att äta zooplankton beroende på rödingens fler och tätare gälrfäständer, även om förmågan att jaga i dåliga ljusförhållanden också kan spela roll (Dervo et al. 1991). Födovalsanalyserna i IKEU-programmets röding- och öringssjöar motsäger inte detta. Öringen visade tydligt skilda födoval i rödingsjöar och öringssjöar, dvs där röding var närvarande eller inte. I rödingsjöarna betedde sig öringen som en strikt bottenfaunaätare och åt mestadels stora botten-djur, företrädesvis nattsländor. I öringssjöarna, där röding saknades, var öringens födoval bredare och inkluderade även små och intermediära botten-djur samt cladocerer.

Sammanfattningsvis påverkar artsammansättningen av fisk födovalen hos abborre, mört och öring. Födoöverlappet mellan olika grupper av fisk påverkas direkt av biologiska variabler men även indirekt av sjöarnas fysiska och kemiska förutsättningar. Klara samband kunde urskiljas hos grupper där konkurrensen fortfarande inte var så stark att grupperna ändrat sitt födoval för att minska överlappet. För mer detaljerade studier krävs emellertid mått på den litorala och sublitorala bottenfaunans bio-

massa eller volym. Dessutom krävs kvalitativa och kvantitativa prover av zooplankton från både den strandnära zonen och pelagialzonen.

Rinnande vatten

Förekomst och abundans av bottenfauna och fisk i rinnande vatten är till stor del beroende av fysikaliska och kemiska variabler som t ex strömhastighet, vattentemperatur (Degerman och Sers 1992) och pH (Hesthagen 1989, Degerman och Appelberg 1992). Habitatets heterogenitet och bottensubstratets beskaffenhet har betydelse för bottenfaunan vilket naturligtvis också är avgörande för fisken (Sers 1991, Degerman och Appelberg 1992).

Konkurrens mellan fisk i rinnande vatten är tämligen litet undersökt. Ett exempel på att konkurrens troligen föreligger är då abundans av lax ökar efter kalkning och tränger undan öring som är tåligare mot försurning än laxen och därmed kunnat stanna kvar i vattendraget (Degerman och Appelberg 1992). Högvadsån är ett exempel på att så har skett. I en undersökning av 21 bäckar i Delsboområdet redovisar Andersson och Andersson (1984) att medeltillväxten hos öring var högre i vattendrag där öringbeståndet reducerats på grund av att reproduktionen störts genom försurning. Humöst vatten gynnade öringens tillväxt ytterligare, antagligen beroende på ökad näringstillgång och reducerad giftighet hos metaller (Andersson och Andersson 1984). Man kan anta att kalkning skulle kunna öka konkurrensen hos uppväxande öring, dvs att fler öringyngel skulle kläckas på grund av förbättrad vattenkvalitet men att de skulle växa långsammare. Några tydliga resultat som visar att detta är fallet i IKEU-vattendragen kan hittills inte påvisas. Predation på fisk i rinnande vatten är också relativt litet undersökt i skandinaviska vattendrag. Öringyngel kan vara utsatta för predation både av större öringar och t ex stensimpa (Andreasson 1980). Stensimpa förekommer endast på en lokal i Prästvallsbäcken bland IKEU-vattendragen, nedströms Källsjön (Tabell 13).

Vid försök att finna de styrande variablerna för fisktäthet och diversitet hos bottenfaunasamhället korstestades ett stort antal variabler mot varandra. PCA (Principal Component Analysis) användes också för att reducera antalet variabler. Variablerna testades dels enskilt för

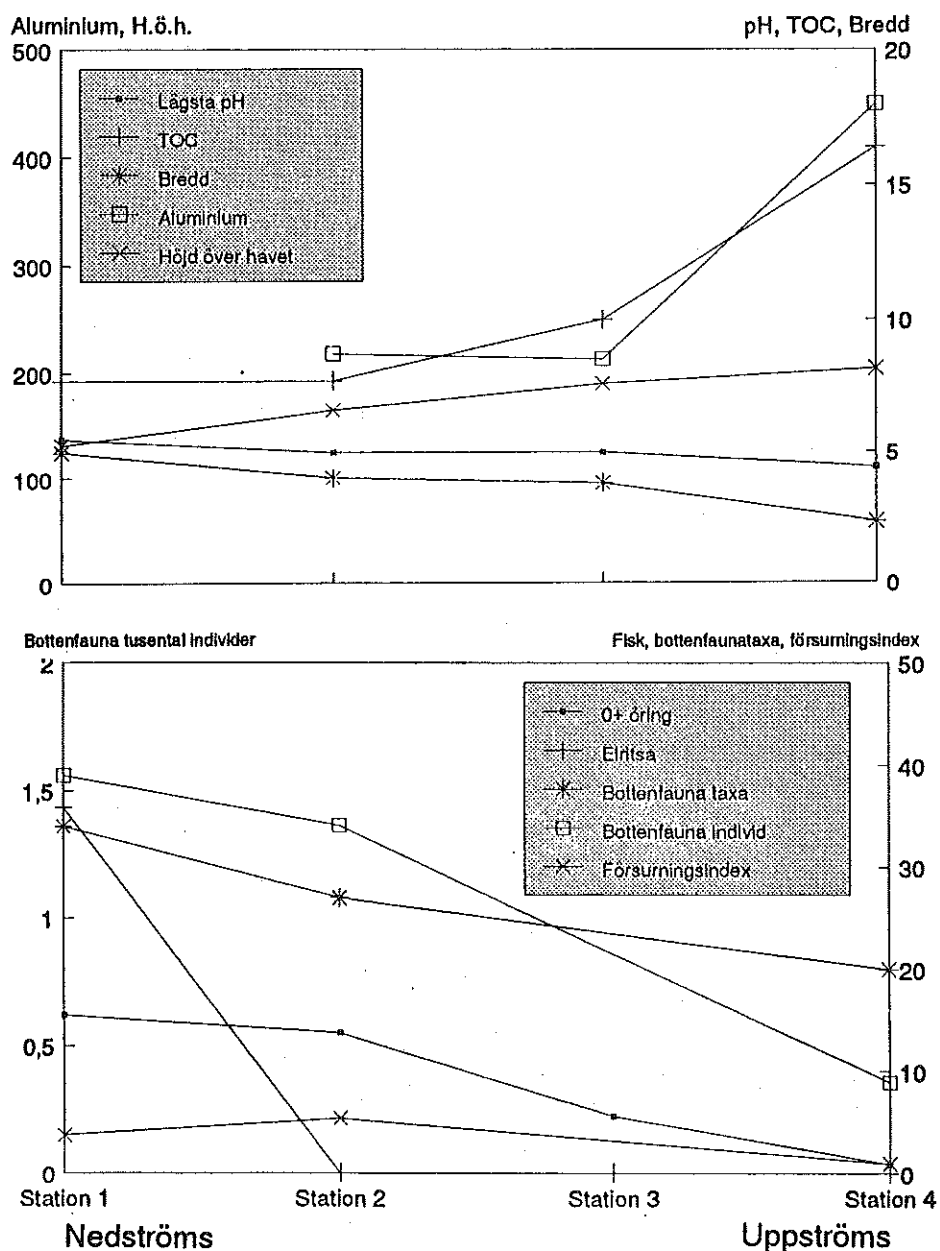
båda åren 1989 och 1990, dels som medelvärden för båda åren. Trots ett stort antal fysikalisk/kemiska variabler kunde inga samband mellan några av variablerna noteras (bortsett från uppenbara felaktigheter). Två undantag utgjordes av positiva samband mellan andel sjö i avrinningsområdet och antal försurningskänsliga taxa/individer av bottenfauna, respektive antal mört och ål och/eller övrig fisk fångade vid elfiskena. Dessa samband är i högsta grad förväntade, då motståndskraften mot försurning ökar med andel sjö eller vattnets uppehållstid inom ett avrinningsområde. Mört och ål är sjölevande arter och förekommer således i högre grad i de rinnande vattnet om andelen sjö är stor inom avrinningsområdet.

Resultaten visar att 1) organismerna i rinnande vatten inte struktureras på samma sätt som i sjöar, beroende på den variabla miljön och omgivningens betydelse och 2) antalet vattendrag och stationer sannolikt är för få för att påvisa samband mellan variabler. Då ett större antal vattendrag använts för att testa olika variabler har samband fr a mellan olika typer av fiskarter och deras relation till omgivningsvariabler påvisats (Degerman och Sers 1992).

Av de totalt 21 provtagningpunkter som var gemensamma för kemi och bottenfauna, kemi och fisk eller bottenfauna och fisk inom IKEU-programmets rinnande vattendel, kunde endast åtta användas för integrerad analys av alla uppmätta variabler. I ett av vattendragen, Haraldsjöån, var fyra (i vissa fall tre) provtagningpunkter gemensamma. Detta resulterade i en tydlig gradient av pH, organiskt kol, aluminiumhalt i vattnet, antal taxa och individer av bottenfaunan samt försurningsindex hos bottenfauna och abundansen av fisk (Figur 7). Vattendragets bredd minskar successivt ju längre uppströms lokalen är belägen samtidigt som aluminium och organiskt kol ökar. Ökad aluminiumhalt uppströms, tillsammans med minskat pH, kan förklara det minskade försurningsindexet för bottenfauna. Antal taxa och antal individer av bottenfauna minskar således ju längre uppströms man befinner sig i Haraldsjöån. Antalet årsungar av öring och elritsa minskade också uppströms. Minskningen i abundans och diversitet hos bottenfauna och fisk kan till stor del förklaras av lågt pH och hög aluminiumhalt vilket gör miljön toxisk för organismerna.

De fysikalisk/kemiska faktorer som är av störst betydelse för organismerna i rinnande vatten är bl a de hydrologiska förhållandena inklusive andel sjö i vattensystemet, vattendragets bredd och lokalens struktur samt pH och försurningsrelaterade toxiska metaller. Exempel på trolig konkurrens mellan fiskarter finns från Högvadsån, där lax ökade och öring minskade efter kalkning. Bortsett från en gradient av kemi, bottenfauna och fisk i Haraldsjöån, kunde inga samband mellan abiotiska och biotiska variabler i IKEU-vattendragen noteras.

Kalkning har i de flesta fall givit tydliga resultat i form av ökad diversitet i bottenfaunasamhället och ökad abundans av fisk till följd av förbättrad vattenkvalitet. I fortsättningen måste emellertid provtagningspunkterna koordineras betydligt bättre så att alla delprogrammets resultat är jämförbara. Först då kan gradienter erhållas inom varje vattendrag. Dessutom krävs långa tidsserier för att se om kalkning fullständigt återställer vattendrag efter försurning.



Figur 7. Relationen mellan lägsta uppmätta pH, organiskt kol (TOC) stationens bredd, försurningsindex för bottenfaunan, aluminiumhalt, fångst av 0+ öring och elritsa, antal individer och taxa av bottenfaunan på olika stationer i Haraldsjöån.

DISKUSSION OCH REKOMMENDATIONER

Måluppfyllelse

Ett av IKEU-programmets översiktliga mål innebär att **analysera de långsiktiga effekterna av kalkning av försurade sötvatten**. Av den föreliggande utvärderingen som i huvudsak endast omfattat ett års provtagning är det inte möjligt att avgöra om denna målsättning kommer att kunna uppfyllas. Utvärderingen av Stora Härsjön (Appelberg et al. 1990) visar dock att möjligheten att uppfylla detta mål är stort.

Kalkningsinsatserna syftar till att **återskapa ekosystem som med avseende på art-sammansättning och biologisk mångfald liknar situationen före försurning**. För att från IKEU-programmet kunna avgöra om detta mål uppnått måste sura och neutrala referenser inkluderas. Möjligen blir tveksamheten här större, dels beroende på definitionsproblemet när ett vatten är försurat, dels om det är möjligt att avgöra hur ekosystemet såg ut före försurningsfasen i just det specifika kalkningsobjektet. Ett möjligt sätt att lösa detta problem är att jämföra med neutrala referensobjekt i samma område. Detta innebär en generalisering som realistiskt sett måste anses vara godtagbar.

Nuvarande uppläggning av IKEU-programmet medför att det är svårt att **avgöra om kalkningen leder till oönskade effekter i sjöar och vattendrag**. Detta dels beroende på att nuvarande uppläggningsmetoden inte ger svar på vad som hände före IKEU-vattens kalkades, dels vad som menas med oönskade effekter. För att lösa detta problem krävs utöver två typer av referensobjekt att varje enskilt objekt följs ett antal år före kalkning, och i bästa fall under försurningsförloppet, med samma program som efter kalkning. Detta är emellertid inte realistiskt utan bör i stället tolkas som att syftet är att upptäcka ev. misstag innan de orsakat direkta skador på ekosystemet.

Beträffande möjligheterna att **kunna förutsäga de försurade vattens förmåga att låta sig återskapas till situationen före försurning och väga detta mot kostnader och risker för oönskade effekter** bör detta mål ses som ett långsiktigt riktmärke för verk-

samheten. Att helt kunna uppfylla denna målsättning är en lång process, dock kan delar av den uppfyllas med rimlig arbetsinsats och inom rimlig tid.

Målsättningen med den föreliggande utvärderingen har varit att **beskriva de valda objektens representativitet**. Redovisningen av de olika delprogrammen har visat att fr a sjöarna som ingått i programmet omfattat ett brett spektrum av kalkade vatten vad gäller såväl abiotiska som biotiska variabler. Emellertid har det ofta inte varit möjligt att verifiera representativiteten i urvalet genom en jämförelse med andra, större, material eftersom sådana saknas. Flera av delundersökningarna visade att de kalkade IKEU-vattens organism-samhällen inte är jämförbara med motsvarande i oförsurade vatten.

För rinnande vatten har inte samma bredd kunnat påvisas. Bottenfaunaundersökningarna i de rinnande vattnen indikerade att de valda IKEU-vattendragen till viss del avvek från andra kalkade vattendrag. Ur fiskprogrammet kunde emellertid konstateras att de fyra typiska fisksamhällen som föreligger i svenska rinnande vatten också är representerade inom IKEU-vattendragen.

En andra målsättning med rapporten var att **analysera de integrerade kalkningseffekterna**. Resultaten från den integrerade analysen visade att det till följd av samspillet mellan olika grupper av organismer generellt förelåg en hög grad av samvariation mellan olika grupper av organismer i sjöarna. Inte oväntat saknades motsvarande samvariation i de rinnande vattnen då dessa i betydligt högre grad styrs av de hydrologiska förhållandena.

Närsalthalten och sambanden mellan organismgrupperna utgjorde den huvudsakliga förklaringen till variationen mellan sjöarna. Av intresse är också att konstatera hur väl fisksamhällets sammansättning kunde beskriva variationen av lägre trofinivåer mellan sjöarna, inklusive sjöns produktionsnivå. Resultaten visar att återkolonisationsmöjligheterna för fr a fisk spelar en viktig roll för hur ekosystemet utvecklas efter kalkningsåtgärden.

Även om sambanden mellan organismgrupperna i sjöarna endast bör betraktas som samvariation och inte påvisande av interaktioner, understryker resultaten behovet av denna typ av studier. För att i högre grad studera beroendet mellan trofnivåerna krävs dock att varje biologiskt delprogram inkluderar ett mått på abundansen/biomassan på de studerade organismerna. Provtagningen bör dessutom i högre grad inriktas på att söka förklara beroendet av andra trofnivåer.

Bristen på samband mellan kemiska variabler, bottenfauna och fisk i de rinnande vattenen har sannolikt flera orsaker. Resultaten från Haraldsjöån visar att fr a det låga antalet samordnade lokaler är en stor brist. Dessutom skulle bättre relationer mellan flöde, vattenkemi och organismer antagligen erhållas om provtagningsfrekvensen är högre.

Den föreliggande utvärdering syftade också till att **ge rekommendationer för programmetts fortsatta verksamhet**. Dessa rekommendationer följer nedan.

Val av objekt

Sjöar

Sjöarna har valts för att kunna beskriva ett 'genomsnitt av kalkade svenska sjöar'. Vid urvalet har hänsyn inte tagits till kalkningsinsatsen och tiden som gått efter första insatserna. Detta medför att tiden som gått sedan första kalkningsinsatsen har varierat mellan 5 och 18 år. Programmet har medvetet valt att inte välja objekt som kalkats med viss typ av metodik, utan i stället förutsättningslöst valt att följa utvecklingen efter 'kalkning' i vid bemärkelse. Ett undantag utgör markkalkningsprojekt som inte inkluderats i urvalet. Detta utesluter emellertid inte att valda objekt kan komma att markkalkas i framtiden. Detta ställningstagande har gjorts för att inte hamna i den situationen att objekt som kalkats med en metod, som efterhand betraktas som 'ålderdomlig', ingår i projektet. I annat fall skulle detta på sikt kunna resultera i att vissa objekt måste bytas ut för att de skall vara representativa för aktuell svensk kalkning.

De resultat som presenterats i utvärderingen understryker de biotiska faktorernas roll i ekosystemets utveckling efter kalkning. Eftersom fisksamhällenas sammansättning och struktur kunde beskriva lägre trofnivåer är det rimligt att hänsyn tagits till fisksamhället vid

urvalet av sjöar. I urvalskriterierna ingick även att då par av likartade sjöar fanns, välja en nordlig och en sydlig pendang. De presenterade resultaten understryker vikten av detta synsätt eftersom det föreligger en tydlig geografisk gradient inom flera av organismgrupperna.

Upp till en viss nivå ökar resultatens styrka och precision med antal inkluderade vatten, varefter ytterligare vatten inte tillför avsevärt mycket mer information. Var denna optimala 'nivå' ligger kan inte avgöras utifrån föreliggande rapport, det kan dock konstateras att antalet sjöar har varit för få för att t ex kunna jämföra sjöar av samma typ under olika utvecklingsfaser efter kalkning. Med utgångspunkt från att ett 'rimligt' stickprov har ett "n" om ca 30, bör idealiskt sett ca 30 kalkade, 30 sura och 30 neutrala referenser ingå i programmet, alltså totalt 90 sjöar. Ett "n" om 30 skulle ur fisksamhällssynpunkt också kunna anses vara rimligt då 7 olika typer av fisksamhällen kunde definieras i de kalkade sjöarna i den föreliggande utvärderingen. Detta skulle innebära att varje fisksamhällstyp omfattar ca 4 sjöar.

För att realisera det fortsatta IKEU-programmet bör ingående delprogram harmoniseras med Naturvårdsverkets nationella referenssjöprogram och antalet inkluderade kalkade sjöar fördubblas. Att harmonisera IKEU-programmet med referenssjöprogrammet är nödvändigt för att tillhandahålla referensobjekt eftersom dessa inte bör ingå i själva IKEU-programmet. Som komplement till programmet kan något/några vatten ha en högre provtagningsfrekvens och mer omfattande provtagningsmetodik i syfte att erhålla ett mått på mellanårsvariationerna och att samtidigt ge möjligheter att generalisera metodiken för övriga vatten.

Rinnande vatten

Urvalet av rinnande vatten har baserats på närheten till valda sjöar, tillgång till tidigare data och den geografiska spridningen. Om dessa kriterier har varit tillräckliga för att kunna beskriva 'ett genomsnitt av svenska kalkade vattendrag' har inte kunnat avgöras. En bidragande orsak till de brister som påvisats i vattendragsuppföljningen har varit svårigheten att i praktiken enas om gemensamma lokaler.

Vattendragen kan ses som en kontinuerlig gradient av olika fysiska och kemiska faktorer ("river continuum concept") som förändras från

källan till havet. Organismsamhällets anpassningar till denna gradient innebär att de förändras när vattendraget tillväxer nedströms. Vattendragen kan därför inte behandlas på samma sätt som sjöarna, som i högre grad beskriver en enhet. Trots detta bör urvalskriterierna likna dem som gällt för sjöarna i den meningen att de bör representera variationen inom kalkade vattendrag. I urvalskriterierna måste också möjligheterna att genomföra ett integrerat program vägas in; en grundförutsättning för att genomföra en integrerad uppföljning i rinnande vatten är att vattenflödet och materialtransporten kan kvantifieras.

Valet av objekt, typ av vattendrag, antal vattendrag och stationer i varje vattendrag, bör utredas noggrant inför programmets fortsättning. Vid den fortsatta diskussionen bör ett representativt urval av vattendrag/stationer, baserat på uppgifter rapporterade till Sötvattenslaboratoriets elfiskeregister/Limnodatas databas för bottenfauna, kunna utgöra grunden. Om andra databaser finns tillgängliga bör även dessa användas.

Väsentliga urvalskriterierna bör vara: geografisk lokalisering, avrinningsområdets topografi, storlek, geologi, vegetation, markanvändning och andel sjöar. Dessutom bör vattenföringen ingå som en betydande faktor. Liksom för sjöarna är det också rimligt att väga in vilken typ av fisksamhällen som förekommer inom det valda området.

Utöver dessa grundläggande kriterier måste även mera praktiska synpunkter vägas in; möjligheten till att kunna genomföra vattenföringsmätningar, kvantitativa elfisken och bottenfaunaundersökningar. Eftersom det inte är möjligt att med rimlig arbetsinsats undersöka fisk- och bottenfaunasamhällen i hela vattensystem måste programmet begränsas till vissa vattendragsavsnitt eller biotoper inom varje utvalt vattensystem.

Referensobjekt

Inom de flesta av de olika delundersökningarna har olika typer av referensvatten nyttjats, i flera fall har dessutom samma referensobjekt nyttjats. Dessa utgörs i första hand av undersökta kalkreferenssjöar som finansieras med statliga kalkningsanlag. Olikheter i provtagningsmetodik och analysförfarande innebär dock att jämförelserna i vissa fall kan halta.

Det är nödvändigt att i det framtida IKEU-programmet inkludera gemensamma referensobjekt. Utan kunskap om den naturliga variationen i dels sura, okalkade system, dels likvärdiga neutrala objekt är det inte möjligt att bedöma om de variationer som registreras i de kalkade objekten är naturligt betingade eller om de är effekter av kalkningen. Det räcker inte med att använda referenser som liknar de nuvarande vattnen under den försurade perioden, utan det krävs även en uppsättning referensvatten, som utan att vara kalkade håller samma vattenkvalitet som de redan utvalda kalkade vattnen. Dessa krav innebär att antalet lokaler blir två gånger större. Till en del har dessa krav uppfyllts inom många av delundersökningarna, men inte inom alla. En av de mest väsentliga slutsatserna av den föreliggande rapporten är därför att programmet måste utökas med två kategorier av referensvatten till nuvarande kalkade IKEU-vatten för att följa långsiktiga effekter av kalkning.

Det rimligaste alternativet till detta är att IKEU-programmet i så hög grad som möjligt samordnas med annan nationell miljöövervakning så att det är möjligt att använda lämpliga referenser ur detta program. Detta förutsätter att viss grundläggande metodik är identisk, och ännu hellre, att den nationella miljöövervakningen i högre grad sker integrerat mellan olika delprogram.

Till skillnad mot vad som gäller för sjöarna, är det troligt att referensvattendragen måste inkluderas i IKEU-programmet eftersom det nationella miljöövervakningsprogrammet inte omfattar motsvarande undersökningar i rinnande vatten. Om möjligt bör de olika typerna av vatten lokaliseras i samma eller intilliggande vattensystem, dels för att minska den geografiska variationen mellan kalkade vatten och referensvatten, dels för att om möjligt kunna nyttja samma vattenföringsstationer.

Provtagningsmetodik

Valet av parametrar, provtagnings- och analysmetodik är avhängigt programmets syfte. I huvudsak skall IKEU-programmet så långt möjligt beskriva den långsiktiga utvecklingen av kalkningens effekter integrerat för ekosystemet i sjöar och vattendrag. Vid sidan om rent samhällsekologiska mått som artrikedom, diversitet

och olika typer av biologiska index har den provtagningsmetodik som använts inom programmet i huvudsak genererat kvalitativa eller semikvantitativa uppskattningar av organismgruppernas abundans och täthet. Detta har begränsat möjligheterna att genomföra kvantitativa jämförelser inom och mellan vattnen.

I ett program som syftar till att följa kalkningens effekter **integrerat** mellan flera trofnivåer är detta utan tvekan en brist. Utöver uppskattningar av artantal, diversitet, biologiska index måste därför kvantitativa mått på organismgrupperna tas fram för att uppfylla de ställda målen.

Inom de enskilda biologiska delprogrammens provtagningsmetodik finns ett antal grundläggande krav som måste uppfyllas:

1. Uppskattningarna bör vara kvantitativa eller kunna beskriva relativ abundans så att abundansjämförelser mellan objekt och mellan år tillåts. Samtidigt är det viktigt att den valda metodiken tillåter att artrikedomen och artdiversiteten också kan uppskattas.

2. Varje uppskattning av abundans och biomassa bör kunna uttryckas som ett medelvärde med känd variation. Detta för att säkerställa såväl eventuella förändringar mellan år som långsiktiga trender.

3. Önskvärt är också att varje uppskattning bör kunna utgöra ett mått för hela sjön eller i vattendrag; lokalen. Detta innebär uppenbara svårigheter för t ex bottenfaunauppskattningarna (både litorala och profundala) där endast en begränsad del av sjön provtas och ingen skattning av den provtagna ytans representativitet görs. Bottenfaunaprovtagningen i strömvattnen förutsätts emellertid endast beskriva den provtagna lokalen, inte hela vattendraget.

Valet av provtagningsmetodik bör inte lösas separat för IKEU-programmet utan bör ske gemensamt för övriga nationella övervakningsprogram. Nedan följer emellertid specifika kommentarer till de problem som observerats inom IKEU-programmet.

Vattenkemi

De ingående parametrarna i det vattenkemiska programmet, såväl den allmänna vattenkemin som spårmetaller i vatten, kan anses vara tillfyllest för att nå målsättningen i sjöar. Beträffande vattenkemin utgör kvaliteten på data och ingående analyser ett problem. Speciellt gäller

detta fosforanalyserna som inte harmoniserar med äldre data från ingående objekt. Orsaken till detta måste därför klarläggas snarast möjligt.

Ytterligare ett problem utgör värden på vattnets absorbans som är svåra att jämföra med äldre data på vattnets färgtal. Genom göra en kalibrering samt inkludera båda analyserna under det fortsatta programmet i alla objekten kan en successiv övergång till absorbans erhållas utan att äldre data förloras. Eftersom både vattnets fosforkoncentration och färgtal är två av de mest väsentliga variablerna måste båda dessa frågor lösas. För närvarande räknas absorbansvärden (filtrerat prov, 420 nm) om till färgtal genom att multiplicera med 500, vilket ger en felmarginal på <10% (Wilander muntl. medd.).

Utöver detta har alkaliniteten använts som mått på vattnets buffertkapacitet. I ett tidigt skede av programmet diskuterades att bestämma vattnets aciditet, ett komplement som skulle harmonisera med internationella data. Detta har emellertid inte skett, men denna analys bör ingå i det framtida programmet. Speciellt viktig förefaller analysen i rinnande vatten, även om det är en fördel att inkludera analysen i såväl referenssjöar som kalkade sjöar för att möjliggöra jämförelser.

Fytoplankton

Provtagningen av fytoplankton har skett på motsvarande sätt som i Naturvårdsverkets referenssjöprogram. För kvantifiering av fytoplankton har biovolymen använts. Det finns därför ingen anledning att frångå den valda metodiken.

Vattnets produktionsförmåga och förändringen av produktionsnivån efter kalkningen är en central fråga för hela kalkningsverksamheten. Detta eftersom försurningen som kommer av starka syror medför en oligotrofiering i och med att fosfor fastläggs i markprofilen och sedan i sjösedimenten. Flera resultat tyder på att vattnets produktion förändras efter kalkning, antingen direkt beroende av förändrade kemiska processer och/eller beroende av biotiska effekter och att utvecklingen av de olika organismgrupperna till stor del styrs av vattnets produktionsnivå efter kalkning. Att som i det nuvarande programmet inte inkludera primärproduktion utan endast närsaltanalyser är därför inte tillfyllest, speciellt vad gäller jämförelser mellan

humusrika och klara vatten. Inför fortsättningen på IKEU-programmet bör därför större ansträngningar göras för att försöka finna en acceptabel uppskattning på primärproduktion och bakterieproduktion. Det billigaste alternativet torde ligga i biomasseberäkningar av fytoplankton och bakterier.

Det vore också önskvärt att mäta produktionen hos sekundär- och tertiärkonsumenter, men detta är med all sannolikhet alltför kostsamt. Istället bör man använda en sådan metodik så att biomassan av dessa organismsgrupper kan uppskattas, för att på så sätt beskriva utvecklingen i form av förändrade biomassor.

Zooplankton

Kvantitativ provtagning av zooplankton har endast skett i Gyltigesjön (1989), Stora Härsjön (1990), V. Skälssjön och Lien (båda åren). I övrigt har semikvantitativa håvprov tagits i övriga sjöar. Håvprov ger en god bild av zooplanktons artsammansättning men endast semi-kvantitativa mått på zooplanktons abundans och biomassa. Fördelen med provtagning med rör eller hämtare är att planktonabundansen kan kvantifieras. Nackdelarna är dock att denna metodik är besvärligare att hantera praktiskt jämfört med håvprovtagning och att håvprovtagningen kan anses vara bättre för att få med även "udda" arter i proverna eftersom en större del av vattenvolymen filtreras. Oavsett vilken metod som kommer användas är det önskvärt att zooplanktonprovtagningen sker på samma sätt inom IKEU-programmet och i referenssjöarna.

Bottenfauna i sjöarnas litoralzon och i rinnande vatten

Provtagningen av litoral bottenfauna i sjöar och av bottenfauna i vattendrag har skett med durkslag (30 delprov) inom en 50 m sträcka på 0-1.5 m djup. Insamlade prov har slagits samman och sub-samplats. Om provtagningen skall ge ett representativt mått på sjöns litorala bottenfauna måste lokalens representativitet beskrivas eller värderas. Detta är ett problem som omfattar även sublitoral och profundal bottenfauna. Den använda provtagningsmetodiken genererar inte ett absolut abundansmått och spridningsmått saknas eftersom proverna slås

samman. Det är därför inte möjligt att avgöra i vilken grad bottenfaunans abundans eller biomassa varierar mellan åren i rinnande vatten och i sjöarnas litoralzon. Att provtagningstidpunkten inte harmoniserat med övrig provtagning, fr a fisk, utgör ett mindre problem att åtgärda.

Att med en rimlig arbetsinsats generera kvantitativa mått med en acceptabel spridning kring medelvärdet för litoral bottenfauna utgör ett metodikproblem i såväl IKEU-sjöarna som i Naturvårdsverkets referenssjöar. Att använda sk ramprover innebär en mycket stor arbetsinsats som i praktiken inte är realistisk att använda i IKEU-sjöarna. Det vore därför önskvärt om en gemensam lösning på detta problem kunde tas fram som ny svensk standard.

Profundal- och sublitoral bottenfauna

Liksom för den litorala bottenfaunaprovtagningen måste representativiteten av sublitoralzonens och profundalzonens bottenfauna värderas. Generellt för bottenfaunaprovtagningen gäller också att provtagningsmetodiken i sjöar och rinnande vatten måste likriktas mellan IKEU-programmet och det nationella miljöövervakningsprogrammet.

Fisk

Provfisket efter fisk i sjöar har skett enligt standardiserad metodik med översiktsnät. Denna kommer med stor sannolikhet också att användas inom ett utbyggt referenssjöprogram. Svagheten med denna metodik innebär att det bentiska och pelagiska fisksamhället inte kan uttryckas med ett gemensamt mått för hela sjön samt att endast uppskattningar av relativ abundans och biomassa kan erhållas. Av kostnadsskäl är det emellertid inte realistiskt att försöka uppskatta den absoluta abundansen av fisk, fr a den bentiska, i sjöar.

I rinnande vatten har kvantitativt elfiske använts, vilket ger en uppskattning av fiskens abundans vid provfisketillfället. Fiskens rörlighet medför dock att abundansen av fisk kan variera kraftigt under året. Även om det vore önskvärt att utöka provtagningsfrekvensen av elfiske till 2-3 gånger/år, måste detta sättas i relation till antalet vattendrag/stationer som kan inkluderas.

Kvikksilver hos abborre och gädda har mätts i 4 sjöar. Resultaten tyder på stor variation mellan de fyra sjöarna som bl a är beroende av födoväven och fisksamhällets struktur och dynamik. För att kvikksilveranalyserna skall ge mer generaliserbara resultat i framtiden bör detta utökas avsevärt och omfatta alla IKEU-sjöarna. Liksom för övriga delprogram bör i så fall också sura och neutrala referenssjöar inkluderas i detta delprogram.

Kvikksilver i fisk utgör emellertid i första hand en hälsofråga. Detta innebär att delprogrammet, och en utökning av detta, bör sättas i relation till kostnaderna för övriga delprogram som i första hand syftar till att öka kunskapen om kalkningens effekter på ekosystemet.

Provtagningsfrekvens/ tidsupplösning

Provtagningsfrekvensen bör vara likvärdig mellan IKEU-programmet och de vatten som utgör referenser till detta inom det övriga nationella miljöövervakningsprogrammet. Provtagningsfrekvensen är beroende av variationen inom och mellan åren, och vad gäller biologiska variabler, organismernas generationscykel. För att optimera provtagningsfrekvensen bör på sikt mellanårsvariationerna inom varje delprogram analyseras. Om det är möjligt att med en given sannolikhet interpolera värden mellan år bör denna möjlighet övervägas. Detta skulle väsentligt kunna bidra till att utöka antalet objekt inom den givna kostnadsramen. Därför bör provtagningen 1992 göras som tidigare år, vilket ger 5 års likadan provtagning. Därefter kan mellanårsvariationen kvantifieras baserat på detta material, och sedan kan bedömningen göras om lämplig framtida provtagningsfrekvens för respektive delprogram.

Sjöar

Frekvensen på den vattenkemiska provtagningen i sjöar kan anses ha varit tillfredsställande för att beskriva vattnets kemiska sammansättning och dess variation under året. Totalt har 6-8 prover/år tagits perioden april-oktober. En ytterligare provtagning i mars borde inkluderas, åtminstone de år då riksinventeringen genomförs i Naturvårdsverkets regi. Det vore fördelaktigt för utvärderingen av riksinventeringen

om en årlig provtagning i mars kunde göras i IKEU-objekten.

Provtagningsfrekvensen av fyto- och zooplankton (4-6 ggr/år perioden april/maj till september/oktober) tillåter att temporalvariationen kan studeras för varje sjö. Detta bör vara ett krav i denna typ av undersökningsprogram. Det bör dock noteras att temporalvariationen inte nyttjats vid utvärderingen i den föreliggande rapporten.

Bottenfaunan, såväl den profundala-, sublitorala som den litorala har provtagits 1 ggr/år. Detta förefaller naturligt eftersom många arter har en generationstid om ett år och bör vara tillfyllest för att beskriva en långsiktig (mer än tre år) förändring av bottenfaunasamhället. Eftersom många bottenfaunanarter kläcker ut under sommaren kan emellertid en så pass gles provtagningsfrekvens ge avsevärda fel i abundans- och täthetsuppskattningarna. Det är nödvändigt att i framtiden samordna tidpunkten och området i sjön för provtagning av litoral, sublitoral och profundal bottenfauna, eftersom framför allt den litorala bottenfaunan varierar betydligt i artsammansättning och individrikedom i tid och rum. Detta skulle också möjliggöra jämförelser med födovalsanalys hos fisk.

Även fisken har provtagits en gång per år (juli/augusti). Att provfisket skett med så pass hög frekvens har varit för att avgöra hur stor mellanårsvariationen har varit. Eftersom alla fiskarter har en generationstid överstigande 3 år bör möjligheten att på sikt glesa ut provfiskefrekvensen till vartannatårsintervall övervägas. Det är dessutom möjligt att integrera åtminstone tillväxtvärden mellan åren med hjälp av tillbakaräkning av ålder och tillväxt.

Fiskens födoval har analyserats en gång per år, vilket kan anses vara en alltför liten insats för att erhålla ett rimligt mått på fiskens födoval. En födovalsanalys i juli/augusti ger dock ett underlag för att bedöma hur och vilka arter som kan förväntas konkurrera om födan. Genom att zooplankton och bottenfauna provtagits under samma period ges möjligheter att avgöra nyttjande av olika födoslag under den tid man kan förvänta sig att konkurrensen mellan fiskarterna är som störst. Detta är av stor vikt i denna typ av integrerade program där interaktionerna mellan trofinivåerna ingår som ett betydande inslag. Födovalsprover från 1991 är fortfarande ej analyserade pga brist på medel

till detta. Utan dessa värden blir en statistisk jämförelse av födoval mellan fiskgrupper ogörlig, då för få fiskar och/eller många tomma magar erhållits i en del storleksklasser. Att utöka frekvensen av födovalsanalyser kan inte anses vara ekonomiskt försvarbart. Däremot måste antalet magar per art utökas för att möjliggöra jämförelser mellan fiskgrupper. Ett alternativ är att fortsättningsvis ta födovalsprover i ett mindre antal sjöar än 1989 och 1990.

Rinnande vatten

Den integrerade analysen av vattendragsprogrammet visade på brister i programmets uppläggning. Detta beror till stor del på samordningsproblem vad gäller lokaler, men också på att antalet lokaler per vattendrag/antal vattendrag var alltför få. Beroendet av flödesvariationerna i rinnande vatten gör att någon form av hydrologiskt program oundgängligen måste inkluderas.

I rinnande vatten, som till mycket högre grad styrs av hydrologiska förhållanden, kan man förutsätta att kortare surstötter inte noteras med den frekvens i provtagning som använts (10 ggr/år). Detta innebär att det vattenkemiska programmet i vattendragen blir svårt att korrelera till t ex förändringar i bottenfauna och fiskesamhället. Den större variationen i de fysikaliska förhållandena, speciellt i mindre vattendrag, innebär att provtagningsfrekvensen genomgående bör vara betydligt högre än i sjöarna. Om inte programmet har en sådan provtagningsfrekvens så att vattenflödets och vattenkemiska extremvärden kan uppskattas, kommer heller inte bottenfaunans och fiskens förändringar att kunna förklaras i tillräcklig grad. I vattendragen bör därför det hydrologiska programmet ske med kontinuerliga mätningar och de vattenkemiska programmets frekvens utökas till en ggr/månad året om. I det vattenkemiska programmet är det önskvärt att även ämnestransporten (partikulärt och organiskt kol) ingår.

Provtagningsfrekvensen för bottenfauna bör utökas så att de innefattar två provtagningar per år.

Delprogram som bör inkluderas i IKEU-programmet

I IKEU-programmet har mätningar av 'allmän' vattenkemi inklusive närsalter, spårmetaller och tungmetaller i vatten och kvicksilver i fisk, fyto- och zooplankton, litoral, sublitoral och profundal bottenfauna samt bentisk och pelagial fisk inklusive födovalsanalyser genomförts.

Dessutom har vattnens hydrologiska förhållanden i form av månadsmedelvärden rekonstruerats i samband med föreliggande utvärdering. Delprogram vilka hade varit naturliga att inkludera i programmet är hydrologi, sedimentkemi, bakterier, påväxtalger samt högre vegetation. Orsaken till att dessa delprogram inte medtagits beror i första hand på bristande ekonomiska medel. Nödvändigheten att ta med dessa delundersökningar i det framtida programmet måste därför vägas mot att utöka pågående program med mer detaljerad provtagning och analys eller att utesluta några av de ingående delprogrammen, alternativt minska antalet objekt.

De delprogram som bör prioriteras i sjöarna är i första hand högre vegetation och i andra hand sedimentkemi. Vegetationens roll i omsättningen av närsalter men också som substrat och skydd för bottenfauna och fisk är stor. Sedimentkemin är av stor betydelse för omsättningen av såväl närsalter och metaller. Som komplement till detta skulle sedimentfällor kunna användas.

Programmet har hittills inte inkluderat hydrologiska mätningar. I det framtida vattendragsprogrammet är det emellertid helt nödvändigt att sådana mätningar görs. Avrinningsdata måste kunna erhållas i varje vattensystem, medan nederbördsdata kan erhållas från närmaste SMHI-station. Om möjligt bör befintliga avrinningsstationer inom PMK användas.

Påväxtalger står för en betydande del av primärproduktionen i rinnande vatten. Vattendragsprogrammet bör därför kompletteras med påväxtalgstudier där artsammansättning och semi-kvantitativ förekomst ingår. Eventuellt också kvantitativ förekomst på konstgjorda substrat. Provtagning bör ske 1 ggr/månad under perioden maj-oktober.

Datahantering

Lokaldefinition

Vad gäller sjöar har lokaldefinitionen varit ett mindre problem eftersom x- och y-koordinat enligt RAK, definierade av SMHI, har använts. Vissa problem har uppstått i de fall provtagningslokalen i sjön har definierats med hjälp av x- och y-koordinat. I dessa fall (från litoral bottenfauna) bör sjöns koordinater användas för objektdefinition och lokalen kan därefter beskrivas med inmätta x- och y-koordinater.

Ett grundläggande problem som främjar har gällt rinnande vatten är definitionen av varje enskild lokal. I de rinnande vattnen har problem orsakats i och med svårigheterna att komma överens om och att korrekt bestämma koordinaterna för de enskilda lokalerna. I det framtida programmet måste större noggrannhet ägnas åt en korrekt lokaldefinition redan vid valet av lokal. När väl varje enskild lokal definierats och markerats i fält kan inte denna revideras med mindre än att alla inblandade genomför samma revision.

Databaser och rapportering

I IKEU-programmet har ett flertal olika databaser använts, anpassade till att hantera den information som genereras vid en speciell typ av provtagning. Sålunda har till exempel vattenkemi och profundal/sublitoral bottenfauna lagrats av Naturvårdsverkets sötvattenenhet i Uppsala. Analyser av metaller i vatten och kvicksilver i fisk har lagrats i en databas (Labmaster) som hållits av Naturvårdsverkets miljöövervakningsavdelning, Solna. Litoral bottenfauna har lagrats i en databas utvecklad av Limnodata HB, Gunnilbo. Fiskdata har lagrats i Sötvattenslaboratoriets sjöprovfiske- och elfiske-

register. I vissa fall har dock inte resultaten datalagts vilket minskat dess tillgänglighet.

För att underlätta fortsatt datahantering inom IKEU-programmet är det ett absolut krav att data lagras i sådan form som gör det möjligt för alla inblandade parter att enkelt kunna nyttja de olika delprogrammets resultat. I annat fall kommer mycket av den information som är möjlig att extrahera ur programmet inte att kunna användas. För att detta skall vara möjligt krävs en viss förbearbetning av resultaten från de olika delprogrammen innan de lagras i en gemensam, kvalitetssäkrad form. Det är emellertid inte nödvändigt, eller ens önskvärt, att data lagras på en gemensam bas. Väsentligare är att data finns i tillgänglig form för analys. För att nå detta mål krävs en striktare hållning till datahanteringen än hitintills.

Generellt sett bör data lagras på en variabel-case nivå, där ett case innebär ett objekt, alternativt lokal eller prov vid ett provtagnings-tillfälle. Flera av de ingående delprogrammen genererar data som beskriver säsongscyklar (hydrologi, vattenkemi, fytoplankton och zooplankton). Dessa bör dels lagras på ett sådant sätt så att säsongsdynamiken kan analyseras, men också vidarebearbetas inom de olika delprogrammen för mer övergripande analyser. Detta är väsentligt för att de skall kunna nyttjas vid jämförelser med andra delprogram som litoral och profundal bottenfauna och fisk av vilka provtagning sker endast en gång per år.

De data som genereras inom IKEU-programmet skall vara tillgängliga för alla. Ett sätt att lösa spridningen av data inom de olika delprogrammen är att genomföra en årlig gemensam rapportering av data. Denna årsrapport bör åtföljas av en kort värdering samt hänvisning till hur och var data kan erhållas. En mer omfattande rapportering och integrerad analys bör genomföras vart 5:e år.

SAMMANFATTANDE REKOMMENDATIONER

Få studier har lyckats kvantifiera effekterna av omgivningens påverkan på hela ekosystem. Ofta är ekosystemen för stora och svåra att avgränsa och samtidigt för komplexa att studera i sin helhet. Dessutom har ofta effekterna från en typ av påverkan inte kunnat särskiljas från den naturliga variationen (Schindler et al. 1985). Att som i detta fall följa utvecklingen i 14 kalkade sjöar och 7 rinnande vatten inom en måttlig kostnadsram har inneburit att en avsevärd mängd generaliseringar har måst göras.

Slutsatsen från denna första utvärdering av IKEU-programmet är emellertid att programmet inriktning har varit god och att en integrerad uppföljning är av stort värde för att öka förståelsen av kalkningens effekter. För att i större utsträckning integrera programmet måste emellertid en högre grad av kvantifiering inom de olika delprogrammen ske. Med utgångspunkten att IKEU-programmet i första hand har syftat till att följa kalkningens effekter på lång sikt i kalkade sjöar och vattendrag, skall föreliggande rapport ses som en plattform för vidare arbete. Vid den framtida utvärderingen av programmet, då tidsjämförelser kan göras, kommer föreliggande utvärdering att utgöra en betydelsefull grund.

Inför en revidering av IKEU-programmet bör följande punkter beaktas:

Urvalskriterier och behov av referensobjekt

- Urvalskriterierna för sjöar har varit adekvata för tidsserieanalys, men mindre lämpade för att möjliggöra jämförande studier, på grund av sjöarnas olika utvecklingsstadier efter kalkning m m.
- Urvalskriterierna för vattendrag bör omvärderas.
- Önskvärt vore att IKEU-programmet utökades till ca 30 kalkade sjöar. Som referenser bör 30 sura sjöar och 30 neutrala sjöar ingå. Referenssjöarna bör ingå i det nationella övervakningsprogrammet (PMK).
- Antalet stationer i rinnande vatten är avhängigt antalet rinnande vatten som inkluderas i programmet. För att kunna genomföra IKEU-programmet i rinnande vatten krävs emellertid en ökad satsning på detta delprogram.
- Liksom för sjöarna krävs att vattendragsprogrammet kompletteras med såväl försurade som icke-försurade referensvatten i lika antal som de kalkade objekten.

Provtagningsmetodik

- För att uppnå målsättningen med programmet är det nödvändigt att söka kvantifiera de ingående komponenterna och deras inbördes relationer. Grundläggande krav som bör uppfyllas av de biologiska delprogrammets provtagningsmetodik är:
 - Uppskattningarna bör vara kvantitativa eller kunna beskriva relativ abundans så att jämförelser av abundans/biomassa mellan objekt och mellan år kan göras.
 - Varje uppskattning bör kunna uttryckas som ett medelvärde med känd variation.
 - Varje uppskattning bör kunna utgöra ett mått för hela sjön, eller för stationen i vattendrag.
 - Provtagningsmetodiken skall också kunna utgöra underlag för bedömning av artrikedom och artdiversitet; biologisk mångfald.
- Valet av provtagningsmetodik bör inte lösas separat för IKEU-programmet utan ske gemensamt med övriga nationella miljöövervakningsprogram.

Ingående delprogram

- Det är önskvärt att primärproduktionsuppskattningar inkluderas i programmet.
- De delprogram som bör prioriteras i sjöprogrammet är fr a högre vegetation och sedimentkemi.
- I vattendragsprogrammet bör hydrologiska mätningar, ämnestransport och påväxtalger inkluderas.

Provtagningsfrekvens

- Referensobjekten bör ha samma provtagningsfrekvens som IKEU-objekten.
- Provtagningsfrekvensen i sjöar kan idag anses vara tillfredsställande inom de olika delprogrammen. Däremot behövs en samordning av bottenfaunaprovtagning (från litoral-, sublitoral- och profundalzon) i tid och område i sjön.
- Födovalsprover från fisk tas förslagsvis, om delprogrammet fortsättningsvis skall vara med, från ett mindre antal sjöar än 1989-90. Då är det viktigt att samordna tidpunkten med bottenfauna- och zooplanktonprovtagning. Zooplanktonprovtagningen bör i dessa sjöar utökas till att omfatta även den strandnära zonen.
- För att avgöra möjligheterna till att interpolera värden mellan åren och därmed glesa ut provtagningen utan att förlora information bör mellanårsvariationerna inom varje delprogram analyseras innan ett fortsatt IKEU-program fastläggs.
- Provtagningsfrekvensen i rinnande vatten har genomgående varit för låg för att beskriva säsongsdynamiken. Provtagningsfrekvensen bör vara så hög att vattenflödets och vattenkemiska extremvärden kan uppskattas. Hydrologiska mätningar bör ske kontinuerligt.
- Biologisk provtagning i vattendragen bör utökas till två gånger per år för bottenfauna.

Datahantering

- Definitionen av enskilda lokaler måste ske på ett tydligare sätt än hittills. Detta gäller fr a inmätningen av vattendragslokaler.
- För att underlätta datahanteringen inom IKEU-programmet är det ett absolut krav att data lagras i sådan form som gör det möjligt för alla inblandade parter att enkelt kunna nyttja de olika delprogrammets data.
- Resultaten från de olika delprogrammen måste förbearbetas innan de lagras i en gemensam, kvalitetssäkrad, form. Det är inte nödvändigt att data lagras på en gemensam bas. Data måste dock finnas i tillgänglig form för analys av alla inblandade parter.
- Data bör lagras på en variabel-case nivå, där ett case innebär ett objekt under ett provtagningstillfälle.
- De delprogram som genererar data som beskriver säsongscyklar, bl a hydrologi, vattenkemi, fytoplankton och zooplankton, bör dels lagras på ett sådant sätt så att säsongsdynamiken kan utnyttjas vid analys, men också vidarebearbetas så att varje variabel ges t ex ett årsmedelvärde.

Analys och redovisning

- Data som genereras inom programmet bör redovisas i form av en årsrapport.
- En större, integrerad utvärdering av programmet bör ske med femårsintervall.
- En gemensam utvärderings- och redovisningsform för de olika delprogrammen är nödvändig för den integrerade analysen.

LITTERATUR

- Andersson, P.** 1984. Kalknings- och gödslingsförsök i Rammsjön och Ämten. Kvicksilverhalten i unga gäddor och abborrar, åren 1980-81, 1982 och 1983. Projektdokumentation i mars 1984 och förslag till fortsatt fiskinsamling. Statens Naturvårdsverk. (Stencil.)
- Andersson, B. & P. Andersson.** 1984. The distribution of trout (*Salmo trutta* L.) in relation to pH - an inventory of small streams in Delsbo, central Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 28-35.
- Andersson, P., H. Borg & P. Kärrhage.** 1991. Kalkningseffekter på kvicksilver i fisk. Läget efter genomförda åtgärder i 19 typsjöar. Projekt Kalkning-Kvicksilver-Cesium. Statens Naturvårdsverk, Rapport 3883. 45 p.
- Andersson, P. & P. Nyberg.** 1984. Experiments with brown trout (*Salmo trutta*) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 34-47.
- Andersson, P. & H. Borg.** 1988. Effects of liming on the distribution of cadmium in water, sediment and organisms in a Swedish lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1154-1162.
- Andersson, F. & B. Olsson (eds.).** 1985. Lake Gårdsjön - an acid forest lake and its catchment. Ecol. Bull. 37. 336 p.
- Andreasson, S.** 1980. Stensimpa som predator på öringyngel. (English summary: Sculpins as predators on fry of brown trout.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 11 p.
- Appelberg, M., C. Ekström & E. Hörnström.** 1990. Stora Härsjön - ett exempel på integrerad uppföljning av kalkningens effekter. (English summary: Lake Stora Härsjön - a case study for integrated monitoring of the effects of liming.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 20 p.
- Appelberg, M. & E. Degerman** 1991. Development and stability of fish assemblages after lime treatment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48(5): 546-554.
- Bergman, E.** 1990. Effects of roach *Rutilus rutilus* on two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*: importance of species interactions for diet shifts. Oikos 57: 241-249.
- Bernes, C.** 1985. PMK: på vakt i naturen. Monitor 1985, Statens Naturvårdsverk. 207 p.
- Bernes, C.** 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12, Statens Naturvårdsverk. 144 p.
- Borg, H.** 1986. Metal speciation in acidified mountain streams in central Sweden. Wat. Air Soil Poll. 30: 1007-1014.
- Degerman, E. & P. Nyberg.** 1989. Effekter av sjökalkning på fiskbestånd i sjöar. (English summary: Long-term effects of liming on fish populations in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 35 p.
- Degerman, E. & M. Appelberg.** 1992. The response of stream-dwelling fish to liming. Env. Poll. 78: 149-155.
- Degerman, E. & B. Sers.** 1992. Fish assemblages in Swedish streams. Nordic J. Freshw. Res., 67: 61-71.
- Degerman, E., E. Sjölander, A. Johlander, P. Sjöstrand, K. Höglind, L. Thorsson & H. Carlstrand.** 1990. Kalkning för att motverka försurningpåverkan på fisk i rinnande vatten. (English summary: Liming of acidified running waters to improve conditions for fish.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 27-214.
- Dervo, B.K., O. Hegge, D.O. Hessen & J. Skurdal.** 1991. Diel food selection of pelagic Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., in Lake Atnsjø, SE Norway. J. Fish Biol. 38: 199-209.
- Dickson, W. (ed.)** 1988. Liming of lake Gårdsjön - an acidified lake in SW Sweden. National Swedish Environmental Protection Board Report 3426. 327 p.
- Dickson, W., C. Ekström, E. Hörnström & B. Almer.** 1975. Rödingsjöar söder om Dalälven. (English summary: Char-lakes south of River Dalälven.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 138 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Statens Naturvårdsverk, Rapport 1994.
- Eriksson, F.** 1988. Makrofytvegetation i kalkade sjöar. (English summary: Macrophyte vegetation in limed lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (9). 24 p.

- Eriksson, F., E. Hörnström, P. Mossberg & P. Nyberg.** 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101: 145-164.
- Fiskeristyrelsen & Statens Naturvårdsverk.** 1981. Kalkning av sjöar och vattendrag 1977-81. (English summary: Liming of lakes and rivers 1977-1981 in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 201 p.
- Grahn, O., H. Hultberg & A. Jernelöv.** 1976. Distribution of mercury in different levels in an oligotrophic and eutrophic lake. *MST Journal*. 5(6): 10-13.
- Grönquist, G.** 1991. Förslag till listor över hotade marina och limniska evertetrater. Naturvårdsverket. (Under tryckning.)
- Hasselrot, B., B.I. Andersson & H. Hultberg.** 1984. Ecosystem shifts and reintroduction of Arctic char (*Salvelinus salvelinus* (L.)) after liming of a strongly acidified lake in south-western Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 78-92.
- Henriksen, A., J. Porsch, M. Lövblad, M. Forsius & A. Willander.** 1991. Critical loads to surface waters in Fenno-Scandia. *Nordic Council of Ministers, Nord* 1990: 124. 33 p.
- Henrikson, L. & H.G. Oscarson.** 1984. Lime influence on macro-invertebrate zooplankton predators. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 93-103.
- Henrikson, L. & M. Medin.** 1990. Bottenfaunan i tjugo vattendrag i Jönköpings län 1989 - en biologisk försurningsbedömning. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Naturvårdsenheten (15).
- Hesthagen, T.** 1989. Episodic fish kills in an acidified salmon river in southwestern Norway. *Fisheries* 14(3): 10-17.
- Hultberg, H. & B.I. Andersson.** 1982. Liming of acidified lakes: Induced long-term changes. *Wat. Air Soil Poll.* 18: 311-331.
- Hörnström, E. & C. Ekström.** 1986a. Acidification and liming effects on phyto- and zooplankton in some Swedish west coast lakes. *Statens Naturvårdsverk, Rapport* 1864. 108 p.
- Hörnström, E. & C. Ekström.** 1986b. Utvärdering av data från växtplanktoninventering (BIN PR16) i recipientkontroll vatten. *Statens naturvårdsverk, Rapport* 3108. 190 p.
- Hörnström, E., C. Ekström & M.O. Duraini.** 1984. Effect of pH and different levels of aluminium on lake plankton. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 115-127.
- Hörnström, E., C. Ekström & P. Andersson.** 1992a. Tio mellansvenska sjöar: kalkningseffekter på plankton och vattenkemi. *Statens Naturvårdsverk, Rapport* 4048. 28 p.
- Hörnström, E., J. Ek, C. Ekström & E. Fröberg.** 1992b. (In prep.) Physical-chemical conditions, plankton, and bottom fauna in Lake Tvärnsjön and other lakes 1973-87, under acidic and limed conditions.
- Leach, J.H., M.G. Johnsson, J.R.M. Kelso, J. Hartmann, W. Numann & B. Entz.** 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1964-1971.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom.** 1991. Vattenkvalitet i några sjöar och vattendrag i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 16. 185 p.
- Lithner, G.** 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 2. Metaller. *Statens Naturvårdsverk, Rapport* 3628. 80 p.
- Lithner, G. & W. Dietrichson.** 1981. Om förekomst av Hg, Cd och andra metaller i fisk samt försurningseffekter i sjöar i Rönnskärsområdet. Yttrande till koncessionsnämnden.
- Lötmarker, T.** 1964. Studies on planctonic crustacea in thirteen lakes in northern Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 45: 113-189.
- Meili, M.** 1991. Mercury in boreal forest lake ecosystems. *Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science* (336). 36 p.
- Nilssen, J.P., Y. Österdahl & W.T.W. Potts.** 1984. Species replacement in acidified lakes: physiology, predation or competition? *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 148-153.
- Nilsson, A.N. & A. Johansson.** 1985. En jämförelse av bottenfaunan i några kalkade och okalkade vattendrag; med tonvikt på kalkningsmetodik. (English summary: A comparative study of the benthos of limed and non-limed streams; effects of different liming methods.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (11). 56 p.
- Nisell, J.** 1990. Karaktärisering av dräneringsområden för 26 referenssjöar. *Statens Naturvårdsverk, Rapport* 3766. 40 p.
- Nyberg, P.** 1993. (In prep.) Effects of lime treatment on planctic crustacean communities in some acidified Swedish forest lakes.
- Nyberg, P., M. Appelberg & E. Degerman.** 1986a. Effects of liming on crayfish and fish. *Wat. Air Soil Poll.* 31: 669-687.
- Nyberg, P., E. Degerman, C. Ekström & E. Hörnström.** 1986b. Försurningskänsliga rödingsjöar i Syd- och Mellansverige. (English summary: Acid-sensitive arctic char, (*Salvelinus alpinus*), lakes in southern and central Sweden. *Information från Sötvattenslaboratoriet*, (6). 240 p.

- Nyberg, P. & E. Thörnelöf. 1988. Operational liming of surface waters in Sweden. *Wat. Air Soil Poll.* 41: 3-16.
- Persson, L. 1986. Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). *Ecology* 67: 355-364.
- Persson, L. 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia* 73: 170-177.
- Persson, L. & L. Greenberg. 1990. Competitive juvenile bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*) - roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology* 71: 44-56.
- Rask, M., A. Heinänen, K. Salonen, L. Arvola, I. Bergström, M. Liukkonen & A. Ojala. 1986. The limnology of a small, naturally acidic, highly humic forest lake. *Arch. Hydrobiol.* 106(3): 351-371.
- Sarvala, J. & S. Halsinaho. 1990. Crustacean zooplankton of Finnish forest lakes in relation to acidity and other environmental factors. *In* Acidification in Finland. Eds.: Kauppi et al. Springer-Verlag, Berlin.
- Schindler, D.W., K.H. Mills, D.F. Malley, D.L. Findlay, J.A. Shearer, I.J. Davies, M.A. Turner, G.A. Linsey & D.R. Cruikshank. 1985. Long-term ecosystem stress: The effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228: 1395-1401.
- Schoener, T. 1974. Some methods for calculating competition coefficients from resource-utilization spectra. *Amer. Nat.* 108: 332-340.
- Sers, B. 1991. Elfiskeregistret - en viktig och användbar databas. PM 1, Sötvattenslaboratoriet. 17 p.
- Stenson, J.A.E. 1979. Predatory-prey relations between fish and invertebrate prey in some forest lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 58: 166-183.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 55: 144-171.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Con. Fed.* 52: 537-547.
- Wiederholm, T. 1987. Förslag till program för biologiska undersökningar i sjöar inom PMK och kalkningsprogrammets referensdel. Statens Naturvårdsverk. (Stencil 87-06-17.)
- Wiederholm, T. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 1. Näringsämnen, syre, ljus, försurning. Statens Naturvårdsverk, Rapport 3627. 57 p.
- Willén, E., S. Hajdu & Y. Pejler. 1990. Summer phytoplankton in 73 nutrient-poor Swedish lakes. Classification, ordination and choice of long-term monitoring objects. *Limnologia* (Berlin) 21: 217-227.

ENGLISH SUMMARY: THREE YEARS OF INTEGRATED MONITORING OF LIMED LAKES AND RIVERS IN SWEDEN

An integrated monitoring of 14 lakes and 7 streams was conducted during three years (1989-91) in order to study the effects of liming of acidified lakes and streams. Water chemistry, phytoplankton, zooplankton, benthic and littoral fauna as well as fish were sampled in the lakes. The results showed that among abiotic factors, it was mostly retention time and organic matter that differed among the studied lakes. Bluegreen and green algae generally lacked quantitative importance in the phytoplankton communities, instead chrysophyceae and bacillariophyceae were the numerically

most important groups of algae. The zooplankton communities were basically determined by geographic factors although fish species composition also showed to be important. Comparisons with unlimed reference lakes showed that the total diversity of the profundal benthic fauna was as large as in the studied limed lakes. The littoral benthic invertebrate communities of the studied lakes showed a higher diversity than in acidic unlimed reference lakes, but an equally high diversity as in circum neutral reference lakes. Between 1989 and 1990, the number of taxa sensitive to acidification had increased in

the littoral zone, and the species composition of the communities were approaching that of circum neutral lakes.

On the basis of fish community composition the lakes could be divided in 7 groups. During the period of 1989-91 the change in proportions among fish species (Euclidean distance) was largest in the lakes dominated by cisco (*Coregonus albula*) followed by cyprinid lakes, i.e. the lakes with high biomass and diversity of fish. The growth of European perch (*Perca fluviatilis*) in the studied lakes were lower than the growth in circum neutral reference lakes. Perch growth was also positively correlated to total fish biomass. Mercury levels in one-year old perch was lowest when growth was intermediate. After liming, mercury levels in perch was clearly lowered in two lakes, slightly diminished in one lake, but five years after liming lakes upstreams of the fourth lake, mercury levels in perch were doubled.

In the lakes, correlations between species richness of phyto- and zooplankton were found. Plankton species richness was also positively correlated to the diversity of the littoral benthic fauna and pelagic fish community. The fish species composition influenced the food selection of E. perch, roach (*Rutilus rutilus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in the studied lakes. Perch became piscivorous earlier and ate more fish in lakes with high fish biomass, i.e. lakes containing either cisco or cyprinids. The food overlap between different size classes of perch and roach was influenced by phyto-, zooplankton and benthic fauna variables.

In streams, the programme included hydrology, water chemistry, benthic fauna and fish. Some streams were clearly acidified through air-borne acidifying pollutants, whereas others mainly were acidified due to high amounts of organic acids. Metal concentrations showed considerably high annual variations in the streams and aluminium concentrations were highly dependent on the water flow. The two streams with the highest aluminium levels also had the lowest number of benthic invertebrate species.

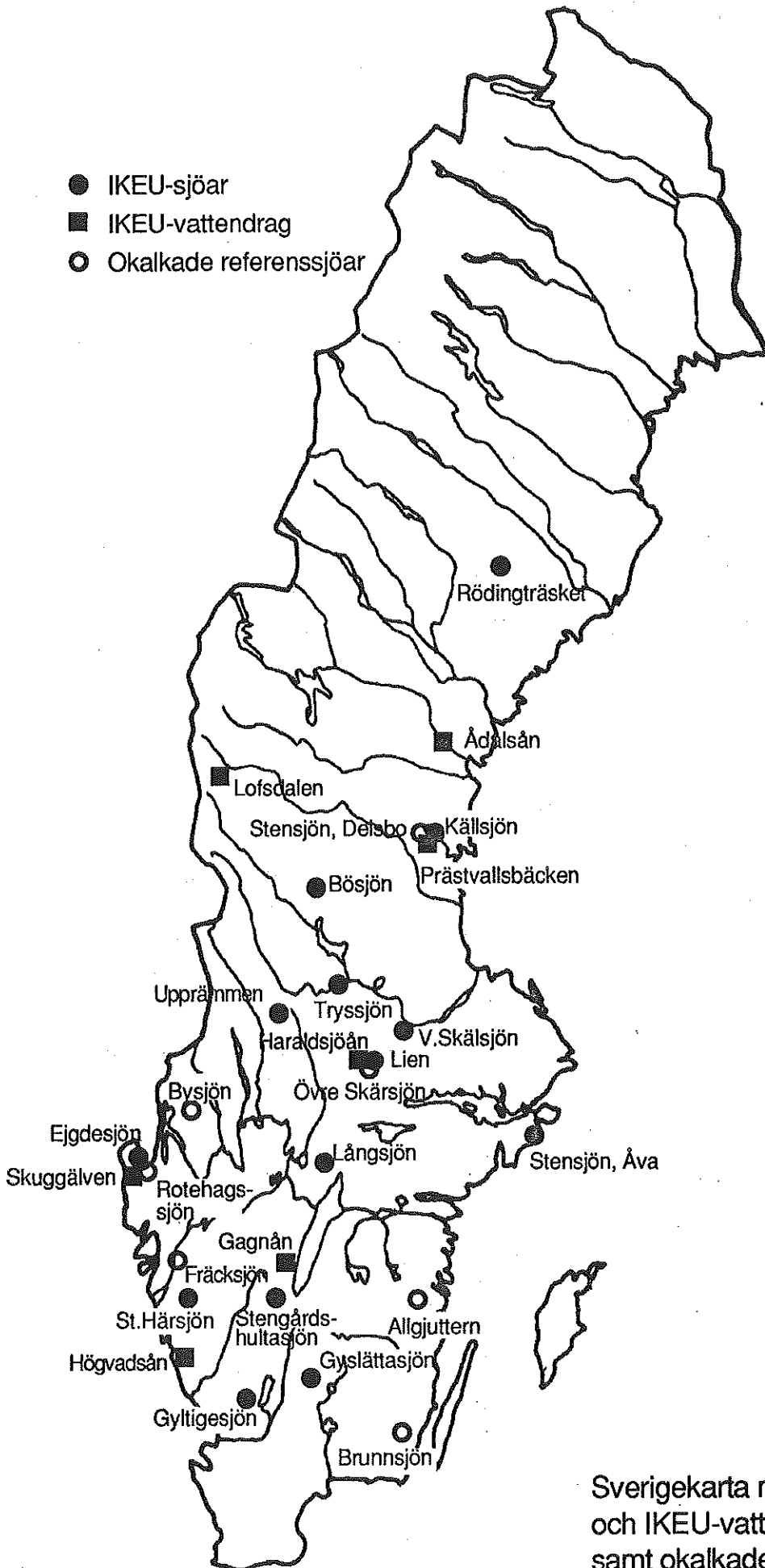
The diversity of the benthic communities was as high in the studied streams as in other limed streams as well as circum neutral reference streams. The diversity of the benthic communities will probably continue to increase in the studied streams.

Four types of fish communities were represented in the studied streams. Comparisons with earlier data showed that fish abundance had increased after liming. In some streams fish abundance diminished again after re-acidification. Warm summers resulted in a higher growth rate of fish than other years. One example of competition between species was noted in river Högvadsån, where Atlantic salmon (*Salmo salar*) increased after liming whereas brook trout decreased in numbers. Other examples showed that the number of yearlings was negatively correlated with older fish, probably due to intraspecific competition.

The conclusion from this first assessment of the integrated monitoring programme is that the structure of the programme has been satisfying in the lakes, but that the part of the programme concerning streams has to be restructured. A general conclusion is that there is a great need of acid and circum neutral reference lakes and streams. In lakes, the future programme should to a higher extent be focused on the development of the productivity of the system, as the result indicated that changes in trophic level possibly will override the other effects of liming. To better fulfil the goals formulated for the programme, sampling should to a higher degree be quantitative, and should in the future be coordinated in time and at common localities. Additionally, some studies should be added for the lakes; estimates of primary production and macrophytes as well as sediment chemistry. In streams, hydrological measurement should be intensified, and transport of organic matter and epiphytic algae should be quantified. Results from the programme should be reported yearly, whereas more thoroughly integrated analyses ought to be performed every fifth year.

Appendix

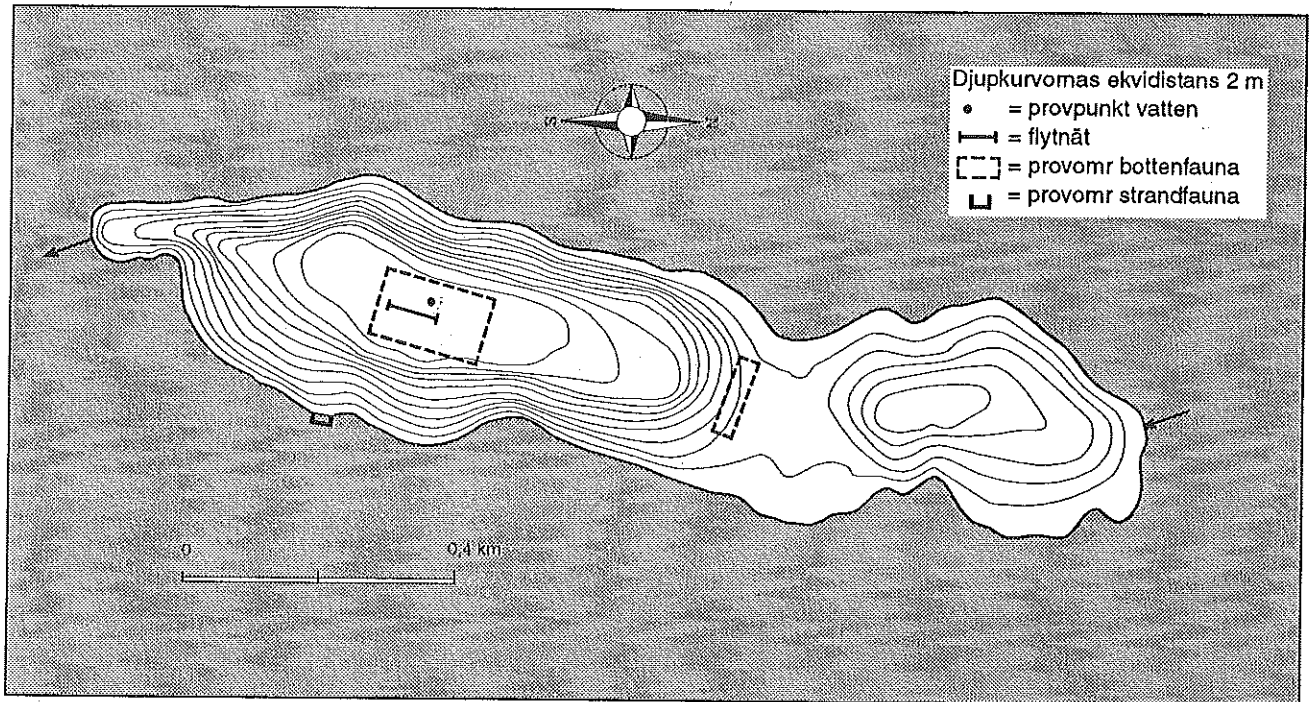
sid 39-60



Sverigekarta med kalkade IKEU-sjöar och IKEU-vattendrag (i Appendix) samt okalkade referenssjöar.

Gyltigesjön, Hallands län

Sjönummer 629489-133906, h.ö.h. 65,7 m, Flodområde 100, Fylleån



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	0,4024
Vattenytans area (km ²)	0,4024
Vattenvolymen (m ³)	3397000
Volym epilimnion (0-6 m) (%)	52
Maximala djupet (m)	21,6
Medeldjupet (m)	8,6
Mediandjupet D50 (m)	7,0
Totala strandlinjelängden (km)	3,750
Strandflikigheten (%)	160
Totala bottenarealen (km ²)	0,4063
Bottenareal i epilimnion (%)	47

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	182,0
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	19,2
Teor vattenomsättningstid (år)	0,03
Vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

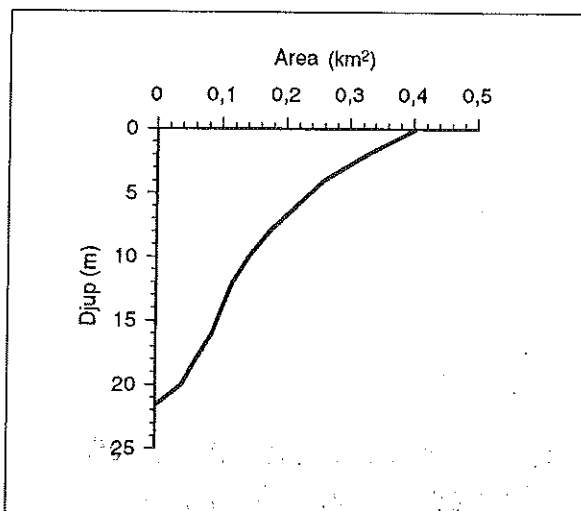
	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	5,8	0,01	1971 04 01
Minimumdata:	5,3	0	1982 09 08
Min efter kalkn:	5,3	0	1982 09 08
Kalkning, doserare i tillflöde 1982 08 15, 1983 01 15, 1984 01 15, 1985 01 15 tills vidare.			

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,225
Totalfosfor (µgP/l)	16
Totalkväve (µg N/l)	488
Oorganiskt kväve (µg N/l)	177
Alkalinitet (mekv/l)	0,186

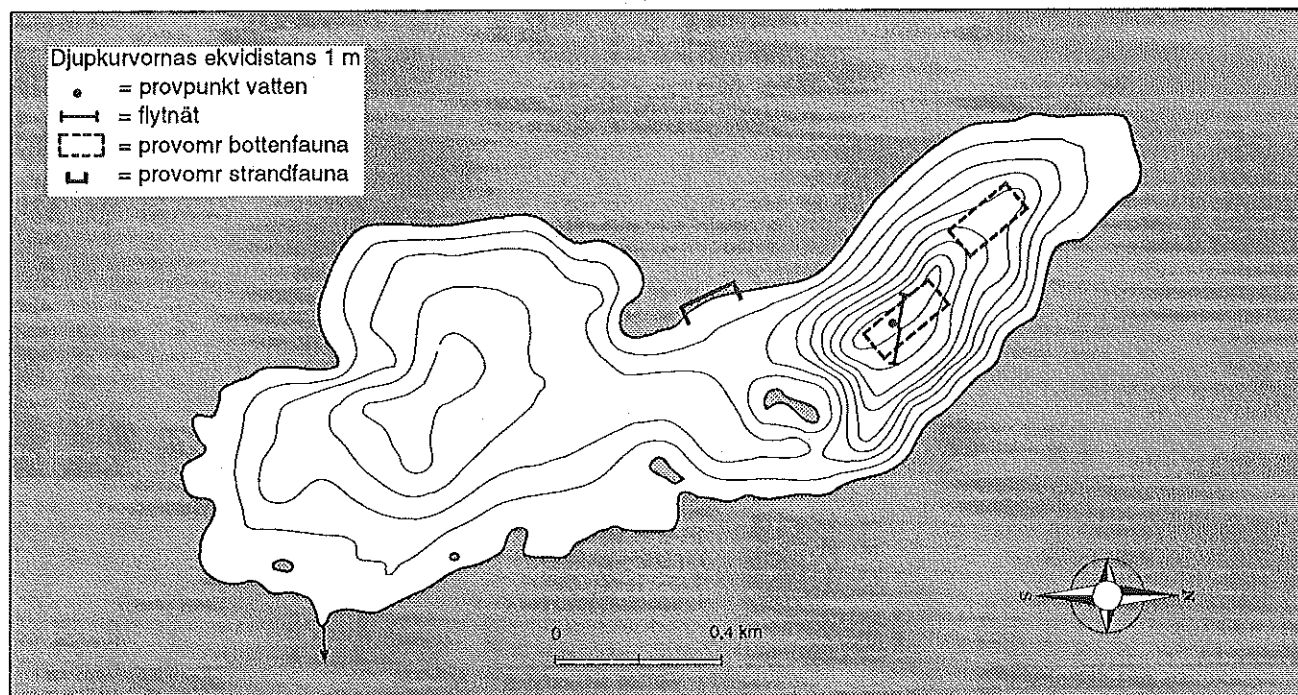
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	Gädda
Mört	Sarv
Braxen	Ål
Siklöja	



Gyslättsjön, Kronobergs län

Sjönummer 633209-141991, h.ö.h. 226 m, Flodområde 98, Lagan



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	0,3340
Vattenytans area (km ²)	0,3320
Vattenvolymen (m ³)	711400
Volym epilimnion (0–5 m) (%)	95
Maximala djupet (m)	8,3
Medeldjupet (m)	2,2
Mediandjupet D50 (m)	2,0
Totala strandlinjelängden (km)	3,830
Strandflikigheten (%)	151
Totala bottenarealen (km ²)	0,3321
Bottenareal i epilimnion (%)	93

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	2,12
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	9,4
Teor vattenomsättningstid (år)	1,1
Dämd, vattenföringen tillfälligt påverkad	

Försurnings/kalkningshistoria:

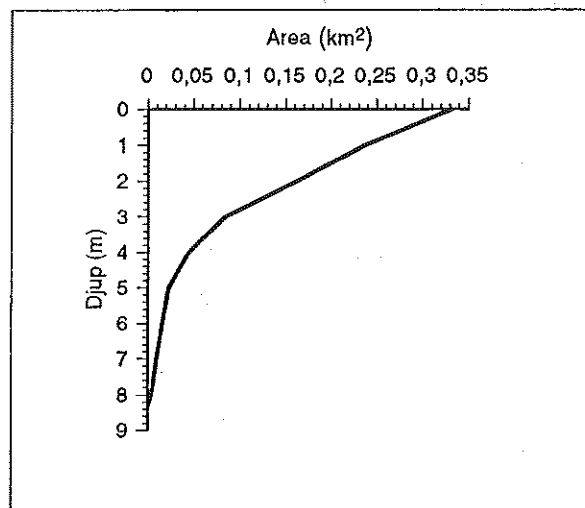
	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	4,5	0	1981 01 14
Minimumdata:	4,4	0	1984 12 13
Min efter kalkn:	5,0	0	1988 03 15
Kalkning, hela sjön 1985 03 12, 1987 03 07			

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,143
Totalfosfor (µgP/l)	13
Totalkväve (µg N/l)	481
Oorganiskt kväve (µg N/l)	82
Alkalinitet (mekv/l)	0,196

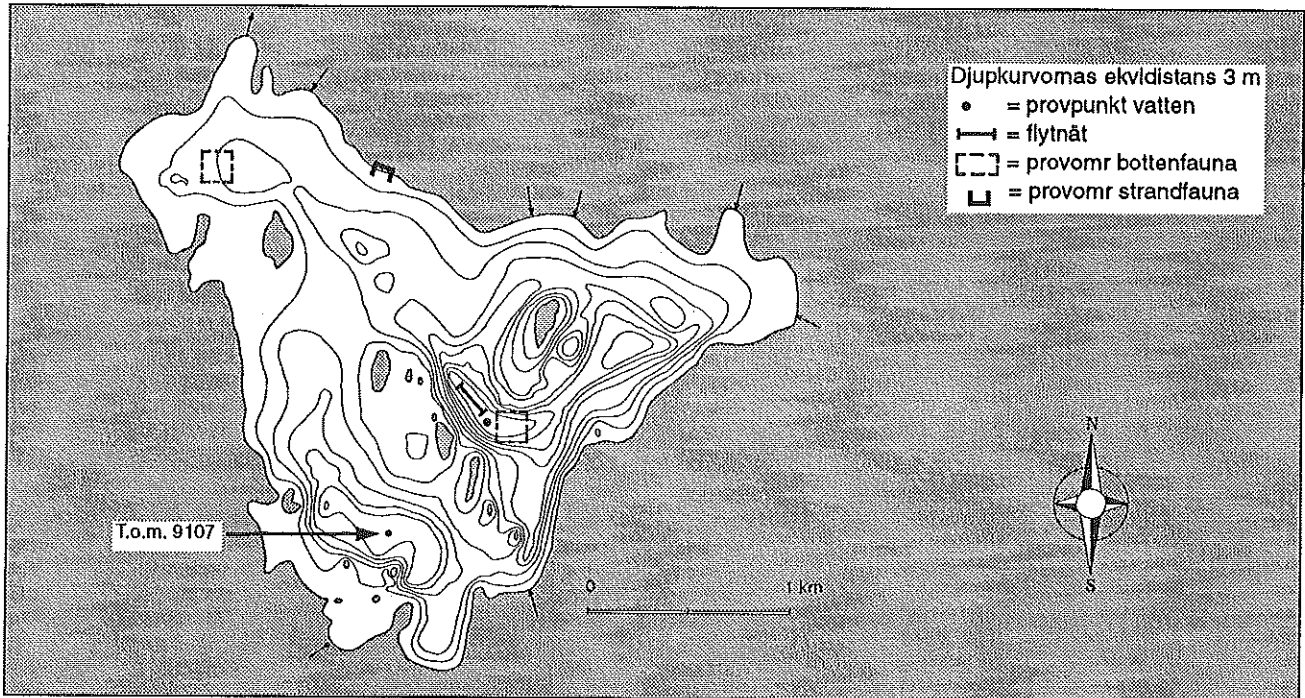
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	Gädda
Mört	
Braxen	



Stengårdshultasjön, Jönköpings län

Sjönummer 638317-138010, h.ö.h. 223,8 m, Flodområde 101, Nissan



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	4,6420
Vattenytans area (km ²)	4,5480
Vattenvolymen (m ³)	29527000
Volym epilimnion (0–11 m) (%)	87
Maximala djupet (m)	26,2
Medeldjupet (m)	6,6
Mediandjupet D50 (m)	5,4
Totala strandlinjelängden (km)	17,860
Strandllikigheten (%)	168
Totala bottenarealen (km ²)	4,5530
Bottenareal i epilimnion (%)	82

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	95,0
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	13,7
Teor vattenomsättningstid (år)	0,7
Vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

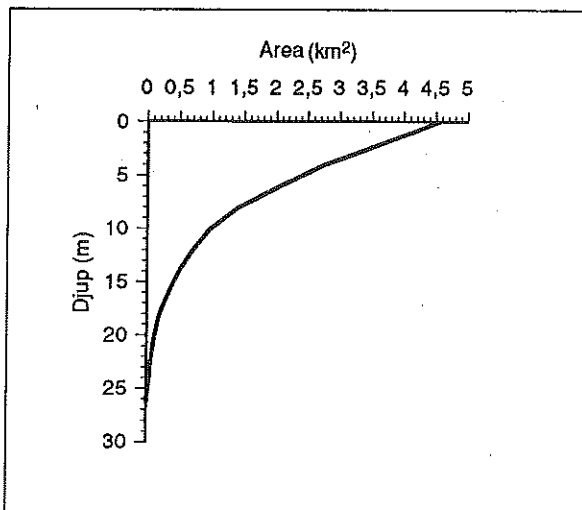
	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	5,0	0	1977 02 23
Minimumdata:	4,7	0	1977 07 26
Min efter kalkn:	5,7	0,01	1982 03 14
Kalkning, grundomr.+tillflöden			1981 03 15, 1984 07 19
Kalkning, hela sjön			1982 10 15, 1987 10 14

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,111
Totalfosfor (µgP/l)	9,0
Totalkväve (µg N/l)	399
Oorganiskt kväve (µg N/l)	107
Alkalinitet (mekv/l)	0,113

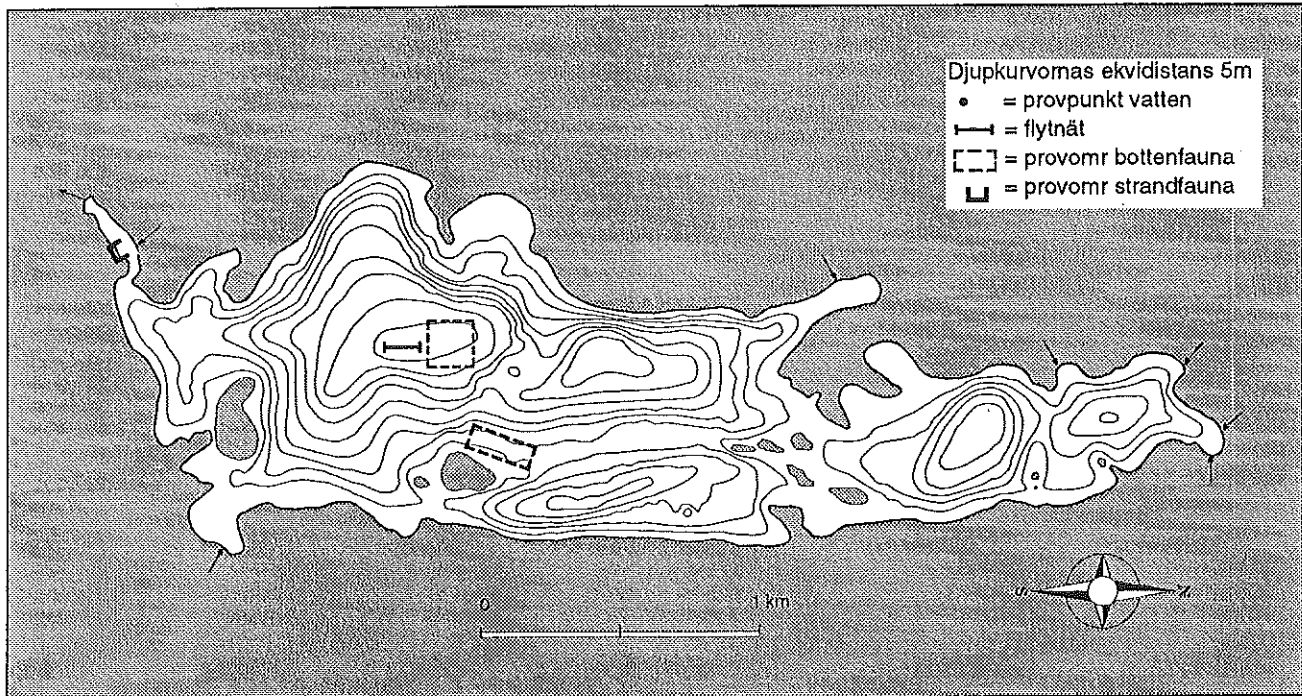
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	Gädda
Mört	Lake
Sik	



Stora Härsjön, Bohus + Älvsborgs län

Sjönummer 640364-129240, h.ö.h. 89 m, Flodområde 108, Göta älv, Mölndalsån



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	2,7700
Vattenytans area (km ²)	2,7010
Vattenvolymen (m ³)	40283000
Volym epilimnion (0-11 m) (%)	54
Maximala djupet (m)	47,0
Medeldjupet (m)	15,2
Mediandjupet D50 (m)	12,1
Totala strandlinjelängden (km)	17,310
Strandflikigheten (%)	219
Totala bottenarealen (km ²)	2,7180
Bottenareal i epilimnion (%)	47

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	25,0
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	16,0
Teor vattenomsättningstid (år)	3,2
Vattenföringen reglerad genom dämning	

Försurnings/kalkningshistoria:

	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Tidiga data:	6,7	0,12	1935 08 08
Första krit data:	4,3	0	1970 11 11
Minimumdata:	4,3	0	1970 11 11
Min efter kalkn:	5,6	0,02	1989 08 09

Kalkning, hela sjön+grund 1977 11 15

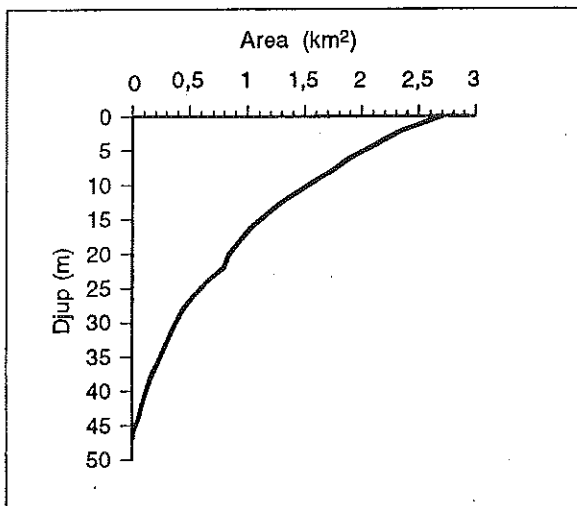
Kalkning, hela sjön 1989 09 15, 1990 11 08

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,033
Totalfosfor (µgP/l)	9,0
Totalkväve (µg N/l)	365
Oorganiskt kväve (µg N/l)	166
Alkalinitet (mekv/l)	0,127

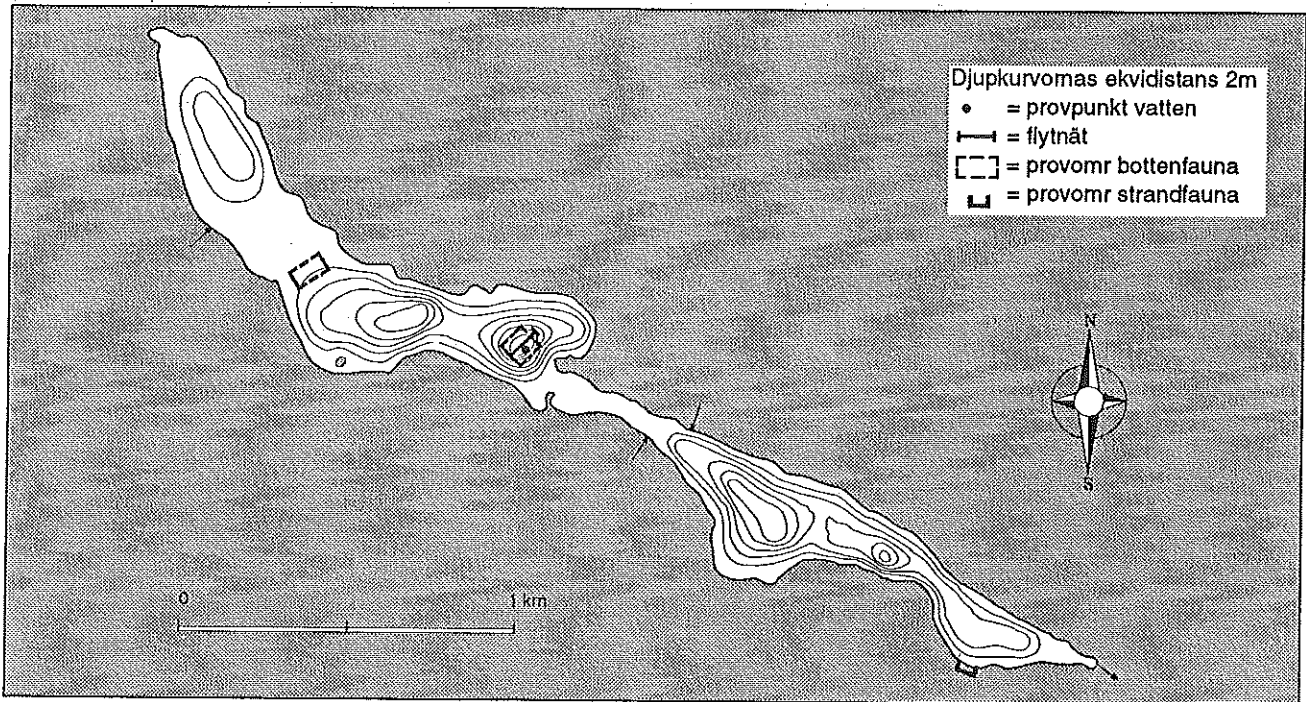
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	Gädda
Mört	
Siklöja	



Långsjön, Örebro län

Sjönummer 652412-143738, h.ö.h. 141,3 m, Flodområde 67, Vättern-Motala ström, Dohnaforsån



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	0,6713
Vattenytans area (km ²)	0,6709
Vattenvolymen (m ³)	2293300
Volym epilimnion (0-8 m) (%)	95
Maximala djupet (m)	15
Medeldjupet (m)	3,4
Mediandjupet D50 (m)	4,0
Totala strandlinjelängden (km)	8,480
Strandflikigheten (%)	273
Totala bottenarealen (km ²)	0,6734
Bottenareal i epilimnion (%)	90

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	7,75
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	9,0
Teor vattenomsättningstid (år)	0,45
Dämd, men vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

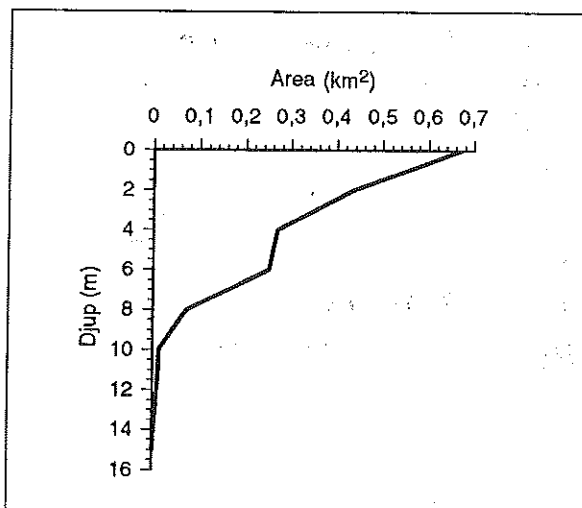
	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	4,9	0	1975 04 05
Minimumdata:	4,6	0	?
Min efter kalkn:	5,6	0,04	1988 03 29
Kalkning, våtmark 1987 08 05			

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,109
Totalfosfor (µgP/l)	11
Totalkväve (µg N/l)	370
Oorganiskt kväve (µg N/l)	35
Alkalinitet (mekv/l)	0,058

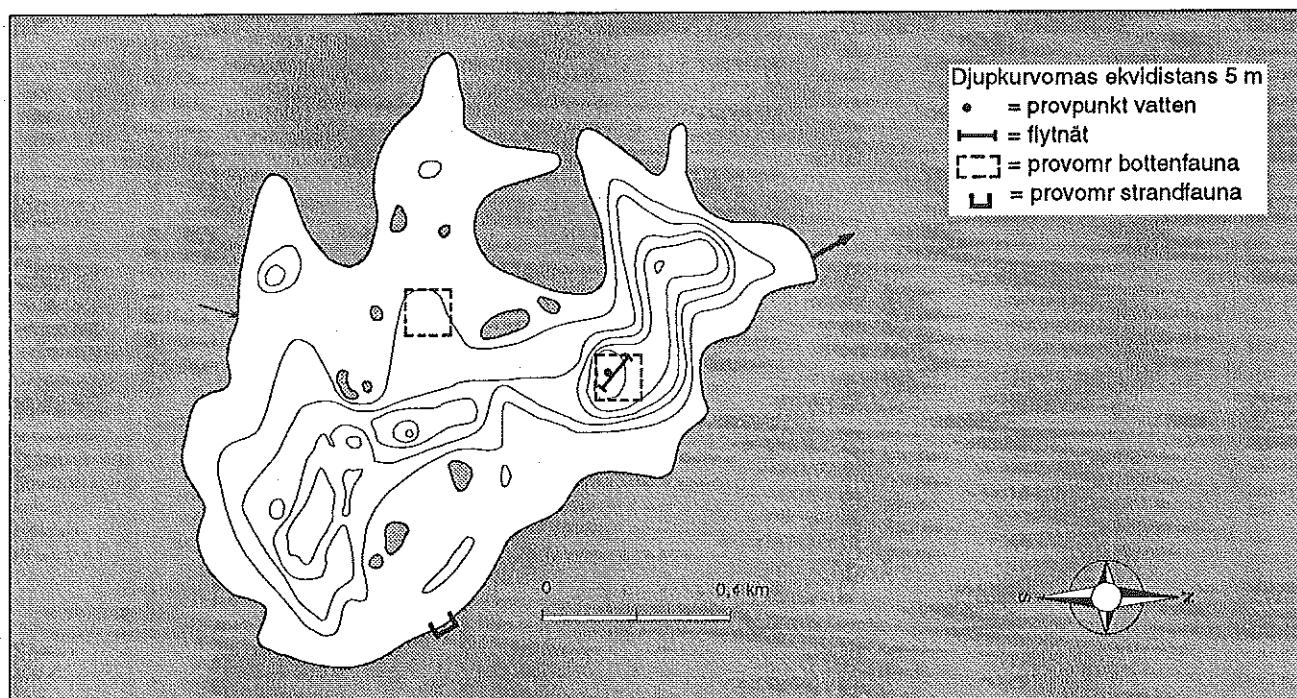
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	Gers
Mört	Sarv
Gädda	



Ejgdesjön, Göteborgs- och Bohus län

Sjönummer 653737-125017, h.ö.h. 143,4 m, Flodområde 111, Strömsån



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	0,9114
Vattenytans area (km ²)	0,8958
Vattenvolymen (m ³)	5144600
Volym epilimnion (0–8 m) (%)	74
Maximala djupet (m)	28,0
Medeldjupet (m)	5,9
Mediandjupet D50 (m)	4,2
Totala strandlinjelängden (km)	7,450
Strandflikigheten (%)	169
Totala bottenarealen (km ²)	0,8994
Bottenareal i epilimnion (%)	73

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	4,7
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	17,0
Teor vattenomsättningstid (år)	2,0
Dämd, men vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	5,0	0	1973 11 14
Minimumdata:	4,3	0	1974 02 19
Min efter kalkn:	5,3	0	1982 08 15

Kalkning, hela sjön, våren 1974

Kalkning, hela sjön +grund 1982 11 30

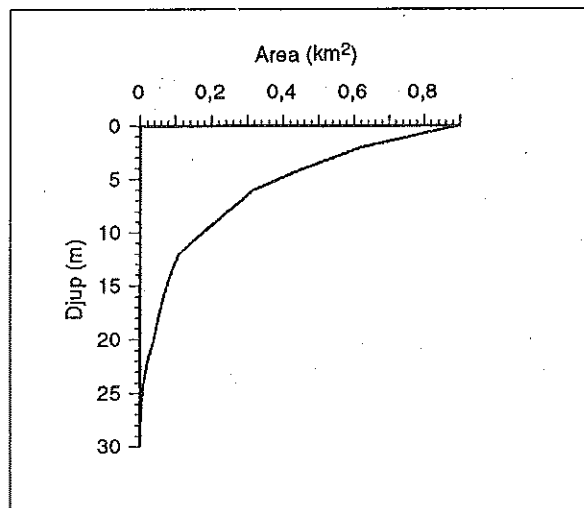
Kalkning, hela sjön 1988 06 07

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,024
Totalfosfor (µgP/l)	8,0
Totalkväve (µg N/l)	404
Oorganiskt kväve (µg N/l)	166
Alkalinitet (mekv/l)	0,148

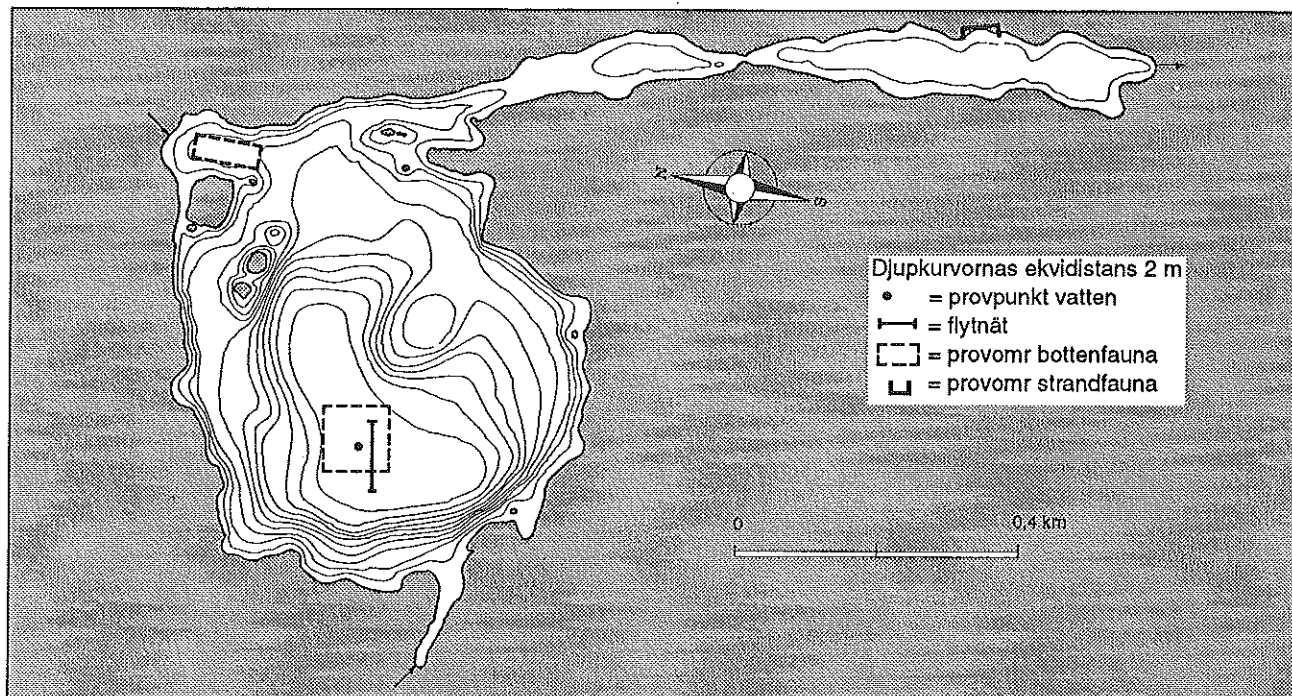
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	
Öring	



Stensjön, Stockholms län

Sjönummer 656419-164404, h.ö.h. 35,1 m, Kustområde 62/63



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	0,3752
Vattenytans area (km ²)	0,3692
Vattenvolymen (m ³)	3222200
Volym epilimnion (0–7 m) (%)	57
Maximala djupet (m)	21,1
Medeldjupet (m)	9,8
Mediandjupet D50 (m)	8,3
Totala strandlinjelängden (km)	5,830
Strandllikigheten (%)	205
Totala bottenarealen (km ²)	0,3719
Bottenareal i epilimnion (%)	37

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	8,9
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	9,0
Teor vattenomsättningstid (år)	1,3
Dämd, men vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Tidiga data:	7,7	0,12	1935 08 08
Första krit data:	5,8	-	1947 12 07
Minimumdata:	4,7	0	1974 03 25
Min efter kalkn:	5,8	0,05	1984 03 22

Kalkning, tillopp 1978 03 14

Kalkning, hela sjön+grund+våtmark 1981 09 30, 1982 09 22

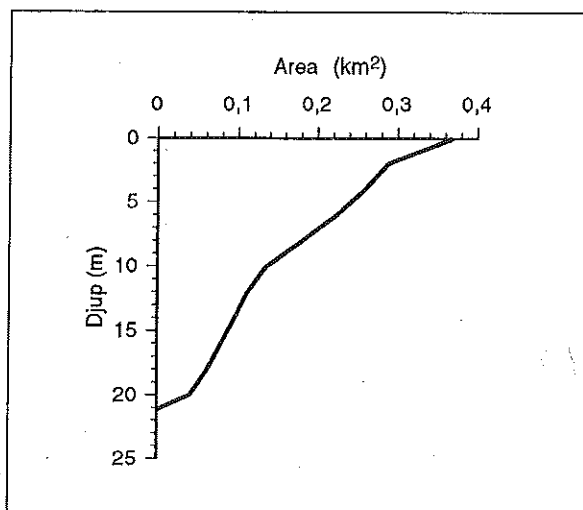
Kalkning, hela sjön 1986 09 09, strand+tillopp 1991 03 13

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,052
Totalfosfor (µgP/l)	10,0
Totalkväve (µg N/l)	361
Oorganiskt kväve (µg N/l)	14
Alkalinitet (mekv/l)	0,173

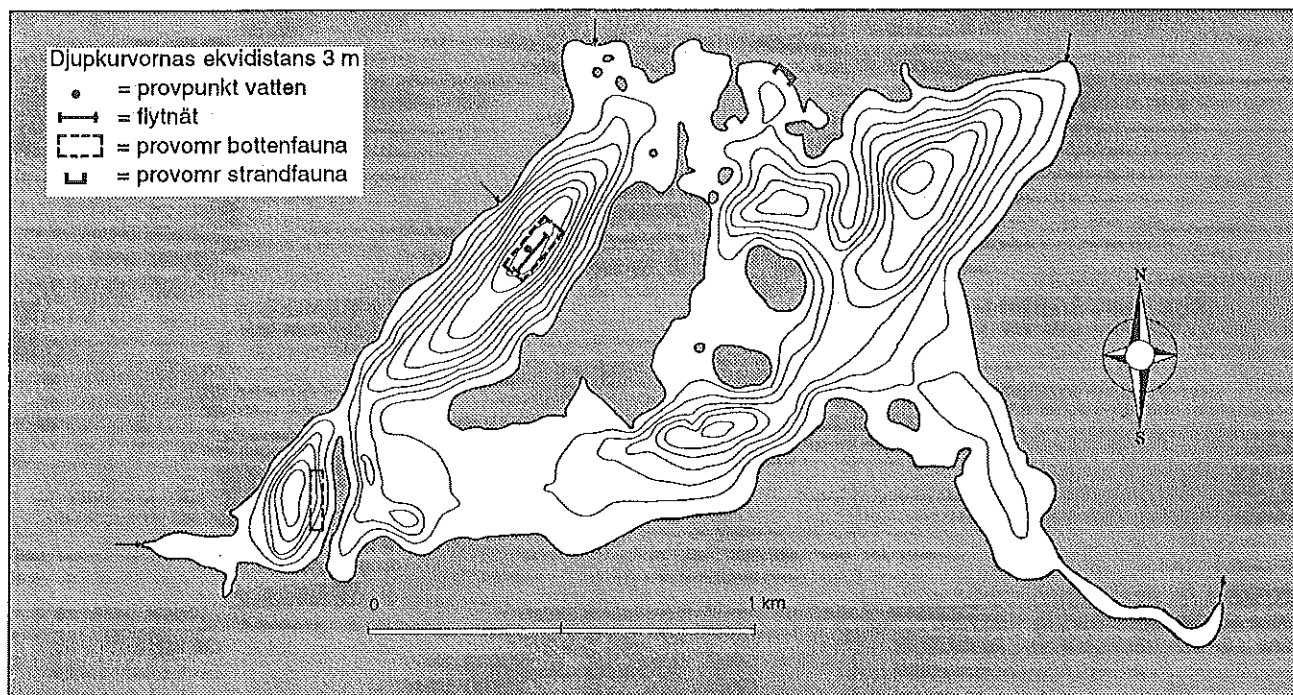
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	Gädda
Mört	Benlöja
Siklöja	Gers



Lien, Västmanlands län

Sjönummer 663216-148449, h.ö.h. 155,9 m, Flodområde 61-122, Arbogaån



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	1,7680
Vattenytans area (km ²)	1,5240
Vattenvolymen (m ³)	9373200
Volym epilimnion (0-8 m) (%)	69
Maximala djupet (m)	28,4
Medeldjupet (m)	6,2
Mediandjupet D50 (m)	3,9
Totala strandlinjelängden (km)	17,100
Strandflikigheten (%)	230
Totala bottenarealen (km ²)	1,5300
Bottenareal i epilimnion (%)	72

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	48,75
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	12,3
Teor vattenomsättningstid (år)	0,50
Dämd, men vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Tidiga data:	5,8		1966 07 25
Första krit data:	5,9	0,03	1978 02
Minimumdata:	5,5	0	1983 03 01
Min efter kalkn:	5,6	0,01	1988 04 11

Kalkning, sjön 1983 08 17

Kalkning, tillflöde 198202, 19830825, 198402 därefter årligen

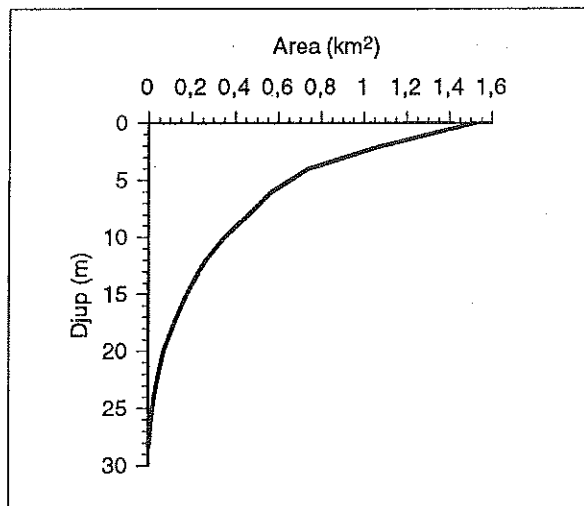
Kalkning, doserare fr o m 1983 10 15 tills vidare

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,063
Totalfosfor (µgP/l)	7,0
Totalkväve (µg N/l)	252
Oorganiskt kväve (µg N/l)	81
Alkalinitet (mekv/l)	0,129

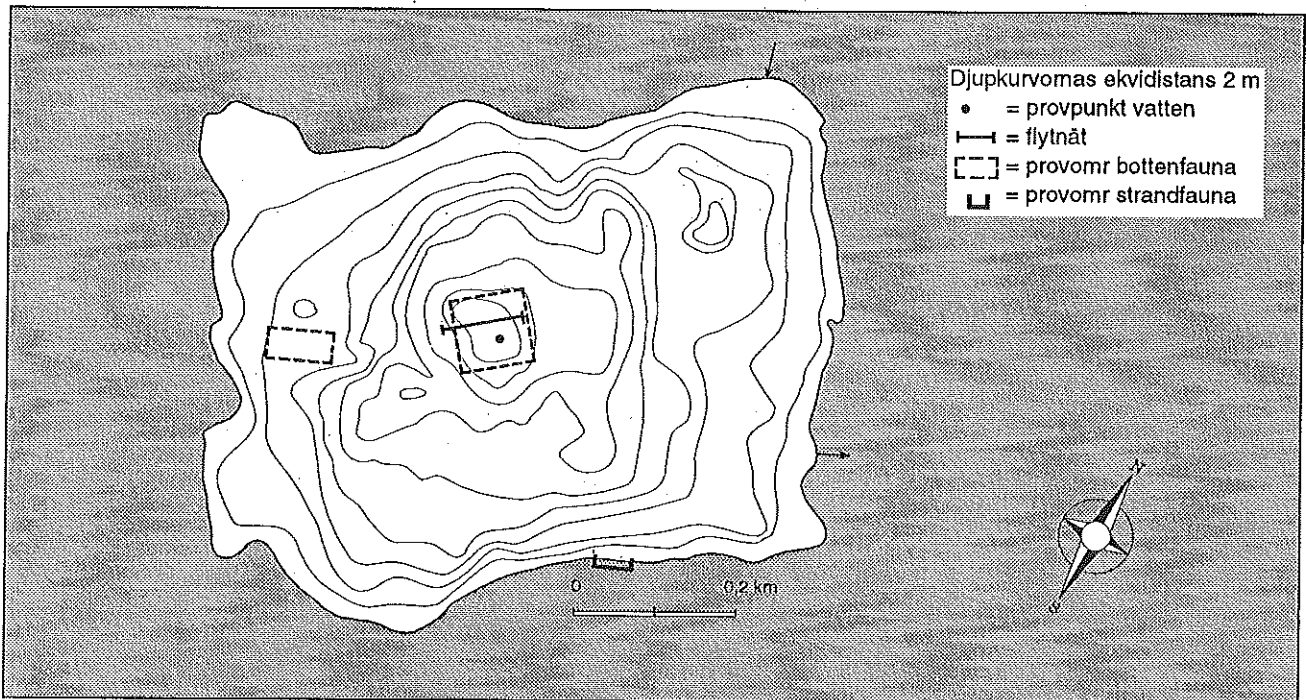
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Mört	Gädda
Gers	Lake
Nors	Gös, Öring (Inplanterade, ovanliga)



Västra Skälsjön, Västmanlands län

Sjönummer 664620-148590, h.ö.h. 233 m, Flodområde 61-123, Hedströmmen



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	0,4183
Vattenytans area (km ²)	0,4183
Vattenvolymen (m ³)	2793300
Volym epilimnion (0–9 m) (%)	85
Maximala djupet (m)	19,2
Medeldjupet (m)	6,8
Mediandjupet D50 (m)	6,0
Totala strandlinjelängden (km)	2,840
Strandflikigheten (%)	118
Totala bottenarealen (km ²)	0,4193
Bottenareal i epilimnion (%)	70

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	1,50
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	12
Teor vattenomsättningstid (år)	4,9
Vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Tidiga data:	6,3	X	1943 07 01
Första krit data:	5,5	0	1965 05 21
Minimumdata:	4,5	0	1967 05 01
Min efter kalkn:	5,2	0,01	1981 05 01

Kalkning, tillflöden 1977 11 02

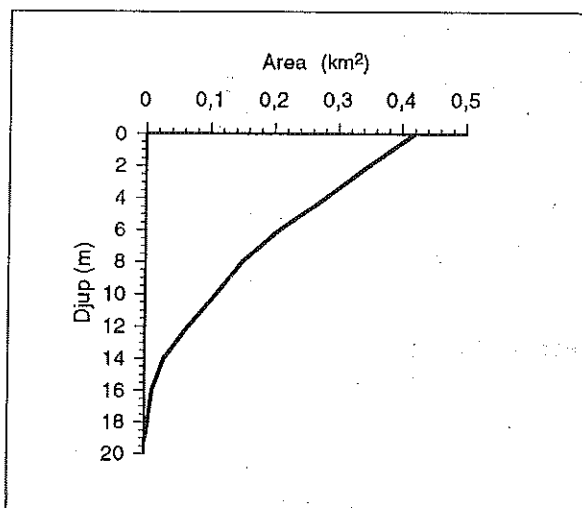
Kalkning, grundbotten 1981 03 15, hela sjön 1986 06 05

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,011
Totalfosfor (µgP/l)	8,0
Totalkväve (µg N/l)	179
Oorganiskt kväve (µg N/l)	17
Alkalinitet (mekv/l)	0,180

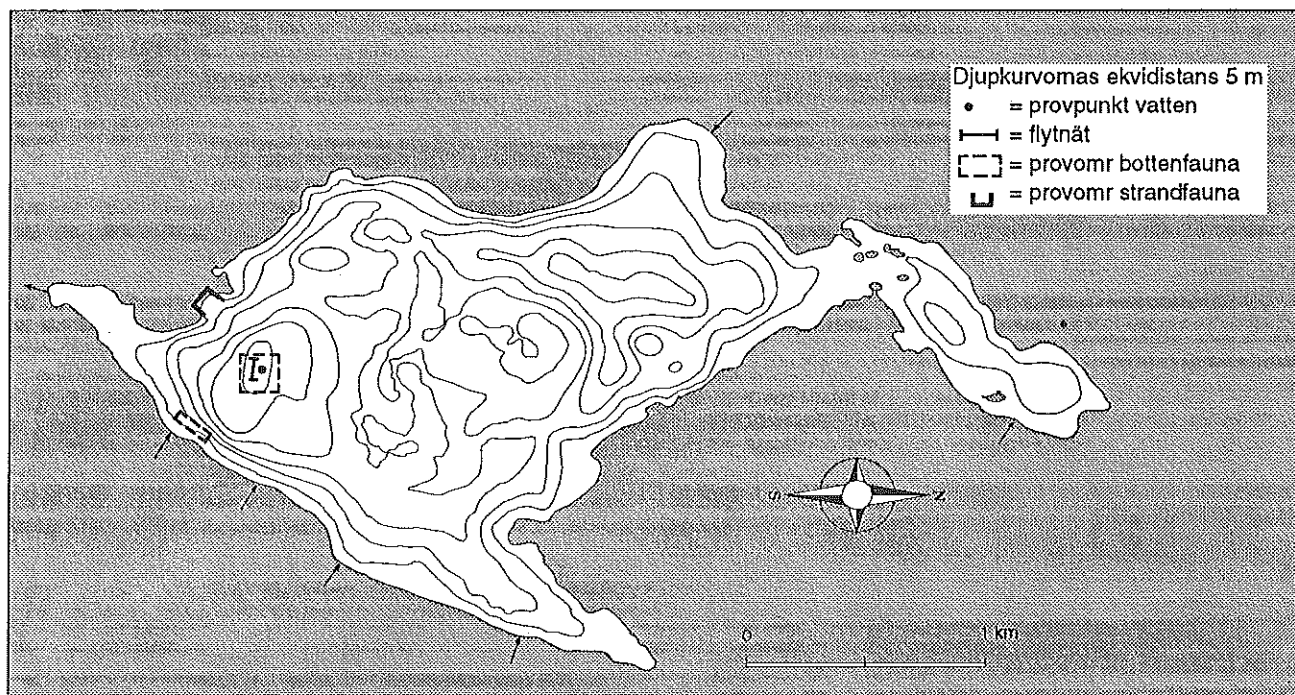
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	Elritsa (endast enstaka)
Röding	



Upprämmen, Kopparbergs län

Sjönummer 669253-139468, h.ö.h. ca 445 m, Flodområde 108 Göta älv, Gullspångsälven (138)



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	3,9910
Vattenytans area (km ²)	3,9850
Vattenvolymen (m ³)	44893000
Volym epilimnion (0–10 m) (%)	68
Maximala djupet (m)	31,0
Medeldjupet (m)	11,4
Mediandjupet D50 (m)	11,0
Totala strandlinjelängden (km)	15,630
Strandflikigheten (%)	198
Totala bottenarealen (km ²)	3,9918
Bottenareal i epilimnion (%)	46

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	14,5
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	12,4
Teor vattenomsättningstid (år)	7,9
Vattenföringen reglerad genom dämning	

Försurnings/kalkningshistoria:

	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	4,9	0	1973 11 11
Minimumdata:	4,6	0	1977 05 04
Min efter kalkn:	5,5	0	1980 04 11
Kalkning, hela sjön 1975 (låg dos)			
Kalkning, grundomr 1979 10 15, 1980 03 15			
Kalkning, hela sjön 1983 08 15, 1990 09 15			

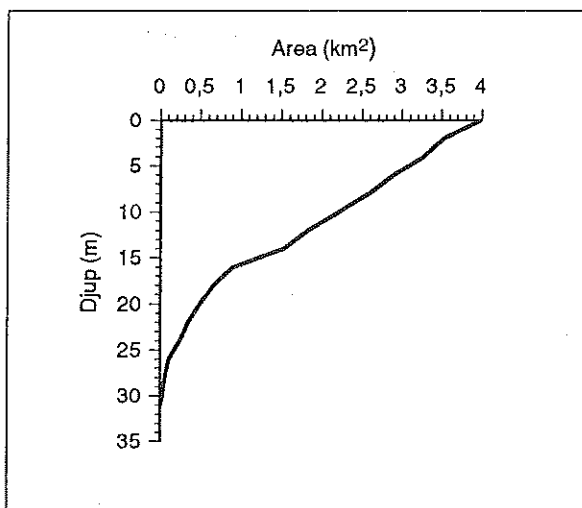
Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,059
Totalfosfor (µgP/l)	7,0
Totalkväve (µg N/l)	371
Oorganiskt kväve (µg N/l)	255
Alkalinitet (mekv/l)	0,075

Fiskbestånd (1990):

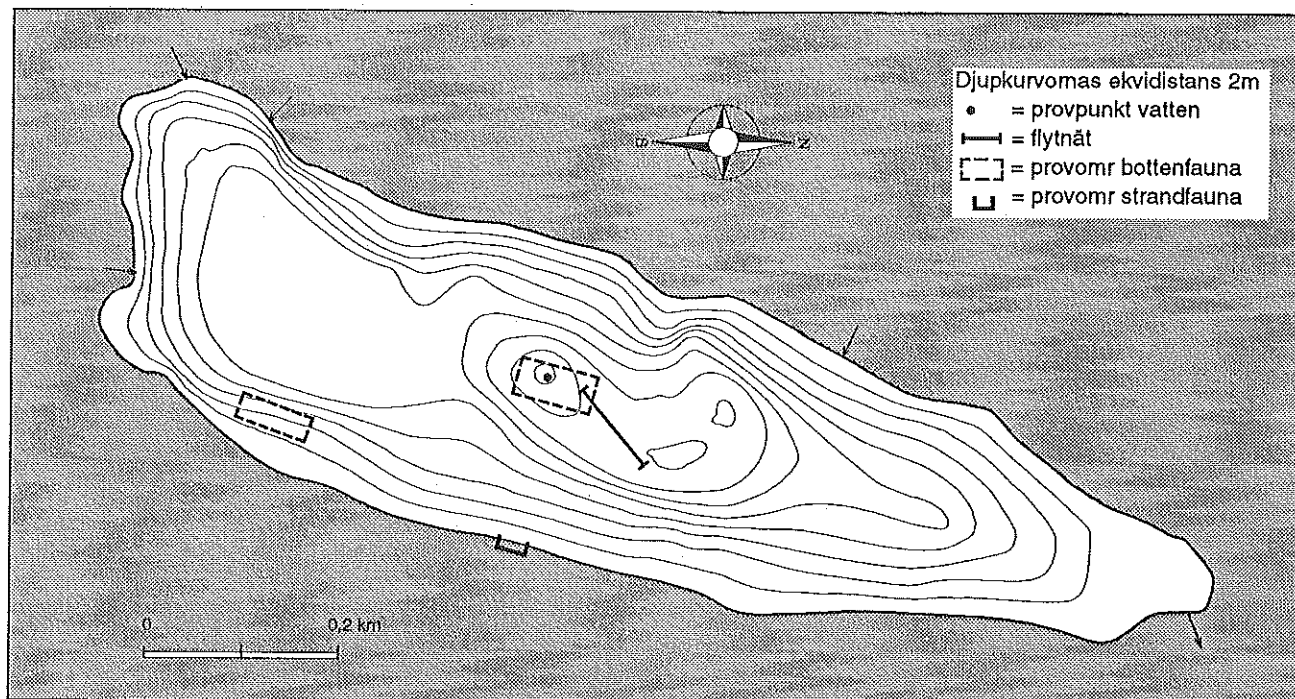
Vanliga arter:

Abborre
Öring
Röding



Tryssjön, Kopparbergs län

Sjönummer 670275-146052, h.ö.h. 344 m, Flodområde 53, Dalälven



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	0,2983
Vattenytans area (km ²)	0,2983
Vattenvolymen (m ³)	2144100
Volym epilimnion (0-7 m) (%)	71
Maximala djupet (m)	19,0
Medeldjupet (m)	7,3
Mediandjupet D50 (m)	7,5
Totala strandlinjelängden (km)	2,880
Strandflikigheten (%)	142
Totala bottenarealen (km ²)	0,3003
Bottenareal i epilimnion (%)	48

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	12,87
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	10,9
Teor vattenomsättningstid (år)	0,49
Dämd, men vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	4,4	0	1977 10 13
Minimumdata:	4,2	0	1978 02 16
Min efter kalkn:	5,8	0,02	1987 04 05
Kalkning, kalkbrunn i tillflöde 1981 07 01, 1985 08 15, 1986 08 15, 1987 10 23, 1989 08 15, 1990 08 30			
Kalkning, våtmark 1986 08 08, 1989 10 04			

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

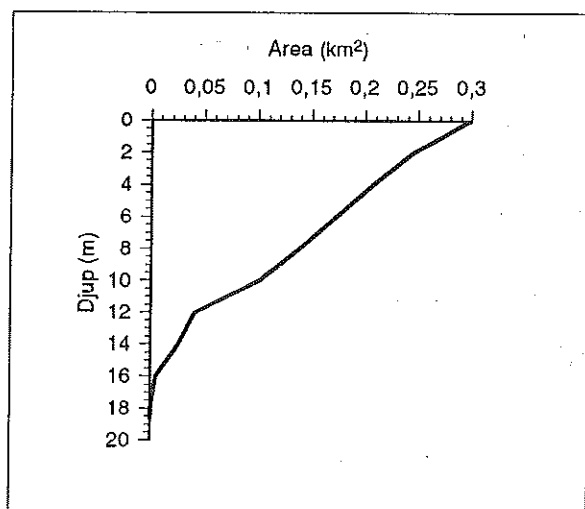
Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,202
Totalfosfor (µgP/l)	11
Totalkväve (µg N/l)	274
Oorganiskt kväve (µg N/l)	25
Alkalinitet (mekv/l)	0,068

Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:

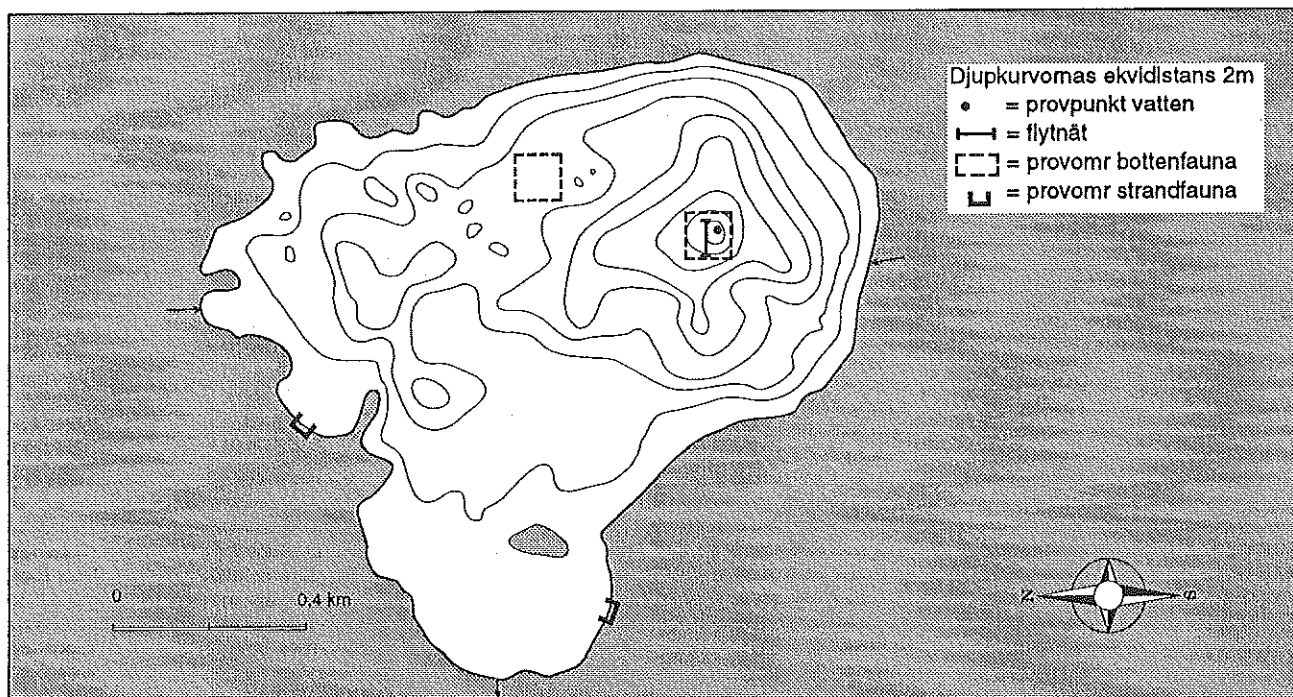
Öring

Elritsa



Bösjön, Kopparbergs län

Sjönummer 680235-141799, h.ö.h. 582 m, Flodområde 53, Dalälven



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	1,107
Vattenytans area (km ²)	1,100
Vattenvolymen (m ³)	4475100
Volym epilimnion (0–10 m) (%)	97
Maximala djupet (m)	16,7
Medeldjupet (m)	4,1
Mediandjupet D50 (m)	3,3
Totala strandlinjelängden (km)	5,630
Strandflikigheten (%)	128
Totala bottenarealen (km ²)	1,101
Bottenareal i epilimnion (%)	94

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	9,7
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	12,4
Teor vattenomsättningstid (år)	1,2
Dämd, men vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

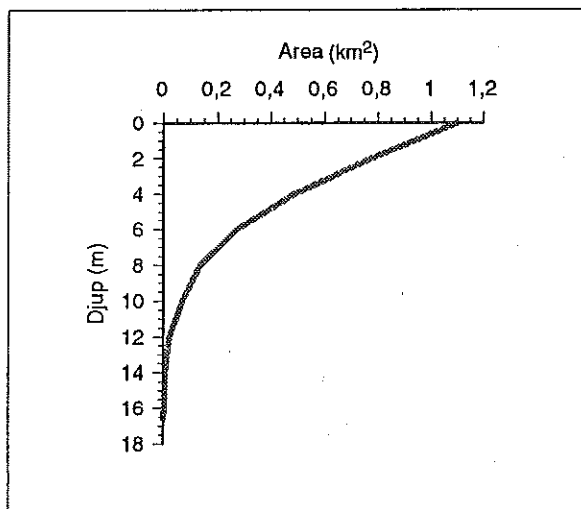
	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	5,7	0,02	1978 07 24
Minimumdata:	5,8	0,01	1982 10 29
Min efter kalkn:	5,8	0,02	1987 04 05
Kalkning, hela sjön 1983 08 24, 1984 07 19			
Kalkning, hela sjön + våtmark 1987 10 27, 1989 08 30			

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,087
Totalfosfor (µgP/l)	8,0
Totalkväve (µg N/l)	224
Oorganiskt kväve (µg N/l)	23
Alkalinitet (mekv/l)	0,155

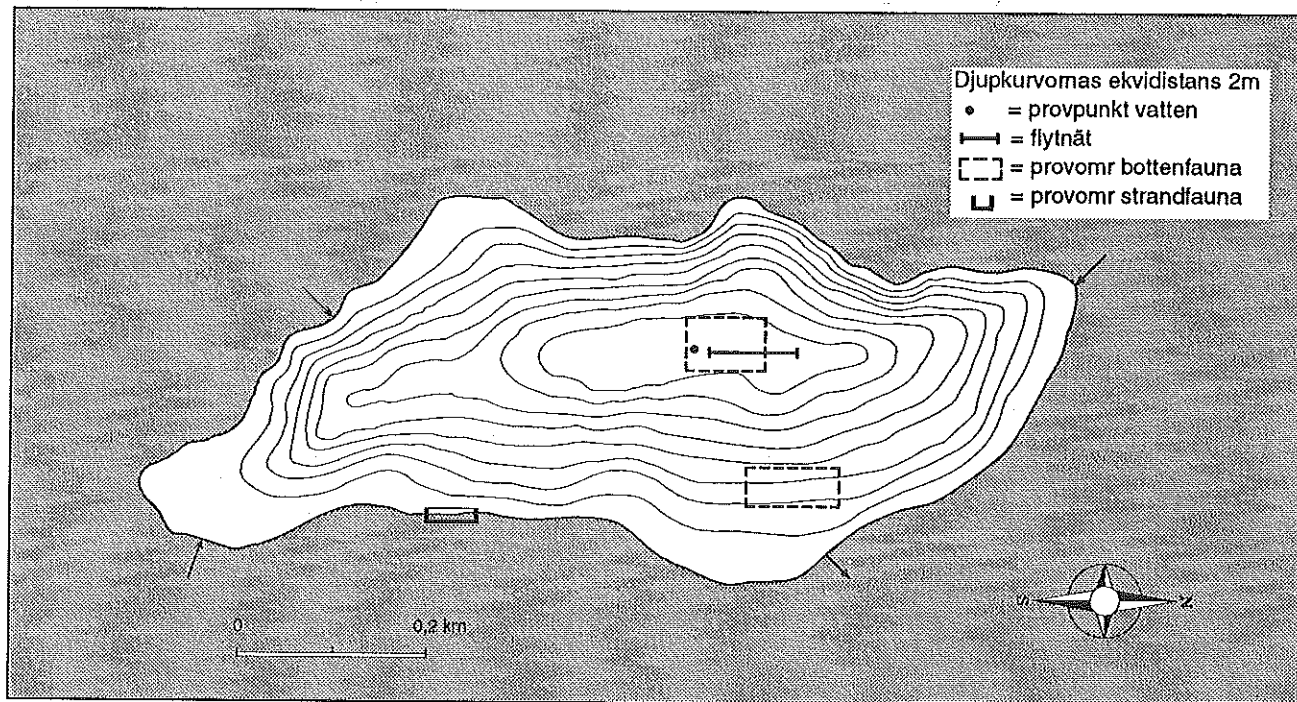
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Öring	Stensimpa (fångas ej varje år)
Röding	
Elritsa	



Källsjön, Gävleborgs län

Sjönummer 683582-154935, h.ö.h. 232 m, Flodområde 46, Nianån



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	0,2507
Vattenytans area (km ²)	0,2507
Vattenvolymen (m ³)	1835800
Volym epilimnion (0–6 m) (%)	60
Maximala djupet (m)	17,2
Medeldjupet (m)	7,4
Mediandjupet D50 (m)	6,9
Totala strandlinjelängden (km)	2,420
Strandflikigheten (%)	131
Totala bottenarealen (km ²)	0,2520
Bottenareal i epilimnion (%)	46

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	18,25
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	8,2
Teor vattenomsättningstid (år)	0,4
Dämd, men vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

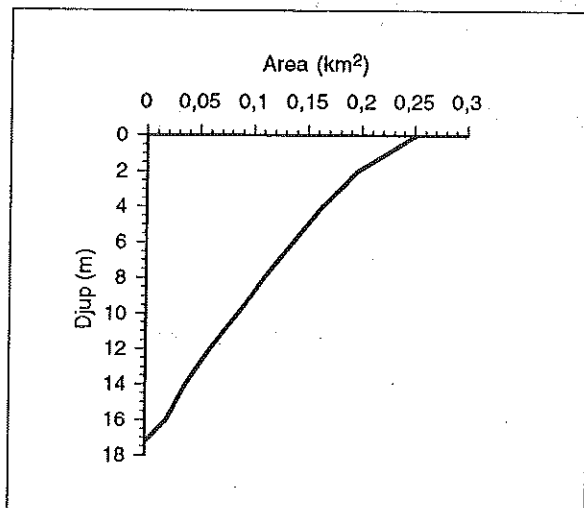
	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	5,5	-	1976 04 18
Minimumdata:	4,8	0	1981 07 07
Min efter kalkn:	5,3	0,01	1986 08 24
Kalkning, mark+våtmark 1984 09 18			
Kalkning, våtmark 1986 10 24, våtmark+mark 1988 10 24			
Kalkning, våtmark 1990 11 19			

Vattenkvalitet (maj–okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,304
Totalfosfor (µgP/l)	16
Totalkväve (µg N/l)	468
Oorganiskt kväve (µg N/l)	40
Alkalinitet (mekv/l)	0,154

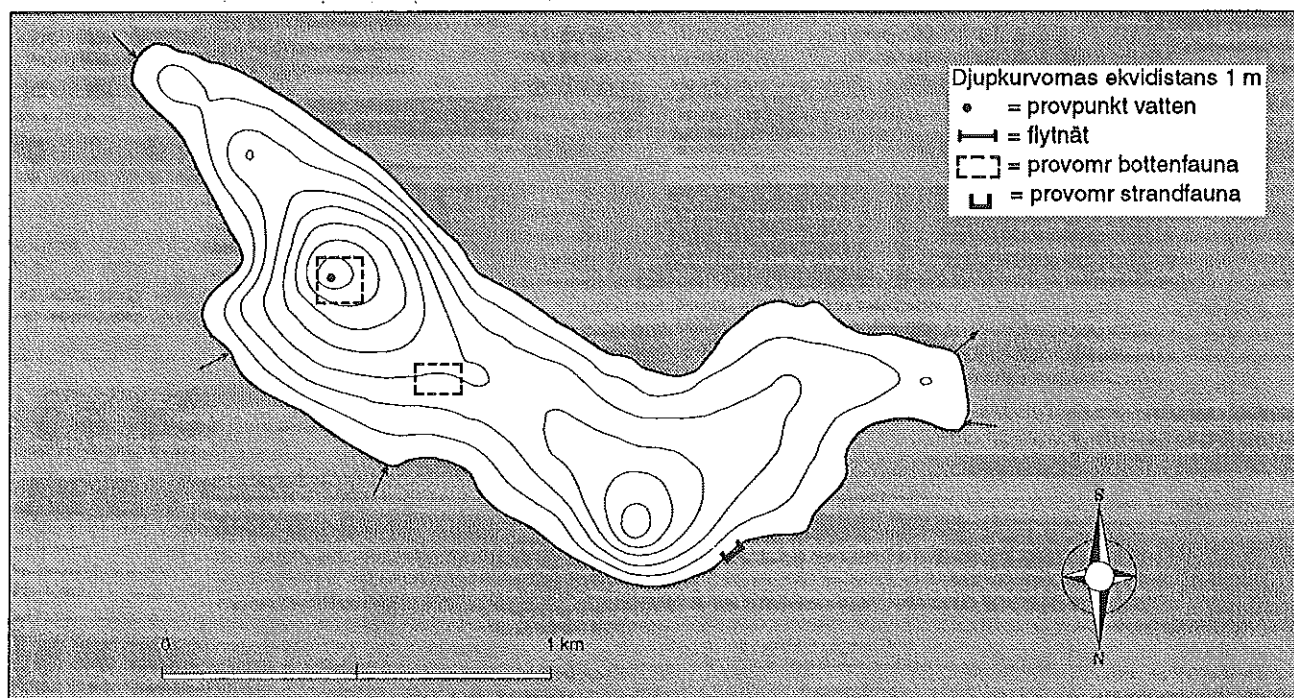
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Abborre	Gädda
Nors	



Rödingträsket, Västerbottens län

Sjönummer 711924-163150, h.ö.h. 350,5 m, Flodområde 32, Lögdeälven



Storlek och form:

Totala arean (km ²)	1,1140
Vattenytans area (km ²)	1,1140
Vattenvolymen (m ³)	2332800
Volym epilimnion (0-8 m) (%)	100
Maximala djupet (m)	8,0
Medeldjupet (m)	2,0
Mediandjupet D50 (m)	1,7
Totala strandlinjelängden (km)	6,000
Strandflikigheten (%)	158
Totala bottenarealen (km ²)	1,1140
Bottenareal i epilimnion (%)	100

Hydrografi:

Tillrinningsområdets areal (km ²)	39,0
Arealpecifik avrinning (l/km ² , s)	11,5
Teor vattenomsättningstid (år)	0,16
Vattenföringen ej reglerad	

Försurnings/kalkningshistoria:

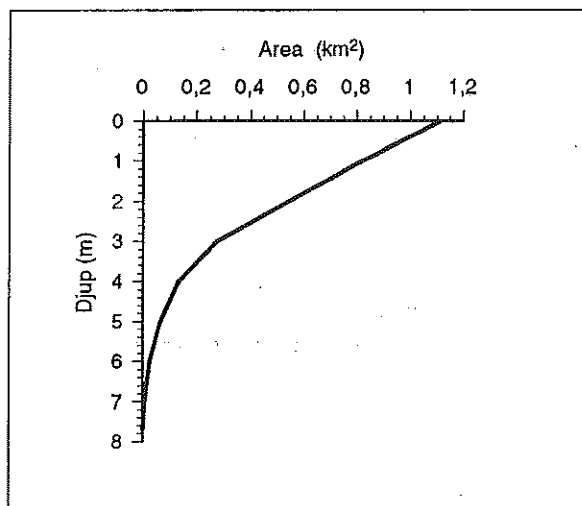
	pH	Alk (mekv/l)	Datum
Första krit data:	5,7	0,07	1984 03 23
Minimumdata:	5,7	0,07	1984 03 23
Min efter kalkn:	5,6	0,01	1987 08 11
Kalkning, hela sjön			1984 04 15
Kalkning, våtmark			1988 03 24
Kalkning, hela sjön			1988 04 05

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

Vattenfärg (absorbans filtr 420nm)	0,033
Totalfosfor (µgP/l)	9,2
Totalkväve (µg N/l)	364
Oorganiskt kväve (µg N/l)	163
Alkalinitet (mekv/l)	0,127

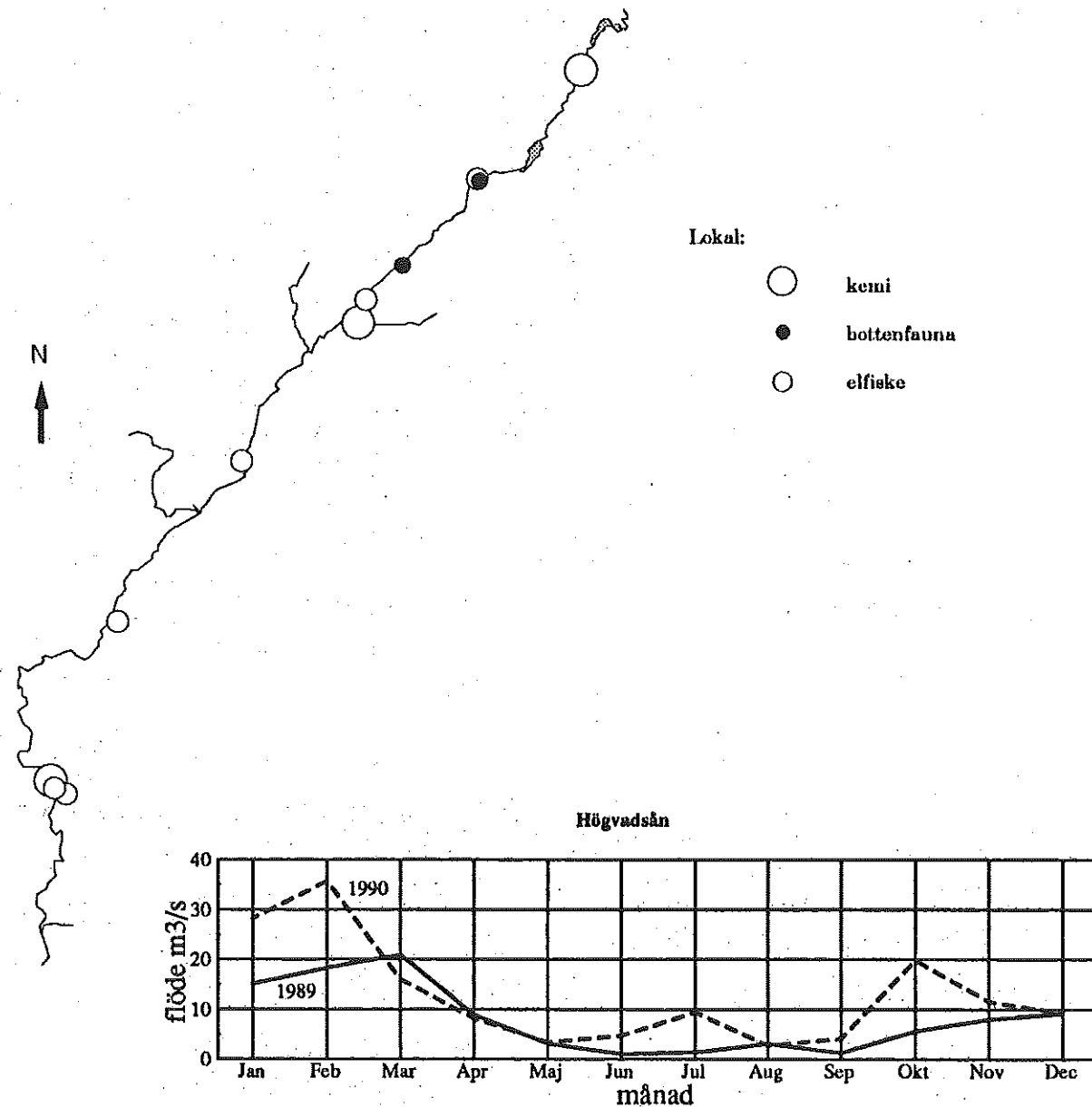
Fiskbestånd (1990):

Vanliga arter:	Mindre vanliga:
Öring	Småspigg (Inplanterad)



Högvadsån, Hallands län

Koordinater (station längst nedstr.): 633124-130895, h.ö.h. 35 m, Flodområde 103, Ätran



Hydrografi:

Avr omr (km ²):	476
Sjö %:	6
Längd (km):	50
Avrinning (l/s, km ²):	17.8
Högsta högvattenföring (m ³ /s):	120
Medelvattenföring:	8.5
Lägsta lågvattenföring:	0.6

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

lägsta pH	6.3
medel-pH	6.7
alkalinitet (mekv/l)	0.18
vattenfärg (mg Pt/l)	65
TOC (mg/l)	7.6

Förurnings/kalkningshistoria:

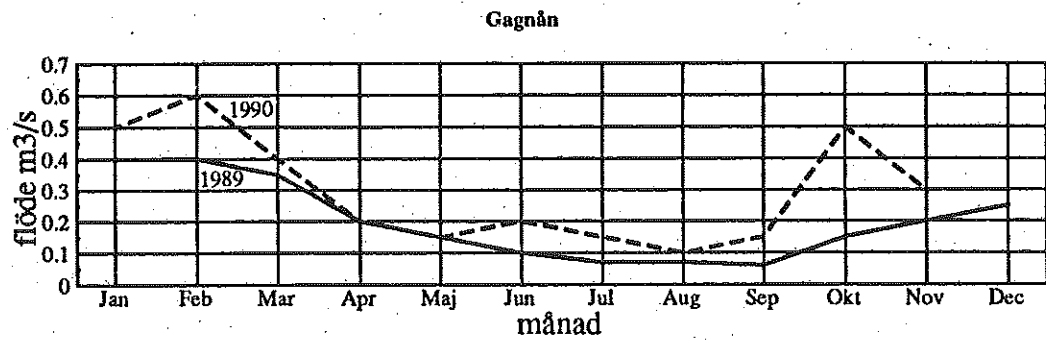
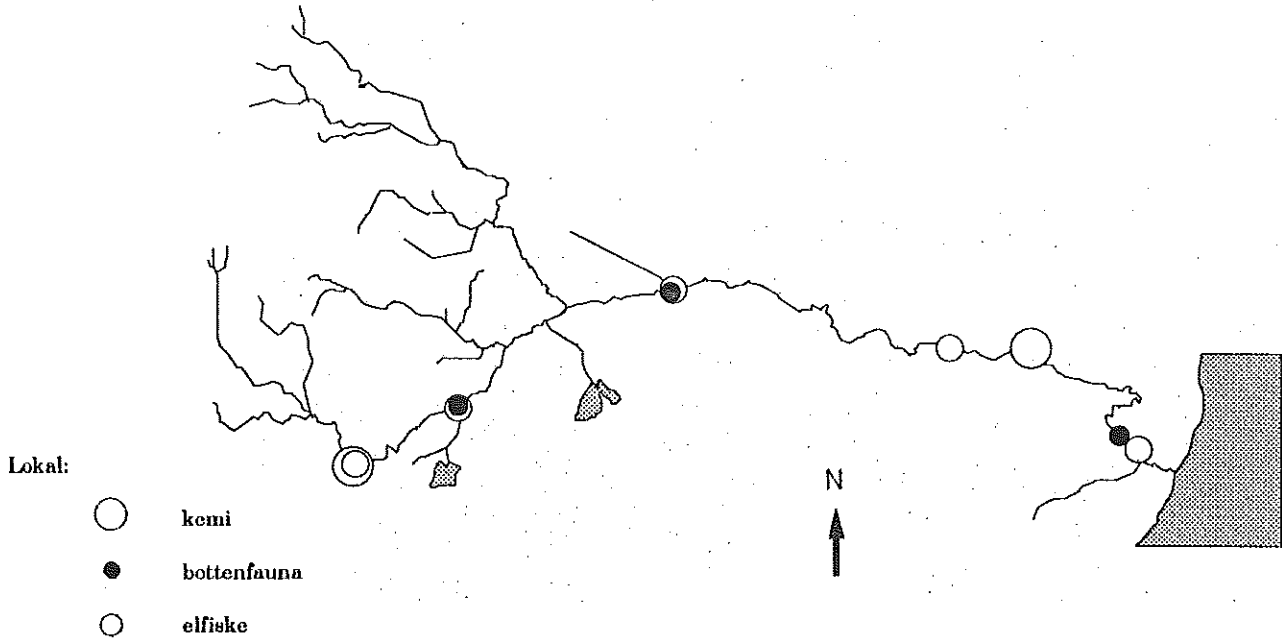
Minimumdata	pH	Datum
	4.5	1978?
Kalkningar	doserare, kalkning av källsjöar sedan 1978, kalkn. från bulkbil	

Fiskbestånd:

Vanliga arter:	Övriga påträffade arter:
lax	
öring	
elritsa	

Gagnån, Skaraborgs län

Koordinater (station längst nedstr.): 643205-140046, h.ö.h. 101 m, Flodområde 067, Vättern-Motala ström



Hydrografi:

Avr omr (km ²):	29.0
Sjö %:	0.2
Längd (km):	13
Avrinning (l/s, km ²):	10
Högsta högvattenföring (m ³ /s):	8.0
Medelvattenföring:	0.3
Lägsta lågvattenföring:	0.00

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

lägsta pH	5.7
medel-pH	6.2
alkalinitet (mekv/l)	0.10
vattenfärg (mg Pt/l)	173
TOC (mg/l)	18.5

Förovnings/kalkningshistoria:

	pH	Datum	
Minimumdata	4.4	?	
Kalkningar	Stenamossen	8509	våtmark
	"	8910	våtmark
	Fisklösen	8703	sjö

Fiskbestånd:

Vanliga arter:	Övriga påträffade arter:
öring	flodnejonöga
	amerikansk bäckröding

Skuggälven, Göteborgs och Bohus län

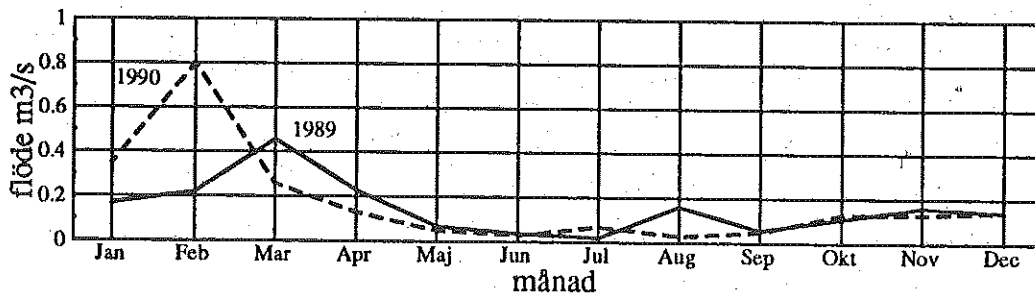
Koordinater (station längst nedstr.): 654177-124602, h.ö.h. 71 m, Flodområde 111, Strömsån



Lokal:

- kemi
- bottenfauna
- elfiske

Skuggälven



Hydrografi:

Avr omr (km ²):	11.8 (utfl. Nord-Vammsjön)
Sjö %:	16
Längd (km):	13 (Skuggälven-Strömsån)
Avrinning (l/s, km ²):	
Högsta högvattenföring (m ³ /s):	1.0
Medelvattenföring:	0.2
Lägsta lågvattenföring:	0.005

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

lägsta pH	6.4
medel-pH	6.5
alkalinitet (mekv/l)	0.10
vattenfärg (mg Pt/l)	28
TOC (mg/l)	

Förurnings/kalkningshistoria:

	pH	Datum	
Minimumdata	4.6	?	
Kalkningar	Blötevattnen,	7403-06, 8211,	sjö
	Ejgdesjön och	8806	
	Vammsjöarna	7403-06, 8806	våtmark
	Blötevattnen	8806	bäck

Fiskbestånd:

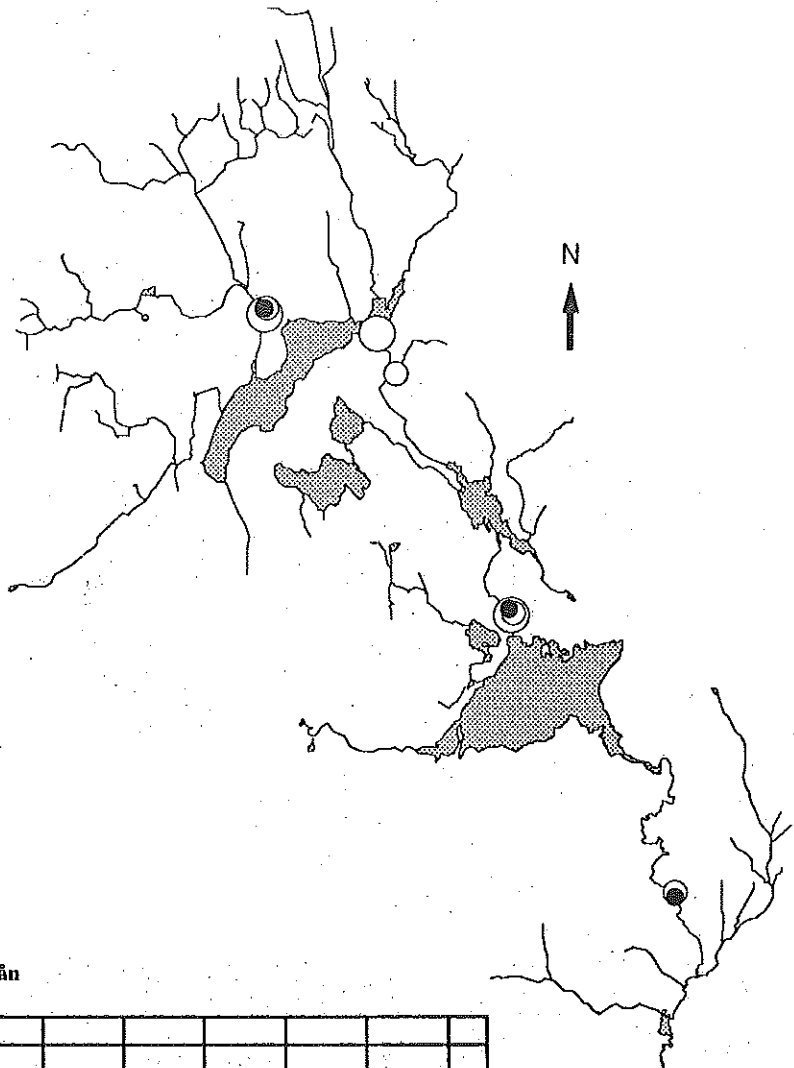
Vanliga arter:	Övriga påträffade arter:
öring	abborre
	mört
	ål
	(tidigare chritsa)

Haraldsjöån, Västmanlands län

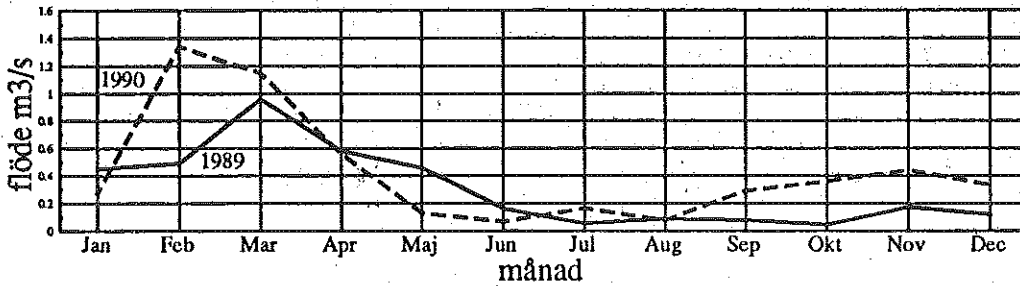
Koordinater (station längst nedstr.): 663055-148510, h.ö.h. 132 m, Flodområde 061, Norrström, Arbogaån

Lokal:

- kemi
- bottenfauna
- elfiske



Haraldsjöån



Hydrografi:

Avr omr (km ²):	34.5 (utfl. Skildammen)
Sjö %:	6.7?
Längd (km):	15?
Avrinning (l/s, km ²):	9
Högsta högvattenföring (m ³ /s):	2.0
Medelvattenföring:	0.4
Lägsta lågvattenföring:	0.05

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

lägsta pH	4.4
medel-pH	6.0
alkalinitet (mekv/l)	0.40
vattenfärg (mg Pt/l)	94
TOC (mg/l)	10.5

Förrunnings/kalkningshistoria:

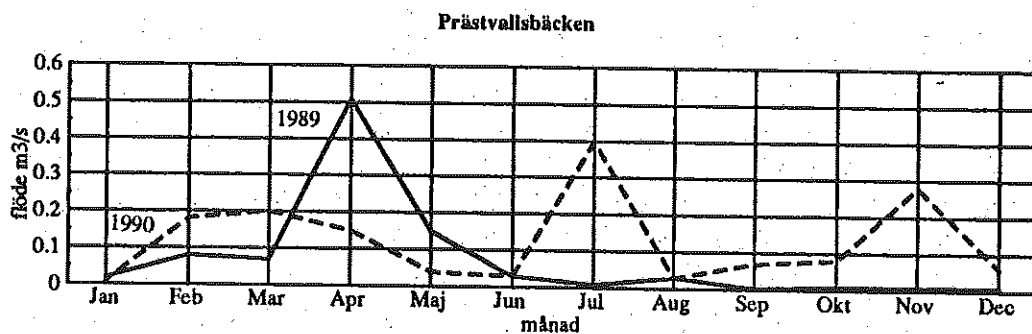
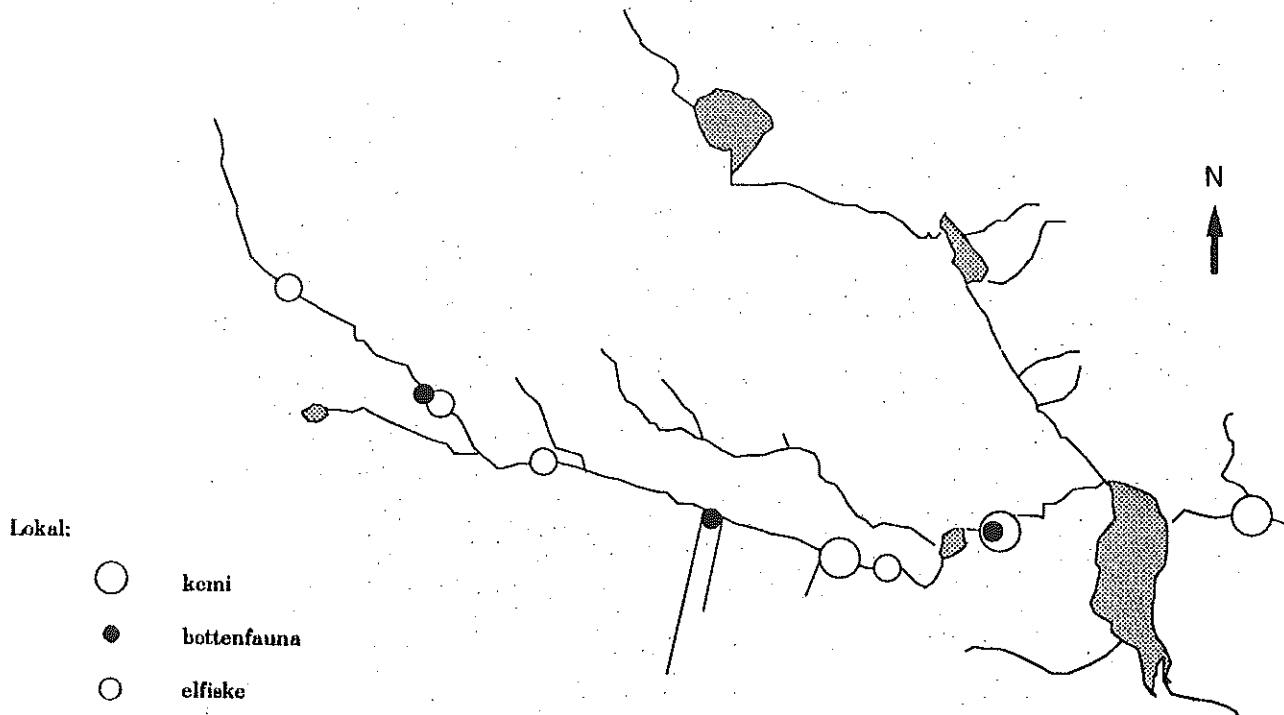
	pH	Datum	
Minimumdata	5.5 (Lien)		
Kalkningar		1983, 1988	sjö
		1987	bäckravin

Fiskbestånd:

Vanliga arter:	Övriga påträffade arter:
öring	bäcknejonöga
	elritsa

Prästvallsbäcken, Gävleborgs län

Koordinater (station längst nedstr.): 683585-154980, h.ö.h. 223 m, Flodområde 046, Nianån



Hydrografi:

Avr omr (km ²):	8.5
Sjö %:	?
Längd (km):	?
Avrinning (l/s, km ²):	
Högsta högvattenföring (m ³ /s):	2.0
Medelvattenföring:	0.14
Lägsta lågvattenföring:	0.005

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

lägsta pH	6.3
medel-pH	6.8
alkalinitet (mekv/l)	0.35
vattenfärg (mg Pt/l)	137
TOC (mg/l)	

Förovnings/kalkningshistoria:

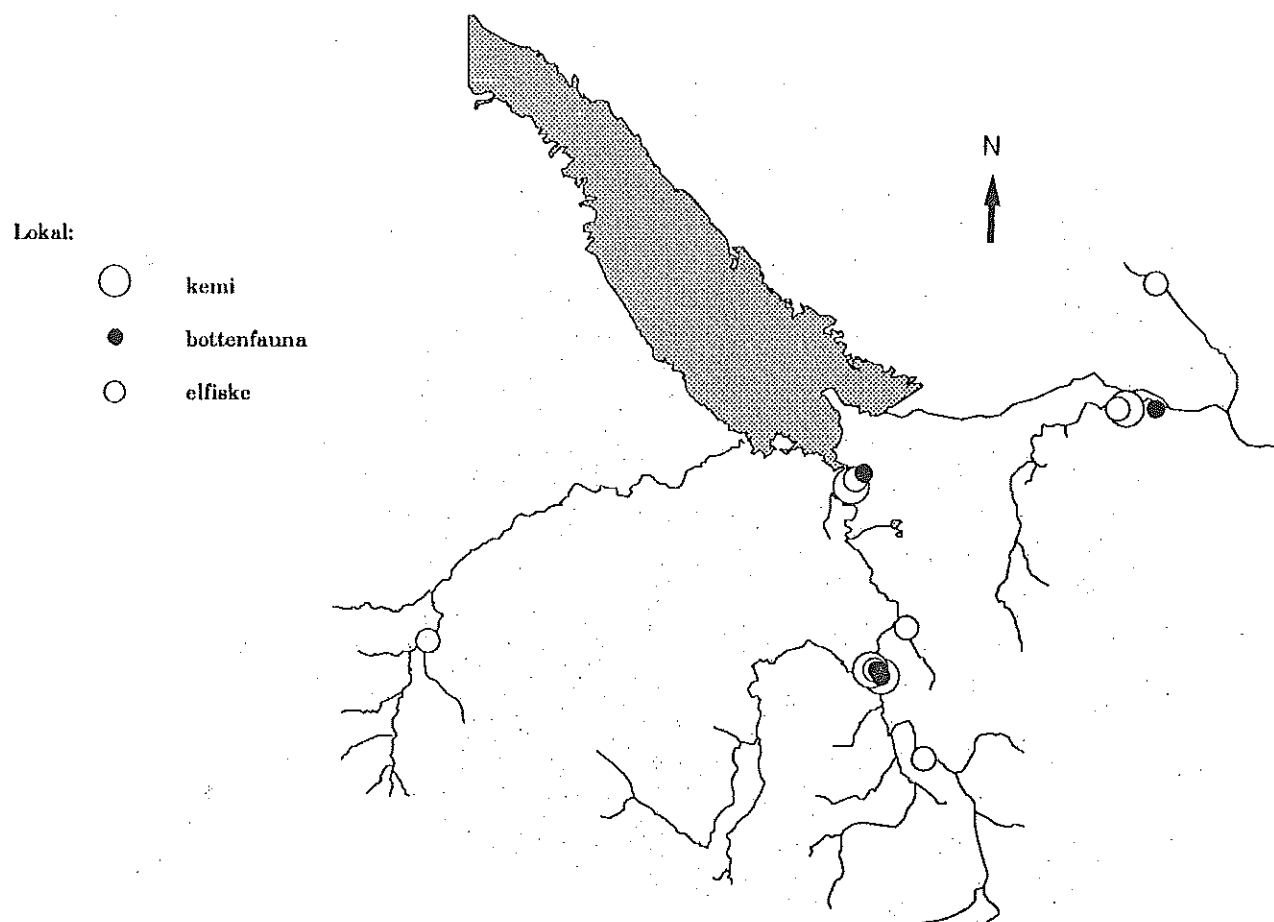
	pH	Datum
Minimumdata	4.4	810412 (station 4141)
Kalkningar	?	

Fiskbestånd:

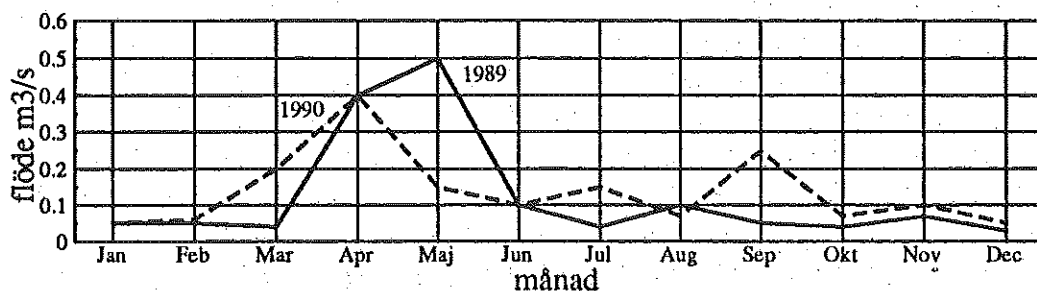
Vanliga arter:	Övriga påträffade arter:
öring	
stensimpa	
(lokal 5)	

Lofsdalen, Jämtlands län

Koordinater (station längst nedstr.): 688280-138290, h.ö.h. 600 m, Flodområde 048, Ljusnan



Djursvasslan



Hydrografi:

Avr omr (km ²):	30	Hammarbäcken	6
Sjö %:	0		0.1
Längd (km):	14		6
Avrinning (l/s, km ²):	16		
Högsta högvattenföring (m ³ /s):	5.5		
Medelvattenföring:	0.2		
Lägsta lågvattenföring:	0		

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

lägsta pH	6.5
medel-pH	7.0
alkalinitet (mekv/l)	0.46
vattenfärg (mg Pt/l)	85
TOC (mg/l)	8.9

Förurnings/kalkningshistoria:

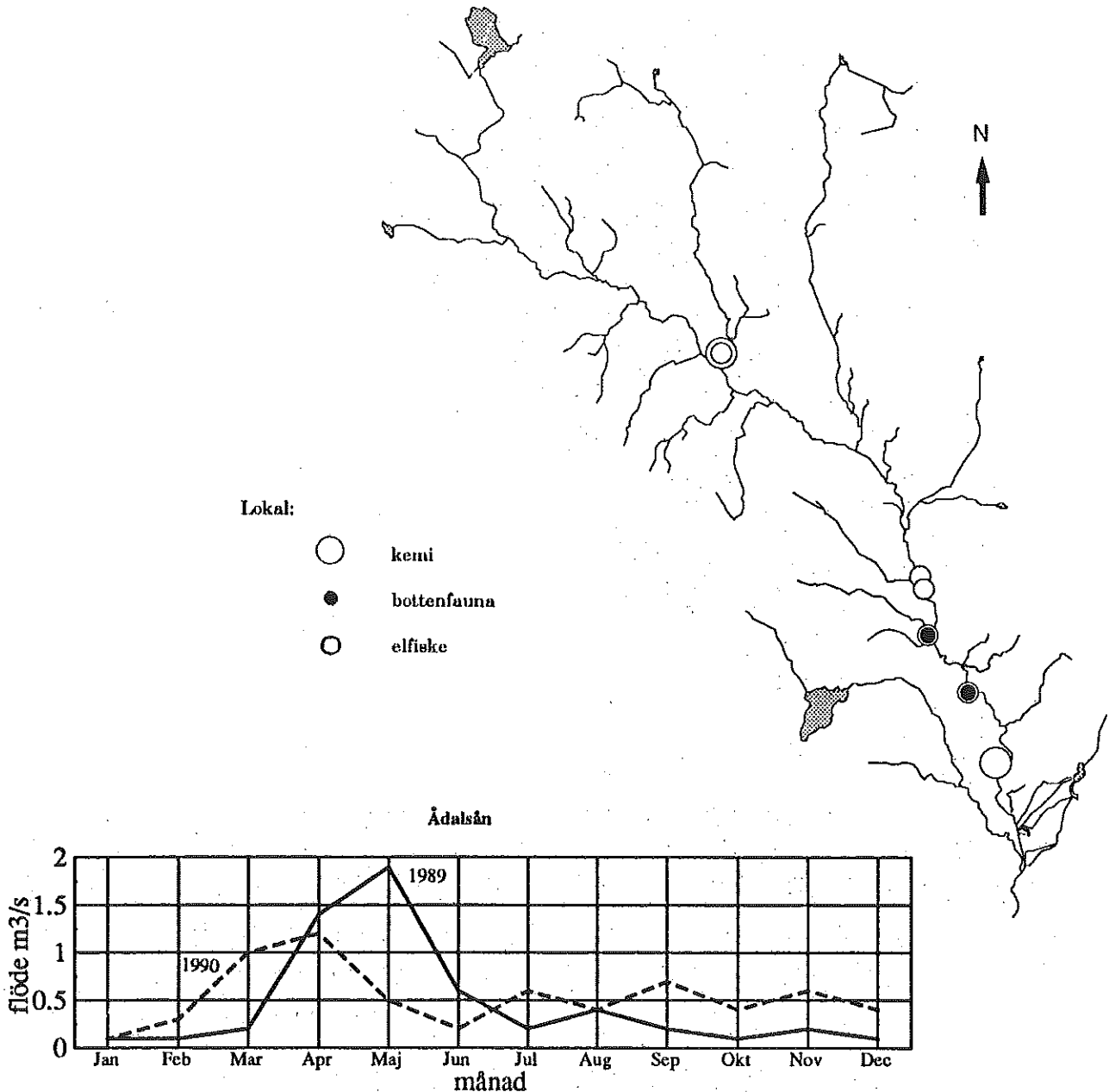
	pH	Datum	
Minimumdata	4.0		
Kalkningar	Hammarbäcken	1983, 1985	våtmark
	Bjursvasslan	1983, 1984, 1985, 1988	våtmark
	Brändarbäcken	1984	våtmark
	Djursvasslan	1985	våtmark

Fiskbestånd:

Vanliga arter:	Övriga påträffade arter:
öring	mört
elritsa	gädda
lake	

Ådalsån, Västernorrlands län

Koordinater (station längst nedstr.): 695735-156958, h.ö.h. 170 m, Flodområde 040, Indalsälven



Hydrografi:

Avr omr (km ²):	56
Sjö %:	0.7
Längd (km):	23
Avrinning (l/s, km ²):	10
Högsta högvattenföring (m ³ /s):	14
Medelvattenföring:	0.55
Lägsta lågvattenföring:	0.01

Vattenkvalitet (maj-okt 1990):

lägsta pH	6.4
medel-pH	6.7
alkalinitet (mekv/l)	0.21
färg (mg Pt/l)	221
TOC (mg/l)	19.5

Förurnings/kalkningshistoria:

	pH	Datum	
Minimumdata	4.7	?	
Kalkningar	Lövsjön	8708	sjö
	Ådalsån	8708, 8908	våtmark

Fiskbestånd:

Vanliga arter:	Övriga påträffade arter:
öring	bäcknejonöga

BEHÖVS PELAGISKA NÄT VID PROVFISKE I MINDRE SJÖAR?

Ulrika Aldén

Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 178 93 DROTTNINGHOLM

SAMMANFATTNING

Provfiske med pelagiska översiktsnät har utförts som komplement till det bentiska provfisket i uppföljningen av kalkade sjöar och referenssjöar. Hittills har materialet från det pelagiska provfisket använts endast i liten utsträckning. En översiktlig utvärdering visade att antalet fiskar fångade med pelagiska nät var korrelerat med antalet fångade med bentiska nät. Däremot hade fångster från respektive nättyp olika storlekssammansättning. En mindre delundersökning antydde att fisktätheten kan variera mycket i horisontalled i pelagialzonen. För få nät per djupzon samt fiskens klumpvisa fördelning medförde att det statistiska spridningsmåttet för fångster i pelagialzonen var otillfredsställande. Variansen var stor och f/a varierade betydligt mellan år utan att skillnader kunde fastställas statistiskt.

Slutsatser:

- Provtagning i pelagialzonen är nödvändig om strävan är att göra totaluppskattningar av sjöarnas fisksamhällen.
- Provfisket med pelagiska nät enligt Sötvattenslaboratoriets metodik är arbetskrävande och ger vanligen statistiskt osäkra resultat.
- Trots stor variation kan resultaten från det pelagiska provfisket ses som ett acceptabelt samlingsprov som påvisats ha samband med t ex sjöns andra organismer.
- Det är önskvärt att utprova alternativ och kompletterande metodik för uppskattning av fisk i mindre sjöars pelagialzon.

INTRODUKTION

I den standardiserade provfiskemetodik som utvecklats vid Sötvattenslaboratoriet (Filipsson 1972, Nyberg & Degerman 1988, Degerman et al. 1988) ingår fiske i sjöarnas fria vatten med pelagiska översiktsnät (skötar) som komplement till de bentiska översiktsnäten (botten-

ställda nät, här kallade bottennät). Provfiskemetodiken är utvecklad främst för att få ett relativt mått på fiskens abundans i oligotrofa eller mesotrofa sjöar och har använts för att följa fiskutvecklingen efter kalkning (Degerman & Nyberg 1987, Degerman et al. 1988,

Degerman & Nyberg 1989, Appelberg & Aldén 1992). Provfisket med bentiska nät har visats vara en bra metod som gett liten variation i fångsten mellan år i olika sjöar (Nyberg & Degerman 1988, Degerman et al. 1988).

Ett av de långsiktiga målen med Sötvattenslaboratoriets provfiskeverksamhet är att utveckla en metod som möjliggör en total uppskattning av hela fiskbeståndet i en sjö. Därför förefaller det viktigt att komplettera det bentiska provfisket med en provtagning av det pelagiska fisksamhället i den fria vattenmassan, i synnerhet i sjöar med utpräglad pelagiska arter. I nuläget är ingen totaluppskattning möjlig, men resultat från pelagiskt provfiske har använts i andra sammanhang. T ex så har artdiversiteten i det pelagiska fisksamhället, baserad på provfiske med pelagiska nät, visat tydliga samband med såväl biologiska, kemiska som fysikaliska variabler i försurade och kalkade sjöar (Appelberg & Aldén 1992). Tidigare har resultat från pelagiskt fiske använts i liten utsträckning inom kalkeffektuppföljningen, mycket beroende på att osäkerheten varit stor.

I Sötvattenslaboratoriets metodik ingår provfiske på alla djup i sjöns djupaste del. Andra metoder att bestämma relativ abundans av fisk i pelagialzonen har exempelvis begränsats till provtagning i tre zoner; över, i och under språngskiktet (Hamrin & Persson 1986). I andra fall har de djupare zonerna helt uteslutits på grund av att fångsten där inte kunnat korreleras till fångsten i de övre zonerna (Borgström & Plahte 1992).

Här görs en utvärdering av resultat av provfiske med pelagiska nät satt i relation till provfiske med bentiska nät. Dessa jämförelser av fiskbestånden från respektive nättyp kan ge besked huruvida fiske med pelagiska nät verkligen är nödvändigt som komplement till de bentiska näten. Att fiska med pelagiska nät är både kostsamt och arbetskrävande och fisket bör optimeras i fråga om insats i förhållande till erhållna resultat. Slutligen beskrivs den nuvarande metodikens begränsningar och fördelar, med syftet att komma fram till alternativ metodik som skulle kunna utprovas.

MATERIAL OCH METODER

Det standardiserade provfisket är tidigare beskrivet av Nyberg och Degerman (1988). Näten är tillverkade av Lundgrens fiskeredskapsfabrik, Stockholm. De pelagiska näten är liksom de bentiska näten sammansatta av 3 m breda nätpaneler med 14 maskstorlekar i ordningsföljden 10, 60, 30, 6.25, 43, 22, 50, 33, 12.5, 25, 8, 38, 75 och 16.5 mm. Trådtjockleken varierar från 0.10 till 0.25 mm heldragen nylon. Näten är 42 m långa och 6 m djupa (area 252 m²) och är delade på mitten i djupled med en 10 cm bred remsa med maskor av spunnen nylon för att kunna särskilja fångst i nätens övre och undre halva.

Näten sätts kl 17-19 och tas upp kl 07-09. Ständig uppbojning av näten sker mitt över sjöns djuphåla (Filipsson 1972). Vanligen sätts två nät kopplade i djupzonen 0-6 m första natten. Nästa natt sker nätläggningen en djupzon

längre ner, på 6-12 m, osv i djupzonerna 12-18, 18-24, 24-30, 30-36 m etc. Då näten placeras i den djupaste zonen har i vissa fall djupet korrikerats något så att inte näten tar i botten. I djupa sjöar har i vissa fall den näst djupaste zonen hoppats över för att spara arbete och tid. Detta har också skett i sjöar med röding för att minska uttaget av fisk.

Fångster i bentiska nät jämfört med i pelagiska nät

Värden för fångst/ansträngning normaliserades genom \log_{10} -transformering ($x = \log_{10}(x+1)$). Sambandet mellan antal fångade fiskar i bentiska respektive pelagiska nät från 77 kalkade sjöar provfiskade 1983-87 testades med linjär regression. Skillnader i längdfördelning mellan fisk fångad i de bentiska respektive pelagiska näten

testades med Kolmogorov-Smirnov test för två stickprov, som kan användas för att jämföra om de två stickproven kommer från populationer med samma fördelning. Materialet som användes var 83 provfisken i 51 sjöar som fiskades 1988-91. Dels testades längdfördelningar för enskilda arter i respektive nättyp i enskilda provfisken, dels testades alla längder av enskilda arter från alla provfisken tillsammans.

Variation i tid och rum - exempel från sjön Mien

Jämförelse av medelvärde och varians användes för att fastställa fångstens fördelning i de pelagiska näten som slumpmässig (S^2 (variansen) = medelvärdet), aggregerad ($S^2 >$ medelvärdet) eller uniform ($S^2 <$ medelvärdet) (Taylor 1961). Data från sjön Mien som 1988 fiskades med 20 nät i pelagialzonen användes. Enligt Pringle (1984) så kan antalet stickprov (nät) som krävs för att erhålla en viss precision bestämmas genom formeln

$$N = \frac{SD^2}{(\text{medel-f/a})^2 \cdot C.V.M.^2}$$

där C.V.M. 'Coefficient of Variation of the Mean' är SE ('standard error' eller medelvärdets medelfel) dividerat med \log_{10} -transformerat medel-f/a (antal) (se Degerman et al. 1988). Precisionen kan väljas på så sätt att om C.V.M.=0.1 så kan 50-procentiga skillnader fastställas med 95% statistisk sannolikhet. Då C.V.M.=0.05 kan 20-procentiga skillnader fastställas, och om C.V.M.=0.25 så kan endast 100-procentiga skillnader fastställas (Bohlin 1984).

Variation i inom olika djupzoner

De 17 sjöar som provfiskats inom Sötvattenslaboratoriets kalkningseffektuppföljning minst en gång under 1987, 1988, 1989 och 1990 användes också för att jämföra varians med medelvärde av fångst i pelagiska nät samt för att jämföra variation mellan år. För att jämföra medelfångst per nätansträngning och SD (standardavvikelse = roten ur variansen) för enskilda arter i de pelagiska näten och botten- näten användes 15 sjöar fiskade 1989 och/eller 1990. Näten delades upp i djupzonerna 0-6, 6-12 och >12 m. I de flesta sjöarna låg sprängskiktet i zonen 6-12 m.

RESULTAT

Fångster i bentiska nät jämfört med i pelagiska nät

Det totala antalet fiskar fångade i de bentiska översiktsnäten var väl korrelerat med antalet i de pelagiska näten, dvs ju mer fisk som fångades i de litorala (strandnära) och bentiska (bottennära) zonerna desto mer fisk fångades i pelagialzonen (Tabell 1). Detta gällde också för de enskilda fiskarterna abborre, mört, sik och den pelagiska arten siklöja. Nors, öring, röding och benlöja uppvisade emellertid inte några signifikanta korrelationer.

Resultatet från 83 provfisken där både botten- och pelagiska nät användes, visade att längdfördelningarna var signifikant skilda i oli-

Tabell 1. Linjär regression mellan f/a (antal) i bentiska översiktsnät och pelagiska nät i 77 sjöar fiskade mellan 1983 och 1987.

Arter	B	r ²	Signifikans	Antal sjöar
Abborre	1.28	0.324	***	56
Mört	1.38	0.370	***	36
Sik	2.12	0.602	***	20
Siklöja	1.90	0.250	*	16
Nors	-3.46	0.316	n.s.	3
Öring	0.80	0.475	n.s.	5
Röding	0.56	0.218	n.s. (p=0.059)	16
Benlöja	1.52	0.099	n.s.	12
f/a totalt	1.14	0.413	***	77

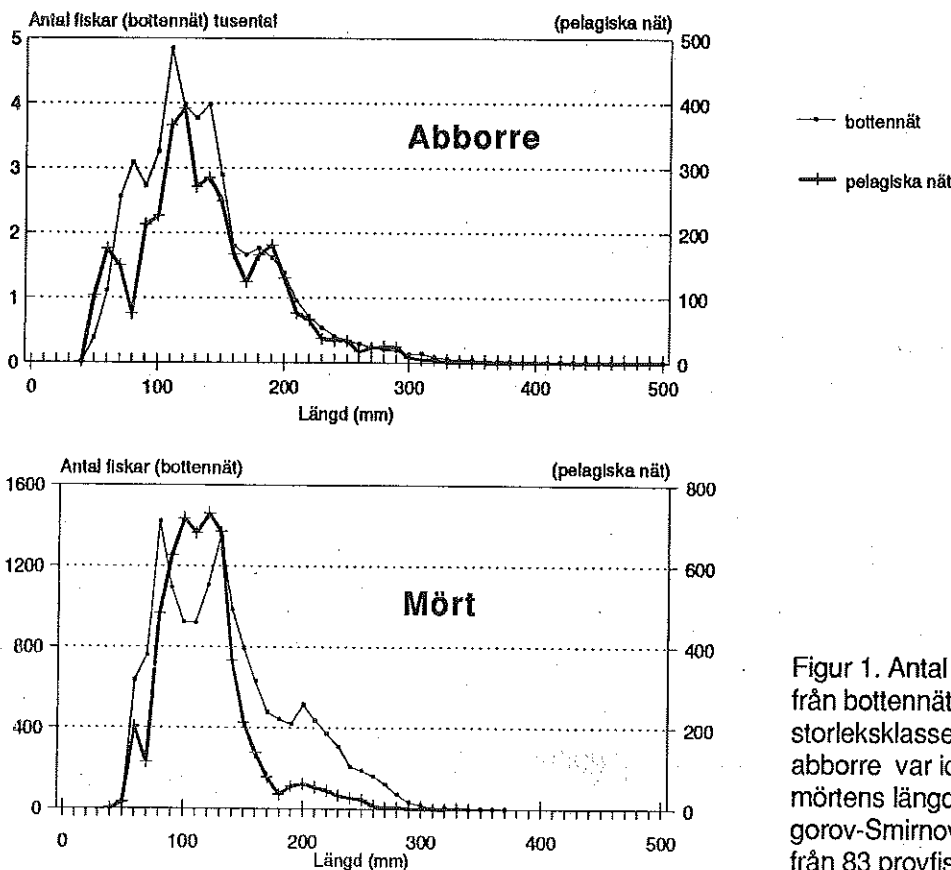
Tabell 2. Skillnader i längdfördelning mellan olika fiskarter fångade i bentiska respektive pelagiska översiktsnät. Materialet består av 83 provfisken i sammanlagt 51 sjöar (fiskade 1988, 1989, 1990 och 1991) där både pelagiska nät och bottennät användes. Längdfördelningarna av enskilda arter från respektive nättyp i enskilda provfisken samt alla längder för enskilda arter i olika nättyper testades med Kolmogorov-Smirnov test för två stickprov. I tabellen visas det totala antalet provfisken där enskilda arter förekom, antalet provfisken som inte visade någon signifikant skillnad, samt antalet provfisken med enstjärnigt respektive två-trestjärnigt signifikanta skillnader mellan längdfördelningarna i de olika nättyperna. Sist visas utfallet då alla längder av enskilda arter från 1988-91 testades.

Fiskart	Totalt	N.S.	*	**/**	Alla längder
Abborre	77	28	4	45	n.s.
Mört	57	27	6	24	***
Siklöja	21	7	4	10	***
Nors	17	12	4	1	***
Röding	18	17	1	-	**
Öring	15	14	1	-	**
Benlöja	13	4	3	6	***
Sik	12	5	1	6	***

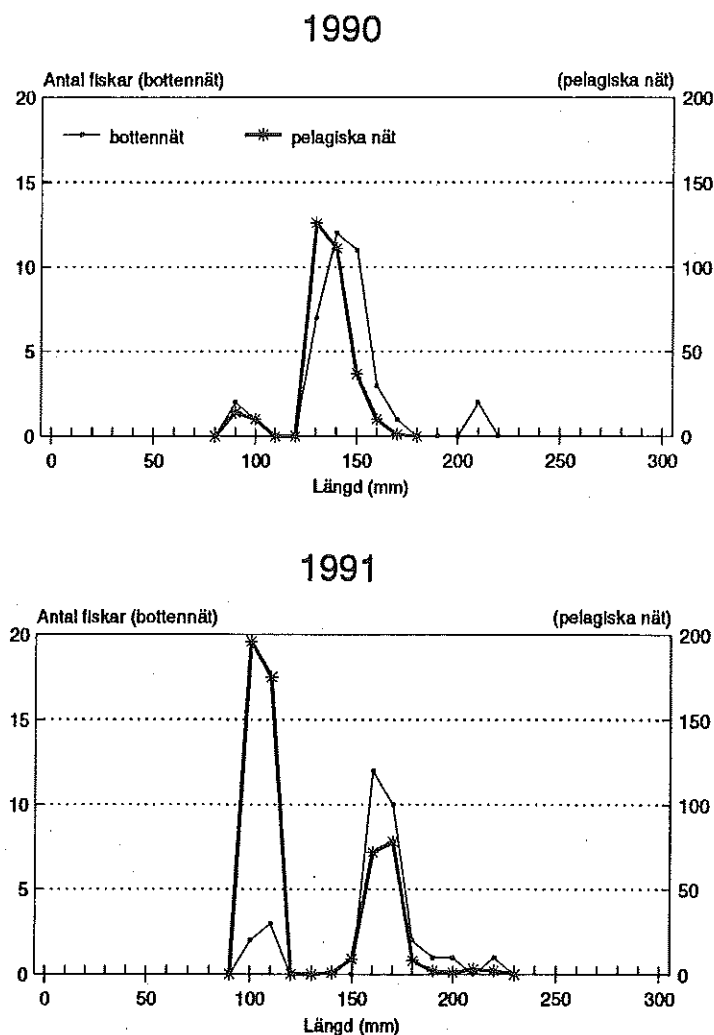
ka nättyper i många fall (Tabell 2). Då alla längder från alla provfisken testades tillsammans var det endast abborre som inte visade signifikant skillnad i längdfördelningar mellan nättyperna. Längdfördelningar för abborre och mört från båda nättyper i alla provfisken redovisas i Figur 1. Som exempel på skillnader i längdfördelning mellan år redovisas fångsten av siklöja 1990 och 1991 från bottennät respektive pelagiska nät i Stensjön, Åva 1990 och 1991 (Figur 2). Längdfördelningarna hade olika utseende de olika åren. År 1990 var fördelningarna likartade; ettåriga (ca 10 cm) och äldre, varav de äldsta endast förekom i bottennäten. År 1991 fångades en stark ettårig årsklass (10-11 cm) som dominerade helt i de pelagiska näten, och endast förekom i mindre utsträckning i de bentiska näten.

Variation i tid och rum - exempel från sjön Mien

Det omfattande pelagiska fisket i Mien 1988 med 20 pelagiska nät i fem djupzoner visade att antalet nät som använts i varje djupzon i



Figur 1. Antal fiskar av abborre och mört från bottennät och pelagiska nät i olika storleksklasser. Längdfördelningarna hos abborre var icke signifikant skilda, medan mörtens längdfördelningar var det (Kolmogorov-Smirnov two-sample test). Material från 83 provfisken i 51 sjöar 1988-91.



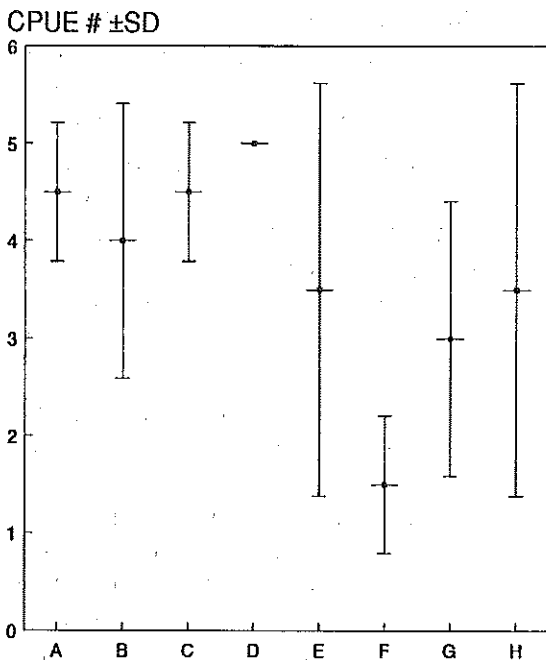
Figur 2. Antal siklöjor i olika storleksklasser i bottennät (bentiska nät) respektive pelagiska nät år 1990 och 1991. Material från Stensjön, Åva.

allmänhet var för få för att säkerställa skillnader mellan år och sjöar statistiskt. Om C.V.M. ('Coefficient of Variation of the Mean') väljs till 0.25 (100-procentiga skillnader kan fastställas) så räckte antalet nät endast i den översta djupzonen och om man räknar f/a totalt (Tabell 3). Tas endast sik med i beräkningarna så är inte två nät per djupzon tillräckligt ens för den översta djupzonen. Väljs C.V.M. till 0.1 (50-procentiga skillnader kan fastställas med 95% statistisk sannolikhet) så ökar antalet nät som krävs ytterligare. Materialet visar också hur fångsten var fördelad genom förhållandet medelvärde och varians. Då variansen är större än medelvärdet så är fångsten aggregerad och då variansen är lika med medelvärdet betecknas fördelningen som slumpmässig (Taylor 1961). Den horisontella variationen i sikfångst i Mien mellan 4 pelagiska nät (totalt 6 nätnätter) i den översta zonen redovisas i Figur 3.

I den översta zonen (0-6 m) i Mien gjordes sammanlagt 6 nätansträngningar med pelagiska nät fördelat på två nätter (Figur 3). Två nät var koplade (nät 1 och 2) medan två enskilda nät (nät 3 och 4) användes två nätter på samma ställe, långt från varandra och från de två första näten. Resulta-

Tabell 3. Variation i fångst (f/a) och teoretiskt nätantal för att uppnå en viss precision vid användandet av pelagiska nät. Baserat på data från sjön Mien 1988 då 20 pelagiska nät användes fördelade på 6 st (0-6 m), 4 (6-12 m), 4 (12-18 m), 4 (18-24 m) och 2 (30-36 m). Fördelningen av fisk betecknas som A=aggregerad och S=slumpmässig. Antalet nät är det antal som krävs för olika precision då C.V.M. väljs till 0.1 respektive 0.25.

	Zon, m	F/a medel (antal)	S ²	Fördelning	Antal pelagiska nät	
					C.V.M. 0.1	C.V.M. 0.25
Alla arter (total f/a)	0- 6	7.2	16.6	A	6	2
	6-12	3.5	5.7	A	45	7
	12-18	5.8	28.2	A	55	9
	18-24	0.8	0.9	A	147	24
	30-36	0.5	0.5	S	200	32
Endast sik	0- 6	3.5	3.5	S	17	3
	6-12	1.8	2.2	A	66	11
	12-18	5.0	18.0	A	54	9
	18-24	0.8	0.9	A	147	24
	30-36	0.5	0.5	S	200	32



Figur 3. Fångst av sik i de pelagiska näten på 0-3 m. Data från Mien 1988. Medelvärde från två nät \pm SD.

- A - nät 1 och 2 (samma natt)
- B - nät 3 (två nätter)
- C - nät 3 och 1 (samma natt)
- D - nät 3 och 2 "
- E - nät 3 och 4 "
- F - nät 4 (två nätter)
- G - nät 4 och 1 (samma natt)
- H - nät 4 och 2 "

ten visade att fångsten av sik i den översta nät-halvan (0-3 m), där nästan all sik fanns, var tämligen likartad båda nätterna men varierade avsevärt mellan olika platser i sjön. Fångsten av sik i de kopplade näten 1 och 2 var lika varandra. Nät 3, som låg på andra sidan ett grundområde, uppvisade också likartade fångster som nät 1 och 2. Fångsten i nät 3 varierade inte mycket mellan de två nätterna. Dessa nät låg över djupa områden; nät 1 och 2 över 32 m och nät 3 över 24 m. Nät 4 som var placerat

bakom en ö från de kopplade näten sett, närmare den västra stranden och över 12 m djup, skilde sig betydligt från de övriga tre genom en lägre fångst av sik (liksom totalt antal fiskar). I nät 4 liksom i nät 3 var fångsterna likstora under två nätter.

Variation i inom olika djupzoner

Medelvärde och varians räknades ut för fångsten med pelagiska nät i 17 sjöar som fiskades minst en gång mellan 1987 och 1990. Generellt så var standardavvikelsen mycket högre än medelvärdet och fångsten varierade också betydligt mellan år (Appendix, Tabell 1). En lägre standardavvikelse i förhållande till medelvärdet erhöles i vissa fall om fångsten delades upp i djupzoner och endast pelagiska arter där dessa fanns närvarande togs med i beräkningen. Vid jämförelse mellan variation i de pelagiska och de bentiska näten var variationen i fångsten ibland även stor i de bentiska näten, speciellt för vissa arter och djupzoner (Appendix, Tabell 2, Figur 1-3). I Stora Härsjön (Appendix, Figur 1) var fångsten i bentiska nät likartad 1989 och 1990. I de pelagiska näten var emellertid siklöjan mindre vanlig i alla djupzoner 1990 jämfört med 1989. I Stensjön, Åva (Appendix, Figur 2) kunde skiften i båda habitaterna (pelagialzon respektive litoralzon) urskiljas mellan 1989 och 1990. År 1989 var mört vanligare än siklöja i den översta zonen i de pelagiska näten. 1990 var antalet siklöjor betydligt högre i pelagial-zonen och koncentrerade till djupzonen 6-12 m. I stället hade antalet mört ökat kraftigt i zonen 0-6 m i de bentiska näten. Gyltigesjön (Appendix, Figur 3) uppvisade tämligen likartade fångster i de bentiska näten år 1989 och 1990. I de pelagiska näten fångades stora mängder mört år 1989 och endast ett fåtal siklöjor. År 1990 var fångsten i pelagnäten betydligt mindre och bestod nästan enbart av mört; inga siklöjor fångades.

DISKUSSION

Syftet med provfiske har övergått från att insamla specifika arter och storlekar (t ex nyrekryterad fisk) till att eftersträva en "ögonblicksbild" av det totala fisksamhället i en sjö. Idag är detta inte möjligt att uppnå med den metodik som används. Provfiske med bentiska över-siktsnät har visats vara en tämligen pålitlig metod för att beskriva det bentiska fisksamhället i mått av relativ abundans av olika arter (Rosseland et al. 1981, Le Cren 1987, Appelberg & Degerman 1991). Trots detta under-respektive överrepresenteras vissa arter och storlekar i förhållande till verkligheten. Detta beror på morfologiska karaktärer såväl som skilda rörelsemönster och beteenden hos olika fiskarter och storlekar (Hamley 1975). Olika storleksklasser av samma art kan exempelvis simma olika långa sträckor under ett dygn och därmed riskera att fastna i näten i olika hög grad (Borgström & Plahte 1992). Resultatet av provfisket blir således en generalisering där koncentrationen läggs på ett fåtal allmänt förekommande arter, främst abborre och mört. Andra arter som exempelvis gädda och lake, är båda underrepresenterade i nätfisket. Gädda är en mestadels stillastående predator som därmed i hög grad undgår översiktsnäten (Eklöv & Hamrin 1989). Rotenonbehandling av en intensivt provfiskad sjö visade att totalbiomassan av fisk utgjordes till 6% (både biomassa och antal) av lake, som emellertid inte alls fångades i översiktsnäten (Kalkprojektet, opublicerat material). När utvecklingen av fisksamhällen följs är det en stor brist att inte ha fullständig kunskap om de olika arternas relativa abundans i nätfisket jämfört med verkligheten, då vissa arters betydelse kan förbises.

Att komplettera fisket med det bentiska översiktsnäten med ett mått på fiskens relativa abundans i pelagialzonen förefaller särskilt viktigt då sjön hyser en eller fler pelagiska arter, trots att dessa även fångas i de bentiska näten. Ett problem på vägen mot målet att kunna göra en totaluppskattning av fisksamhället är att fångsten i de pelagiska näten inte är direkt jämförbar med fångsten i de bentiska näten. De pelagiska näten fungerar inte på samma

sätt som de bentiska, på grund av att de i pelagialzonen är uppbojade och således utsträckta till skillnad från de bentiska näten. Dessutom är de pelagiska näten dubbelt så djupa vilket får konsekvenser vid jämförelser av abundans då fisken ofta uppträder aggregerat i pelagialzonen. Den största anledningen till skillnaderna är ändå fiskens skilda beteende i pelagialzonen jämfört med bottenzonen, bland annat beroende på att olika föda finns i de olika habitaten och att fisken därmed rör sig annorlunda.

Degerman (1987) jämförde de pelagiska näten med en äldre typ av dubbelt så stora nät och visade att det 95-procentiga konfidensintervallet var lika stort eller större än medelvärdet på fångsten för enskilda arter i fyra nät per djupzon. Eftersom man vid användning av konfidensintervall, varians och standardavvikelse utgår från att materialet är normalfördelat, är fyra nät egentligen inte tillräckligt. Ännu mindre tillräckligt är två nät per djupzon som normalt används vid dagens metodik. En vanlig tumregel för biologisk provtagning är ett minimum om 30 stickprov för att kunna avgöra materialets fördelning. Detta gör att det är svårt att bedöma materialets representativitet, även om man intuitivt kan misstänka att provfisket ger en någorlunda acceptabel bild av fiskbeståndet i pelagialzonen.

Degerman et al. (1988) undersökte precisionen av provfiske med bottennät i 133 sjöar. De fann att om C.V.M. valdes till 0.1 (50-procentiga skillnader kan fastställas med 95% statistisk sannolikhet) så var antalet bottennät i varje djupzon 5-10 st. för enskilda arter. Den metodik som utarbetats för provfiske med bentiska nät är således generellt tillräcklig för den valda precisionen, då antalet nät i de översta djupzonerna (0-3 m, 3-6 m) är 8 i sjöar som är större än 50 ha. De redovisade också att antalet nät som krävdes för en uppskattning av den pelagiska fisken med C.V.M. valt till 0.1 var 16 nät. Antalet pelagiska nät som krävs är således betydligt större än antalet bentiska nät för att nå samma precision. Dessutom är de pelagiska näten fyra ggr större än bottennäten och kräver en större arbetsinsats per nät.

Det totala antalet (f/a) fiskar i botten näten var i detta material positivt korrelerat med antalet i de pelagiska näten (linjär regression). Där antalet av enskilda arter inte var signifikant korrelerade var antalet sjöar i materialet där dessa arter förekom få. Röding låg nära en signifikant korrelation ($p=0.059$, $n=16$).

Storleksfördelningen för enskilda arter mellan fisk fångad i de bentiska respektive de pelagiska näten skilde sig signifikant åt i många fall. Då ingen signifikant skillnad fanns var orsaken oftast att antalet fiskar i den ena nättypen var för få. Resultaten visade att även om antalet fisk i de pelagiska näten är korrelerat med antalet i de bentiska näten så representerades fiskarter i olika habitat i de flesta fall av olika proportioner av storleksklasser. Exemplet från Stensjön, Åva, visade också att skillnader i storleksammansättningar mellan bentisk och pelagisk fisk kan variera betydligt mellan åren. År 1990 var siklöjans längdfördelningar i de bentiska näten respektive de pelagiska näten tämligen lika, även om proportionellt fler större fiskar fångades i de bentiska näten. Året därpå fångades emellertid en stark årsklass av ett-åringar främst i de pelagiska näten. De bentiska näten fångade i stället proportionellt betydligt fler större siklöjor.

Anledningar till skillnader i storleksfördelning kan vara att habitatet är olika gynnsamma för olika storleksklasser beroende på födotillgång, konkurrens och predationsrisk. Detta faktum är väl känt för ett flertal fiskarter (ex Hamrin & Persson 1986, Schlosser 1987, Turner & Mittelbach 1990). Skillnaden i längdfördelningar mellan habitatet visar att trots det antalsmässiga sambandet mellan fångsterna i respektive habitat så krävs en provtagning i båda, om strävan är att göra en uppskattning av det totala fisksamhället.

Det utökade fisket med pelagiska nät i Mien 1988 visar att det vanligen nyttjade antalet nät per djupzon i pelagialzonen (2 st) sannolikt är för få för att uppnå en precision så att 50-procentiga eller 100-procentiga skillnader kan säkerställas. I den översta djupzonen krävdes sex nät för att avgöra 50-procentiga skillnader. Antalet nät som krävdes i de två översta zonerna blev fler om man endast räknade fångsten av sik. Kvoten mellan medelvärde och varians visade att fisken i pelagialzonen uppvisade en aggregerad fördelning i de flesta fall, på grund av att fisken i pelagialzonen ofta går i stora stim.

Detta medför att om man tänker sig att minska nätarean av de pelagiska näten måste antalet nät sannolikt ökas kraftigt för att minska variansen. Orsaken är att flertalet nät med en mindre area kan förutsägas fånga mycket låga antal och somliga nät höga antal.

Downing (1979) visade i studier av bottenfaunaprovtagningar att standardavvikelse (SD) kunde förutsägas utifrån medeldensitet (M) och provarea (A) genom ekvationen

$$\log_{10}SD = c_1 + c_2(\log_{10}M) - c_3A \quad (c_{1-3} \text{ är konstanter}).$$

En mindre provarea ger således en högre standardavvikelse. Då standardavvikelsen i kvadrat är variansen (s^2), är standardavvikelsen också omvänt proportionell mot roten ur antalet frihetsgrader (antal stickprov minus 1), vilket innebär att variationen minskar med antalet stickprov. Om vi antar att detta samband gäller även för provfiske, medför det att för en optimal provfiskeinsats med minsta möjliga variation i resultat, måste man ta hänsyn till både den förväntade medelfångsten, nätarean och antalet nätansträngningar. Problemet med provfisket i pelagialzonen är att näten är tidsödande och svåra att lägga på exakta djup i vattenmassan, med följd att antalet nät ofta måste bli relativt litet.

Liksom i det bentiska habitatet kan födan också i pelagialzonen vara aggregerad både vertikalt och horisontellt vilket får konsekvenser för fisken (ex Sandström 1979, Enderlein 1981, Schulz & Berg 1987). Temperatur, språngskiktets läge, ljus och syretillgång är andra viktiga faktorer som påverkar fiskens fördelning i pelagialzonen. Placeringen av två nät över djuphålan kan emellertid diskuteras. Först och främst blir de två stickproven (näten) beroende av varandra eftersom de är kopplade och eftersom fisken ofta uppträder aggregerat. Dessutom kan det ifrågasättas huruvida vattenmassan ovanför djuphålan är representativ för pelagialzonen som helhet, med tanke på en eventuell födo- och fiskgradient från det "semipelagiska" habitatet nära litoralzonen till vattnet vid djuphålan. Tilläggas bör att de bentiska näten fördelas slumpmässigt över hela sjön och därför täcker upp eventuella skillnader i sjöns olika delar, medan de pelagiska näten läggs på en punkt i sjön.

Resultaten från den översta nätsonen i Mien visar att fiskbeståndet i pelagialzonen kan variera betydligt i horisontal led (Figur 3).

Tre av näten som var placerade mer centralt över sjöns djupområden uppvisade likartade fångster medan det fjärde nätet närmare litoralzonen avvek. Två nät som användes i två nätter visade att variationen i tid var relativt liten. Materialet är mycket begränsat, men antyder att sjöns djuphåla inte kan betraktas som representativ för hela pelagialzonen. Avståndet till litoralzonen och in- respektive utflöden kan ha stor betydelse för den rumsliga variationen hos fiskbestånd. Resultaten antyder också att den rumsliga variationen i pelagialzonen kan vara större än variationen mellan nätter. Detta förefaller trots allt betryggande, även om man måste komma ihåg att materialet endast kommer från en sjö.

Enderlein och Appelberg (1992) redovisade studier av pelagiska fiskbestånd då provfiske med pelagiska nät, ekoräkning och trålning användes. Beträffande siklöja var överensstämmelsen mellan de olika metoderna dålig, då siklöjan underskattades i näten på större djup i förhållande till ekoräkningen, men överskattades i de överst liggande näten jämfört med ekoräkning (op. cit.). Detta kan vara en effekt av att ekolodet fungerar sämre i de översta metrarna, samt att ekoräkningen, som görs mitt i natten då fisken står ganska still, missar tillfälliga förekomster av fisk nära ytan i skymning och gryning (ex Northcote & Rundberg 1970, Gliwicz & Jachner 1992). Jämförelser med trålning och nätfiske (Enderlein & Appelberg 1992) visade att längdfördelningen hos de mindre storleksklasserna var något förskjutet uppåt i nätfångsten, dvs att förhållandevis färre små fiskar fångades i näten jämfört med i trålen. Detta fel kan bero på att större fiskar även fastnar i de små maskstorlekarna, vilket förskjuter längdfördelningen mot ett högre medelvärde jämfört med det verkliga medelvärdet (op. cit., Hamley 1975).

Ekoräkning är emellertid den bästa tillgängliga metoden för att få ett totalt mått på abundans, storlekar och därmed biomassa av fisk i pelagialzonen i sjöar (Enderlein & Appelberg 1992). Ekoräkningen måste dock kompletteras med provfiske eller trålning för att säkerställa arternas fördelning i fisksamhället (op. cit.). Många av de sjöar som ingår i den nuvarande kalkningseffektuppföljningen är inte tillräckligt stora och djupa för att ekoräkning ska vara en bra metod (Appelberg & Aldén 1992). Dessa sjöar saknar ofta pelagiska arter,

men andra fiskarter förekommer i pelagialzonen. Det förefaller som om mycket information kan gå förlorad om ingen provtagning av det pelagiska fiskbeståndet görs. Exempelvis så var det endast i de pelagiska näten som de första ettåriga mörtarna fångades, ett resultat av lyckad reproduktion efter mörtutsättning som fiskevårdsåtgärd i en kalkad sjö (Gyslättsjön) (Kalkprojektet 1991). I en integrerad studie av kalkade sjöar och ej kalkade referenssjöar framkom att just det pelagiska fisksamhället har starka samband med flera andra trofiska nivåer och organismgrupper (Appelberg & Aldén 1992). Allt pekar på att en provtagning av fisk i pelagialzonen är nödvändig för att nå en uppskattning av det totala fisksamhället, likaså för att studera fiskens samband med andra organismgrupper och sjöns status.

Nackdelarna med dagens provfiske i pelagialzonen är således många:

- Metoden är arbetskrävande, mycket på grund av att näten är stora och svåra att placera på fasta djup i vattenmassan.
- Näten är för få för att erhålla ett statistiskt tillfredsställande mått på spridningen.
- Provfisket är bundet till en punkt i sjön (djuphålan), vilken inte kan anses vara representativ för pelagialzonen som helhet.
- Djupzonerna som används i det bentiska fisket (0-3, 3-6, 6-12, 12-20, 20-35, 35-50 och >50 m) är inte de samma som i det pelagiska fisket (zoner om 6 m från ytan och nedåt delbara i 3 meters-intervall).

Metodiken har trots allt vissa fördelar:

- + Med en rimlig arbetsinsats kan fisket med bentiska översiktnät kompletteras för ett mått på den pelagiska fiskens abundans.
- + Resultat tyder på att fisket med pelagiska nät trots allt är ett acceptabelt 'samlingsprov' som kan ge en grov uppskattning av det pelagiska fisksamhället, och som har påvisats ha samband med sjöns övriga organismer.
- + Sist men inte minst är det en fördel att en provtagning av hela profilen i djuphålan görs. Därigenom erhålls en eventuell gradient av fisk, exempelvis i hypolimnion (under språngskiktet) där merparten av pelagiska fiskarter många gånger befinner sig.

För att fortsätta utvecklingen av provfiskemetodiken kan flera olika nivåer med avseende på ambitioner och kostnader väljas:

1. Den högsta nivån innefattar omfattande experiment för att bestämma olika fiskarters och storlekars fångstbarhet både i de pelagiska och i de bentiska näten. Eftersom temperaturen spelar en mycket stor roll för fiskens aktivitet bör även den läggas in som en faktor som testas för olika arter.
2. En något lägre ambitionsnivå är att genom att använda mindre och betydligt fler nät i pelagialzonen dels få ett bättre spridningsmått på fångsten, dels ett mått på den horisontella variationen i fiskens abundans i sjön.
3. Ytterligare en ambitionsnivå lägre innefattar en komplettering av det pelagiska nätfisket med ekoräkning i de sjöar där det är lämpligt.
4. Den lägsta möjliga ambitionsnivån innebär att fortsätta som förut, men i fortsättningen **inte** hoppa över någon djupzon därför att antalet nätnätter för de bentiska näten är för få jämfört med vad som krävs för det pelagiska fisket. I de sjöar som är för grunda för att sänka ner nätet helt i den djupaste zonen mot botten bör de nedersta näten läggas på ett djup som är jämt delbart med 3 (exempelvis 9-15 m istället för 10-16 m), för att zonindelningen i 3 m intervall ska kunna användas.

Erkännande

Ett stort tack till Magnus Appelberg, Björn Bergquist och Erik Degerman för goda synpunkter.

LITTERATUR

- Appelberg, M. & U. Aldén.** 1992. Integrerad uppföljning av kalkningens effekter på sjöar och vattendrag - en treårsrapport. (English summary: Three years of integrated monitoring of limed lakes and rivers in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 1-60.
- Appelberg, M. & E. Degerman.** 1991. Development and stability of fish assemblages after lime treatment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 546-554.
- Bohlin, T.** 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. (English summary: Quantitative electrofishing for salmon and trout - views and recommendations.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 33 p.
- Borgström, R. & E. Plahte.** 1992. Gillnet selectivity and a model for capture probabilities for a stunted brown trout (*Salmo trutta*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1546-1554.
- Degerman, E.** 1987. Test av mindre typ av pelagisk översiktssköte. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 15 p. (Stencil.)
- Degerman, E. & P. Nyberg.** 1987. Fiskfaunans sammansättning och täthet i försurade och kalkade sjöar - en arbetsrapport. (English summary: The composition and abundance of the fish fauna in acidified and limed lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 71 p.
- Degerman, E. & P. Nyberg.** 1989. Effekter av sjökalkning på fiskbestånd. (English summary: Long-term effects of liming on fish populations in lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 35 p.
- Degerman, E., P. Nyberg & M. Appelberg.** 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic J. Freshw. Res.* 64: 91-100.
- Downing, J.A.** 1979. Aggregation, transformation, and the design of benthos sampling programs. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 1454-1463.
- Eklöv, P. & S.F. Hamrin.** 1989. Predatory efficiency and prey selection: interactions between pike *Esox lucius*, perch *Perca fluviatilis* and rudd *Scardinius erythrophthalmus*. *Oikos* 56: 149-156.
- Enderlein, O.** 1981. When, where, what and how much does the adult cisco, *Coregonus albula* (L.) eat in the Bothnian Bay during the ice-free season. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 59: 21-32.
- Enderlein, O. & M. Appelberg.** 1992. A comparison of pelagic gill-net, trawl and hydroacoustic data from two oligotrophic coregonid lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (Submitted.)
- Filipsson, O.** 1972. Sötvattenslaboratoriets provfiske- och provtagningsmetoder. 2:a uppl. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (16). 26 p.

- Gliwicz, Z.M. & A. Jachner.** 1992. Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? *Arch. Hydrobiol.* 124: 385-410.
- Hamley, J.M.** 1975. Review of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1943-1969.
- Hamrin, S. & L. Persson.** 1986. Asymmetrical competition between age classes as a factor causing population oscillations in an obligate planktivorous fish species. *Oikos* 47: 223-232.
- Kalkprojektet.** 1991. Internrapport 12: Provfiske efter fisk i kalkade sjöar och referenssjöar. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 150 p.
- Le Cren, E.D.** 1987. Perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*) in Windemere from 1940 to 1985; studies in population dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 216-228.
- Northcote, T.G. & H. Rundberg.** 1970. Spatial distributions of pelagic fishes in Lambarfjärden (Mälaren, Sweden) with particular reference to interaction between *Coregonus albula* and *Osmerus eperlanus*. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm.* 50: 133-166.
- Nyberg, P. & E. Degerman.** 1988. Standardiserat provfiske med översiktsnät. (English summary: Standardized test fishing with survey nets.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 22 p.
- Pringle, J.D.** 1984. Efficiency estimates for various quadrature sizes used in benthic sampling. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1485-1489.
- Rosseland, B.O., I.H. Sevaldrud, D. Svalastog, I.P. Muniz.** 1981. Bestandsundersökningar på fiskbestander fra forsursområdene i Aust-Agder Fylke 1976. Rapp. Fiskeriforskn. Ås, Norge. (4). 78 p.
- Sandström, O.** 1979. The horizontal distribution of baltic epi- and metalimnic zooplankton species. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 64: 251-262.
- Schlosser, I.** 1987. The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. *Ecology* 68: 651-659.
- Schulz, U. & R. Berg.** 1987. The migration of ultrasonic-tagged bream, *Abramis brama* (L.), in Lake Constance (Bodensee-Untersee). *J. Fish Biol.* 31: 409-414.
- Taylor, L.R.** 1961. Aggregation, variance and the mean. *Nature* 189: 732-735.
- Turner, A.M. & G.G. Mittelbach.** 1990. Predator avoidance and community structure: interactions among piscivores, planktivores and plankton. *Ecology* 71: 2241-2254.

ENGLISH SUMMARY: ARE PELAGIC GILLNETS NEEDED WHEN TEST-FISHING SMALL LAKES?

Pelagic gillnets have been used as a complement to the benthic gillnets in the monitoring of limed lakes and reference lakes. Until now, the pelagic data have rarely been used due to uncertainty of what the results stand for. A valuation of the methodics showed that the number of fish (CPUE) caught in pelagic nets was correlated with the number caught in benthic gillnets. Contrarily, the fish caught in different net types consisted of different size assemblages. Results indicated that fish abundance varied horizontally in the pelagic zone. The small number of samples in addition to aggregated abundances of fish resulted in a large variance of the mean catches. Differences in CPUE between years could thus generally not be statistically confirmed.

Conclusions:

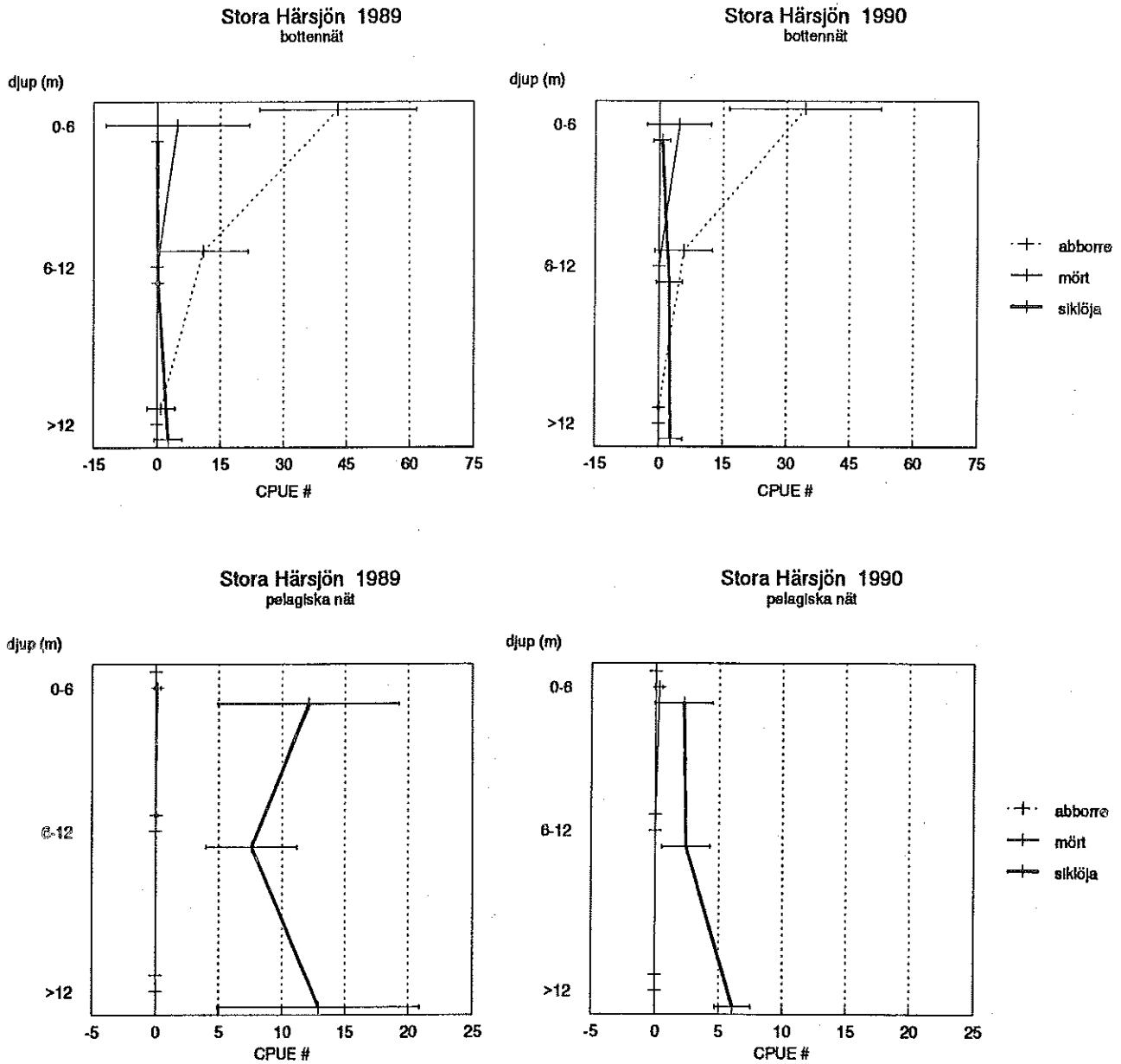
- Sampling of fish in the pelagic zone is necessary if the aim is to estimate the total fish communities in lakes.
- Test-fishing with pelagic gillnets according to the methodics of the Institute of Freshwater Research is a labour intensive method which only provides statistically uncertain results.
- However, the pelagic test-fishing can be regarded as an acceptable bunch-sample of the pelagic fish community, and has been showed to be correlated with lower trophic levels.
- It is desirable to test alternative and complementary methods.

Tabell 2. Medelvärde och standardavvikelse för fångstantal av enskilda fiskarter i bottennät respektive pelagiska nät. Näten är indelade i djupzonerna 0-6 (zon 1), 6-12 (zon 2) och >12 m (zon 3). De 15 sjöarna provfiskades 1989 och/eller 1990. (Medelvärde=mv, standardavvikelse=SD.) De pelagiska näten är omräknade till samma nätarea som bottennäten (fångsten dividerad med 4).

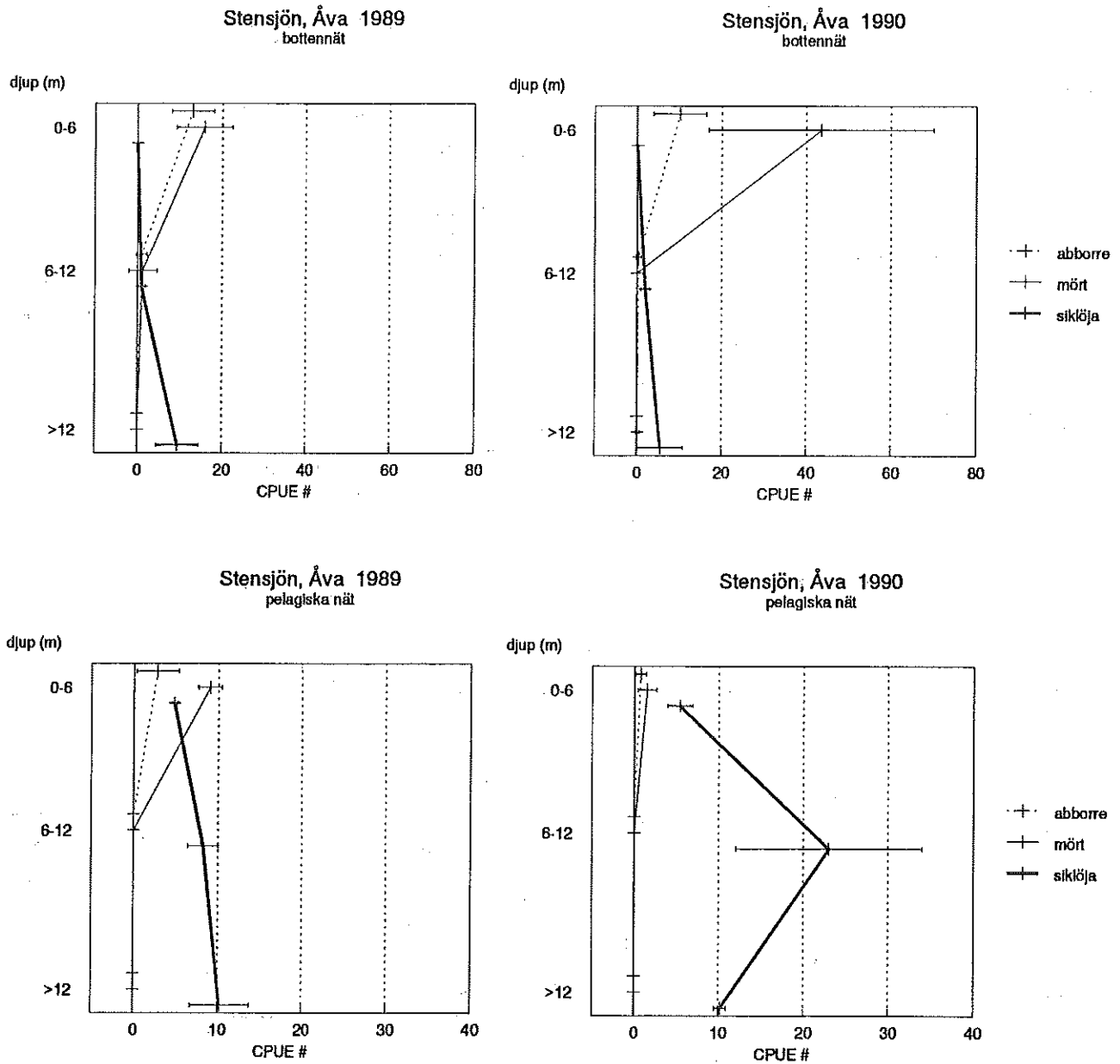
Sjö, år	Fiskart	Pelagiska nät						Bottennät					
		zon 1		zon 2		zon 3		zon1		zon2		zon 3	
		mv	SD	mv	SD	mv	SD	mv	SD	mv	SD	mv	SD
Gyltigesjön 1989													
	abborre	23.2	3.2	0	0	-	-	14.6	14.5	0.67	1.15	0	0
	mört	118.5	7.8	0	0	-	-	28.5	18.7	0	0	3	5.2
	siklöja	0.50	0	0.38	0.18	-	-	0	0	0	0	2.7	3.1
Gyltigesjön 1990													
	abborre	1.5	0.6	0	0	-	-	9.0	7.4	0	0	0	0
	mört	35.9	35.4	0.13	0.18	-	-	11.4	8.5	0	0	0	0
	siklöja	0	0	0.13	0.18	-	-	0	0	0	0	1.0	1.7
Stora Härsjön 1989													
	abborre	0	0	0.06	0.13	0	0	42.9	18.7	10.9	10.7	0.94	3.3
	mört	0.13	0.25	0	0	0	0	4.8	17.0	0	0	0	0
	siklöja	12.1	7.2	7.6	3.6	12.9	8.0	0	0	0.20	0.42	2.7	3.3
Stora Härsjön 1990													
	abborre	0	0	0	0	0	0	34.4	18.0	5.8	6.8	0.06	0.25
	mört	0.25	0.27	0	0	0	0	4.7	7.5	0	0	0	0
	siklöja	2.2	2.3	2.4	1.9	6.1	1.4	0.63	2.0	2.4	3.0	2.8	2.8
Rödingehultsjön 1989													
	abborre	27.2	12.4	0.13	0.18	-	-	38.7	29.7	5.7	9.8	0	0
	mört	22.0	7.8	0.13	0.18	-	-	2.6	1.6	0.33	0.58	0	0
	siklöja	0.75	0.35	1.2	1.1	-	-	0	0	0.67	1.2	0	0
	röding	0	0	0.25	0	-	-	0	0	0.33	0.58	2.0	1.7
Stensjön, Åva 1989													
	abborre	2.8	2.5	0	0	0	0	13.0	5.0	1.0	1.3	0	0
	mört	9.0	1.4	0	0	0	0	15.8	6.6	1.3	3.3	0	0
	siklöja	4.8	0.35	8.2	1.8	10.2	3.5	0	0	1	0.9	9.5	5.0
	benlöja	8.5	0.71	0	0	0	0	1.4	2.7	0	0	0	0
	gers	0	0	0	0	0.13	0.18	1.6	1.6	0.50	1.2	0.5	1.2
Stensjön, Åva 1990													
	abborre	0.75	0.65	0	0	0	0	10.2	6.2	0.40	0.55	0	0
	mört	1.5	1.1	0	0	0	0	43.5	26.6	0	0	0.20	0.45
	siklöja	5.4	1.5	23.0	11.0	10.2	0.71	0.07	0.27	2.0	1.0	5.6	5.4
	benlöja	2.0	2.3	0.13	0.18	0	0	2.2	6.2	0	0	0	0
	gers	0	0	0	0	0	0	1.4	1.4	2.2	2.4	1.2	1.8
Allgjuttern 1990													
	abborre	4.9	4.8	0.38	0.53	0	0	14.4	7.3	2.0	1.6	0	0
	mört	5.8	2.6	0	0	0	0	9.1	7.3	0	0	0	0
	siklöja	4.9	4.9	21.6	0.53	23.0	0.35	0	0	0.20	0.45	2.8	1.8
	gers	0	0	0	0	0	0	0.82	0.98	0.60	0.89	0.25	0.46
Stora Ullen 1990													
	abborre	0.50	0.71	0.75	0.71	0	0	18.0	12.7	16.8	11.0	0.08	0.27
	siklöja	1.0	0.91	0.75	0.35	0.10	0.17	0	0	0	0	0.69	2.4
	sik	0	0	0	0	0	0	0	0	0.20	0.42	0.31	0.62
	nors	0.63	0.95	0.75	0.35	0.68	0.43	0	0	0	0	1.6	4.6
	röding	0	0	0	0	0.05	0.11	0	0	0	0	1.0	1.3
Stengårdshultasjön 1990													
	abborre	2.2	2.9	2.3	0.72	0.25	0.35	12.3	6.6	5.7	3.4	0.22	0.94
	mört	0.13	0.23	0	0	0	0	5.7	3.4	1.6	2.5	0	0
	sik	1.1	1.2	0.31	0.13	0.63	0.53	1.4	1.9	1.7	1.8	1.9	1.5

Tabell 2. Forts.

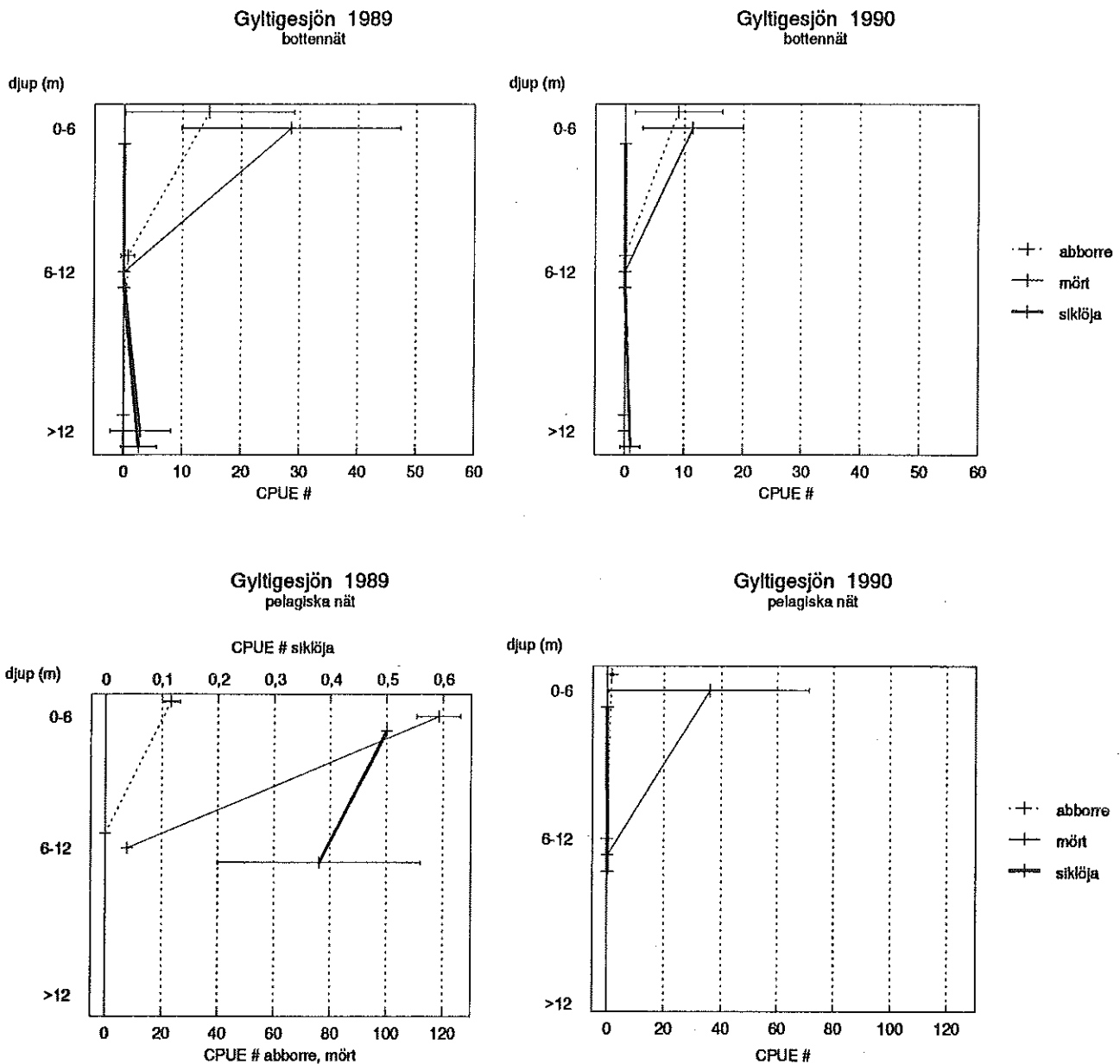
Sjö, år	Fiskart	Pelagiska nät						Bottennät					
		zon 1		zon 2		zon 3		zon1		zon2		zon 3	
		mv	SD	mv	SD	mv	SD	mv	SD	mv	SD	mv	SD
Lien 1990													
	abborre	0.50	1.0	0	0	0	0	10.7	7.9	2.0	2.1	0	0
	mört	1.0	1.2	0	0	0	0	4.8	3.8	0	0	0	0
	nors	5.5	6.7	3.9	0.53	0.92	1.1	0.40	1.4	7.0	6.5	4.3	7.4
Källsjön 1989													
	abborre	1.0	0.71	0	0	-	-	22.3	7.4	1.0	1.7	-	-
	nors	6.0	0.71	1.4	0.88	-	-	0	0	0.67	0.58	-	-
Källsjön 1990													
	abborre	0	0	0	0	0	0	27.9	7.1	1.0	1.7	0	0
	nors	2.4	1.9	1.1	0.18	0.63	0.18	0	0	0.67	1.2	0.67	1.2
Hälsen 1989													
	abborre	0.25	0.35	0	0	0	0	29.1	16.7	5.1	5.3	0.06	0.24
	röding	0.50	0	0.50	0	0	0	0.29	0.61	1.9	1.6	1.8	1.5
	öring	0	0	0	0	0	0	0.36	0.63	0.30	0.67	0	0
Bärmsjön 1989													
	abborre	19.5	0	1.6	0.18	0.19	0.24	77.0	36.4	40.9	27.3	0.12	0.33
	röding	0.75	0.35	0	0	0	0	0	0	0.20	0	0.35	0.70
	öring	0.50	0	0	0	0	0	2.1	1.5	0.50	0.53	0	0
Ejgdesjön 1990													
	abborre	5.6	6.7	6.1	0.5	0	0	54.7	18.3	31.5	20.8	1.0	2.5
	öring	0	0	0	0	0	0	0.13	0.35	0.75	0.50	0	0
Hjärtasjön 1989													
	abborre	37.0	8.5	2.2	1.8	-	-	37.4	15.7	10.0	13.5	-	-
	mört	43.2	1.1	1.9	0.53	-	-	8.6	6.9	0.75	0.96	-	-
Långsjön 1990													
	abborre	10.4	5.0	0.38	0.18	0	0	26.0	16.6	5.2	9.6	0	0
	mört	23.7	19.4	0.13	0.18	0	0	14.4	13.4	0.20	0.45	0	0
	gers	0.13	0.25	0	0	0.13	0.18	1.9	2.1	1.8	2.5	2.0	2.0
Sännen 1989													
	abborre	32.5	8.5	-	-	-	-	41.1	24.1	3.2	3.1	-	-
	mört	11.2	2.5	-	-	-	-	3.6	2.7	0	0	-	-
	braxen	0.50	0	-	-	-	-	0.21	0.43	0	0	-	-
	sutare	0	0	-	-	-	-	0.21	0.43	0	0	-	-



Figur 1. Medelvärde \pm SD av fångst (f/a antal) från bottennät (bentiska översiktsnät) och pelagiska nät av abborre, mört och siklöja i tre djupzoner; 0-6 , 6-12 och >12 m i Stora Härsjön 1989 och 1990. Antalet bottennät var 16 (0-6), 8 (6-12) och 16 (>12 m). Antalet pelagiska nät var 2 (0-6), 2 (6-12) och 4 (>12 m). De pelagiska näten är fyra gånger större än bottennäten men fångsten är omräknad till samma areal (bottennätens).



Figur 2. Medelvärde \pm SD av fångst (f/a antal) från bottennät (bentiska översiktsnät) och pelagiska nät av abborre, mört och siklöja i tre djupzoner; 0-6, 6-12 och >12 m i Stensjön, Åva 1989 och 1990. Antalet bottennät var 14 (0-6), 5 (6-12) och 5 (>12 m). Antalet pelagiska nät var 2 i alla djupzoner. De pelagiska näten är fyra gånger större än bottennäten men fångsten är omräknad till samma areal (bottennätens).



Figur 3. Medelvärde \pm SD av fångst (f/a antal) från bottennät (bentiska översiktsnät) och pelagiska nät av abborre, mört och siklöja i tre djupzoner; 0-6 , 6-12 och >12 m i Gyltigesjön 1989 och 1990. Antalet bottennät var 10 (0-6), 3 (6-12) och 3 (>12 m). Antalet pelagiska nät var 2 (0-6), och 2 (6-12). De pelagiska näten är fyra gånger större än bottennäten men fångsten är omräknad till samma areal (bottennätens).

FÖREKOMST OCH KOLONISATION AV BOTTENFAUNA I KALKADE VATTEN

Björn Bergquist¹, Eva Engblom² och Pär-Erik Lingdell²

¹) Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 178 93 DROTTNINGHOLM

²) Limnodata HB, Gunnilbo 20 C, 739 92 SKINNSKATTEBERG

SAMMANFATTNING

Bottenfaunans förekomst och kolonisation har studerats genom analys av dess förekomstfrekvens på lokaler både i kalkade vatten och okalkade referensvatten med olika alkalinitet. Analysen omfattar 1403 lokaler i rinnande vatten och 253 lokaler i sjöar.

Bottenfaunan i kalkade vatten dominerades av mer eller mindre försurningstoleranta arter vanligt förekommande i alla typer av vatten. I både vattendrag och sjöar ökade antalet förekommande bottenfaunataxa med antalet kalkningar och tiden efter första kalkning. Ökningen i antal taxa med tiden efter kalkning var signifikant ($P < 0.05$) både i rinnande vatten och i sjöar. I rinnande vatten var ökningen signifikant redan 4-6 år efter första kalkning, men i sjöarna först 10-12 år efter första kalkning. Antalet påträffade taxa var, ca 10 år efter första kalkning, i nivå med antalet påträffade taxa i neutrala referensvatten.

Antalet taxa ökade snabbast hos försurnings-toleranta bottendjur medan försurningskänsliga bottendjur hade en långsammare ökning. Alla koloniserande arter var vanligt förekommande i kalkade vatten. Av de artbestämda grupperna var det endast dagsländorna som hade en signifikant ökning ($P < 0.05$) i artantal för både rinnande vatten och sjöar. Antalet nattsländearter ökade signifikant ($P < 0.01$) i rinnande vatten men ej i sjöarna. För både dagsländor och nattsländor var ökningen signifikant redan 4-6 år efter första kalkning. För bäcksländor och snäckor erhöles ingen signifikant ökning med tiden efter första kalkning.

Det största antalet koloniserande arter hade gruppen nattsländor där kolonisation noterades hos 17 arter. Andra grupper med många koloniserande arter var dagsländor och bäcksländor. Antalet kolonisationer per taxa var störst hos skalbaggar och bäcksländor, medan snäckor, musslor och iglar hade det lägsta antalet kolonisationer per taxa.

Snäckor, iglar och kräftdjur hade också en låg förekomstfrekvens i både sura och kalkade vatten indikerande en låg försurningstolerans och en låg återkolonisationspotential. Allmänt förekommande och toleranta akvatiska insekter visade en hög återkolonisationspotential medan bottendjur som lever hela sitt liv i vatten t ex snäckor, musslor, iglar och kräftdjur hade en låg återkolonisationspotential.

En clusteranalys av bottendjurens förekomstfrekvens i vatten med olika alkalinitet visade att kalkade vattendrag hade en större likhet med alkalinitetsstarka vatten än med sura och alkalinitetssvaga vatten. Kalkade sjöar hade däremot en större likhet med sura sjöar och alkalinitetssvaga referenssjöar än med uttalat alkalinitetsstarka sjöar. I både sjöar och vattendrag var dock bottenfaunans förekomstfrekvens i kalkade vatten signifikant ($P < 0.001$ och $P < 0.05$) skild från förekomstfrekvensen i sura vatten och alkalinitetssvaga vatten. Resultaten visar att både vattendrag och sjöar efter kalkning får bottenfaunasamhällen med stora likheter med bottenfaunasamhällen i neutrala referensvatten.

INLEDNING

Försurningen av mark och vatten påverkar i stor skala bottenfaunaförekomsten i vattendrag och sjöar. I många försurnings-skadade vatten har artantal och individförekomst minskat kraftigt genom att känsliga arter har slagits ut helt eller påverkats negativt i form av försämrad överlevnad hos unga stadier. I första hand har försurningen drabbat bottendjursgrupper som kräftdjur (Crustacea), snäckor (Gastropoda), musslor (Bivalvia) och dagsländor (Ephemeroptera), vilka utgörs av ett stort antal arter som ej kan överleva vid pH-värden under 5.5 (Ökland & Ökland 1986, Muniz 1991). Bottenfaunan i försurnings-skadade vatten domineras istället av arter som är toleranta mot både låga pH-värden och höga metallhalter, t ex skinnbaggar (Hemiptera), trollsländor (Odonata), bäcksländor (Plecoptera) och vissa nattsländor (Trichoptera) (Henrikson & Oscarson 1981, Minshall et al. 1983, Sutcliffe 1983, Townsend & Hildrew 1984, Sutcliffe & Hildrew 1989).

En av de tidigast försurningsrelaterade förändringarna i bottenfaunaförekomsten var en ökad förekomst av skinnbaggar (Hemiptera) och skalbaggar (Coleoptera) i vatten där fisken hade försvunnit (Grahn & Hultberg 1974, Henrikson & Oscarson 1981). En annan tidig upptäckt var att många dagsländearter försvann i försurade vatten (Leivestad et al. 1976, Mossberg & Nyberg 1976, Wiederholm & Eriksson 1977). Speciellt i klara och näringsfattiga vatten har artantalet minskat efter försurning (Leivestad et al. 1976, Raddum 1980, Engblom & Lingdell 1984, Ökland & Ökland 1986, Allard & Moreau 1987). I humösa vatten har förändringarna ej varit lika tydliga och bottenfaunans artantal och dominansförhållanden i dessa vatten har ej samma koppling till försurningen och vattnets pH-värde (Collier & Winterbourn 1987). En hög humushalt reducerar ofta den skadliga påverkan som försurningen har på många bottendjur (Hargeby & Petersen 1988, Baekken & Aanes 1990).

Både den direkta utslagningen av arter orsakad av toxiska effekter av låga pH-värden och höga metallhalter och de indirekta effekter-

na i form av förändrade konkurrens- och predationsförhållanden innebär stora förändringar i bottenfaunasamhällets struktur och funktion (Hall et al. 1987, Sutcliffe & Hildrew 1989, Herrman 1990).

Trots betydande kalkningsinsatser är stora arealer av Sveriges yta fortfarande svårt skadade av försurningen. Resultat från Naturvårdsverkets riksomfattande inventering av 4 000 slumpmässigt utvalda sjöar visar att ca 21 500 (25%) av Sveriges 85 000 sjöar är för sura för att hysa känsliga arter (Bernes 1991). Enligt Lingdell och Engblom (1990) är mindre vattendrag inom 20-25% av Sveriges yta så sura att försurningskänsliga bottendjursarter ej kan leva där.

Bortsett från en reduktion av försurande utsläpp är spridningen av kalk på mark och i vatten den enda åtgärd som används i stor skala för att förhindra ytterligare försurning och utslagning av arter. För fiskbestånden har en rad positiva effekter av kalkning dokumenterats. Förutom en förbättrad rekrytering, tillväxt och individtäthet hos enskilda arter (Eriksson et al. 1983, Matzow et al. 1985, Nyberg et al. 1986, Degerman & Nyberg 1989) har även en återkolonisation av utslagna arter noterats (Bergquist 1991).

Även för bottenfaunan har kalkningen medfört ett art- och individrikare samhälle (Eriksson et al. 1983, Raddum et al. 1984, Engblom & Lingdell 1985, Lingdell & Engblom 1989a, 1989b, 1991). Framförallt har försurningskänsliga dagsländor och nattsländor ökat i förekomst efter kalkning, men även andra hotade arter som snäckor, kräftdjur och iglar har ökat i antal (Eriksson et al. 1983, Petersen et al. 1985, Lingdell & Engblom 1991). En kolonisation av enskilda försurningskänsliga arter som t ex dagsländorna *Cloeon dipterum-inscriptum* och *Caenis horaria*, samt snäckor som *Radix peregra* och *Ancylus fluviatilis*, har också redovisats i (Eriksson et al. 1983, Petersen et al. 1985, Engblom & Lingdell 1987, Henrikson 1988). I några fall har även kalkningarna resulterat i en kolonisation av sällsynta och hotade skalbaggsarter (Engblom et al. 1990). Andra grupper gynnade

av försurning, t ex skinnbaggar och bäcksländor, har dock i vissa fall minskat i antal efter kalkning (Henrikson & Oscarson 1984, Bretum & Hindar 1985).

Trots flera studier av bottenfaunaförekomsten efter kalkning vet man i regel ej om bottendjurens kolonisation efter kalkning leder till en återhämtning till ursprungliga eller likartade förhållanden. Kolonisationens omfattning (vilka arter och kolonisationsfrekvens) och etableringstiden efter första kalkning är i allmänhet okänd. Detta beror framförallt på att bottenfaunaförekomsten innan både försurningspåverkan och kalkning är mycket bristfälligt dokumenterad i både vattendrag och sjöar.

Förändringarna i bottenfaunasammansättningen en längre tid efter kalkning har dessutom endast studerats i ett fåtal vattendrag och sjöar.

Syftet med denna studie är i första hand att jämföra bottenfaunaförekomsten i kalkade vatten med dess förekomst i sura (alkalinitet = 0) och mer neutrala referensvatten (alkalinitet >0 och pH i regel över 6.0), men också att redovisa olika bottendjurs försurningstolerans, kolonisationsfrekvens och kolonisationstid i kalkade vatten. Studien omfattar även en analys av likheterna mellan bottenfaunasamhällen i sura vatten, kalkade vatten och okalkade mindre försurningspåverkade vatten.

MATERIAL OCH METODER

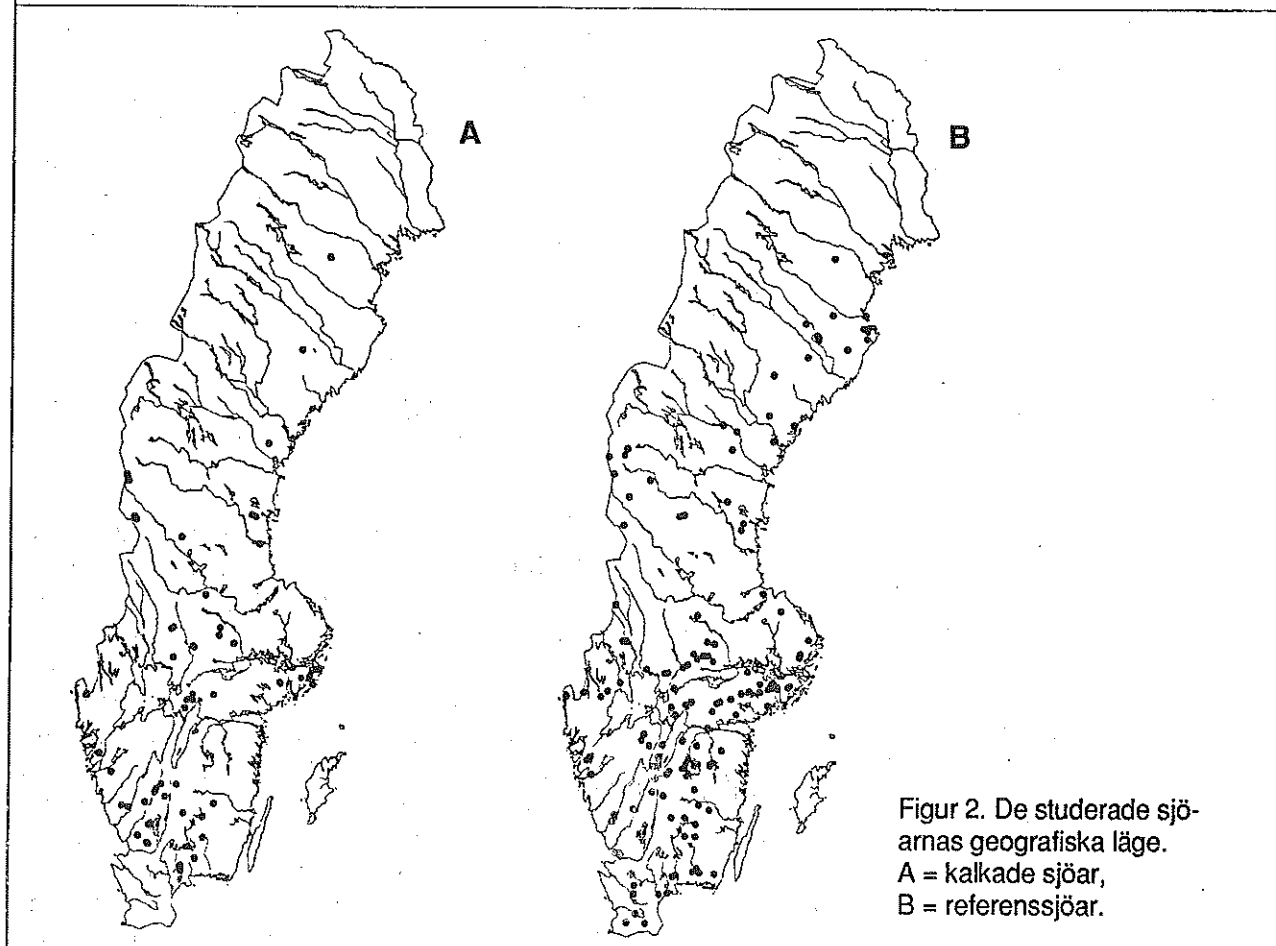
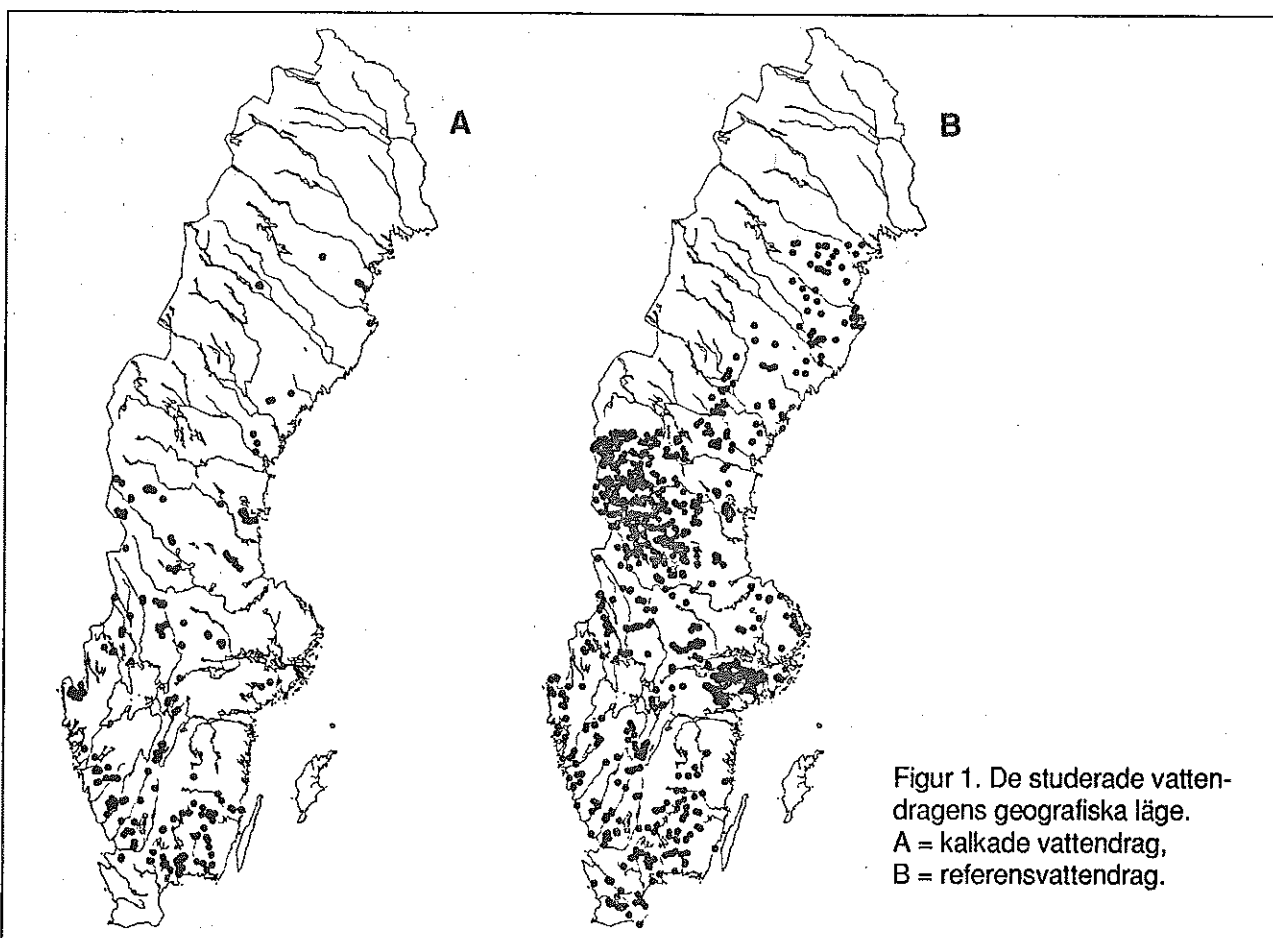
I de undersökta vattnen har bakgrundsdata på bottenfaunaförekomsten innan försurning sänkts, vilket innebär att denna rapport ej omfattar direkta studier av återkolonisationen i kalkade vatten. Istället har enbart kolonisations- och förekomstdata efter kalkning använts för att belysa bottenfaunans möjlighet till kolonisation och etablering efter kalkning. Det begränsade antalet vatten med längre tidsserier efter kalkning har dessutom medfört att analysen av bottenfaunans kolonisationsmöjligheter i kalkade vatten till stor del baseras på jämförelser av bottenfaunaförekomsten i kalkade vatten med förekomsten i okalkade referensvatten (både sura och mer neutrala vatten).

Datamaterial och urvalsgrunder

Datamaterialet för denna studie är hämtat från LIMNODATA HB:s databas vilken omfattar mer än 10 000 bottenfaunaprover insamlade i både rinnande vatten och sjöar. Bottenfaunaproverna är insamlade under perioden 1975-90 och omfattar huvudsakligen ett provtagningstillfälle per lokal. För ett mindre antal vatten finns dock längre tidsserier efter kalkning (10 rinnande vatten och två sjöar) där bottenfaunaförekomsten har studerats upp till 15 år efter första kalkning.

Ur databasen selekterades materialet fram enligt följande kriterier; a) materialet skulle ha insamlats med skickssampling och behandlats på ett så taxonomiskt likvärdigt sätt som möjligt, b) referens-lokalerna skulle ligga inom den del av landet som är föremål för kalkningsinsatser, vilket innebär att lokaler belägna i mellersta till norra fjällkedjan, samt landets nordligaste del från Luleå och norrut uteslöts ur analysen (Figur 1 och 2).

Trots denna selektering erhöles en överrepresentation av referenslokaler i nordliga rinnande vatten och en obalans mellan antalet kalkade och okalkade lokaler (Figur 1 och Tabell 1). Med undantag för vatten med alkalinitet över 0.5 mekv/l uppvisar referenslokalerna i rinnande vatten till viss del en gradient från söder mot norr med stigande alkalinitet. Detta medförde i sin tur en gradient från lägre till högre belägna lokaler med stigande alkalinitet. Dessa gradienter hos referenslokalerna beror i första hand på att försurningspåverkan i allmänhet minskar mot norr, men också på ett stort antal undersökta lokaler i Jämtlands län. Även för sjöarna föreligger en viss snedförskjutning med stigande alkalinitet men är mindre uttalad och uppvisar gradienter i motsatt riktning, från norr mot söder och från högre mot lägre belägna sjöar. Obalansen har i begränsad omfattning påverkat resultaten som redovisas.



Tabell 1. Medelvärden för nordläge (x-koordinat), höjd över havet och vattendragsbredd för lokalerna som har ingått i analysen. De okalkade referensvattnen är indelade i fem grupper baserat på vattnets alkalinitet (mekv/l), varav vatten som saknar alkalinitet (0 mekv/l) benämns sura vatten.

Kategori	Alkalinitetsgrupp	Antal lokaler	X-koord.	Höh (m)	Vattendragsbredd (m)
Rinnande vatten					
Kalkade vatten		239	654219	195	8.0
Sura vatten,	0	130	655769	228	3.1
Referensvatten,	0-0.05	209	667596	269	4.8
Referensvatten,	0.05-0.25	532	678225	306	8.3
Referensvatten,	0.25-0.50	133	678260	322	7.5
Referensvatten,	>0.50	160	661175	150	6.0
Sjöar					
Kalkade vatten		72	656395	246	-
Sura vatten,	0	29	664582	342	-
Referensvatten,	0-0.05	34	664406	218	-
Referensvatten,	0.05-0.25	51	665935	220	-
Referensvatten,	0.25-0.50	22	652294	92	-
Referensvatten,	>0.50	45	653358	50	-

Totalt omfattar analysen 1 656 lokaler varav 1 403 lokaler i vattendrag och 253 lokaler i sjöar. Sjömaterialet utgörs enbart av prover från sjöarnas litoralzon (strandzon) ned till en halvmeters djup. På vissa lokaler (huvudsakligen kalkade vattendrag) har prover tagits vid flera tillfällen varför antalet provtillfällen som ingår är större än antalet lokaler och totalt ingår 2 009 (provtillfällen), varav 1 692 är i rinnande vatten och 317 i sjöar. Antalet vattenprover är något färre eftersom vattenprov ej har tagits vid alla provtagningsstillfällen. Totalt ingår i analysen 1 579 vattenprov från rinnande vatten och 297 från sjöar.

Provtagningsmetodik och artbestämning

Materialet är relativt heterogent med avseende på provtagningsmetodik eftersom djuren har plockats ut med olika metoder och samlats in under olika årstider. Södra Sverige har i huvudsak undersökts under april-maj och de nordligaste delarna under juli-augusti. Undantag utgör Stockholms län och ett mindre antal kalkade vattendrag i södra och mellersta Sverige där många prover har tagits under september månad. I regel har proverna tagits så sent på året att tidigt utkläckande bäcksländor som t ex

Capnia bifrons och *Taeniopteryx nebulosa* ej har påträffats. I många nordliga vatten kan också många larvövervintrande dagsländor som t ex *Ameletus inopinatus*, *Leptophlebia vespertina* och *Ephemerella aurivilli* ha erhållit en för låg förekomstfrekvens eftersom dessa kan ha varit utkläckta vid provtagningsstillfället.

Bottenfaunaproverna är insamlade, både i sjöar och rinnande vatten, med s k kicksampling ned till ca 0,5 m djup. Kicksamlingen har utförts på sådant sätt att bottenmaterialet rörts upp med hjälp av foten under ca 5 sekunder och uppsamlats i ett nät med 1 mm maskstorlek. Proverna har därefter överförts till plastburkar och konserverats med 70% etanol. Vid varje provtagningsstillfälle har ca 30 prover tagits och varje prov omfattat en bottenytan av ca 0,2 m². Proverna har sedan analyserats enligt den metodik, litteratur och till de nivåer som anges i Engblom & Lingdell (1991). Detta innebär att vissa grupper har analyserats till art medan andra endast har analyserats till högre taxonomiska nivåer (t ex släkte, familj eller ordning). De erhållna taxonomiska nivåerna (antalet taxa) har använts som mått artrikedomen där ej annat anges. Vid varje provtagningsstillfälle har också pH, alkalinitet och vattenfärg analyserats. För varje lokal har dessa data sedan kompletterats med uppgifter

på x- och y-koordinat enligt RAK-systemet samt höjd över havet och vattendragsbredd.

De olika arternas försurningstolerans (försurningsindex) har angivits i fyra toleransklasser (1, 2, 3 och 4) enligt den klassificering av bottendjurens försurningskänslighet som har tillämpats av Engblom & Lingdell (1987) och Lingdell & Engblom (1991). Toleransklass 1 omfattar arter med tolerans för pH-värden under 4.5, toleransklass 2 arter som tål pH-värden ned till 4.5, toleransklass 3 arter som klarar pH-värden ned till 5.0 och toleransklass 4 arter som tar skada vid värden under 5.4. Toleransklasserna (försurningsindexen) är baserade på empiriska data över lägsta kända pH som arten har överlevt i naturen.

Analysmetodik

Bottenfaunans förekomst och kolonisation har analyserats både genom att studera olika arters kolonisationsfrekvens i ett mindre antal vatten efter kalkning och genom att analysera förekomstfrekvensen i ett stort antal okalkade vatten med olika grad av försurningpåverkan i relation till förekomsten i kalkade vatten. Den sistnämnda metoden ger enbart ett indirekt mått på bottenfaunans återkolonisation i försurningsskadade vatten efter kalkning. Förändringen i antal taxa med tiden efter första kalkning har analyserats genom att beräkna medelantalet taxa under olika perioder efter kalkning. För rinnande vatten omfattade analysen fyra treårsperioder (1-3, 4-6, 7-9 och 10-12 år). För sjöarna gjordes en liknande indelning som omfattade fem perioder upp till 13-15 år efter första kalkning.

Vid analysen av bottendjurens förekomstfrekvens indelades vattendragen och sjöarna i sex grupper. Alla kalkade vatten placerades i en grupp och de övriga delades upp i fem alkalinitetsklasser (0, 0-0.050, 0.051-0.250, 0.251-0.500 och >0.500 mekv/l). Alkaliniteten utgör en bättre och stabilare indelningsgrund än uppmätta pH-värden eftersom dessa har en större variation än alkaliniteten. Bottendjurens försurningstolerans är också starkt kopplad till vattnets syraneutraliserande egenskaper (Lien et al. 1991). En nackdel med alkaliniteten som indelningsgrund är dock att den ej ger en uppdelning av gruppen sura vatten (alkalinitet = 0) i starkt sura och mindre sura vatten.

För att reducera antalet nollvärden i analysen av förekomstfrekvenserna eliminerades de mest sällsynta arterna genom att begränsa analysen enbart till taxa med en förekomstfrekvens större än 1% i kalkade vatten. Med denna begränsning omfattade analysen totalt 246 taxa i rinnande vatten och 230 taxa i sjöar. Vid jämförelsen mellan sura vatten (alkalinitet = 0), kalkade vatten och alla referensvatten med alkalinitet >0 mekv/l gjordes också en gruppering där referensvattnen i de fyra alkalinitetsklasserna hänfördes till en gemensam grupp av ej sura, mer neutrala referensvatten.

Vid förekomstanalysen gjordes en jämförelse av skillnaderna i arternas förekomstfrekvens mellan sura vatten och mer neutrala referensvatten, samt skillnaderna i arternas förekomstfrekvens mellan kalkade vatten och neutrala referensvatten. En låg förekomstfrekvens i både sura och kalkade vatten indikerar enligt denna prognosmodell att arten har låg försurningstolerans och dessutom svårigheter att kolonisera kalkade vatten. En hög förekomstfrekvens i kalkade vatten och en låg förekomst i sura vatten indikerar däremot en god återkolonisationspotential.

På grund av en viss obalans i datamaterialet och att hänsyn ej har tagits till att vissa arter har sydliga respektive nordliga utbredningsområden så har prognosmodellen vissa begränsningar. Detta motverkas dock av den stora datamängden och det faktum att endast relativt vanliga arter har medtagits i analysen.

Statistiska analyser

Databearbetning har gjorts med hjälp av SPSS/PC+ Advanced Statistics v3.1 (SPSS Inc. 1988). För att analysera likheterna i artförekomst mellan de olika vattendragskategorierna användes clusteranalys (complete linkage). Skillnaden i artförekomst (förekomstfrekvens) mellan olika vattenkategorier analyserades med en icke parametrisk test, Wilcoxon Matched-pairs Signed-ranks test. Skillnaderna i antal taxa mellan olika tidsperioder efter kalkning analyserades med en parametrisk t-test vid $n > 30$ (logaritmerade värden, $x + 1$), och en icke parametrisk test, Mann-Whitney U test vid $n < 30$.

RESULTAT

Vattenkvalitet

De kalkade vattendragen och sjöarna hade i genomsnitt ett pH på 6.6 (både vattendrag och sjöar) och en alkalinitet på 0.17, respektive 0.12 mekv/l (Tabell 2). Vattnets färgtal var 79 mg Pt/l i rinnande vatten och 50 mg Pt/l i sjöar. De sura vattendragen och sjöarna som saknade alkalinitet hade i genomsnitt ett pH på 4.9 (både vattendrag och sjöar). Vattenfärgen i de sura vattendragen var dubbelt så hög som vattenfärgen i sjöarna (143 respektive 61 mg Pt/l).

I referensvattendragen och referenssjöarna var färgtalet 47-89 mg Pt/l, dvs i nivå med färgtalet i de sura sjöarna. Vattendragen och sjöarna i den lägsta alkalinitetsgruppen (0-0.05 mekv/l) hade i genomsnitt en alkalinitet på 0.03 mekv/l medan pH i genomsnitt var 6.0, respektive 6.2. Vattendragen i högsta alkalinitetsgruppen (>0.5 mekv/l) hade i genomsnitt en alkalinitet på 1.19 mekv/l och ett pH på 7.5. Sjöarna i samma alkalinitetsgrupp hade en alkalinitet på 1.12 mekv/l och ett pH på 7.4.

Artantalets variation med pH

Bottenfaunans reaktion på försurningspåverkan beror i hög grad av den artsammansättning och vattenkvalitet som vattnen hade innan de försurades. I naturligt sura vatten är t ex bottenfaunan artfattig redan innan påverkan. Även vatten som är opåverkat av atmosfärisk försurning har därför generellt ett ökat artantal med ett ökat pH-värde upp till neutrala pH-värden, men därefter minskar antalet arter vid en ytterligare höjning av pH-värdet (Figur 3). Bottendjurens artantal i de studerade vattnen var störst i pH-intervallet 6.5-7.5. Inom detta intervall påträffades ca 400 taxa (art eller högre taxonomisk grupp) i rinnande vatten och ca 250 taxa i sjöarnas strandzon. Antalet arter är dock betydligt högre eftersom flera grupper ej har bestämts till art.

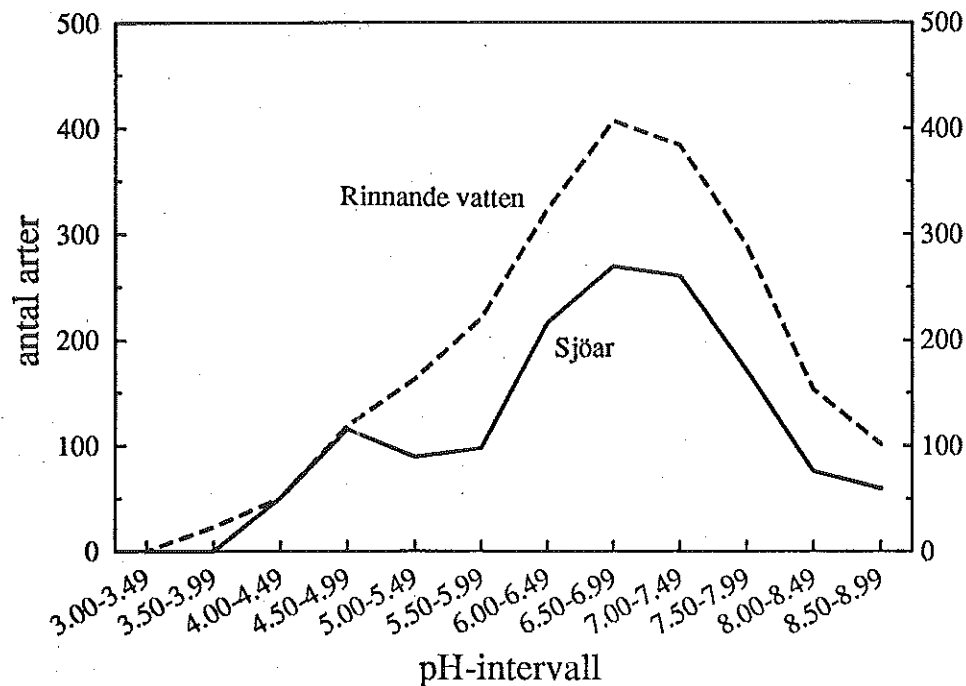
Även om flertalet bottendjur har ett uttalat maximum av arter omkring pH 7 finns det försurningstoleranta grupper som t ex bäcksländor (Plecoptera), vilka har ett bredare toleransområde (Figur 4 och 5). Bäcksländorna hade

Tabell 2. Medelvärden för pH, alkalinitet (mekv/l) och färgtal (mg Pt/l) för de vattenkategorier som har ingått i analysen.

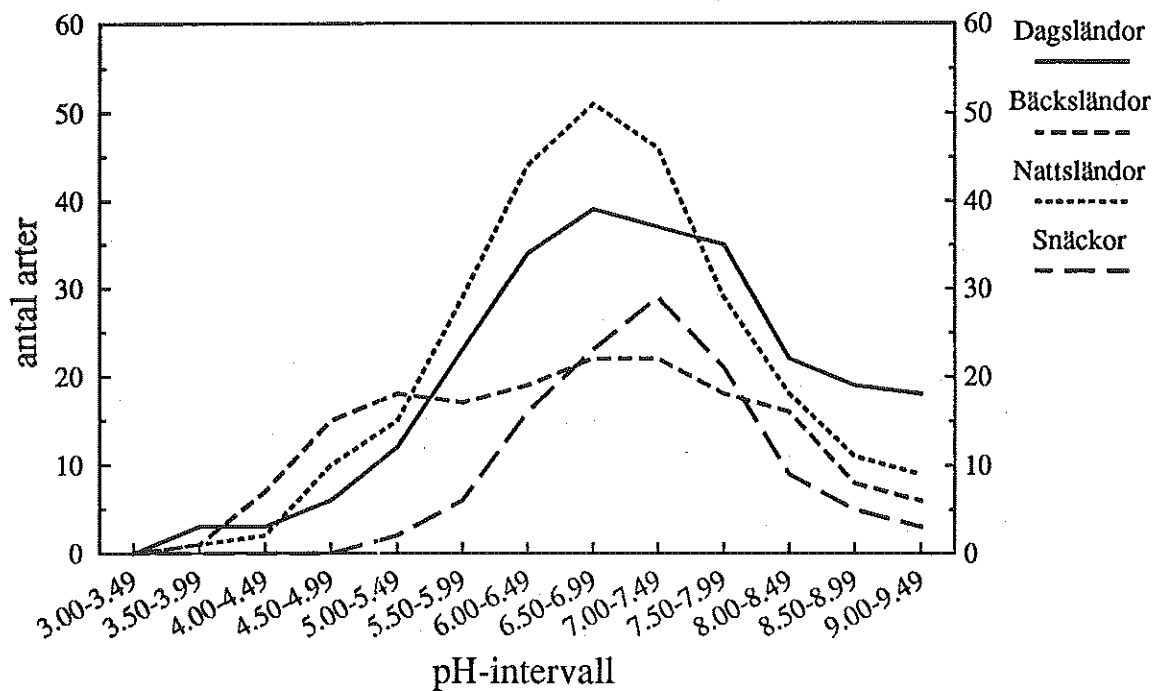
Kategori	Alkalinitetsgrupp	Antal prov	pH	Alkalinitet	Färgtal
Rinnande vatten					
Kalkade vatten		342	6.6	0.17	79
Sura vatten,	0	140	4.9	0	143
Referensvatten,	0-0.05	230	6.0	0.03	89
Referensvatten,	0.05-0.25	560	6.7	0.13	72
Referensvatten,	0.25-0.50	141	7.2	0.35	62
Referensvatten,	>0.50	166	7.5	1.19	70
Sjöar					
Kalkade vatten		116	6.6	0.12	50
Sura vatten,	0	29	4.9	0	61
Referensvatten,	0-0.05	34	6.2	0.03	57
Referensvatten,	0.05-0.25	51	6.6	0.13	53
Referensvatten,	0.25-0.50	22	7.2	0.36	61
Referensvatten,	>0.50	45	7.4	1.12	47

sin största artförekomst i rinnande vatten vid pH ca 7.0, och i sjöar vid pH 6.5. Skillnaden beror förmodligen på att bäcksländorna är anpassade att leva i rinnande vatten och förekommer

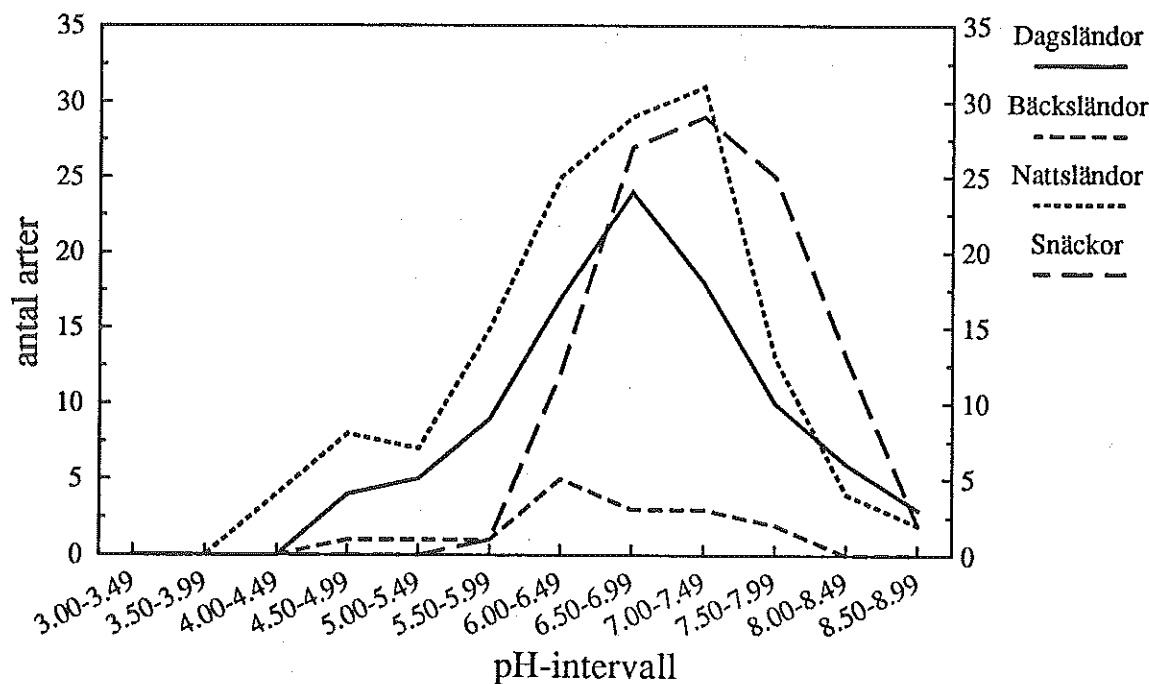
endast i mindre utsträckning i sjöar. Dagsländorna (Ephemeroptera) har ej samma uttalade preferens för rinnande vatten och förekommer i lika hög grad i sjöar och rinnande vatten, vilket



Figur 3. Antal förekommande bottenfaunataxa inom olika pH-intervall i de vatten som har studerats.



Figur 4. Antal påträffade arter inom grupperna dagsländor (Ephemeroptera), bäcksländor (Plecoptera), nattsländor (Trichoptera) och snäckor (Gastropoda) inom olika pH-intervall i rinnande vatten.



Figur 5. Antal påträffade arter inom grupperna dagsländor (Ephemeroptera), bäcksländor (Plecoptera), nattsländor (Trichoptera) och snäckor (Gastropoda) inom olika pH-intervall i sjöar.

återspeglas i att de hade flest arter vid pH 7.0 i båda vattentyperna. Gruppen snäckor (Gastropoda) som är mera kalkkrävande hade sitt största artantal vid något högre pH-värden (ca 7.5) i både rinnande vatten och sjöar. Även gruppen nattsländor (Trichoptera) hade flest arter vid detta pH i sjöarna, men i rinnande vatten vid något lägre pH.

Försurningstolerans och artsammansättning i sura vatten

Antalet funna botten djurstaxa i sura vatten (både sjöar och vattendrag) var betydligt lägre än i kalkade vatten och neutrala referensvattnen (Tabell 3). I rinnande vatten påträffades totalt 128 st taxa jämfört med ca 235 st i de två övriga vattenkategorierna. Förekomstfrekvensen var också signifikant lägre i sura vattendrag än i både kalkade och neutrala referensvattendrag ($P < 0.001$). I sjöarna var antalet påträffade taxa något lägre än i rinnande vatten, 103 i sura sjöar mot något över 200 i de neutrala referenssjöarna.

Främst var det iglar (Hirudinea), snäckor (Gastropoda), musslor (Bivalvia), kräftdjur (Crustacea), dagsländor (Ephemeroptera) och nattsländor (Trichoptera) som var mindre re-

presenterade i sura vatten än i neutrala referensvattnen, men antalet förekommande taxa minskade inom alla de redovisade bottenfaunagrupperna. I rinnande vatten saknades grupperna svampdjur (Porifera), nässeldjur (Hydrozoa), iglar, musselkräftor (Ostracoda) och bland snäckor påträffades endast *Radix peregra*. I sjöarna saknades också svampdjur, nässeldjur, musselkräftor, snäckor och hos musslor påträffades endast släktet *Pisidium* (ärtmusslor)

Toleranta arter

Vanligast förekommande arten i sura rinnande vatten var bäcksländan *Nemoura cinerea* som förekom i 88% av proverna, men även bäcksländorna *Isoperla grammatica*, *Brachyptera risi*, *Amphinemura sulcicollis* och *Leuctra nigra* hade en hög förekomstfrekvens (Appendix, Tabell 1). Bland dagsländorna var både *Leptophlebia vespertina* och *Leptophlebia marginata* vanligt förekommande, men av nattsländorna var det bara *Polycentropus flavomaculatus* som hade en förekomstfrekvens högre än 10%. Av de övriga botten djuren var det endast *Gerris lacustris* (Hemiptera), *Sialis lutaria* (Megaloptera) och *Asellus aquaticus* (Crustacea) som hade en förekomstfrekvens över 10% i sura vatten.

Tabell 3. Antal påträffade taxa inom olika bottenfaunagrupper i sura (alkalinitet = 0 mekv/l), kalkade, respektive okalkade referensvatten med alkalinitet >0 mekv/l.

	Sura vatten	Kalkade vatten	Referens vatten		Sura vatten	Kalkade vatten	Referens vatten
Sjöar				Rinnande vatten			
Porifera	0	1	1	Porifera	0	1	1
Hydrozoa	0	1	1	Hydrozoa	0	1	1
Nematoda	1	1	1	Nematoda	1	1	2
Turbellaria	1	3	3	Turbellaria	2	3	3
Oligochaeta	3	5	4	Oligochaeta	2	4	4
Hirudinea	2	8	8	Hirudinea	0	5	5
Gastropoda	0	11	11	Gastropoda	1	9	9
Bivalvia	1	4	4	Bivalvia	3	5	5
Crustacea	10	13	12	Crustacea	5	9	9
Ostracoda	0	1	1	Ostracoda	0	1	1
Hydracarina	2	2	2	Hydracarina	2	2	2
Ephemeroptera	5	19	19	Ephemeroptera	12	34	33
Plecoptera	1	9	4	Plecoptera	19	24	24
Trichoptera	25	57	55	Trichoptera	31	62	61
Coleoptera	16	24	24	Coleoptera	16	25	25
Odonata	12	19	18	Odonata	12	17	17
Hemiptera	18	27	22	Hemiptera	8	13	13
Megaloptera	2	2	2	Megaloptera	3	3	3
Diptera	4	13	13	Diptera	12	16	16
Totalt	103	220	205	Totalt	129	235	234

I sjöarna var sötvattensgråsuggan *A. aquaticus* den art som hade den högsta förekomstfrekvensen (56%), men även *L. vespertina* var vanligt förekommande (Appendix, Tabell 2). Andra bottendjur med hög förekomstfrekvens i sura sjöar var bäcksländan *N. cinerea*, nattsländan *Holocentropus dubius*, skalbaggen *Hyphydrus ovatus* och flera arter av trollsländor

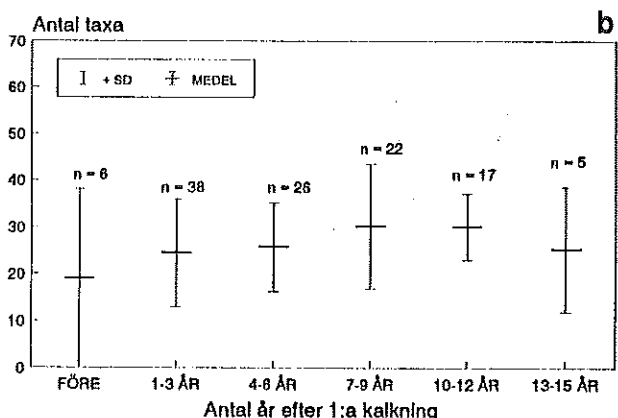
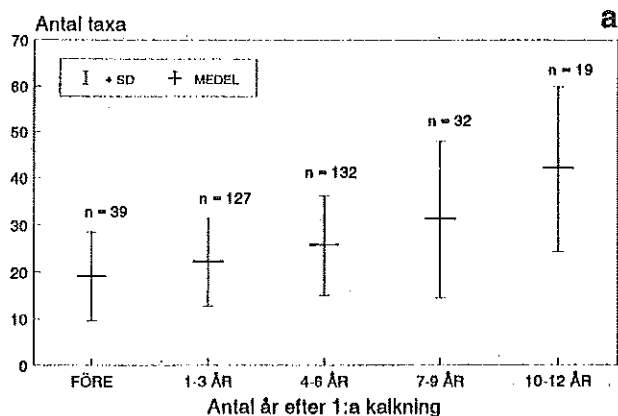
Försurningskänsliga arter

Relativt försurningskänsliga arter, dvs arter i toleransklass 2 till 3, som trots allt förekom i de sura vattnen var bl a dagsländorna *Baetis rhodani*, *Baetis niger*, *Siphonurus aestivalis* och *Cloeon dipterum-inscriptum*, nattsländorna *Lepidostoma hirtum* och *Hydropsyche angustipennis*, skalbaggen *Elmis aenea* och snäckan *Radix peregra*. Av dessa är *S. aestivalis* mest försurningskänslig och klassificerad i toleransklass 3 medan övriga tillhör toleransklass 2.

Artsammansättning och kolonisation efter kalkning

Artsammansättning

I kalkade vattendrag påträffades totalt 235 taxa med en förekomstfrekvens på 1% eller högre och i sjöarna 220 taxa (Tabell 3). Bland grupperna dagsländor, bäcksländor och nattsländor, där bestämning hade gjorts till art, hade gruppen nattsländor det största antalet taxa. I rinnande vatten påträffades 62 och i sjöarna 57 taxa. Gruppen dagsländor hade 34 taxa i rinnande vatten och 19 i sjöarna. Både dagsländor och nattsländor hade lika många taxa i kalkade vatten som i neutrala referensvatten. Gruppen bäcksländor hade dock fler påträffade taxa i kalkade sjöar än i okalkade sjöar (9 respektive 4). I rinnande vatten var antalet taxa lika stort båda vattentyperna (24 st). Även gruppen skinnbaggar hade ett större antal taxa i kalkade sjöar än i referenssjöar (27, respektive 22). Bottendjurens förekomstfrekvens i kal-

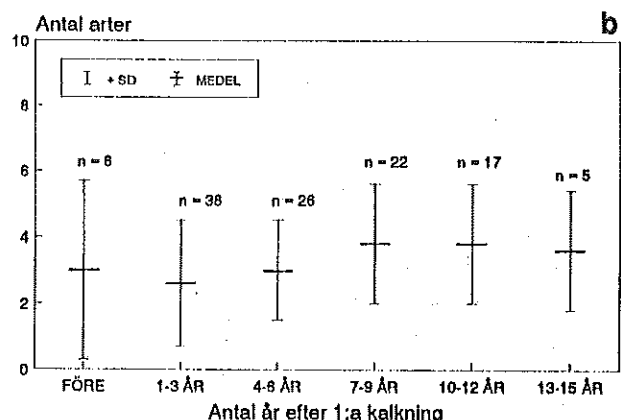
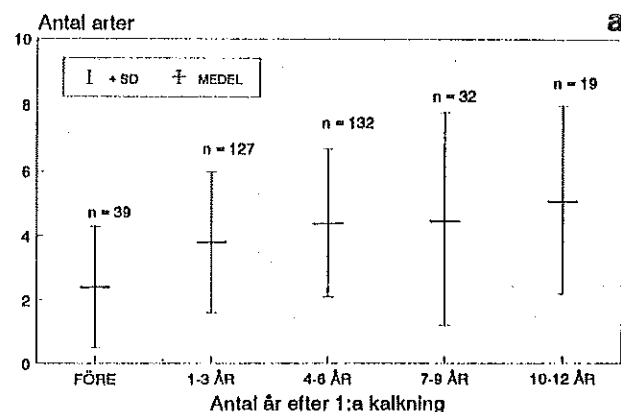


Figur 6. Medelantal påträffade bottenfaunataxa i relation till antal år efter första kalkning. a) Rinnande vatten b) Sjöar

kade vatten var ej signifikant skild från den i neutrala referensvatten.

Vanligast förekommande arter i kalkade vattendrag var dagsländorna *L. vespertina* och *B. rhodani*, nattsländan *P. flavomaculatus* och sötvattensgråsuggan *A. aquaticus*, vilka förekom i ca 50% av proverna. Andra arter med en hög förekomstfrekvens (>25%) var t ex dagsländorna *L. marginata*, *Heptagenia fuscogrisea* och *B. niger*, bäcksländorna *N. cinerea* och *I. grammica*, samt nattsländan *Hydropsyche siltalai*.

I sjöarna hade både gråsuggan *A. aquaticus* och dagsländan *L. vespertina* en hög förekomstfrekvens efter kalkning. Båda förekom i mer än 70% av proverna. Andra dagsländor med en förekomstfrekvens över 25% var bl a *Caenis horaria* och *C. dipterum-inscriptum*. Bland nattsländorna hade *Mystacides azurea*, *L. hirtum* och *Molanna angustata* en förekomstfrekvens högre än 25%. Av övriga botten djur var det bara *Eurycercus lamellatus*, *S. lutaria*, *R. peregra* och *Erpobdella octoculata* som hade en förekomstfrekvens över 25%. Många arter hade



Figur 7. Medelantal påträffade dagsländearter (Ephemeroptera) i relation till antal år efter första kalkning. a) Rinnande vatten b) Sjöar.

dock en lägre förekomstfrekvens i kalkade sjöar jämfört med förekomsten i neutrala referenssjöar, speciellt de mindre vanliga arterna.

Kolonisation efter kalkning

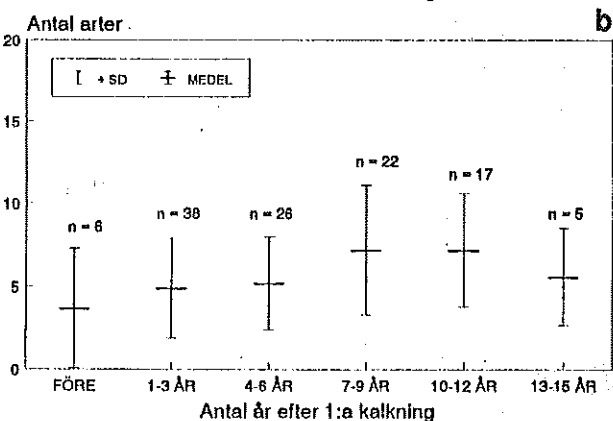
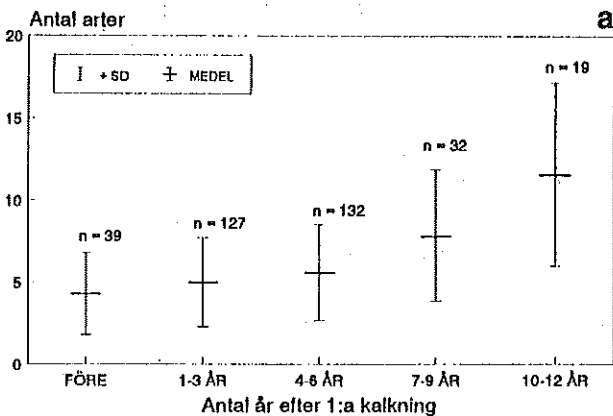
I både sjöar och rinnande vatten ökade medelantalet förekommande taxa med antalet kalkningar och tiden efter första kalkning (Figur 6a och 6b). Frånsett perioden 10-12 år efter första kalkning var ökningen i medelantal taxa per lokal ungefär lika stor i rinnande vatten och sjöar. I båda vattenkategorierna ökade medelantalet taxa från 19 till ca 30 under en tioårsperiod. Ökningen i antal taxa med tiden efter första kalkning var signifikant ($P < 0.05$) både i rinnande vatten och sjöar. I rinnande vatten var antalet taxa signifikant högre redan 4-6 år efter första kalkning, men i sjöarna erhöles en signifikant ökning först 10-12 år efter första kalkning. Medelantalet taxa per lokal i de kalkade sjöarna 10-12 år efter första kalkning var i nivå med medelantalet taxa på 50 st slumpvis

Tabell 4. Medelantal taxa (\pm SD) på 50 st slumpvis valda okalkade referenslokaler i sjöar, respektive rinnande vatten, med uppmätta pH-värden i intervallet 6.2 till 7.3.

	Sjöar	Rinnande vatten
Gastropoda	2.2 (3.8)	1.7 (4.2)
Plecoptera	0.8 (0.7)	3.2 (2.8)
Ephemeroptera	4.1 (2.2)	5.2 (2.7)
Trichoptera	8.0 (3.6)	10.1 (4.2)
Alla taxa	30.2 (12.8)	36.4 (13.3)

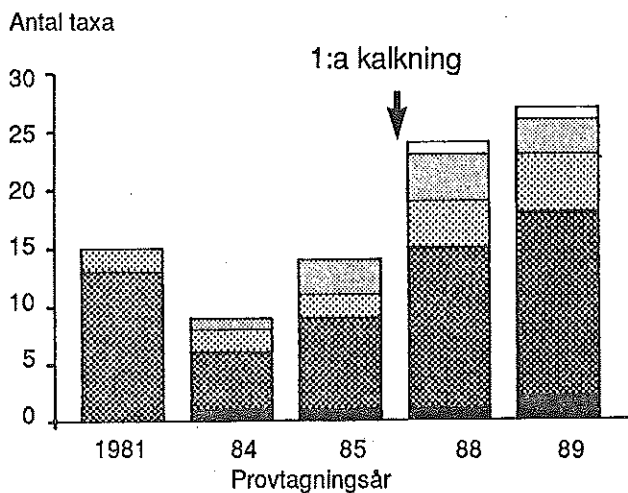
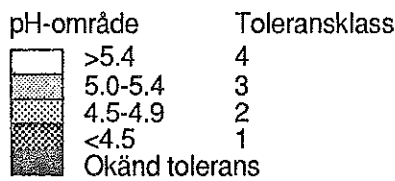
valda lokaler i referenssjöar med pH från 6.2 till 7.3 (Tabell 4). I rinnande vatten var medelantalet taxa per lokal vid samma period t o m något högre än medelantalet taxa i referensvattdragen.

Av de artbestämda grupperna var det endast dagsländorna som hade en signifikant ökning ($P < 0.05$) i artantal för både rinnande vatten och sjöar med tiden efter första kalkning (Figur 7a och 7b). I likhet med totala antalet

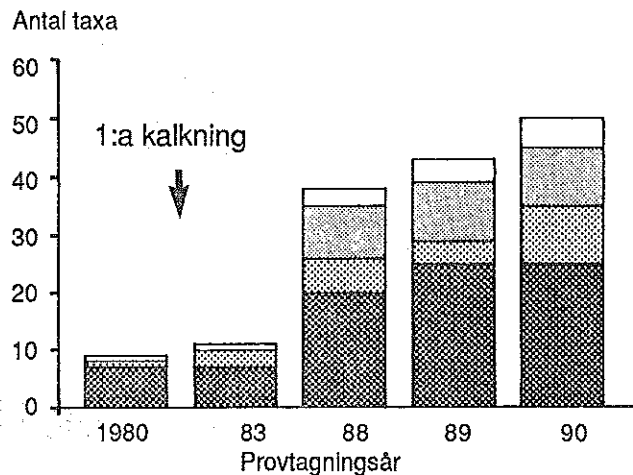


Figur 8. Medelantal påträffade nattsländearter (Trichoptera) i relation till antal år efter första kalkning. a) Rinnande vatten b) Sjöar.

taxa var antalet dagsländearter i sjöarna signifikant högre först efter en längre tids kalkning (7-9 år). I rinnande vatten var antalet däremot signifikant högre redan 4-6 år efter första kalkning. Medelantalet dagsländearter per lokal i rinnande vatten ökade från 2.4 innan kalkning till 5.1 10-12 år efter första kalkning. I sjöarna ökade medelantalet arter från 3.0 till 3.8 under motsvarande period. Medelantalet dagsländearter per lokal i kalkade vatten (både sjöar och vattendrag) var i nivå med medelantalet i slumpvis valda neutrala referensvatten (Tabell 4).



Figur 9. Antal bottenfaunataxa inom olika toleransklasser (försurningsindex) i Bunnån, Kopparbergs län, före och efter kalkning.



Figur 10. Antal bottenfaunataxa inom olika toleransklasser (försurningsindex) i Gyltigesjön, Hallands län, före och efter kalkning. Teckenförklaring se Figur 9.

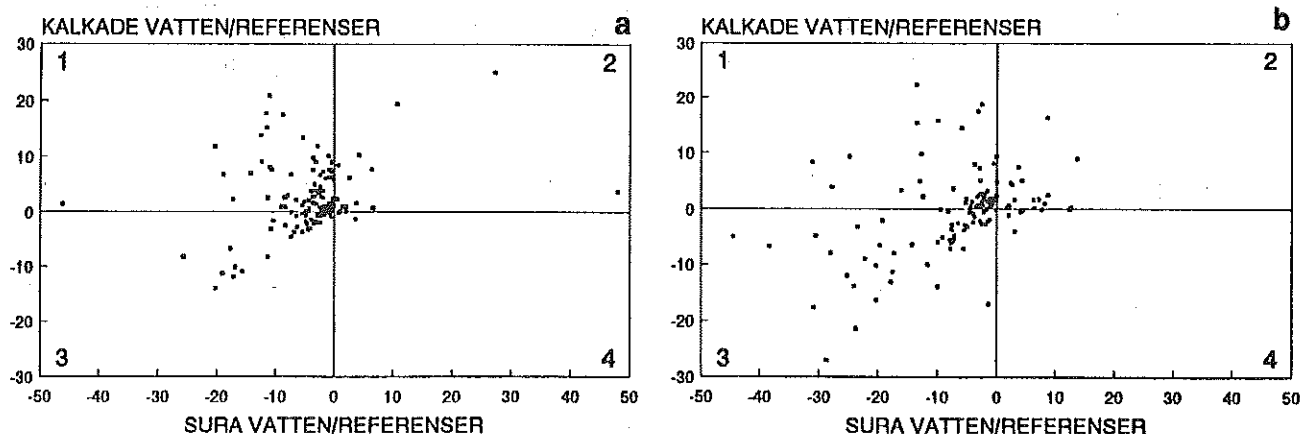
Antalet nattsländearter ökade signifikant ($P < 0.01$) med tiden efter första kalkning i rinnande vatten men ej i sjöarna. Antalet arter under perioden 4-6 år efter första kalkning var signifikant högre än antalet arter under perioden 1-3 år efter första kalkning. Medelantalet per lokal ökade från 4.3 innan kalkning till 11.6 under perioden 10-12 år efter första kalkning (Figur 8a). I sjöarna ökade under motsvarande period medelantalet från 3.7 till 7.2, men ökningen var ej signifikant (Figur 8b). Jämfört med medelantalet på de slumpvis valda referenslokalerna var antalet nattsländearter i rinnande vatten 10-12 år efter första kalkning något högre, men i sjöarna något lägre. Bäcksländor och snäckor visade inga signifikanta förändringar i artantal med tiden efter första kalkning. För bäcksländorna berodde detta på en hög tolerans mot försurning. Artantalet efter kalkning var t ex i nivå med medelantalet på de slumpvis valda referenslokalerna. För snäckornas del berodde det sannolikt på återkolonisationssvårigheter.

Efter kalkning ökade antalet taxa snabbt hos bottendjuren tillhörande toleransklass 1, medan mera känsliga bottendjur (toleransklass 2 till 4) hade en långsammare ökning (Figur 9 och 10). Detta mönster var tydligast i sjöarna troligtvis på grund av att rinnande vatten ofta återför-

suras. Med tiden efter kalkning avstannade ökningen i artantal inom de toleranta grupperna och t o m minskade när antalet försurningskänsliga arter ökade (Figur 10).

I de vatten där det förelåg längre tidsserier efter första kalkning (8 rinnande vatten och 2 sjöar) konstaterades ett flertal kolonisationer av bottendjur. Främst var det nattsländor, dagsländor och bäcksländor som hade ett stort antal (totalt 36 st) koloniserande arter. Övriga grupper hade tillsammans endast 1-5 koloniserande arter. De koloniserande arterna var alla vanligt förekommande i kalkade vatten. Flest kolonisationer hade gruppen nattsländor med kolonisation noterad hos 17 arter. Därefter kom gruppen dagsländor med 11 koloniserande arter, samt gruppen bäcksländor med 8 koloniserande arter. Kolonisation förekom hos 33% av de påträffade bäcksländearterna, 32% av dagsländearterna och 27% av nattsländearterna.

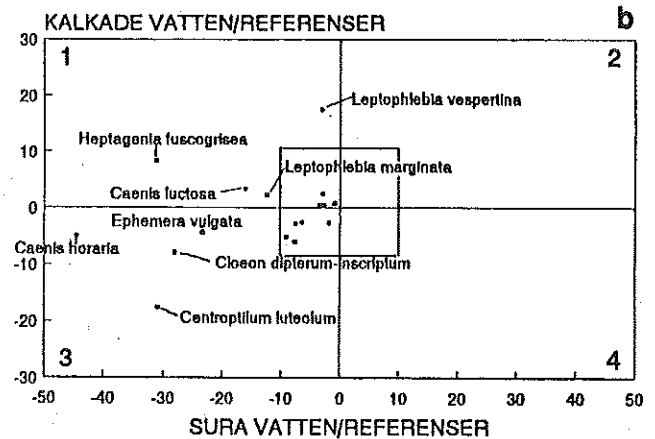
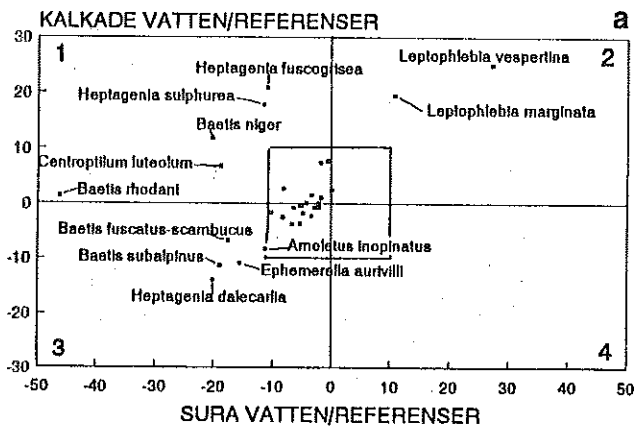
Störst antal kolonisationer per taxa noterades inom grupperna skalbaggar och bäcksländor med 2.6, respektive 2.4 kolonisationer per taxa. Lägst antal kolonisationer per taxa hade musslor, iglar och snäckor, vilka hade 1.0, 1.0 respektive 1.3 kolonisationer per taxa. Kolonisationstiden i de studerade vattnen varierade från några månader till upp till 15 år, och var i genomsnitt 5-6 år. Kolonisationstiden i rinnan-



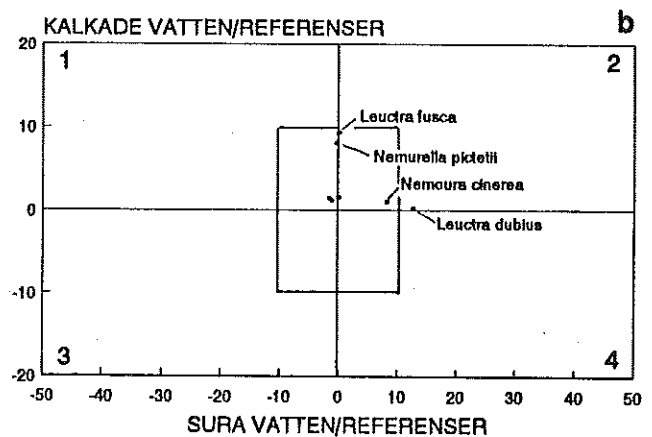
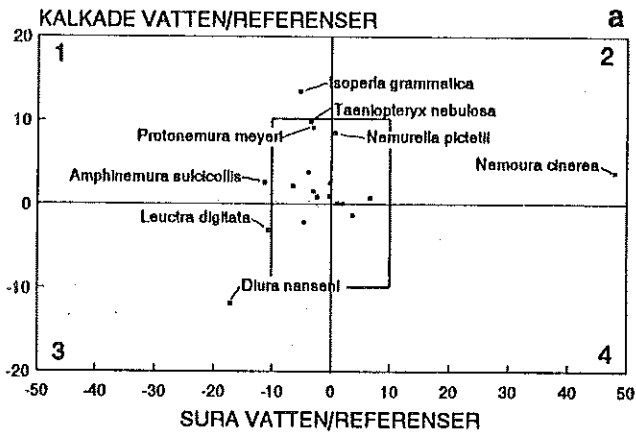
Figur 11. Skillnaderna i bottenfaunans förekomstfrekvens (%) mellan sura vatten och referensvatten med alkalinitet > 0 mekv/l i relation till skillnaderna mellan kalkade vatten och referensvatten.

a) Rinnande vatten b) Sjöar.

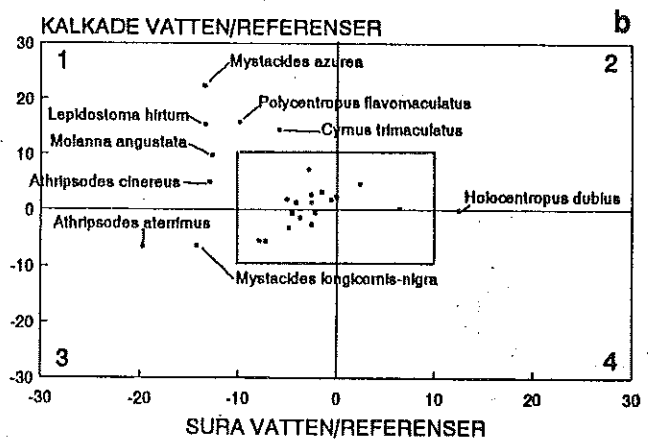
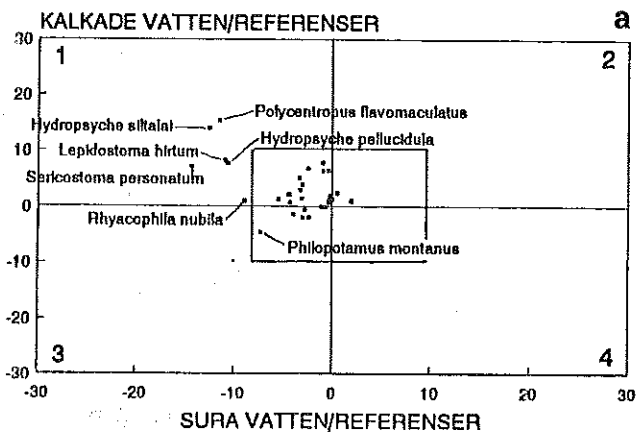
Baserat på arternas förekomstfrekvens har bottenfaunan indelats i fyra förekomstskategorier. 1. Toleranta och mindre toleranta arter vanliga i kalkade vatten med en god återkolonisationspotential. 2. Toleranta arter vanligt förekommande i både sura vatten och kalkade vatten. 3. Mindre toleranta arter med en låg förekomst i kalkade vatten indikerande en låg återkolonisationspotential. 4. Toleranta arter vanligt förekommande i sura vatten men med låg förekomst i kalkade vatten.



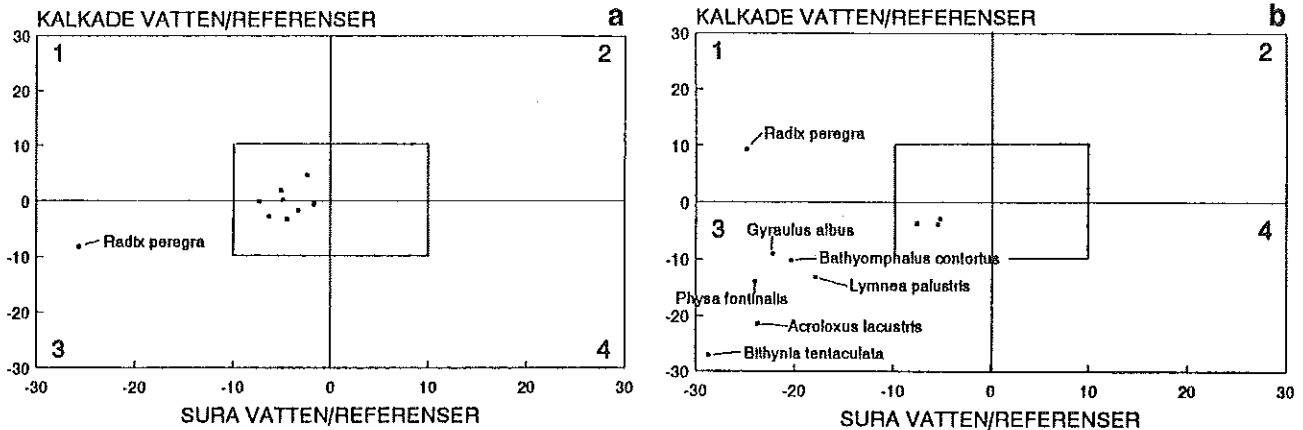
Figur 12. Skillnaderna i olika dagsländearters förekomstfrekvens (%) mellan sura vatten och referensvatten med alkalinitet >0 mekv/l i relation till skillnaderna mellan kalkade vatten och referensvatten. Arter med <10% skillnad i förekomstfrekvens (inrutade) har ej namngivits. Förklaring till siffrorna 1-4 anges i Figur 11. a) Rinnande vatten b) Sjöar.



Figur 13. Skillnaderna i olika bäcksländearters förekomstfrekvens (%) mellan sura vatten och referensvatten med alkalinitet >0 mekv/l i relation till skillnaderna mellan kalkade vatten och referensvatten. Förklaring till siffrorna 1-4 anges i Figur 11. Arter med <10% skillnad i förekomstfrekvens (inrutade) har ej namngivits. a) Rinnande vatten b) Sjöar.



Figur 14. Skillnaderna i olika nattsländearters förekomstfrekvens (%) mellan sura vatten och referensvatten med alkalinitet >0 mekv/l i relation till skillnaderna mellan kalkade vatten och referensvatten. Förklaring till siffrorna 1-4 anges i Figur 11. Arter med <10% skillnad i förekomstfrekvens (inrutade) har ej namngivits. a) Rinnande vatten b) Sjöar.



Figur 15. Skillnaderna i olika snäckarters förekomstfrekvens (%) mellan sura vatten och referensvatten med alkalinitet >0 mekv/l avsatt i relation till skillnaderna mellan kalkade vatten och referensvatten. Förklaring till siffrorna 1-4 anges i Figur 11. Arter med <10% skillnad i förekomstfrekvens (inrutade) har ej namngivits. a) Rinnande vatten b) Sjöar.

de vatten var i allmänhet lägre än för sjöar. Grupper med snabb kolonisation var bäcksländor och dagsländor, vilka ofta koloniserade de kalkade vattnen inom 1-3 år efter första kalkning.

Skillnader i förekomstfrekvens och återkolonisationspotential

Skillnaderna i förekomstfrekvens mellan kalkade vatten, sura vatten och neutrala referensvatten (alkalinitet >0) hos artbestämda botten-djur visade på skillnader i återkolonisationspotential mellan arterna. I sjöarna hade flera arter en låg förekomstfrekvens både i sura och kalkade vatten vilket antyder att sjölevande arter möjligtvis kan ha svårare att kolonisera andra vatten än arterna i rinnande vatten. De sjölevande arterna hade också en mycket större spridning i förekomstfrekvensen mellan vattentyperna (Figur 11a och 11b). Förutom ett färre antal studerade vatten så kan också fiskförekomst och variationen i trofinivå mellan sjöarna ha medverkat till en större spridning i bottenfaunans förekomstfrekvens.

De olika bottenfaunagrupperna uppvisade tydliga skillnader i förekomst mellan sura vatten och referensvatten, respektive mellan kalkade vatten och referensvatten (Figur 12-15 och Appendix, Tabell 1-4). Inom grupperna dagsländor, bäcksländor, nattsländor, skalbaggar och skinnbaggar hade de flesta arter en relativt hög förekomstfrekvens i kalkade vatten trots en låg förekomst i sura vatten jämfört med referensvattnen, vilket antyder en hög återkolonisationspotential. Gruppen trollsländor uppvisade

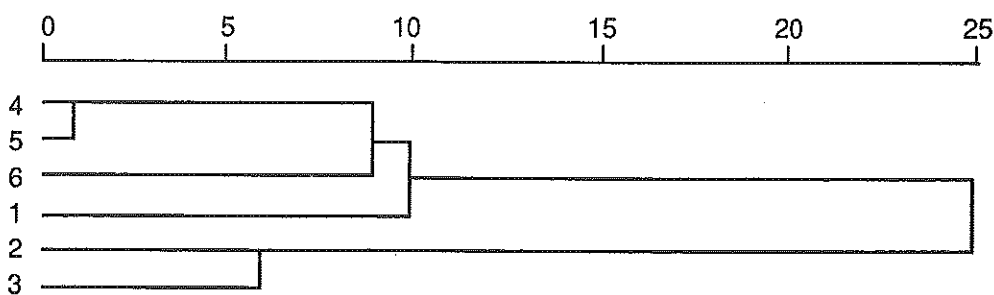
en mer motsägelsefull bild med både hög tolerans mot försurning och en relativt låg förekomst i kalkade vatten. Snäckor, iglar och kräftdjur hade en låg förekomstfrekvens i både sura vatten och kalkade vatten, vilket antyder en låg återkolonisationspotential. Inom dessa grupper var det framförallt *Gammarus pulex* och snäckorna *Bithynia tentaculata* och *Acroloxus lacustris* som hade förekomstskillnader indikerande en låg återkolonisationspotential (Figur 15, Appendix, Tabell 3).

Trots att hög tolerans (toleransklass 1) hade flera arter i kalkade vatten samtidigt en lägre förekomstfrekvens i sura vatten än i mer neutrala referensvatten. Av försurningskänsliga arter (toleransklass 2-4) var det i första hand vissa dagslände- och nattsländearter som var vanligt förekommande i kalkade vatten.

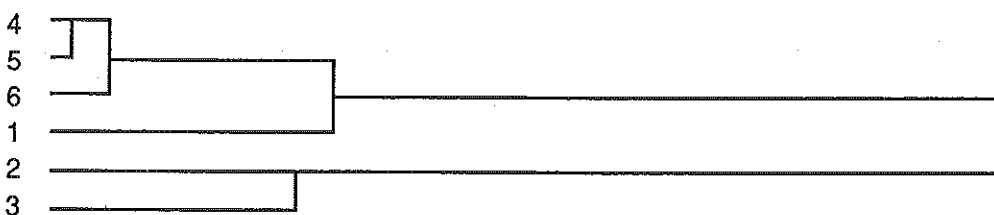
Trots att flertalet arter inom respektive grupp visade indikation på en god återkolonisationspotential hade dagsländorna *Heptagenia dalecarlia*, *Baetis subalpinus*, *Ephemerella auri-villi* och *Ameletis inopinatus*, bäcksländan *Diura nanseni*, nattsländan *Philopotamus montanus* och skalbaggen *Noterus clavicornis* en relativt låg förekomstfrekvens i kalkade vatten.

Den relativt höga förekomstfrekvensen av *Radix peregra* i kalkade sjöar jämfört med i rinnande vatten kan bero på att surstötter och höga metallhalter har större påverkan i rinnande vatten än sjöar. En anomaly uppvisade också dagsländan *Centroptilum luteolum* som hade en lägre förekomst i kalkade sjöar än i kalkade rinnande vatten. Detta kan eventuellt beror på att denna ej är en art utan flera olika arter med olika miljökrav. Artens taxonomi är under

Rinnande vatten a)



Sjöar b)



- 1 = Kalkade vatten
 2 = Sura vatten (alk = 0)
 3 = Referensvatten med alkalinitet 0 - 0.050 mekv/l
 4 = " 0.051 - 0.250 mekv/l
 5 = " 0.251 - 0.500 mekv/l
 6 = " >0.500 mekv/l

Figur 16. Clusterdendrogram (complete linkage) grundat på bottenfaunans förekomstfrekvens i vatten med olika alkalinitet. Skalan anger distansen mellan kombinerade cluster. Endast taxa med förekomstfrekvens >1% i kalkade vatten har medtagits i analysen. a) Rinnande vatten b) Sjöar.

revidering och *C. luteolum* utgörs troligtvis av två eller tre arter. Bland dagsländorna synes *B. rhodani* ha den bästa återkolonisationspotentialen eftersom den trots en mycket låg förekomst i sura vattendrag hade en relativt hög förekomstfrekvens i kalkade vatten.

Bottenfaunasamhället efter kalkning

Vid clusteranalysen av förekomstfrekvenserna i undersökta vattenkategorierna erhöles en uppdelning i två huvudgrupper för både rinnande vatten och sjöar (Figur 16a och 16b).

Rinnande vatten grupperades så att sura vattendrag och alkalinitetsvaga vattendrag (alkalinitet <0.05 mekv/l) bildade en grupp medan kalkade vattendrag och mer alkalinitetstarka referensvattendrag (alkalinitet >0.05 mekv/l) bildade en annan grupp. Bottendjurens förekomst i kalkade vattendrag var signifikant skild ($P < 0.05$) från förekomsten i sura och alkalinitetssvaga referensvattendrag men ej från förekomsten i mera alkalinitetstarka

referensvattendrag. Bottendjurens förekomst i sura vattendrag var däremot signifikant skild ($P < 0.05$) både från den i kalkade vattendrag och alla referensvattendrag med alkalinitet >0 mekv/l.

De kalkade sjöarna grupperades tillsammans med både sura sjöar (alkalinitet = 0) och referenssjöar med en alkalinitet <0.25 mekv/l. De uttalat alkalinitetstarka referenssjöarna (alkalinitet >0.25 mekv/l) bildade en egen grupp. Inom den första gruppen uppvisade dock de kalkade sjöar en större likhet med referenssjöar med alkalinitet mellan 0.05-0.25 mekv/l. Bottendjurens förekomst i kalkade sjöar var signifikant skild ($P < 0.001$), från förekomsten i de alkalinitetssvaga referenssjöarna (alkalinitet <0.05 mekv/l) men ej från förekomsten i referenssjöarna med alkalinitet >0.05 mekv/l ($P > 0.39$). Bottendjurens förekomst i sura sjöar var dock signifikant skild ($P < 0.001$) från förekomsten i kalkade sjöar och referenssjöarna med alkalinitet >0.05 mekv/l.

DISKUSSION

Försurningstolerans

Försurningens påverkan på bottenfaunan är beroende av en rad faktorer som livscykel, födoväl, habitat, utvecklingsstadium, kropps morfologi och fysiologi. De vattenlevande insekterna är t ex särskilt känsliga under det första larvstadiet och vid utkläckningen till adulta insekter (Bell 1970, 1971). Äggen hos många dagsländor är dock tåliga mot surt vatten men ej de tidiga larvstadierna (Lingdell & Engblom opubl. data). Speciellt bottendjur med stora kroppsytor som används för kutanrespiration och jonreglering (t ex *Baetis*-arterna) är känsliga för försurning och får ofta problem med jonbalansen när pH sjunker (Kimmel et al. 1985, Simpson et al. 1985). Växtätande bottendjur som snäckor och vissa dagsländor är mer känsliga för lågt pH än rovlevande bottendjur, t ex vissa bäcksländor och nattsländor (Otto & Svensson 1983, Sutcliffe 1983). Även rovlevande bottendjur (t ex iglar) kan dock också slås ut om dessa är specialiserade på att leva av en viss typ av bytesdjur som snäckor och fåborstmaskar (*Oligochaeta*) när dessa slås ut av försurningen.

Dagsländor, nattsländor, kräftdjur, snäckor och iglar klassificeras i allmänhet som försurningskänsliga grupper, medan flertalet bäcksländor, trollsländor, skinnbaggar och skalbaggar klassificeras som försurningstoleranta (Otto & Svensson 1983, Raddum & Fjellheim 1984, Ökland & Ökland 1986, Engblom & Lingdell 1987, Baekken & Aanes 1990). Inom varje grupp finns dock exempel på både toleranta och känsliga arter. Inom gruppen dagsländor är t ex *Leptophlebia vespertina* mycket tolerant mot försurningspåverkan medan *Baetis lapponicus* är en mycket försurningskänslig art (Engblom & Lingdell 1983, 1984). Inom den försurningstoleranta gruppen skalbaggar är arterna tillhörande familjen Elmidae försurningskänsliga och endast undantagsvis förekommer dessa i vatten med pH under 6 (Engblom et al. 1990).

Det har visat sig praktiskt vid försurningsundersökningar att indela bottendjuren i olika försurningsindex (toleransklasser) baserade på

kunskapen om toleransgränserna vad gäller låga pH-värden. Den toleransklassificering som används i denna undersökning har utvecklats av Engblom & Lingdell (1987), men en liknande klassificeringsgrund används i Norge (Raddum et al. 1988, Baekken & Aanes 1990).

Toleransgränserna överensstämmer i stort sett, men kan avvika något för enskilda arter beroende på att arternas tolerans också beror av vattenkvaliteten i övrigt, bl a vattnets halt av aluminium, kalcium och humus. Det mest typiska exemplet på detta utgör dagsländan *Baetis rhodani* som i Norge är placerad i den mest försurningskänsliga toleransklassen dvs den förekommer endast vid pH-värden över 5.4. I Sverige har Engblom & Lingdell (1984) funnit arten vid pH-värden ned till 4.6. Enligt Baekken & Aanes (1990) beror detta i första hand på en högre humushalt i svenska vattendrag.

Antalet påträffade taxa i sura vatten vid denna undersökning motsvarar resultaten från andra undersökningar i sura vatten. Otto & Svensson (1983) påträffade i medeltal 20-25 taxa i 300 sydsvenska vattendrag med pH 5-5.5. Meriläinen och Hynynen (1990) fann 220 taxa (varav 107 fjädermyggsarter) i 140 humösa skogssjöar i södra Finland. Eftersom gruppen fjädermyggor ej har artbestämts här motsvarar antalet funna taxa i de finska sjöarna antalet påträffade taxa i denna undersökning.

I likhet med andra studier dominerades bottenfaunan i de sura vattnen av försurnings-toleranta arter. Alla bottendjur med en förekomstfrekvens över 5% i sura vattendrag, med undantag för bäcksländan *Brachyptera risi* och igeln *Haemopsis sanguisuga*, var mycket försurnings-toleranta bottendjur (toleransklass 1), vilka tål pH-värden under 4.5. Många av arterna inom denna toleransklass är fragmenterare som lever av löv och annat tillfört organiskt material (främst arter inom grupperna bäcksländor och nattsländor). Dessa arter dominerar i regel bottenfaunasamhället i vattendragens övre delar eftersom de är anpassade till att tåla en variabel miljö som t ex extrema flöden, uttorkning och låga pH-värden (Fisher 1983, Hall et al. 1987). I sjöarna var dock även

mindre försurningstoleranta bottendjur mera förekommande t ex dagsländan *Cloeon dipterum-inscriptum* och nattsländorna *Molanna angustata* och *Molannodes tinctus* (toleransklass 2) vilka hade en förekomstfrekvens över 5%.

Flera av de toleranta arterna, bl a *N. cinerea* och *L. vespertina* hade en högre förekomstfrekvens i sura vatten än i kalkade vatten. Bäcksländan *N. cinerea* är ofta vanligt förekommande när konkurrensen med andra bäcksländearter och andra bottendjur minskar (Lillehammer 1974). I sjöar och vattendrag där fisken har slagits ut av försurningen är det också vanligt att förekomsten av skinnbaggar och trollsländelarver ökar jämfört med opåverkade vatten (Grahn och Hultberg 1974, Henrikson & Oscarson 1981, 1984, Brett 1989). Förekomsten av mindre försurningstoleranta bottendjur (toleransklass 2 eller 3) i de sura vattnen beror troligen på att dessa arter i viss utsträckning förekommer i naturligt sura vatten med hög vattenfärg eller i försurade vatten där aluminiumhalten ej är förhöjd. Det finns indikationer på att t ex *B. rhodani* är relativt tolerant mot lågt pH, men ej mot höga aluminiumhalter (Engblom & Lingdell 1986).

De sura vattendrag som har studerats hade i genomsnitt en mindre medelbredd och en högre vattenfärg än kalkade vattendrag och referensvattendrag. Detta återspeglar delvis graden av försurningspåverkan eftersom försurningen i första hand drabbar mindre vattendrag. Mindre vattendrag har också i allmänhet en högre vattenfärg än större vattendrag beroende på att en större del av avrinningsvattnet passerar enbart ytliga jordlager. I större vattendrag utgör det grundvattensbaserade basflödet en större andel av totala flödet.

Analysresultaten från clusteranalysen med gruppering av sura rinnande vatten och alkalinitetsvaga referensvatten (alkalinitet <0.05 mekv/l) i en egen grupp antyder att bottenfaunan i rinnande vatten är mera påverkad av försurningen än bottenfaunan i sjöar. Sjöarnas gruppering med högalkalina sjöar (alkalinitet >0.25 mekv/l) i en egen grupp återspeglar i sin tur att bottenfaunan där ej är nämnvärt påverkad av försurningen, och att bottenfaunan i dessa sjöar har en avvikande artsammansättningen jämfört med de övriga sjöarna.

Kolonisation efter kalkning

Resultaten visar att en betydande kolonisation sker i de kalkade vattnen, men att det ofta tar 10-15 år innan bottenfaunasamhället når den artrikedom som förekommer i mindre påverkade referensvatten. Antalet påträffade taxa per lokal 10-12 år efter första kalkning ligger för rinnande vatten i nivå med det antal taxa (40) som Otto & Svensson (1983) redovisade för sydsvenska vattendrag med pH 6.0-6.5. Resultaten tyder också på en något snabbare återkolonisation i rinnande vatten än i sjöar, vilket kan bero på att vattendragens längdsträckning utgör naturliga spridnings- och kolonisationsvägar för bottendjuren i rinnande vatten. I sjöarna har även faktorer som fiskartsammansättning och fiskpredation en stor betydelse vid återetablering. En ökad fiskförekomst efter kalkning kan påverka litoralfaunans återkolonisation (Keller et al. 1990). Enligt Keller (op cit.) sker återkolonisationen av bottendjur i sjöar mycket långsamt på grund av interaktioner i form av fiskpredation och konkurrens.

Ökningen av antalet dagslände- och nattsländearter i rinnande vatten efter kalkning tyder på en god återkolonisationspotential, och båda grupperna uppnådde efter 10-12 år ett artantal i nivå med referensvattnen. Även bäcksländorna hade en relativt god återhämtning och uppnådde ett artantal i nivå med referensvattnen. Den begränsade ökningen i bäcksländornas artantal beror mer på en hög försurningstolerans än en begränsad återkolonisationsförmåga. Alla tre bottenfaunagrupperna koloniserade kalkade vatten med ett relativt stort antal arter. Det stora antalet koloniserande arter var kopplat till ett stort antal bestämda arter, men också till en god återkolonisationsförmåga. Snäckorna däremot uppvisade uppenbara problem att återkolonisera i full utsträckning. Efter kalkning erhöles dock generellt en fördelning av bottendjur på olika toleransklasser (försurningsindex) som liknar den i mer neutrala referensvatten. Detta har också Appelberg et al. (1992) visat för ett antal sjöar och vattendrag.

Den långsamma ökningen i antal taxa i både rinnande vatten och sjöar efter kalkning beror, förutom på kolonisationssvårigheter, även på kalkningsmetodiken. Engblom & Lingdell (1985) fann det största antalet påträff-

fade bottenfaunataxa i vattendrag med en kombination av våtmarks-, sjö och doserarkalkning, vilket torde bero på att markkalkning låser fast metallerna bäst och att doserarkalkningen mildrar surstötarna bättre än sjö- och markkalkning.

Ett ökat artantal och en ökad abundans hos förekommande arter i sjöar efter kalkning har också visats i ett flertal studier tidigare (Hultberg & Andersson 1982, Eriksson et al. 1983, Raddum et al. 1984). Även enskilda arters kolonisation efter kalkning har observerats i tidigare studier. Dagsländorna *L. vespertina*, *Centroptilum luteolum*, *Cloeon dipterum-inscriptum* och *Caenis horaria* koloniserade St Holmevattnet och Gårdsjön i Bohuslän efter kalkning (Hasselrot et al. 1984, Engblom & Lingdell 1987, Henrikson 1988). För de två sistnämnda dagsländorna observerade även Eriksson et al. (1983) en kolonisation efter kalkning. Sötvattensgråsuggan *Asellus aquaticus* koloniserade Södra Boksjön (Bohuslän) efter kalkning (Raddum et al. 1984). Före kalkning fanns *A. aquaticus* endast i ett fåtal exemplar på lugnflytande partier i sjöns utloppsvattendrag, men efter kalkning så noterades förekomst även längs sjöns stränder. Eriksson et al. (1983) redovisade också en kolonisation av nattsländan *Molana angustata*, snäckan *Radix peregra* och fjädermyggorna *Heterotrissocladius maeri* och *Heterotrissocladius subpilosus* efter kalkning. Inom gruppen skalbaggar har många fynd av släktet *Stenelmis* (vanligtvis *S. canaliculata*) gjorts i kalkade eller kalkningspåverkade vatten. Både i sjön Unden, Skaraborgs län, och Mörrumsån, Blekinge län, har *S. canaliculata* påträffats efter kalkning (Engblom et al. 1990). Även en återkolonisation av fåborstmaskar (*Oligochaeta*) har noterats i kalkade sjöar (Eriksson et al. 1983, Keller et al. 1990). Efter reducering av svavelutsläppen i Sudburyområdet i Canada fann Gunn och Keller (1990) en betydande återkolonisation av både bottenfauna och fisk i en sur sjö där pH steg från 5.4 till 6.0 under en 7-års period. Antalet bottenfaunataxa ökade från 39 till 72. Tidiga kolonisatorer var bl a dagsländor och fåborstmaskar.

Bottenfaunakolonisationen i kalkade rinnande vatten är mindre studerad än den i sjöarna. Kolonisation och ett ökat artantal har dock noterats på sträckor nedströms kalkdoserare (Engblom & Lingdell 1985, Engblom & Lingdell 1989, Lingdell & Engblom 1989b,

Nilsson & Johansson 1985). I Fylleån, Hallands län, fann Petersen et al. (1985) ett ökat artantal redan året efter första kalkning. Försurningskänsliga arter som koloniserade var dagsländorna *Ephemera danica* och *C. horaria*, samt snäckorna *R. peregra*, *Ancylus fluviatilis* och *Physa fontinalis*. Dagsländan *Baetis rhodani* koloniserade Södra Boksjöns utlopp efter kalkning (Raddum et al. 1984). Raddum et al. (1988) observerade också en återkolonisation av försurningskänsliga bottendjur i toleransklass 3 och 4 (bl a dagsländan *B. rhodani*) i okalkade vattendrag i västra Norge efter det att surstötter hade slagit ut arterna några år tidigare.

Kolonisationsstudier i rinnande vatten har dock gjorts i andra sammanhang. I rinnande vatten som skadats av muddring, gruvutsläpp eller uttorkning har man erhållit en återställning och samhällsjämvikt efter en tid från tre månader upp till över ett år (Williams & Hynes 1977, Gore 1979, Minshall et al. 1983). I dessa studier har kolonisation huvudsakligen skett genom nedströmsdrift av bottendjur från opåverkade sträckor uppströms, vilket i regel ej är möjligt i försurade vattendrag som kalkats. Kolonisation via luften är istället den viktigaste kolonisationsvägen för bottenfaunan i kalkade vatten. I artificiella vattendrag där merparten av kolonisationen har skett via luften har en naturlig bottenfaunasammansättning liknande den närliggande vattendrag erhållits efter 8 till 12 månader (Laddle et al. 1980, Malmqvist et al. 1991). En betydligt längre kolonisationstid redovisar Fuchs och Statzner (1989) för bottenfaunan i en ganska isolerad stömsträcka i floden Rhens övre delar där närmaste jämförbara ekosystem påträffades 20-25 km bort. Bottenfaunan i det studerade vattendraget befanns ej vara återställd 5 år efter påverkan.

Analysen av de olika bottenfaunagruppernas förekomstfrekvens i kalkade vatten, sura vatten, respektive neutrala referensvatten visar att akvatiska insekter med en allmän spridning över landet också är vanligt förekommande i kalkade vatten. Frekvensanalysen visar att vissa försurningskänsliga arter som dagsländorna *Baetis rhodani*, *Caenis luctuosa* och nattsländan *Mystacides azurea* har en hög återkolonisationspotential och dessa arter var relativt vanliga i kalkade vatten. Andra bottendjursgrupper som snäckor, iglar och kräftdjur hade däremot en låg förekomstfrekvens i både

kalkade vatten och sura vatten. Huruvida detta enbart beror på en låg återkolonisationspotential hos dessa grupper är osäkert. Mönstret är dock det förväntade och övriga kolonisationsdata styrker också att dessa grupper har en låg återkolonisationspotential. Den använda prognosmodellen kan förbättras genom att en noggrannare selektion av vatten görs samt att hänsyn tas till enskilda arters utbredning i landet. Prognosmodellen ger i nuvarande form sannolikt en säkrare information om skillnaderna mellan olika bottenfaunagruppernas kolonisationsförmåga än mellan arter. I brist på bakgrundsdata och direkta studier av återkolonisation bör en förbättrad modell kunna utgöra ett hjälpmedel vid bedömning av bottenfaunans kolonisationsmöjligheter i kalkade vatten.

Clusteranalysen som utfördes på bottenfaunans förekomstfrekvens visar att kalkade vattendrag och sjöar trots allt uppnår ett bottenfaunasamhälle med stora likheter med neutrala vatten med en alkalinitet mellan 0.05-0.25 mekv/l. En förklaring till detta är att båda vattenkategorierna har alkalinitetsvärden som ligger inom samma intervall och båda är utsatta för försurningspåverkan i form av temporära surstötter.

Kolonisationsprocessen

I försurningsskadade vatten som återställs med hjälp av kalkning återhämtar sig bottenfaunasamhället via en kolonisationsprocess som inkluderar både åter- och nykolonisation, samt därpå följande interaktioner och utslagning som leder till en artsucceSSION. Enligt Minshall & Petersen (1985) kan kolonisationsprocessen (artsucceSSIONen) indelas i fyra faser där kolonisationen under den första fasen styrs av graden av skada och faktorer som slumpen, kolonisationsförmågan hos kolonistören och närheten till potentiella kolonistörer. Under den andra fasen ökar betydelsen av miljöfaktorerna och när miljöfaktorernas variation har stabiliserats och ett jämviktsläge har nåtts mellan kolonisation och utslagning inträder fas 3. Under denna tredje fas ökar betydelsen av biotiska regleringsfaktorer som konkurrens och predation, vilket ofta medför en minskning i antalet förekommande arter. Därefter etableras en dynamisk jämvikt (fas 4) som regleras av miljöfaktorer, konkurrens och predation i ett samspel.

Den initiala kolonisationsprocessen under

de två första faserna har beskrivits med flera matematiska modeller. Den mest använda är MacArthur & Wilsons (1967) jämviktsmodell. Enligt jämviktsmodellen så minskar kolonisationshastigheten med ökat antal arter, vilket innebär att kolonisationshastigheten är snabb initialt när antalet förekommande arter är litet, men avtar vartefter antalet arter ökar och når ett jämviktsläge när kolonisationen är lika stor som utslagningen av arter. Detta betyder att mindre skadade vatten med ett förhållandevis stort antal förekommande arter kommer att koloniserats långsammare än svårt försurnings-skadade vatten med få arter. Jämviktsmodellen har tidigare använts för att studera bottenfaunakolonisationen i vattendrag med nygrävda strömfåror (Gore 1979, 1982, William & Hynes 1977) eller efter uttorkning (Minshall et al. 1983). Den har också använts för att uppskatta antalet utslagna fiskpopulationer i försurade vatten (Rahel 1986) Däremot har den ej applicerats på bottenfaunans kolonisation av kalkade vattendrag.

Enligt jämviktsmodellen är kolonisationshastigheten också beroende av kolonisationsmålets areal och närheten till potentiella kolonistörer. Det innebär att större vattendrag och sjöar som är mindre försurningspåverkade ofta har större sannolikhet att koloniserats än mindre vattendrag och sjöar. I försurningsskadade områden har därför närheten till potentiella kolonistörer ofta en avgörande betydelse och därigenom kan rinnande vatten på nedströms belägna sträckor koloniserats snabbare än uppströms liggande sträckor. Detta kan också bero på att nedströms liggande sträckor lättare når en stabil vattenkvalitet efter kalkning. Ett exempel på detta är Ularåsbäcken och Ryabäcken i Marks kommun där ökningen i antalet bottenfaunataxa var större vid nedströms liggande lokaler än vid lokalerna uppströms i vattendraget (Henrikson & Medin opubl. data).

Kolonisationsvägar

För bottenfaunan i rinnande vatten föreligger i princip fyra kolonisationsvägar; genom nedströmsdrift från uppströms liggande vatten, genom uppkrypning ur bottensubstratet, uppströmsvandring och spridning via luften (Williams & Hynes 1976, Williams 1977). Den förstnämnda kolonisationsvägen är bara möjlig i vattendrag med opåverkade uppströmssträckor, t ex

vid direkta giftutsläpp eller muddring. Den andra kolonisationsvägen har sin största betydelse i samband med högvattensflöden (bortspolning av bottendjur), tillfälliga surstötter och uttorkning av vattendrag. Vid utslagning på grund av försurning sker däremot kolonisationen i första hand genom spridning via luften genom adulta insekter och endast i begränsad omfattning genom uppströmsvandring från mindre påverkade vattendragsavschnitt eller uppkrypning ur substratet efter påverkan. En viss spridning kan också ske via fågel eller fisk. I sjöarna sker kolonisationen huvudsakligen via luften, fågel eller fisk.

Kolonisationsförmåga och kolonisationstid

Bland bottendjuren har de vattenlevande insekterna de bästa möjligheterna till både ny- och återkolonisation av kalkade vatten genom att vuxna insekter sprids via luften. Insekter med akvatiska larvstadier (t ex dagsländor, bäcksländor, nattsländor, trollsländor, sävsländor, flugor, myggor och knott) har en aktiv spridning, oftast i samband med parning och äggläggning, i stort sett året runt. Vanligtvis dock under perioden april-oktober. Många arter inom dessa grupper som lever i rinnande vatten har en naturlig kolonisationscykel med nedströmsdrift hos larvstadiet och en återkoloniserande uppströmsflygning hos vingade honor för äggläggning (Müller 1954, Roos 1957, Müller 1973, 1982). Akvatiska insektslarver som har stor driftbenägenhet, t ex knott (Simuliidae), fjädermyggor (Chironomidae), dagsländor (Ephemeroptera) och bäcksländor (Plecoptera) har också en betydande uppströmsflygning som adult (Light & Adler 1983). Insektsgrupper med aduler som lever akvatiskt men sprider sig via luften (t ex skinnbaggar och skalbaggar) kan spridas när som helst under sommarhalvåret.

När bottendjur slås ut på grund av utsläpp direkt i vattendragen eller vid måttlig försurning kan kolonisation ofta ske snabbt genom att närliggande mindre påverkade vattendrag utgör refugier för utslagna arter. Kolonisationen sker dock betydligt långsammare i områ-

den med omfattande försurning och sent insatta kalkningsinsatser.

Kolonisationstiderna för akvatiska insekter varierar med generationstid och kolonisationsavstånd från några veckor upp till tiotals år (Sheldon 1984). Den aktiva förflyttningen (kolonisationen) sker sällan över längre sträckor än 10 mil, men passivt med vinden kan de förflytta sig betydligt längre (op cit). Goda flygare är främst trollsländor, nattsländor, skinnbaggar, skalbaggar, flugor och myggor (Edmunds 1972, Winterbourn 1980). Speciellt trollsländor och nattsländor är kända för att flyga långa sträckor (Corbet 1980, Sheldon 1984). Vuxna skalbaggar och skinnbaggar genomför dessutom ofta s k spridningsflykter (Landin & Vepsäläinen 1977, Landin 1980). Dagsländor och bäcksländor är sämre flygare och har en aktiv spridning över något mindre avstånd (Sheldon 1984).

Snabba kolonisateurer med år är framförallt akvatiska insekter med kort generationstid och hög reproduktiv kapacitet som t ex fjädermyggor (Chironomidae) och knott (Simuliidae) inom gruppen Diptera (Ide 1967, Milner 1987, Malmqvist et al. 1991). Även dagsländor och bäcksländor är snabba kolonisateurer (Malmqvist et al. 1991). Grupper med arter som har längre generationstid och mer långlivade aduler, t ex trollsländor, nattsländor, skalbaggar och skinnbaggar är inte lika snabba kolonisateurer men kan i gengäld spridas över stora avstånd (Sheldon 1984). Nattsländor kan behöva mer än 4 år för återkolonisation efter utslagning (Ide 1967).

Bottendjur som lever helt akvatiskt t ex virvelmaskar, fåborstmaskar, musselkräftor, kräftdjur, vattenkvalster, snäckor, musslor och iglar har däremot betydligt svårare att återkolonisera vatten där de blivit utslagna. De vanligaste kolonisationsvägarna för dessa är uppströmsvandring i vattendraget eller passiv spridning med fåglar eller fisk. Speciellt kräftdjur som *Gammarus pulex* har en uttalad uppströmsvandring i vattendragen. Snäckor, musslor och iglar är mera beroende av passiv spridning via fågel eller fisk. Musslor kan i viss mån spridas i vattensystemet via mussellarver på fiskens gälar, speciellt gäller detta målar-musslor och flodpärlmusslor.

SLUTSATSER

De erhållna resultaten visar att det tar relativt lång tid (10-15) år innan artantalet i kalkade vatten har ökat till den nivå som förekommer i mindre påverkade referensvatten. Den långsamma återställningen innebär att säkra slutsatser om kalkningens effekter på bottenfaunan ej kan dras förrän efter ca 5-10 år efter första kalkning. Resultaten visar dock också att kalkade vattendrag och sjöar efter åtgärd, även om det tar lång tid, erhåller bottenfaunasamhällen med stora likheter med samhällen i neutrala referensvatten med en alkalinitet >0.05 mekv/l. Återställningen kan därför anses vara relativt god och resulterar med tiden i ett naturligt och artrikt bottenfaunasamhälle även om man ej återfår alla arter som har förekommit tidigare. Kalkningarnas mål att återskapa ett naturligt fisk- och bottenfaunasamhälle med en betydande biologisk mångfald förefaller därmed till stora delar vara uppfyllt. Kalkning utgör därvid en åtgärd som ökar den biologiska mångfalden hos bottenfaunasamhällen i försurade vatten.

Ett problem, som ej har behandlats här, är hur sällsynta och hotade arter skall räddas. Utöver de redovisade arterna (förekomstfrekvens $>1\%$) förekommer i våra vatten många mindre vanliga arter (förekomstfrekvens $<1\%$). Dessa har troligtvis en låg återkolonisationspotential eftersom de ofta har en fragmenterad förekomst. Ofta är avstånden långa till närmaste vatten med förekomst av potentiella kolonisatorer. Vandringshinder som vägtrummor och dammar är faktorer som ytterligare försvårar återkolonisationen för många arter bl a för kräftdjur som *Gammarus pulex*. Bottendjurens försurningstolerans har också en stor betydelse för återkolonisationen eftersom försurningskänsliga djur slås ut tidigare och i större omfattning än mer tåliga djur. Kombinationen försurningskänslig och sällsynt innebär att arten har uppenbara svårigheter att återkolonisera, särskilt gäller detta arter som har en helt akvatisk livscykel. Exempel på sådana bottendjur är snäckor, musslor, iglar och kräftdjur. Genom den storskaliga kalkningsverksamheten bör även de mindre vanliga och försurningskänsliga arternas möjligheter till kolonisation

från andra kalkade vattendrag öka med tiden. Mera toleranta och allmänt förekommande arter (främst akvatiska insekter) har däremot en hög återkolonisationspotential redan initialt.

Den minsta tid som krävs för att återställa bottenfaunan i de försurningsskadade vattnen beror i hög grad av generationstiden och rörligheten hos de utslagna bottendjuren. Utifrån ursprungliga eller i referensvatten kända artsammansättningar bör det framgent vara möjligt att förutsäga både kolonisationsmönster och tiden för återetablering av ett fungerande naturligt ekosystem. Däremot kommer det att vara omöjligt att förutsäga tidsrymden för en återkolonisation av tidigare förekommande arter, speciellt om dessa är både försurningskänsliga och sällsynta.

Eftersom de flesta akvatiska insekter har en god återkolonisationspotential är det ej aktuellt att återintroducera dessa genom utsättningar. Endast bottendjur som lever hela sitt liv i vatten och som har uppenbara återkolonisationssvårigheter kan bli aktuella att aktivt återintroducera genom utsättning. Speciellt gäller detta bottendjur som antingen är sällsynta och hotade eller utgör stapelföda för fågel och fisk. Dessutom bör kanske sådana utsättningar begränsas till de grupper vars utsättning finns reglerad i fiskeriförordningen, dvs musslor, snäckor och kräftdjur. Vid alla återintroduktioner är det liksom för fisk dessutom viktigt att beakta risken för spridning av parasiter. En svårighet är också att det i många fall, på grund av bristen på bakgrundsdata (förekomstuppgifter m m), blir svårt att avgöra vad som är återintroduktion eller nyintroduktion. Ett annat problem är den uppenbara risken för felbestämning som föreligger för både kräftdjur och snäckor. Återintroduktioner bör därför endast göras av personer väl förtrogna med djurens taxonomi och i vatten där det är särskilt påkallat med en återintroduktion.

Erkännande

Ett stort tack till Magnus Appelberg för värdefulla synpunkter och en kritisk granskning av manus.

LITTERATUR

- Allard, M. & G. Moreau.** 1987. Effects of experimental acidification on a lotic macroinvertebrate community. *Hydrobiol.* 144: 37-49.
- Appelberg, M. & U. Alden.** 1992. Integrerad uppföljning av kalkningens effekter på sjöar och vattendrag - en treårsrapport. (English summary: Three years of integrated monitoring of limed lakes and rivers in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 1-60.
- Baekken, T. & K.J. Aanes.** 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassificeringen. Nr 2A. Forsuring. NIVA Rapport 2491. 46 p.
- Bell, H.** 1970. Effects of pH on the life cycle of the midge *Tanytarsus dissimilis*. *Canadian Entomologist* 102: 636-639.
- Bell, H.** 1971. The effects of low pH on the survival of and emergence of aquatic insects. *Wat. Res.* 5: 313-319.
- Bergquist, B.C.** 1991. Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. *Nordic J. Freshw. Res.* 66: 50-62.
- Bernes, C.** 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. *Monitor* 12. 144 p.
- Bradt, P.T. & M.B. Berg.** 1987. Macrozoobenthos of three Pennsylvania lakes: responses to acidification. *Hydrobiol.* 150: 63-74.
- Brett, M.T.** 1989. The distribution of free-swimming macroinvertebrates in acidic lakes of Maine: the role of fish predation. *Aqua Fennica* 19(2): 113-118.
- Brettum, P. & A. Hindar.** 1985. Effekter av kalkning på det biologiske system. p. 79-108. *In* Kalkning mot surt vann. Eds: K. Baalsrud, A. Hindar, M. Johannesson & D. Matzow. Norwegian Inst. Wat. Res., Oslo. Report FRS 1985.
- Collier, K.J. & M.J. Winterbourn.** 1987. Faunal and chemical dynamics of some acid and alkaline New Zealand streams. *Freshw. Biol.* 18: 227-240.
- Corbet, P.S.** 1980. Biology of Odonata. Annual review of Entomology 25: 189-217.
- Degerman, E. & P. Nyberg.** 1989. Effekter av sjökalkning på fiskbestånd. (English summary: Long-term effects of liming on fish populations in lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5): 1-35.
- Edmunds, G.F.** 1972. Biogeography and evolution of Ephemeroptera. *Annual Review of Entomology* 17: 21-42.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1983. Bottenfaunans användbarhet som pH-indikator. Naturvårdsverket Rapport 1741. 181 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 60-68.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Naturvårdsverket Rapport 1994. 81 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1986. Värdet av dagsländan *Baetis rhodani* som vattenkvalitetsindikator. p. 48-58. *Ur* Biologiske metoder i vassdragsovervakningen. Norsk Limnologförning.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1987. Vilket skydd har de vattenlevande smådjuren ilandets naturskyddsområden? Naturvårdsverket Rapport 3349. 274 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1989. Försurningssituationen i några jämtländska sjöar och vattendrag. Rapport, Länsstyrelsen i Jämtlands län. 113 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1991. Försurningsutvecklingen i Kopparbergs län. Rapport, Länsstyrelsen i Kopparbergs län 1991 (2). 48 p.
- Engblom, E., P.-E. Lingdell & A.N. Nilsson.** 1990. Sveriges bäckbaggar (Coleoptera, Elmidae) artbestämning, utbredning, habitatval och värde som miljöindikatorer. *Ent. Tidskr.* 111: 105-121.
- Eriksson, F., E. Hörnström, P. Mossberg & P. Nyberg.** 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiol.* 101: 145-164.
- Fisher, S.G.** 1983. Succession in streams. p. 7-27. *In* Stream ecology. Application and testing of general ecological theory. Eds: J.R. Barnes & G.W. Minshall. Plenum Press, New York.
- Fuchs, U. & B. Statzner.** 1989. Time scales for the recovery potential of river communities after restoration: Lessons to be learned from smaller streams. p. 77-87. *In* Proceedings of the fourth International Symposium on Regulated Streams 1989. Suppl. Regul. Rivers: Res. Mngmt. 5(1).
- Gore, J.A.** 1979. Patterns of initial benthic recolonization of a reclaimed coal strip-mined river channel. *Can. J. Zool.* 57: 2429-2439.
- Gore, J.A.** 1982. Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. *Hydrobiol.* 94: 183-193.

- Grahn, O.H. & H. Hultberg.** 1974. Försurnings-effekter på oligotrofa sjöars ekosystem - integrerade förändringar i artsammansättning och dynamik. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Göteborg, Medd. 2. 12 p.
- Gunn, J.M. & W. Keller.** 1990. Biological recovery of an acid lake after reductions in industrial emissions of sulphur. *Nature* 345(6274): 431-433.
- Hall, R.J., C.T. Driscoll & G.E. Likens.** 1987. Importance of hydrogen ions and aluminium in regulating the structure and function of stream ecosystems: an experimental test. *Freshw. Biol.* 18: 17-43.
- Hargeby, A. & R.C. Petersen Jr.** 1988. Effects of low pH and humus on the survivorship, growth and feeding of *Gammarus pulex* (L.) (Amphipoda). *Freshw. Biol.* 19: 235-247.
- Hasselrot, B., B.I. Andersson & H. Hultberg.** 1984. Ecosystem shifts and reintroduction of Arctic char (*Salvelinus salvelinus* (L.)). After liming of a strongly acidified lake in southwestern Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 78-92.
- Henrikson, L. & H.-G. Oscarson.** 1981. Corixids (Hemiptera - Heteroptera), the new top predators in acidified lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21:1616-1620.
- Henrikson, L. & H.-G. Oscarson.** 1984. Lime influence on macro-invertebrate zooplankton predators. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 93-103.
- Henrikson, L.** 1988. Effects on water quality and benthos of acid water inflow into the limed lake Gårdsjön. p. 309-327. *In* Liming of Lake Gårdsjön. Ed.: W. Dickson. SNV Rapport 3426.
- Herrman, J.** 1990. Physiological, foodchain and ecological effects among benthic invertebrates exposed to low pH and associated metal concentrations. p. 383-396. *In* The surface water acidification programme. Ed.: B.J. Mason. Final Report, Cambridge University Press.
- Hultberg, H. & I. Andersson.** 1982. Liming of acidified lakes: Induced long-term changes. *Wat. Air Soil Poll.* 18: 311-331.
- Ide, F.** 1967. Effects of forest spraying with DDT on aquatic insects of salmon streams in New Brunswick. *J. Fish. Res. Board Can.* 24: 769-805.
- Keller, W., L.A. Molot, R.W. Griffiths & N.D. Yan.** 1990. Changes in the zoobenthos community of acidified Bowland Lake after whole lake neutralization and lake trout (*Salvelinus namaycush*) reintroduction. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 440-445.
- Kimmel, W.G., D.J. Murphey, W.E. Sharpe & D.R. DeWalle.** 1985. Macroinvertebrate community structure and detritus processing rates in two southwestern Pennsylvania streams acidified by atmospheric deposition. *Hydrobiol.* 124: 97-102.
- Laddle, M., J.S. Welton & J.A.B. Bass.** 1980. Invertebrate colonization of the gravel substratum of an experimental recirculating channel. *Holarctic Ecology* 3: 116-123.
- Landin, J.** 1980. Habitats, life history, migration and dispersal by flight of two water-beetles *Helophorus brevipalpis* and *H. strigifrons* (Hydrophilidae). *Holarctic Ecology* 3: 190-201.
- Landin, J. & J. Vepsäläinen.** 1977. Spring dispersal flights of pondskaters *Gerris* spp. (Heteroptera). *Oikos* 29: 156-160.
- Leivestad, H., G. Hendrey, I. Muniz & E. Snekvik.** 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. p. 87-111. *In* Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. Ed.: F.H. Braekke. SNSF-project Res. Rep. 6/76.
- Lien L., G.G. Raddum & A. Fjellheim.** 1991. Tålegrenser for overflatevann - evertebrater og fisk. NIVA Rapport 2658. 46 p.
- Light, R.W. & P.H. Adler.** 1983. Predicting the colonization cycle of aquatic invertebrates. *Freshw. Invertebr. Biol.* 2: 74-87.
- Lillehammer, A.** 1974. Norwegian stoneflies. Distribution and relation-ship to the environment. *Norsk Entomologisk Tidskr.* 21(2): 195-251.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom.** 1989a. Kalknings-effekter i Hävlingens vattensystem. Länsstyrelsen i Kopparbergs län, Rapport 1989 (1). 39 p.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom.** 1989b. Kalknings-effekter i Foskan och Bunnan. Länsstyrelsen i Kopparbergs län, Rapport 1989 (2). 28 p.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom.** 1990. Rena och oförsurade vatten, finns dom? Naturvårdsverket Rapport 3708. 37 p.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom.** 1991. Vattenkvaliteten i några sjöar och vattendrag i Stockholms län. Bedömningar utifrån bottenfaunans artsammansättning. Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 1991 (16). 185 p.
- MacArthur, R.H. & E.O. Wilson.** 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 203 p.
- Malmqvist, B., S. Rundle, C. Brönmark & A. Erlandson.** 1991. Invertebrate colonization of a new, man-made stream in southern Sweden. *Freshw. Biol.* 26: 307-324.
- Matzow, D., B.O. Rosseland & K. Skogheim.** 1985. Effects of lime treatment on fish. p. 109-128. *In* Lime treatment against acid water. Eds: K. Baalsrud, A. Hindar, M. Johannesson & D. Matzow. Norwegian Inst. Wat. Res., Oslo. Report FRS, 1985.
- Meriläinen, J.J. & J. Hynynen.** 1990. Benthic invertebrates in relation to acidity in Finnish forest lakes. p. 1029-1049. *In* Acidification in Finland. Eds: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies. Springer Verlag, Berlin.

- Milner, A.M.** 1987. Colonization and ecological development of new streams in Glacier Bay National Park, Alaska. *Freshw. Biol.* 18: 53-70.
- Minshall, G.W., D.A. Andrews & C.Y. Manuel-Faler.** 1983. Application of island biogeographic theory to streams: Macroinvertebrate recolonisation of the Teton river, Idaho. p. 279-297. *In* Stream ecology, application and testing of general ecological theory. Eds: J.R. Barnes & G.W. Minshall. Plenum press, New York.
- Minshall, G.W. & R.C. Petersen, Jr.** 1985. Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. *Arch. Hydrobiol.* 104: 49-76.
- Mossberg, P. & P. Nyberg.** 1976. Försurningseffekter på bottenfauna och fisk i Västra Skäl-sjön. (English summary: Effects of acidification on bottom fauna and fish in Lake Västra Skäl-sjön.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (9). 23 p.
- Muniz, I.P.** 1991. Freshwater acidification: Its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. p. 227-254. *In* Acidic deposition: its nature and impacts. Eds: T.F. Last & R. Watling. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 97b.
- Müller, K.** 1954. Investigations on the organic drift in north Swedish streams. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm.* 34: 133-148.
- Müller, K.** 1973. Life cycles of stream insects. *Aquilo Ser. Zool.* 14: 105-112.
- Müller, K.** 1982. The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologica (Berl)* 52: 202-207.
- Nilsson, A.N. & A. Johansson.** 1985. En jämförelse av bottenfaunan i några kalkade och okalkade vattendrag, med tonvikt på kalkningsmetodik. (English summary: A comparative study of the benthos of limed and non-limed streams; effects of different liming methods.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (11). 56 p.
- Nyberg, P., M. Appelberg & E. Degerman.** 1986. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. *Wat. Air Soil Poll.* 31: 669-687.
- Otto C. & B.S. Svensson.** 1983. Properties of acid brown water streams in South Sweden. *Arch. Hydrobiol.* 99: 15-36.
- Petersen, R.C., A. Kullberg, U. Persson & A. Fritzson.** 1985. Fylleån - biologiska effekter vid kalkning av en försurad å. Slutrapport. Rapport, Limnologiska institutionen, Lunds Universitet.
- Raddum, G.G.** 1980. Comparison of benthic invertebrates in lakes with different acidity. p. 330-331. *In* Proceedings of the International Conference on the ecological impacts of acid precipitation. Eds: D. Drablös & A. Tollan. SNSF Project, Oslo, Norway.
- Raddum, G.G. & A. Fjellheim.** 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1973-1980.
- Raddum, G.G., G. Hagenlund. & G.A. Halvorsen.** 1984. Effects of lime treatment on the benthos of Lake Söndre Boksjö. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 167-176.
- Raddum, G.G., A. Fjellheim & T. Hesthagen.** 1988. Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 2291-2297.
- Rahel, F.J.** 1986. Biogeographic influences on fish species composition of northern Wisconsin lakes with application for lake acidification studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 124-134.
- Roos, T.** 1957. Studies on upstream migration in adult stream-dwelling insects. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 38: 167-193.
- Sheldon, A.L.** 1984. Colonization dynamics of aquatic insects. p. 401-429. *In* The ecology of aquatic insects. Eds: V.H. Resh & D.M. Rosenberg. Praeger Publishers, New York.
- Simpson, K.W., R.W. Bode & J.R. Colquhoun.** 1985. The macroinvertebrate fauna of an acid-stressed headwater stream system in the Adirondack Mountains, New York. *Freshw. Biol.* 15: 671-681.
- Sutcliffe, D.W.** 1983. Acid precipitation and its effects on aquatic systems in the English Lake District (Cumbria). *Rep. Freshw. Biol. Ass.* 51:30-62.
- Sutcliffe, D.W. & A.G. Hildrew.** 1989. Invertebrate communities in acid streams. p. 13-29. *In* Acid toxicity and aquatic animals. Eds: R. Morris, E.W. Taylor, D.J.A. Brown & J.A. Brown. Society for Experimental Biology Seminar series 34, Cambridge University Press.
- Townsend, C.R. & A.G. Hildrew.** 1984. Longitudinal pattern in detritivore communities of acid streams: A consideration of alternative hypotheses. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1953-1958.
- Wiederholm, T. & L. Eriksson.** 1977. Benthos of an acid lake. *Oikos* 29: 261-267.
- Williams, D.D.** 1977. Movements of benthos during the recolonization of temporary streams. *Oikos* 29: 306-312.
- Williams, D.D. & H.B.N. Hynes.** 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.
- Williams, D.D. & H.B.N. Hynes.** 1977. Benthic community development in a new stream. *Can. J. Zool.* 55: 1071-1076.
- Winterbourn, M.J.** 1980. The freshwater insects of Australasia and their affinities. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 31: 235-249.
- Ökland, J. & K. Ökland.** 1986. Effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia* 42: 471-486.

ENGLISH SUMMARY: OCCURRENCE AND COLONIZATION OF BENTHOS IN LIMED WATERS

The occurrence and colonization of benthos in Swedish limed waters was studied by analyses of samples from 1656 localities in both streams (1403) and lakes (253). The selected localities were situated in both limed waters (311) and unlimed waters (1345) with different alkalinity in the part of the country which is covered by the national liming program. As a consequence of this, localities situated in the Scandinavian mountain ridge and the northern part of the country were excluded from the analysis. The frequency of occurrence, and number of taxa, in limed waters were compared with those of unlimed waters. The colonization of benthos in limed waters was studied by increase in number of taxa, and frequency of colonization in different species.

The benthos of acid and limed waters were dominated by species common in all types of water and tolerant to acid water. In both streams and lakes the number of benthos taxa increased with number of lime treatments and the time after first liming. In streams a significant ($P < 0.05$) increase was noted already 4-6 years after first lime treatment, but in lakes not until 10-12 years after first lime treatment. In both water categories, the mean number of taxa increased to a level comparable to non-acidified waters.

The number of taxa increased most rapidly for species tolerant to acidification, while less tolerant species had a slower increase. All colonizing species were common in limed waters. Among the groups that had been identified to species, it was only mayflies (Ephemeroptera) that showed a significant increase ($P < 0.05$) in number of species in both streams and lakes. The number of caddisflies (Trichoptera) increased significantly ($P < 0.01$) in streams but not in lakes. The increase was significant already 4-6 years after the first lime treatment for both groups. Stoneflies (Plecoptera) and snails

(Gastropoda) did not show any significant increase with time after first liming.

The caddisflies had the greatest number of colonizing species. Other groups with many colonizing species were mayflies and stoneflies. In these groups colonization were noted for about 30% of the species found in limed waters. The greatest number of colonizations per taxa was found for beetles (Coleoptera) and stoneflies, while snails, mussels (Bivalvia) and leeches (Hirudinea) had the lowest number of colonizations per taxa.

Snails, leeches and crustaceans showed a low frequency of occurrence in both acid and limed waters, indicating a low tolerance to acid water, as well as a low recolonization potential. Commonly occurring aquatic insects, tolerant to acid water, showed a higher recolonization potential than less common and less tolerant species. Specially, benthic species which are not able to fly, e.g. snails, mussels, leeches and crustaceans, seemed to have small possibilities to colonize limed waters.

A cluster analysis of the frequency of occurrence revealed that the benthos of limed streams had greater similarities with that of high alkalinity waters, compared to that of acid, and low alkalinity waters. The frequency of occurrence of benthos in the limed lakes showed, on the other hand, greater similarity with that of both acid waters and waters with low alkalinity. However, in both lakes and streams the frequency of occurrence of benthos in limed waters were significantly different ($P < 0.001$ and $P < 0.05$) from the frequency of occurrence in both acid waters and low alkalinity waters (< 0.05 mekv/l). The results showed that the benthos in both streams and lakes after liming with time attains great similarities with the benthos community of neutral waters, not affected by acidification.

Tabell 1. Förekomstfrekvens och toleransklass (försurningsindex) för botten djur i rinnande vatten med en förekomstfrekvens >0 i sura vatten (alkalinitet = 0 mekv/l). I gruppen referensvatten ingår endast okalkade vatten med alkalinitet >0 mekv/l. Endast artbestämda botten djur är medtagna.

	Tolerans klass	Förekomstfrekvens (%)		
		Sura vatten	Kalkade vatten	Referens vatten
Ephemeroptera				
<i>Leptophlebia vespertina</i>	1	54.9	52.7	27.3
<i>Leptophlebia marginata</i>	1	34.5	43.3	23.8
<i>Heptagenia fuscigrisea</i>	1	4.9	36.9	16.0
<i>Baetis niger</i>	2	4.2	36.4	24.6
<i>Siphonurus aestivalis</i>	3	2.1	7.2	7.6
<i>Arthroplea congener</i>	1	2.1	5.0	3.9
<i>Baetis rhodani</i>	2	1.4	49.0	47.6
<i>Siphonurus lacustris</i>	2	1.4	7.2	9.7
<i>Metretopus borealis-alter</i>	4	1.4	4.5	6.2
<i>Baetis subalpinus</i>	3	0.7	8.4	19.7
Plecoptera				
<i>Nemoura cinerea</i>	1	88.0	43.8	40.0
<i>Isoperla grammatica</i>	1	18.3	37.1	23.7
<i>Brachyptera risi</i>	2	17.6	12.6	13.9
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	1	14.8	28.7	26.2
<i>Leuctra nigra</i>	1	14.8	8.9	8.1
<i>Nemurella pictetii</i>	1	7.0	14.9	6.4
<i>Leuctra digitata</i>	1	7.0	14.6	17.8
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1	4.9	18.3	8.5
<i>Protonemura meyeri</i>	1	4.9	17.1	8.0
<i>Diura nanseni</i>	1	4.2	9.4	21.4
<i>Leuctra hippopus</i>	1	3.5	1.5	1.5
<i>Isoperla difformis</i>	1	2.8	7.4	5.9
<i>Nemoura avicularis</i>	1	2.1	1.2	1.1
<i>Isoperla obscura</i>	1	1.4	4.7	3.8
<i>Nemoura erratica</i>	1	1.4	2.7	1.8
<i>Leuctra fusca</i>	1	0.7	8.4	4.6
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	2	0.7	3.2	5.4
Trichoptera				
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1	23.9	50.7	35.5
<i>Rhycaophila nubila</i>	1	9.9	19.8	18.8
<i>Sericostoma personatum</i>	1	3.5	24.8	17.8
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1	3.5	2.5	1.5
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	1	2.8	3.2	5.2
<i>Hydropsyche siltalai</i>	1	2.1	28.5	14.6
<i>Cyrnus flavidus</i>	1	0.7	9.4	1.7
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	1	0.7	7.2	5.1
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2	0.7	5.7	5.0
<i>Rhyacophila fasciata</i>	3	0.7	3.2	4.6
<i>Goera pilosa</i>	2	0.7	2.5	0.2
<i>Nemotaulius punctatolineatus</i>	1	0.7	1.2	1.4
Coleoptera				
<i>Elmis aenea</i>	2	3.5	23.0	20.7
<i>Platambus maculatus</i>	1	2.1	7.4	5.7
<i>Hyphodrus ovatus</i>	2	1.4	2.0	1.8
Odonata				
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	1	9.2	10.6	2.8
<i>Caleopteryx virgo</i>	3	4.2	19.1	7.1
<i>Cordulia aenea</i>	1	3.5	2.2	1.3
<i>Somatchlora metallica</i>	2	2.8	6.9	7.5
<i>Erythromma najas</i>	1	2.1	1.2	1.3
<i>Cordulegaster boltoni</i>	1	0.7	11.9	1.7
Hemiptera				
<i>Gerris lacustris</i>	1	12.7	18.8	8.5
<i>Gerris najas</i>	1	2.8	10.4	4.2
<i>Nepa cinerea</i>	1	1.4	1.0	1.9
<i>Velia caprai</i>	1	1.4	1.0	0.1
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	1	0.7	2.0	1.5
Megaloptera				
<i>Sialis lutaria</i>	1	15.5	19.1	12.9
<i>Sialis fuliginosa</i>	3	0.7	6.4	2.5
Crustacea				
<i>Asellus aquaticus</i>	1	39.4	50.7	43.0
<i>Eurycercus lamellatus</i>	1	1.4	15.6	8.8
Gastropoda				
<i>Radix peregra</i>	3	1.4	18.8	27.0

Tabell 2. Förekomstfrekvens och toleransklass (försurningsindex) för bottenjur i sjöar med förekomstfrekvens >0 i sura vatten (alkalinitet = 0 mekv/l). I gruppen referensvatten ingår endast okalkade sjöar med alkalinitet >0 mekv/l. Endast artbestämda bottenjur är medtagna.

	Tolerans klass	Förekomstfrekvens (%)		
		Sura vatten	Kalkade vatten	Referens vatten.
Ephemeroptera				
<i>Leptophlebia vespertina</i>	1	50.0	70.5	53.0
<i>Leptophlebia marginata</i>	1	15.6	30.2	30.0
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	1	9.4	48.8	40.5
<i>Cloeon dipterum-inscriptum</i>	2	9.4	29.5	37.4
<i>Siphonurus aestivalis</i>	3	3.1	2.3	5.0
Plecoptera				
<i>Nemoura cinerea</i>	1	28.1	20.9	19.9
Tricoptera				
<i>Holocentropus dubius</i>	1	18.8	6.2	6.3
<i>Molanna angustata</i>	2	9.4	31.8	22.1
<i>Cyrnus flavidus</i>	1	9.4	16.3	14.5
<i>Cyrnus insolutus</i>	1	9.4	3.1	2.9
<i>Athripsodes aterrimus</i>	1	6.3	19.4	26.0
<i>Molannodes tinctus</i>	2	6.3	11.6	8.9
<i>Polycentropus irroratus</i>	1	6.3	8.5	3.9
<i>Glyphotaenius pellucidus</i>	1	6.3	6.2	8.8
<i>Lepidostoma hirtum</i>	2	3.1	31.8	16.5
<i>Mystacides longicornis-nigra</i>	2	3.1	10.9	17.3
<i>Trianodes bicolor</i>	3	3.1	5.4	10.9
Coleoptera				
<i>Hyphodrus ovatus</i>	1	18.8	22.5	15.1
<i>Noterus clavicornis</i>	1	6.3	7.0	14.1
Odonata				
<i>Leucorrhina dubia</i>	1	15.6	3.1	2.8
<i>Somatochlora metallica</i>	2	12.5	18.6	29.9
<i>Erythromma najas</i>	1	12.5	13.2	15.4
<i>Libellula quadrimaculata</i>	1	12.5	6.2	3.7
<i>Platychemis pennipes</i>	1	12.5	5.4	9.4
<i>Cordulia aenea</i>	1	9.4	5.4	19.3
<i>Aeschna viridis</i>	1	9.4	4.7	4.9
<i>Lestes sponsa</i>	1	9.4	3.9	2.2
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	1	3.1	4.7	0.5
<i>Enallagma cyathigerum</i>	1	3.1	1.6	1.0
Hemiptera				
<i>Gerris lacustris</i>	1	28.1	12.4	29.5
<i>Cymatia bonndorffi</i>	1	9.4	10.1	5.1
<i>Gerris najas</i>	1	9.4	1.6	1.7
<i>Sigara distincta</i>	3	6.3	4.7	4.5
<i>Nepa cinerea</i>	1	6.3	3.1	4.2
<i>Glaenocoris propinqua</i>	1	6.3	1.6	0
<i>Sigara scotti</i>	1	6.3	1.6	0
<i>Sigara fossarum</i>	1	3.1	7.8	7.8
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	1	3.1	3.1	3.2
<i>Callicorixa praeusta</i>	1	3.1	2.3	4.5
<i>Sigara falleni</i>	2	3.1	2.3	4.3
<i>Hesperocorixa moesta</i>	1	3.1	1.6	0
Megaloptera				
<i>Sialis lutaria</i>	1	28.1	35.7	19.4
Crustacea				
<i>Asellus aquaticus</i>	1	56.3	77.5	58.8
<i>Eurycerus lamellatus</i>	1	18.8	50.4	46.6
<i>Holopedium gibberum</i>	1	6.3	1.6	2.2
Hirudinea				
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	9.4	41.1	47.8
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	2	6.3	4.7	11.8

Tabell 3. Förekomstfrekvens (%) och toleransklass (försurningsindex) för bottendjur i rinnande vatten som har en förekomstfrekvens på 5% eller högre i kalkade vatten. I gruppen referensvatten ingår endast okalkade vatten med alkalinitet >0 mekv/l. Endast artbestämda bottendjur är medtagna.

Art	Tolerans klass	Frekvens kalkade	Frekvens okalkade	Frekvens differens	Art	Tolerans klass	Frekvens kalkade	Frekvens okalkade	Frekvens differens
Ephemeroptera					<i>Polycentropus irroratus</i>	1	9.20	2.48	6.73
<i>Leptophlebia vesperitina</i>	1	54.90	27.72	24.98	<i>Mystacides azurea</i>	3	8.40	3.35	5.05
<i>Leptophlebia marginata</i>	1	43.30	23.82	19.48	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	1	7.20	5.10	2.10
<i>Baetis rhodani</i>	2	49.00	47.63	1.38	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	4	7.20	0.95	6.25
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	1	36.90	16.03	20.88	<i>Molannodes tinctus</i>	3	6.90	3.05	3.85
<i>Baetis niger</i>	2	36.40	24.58	11.83	<i>Molanna angustata</i>	2	6.70	5.48	1.23
<i>Heptagenia sulphurea</i>	2	29.50	11.70	17.80	<i>Chimarra marginata</i>	4	6.70	0.38	6.33
<i>Centroptilum luteolum</i>	4	25.70	18.95	6.75	<i>Athripsodes cinereus</i>	3	6.2	3.28	2.93
<i>Baetis fuscatus-scamb.</i>	4	10.90	17.65	-6.75	<i>Hydropsyche angustip.</i>	2	5.70	5.00	0.70
<i>Ephemerella ignita</i>	2	10.90	8.23	2.68	Coleoptera				
<i>Caenis luctuosa</i>	4	9.20	1.90	7.30	<i>Limnius volckmari</i>	2	27.70	10.20	17.50
<i>Baetis muticus</i>	4	8.70	10.35	-1.65	<i>Limis aenea</i>	2	23.00	20.75	2.25
<i>Baetis subalpinus</i>	3	8.40	19.70	-11.30	<i>Platambus maculatus</i>	1	7.40	5.68	1.73
<i>Baetis digitatus</i>	3	8.40	0.70	7.70	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	3	6.70	2.35	4.35
<i>Siphonurus aestivalis</i>	3	7.20	7.58	-0.38	<i>Stenelmis canaliculata</i>	3	5.90	0.05	5.85
<i>Siphonurus lacustris</i>	2	7.20	9.75	-2.55	Odonata				
<i>Cloeon dipterum-inscr.</i>	2	6.20	6.60	-0.40	<i>Calopteryx virgo</i>	3	19.10	7.10	12.00
<i>Heptagenia dalearia</i>	3	6.20	20.18	-13.98	<i>Cordulegaster boltoni</i>	1	11.90	1.70	10.20
<i>Ephemera vulgata</i>	4	5.70	6.48	-0.78	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	1	10.60	2.83	7.77
<i>Arthropilea congener</i>	1	5.00	3.95	1.05	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	2	7.90	0.48	7.43
<i>Siphonurus alternatus</i>	3	5.00	3.45	1.55	<i>Somatochlora metallica</i>	2	6.90	7.55	-0.65
Plecoptera					Hemiptera				
<i>Nemoura cinerea</i>	1	43.80	40.05	3.30	<i>Gerris lacustris</i>	1	18.80	8.48	10.32
<i>soperla grammatica</i>	1	37.10	23.68	13.42	<i>Apelocheirus aestivalis</i>	4	9.40	0.35	9.05
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	1	28.70	26.18	2.52	Megaloptera				
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1	18.30	8.50	9.80	<i>Sialis lutaria</i>	1	19.10	12.88	6.22
<i>Protonemoura meyeri</i>	1	17.10	8.00	9.10	<i>Sialis fuliginosa</i>	3	6.40	2.55	3.85
<i>Brachyptera risi</i>	2	12.60	13.93	-1.33	Crustacea				
<i>Nemurella picteti</i>	1	14.90	6.40	8.50	<i>Asellus aquaticus</i>	1	50.70	43.02	7.68
<i>Leuctra digitata</i>	1	14.60	17.78	-3.18	<i>Eurycerus lamellatus</i>	1	16.60	8.43	6.78
<i>Diura nanseni</i>	1	9.40	21.30	-11.90	<i>Gammarus pulex</i>	4	6.70	16.83	10.13
<i>Leuctra nigra</i>	1	8.90	8.15	0.75	Gastropoda				
<i>Amphinemura borealis</i>	1	8.70	6.55	2.15	<i>Radix peregra</i>	3	18.80	27.05	-8.25
<i>Leuctra fusca</i>	1	8.40	4.63	3.78	<i>Gyraulus albus</i>	3	7.20	7.30	-0.10
<i>Isoperla diffiformis</i>	1	7.40	5.88	1.53	<i>Physa fontinalis</i>	3	6.90	5.08	1.83
Trichoptera					<i>Ancylus fluviatilis</i>	3	6.90	2.35	4.55
<i>Polycentropus flavomac.</i>	1	50.70	35.47	15.23	<i>Bithynia tentaculata</i>	3	5.00	4.88	0.13
<i>Hydropsyche siltalai</i>	1	28.50	14.65	13.85	Lamellibranchiata				
<i>Sericostoma personatum</i>	1	24.80	17.80	7.00	<i>Sphaerium corneum</i>	2	11.10	8.48	2.63
<i>Rhyacophila nubila</i>	1	19.80	18.85	0.95	Hirudinea				
<i>Lepidostoma hirtum</i>	2	19.10	10.98	8.13	<i>Erbobdella octoculata</i>	1	21.50	12.40	9.10
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	1	18.30	10.68	7.63	<i>Helobdella stagnalis</i>	2	9.20	8.33	0.88
<i>Cynurus flavidus</i>	1	9.40	1.68	7.73	<i>Erbobdella testacea</i>	2	6.20	2.63	3.58

Tabell 4. Förekomstfrekvens (%) och toleransklass (försurningsindex) för bottendjur i sjöar som har en förekomstfrekvens >5% i kalkade sjöar. I gruppen referensvatten ingår endast okalkade sjöar med alkalinitet >0 mekv/l. Endast bottendjur som är artbestämda är medtagna.

Art	Tolerans klass	Frekvens kalkade	Frekvens okalkade	Frekvens differens
Ephemeroptera				
<i>Leptophlebia vespertina</i>	1	70.50	53.05	17.45
<i>Caenis horaria</i>	4	39.50	44.53	- 5.03
<i>Leptophlebia marginata</i>	1	30.20	27.98	2.23
<i>Cloeon dipterum-inscriptum</i>	2	29.50	37.40	- 7.90
<i>Ephemera vulgata</i>	4	20.20	23.45	- 3.25
<i>Caenis luctuosa</i>	4	19.40	16.08	3.33
<i>Centroptilum luteolum</i>	4	13.20	30.90	-17.70
<i>Heptagenia sulphurea</i>	2	5.40	2.93	- 2.48
Plecoptera				
<i>Nemura cinerea</i>	1	20.90	19.90	1.00
<i>Leuctra fusca</i>	1	9.30	0.00	9.30
<i>Nemurella picteti</i>	1	8.50	0.45	8.05
Trichoptera				
<i>Mystacides azurea</i>	3	35.70	13.40	22.30
<i>Lepidostoma hirtum</i>	2	31.80	16.48	15.30
<i>Molanna angustata</i>	2	31.80	22.08	9.73
<i>Polycentropus flavomac.</i>	1	25.60	9.85	15.75
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	1	20.20	5.83	14.38
<i>Athripsodes aterrimus</i>	1	19.40	25.98	- 6.58
<i>Athripsodes cinereus</i>	3	17.80	12.93	4.87
<i>Cyrnus flavidus</i>	1	16.30	14.48	1.82
<i>Molannodes tinctus</i>	3	11.60	8.93	2.67
<i>Nemotaulius punctatol.</i>	1	10.10	2.85	7.25
<i>Polycentropus irroratus</i>	1	8.50	3.90	4.60
<i>Glyphotaenius pellucidus</i>	1	6.20	8.85	- 2.65
<i>Holocentropus dubius</i>	1	6.20	6.33	- 0.13
<i>Tinodes waeneri</i>	2	5.40	4.15	1.25
Coleoptera				
<i>Hyphodrus ovatus</i>	1	22.50	15.08	7.43
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	3	11.60	3.70	7.90
<i>Oulimnius troglodytes</i>	3	7.80	2.73	5.08
<i>Noterus clavicornis</i>	1	7.00	14.10	- 7.10
<i>Platambus maculatus</i>	1	6.20	5.13	1.08
Odonata				
<i>Somatochlora metallica</i>	2	18.60	29.92	-11.32
<i>Erythromma najas</i>	1	13.20	15.38	- 2.18
<i>Libellula quadrimaculata</i>	1	6.20	3.75	2.45
<i>Cordulia aenea</i>	1	5.40	19.33	-13.93
<i>Platycnemis pennipes</i>	1	5.40	9.45	- 4.05
Hemiptera				
<i>Gerris lacustris</i>	1	12.40	29.48	-17.07
<i>Cymatia bonndorffii</i>	1	10.10	5.08	5.02
<i>Sigara fossarum</i>	1	7.80	3.05	4.75
Megaloptera				
<i>Sialis lutaria</i>	1	35.70	19.40	16.30
Hydracarina				
<i>Limnochara aquatica</i>	2	14.00	14.45	- 0.45
Crustacea				
<i>Asellus aquaticus</i>	1	77.50	58.78	18.73
<i>Eurycercus lamellatus</i>	1	50.40	46.58	3.82
Gastropoda				
<i>Radix peregra</i>	3	34.10	24.83	9.28
<i>Gyraulus albus</i>	3	13.20	22.20	- 9.00
<i>Bathynomphalus contortus</i>	3	10.10	20.30	-10.20
<i>Physa fontinalis</i>	3	10.10	24.00	-13.00
Hirudinea				
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	41.10	47.83	- 6.72
<i>Helobdella stagnalis</i>	2	13.20	25.23	-12.03
<i>Glossiphonia complanata</i>	3	9.30	17.30	- 8.00
<i>Erpobdella testacea</i>	2	9.30	9.43	- 0.13