



# Växtplanktons rehabilitering i försurade sjöar efter kalkning;

Resultat från **IKEU**-sjöar

av

Eva Willén



Växtplanktons rehabilitering i  
försurade sjöar efter kalkning;  
Resultat från IKEU-sjöar

av

Eva Willén

Tryck 2006/6

Upplaga 30 ex

© Inst. för miljöanalys

ISSN 1403-977X



## Bakgrund och målsättning

I Sverige påbörjades på 1970-talet en försöksverksamhet med kalkning av försurade sjöar - ett program som fortsatte på 1980-talet och alltjämt pågår efter översyner och revideringar, i syfte att optimera insatser med hänsyn till erhållna resultat.

Redan från 1966 kunde sulfatjonkoncentrationernas drastiska stegring i ett tiotal västkustsjöar på Lygners Vider i Halland följas, där medelhalterna under vegetationsperioden steg från ca 5 till 13–16 mg l<sup>-1</sup> fram till 1976 (Morling 1981). I samma sjöar sjönk pH-värdena från år till år med utgångsvärdet strax under 7 till ett värde på ca 5. I medeltal var sänkningen per sjö 1,8 enheter. I de få fall där alkalinitet mättes reagerade denna tidigare än pH. I denna unika och tidiga studie där själva förloppet och effekten av tilltagande syrabelastning följdes var både växt- och djurplankton inkluderade men resultaten publicerades tyvärr sent, som del i ett avhandlingsarbete (Morling & Willén 1990, Morling & Pejler 1990). När det gäller växtplankton koncentrerades där insatserna på större alger så kallat håvplankton (>20-25 µm). Även om resultaten inte når samma artupplösning och kvantifiering som med den mer detaljerade kvantitativa analys som idag är vedertagen är resultaten kongruenta och visar att cyanobakterier (på Lygners Vider *Anabaena spiroides* - spiralvattenblom) minskade successivt för att så småningom försvinna i takt med att pH sjönk till 4,5–5. Även cyanobakterien *Merismopedia tenuissima* minskade drastiskt dock utan att helt försvinna. Exempel på arter som däremot ökade var surhetstoleranter som gulgrönalgen *Istmochloron trispinatum* vanlig i humösa, sura vatten, kiselalgen *Tabellaria binalis* och guldalgen *Dinobryon pediforme*.

I början av 1970-talet publicerades de första svenska rapporterna över biologiska försurningseffekter i ett större antal sjöar där särskilt situationen på västkusten sammanfattades (Almer m.fl. 1974). Erfarenheter från dessa tidiga studier och ett flertal efterföljande anger följande generella förändringar i växtplanktonsamhället i en gradient med tilltagande surhet:

- a) Minskande biomassor på grund av minskad tillgång på fosfor
- b) Ett kraftigt minskat artantal särskilt vid pH-värden <5,5–5,7 (fig. 1)
- c) Minskad jämnad i växtplanktonsamhället d.v.s. en eller ett fåtal arter dominerar
- d) Tilltagande taxonomisk ensidighet med endast ett fåtal förekommande algklasser t.ex. försvinner cyanobakterier och planktiska kiselalger vid pH <5,5
- e) Tilltagande ensidighet i förekomst av livsformer. I de suraste vattnen förekommer nästan enbart gisselförsedda arter

- f) Reduktioner i näringsvävskomplexitet där hela trofinivåer kan slås ut så att viktiga ekologiska processer hämmas, t.ex. nedbrytning (Havens & Carlson 1998).

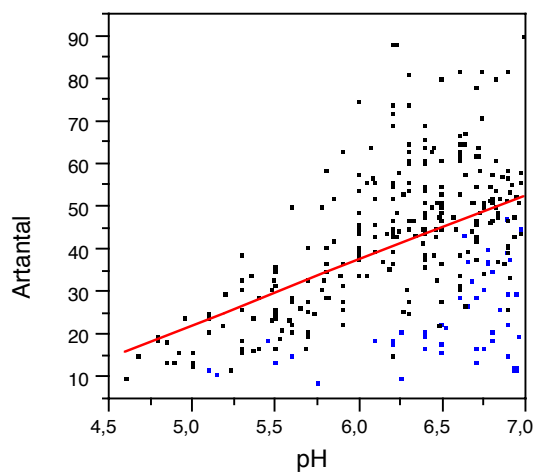


Fig. 1. Växtplanktons artantal i augusti i en gradient med avtagande pH. Blå markering

Som en följd av tidiga nationella begränsningar av svavelhalter i kol och olja (1970) och så småningom även internationella åtgärder har svaveldepositionen i Sverige och övriga Norden minskat med 60% sedan tidigt 1980-tal (Skjelkvåle m.fl. 2001). Denna depositionsminskning av sulfat noterades tidigt i vissa sjöar på Västkusten och fick till följd att även pH ökade med 0,3-0,4 enheter. Någon reduktion av  $H^+$  koncentrationen ägde dock inte rum utan denna ökade som en följd av tilltagande utsläpp av kväveoxider (Forsberg m.fl. 1985). Sjöar med viss buffertkapacitet kvar visade den påtagligaste pH-ökningen med långsam återgång till en diversare planktonflora (Morling m.fl. 1985). I avsnittet "Reaktioner i försurade sjöar på depositionsminskningar" nedan diskuteras hur sentida förändringar (från 1990-talet och framåt) i sulfatjonkoncentrationer har påverkat växtplanktonutvecklingen i fyra olika typer av försurade sjöar.

I föreliggande arbete diskuteras först planktonutvecklingen i den försurade sjön och dess reaktioner på minskad deposition. Sedan görs en jämförelse mellan den kalkade sjön och ett antal pH-neutrala referenser. Syftet med arbetet är att belysa i vilken grad kalkning återställer en sjö till ett tillstånd som motsvarar det som råder i  $\pm$  pH-neutrala sjöar med avseende på växtplanktons biomassor och taxastrukturer (algklasser och arter).

## Tidiga undersökningar

Tidigt sattes resurser in på att undersöka planktonsamhällets reaktioner på försurning och på höga metallhalter, särskilt utlöst aluminium (Hörnström m.fl. 1984). Enstaka sjöar främst i Västsverige inventerades också mer noggrant (t.ex. Lydén & Grahn 1985, Willén 1983) och generella mönster i planktons årssuccessioner presenterades liksom mer rikstäckande översikter över artstrukturer under sensommaren, en vädermässigt stabil period med liten influens från tillrinningsområden och främst präglad av inre biologiska processer (Willén 1992, Willén m.fl. 1990). Försurningsförloppet och biotas reaktioner kartlades och bildade sedan underlag till effektstudier vid kalkning. I takt med att försöksverksamhet med kalkning kom igång påbörjades också följdstudier och synteser av dessa presenteras bl.a. i Dickson (1988), Henrikson & Brodin (1995), Hörnström (1999, 2002), Hörnström m.fl. (1993). Försöksverksamhet med gödsling av sura vatten i kombination med kalkning har också utförts där svar i planktonsamhället varit en viktig indikator (Blomqvist 1996, 1997, Blomqvist m.fl. 1995, Olofsson m.fl. 1988). I och med tillkomsten av programmet för Integrerad Kalknings-Effekt-Uppföljning (IKEU) systematiserades övervakningen av utvalda kalkade sjöar ca 15 stycken i ett basprogram med provtagningar 7 resp. 8 ggr/år för analys av växtplankton och vattenkemi, 4 ggr/år för djurplankton samt en gång per år för bottenfauna och fisk. I ett specialprogram ingår makrofytinventeringar och studier av surstötter.

## Den försurade sjön och dess växtplanktonutveckling

Här exemplifieras i huvudsak tre typer av sjöar med försurningsskador:

- a) den mycket sura ( $\text{pH} \approx 4,5$ ), näringsfattiga ( $\text{TP} \approx 5 \mu\text{g l}^{-1}$ ) klarvattenssjön ( $\text{AbsF} < 0,02$  vattenfärg  $< 10 \text{ mgPt l}^{-1}$ ) med stort siktdjup ( $\approx 10 \text{ m}$ ), fig. 2 a,b.
- b) den humösa sjön, näringsrikare än klarvattenssjön ( $\text{TP} \approx 10\text{--}12 \mu\text{g l}^{-1}$ ) dock fortfarande näringsfattig och med högre pH (ca 5,5). Det humösa vattnet ( $\text{AbsF } 0,1\text{--}0,2$ ; vattenfärg  $50\text{--}100 \text{ mgPt l}^{-1}$ ) begränsar här siktdjupet till  $\approx 3\text{--}4 \text{ m}$ , fig. 3 a,b.
- c) den mycket humösa sjötypen, pH ca 5,5 med starkt färgat vatten ( $\text{AbsF } 0,2\text{--}0,4$  vattenfärg  $100\text{--}200 \text{ mgPt l}^{-1}$ ) som bidrar till förhöjningar av näringskoncentrationerna ( $\text{TP} \geq 15 \text{ g l}^{-1}$ ) och ytterligare reducerar siktdjupet (till  $\approx 2 \text{ m}$ ), fig. 4 a,b.

I den sistnämnda sjötypen har också exempel valts på ett vatten präglad av nålflagellaten *Gonyostomum semen* - gubbslem - som ger en särskild karaktär åt planktonfloran ofta med en påtagligt minskade andelar av andra alggrupper och med dubbelt så höga totalbiomassor som i sjöar utan *Gonyostomum*, fig. 5 a,b.

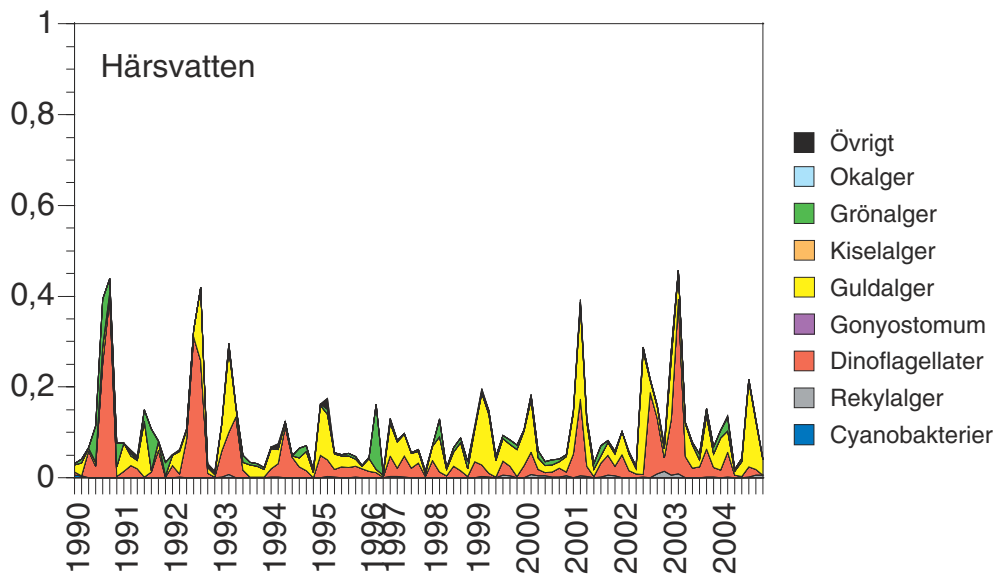


Fig. 2a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Härsvatten.

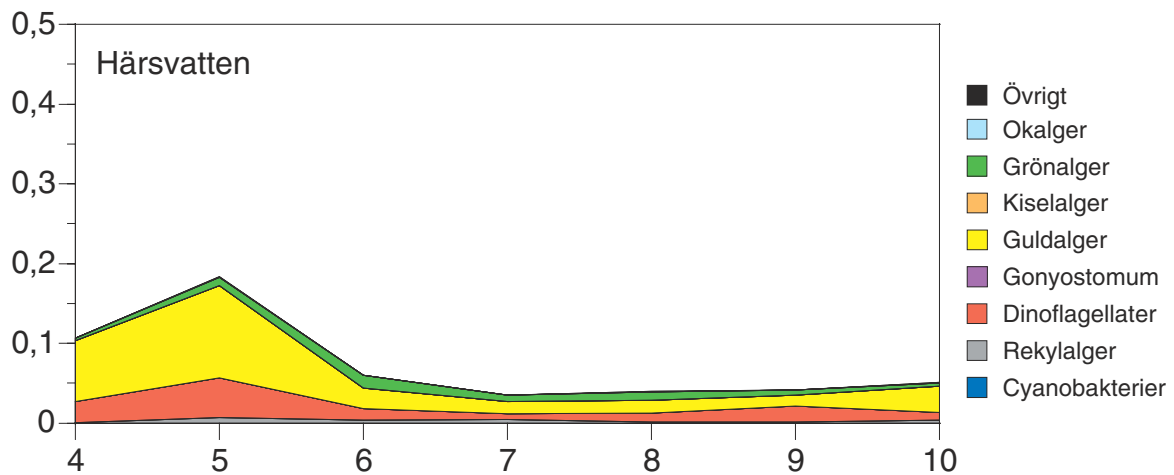


Fig. 2b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Härsvatten maj-okt 2000.

Den mycket sura klarvattenssjön, här exemplifierad med Härsvatten i Bohuslän, domineras helt av två alggrupper – dinoflagellater och guldalger och dessa är alla små, gisselförsedda former som kan röra sig fritt i vattenmassan och uppsöka platser där förhållandena är gynnsamma för tillväxt. Vegetationsperioden börjar tidigt om sjön ligger kustnära - redan i mars om isen brutits upp - vilket framgår av fig. 2b där växtplankton redan i april nått relativt stora biomassor med kulmen i maj. Årets biomassemaximum förekommer här precis som i många andra ultraoligotrofa sjöar på våren som en följd av den under omrörningsperioden tillförda näringen från djupare skikt.

Biomassan domineras sommartid av dinoflagellaten *Peridinium inconspicuum*, guldalgen *Dinobryon pediforme*, och den trådformiga okalgen (en grönalgsgrupp) *Mougeotia*.



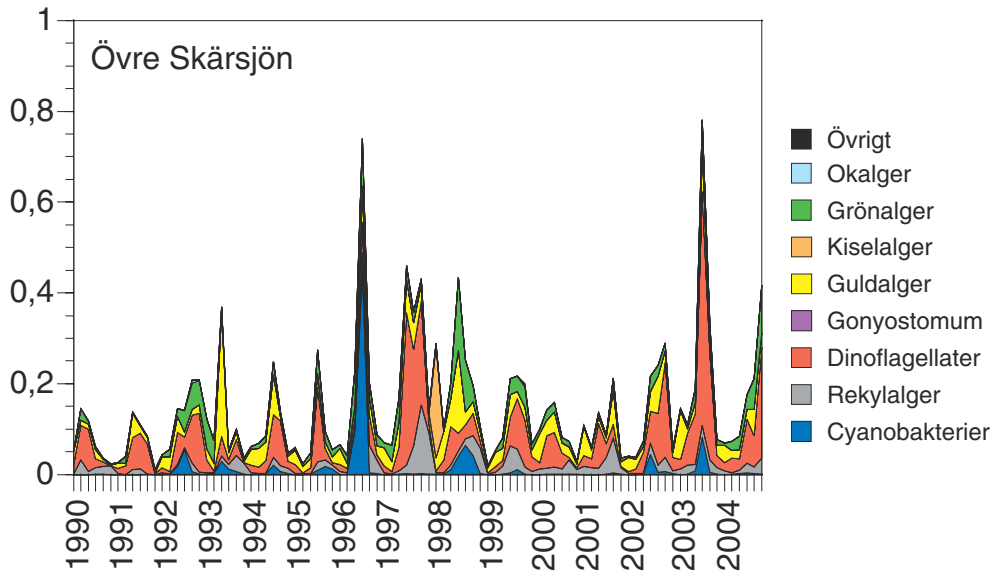


Fig. 3a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Övre Skärsjön.

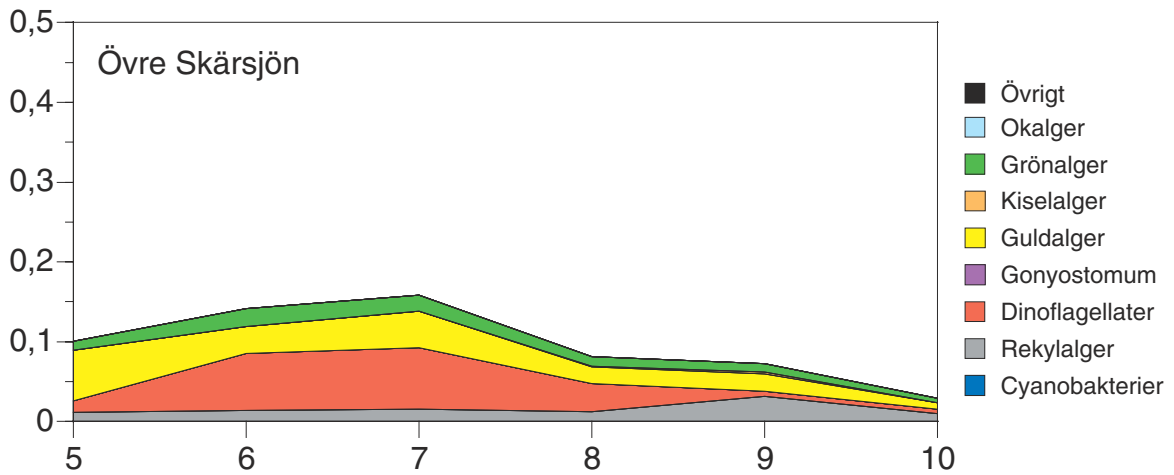


Fig. 3b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Övre Skärsjön maj-okt 2000.

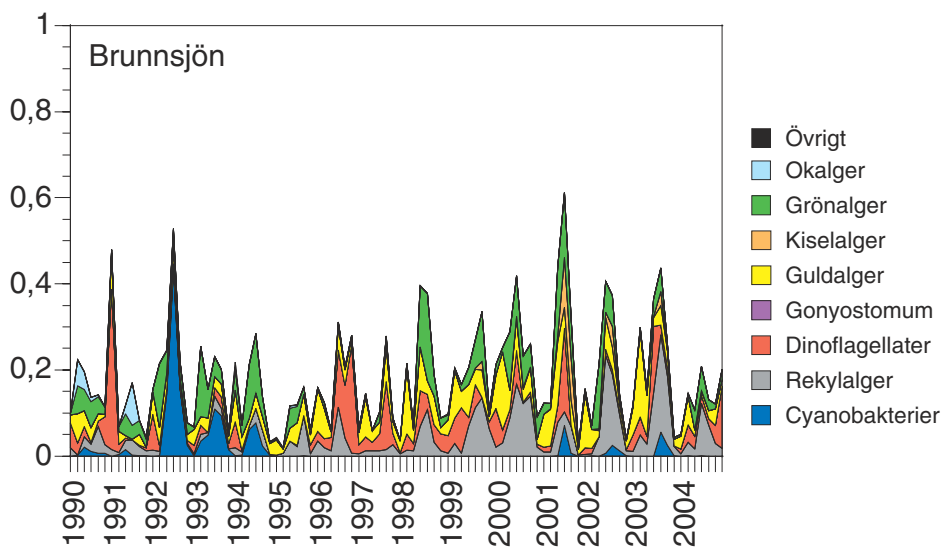


Fig. 4a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Brunnsjön.

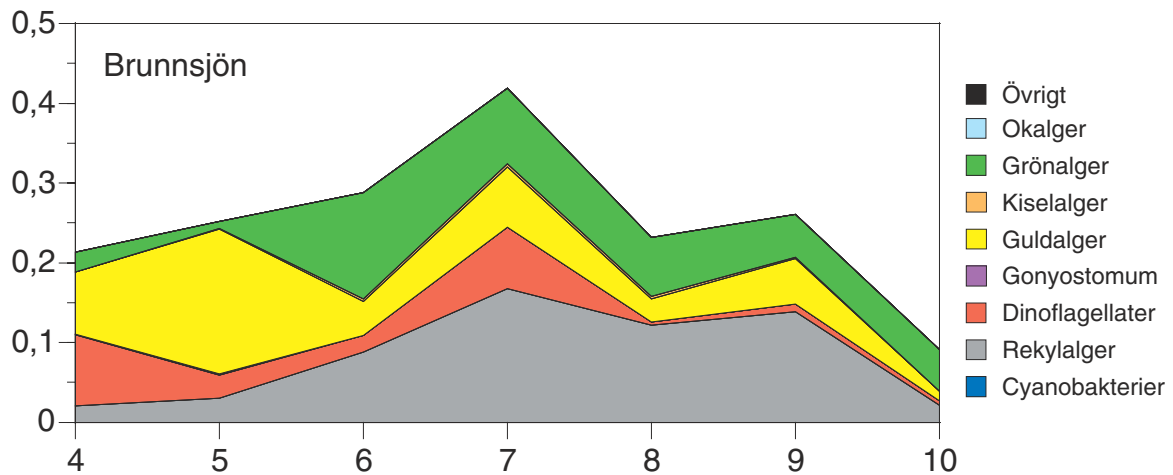


Fig. 4b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Brunnsjön maj-okt 2000.

Motsvarande utvecklingar i de två andra sjötyperna och i *Gonyostomum*-sjön illustreras i figurerna 3–5 med exempel från Övre Skärsjön i Västmanland, Brunnsjön i Kalmar län och Rotehogstjärnen i Bohuslän

Här framgår att antalet alggrupper ökar med tilltagande pH, vattenfärg och totalfosforkoncentrationer. Cyanobakterier börjar uppträda när pH och närsalter stegras något dock endast med arten *Merismopedia tenuissima* som i vissa sjöar enstaka år kan uppnå betydande andelar av totalbiomassan. Det finns flera uppgifter om den artens uppträdande i måttligt sura sjöar dock mera sällan under pH 5 (Blomqvist m.fl. 1995, Brettum 1989, Hörnström 2002). Arten förekommer emellertid mycket sparsamt i den *Gonyostomum*-dominerade sjön.

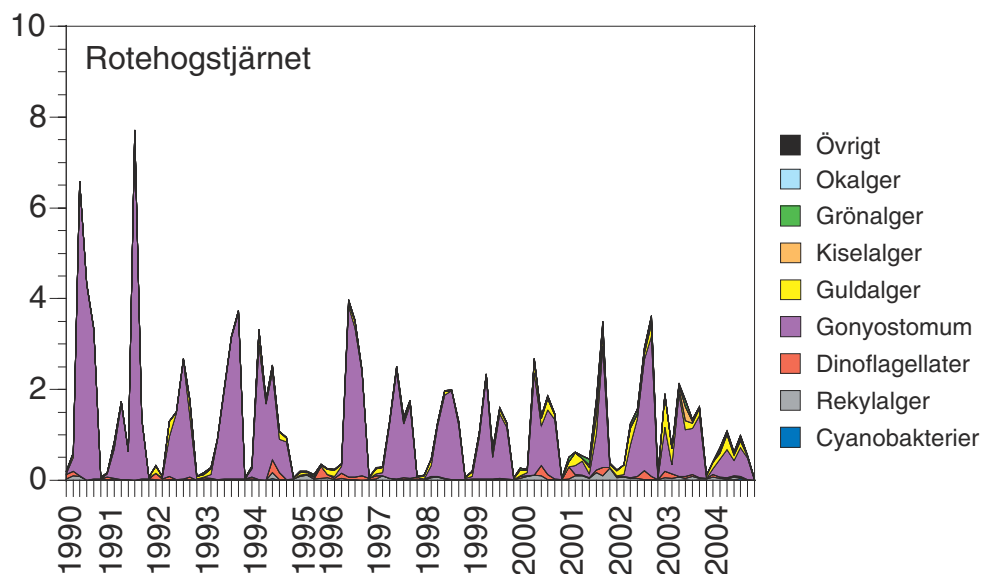


Fig. 5a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Rotehogstjärnen.

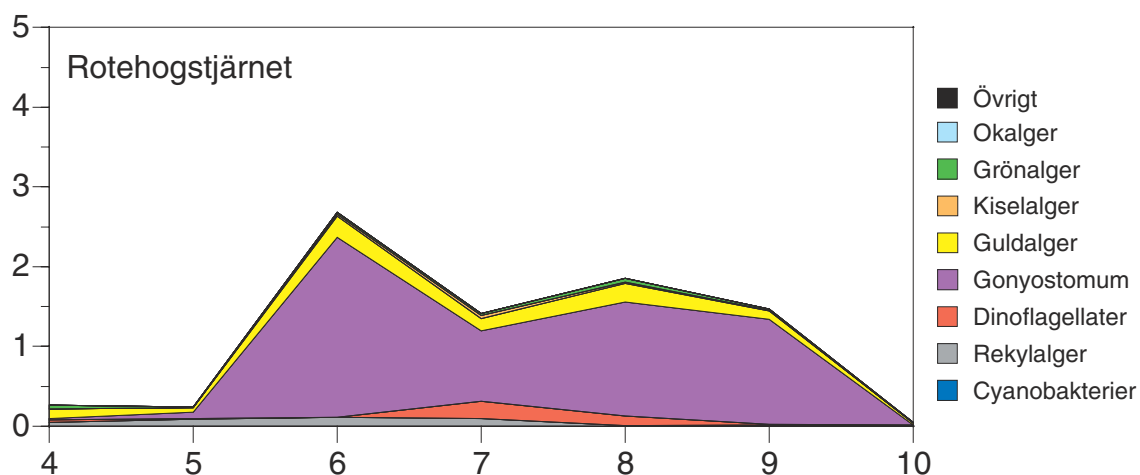


Fig. 5b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Rotehogstjärnen maj-okt 2000

Tabell 1. Översikt över växtplanktonkaraktistika och vissa styrande omvärldsfaktorer i 4 typer av sura sjöar. Medelvärden 1990–2004.

	Härsvatten	Övre Skärsjön	Brunnsjön	Rotehogstjärnen
pH	4,6	5,5	5,4	5,3
TP, $\mu\text{g/l}$	5	7	12	15
Vattenfärg mg Pt/l	5	65	170	110
Total växtplankton-biomassa, $\mu\text{g/l}$	100	150	180	1300
Antal växtplanktontaxa medeltal/veg.per.	18	24	25	26
Maxantal taxa under någon månad av veg.per.	24	33	36	44
Artrikast månad	maj	juli-sept	aug	aug-sept
Dominerande alggrupper i abundansordning	dinoflagellater, guldalger	dinoflagellater, guldalger, cryptomonader, grönalger	cryptomonader, dinoflagellater, guldalger, grönalger	nålfagellater med arten <i>Gonyostomum semen</i> – gubbslem
Andel (%) av 5 förekommande surhetsindikatorer enl. fig. 6	100	60	20	40
Andel (%) cyanobakterien <i>Merismopedia tenuissima</i>	0	4	2	0,002

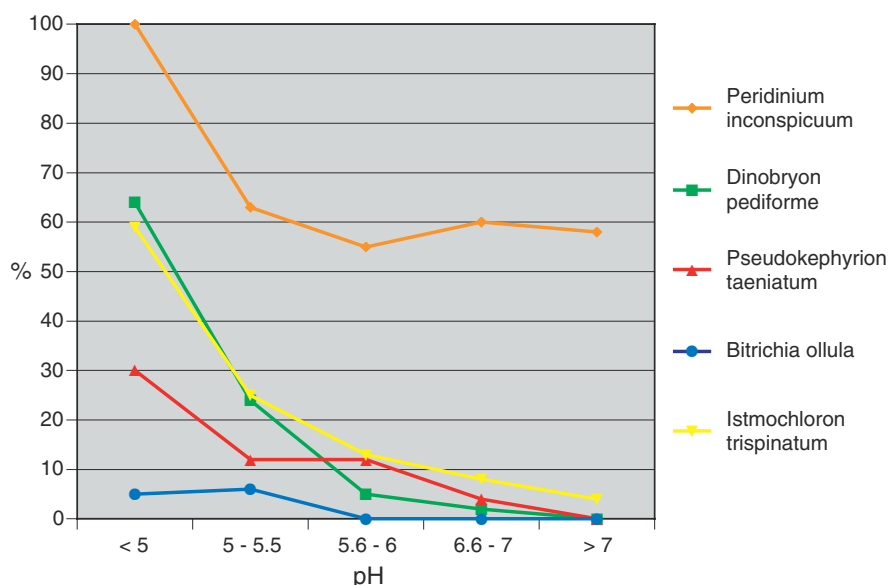


Fig. 6. Exempel på arter som finns i sura sjöar. På y-axeln anges den andel av sjöar där indikerade arter förekommer i ett testat material om 500 sjöar. Så förekommer t.ex. dinoflagellaten *Peridinium inconspicuum* i alla sjöar med pH <5 medan guldalgen *Dinobryon pediforme* och gulgrönalgen *Istmochloron trispinatum* finns i ca 60% av de mycket sura sjöarna för att sedan successivt avta och bara uppträda undantagsvis i sjöar med neutralt pH. Data från Hörnström 2002.

### Reaktioner i försurade sjöar på depositionsminskningar

En jämförelse av för växtplankton viktiga omvärldsvariabler under två perioder 1990-1997 respektive 1998 – 2004 i ovannämnda 4 fyra sjöar visar en signifikant höjning av pH och absorbans (vattenfärg) samt en sänkning av konduktiviteten. Närsaltkoncentrationerna visar inte samma entydighet i utvecklingen. En oligotrofiering har ägt rum i Härsvatten och Brunnsjön medan inga förändringar noteras i Övre Skärsjön och Rotehogstjärnen (tabell 2). Testperioden sammanfaller med en betydande nedgång i sulfatdepositionen, en depositionsminskning som sedan speglas i minskade koncentrationer av kalcium- och magnesiumjoner. I tre av sjöarna har också nitratkoncentrationerna minskat signifikant. Dessa reduktioner avspeglas också på konduktivitetvärdet.

Tabell 2. Skillnad i några för växtplanktonsamhället viktiga omvärldsfaktorer under två perioder 1=1990–1997, 2=1998–2004 i 4 försurade sjöar. Medelvärden av alla provtagna månader under vegetationsperioden april-oktober. Epilimnionvärden 0-5 m.

Sjö och period	pH (±SD)	Kond. (±SD)	AbsF <sub>420/5</sub> (±SD)	Tot-N µg/l (±SD)	NO <sub>3</sub> -N µg/l (±SD)	Tot-P µg/l (±SD)	Antal prov
Härsvatten 1	4,5 (0,09)	7,7 (0,7)	0,006 (0,005)	345 (72)	152 (40)	6 (2,2)	59
Härsvatten 2	4,7 (0,11)*	5,3 (0,7)*	0,015 (0,01)*	339 (100)	92 (37)*	4 (2,6)*	54
Ö. Skärsjön 1	5,5 (0,19)	3,3 (0,15)	0,09 (0,02)	415 (93)	151 (50)	7,7 (2,6)	60
Ö. Skärsjön 2	5,6 (0,2)*	2,7 (0,37)*	0,16 (0,04)*	393 (62)*	104 (43)*	7,0 (2,9)	56
Brunnsjön 1	5,3 (0,15)	7,9 (0,96)	0,307 (0,13)	686 (144)	147 (40)	14 (3,9)	66
Brunnsjön 2	5,4 (0,19)*	6,1 (0,44)*	0,385 (0,09) *	649 (124)	115 (28)*	11 (4,0)*	56
Rotehogstj. 1	5,3 (0,30)	6,5 (0,67)	0,181 (0,05)	463 (94)	58 (47)	14,5 (3,7)	60
Rotehogstj. 2	5,3 (0,24)	4,5 (0,69)*	0,280 (0,06)*	436 (73)	55 (42)	14,6 (5,0)	56

\* Signifikant skillnad från period 1 (t-test: p 0,05). Alkaliniteten skiljer ej de två perioderna.

För att kontrollera om den förändrade kemiska statusen återspeglas i planktonsammansättningen gjorden dels en regressionsanalys av alggrupper mot tiden 1990–2004 (Theil's slope) dels en t-test där två perioder jämfördes (period 1:1990–1997 resp. period 2:1998–2004) Materialet kontrollerades under hela växtsäsongen april–oktober samt med en uppdelning på vår- (april-maj) och sommarperioden (juli-augusti). Då biomassorna av de olika alggrupperna kan vara mycket låga med påtagliga mellanårsvariationer gjordes denna dubbeltest och tolkningen av resultaten har noggrant övervägts. Vid förekommande små biomasseförändringar kan uppdykande av endast ett fåtal individ av en stor art under några år misstolkas som en reell höjning under en period som visserligen kan råka bli statistiskt signifikant men som måste granskas mot mönstret av mellanårsvariationer och med beaktande av den använda räknemetodiken vid mikroskopyanalysen. För den slutliga bedömningen användes resultaten av t-test och jämförelsen av två perioder.

I den suraste och klaraste sjön Härsvatten har bara rekylalger (cryptomonader) svarat med signifikant ökade biomassor ( $p < 0,05$ ) sett såväl över hela växtsäsongen som under sommaren. I Övre Skärsjön har kiselalgsbiomassan ökat på sommaren från period 1 till 2 men biomassevärdena är fortfarande så låga att de inte framgår i figur 3a. Ökningen gäller arten *Tabellaria flocculosa* som både kan uppträda planktiskt och som substratbunden på vegetation och stenar i humösa sjöar också under relativt lågt pH. Okalgerna med arten *Staurodesmus sellatus* har minskat från period 1 till 2 i samma sjö vilket inte heller syns i figur 3a. När det gäller Brunnsjön har följande alggrupper ökat något sommartid: rekylalger, kiselalger och grönalger där ökningen främst beror av taxa som *Cryptomonas*, *Aulacoseira distans* v. *tenella*, *Rhizosolenia longiseta*, *Tabellaria flocculosa* och ett par arter av släktet *Botryococcus* (*braunii* och *terribilis*). Samtliga dessa taxa är karakteristiska för många näringsfattiga och humösa skogssjöar. Den särskilt påtagliga ökningen av rekylalger framgår i figur 4a. I Rotehogstjärnen där biomassan totalt domineras av *Gonyostomum* har dess biomassa minskat signifikant sedan 1998 vilket fått till följd att hela samhället blivit något diversare med ökande biomassor sommartid av guldalger, kiselalger och grönalger. Arter som *Mallomonas crassisquama*, *Synura sphagnicola* och samlingsgruppen små flagellater bland guldalger, *Asterionella formosa*, *Aulacoseira distans* var. *tenella*, *Rhizosolenia longiseta* och *Tabellaria flocculosa* bland kiselalger samt grönalger som *Monoraphidium dybowskii*, *Botryococcus braunii*, *B. terribilis* och sfäriska kolonibildande arter bland grönalger präglar samhället.

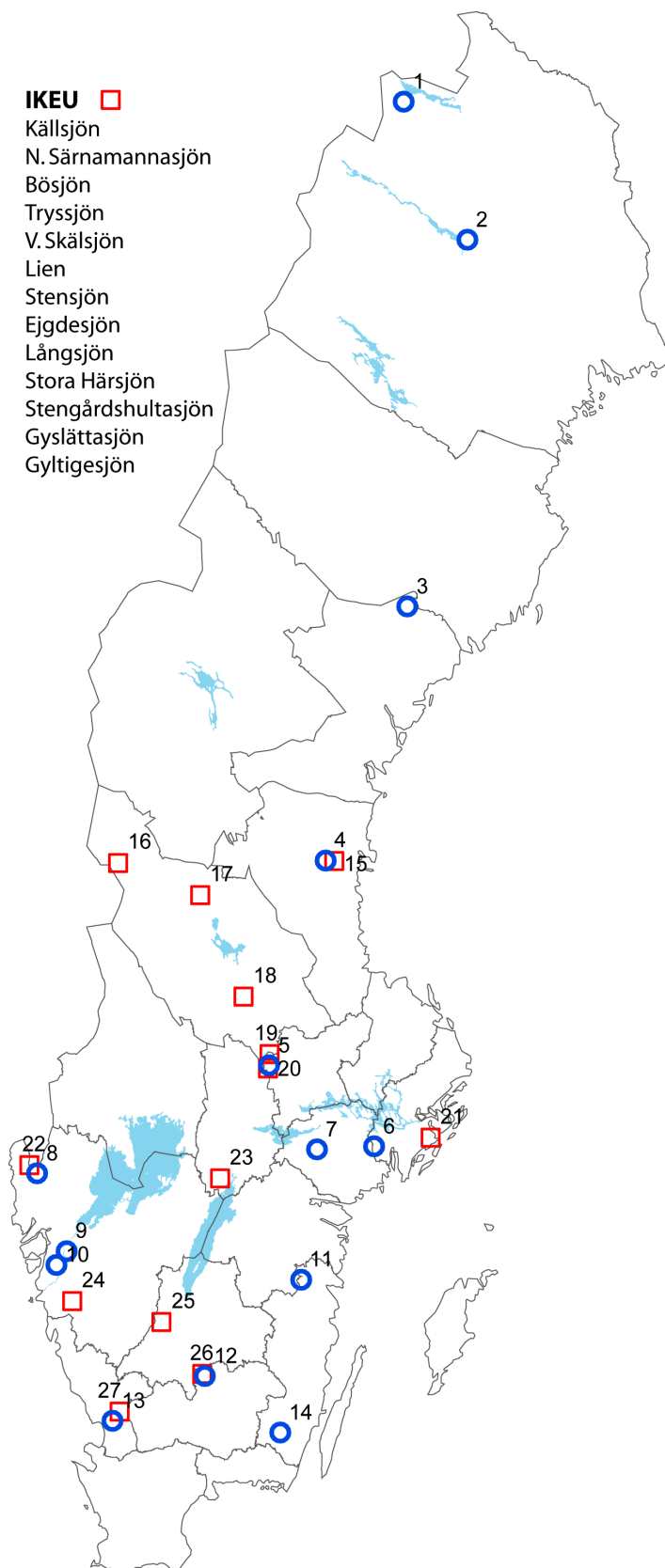
Sammanfattningsvis visar sig ändringar i växtplanktonsamhället i dessa sjöar främst under sommarmånaderna. I två av sjöarna har en oligotrofiering ägt rum mellan de testade perioderna med minskade koncentrationer av totalfosfor och nitratkväve. Samtidigt har sjöarnas vattenfärg ökat 30–150% med den största relativa ökningen i Härsvatten (tab. 2). Den ökande humushalten ger konkurrensfördelar till mixotrofa arter som rekylalger och vissa guldalger som kan växla mellan en autotrof och en heterotrof strategi. De tilltagande biomassorna av kiselalger och grönalger får ses mot bakgrund av den minskning av biotillgängliga aluminiumkoncentrationer som vanligen följer en tilltagande humushalt och ett stigande pH (Lydersen m.fl. 2002). Dock är fortfarande koncentrationen av lättreaktivt aluminium (oorganiskt Al) förhöjd i alla sjöarna med särskilt höga koncentrationer ( $160\mu\text{g l}^{-1}$ ) i Härsvatten. Som ett medelvärde för perioden 1998-2004 var värdet i Övre Skärsjön 35, i Brunnsjön 60 och i Rotehogstjärnen  $40\mu\text{g l}^{-1}$  ([www.ma.slu.se-databank-vattenkemi-itm](http://www.ma.slu.se-databank-vattenkemi-itm)). Tyvärr finns inga värden från tidigt 1990-tal. Biologiska effekter av biotillgängligt aluminium anges som påverkan på artsammansättningen vid en koncentration av  $>20\mu\text{g/l}$  med erfarenheter från bottenfauna- och fisksamhällena (Fölster 2006). Aluminiumkoncentrationer som överstiger  $80\mu\text{g/l}$  är mycket kritiska för många sötvattensfiskar (Lydersen & Löfgren 2000). Arbeten där aluminiums effekter på planktiska alger studerats är inte många. I Hörnström m.fl. (1984) diskuteras förekomst av vissa arter i förhållande till biotillgängligt aluminium (där betecknat labilt Al) och särskilt framhålls att tillväxten av okalger (konjugater) och planktiska kiselalger hämmas vid höga koncentrationer samt att cellerna deformeras. Många guldalgsflagellater anförs däremot som relativt opåverkade medan grönalger reagerar artspecifikt. Ett exempel på en grönalg som tål mycket höga Al-koncentrationer är *Monoraphidium dybowskii* medan arten *griffithii* av samma släkte slås ut.

### **Den kalkade sjön och dess växtplanktonutveckling**

De 13 kalkade sjöar som som ingått i i monitoringprogrammet sedan 1990 med växtplanktonstudier och som alltså undersöks är listade i figur 7 och tabell 3 tillsammans med några för växtplankton viktiga omvärldsvariabler. Analyser av växtplanktons artsammansättning har skett regelbundet över hela växtsäsongen sedan 1990.

- | nr | Referenssjö     |
|----|-----------------|
| 1  | Abiskojaure     |
| 2  | Jutsajaure      |
| 3  | Remmarsjön      |
| 4  | Stensjön        |
| 5  | Övre Skärsjön   |
| 6  | Stora Envättern |
| 7  | Ålgsjön         |
| 8  | Rotehogstjärnen |
| 9  | Fräcksjön       |
| 10 | Härsvatten      |
| 11 | Allgjuttern     |
| 12 | Fiolen          |
| 13 | St Skärsjön     |
| 14 | Brunnsjön       |

- | nr | IKEU               |
|----|--------------------|
| 15 | Källsjön           |
| 16 | N. Särnamannasjön  |
| 17 | Bösjön             |
| 18 | Tryssjön           |
| 19 | V. Skälsjön        |
| 20 | Lien               |
| 21 | Stensjön           |
| 22 | Ejgdesjön          |
| 23 | Långsjön           |
| 24 | Stora Härsjön      |
| 25 | Stengårdshultasjön |
| 26 | Gyslättsjön        |
| 27 | Gyltigesjön        |



Figur 7. Regional översikt över de IKEU-sjöar, referenssjöar och försurade sjöar som behandlas här med avseende på växtplankton. De försurade sjöarna är nr 5, 8, 10 och 14 och är listade bland de pH-neutrala referenssjöarna.

Tabell 3. Viktiga morfologiska och vattenkemiska data om de 13 IKEU sjöar som behandlas nedan. Vattenkemiska data är medelvärden för vegetationsperioderna 1997–2004.

Sjö	SMHI_X	SMHI_Y	Area km <sup>2</sup>	Medel djup, m.	Min pH	pH	TP µg/l	Oorg. N (NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> ) µg/l	Abs_F 420/5
Stensjön	656419	164404	0,41	9,1	6,3	6,7	7	54	0,075
Stengårdshultasjön	638317	138010	4,94	7,1	6,5	7,0	8	109	0,173
Gyslättsjön	633209	141991	0,35	2,8	6,3	6,5	14	52	0,187
Gyltigesjön	629489	133906	0,36	9,1	6,3	6,9	16	220	0,369
Ejgdesjön	653737	125017	0,84	7,0	6,7	7,1	5	179	0,049
Stora Härsjön	640364	129240	2,58	14,1	6,5	7,3	5	169	0,048
Långsjön	652412	143738	0,67	4,2	5,9	6,5	9	49	0,191
Västra Skälsjön	664620	148590	0,4	7,4	6,2	6,9	5	29	0,019
Lien	663216	148449	1,5	7,8	6,0	6,7	6	67	0,119
Bösjön	680235	141799	1,23	4,2	6,0	6,7	5	25	0,106
Tryssjön	670275	146052	0,3	7,2	5,8	6,3	7	29	0,255
Nedra Särnamannasjön	683421	133742	0,36	1,8	5,8	6,8	6	26	0,009
Källsjön	683582	154935	0,27	7,1	6,1	6,6	10	44	0,300

En översikt över växtplanktonutvecklingen under perioden 1990–2004 redovisas för de 13 sjöarna i figur 8a–20a och för att tydliggöra utvecklingen under en vegetationsperiod illustreras en sådan för sjöarna under år 2000 i figur 8b–20b. De kalkade sjöarna kan grovt indelas i fyra grupper efter tilltagande grad av vattenfärg och näringsstatus (tabell 4).

Tabell 4. Gruppering av 13 kalkade sjöar inom IKEU-programmet med avseende på vattenfärg och därtill kopplade stigande näringshalter.

Näringsfattiga sjöar med obetydligt – svagt färgat vatten	Måttligt – betydligt färgat vatten, stigande näringsstatus	Starkt färgat vatten, stigande näringsstatus	Betydligt – starkt färgat vatten med <i>Gonyostomum</i> -dominans
Nedre Särnamannasjön	Stensjön	Tryssjön	Gyslättsjön
Västra Skälsjön	Bösjön	Källsjön	
Ejgdesjön	Lien	Gyltigesjön	
Stora Härsjön	Långsjön	Stengårdshultasjön	

I ett försök att jämföra utvecklingen i sjöarna under perioden 1990 – 2004 vad avser den totala växtplanktonbiomassan under vegetationsperioden har hela undersökningsperioden delats in i två underperioder 1990-1997 respektive 1998-2004 och medelvärden beräknats för att på så sätt utjämna de ofta stora mellanårsvariationer som kan förekomma.



Tabell 5. IKEU sjöar och biomassor av växtplankton under två perioder från 1990-2004. (CV= variationskoefficient). \* Signifikant skillnad mellan perioderna t-test p 0,05.

<b>Sjötyp/Sjö</b>	<b>1990-1997 medelv. µg/l (CV %)</b>	<b>1998-2004 medelv. µg/l (CV %)</b>	<b>Kvoten av biomassor period 2/1</b>	<b>Anmärkning</b>
<u>Näringsfattiga, klara</u>				
Ejgdesjön	40 (125)	150 (30)	3,8	*
Nedre Särnamannasjön	50 (100)	130 (80)	2,6	Ingen skillnad
Stora Härsjön	60 (183)	290 (50)	4,8	*
Västra Skälsjön	40 (100)	150 (30)	3,8	*
<u>Måttligt – betydligt färgat vatten</u>				
Bösjön	40 (125)	140 (50)	3,5	*
Lien	50 (160)	210 (50)	4,2	*
Långsjön	160 (156)	750 (380)	4,7	* Förekomst av <i>Gonyostomum</i>
Stensjön	110 (155)	690 (500)	6,3	*
<u>Starkt färgat vatten</u>				
Gyltigesjön	40 (100)	150 (30)	3,8	* Förekomst av <i>Gonyostomum</i>
Källsjön	60 (150)	210 (50)	3,5	* Förekomst av <i>Gonyostomum</i>
Stengårdshultasjön	90 (144)	400 (110)	4,4	*
Tryssjön	40 (100)	150 (30)	3,8	* Förekomst av <i>Gonyostomum</i>
<u>Betydligt - starkt färgat vatten</u>				
Gyslättsjön	190 (17)	2220 (740)	11,7	* Helt präglad av <i>Gonyostomum</i>

För alla sjöar utom Nedre Särnamannasjön som är en fjällsjö visar totalbiomassan av planktiska alger en statistiskt signifikant ökning under period 2. Denna entydiga utveckling bör dock inte tolkas som faktiska ökning av biomassorna utan har troligen sin främsta grund i att olika räknemetoder använts i analysarbetet som utförts av två olika laboratorier. Resultaten visar, på ett tydligt sätt, svårigheten att tolka data som analyserats med olika grad av upplösning. Under perioden 1990-1996 räknades i medeltal 8 taxa per prov medan från 1997 då nytt laboratorium påbörjade analyserna medeltalet är 38. Istället för att vidare kommentera biomassor för tidsserien 1990-2004 på lägre taxanivåer presenteras i stället en karakteristik av de olika sjöarna vad gäller biomassor på alggruppsnivå. För tolkningar av skillnader i artrikedom och artsammansättningar används istället perioden 1997-2004.

## Bösjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 8a och säsongutvecklingen i figur 8b.

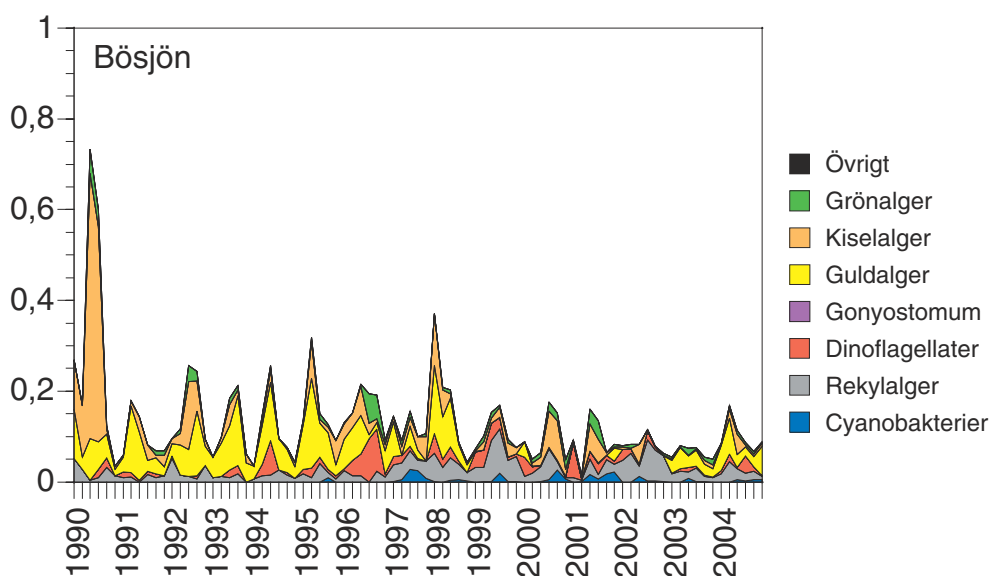


Fig. 8a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Bösjön.

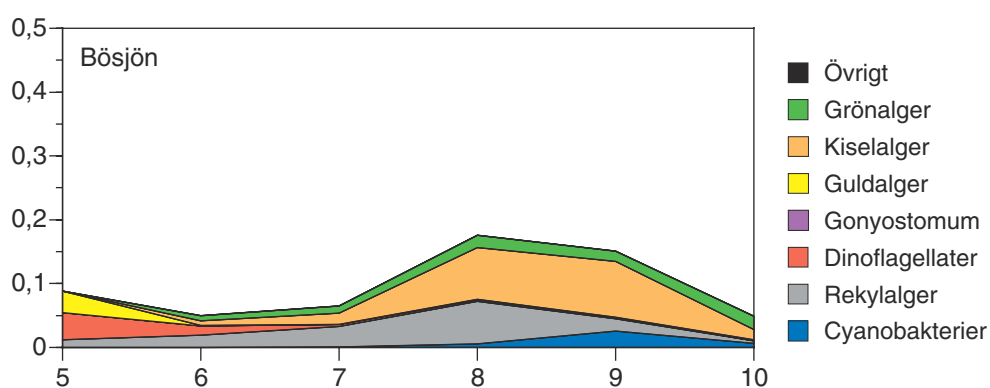


Fig. 8b. Exempel på en säsongutveckling av alggrupper i Bösjön maj-okt 2000.

Dominerande alggrupper (>20% av totalbiomassan som växtsäsongmedelvärde):

Chrysophyceae (guldalger), Cryptophyceae (rekylalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Gymnodinium* spp., *Cryptomonas* <20µm.

Dominerande arter sommar (juli-augusti): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Aulacoseira alpigena*, *Cryptomonas* <20µm.

Artantal medelvärde/prov/växtsäsong: 33

Antal taxa (artrikaste månad): 45 (juli)

Antal unika taxa räknade totalt: 78

## Ejgdesjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 9a och säsongutvecklingen i figur 9b.

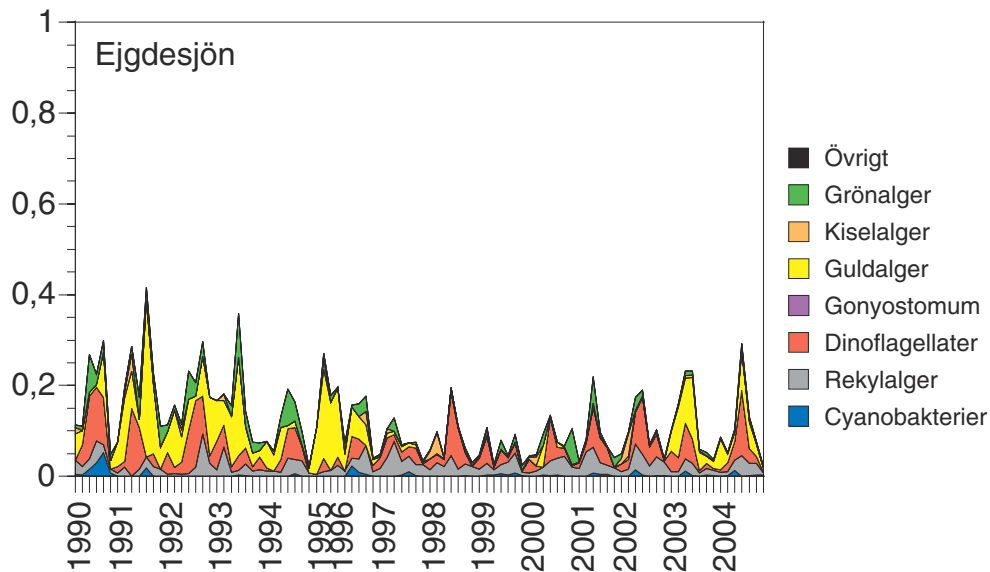


Fig. 9a Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Ejgdesjön.

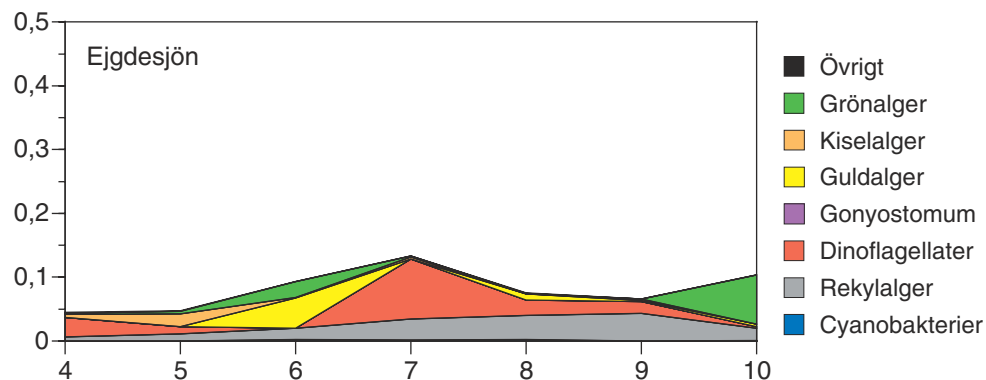


Fig. 9b. Exempel på en säsongutveckling av alggrupper i Ejgdesjön april-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Chrysophyceae (guldalger), Dinophyceae (dinoflagellater)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Cyclotella* spp., *Peridinium willei*

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Ceratium hirundinella*, *Dinobryon sociale* v. *americanum*, små nakna chrysophyceae-flagellater, *Peridinium* spp.

Artantal medelvärde/prov/växtsång: 33

Antal taxa (artrikaste månad): 43 (september)

Antal unika taxa räknade totalt: 90

## Gyltigesjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 10a och säsongsutvecklingen i figur 10b.

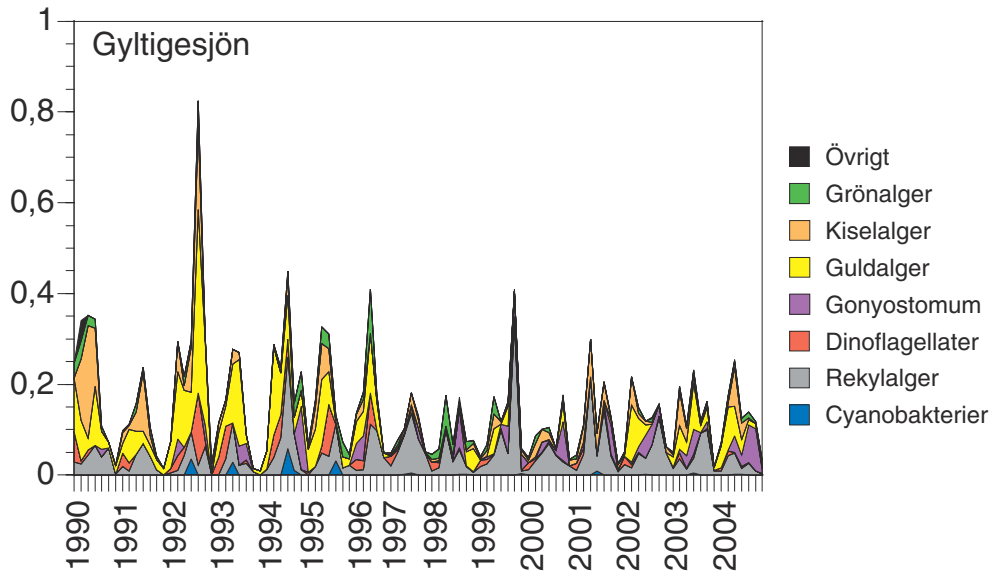


Fig. 10a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Gyltigesjön.

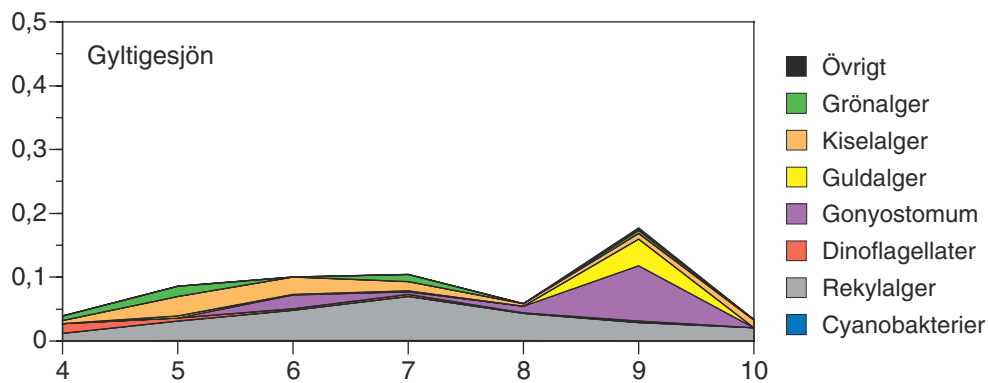


Fig. 10b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Gyltigesjön april-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Cryptophyceae (rekyalger), Chrysophyceae (guldalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Cryptomonas* <20  $\mu\text{m}$ , *Gymnodinium* spp.

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Cryptomonas* 20-40  $\mu\text{m}$ , små nakna chrysophyceae-flagellater, *Gonyostomum semen*

Artantal medelvärde/prov/växstsäsong: 38

Antal taxa (artrikaste månad): 51 (juli)

Antal unika taxa räknade totalt: 119

## Gyslättsjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 11a och säsongutvecklingen i figur 11b.

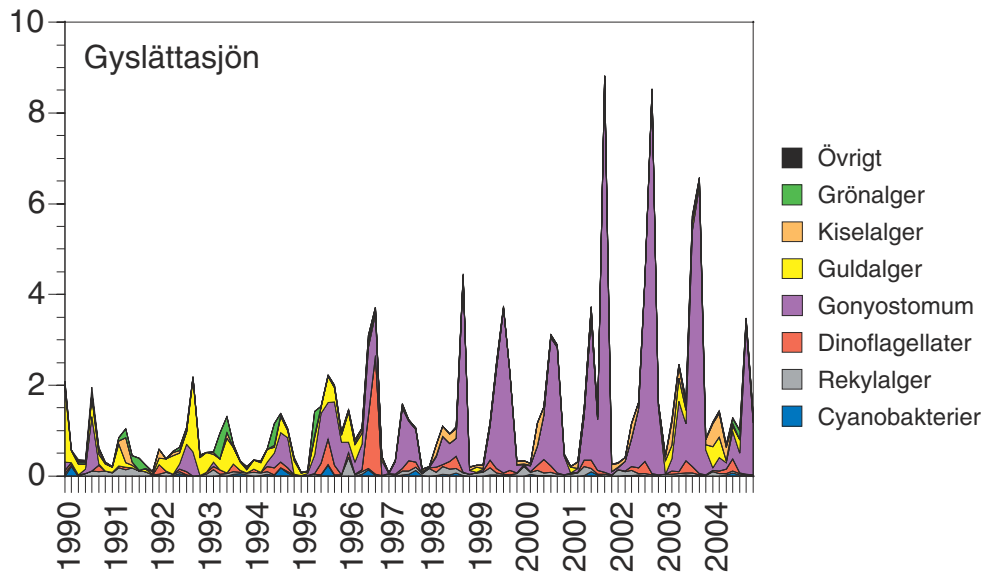


Fig. 11a. Växtplanktons biomassutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Gyslättsjön.

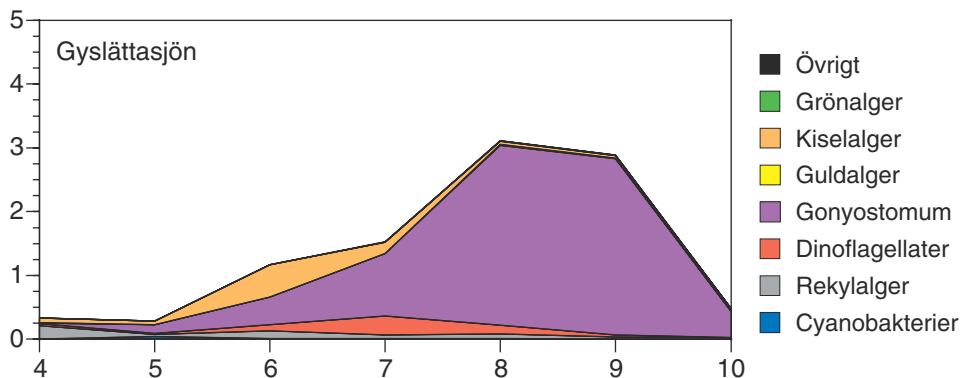


Fig. 11b. Exempel på en säsongutveckling av alggrupper i Gyslättsjön april-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Raphidophyceae (nålflagellater - *Gonyostomum semen*)

Dominerande arter vår (maj-juni): *Uroglena* sp., små nakna chrysophyceae-flagellater, *Gonyostomum semen*

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Gonyostomum semen*

Artantal medelvärde/prov/växstsäsong: 45

Antal taxa (artrikaste månad): 51 (augusti)

Antal unika taxa räknade totalt: 132

## Källsjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 12a och säsongutvecklingen i figur 12b.

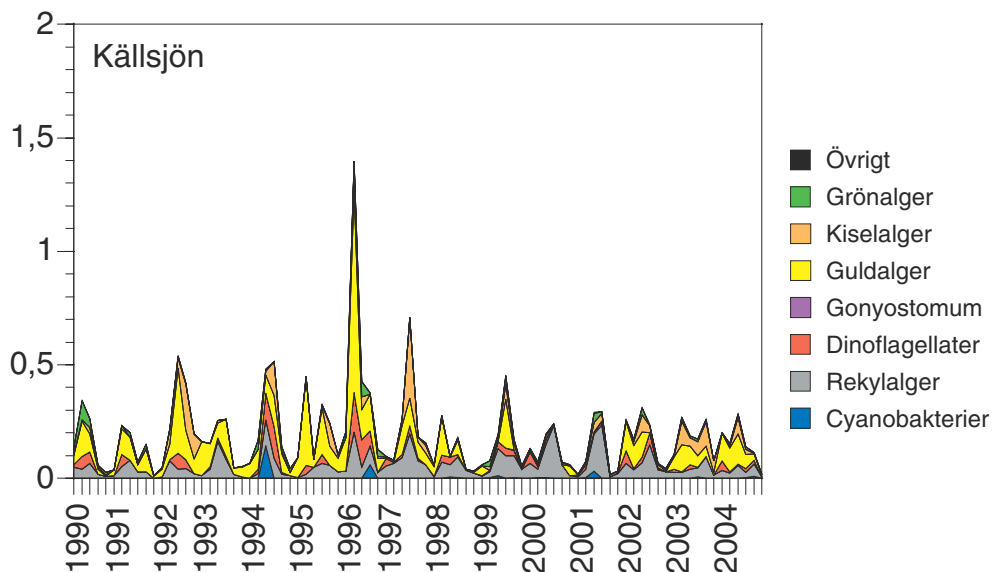


Fig. 12a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Källsjön.

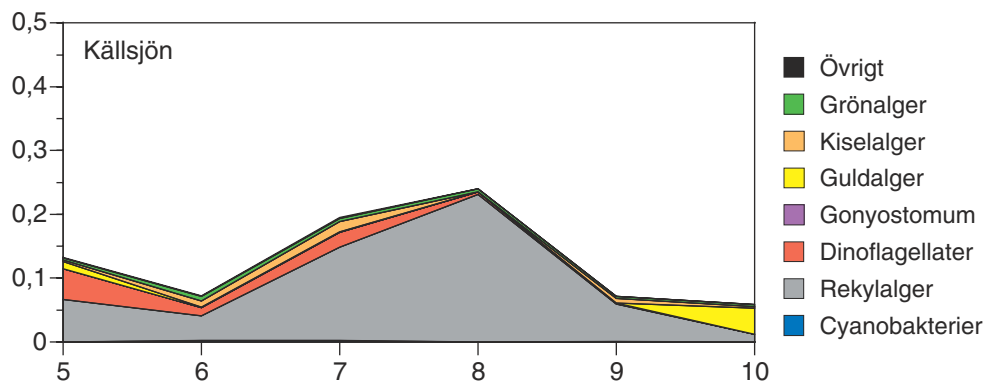


Fig. 12b. Exempel på en säsongutveckling av alggrupper i Källsjön maj-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Chrysophyceae (guldalger), Cryptophyceae (rekyalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Rhodomonas lacustris*, *Peridinium inconspicuum*

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Cryptomonas* spp., små nakna chrysophyceae-flagellater, *Asterionella formosa*

Artantal medelvärde/prov/växtsäsong: 34

Antal taxa (artrikaste månad): 39 (juli)

Antal unika taxa räknade totalt: 92

## Lien

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 13a och säsongsutvecklingen i figur 13b.

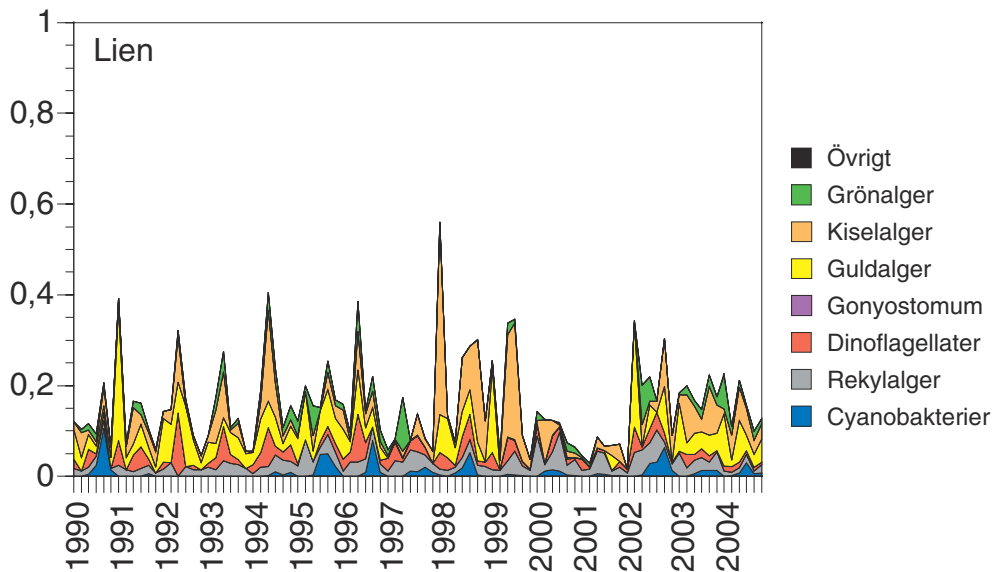


Fig. 13a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Lien.

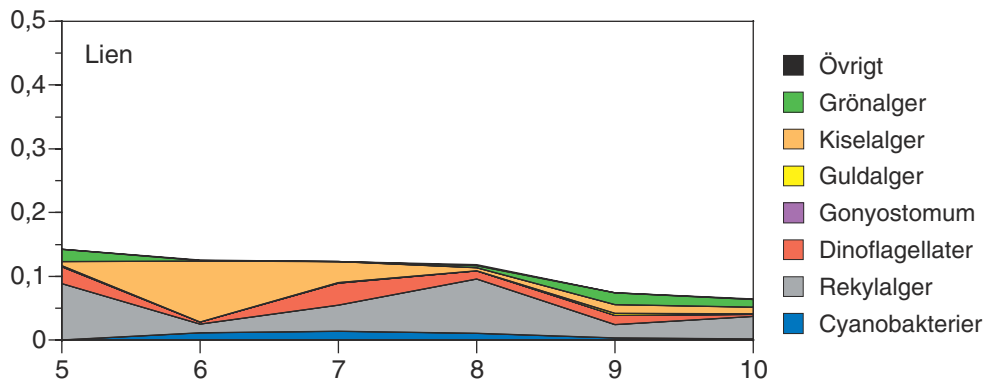


Fig. 13b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Lien maj-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Chrysophyceae (guldalger), Bacillariophyceae (kiselalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides*, *Pseudopedinella* spp.

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Uroglena* sp., *Cyclotella* spp., *Aulacoseira alpigena*

Artantal medelvärde/prov/växtsäsong: 42

Antal taxa (artrikaste månad): 50 (september)

Antal unika taxa räknade totalt: 111

## Långsjön T

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 14a och säsongutvecklingen i figur 14b.

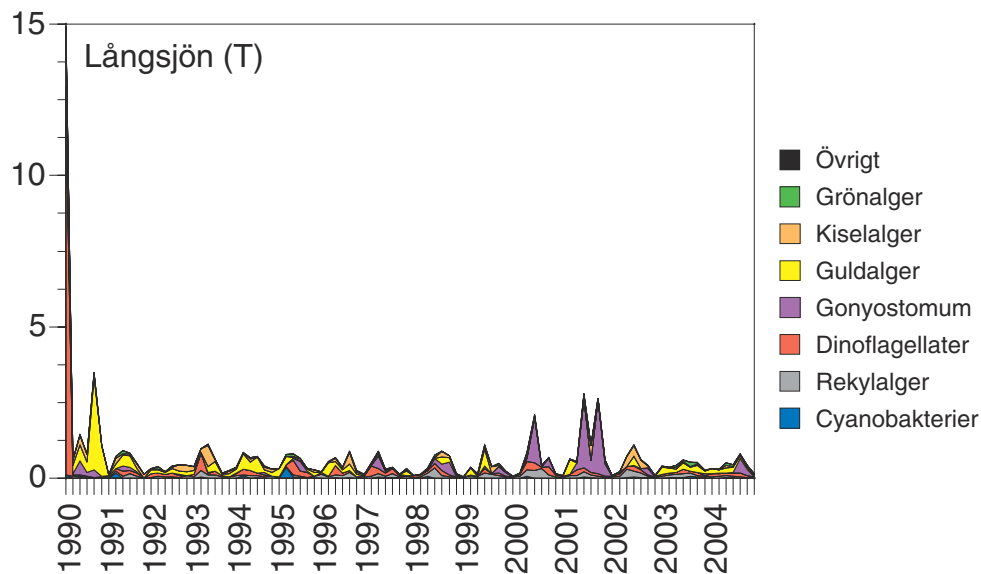


Fig. 14a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Långsjön (Närke).

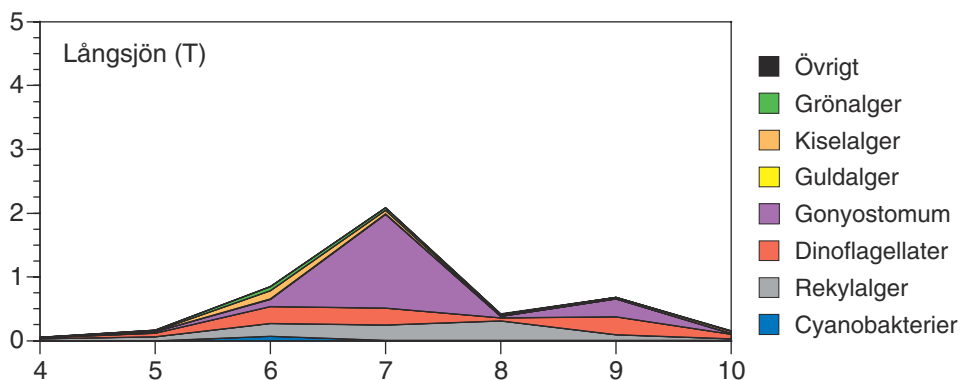


Fig. 14b. Exempel på en säsongutveckling av alggrupper i Långsjön (Närke) april-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Chrysophyceae (guldalger), Raphidophyceae (nålfagellater - *Gonyostomum semen*)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Mallomonas caudata*, *Gymnodinium* spp.

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Chrysophaerella longispina*, *Gonyostomum semen*, *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides*

Artantal medelvärde/prov/växetsäsong: 48

Antal taxa (artrikaste månad): 53 (september)

Antal unika taxa räknade totalt: 128



## Nedre Särnamannasjön

Växtplanktons utveckling under vegetationsperioderna 1995-2004 redovisas i figur 15a och säsongutvecklingen i figur 15b.

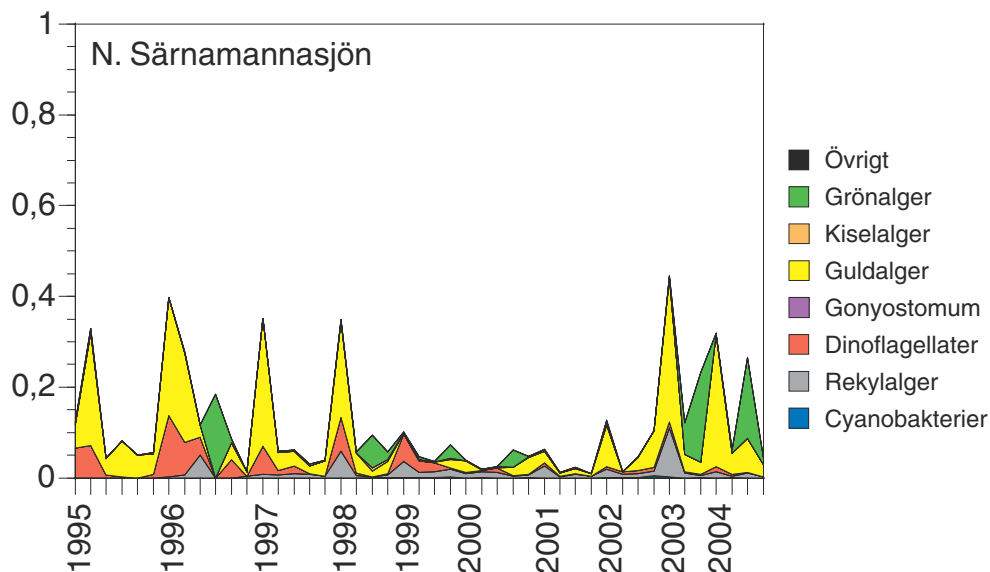


Fig. 15a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1995-2004 i Nedre Särnamannasjön.

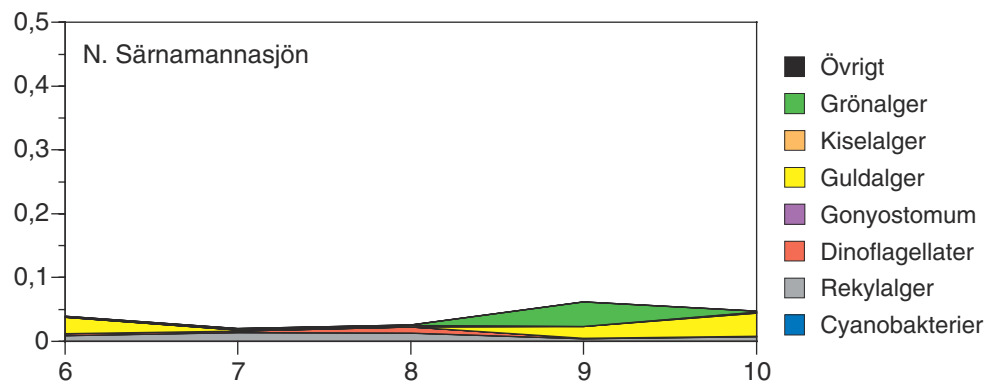


Fig. 15b. Exempel på en säsongutveckling av alggrupper i Nedre Särnamannasjön juni-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Chrysophyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Gymnodinium* spp., *Dinobryon sertularia*, *Cryptomonas* <20µm.

Dominerande arter sommar (juli-augusti): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Cryptomonas* <20µm, chlorococcala kulkolonier, *Gymnodinium* spp.

Artantal medelvärde/prov/växstsäsong: 17

Antal taxa (artrikaste månad): 21 (juni)

Antal unika taxa räknade totalt: 52

## Stengårdshultasjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 16a och säsongutvecklingen i figur 16b.

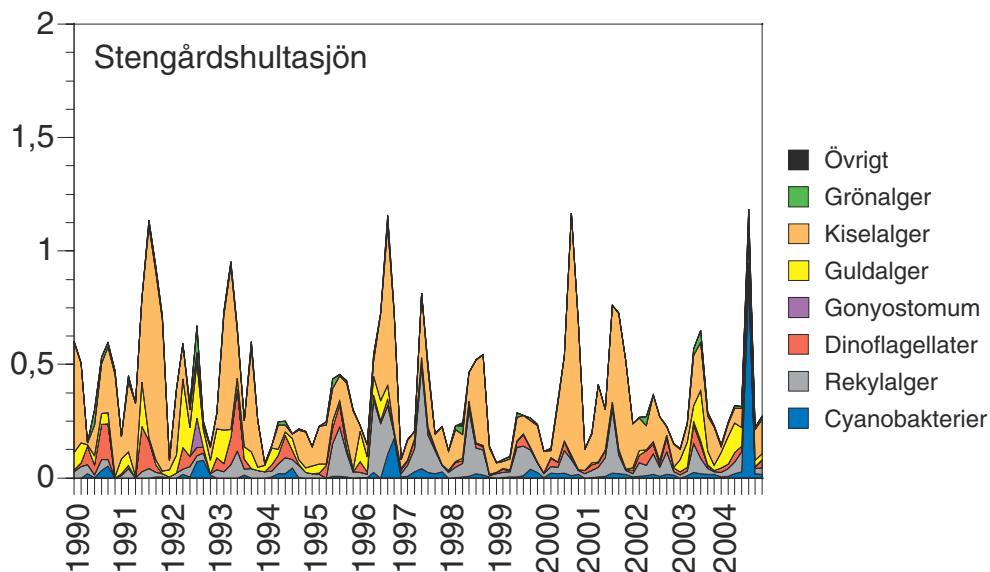


Fig. 16a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Stengårdshultasjön.

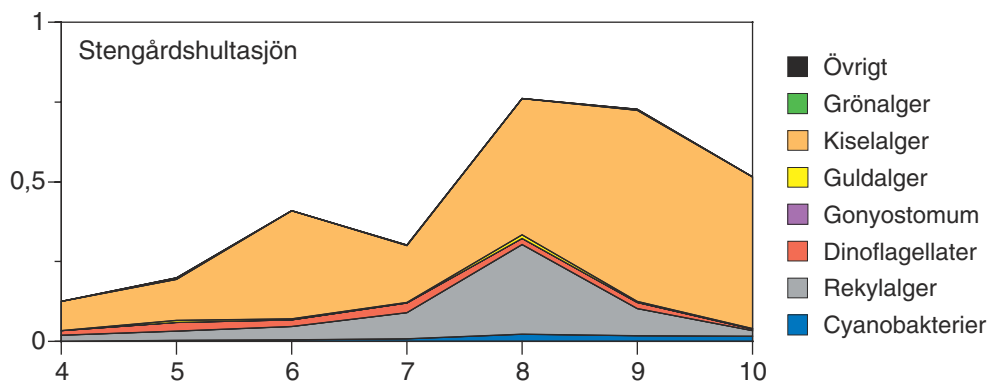


Fig. 16b. Exempel på en säsongutveckling av alggrupper i Stengårdshultasjön april-okt 2001.

Dominerande alggrupper: Bacillariophyceae (kiselalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Aulacoseira alpigena*, *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides*

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Cryptomonas* spp., *Aulacoseira alpigena*, *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides*

Artantal medelvärde/prov/växstsäsong: 45

Antal taxa (artrikaste månad): 49 (augusti)

Antal unika taxa räknade totalt: 115

## Stensjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 17a och säsongsutvecklingen i figur 17b.

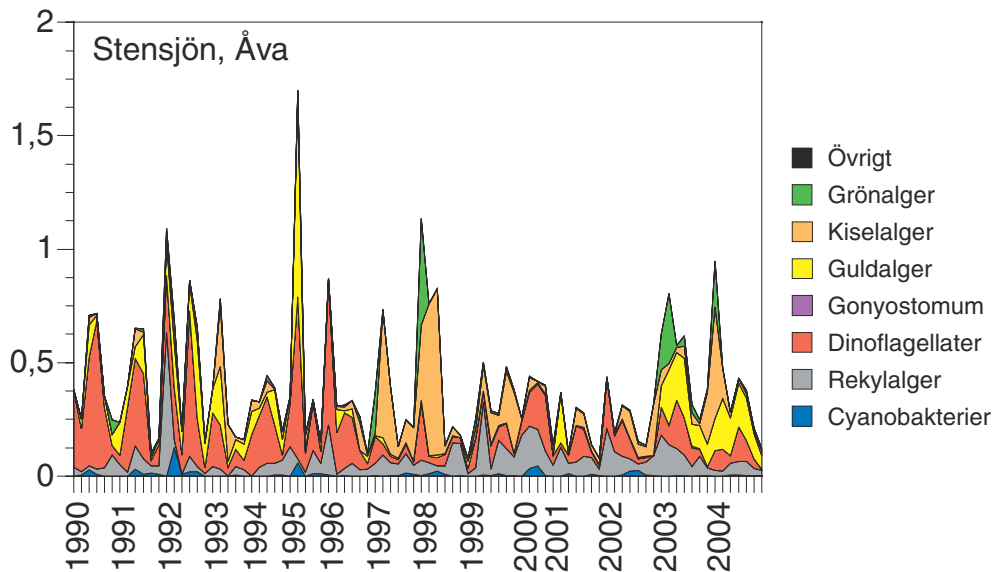


Fig. 17a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Stensjön (Åva).

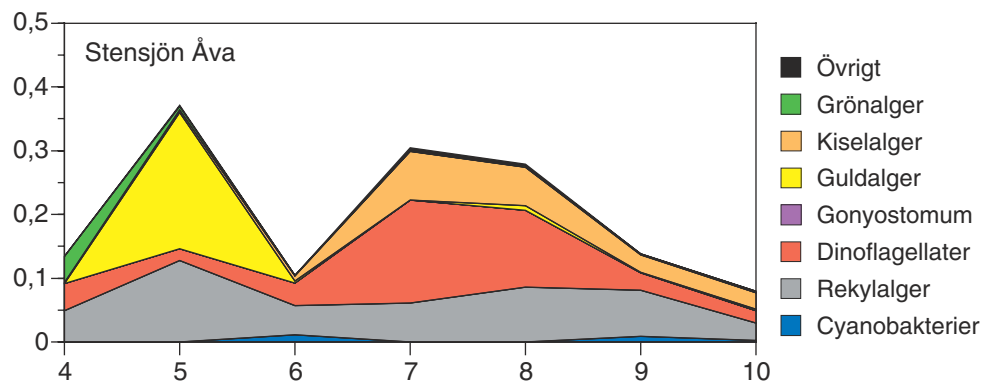


Fig. 17b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Stensjön (Åva) april-okt 2001.

Dominerande alggrupper: Chrysophyceae (guldalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): *Scherffelia pelagica*, *Uroglena* sp., *Cryptomonas* <20 µm

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Aulacoseira alpigena*, *Uroglena* sp., små nakna chrysophyceae-flagellater

Artantal medelvärde/prov/växstsäsong: 42

Antal taxa (artrikaste månad): 49 (september)

Antal unika taxa räknade totalt: 119

## Stora Härsjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 18a och säsongsutvecklingen i figur 18b.

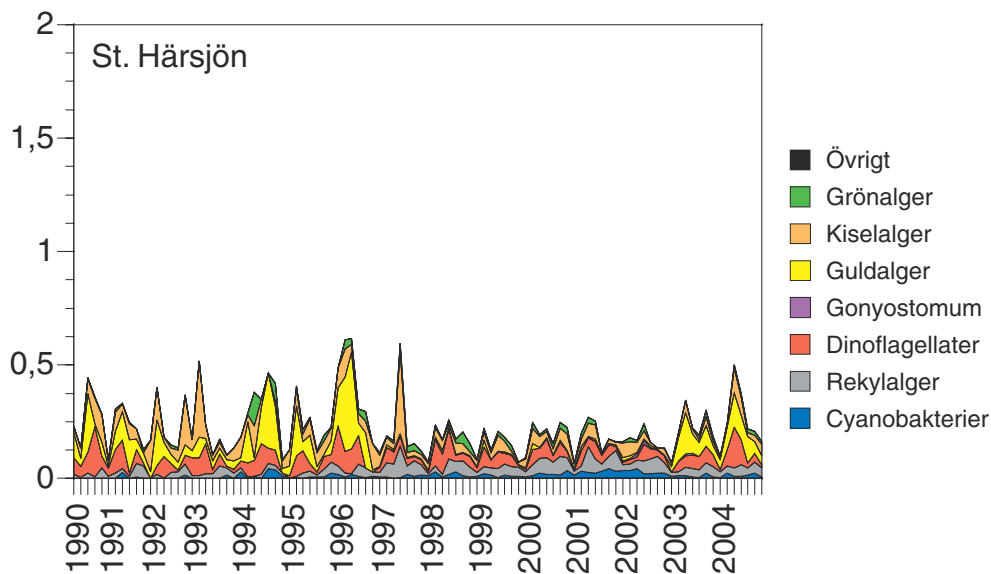


Fig. 18a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Stora Härsjön.

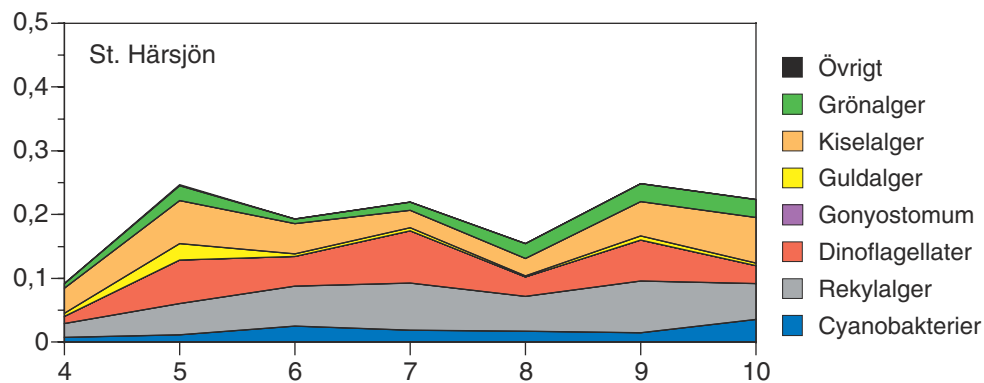


Fig. 18b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Stora Härsjön april-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Chrysophyceae (guldalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): *Uroglena* sp., små nakna chrysophyceae-flagellater, *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides*

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Ceratium hirundinella*, *Uroglena* sp., *Chrysidiastrum catenatum*

Artantal medelvärde/prov/växtsäsong: 46

Antal taxa (artrikaste månad): 50 (september)

Antal unika taxa räknade totalt: 114

## Tryssjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 19a och säsongutvecklingen i figur 19b.

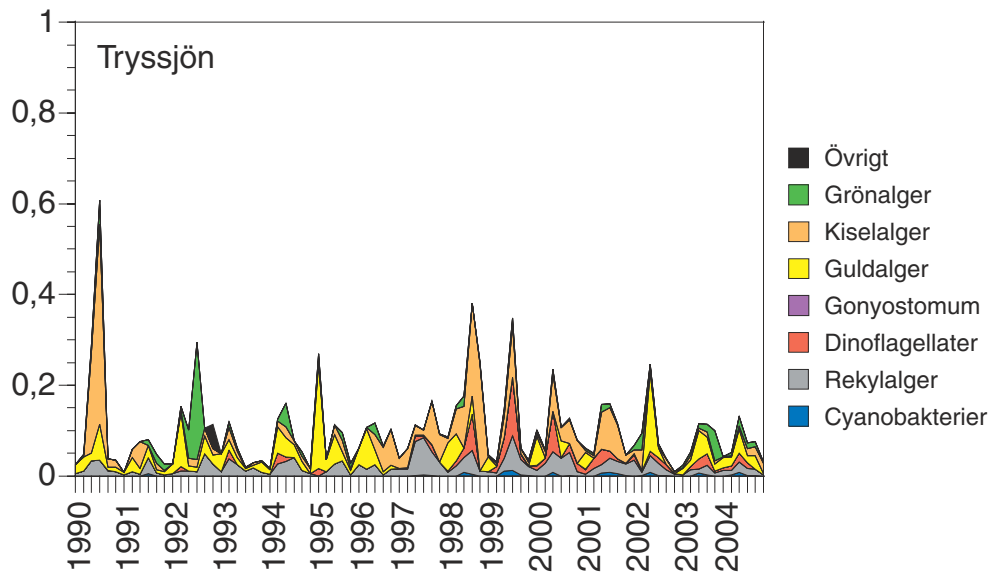


Fig. 19a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Tryssjön.

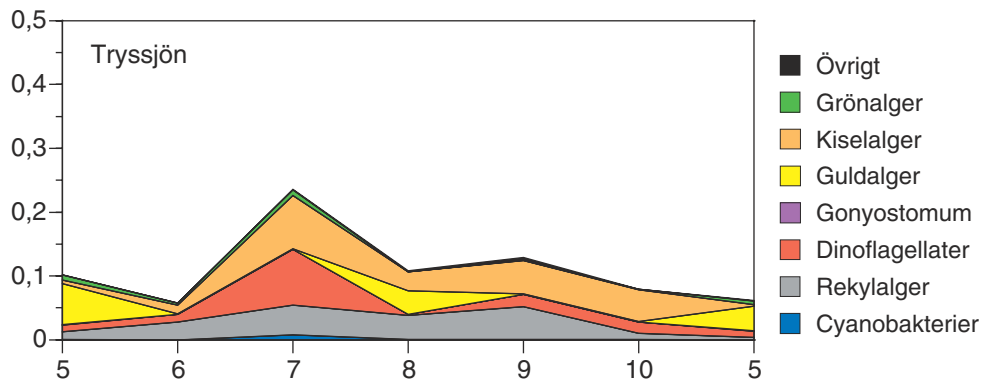


Fig. 19b. Exempel på en säsongutveckling av alggrupper i Tryssjön maj-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Bacillariophyceae (kiselalger), Chrysophyceae (guldalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Pseudopedinella* spp., *Cryptomonas* <20µm, *Planktothrix mougeotii*

Dominerande arter sommar (juli-augusti): *Aulacoseira alpigena*, *Ceratium hirundinella*, *Dinobryon divergens*

Artantal medelvärde/prov/växtsäsong: 34

Antal taxa (artrikaste månad): 42 (juli)

Antal unika taxa räknade totalt: 87

## Västra Skälsjön

Växtplanktonutvecklingen under vegetationsperioden 1990-2004 redovisas i figur 20a och säsongsutvecklingen i figur 20b.

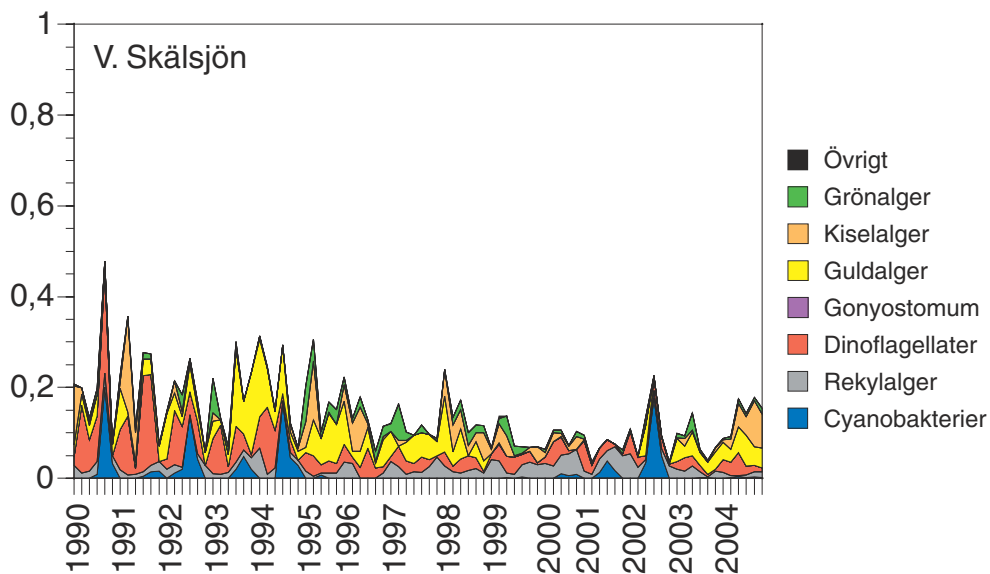


Fig. 20a. Växtplanktons biomasseutveckling (mm<sup>3</sup>/l) 1990-2004 i Västra Skälsjön.

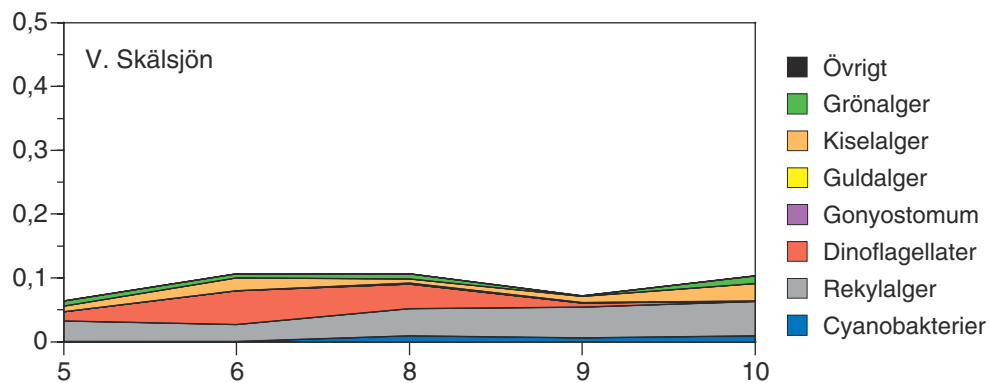


Fig. 20b. Exempel på en säsongsutveckling av alggrupper i Västra Skälsjön maj-okt 2000.

Dominerande alggrupper: Chrysophyceae (guldalger)

Dominerande arter vår (maj-juni): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Cryptomonas* spp., *Peridinium willei*

Dominerande arter sommar (juli-augusti): små nakna chrysophyceae-flagellater, *Cryptomonas* spp., *Peridinium inconspicuum*

Artantal medelvärde/prov/växtsäsong: 35

Antal taxa (artrikaste månad): 39 (augusti)

Antal unika taxa räknade totalt: 89

## Jämförelse mellan kalkade sjöar och pH-neutrala referenssjöar

För att bedöma om avvikelser förekommer mellan ett kalkat objekt och en icke försurad referenssjö har material från den så kallade intensivsjöstudien använts där följande 10 sjöar ingått, tabell 6. Dessa sjöar har också i likhet med IKEU-sjöarna undersökt under hela vegetationsperioden. Det föreligger ingen signifikant skillnad (t-test p 0,05) mellan IKEU-sjöar och cirkumneutrala intensivsjöar (här benämnda referenssjöar) när det gäller pH och totalfosforkoncentrationer av de variabler som redovisas i tabellerna 2 och 6 men sjöstorlek, vattenfärg och oorganiskt kväve har i medeltal något högre värden i de kalkade objekten. Sjöarean är i medeltal 1,12 km<sup>2</sup> i IKEU-objekten mot 0,7 i intensivsjöarna, absorptionsen är 0,15 respektive 0,13 och den oorganiska kvävekoncentrationen 84 respektive 69 µg l<sup>-1</sup>. När det gäller kalciumkoncentrationerna är dessa givetvis högre i de kalkade sjöarna 0,3 mot 0,2 mekv l<sup>-1</sup> i intensivsjöarna.

Tabell 6. Viktiga morfologiska och vattenkemiska data om 10 cirkumneutrala referenssjöar med provtagningar hela vegetationsperioden vilka jämförs med IKEU-sjöarna. Vattenkemiska data är medelvärden för vegetationsperioderna 1997–2004.

Sjö	SMHI_X	SMHI_Y	Area km <sup>2</sup>	Medel djup, m.	Min pH	pH	TP, µg/l	Oorg. N (NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> ) µg/l	Abs_F 420/5
Abiskojaure	758208	161749	2,7	11*	6,3	6,7	7	24	0,075
Allgjuttern	642489	151724	0,15	11,4	6,5	7,0	8	43	0,173
Fiolen	633025	142267	1,8	3,8	6,3	6,5	14	75	0,187
Fräcksjön	645289	128665	0,26	6,0	6,3	6,9	16	129	0,369
Jutsajaure	744629	167999	1,1	2*	6,7	7,1	5	28	0,049
Remmarsjön	708619	162132	1,37	5,2	6,5	7,3	5	28	0,048
Stensjön	683673	154083	0,57	4,2	5,9	6,5	9	26	0,191
Stora Envättern	655587	158869	0,38	5,0	5,9	6,4	9	29	0,077
Stora Skärsjön	628606	133205	0,31	3,8	6,2	6,9	5	76	0,019
Älgsjön	655275	153234	0,67	2,7	6,0	6,7	6	36	0,119

En klassifikation (TWINSPAN) med ett samlat dataset av kalkade sjöar och cirkumneutrala referenser visar att de kalkade objekten som grupp har större likhet med varandra när det gäller artsammansättningar och artbiomassor 1997–2004. I medeltal klassificeras 92% av IKEU-sjöarna till en grupp för sig och bara 80% av referenssjöar (dataset om 790 enskilda prov från vår och sommar IKEU+Refsjöar). Grupperingen är inte lika tydlig på våren som på sommaren, vilket också är en följd av att det oftast är ett begränsat antal taxa i näringsfattiga sjöar som är anpassade för de speciella fysikaliska förutsättningar som råder på våren (låga vattentemperaturer och dåligt ljusklimat). I augusti grupperas så mycket som 95% av IKEU-sjöarna för sig men bara 75% av referenssjöarna. Det betyder således att 25 % av referenssjöarna har sådana karaktärer på artnivå så att de sammanfaller med de kalkade sjöarna. ”Grupptroheten” bland IKEU-sjöarna visar således att dessa är mer lika sinsemellan

när det gäller arter och abundanser (biomassor) än referenssjöarna och särskilt uttalat på sommaren.

Våren karakteriseras i båda sjögrupperna av många guldalger av släktena *Bitrichia*, *Chrysochromulina*, *Chrysolykos*, *Dinobryon*, *Mallomonas* och *Spiniferomonas* men artrikedomen av dessa är något mindre i IKEU-sjöarna. Dessutom finns i båda sjögrupperna grönalger, dels kulkolonier dels arter av släktena *Monoraphidium* och *Oocystis*. Bland dinoflagellaterna dominerar släktet *Gymnodinium* särskilt med små former (<15 $\mu$ m) och stora *Peridinium*-arter (som *P. willet*). Det som framför allt skiljer sjötyperna åt på våren är förutom den nämnda artrikare förekomsten av vissa guldalgssläkten i referenssjöarna att i dessa frekventare finns grönalgen *Botryococcus* - sågspånsalgen, en i svenska skogssjöar mycket vanlig art. I de kalkade sjöarna finns emellertid fler s.k. pennata kielalger (släkten som *Nitzschia* och *Synedra*) och även den i sura sjöar så dominerande dinoflagellaten *Peridinium inconspicuum*. Sjöar som klassas tillsammans oberoende av om de är kalkade eller referenser är de som ligger i fjällregionen och de som präglas av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.

Sommartid (juli–augusti) präglas både IKEU- och referenssjöarna av en stor mängd små guld- och rekylalgsflagellater, kulkolonier, *Botryococcus*-arter, små *Oocystis*-arter, och *Monoraphidium*-arter bland grönalgerna, olika arter av ”husförsedda” guldalger av släktena *Dinobryon* och *Pseudokephyrion*, små dinoflagellater av släktet *Gymnodinium*. En tydlig skillnad mellan IKEU- och referenssjöarna är att okalger av släktena *Staurastrum* och *Staurodesmus* inte har återetablerat sig i IKEU-sjöarna ens efter många år av kalkningsverksamhet. I IKEU-sjöarna är däremot kiselalger betydligt frekventare på sommaren än i referenssjöarna, särskilt gäller detta olika arter av släktet *Aulacoseira* samt diverse släkten av pennata kiselalger. I båda sjötyperna finns dock små *Cyclotella*-arter och *Urosolenia longiseta* (äldre namn *Rhizosolenia*), fig. 21.



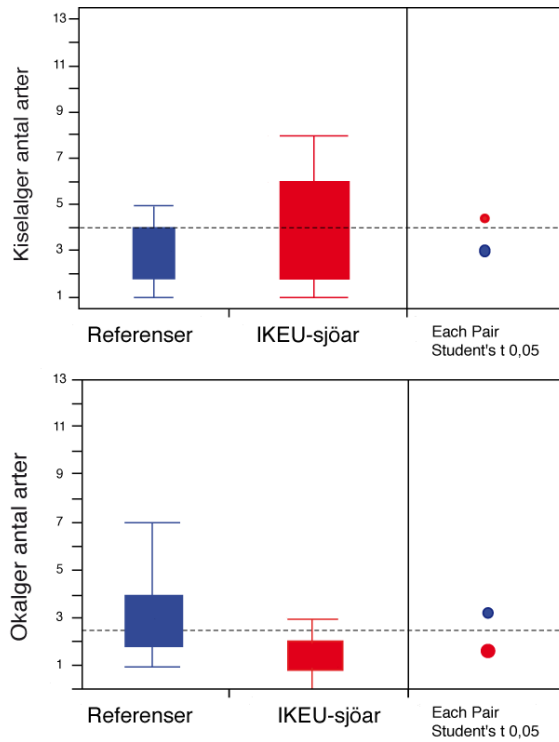


Fig. 21. Skillnader mellan 13 IKEU-sjöar och 10 cirkumneutrala referenssjöar vad gäller artantal av kiselalger och okalger sommartid. Data representerar perioden 1997–2004.

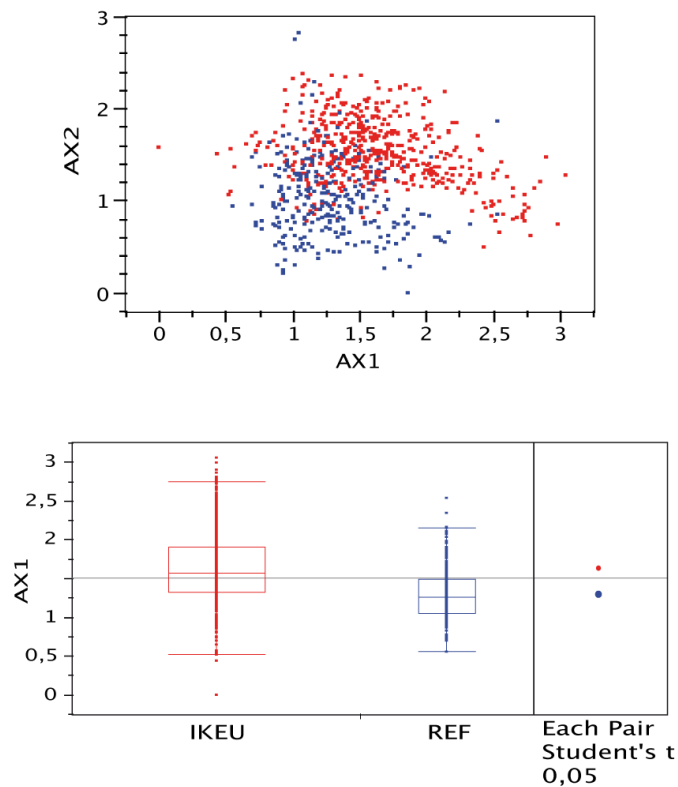
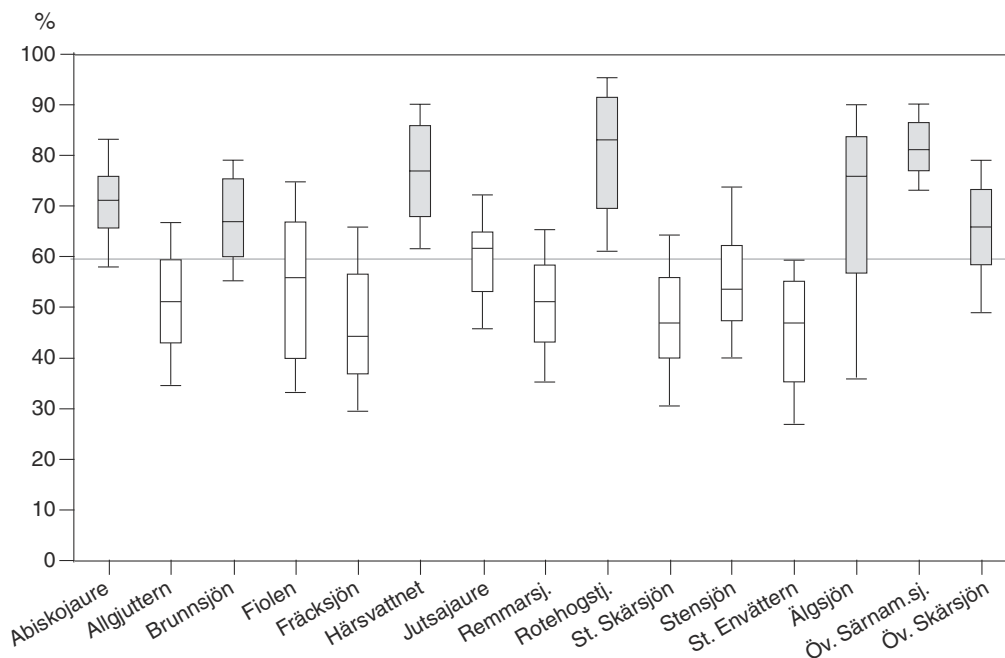


Fig. 22. Test av skillnader i artsammansättningar och arternas inbördes biomassor per liter i IKEU-sjöar och cirkumneutrala referenssjöar genom en DCA-ordination (detrended correspondence analysis). Totalt antal prov är 790 täckande en 6-års period med prover från maj till oktober. IKEU-sjöar röda, referenser blå.

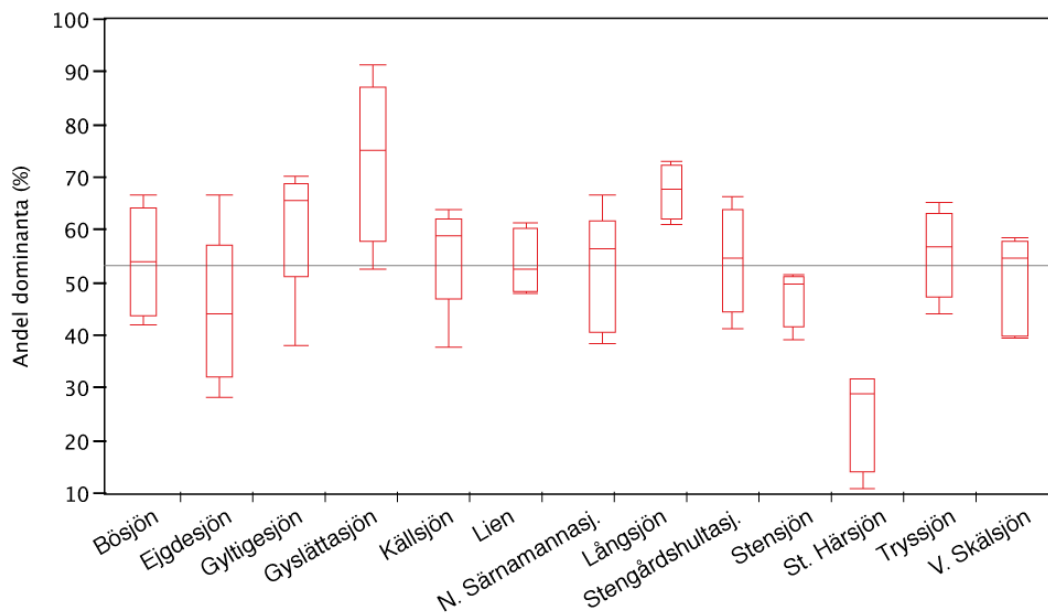
En ordinationstest (DCA - detrended correspondence analysis) illustrerar väl att det föreligger en skillnad i artsammansättningar (arter och arternas inbördes biomassor) mellan de kalkade sjöarna och valda referenssjöar, fig. 22.

Dominansförhållandena mellan arter i ett växtplanktonsamhälle speglar ofta om det föreligger stressfaktorer som gör att vissa arter slås ut eller minskar i antal till förmån för mer hårdiga arter som då kommer att dominera samhället (Willén 2003). Stressfaktorer kan vara strängt klimat, dåligt ljusklimat, försurning, stark övergödning eller förekomst av någon invasionsart t.ex. *Gonyostomum*. Ett exempel på dominansförhållanden uttryckta som andel (%) av 1–3 dominerande arter av totalbiomassan ges i figur 23 som visar referenssjöarna med tillägg av Övre Särnamannasjön samt de fyra tidigare behandlade försurade sjöarna. Som dominerande arter har sådana utvalts som utgör 10% eller mer av totalbiomassan i provet. Här framgår tydligt att surt vatten utgör en stressfaktor som ger ensidighet i dominansmönstret liksom kärva klimatomständigheter som i Övre Särnamannasjön och Abiskojaure samt *Gonyostomum*-dominans som i Älgsjön. Vad Rotehogstjänen anbelangar visar den stressymptom både av försurning och massutveckling av *Gonyostomum*.



Figur 23. Dominansförhållanden i augusti av de 1–3 vanligaste arterna i 4 försurade sjöar och cirkumneutrala referenssjöar under en tioårsperiod. Markeringar gjorda för objekt med påtagliga dominansförhållanden som indikerar någon övergripande stressfaktor.

En jämförelse mellan andelar av biomassan som upptas av dominerande arter i referenssjöar och IKEU-sjöar i augusti visar inga signifikanta skillnader (t-test p 0,05), fig. 24. 1–3 arter ugör i medeltal 52% av totalbiomassan i IKEU-sjöar och 53% i de cirkumneutrala referenssjöarna. Standardavvikelsen är för båda sjögrupperna 15%. Stora Härsjön har påtagligt stor jämnad mellan sina arter och därmed inga särskilda arter som dominerar samhällets biomassa. I övrigt är andelar av dominerande arter ganska jämn i sjöarna med undantag av Gyslättsjön och dess *Gonyostomum*-dominans.



Figur 24. Dominansförhållanden i augusti av de 1–3 vanligaste arterna i IKEU-sjöarnas växtplanktonsamhälle 1997–2004. Stora Härsjön avviker genom särskilt liten dominans av enskilda arter. Där finns många arter med stor jämnad sinsemellan. Gyslättsjön domineras helt av *Gonyostomum*.

Tillsammans med dominansförhållanden av ett fåtal arter är artrikedom en annan mätare på ett växtplanktonsamhällets status. Allmänt känt är att störningar av intermediär grad gynnar artrikedom liksom en måttlig förhöjning av näringsstatusen (Reynolds et al. 1993). Ovan har redan framförts att en kraftigt minskad artrikedom är kännetecknande för en försurad sjö. I medeltal är artantalet per prov något större i IKEU-sjöarna än i referenssjöarna (t-test p 0,05, testperiod 1997–2004). IKEU-sjöarna har 39 arter per prov (SD 10, n=660) mot 37 (SD 9, n=480) i referenssjöarna. I båda sjögrupperna finns fjällsjöar med ett artantal som understiger 20.

När det gäller växtplanktons totalbiomassor i cirkumneutrala referenssjöar och IKEU-sjöar så visar referenssjöarna större individualitet med stor inbördes biomassespridning både på våren

och sommaren och totalt sett högre biomassor medan IKEU-sjöarna har mindre spridning och lägre biomassor (testet utfört på material 1997–2004 maj–oktober, 1140 prov, t-test p 0,05). Medelbiomassan i IKEU-sjöarna är 440  $\mu\text{g/l}$  (SD 800) och i referenssjöarna 740  $\mu\text{g/l}$  (SD 1520).

### **Sammanfattande skillnader mellan kalkade sjöar och cirkumneutrala referenser**

Tretton kalkade sjöar jämförda med tio cirkumneutrala sjöar som referenser visar bara likheter när det gäller den sammanlagda andelen som dominerande arter utgör av den totala växtplanktonbiomassan (som dominerande arter räknas de som utgör minst 10% av totalbiomassan). Inga arter dominerar kraftigt i sjöarna vilket om så var fallet kan tyda på någon form av stressfenomen. Undantag gäller dock för *Gonyostomum*-sjöar.

Olikheter mellan sjötyperna är mer uttalade och gäller:

- Totalbiomassor där referenssjöarna har högre biomassor med större variationer mellan sjöarna.
- Artantal per prov (urskiljbara taxa i konserverade prover alla årstider) där kalkade sjöar är något artigare och har större spridning i artrikedom mellan olika objekt.
- Storskaliga förhållanden särskilt på sommaren som inbegriper sammansättningar och biomasserelationer mellan arter i hela samhället avspeglat i en ordinationstest (DCA).
- Förekomst av antal arter sommartid av okalgssläktena *Staurastrum* och *Staurodesmus* som inte återetablerar sig i de kalkade sjöarna även om det gått lång tid sedan kalkningen först sattes igång.
- Större artantal i kalkade sjöar på sommaren av kiselalger.
- Referenssjöar har mer av individualitet särskilt sommartid när det gäller arter och deras inbördes biomassor än de kalkade sjöarna som är enhetligare.

Ett fullständigt återställande av växtplanktons biomassor och artsammansättningar sker således inte i kalkade sjöar. Särskilt tydligt är skillnaderna i olikartad förekomst av kiselalger och okalger där orsakerna behöver utredas vidare. För okalger kan en tänkbar orsak vara att intermittenta kalciumtillsatser är ogynnsamma samt att kolkällan är olämplig. Dessa alger bör ha tillgång till fri  $\text{CO}_2$  som kolkälla något som minskar vid förhöjning av pH värdet (Brook 1981, Willén 2006).

## Referenser

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E. & Miller, U. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3: 30–36.
- Blomqvist, P., Bell, R., Olofsson, H., Stensdotter, U. & Vrede, K. 1995. Plankton and water chemistry in Lake Njupfatet before and after liming. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 551–565.
- Blomqvist, P. 1996. Late summer phytoplankton responses to experimental manipulations of nutrients and grazing in unlimed and limed Lake Njupfatet, central Sweden. *Archiv für Hydrobiologie* 137: 425–455.
- Blomqvist, P. 1997. Early summer phytoplankton responses to experimental manipulations of grazing and nutrients in unlimed and limed Lake Njupfatet, central Sweden. *Archiv für Hydrobiologie* 140: 321–346.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. *Norsk Institutt for Vannforskning rapport 2344*.
- Brook, A. 1981. The biology of desmids. *Botanical Monographs* 16. Blackwell Scientific Publications.
- Dickson, W. (ed.). 1988. Liming of Lake Gårdsjön. An acidified lake in SW Sweden. *Naturvårdsverket rapport 3426*.
- Forsberg, C., Morling, G. & Wetzel, R. G. 1985. Indications of the capacity for rapid reversibility of lake acidification. *Ambio* 14: 164–166.
- Fölster, J. 2006. Bedömning av försurningspåverkan. *Intern rapport till Naturvårdsverket inom projektet Revidering av bedömningsgrunder för vattenkvalitet*.
- Havens, K. & Carlson, R.E. 1998. Functional complementarity in plankton communities along a gradient of acid stress. *Environmental Pollution* 101: 427–436.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.W. 1995 (eds). *Liming of acidified surface waters*. Springer Verlag, Berlin 458 ss.
- Hörnström, E. 1999. Long-term phytoplankton changes in acid and limed lakes in SW Sweden. *Hydrobiologia* 394: 93–102.
- Hörnström, E. 2002. Phytoplankton in 63 limed lakes in comparison with the distribution in 500 untreated lakes with varying pH. *Hydrobiologia* 470: 115–126.
- Hörnström, E., Ekström, C. & Duraini, O. 1984. Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in the Swedish westcoast area. *Institute of freshwater research* 61: 115–127.

- Hörnström, E., Ekström, C., Fröberg, E. & Ek, J. 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish west-coast lakes under acidic and limed conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 5: 688–702.
- Lydén, A. & Grahn, O. 1985. Phytoplankton species composition, biomass and production in Lake Gårdsjön – an acidified clearwater lake in SW Sweden. *Ecological Bulletins* 37: 195–202.
- Lydersen, E. & Löfgren, S. 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunskapsöversikt och riskanalys. *Naturvårdsverket rapport 5074*.
- Lydersen, E., Löfgren, S. & Arnesen, R.T. 2002. Metals in Scandinavian surface waters: effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical reviews in Environmental Science and Technology* 32: 73–295.
- Morling, G. & Pejler, B. 1990. Acidification and zooplankton development in some West-Swedish lakes 1966–1983. *Limnologica* (Berlin) 20: 307–318.
- Morling, G. & Willén, T. 1990. Acidification and phytoplankton development in some West-Swedish lakes 1966–1983. *Limnologica* (Berlin) 20: 291–306.
- Morling, G. 1981. Effects of acidification on some lakes in western Sweden. *Vatten* 37: 25–38.
- Morling, G., Forsberg, C. & Wetzel, R.G. 1985. Lake Änketjärn, a non-acidified lake in an acidified region. *Oikos* 44: 324–330.
- Olofsson, H., Blomqvist, P., Olsson, H. & Broberg, O. 1988. Restoration of the pelagic food web in acidified and limed lakes by gentle fertilization. *Limnologica* (Berlin) 19: 27–35.
- Reynolds, C., Padisak, J. & Sommer, U. 1993. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia* 249: 183–188.
- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A. & Andersen, T. 2001. Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990–1999. *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 327–337.
- Willén, E. (red.) 1983. Limnologiska undersökningar i Stora Neden 1982, en försurad sjö i Hallans län. *Naturvårdsverket PM 1735*.
- Willén, E. 1992. Planktonic green algae in an acidification gradient of nutrient-poor lakes. *Archiv für Protistenkunde* 141: 47–64.
- Willén, E. 2003. Dominance patterns of planktonic algae in Swedish forest lakes. *Hydrobiologia* 502: 315–324.

Willén, E. 2006. Phytoplankton algae in limed lakes compared to circumneutral references. *Proceedings of the International Association of theoretical and applied Limnology* (in press).

Willén, E., Hajdu, S. & Pejler, Y. 1990. Summer phytoplankton in 73 nutrient-poor Swedish lakes. Classification, ordination and choice of long-term monitoring objects. – *Limnologica* (Berlin) 20: 217–227.

