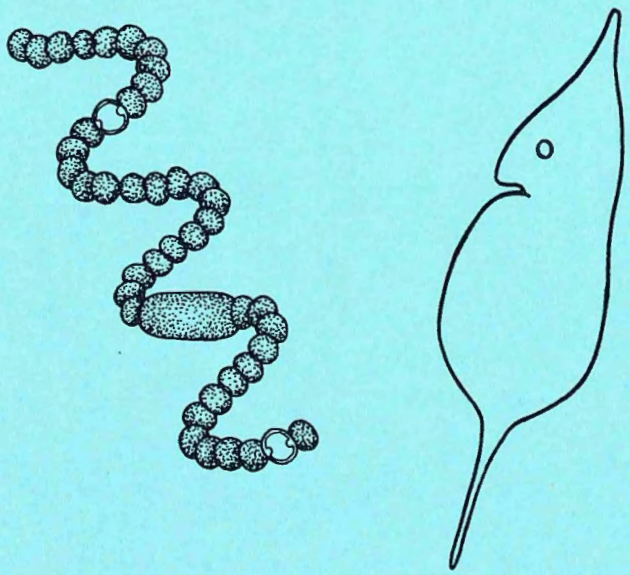
NÄRSALTER OCH PLANKTON
I
VIKSJÖN
1997

Jan-Erik Svensson



Melica
miljökonsulter

FÖRORD

Melica har under 1997 analyserat närsaltsituation och plankton i Viksjön. I denna rapport redovisas resultaten och slutsatserna från undersökningen. Dessutom presenteras resultat från några gamla mätningar i sjön samt resultat från en del andra undersökningar i avrinningsområdet som kan vara av intresse för att bedöma situationen i Viksjön. Undersökningen har finansierats av Munkedals kommun och länsstyrelsen i Västra Götalands län.

Maj 1998

Jan-Erik Svensson
Melica
Fjällgatan 3E
413 17 Göteborg
031 -14 22 70

Melica
miljökonsulter

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	4
Inledning	5
Kort beskrivning av Viksjön	6
Några tidigare undersökningar	7
Förstudien i Ellenösjön	7
Metoder	
Provtagning	8
Provanalys	9
Resultat	
Vattenkemi	10
Växtplankton	15
Djurplankton	16
Diskussion	17
Referenser	20
Tabellbilaga	

SAMMANFATTNING

Näringshalter och plankton analyserades i Viksjön under perioden maj-oktober 1997. Syftet var att dokumentera den rådande situationen, att bedöma sjöns näringsstatus och att, om nödvändigt, ge förslag till framtida undersökningar eller vattenvårdande åtgärder.

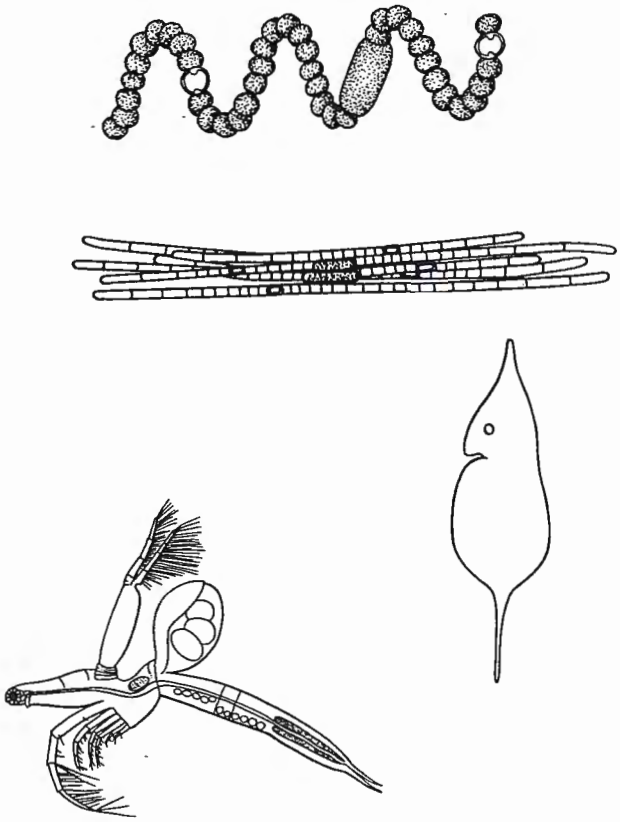
Under 1997 hade Viksjön höga kvävehalter och mycket höga fosforhalter. Växtplanktonbiomassan var hög, framför allt i samband med den blomning av blågrönalger som inträffade under sensommaren och tidig höst. Under sensommaren uppmättes även låga syrehalter i sjöns djuphåla men syrefria förhållanden rådde ej. Analyser av vatten från utflödet och från Valboåns tillflöde i sjön visade tidvis höga kvävehalter och mycket höga fosforhalter, men genomgående goda syreförhållanden.

Blågrönalgblomningen dominerades av *Anabaena* spp. och *Aphanizomenon* spp. Dessa arter är kvävefixerare och en trolig orsak till att de dominerade kan vara att sjön, p g a den mycket höga fosforbelastningen, tidvis är kvävebegränsad. En analys av vattenkemiska data från de senaste sex åren visade på tidvis låga kväve/fosforkvoter, framför allt långt ner i vattensystemet. Kvävefixeringens och denitrifikationens roll i Örekilsälvens avrinningsområde bör belysas ytterligare.

Djurplanktonsamhället dominerades av cyclopoida hoppkräftor och småvuxna hinnkräftor och är till stor del reglerat av predation från fisk och från den rovlevande hinnkräftan *Leptodora kindti*. Noteras skall att relikthoppkräftan *Limnocalanus macrurus* påträffades, en art med högt bevarandevärde.

För att undvika fortsatta blomningar av kvävefixerande blågrönalger i Viksjön bör åtgärder som reducerar den externa fosforbelastningen prioriteras.

En mörtfiskreduktion kan vara ett sätt att minska den interna näringsbelastningen men för att göra en säkrare bedömning krävs ytterligare förstudier. Det är dessutom lämpligt att först avvakta effekten av den planerade mörtfiskreduktionen i den likartade Ellenösjön, belägen fyra km uppströms. Med anledning av utfiskningen i Ellenösjön bör även utvecklingen i Viksjön följas, t ex vad gäller vattenkemi och planktonutveckling.



Blågrönalger av släktena Anabaena (överst) och Aphanizomenon samt hinnkräftor av släktena Daphnia och Leptodora (nederst) är viktiga planktonorganismer i Viksjön.

INLEDNING

Det pågår ett omfattande åtgärdsarbete för att minska halterna och transporterna av näringsämnen inom Örekilsälvens avrinningsområde. Övergödningsproblemen i några av sjöarna och vattendragen och i den marina recipienten har beskrivits i flera rapporter (t ex Dahlbäck 1991, Hell 1992, Lst i Göteborgs och Bohus län 1995, Svenland 1996, KM Lab 1997, Hamrin m fl 1998). Utsläppskällorna har identifierats. Det rör sig framför allt om erosionsproblem och läckage av fosfor och kväve från mark och vattendrag i jordbrukslandskapet men även om näring som kommer från skogsmark, reningsverk, enskilda avlopp och vissa andra punktkällor. Åtgärdsarbetet är omfångsrikt. Det har avsatts särskilt stora resurser för att fånga upp och binda fast näringsämnen i våtmarker/dammar i huvudvattendragens biflöden och i skyddszoner längs vattendragen i hela vattensystemet.

Många av de stora sjöarna i avrinningsområdets dalgångar, t ex Ellenösjön, Östersjön, Viksjön, Vassbotten, Sannesjön, Lersjön och Kärnsjön, ligger i vattendragens huvudfåror. De är i de flesta fall belägna långt ner i vattensystemet och har därför en central roll för kvalitén på det vatten som når havet. I sjöarna stannar vattnet upp, det påverkas av olika fysikaliska, kemiska och biologiska processer, och när det lämnar sjöarna har i regel halterna av näringsämnen förändrats.

Sjöarna är på sätt och vis de viktigaste våtmarkerna inom avrinningsområdet men det är inte givet att de alltid fungerar som effektiva fällor för näringsämnen. När oorganiska och organiska partiklar sjunker till botten i sjöarna transporteras visserligen näringsämnen bort från det fria vattnet. Om det uppkommer syrebrist i bottenvattnet finns det dock en risk att fosfor frigörs i stora mängder beroende på kemiska omvandlingar i sedimenten. Genom denitrifikation, framför allt på grunda bottnar, avges kväve till atmosfären genom bakteriers försorg men samtidigt kan andra organismer, t ex al och pors längs stränderna och blågröna alger i vattnet, återföra gasformigt kväve till systemet genom kvävefixering. Även djuren i sjöarna påverkar flödet och transporten av näring. I sjöar med mycket mörtfisk är näringshalterna ofta högre beroende på fiskens reglerande effekter nedåt i näringskedjorna, beroende på fiskens direkta exkretion av näring, och beroende på att vissa arter av mörtfiskar virvlar upp näring från sedimenten när de letar föda.

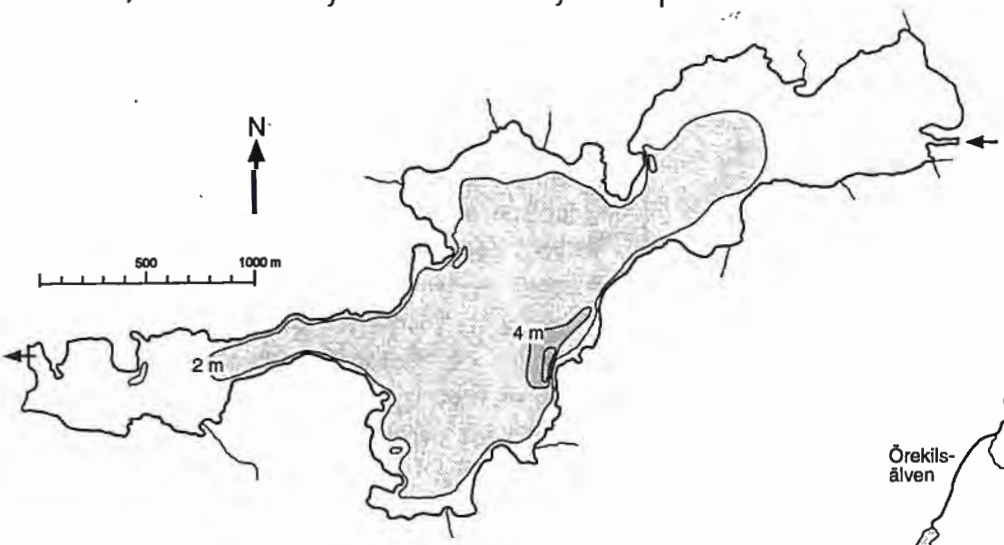
Sjöarna inom avrinningsområdets dalgångar skiljer sig åt vad gäller fisksammansättning och rimligen också vad gäller effektivitet som sedimentationsfälla och risk att drabbas av syrebrist. Sjöarnas fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper kan därför i vissa fall motverka och i andra fall förstärka effekten av de vattenvårdande åtgärder som vidtas uppströms. Det är därför viktigt att analysera de olika sjöarnas roll. Denna undersökning fokuserar på de kemiska och biologiska förhållandena i Viksjön, en av de större sjöarna inom Örekilsälvens avrinningsområde.

KORT BESKRIVNING AV VIKSJÖN

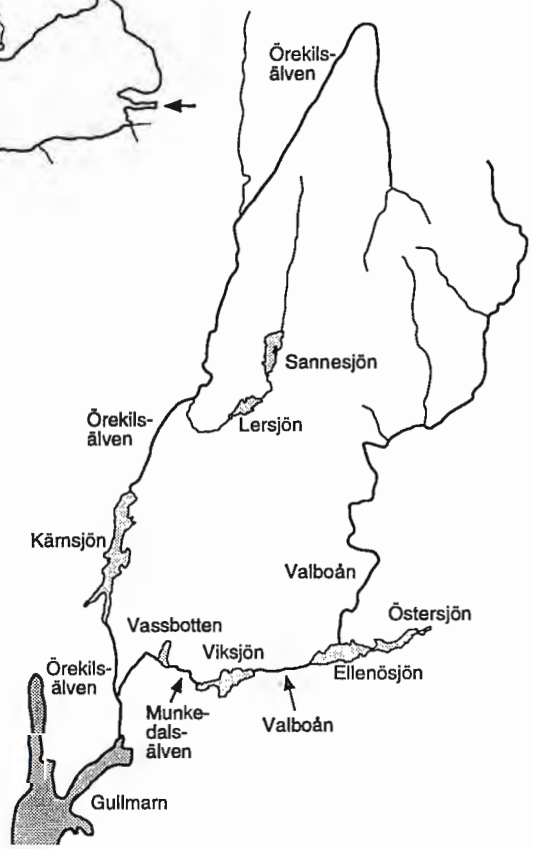
Viksjön har en yta av 265 ha och är belägen i Valbo-Ryr socken i Munkedals kommun (649160-126453). Sjöns maxdjup är 7,0 m och dess medeldjup 2,1 m (fig. 1). Vid normalvattenstånd beräknas sjön innehålla $5{,}43 \cdot 10^6$ m^3 vatten. Sjöns omedelbara omgivning domineras av skogsmark och bergiga eller steniga stränder men även odlade marker med leriga och låglänta stränder förekommer. Bottenmaterialet består framför allt av oorganiskt finpartikulärt material och tillförseln av lergrumlat vatten är påtaglig.

Det stora tillflödet är Valboån som avvattnar Valbodalen i Dalsland. Valbodalen är en livskraftig jordbruksbygd och där finns flera andra sjöar med övergödningsproblem, t ex Ellenösjön och Östersjön. Av den totala fosfor- och kvävetillförseln till Viksjön beräknades under 1993-1994 59% respektive 77% komma från Ellenösjön (Ahlén 1995). Innan inflödet i Viksjön tillförs Valboån vatten från ett antal skogssjöar och även några mindre skogsvattenbäckar mynnar direkt i sjön.

Viksjön avvattnas i sin tur av den s k Munkedalsälven som efter att ha runnit genom sjön Vassbotten flyter samman med Örekilsälven i Munkedals samhälle några kilometer innan utflödet i Saltkällefjorden i Gullmarn (fig. 2). Viksjön är en reglerad sjö. En damm vid Vassbottens utflöde reglerar vattenståndet i Vassbotten, i Munkedalsälven uppströms Vassbotten och i Viksjön. Vattenståndsvariationen är påtaglig. Viksjöns teoretiska omsättningstid är väldigt kort, ca en vecka (Ahlén 1995).



Figur 1. Lodkarta över Viksjön. Ekvidistans = 2 meter.



Figur 2. Örekilsälvens avrinningsområde med de viktigaste sjöarna och vattendragen.

NÅGRA TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR

Viksjön ingick i E. Holmgrens klassiska undersökningen av Dalslands fiskevatten men den beskrivning som gjordes av sjön var mycket knapphändig (Holmgren 1916). Ingen information gavs om sjöns biologi, dock konstaterades: "klarskifvan vid mulet väder och storm synlig 1 m". Det siktdjupet avviker inte nämnvärt från dagens.

Viksjön var således ingen klarvattenssjö vid seklets början men likväl kom den så småningom att hotas av försurning. Vid en försurningsinventering 1970 uppmättes pH 5,6 och ingen mätbar alkalinitet (Kungl. Fiskeristyrelsen m. fl. 1972). I takt med att många skogssjöar i tillrinningsområdet kalkades minskade också försurningshotet mot Viksjön. Alkaliniteten är nu god (Hell 1992, se också bilaga). Vid en undersökning av kvicksilver i abborre och gädda 1986 uppmättes en medelhalt på 0,28 mg/kg (max = 0,34 mg/kg) i fisk från Viksjön, en halt som betecknades som måttligt låg (Hell 1992).

Sjöns biologiska egenskaper är mycket dåligt dokumenterade men i juli 1988 genomfördes ett provfiske med översiktsnät (Fiskenämnden i O-län 1989). Viksjön var fiskrik, både vad gäller antal fiskarter och mängden fisk. Mört, braxen och björkna dominerade (se bilaga). Dessutom fångades abborre, gädda, gös, gärs, nors och benlöja. I genomsnitt fångades 8,89 kg fisk per nätansträngning vilket är en mycket stor fångst.

Under det senaste årtiondet har det observerats kraftiga algblomningar i Viksjön under sensomrar och tidiga höstar. Dessa algblomningar är en indikation på att näringstillgången är mycket god för de mikroskopiska växtplankton som lever i sjöns fria vattenmassa, dvs att Viksjön är belastad av för mycket näringsämnen. Med anledning av dessa observationer har personal från länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län vid några tillfällen tagit prover i sjön (se bilaga). Vid en provtagning 1988 var klorofyllhalten och grumligheten hög och syrehalten reducerad i bottenvattnet. Vid en provtagning i juli 1992 var halterna av totalkväve och totalfosfor höga respektive extremt höga.

Fosforbelastningen på Viksjön har under 1993-94 beräknats till 8,2 $g/m^2 \cdot år$ vilket är avsevärt högre än den beräknade godtagbara belastningen, 1,3 $g/m^2 \cdot år$ (Ahlén 1995).

FÖRSTUDIEN I ELLENÖSJÖN

Eutrofieringsproblemen i Örekilsälvens avrinningsområde är i fokus för flera projekt. Våtmarker och skyddszoner planeras och anläggs inom hela avrinningsområdet. Ett projekt med direkta konsekvenser för Viksjön är den planerad mörtfiskreduktionen i Ellenösjön. Målsättningen med utfiskningen är att minska den interna näringsbelastningen i sjön och därmed också minska problemen med algblomningar. Samtidigt förväntas Ellenösjön bli mer attraktiv för fisketurism.

Under 1997 genomfördes en stor förstudie inför denna mörtfiskreduktion. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium, tillsammans med Färgelanda kommun, Melica miljökonsulter och studenter från Göte-

borgs universitet, genomförde en rad undersökningar. Förstudien innehöll hydrologiska undersökningar, provtrålningar, födovalsanalyser på fisk, undersökningar av vattenkemi, växt- och djurplankton, samt undervattensvegetation. I rapporten från förstudien påtalade fiskeriverket (Hamrin m fl 1998) vikten av att reducera den externa belastningen av näringsämnen och grumlighet på sjön. De positiva effekterna av en utfiskning riskerar annars att bli kortvariga.

Om utfiskningsprojektet i Ellenösjön får avsedd effekt kommer även belastningen av näringsämnen på Viksjön att minska. Den undersökning av näringshalter och plankton i Viksjön som redovisas här, initierades med anledning av förstudien i Ellenösjön. Resultaten kan bl a användas för att i framtiden bedöma om de olika vattenvårdande åtgärderna i Valboåsystemet har medfört en minskad näringsbelastning på Viksjön.

METODER

Provtagning

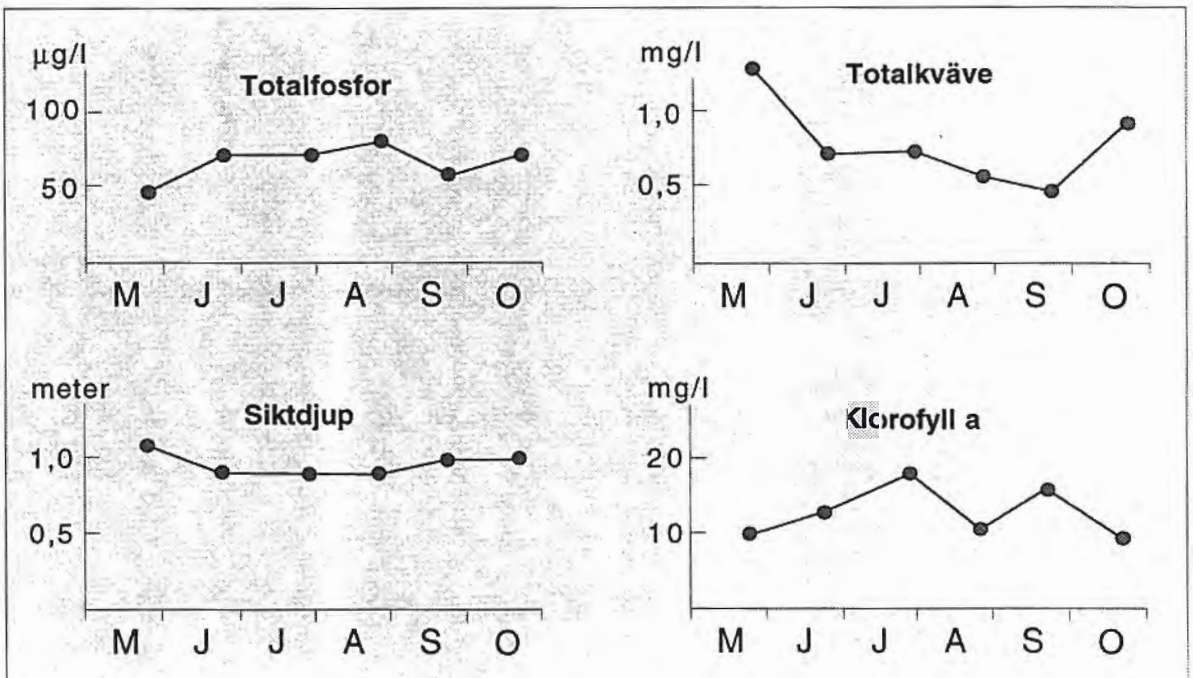
Prover för analys av totalkväve, totalfosfor, klorofyll a, samt växt- och djurplankton samlades in 25 maj, 24 juni, 28 juli, 26 augusti, 23 september och 21 oktober 1997. Vid Viksjöns djupaste punkt mättes siktdjup och det upprättades en temperatur- och syrgasprofil. Dessutom togs vattenprover för analys av vissa kemiska parametrar i Valboåns inflöde i Viksjön och i Munkedalsälvens utflöde ur sjön Vassbotten. Personal från Munkedals kommun tar regelbundet prover vid Munkedalsälvens utflöde ur Viksjön och data från den provpunkten, och några andra provpunkter i Valboåns vattensystem, har också utnyttjats i denna rapport.

Provtagningen i Viksjön utfördes enligt samma metod som utformats av fiskeriverket för förstudien inför mörtfiskreduktionen i Ellenösjön (Hamrin m fl 1998). Växt- och djurplankton samlades in med ett två meter långt plaströr (diameter = 36 mm). Vid varje provtagningstillfälle togs prover på 0 - 2 meters djup vid sju provpunkter i sjön. Dessa prover slogs samman i en hink. Det sammanslagna vattnet omblandades noga och ett samlingsprov togs ut som representerar hela sjöns växtplanktonsamhälle vid det aktuella provtagningstillfället. Ur samma insamlade vatten togs även prover för analys av klorofyll a, totalfosfor och totalkväve. Slutligen filtrerades djurplankton fram ur fyra liter av det insamlade vattnet m h a ett 25 µm planktonnät. Detta kvantitativa prov användes för att beräkna djurplanktonbiomassan.

Vid varje provtagningstillfälle togs även kvalitativa håvprover på djurplankton vid var och en av de sju provpunkterna. En 100 µm planktonhåv (diameter 15,5 cm, längd 45 cm), utrustad med lod, drogs från strax över botten till ytan med konstant hastighet (ca 0,5 m per sekund). Håvdragets längd noterades. Dessa prover användes till att uppskatta tätheten av hoppkräftan *Limnocalanus macrurus*, tofsmygglarver *Chaoborus* spp. och den storvuxna hinnkräftan *Leptodora kindti*, vilka är viktiga rovdjur på många andra djurplankton. Samtliga växt- och djurplanktonprover konserverades med surgjord Lugols lösning.

Provanalys
Totalkväve, totalfosfor och klorfyll a analyserades av länsstyrelsens i Göteborg laboratorium enligt gällande Svensk Standard. Växtplanktonproverna analyserades med Utermöhl-teknik. Sedimenterad mängd prov var 2,5 eller 10 ml. Dominerande taxa bestämdes om möjligt till art. Tätheten av växtplankton bestämdes genom räkning av samtliga individer/kolonier eller genom mätning av trådlängder, på två diagonaler i räknekammaren. Tätheten av vissa stora arter bestämdes dock genom totalräkning av det sedimenterade provet. Biomassan bestämdes genom storleksmätningar av de viktigaste arterna och genom att applicera storleksmåtten på vedertagna geometriska modeller.

Antalet djurplankton av olika arter räknades i tre delprover från varje kvantitativt prov. Rotatorier (hjuldjur), cladocerer (hinnkräftor) och calanoida copepoder (hoppkräftor) bestämdes till art vid räkningen, medan cyclopoida copepoder (hoppkräftor) behandlades som en grupp. Rotatoriernas biomassa bestämdes m h a litteraturvärden (Nauwerck 1963) och crustacéernas mha längdmätningar av ca 20 slumpvist utvalda individer av de vanligaste arterna per prov. Litteraturuppgifter på relationer mellan storlek och biomassa användes för att beräkna de enskilda individernas biomassa och medelbiomassan för de olika arterna i varje prov (Edmondson och Winberg 1971). Därefter beräknades den sammanlagda biomassan vid varje provtagningstillfälle.

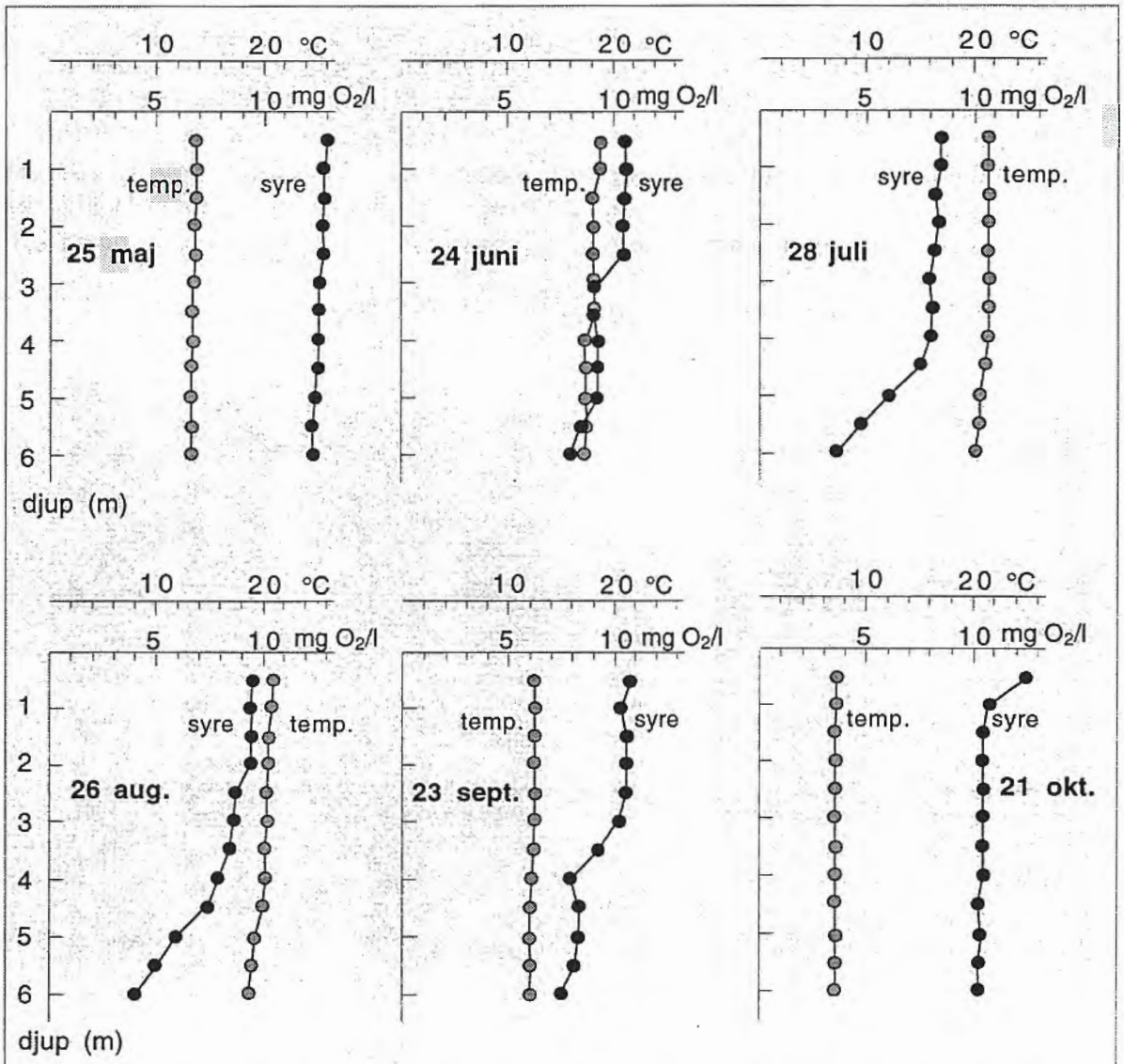


Figur 3. Vattenkemiska data från Viksjön under 1997. Siktdjupet mättes över sjöns djuphåla. Närings- och klorofyllhalterna analyserades i ett samlingsprov från epilimnion.

RESULTAT

Vattenkemi

Totalfosforhalterna i Viksjön översteg vid flertalet av provtagningarna 50 µg/l (fig. 3) vilket innebär att det rådde ett mycket näringsrikt tillstånd (klass 5 enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder, Wiederholm 1989). Totalkvävehalterna varierade mer under säsongen och var höga (klass 4) vid provtagningarna i maj och oktober och måttligt höga (klass 3) under sommaren. Siktdjupet var litet eller mycket litet (klass 4-5) under hela säsongen och klorofyllhalterna var genomgående höga (fig. 3). Vid provtagningarna i sjön den 28 juli och 26 augusti rådde svagt syretillstånd (klass 3) i bottenvattnet (fig. 4). I övrigt rådde syrerikt tillstånd (klass 1). Sjön var ej temperaturskiktad vid något av provtagningstillfällena.



Figur 4. Syrgas- och temperaturprofiler i Viksjöns djuphåla vid sex olika provtagningar under 1997.

Analyserna av vatten från utflödet ur sjön Vassbotten och från Valboåns tillflöde till Viksjön visade tidvis höga kvävehalter och mycket höga fosforhalter, men genomgående goda syreförhållanden (se bilaga).

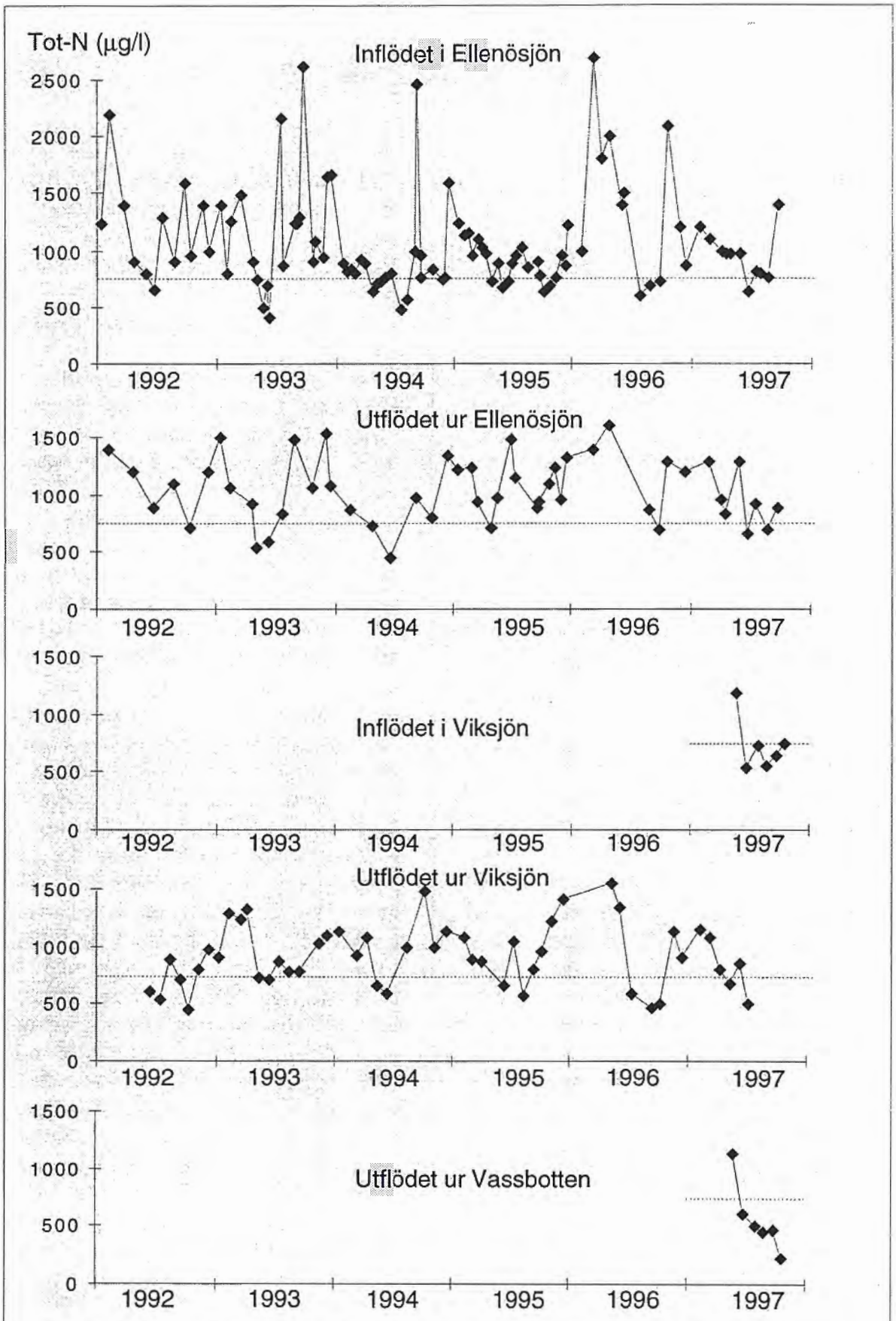
Vattensystemet mellan provpunkterna (Viksjön, Munkedalsälven, Vassbotten) fungerade under större delen av provtagningsperioden som en näringsfälla. Halterna av fosfor var 0 - 53 % lägre vid utloppet ur Vassbotten än vid inloppet i Viksjön. Vid ett tillfälle var kvävehalten högre i utloppet (+11 % den 24 juni) men i övrigt var halterna 4 - 70 % lägre. Denna undersökning genomfördes dock endast under den varma årstiden, dvs under en period på året när den biologiska aktiviteten är stor och då man därför kan förvänta sig att näringsämnen binds upp i biomassa.

För att ge en mer fullständig bild av sjöns roll i vattensystemet redovisas i figur 5 och 6 näringsämneshalter från några provstationer uppströms och nedströms Viksjön fr o m 1992 (data har hämtats från Dahlbäck 1994, KM Lab 1997 och lst i Göteborgs och Bohus län). Vid inflödet i Ellenösjön var variationen i kvävehalt stor (fig. 5). De högsta halterna uppmättes vanligen i samband med flödestoppar medan de låga halterna var vanliga på våren och försommaren. Under vattnets transport ner genom vattensystemet reducerades framför allt de höga topparna i kvävehalt. Medelhalten av totalkväve för hela perioden 1992-1997 var 1070 µg/l i Ellenösjöns inflöde, 1040 µg/l i Ellensösjöns utflöde, och 920 µg/l i Viksjöns utflöde. I utflödet från Viksjön hade det således skett en liten minskning av kvävehalten och sjön fungerade därför i viss mån som en kvävefälla. Dock kan kvävehalterna ha påverkats av tillförsel av näringsfattigare skogsvatten till Valboån mellan Ellenösjön och Viksjön.

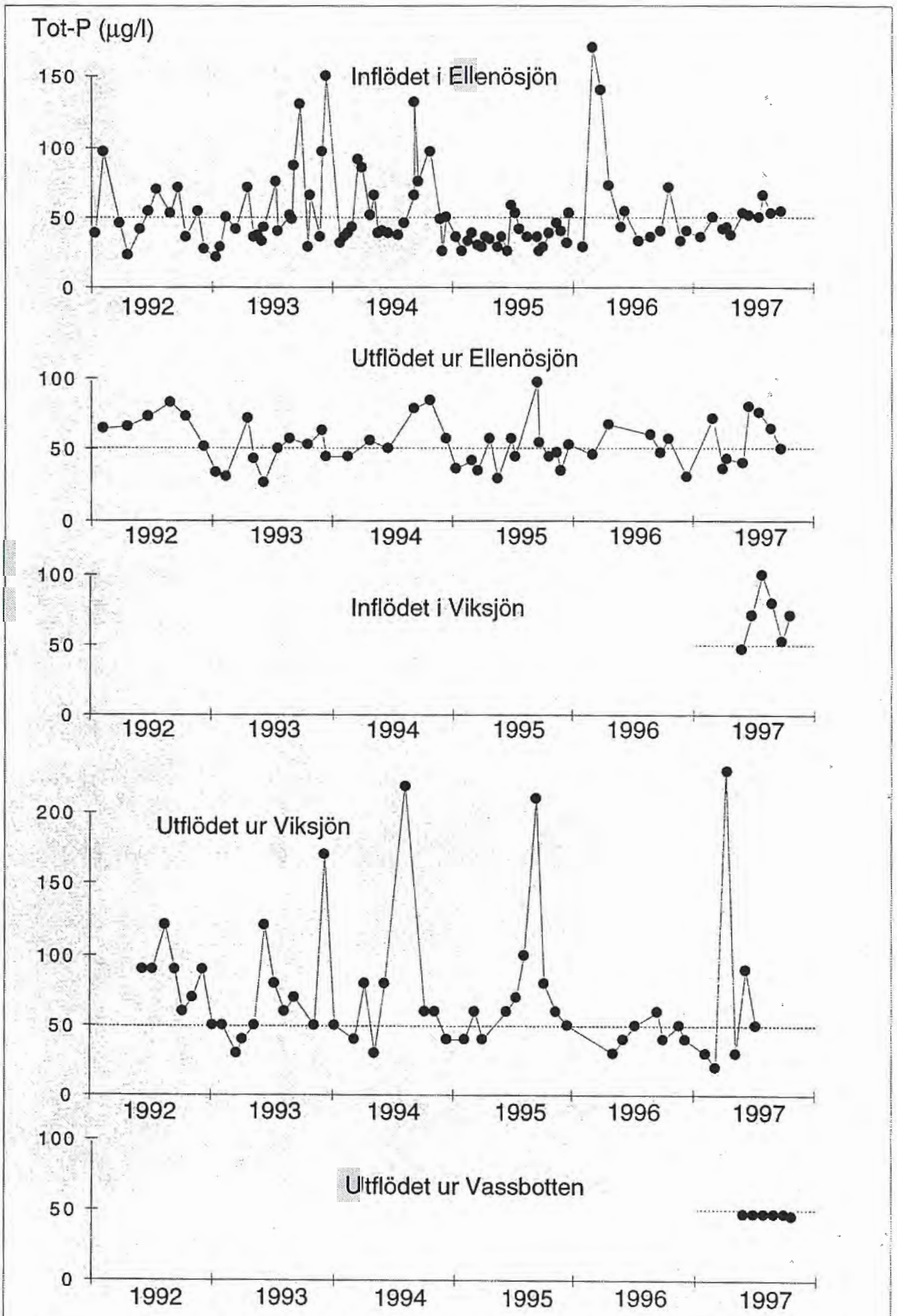
Fosforhalterna uppvisade ett annat mönster (fig. 6). Den stora haltvariationen i inflödet till Ellenösjön hade visserligen jämnats ut något i Ellenösjöns utflöde men i Viksjöns utflöde var haltvariationen påtaglig. Dessutom ökade fosforhalterna under vattnets transport nedåt i vattensystemet. Medelhalten av totalfosfor för hela perioden 1992-1997 var 51 µg/l i Ellenösjöns inflöde, 54 µg/l i Ellenösjöns utflöde, och 71 µg/l i Viksjöns utflöde. Sett över en längre period fungerar Viksjön således inte som en fosforfälla.

Vanligen är det fosfor som begränsar växtplanktonproduktionen i sjövatten. Undantag finns dock, speciellt i sådana sjöar där fosforhalterna av olika orsaker är höga. Artsammansättning och tillväxt hos växtplankton påverkas i stor utsträckning av kväve/fosforkvoten i tillrinnande vatten (=N/P-kvoten). Olika växtplanktonarter har olika optimala N/P-kvoter. Blågrönalger har ett högt fosforinnehåll och tenderar därför att gynnas av låga N/P-kvoter. Vissa arter har dessutom en konkurrensfördel när det råder brist på kväve i form av nitrat och ammonium, eftersom de kan utnyttja kvävgas som kvävekälla, s k kvävefixering.

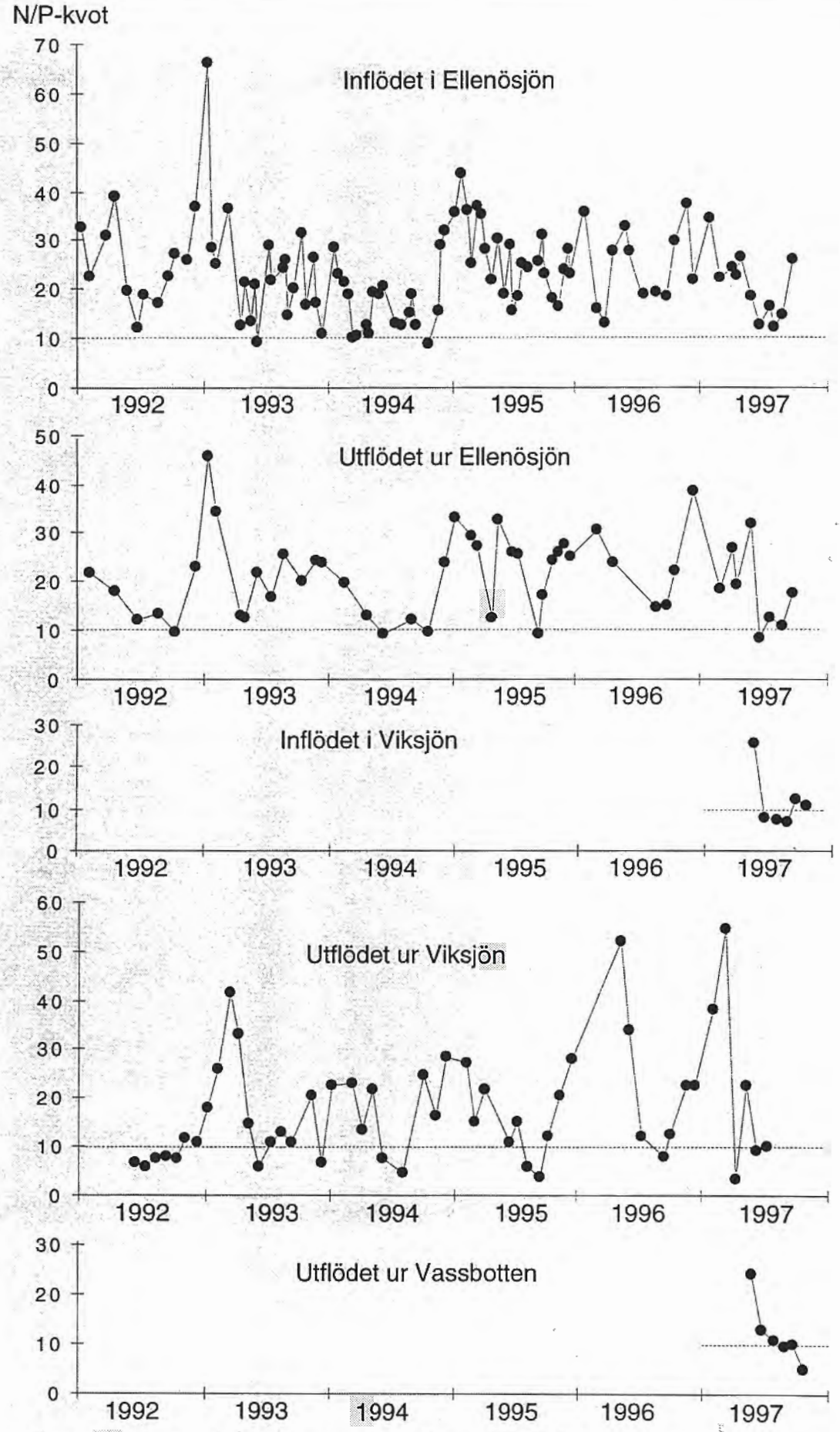
Kvävehalterna minskade något medan fosforhalterna ökade under vattnets flöde genom vattensystemet (se ovan). Följdaktligen förväntar man sig att även N/P-kvoterna förändrades och så var också fallet (fig. 7). Låga N/P-kvoter (ca 10 och lägre) förekom i hela systemet men i Viksjöns utflöde var de mycket vanliga och tidvis avsevärt lägre än i Ellenösjöns inflöde.



Figur 5. *Kvävehalter vid olika provtagningsstationer i Valboån/Munkedalsälvens vattensystem 1992-97. Den streckade linjen anger höga halter (klass 4) enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder.*



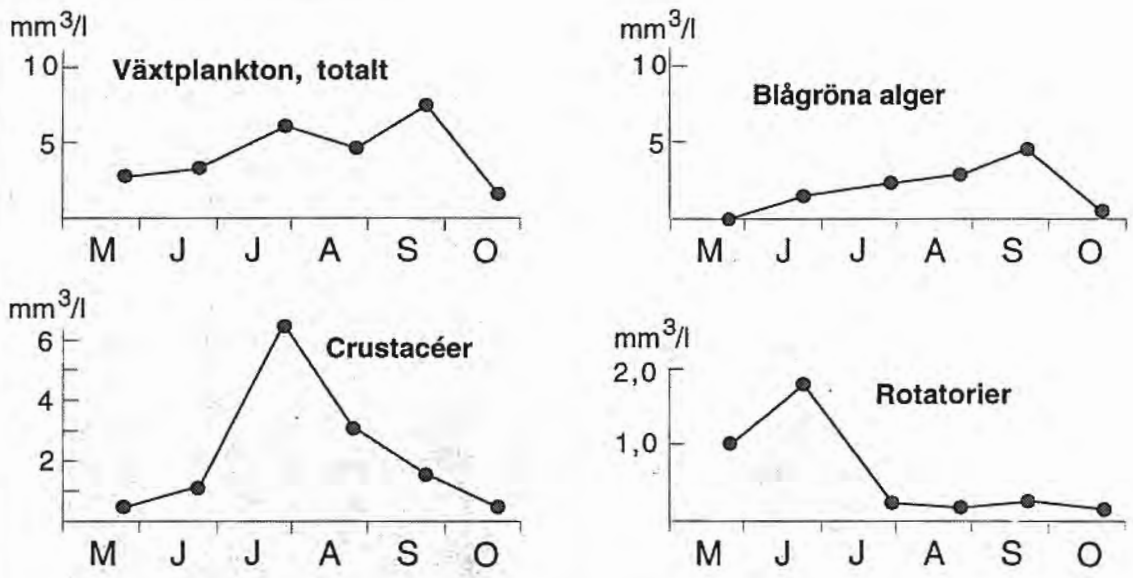
Figur 6. *Fosforhalter vid olika provtagningsstationer i Valboån/Munkedalsälvens vattensystem 1992-97. Den streckade linjen anger mycket höga halter (klass 5) enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder.*



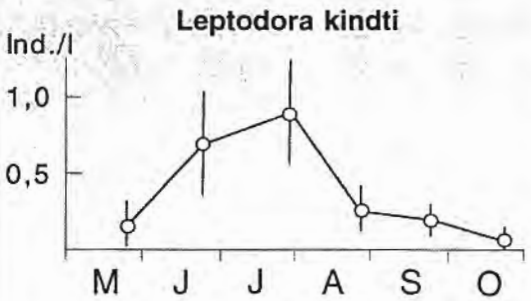
Figur 7. *Kväve/fosfor-kvoter (viktsbasis) vid olika provtagningsstationer i Valboån/Munkedalsälvens vattensystem 1992-97. Kvoten 10 har angetts för att förenkla jämförelsen.*

Växtplankton

Biomassan av växtplankton var genomgående hög och nådde maximum vid provtagningen den 23 september (fig. 8). Under våren dominerades växtplanktonsamhället av kiselalger och rekylalger (se bilaga). Bland kiselalgerna var trådformiga (*Aulacoseira* spp.) och kolonibildande arter (*Diatoma tenuis* och *Asterionella formosa*) vanliga och bland rekylalgerna släktet *Cryptomonas* spp. Tätheten av blågrönalger ökade efterhand och utgjorde 60 % respektive 62 % av växtplanktonsamhällets biomassa vid provtagningarna i augusti och september (fig. 8, se även bilaga). Under juli var det framför allt olika arter av *Anabaena* spp. som var vanliga. Senare, under augusti och september, var det *Aphanizomenon* spp. som dominerade kraftigt. Dessa blågrönalger är kvävefixerare och heterocyster, d v s de specialiserade celler i vilka kvävefixeringen framför allt försigår, var frekvent förekommande i kolonierna av såväl *Anabaena* som *Aphanizomenon*.



Figur 8. *Biomassa av olika planktongrupper i Viksjön 1997. Vid varje provtagningstillfälle bestämdes biomassan i ett samlingsprov som representerade sju provtagningar i epilimnion (0-2 meters djup).*



Figur 9. *Medeltätheter (±standardavvikelse, n=7) av den rovlevande hinnkräftan Leptodora kindti. Provtagning med planktonhåvdrag från botten till ytan.*

Djurplankton

Crustacésamhället i Viksjön dominerades av cladocerer (hinnkräftor) och cyclopoida copepoder (hoppkräftor). *Daphnia cristata, Daphnia cucullata* och *Chydorus sphaericus* var de viktigaste cladocererna i de kvantitativa proverna från epilimnion (se bilaga). Bland de cyclopoider som artbestämdes var *Cyclops vicinus, Mesocyclops leuckarti* och *Thermocyclops oithonoides* vanliga. Calanoida copepoder var sällsynta i sjöns ytvatten men enstaka individer av *Eudiaptomus gracilis* noterades. I de kvalitativa proverna, speciellt från sjöns djuphåla, var andelen copepoder större än i de kvantitativa proverna. Där dominerade *C. vicinus* på våren, små cyclopoider under sommaren och *Eudiaptomus* under hösten. Dessutom påträffades *Eurytemora lacustris, Heterocope appendiculata* och *Metacyclops gracilis.* I de kvalitativa proverna från den 25 maj identifierades enstaka individer av relikthoppkräftan *Limnocalanus macrurus.* Denna art är inte tidigare känd från Viksjön men påträffades 1997 även i Ellenösjön och är tidigare rapporterad från andra sjöar i Örekilsälvens vattensystem (Östersjön och Kärnsjön).

Crustacébiomassan steg under våren och försommaren till ett maximum i juli (fig. 8). Biomassans utveckling sammanfaller framför allt med populationsutvecklingen hos *Daphnia* spp., cyclopoida copepoder och den eutrofigynnade *Chydorus sphaericus.* Den storvuxna och rovlevande hinnkräftan *Leptodora kindti* (som ej inkluderats i crustacébiomassan) var vanlig under våren och sommaren. Tidvis var den mycket vanlig och den var sannolikt, tillsammans med fisk, en viktig reglerande faktor för många djurplanktonarter. I det kvantitativa provet från 24 juni var dess täthet 2,0 ind/l, och i de kvalitativa proverna uppmättes vid flera tillfällen populationstätheter på över 0,5 ind/l (fig. 9). Larver av tofsmyggor, *Chaoborus* spp., påträffades i mätbara tätheter endast vid provtagningen den 28 juli (0,004 ind/l).

Flertalet viktiga crustacéer i Viksjön är småvuxna. De uppmätta medelstorlekarna hos de potentiellt största arterna, *D. cucullata, D. cristata* och cyclopoida copepoder var under hela säsongen under eller avsevärt under 1 mm. De flesta arterna hade minst kroppsstorlek under sommaren. Undantaget var *Bosmina* spp. och *Daphnia cucullata* som hade störst medelstorlek den 28 juli.

Många arter av rotatorier identifierades i de kvantitativa proverna, totalt 26 st (se bilaga). Rotatoriebiomassan var genomgående hög (fig. 8) men den utvecklades oregelbundet under säsongen med flera olika arter som väsentliga inslag. Vanligen dominerade någon art av *Asplanchna priodonta, Keratella cochlearis tecta, Synchaeta* spp. eller *Trichocerca* spp. (se bilaga). Många av de identifierade rotatoriearterna indikerar näringsrika förhållanden, t ex *Aneuropsis fissa, Brachionus* spp., *K. cochlearis tecta,* och flera av *Trichocerca*-arterna.

DISKUSSION

Det råder ingen tvekan om att belastningen av näringsämnen på Viksjön är för hög. Om man vill minska övergödningsproblemen i Viksjön är det framför allt fosforbelastningen som bör reduceras. De höga fosforhalterna orsakas i första hand av en mycket hög extern tillförsel men även biologiska förhållanden i sjön kan bidra till de höga halterna. Viksjön var under undersökningsperioden, sex månader 1997, en näringsfälla. Sett över ett längre tidsperspektiv, dvs de senaste sex åren, var sjön i viss mån en kvävefälla men inte en fosforfälla. Viksjön avviker i detta avseende från Kärnsjön, den största sjön i Örekilsälens avrinningsområde, som verkar vara en avsevärt effektivare fälla för näringsämnen (Hell 1992).

Kvävehalterna var höga i denna studie men relativt sett var fosforhalterna avsevärt högre och åtminstone långt ner i vattensystemet, som i Viksjöns utflöde, var N/P-kvoterna påtagligt låga. Där var de så låga att kväve, åtminstone tidvis, verkar vara en begränsande resurs för algerna i det fria vattnet. I rapporten från förstudien i Ellenösjön påtalades att även den sjön tidvis var kvävebegränsad (Hamrin m fl 1998).

Även om kväve tidvis begränsar produktionen är det fosforbelastningen som i första hand bör reduceras. Orsaken till detta är den frekventa förekomsten av kvävefixerande blågrönalger. När tillgången på kväve i jonform blir för låg kan dessa organismer istället utnyttja kvävgas som kvävekälla. Vid en för hög fosforbelastning får man därför en extra tillförsel av kväve på köpet, d v s blågrönalgerna gödslar systemet med kväve. Om kvävebelastningen reduceras mer än fosforbelastningen i en sådan situation riskerar man att de kvävefixerande blågrönalgerna får ett än större övertag. I Viksjöns utflöde uppmättes tidvis N/P-kvoter på en lika låg nivå som enligt experimentella studier kraftigt gynnar blågröna alger (se Pettersson och Boström 1990).

Skapandet av våtmarker och skyddszoner inom avrinningsområdet syftar till att reducera halterna och transporterna av såväl kväve som fosfor. Av tradition brukar våtmarker anses vara bättre på att reducera kväve och skyddszoner bättre på att reducera fosfor. Med tanke på övergödningsproblemen i systemets sjöar borde det därför vara viktigare med skyddszoner än med våtmarker. I rapporten från förstudien i Ellenösjön påpekas också att arbetet med att anlägga skyddszoner bör intensifieras (Hamrin m fl 1998).

I Örekilsälvens avrinningsområde kan dock även våtmarker visa sig vara effektiva fosforreducerare. De höga fosforhalterna orsakas åtminstone delvis av den höga erosionen, speciellt i kombination med höga flödestoppar. I våtmarkerna kommer troligen mycket av den partikelbundna fosforn att sedimentera. M h a våtmarkerna utjämnas även flödesvariationen i systemet och därmed borde även erosionshastigheten minska. Ändå bör det påpekas att det finns en risk att våtmarksanläggningarna, genom den potentiellt effektivare kvävereningen, sänker N/P-kvoterna ytterligare och därmed än mer gynnar blågrönalgerna i systemet.

Den högsta kvävefixeringshastighet som mätts upp i någon svensk sjö är 2,2 g N/ m^2·år (Södra

Bergundasjön, se Pettersson och Boström 1990). För en sjö av Viksjöns storlek skulle denna kvävefixeringshastighet innebära en tillförsel av ca 5,8 ton/år. Den totala transporten av kväve vid Örekilsälvens utflöde i havet uppgår till ca 800 ton/år. Eftersom flera andra sjöar i Örekilsälvens avrinningsområde lider av övergödningsproblem kan blågönalgernas kvävefixering vara en icke-försumbar mekanism vad gäller tillförsel av kväve till havet. Om så är fallet kan man också genom att reducera belastningen och transporten av fosfor i avrinningsområdet också vinna en lägre kvävetillförsel från algernas kvävefixering.

Även om blågrönalgernas kvävefixering kan vara en kvävekälla i vattensystemet så verkar kvävehalterna minska något under vattnets väg ner genom vattensystemet. I viss mån kan kväve lagras i sediment men troligare är att halterna minskar genom denitrifikation, d v s genom den kväveavgång till atmosfären som sker med mikroorganismers försorg. I sötvattensekosystem är denitrifikationen för det mesta större än kvävefixeringen. För att värdera betydelsen av de biologiska processernas roll för kvävetransporten i Örekilsälvens avrinningsområde vore det dock värdefullt med direkta mätningar av kvävefixering och denitrifikation i kombination med noggranna kvävebudgetstudier. Detta bör vara av särskilt intresse för att värdera källorna till kvävebelastningen på västerhavet.

Viksjön uppvisar stora likheter med Ellenösjön. Båda sjöarna är grunda och domineras av oorganiska bottnar, de har en hög andel blågrönalger bland växtplankton och djurplanktonsamhället är småvuxet och påverkat av predation från fisk och hinnkräftan *Leptodora*. Vegetationen är inte dokumenterad i Viksjön men fisksamhället dominerades 1988, liksom i Ellenösjön 1997, av mört, braxen och björkna. En mörtfiskreduktion kan därför aktualiserats även i Viksjön.

Vid en mörtfiskreduktion strävar man efter att skjuta över tyngdpunkten i sjöns primärproduktion från växtplankton till undervattensvegetation. På köpet får man lägre näringsämneshalter, mindre mängd blågrönalger och ett klarare vatten. Det klara vattnet är dessutom en förutsättning för att undervattensväxterna skall kunna etablera sig. Mörtfisken påverkar dessa sammanhang genom tre olika mekanismer: 1) Många mörtfiskar är effektiva djurplanktonätare. De reducerar därför mängden och storleken av djurplankton. Eftersom få, små djurplankton i sin tur äter lite växtplankton får just växtplankton friare spelrum när mörtfiskbeståndet är tätt. Detta ger ett grumligare vatten och försvårar etableringen av undervattenväxter. 2) Små mörtfiskar exkreerar snabbt näringsämnen från den föda de äter. Dessa näringsämnen gynnar växtplanktonproduktionen vilket grumlar vattnet. 3) Vissa mörtfiskar, t ex braxen, rör upp näring från sedimenten när de letar föda. Detta leder också till en uppgrumling av vattnet och eventuellt kan undervattensväxternas etablering direkt försvåras av fiskarnas bottenbök.

Kunskapsläget vad gäller sjörestaurering genom mörtfiskreduktion har nyligen sammanfattats (Hansson in press). En mörtfiskreduktion kan vara en viktig kompletterande åtgärd för att få ner näringshalterna i övergödda sjöar

efter att den externa belastningen har åtgärdats. Om man väljer att göra en utfiskning är det viktigt att den görs effektiv, d v s att minst 75 % av mörtfisken tas bort första säsongen. Ett förundersökningsprogram inför en mörtfiskreduktion bör åtminstone innehålla studier av vattenkemi, växt- och djurplankton, undervattensväxter och fisk (Hansson in press). För att bedöma vilken arbetsinsats som krävs bör en provtrålning utföras. Den enda tänkbara metoden för att snabbt få upp fisken är nämligen genom trålning. I Viksjön finns, liksom i Ellenösjön, problem med stora mängder sjunktimmer sedan den tid då vattensystemet användes som flottningsled. Detta sjunktimmer måste tas upp för att inte vara till hinder för trålandet.

Om mörtfiskreduktion i Ellenösjön lyckas och näringshalterna minskar kommer även belastningen på Viksjön att minska. Hur stor förbättringen kan komma att bli går idag inte att avgöra. Även om den externa tillförseln till Viksjön minskar är det inte säkert att problemen med algblomningar kommer att upphöra. De biologiska mekanismer som, vid sidan om den externa belastningen, påverkar näringshalterna i Viksjön, kan vara så betydelsefulla att de höga näringshalterna och grumligheten likväl består. Det är därför väl motiverat att även i fortsättningen följa Viksjöns utvecklingen vad gäller kemiska och biologiska egenskaper. Ett uppföljningsprogram bör lämpligen innehålla vattenkemi och plankton. Även en kartering av vegetation och ett provfiske skulle ge värdefull information.

REFERENSER

Ahlén, K. 1995. Viksjöns närsaltbelastning 1993-1994. Eget arbete vid institutionen för tillämpad miljöetenskap, Göteborgs universitet.

Dahlbäck, J. 1991. Ellenösjön - Östersjön. Tillstånd och närsaltsbelastning 1985 - 1990. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Rapport 1991:5.

Dahlbäck, J. 1994. Undersökningar i Valboåns avrinningsområde 1991 - 1993. KM Lab och Färgelanda kommun.

Edmondson, W.T. och G.G. Winberg. 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP Handbook No 17. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Fiskenämnden i O-län. 1989. Provfiske med översiktsnät: Orust, Munkedal, Härryda kommuner, sommaren/hösten 1988.

Hansson, L-A. In press. Biomanipulering som restaureringsmetod för eutrofierade sjöar - en kunskapssammanställning.

Hamrin, S.F., Soler, T., Bergström, S., Svensson, J-E., Wemmer, R. och Westberg, E. 1998. Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön. Rapport från fiskeriverkets sötvattenslaboratorium.

Hell, E. 1992. Örekilsälven. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohuslän, Miljövårdsrapport 1992: 5.

Holmgren, E. 1916. E. Holmgrens undersökningar af fiskevatten å Dalsland. C. W. Carlssons eftr:s boktryckeri, Vänersborg.

KM Lab 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun.

Kungliga Fiskeristyrelsen m fl. 1972. pH-förhållanden i västsvenska sjöar, 1970-1972. Rapport.

Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. Vatten i Göteborgs och Bohus län. Miljöenheten 1995: 13.

Nauwerck, A. 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. Symbol. Bot. Upsaliensis 17(5): 1-163.

Pettersson, K. och Boström, B. 1990. Kväveomsättning i limniska ekosystem: en litteraturöversikt. Naturvårdsverket Rapport 3822.

Svenland, C. 1996. Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Meddelande 1996:1.

Wiederholm, T. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 1. Näringsämnen, syre, ljus, försurning. Naturvårdsverket Rapport 3627.

TABELLBILAGA

Tabell 1. Gamla vattenkemiska data
2. Provfiske 1988
3. Vattenkemi 1997
4. Syrgas och temperatur 1997
5. Växtplanktonbiomassa 1997
6. Växtplanktonsamhällets sammansättning 1997
7. Tätheter av hinn- och hoppkräftor 1997
8. Storlek hos de vanligaste crustacéerna 1997
9. Biomassa av de viktigaste crustacéerna 1997
10. Tätheter av hjuldjur 1997
11. Biomassa av hjuldjur 1997

Tabell 1. *Sammanställning av tidigare vattenkemiska analyser från Viksjön som utförts av miljövårdsenhetens laboratorium på länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län (data från länsstyrelsens arkiv).*

Datum: 880706
Väderlek: mulet, uppehåll, frisk vind från SV
Siktdjup: 1 m

	pH(lab)	Kond. (mS/m)	Alk (mekv/)	Gruml (NTU)	Al (µg/l)
ytan	7,44	7,82	0,308	11,0	355
botten	6,83	7,56	0,294	19,5	720

	Färg (mgPT/l)	COD_{Mn} (mg/l)	Tot-P (mg/l)	Tot-N (mg/l)	Kloro-fyll (µg/l)
ytan	120	2,5	0,014	0,770	14,3
botten	160	2,7	0,016	0,805	12,4

	Temp (°C)	O_2 (PPM)	O_2 (%)
ytan	21,2	8,3	94
1 m	21,3	8,3	94
2 m	21,4	8,1	92
3 m	21,4	8,1	92
4 m	21,4	8,1	92
5 m	19,8	3,8	42

Datum: 920729

	pH(lab)	Kond. (mS/m)	Alk (mekv/l)	Gruml (NTU)	Färg (mgPt/l)
inloppet	6,90	11,3	0,403	24	90
i mitten	7,15	9,03	0,301	8,5	60-70
utloppet	7,34	9,17	0,318	42	80

	Tot-P (mg/l)	Tot-N (mg/l)	Ca (mmol/l)	Mg (mmol/l)
inloppet	0,109	1,075	0,267	0,139
i mitten	0,436	0,995	0,229	0,081
utloppet	0,050	0,500	0,246	0,118

Tabell 2. Sammanställning av resultat från det provfiske med översiktnät som utfördes av Johan Bryngelsson och Anders Magnusson i Viksjön 1988 (data från Fiskenämnden i O-län 1989).

Datum: 880714 - 880721
Väderlek: Klart, måttlig västvind
Antal nät: 24 st
Nättimmar: ca 54

	Abborre	Gädda	Mört
Antal	349	7	1543
Vikt (g)	7412	8621	18856
Antal/nät	14,5	0,3	64,3
Vikt/nät (g)	309	359	786
Medelvikt (g)	21	1232	12
% av fångst	9,6	0,2	42,4

	Gös	Braxen	Björkna
Antal	54	546	682
Vikt (g)	18486	120071	35099
Antal/nät	2,2	22,8	28,4
Vikt/nät (g)	770	5003	1462
Medelvikt (g)	342	220	52
% av fångst	1,5	15,0	18,7

	Gärs	Nors	Benlöja
Antal	163	35	259
Vikt (g)	971	65	3826
Antal/nät	6,8	1,5	10,8
Vikt/nät (g)	40	3	159
Medelvikt (g)	6	2	15
% av fångst	4,5	1,0	7,1

Tabell 3. Fysikalisk-kemiska data från undersökningen i Viksjön 1997

Valboåns inflöde i Viksjön (från bron)

	25-maj-97	24-jun-97	28-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
Tot-P (mg/l)	0,047	0,071	0,099	0,08	0,052	0,071
Tot-N (mg/l)	1,195	0,545	0,74	0,56	0,645	0,755
Temperatur	13,3	18	21,3	21,1	13,1	7,1
Syre (mg/l)	12,9	10,8	9,1	9,6	9,9	11,4

Viksjön (samlingsprov)

	25-maj-97	24-jun-97	28-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
Tot-P (mg/l)	0,047	0,071	0,071	0,08	0,057	0,071
Tot-N (mg/l)	1,28	0,715	0,73	0,56	0,465	0,905
Klorofyll a (µg/l)	10	12,7	18	10,5	15,8	9,4
Siktdjup (m)	1,1	0,9	0,9	0,9	1	1

Munkedalsälvens utflöde ur Vassbotten (från dammen)

	25-maj-97	24-jun-97	28-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
Tot-P (mg/l)	0,047	0,047	0,047	0,047	0,047	0,045
Tot-N (mg/l)	1,145	0,605	0,515	0,46	0,465	0,23
Temperatur	13,1	18,2	21,7	21,1	13	7,2
Syre (mg/l)	12,8	10,8	9	10	10,4	12

Tabell 4. *Syre och temperatur vid Viksjöns djupaste punkt vid sex provtillfällen 1997*

	25-maj-97	
djup (m)	Syre (mg/l)	Temp
0,5	13	13,5
1	12,8	13,5
1,5	12,8	13,5
2	12,7	13,4
2,5	12,8	13,5
3	12,6	13,4
3,5	12,6	13,3
4	12,6	13,3
4,5	12,5	13,2
5	12,4	13,2
5,5	12,2	13,2
6	12,2	13,2

Växlande molnighet, måttlig vind, SV

	24-jun-97	
djup (m)	Syre (mg/l)	Temp
0,5	10,6	18,5
1	10,6	18,5
1,5	10,5	18
2	10,5	18
2,5	10,4	18
3	9	18
3,5	9	18
4	9,2	17,5
4,5	9,2	17,5
5	9,2	17,5
5,5	8,6	17,5
6	8	17,5

Växlande molnighet, lugnt

	28-jul-97	
djup (m)	Syre (mg/l)	Temp
0,5	8,4	21,5
1	8,4	21,5
1,5	8,2	21,5
2	8,3	21,5
2,5	8,2	21,5
3	8	21,5
3,5	8,1	21,5
4	8	21,5
4,5	7,6	21
5	6	20,5
5,5	4,7	20,5
6	3,6	20

Växlande molnighet, frisk vind

	26-aug-97	
djup (m)	Syre (mg/l)	Temp
0,5	9,3	20,9
1	9,2	20,7
1,5	9,2	20,5
2	9,2	20,5
2,5	8,8	20,3
3	8,7	20,3
3,5	8,4	20
4	8	20
4,5	7,4	19,8
5	5,9	19,2
5,5	5,1	18,8
6	3,9	18,4

Regn, mycket molnigt, lugnt

	23-sep-97	
djup (m)	Syre (mg/l)	Temp
0,5	10,8	12,5
1	10,4	12,5
1,5	10,6	12,4
2	10,6	12,3
2,5	10,6	12,3
3	10,2	12,3
3,5	9,2	12,2
4	8	12,1
4,5	8,3	12
5	8,3	12
5,5	8,1	12,1
6	7,5	12

Växlande molnighet, lugnt, algblomning

	21-okt-97	
djup (m)	Syre (mg/l)	Temp
0,5	12,4	7,2
1	10,8	7,2
1,5	10,4	7,1
2	10,4	7,1
2,5	10,4	7,1
3	10,4	7,1
3,5	10,4	7,1
4	10,4	7,1
4,5	10,2	7,1
5	10,3	7,1
5,5	10,2	7,1
6	10,2	7,1

Växlande molnighet - mulet, lugnt

Tabell 5. Biomassor av olika växtplanktongrupper i Viksjön 1997 (kubikmillimeter/liter)

	25-maj-97	24-jun-97	20-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
Blågrönalger, totalt	0,048	1,360	2,313	2,831	4,666	0,322
Anabaena spp.	0,034	0,086	2,062	0,056	0,465	0,000
Aphanizomenon spp.	0,000	1,062	0,035	2,309	3,927	0,114
Microcystis spp.	0,000	0,160	0,080	0,040	0,040	0,040
Woronichinia spp.	0,014	0,028	0,012	0,078	0,042	0,048
Rekylalger	1,040	0,203	0,808	0,214	0,581	0,170
Pansarflagellater	0,034	0,023	0,097	0,188	0,226	0,006
Guldalger	0,068	0,006	0,123	0,223	0,310	0,278
Kiselalger, totalt	1,328	1,506	1,243	0,262	0,538	0,440
Aulacosiera spp.	0,876	0,522	0,479	0,086	0,428	0,369
Ögonflagellater	0,010	0,003	0,098	0,288	0,657	0,012
Grönalger	0,082	0,055	0,221	0,281	0,104	0,096
Konjugater	0,000	0,159	0,730	0,105	0,005	0,104
Övriga	0,224	0,146	0,574	0,328	0,446	0,209
Summa	2,83	3,46	6,21	4,72	7,53	1,64

Tabell 6. Procentuell fördelning av växtplanktonbiomassan i Viksjön 1997

	25-maj-97	24-jun-97	20-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
Blågrönalger, totalt	1,7	39,3	37,2	60	62	19,9
Anabaena spp.	1,2	2,5	33,2	1,2	6,2	0
Aphanizomenon spp.	0	30,7	0,6	48,9	52,1	7,1
Microcystis spp.	0	4,6	1,3	0,8	0,5	2,5
Woronichinia spp.	0,5	0,8	0,2	1,7	0,6	3
Rekylalger	36,7	5,9	13	4,5	7,7	10,5
Pansarflagellater	1,2	0,7	1,6	4	3	0,4
Guldalger	2,4	0,2	2	4,7	4,1	17,2
Kiselalger, totalt	46,9	43,5	20	5,6	7,1	27,1
Aulacosiera spp.	30,9	15,1	7,7	1,8	5,7	22,8
Ögonflagellater	0,4	0,1	1,6	6,1	8,7	0,8
Grönalger	2,9	1,6	3,6	5,9	1,4	5,9
Konjugater	0	4,6	11,8	2,2	0,1	6,4
Övriga	7,9	4,2	9,2	7	5,9	12,9
Summa	100,1	100,1	100	100	100	101,1

Tabell 7. Populationstätheter av cladocerer (hinnkräftor) och copepoder (hoppkräftor) i kvantitativa prover i Viksjöns ytvatten 1997 (ind./liter)

	25-maj-97	24-jun-97	28-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
CLADOCERA						
Bosmina coregoni gibbera	5,00	1,25	3,25	5,50	5,25	0,75
Bosmina longirostris	2,50					
Bosmina longispina	0,50					0,75
Chydorus sphaericus	0,50	9,00	176,00	28,25	53,25	11,75
Daphnia cristata	0,50	6,75	16,00	22,00	16,00	1,25
Daphnia cucullata	3,50	7,00	26,67	9,50	4,50	
Daphnia spp., hanar					9,00	0,75
Diaphanosoma brachyurum			0,75	2,25	1,00	
Leptodora kindti		2,00	0,50	1,25	0,50	
Limnosida frontosa		0,75	4,50	0,75	0,25	
COPEPODA; CALANOIDA						
Eudiaptomus gracilis, adulter					0,25	0,25
Copepoditer				1,25	0,25	1,75
Nauplier	0,50	1,00		0,25	1,75	
COPEPODA; CYCLOPOIDA						
Adulter och copepoditer	6,50	24,25	133,33	138,67	15,75	4,00
Nauplier	49,00	53,33	53,33	98,67	13,00	5,50

Tabell 8. De vanligaste crustacéernas storlek i Viksjöns ytvatten 1997 (mm).

		25-maj-97	24-jun-97	28-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
Bosmina spp.	Medellängd	0,357	0,334	0,420	0,360	0,364	0,356
	Stdav	0,075	0,045	0,071	0,057	0,058	0,089
	n	16	5	13	22	20	6
Chydorus sphaericus	Medellängd	0,317	0,238	0,241	0,256	0,273	0,277
	Stdav		0,038	0,041	0,033	0,041	0,037
	n	1	21	20	22	26	22
Daphnia cristata	Medellängd	0,878	0,766	0,858	0,794	0,664	0,813
	Stdav		0,113	0,125	0,133	0,152	0,035
	n	1	20	19	24	20	5
Daphnia cucullata	Medellängd	0,568	0,881	0,954	0,868	0,757	
	Stdav	0,038	0,249	0,271	0,274	0,230	
	n	7	20	28	20	16	
Diaphanosoma brachyurum	Medellängd			0,651	0,694	0,781	
	Stdav			0,071	0,092	0,046	
	n			3	9	4	
Cyclopoida, ad.+copepoditer	Medellängd	0,853	0,650	0,573	0,533	0,715	0,799
	Stdav	0,204	0,123	0,150	0,129	0,180	0,392
	n	13	22	30	20	21	16
Cyclopoida, nauplier	Medellängd	0,203	0,143	0,161	0,163	0,190	0,231
	Stdav	0,069	0,042	0,040	0,042	0,056	0,080
	n	23	19	20	20	19	22

Tabell 9. Biomassor av de viktigaste crustacéarterna i Viksjön 1997 (kubikmillimeter/liter)

	25-maj-97	24-jun-97	20-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
CLADOCERA						
Bosmina coregoni gibbera	0,076	0,014	0,063	0,076	0,074	0,014
Bosmina longirostris	0,027					
Bosmina longispina	0,008					0,007
Chydorus sphaericus	0,005	0,090	1,760	0,283	0,533	0,118
Daphnia cristata	0,018	0,166	0,558	0,617	0,279	0,035
Daphnia cucullata	0,034	0,306	1,477	0,413	0,129	
Daphnia spp., hanar					0,090	0,011
Diaphanosoma brachyurum			0,024	0,087	0,050	
Limnosida frontosa		0,034	0,522	0,058	0,029	
COPEPODA; CALANOIDA						
Eudiaptomus gracilis, adulter					0,027	0,024
Copepoditer				0,024	0,003	0,077
Nauplier	0,000	0,001		0,000	0,001	
COPEPODA; CYCLOPOIDA						
Adulter och copepoditer	0,261	0,446	1,863	1,552	0,397	0,190
Nauplier	0,025	0,027	0,027	0,049	0,007	0,003
Summa: Crustacébiomassa	0,452	1,083	6,293	3,159	1,618	0,478

Tabell 10. Populationstätheter av rotatorier i kvantitativa prover i Viksjöns ytvatten 1997 (individer/liter).

	25-maj-97	24-jun-97	28-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
Anureopsis fissa		728,0	472,0	72,0		
Ascomorpha ovalis			16,0	2,7	2,7	
Asplanchna priodonta	32,0					2,5
Brachionus sp. (1)		74,7	109,3	170,7	18,7	2,7
Brachionus sp. (2)		2,7	2,7	18,7		
Collotheca sp.			2,7	8,0		
Conochilus unicornis	25,5	40,0	32,0		5,3	2,7
Filinia longiseta	2,5					
Gastropus stylifer	1,0					
Kellicottia longispina	18,5	5,3	8,0	13,3	5,3	10,7
Keratella cochlearis	43,5	2,7	8,0	40,0	170,7	370,7
Keratella cochlearis tecta	13,5	3973,3	968,0	1040,0	360,0	24,0
Keratella quadrata		2,0				
Lecane sp.						0,3
Ploesoma hudsoni	0,5	1,0	2,7			
Polyarthra major		1,0	2,7	10,7	26,7	2,7
Polyarthra remata	4,0		2,7	2,7	2,7	5,3
Polyarthra vulgaris	50,5	2,7	64,0	2,7	24,0	5,3
Synchaeta sp. (stor art)	8,5	1,0			2,7	21,3
Synchaeta sp. (liten art)	24,0	6138,7	146,7	184,0	669,3	66,7
Trichocerca birostris						2,7
Trichocerca capucina		1,0				
Trichocerca cylindrica	0,5	10,7	24,0	2,7	18,7	
Trichocerca pusilla	3,0	5501,3	520,0	376,0	530,7	88,0
Trichocerca sp.					5,3	0,3
Okänd bentisk art (1)	0,5	298,7				
Okänd bentisk art (2)					2,7	
Okänd bentisk art (3)						2,7
Summa: Individer/liter	228	16785	2381	1944	1845	608

Tabell 11. Biomassor av rotatorier i Viksjön 1997 (kubikmillimeter/liter)

	25-maj-97	24-jun-97	28-jul-97	26-aug-97	23-sep-97	21-okt-97
Anureopsis fissa		0,036	0,024	0,004		
Ascomorpha ovalis			0,005	0,001	0,001	
Asplanchna priodonta	0,960					0,075
Brachionus sp. (1)		0,022	0,033	0,051	0,006	0,001
Brachionus sp. (2)		0,001	0,001	0,006		
Collotheca sp. (liten)			0,001	0,002		
Conochilus unicornis	0,010	0,016	0,013		0,002	0,001
Filinia longiseta	0,001					
Gastropus stylifer	0,000					
Kellicottia longispina	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Keratella cochlearis	0,004	0,000	0,001	0,004	0,017	0,037
Keratella cochlearis tecta	0,001	0,199	0,048	0,052	0,018	0,001
Keratella quadrata		0,000				
Lecane sp.						0,000
Ploesoma hudsoni	0,003	0,005	0,013			
Polyarthra major		0,001	0,003	0,011	0,027	0,003
Polyarthra remata	0,002		0,001	0,001	0,001	0,003
Polyarthra vulgaris	0,028	0,001	0,035	0,001	0,013	0,003
Synchaeta sp. (stor art)	0,009	0,001			0,003	0,021
Synchaeta sp. (liten art)	0,005	1,228	0,029	0,037	0,134	0,013
Trichocerca birostris						0,000
Trichocerca capucina		0,001				
Trichocerca cylindrica	0,000	0,009	0,019	0,002	0,015	
Trichocerca pusilla	0,000	0,275	0,026	0,019	0,027	0,004
Trichocerca sp.					0,000	0,000
Okänd bentisk art (1)	0,000	0,015				
Okänd bentisk art (2)					0,000	
Okänd bentisk art (3)						0,000
Summa: Biomassa/liter	1,024	1,811	0,253	0,192	0,264	0,164