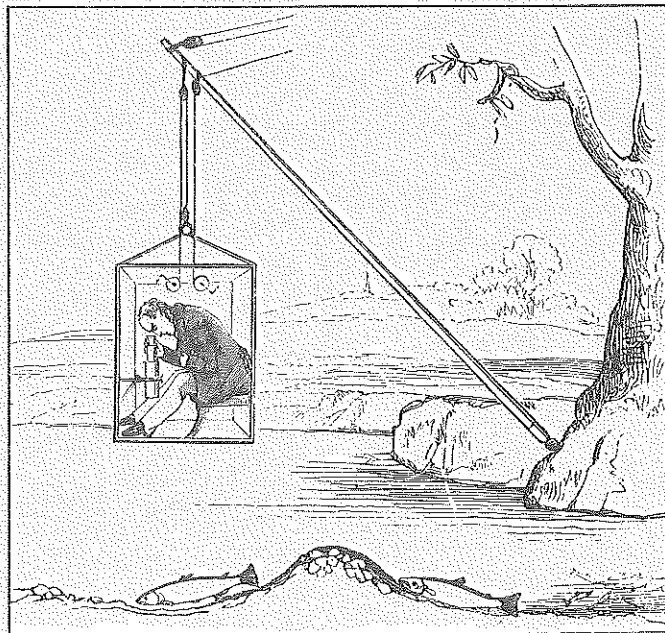


Information från

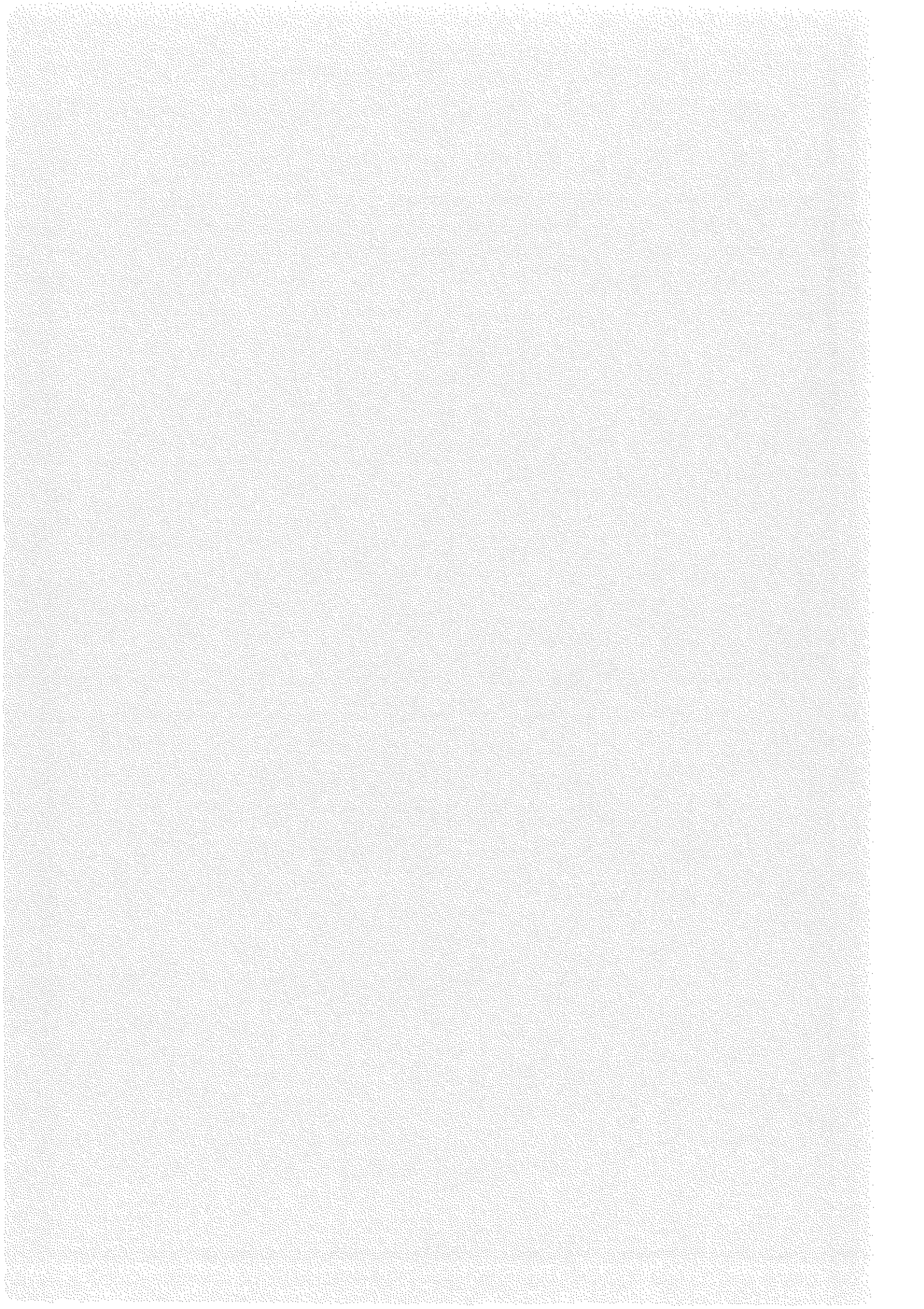
# SÖTVATTENS- LABORATORIET

## Drottningholm



FRITZ ERIKSSON  
EINAR HÖRNSTRÖM  
PER MOSSBERG  
PER NYBERG

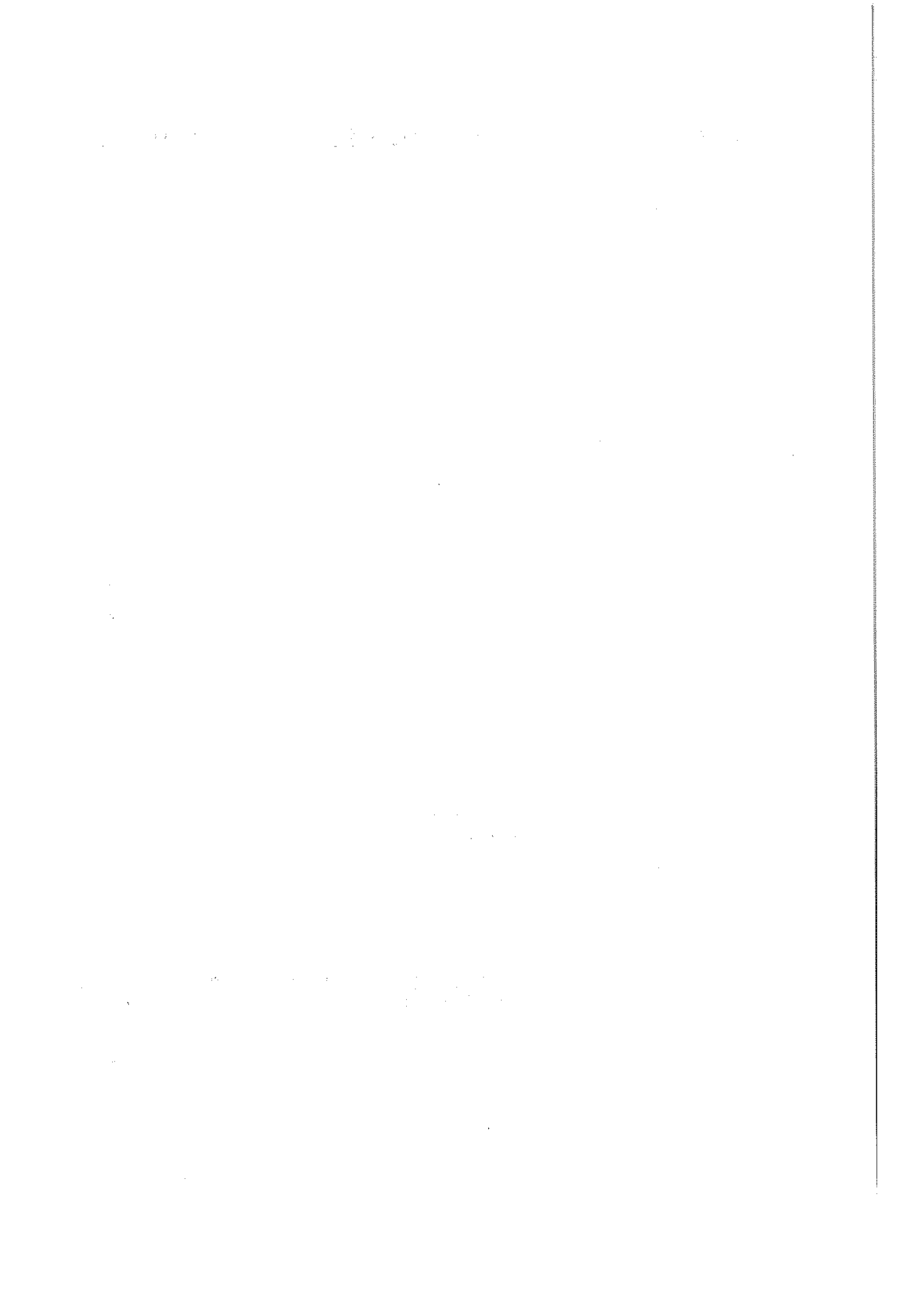
Ekologiska effekter av kalkning  
i försurade sjöar och vattendrag



# EKOLOGISKA EFFEKTER AV KALKNING I FÖRSURADE SJÖAR OCH VATTENDRAG

Fritz Eriksson  
Einar Hörnström  
Per Mossberg  
Per Nyberg

INLEDNING	1
MATERIAL OCH METODER	2
OMRÅDES- OCH SJÖBESKRIVNING	5
RESULTAT OCH DISKUSSION	7
<u>Växtplankton</u>	7
<u>Makrofyter</u>	23
<u>Djurplankton</u>	33
<u>Rotatoria</u>	34
<u>Crustacea</u>	37
<u>Bottenfauna</u>	45
<u>Fisk</u>	61
<u>Reproduktion</u>	61
<u>Näringsval</u>	67
<u>Tillväxt</u>	69
<u>Dominansförhållandet abborre - mört</u>	72
<u>Utvecklingen i några populationer</u>	74
<u>Negativa effekter</u>	76
LITTERATUR	78
ENGLISH SUMMARY: ECOLOGICAL EFFECTS OF LIME TREATMENT OF ACIDIFIED LAKES AND RIVERS	83
BILAGA 1 - 3	91



## INLEDNING

Försurningen av näringsfattiga sjöar och vattendrag i delar av framför allt Sverige, Norge och Nordamerika anses i dag vara ett av våra allvarligaste miljöproblem. De sura vattnen karaktäriseras, förutom av lågt pH-värde, bl a av låg koncentration av fosfor, förhöjda halter av metallerna mangan, aluminium, zink, kadmium och bly (Dickson 1980) samt ett reducerat artantal på samtliga trofinivåer (Almer et al. 1978, Hobaek och Raddum 1980, Mossberg och Nyberg 1979, Muniz 1981a). Johansson och Nyberg (1981) beräknade att 18 000, dvs ca 20 % av Sveriges sjöar hade pH <5.5 någon gång under året och att fiskbestånden, i första hand mörtbetständer, tagit skada i ca 10 % av sjöarna i Götaland och Svealand.

För att prova olika möjligheter att återställa försurade ytvatten och förhindra fortsatt försurning i hotande vatten, fick Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk 1976 i uppdrag av regeringen att genomföra en 5-årig försöksperiod med statligt bidrag till kalkning av sjöar och vattendrag (Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk 1981). En av målsättningarna inom försöksperioden var att studera de biologiska effekterna av kalkning och att vara observant på eventuella negativa effekter.

Under 5-årsperioden har därför satsats drygt 8 miljoner kronor, dvs ca 15 % av det totala kalkningsanslaget på vad som kan kallas specialstudier och kvalificerad uppföljning inom ett antal kalkningsprojekt (op.cit.). Många av dessa undersökningar startade emellertid relativt sent och en slutlig utvärdering av effekterna i ett större antal kalkade vatten kan därför göras först om några år. Föreliggande resultat härrör till övervägande del från ett projekt som bedrivits vid Sötvattenslaboratoriet sedan 1976. Resultaten bör ännu betraktas som korttidseffekter men synes vara representativa för effekterna i vatten där tillräcklig och varaktig pH- och alkalinitetsförhöjning erhållits efter kalkning. Hultberg och Andersson (1981) redovisar emellertid resultat från fyra sjöar som kalkades 1974 medan Scheider och Dillon (1976) endast redovisar resultat från året före och året efter kalkning.

I föreliggande rapport har avsnittet om växtplankton författats av E. Hörnström, makrofyter av F. Eriksson och bottenfaunan av P. Mossberg och P. Nyberg. Övriga delar samt redigering har utförts av P. Nyberg.

## MATERIAL OCH METODER

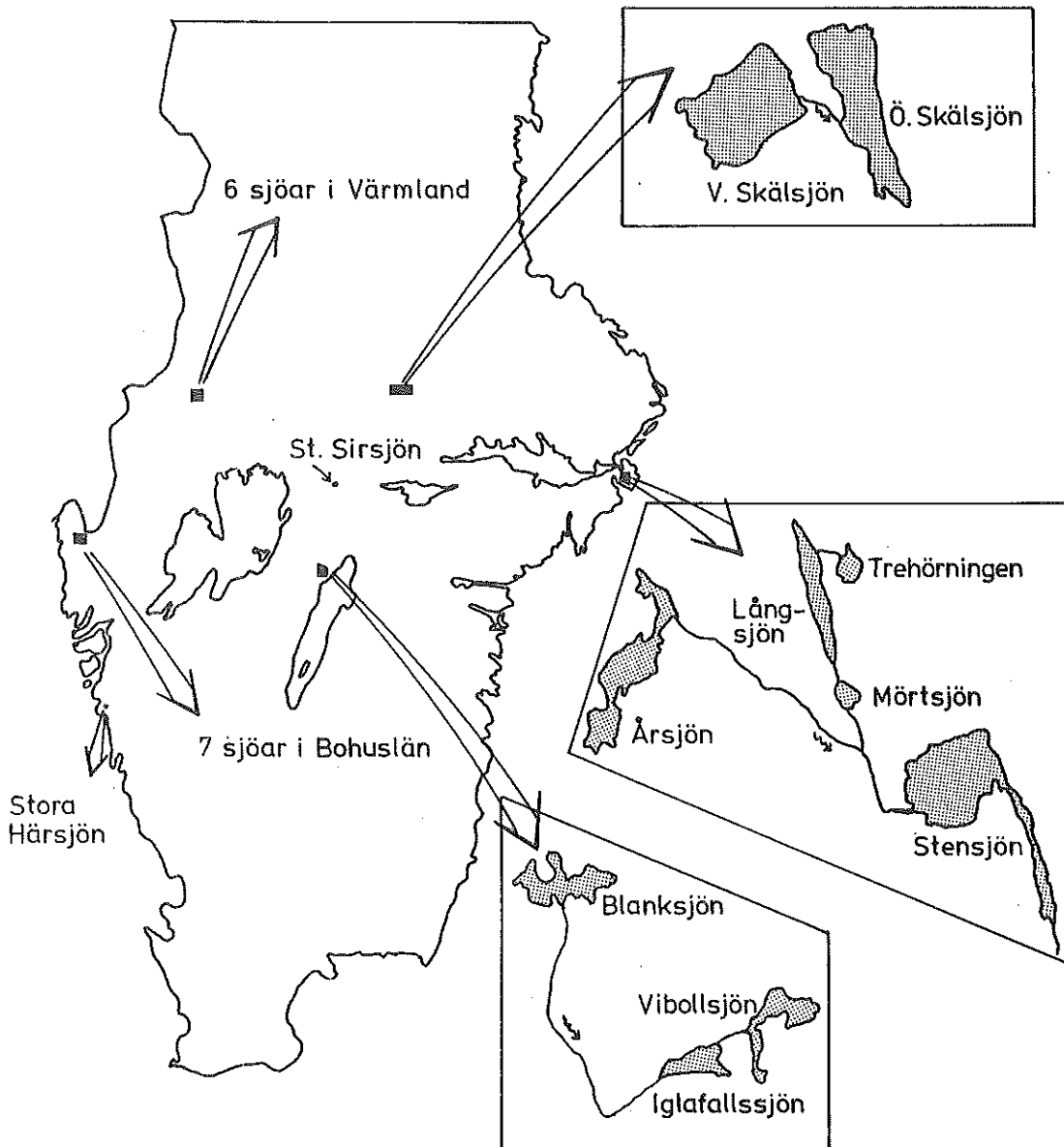
Vattenprov har i samtliga sjöar tagits 1 gång/månad under tiden mars-oktober samt i december på tre olika djup från ytan till botten vid största djupet. Vid provtagningarna i maj och oktober har fullständig kemisk analys, inklusive närsalter, jonbalans, aluminium, järn och några tungmetaller, utförts av Naturvårdsverkets vattenlaboratorium i Solna. Vid övriga provtagningstillfällen har endast pH, alkalinitet och vattenfärg analyserats. De i Tabell 1 redovisade värdena är, för pH, ledningsförmåga och färg, de lägsta resp högsta noterade i ytvattenprov medan kväve- och fosforvärdena är lägsta resp högsta volymsvägda medelvärden.

Kalkningens effekter på växtplankton har studerats i sjöar i Västkustområdet, Småland, Värmland, Dalarna och Sörmland.Utförligt behandlas resultat från Trehörningen, Långsjön och Mörtsjön på Södertörn, Blanksjön, Iglafallssjön och Vibollsjön i Tiveden samt St. Härsjön nära Göteborg (Figur 1).

Fytoplanktonprovtagningarna har i första hand ägt rum under perioden 15 juli - 15 september (1973-80). Vattenmiljön är då som mest stabil och skillnaden mellan sura och icke sura sjöar maximalt markerad.

Resultaten baserar sig på prover från ett stort antal sjöar och har erhållits med Utermöhlmetodik där lugolkonserverade ytprov (50-100 ml) analyserats i kvalitativt och kvantitativt avseende. Förutom artbestämning har antalet förekommande fytoplanktonformer per prov beräknats.

För beräkning av sjöarnas näringsstatus före och efter kalkning har ett trofiindex använts, utarbetat på basis av förekomsten av fytoplanktiska indikatorarter (Hörnström 1979a). Indexet



Figur 1. De mer intensivt studerade sjöarnas belägenhet.

stys framför allt av de mest frekventa arterna, som är gemensamma för sura och pH-normala sjöar och erhåller därför ett approximativt korrekt värde också i de sura sjöarna, trots att dessa har ett reducerat artantal.

Makrofyterna studerades i de fyra sjöarna Trehörningen, Långsjön, St. Sirsjön och V. Skälsjön (Figur 1, Tabell 1).

Vegetationen har i huvudsak karterats från båt. Profiler lades från stranden ut mot sjön. Dessa okulärbesiktigades med en vattenskikare på grunt vatten medan bottenprover togs med en Lutherräfsa

på större djup. Arternas djupgränser uppmättes och beståndens täthet uppskattades. Utbredningen av de vanligaste arterna kunde sedan med relativt god noggrannhet överföras till de lodkartor som finns för sjöarna.

Samtliga sjöar karterades i juli 1979 och augusti 1980. Förundersökningarna gjordes i Trehörningen och Långsjön i juli 1976 medan St. Sirsjön och V. Skälsjön karterades i augusti 1977.

I samband med kalkningar av sju sjöar i norra Bohuslän (Fiskenämnden i Göteborgs- och Bohuslän 1981) och sex i Värmland har prover tagits för analys av djurplankton (Ekström opubl.). I fem av Bohussjöarna togs håvprover (63-75  $\mu$ ) vid 1-3 tillfällena före kalkningarna, som utfördes 1974-75, och i samtliga sju vid 2-5 tillfällena efter desamma t o m 1980. I Värmlandssjöarna togs håvprover året före resp året efter kalkningarna. Samtliga provtagningar utfördes under perioden mitten av augusti till början av september. Förekomsten av olika arter har uppskattats efter en femgradig skala där r = sparsam förekomst, + = mindre riklig, ++ = ganska riklig, +++ = riklig och ++++ = mycket riklig förekomst. Medelförekomsten av olika arter i samtliga Bohus- resp Värmlandssjöar före resp efter kalkning har därefter beräknats.

I Blanksjön och Iglafallssjön har fyra Ruttnerhämtare (1.6 l) tagits på varannan meter i skiktet 0-6 m och i Vibollsjön i skiktet 0-4 m i december och 1 gång/månad under tiden mars-oktober. Proverna har filtrerats genom 150  $\mu$  och ett volymsvägt medelvärde under tiden maj-oktober för skiktet 0-7 m resp 0-5 m beräknats.

Provtagning i Skälsjöarna har utförts vid samma tillfällen och med en rörhämtare av plexiglas (4 l) under tiden juli 1976 - juni 1977 och därefter med Ruttnerhämtare (2.6 l). Ett prov har tagits på varannan meter från ytan till botten och vattnet filtrerats genom 150  $\mu$ . Ett volymsvägt medelvärde för antalet djur i hela vattenmassan har sedan beräknats.

Individtätheten av Bythotrephes longimanus och Leptodora kindtii i Skälsjöarna uppskattades genom vertikala håvdrag med en håv med 57 cm diameter och 0.8 mm maskvidd. Håvningarna utfördes



från botten till ytan vid slumpvis utvalda punkter. i V. Skäl-sjön håvades vid varje provtagning på 12 platser och i Ö. Skäl-sjön på 14 platser och den sammanlagda filtrerade vattenvolymen har beräknats till 27.6 resp 30.6 m<sup>3</sup>.

I samtliga sjöar har de påträffade djuren bestämts till art utom för cyclopiderna som endast bestämts som Cyclops sp. Ingen skillnad har heller gjorts mellan cyclopoida och calanoida nauplier.

I Trehörningen, Långsjön, Blanksjön och Iglafallssjön har botten-faunaprovtagningar utförts i början av december och i mars-april och i de övriga sjöarna endast vid sistnämnda tillfälle. Två Ekmanhämtare har tagits på 1 resp 2 m och därefter varannan me-ter ut till största djupet i varje sjö. Proverna har sällats genom 0.6 mm. För att få ett uttryck för "medelförändringen" i samtliga nio sjöar har medelantalet djur på hösten och/eller våren efter kalkningarna satts i relation till motsvarande vär-den före desamma och uttryckts i procent av antalet djur före pH-förhöjningen.

Provfisken i sjöarna har utförts med bottensatta översiktsnät (Filipsson 1972) i juli-augusti och i rinnande vatten med el-fiskeaggregat. Maganalyser har utförts under stereomikroskop och de olika bytesdjurens volymsandelar uppskattats. Åldersbestämning har utförts på gällock (abborre), fjäll (mört, öring) och otoli-ter (röding). De angivna fisklängderna avser totallängd, dvs längden från fiskens nos till stjärtfenans spetsar.

## OMRÅDES- OCH SJÖBESKRIVNING

De nio mer intensivt undersökta sjöarnas samt några andra stu-derade sjöars belägenhet framgår av Figur 1. De intensivstuderade vattnen är relativt små (3-40 ha), representerar klarvattens- så- väl som brunvattenssjöar (färg: 0-125 mgPt/l) och är samtliga salt- och näringsfattiga (ledningsförmåga: 2.9-6.4 mS/m, tot.-N: 0.19-1.23 mg/l, tot.-P: 2-24 µgP/l) (Tabell 1). Samtliga sjöar utom Mörtsjön och Vibollsjön kalkades under tiden november 1977 - maj 1978. All kalk spreds ovan vattnet på strandnära områden och

Tabell 1. Belägenhet och några morfometriska och fysikalisk-kemiska data för sjöar där mer omfattande undersökningar utförts.

Nr	Sjö	Läge (län)	Storlek (ha)	Max. djup (m)	Kalkning	Spec. ledn.förm. (mS/m)	Färg (mgPt/l)
1	Trehörningen	Stockholm	3	4.5	Mars -78	3.5-6.1	30-120
2	Långsjön	"	10	7	"	3.7-6.4	20- 65
3	Mörtsjön	"	3	4.5	1)	4.0-5.3	15- 65
4	V. Skälsjön	Västmanland	40	19	Nov -77 <sup>2)</sup>	3.0-3.4	0- 10
5	Ö. Skälsjön	"	34	19	" <sup>3)</sup>	2.9-3.6	5- 10
6	St. Sirsjön	Örebro	25	12	Maj -78 <sup>4)</sup>	4.7-6.0	5- 20
7	Blanksjön	Skaraborg	11	15	Maj -78 <sup>3)</sup>	4.0-5.2	15- 45
8	Iglafallssjön	"	6	14	" <sup>3)</sup>	3.8-4.1	15- 80
9	Vibollsjön	"	10	7	1)	3.4-5.5	35-125

forts.

Nr	Tot.-N (mg/l)	Tot.-P (µg/l)	pH före kalkning	pH efter kalkning			
				1:a året	2:a året	3:e året	4:e året
1	0.30-1.23	3-23	4.0-5.3	6.5-6.7	6.1-6.6	5.7-6.2	5.0-6.1
2	0.22-1.24	2-15	4.6-5.5	6.3-6.5	6.0-6.5	5.8-6.2	5.7-6.4
3	0.19-0.80	2-16	4.9-5.9	6.3-6.5	6.1-6.7	5.9-6.7	5.3-6.5
4	0.21-0.40	4-24	4.7-5.5	5.8-6.5	5.4-5.8	5.6-5.9	5.2-6.7
5	0.25-0.41	3- 6	5.0-5.7	5.7-6.2	5.1-6.0	5.6-6.1	5.2-6.8
6	0.30-0.60	3- 8	5.4	6.5-6.8	6.3-6.9	6.1-7.6	5.2-6.7
7	0.20-0.79	2-12	4.7-5.4	6.3-6.6	6.0-6.5	5.9-6.3	6.0-6.7
8	0.30-0.65	4-11	4.6-5.0	6.1-6.8	5.2-6.5	5.6-6.3	5.9-6.4
9	0.40-0.65	5-15	4.5-4.9	4.9-5.0	4.9-5.8	4.9-5.5	4.8-5.5

1) Ej kalkade, påverkade av uppströms kalkade sjöar.

2) Kalkad i omgångar: 1975, 1.5 ton Ca(OH)<sub>2</sub>, 1976, 2.5 ton CaO, omkalkad i mars 1981.

3) Omkalkade i mars 1981.

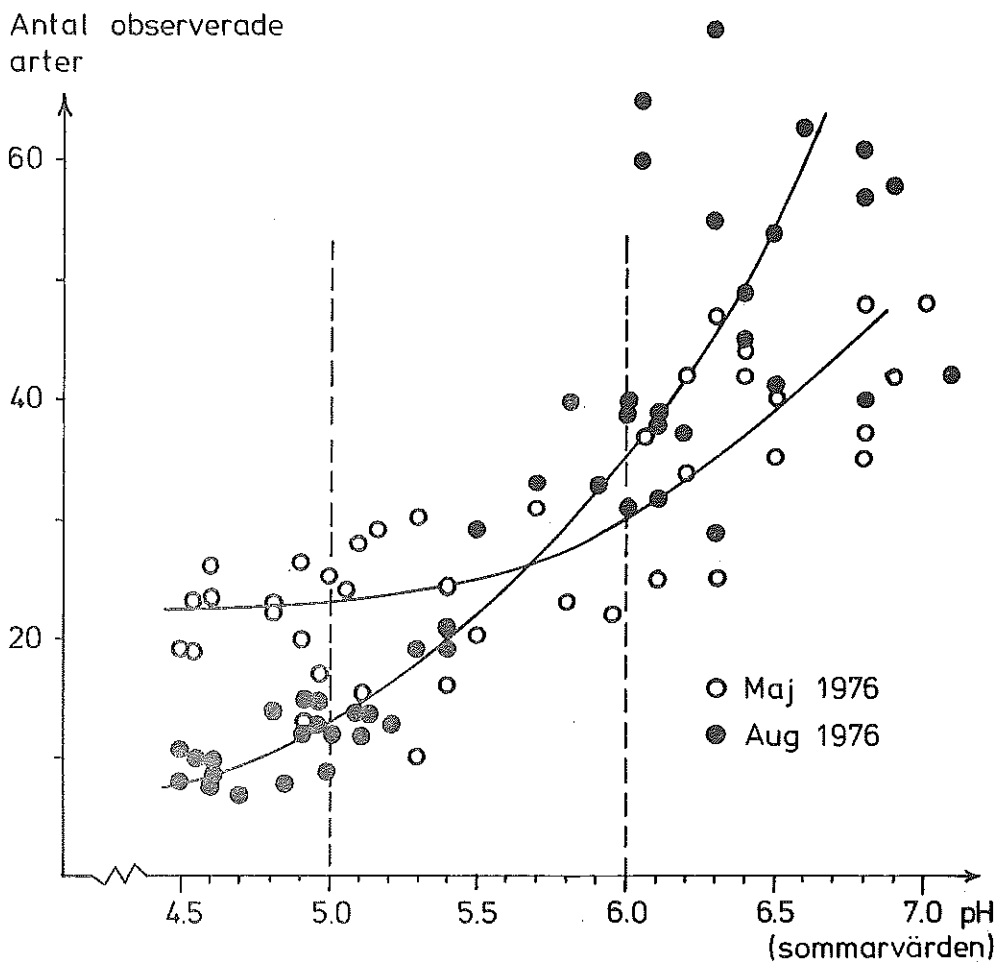
4) Kalkad även i januari 1980.

längs tillrinnande bäckar. Vid Skälsjöarna användes  $\text{CaCO}_3$  0-0.5 mm och vid de övriga 0-1 mm. V. Skälsjön hade även kalkats tidigare, 1975 med 1.5 ton  $\text{Ca(OH)}_2$  och 1976 med 2.5 ton CaO. Samtliga sju kalkade sjöar har därefter kalkats om under tiden 1980-81 (Tabell 1).

## RESULTAT OCH DISKUSSION

### Växtplankton

Starkt sura sjöar ( $\text{pH} < 5$ ) uppvisar i allmänhet endast ett tiotal växtplanktonarter sommartid och skiljer sig därigenom från pH-normala sjöar ( $\text{pH} > 6$ ), som även vid extremt oligotrofa förhållanden har ca 30 arter eller fler (Figur 2).



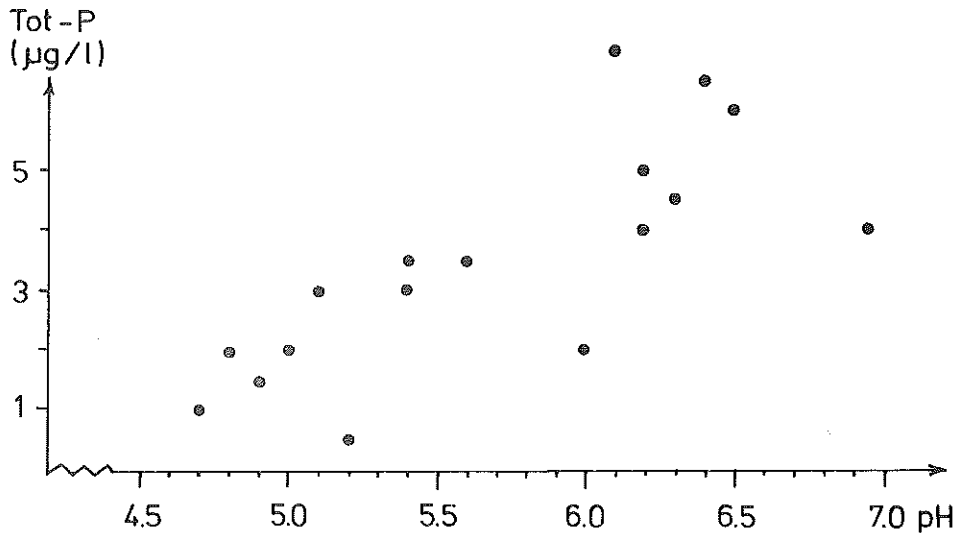
Figur 2. Observerat antal fytoplanktonarter i prov från västkustsjöar, maj resp augusti 1976.

De vanligaste planktondominanterna i de sura vattnen är Gymnodinium uberrimum (Allm.) Kof och Swezy och Peridinium inconspicuum Lemm. (Dinophyceae), vanligen i kombination med Dinobryon crenulatum, West och West, D. pediforme (Lemm.) Steinecke och D. sociale var. americanum (Brunnth.) Bachm. (Chrysophyceae). Periodvis består dock fytoplankton i somliga sjöar av uteslutande chrysomonader, och då framför allt av den utpräglad acidofila D. pediforme. Endast undantagsvis dominerar grönalgen Oocystis submarina Lagerh. (Skuja). Övriga grönalger har aldrig kvantitativ betydelse men kan förekomma sporadiskt ex Chlamydomonas sp. De nämnda arterna, med undantag för Dinobryon pediforme, förekommer också i sjöar med normala pH-värden (>6) och kan därför betecknas som surhetstoleranta. I de sura sjöarna är frånvaron av blågörna alger och kiselalger påtagligast. Två arter inom den förstnämnda gruppen, Chroococcus limneticus Lemm. och Merismopedia tenuissima Lemm., förekommer visserligen vid pH-värden nära 5 men försvinner sedan plötsligt vid ytterligare pH-sänkning.

Den höga vätejonkoncentrationen i de sura sjöarna eller sekundära effekter av denna, gör vattenmiljön föga lämpad för växtplanktonorganismerna. Somliga arter, i synnerhet flertalet blågröna alger, har ett högt pH-optimum och saknas i plankton oavsett vattnets karaktär i övrigt och synes alltså främst reagera på surheten som sådan. Det stora flertalet arter slås emellertid uppenbarligen ut av den näringsbrist och/eller (Almer et al. 1978) de höga metallhalter som försurningens sekundärt medfört.

Fosforbristen i de sura sjöarna är påtaglig (Figur 3). Detta kan möjligen ha sin orsak i utfällning av fosfat och minskad mineralisering i sedimenten. Av större betydelse är dock sannolikt den minskade fosfortillförseln från omgivande marker, där fastläggning skett p g a försurning (Broberg och Persson 1981). Den förhållandevis större andelen bentiska alger, till följd av ökad transparens i många sura sjöar, stegrar dessutom näringsbristen i det fria vattnet.

Ett av de undersökta sjösystemen, Trehörningen - Långsjön - Mörtsjön (Figur 1), är beläget i Åvaområdet på Södertörn och



Figur 3. Totalfosforhalter i västkustsjöar med olika pH-värden. (Medelvärden från maj och augusti 1978.)

kalkades i mars 1978, vilket resulterade i att pH-värdet under sommaren 1978 nådde 6.6-6.8, efter att åren innan ha legat omkring 4.8-5.3 (Trehörningen, Långsjön) resp 5.8-6.3 (Mörtsjön). Med början 1977 steg vattenfärgen i sjöarna p g a ökat vattenflöde. Till en början sjönk emellertid totalfosforhalten och var 1977-78 endast 3-5 µg/l (Tabell 2).

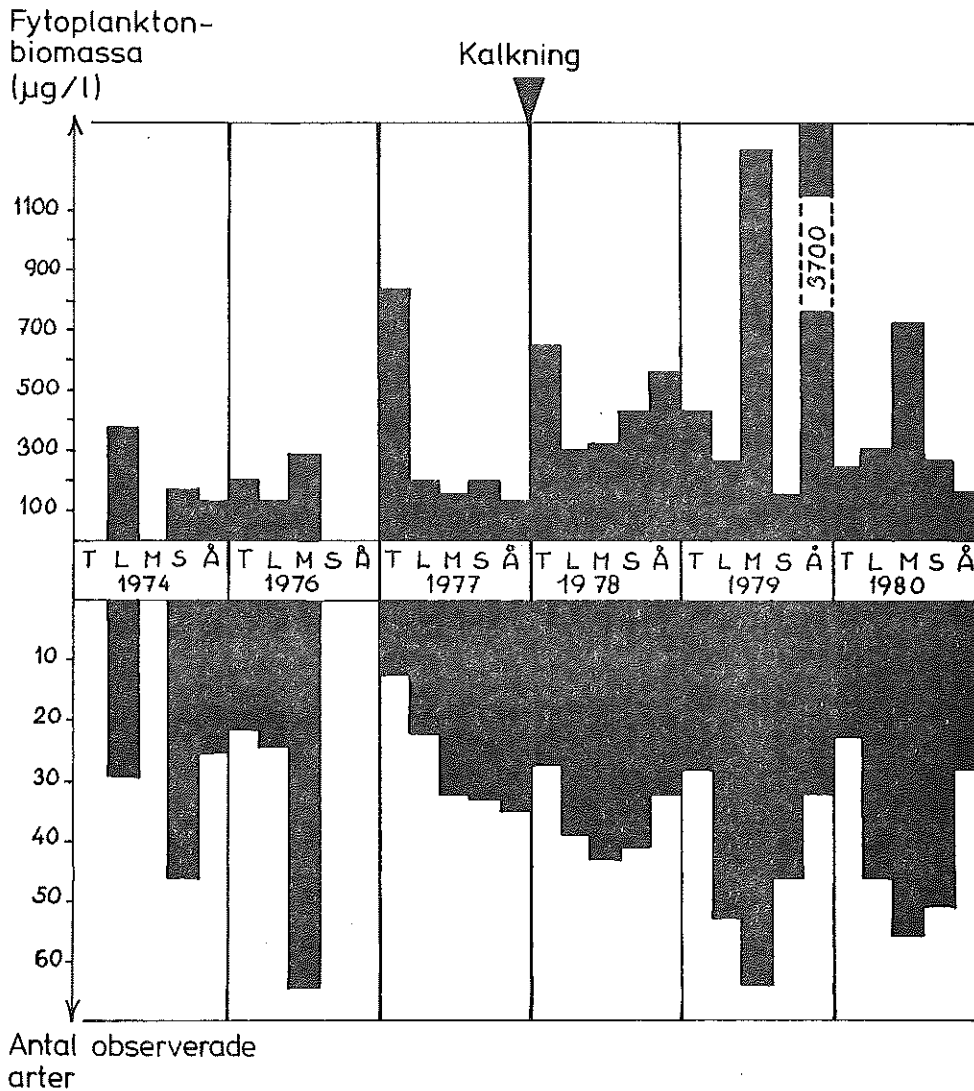
Tabell 2. Färgtal (mgPt/l), pH och totalfosforhalt (µg/l) 1974-80 i sjöar i Åvaområdet. (Sommarmedelvärden.)

		1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Trehörningen	Färgtal	25	50	30	100	80	80	70
	pH	5.3	5.4	5.4	4.8	6.7	6.8	6.2
	Tot-P	6	10	10	4	11	9	8
Långsjön	Färgtal	15	15	10	30	30	35	35
	pH	5.6	5.6	6.0	5.2	6.6	6.7	6.2
	Tot-P	5	8	5	2	4	7	6
Mörtsjön	Färgtal	-	20	-	25	20	35	30
	pH	-	6.3	-	5.8	6.6	6.8	6.4
	Tot-P	-	9	-	4	3	13	8
Stensjön	Färgtal	10	15	-	25	15	15	20
	pH	6.3	6.0	-	5.7	6.1	6.1	6.0
	Tot-P	3	11	-	3	5	5	5
Årsjön	Färgtal	10	5	-	10	10	15	10
	pH	5.5	5.4	6.0	5.3	5.7	5.7	5.4
	Tot-P	6	7	-	4	5	11	8

I Trehörningen steg halten i juli 1978 och i referenssjöarna Årsjön och Stensjön i augusti-november samma år (Stensjön mottager en del av sitt vatten från Mörtsjön och Årsjön men förefaller föga påverkad av detta). Nivån i Mörtsjön höjdes emellertid först 1979. pH-värdena var 1979 ibland högre än 1978, vilket delvis kan ha orsakats av den stora fytoplanktonbiomassans assimilation.

1977 dominerades plankton i Trehörningen och Långsjön av de surhetstoleranta arterna Gymnodinium uberrimum och Peridinium inconspicuum, vilka även hade en stark ställning i den mindre sura (pH 5.7) Mörtsjön. Utpräglad acidofila arter som t ex Bitrichia ollula (Fott) Bourr. och Dinobryon pediforme (Chrysophyceae) (artlista, sid 91) var också vanliga. Med undantag för referensen Årsjön var artantalet som lägst i sjöarna 1977, (Figur 4), i samband med de speciellt sura och näringsfattiga förhållanden som då rådde. Biomassorna detta år var relativt små förutom i Trehörningen som helt dominerades av dinophycéerna Amphidinium cf larvale, Gymnodinium uberrimum och Peridinium inconspicuum.

Sommaren 1978 efter kalkningen hade Trehörningen en helt förändrad fytoplanktonsammansättning. Efter att tidigare ha dominerats av pansarflagellater bestod nu biomassan uteslutande av chrysomonader, av vilka Dinobryon bavaricum Imh. och Mallomonas spp. var de mest framträdande arterna. I Årsjön steg inte fosfornivån förrän på hösten, men redan i augusti framträdde monaden Gonyostomum semen (Ehr.) Diesing (Chloromonadophyceae) som i likhet med euglenophycéer förekommer under näringsrika och samtidigt humösa förhållanden. Arten tolererar starkt sur miljö men saknas i de flesta sursjöar p g a näringsbrist (Rosén 1981). Den ökning av biomassan som skedde 1978 representerades av Gonyostomum. I Stensjön fördubblades biomassan jämfört med 1977 och antalet arter ökade. Den högre fosfornivån (5 µg/l) medförde att relativt mer näringskrävande arter som Gomphosphaeria lacustris Chod. (Cyanophyceae), Dinobryon bavaricum och D. divergens Imh. (Chrysophyceae) tillkom. I Långsjön och särskilt Mörtsjön förändrades fytoplanktonsammansättningen föga 1978. Mörtsjön uppvisade trots pH-höjning från 5.7 till 6.7 en ökad frekvens av de



Figur 4. Fytoplanktonbiomassa och observerat artantal i Trehörningen (T), Långsjön (L), Mörtsjön (M), Stensjön (S) och Årsjön (Å) 1974-80.

surhetstoleranta Gymnodinium uberrimum och Peridinium inconspicuum, samtidigt som totalfosforhalten var den lägst noterade under något av undersökningsåren. De försurningskänsliga arterna Katablepheris ovalis Skuja och Rhodomonas minuta (Skuja) Javorn återkom dock i Långsjön omedelbart efter kalkningen och antalet arter var också större än 1977 (Figur 4). Den större artrikedomen i Mörtsjön och Långsjön 1978 torde emellertid delvis bero på att året 1977 endast representeras av en provtagning, vid ett tillfälle då utpräglat fattiga förhållanden rådde. Algvolymen var relativt sett större 1978 men dominerades av de ovannämnda dinofycéerna, vilka genom svag tillväxt och lång livslängd kan

bygga upp relativt stora biomassor trots minimal näringsnivå. 1979 uppvisade Långsjön, Mörtsjön och Årsjön sina högsta fosforhalter, vilka, med undantag för Långsjön, avspeglades i augusti-biomassorna som i Mörtsjön och Årsjön var 1 300 resp 3 700 µg/l. En storleksordning utan motsvarighet i tidigare undersökningar i området. Biomassorna utgjordes i Mörtsjön framför allt av Sticcococcus sp. (Chlorophyceae) och Synedra nana Meist. (Diatomeae) och i Årsjön av Gonyostomum semen. Periodens relativt näringsrika karaktär (Tabell 2) markeras också av förekomsten av andra fytoplanktonformer. I Mörtsjön där artrikedomen ökade påtagligt uppträdde 8 arter av den övervägande alkalofila och näringskrävande gruppen Cyanophyceae och de ultraoligotrofa chrysomonadsläktena Chromulina, Monochrysis och Ochromonas ersattes av de mer eutrofa Chrysococcus cordiformis Naum. och Synura spp., samtidigt som de dinophycéer som dominerat biomassan 1977-78 var så gott som helt försvunna. I Årsjön förekom vid sidan av Gonyostomum även Chryso-sphaerella longispina Laut. (Chrysophyceae) och Asterionella formosa (Hass.) (Diatomeae), arter som ej observerats under de tidigare näringsfattiga åren. Trots det ökade näringsutbudet 1979 var dock Årsjöns fytoplankton relativt artfattigt (Figur 4). Detta kan ha samband med massutvecklingen av Gonyostomum, vilken dels försvårat observationer av andra arter, dels kunnat producera toxiska ämnen som förhindrat andra arters utveckling.

I Trehörningen och Långsjön hade dinophycéerna 1979 ersatts av chrysomonader, den alggrupp som under normala omständigheter är vanligast i oligotrofa pH-normala sjöar. Inom denna grupp skedde också en inbördes förskjutning - de acidofila arterna Bitrichia ollula och Dinobryon pediforme avlöstes av Dinobryon bavaricum, Dinobryon borgei Lemm och Dinobryon divergens. Grönalgerna Monoraphidium dybowski (Wolosz.) Hind. och Kom.-Legn. (syn. Ankistrodesmus convolutus var. minutus), Schroederia setigera (Schröd.) Lemm. och Sphaerocystis schroeterii Chod. som innan kalkningen ej förekommit i Trehörningen tillkom 1979. I den större och djupare Stensjön längst ned i vattensystemet skedde en gradvis förändring mot större artrikedom fram till 1980, medan biomassan var som störst 1978 (Figur 4). 1980 var näringsförhållandena sämre (Tabell 3) och det sänkta pH-värdet i Årsjön (Tabell 2) tydde på ökad tillförsel av sura ämnen.



Tabell 3. Genomsnittligt trofiindex i Trehörningen, Långsjön, Mörtsjön, Årsjön och Stensjön 1974-80.

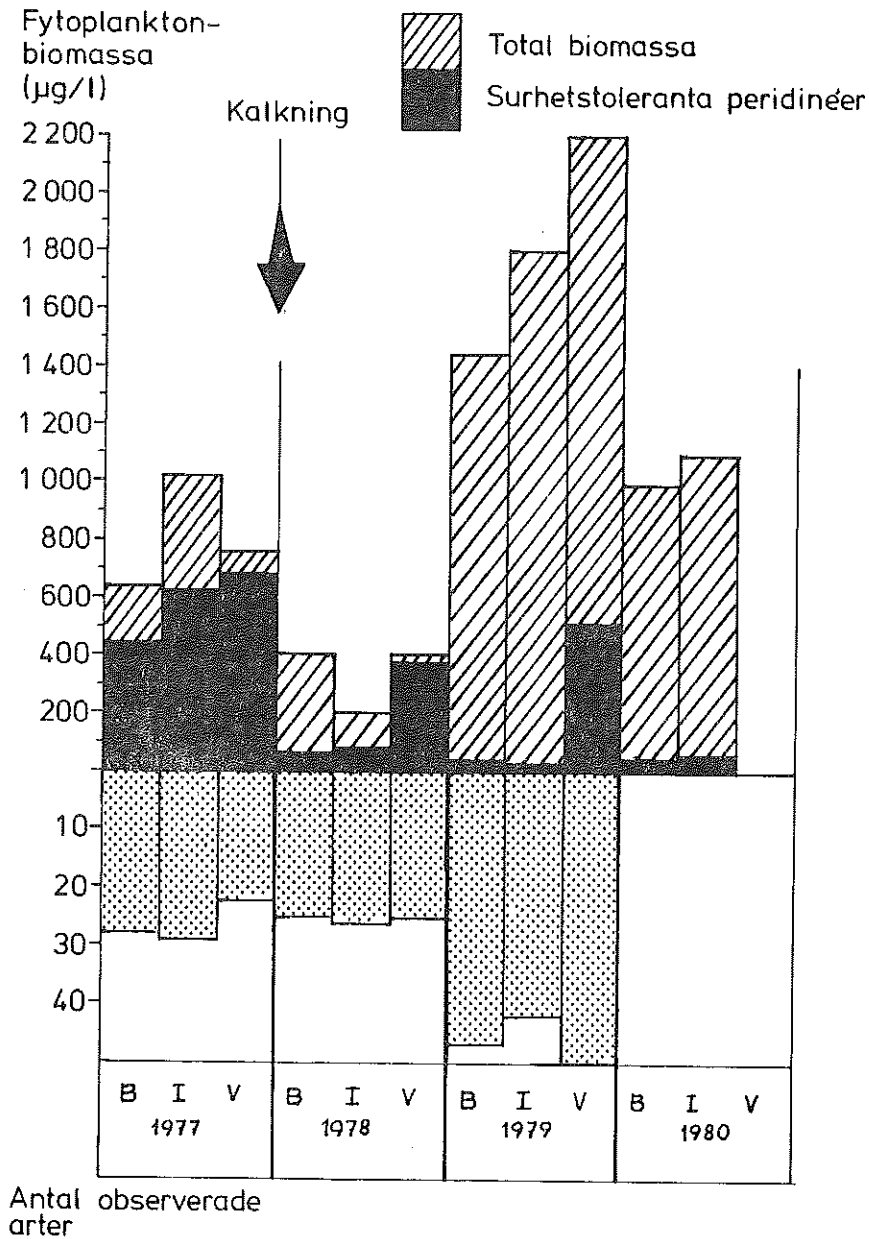
	1974	1976	1977	1978	1979	1980
Trehörningen	-	14	12	27	21	14
Långsjön	16	14	16	14	25	19
Mörtsjön	-	24	17	18	30	26
Årsjön	13	-	18	21	26	19
Stensjön	20	-	15	17	17	22

Blanksjön och Iglafallssjön (Figur 1) kalkades ungefär samtidigt som Åvasjöarna och erhöll en pH-höjning från 4.9 till 6.6-6.8 1978 (Tabell 4). Den nedanför liggande Vibollsjön har ej kalkats men erhåller en del av sitt vatten från de ovannämnda sjöarna, varför pH stiger långsamt. pH-värdet ökade här endast från ca 4.8 till omkring 5.3. Liksom i fallet med Åvsjöarna steg färgtalet från 1977 och nådde de största värdena 1979-80, liksom fosforhalterna, vilka var ytterst låga 1977-78.

Tabell 4. Färgtal (mgPt/l), pH och totalfosforhalt ( $\mu\text{g/l}$ ) 1977-80 i sjöar i Tiveden, (pH-värden i augusti, färgtal- och Tot-P-värden från höstcirkulation).

Sjö	1977			1978			1979			1980		
	färg	pH	Tot-P	färg	pH	Tot-P	färg	pH	Tot-P	färg	pH	Tot-P
Blanksjön	15	4.9	3	35	6.6	2	40	6.3	6	40	6.3	11
Iglafalls- sjön	50	4.9	5	60	6.8	4	70	6.1	11	100	6.3	8
Vibollsjön	50	4.8	7	80	4.9	4	100	5.1	12	100	5.3	12

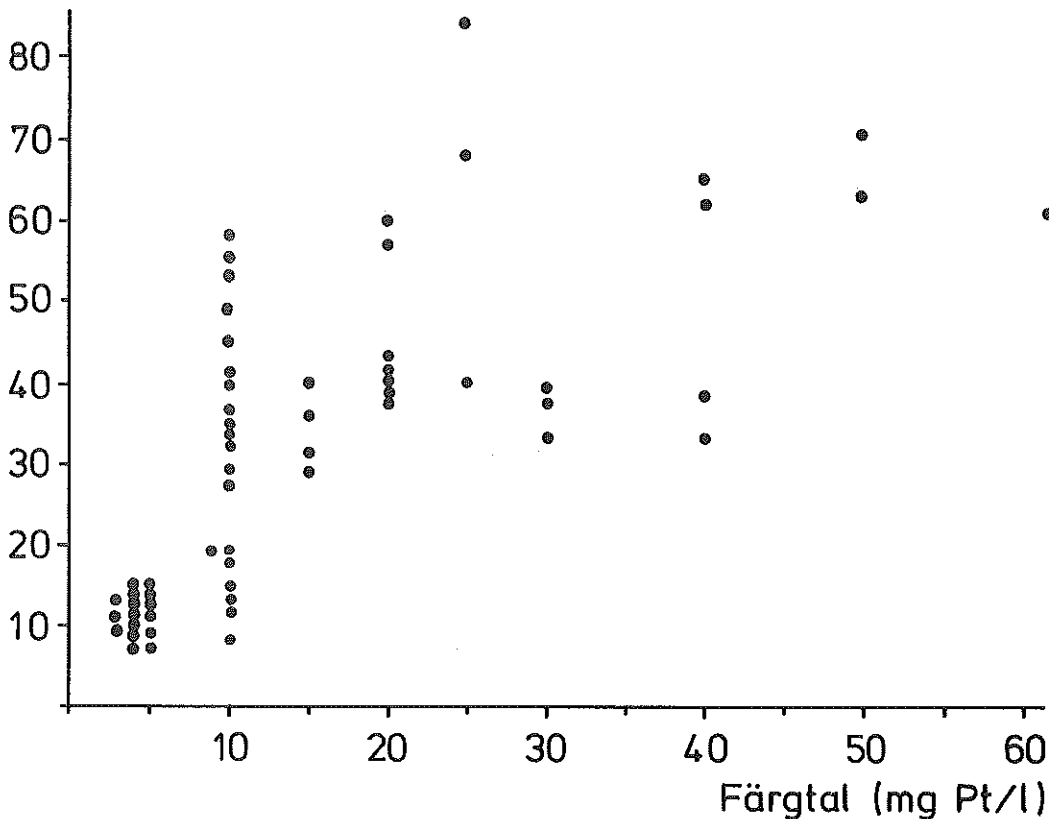
Växtplanktonbiomassorna var 1977 relativt stora i alla tre sjöarna med dominans av dinophycéer. Trots de låga pH-värdena var sjöarna förhållandevis artrika (Figur 5), vilket torde ha samband med deras humösa karaktär. Sådana vatten förefaller erbjuda existensmöjligheter för fler arter än de klara (Figur 6). 1978 minskade biomassorna och vid höstcirkulationen i oktober uppmättes undersökningens lägsta fosforvärden. Trots pH-höjningen inträffade få kvalitativa förändringar detta år. I Iglafallssjön var dock Sticcococcus sp. (Chlorophyceae) vanlig och bland chrysomonaderna ersattes Dinobryon cf hilliardii av Dinobryon elegantissimum Bourr. och Ochromonas spp. I samband med ökat vattenflöde och stegrade fosforhalter 1979 ägde en genomgripande förändring av fytoplanktonsammansättningen rum



Figur 5. Fytoplanktonbiomassa och antal fytoplanktonarter i Blanksjön (B), Iglafallssjön (I) och Vibollsjön (V) 1977-80.

samtidigt som biomassan växte (Figur 5). I Blanksjön och Iglafallssjön kom kiselalgen *Rhizolenia eriensis* H.L. Smith att dominera medan Vibollsjöns biomassa i huvudsak bestod av (surhetstoleranta) *Gonyostomum semen* (jfr Årsjön). En väsentlig del av Vibollsjöns planktonmassa bestod emellertid av chrysomonader. Andra arter som tillkom var i Blanksjön och Iglafallssjön *Elakatothrix genevensis* Hind., *Gyromitus cordiformis* Skuja (Chlorophyceae), *Euglena* sp. (Euglenophyceae),

Antal observerade  
Fytoplanktonarter



Figur 6. Antal observerade fytoplanktonarter i förhållande till färgtalet i västkustsjöar 1976.

Bitrichia chodatii (Rev.) Chod. Chrysolycos planctonicus Mack  
Pseudopedinella sp., Uroglena spp., Dinobryon bavaricum och  
D. divergens (Chrysophyceae) (artlista, sid 93). Den sura  
Vibollsjön erhöill ungefär samma arter men med Gonyostomum som  
den stora skillnaden. Fem arter av kiselalger observerades i  
denna sjö, vilket visar att pH-värdet i sig inte är kritiskt  
för denna alggrupp. Det märkligaste var att Vibollsjön trots  
pH ca 5 uppvisade den största artrikedomen av samtliga sjöar  
(Figur 5).

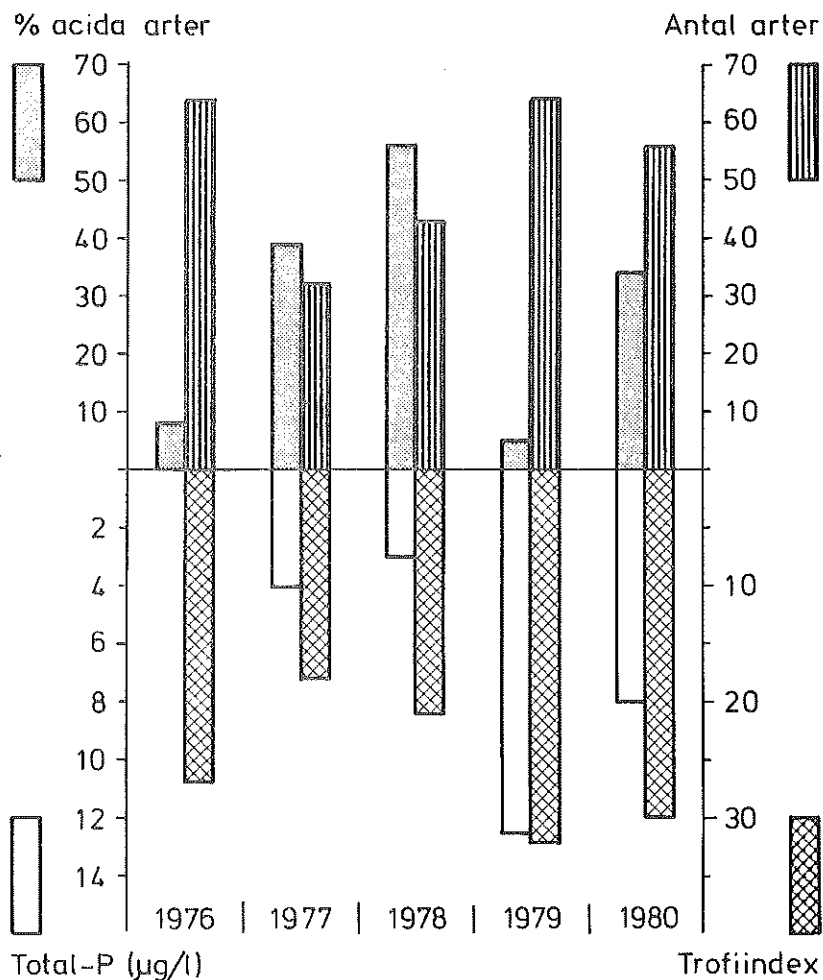
I Västkustområdet har ett flertal kalkade sjöar studerats. St.  
Härsjön (Figur 1) är en klarvattenssjö som 1976 hade pH 4.7  
och liksom andra sjöar av denna typ ett blågrönt opalescerande  
vatten. Kalkningen vintern 1977-78 gav en så kraftig höjning av  
alkaliniteten att pH-värdet fortfarande sommaren 1980 låg om-  
kring 7. Halten totalfosfor låg både före och efter kalkning på  
omkring 2 µg/l fram till 1980 då den steg till ca 5.

Sjön hade redan före kalkning avsevärda vårfytoplanktonbiomassor bestående framför allt av Asterionella formosa (Diatomeae). Dess karaktär av relativt näringsrik sursjö framgår också av att artantalet tidvis under sommaren, liksom i Blanksjön m fl, var relativt stort (>20). Orsaken ligger sannolikt i att sjöns norra bassäng där provtagningarna skett, är tämligen grund och då dessutom sjöns huvudtillflöde mynnar här kan man räkna med att vattenomsättningen är relativt stor.

Sommarplanktonet, som före kalkning utgjorde ett karakteristiskt sursamhälle med den dominerande artkombinationen Dinobryon crenulatum - Dinobryon sociale var. americanum - Gymnodinium uberrimum - Peridinium inconspicuum, genomgick en drastisk strukturförändring redan första sommaren efter kalkning (artlista, sid 95). Antalet arter förblev emellertid lågt (23) och sammansättningen abnorm med stor frekvens av Peridinium inconspicuum i kombination med närmast eutrofa arter som Ankistrodesmus nannoselene Skuja, Closterium acutum var. variabile (Lemm.) Krieg. och Synedra nana, ett artbestånd som påminde om det som uppträdde i t ex Eigdesjön i norra Bohuslän efter kalkning 1975.

1979-80 förekom ett betydligt mångformigare fytoplankton, då nämligen inte mindre än 42 resp 58 arter påträffades. Sammansättningen liknade näraliggande pH-normala sjöars. Vanliga sommararter, som skiljer sig från tidigare beskrivna mer eller mindre humösa sjöars, var Staurodesmus sellatus Teil., Chrysochromulina parva Lack, Pseudokephyrion poculum Conr., Asterionella formosa, Cyclotella comta (Ehr.) Kütz., Cyclotella comensis Grun., Cyclotella sp. och Gymnodinium helveticum Pen.

De erhållna resultaten visar att förändringarna i växtplanktonsamhället vid försurning till största delen beror på oligotrofiering. Starkt liknande effekter kan nämligen erhållas vid näringsbrist i icke sura sjöar. Figur 7 visar den procentuella andelen surhetstoleranta pansarflagellater (Gymnodinium uberrimum + Peridinium inconspicuum) av den totala växtplanktonbiomassan i den föga försurade Mörtsjön (Södertörn) 1976-80 (kalkad 1978) i förhållande till totalfosforhalt, observerat artantal och ett indikatorartbaserat trofiindex, där de surhetstoleranta arterna



Figur 7. Observerat artantal av fytoplankton, trofiindex, totalfosforhalt och procentuell andel surhetstoleranta dino-phycéer av den totala fytoplanktonbiomassan i Mörtsjön (1976-80).

uteslutits. Som framgår var andelen pansarflagellater störst under de näringsfattiga åren 1977-78, samtidigt som artantal och trofiindex hade sina lägsta värden. Trots att pH-värdet 1978 låg omkring 6.6, hade sålunda arter karakteristiska för sura sjöar en dominant ställning. En kontroll av pH-normala sjöar bekräftar ovanstående iakttagelse (Tabell 5). Biomassans genomsnittliga andel av dessa arter visade sig nämligen vara klart beroende av fosforhalten.

Efter torrperioden 1975-76 ökade nederbörds mängderna avsevärt. Den exceptionellt sura nederbörden 1977 i förening med den tidigare ackumulerade torrdepositionen av sura ämnen innebar sänkta pH-värden i grundvatten och tillflöden och efter hand

Tabell 5. Totalfosforhalt och procentuell andel surhetstoleranta dinophycéer (Gymnodinium uberrimum och Peridinium inconspicuum) av fytoplanktonbiomassan i sjöar i N, O, P och W län med pH-värden  $\geq 6.1$ .

Tot-P ( $\mu\text{g/l}$ )	$\leq 5$	6-7	8-12	$>12$
% surhetstoleranta arter	34	17	2	2
Totalbiomassa ( $\mu\text{g/l}$ )	233	279	584	1 424
Antal sjöar	15	22	15	16

också i sjöarna. Som en följd av detta förelåg reaktivt aluminium i överskott och utfällningen av fosfor ökade, vilket resulterade i ytterst låga halter i sjöarna.

Perioden 1978-80 var nederbörds mängderna av ungefär samma storleksordning som 1977. Syratillskottet till vattnen avtog emellertid gradvis och pH-värdet steg i sjöarna. På detta följde också en stegring av fosfornivån som resulterade i kraftigt ökad planktonproduktion. I mellansverige kom denna ökning 1978-79 och i västkustområdets sjöar ett år senare. I Årsjön (Tabell 2) var effekterna tydliga redan 1978, men liksom i flertalet mellan-svenska sjöar hade pH-värdet och fosfornivån sina maximum 1979.

Några av de kalkningsprojekt som studerats utfördes just efter det ovannämnda suråret 1977, varför genomgående förbättringar av planktonläget skett de följande åren oavsett om sjöarna kalkats eller ej. Klimatologiska fluktuationer försvårar sålunda möjligheterna att visa själva kalkningens effekt på fytoplanktonutvecklingen.

Blanksjön och Iglafallssjön hade 1978 ett pH-värde på ca 6.5 utan att någon ökning av fosforhalten kunde konstateras. Avrinningen i området var också låg under detta år. De kvalitativa förändringarna av växtplankton var också ytterst obetydliga liksom i Långsjön. I Trehörningen, som har mycket kort omsättnings-tid, och St. Härsjön erhöles å andra sidan en fullständig förändring av planktonsammansättningen innan någon ökning av fosforhalten noterats. Sådana omedelbara effekter har också konstaterats i andra grunda sjöar med snabb vattenomsättning t ex Råvekärr nära Göteborg och Nordvammssjön och Eigdesjön i

norra Bohuslän. Ett snabbare vattenflöde ökar näringstillförseln och även om den momentana koncentrationen av t ex fosfor är densamma som i en sjö med lång omsättningstid, kan tillväxtförutsättningarna förbättras avsevärt. I de sura sjöarna sker troligen en jämförelsevis snabbare utfällning av humusbunden växtnäring under sommarstagnationen, än i de pH-normala. Vårfloden och de temperaturinducerade vertikala vattenrörelserna denna årstid förefaller emellertid reducera utfällningseffekten ty en jämförelse av planktonsamhällen i oligotrofa sjöar med olika pH-värden visar att skillnaden i artsammansättning är betydligt mindre på våren än under sensommaren. De sura vattnen är denna tid nästan lika artrika som de ej sura (Figur 2).

Det har visat sig att det fytoplankton som sporadiskt kan förekomma i starkt sura sjöar vid tillfälligtvis bättre näringsförhållanden t ex Elakatothrix, Sphaerocystis, Bitrichia, Chrysidiastrum och Ochromonas är identiskt med det som vanligen först uppträder efter kalkning. Detta plankton är således okänsligt för lågt pH-värde men kräver en snabbare näringsstillförsel än den som normalt står till buds i de sura sjöarna.

Den kvalitativa förändring av fytoplankton som ägt rum efter kalkning beror dock inte enbart på bättre näringsförhållanden. Lågt pH-värde och andra bieffekter av försurningen än de rent näringsmässiga är också av betydelse för många arter. Sålunda har efter kalkning saknats t ex Chroococcus limneticus, Gomphosphaeria lacustris, Monoraphidium griffithii (Berkel) Kom.-Legh., Staurastrum spp., Willea irregularis (Wille) Schmidle, och Dinobryon borgei, trots att dessa arter är vanliga i närbelägna pH-normala sjöar. Exempelvis är Monoraphidium griffithii utpräglat oligotrof och har vid laboratorieförsök visat sig växa bra vid så lågt pH som 5.0, och ändå har inte en enda cell av denna art påträffats i starkt sura sjöar. Här spelar uppenbarligen andra faktorer än pH-värde och näring en viktig roll.

Naturliga halter av koppar och zink i sura sjöar är också tillräckliga för att hämma algtillväxt. I centrum för intresset

står emellertid aluminium som föreligger i halter på 100-400 µg/l i sjöar som har pH-värden på 4-5.

Biotester med Monoraphidium griffithii har visat att arten ej tolererar de aluminiumhalter som är vanliga i sura sjöar (Tabell 6).

Tabell 6. Procentuell tillväxthämning hos Monoraphidium griffithii (Chlorophyceae) i klart oligotroft sjövattnen, pH-justerat från 5.8 till 5.0 och med varierad halt av aluminium.

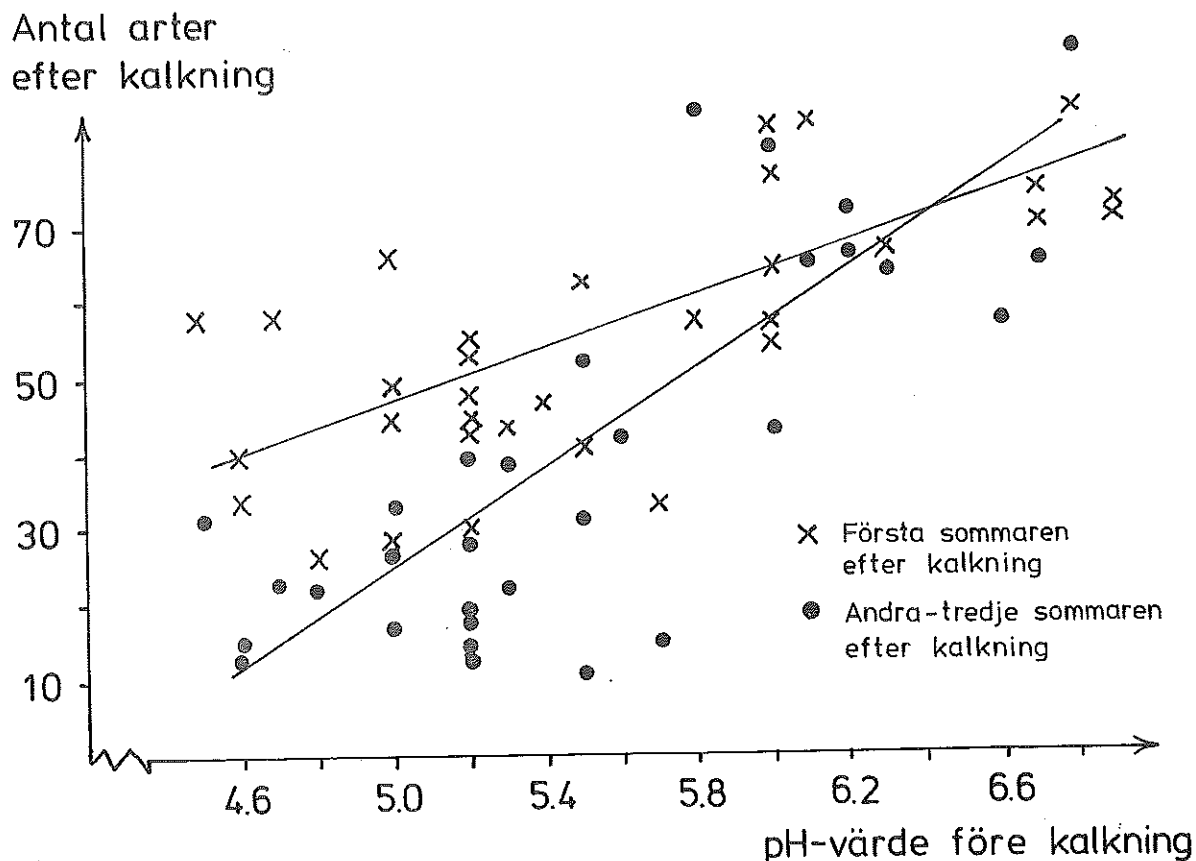
Al (µg/l)	125	150	175	250
Procentuell tillväxthämning	26	40	51	100

Monoraphidium dybowskii som ibland kan hittas i sura vatten är däremot tämligen okänslig för där förekommande aluminiumhalter.

De allra suraste av de nu kalkade sjöarna torde ha varit sura i 15-20 år, vilket ger skäl att tro att många, för normalt pH anpassade arter saknas även i form av sådana vilstadier eller enstaka celler som i andra och mindre sura sjöar kunnat utvecklas vid gynnsamma förhållanden. Som Figur 8 visar, har de extremt sura sjöarna jämförelsevis färre arter även efter kalkning och måste återfå sina ursprungliga fytoplanktonformer via luften. Bestående metalleffekter är också tänkbara orsaker i detta sammanhang eftersom de flesta sjöar direktkalkas, vilket visserligen innebär en utfällning av metallerna men inte förändrar tillförseln av lösta metaller (Al, Cu, Zn, Cd etc) från omgivande marker.

Av allt att döma har sura sjöar som kalkats efterhand erhållit ett för sitt pH normalt växtplankton. Jämförbara analyser från tiden innan försurningen saknas emellertid och det är därför ovisst om vattnen återfår sitt ursprungliga plankton. Sedimentanalyser från Lysevatten nära Stenungsund (kalkad 1974) har visat att de ursprungliga planktiska kiselalgerna ännu ej återvänt 1979 (Renberg och Hellberg 1982). Som nämnts är emellertid kiselalger relativt näringskrävande och tänkbart är att fosfortillgången varit otillräcklig. Sålunda uppträdde kiselalgerna Cyclotella comta., Cyclotella sp. och Rhizosolenia longiseta i St. Hårsjön först 1980 då totalfosforhalten steg





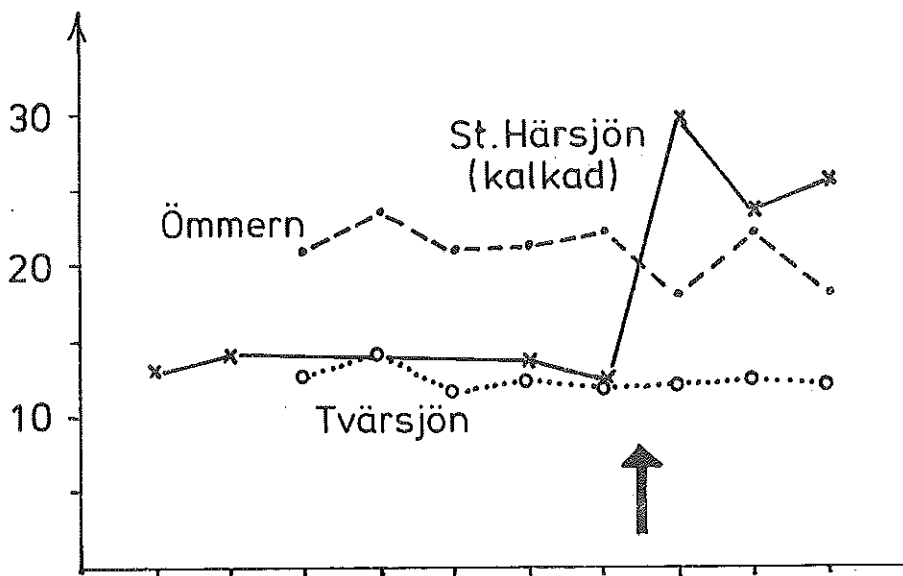
Figur 8. Antal fytoplanktonarter i kalkade sjöar i södra Sverige i förhållande till pH-värdet före kalkning.

från 2 till ca 5  $\mu\text{g/l}$ . En jämförelse mellan denna sjö och närbelägna pH-normala sjöar med liknande omgivningar visar att fytoplanktonens sammansättning numera överensstämmer väl.

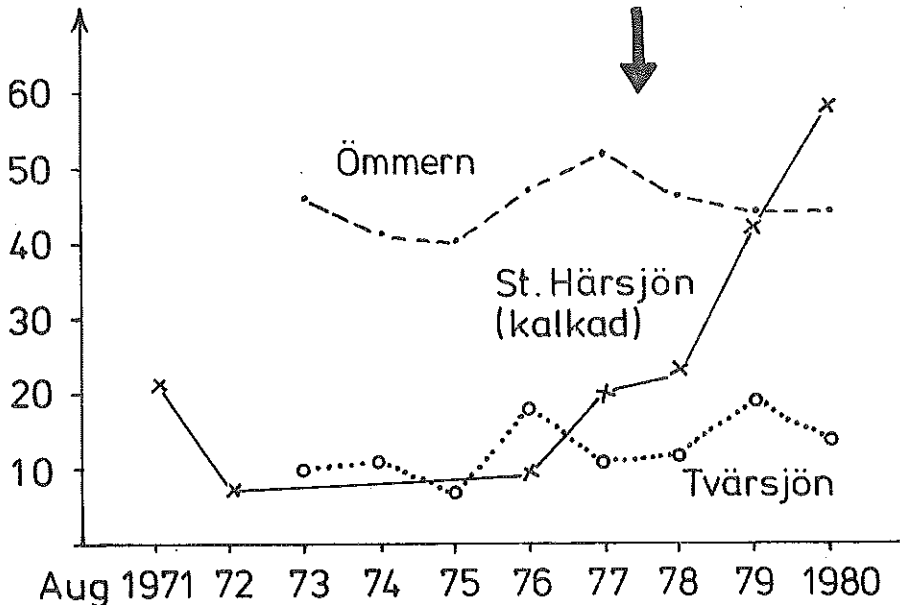
Ännu föreligger inga jämförande resultat från primärproduktionsmätningar i svenska sjöar före och efter kalkning, men hittills gjorda undersökningar tyder på att primärproduktionens storlek ej reduceras av lågt pH-värde i sig självt, utan bestäms av närsalttillgången där fosfor har en central roll (Dillon et al. 1979, Broberg och Persson 1981). Sommarhalter av totalfosfor i sura och pH-normala sjöar förefaller dock inte helt jämförbara i produktionssammanhang. Fosforomsättningshastighet har nämligen en avgörande betydelse för alg tillväxten. De relativt voluminösa dinophycéer som utgör växtplanktonbiomassan i sura sjöar har i jämförelse med chrysomonader och särskilt kiselalger och grönalger långsam delningshastighet och låg fotosyntetisk kapacitet i förhållande till sin biomassa (Hörnström 1979b, Ramberg 1976), sam-

tidigt som de binder upp tillgänglig fosfor under lång tid. En övergång från dessa arter till andra alggrupper med snabbare generationsväxling, som skett i t ex St. Härsjön, kan sålunda, trots ej mätbar ökning av totalfosforhalten (1978-79), förväntas höja primärproduktionens effektivitet i väsentlig grad. Som framgår av Figur 9 har också trofiindex (Hörnström 1979a) och artantal (likaså trofibundet, Figur 10) förändrats avsevärt i St. Härsjön i förhållande till den närbelägna sura Tvärsjön (pH 4.7) och den pH-normala Ömmern.

### Trofiindex

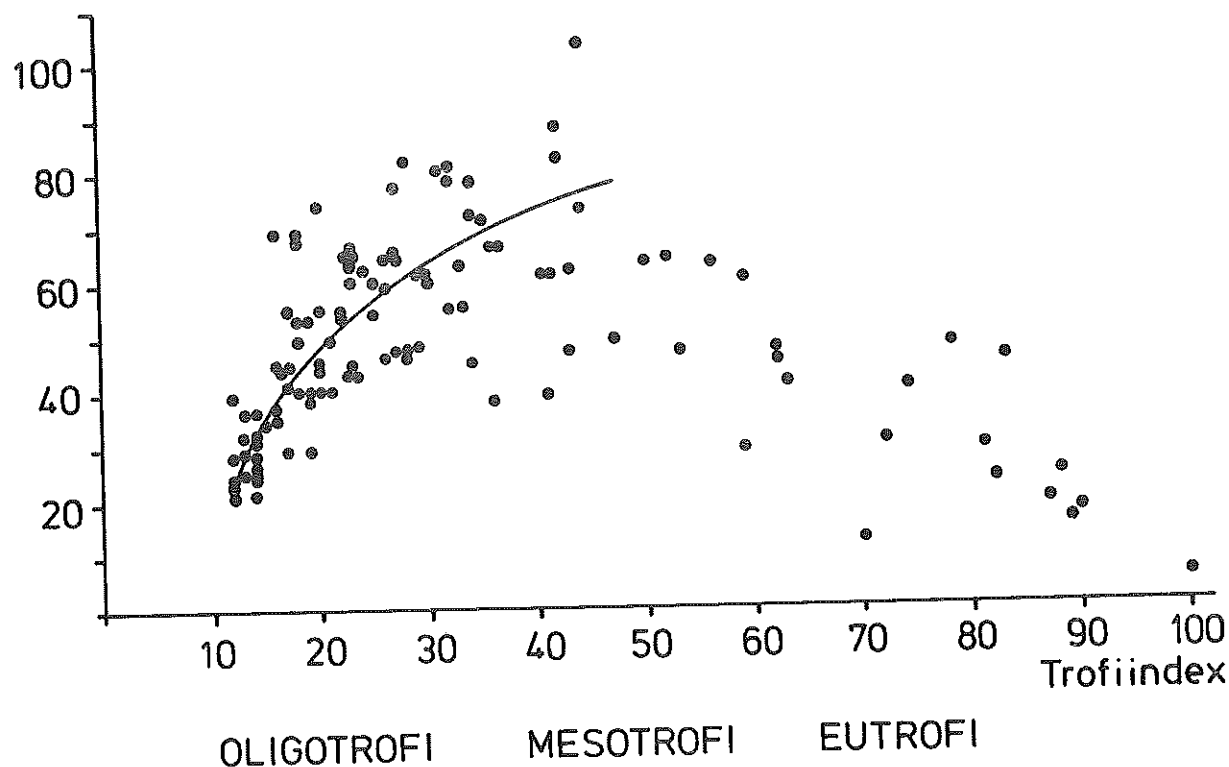


### Antal observerade arter



Figur 9. pH, antal observerade fytoplanktonarter och trofiindex i St Härsjön, Ömmern och Tvärsjön i augusti 1971-80.

## Antal arter



Figur 10. Antal fytoplanktonarter i förhållande till näringsnivå i 114 sydsvenska sjöar.

### Makrofyter

Genom försurningen sker en utarmning av antalet makrofyterarter och kvantitativt sett ökar acidiofila arter på bekostnad av mer krävande arter. Förekomsten av vitmossor (Sphagnum spp.) utgör ett påtagligt inslag i försurade sjöar och deras ökning med avtagande pH är väl dokumenterad (Grahn et al. 1974, Grahn 1977). Vitmossorna kan förekomma såväl i strandzonen som på större djup.

Kortskottsväxter som t ex notblomster (Lobelia dortmanna) och braxengräs (Isoetes lacustris) är vanligtvis rikligt förekommande i klara oligotrofa sjöar. I de försurade sjöarna tycks dessa ofta bli utkonkurrerade och övervuxna av vitmossor (Sphagnum spp.) och påväxtalger (Almer et al. 1978). Flertalet kortskottsväxter torde också påverkas negativt av de lösa organiska bottnar som bildas genom att nedbrytningen och mineraliseringen minskar i försurade sjöar (Grahn et al. 1974).

Långskottsväxter saknas i stort sett helt i mycket sura sjöar. Bland annat eftersom flera av dem, i motsats till mossorna, knappast alls kan utnyttja fri koldioxid som kolkälla (Steemann Nielsen 1946, 1947). Däremot kräver submersa former av amfibiska arter höga halter av koldioxid (Bristow 1969). Den submersa formen av löktåg (Juncus bulbosus) har t ex rapporterats öka i försurade sjöar (Hinneri 1976, Almer et al. 1978)

I de fyra undersökta sjöarna påträffades totalt 29 arter före kalkningarna (Tabell 7). Artrikast var Långsjön med 22 arter medan Trehörningen, som är den mest humösa sjön, endast hade 11. De förekommande arterna var sådana som man vanligtvis finner i näringsfattiga sjöar med låga pH-värden.

I samtliga sjöar utom St. Sirsjön var botten vegetationstäckt till mer än 40 % före kalkningarna. I Långsjön täcktes botten till nästan 70 % av vegetation. Kortskottsväxterna och mossorna var de mest dominerande. De förstnämnda saknades visserligen i Trehörningen men i Långsjön och St. Sirsjön fanns de på mer än 40 % av den vegetationstäckta ytan. Mossorna, främst vitmossorna (Sphagnum spp.), hade den största utbredningen i V. Skälsjön, där nästan 70 % av vegetationsytan utgjordes av mossor. Motsvarande värden i Trehörningen och Långsjön var ca 50 %. Strand-, flyt- och framför allt långskottsväxterna fanns i de flesta sjöarna på en mycket liten del av den vegetationstäckta botten (Tabell 8).

Strandvegetationen var svagt utbildad i alla sjöarna. Större bestånd fanns egentligen endast i vindskyddade vikar och vid in- och utloppen (Figur 11, 12, 13 och 14). På långa sträckor av St. Sirsjön och V. Skälsjöns steniga stränder saknades strandväxterna helt. Vanliga arter, som var beståndsbildande i flertalet sjöar, var flaskstarr (Carex rostrata), dyfräken (Equisetum fluviatile) och bladvass (Phragmites australis).

Av flytbladsväxterna var igelknopp (Sparganium spp.), gul näckros (Nuphar lutea) och vit näckros (Nymphaea alba) vanliga i samtliga sjöar, medan gäddnate (Potamogeton natans), före kalkningarna, endast påträffades i St. Sirsjön (Figur 11, 12, 13 och 14). Näckrosorna förekom ofta tillsammans och bestånden var vanligen glesa. I Trehörningen fanns dock ett mycket tätt bestånd av vit näckros (Nymphaea alba) i sjöns nordvästra del.

Tabell 7. Makrofyternas artsammansättning i de kalkade sjöarna.

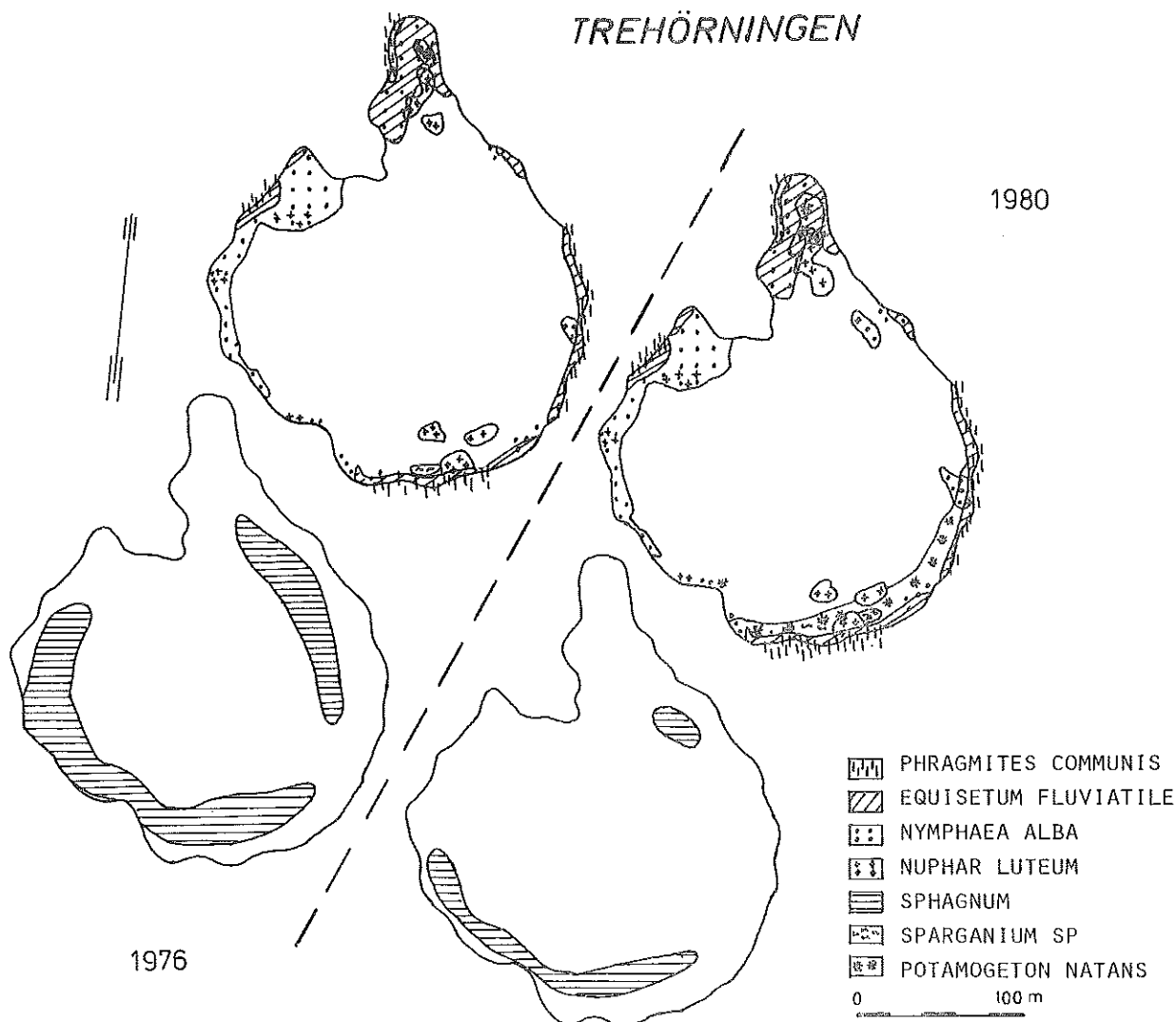
x = oförändrad förekomst före och efter kalkning.  
 + = ökad förekomst efter kalkning.  
 - = minskad förekomst efter kalkning.

	Trehör- ningen	Lång- sjön	St. Sir- sjön	V. Skäl- sjön
Strandväxter				
<u>Carex rostrata</u> (flaskstarr)	x	x	+	x
<u>Carex lasiocarpa</u> (trådstarr)	x	x	+	x
<u>Carex vesicaria</u> (blåsstarr)		x		
<u>Equisetum fluviatile</u> (dyfräken)	x	x	x	x
<u>Phragmites australis</u> (bladvass)	x	x		x
<u>Eliocharis palustris</u> (knappsäv)		x		
<u>Menyanthes trifoliata</u> (vattenklöver)	x		x	x
<u>Typha latifolia</u> (kaveldun)		x		
<u>Lytrum salicaria</u> (fackelblomster)		x		
<u>Lysimachia thyrsiflora</u> (topplösa)		x	x	x
Flytbladsväxter				
<u>Glyceria fluitans</u> (mannagräs)		x		
<u>Potamogeton natans</u> (gäddnate)	+	+	x	
<u>Nymphaea alba</u> (coll.) (vit näckros)	+	x	x	x
<u>Nuphar lutea</u> (gul näckros)	+	x	x	x
<u>Sparganium</u> spp. (igelknopp)	+	+	x	x
Längskottsväxter				
<u>Myriophyllum alterniflorum</u> (hårslinga)		+	x	
<u>Juncus bulbosus</u> (löktåg)		x	-	x
<u>Utricularia vulgaris</u> (dybläddra)	+		x	
Kortskottsväxter				
<u>Lobelia dortmanna</u> (notblomster)		x	x	x
<u>Isoetes lacustris</u> (braxengräs)		x	x	x
<u>Littorella uniflora</u> (strandpryl)		x	x	x
<u>Ranunculus flammula</u> (ältranunkel)		x		
Mossor				
<u>Drepanocladus trichophyllus</u>		x		(+)
<u>Drepanocladus</u> sp.	x		x	x
<u>Fontinalis antipyretica</u>		x		x
<u>Fontinalis dalecarlica</u>		x		
<u>Sphagnum subsecundum</u> (coll.)	-	-	-	-
<u>Cladopodiella fluitans</u>				x
<u>Scapania undulata</u>				x

Tabell 8. Makrofyternas utbredningsytor före och efter kalkning. Ytorna är angivna i hektar.

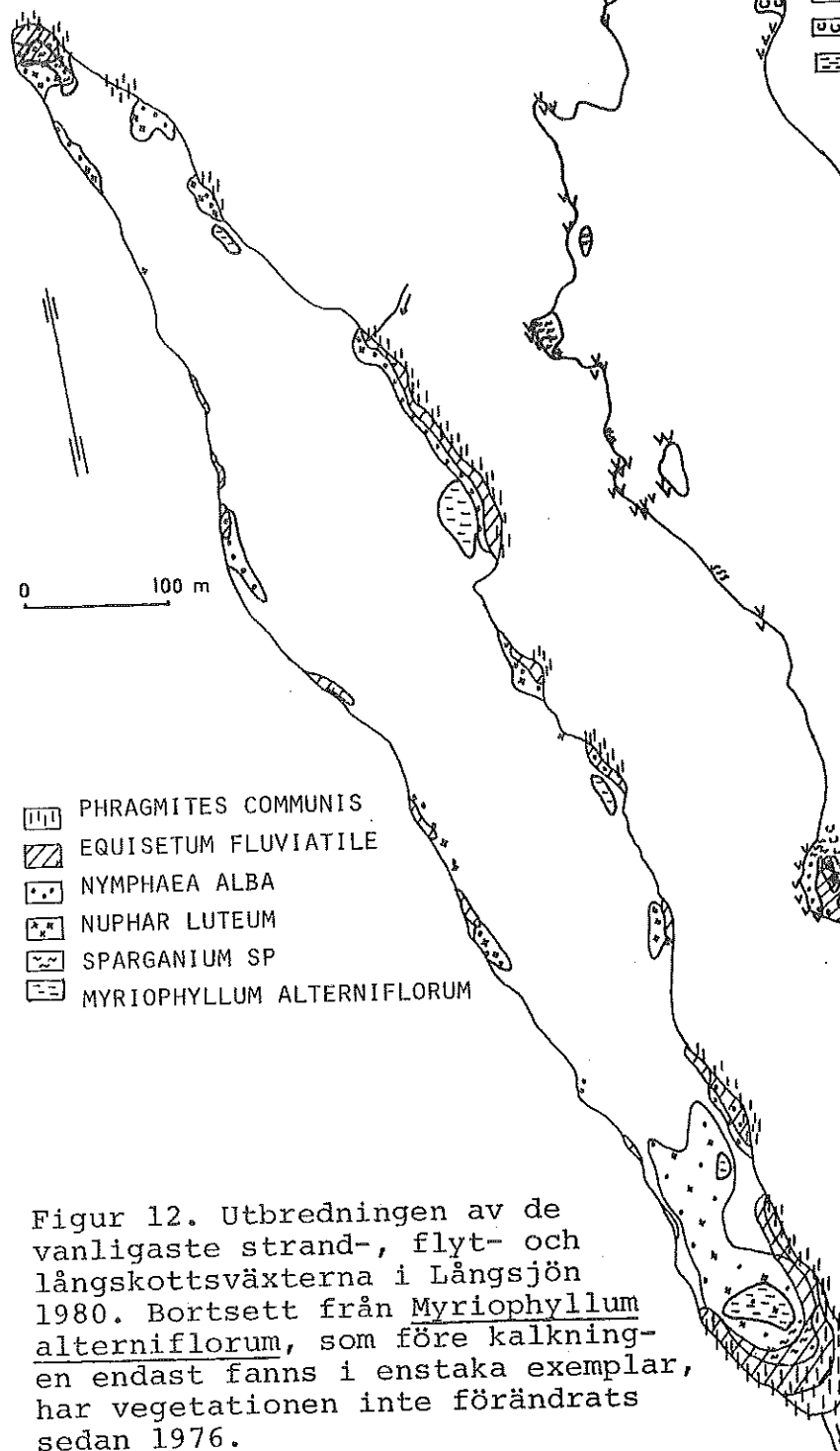
	Trehörningen		Långsjön		St. Sirsjön		V. Skälsjön	
	1976	-80	1976	-80	1977	-80	1976	-80
Sjöyta	3.4		10.2		24		40	
Vegetationsyta	1.7	1.4	6.9	6.9	5.4	5.1	17.4	9.3
Strandväxter	0.4	0.4	1.2	1.2	0.8	0.8	1.6	1.6
Flytbladsväxter	0.5	0.8	1.3	1.3	1.0	1.0	0.5	0.5
Långskottsväxter	0	0	0.1	0.2	0.7	0.5	0	0
Kortskottsväxter	0	0	3.7	3.7	2.5	2.5	4.2	4.2
Mossor totalt	0.8	0.3	3.1	3.1 <sup>x)</sup>	1.2	0.8	11.9	4.0
Vitmossor	0.8	0.3	2.0	2.0 <sup>x)</sup>	1.2	0.8	11.9	2.6







x) Glesa och fläckvisa bestånd av vitmossa (*Sphagnum* spp.).



Figur 11. Makrofyternas utbredning i Trehörningen 1976 och 1980.









LÅNGSJÖN



-  PHRAGMITES COMMUNIS
-  EQUISETUM FLUVIATILE
-  NYMPHAEA ALBA
-  NUPHAR LUTEUM
-  SPARGANIUM SP
-  MYRIOPHYLLUM ALTERNIFLORUM

Figur 12. Utbredningen av de vanligaste strand-, flyt- och långskottsväxterna i Långsjön 1980. Bortsett från Myriophyllum alterniflorum, som före kalkningen endast fanns i enstaka exemplar, har vegetationen inte förändrats sedan 1976.

ST. SIRSJÖN

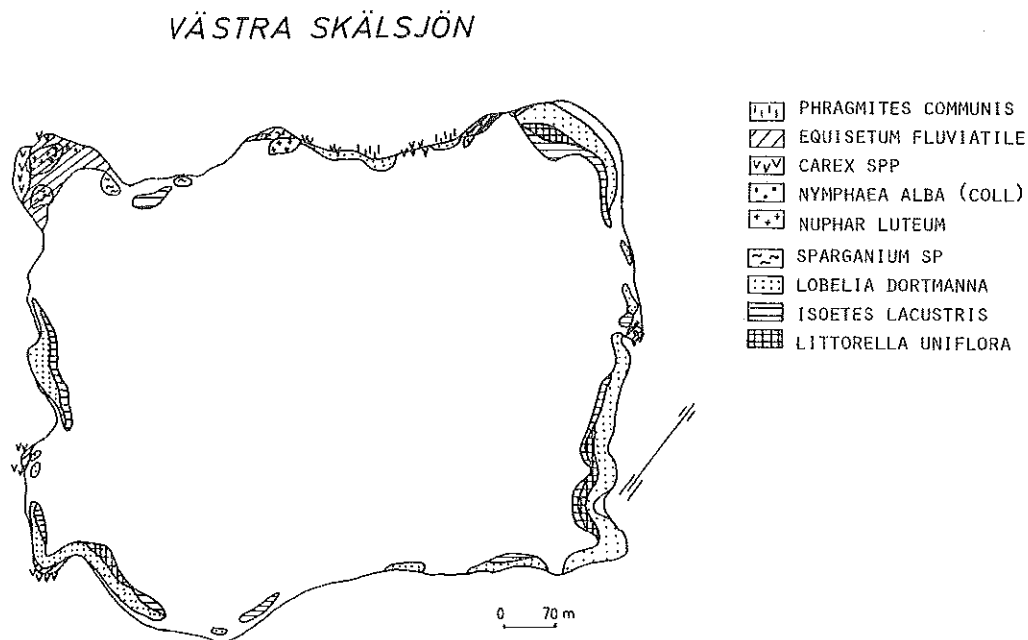
-  CAREX SPP
-  EQUISEFUM FLUVIATILE
-  NUPHAR LUTEUM
-  NYMPHAEA ALBA
-  POTAMOGETON NATANS
-  SPARGANIUM SP
-  JUNCUS BULBOSUS
-  MYRIOPHYLLUM ALTERNIFLORUM

100 M

Figur 13. Utbredningen av de vanligaste strand-, flyt- och långskottsväxterna i St Sirsjön 1977. Bortsett från Juncus bulbosus, som har minskat något, hade arterna samma utbredning 1980.

Av långskottsväxter påträffades i Långsjön några få individer av hårslinga (Myriophyllum alterniflorum). För övrigt fanns arten enbart i ett mindre bestånd i St. Sirsjöns västra del.

Dybläddra (Utricularia vulgaris) och löktåg (Juncus bulbosus) brukar vara vanliga i sura sjöar. Den förstnämnda påträffades dock endast i St. Sirsjön där den förekom i spridda exemplar i djupområdet 0.5-5 m. Löktåg (Juncus bulbosus) var däremot vanlig före kalkning i samtliga sjöar utom i Trehörningen där den saknades. I St. Sirsjön förekom den rikligt i alla större vikar men påträffades också i enstaka exemplar tillsammans med andra arter.

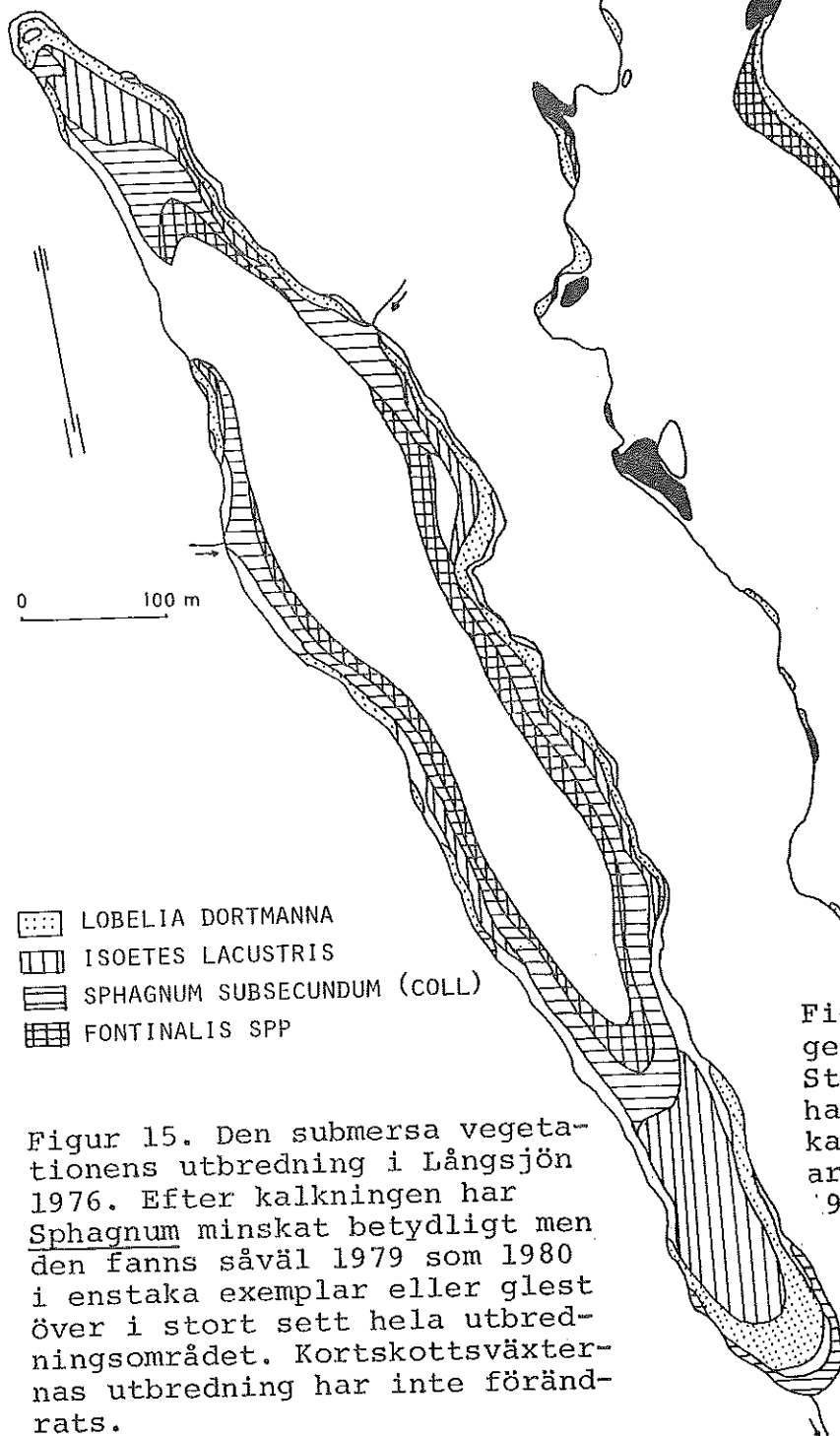






Figur 14. Kärlväxternas utbredning i V Skälsjön 1977. Inga förändringar har skett fram till 1980.

I samtliga sjöar utom Trehörningen var kortskottsvegetationen kraftigt utvecklad med täta och frodiga bestånd (Figur 14, 15 och 16). Notblomster (Lobelia dortmanna) fanns i djupområdet 0.5-1 m och braxengräs (Isoetes lacustris) från ca 1 m ut till drygt 3 m djup. I zonen mellan dessa båda arter förekom ofta strandpryl (Littorella uniflora) och i St. Sirsjön, där den var mycket rikligt förekommande, fanns den i rena bestånd ut till ca 3 m djup.







LÅNGSJÖN



-  LOBELIA DORTMANNA
-  ISOETES LACUSTRIS
-  SPHAGNUM SUBSECUNDUM (COLL)
-  FONTINALIS SPP

Figur 15. Den submersa vegetationens utbredning i Långsjön 1976. Efter kalkningen har Sphagnum minskat betydligt men den fanns såväl 1979 som 1980 i enstaka exemplar eller glest över i stort sett hela utbredningsområdet. Kortsrottsväxternas utbredning har inte förändrats.

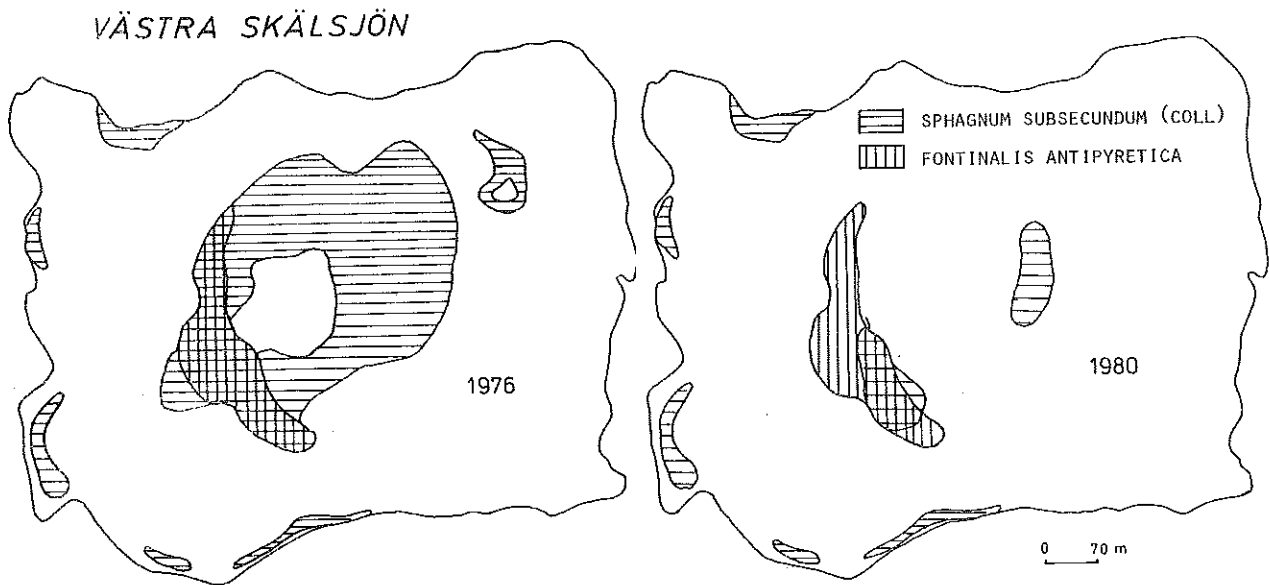
ST. SIRSJÖN

-  LOBELIA DORTMANNA
-  ISOETES LACUSTRIS
-  LITTORELLA UNIFLORA
-  SPHAGNUM SUBSECUNDUM (COLL)

100 M

Figur 16. Den submersa vegetationens utbredning i St. Sirsjön 1977. Sphagnum har minskat betydligt efter kalkningarna medan övriga arter hade samma utbredning 1977 som 1980.

Mossvegetationen dominerades i samtliga sjöar före kalkningarna av vitmossa (Sphagnum subsecundum (coll.)). Övriga arter var mer sparsamt förekommande bortsett från Fontinalis dalecarlica, som i Långsjön fanns i rena bestånd i djupområdet 3.5-5.5 m, och Fontinalis antipyretica, som fanns över större områden i Långsjön och i V. Skälsjön (Figur 15 och 17).



Figur 17. Utbredningen av Sphagnum subsecundum och Fontinalis antipyretica i V Skälsjön 1976 och 1980.

Vitmossan (Sphagnum subsecundum (coll.)) var vanlig i strandzonen där den ofta förekom tillsammans med strandväxter som t ex flaskstarr (Carex rostrata) och bladvass (Phragmites australis). I alla sjöarna utom St. Sirsjön fanns den också på djupare områden. I Trehörningen och Långsjön fanns den i rena bestånd på 1.5 till drygt 3 m djup och i V. Skälsjön dominerade den djupområdet 9-16 m.

Strandvegetationen har förändrats mycket lite efter kalkningarna (Figur 11, 12, 13 och 14). Bestånden av vanliga arter som flaskstarr (Carex rostrata), dyfräken (Equisetum fluviatile) och bladvass (Phragmites australis) har samma avgränsningar som tidigare. Däremot tycks bestånden av starr (Carex spp.) ha blivit något kraftigare i kalkade delar av den inre strandzonen,

vilket troligen beror på att det där blivit en ökad omsättning av närsalter. Liknande iakttagelser har gjorts i kalkade kärr och andra fuktiga områden (Eriksson 1979, 1981).

I flertalet sjöar har flytbladsväxterna i stort sett samma avgränsningar som före kalkningarna (Figur 12, 13 och 14). Endast i Trehörningen har en viss ökning av gul näckros (Nuphar lutea) och vit näckros (Nymphaea alba) kunnat konstateras (Figur 11) efter kalkningarna. I samma sjö samt i Långsjön har dessutom igelknopparna (Sparganium spp.) ökat något. Dessa fanns endast som små vegetativa individer vid karteringen 1976 men såväl 1979 som 1980 fanns mindre bestånd av dem i båda sjöarna. Förändringarna torde dock ligga inom ramen för de naturliga variationerna. Förekomsten av igelknopp (Sparganium sp.) har nämligen visat sig kunna variera ganska mycket under en flerårsperiod (Eriksson et al. 1974).

I Trehörningen och Långsjön har gäddnate (Potamogeton natans) tillkommit efter kalkning och i Trehörningen har den under den senaste vegetationsperioden ökat sin utbredning betydligt (Figur 11). Arten kan ha funnits i sjöarna tidigare eller också har den spridits till sjöarna genom sjöfåglar från t ex en nedströms liggande sjö där den förekommer rikligt. Frönas grobarhet bevaras under flera år i sedimentet (Hutchinson 1975) och kalkningen kan ha förändrat förhållandena så att fröna har börjat gro. Denna art förekommer sällan i sura sjöar men är mycket vanlig i sjöar med pH 6-8 (Iversen 1929), varför resultaten antyder att livsbetingelserna för arten har förbättrats genom kalkningen.

Bland långskottsväxterna är den submersa formen av löktåg (Juncus bulbosus) vanligt förekommande i sura sjöar (Hinneri 1976, Almer et al. 1978). Efter kalkningarna minskade denna art märkbart i St. Sirsjön där pH gick upp till ca 7.

Hårslingan (Myriophyllum alterniflorum) förekom före kalkningen i några enstaka exemplar i Långsjön. Direkt efter pH-förhöjningen ökade den ganska kraftigt och bestånden var lika stora i augusti 1980 (Figur 12). Artens ökning kan kanske tillskrivas en höjning av pH-värdet. Naturligt kan den dock variera ganska mycket

(Macan 1977), men den är sällsynt i sjöar med mycket låga pH-värden (Iversen 1929) och vanligtvis finns arten inte i så kraftiga bestånd i sjöar med pH under 5.5.

Utbredningen av kortskottsväxterna har inte ändrats efter kalkningarna men bestånden av notblomster (Lobelia dortmanna), strandpryl (Littorella uniflora) och braxengräs (Isoetes lacustris) verkar fräscha och arterna har nog snarare gynnats än missgynnats av den höjning av pH-värdet som skett. En ökad nedbrytning av det organiska materialet på de grunda bottenarna och en minskad konkurrens från vitmossorna (Sphagnum spp.), vilka är känsliga för kalk, torde verka i gynnsam riktning för kortskottsvegetationen.

Efter kalkningarna har vitmossorna (Sphagnum spp.) minskat märkbart i alla sjöarna, såväl på djupområdena som i strandzonen. Under hösten 1976 kalkades djupområdet i V. Skälsjön med osläckt kalk varvid en del kalk sedimenterade till botten. Konsekvenserna av detta blev bl a att vitmossorna (Sphagnum spp.) slogs ut över hela området. Strandzonskalkningarna med kalkstensmjöl gav också effekter på vitmossorna (Sphagnum spp.). Vanligtvis dog de när de kom i direkt kontakt med kalken. Liknande iakttagelser har också gjorts i sjöar på västkusten (Hultberg och Andersson 1981).

Enbart en höjning av pH-värdet inverkar också menligt på vitmossorna (Sphagnum spp.). Bestånden glesnar oftast och i Trehörningen (Figur 11) har de försvunnit från vissa delar av utbredningsområdet. Tillväxten tycks minska betydligt i jämförelse med under sura förhållanden, vilket också belagts i en kalkad sjö på västkusten, där tillväxten minskade med 90 % (Grahn muntl. medd.).

I V. Skälsjön, där pH legat på ca 6 efter kalkningarna, har vitmossorna (Sphagnum spp.) börjat komma tillbaka på djupområdet. Två mycket glesa bestånd påträffades i augusti 1980 (Figur 17). Möjligen kan mossorna ha återkoloniserat, men de kan också ha överlevt och fört en tynande tillvaro på dessa områden tills pH-värdet sjunkit något och förhållandena åter blivit mer gynnsamma för dem.

Övriga mossor som påträffats t ex näckmossorna (Fontinalis spp.) har inte visat sig vara känsliga för kalkningarna. De har i stort sett samma utbredning och täthet som tidigare. I V. Skälsjön har Drepanocladus trichophyllus klarat kalkningarna och arten fanns 1979 och 1980 mycket glest över hela det tidigare vitmossdominerade området. Troligen har den till viss del dominerat detta område innan vitmossorna (Sphagnum spp.) tog över. 1976 hittades också rester av kraftiga bestånd av D. trichophyllus på några ställen under vitmossbestånden. Det är däremot inte sagt att sjön ännu har fått tillbaka den vegetation av mossor och kärlväxter som fanns innan försurningen. Som exempel på detta kan nämnas, att på 5-8 m djup hittades rester av ett troligen ganska utbredd bestånd av Scorpidium scorpioides. Denna mossa förekommer i sjöar med ett pH över 6 (Iversen 1929, Sörensen 1948). V. Skälsjön hade 1943 ett pH på 6.3 (Brundin 1949) och B. scorpioides torde alltså ha funnits i sjön på 1940-talet, men har ej påträffats efter kalkningarna. Fynd av döda bestånd av denna mossart har för övrigt gjorts i flera sjöar med pH strax under 6 (Eriksson opubl.).

### Djurplankton

Djurplanktonfaunan i försurade vatten är vanligtvis mycket artfattig (Almer et al. 1978). Särskilt påfallande är detta i sura klarvattensjöar, medan de humusrikare och sura vattnen oftast hyser ett något större antal arter (Hobaek och Raddum 1980). Mest uttalad är artminskningen bland cladocererna, medan rotatorier och copepoder tycks drabbas i mindre utsträckning vid en försurning (op.cit.).

Orsakerna till de observerade artförändringarna kan säkert vara olika i olika vattenoch är ännu ofullständigt klarlagda. Praktiskt taget samtliga i skogssjöar vanliga cladocerarter förekommer nämligen i bland även i vatten med mycket låga pH-värden. Sålunda har Bosmina spp., Diaphanosoma brachyurum, Holopedium gibberum och Ceriodaphnia quadrangula påträffats i stort antal i sjöar med pH 4.0-4.6 (Nyberg opubl.). Vidare utgjorde Daphnia cristata en viktig del av abborrhödan i sjön Vitalampa vid pH

4.7-5.2 (Nyberg 1976). Mycket talar därför för att den höga vätejonkoncentrationen i sig sällan har avgörande betydelse för den observerade artreduktionen.

Alibone och Fair (1981) har visat att respirationen hos Daphnia magna påverkas av hög CO<sub>2</sub>-koncentration i vattnet. Man har också konstaterat att kalciumupptagningen vid skalbildningen hämmas vid låga pH-värden hos en amerikansk kräftart (Müller 1980). Andra tänkbara orsaker till artminskningen är förgiftning p g a förhöjda halter av metaller i sura vatten (jfr sid 76).

I fisktomma sjöar, och vatten med glesa fiskbestånd, ökar vanligtvis mängden predatoriska evertebrater, vilket i hög grad kan påverka zooplanktonsamhällets sammansättning (Eriksson et al. 1980). Slutligen är det troligt att den förändrade artsammansättningen bland fytoplankton (Almer et al. 1978) samt den förmodligen minskade mängden bakterier (Scheider och Dillon 1976) i sura vatten, resulterar i en försämrad näringstillgång, i första hand för filtrerande zooplanktonarter, t ex samtliga ovannämnda cladocerer.

### Rotatoria

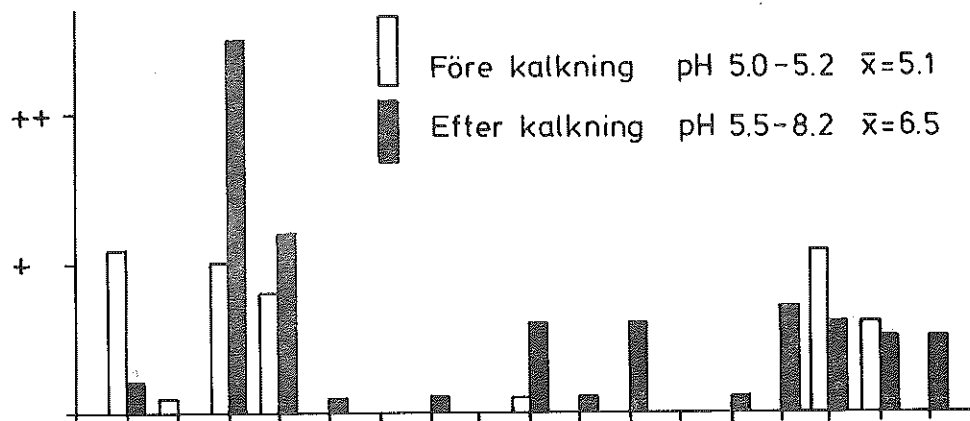
Endast i några fall har intensivare studier av kalkningens effekter på planktiska rotatorier utförts (Henrikson et al. 1981, Hultberg och Andersson 1981). Provtagning vid enstaka tillfällen före och efter kalkning har dock utförts i ett flertal sjöar (Ekström opubl.).

Resultaten i Figur 18 baserar sig på sammanlagt 8 provtagningstillfällen före och 25 tillfällen efter kalkningarna i sjöarna i Bohuslän och en provtagning per sjö före resp ett år efter åtgärderna i Värmlandssjöarna. I de sju Bohussjöarna påträffades totalt 7 rotatoriearter före kalkningarna och under 1-6 år efter desamma har sammanlagt 13 arter påträffats (Figur 18a). Under sura förhållanden dominerades rotatoriefauunan i dessa sjöar framför allt av Keratella quadrata, K. cochlearis, Kellicottia longispina och Polyarthra remata. Individtätheten var låg och

förekomsten av samtliga dessa arter kan betecknas som mindre riklig (+). I de värmländska vattnen, som var mindre sura före kalkningarna än tidigare nämnda sjöar, utgjordes övervägande delen av rotatoriefaunan av Kellicottia longispina och Polyarthra vulgaris, vars förekomst kan betecknas som mindre-ganska riklig (Figur 18b). Även om vissa artförändringar föreligger mellan de

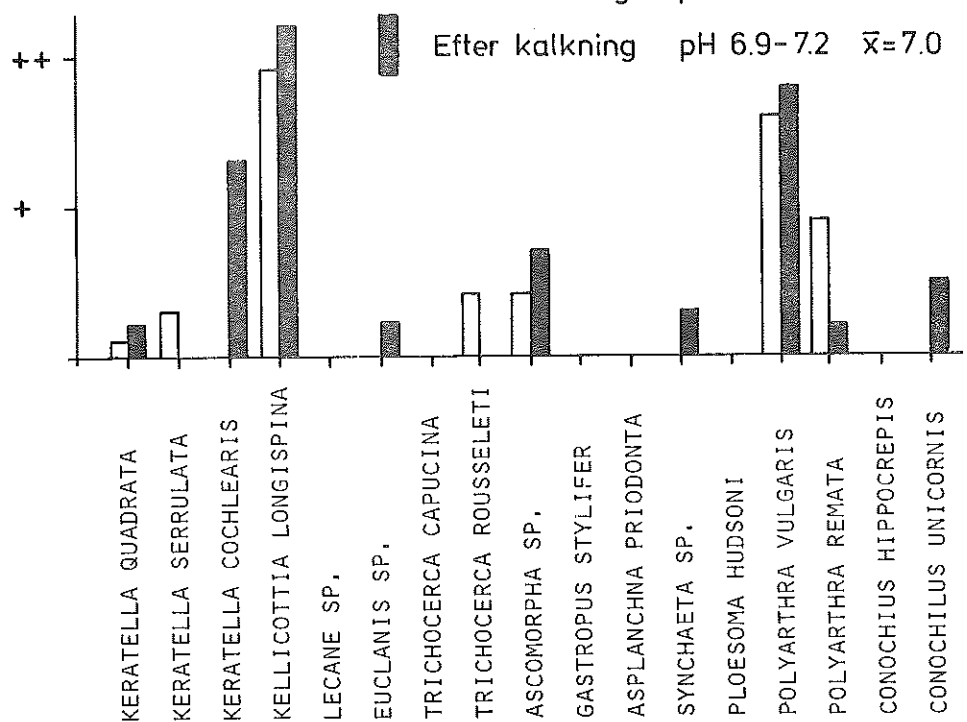
a.

Förekomst



b.

Förekomst



Figur 18. Förekomsten av planktiska rotatorier före och efter kalkning av sju sjöar i norra Bohuslän (a) och sex sjöar i Värmland (b).

två åren, så var här det totala antalet påträffade arter det-samma (8) även efter pH-förhöjningen. Flertalet påträffade arter och särskilt de dominerande är allmänt förekommande i oligotrofa vatten och kan betecknas som indifferentare vad gäller krav på miljö och vattenkvalitet (Pejler 1957).

Efter kalkningarna dominerade i stort sett samma arter som under sura förhållanden (Figur 18a, b). Förekomsten av flertalet vanliga arter hade dock ökat markant, och speciellt gällde detta Keratella cochlearis och Kellicottia longispina samt Polyarthra vulgaris i Värmlandssjöarna. Även i Stensjön (Henriksson et al. 1981) massutvecklades K. cochlearis och Polyarthra spp. och individtätheten ökade där med i stort sett tre tiopotenser under sommaren efter kalkning.

En annan art som, med undantag för i Värmlandssjöarna, tycks öka påtagligt efter kalkning är Asplanchna priodonta (Figur 18a). I den tidigare nämnda Stensjön ökade arten från mycket låga tätheter till flera tusen individer/m<sup>2</sup> (Henriksson et al. 1981). Hultberg och Andersson (1981) uppger också att A. priodonta var dominerande art i samtliga fyra kalkade sjöar under den andra säsongen efter pH-förhöjningen.

Även om det redovisade dataunderlaget är otillfredsställande både vad gäller provtagningsmetodik och intensitet, bör vissa slutsatser kunna dras av resultaten.

De observerade förändringarna beror sannolikt i mycket liten grad direkt på den minskade vätejonkoncentrationen. Huvudorsaken synes i stället vara ett ökat näringsutbud för rotatorierna. Enligt Pourriot (1977) är t ex Keratella cochlearis och Conochilus unicornis-hippocrepis filtrerande arter och livnär sig av detritus och bakterier. Scheider och Dillon (1976) fann också ökade mängder heterotrofa bakterier i vattnet efter kalkning. Traaen (1980) fann emellertid inte några skillnader i mängden planktiska bakterier i sura resp icke sura sjöar. Indirekt talar dock den observerade utvecklingen av ciliater (Hultberg och Andersson 1981) samt den sannolikt ökade mobiliseringen av fosfor, vilket avspeglas i växtplanktonsamhällets förändring, för att mängden planktiska bakterier verkligen ökar efter kalkning.



Kellicottia longispina och Polyarthra spp. lever i första hand av crypto- och chrysomonader (Pourriot 1977), varför dessa arters ökning efter kalkning troligen beror på utvecklingen av nämnda alggrupper efter pH-förhöjningen.

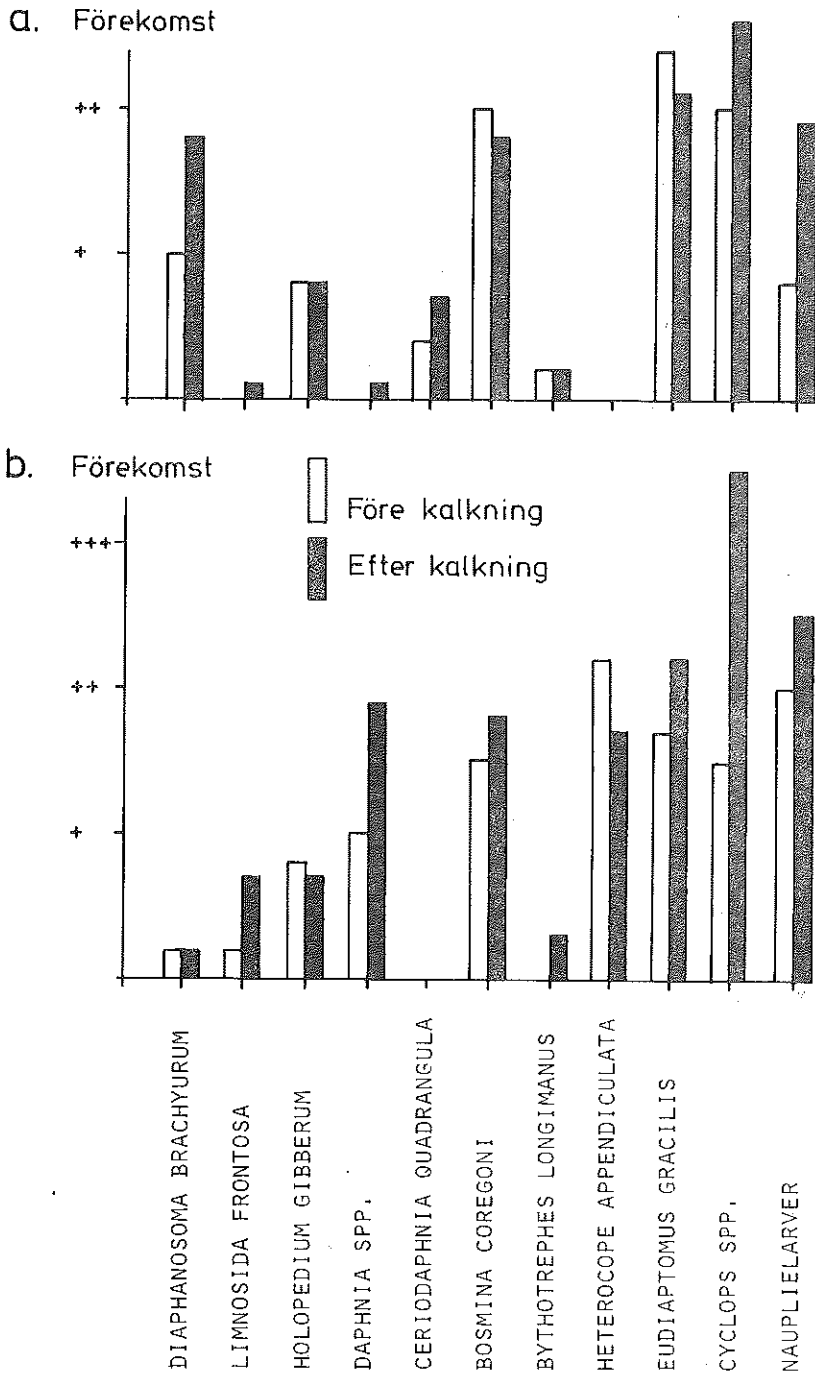
Den stora tillgången av framför allt Keratella cochlearis och Polyarthra torde vara den främsta orsaken till ökningen av Asplanchna priodonta. Enligt Guiset (1977) och Pourriot (1977) föredrar nämligen arten små rotatorier såsom ovan nämnda, samt större växtplanktonformer.

### Crustacea

Förekomsten av olika arter av planktiska crustaceer före resp efter kalkning i de tidigare nämnda Bohus- och Värmlandssjöarna framgår av Figur 19. Dataunderlaget lider av samma brister som rotatoriematerialet, men resultaten kan ändå tillåta vissa slutsatser.

Före kalkningarna dominerades planktonfaunan av copepoder och Bosmina coregoni. Efter pH-förhöjningen påträffas tre nya arter (Limnosida frontosa, Daphnia hyalina och D. longispina) i vatten i Bohuslän och två (Bythotrephes longimanus och Daphnia cristata) i Värmlandssjöarna. Förekomsten av dessa arter var emellertid mycket ringa. Om man undantar Bosmina coregoni och Eudiaptomus gracilis i förstnämnda sjöar samt Heterocope appendiculata i sistnämnda, synes förekomsten av samtliga arter att ha ökat efter kalkning. Mest uttalad var ökningen av Diaphanosoma brachyurum och nauplier i Bohuslän samt av Daphnia spp. och Cyclops spp. i Värmland (Figur 19).

I St. Härsjön, som kalkades under hösten 1977, påträffades 7 resp 5 crustaceearter vid provtagningar 1971 resp 1976 och på våren och sensommaren 1980 var antalet arter 8 resp 9 (Tabell 9). Tillkommande och betydelsefulla arter var i första hand Daphnia cristata och Ceriodaphnia quadrangula. I likhet med i de tidigare omtalade sjöarna ökar Cyclops sp. påtagligt medan Eudiaptomus gracilis, som dominerade planktonfaunan före kalkningarna, förekom i mycket små mängder 1980. Bortsett från ovannämnda art och Bythotrephes longimanus, vars minskning sannolikt beror på ökad



Figur 19. Förekomsten av planktiska crustacéer före och efter kalkning av sju sjöar i norra Bohuslän (a) och sex sjöar i Värmland (b).

predation från en växande abborrpopulation, är förekomsten av Leptodora kindti och nauplielarver i stort sett oförändrad efter kalkningen.

Förekomsten av samtliga övriga påträffade arter har emellertid ökat och i flera fall markant. Hultberg och Andersson (1981)

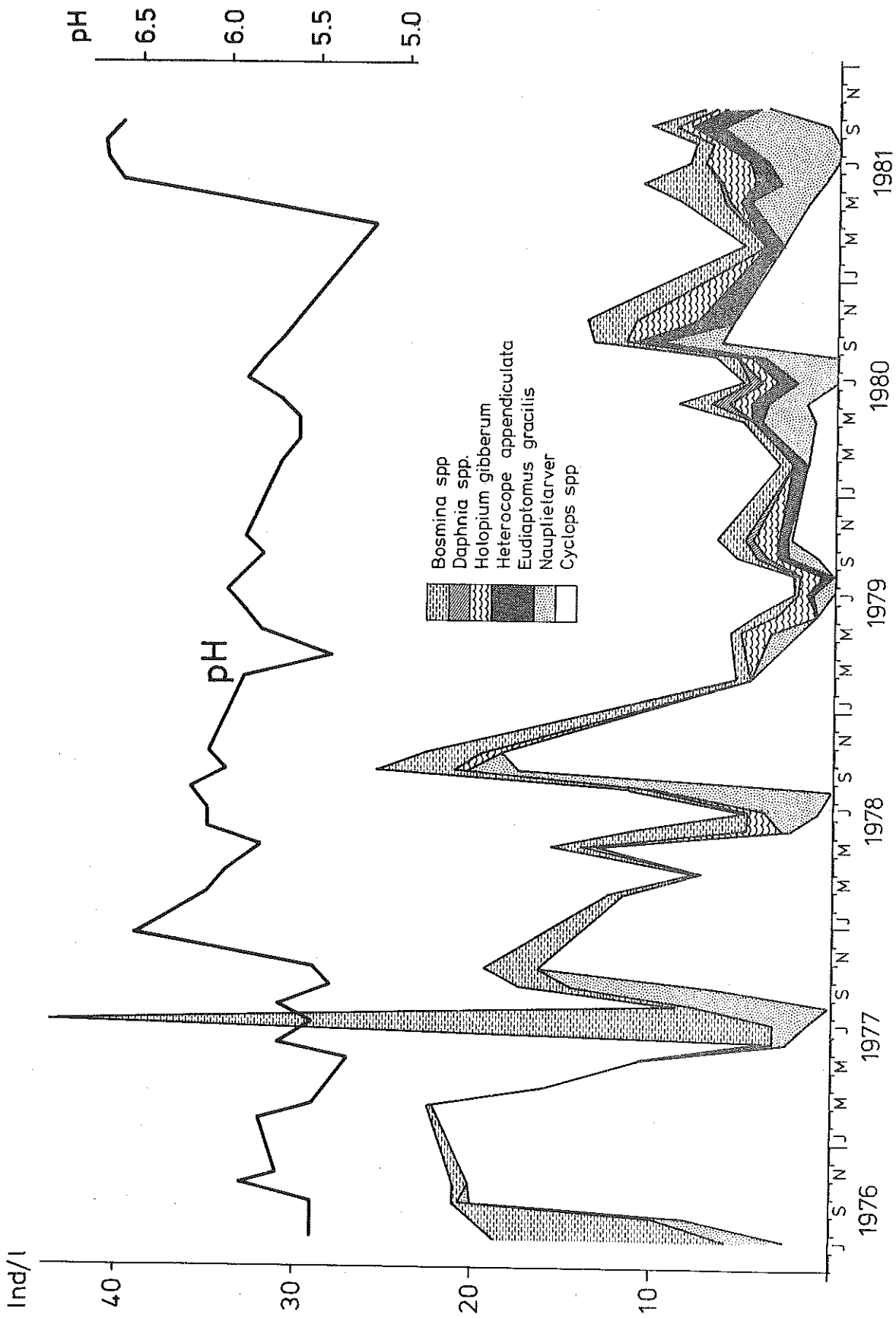
fann liknande förändringar, dvs en ökning av antalet cladocerarter samt ökade biomassor, efter kalkning av fyra sjöar i Bohuslän och Värmland. Scheider och Dillon (1976) uppger dock att biomassan av zooplankton minskade efter kalkning med släckt kalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) och anser att den snabba pH-förhöjningen var den troliga orsaken till detta.

Tabell 9. Sammansättningen av kräftdjursplankton i St. Härsjön (Ekström opubl.).

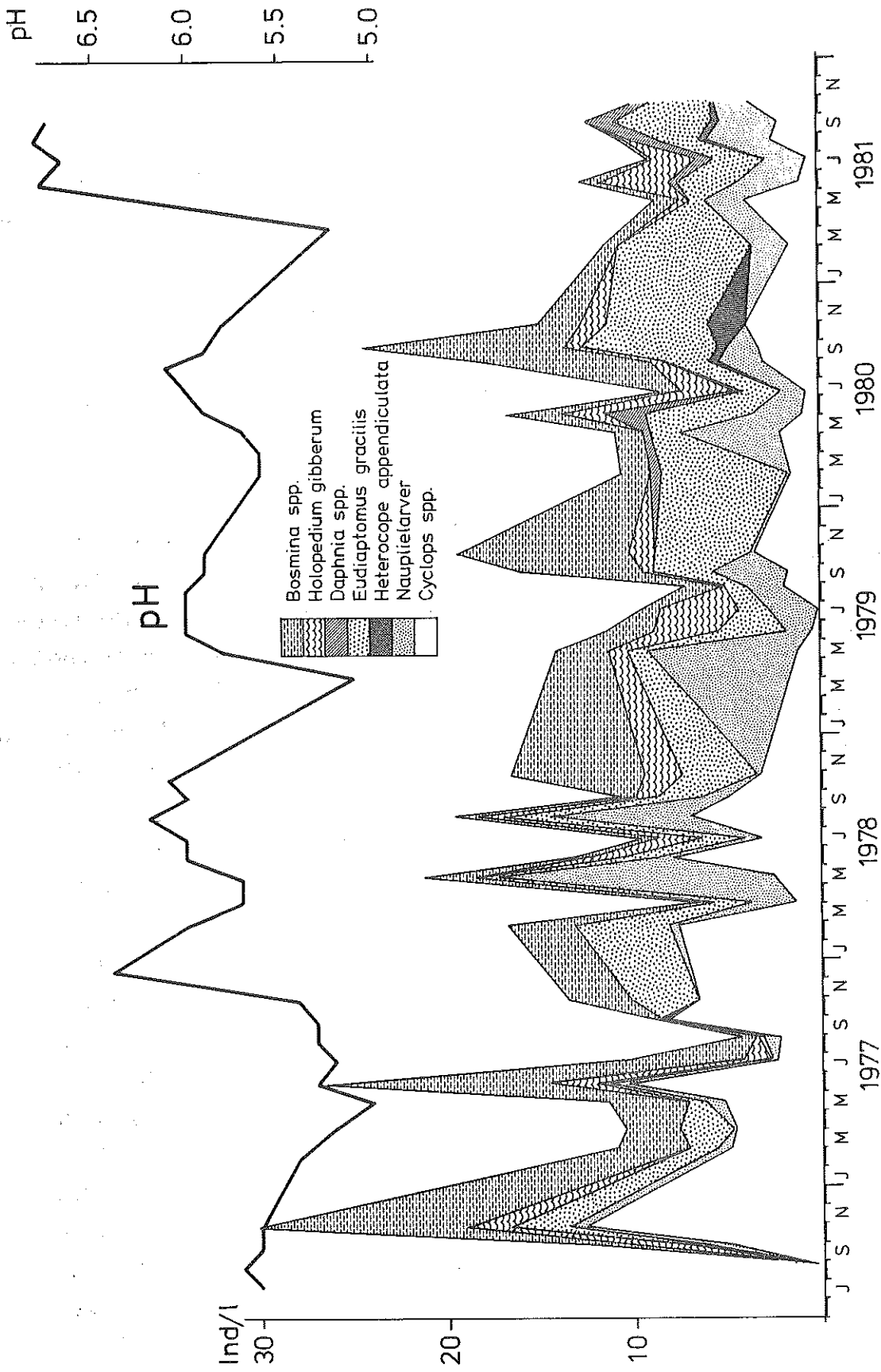
Art	Aug-sep 1971 pH 4.9	Aug 1976 pH 4.9	Maj 1980 pH 6.9	Sep 1980 pH 7.1
<u>Diaphanosoma brachyurum</u>	r			+
<u>Holopedium gibberum</u>	++		+	+++
<u>Daphnia cristata</u>			++	++
<u>Daphnia longispina</u>			+	
<u>Ceriodaphnia quadrangula</u>			+++	++++
<u>Bosmina coregoni</u>	++	+++	+++	+++
<u>Polyphemus pediculus</u>				+
<u>Bythotrephes longimanus</u>	+++	+		
<u>Leptodora kindti</u>	+	+		+
<u>Eudiaptomus gracilis</u>	+++	+++	+	
<u>Cyclops sp.</u>			++++	+++
Nauplielarver	++	+	+	++

Den planktiska kräftdjursfaunan i V. Skälsjön utgjordes 1976-77 uteslutande av Bosmina spp. och Cyclops spp. i olika stadier (Figur 20), trots att sjön tillförts små mängder släckt resp osläckt kalk under höstarna 1975 och 1976. Efter en större kalkningsinsats 1977 började Holopedium gibberum att uppträda under 1978, Daphnia longispina, D. cristata och Eudiaptomus gracilis under 1979 samt Heterocope appendiculata under 1980. (Det sistnämnda framgår dock ej av Figur 20, där D. longispina och D. cristata resp de calanoida copepoderna sammanslagits av rittekniska skäl.) I den nedanför liggande och likaledes 1977 kalkade Ö. Skälsjön var artförändringarna mindre uttalade (Figur 21). Denna sjö var också mindre sur före kalkningarna än den tidigare nämnda. Daphnia longispina och D. cristata började dock uppträda under 1979.

I motsats till tidigare redovisade resultat föreföll antalet planktiska kräftdjur här att vara oförändrat eller t o m minska



Figur 20. Individtätheten av planktiska crustacéer i V Skålsjön 1976-81.

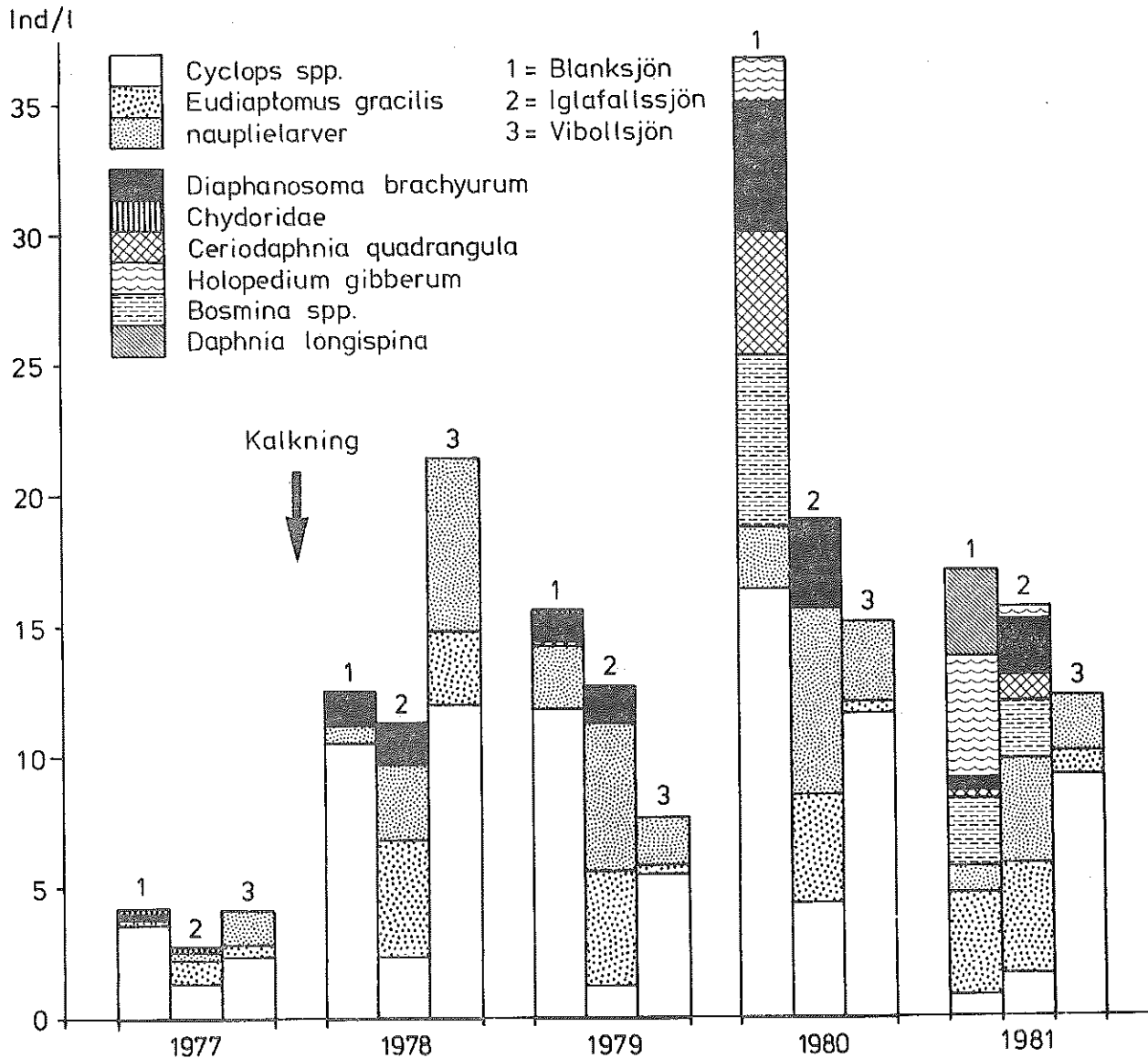


Figur 21. Individttätheten av planktiska crustacéer i Ö Skälsjön 1976-81.

efter kalkningen. Orsaken till den ringa zooplanktonförekomsten i V. Skälsjön under 1979 och början av 1980 var sannolikt intensiv predation från individrika årskullar av abborre och röding. Sjöarna är dessutom synnerligen oligotrofa. Henrikson (muntl. medd.) menar också att den drastiska minskningen av antalet planktiska kräftdjur i Stensjön, liksom den minskade medelstorleken på Holopedium gibberum, orsakades av predation från abborr- och mörtungar.

Zooplanktonfaunans sammansättning i sura sjöar kan i hög grad vara en effekt av predation från planktiska evertebrater (Eriksson et al. 1980). I vissa vatten synes också den långsamma utvecklingen, framför allt av cladocerer, vara orsakad av predation från just ovannämnda organismer.

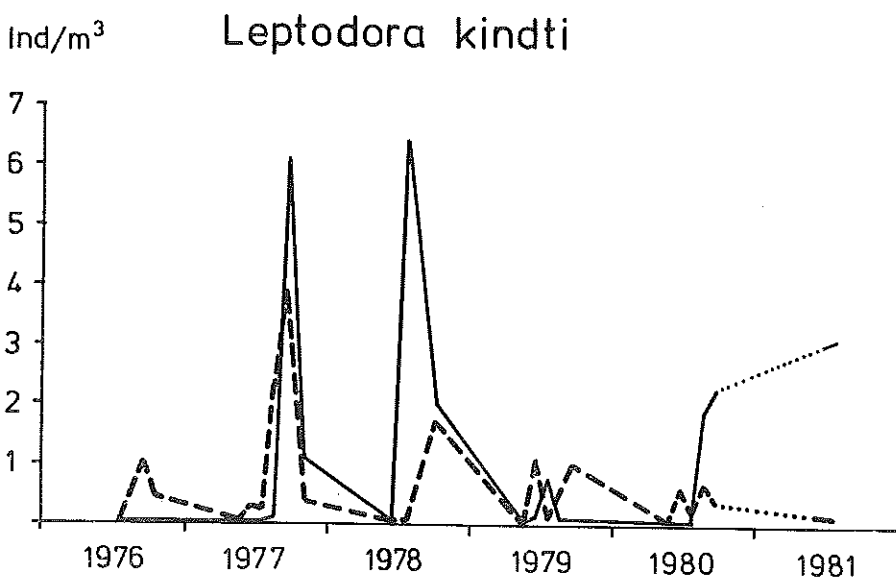
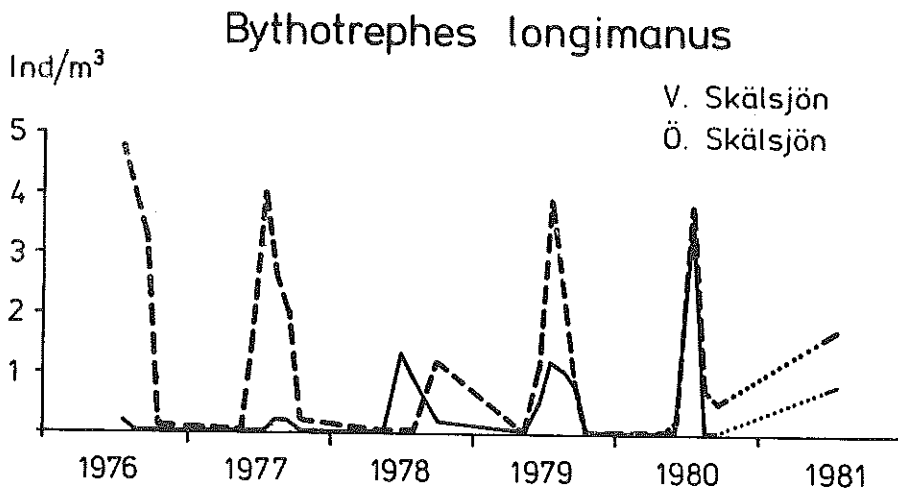
I de sura och fisktomma sjöarna Blanksjön, Iglafallssjön och Vibollsjön bestod den högre planktonfaunan under 1977 uteslutande av copepoder och medelantalet individer under tiden maj-oktober var mycket lågt (Figur 22). I samtliga sjöar förekom pelagiskt dessutom bl a Chaoborus flavicans i betydande mängder och C. obscuripes i mindre antal, samt i Blanksjön och Iglafallssjön även Glaenocorisa p. propinqua. Efter kalkning av dessa sjöar ökade antalet djurplankton markant, samtidigt som Chaoborus spp. ökade. Artsammansättningen var dock i stort sett oförändrad under 1978 och 1979. På våren 1979 utplanterades 1-årig öring i Blanksjön och den täta öringpopulationen betade snabbt ned Glaenocorisa p. propinqua och därefter Chaoborus spp. Under sommaren 1980 var zooplanktonsammansättningen helt förändrad och under 1981 förekommer i stort sett samtliga i skogssjöar vanliga cladocerarter (Figur 22). I Iglafallssjön utplanterades vid samma tillfälle simfärdiga öringungar. Dessa har först under 1980 lyckats beta ned chaoboruspopulationerna med påföljd att den mest påtagliga förändringen i zooplanktonsammansättningen skedde först under 1981. Vibollsjön har ej kalkats men påverkas av avrinningsvatten från de båda övriga sjöarna, varför pH stiger något även här. Zooplanktonfaunan i sjön utgjordes fortfarande under 1981 endast av copepoder, trots att pH-värde och framför allt växtplanktonsammansättningen förändrats radikalt (sid 13). Sjön är fisktom och hyser därför en tät population av Chaoborus spp.,



Figur 22. Medeltätheten (maj - oktober) av planktiska crustacéer i Blanksjön, Iglafallssjön och Vibollsjön 1977-81.

vilket uppenbarligen medför en så intensiv predation på framför allt cladocerer, att de i stort sett blir helt eliminerade i sjön. Lynch (1979) menar också att i vatten där vertebrata predatorer saknas (ex fisk) är zooplanktonsamhällets struktur en funktion av chaoboruspopulationens täthet. Han anser vidare att rotatorier, Bosmina, Cyclops och Diaptomus sällan äts av Chaoborus americanus och att samtliga herbivora crustaceer, utom Daphnia pulex, försvinner vid intensiv chaoboruspredation. De två stora och predatoriska cladocerarterna Bythotrephes longimanus och Leptodora kindti förekommer vanligtvis i litet

antal i normala vatten, beroende på att de är eftertraktade byten för flera fiskarter. Båda förefaller att tåla relativt låga pH-värden och i sura sjöar med glesa fiskbestånd är åtminstone Bythotrephes ett synnerligen viktigt födoobjekt för abborre och röding (Andersson 1972, Mossberg och Nyberg 1976). Som synes av Figur 23 förekom båda arterna i oerhört ringa mängd i V. Skälsjön under 1976, sannolikt beroende på en tät population av Glaenocorisa p. propinqua. Efter kalkning och lyckad abborreproduktion samt återintroduktion av röding elimineras ovannämnda predator, varpå de båda cladocererarterna ökar i antal. I Ö. Skälsjön var reproduktionsskadorna på fiskbestånden av betydligt mindre om-



Figur 23. Tätheten av Bythotrephes longimanus och Leptodora kindti i V och Ö Skälsjön 1976-81.



fattning och Glaenocorisa har där aldrig påträffats varken i fiskarnas maginnehall eller vid zooplanktonhåvningar. Effekterna av kalkningen på Bythotrephes och Leptodora är också mycket små.

Som framgått, förändras den planktiska crustaceefaunan i sura sjöar efter en kalkning till den man vanligtvis finner i icke försurade näringsfattiga skogssjöar. Utvecklingen kan ta varierande tid i olika typer av vatten, bl a beroende på de tidigare berörda predationseffekterna. Dessutom torde konkurrens både mellan olika filtrerande kräftdjursarter och mellan dessa och herbivora rotatorier ha stor betydelse för utvecklingen.

Huvudorsaken till artförändringarna synes vara en ökad tillgång på lämplig föda för de herbivora planktonorganismerna. Tidigare har också visats att fytoplanktonsammansättningen förändras radikalt efter en kalkning. Den vanligtvis ökade förekomsten-individdtätheten av filtrerande kräftdjur och rotatorier, talar för att även en förhöjning av produktionen av näring skett efter kalkningarna.

### Bottenfauna

De bottenlevande djuren är en mycket heterogen grupp av organismer. Bland dessa förekommer djur med alla typer av näringsval, från detritus- och växtätare till rovdjur. Beroende på skillnader i storlek, utseende och levnadssätt är även olika arter olika hårt utsatta för predation från fisk och andra rovlevande djur. De förändringar som en art uppvisar vid en sjös försurning resp kalkning kommer därför att vara resultatet av ett komplext samspel mellan kemiska och biologiska faktorer.

Snäckor och musslor tycks emellertid vara direkt beroende av ett högt pH-värde för sin skaluppbyggnad och påverkas därför mycket drastiskt av försurning (J. Økland 1980, K.A. Økland 1980, Hinz 1980). I de här undersökta sjöarna saknades också snäckor före kalkning och musslorna var enbart representerade av släktet Pisidium. Efter kalkning har Lymnea peregra påträffats i Långsjön och i sjön Ölen fann Bergquist (1980) Valvata cristata efter kalkning. I sex av de undersökta sjöarnas litoralområden ökade antalet Pisidium påtagligt efter kalkning (Tabell

10). Den uteblivna ökningen i Iglafallssjön och Vibollsjön sammanhänger troligen med att pisidiepopulationerna där var mycket svaga eller hade blivit helt utslagna av försurningen.

Detta tycks även gälla för profundalområdena i sex av de undersökta sjöarna. I resterande tre ökar antalet Pisidium markant. Uppgången i individantal sker vanligen först ett par år efter kalkning, vilket sannolikt beror på släktets långsamma förökning. För den mest försurningstoleranta arten, P. casertanum (Hinz 1980), anger Holopainen (1979) en reproduktionskapacitet på i medeltal 2-15 individer/år.

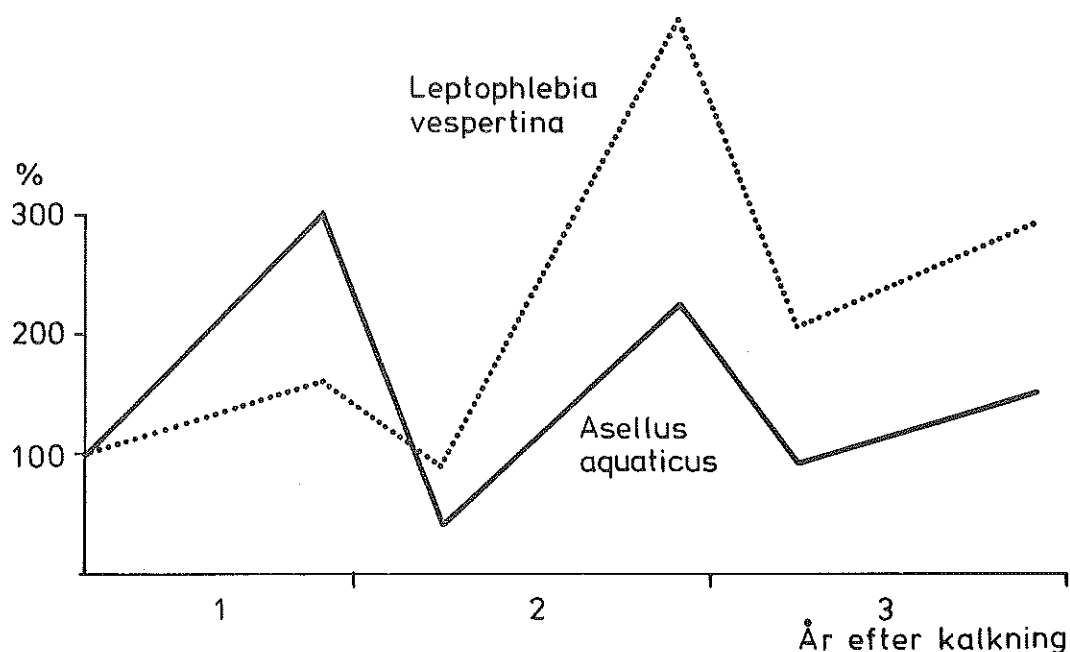
Tabell 10. Antal Pisidium sp. (ind./m<sup>2</sup>) före (F.K.) och efter (E.K.) kalkning.

Sjö	Litoral		Profundal	
	F.K.	E.K.	F.K.	E.K.
V. Skälsjön	0	3	8	52
Ö. Skälsjön	45	73	24	97
St. Sirsjön	102	338	49	159
Blanksjön	0	23	0	0
Mörtsjön	261	201	0	0
Långsjön	7	55	7	8
Iglafallssjön	10	0	0	0
Trehörningen	13	54	0	0
Vibollsjön	0	0	0	0

Även om spontan återkolonisation av utslagna snäckor och musslor skett i några vatten kan troligen spridningssvårigheter omöjliggöra en naturlig invandring av dessa organismer efter kalkning. I sådana sjöar kan återinplantering av lämpliga snäck- och musselarter vara nödvändig.

Även bland dagsländor och kräftdjur är många arter kända för att vara försurningskänsliga (Johansson och Nyberg 1981, K.A. Økland 1980). Båda dessa ordningar var i undersökningssjöarna endast representerade av vardera en art, Leptophlebia vespertina resp Asellus aquaticus. Asellus aquaticus har tidigare konstaterats vara tolerant mot låga pH-värden (Mossberg och Nyberg 1979, K.A. Økland 1980), men arten tycks ändå reagera mycket positivt på kalkning. I de flesta sjöar där provtagning skett i december ökade antalet Asellus, jämfört med tätheten vid samma tillfälle föregående år. Förändringen, uttryckt i procent av individantalen före kalkning, var i St. Sirsjön -4, Blanksjön +29, Lång-

sjön +220 och Iglafallssjön +590. Den genomsnittliga utvecklingen av Asellus i samtliga sjöar visade på en påtagligt förbättrad överlevnad under sommaren och hösten efter kalkning och en ökad mortalitet under den följande vintern (Figur 24).



Figur 24. Utvecklingen av Asellus aquaticus och Leptophlebia vespertina i litoralen efter kalkning. (I procent av abundansen före kalkning.)

Värdena vid den första vårprovtagningen efter kalkning varierade mellan +1 och -97 % av de värden som uppmättes vid motsvarande tillfälle före kalkning. Skillnaderna i täthet mellan vårprovtagningarna före resp efter pH-förhöjningen var störst första året efter insatsen och minskade under det andra. Variationen i abundans mellan höst och vår minskade sedan och medelantalet Asellus tycks stabilisera sig på en nivå som är något förhöjd i jämförelse med tätheterna före kalkningarna.

Även Hultberg och Andersson (1981) fann att Asellus ökade efter kalkning och dessutom påträffades den mera försurningskänsliga Pallasea quadrispinosa efter pH-förhöjningen. Kalkningar har också utförts i ett flertal vatten för att rädda värdefulla bestånd av flod- (Astacus astacus) eller signalkräfta (Pacifastacus leniusculus). Ännu har för kort tid gått för att man skall kunna

utvärdera effekten av dessa insatser, men i en sjö där kalkning påbörjades redan 1968 har fångsten av kräftor ökat kraftigt (Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk 1981).

Leptophlebia vespertina är en av de mest försurningstoleranta dagsländearterna (Hendrey och Wright 1976). Trots detta ökade arten i sjöarnas litoralområden efter kalkning från i medeltal 34 till 61 ind./m<sup>2</sup>. Ökningen var störst i de måttligt humösa sjöarna. Den genomsnittliga utvecklingen för samtliga sjöar redovisas i Figur 24. Efter kalkning har ytterligare en dagsländeart, Cloeon dipterum, påträffats i Trehörningen, Långsjön, Blanksjön och Iglafallssjön. Hendrey och Wright (1976) anger pH 6.0 som nedre gräns för arten, varför dess uppträdande i dessa sjöar sannolikt beror på en förbättrad vattenkvalitet. Liknande fynd av samma art efter kalkning har gjorts av Hultberg och Andersson (1981) och i Kullsjön (Alenäs et al. 1981), Ölen (Bergquist 1980) och Övre Bolsjön (Ekström opubl.) har Ephemera vulgata påträffats efter kalkningsinsatser.

Asellus aquaticus och Leptophlebia vespertina är båda till stor del detritusätare (Kjellberg 1972, Moore 1975). I försurade sjöar sker en ackumulering av organiskt material p g a minskad nedbrytning (Grahn et al. 1974). Resultaten från undersökningar av Traaen (1980) och Gahnström et al. (1980) tyder på en ökad bakterieaktivitet vid högre pH. Den ökande abundansen av Asellus aquaticus och Leptophlebia vespertina efter kalkning kan därför bero på en ökad födotillgång, i form av bakterier och/eller andra organismer som förekommer i det organiska materialet. Den markanta nedgången av framför allt Asellus aquaticus under den första vintern efter kalkning beror troligen på svält, orsakad av en allt för stor population, som utvecklats under sommaren. Mossberg (opubl.) fann vid undersökningar i sjön Vitalampa att predationen från fisk hade en avgörande betydelse för vinterpopulationens storlek hos Asellus. Som synes av Tabell 11 tycks också den drastiska dödligheten av Asellus och Leptophlebia under första vintern efter kalkning påverkas av närvaron av fisk. I sjöarna utan fisk verkar populationerna tillåtas att expandera så kraftigt att djuren senare

svälter. I sjöarna med fisk tycks dock nämnda arter inte kunna utvecklas lika påtagligt och skillnaden mellan december- och aprilvärdena är betydligt lägre.

Tabell 11. Tätheten av Asellus aquaticus och Leptophlebia vespertina under första hösten resp våren efter kalkning. (I procent av motsvarande värden före kalkning.)

	Utan fisk		Med fisk	
	december	april	december	april
<u>Asellus aquaticus</u>	274	28	114	105
<u>Leptophlebia vespertina</u>	308	138	268	225

Den relativa förändringen av oligochaeternas antal visas i Tabell 12. I sjöarnas litoralområden medförde kalkningen att antalet oligochaeter i genomsnitt ökade 3.3 ggr i jämförelse med under sura förhållanden. Tendensen var positiv i de flesta sjöarna. Även på djupare bottnar ökade antalet oligochaeter i de måttligt humösa vattnen, medan antalet minskade i de båda mest oligohumösa sjöarna. I de tre humösaste vattnens profundal saknades oligochaeter både före och efter kalkning. Försurning av kraftigt humösa sjöar har visat sig ha mycket negativa effekter på oligochaetfaunan (Mossberg 1979), vilket tillsammans med svårigheter med återkolonisationen kan vara förklaringen till att oligochaeter fortfarande saknades i dessa sjöars profundal.

Tabell 12. Relativ utveckling av Oligochaeta. (I procent av antalet före kalkning.)

	Litoral	Profundal
V. Skälsjön	83	56
Ö. Skälsjön	350	58
St. Sirsjön	209	272
Blanksjön	1 304	727
Mörtsjön	176	53
Långsjön	183	102
Iglafallssjön	44	-- x)
Trehörningen	314	-
Vibollsjön	286	-

x) 0 både före och efter kalkning.

Då oligochaeter huvudsakligen livnär sig på bakterier (Brinkhurst och Jamieson 1971), bör oligochaetantalet vara en funktion av antalet bakterier i sedimenten. Resultaten tyder därför på en

ökad förekomst av bakterier i litoralen i de flesta sjöarna, samt i profundalen i de måttligt humösa. Det är troligt att en ökad nedbrytning av upplagrat organiskt material även här har betydelse.

Minskningen av Oligochaeta i de två mest oligohumösa sjöarnas profundal kan bero på en minskad födotillgång. En anledning till en minskad födotillgång kan vara en ökad nedbrytning av organiskt material i epilimnion. Faktorer som talar för detta är att dessa sjöar har ett djupt liggande språngskikt, samt att det organiska materialet i klarvattenssjöarna huvudsakligen är autoktont och därför förhållandevis lätt nedbrytbart. Förhöjda bakterievärden i det fria vattnet efter kalkning har också konstaterats av Scheider och Dillon (1976). Från V. Skälsjön finns värden från tiden innan sjön försurades (Brundin 1949) och dessa är av samma storleksordning som de som uppmättes fyra år efter kalkningen (59 resp 48 ind./m<sup>2</sup>). Även förändringarna i chironomidfaunan talar för att näringstillgången i profundalen i de två klaraste sjöarna har minskat efter kalkning (se sid 57).

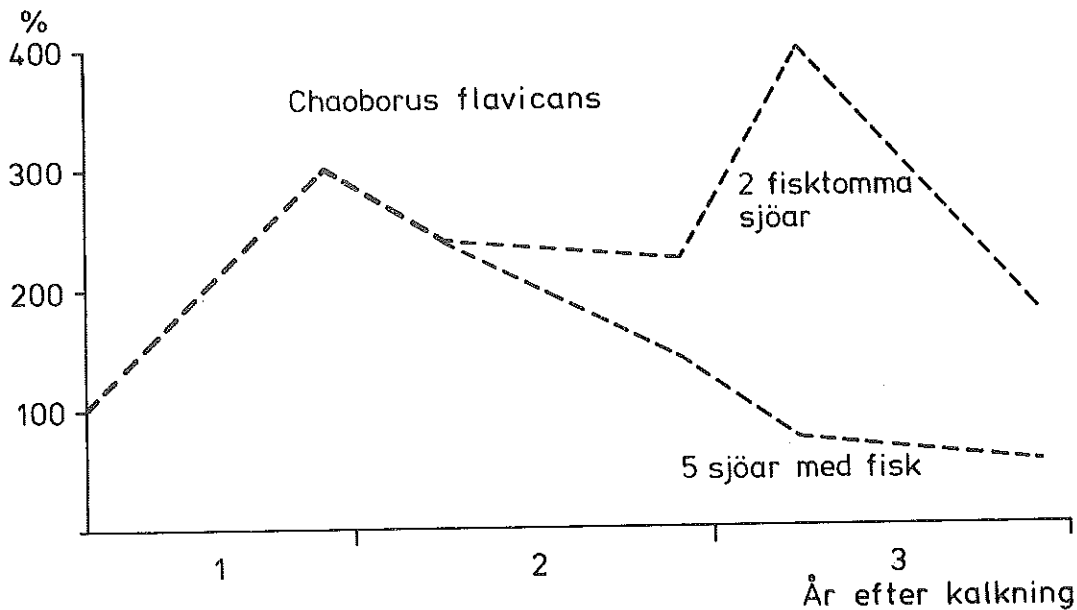
Antalet Chaoborus flavicans ökade markant i St. Sirsjön, Blanksjön, Långsjön, Iglafallssjön och Trehörningen (Tabell 13). I Skälsjöarna saknades chaoborider både före och efter kalkning och i Mörtsjön skedde en uppgång av arten redan före kalkning, beroende på att största delen av abborrhbeståndet eliminerades vid en rotenonbehandling. Faktorer som i hög grad avgör C. flavicans utveckling, är troligen födotillgång, i form av djurplankton (Fedorenko 1975), och predation

Tabell 13. Relativ utveckling av Chaoborus flavicans. (I procent av antalet före kalkning.)

V. Skälsjön	-
Ö. Skälsjön	-
St. Sirsjön	∞ x)
Blanksjön	383
Mörtsjön	29
Långsjön	210
Iglafallssjön	132
Trehörningen	216
Vibollsjön	138

x) C. flavicans saknas före kalkning, i medeltal 139/m<sup>2</sup> efter.

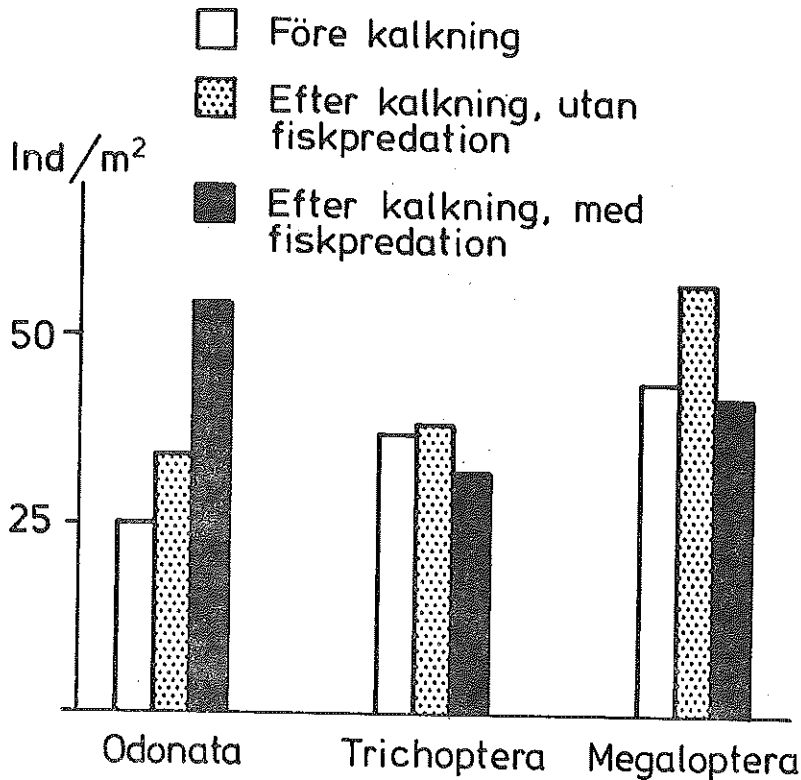
från fisk (Eriksson et al. 1980). Resultaten tyder därför på en ökad zooplanktonproduktion efter kalkning, vilket också styrks av resultaten från zooplanktonundersökningar i Blanksjön, Iglafallssjön och Vibollsjön (se sid 42). I sjöar med tilltagande fiskpredation minskar antalet *Chaoborus* snabbt (Figur 25).



Figur 25. Utvecklingen av *Chaoborus flavicans* i profundalen efter kalkning. (I procent av abundansen före kalkning.)

En art som anses vara ännu mera känslig för fiskpredation är *Chaoborus obscuripes* (Nilsson 1974, Stenson 1978). Arten fanns i Blanksjön, Iglafallssjön, Trehörningen och Vibollsjön. Vid den senaste provtagningen i december 1980 påträffades arten enbart i Vibollsjön, som är den enda av de nämnda sjöarna som fortfarande är fisktom.

Ordningarna Odonata, Trichoptera och Megaloptera har också ansetts vara känsliga för fiskpredation (Eriksson et al. 1980). Individtätheten av Odonata före resp efter kalkning i fisktomma sjöar och sjöar med fiskbestånd framgår av Figur 26. I båda typerna av sjöar medförde kalkningen ett ökat individantal. Anmärkningsvärt är att ökningen var störst i vatten med fiskbestånd. Påpekas bör dock att antalsvärdena hela tiden är låga, vilket gör att resultaten är osäkra. Utöver fiskpredationen



Figur 26. Tätheten av Odonata, Trichoptera och Megaloptera (*Sialis lutaria*) före och efter kalkning. (Medelvärden från nio sjöar.)

bör förändringar bland odonaternas bytesdjur ha betydelse för utvecklingen. De i undersökningen påträffade odonatarterna redovisas i Tabell 14.

Tabell 14. Antalet sjöar med förekomst av olika arter av Odonata.

	Utan fisk	Med fisk
<u>Enallagma cyathigerum</u>	4	4
<u>Aeschna grandis</u>	2	0
<u>Cordulia aenea</u>	3	3
<u>Leucorrhinia dubia</u>	0	1
<u>Libellula quadrimaculata</u>	3	2
<u>Sympetrum sp.</u>	2	0

Resultaten antyder att Aeschna grandis och Sympetrum sp. kan vara känsligare för betning av fisk än övriga funna arter. Nilsson (1981) fann att framför allt Leucorrhinia sp., men även Aeschnidae hade ett beteende som bör göra dem starkt utsatta för predation från fisk.

Både antal och artsammansättning hos Trichoptera förändrades mycket litet efter kalkning (Figur 14, Tabell 15). Den enda art



Tabell 15. Antal sjöar där vissa trichopterarter påträffats före (F.K.) resp efter kalkning (E.K.). Totalt 18 undersökta sjöar. (Nio i denna undersökning, Ölen (Bergquist 1980) och åtta sjöar i N. Bohuslän (Ekström opubl.).)

Art	F.K.	E.K.
<u>Agrypnia varia</u>	6	6
<u>A. obsoleta</u>	3	4
<u>Cyrnus flavidus</u>	6	5
<u>Holocentropus dubius</u>	9	9
<u>Limnophilus sp.</u>	4	6
<u>Molanna angustata</u>	1	5
<u>Mystacides azurea</u>	2	2
<u>Nemotaulius punctatolineatus</u>	1	2
<u>Phryganea bipunctata</u>	1	1
<u>Plectrocnemia conspersa</u>	1	0
<u>Polycentropus flavomaculatus</u>	3	4

som uppvisade en klart positiv reaktion var Molanna angustata. En tendens finns till en lägre individtäthet i sjöar med fisk än i fisktomma vatten, men skillnaderna är små.

Sialis lutaria (Megaloptera) tycks öka något i antal efter kalkning (Figur 14). I litoralen förefaller fiskpredationen ha viss betydelse för artens utveckling (Tabell 16).

Tabell 16. Medeltätheten av Sialis lutaria i sjöar med resp utan fiskbestånd. (I procent av tätheten före kalkning.)

	Utan fisk	Med fisk
Litoral	144	92
Profundal	99	115

En i stort sett oförändrad individtäthet trots ökat predationstryck tyder på att produktionen av arten ökat även i sjöarna med fisk.

Familjen Chironomidae består av ett stort antal arter vilka ofta har specifika miljökrav, varför ett flertal arter kan förväntas reagera påtagligt vid kalkning. Av Tanypodinae har släktena Ablabesmyia, Clinotanypus, Macropelopia och Procladius påträffats. Clinotanypus och Macropelopia har endast funnits sporadiskt, medan Ablabesmyia och Procladius är vanliga i samtliga sjöar. Resultaten tyder inte på att släktena reage-

rar olika, varför Tanypodinae här behandlas som en enhet. I litoralområdena minskar tanypodinerna efter kalkning i de flesta sjöarna (Tabell 17). De höga värdena i Långsjön och Trehörningen kan bero på att tanypodinerna tagit skada vid en rotenonbehandling som utfördes 1977 och att bakgrundsvärdena därför är onormalt låga. I profundalen är resultatet ännu mindre enhetligt, och värdena varierar kraftigt. I de två mest humösa sjöarna, Trehörningen och Vibollsjön, är antalet mycket lågt både före och efter kalkning, möjligen beroende på låg syrgashalt i bottenvattnet.

Tabell 17. Relativ utveckling av Tanypodinae. (I procent av antalet före kalkning.)

	Litoral	Profundal
V. Skälsjön	50	74
Ö. Skälsjön	163	165
St. Sirsjön	66	179
Blanksjön	50	489
Mörtsjön	49	30
Långsjön	301	80
Iglafallssjön	56	126
Trehörningen	373	- x)
Vibollsjön	114	-

x) Mycket låga värden både före och efter kalkning.

Förändringen av den relativa sammansättningen av sedimentlevande chironomider redovisas i Tabell 18 och 19. I litoralområdena ökar Heterotanytarsus apicalis, Heterotrissocladius marcidus, Polypedilum convictum-gr. och Tanytarsus sp. H. apicalis ökade i Ölen från 0 till 56 ind./m<sup>2</sup> efter kalkning (Bergquist 1980) och Raddum och Seather (1980) fann att arten hade betydligt högre frekvens i en sjö med pH 6.25 än i några surare sjöar. Tidigare undersökningar tyder på att kombinationen hög humushalt och lågt pH är skadligare för arten än dessa faktorer var för sig (Mossberg 1979). I de tre mest humösa sjöarna saknades H. apicalis före kalkning. I två av dessa, Iglafallssjön och Trehörningen har arten nu påträffats. Även släktet Tanytarsus är känt för att missgynnas av hög humushalt (Brundin 1949) och surt vatten (Mossberg 1979), medan Heterotrissocladius marcidus och troligen även Polypedilum convictum-gr. har relativt ospecifika miljökrav (Brundin

Tabell 18. Förändring i procentuell sammansättning av sedimentlevande chironomider i litoralen efter kalkning.

	V. Skälsjön	ö. Skälsjön	St. Sirsjön	Blanksjön	Mörtsjön	Långsjön	Iglafallssjön	Trehörningen	Vibollsjön
<u>Cricotopus</u> sp.						- 0.2		+ 0.1	
<u>Heterotanytarsus apicalis</u>	+30.4	+ 9.2	± 0		- 3.3	- 1.0	+ 2.0	+ 1.5	
<u>Heterotrissocladius grimshawi</u>	- 0.4	+ 0.1							
<u>H. maeri</u>	+ 0.4	- 1.4							
<u>H. marcidus</u>	+14.3	+ 5.1	+ 1.8		+ 0.4	+11.7	+ 3.3	- 0.8	-10.0
<u>Parakiefferiella bathophila</u>	+ 0.6	- 1.4	-21.3		+ 1.3	- 1.7			
<u>Psectrocladius</u> sp.	-11.5	- 2.9	-15.8	-22.4	- 2.9	-17.9	- 0.6	+ 5.0	+14.4
<u>Zalutschia mucronata</u>						- 6.6		- 3.0	
<u>Z. zalutschicola</u>					+ 1.8	+ 0.5		- 4.1	
<u>Chironomus anthracinus</u> -gr.			+25.6	-24.7		+ 2.7	-26.8	-12.0	- 5.5
<u>C. plumosus</u> -gr.			- 1.8						
<u>C. tentans</u>								+17.0	-20.0
<u>Cryptocladopelma viridula</u>	+ 1.3	+ 5.5	- 2.2		+ 0.2	+ 0.3		+ 0.4	
<u>Einfeldia</u> sp.							+ 0.2		
<u>Endochironomus dispar</u> -gr.	- 0.2	- 0.6	+ 1.1	- 0.3	+ 8.9	- 2.9	+ 0.4	+ 1.4	- 5.6
<u>Lenzia</u> sp.					- 0.9	- 3.4	- 0.4	- 0.5	
<u>Limnochironomus</u> sp.	-24.8	+ 1.7	- 5.6	+12.8	+ 0.7	- 1.6		- 4.8	
<u>Microtendipes</u> sp.	-11.3	+ 6.0	+ 1.4	+ 3.7	+ 3.0				
<u>Pagastiella orophila</u>	- 0.2	+13.4	- 6.7	+14.5	- 1.9	- 5.5	+ 5.0	-37.9	+20.0
<u>Phaenopsectra</u> sp.			+ 0.1	+ 4.7			- 1.3		+ 6.7
<u>Polypedilum convictum</u> -gr.	+ 1.8	+10.7	+ 2.8	+ 0.7	-18.2	+ 2.5		+ 0.7	
<u>P. nubeculosum</u> -gr.	- 1.2					+ 0.1	- 0.5		
<u>Pseudochironomus prasinatus</u>	- 0.3	- 0.3	-15.9	+ 4.0	+10.1	- 1.0	+ 0.1		
<u>Stictochironomus rosen- schöldi</u>	- 0.8	+ 4.2							
<u>Cladotanytarsus</u> sp.	- 0.7	-14.4			+ 2.2				
<u>Tanytarsus</u> sp.	+ 2.4	-34.5	+36.3	+ 0.7	- 3.7	+23.9	+16.2	+35.9	

Tabell 19. Förändring i procentuell sammansättning av sedimentlevande chironomider i profundalen efter kalkning.

	V. Skålsjön	Ö. Skålsjön	St. Sirsjön	Blanksjön	Mörtsjön	Långsjön	Iglafallssjön	Trehömingen	Vibollsjön
<u>Heterotanytarsus apicalis</u>	+ 4.1	+ 2.5	+ 1.5			- 4.3	+ 2.8		
<u>Heterotrissocladus grimshawi</u>	- 2.2								
<u>H. maeri</u>	+ 0.1	+ 2.6							
<u>H. marcidus</u>	+ 3.0	+ 0.4	+ 2.3			- 0.2	+ 1.4	+ 0.7	
<u>H. subpilosus</u>	+ 0.1								
<u>Parakiefferiella bathophila</u>	+ 0.1		+ 0.3						
<u>Psectrocladius sp.</u>	+ 1.4	- 1.3		- 1.6		- 0.2		-17.7	
<u>Zalutschia mucronata</u>						- 0.6			
<u>Z. zalutschicola</u>			+ 0.5		+ 1.4	+36.2		+58.0	
<u>Chironomus anthracinus-gr.</u>			-16.7	- 0.8	+ 3.5	-28.4	- 4.7	-67.2	+73.3
<u>C. plumosus-gr.</u>					+25.6			+25.4	-59.3
<u>C. tentans</u>									- 2.0
<u>C. thummi-gr.</u>									- 6.0
<u>Cryptocladopelma viridula</u>			- 0.1						
<u>Glyptotendipes sp.</u>	- 0.2								
<u>Lenzia sp.</u>						- 0.2			
<u>Limnochironomus sp.</u>	-19.5		- 1.5			- 0.2			
<u>Microtendipes sp.</u>	+ 1.0		+ 0.8						
<u>Pagastiella orophila</u>	- 0.8	+ 0.9	- 7.4	+ 3.6	- 0.3	- 3.3			
<u>Phaenopsectra sp.</u>	+ 0.1	-13.3	+ 8.4	- 1.3					
<u>Polypedilum convictum-gr.</u>			+ 2.5						
<u>Pseudochironomus prasinatus</u>			- 0.6						
<u>Stictochironomus rosen-schöldi</u>	- 3.4	-10.2							
<u>Micropsectra insignilobus</u>	- 4.1	+17.6							
<u>Tanytarsus sp.</u>	+22.1	+ 0.2	+ 3.8		-30.1	+ 0.5	+ 0.5		- 2.0

1949). Arter, vars relativa andel av chironomidfaunan hade minskat efter kalkning, var Psectrocladius sp., Zalutschia mucronata och Lenzia sp.. Släktet Psectrocladius är vanligt förekommande i humösa eller sura sjöar, medan Z. mucronata är en typart för polyhumösa eller starkt sura sjöar (Brundin 1949, Mossberg och Nyberg 1979, Raddum och Saether 1980). Släktet Chironomus uppvisade också en lägre frekvens efter kalkning i flera av undersökningssjöarna. Även detta släkte tycks gynnas vid försurning (Mossberg och Nyberg 1979).

Kalkningens effekter på chironomidsammansättningen i profundal-områdena varierar avsevärt mellan sjöarna (Tabell 19). I de båda klarvattensjöarna V. och Ö. Skälsjön skedde artförskjutningar som tyder på att miljön blivit mera näringsfattig. Exempel på detta är uppträdandet av oligotrofiindikerande arter som Heterotrisso-cladius maeri och H. subpilosus (Saether 1979). För att belysa de förändringar som skett bland chironomiderna har ett index beräknats som bygger på Saethers (1979) indelning av sjöarna i 15 klasser, från extremt oligotrofa till extremt eutrofa. Indexet är definierat som  $I = \frac{\sum n_i \cdot k_i}{\sum n_i}$ , där n = antalet av en art och k = artens trofivärde. Detta värde är medelvärdet av artens huvudsakliga utbredning enligt Saether (1979) och varierar mellan 15 (extrem oligotrofi) och 0 (extrem eutrofi).

I de tre redovisade sjöarna var trofiindexet lägst före kalkning och ökar något efter pH-förhöjningarna (Tabell 20). Före försurningen (1943, pH 6.3) var indexet 11.55 i V. Skälsjön och i Skärsjön har värdet sjunkit från 11.44 (Brundin 1949) till 9.68 (Mossberg 1979), samtidigt som sjön försurats. Indexet talar för en mindre oligotrof miljö vid försurning och det omvända efter kalkning. Förändringen kan som nämnts bero på en ökad bakteriell aktivitet i epilimnion och en därigenom minskad sedimentation av organiskt material (se även sid 50).

Tabell 20. Trofiindex i V. och Ö. Skälsjön före resp efter kalkning.

	Före kalkning	Efter kalkning	1943
V. Skälsjön	9.98	10.02-11.05; $\bar{x}$ 10.62	11.55 <sup>x)</sup>
Ö. Skälsjön	9.63	9.56-10.61; $\bar{x}$ 10.09	
Ölen (Bergquist 1980)	8.50	8.84	

<sup>x)</sup> Efter Brundin 1949.

I Blanksjön och Iglafallssjön dominerade Phaenopsectra (ca 90 %) chironomidfaunan både före och efter kalkning och skillnaderna i faunasammansättning var små. I relation till Phaenopsectra minskade dock Chironomus anthracinus-gr. något i båda sjöarna. Kvoten C. anthracinus-gr./Phaenopsectra var i Blanksjön 0.12 före och 0.11 efter kalkning och i Iglafallssjön 0.08 resp 0.03. I St. Sirsjön skedde också en förskjutning från C. anthracinus-gr. till Phaenopsectra, med en kvotförändring från 14.8 till 4.6. Motsatsen, dvs en övergång från Phaenopsectra till Chironomus har tidigare konstaterats vid försurning (Mossberg och Nyberg 1979).

Även i Långsjön och Trehörningen minskade C. anthracinus-gr. andel av profundalfaunan, men här till förmån för Zalutschia zalutschicola. Artförändringarna tyder på en minskad sedimentation av organiskt material i profundalen i samtliga dessa sjöar.

I Vibollsjön, vars pH-värde ändrats mycket litet är förändringarna relativt små och innebär främst artförskjutningar inom släktet Chironomus.

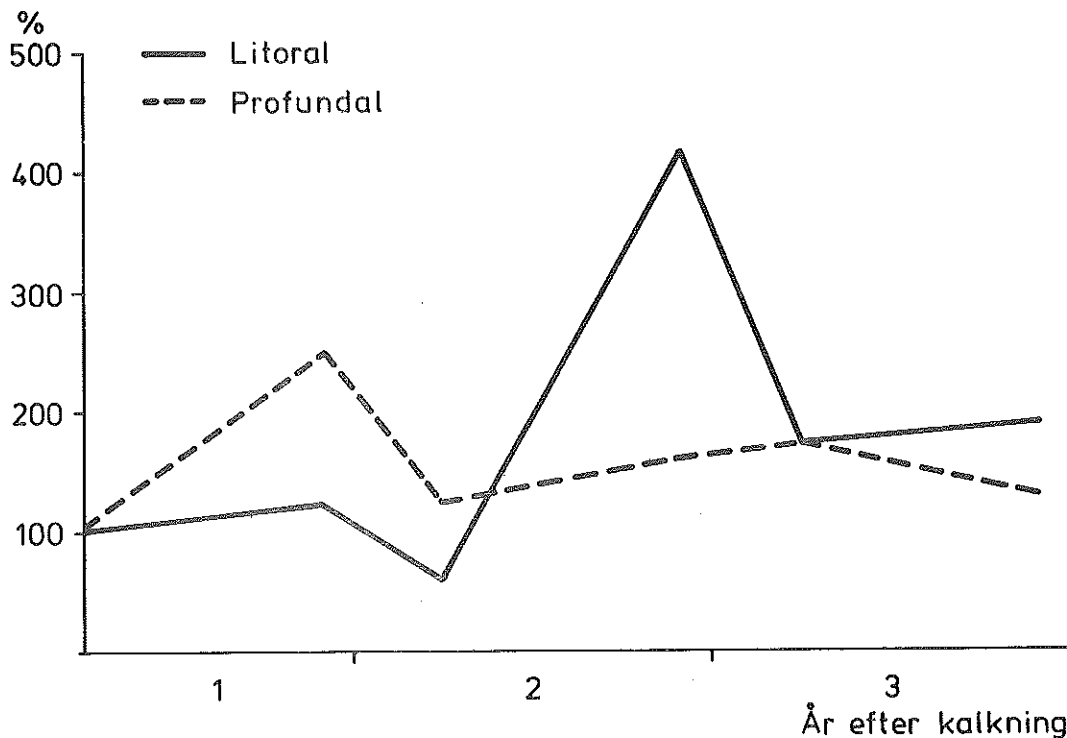
Förändringarna i chironomidfaunan i Mörtsjön var klart avvikande från övriga sjöar. Sålunda ökade här C. anthracinus-gr. och C. plumosus-gr. efter pH-förhöjningen, medan Tanytarsus minskade. Sjöns växtplanktonsammansättning var också tidvis av eutrof karaktär (sid 12) och troligen har sjöns trofiökning orsakats av det synnerligen täta mörtbodytet, som uppstått efter pH-förhöjningen.

Tidigare undersökningar har visat att en försurning leder till en faunasammansättning som har stora likheter med den som påträffas i humösa sjöar (Wiederholm och Eriksson 1977, Mossberg 1979). Många av de förändringar som inträffar efter kalkning tyder på ett motsatt förlopp, dvs en faunasammansättning som är typisk för mindre humösa vatten. Exempel på detta är en minskning av Zalutschia mucronata och Psectrocladius sp. och en ökning av Tanytarsus. Förändringarna efter kalkning är givetvis beroende av vattnens ursprungliga humusstatus. Sålunda ökar den måttligt humusindikerande Zalutschia zalutschicola (Brundin 1949) i Långsjön och Trehörningen samtidigt som den extrema humus-

indikatorn *Z. mucronata* minskar. Däremot försvann *Z. zalutschicola* från den mindre humösa sjön Ölen efter kalkning (Bergquist 1980).

En tänkbar förklaring till dessa resultat kan vara att humusämnen lättare flockas ut och sedimenterar vid låga pH-värden, vilket för chironomiderna bör medföra en mer humös miljö. En iakttagelse som styrker detta är att en försurning ofta leder till ett klarare vatten och stort siktdjup (Grahn et al. 1974). Vidare fann Broberg och Persson (1981) att endast 30 % av tillfört löst organiskt kol lämnade den försurade Gårdsjön. En minskad utflockning av humusämnen efter kalkning bör leda till en minskad sedimentation och ökad uttransport av dessa ämnen och därför en mindre humös miljö för sedimentlevande organismer.

Totalt sett har kalkningarna vanligtvis medfört ett ökat antal bottenlevande organismer i litoralen under den första hösten och en minskning till följande vår (Figur 27). Den fortsatta utvecklingen varierade mycket mellan sjöarna, men innebär i ge-



Figur 27. Utvecklingen av bottenfaunasamhället i litoralen och profundalen efter kalkning. (I procent av tätheten före kalkning.)

nomsnitt en ökning i jämförelse med den före insatserna. Mest positiv var utvecklingen i Trehörningen, medan V. Skälsjön genomgående uppvisade mycket låga individtätheter.

I de sjöar där provtagning skett under första hösten efter kalkning, ökade totalantalet djur i profundalen (Figur 27). En stor del av denna uppgång berodde på ökningen av Chaoborus flavicans. Redan till nästa vår hade profundalfaunan minskat i de flesta sjöar, och det även om C. flavicans ej medräknas, med i genomsnitt 20 % jämfört med föregående vår. Även den fortsatta utvecklingen uppvisade oftast en minskning av totalantalet djur.

En förbättrad vattenkvalitet och framför allt en, p g a förhöjt pH-värde, ökad tillgänglighet på organiskt material, som ackumulerats under sura förhållanden, bör vara huvudorsak till de förhöjda individantal av herbivora och omnivora organismer som observerats omedelbart efter kalkning. En ökning av dessa organismer gynnar självfallet de rovlevande djuren, inklusive fisk. I litoralområdena var individtätheten ännu ca tre år efter kalkningarna något förhöjd i jämförelse med under sura förhållanden, trots att predationen från fiskarna ökat avsevärt under samma tid. Detta talar för att produktionen av bottenlevande organismer i dessa områden förbättrats efter kalkningarna.

De sedimentlevande djuren på djupare områden är endast i ringa grad utsatta för predation från de fiskarter som förekommer i de här undersökta sjöarna. Orsaken till den successiva nedgången av profundalfaunan, efter den omedelbara ökningen, kan därför ej bero på en förhöjd mortalitet p g a intensivare predation efter kalkning. Det förefaller i stället troligt att produktionsförsättningarna, dvs näringsutbudet, minskat. Eftersom närings tillskottet till sjöarna via nederbörd och tillrinnande vatten ej påverkas av kalkning och då dessutom förändringarna i planktonsamhällena talar för en förhöjd produktion av växt- (sid 21) och djurplankton (sid 45), synes det rimligt att anta att pH-förhöjningen resulterat i en ökad mineralisering och recirkulering av organiskt material i epilimnion, vilket medför ett minskat näringsutbud för profundalfaunan.



## Fisk

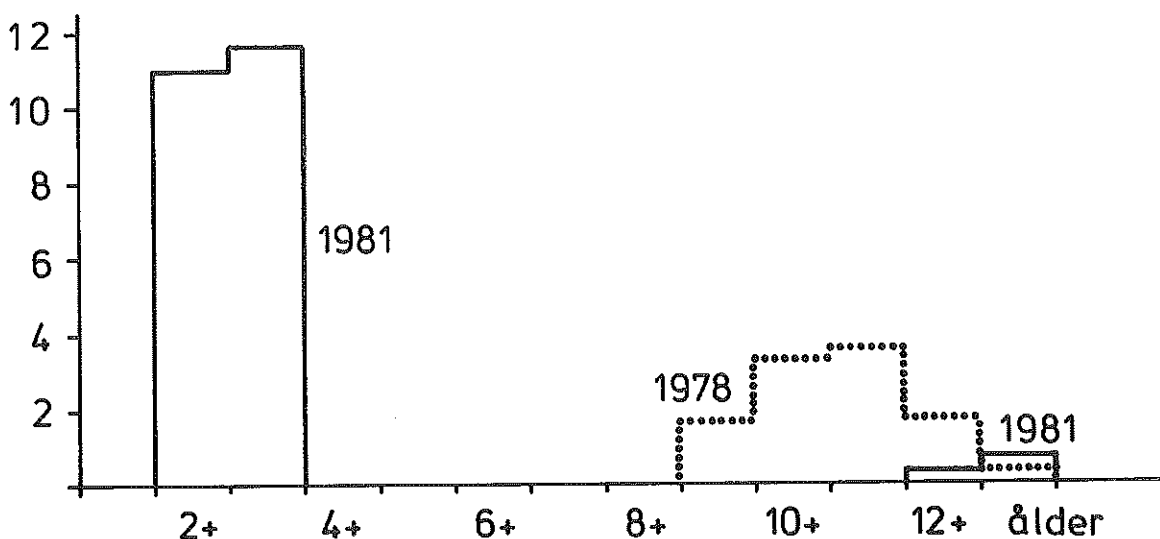
Ett flertal observerade biologiska effekter av försurning är indirekta effekter och orsakade av förändrade närings-, konkurrens- och predationsförhållanden i ekosystemen (Eriksson et al. 1980, Muniz 1981a). Fiskarna utgör emellertid en organismgrupp som mera direkt påverkas av en försämrad vattenkvalitet. Det första tecknet på försurningsskador i ett fiskbestånd är avsaknaden av unga fiskar. Den upphörda reproduktionen torde i flertalet fall orsakas av aluminiumförgiftning på yngelstadiet, som förefaller vara det känsligaste stadiet i fiskarnas liv (Daye och Garside 1979, Muniz 1981b).

## Reproduktion

I många vatten har fiskarnas reproduktion varit utslagen sedan lång tid och bestånden vid kalkningen bestått av mycket gamla individer. Trots detta har det inte i något fall rapporterats att reproduktionen ej återupptagits efter lyckad kalkning.

Vid provfiske i Mörtsjön 1978 befanns de yngsta fångade mörtarna ha en ålder av 9+ (Figur 28), dvs populationen hade ej kunnat reproducera sig sedan 1969. Även i detta åldersstigna bestånd

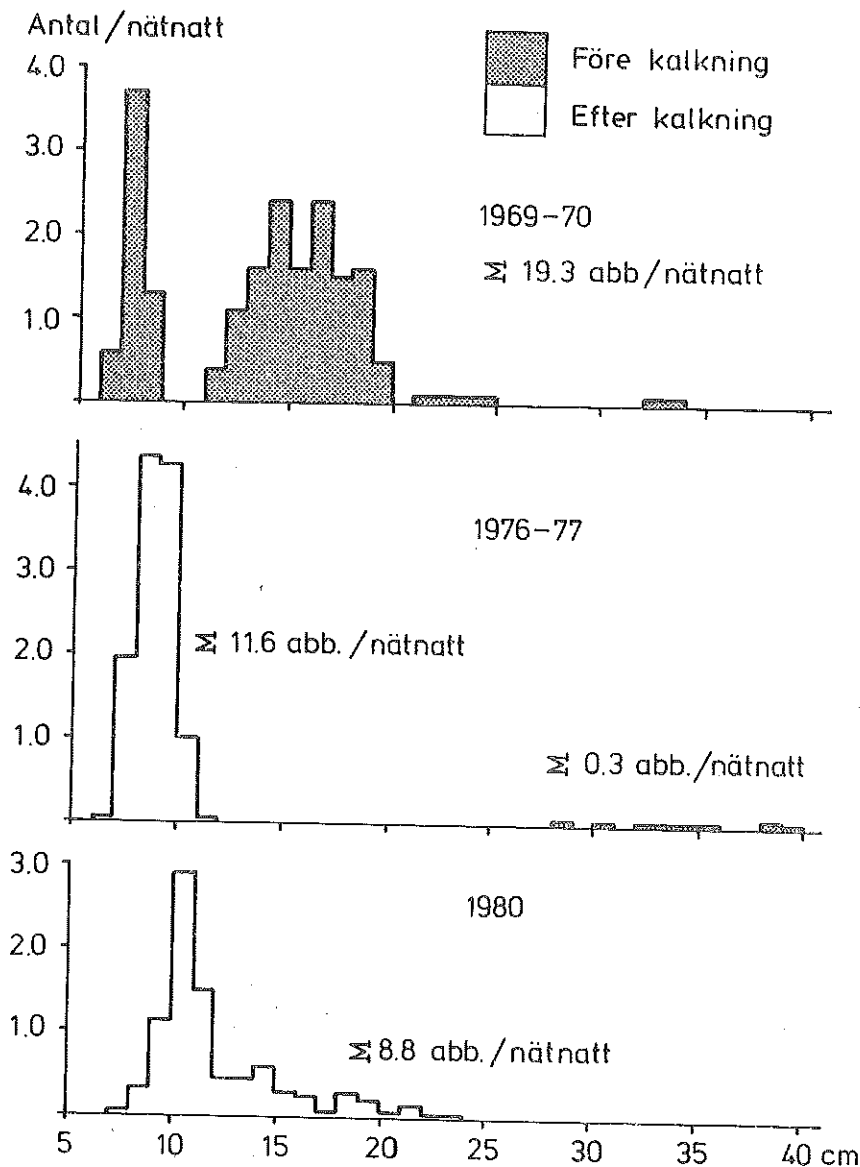
### Antal /nätnatt



Figur 28. Fångst av mört och populationens åldersfördelning i Mörtsjön 1978 och 1981.

resulterade kalkningen på våren 1978 i en lyckad lek och vid provfisket tre år senare dominerades mörtpopulationen av unga fiskar.

I den 40 ha stora V. Skälsjön föreföll abborr-reproduktionen att vara intakt vid provfisken 1969-70. Någon gång i början av 1970-talet inträffade emellertid en mycket drastisk dödlighet och den totala abborrpopulationen i sjön utgjordes 1976 endast av 10 fiskar (0.3 abborrar/nättnatt). En mindre kalkningsinsats 1975 hade dock medfört att dessa fåtaliga abborrar kunnat reproducera sig på våren 1976. Även om tätheten och storleksfördelningen i populationen 1980 ännu ej var jämförbar med 1969-70, så har beståndet utvecklats förvånandsvårt snabbt (Figur 29).

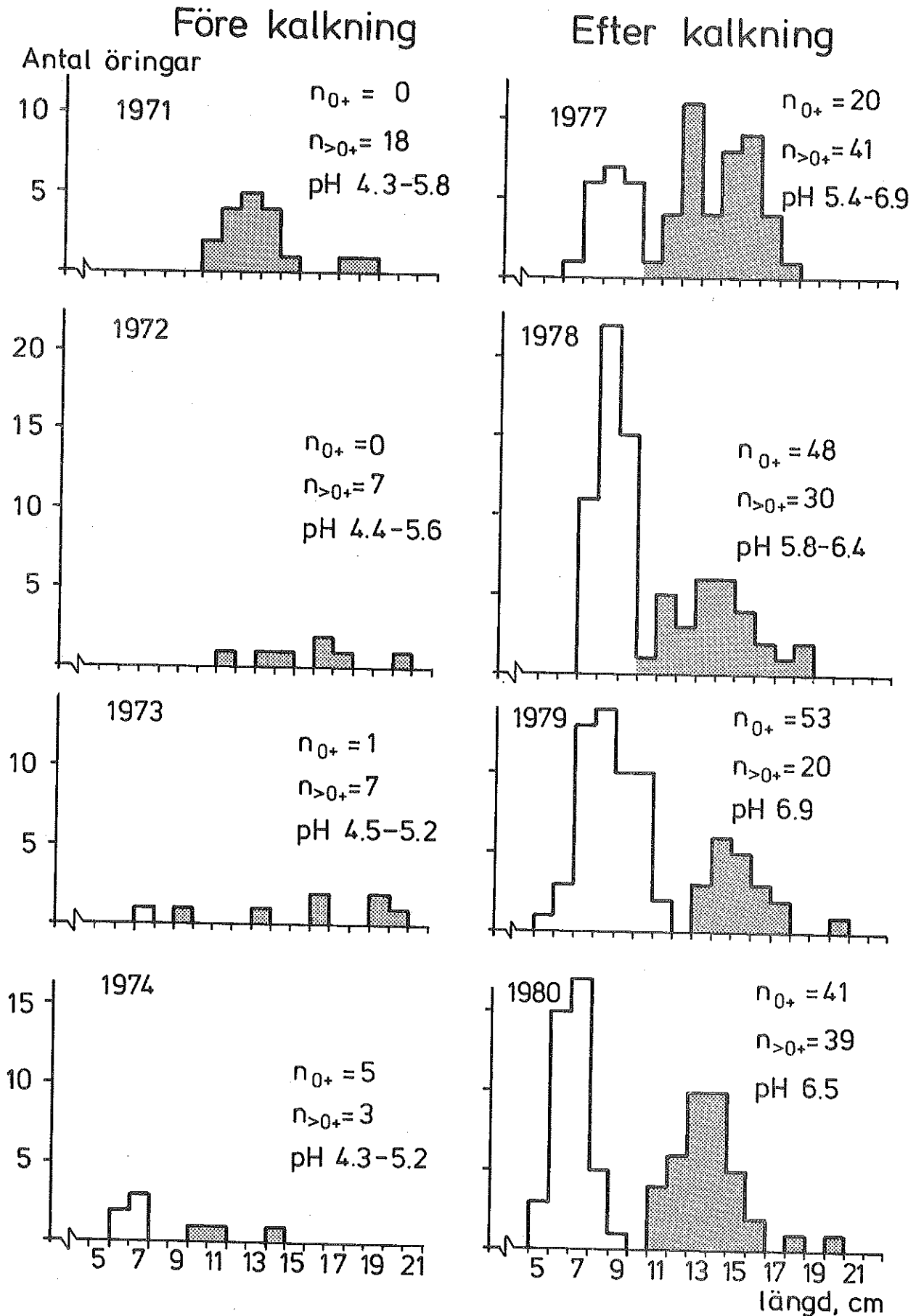


Figur 29. Fångst av abborre och populationens längdfördelning i V Skälsjön 1969-70, 1976-77 och 1980.

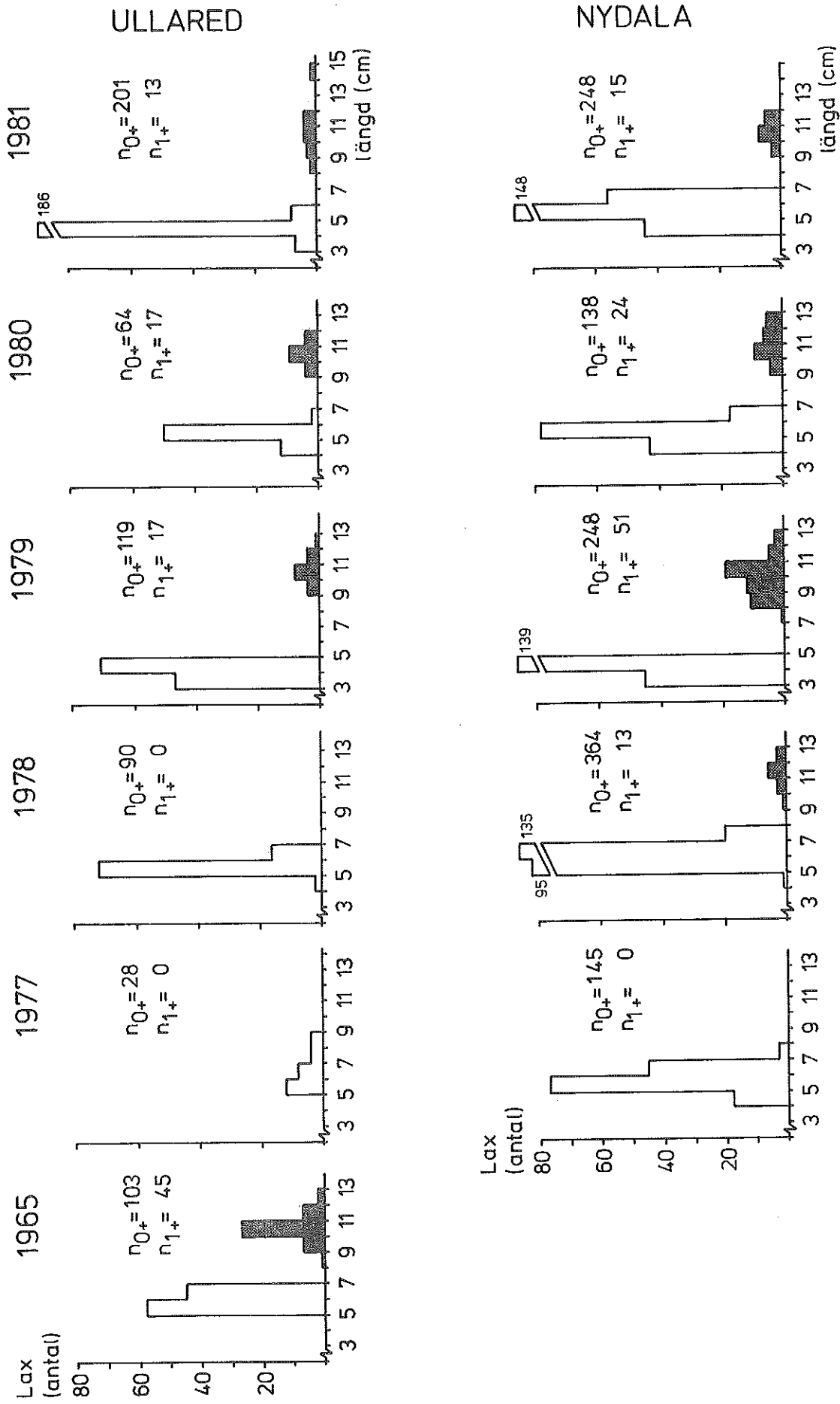
Tjöstelsrödsån i Bohuslän är ytterligare ett exempel på att kalkning medfört återupptagen reproduktion. Ån är lek- och uppväxtlokal för havsvandrande öring, men under åren 1971-74 hade för yngningen helt upphört i de övre delarna. De fåtaliga öringar som fångades under dessa år (Figur 30) antas ha vandrat upp från nedströms belägna områden, där viss reproduktion då ännu förekom (Lundh 1981). Efter kalkning av den uppströms liggande St. Skarsjön under våren 1975 fungerar åter de övre delarna av ån som reproduktionsområde för havsöring (Figur 30).

Framför allt i rinnande vatten föreligger stora problem att genom kalkning upprätthålla tillfredsställande vattenkvalitet under hela året. I Högvadsån i Halland, som är en synnerligen betydelsefull reproduktionslokal för Ätranlaxen, saknades tvåsomriga laxungar i stort sett helt under mitten och senare delen av 1970-talet (Figur 31) och utvandringen av smolt hade nästan helt upphört (Edman 1981). Efter kalkningens start 1978 har en viss förbättring skett och de ensomriga laxungarnas antal har ökat och tvåsomriga ungar förekommer åter. Den utvandrande mängden öringsmolt har också ökat något och var cirka 1 000 resp 500 under 1980 och 1981. Dessa antal är emellertid fortfarande mycket låga jämfört med värdena 1959-65, då 2 000-10 000 smolt utvandrade årligen (op.cit.). Anledningen till avsaknaden av äldre laxungar tidigare och den jämförelsevis glesa tätheten av tvåsomriga ungar och ringa smoltutvandringen efter kalkningarna är sannolikt förgiftning, någon gång under tiden mellan höstflod och snösmältning, på grund av lågt pH-värde och hög aluminiumhalt. Under denna tid finns höstens avgivna rom eller nykläckta yngel ännu kvar i grusbottenarna och undkommer därigenom den alltför dåliga vattenkvaliteten, vilket förklarar varför ensomriga laxungar hela tiden förekommit i provfiskena. Kalkningsinsatserna har alltså ej helt förmått att skapa tillfredsställande vattenkvalitet i ån. Vid burförsök efter kalkningarna har man också påvisat dödlighet bland laxungar vid höga avrinningar (Edman opubl.).

I flertalet vatten har dessbättre kalkning kunnat utföras innan reproduktionsskadorna nått så stor omfattning som i ovan nämnda fall. Dessa insatser har resulterat i en eller flera individuella årsklasser. Rödingbeståndet i Ö. Skälsjön utgjordes 1976 till

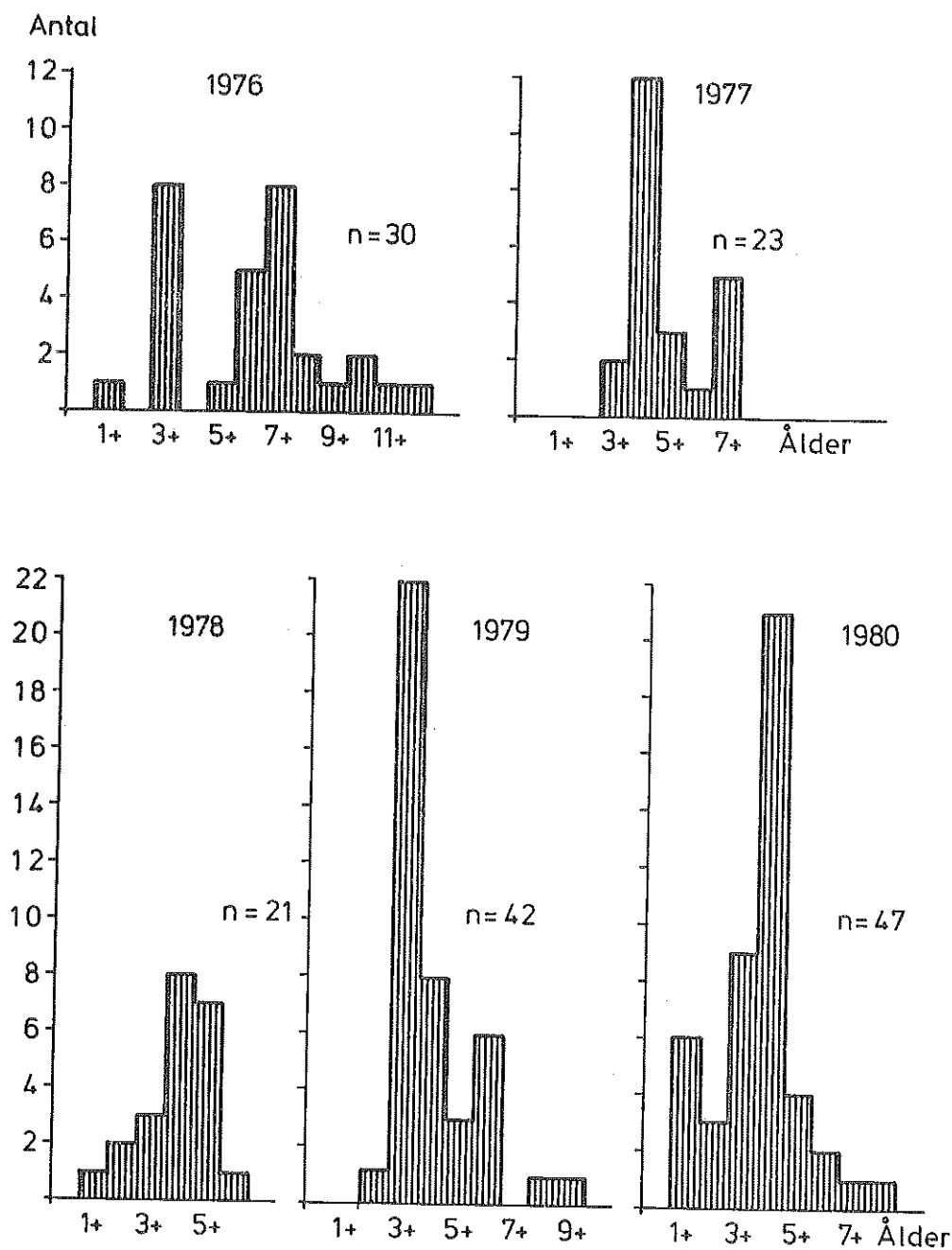


Figur 30. Fångsten av yngre havsöringar vid elfisken i Tjöstelsrödsån före och efter kalkning.



Figur 31. Fångsten av en- och tvåsomriga laxungar vid elfisken i Högvads-  
ån 1965-81.

Övervägande del av gamla individer och vissa årgångar av yngre fiskar var mycket svaga eller saknades helt. På grund av dålig reproduktion, fiske och naturlig dödlighet bland äldre fiskar, var populationen mycket svag 1977-78. Kalkningen av V. Skälsjön 1975 medförde en förbättring av vattenkvaliteten även i den nedströms liggande Ö. Skälsjön, vilket resulterade i god överlevnad av 1976 års klass och dessa rödingar utgjorde en stor del av fångsten 1979-80 som 3+ resp 4+ (Figur 32). Lindström och



Figur 32. Rödingfångstens åldersfördelning i Ö Skälsjön 1976-80.

Andersson (1981) fann också att kalkning i kombination med fosforförgödsling i St. Rösjön 1962 gav upphov till en mycket rik årsklass av röding 1963, vilken ännu 1970 utgjorde 50 % av fångsten. Efter ytterligare kalkningar 1973-76 skapades åter en rik årsklass 1976.

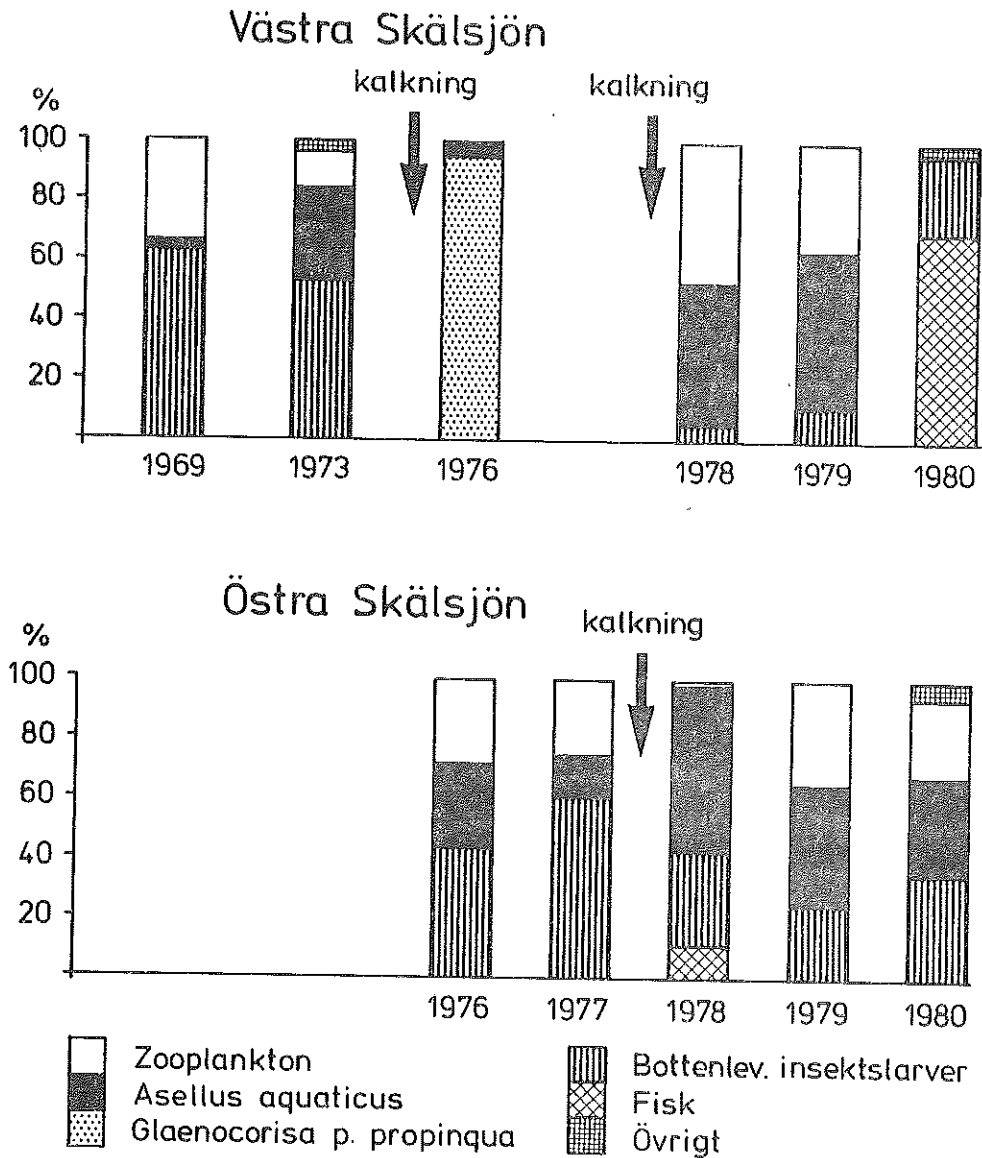
I några vatten har försurningen gått så långt att fiskbestånden helt slagits ut. I dessa fall har återutsättningar skett, varvid det visat sig att inplantering av ensomrig (Nyberg opubl.) och tvåsomrig röding (Lindström och Andersson 1981) efter kalkning efter några år givit upphov till självreproducerande bestånd. Vidare har utsättning av rom, yngel och lekmogen havsöring efter kalkning resulterat i föryngring på tidigare helt fisktomma delar av Anråseån (Hultberg och Alenäs 1981).

Den återupptagna eller förbättrade reproduktionen efter lyckade kalkningar torde bero direkt på en förbättrad vattenkvalitet. pH-förhöjningen, dvs den minskade vätejonkoncentrationen, innebär i sig en minskad stress för fiskarna (Leivestad et al. 1980). Det förhöjda pH-värdet minskar också aluminiums giftverkan (Muniz och Leivestad 1980) och medför samtidigt en utfällning av aluminium och minskning av koncentrationen i vattnet (Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk 1981). Genom kalkning förhöjs också kalciumhalten i vattnet, vilket visat sig öka fiskars överlevnad vid låga pH-värden (Brown 1981). Utöver dessa rent kemiska effekter, har den förbättrade näringstillgången, främst i form av ökade zooplanktonmängder, stor betydelse för ynglens överlevnad.

### Näringsval

Vid en försurning påverkas fiskarnas näringstillgång i första hand genom att särskilt känsliga organismer, såsom snäckor och musslor och vissa kräftdjur och insektslarver, slås ut. Upphörd reproduktion hos känsliga fiskarter medför också att bytesfiskar i lämplig storlek saknas för predatoriska arter. I ett längre gånget försurningsstadium kan också tillgången på mindre försurningskänsliga organismer vara begränsad, men oftast är då även fiskbestånden redan så glesa, att näringskonkurrensen är ringa och födotillgången därför god.

Abborrars födoval i starkt försurade vatten avviker t ex markant från vad man finner i normala vatten (Mossberg och Nyberg 1976, Almer och Hanson 1980). De större abborrarna i V. Skälsjön livnärde sig 1969 och 1973, dvs före försurningsskador i populationen, huvudsakligen av insektslarver, Asellus aquaticus och zooplankton (Figur 33). 1976 var abborrarna synnerligen fåtaliga och kunde därför nästan helt uteslutande livnära sig på Glaenocorisa p. propinqua. Efter kalkningar och återupptagen reproduktion skärps födokonkurrens i den växande populationen och näringsvalet under 1978 och 1979 liknar alltmer dieten före försurningsskadorna (Figur 33). Den nedströms liggande Ö. Skälsjön kalkades innan några



Figur 33. Födoval hos större (>15 cm) abborrar i V och Ö Skälsjön (september 1969-80).



reproduktionsskador uppstått i abborrbeståndet och näringsvalet är här likartat under hela perioden. Troligen är dock den stora andelen Asellus aquaticus i födan under året efter kalkningen (Figur 33) en effekt av den ökning av arten som också observerats vid bottenfaunaprovtagningar strax efter kalkning. Även Hultberg och Andersson (1981) och Alenäs et al. (1981) uppger att Asellus aquaticus var basföda för öring och abborre efter kalkningsinsatser.

pH-förhöjningen medför också en förändring av faunasammansättningen som utnyttjas av fiskarna. Sålunda har Daphnia longispina och Cloeon dipterum påträffats i öringmagar i flera sjöar (Nyberg opubl.) och Hultberg och Andersson (1981) uppger att nämnda dagslända och framför allt Lymnaea peregra, som inplanterats efter kalkning, var viktiga födoobjekt för öring.

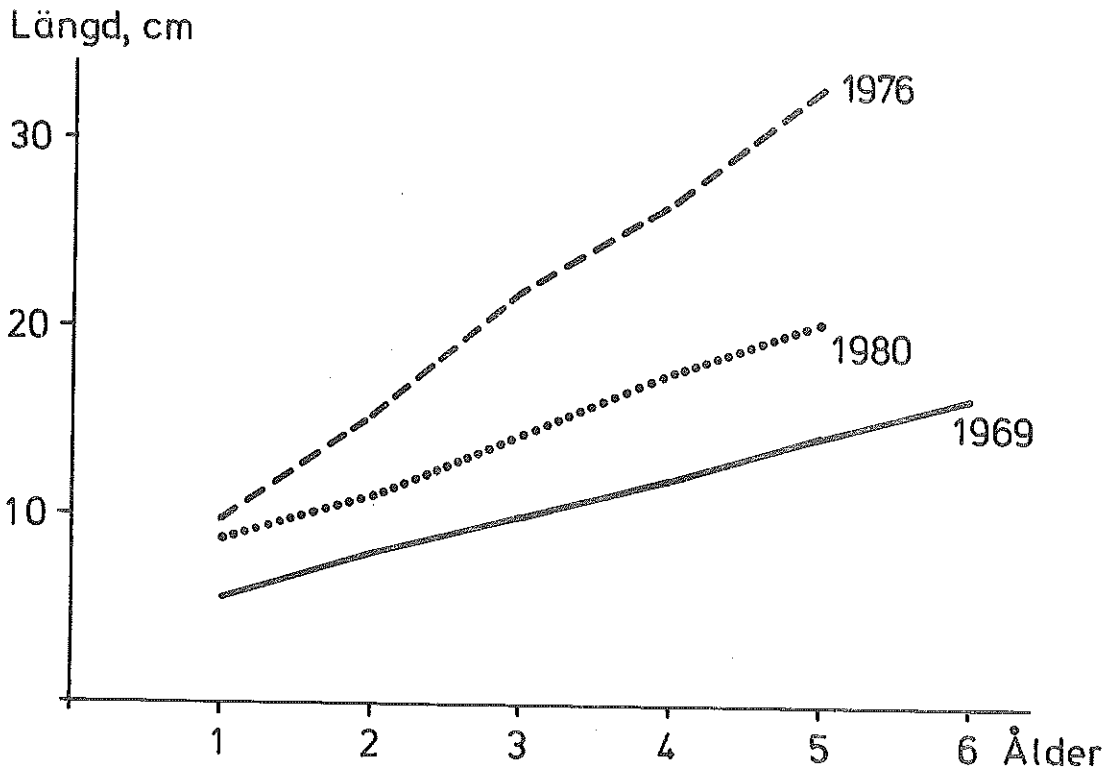
Den rikliga tillgången på yngel och ungar av framför allt mört och abborre efter kalkningsinsatser utnyttjas också av predatoriska fiskarter. I Mörtsjön bestod gäddornas föda uteslutande av mörtar som kläckts efter kalkningen och i V. Skälsjön, liksom i St. Härsjön (Alenäs et al. 1981), var abborrarna utsatta för intensiv predation från de större abborrarna under 1980 (Figur 33). I nämnda sjö övergick också många större rödingar till att äta abborrarna (Nyberg opubl.) och även i Ö. Nedsjön resulterade kalkningen i att flera rödingar började äta småfisk (Johlander 1981).

### Tillväxt

Vid en given födomängd är fiskarnas tillväxt sämre i surt vatten än vid högre pH-värde, beroende på en förhöjd energiförbrukning (Rosseland 1980). I fiskbestånd med påtagliga reproduktionsskador kompenseras den förhöjda energiförbrukningen av riklig tillgång på föda, vilket resulterar i att de kvarvarande fiskarna i stället har en mycket god tillväxt.

Tillväxten hos abborrarna i det ännu ej försurningsskadade beståndet i V. Skälsjön var 1969 relativt dålig, men i stort sett normal för abborrar i mellansvenska skogssjöar. Femåriga fiskar hade då en medellängd av ca 14 cm. 1976 var beståndet synnerligen

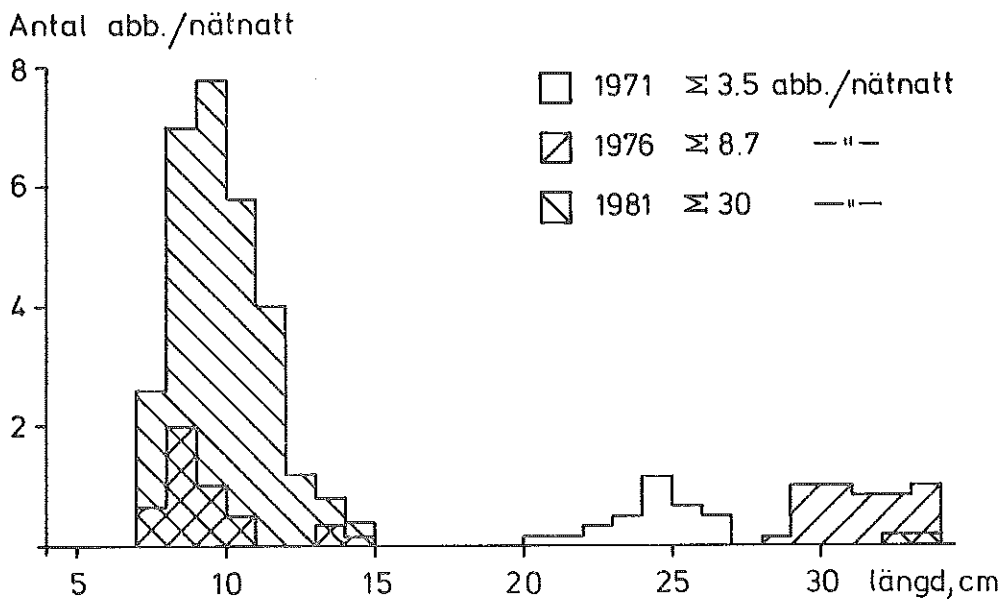
glest och födokonkurrensen därför ringa, varför tillväxten var mycket god och femåriga abborrar hade då en medellängd av över 30 cm. Efter kalkning och återupptagen reproduktion ökar populationen och därmed konkurrensen om födan, vilket medför att fiskarnas tillväxthastighet avtar och 1980 var femåriga abborrar ca 19 cm stora (Figur 34). Beståndet föreföll dock att ännu 1980 ej vara lika stort som 1969-70 (Figur 29), varför man kan förvänta sig att födokonkurrensen kommer att öka ytterligare och fiskarnas tillväxt därför ännu mera närma sig tillväxten före försurnings-skadorna. En liknande förändring av abborrarnas tillväxt har också observerats i St. Hårsjön, där fiskarnas tillväxt efter kalkning alltmer liknar den man finner i icke försurade referenssjöar (Alenäs et al. 1981).



Figur 34. Abborrens tillväxt i V Skälsjön före försurningsskador (1969), vid mycket allvarliga försurningsskador (1976) samt efter kalkning (1980).

Efter kalkning i vatten med glesa fiskbestånd brukar tillväxten vara mycket god under de första årskullarnas första säsong (op.cit., Nyberg opubl.). Födötillgången kan emellertid bli mycket dålig något senare i fiskarnas liv, varför tillväxten kan avstanna efter

några år. St. Skarsjön innehöll 1971 ett glest och icke reproducerande abborrbestånd där fiskarna var 20-27 cm stora. Efter kalkning i maj 1975 produceras en svag årsklass samma år och en rikare året därpå. Dessa fiskar var 13-15 resp 7-11 cm stora redan i början av juli 1976. Vid motsvarande provfiske 1981 var populationen mycket talrik och bestod av fiskar i storlek endast 7-15 cm, trots att flertalet hade en ålder av 4+ till 6+ (Figur 35). Tusenbrödrabestånd av abborre är emellertid mycket vanliga även i icke försurade skogssjöar. Det är därför svårt att avgöra om den explosionsartade tillväxten av populationen orsakat näringsbrist och dålig tillväxt eller om kalkningen i själva verket medfört en population av liknande utseende som före försurningsskadorna. Vissa uppgifter tyder dock på att St. Skarsjöns abborrbestånd var mycket småvuxet även före försurning och reproduktionsskador (Almer muntl. medd.).



Figur 35. Fångsten av abborre och fiskarnas längdfördelning vid provfisken i St Skarsjön 1971, 1976 och 1981.

Den ökade förekomsten av yngel och ungar efter kalkning förbättrar tillväxten hos predatoriska fiskarter. Alenäs et al. (1981) fann att tillväxten hos äldre abborrar i den kalkade St. Härsjön var bättre än i icke sura referenssjöar. Abborrbestånden i Ö. Skälsjön och L. Sirsjön uppvisade inga synbara reproduktionsskador före kalkningarna. Trots detta har pH-förhöjningen medfört en klart

förbättrad tillväxt hos abborrar >20 cm. Återupptagen mörtreproduktion och en riklig tillgång på bytesfisk har i flera vatten på likartat sätt visat sig öka tillväxten hos större abborrar (Nyberg opubl.).

I ett flertal vatten som kalkats innan några försurningsskador uppstått i fiskpopulationen, har man ej noterat några förändringar i individtillväxten. En trolig förklaring härtill är att en eventuellt ökad produktion av födoorganismer resulterat i ett tätare fiskbestånd och därför oförändrad födotillgång och tillväxt för individerna.

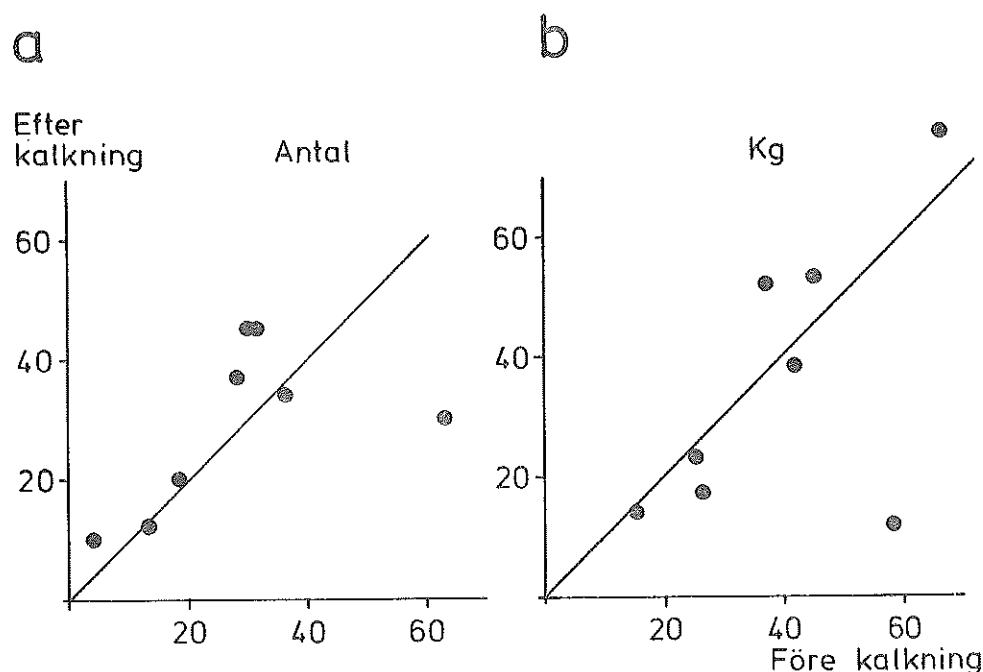
#### Dominansförhållandet abborre - mört

Mörten är en av våra mest konkurrenskraftiga fiskarter i normala vatten och dominerar över bl a abborren. I vatten med täta mörtbestånd är därför abborrbeståndet oftast glest (Svärdson 1976). Mörten är emellertid också en av de mest försurningskänsliga fiskarterna (Almer et al. 1978) och upphör att reproducera sig långt innan abborrbestånden påverkats. En måttlig försurning påverkar konkurrensförhållandet och skulle därför kunna medföra ett förbättrat abborrbestånd och fiske. Belägg för att så är fallet saknas dock, vilket troligen beror på att även andra försurningskänsliga organismer försvinner före eller samtidigt med mörten, dvs effekten av den minskade konkurrensen från mört uteblir p g a en samtidig minskning av tillgången på näringsorganismer.

Återupptagen mörtreproduktion innebär otvivelaktigt ökad näringskonkurrens för abborrarna, samtidigt som tillgången på bytesfisk ökar för de större abborrarna. Då förändringar i fiskbestånd till följd av förändringar i konkurrensen mellan olika fiskarter är förhållandevis långsamma och då ännu endast ett fåtal vatten med relativt komplex fiskartsammansättning kalkats, är det ännu för tidigt att uttala sig om kalkningens effekt på dominansförhållandena mellan olika fiskarter i ett vatten. Sammanlagt 8 sjöar med bl a abborre och mört som kalkats under perioden 1971-76 har dock provfiskats i Sötvattenslaboratoriets regi 1971, 1976 och 1981. Av dessa resultat framgår att styrkeförhållandet mellan abborre och mört ännu påverkats i ringa grad. I fyra av sjöarna utgjorde mörten 1981 antalsmässigt en större andel av det totala antalet

fångade abborrar och mörtar tillsammans, än före kalkningarna och i en sjö var mörtandelen betydligt lägre än före pH-förhöjningen. Andelen fångade mörtar var i stort sett oförändrad i de tre återstående vattnen, vilket framgår av Figur 36a där dessa punkter ligger mycket nära linjen som anger samma relativa andel mörtar före som efter kalkning.

De viktsmässiga relationerna mellan abborre och mört i provfiskefångsten har hittills förändrats i ännu mindre grad. I tre av sjöarna synes mörtandelen ha ökat och utgjorde i dessa 52-77 % av den sammanlagda vikten av abborre och mört. I de återstående vattnen var mörtfångsten oförändrad eller hade minskat i jämförelse med fångsten av abborre (Figur 36b). Anledning till att de



Figur 36. Den relativa andelen mört i antal (a) och vikt (b) av totalfångsten av abborre och mört före och efter kalkning i sju sjöar i västsverige.

observerade förändringarna är överraskande små, är framför allt att för kort tid ännu förflutit sedan mörtreproduktionen återupptogs. Detta påverkar i första hand den viktsmässiga fördelningen mellan arterna. I Ö. Nedsjön, där kalkning påbörjades redan 1971, har viktsandelen av abborre i provfiskefångsten minskat från cirka 31 % 1966 till 19 % och 13 % 1974 resp 1980,

medan andelen mört ökat från 57 % till 73 % och 81 % under samma tid. Den ökade mängden mört kan även vara orsak till den mycket ringa rödingfångsten 1980 (Johlander 1981).

Även om det i framtiden visar sig att kalkning av vatten med abborre, gädda och mört resulterar i ett minskat abborrbestånd och en ökad andel mört, behöver detta inte vara negativt ur fiske-synpunkt. Resultaten från några sjöar antyder att man visserligen totalt sett får en minskning av abborrbeståndets täthet, men att man även får en större andel predatoriska, dvs stora abborrar i beståndet. Vidare är det troligt att kvicksilverhalten i gäddor och predatoriska abborrar minskar vid en ökad tillgång på unga mörtar med i sig låg kvicksilverhalt.

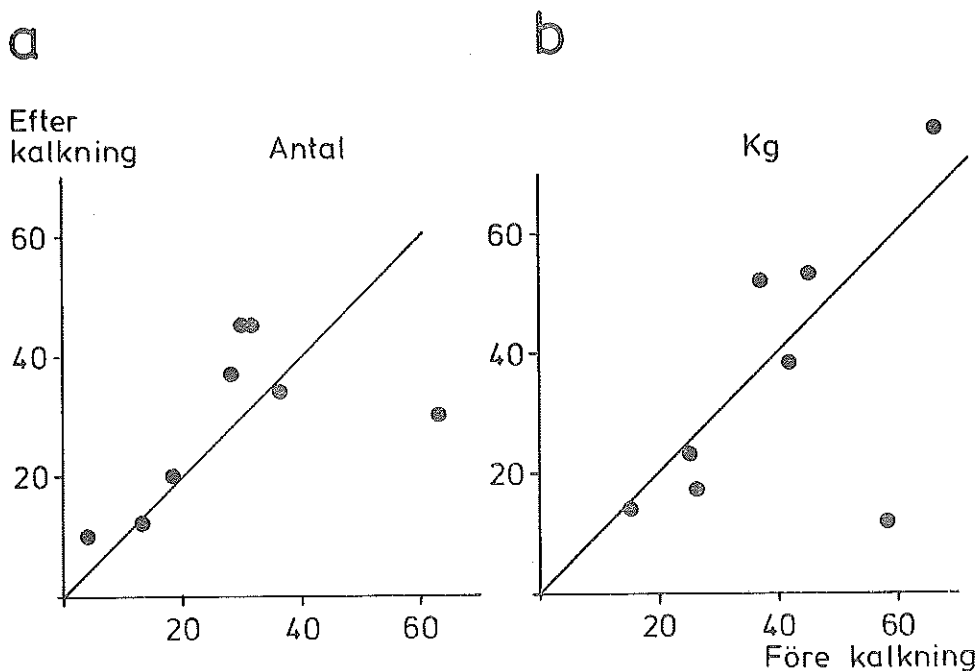
#### Utvecklingen i några populationer

Undersökningar av kalkningens effekt på produktionen av organiskt material i vattnen saknas ännu helt. Studier av fiskproduktionen i sjöar är särskilt besvärliga att utföra, beroende på svårigheter att bestämma populationsstorleken. Resultat av provfisker får i stället användas som ett relativt mått på mängden fisk och kan framför allt möjliggöra en jämförelse av fisktillgången före och efter kalkning.

I Figur 37a och b redovisas den totala fångsten i antal och kg per nätnatt före och efter kalkning i 6 sjöar i norra Bohuslän (Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län och Statens Naturvårdsverk 1981) och 14 sjöar i Göteborgs och Bohus, Älvsborgs och Hallands län, vilka provfiskats i Sötvattenslaboratoriets regi. I den antalsmässiga fångsten har endast abborre och mört betydelse medan den viktsmässiga i vissa fall även kan påverkas av fångst av enstaka större fiskar framför allt gädda och sutare. De inlagda linjerna markerar identisk fångst före och efter kalkning. Med undantag för i 4 sjöar var det totala antalet fångade fiskar/nät-natt betydligt större efter kalkningsinsatserna (Figur 37a). Den kraftigaste ökningen noterades i sjöar där fångsten var mycket ringa före kalkningarna, dvs där reproduktionen var störd eller helt upphörd. I två av sjöarna var fångsten klart lägre efter kalkningsinsatserna. I den ena var emellertid pH-förhöjningen

fångade abborrar och mörtar tillsammans, än före kalkningarna och i en sjö var mörtandelen betydligt lägre än före pH-förhöjningen. Andelen fångade mörtar var i stort sett oförändrad i de tre återstående vattnen, vilket framgår av Figur 36a där dessa punkter ligger mycket nära linjen som anger samma relativa andel mörtar före som efter kalkning.

De viktsmässiga relationerna mellan abborre och mört i provfiskefångsten har hittills förändrats i ännu mindre grad. I tre av sjöarna synes mörtandelen ha ökat och utgjorde i dessa 52-77 % av den sammanlagda vikten av abborre och mört. I de återstående vattnen var mörtfångsten oförändrad eller hade minskat i jämförelse med fångsten av abborre (Figur 36b). Anledning till att de



Figur 36. Den relativa andelen mört i antal (a) och vikt (b) av totalfångsten av abborre och mört före och efter kalkning i sju sjöar i västsverige.

observerade förändringarna är överraskande små, är framför allt att för kort tid ännu förflutit sedan mörtreproduktionen återupptogs. Detta påverkar i första hand den viktsmässiga fördelningen mellan arterna. I Ö. Nedsjön, där kalkning påbörjades redan 1971, har viktsandelen av abborre i provfiskefångsten minskat från cirka 31 % 1966 till 19 % och 13 % 1974 resp 1980,

medan andelen mört ökat från 57 % till 73 % och 81 % under samma tid. Den ökade mängden mört kan även vara orsak till den mycket ringa rödingfångsten 1980 (Johlander 1981).

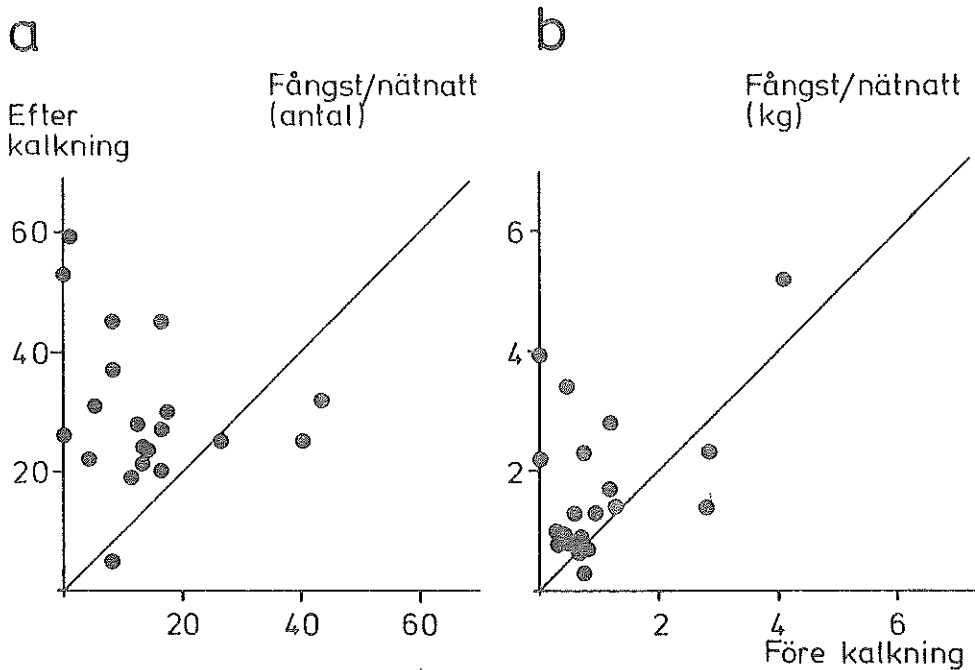
Även om det i framtiden visar sig att kalkning av vatten med abborre, gädda och mört resulterar i ett minskat abborrbestånd och en ökad andel mört, behöver detta inte vara negativt ur fiske-synpunkt. Resultaten från några sjöar antyder att man visserligen totalt sett får en minskning av abborrbeståndets täthet, men att man även får en större andel predatoriska, dvs stora abborrar i beståndet. Vidare är det troligt att kvicksilverhalten i gäddor och predatoriska abborrar minskar vid en ökad tillgång på unga mörtar med i sig låg kvicksilverhalt.

#### Utvecklingen i några populationer

Undersökningar av kalkningens effekt på produktionen av organiskt material i vattnen saknas ännu helt. Studier av fiskproduktionen i sjöar är särskilt besvärliga att utföra, beroende på svårigheter att bestämma populationsstorleken. Resultat av provfisken får i stället användas som ett relativt mått på mängden fisk och kan framför allt möjliggöra en jämförelse av fisktillgången före och efter kalkning.

I Figur 37a och b redovisas den totala fångsten i antal och kg per nätnatt före och efter kalkning i 6 sjöar i norra Bohuslän (Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län och Statens Naturvårdsverk 1981) och 14 sjöar i Göteborgs och Bohus, Älvsborgs och Hallands län, vilka provfiskats i Sötvattenslaboratoriets regi. I den antalsmässiga fångsten har endast abborre och mört betydelse medan den viktsmässiga i vissa fall även kan påverkas av fångst av enstaka större fiskar framför allt gädda och sutare. De inlagda linjerna markerar identisk fångst före och efter kalkning. Med undantag för i 4 sjöar var det totala antalet fångade fiskar/nät-natt betydligt större efter kalkningsinsatserna (Figur 37a). Den kraftigaste ökningen noterades i sjöar där fångsten var mycket ringa före kalkningarna, dvs där reproduktionen var störd eller helt upphörd. I två av sjöarna var fångsten klart lägre efter kalkningsinsatserna. I den ena var emellertid pH-förhöjningen





Figur 37. Den totala fångsten per nättnatt i antal (a) och vikt (b) före och efter kalkning i 20 sjöar i västsverige.

så ringa att mörten ej reproducerat sig och i den andra hade kalkningen utförts så kort tid före provfisket att endast ett fåtal fiskar som kläckts efter kalkningen fanns med i fångsten. Under sura förhållanden fångades i medeltal 14 fiskar/nättnatt i de 20 sjöarna, medan motsvarande fångst efter kalkningarna var 30 fiskar.

Beroende på en relativt stor andel unga fiskar i fångsten efter kalkning, är skillnaderna i total fångstvikt mindre än då fångsten uttrycks i antal (Figur 37b). Allmänt kan sägas att fångsten oftast var låg och omkring 1 kg/nättnatt i ett flertal vatten. I en av sjöarna var fångsten påtagligt lägre efter än före kalkningarna och i stort sett oförändrad eller hade ökat i de övriga vattnen. I likhet med tidigare är förbättringen störst i sjöar där fångsten var mycket ringa före pH-förhöjningen. I den sjö där fångsten var klart lägre efter kalkning än före densamma, utgjordes fångsten 1971 och 1976 av ett stort antal relativt storvuxna abborrar och enstaka stora mörtar och vid provfisket 1981 av yngre och mindre abborrar samt av ett fåtal mörtar. I medeltal var den totala fångsten 1 kg/nättnatt före kalkning och 1.8 kg/nättnatt efter åtgärderna. Denna skillnad bör bli allt mer markerad med tiden,

allt eftersom de årskullar som kläcks efter kalkningarna växer till och fiskarna når en större medelvikt.

Ovanstående resultat visar på ökad fiskfångst i antal och vikt efter kalkning, framför allt i sjöar där reproduktionen tidigare varit svag. Orsak till förbättringen är här troligen en ökad yngelöverlevnad p g a pH-förhöjningen och sannolikt också ett ökat näringsutbud. Vissa resultat tyder också på att produktionen av fisk ökar efter kalkning. I Ö. Skälsjön har sålunda antalet fångade rödingar nästan fördubblats samtidigt som individtillväxten är oförändrad och i Anråseån har tätheten av unga öringar i stort sett fördubblats på lokaler som före kalkningarna endast var måttligt sura (Hultberg och Alenäs 1981).

Om denna produktionsförhöjning är bestående eller av kortvarig karaktär, återstår att se. Man kan dock konstatera, att organiskt material som ansamlats i vattnen under sura förhållanden, uppenbarligen blir tillgängligt för bakterier och detritusätande djur på ett helt annat sätt efter kalkning. Produktionsförhöjningen på samtliga trofinivåer kan därför vara en effekt av att en näringsresurs, som ackumulerats under flera år, kan utnyttjas i högre grad efter kalkning. Om så är fallet, kommer produktionen att sjunka i takt med att näringsämnen rinner ur sjön och/eller fastläggs i sedimenten. Det finns också resultat som tyder på att utlakningen av fosfor från marken till ytvattnen minskar vid ökande markförsurning (Broberg och Persson 1981). Då fosfor är det växt-näringsämne som begränsar primärproduktionen i praktiskt taget samtliga skogssjöar, kan ett minskande fosforinflöde få påtaglig effekt på produktionsnivån i kalkade vatten. De försurade och försurningshotade vattnen har dock alltid varit näringsfattiga och även om de på sikt blir ännu mera lågproduktiva, synes kalkningar, som skapat varaktigt tillfredsställande vattenkvalitet, resultera i fungerande ekosystem.

#### Negativa effekter

De negativa effekter av kalkning som hittills observerats i vattnen är orsakade av kombinationen pH-förhöjning och hög aluminiumhalt. Anledningen är att aluminium, som föreligger i löst form i

vattnet under sura förhållanden och flockas ut vid högre pH-värden, är giftig för fisk och troligen även många lägre organismer under utfällningsfasen. För åtminstone fiskarnas del tycks giftverkan bestå i att aluminium faller ut på gälarna, vilket orsakar irritation, ökad slemavsöndring och nedsatt syrgasupptagningsförmåga (Muniz och Leivestad 1980). I flera fiskodlingar har man sålunda observerat kraftig dödlighet efter kalkning av aluminiumrikt intagsvatten, trots tillfredsställande pH-värde. Vidare har man erhållit dödlighet på regnbåge, som utplanterats i sjöar kort tid efter kalkning och troligen har också abborre dött i några vatten efter kalkning (Pedersen muntl.medd.). Problemet är ännu av liten omfattning men torde öka vid fortsatt eller ökande markförsurning med ökande aluminiumutlakning till ytvattnen som följd. I första hand kan skador uppstå på fisk och andra organismer vid direkt-dosering av kalk i rinnande vatten samt i fiskodlingar efter kalkning av intagsvattnet.

Vid spridning på land har man dock observerat några negativa effekter av kalken i sig. Det har nämligen visat sig att flertalet lavararter på träd, stenar och mark i övrigt till stor del dör efter kalkning (Eriksson 1981, Eriksson opubl.). Med hänsyn till effektiviteten av en kalkningsinsats, bör dock spridning av kalk över huvud taget ej ske på torrare markområden, varför skador på lavvegetationen får mycket liten omfattning.

Vid kalkning av utströmnings- och andra fuktiga områden har det vidare visat sig, att vitmossorna (Sphagnum spp.) dör (Eriksson opubl.). Effekten är alltså densamma som i sjöarna. Skadorna är emellertid av begränsad betydelse då endast moss- och myrområden i omedelbar anslutning till vattnen kalkas.

Några ytterligare negativa effekter har ej rapporterats, trots att vissa undersökningar gjorts på t ex sjö- och strandlevande fåglar. Kalkning under känsliga tider och på häckningsplatser för fåglar liksom på platser som utnyttjas för t ex bad, måste dock undvikas.

## LITTERATUR

- Alenäs, I., H. Hultberg och I. Andersson. 1981. Kalkningsprojekt Härskogen. Institut för vatten och luftvårdsforskning (IVL). 51 p. (Stencil.)
- Alibone, M.R. och P. Fair. 1981. The effects of low pH on the respiration of Daphnia magna Straus. *Hydrobiologia* 85(2): 185-188.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström och E. Hörnström. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. p. 272-311. Ur Sulfur in the environment: Part II. Ecological impact. Red.: J.O. Nriago. John Wiley & Sons, New York.
- och M. Hanson. 1980. Försurningseffekter i västkustsjöar. (English summary: Effects of acidification in west coast lakes of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 44 p.
- Andersson, B. 1972. Abborrens näringsval i försurade västkustsjöar. (English summary: Food selection of perch (Perca fluviatilis L.) in acidified lakes on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (17). 21 p.
- Bergquist, B. 1980. Undersökning av bottenfaunaförekomst, samt kvicksilverhalt i bottenfauna och sediment i sjön Ölen, Örebro län, 1976-1980. Före och efter kalkning. *Inst. Limnol., Uppsala Univ.* 14 p.
- Brinkhurst, R.O. och B.G.M. Jamieson. 1971. Aquatic oligochaeta of the world. Oliver and Boyd, Edinburgh. 860 p.
- Bristow, J.M. 1969. The effects of carbon dioxide on the growth and development of amphibious plants. *Can.J.Bot.* 47:1803-1807.
- Broberg, O. och G. Persson. 1981. Närsalttillgång i försurade sjöar. Fosfor, kväve och organiskt kol i Gårdsjön. *Limnol. Inst., Uppsala Univ.* 55 p. (Stencil.)
- Brown, D.J.A. 1981. The effects of various cations on the survival of brown trout, Salmo trutta at low pHs. *J.Fish.Biol.* 18(1):31-40.
- Brundin, L. 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der südschwedischen Urgebirgseen. *Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm* 30. 914 p.
- Daye, P.G. och E.T. Garside. 1979. Development and survival of embryos and alevins of the atlantic salmon, Salmo salar, continuously exposed to acidic levels of pH, from fertilization. *Can.J.Zool.* 57:1713-1718.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. *Proc.Int.Conf. Ecol.Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980.* SNSF-Project. p. 75-83.
- Dillon, P.J., N.O. Yan, W.A. Scheider och N. Conroy. 1979. Acidic lakes in Ontario, Canada: characterization, extent and responses to base and nutrient additions. *Arch. Hydrobiol. Beih.Ergebn.Limnol.* 13:317-336.

- Edman, G. 1981. Kalkningsprojekt i Högvadsån - världens största. Svenskt Fiske (10):28-29.
- Eriksson, F. 1979. Kalkningens effekter på vegetationen i strandnära områden. Fiskeristyrelsen. 7 p. (Stencil.)
- 1981. Kalkningens effekter på vegetationen i Stora Rösjöns nederbördsområde. Rapp. Nr 3. Statens Naturvårdsverk och Fiskeristyrelsen. 11 p. (Stencil.)
  - J.Å. Johansson, P. Mossberg, P. Nyberg, H. Olofsson och L. Ramberg. 1974. Ekosystemets struktur i sjön Vitalampa. (English summary: The structure of the ecosystem in Lake Vitalampa.) Klotenprojektet. Rapp. 4. Scripta Limnol. Ups. 370. 126 p.
- Eriksson, M.O.G., L. Henriksson, B.-I. Nilsson, G. Nyman, H.G. Oscarson, A.E. Stenson och K. Larsson. 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9(5):248-249.
- Fedorenko, A.Y. 1975. Instar and species-specific diets in two species of *Chaoborus*. *Limnol. Oceanogr.* 20(2):238-249.
- Filipsson, O. 1972. Sötvattenslaboratoriets provfiske- och provtagningsmetoder. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (16). 24 p.
- Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län och Statens Naturvårdsverk. 1981. Preliminär redovisning av resultat från kalkning av sju sjöar i norra Bohuslän. 24 p. (Stencil.)
- Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk. 1981. Kalkning av sjöar och vattendrag 1977-1981. (English summary: Liming of lakes and rivers 1977-1981 in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 201 p.
- Gahnström, G., G. Andersson och S. Fleischer. 1980. Decomposition and exchange processes in acidified lake sediment. *Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation*. Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project. p. 306-307.
- Grahn, O. 1977. Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. *Water, Air and Soil Pollution* 7:295-305.
- H. Hultberg och L. Landner. 1974. Oligotrophication - a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio* 3(2):93-94.
- Guiset, A. 1977. Stomach contents of *Asplanchna* and *Ploesoma*. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8:126-129.
- Hendrey, G.R. och R.F. Wright. 1976. Acid precipitation in Norway: Effects on aquatic fauna. *J. Great Lakes Res.* 2 (Suppl. I):192-207.
- Henrikson, L., H.G. Nyman, H.G. Oscarson och J.A.E. Stenson. 1981. Rotatorieutvecklingen i en försurad sjö efter behandling med kalciumhydroxid,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . *Inst. Zool. Göteborgs Univ.* 5 p.
- Hinneri, S. 1976. On the ecology and phenotypic plasticity of vascular hydrophytes in a sulphate-rich, acidotrophic freshwater reservoir, SW coast of Finland. *Ann. Bot. Fennici* 13:97-105.

- Hinz, W. 1980. Zur Molluskenfauna verschieden stark durch saure Niederschläge verschmutzter Seen in Südnorwegen. Gewäss.u. Abwäss. 66/67:7-28.
- Hobaek, A. och G.G. Raddum. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in south Norway. SNSF-project IR 75/80. 132 p.
- Holopainen, I.J. 1979. Population dynamics and production of *Pisidium* species (*Bivalvia*, *Sphaeriidae*) in the oligotrophic and mesohumic Lake Pääjärvi, southern Finland. Arch.Hydrobiol. Suppl. 54:466-508.
- Hultberg, H. och I. Alenäs. 1981. Projekt Anråseån. Sammanfattning av uppföljande undersökningar efter utförda kalkningar. IVL, Swedish Water and Air Pollution Research Institute, Göteborg, febr. 1981. 65 p.
- och I. Andersson. 1981. Liming of acidified lakes and streams - aspects on induced physical-chemical and biological changes. IVL Publ. B 621. 43 p.
- Hutchinson, G.E. 1975. A treatise on limnology. Vol. III. John Wiley & Sons. New York. 660 p.
- Hörnström, E. 1979a. Trofigradering av sjöar genom kvalitativ fytoplanktonanalys. Naturvårdsverket, SNV Rapp. 1221. 40 p.
- 1979b. Kalknings- och försurningseffekter på växtplankton i tre västkustsjöar. Naturvårdsverket, SNV Rapp. 1220. 69 p.
- Iversen, J. 1929. Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluss auf die Hydrophyten-Vegetation. Bot.Tidskr. 40
- Jansson, M. 1981. Induction of high phosphatase activity by aluminum in acid lakes. Arch.Hydrobiol. 93(1):32-44.
- Johansson, K. och P. Nyberg. 1981. Försurning av svenska yt-vatten - effekter och omfattning 1981. (English summary: Acidification of surface waters in Sweden - effects and extent 1980.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 118 p.
- Johlander, A. 1981. Kalkningsprojekt Östra Nedsjön. Fiskenämnden i Älvsborgs län. 28 p. (Stencil.)
- Kjellberg, G. 1972. Autekologiska studier över *Leptophlebia vespertina* i en mindre skogstjärn 1966-1968. English summary. Ent.Tidskr. 93:1-29.
- Leivestad, H., I.P. Muniz och B.O. Rosseland. 1980. Acid stress in trout from a dilute mountain stream. Proc.Int.Conf.Ecol. Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980. SNSF-Project. p. 318-319.
- Lindström, T. och G. Andersson. 1981. Population ecology of salmonid populations on the verge of extinction in acid environments. Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 59:81-96.
- Lundh, I. 1981. Kalkningseffekter på öringbestånd i Tjöstelsrödsån. (English summary: Effects of liming on the sea trout population in River Tjöstelsrödsån.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 24 p.

- Lynch, M. 1979. Predation competition, and zooplankton community structure: An experimental study. *Limnol.Oceanogr.* 24(2): 253-272.
- Macan, T.T. 1977. Changes in the vegetation of a moorland fish-pond in twentyone years. *J.Ecol.* 65:95-106.
- Moore, J.W. 1975. The rôle of algae in the diet of Asellus aquaticus L. and Gammarus pulex L. *J.Anim.Ecol.* 44:719-730.
- Mossberg, P. 1979. Bottenfaunans sammansättning i sura oligotrofa sjöar. (English summary: Benthos of oligotrophic and acid lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (11). 40 p.
- och P. Nyberg. 1976. Försurningseffekter på bottenfauna och fisk i Västra Skälsjön. (English summary: Effects of acidification on bottom fauna and fish in Lake Västra Skälsjön.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (9). 23 p.
- och P. Nyberg. 1979. Bottom fauna of small acid forest lakes. *Rep.Inst.Freshw.Res.*, Drottningholm 58:77-87.
- Muniz, I.P. 1981a. Acidification - effects on aquatic organisms. p. 101-123. Ur Beyond the energy crisis. Opportunity and challenge. Red.: R.A. Faxon and C.B. Smith. Pergamon Press, Oxford and New York.
- 1981b. Acidification and the Norwegian salmon. Ur Acid rain and the atlantic salmon. Red. L. Sochasky. *Int.Atlantic Salmon Found. Spec.Publ.Ser.* 10:65-72.
- och H. Leivestad. 1980. Toxic effects of aluminium on the brown trout, Salmo trutta L. *Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project.* p. 320-321.
- Müller, P. 1980. Effects of artificial acidification on the growth of periphyton. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 37(3):355-363.
- Nilssen, J.P. 1974. On the ecology and distribution of the Norwegian larvae of Chaoborus (Diptera, Chaoboridae). *Norsk ent.Tidsskr.* 21:37-44.
- Nilsson, B.I. 1981. Susceptibility of some Odonata larvae to fish predation. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 21:1612-1615.
- Nyberg, P. 1976. Production and food consumption of perch in two Swedish forest lakes. *Scripta Limnologica Ups.* 421. 97 p.
- Pejler, B. 1957. Taxonomical and ecological studies on planktic Rotatoria from central Sweden. *Kungl.Svenska Vetensk.Akad. Handl.* 6(7). 52 p.
- Pourriot, R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. *Arch. Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol.* 8:243-260.
- Raddum, G.G. and O.A. Saether. 1980. Chironomid communities in Norwegian lakes with different degree of acidification. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 21:399-405.
- Ramberg, L. 1976. Relations between phytoplankton and environment in two Swedish forest lakes. *Klotenprojektet Rapp. Nr 7. Scripta Limnologica Ups.* 426. 97 p.

- Renberg, I. och T. Hellberg. 1982. The pH history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the diatom flora of the sediments. *Ambio* 11(1):30-33.
- Rosén, G. 1981. Tusen sjöar. Växtplanktons miljökrav. Statens Naturvårdsverk Rapp. Liber Förlag, Stockholm. 119 p.
- Rosseland, B.O. 1980. Physiological responses to acid water in fish. *Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project.* p. 348-349.
- Saether, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holoarctic Ecology* 2:65-74.
- Scheider, W. och P.J. Dillon. 1976. Neutralization and fertilization of acidified lakes near Sudbury, Ontario. *Proc. 11th. Canadian Symp. 1976. Wat.Poll.Res., Canada:93-100.*
- Steeman Nielsen, E. 1946. Carbon sources in the photosynthesis of aquatic plants. *Nature* 158:594-596.
- 1947. Photosynthesis of the aquatic plants with special references to the carbon sources. *Dansk Bot.Ark.* 12(8):1-71.
- Stenson, J.A.E. 1978. Differential predation by fish on two species of *Chaoborus* (Diptera, Chaoboridae). *Oikos* 31: 98-101.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm* 55:144-171.
- Sörensen, H. 1948. Studies on the ecology of Danish water- and bog-mosses. *Dansk Bot.Ark.* 12(10):1-47.
- Traaen, T.S. 1980. Effects of acidity on decomposition of organic matter in aquatic environments. *Proc.Int.Conf.Ecol. Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project.* p. 340-341.
- Wiederholm, T. och L. Eriksson. 1977. Benthos of an acid lake. *Oikos* 29(2):261-267.
- Økland, J. 1980. Environment and snails (Gastropoda): Studies of 1,000 lakes in Norway. *Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project.* p. 322-323.
- Økland, K.A. 1980. Mussels and crustaceans: Studies of 1,000 lakes in Norway. *Proc.Int.Conf.Ecol.Impact Acid Precipitation, Sandefjord, Norway 1980. SNSF-project.* p. 324-325.



## ENGLISH SUMMARY: ECOLOGICAL EFFECTS OF LIME TREATMENT OF ACIDIFIED LAKES AND RIVERS

During 1977-81 a test period with Government grants for liming measures to restore acidified lakes and rivers have been performed in Sweden. One of the aims of the experimental activity was to study the ecological effects of lime treatment and especially observe any negative effects. As only a short time has elapsed since the studies started, the results presented here should be regarded as short-term effects.

### Phytoplankton

The acid tolerant and extremely oligotrophic species of phytoplankton, making up the bulk of biomass in the acid lakes, especially Gymnodinium uberrimum and Peridinium inconspicuum (Dinophyceae), have after liming been replaced by chrysophyceans and diatoms and also several chlorophyceans. This change in phytoplankton composition has been more rapid in shallow lakes with a short retention time.

A very important question is whether productivity has increased in limed lakes. Since this study has not included any measurements of primary production which could confirm this, other methods have been used to investigate the changing nutrient supply. Studies in phytoplankton biomasses will not give reliable information since the acid lakes often exhibit relatively large dinophycean biomasses, the size of which has no relation to the actual trophic situation. However, the qualitative information given by these species is of great importance, since it has been found that the described acid tolerant dinophyceans are prominent also in alkaline lakes under poor nutrient conditions. The occurrence of these species indicates an extremely oligotrophic situation.

In order to investigate the trophic level of the lakes, an index based on the occurrence and frequency of phytoplankton indicator species has been very useful and has given strong evidence that there has been an increased production in the limed lakes. As an effect of this, a richness in phytoplankton species has developed.

These species are by experience known to have a faster turnover time and a relatively larger demand for nutrient supply than most of the acid tolerant species.

In a few lakes the change in phytoplankton composition took place without any increase in total phosphorus concentration, indicating that there has been increased mineralization and recycling of nutrients between the plankton and the sediment.

The first arriving phytoplankton species after lime treatment in strongly acid lakes are species which may accidentally occur in small numbers also in acid waters influenced by a raised nutrient supply. On the other hand, it is notable that many marked oligotrophic species, common in adjacent pH-neutral lakes, are missing in acid lakes, even after liming. Thus, though the phytoplankton composition is mainly a result of the nutrient supply, obviously this is not the whole explanation. The pH in itself is essential. For instance it is well known that several cyanophyceans require relatively alkaline waters. Another factor that probably is of considerable importance is the high level of certain metals in acid waters. Laboratory tests with an isolated species not occurring in acid lakes, have in this study demonstrated that growth was completely inhibited by aluminium levels known to occur in acid lakes, but was normal in lake water (pH 5.8) free of aluminium and pH-adjusted to 5.0.

Acid lake water thus seems to exert a combined stress, including low pH, nutrient depletion and metal toxicity. This stress does not cease immediately after lime treatment, probably since many species are completely eliminated by the acidification and must return from the air. Another reason for a sometimes slow development of the phytoplankton community may be that lime treatment generally was performed in the lakes, which means that leaching of plant nutrients and metals from the drainage area is unaltered.

### Macrophytes

Effects of liming on the macrophytes has been studied in four lakes. A total of 29 species, all usually common in oligotrophic acidic lakes, were found. In all the lakes except one, at least

40 % of the bottom was covered by vegetation and in one of the lakes it was covered nearly by 70 %. The isoetids and the mosses were the most dominating plants. Helophytes, nymphheids and elodeids were of lesser importance.

The helophytic vegetation has changed only to a small extent after the application of lime. Common species such as Carex rostrata, Equisetum fluviatile and Phragmites australis had the same distribution areas as previously, however, an increase in the population density of Carex spp. usually occurred within the limed areas of the inner littoral zone.

Of the nymphheids, the stands of Sparganium spp., Nuphar lutea and Nymphaea alba (coll.) changed very little and any changes were probably within the range of natural variation. In two lakes, on the other hand, Potamogeton natans appeared and it has also increased its distribution area considerably in one of the lakes during the most recent growing seasons.

The submersed form of Juncus bulbosus, common in acidified lakes, decreased appreciably after liming in one lake, where pH increased to 7. The increase in Myriophyllum alterniflorum in one of the two lakes where it occurs can probably be ascribed to an increase in pH. Natural variation of course occurs, but the species is normally not present in high numbers in lakes with pH under 5.5.

Isoetids were abundant in all the lakes except one, where they were entirely absent. Common species as Isoetes lacustris, Lobelia dortmanna and Littorella uniflora occupy the same distribution areas as before liming, and, so far, they have probably been favoured by the increase in pH. An increased mineralization of the organic matter that accumulates in the littoral zone of acidified lakes and a reduced competition from Sphagnum spp., the latter seeming to be sensitive to liming, must be advantageous for this type of vegetation.

Before the additions of lime, Sphagnum spp. were very widely distributed over large areas in all of the lakes, in near-shore zones as well as in deeper areas. They decreased significantly

in all the lakes after the additions of lime. Population density was reduced and they were completely eliminated in those areas more or less covered with lime. In one lake, where pH has hovered around 6, Sphagnum spp. has begun to re-appear in areas where they were entirely absent a few years ago. Other mosses such as for ex. Fontinalis spp. have not shown any sensitivity to liming.

### Zooplankton

Effects of liming on rotifers were studied extensively in 13 lakes. Samples were taken with a net once a year in late summer. Dominating species during acid conditions were Keratella quadrata, K. cochlearis, Kellicottia longispina, Polyarthra remata and P. vulgaris. The abundance of even these species was, however, low. After liming, the planktic rotifer fauna was dominated by the same species. The most marked effect was an increased abundance of, above all, Keratella cochlearis and Kellicottia longispina and in some lakes also of Asplanchna priodonta. Even if one sampling occasion per year does not permit any extensive conclusions, it seems probable that the increased density of rotifers has been caused by an elevated supply of suitable food after lime treatment. Keratella cochlearis, Kellicottia longispina and Asplanchna priodonta for example, feed i.a. on detritus and bacteria, small species of phytoplankton and small rotifers respectively, food resources which have been found to increase after liming.

In the same lakes, copepods and Bosmina coregoni were dominating among the planktic crustaceans before liming. After treatment the abundance of most observed species increased and more species of cladocerans were found.

In a very oligotrophic and acid lake, where the populations of perch and char were almost extinct, only Bosmina spp. and Cyclops spp. occurred. Some years after liming Holopedium gibberum, Daphnia longispina, D. cristata, Eudiaptomus gracilis and Heterocope appendiculata appeared. The total number of individuals was, however, unchanged or slightly less than before treatment, probably as an effect of increased predation by new and rich year-classes of perch and char.

Intensive predation by predatory invertebrates like Chaoborus spp. and Glaenocorisa p. propinqua obviously may have great effects on the composition of the planktic community. In three lakes, all barren of fish, only copepods were found besides the predatory invertebrates mentioned. After liming, the number of copepods and chaoborids increased, but no other changes were noted. After stocking brown trout in two of the lakes, the chaoborid populations were eliminated, due to intensive predation, and a number of cladoceran species began to appear. In the lakes with brown trout and as a consequence no predatory invertebrates, almost all species of cladocerans, typical for oligotrophic forest lakes, were found three years after liming. The third lake, however, was still barren of fish, had dense populations of Chaoborus flavicans and C. obscuripes, and a crustacean community consisting only of Cyclops spp.

The changes noted among planktic crustaceans after lime application seem to be caused by an increased supply of suitable food for filtering species. The improvement of the species composition may in certain lakes be retarded because of intensive predation by predatory invertebrates or rich year-classes of fish.

### Benthos

Effects of liming on bottom fauna was studied in nine lakes. The only benthic crustacean found in the acid lakes was Asellus aquaticus and the only ephemeropteran was Leptophlebia vespertina. During the first season after liming both species increased markedly in numbers. Probably due to overcrowding and shortage of food, there was a heavy mortality during the following winter. After some years, however, the number of individuals tended to stabilize at a somewhat raised level compared to pre-liming conditions. In four of the lakes Cloeon dipterum appeared three years after lime treatment.

The number of oligochaetes also increased, both in the littoral and the profundal zones, after treatment except in the profundal of the two most oligotrophic and oligohumic lakes.

Decomposition of organic matter by bacteria and zooflagellates has been shown to be favoured by a high pH (Traaen 1980). As the above mentioned organisms feed on detritus and/or attached organisms and bacteria, the increased numbers probably had been caused by an increased nutrient supply.

The increased density of zooplankton after liming evidently favoured Chaoborus flavicans, which increased considerably both in benthic and planktic samples. Restocking and/or successful recruitment of fish and heavy predation, resulted in reduced number of C. flavicans in many lakes after a few years.

Species of the orders Odonata, Trichoptera and Megaloptera were only affected by liming to a very slight degree. Odonats and Sialis lutaria (Megaloptera) increased somewhat and the trichopteran Molanna angustata was found in five lakes after treatment compared to one lake during acid conditions.

Gastropoda were totally missing in the acidic lakes and Lamelli-branchia were only represented by the genus Pisidium. This genus increased after liming in all lakes except two of the most humic ones and Lymnaea peregra occurred in one lake after three years.

Acidification of lakes has been found to lead to a chironomid community typical for humic lakes (Wiederholm and Eriksson 1977, Mossberg and Nyberg 1979). The development of these organisms after liming was indicating less humic conditions. Examples of this were increased abundances of Heterotanytarsus apicalis, H. marcidus, Tanytarsus sp. and Zalutschia zalutschicola and decreased abundances of Z. mucronata and Psectrocladius sp.

In the profundal zone of the two most oligohumic lakes there was some evidence of a slightly more oligotrophic fauna after liming. This was evidenced in lower number of benthos and occurrence or an increase in number of species of chironomids indicating oligotrophic conditions, such as Heterotrissocladus maeri, H. subpilosus and Stictochironomus rosenschöldi.

Liming resulted, on the average, in a higher number of benthic invertebrates in the littoral zone, with the exception of the first spring. In the profundal, there generally was a marked

increase in the total number of organisms during the first period after treatment. This was to a great extent caused by the growing population of Chaoborus flavicans. In the following years the total fauna was somewhat higher than during acid conditions.

### Fish

Recruitment failure due to mortality of larvae is considered to be the main reason for the extinction of fish population in acidic waters. After liming, reproduction seems to be successful in all waters where a satisfying water quality has been achieved. This seems valid even if there has been no reproduction for 8-10 years and the population is made up by very old individuals. Liming before total recruitment failure has in many cases resulted in one or more rich year-classes. Restocking of young Arctic char in lakes and eggs, yearlings and mature sea-migrating trout in streams after liming has resulted in successful recruitment.

In strongly acidic lakes with weak populations, fish may feed on organisms which normally do not make up any great part of the diet, and food is in excess. After liming and successful recruitment, competition for food increased, and the diet of at least perch was very much the same as before damages by acidification. Changes in the composition of the zooplankton and benthic communities after lime treatment offers new prey species for fish. Thus, Daphnia longispina, Cloeon dipterum and Lymnaea peregra have been found in stomachs of brown trout. Moreover, new year-classes of perch and roach are preyed upon by predatory fish species.

Due to a very slight competition for food in weak populations in acidic waters, individual growth may be very good. After liming, however, the population will increase and growth has in many lakes decreased to pre-liming rates or to what is normal in non-acidified oligotrophic lakes. Growth of predatory species such as pike and large perch has been found to be improved after liming resulting in recruitment of roach and perch.

Roach is eliminated at a rather early stage of acidification and as the species is dominating over perch (Svårdson 1976), perch may be favoured by a slight degree of acidification. Test-fishing in a number of limed lakes with reestablished reproduction of roach does not indicate any lowered catches of perch so far.

Test-fishing in 20 lakes which were treated at least 3 years ago yielded on the average 30 fishes per gill-net compared to 14 before liming. The weight of the catches were 1.8 kg and 1.0 respectively. As a short time has elapsed since the treatment were performed, most fish were young and small, and the difference between pre- and post-liming catches will grow in the future.

In some lakes and slightly acid streams there were some evidences of an increased production of fish. This was evidenced in an increased catch of individuals with an unchanged growth rate and an increased density of young brown trout respectively. The increased fish production may be a short term effect due to the increased availability of organic matter that has accumulated in lakes during acid conditions. This increase in rate of nutrient supply will eventually decrease.

#### Negative effects

Acidic waters mostly contain elevated concentrations of aluminium and the pH-raise, caused by lime treatment, may make aluminium toxic to fish and invertebrates. High mortality of fish has occurred in hatcheries after liming of inlet water and in some lakes perch probably have died by aluminium poisoning after liming. Stocking of rainbow trout short time after lime treatment has resulted in mortality. Further, liming on land areas has killed certain moss species and all lichens.





Forts.

Fytoplanktonarter	Trehörningen				Långsjön				Mörtsjön				Årsjön				Stensjön					
	1977	-78	-79	-80	1976	-77	-78	-79	-80	1976	-77	-78	-79	-80	1977	-78	-79	-80	1977	-78	-79	-80
<u>Diatomeae</u>																						
Asterionella formosa																						
Melosira distans v. alpigena																						
- " - longiseta									1		1							2				
Synedra nana			2						3					3	3							
Tabellaria fenestrata																						
- " - flocculosa									2									1	1	1		
		2		1			2	2	2	1	1	2	2	2	1	1	1		1	1	1	1
<u>Cryptophyceae</u>																						
Cryptomonas spp.	3	3	3		2				3	3	3			2	3			2	3	2	3	
Cryptomonadinae spp.	1	2	1						2	2	2			1	2	1		1	1	2	2	
Latoblepharis ovalis	1	2	2						2	3	2			1	3	2		2	2	2	2	
Rhodomonas minuta									1	3	2			3	3	2		3	2	1		
		3	2		2		1	3	2	3		3	3	2	3	2	1		2	2	2	2
<u>Chloromonadophyceae</u>																						
Gonyostomum semen																		2	3	5		
- " - sp.									1		1											
<u>Dinophyceae</u>																						
Amphidinium spp.					2	2					4		1		1	2						
Gymnodinium fuscum																		2	2	3	2	
- " - ordinatum									1		2		1		1							
- " - uberrimum									2		1	2	2	2	2	2	1	2	2	2		
- " - spp.					2	3	2		2	1	4	4	2	4	2	2	2	2	2	2	2	2
Peridinium cinctum	3	2			2	3	2		1	2	3	2	2		2	2	1		2	2	1	
- " - inconspicuum	5	2																				
- " - willei					4	1	2	2	1	3	3	2	3	2	3	2	3	2	3	4	3	
- " - spp.									2	2				2	2	1	1					
Peridineae spp.																		2	2	2	2	
		2			2	2			2	1	2	2	2	2	1	2	2	3	2	2	2	2

Bilaga 2. Artlista: Blanksjön, Iglafallsjön och Vibollsjön.

Fytoplanktonarter	Blanksjön				Iglafallsjön				Vibollsjön							
	1977		-78	-79	-80		1977		-78	-79	-80		1977		-78	-79
	V	S	-	S	V	S	V	S	-	S	V	S	V	S	-	S
<u>Chlorophyceae</u>																
Botryococcus braunii						2			1	2	1		1		1	
Chlamydomonas spp.	3	2	2	3	2		3	3	1	3	2		2		1	
Chloromonader spp.	2			3	2				1	2	2				2	
Elakatothrix genevensis						1				3			2			2
Geminella sp.				2						3						
Gyromitus cordiformis					2					2			1			
Monoraphidium dybowskii							2	2						1		
- " - griffithii																
Oocystis submarina									2							
- " - spp.					2					2			1			
Scenedesmus denticulatus																
- " - ecornis																
- " - spp.			1			1										
Schroederia setigera																
Scourfieldia spp.																2
Sphaerocystis Schroeterii						2										
Sticcococcus sp.									4							
<u>Demidiales</u>																
Cosmarium spp.	1	1			1	1	2		3	1		4	2	2		2
<u>Euglenophyceae</u>																
Euglena spp.	1			2	2					1		1				1
<u>Chrysophyceae</u>																
Bitrichia chodatii					2						2		1			
- " - longispina					1											
- " - ollula	3	3					2	3					1			1
- " - phaseolus																
Chromulina spp.						3				3			2			1
Chrysidiastrum catenatum		2	3	3		2		2	2	4	2	2		1		2
Chrysochromulina parva																
Chrysococcus cordiformis					2											
- " - punctiformis					2	2	2			2	2	2		1		
- " - spp.	4	2			2		3	2		2	2	2				1
Chrysolycos planctonicus					2		3									
- " - skujae	2			2												
Chrysophaerella longispina											2	2	2			
Dinobryon bavaricum					5											
- " - borgei					2									1		2
- " - crenulatum					2	1		2								
- " - divergens										2		2				
- " - elegantissimum			3	3					2	2	3					
- " - cf. hilliardii	3	3					5	3				3	4	4	1	
- " - pediforme								2				3				4
- " - sociale			4					2								
- " - " - americanum	2			2	3		2	2	4	3						
- " - suecicum			2													
Mallomonas caudata						2										2
- " - spp.	2	2		1	4	2	2		2	3	2	2				4
Monader spp.	4	5	3	4	4	2	2	3	4	3	3	4	3			
Monochrysis sp.			3					4								
Ochromonas spp.			5	4	3				3	3					2	
Paramastix conifera																
Pseudokephyrion angulosum													1			
- " - entzii			1	2												
- " - gibbosum	2															
- " - poculum				1	2						2					
Pseudopedinella sp.	2			2	1			1			2			1		3
Spiniferomonas spp.											3					2
Uroglena spp.	1		2	4		5						2				4

Forts.

Fytoplanktonarter	Blanksjön				Iglafallsjön				Vibollsjön						
	1977		-78		-79		-80		1977		-78		-79		
	V	S	-	S	V	S	V	S	V	S	-	S	V	S	
<u>Diatomeae</u>															
Asterionella gracillima						2							1	2	2
Rhizosolenia eriensis						5	3								2
- " - longiseta															
Synedra nana						2									2
Tabellaria fenestrata					1	1									2
- " - flocculosa	2	2		2	2	1		2	1	3	1	2	1	1	1
<u>Xanthophyceae</u>															
Istmochloron trispinatum	2	2							2	2					
<u>Cryptophyceae</u>															
Cryptomonas spp.	3	2		3	4	4		3	3	3			3	3	
Cryptomonadineae spp.		1		2	3	2	2	2	3	1			2	2	2
Katablepharis ovalis					3	2		2		3	2		2	2	
Rhodomonas lacustris															
- " - minuta						2			1						
<u>Chloromonadophyceae</u>															
Gonyostomum semen								2					2	3	5
<u>Dinophyceae</u>															
Amphidinium spp.	2	2		1		2			2				1		1
Gymnodinium fuscum															
- " - ordinatum	2	1		2	2	2			2	3	1		2	2	
- " - uberrimum	2	3		1	3	2		2	3	3	2		2	2	2
- " - spp.	3	2			3	3		2	2	3	2		3	1	
Peridinium aciculiferum	3				4		3			3					
- " - cinctum															
- " - inconspicuum	4	4		3		2		2	4	5		2	2	1	3
- " " spp.													3		
Peridineae spp.	2	2		2		3		1	2				2	2	3

Bilaga 3. Artlista: St. Hårsjön.

FYTOPLANKTONARTER	1971 S	1976 S	1977 S	1978 S	1979 S	1980 S
<u>Cyanophyceae</u>						
Anabaena flos-aquae						
Merismopedia tenuissima	1					
<u>Chlorophyceae</u>						
Ankistrodesmus nanoselene				2		
Chlamydomonas spp				2	2	2
Chloromonader spp						2
Elakatothrix genevensis				2		2
Koliella longiseta						
Monoraphidium dybowskii					2	3
- " - griffithii					2	
Oocystis submarina		2			1	
-"- sp.	2		2			2
cf. Planctosphaera gelatinosa				2		
Scenedesmus denticulatus					1	
- " - ecornis						1
- " - spp.				2		2
Schroederia setigera						2
Spaerocystis Schroeterii						
<u>Desmidiiales</u>						
Closterium acutum v. variabile				3		
Cosmarium pygmaeum				3		
- " - spp.				1	1	1
Staurodesmus extensus			1			
- " - sellatus						2
- " - sp.						
<u>Chrysophyceae</u>						
Bitrichia chodatii				3		2
Chromulina spp.				3	2	2
Chrysidiastrum catenatum	2			2	1	2
Chrysochromulina parva	2				4	3
Chrysococcus punctiformis					1	1
- " - spp.					2	3
Chrysolycos skujai			3			
Chrysosphaerella longispina						2
Dinobryon bavaricum					2	3
- " - borgei						
- " - crenulatum	4	4	3	3	1	1
- " - cylindricum v. alp.						
- " - divergens					3	1
- " - elegantissimum						2
- " - sociale v. americana	3	3	4		2	
- " - suecicum						

Forts.

FYTOPLANKTONARTER	1971 S	1976 S	1977 S	1978 S	1979 S	1980 S
Mallomonas caudata						1
- " - spp.				2		3
Monochrysis sp.			2			2
Monader spp.	3	2	2	3	2	2
Ochromonas spp	2		4			2
Pseudokephyrion entzii			2		2	
- " - gibbosum		3	1			
- " - poculum						
Pseudopedinella sp.					3	2
Spiniferomonas spp.	2	1	1			2
Uroglena spp.					3	3
<u>Diatomeae</u>						
Asterionella formosa		1				2
Cyclotella comensis					3	3
- " - comta					2	3
- " - stelligera						2
- " - sp.						3
Rhizosolenia longiseta						3
Synedra nana				4	2	3
Tabellaria flocculosa					2	1
<u>Xanthophyceae</u>						
Istmochloron trispinatum						
<u>Cryptophyceae</u>						
Cryptomonas erosa	2		3		2	
- " - spp.				4	2	2
Cryptomonadineae spp.					2	
Katablepharis ovalis				2	3	3
Rhodomonas minuta				2	2	3
<u>Dinophyceae</u>						
Amphidinium larvale	2				1	2
Gymnodinium helveticum						1
- " - ordinatum					2	
- " - uberrimum	2		4		3	2
- " - spp.		3	2			2
Peridinium cinctum						2
- " - inconspicuum	3	3	4	4	3	3
- " - willei					1	2
Peridineae spp.			2		1	2