



# Vattenkemi och plankton före och efter kalkning i sjöar i Åvaområdet

av

Einar Hörnström<sup>1</sup>, Christina Ekström<sup>2</sup>, Marcus Sundbom<sup>1</sup> och Frida Edberg<sup>1</sup>

<sup>1</sup>) Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), Stockholms universitet  
106 91 Stockholm

E-mail: [enar.hornstrom@itm.su.se](mailto:enar.hornstrom@itm.su.se), [marcus.sundbom@itm.su.se](mailto:marcus.sundbom@itm.su.se), [frida.edberg@itm.su.se](mailto:frida.edberg@itm.su.se)

<sup>2</sup>) Ekströms hydrobiologi

N. Mälarstrnd 82

112 35 Stockholm

E-mail: [christina.ekstrom@mail.bip.net](mailto:christina.ekstrom@mail.bip.net)



# Vattenkemi och plankton före och efter kalkning i sjöar i Åvaområdet

Tryck 2004/10  
Upplaga 40 ex  
© Inst. för miljöanalys  
ISSN 1403-977X



# Innehåll

---

<b>Sammanfattning</b> .....	3
<b>Inledning</b> .....	4
<i>Allmänt om faktorer som påverkar planktonsammansättningen</i> .....	4
Växtplankton.....	4
Djurplankton.....	5
<b>Metodik</b> .....	7
<b>Resultat och diskussion</b> .....	8
<i>Kemisk-fysikaliska förhållanden före kalkning</i> .....	8
<i>Växtplankton före kalkning</i> .....	9
<i>Djurplankton före kalkning</i> .....	10
<i>Kemisk-fysikaliska förhållanden efter kalkning</i> .....	11
<i>Växtplankton efter kalkning</i> .....	12
Volymen och dess sammansättning.....	12
Artsammansättning.....	13
<i>Djurplankton efter kalkning</i> .....	14
<b>Referenser</b> .....	16



# Sammanfattning

---

Långsiktiga effekter av försurning och kalkning på vattenkemi och plankton har studerats 1974-2002 i sjöar i Åvaområdet – Trehörningen, Långsjön, Stensjön och Årsjön – belägna några mil sydost om Stockholm. De tre förstnämnda sjöarna kalkades 1978-81, medan Årsjön var obehandlad referens. Omkalkningar upprätthöll därefter neutrala pH-värden i sjöarna. I avsikt att studera återförsurningseffekter, avslutades emellertid kalkningen i Trehörningen och Långsjön, 1990 respektive 1995, medan kalkning sker fortlöpande i Stensjön, där studier av kalkningseffekter efter 1988 äger rum inom IKEU-projektet, vars resultat ej redovisas här.

Trots att Trehörningen och Långsjön uppvisade låga pH-värden före kalkning, var inte sjöarnas humösa karaktär påverkad. Växtplanktons artdiversitet var dock låg i jämförelse med pH-neutrala sjöar, medan djurplanktons sammansättning var relativt normal. Efter kalkning ökade halterna av totalfosfor, vilket dock kunde tillskrivas klimatvariationer. En förändring, som kan tillskrivas kalkningen, var dock minskande halt av mangan samt ökande halt av kisel.

Växtplanktonarter gynnas allmänt av pH-värden inom intervallet 6,5-7,5, och pH-ökningen efter kalkning innebar således en ökning av antalet taxa, där ett flertal arter som endast uppträder i pH-neutrala vatten blev vanliga. Växtplanktonvolymens dominans av grupperna Cyanophyceae och Dinophyceae ersattes till stor del av Chrysophyceae och Chlorophyceae.

Bland djurplankton tillkom arter av särskilt Rotatoria efter kalkning i Trehörningen och Långsjön, samtidigt som frekvensen av *Cyclops* (Copepoda) ökade. I Stensjön tillkom rotatorierna *Asplanchna* och *Synchaeta* efter kalkning, under det att *Gastropus* och *Daphnia cristata* blev vanligare.

Efter upphörd kalkning 1990 respektive 1995 i Trehörningen och Långsjön, sjönk pH-värdet sommartid efter hand till ca 5,5 och något över 6, indikerande en relativt långsam försurning av Långsjöns vatten. Bidragande orsaker till detta torde vara minskad svavelbelastning, indikerad av sjunkande sulfathalter, samt extremt liten nederbörd särskilt under 2002-2003.

Oorganiskt aluminium ökade märkbart i Trehörningen, som även uppvisade halter av zink i potentiellt toxisk nivå ( $>10 \mu\text{g/l}$ ). Ökningen i Långsjön kan till viss del ha orsakats av skogsbranden 1999 och ökad avrinning, eftersom Stensjön, särskilt drabbad av skogsbranden, uppvisade påtagliga koncentrationer av oorganiskt aluminium trots fortsatt kalkning.

Efter avslutad kalkning i Trehörningen, minskade antalet arter av växtplankton från i medeltal 52 till ca 35, och kom de sista åren att återigen domineras av dinoflagellater. I Långsjön var utvecklingen motsatt med ökad artdiversitet mot ett maximum under studiens sista år, troligen beroende på fortsatt hög näringstillgänglighet, och på att arter känsliga för kalkningen i sig eller alltför höga pH-värden, kunnat utvecklas.

För djurplanktons del innebar återförsurningen i Trehörningen och Långsjön en gradvis minskad frekvens av rotatorierna *Gastropus*, *Ploesoma* och *Synchaeta*, släkten som tidigare ökat efter kalkning. Daphnier var dock fortfarande vanliga i Långsjön, där antalet arter av Rotatoria, liksom det totala antalet djurplanktontaxa, ökade parallellt med antalet växtplanktontaxa. I den fisktomma Trehörningen minskade artdiversiteten markant under de sista undersökningsperioderna, och cladocerer saknades så gott som helt, sannolikt på grund av predation från chaoboruslarver.

# Inledning

---

Sjöarna Trehörningen, Långsjön, Mörtsjön, Stensjön och Årsjön är belägna i Åvaområdet SO om Stockholm (figur 1). På grund av närheten till storstaden har området, med sin relativt orörda natur, utgjort ett omtyckt område för sportfiske och annan rekreation. Av denna anledning förekom naturinventeringar av särskilt fiskförekomst redan under början av 1900-talet (Reizenstein, 2002). Stockholms sportfiskeklubb lät sålunda redan 1926 undersöka fiskförekomsten och faktorer som kunde påverka denna. Tillståndet i Stensjön med omgivningar karaktäriserades därvid som extremt näringsfattigt (Höckenström, 1927) i jämförelse med andra sjöar i Stockholmsregionen.

Bortsett från ett fåtal mätningar av pH och konduktivitet 1947 resp. 1948 (A. Silfversparre, opubl.), återupptogs studien av Åvasjöar (Trehörningen, Stensjön) först 1974/76 i regi av länsstyrelsen. Undersökningen omfattade då även plankton. Nya undersökningar inleddes av Naturvårdsverket (sedermera Stockholms universitet, ITM) 1977 och framåt, varvid fem sjöar (Trehörningen, Långsjön, Mörtsjön, Stensjön, och Årsjön) inventerades på vattenkemi och plankton, inför de kalkningar som inleddes 1978 (Hörnström et al., 1990). Undersökningar av benthos, växtplankton och djurplankton gjordes före och efter kalkning i Trehörningen och Långsjön (Eriksson et al., 1983; Nyberg, 1988). Under kalkade förhållanden 1983-84, analyserades närsalter samt växt- och djurplankton i Långsjön i samband med gödslingsförsök (Blomqvist et al., 1985).

Åvaområdet har på senare tid rönt allmänt intresse i och med att Tyresta nationalpark bildades, och i samband med den skogsbrand 1999, som medförde omfattande vegetationsförändringar. Stensjön är numera särskilt kontrollerad, då sjön har inkluderats i den grupp av kalkade svenska sjöar (IKEU) som sedan 1989 fortlöpande intensivbevakas, för att utvärdera om biologin skiljer sig från sjöar som inte kalkats (Appelberg & Svenson, 1994; Söderbeck,

1997). En utvärdering av vattenkemiska förhållanden i IKEU-sjöar, före och efter kalkning har gjorts av Persson & Wilander (2002).

Den allmänt ökande luftförsurningen under mitten av 1900-talet, medförde sjunkande pH-värden i Åvasjöarna, vilket föranledde kalkning av Trehörningen, Långsjön, Mörtsjön och Stensjön, liksom skett i många andra svenska sjöar (Henrikson & Brodin, 1995). Kalkningen återskapade neutrala pH-värden och ett artrikare plankton (Hörnström et al., 1992). Trehörningen och Långsjön, där kalkningen avbröts 1990, respektive 1995, ingick efter hand i en bredare studie av återförsurning (Andersson, et al., 2002), där uppföljning av vattenkemi, metaller och plankton, fortfarande pågår (Edberg et al., 2001).

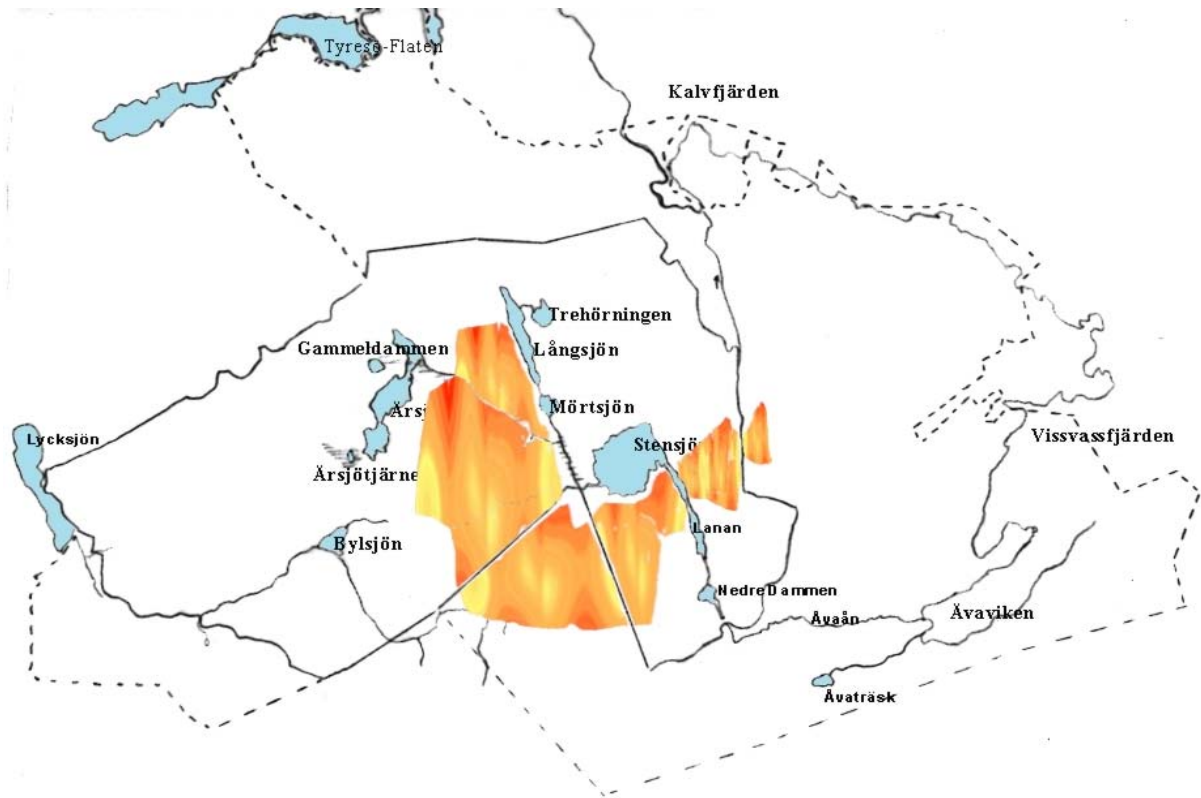
ITM:s undersökningar i Åvasjöarna har även omfattat metallomsättning i sediment, vatten, plankton och fisk, särskilt beträffande kadmium (Andersson & Borg, 1988) och kvicksilver (Andersson et al., 1991). År 1999 startades även ett projekt, i samband med återförsurning, där metallers rörlighet i sediment från kalkade och okalkade sjöar studerades (Wällstedt & Borg, 2003).

## *Allmänt om faktorer som påverkar planktonsammansättningen*

### Växtplankton

Flertalet växtplanktonarter är mindre än ca 10  $\mu\text{m}$  i diameter och sprids därmed lätt via vattenpartiklar och vindar, vilket innebär att utbredningen är världsomfattande för flertalet arter. Vilceller kan dessutom överleva i sjöar under många decennier, vilket noterats för exempelvis för kiselalger (McQuoid & Hobson, 1996). Många arter kan således fortleva som vilceller i försurade vatten och återutvecklas som planktonformer när vattnets kvalitet blivit acceptabel.





Figur 1. De studerade sjöarna och andra vatten i Åva/Tyresta. De färgade områdena markerar omfattningen av skogsbranden 1999.

Växtplanktons produktion och artsammansättning i oligotrofa sjöar är i första hand ett resultat av tillgången på närsalter, där fosfor har en central roll (Rosén, 1981). Vid sidan av mänskliga aktiviteter och tillskott av fosfor från omgivande marker, är den interna näringsomsättningen, ombesörjd av fisk och bottenlevande djur väsentlig (Andersson et al., 1988). Många arter är mer eller mindre heterotrofa (ex. Arvola & Tulonen, 1998), vilket innebär att även tillgång på organisk näring kan vara väsentlig för produktionen. Ett välkänt exempel på detta är *Gonyostomum* som kan massutvecklas i humösa vatten (Cronberg et al., 1988). I oligotrofa sjöar dominerar oftast grupperna Dinophyceae och Chrysophyceae volymsmässigt, men ibland i smärre humösa vatten även Chlorophyceae och Raphidophyceae (*Gonyostomum*).

Växtplanktonarterna tillhör fysiologiskt vitt skilda grupper, med varierande kvantitativt och kvalitativt näringsbehov, varför det skiftande närsaltsutbudet styr artförekomsten. Flertalet arter är mer eller mindre eutrofa, medan de oligotrofa arterna är relativt få, vilket innebär att en stegrad tillförsel av

näring på sikt skapar en större artrikedom. Artdiversiteten kan därför i viss mån användas som produktionsindex i oligotrofa sjöar.

I svenska sjöar varierar pH mellan ca 4 och 8, men värdet har teoretiskt sett, knappast betydelse för växtplanktonproduktionen, som bestäms av närsaltshalterna. Sekundäreffekter av extremt högt eller lågt pH, kan dock via kalkutfällningar respektive humus/fosforutfällningar reducera näringstillgängligheten. Hög halt av oorganiskt aluminium, särskilt vid lågt pH, kan innebära toxiska förhållanden för många arter (Dickson, 1978, Hörnström et al., 1984). Artsammansättning och diversitet är emellertid starkt beroende av pH-värdet i sig, eftersom både acidofila och alkalofila arter förekommer (Hörnström, 2001).

## Djurplankton

Särskilt större crustacéer, har i jämförelse med växtplankton, en mer begränsad spridningsförmåga. Vid undersökningar av populationer i närbelägna sjöar, konstaterades sålunda stora genetiska skillnader (Boileau et al., 1992). Viss spridning kan ske vid

förflyttning av båtar mellan sjöar, medan naturlig spridning är ineffektiv (Havel et al., 2000). Å andra sidan kan vilceller överleva i bottensedimenten under flera decennier, för att sedan utvecklas när vattenkvaliteten är den rätta (Nielssen & Waervågen, 2002), förutsatt att sedimentet rivs upp via fiskens födosök eller annan mekanisk påverkan (Hairston & Kearns, 2002). Ursprungliga arter i tidigare försurade vatten kan således återkomma, även utan spridning från sjöar där arten förekommer.

Djurplankton antas oftast vara beroende av växtplankton som enda föda. Ett stort antal undersökningar visar dock att organiska partiklar som humus, detritus och bakterier utgör en betydande del av födan för många arter, särskilt daphnier (Gliwicz, 1969; Johansson, 1976; Hakkari, 1978; Hessen, 1990). Artspecifik fångstmetodik, bestämmer hur födoutbudets sammansättning kan utnyttjas, och därmed vilka arter som kan existera i den aktuella vattenmiljön. *Eudiaptomus spp* (Copepoda) har ett selektivt födosök (Holly et al., 1985) som medför att de kan livnära sig i extremt fattiga vatten, till skillnad från daphnier, som kräver en viss minimiförekomst av lämpliga, smärre partiklar (Lampert & Muck, 1985). Bland rotatorierna kan *Asplanchna* utnyttja stora dinoflagellater, och även små rotatorier (Nauwerck, 1963) medan exempelvis *Conochilus* liksom daphnier kräver mindre födopartiklar.

Sambanden med pH är svaga för flertalet djurplanktonarter. Inom gruppen Rotatoria förekommer dock undantag. *Brachionus urceolaris* är sålunda en karaktärsart för extremt sura vatten (Hörnström et al., 1999; Deneke, 2000). *Keratella serrulata* som noterats så gott som enbart i relativt sura sjöar (Berzins & Pejler, 1987; Arvola et al., 1990), är egentligen en litoralform som i sura sjöar kan invadera pelagialen (Morling & Pejler, 1990).

Bland cladocerer saknas acidofila former, men *Bosmina longispina (coregoni)* har visat sig väl anpassad till pH 4,8 i västkustsjöar, och har tidigare noterats vid pH ca 3 (Vallin, 1953). Även *Holopedium gibberum* är surhetstolerant (Nyberg, 1998) och var exempelvis vanlig i västkustsjöar vid pH ca 4,8 (Hörnström et al., 1993). Den stora förekomsten av *Holopedium* i sura vatten torde bero på att arten har största utvecklings-

möjligheterna i extrema sjöar med få predatorer och konkurrenter (Berzins & Bertilsson, 1990).

På basis av frånvaron i starkt sura sjöar (t.ex. Trehörningen) anses daphnier kräva relativt höga pH-värden. *Daphnia cristata* förekom emellertid, i likhet med andra observationer i sura humösa vatten (ex Sarvala & Halsinaho, 1990), i den relativt humösa Långsjön trots pH ca 5. Å andra sidan, saknas daphnier i princip helt i pH-neutrala vatten som är ultraoligotrofa och oligohumösa (ex Layborn-Parry, et al., 2001). Tillgång på föda tycks således vara mer avgörande än surheten för förekomsten av *Daphnia*.

Arter av gruppen Copepoda finns i alla sjöar. Släktena *Cyclops* och *Eudiaptomus* är vanligast, men även *Hetercope* kan förekomma. *Cyclops* saknades sommartid i sura Svenska västkustsjöar (Hörnström et al., 1993), men förekom sparsamt under våren, då födotillgången troligen var större. Denna förekomst visar att *Eudiaptomus* och åtminstone vissa arter av *Cyclops* är surhetstoleranta. Flertalet arter drabbas sålunda inte av försurningen, utan av dess sekundära effekter, där tillgången på föda torde vara mest betydelsefull. Ett undantag bland copepoder är *Hetercope appendiculata* som av Pejler (1965) beskrivs som oligotrofiindikator, och av Nielsen (1983) som känslig för lågt pH. Arten saknades i den sura Trehörningen liksom i starkt sura västkustsjöar (Hörnström et al., 1984). I Norge, där arten har en ostlig utbredning (Nielsen, 1976) förekom den i pH-intervallet 5-6, men var sällsynt vid lägre pH (Schartau et al., 2000). *H. saliens* var till skillnad från *H. appendiculata*, vanlig även i de sura sjöarna (Nielssen, 1984).

Konkurrens mellan olika arter och grupper kan förväntas accentueras i extremsjöar med födobrist (Kerfoot et al., 1985, Fussman, 1996), medan å andra sidan fiskens predation av djurplankton troligen är en huvudfaktor som selekterar artsammansättningen (ex Stensson, 1972) i näringsrika sjöar med ett brett födoutbud. Ett flertal studier av djurplankton i relation till födan presenteras av Lampert (1985), och vidare aspekter på biologiska interaktioner av Carpenter (1988). En allmän beskrivning av faktorer som styr djurplanktons förekomst, har gjorts av Persson & Ekström (2001).

# Metodik

---

Sjösystemet Trehörningen-Långsjön-Mörtsjön (figur 1) kalkades 1978, medan Stensjön behandlades först hösten 1981. Persson & Wilander (2002) anger att den första kalkningen i Stensjön ägde rum 1978, eftersom Mörtsjön, belägen högre upp i vattensystemet då kalkades. Utloppsäck till Stensjön saknas dock, och den kemiska uppföljningen visar att Stensjön inte påverkats av denna insats. I föreliggande redogörelse betraktas sålunda Stensjön som okalkad under 1978-81. Årsjön lämnades orörd som referens. De studerade sjöarna, som är belägna strax sydost om Stockholm, är av relativt ringa storlek – 0,04-0,41 km<sup>2</sup> (tabell 1), och med obetydlig mänsklig påverkan, förutom den anlagda skogsbranden 1999 som berörde Långsjöns och särskilt Stensjöns avrinningsområde.

Kalkdosering och kalktyper har tidigare redovisats av Hörnström et al. (1992). År 1977, före kalkning, rotenonbehandlades Trehörningen och Långsjön i avsikt att utrota all befintlig fisk, varefter öring inplanterades. Behandlingen lyckades i Trehörningen, medan ursprunglig fisk återhämtade sig i Långsjön. Trehörningen är numera fisktom, ett tillstånd som har stor betydelse för utvecklingen av sjöns hela ekosystem, på grund av de speciella förhållanden (fisk förekommer normalt alltid i sjöar) som uppkommer där toppredatorer saknas. I Mörtsjön och övriga sjöar (i Långsjön efter kalkning) var abborre och gädda vanligast. I Stensjön fanns dessutom gers, löja och sik-

löja, där löja och siklöja ökade efter kalkning. I Årsjön finns förutom abborre och gädda även gers.

De data som diskuteras berör (bortsett från djurplankton) prover tagna på 0,5-1 meters djup, där särskilt värden från perioden juli-september, redovisas i figurer och tabeller, eftersom vattenkemiska förhållanden och planktonsammansättning uppvisar de mest stabila förhållandena under denna period.

Växtplankton har i föreliggande undersökning insamlats på 0,5-1 meters djup, medan djurplankton hävats (Maskstorlek 75 + 25 µm) från botten till ytan. Provtagningarna har ägt rum centralt i sjöarna, ovan de största djupområdena. Planktonproven har konserverats direkt med Lugols lösning med tillsats av isättika (Willén, 1974), medan kemiska prov i allmänhet konserverats först på laboratoriet. Kemiska analyser har om möjligt utförts enligt Svensk Standard, medan den använda metodiken vid planktonanalyser och utvärdering av resultat tidigare redovisats av Hörnström et al., (1990, 1993, 1999).

Eftersom närsaltskoncentrationer och planktonutveckling kan förväntas bero av nederbörden, har vattenföringens utveckling noterats vid SMHI:s station Stormyra, belägen nära de studerade sjöarna (data från SMHI).

*Tabell 1. De studerade Åvasjöarnas läge, areal, djupförhållanden, vattenomsättning och första kalkningstillfälle.*

	Areal (km <sup>2</sup> )	H.ö.h. (m)	Medeldjup (m)	Maxdjup (m)	Omsättningstid (år)	Kalkning
Trehörningen	0,04	52	2,4	4,4	0,42	mars 1978
Långsjön	0,10	41	4,0	8,0	0,83	mars 1978
Stensjön	0,37	35	9,8	21,1	1,30	sept. 1981
Årsjön	0,16	51	3,7	8,4	1,36	referens

# Resultat och diskussion

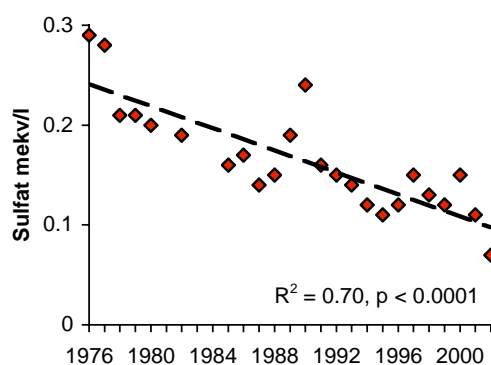
## *Kemisk-fysikaliska förhållanden före kalkning*

Tidiga mätningar av pH, tyder på att Trehörningen var påtagligt sur redan under 1940-talet med pH ca 5,4 sommartid 1947-48 (A. Silfversparre, opubl.; Kolbe, 1950), vilket torde ha inneburit värden mindre än 5 under tidig vår, i likhet med vad Milbrink & Johansson (1975) noterade 1974. Bortsett från relativt låga pH-värden i Stensjön under våren, visar noteringar från 1947-48 (Reizenstein, 2002) att sjön sommartid hade pH ca 6 liksom 1974 (Milbrink & Johansson, 1975) och åren närmast före första kalkningen (Hörnström et al., 1992). Milbrink & Johansson (1975) anger pH 5,5 sommaren 1974 i referensen Årsjön, vilket ligger inom ramen för föreliggande mätserie, där värdet varierat mellan 5,4 och 6, med de högsta värdena under det senaste decenniet (figur 2). De relativt stabila pH-värdena i Stensjön och Årsjön sommartid, tyder på viss förekomst av basiska jordarter som buffrar avrinningsområdet. Under den avsevärda tid som Åvasjöarna följts, kunde man annars förväntat fortsatt sjunkande pH-värden, kanske mot ett slut-pH på ca 4,8 i likhet med utvecklingen i västkustsjöar (Hörnström et al., 1993). Att utvecklingen inte nått så långt, kan även ha sin orsak i att försurningsbelastningen är lägre i Åvaområdet än på västkusten, samtidigt som sjunkande halter av sulfat (figur 3) indikerar kontinuerligt minskande deposition av svavelsyra.

I Åvasjöarna noterades sommartid före kalkning, pH-värden inom intervallet 5-6 (figur 2), där Trehörningen och Långsjön var surast och saknade mätbar alkalinitet, medan 0,01-0,02 mekv/l uppmättes i Stensjön. Kalciumhalterna var låga och 0,11-0,18 mekv/l.

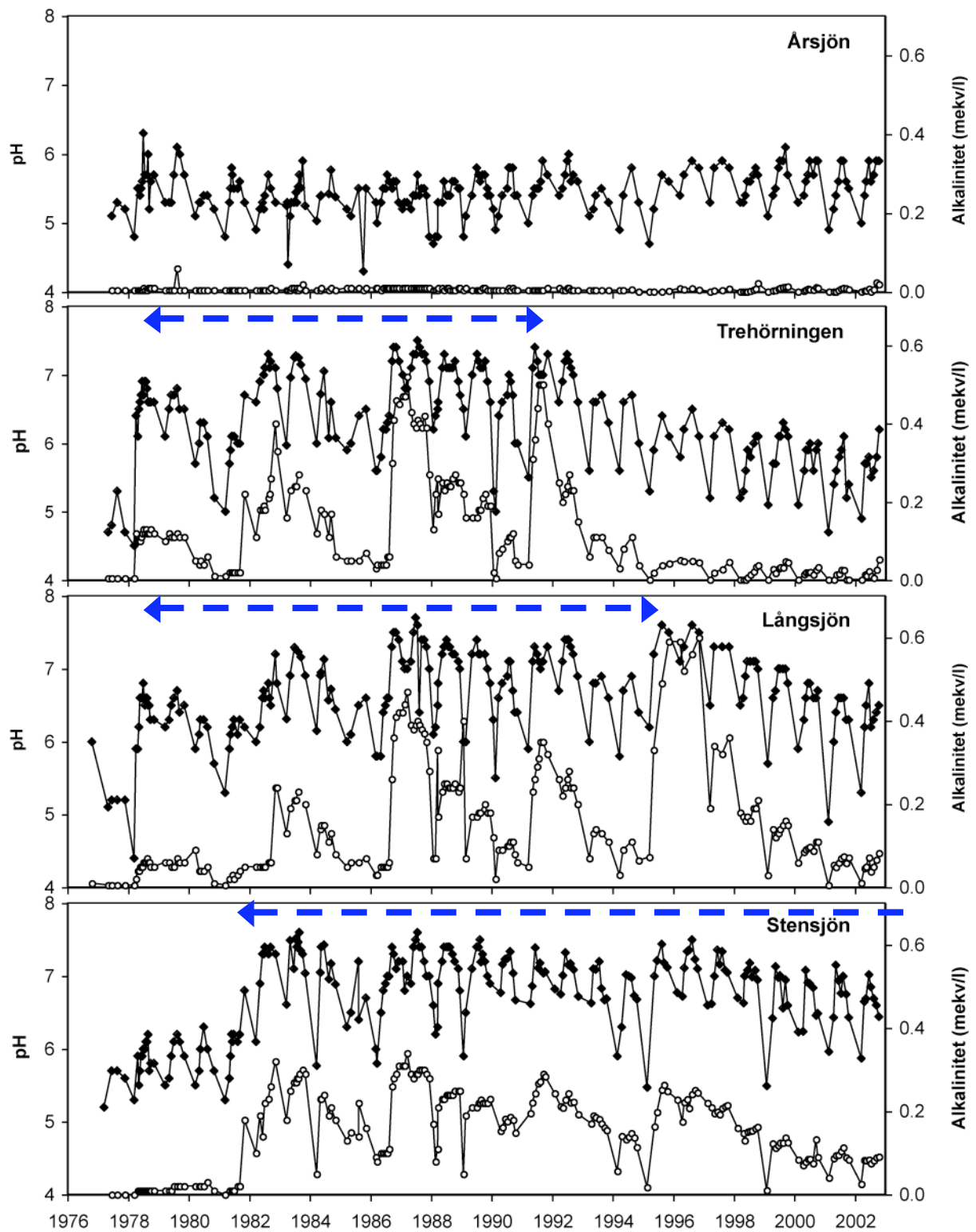
Färgtalet (mg Pt/l), som är negativt korrelerat mot transparensen i oligotrofa sjöar (Hörnström et al., 1993), varierade i Åvasjöarna från ca 20 i Stensjön till vanligen mer

än 50 i Trehörningen, högst belägen i vattensystemet. Siktdjupet var följaktligen minst i Trehörningen (ca 2,5 meter, men starkt varierande p.g.a. hög vattenomsättning och växlande transparensstyrande humushalt) och störst i Stensjön (ca 4 meter) med den lägsta humushalten. Vid 1926 års undersökningar (Höckenström, 1927) noterades siktdjup på 3,5-6 meter i Stensjön, medan Kolbe (1950) noterade 1,2 meter i Trehörningen och 4,1 meter i Årsjön, resultat som inte avviker markant från föreliggande intervall 1977-2002.



Figur 3. Sulfatkoncentrationen under augusti i Långsjön. Den streckade linjen representerar en regressionslinje med signifikant negativ lutning, vilket visar att halterna sjunkit under den studerade perioden.

De studerade Åvasjöarna är utpräglat oligotrofa, med låga koncentrationer av tillväxtbegränsande fosfor, där totalhalten vanligen var 2-5  $\mu\text{g/l}$  (figur 4). Medelhalterna av totalkväve (sommartid) var ca 0,4 mg/l, och således i samma storleksordning som noterats i PMK:s referenssjöar (Wilander, 1997). Halterna av nitrat låg vanligtvis under detektionsgränsen (10  $\mu\text{g/l}$ ), medan omkring 50  $\mu\text{g/l}$  noterades under vår och senhöst. De totala koncentrationerna av oorganiskt kväve har inte kunnat följas, eftersom andelen ammoniumkväve, som ökar med humushalten, sällan analyserats.



Figur 2. Alkalinitet (o) och pH (♦) i fyra sjöar i Åvaområdet. Pilarna visar tidsintervallet mellan första och sista kalkning. Stensjön kalkas fortfarande medan Årsjön aldrig har kalkats.

### Växtplankton före kalkning

Växtplankton i Stensjön undersöktes 1926-27 och anges av Alm (1928) som extremt fattigt, sannolikt beroende på att plankton

håvades (den kvantitativa analysen av växtplankton infördes först ca 30 år senare), varigenom merparten av det vanligtvis mikroskopiska planktonet gick förlorat. På basis av förbättrad provtagningsteknik ger

emellertid en nutida tolkning av näringsläget samma resultat, vilket även inbegriper övriga sjöar.

Totalvolymerna av växtplankton i Ävasjöarna var före kalkning (1974-77) relativt obetydliga med det högsta medelvärdet på 0,53 mm<sup>3</sup>/l i Trehörningen, medan lägre värden (0,13-0,22 mm<sup>3</sup>/l) noterades i de andra sjöarna. Volymen i Trehörningen dominerades vanligen av dinoflagellater, medan Långsjön och Stensjön (figur 5) hade en mer blandad sammansättning, vanligen med dominans av chrysomonader respektive cyanophycéer (*Merismopedia*). Årsjön dominerades oftast av Cyanophyceae (figur 5), men uppvisade liksom övriga sjöar betydande inslag av små surhetstoleranta chlorophycéer som exempelvis *Oocystis*. Under 1978 tillkom "*Gonyostomum sp*" (Raphidophyceae) i Årsjön där beståndet snabbt ökade för att nå sitt maximum 1979, då extremt stora volymer (upp till 4 mm<sup>3</sup>/l) noterades.

I Trehörningen, Långsjön och Årsjön förelåg påtagliga försurningseffekter på växtplanktons sammansättning, vilket kunde förväntas eftersom flertalet arter är pH-beroende (Hörnström, 2001). *Merismopedia* och *Oocystis* var karakteristiska former, tillsammans med utpräglad acidofila arter som *Dinobryon pediforme* och *Bitrichia ollula* (Hörnström, 2001). De surhetstoleranta dinoflagellaterna *Gymnodinium uberimum* och *Peridinium inconspicuum* var tidvis frekventa, särskilt i Trehörningen, liksom i starkt försurade västkustsjöar (Hörnström et al., 1993) indikerande oligotrofi (Eriksson et al., 1983).

Stensjön uppvisade ett plankton, karaktäristiskt för sjöar med pH-värden omkring 6. Den ofta volymsmässigt dominerande *Merismopedia tenuissima* är dessutom en oligotrofiindikator (Hörnström, 2002). Paleolimnologisk analys av Stensjöns sediment (Ek et al., 2001) indikerade en stark försurningstrend, en klassificering som kan ha förstärkts av att bedömningen till stor del baserats på förekomsten av bentiska diatoméer som kanske varit vanliga under surare vår- och höstperioder, medan föreliggande planktonresultat baserar sig på sommarprovtagningar, då pH-värdena varit högre. Just beträffande kiselalger är dock kategoriseringen träffande, då få sådana – vanligen *Tabellaria* – påträffades i plankton före

kalkning. Planktiska diatoméers förekomst är dock ofta starkt kopplad till näringsnivån. Fosfor kan vara mer begränsande för utvecklingen än kiselhalt och pH. *Asterionella formosa*, var sålunda vanlig i vårprov (under näringsrikare förhållanden) i Stora Härsjön (Appelberg et al., 1995) vid pH ca 5,3, vilket visar att den kanske vanligaste kiselalgen i Svenska sjöar tillväxer oberoende av pH.

Som mest före kalkning noterades under 1974-81: 18, 29, 50 och 31 växtplanktontaxa i respektive Trehörningen, Långsjön, Stensjön och Årsjön, där endast Stensjön uppvisade en normal artdiversitet i jämförelse med ej försurade sjöar. Bland grupperna dominerade Chlorophyceae och särskilt Chrysophyceae antalsmässigt (figur 6).

### Djurplankton före kalkning

Vid undersökning av djurplankton i Stensjön 1927 (Alm, 1928), förekom "*Hyalodaphnia*" vilket sannolikt var *Daphnia cristata*, medan andra vanliga cladocerer var *Bosmina*, *Holopedium* och *Leptodora*. "*Diaptomus*" (*Eudiaptomus*) och *Heterocope* (Copepoda) förekom, samt bland rotatorier, "*Notholca*" (sannolikt *Kellicottia longispina*). Endast två rotatoriearter noterades, eventuellt beroende på att grovmaskig håv användes.

Totalt sett var djurplankton i Långsjön, och särskilt i Trehörningen, förhållandevis artfattigt före kalkning, då endast ca 10 respektive 3 taxa registrerades i de två augustiproven (figur 7). I den obetydligt försurade Stensjön var diversiteten mer normal då i medeltal ca 13 arter förekom vid 6 provtagningar. Antalet rotatorietaxa i augusti var i medeltal ca 1, 5,5 och 5,7, respektive, i Trehörningen, Långsjön och Stensjön, i jämförelse med 4,5 i Årsjön (figur 7). Dessa värden för Rotatoria är delvis låga, exempelvis i jämförelse med uppemot 11 taxa i 10 oförsurade västkustsjöar (Hörnström et al., 1993). De vanligaste arterna var *Keratella cochlearis* och *Kellicottia longispina*, som Pejler (1965) klassificerat som domanter i oligotrofa sjöar. Förutom dessa förekom även *Conochilus unicornis* och *Polyarthra vulgaris* i Långsjön och Stensjön, arter som i sura västkustsjöar var vanliga först efter kalkning (Hörnström et al., 1993). *Asplanchna priodonta*, den största formen av de

vanligaste rotatorierna, förekom ibland rikligt i sura västkustsjöar (Hörnström et al., 1993), men saknades i samtliga Åvasjöar före kalkning.

*Keratella cochlearis* var den enda förekommande rotatoriearten före rotenonbehandlingen i Trehörningen, medan *Lecane sp* var den enda arten efteråt. I Långsjön var *Conochilus unicornis* och *Kellicottia longispina* dominerande före rotenonbehandling, men ersattes i stort sett helt av *Euchlanis* och *Lecane* (d.v.s. litorala arter). Efter hand uppträdde därefter *Ascomorpha sp*, *Keratella serrulata* och *Ploesoma hudsoni*. I Stensjön som ej rotenonbehandlades, noterades vid sidan av de vanliga *Keratella/Kellicottia*, bl. a. *Conochilus*, *Collotheca* och *Polyarthra spp*.

Antalet taxa av Cladocera varierade mellan 2 och 6 före kalkning. I Trehörningen förekom endast *Bosmina longispina* och *Diaphanosoma brachyurum*. Efter rotenonbehandlingen noterades den bentiska arten *Alonopsis elongata* som enda art. Långsjön uppvisade ett något artrikare cladocerplankton med uppemot 6 taxa, inkluderande *Holopedium gibberum* och även sparsam förekomst av *Daphnia cristata*. Efter rotenonbehandlingen, noterades dock enbart *Ceriodaphnia quadrangula*. I den obehandlade Stensjön noterades förutom de taxa som förekom i Långsjön, även *Leptodora kindtii* och *Limnospira frontosa*. *Holopedium* förekom enbart under juni-juli.

Bland copepoder (2-3 taxa), var *Eudiaptomus gracilis* enda förekommande art i Trehörningen, medan även *Cyclops spp* var vanliga i Långsjön, Stensjön och Årsjön. *Heterocope appendiculata* saknades i Trehörningen, men förekom i Långsjön och i Stensjön.

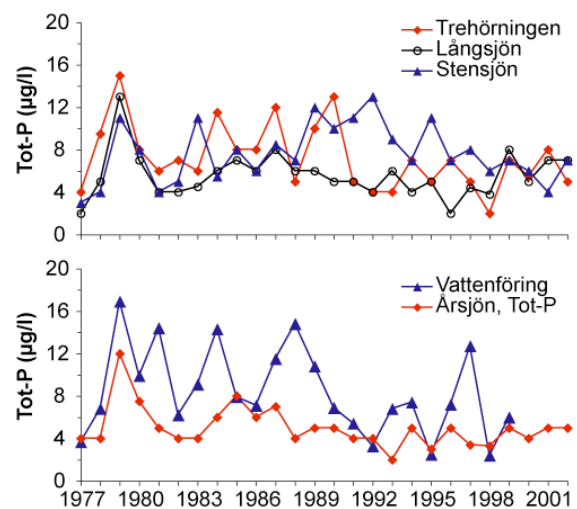
Trots få analyser före kalkning, förefaller det som om rotenonbehandlingen haft en distinkt effekt, där på kort sikt endast ett fåtal bentiska former överlevt. Förekomst av vilstadiet har dock troligen säkrat vidareutveckling för andra arter, vilket efterkalkningsstudierna visar.

### **Kemisk-fysikaliska förhållanden efter kalkning**

Trehörningen, Långsjön och Mörtsjön kal-

kades 1977/78 medan Stensjön första gången behandlades 1981, vilket ökade pH till nära 7 i Trehörningen och Långsjön, medan än högre värden noterades vid omkalkningar 1982 och 1986 (figur 2). I Stensjön erhöles ett relativt stabilt pH på ca 7 sommartid 1982-87. Extremt höga alkalinitetsvärden – uppemot 0,40 mekv/l - uppnåddes efter sekundära kalkningar (figur 2). I samband med kalkning ökade halten av kalcium från 0,15-0,18 mekv/l till 0,20-0,60 mekv/l. Efter avslutad kalkning i Trehörningen 1990 och i Långsjön 1995, sjönk pH efterhand, vilket var mest påtagligt i Trehörningen (figur 2).

Efter torrperioden 1975-77, ökade fosforhalterna 1978-79 i samband med ökad nederbörd och avrinning till omkring 10 µg/l, då höga halter även noterades i Stensjön och Årsjön som ej kalkats (figur 4). Fosforökningen i Trehörningen och Långsjön förändrades sålunda inte av kalkningen. Ytterligare perioder med förhöjda fosforkoncentrationer inträffade 1984-90, särskilt i Trehörningen (figur 4). Koncentrationerna uppvisade ingen påtaglig trend under perioden efter avslutad kalkning.



Figur 4. Augustikoncentrationer av totalfosfor (Tot-P) i de studerade sjöarna, samt relativ avrinning vid SMHI:s station Stormyra.

De ökade P-halterna var således till största delen ett resultat av klimatiska fluktuationer, där dock kalkningen i sig kan tillskrivas en viss betydelse, eftersom kalken innehåller ca 0,03-0,04% fosfor, ett näringstillskott som åtminstone temporärt tillförs primärproduk-

tionen. Tillgängligheten av bottensedimentens fosfor, har dessutom troligen ökat på grund av förhöjt pH, och minskad affinitet för fosfor till sedimentet (Pettersson & Olsson, 1984). Näringsomsättningen kan dessutom förväntas öka på grund av ökad fiskproduktion och fiskens födosök i bottensediment (Andersson et al, 1988).

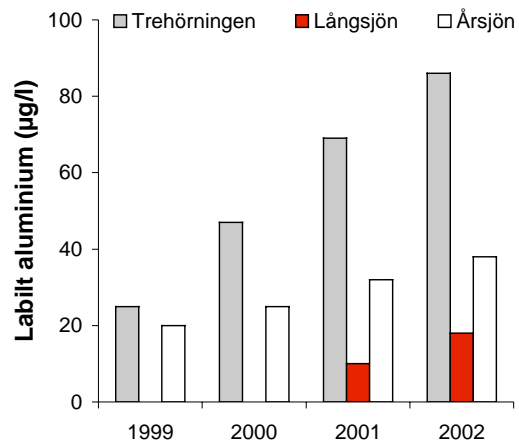
Medelhalten av totalkväve i Trehörningen, Långsjön, Stensjön uppvisade ett maximum på ca 0,65 mg/l 1979, vilket inte hade någon motsvarighet senare under den studerade perioden. Under 1985-86, då andra parametrar uppvisade höga värden, var halten i medeltal endast 0,34 mg/l, det vill säga ungefär samma nivå som före kalkning, och som i PMK:s referenssjöar (Wilander, 1997). Liksom före kalkning låg nitratkoncentrationen sommartid, vanligen under detektionsgränsen.

Vid lågt pH ökar löslighet och transport av mangan, zink, kadmium och särskilt oorganiskt aluminium som uppmärksammas på grund av sin höga toxicitet (Dickson, 1978; Hörnström et al., 1984). Med undantag för Trehörningen 1985-87, var den minskade halten av mangan påtaglig, liksom ökad kiselhalt från ca 1 till 1,5 mg/l. I den okalkade Årsjön var manganhalten fortsatt förhöjd, och oftast över 50  $\mu\text{g/l}$ , medan kiselhalten var extremt låg och ca 0,5 mg/l.

Aluminiums totalkoncentration varierar i huvudsak med humushalten (Hörnström, 1999), och saknar i den aktuella sjötypen samband med försurning. Oorganiskt aluminium förekom ej i mätbar koncentration i Trehörningen och Långsjön innan kalkningen upphört, men med sjunkande pH därefter noterades medianvärden (juli-september) uppemot 86 respektive 18  $\mu\text{g/l}$  (figur 8). En ökning noterades även i den fortsatt kalkade Stensjön efter skogsbranden 1999, vilket kan indikera att aluminiumökningen i Långsjön orsakades av större förlust från marken till följd av skogsbranden.

Anmärkningsvärt höga halter av zink ( $>10 \mu\text{g/l}$ ) noterades i Trehörningen (även under kalkningsperioden) och Årsjön, vilket innebär potentiellt toxiska förhållanden för en del planktonformer (ex. Gächter & Måres, 1979), särskilt som zink inte cheleras påtagligt till humuskolloider. Kadmiumhalterna varierade kraftigt inom ett intervall som sommartid var 0,01-0,07  $\mu\text{g/l}$ . Ökningen var

obetydlig efter avslutad kalkning i Trehörningen och Långsjön



figur 8. Koncentrationen av oorganiskt (labilt) aluminium i Trehörningen, Långsjön och Årsjön under 1999-2002 (medianvärden juli-september).

## Växtplankton efter kalkning

### Volymen och dess sammansättning

Kalkningens effekter på växtplanktonvolymerna var svårbedömda, p.g.a. få mätdata under tiden före kalkning. Denna period, särskilt 1975-76, var dessutom extremt nederbördsfattig och därmed näringsfattig, i motsats till de förhållanden som rådde de första åren efter kalkning. Växtplanktonvolymen var i Långsjön och Trehörningen maximalt 0,53  $\text{mm}^3/\text{l}$  före kalkning, och något större efter behandlingen. Den mest markanta ökningen ägde rum i den okalkade Årsjön till ett maximum på ca 4  $\text{mm}^3$  1979. Stensjön kalkades först 1981, vilket ger bättre jämförelsedata. Även i denna sjö noterades relativt stora volymer på uppemot 0,64  $\text{mm}^3/\text{l}$  under 1978, i jämförelse med högst 0,2  $\text{mm}^3$  under tidigare år, en volymökning som skedde parallellt med ökande fosforhalter (figur 4). Totalvolymen var signifikant större efter kalkning i Stensjön.

Dominansen av dinoflagellater i Trehörningen, ersattes efter kalkning 1978-84 av chrysophycéer och chlorophycéer. Under perioden 1985-91 ökade andelen Chrysophyceae ytterligare, medan Chlorophyceae minskade (figur 5). 1992-95 då kalkning upphört, ökade återigen Dinophyceae, men



med annan artsammansättning där *Ceratium* var kvantitativt betydande. Under perioderna 1996-99 och 2000-02 ökade andelen Cyanophyceae (*Merismopedia*) påtagligt (figur 5), i relation till sjunkande pH.

I Långsjön minskade Cyanophyceae och Dinophyceae under 1978-84. Under följande år saknades i stort sett gruppen Cyanophyceae, samtidigt som andelen Bacillariophyceae (kiselalger) ökade (figur 5). Inga markanta förändringar av volymssammansättningen inträffade under 1992-98. Trots lägre pH under 2001-02 var andelen Bacillariophyceae fortfarande betydande.

Växtplanktonvolymens sammansättning förändrades radikalt efter kalkning av Stensjön. Andelen Cyanophyceae (*Merismopedia*) som var 38% (17-69) före kalkning, minskade till mindre än en procent under 1982-88, och ersattes av grupperna Chrysophyceae, Dinophyceae, och Bacillariophyceae (figur 5).

I den okalkade Årsjön dominerade Cyanophyceae under 1974-77. Under perioden 1978-84 växlade sammansättningen kraftigt, där *Gonyostomum sp* dominerade 1979 vid höga fosforhalter, medan Cyanophyceae och Dinophyceae övertog 1983, respektive 1984. Under 1985-91 ökar Chlorophyceae i form av *Botryococcus sp* och andelen Chlorophyceae är genomsnittligt hög även under åren 1992-2002 (figur 5). Sammansättningen varierade dock kraftigt.

### Artsammansättning

I Trehörningen ökade medelantalet taxa efter kalkning till 29,6 under 1978-84 (figur 6). Under 1985-91 ökade antalet ytterligare något, men utan markanta förändringar av gruppssammansättningen. Efter avslutad kalkning 1990, ökade antalet taxa till 51,7, där andelen Cyanophyceae och Bacillariophyceae var större än tidigare (figur 6). Under 1996-2002, då pH-värdet sjönk påtagligt, noterades endast 35-38 taxa, där emellertid antalet arter av Cyanophyceae och Bacillariophyceae fortfarande var relativt

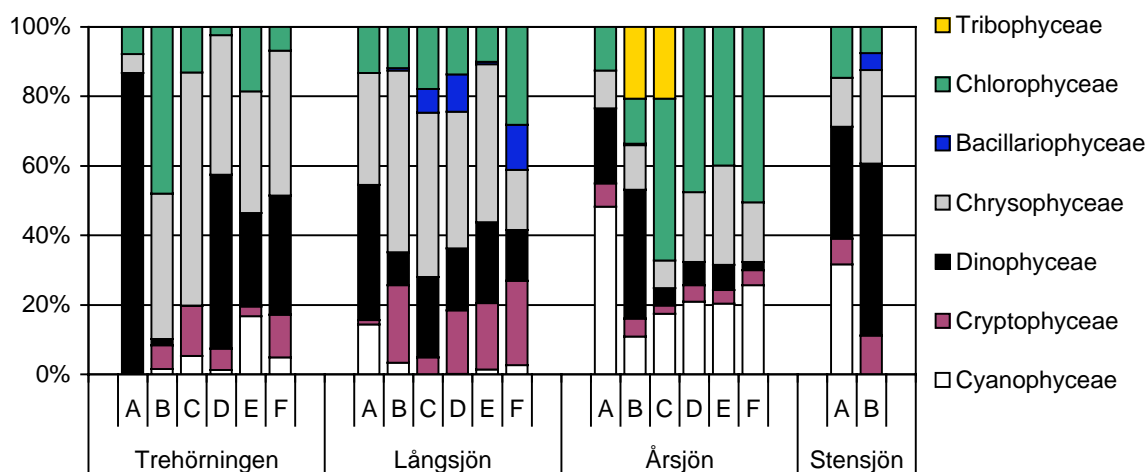
högt under 1996-99, för att därefter minska drastiskt under 2000-2002 (figur 6).

I Långsjön ökade antalet taxa under 1978-84 från i medeltal 25,5 till 45,5, och under 1985-91 ytterligare via ökning inom grupperna Bacillariophyceae och Chlorophyceae (figur 6). Förhållandet var relativt stabilt under 1992-99. Under perioden 2000-02, d.v.s. 5-7 år efter avslutad kalkning, ökar emellertid åter antalet taxa, trots att pH sjunkit till något över 6. Resultatet kan ha sin orsak i att de arter som kräver särskilt höga pH-värden är relativt få, medan arter som utnyttjar bestående ökad näringstillgänglighet är flera, samtidigt som en del former, känsliga för kalk eller extremt höga pH-värden (Hörnström, 2001), kunnat utvecklas mer obehindrat.

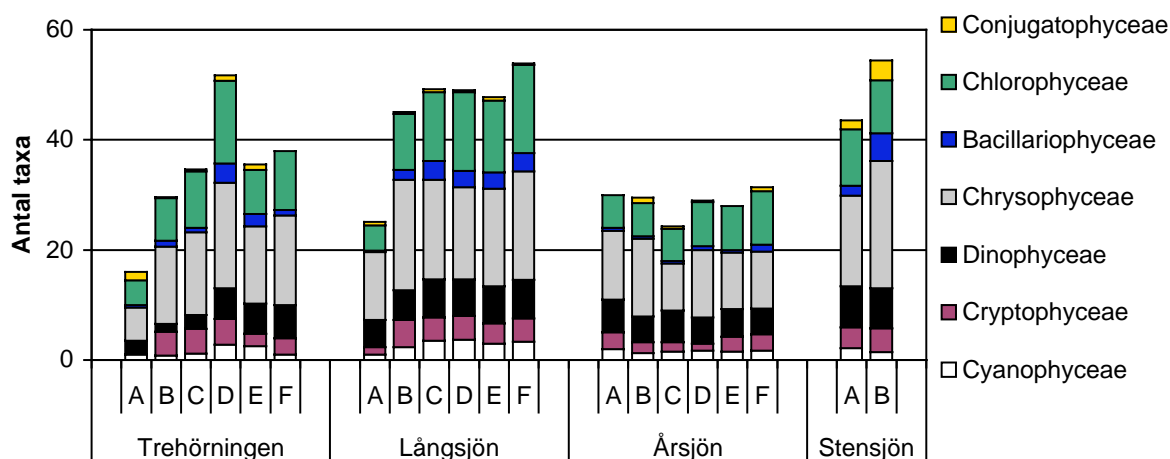
I Stensjön ökade artdiversiteten signifikant efter kalkning, särskilt inom grupperna Chrysophyceae och Bacillariophyceae (figur 6). Totalantalet taxa ökade signifikant från i medeltal 43,6 taxa till 54,6 efter kalkning.

Antalet taxa var relativt stabilt och ca 30 i den obehandlade Årsjön (figur 6), där samma dominanter noterades både före och efter kalkning av Trehörningen och Långsjön. Former som *Gonyostomum sp*, *Trachelomonas* och *Chryso-sphaerella* med relativt höga näringskrav, uppträdde emellertid efter hand under 1978-79, indikerande ökad näringstillförsel.

Dominansen av små chrysophycéer och chlorophycéer i Trehörningen och Långsjön övergick delvis i dominans av cryptomonader och *Mallomonas* (Chrysophyceae). *Gymnodinium uberrimum* och *Peridinium inconspicuum* (Dinophyceae) ersattes i huvudsak av *Peridinium goslaviense* (vanlig även i Stensjön), som har blivit vanlig i svenska sjöar först under de senaste decennierna. Ett annat släkte som ökat särskilt i kalkade sjöar, t.ex. Stensjön, är *Chrysochloromulina* (Hörnström, 2001). Till skillnad från i Trehörningen och Långsjön, blev kiselalger - *Rhizosolenia longiseta*, *Synedra nana*, *Cyclotella (comta)*, *Asterionella formosa* - vanliga i Stensjön.



Figur 5. Växtplanktonvolymens sammansättning i Åvasjöarna, före kalkning (A), 1978-84 (B), 1985-91 (C), 1992-95 (D), 1996-99 (E) och 2000-2002 (F). I Stensjön, B= 1982-88.



Figur 6. Antal taxa av växtplankton och deras sammansättning i Åvasjöarna, före kalkning (A), 1978-84 (B), 1985-91 (C), 1992-95 (D), 1996-99 (E) och 2000-2002 (F). I Stensjön, B = 1982-88.

### Djurplankton efter kalkning

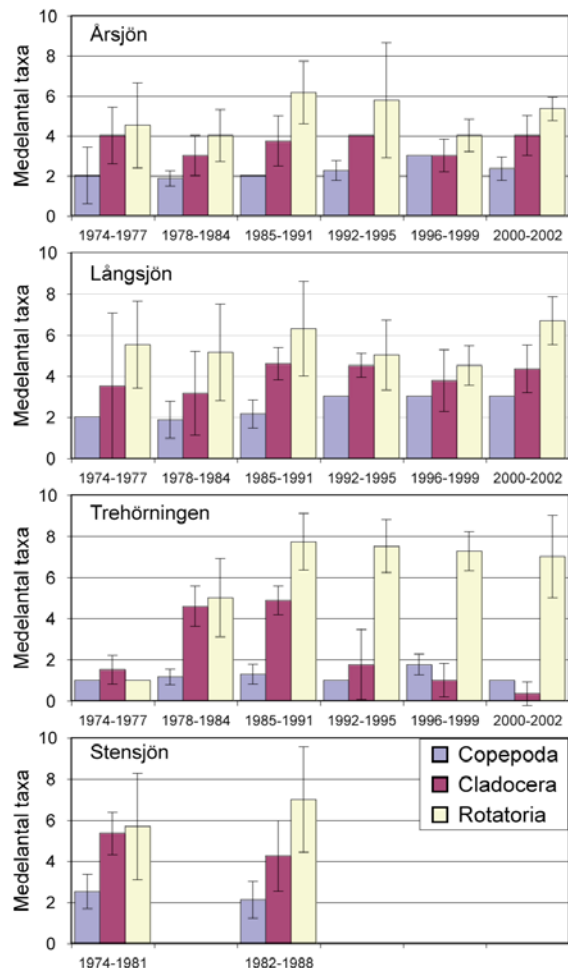
I Trehörningen ökade det totala antalet arter efter kalkning initialt från 3 före kalkning (augustiprov) till som mest i medeltal ca 14, 1985-91, men minskade därefter, p.g.a. en nedgång i Cladocera till ca 8 under 2000-2002, där emellertid diversiteten av rotatorier var normal (figur 7). Jämfört med situationen före kalkning var antalet arter i Långsjön ganska oförändrat 1978-84, men ökade något under perioden 1985-91, och uppnådde ett maximum på nära 14 under 2000-2002, d.v.s. 5-7 år efter avslutad kalkning. I Stensjön var artdiversiteten tämligen oför-

ändrad efter kalkning. I den okalkade Årsjön var perioden 1996-99 förhållandevis artfattig (figur 7), men någon utpräglad tidstrend förelåg ej.

Det totala antalet arter i de kalkade sjöarna var något lågt, särskilt i Trehörningen, i jämförelse med i medeltal 16,7 i IKEU:s referenssjöar (Söderbäck, 1997).

Inom gruppen Rotatoria, ökade antalet arter i Trehörningen markant under perioden 1978-84, och därefter till ett maximum på  $7,7 \pm 1,4$  1985-91 (figur 7). *Polyartra vulgaris* och *Conochilus unicornis* var dominerar-

de rotatorier, men även *Filinia*, *Gastropus* och *Synchaeta*, uppträdde först efter kalkning, vilket till stor del överensstämmer med utvecklingen i västkustsjöar (Hörnström et al., 1993).



Figur 7. Antal taxa i augusti av Copepoda, Cladocera och Rotatoria i den okalkade Årsjön, i Trehörningen och Långsjön före kalkning 1974-77, samt efter kalkning under perioderna 1978-84, 1985-91, 1992-95, 1996-99 och 2000-02. Stensjön studeras före kalkning under 1974-81, och efter kalkning under 1982-88. Felstaplarna anger en standardavvikelse.

I Stensjön, liksom i Långsjön, där antalet arter av Rotatoria var tämligen konstant (ca 7 taxa), var den vanliga oligotrofa dominansen av *Keratella cochlearis* och *Kellicottia longispina* (Pejler, 1965), till stor del ersatt av *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta* och *Asplanchna priodonta*. Detta tillstånd var mest markant 1983-85. *Asplanchna* var dominant i extremt sura västkustsjöar (Hörnström et al., 1993), där dinoflagellater

bör ha utgjort större delen av födan, men kan även utvecklas i neutrala sjöar med ett diversifierat födoutbud, som ex. i kalkade sjöar. En tänkbar orsak till anpassningsförmågan kan vara alternativ teknik vid födosök (Pejler, 1983). Dinoflagellater utgjorde dock ett dominant inslag efter kalkning i Stensjön, vilket kan ha gynnat förekomsten av *Asplanchna*.

I Trehörningen förekom *Daphnia longispina* 1983-92, men ersattes därefter av *D. cristata*. Antalet cladocerer ökade markant efter kalkning till och med perioden 1985-91, men minskade sedan drastiskt till samma nivå som före kalkning (figur 7), och under den senaste undersökta perioden - 2000-2002 - noterades endast enstaka individ av gruppen Cladocera. *Bosmina* saknades helt, vilket är anmärkningsvärt, då släktet annars förekommer allmänt även i starkt sura sjöar. Förekomsten av *Chaoborus* (tofsmygglarv) blev periodvis riklig i Trehörningen, samtidigt som fisk (öring) efter hand, helt kom att saknas, vilket kan ha haft stor betydelse för den långsiktiga utvecklingen av djurplankton efter kalkning (Nyberg, 1998), och avsaknaden av *Bosmina*, som är känslig för predation av *Chaoborus* (Stenson, 1990).

I Långsjön, ökade antalet cladocerer, ex *Daphnia cristata*, under perioden 1985-95, men utan markant skillnad mot utvecklingen i den okalkade Årsjön. *Daphnia cristata* ökade även i Stensjön, medan å andra sidan det totala antalet cladocerer minskade (figur 7), däribland *Bosmina coregoni*. *Holopedium gibberum* var i denna sjö vanligast de första åren efter kalkning, med ett maximum 1980, men minskade därefter som andra arter av Cladocera. *Holopedium* förekom endast i prov från maj-juli, en tidsutbredning som även noterats av Stenson (1972).

Bland Copepoda var *Eudiaptomus gracilis* vanlig i samtliga sjöar. *Cyclops* förekom endast sporadiskt i Trehörningen, men ökade markant i Långsjön, liksom skedde i kalkade västkustsjöar (Hörnström et al., 1993). *Heterocope*, som fanns i Stensjön och delvis i Årsjön under hela undersökningsperioden, tillkom efter kalkning i Långsjön, men saknades fortfarande i Trehörningen.

Under 2000-02 minskade frekvensen av rotatorierna *Gastropus*, *Ploesoma* och *Synchaeta* i Trehörningen och Långsjön, d.v.s.

former som särskilt gynnats av kalkning. Arter av Cladocera kom i princip att saknas i den fisktomma Trehörningen, vilket mer än återförsurning, kan tillskrivas predation från larver av *Chaoborus*. I motsats till utvecklingen i Trehörningen, ökade det totala an-

talet djurplanktonarter i Långsjön under 2000-02 (i likhet med antalet växtplankton-taxa). Ökningen skedde framför allt inom gruppen Rotatoria, och hade en viss motsvarighet i den okalkade Årsjön (figur 7).

## Referenser

---

- Alm, G., 1928. Fiskeribiologiska undersökningar i Äfvavattnen. Stockholms sportfiskeklubb. Årsbok 1927-28, s. 5-19.
- Andersson, G., W. Granéli & J. Stenson, 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiologia* 170: 267-284. (In: Phosphorus in Freshwater Ecosystems (eds. G. Persson & M. Jansson).
- Andersson, I. B., H. Borg, F. Edberg och H. Hultberg, 2002. Återförsurning av sjöar – observerade och förväntade biologiska och kemiska effekter. NV-Rapport 5249.
- Andersson, P. & Borg, H., 1988. Effect of liming on the distribution of cadmium in water, sediments and organisms in a Swedish lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 1154-1162.
- Andersson, P., H. Borg och P. Kärrhage, 1991. Kalkningseffekter på kvicksilver i fisk. Läget efter genomförda åtgärder i 19 typsjöar. Projekt Kalkning-kvicksilvercesium. SNV-Rapport 3883.
- Andersson, P. & K. Holm, 1995. Cadmium in water and perch (*Perca fluviatilis*) liver in limed Lake Stensjön in Tyresta national park, Sweden. *Water, Air & Soil Pollution* 85: 805-810.
- Andersson, P. och P. Kärrhage, 1984. Effekter av kalkning på kvicksilverhalten i fisk från Åvaåns vattensystem. SNV Rapport 1771.
- Appelberg, M. & T. Svensson, 1994. Effekter av kalkning. IKEU årsrapport. NV Rapport 4482.
- Appelberg, M., 1995. Liming strategies and effects: the Lake Stora Härsjön case study. In: Henrikson, L. & Y. W. Brodin (eds.) *Liming of Acidified Surface Waters*. Springer-Verlag, Berlin, 339-350.
- Arvola, L., T. R. Metsälä, A. Similä & M. Rask, 1990. Phyto- and zooplankton in relation to water pH and humic content in small lakes in Southern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 688-692.
- Arvola, L. & T. Tilonen, 1998. Effects of allochthonous dissolved organic matter, and inorganic nutrients on the growth of bacteria and algae from a highly humic lake. *Environ. Int.* 24 (5-6): 509-520.
- Berzins, B., & J. Bertilsson, 1990. Occurrence of limnic micro-crustaceans in relation to pH and humic content in Swedish water bodies. *Hydrobiologia* 199: 65-71.
- Blomqvist, P., O. Broberg, H. Olofsson & H. Olsson, 1985. Gödslingsförsök i försurade och kalkade sjöar. Rapport nr 1, Limnologiska inst. Uppsala.
- Boileau, M. G., P. D. N. Hebert & S. S. Schwartz, 1992. Non-equilibrium gene frequency divergence: Persistent founder effects in natural populations. *J. Evol. Biol.* 5: 25-39.
- Carpenter, S. R., 1988. Complex interactions in lake communities. Springer verlag. New York.
- Deneke, R., 2000. Review of rotifers and crustaceans in highly acidic environments of pH<3. *Hydrobiologia* 433: (1-3) 167-172.
- Dickson, W., 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 851-856.
- Edberg, F., Andersson, P., Borg, H., Ekström, C. & Hörnström, E., 2001. Reacidification effects on water chemistry and plankton in a limed lake in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 130: 1763-1768.

- Ek, A., T., Korsman, J. E., Wallin och I. Renberg, 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Umeå universitet. ISBN 91-7305-125-x.
- Eriksson, F., E. Hörnström, P. Mossberg & P. Nyberg, 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. In Forest Water Ecosystems (C. Forsberg & J. Johansson eds.). Hydrobiologia, Vol. 101, 145-164.
- Fussman, G., 1996. The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities – an enclosure study. Journal of plankton research 18 (10): 1897-1915.
- Gliwicz, Z. M., 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. Ecol. Polut. A 17: 663-706.
- Gächter, R. & M. Máres, 1979. MELIMEX, an experimental heavy metal pollution study: Effects of increased heavy metal loads on phytoplankton communities. Schweiz. Hydrol. 41: 2.
- Hairton, N. G. & C. M. Kearns, 2002. Temporal dispersal: Ecological and evolutionary aspects of zooplankton egg banks and the role of sediment mixing. Integrative and comparative biology. 42 (3) : 481-491.
- Hakkari, L., 1978. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in Central Finland. Biol. Res. Dep. Univ. Juväskylä 4: 1-87.
- Havel, E. H. & J. Stelzleni-Schwent, 2000. Zooplankton community structure: the role of dispersal. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 3264-3268.
- Henrikson, L., Y. W. Brodin, 1995. Liming of acidified surface waters. A Swedish Synthesis. (Henrikson, L. & Y. W. Brodin, eds.) Berlin.
- Hessen, D. O., T. Andersen & A. Lyche, 1990. Carbon metabolism in a humic lake: pool sizes and cycling through zooplankton. Limnol. Oceanogr. 35: 84-99.
- Holly, J. P., & G. A. Paffenhofer, 1985. Perception of food availability by calanoid copepods. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 21: 115-124.
- Höckenström, A., 1927. Stensjön. Stockholms sportfiskeklubb. Årsbok 1926-27, s.15-25.
- Hörnström, E., C. Ekström och M. O. Duraini, 1984. Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton. Inst. Freshwater Res. Drottningholm Rep. 61: 115-127.
- Hörnström, E., Andersson, P. och C. Ekström, 1992. Tio Mellansvenska sjöar – Kalkningseffekter på plankton och vattenkemi. SNV Rapport 4048.
- Hörnström, E., C. Ekström, E. Fröberg, & J. Ek, 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish west coast lakes under acidic and limed conditions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 688-702.
- Hörnström, E., 2001. Phytoplankton in 63 limed lakes in comparison with the distribution in 500 untreated lakes with varying pH. Hydrobiologia 470: 115-126.
- Johansson, J. Å., H. Olofsson och L. Ramberg, 1976. Studier över zooplanktons konsumtion i Botjärn. Kloten Project Rep. 5. Institute of Limnology, Uppsala 27 p.
- Kerfoot, C., W. DeMott & D. L. DeAngelis, 1985. Interactions among cladocerans: food limitation and exploitative competition. Arch. Hydrobiol. 21: 431-451.
- Kolbe, R. W., 1950. Über rezente Stanorte von *Actinella punctata* LEW. In Skandinavien. Svensk bot. Tidskr. 44(1): 76-80.
- Lampert, W. & Muck, P., 1984. Multiple aspects of food limitation in zooplankton communities: the *Daphnia-Eudiaptomus* example. In Food limitation and the structure of zooplankton communities. (Ed. W. Lampert). Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 21: 311-322.
- Lampert, W., 1995. Egg bank investment. Nature: Vol. 377.
- Laybourn-Parry, J., W. C. Quayle, T. Henshaw, A. Rudell & H. J. Marchant, 2001. Life on the edge: the plankton and chemistry of Beaver Lake, an ultraoligotrophic epishelf lake, Antarctica. Freshwater Biology 46: (9) 1205-1217.
- McQuoid, M.R. & L.A. Hobson, 1996. Diatom resting stages. J. Phycol. 32, 889-902.

- Milbrink, G. & N. Johansson, 1975. Some effects of acidification on roe of roach, *Rutilus, rutilus L.*, and Perch, *Perca fluviatilis L.* – with special reference to the Åvaå lake system in Eastern Sweden. Report from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 54: 52-62.
- Nauwerck, A., 1963. Die Beziehungen zwischen zooplankton und phytoplankton im See Erken. Symb. Bot. Ups. 17(5): 163 p. (In German with English summary).
- Nielssen, J. P., 1976. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic Entomostraca from different areas in Southern Norway. Pol. Arch. Hydrobiol. 23: 1 p 105-122.
- Nielssen, J. P., T. Österdahl & W. T. W. Potts, 1983. Physiologi till zooplankton under forsurening og kalking: et pilotstudium med radioisotoper. The liming project, Rep. 7/83: 1-31. Dep. Environm. (Norway).
- Nielssen, J. P., T. Österdahl & W. T. W. Potts, 1984. Species replacements in acidified lakes: Physiology, Predation or Competition? Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 148-153.
- Nielsen, J. P., & S. B. Waervågen, 2002. Recent re-establishment of the key species *Daphnia longispina* and cladoceran community changes following chemical recovery in a strongly acid-stressed region in Southern Norway. Arch. Hydrobiol. 153, 4: 557-580.
- Nyberg, P., 1998. Biotic effects in planktonic crustacean communities in acidified Swedish forest lakes after liming. Water, Air and Soil Pollution 101: 257-288.
- Pejler, B., 1965. Regional-ecological studies of Swedish fresh-water zooplankton. Zool. Bidr. Uppsala Bd 36: 4.
- Pejler, B., 1983. Zooplankton indicators of trophy and their food. Hydrobiologia 101: 111-114.
- Persson, G. & C. Ekström, 2001. Djurplankton före och efter kalkning i sjöar inom Integrerad KalkningsEffektUppföljning. Rapport 2001: 6. Inst. för miljöanalys, SLU.
- Persson, G. & A. Wilander, 2002. Allmän vattenkemi före och efter kalkning i sjöar inom Integrerad KalkningsEffektUppföljning. Miljöanalys: Rapport 2002: 8.
- Pettersson, K. & H. Olsson, 1984. Mobility and fractional composition of phosphorus in sediments of oligotrophic non-acidified, acidified and limed lakes. In K. Henriksen (ed.) 12th Nordic Symposium on sediments, Skallingen, Denmark. K. Rep. Bot. Inst. Univ. Aarhus, 8: 13-25.
- Reizenstein, M., 2002. Fiskfaunans utveckling under 1900-talet i sjöar inom integrerad kalkningseffektuppföljning. Rapport 2002: 2. Institutionen för Miljöanalys, SLU.
- Rosén, G., 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. Limnologica 13: 263-290.
- Schartau, B., B. Walseng, T. Nöst & G. Halvorsen, 2000. Freshwater crustaceans as monitors of long-range transported air pollutants. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27, 2484-2487.
- Stensson, J., 1972. Fish predation effects on the species composition of the zooplankton community in eight small forest lakes. Inst. Of Freshwater Research, Drottningholm. Report No 52.
- Stensson, J., 1973. On predation and *Holopedium gibberum* (Zaddach) distribution. Limnol. Oceanogr. 18: 1005-1010.
- Stockholms sportfiskeklubbs risböcker: 1926-27. Åfvaåns vattensystem.
- Söderbäck, B., 1997. Biologisk mångfald i kalkade sjöar. Utvärdering av IKEU-programmets sex första år. NV Rapport 4816.
- Vallin, S., 1953. Zwei azidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 34: 167-189.
- Wilander, A., 1997. Referenssjöarnas vattenkemi under 12 år; tillstånd och trender. SNV Rapport 4652.
- Willén, E., 1974. Methods of phytoplankton investigations. Nat. Swed. Environ. Protect. Board, PM 525, NLU Rep. 76. (In Swedish with English summary).
- Wällstedt, T., & H. Borg, 2003. Effects of experimental acidification on mobilization of metals from sediments of limed and non-limed lakes. Environmental Pollution 126: 381-391.