

## 5. MATERIAL OCH METODER

### 5.1. Finjasjön

Finjasjön är belägen i norra delen av mellersta Skåne. Den är en av landskapets största sjöar. Jordbruksområden utgör cirka en tiondel av avrinningsområdet som i övrigt består av skogsmark med inslag av myr. Finjasjön ingår i Helgeåns vattensystem, vilket mynnar i Hanöbukten.

För morfometriska data, se tabell 5.1.

Sjö	Finjasjön	Vombsjön
Latitud/Longitud	56°08'N/13°42'E	55°42'N/13°13'E
Altitud, m. ö. h.	43,2	19,5
Areal, km <sup>2</sup>	11,0	12,4
Maxdjup, m	13	16
Medeldjup, m	2,7	6
Volym, Mm <sup>3</sup>	30	59-88
Omsättningstid, månader	3	7-8
Dricksvattentäkt sedan	1951	1948-1949
Referens	Hydrologi, ämnestransport och vattenkvalitet i Finjasjön 1976-1976. Ryding och Forsberg. 1980 Naturvårdsverkets RR-undersökning, Hässleholms kommun. Gatukontoret. Muntliga uppgifter från Hässleholms gatukontors laboratorieförman Per-Åke Nilsson.	Vombsjön. faktsammansättning 1983. Naturvårdsenheten. Länsstyrelsen. Malmö.

Tabell 5.1. Morfometriska data för Finjasjön och Vombsjön, Skåne.

Algprovtagningar har skett med varierande frekvens under de sex år, 1987-1992, som Finjasjön har undersökts med avseende på algtoxicitet. 1987 och 1988 gjordes tre respektive fyra provtagningar.

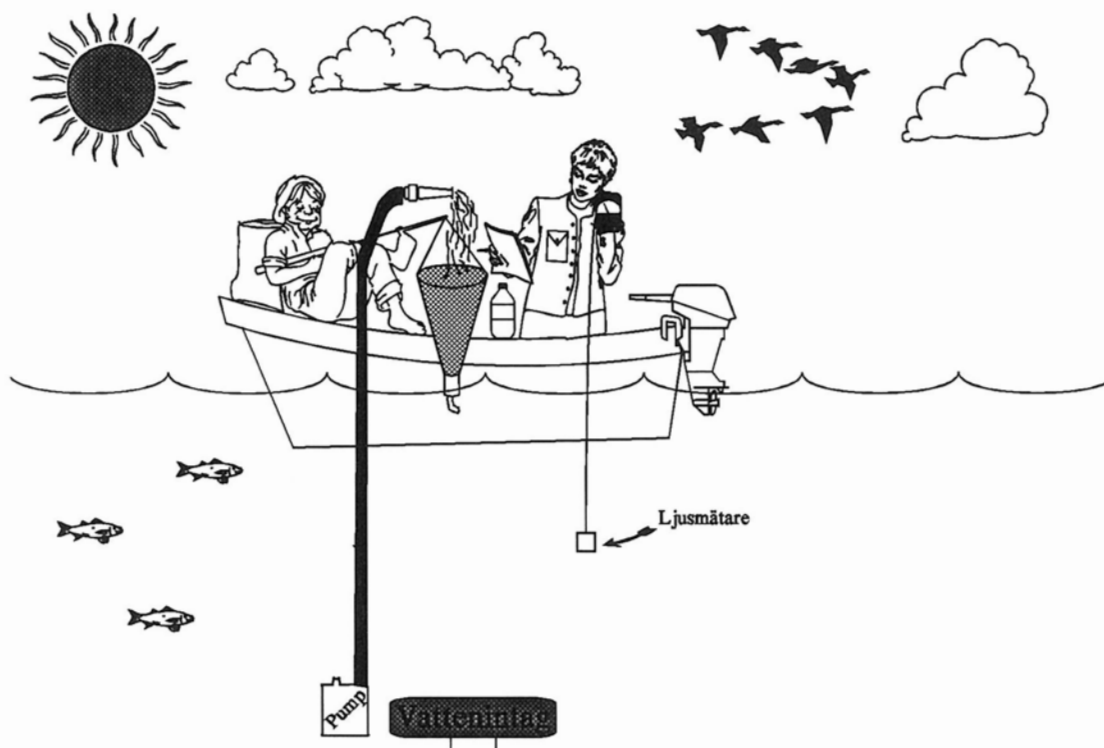
Under 1989 utfördes dessa provtagningar en gång i veckan, 31 maj till 19 oktober, sammanlagt 21 stycken. 1990 togs toxicitetsprov 8 gånger, 16 gånger under 1991 och från 1992 års provtagning har hittills endast ett prov, 12/6, analyserats. Provtagningsplats var Finjasjöns norra djuphåla.

Algerna har insamlats från ytan men även från olika djup (Fig. 5.1).

Ytalgerna har antingen insamlats för hand från båt eller pumpats upp med en dränkbar pump och sedan koncentrerats genom en planktonhåv. Pumpen, en 12 V Rule 1500/2000, var ansluten till en 1 tums plastslang.

Planktonhåvar med 20, 45 eller 100  $\mu\text{m}$  maskstorlek användes. (Då algmängden var riklig samlades alger för toxicitetsanalys in med 45 eller 100  $\mu\text{m}$  håven på grund av att 20  $\mu\text{m}$  håven då sattes igen snabbt.)

De koncentrerade algerna tappades på 1 liters polyetylen flaskor och frystes omedelbart efter provtagningen.



Figur 5.1. Sjövattnet pumpades upp med en dränkbar pump och algerna koncentrerades genom en planktonhåv. Förekomsten av fotosyntetiskt ljus i djupled mättes med ljussmätare. Illustration: *Mattias Mohlin*.

I samband med att alger samlades in konserverades cirka 50 ml av algsuspensionen för semikvantitativ analys av förekommande växtplankton. Konserveringen skedde med Lugols lösning, (jodjodkaliumlösning med isättikatillsats). Vid den efterföljande mikroskopiska analysen skedde en procenträkning av förekommande blågrönalger samt en kvalitativ uppskattning av övriga växtplanktongrupper.

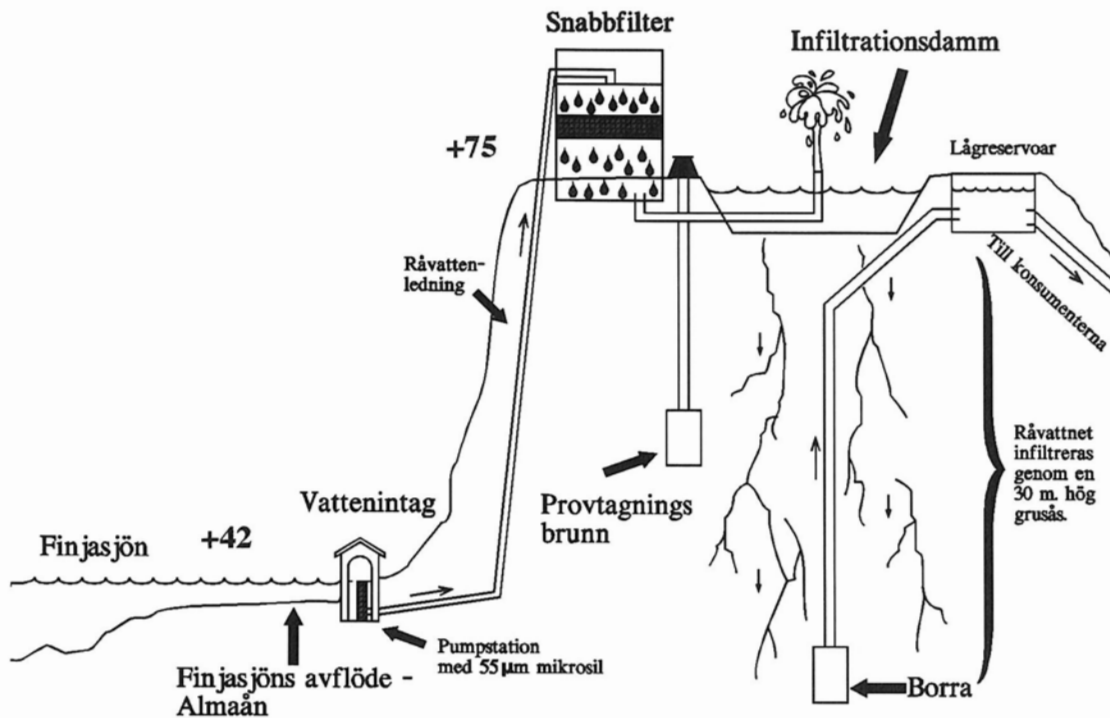
Ljuset mättes i djupled med ljussmätare, LI-185 B, LI- COR Inc.

Vattenprov för kemiska analyser togs med vattenhämtare från ytan. Analyser med avseende på klorofyll a, ammoniumkväve, nitratkväve, fosfatfosfor, totalkväve, totalfosfor och totaljärn utfördes på Hässleholms gatukontors laboratorium.

Temperatur och syrgashalt mättes *in situ* med en kombinerad temperatur- och syremätare, WTW OXI 196. pH mättes på laboratoriet med en pHM 62, Bergman och Beving AB.

## 5.2. Galgbackens vattenverk

Råvatten från Finjasjön pumpas till Galgbackens vattenverk i Hässleholm. Vid vattenintaget passerar råvattnet genom en 55  $\mu\text{m}$  sil (Fig. 5.2). Det behandlas först i ett snabbfilter bestående av ett 1,16 meter tjockt lager filtersand med en kornstorlek av 0,4-10 mm. Efter snabbfiltrering infiltreras vattnet genom en grusformation och renvattnet tas upp som artificiellt grundvatten. Uppehållstiden är cirka 20 dagar. Det vertikala avståndet från infiltrationsdammarna till grundvattnenytan är cirka 30 meter.



Figur 5.2. Skiss över Hässleholms vattenreningsystem med vattenintaget från Almaån och Galgbackens vattenverk. Illustration: Mattias Mohlin.

Algprov för toxicitetsanalys samlades in vid följande provtagningspunkter: utanför råvattenintaget i Almaån, efter passage genom mikrosilen och transport till vattenverket, efter snabbfiltret och i infiltrationsdammarna (Figur 5.2). Vid samtliga provtagningspunkter insamlades även 1 liters vattenprov för analys av ammoniumkväve, nitratkväve, fosfatfosfor, totalfosfor, totalkväve och klorofyll a. Dessutom mättes temperatur, syrgashalt och pH.

Fyra liters vattenprov för analys av vattenlösta algtoxiner togs utanför vattenintaget, efter mikrosil och transport till vattenverket, efter snabbfiltret, i infiltrationsdammarna, i borrhorna samt från renavattnet i lågreservoaren. En brunn, placerad mitt i grusåsen vertikalt sett, öppnades och användes som extra provtagningspunkt. Vattenproven filterades genom *GF/C* (Whatman) filter med  $0.2 \mu\text{m}$  porstorlek. Proven förvarades frysa och tinades först vid tidpunkten för HPLC-preparering.

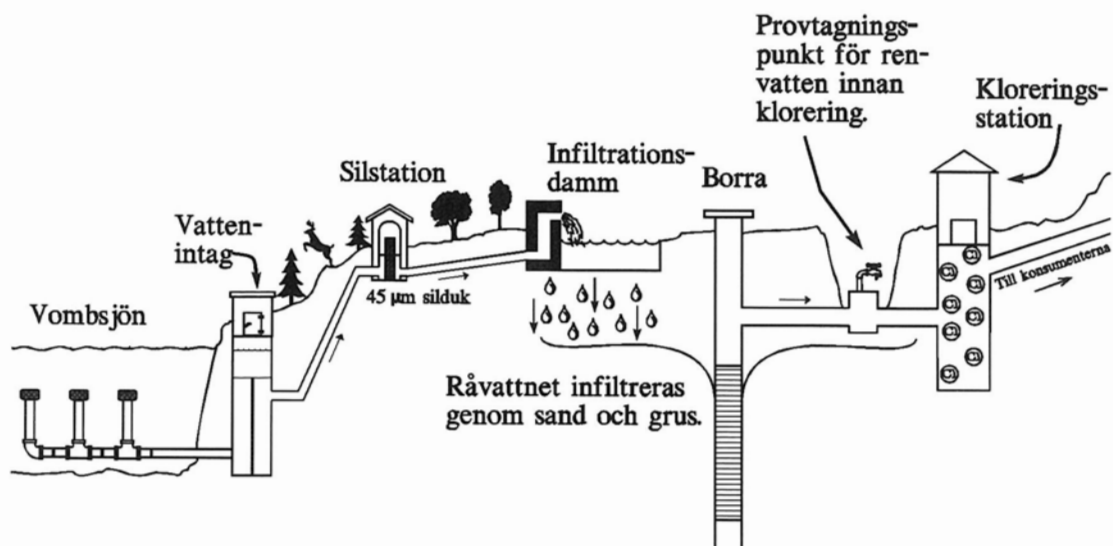
### 5.3. Vombsjön och Vombverket

Vombsjön är belägen i södra delen av mellersta Skåne och är, liksom Finjasjön, en av landskapets största sjöar. Sjön vattenförsörjs av fyra tillflöden vilka rinner genom en jordbrukstät bygd. Hälften av avrinningsområdet består av åker, en fjärdedel av skog och en fjärdel av övrig mark. För morfometrisk data, se tabell 5.1.

Av de 100 000 kubikmeter vatten som varje dygn levereras av Vombverket går 70% till Malmö medan resten pumpas till Lund, Staffanstorp, Dalby, Lomma, Burlöv, Bara och Veberöd. Av Malmös dricksvatten kommer 80 procent från Vombverket, av Lunds dricksvatten kommer 50% därifrån.

Råvattenintaget utgörs av två ledningar som tar in vattnet, 250 respektive 300 meter ut i sjön. Vattnet tas in på 3-4 meters djup, beroende på vattennivån i Vombsjön (Fig. 5.3).

# VOMBVERKET



Figur 5.3. Skiss över Vombverkets vattenreningsystem. Illustration: *Mattias Mohlin*.

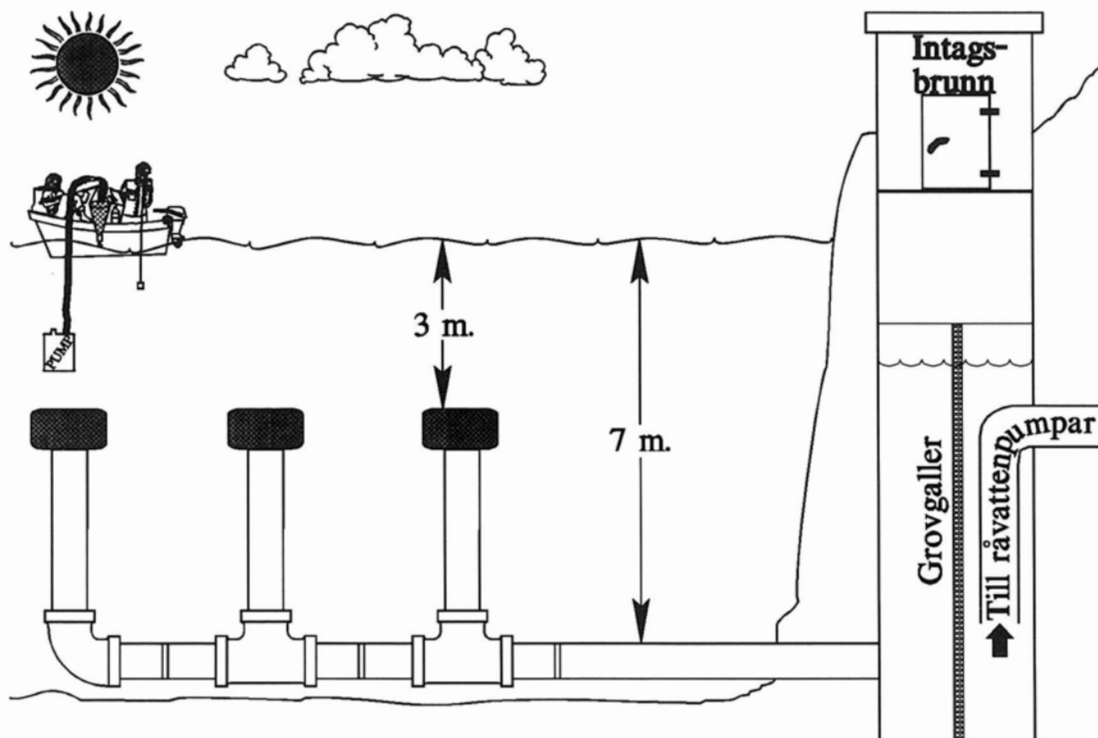
Efter vattenintaget passerar råvattnet silstationen. I syfte att sila bort eventuella växtplankton passerar vattnet en 45 µm sil. Fyra roterande mikrosilar av trumtyp har tillsammans en kapacitet på 1000 l/s. Renspolning av silarna sker med silat sjövattnet. En förbigångsledning möjliggör att vatten som överstiger silkapaciteten kan ledas direkt till infiltrationsdammarna. Det silade råvattnet rinner sedan ut i ett 60-tal infiltrationsbassänger med en totalt tillgänglig infiltrationsyta på 330 000 kvadratmeter. Vattendjupet i infiltrationsdammarna är 75 cm som högst.

Vattnet infiltreras genom ett 25 meter tjockt grus- och sandlager som vilar på lera och kalk. Infiltrationstiden varierar mellan tre veckor och två månader. Det infiltrerade vattnet pumpas upp från 128 brunnar. Desinficering av vattnet sker enligt klorammoniakmetoden innan det skickas ut till konsumenterna.

Algprovtagningar utfördes veckovis i Vombsjön 16/7-4/11, 1991. Provtagningsplats var markeringsbojen för råvattenintaget. Fig. 5.4. Alger pumpades upp från ytan samt från tre meters djup med en dränkbar pump. Det uppumpade vattnet silades genom en planktonhåv med 45 µm maskstorlek. Fig. 5.1. De koncentrerade algerna tappades på 1 liters polyetylen flaskor och frystes omedelbart efter provtagningen.

I samband med att alger samlades in för toxicitetstest konserverades cirka 50 ml av algsuspensionen för semikvantitativ analys av förekommande växtplankton. Konserveringen skedde med Lugols lösning. Vid den efterföljande mikroskopiska analysen skedde en procentberäkning av förekommande blågrönalger samt en kvalitativ uppskattning av övriga algarters förekomst.

Vattenprov för kemiska analyser insamlades med vattenhämtare från ytan. Vattnets yttemperatur mättes. Analyser med avseende på klorofyll a, ammoniumkväve, nitratkväve, fosfatfosfor, totalkväve, totalfosfor, COD (Chemical Oxygen Demand, kemisk syreförbrukning), koppar och totaljärn utfördes på Hässleholms gatukontors laboratorium.



Figur 5.4. Algprovtagning skedde vid vattenintaget i Vombsjön, både vid ytan och på det djup där råvatten togs in till Vombverket. Illustration: Claes Svensson och Mattias Mohlin.

Vattenprov för analys av klorofyll a togs i djupled med en meters intervall. Varje vecka, 30/7-24/9 1991, mättes förekomsten av fotosyntetiskt ljus i djupled. Vattenprov för analys av klorofyll a insamlades även från en provtagningskran på råvattenledningen i vattenintaget samt på vattnet efter direkt passage genom  $45 \mu\text{m}$  filtret i silstationen.

4 liters vattenprov för analys av vattenlösta algtoxiner samlades in från Vombsjöns yta, på råvattenledningen vid vattenintaget, efter passage genom mikrosilen i silstationen, på vatten från två borrar; D6 och E8, vid en provtagningspunkt för renvattnet innan kloreringen samt från det klorerade utgående renvattnet (Fig. 5.3).

Vattenproven filtrerades genom *GF/C* (Whatman) filter med  $0.2 \mu\text{m}$  porstorlek. Proven förvarades frysta och tinades först vid tidpunkten för HPLC-prepareringen.

Vatten för mikroskopisk analys avseende algcellförekomst togs från borra D6. Provet konserverades med Lugols lösning.

## 5.4. Vattenkemiska analyser

Totalfosforhalten bestämdes enligt Svensk Standard, Vattenundersökningar - totalfosfor, SS 02 81 26, utgåva 2, 1984-04-01.

Fosfatforsforhalten bestämdes enligt Svensk Standard, Vattenundersökningar - fosfat, SS 02 81 26, utgåva 2, 1984-04-01.



Figur 5.5. Vattenkemiska och fysikaliska analyser samt prepareringar för HPLC utfördes vid Hässleholms gatukontors laboratorium. Sedan 1988 genomför laboratorieassistent Lena Jönsson vattenkemisk provtagning i Finjasjön en gång i veckan. Foto: *Kim Johansen*.

Totalkvävehalten bestämdes enligt en metod av Halina Rybczynskis som dels bygger på en Svensk Standard metod, SIS 02 81 31, och dels på en metod från Standard Methods, 1975. Totalkvävehalten bestäms spektrofotometriskt efter uppslutning med peroxodisulfat då alla kväveföreningar omvandlas till nitrat.

Nitratkvävehalten bestämdes enligt samma metod som totalkvävehalten med undantaget att ingen uppslutning sker.

Ammoniumkvävehalten bestämdes enligt Svensk Standard, Vattenundersökningar - ammonium, SIS 02 81 34, utgåva 1, 1976-02-15.

Klorofyll a koncentrationen bestämdes enligt en metod i Svensk Standard, Vattenundersökningar - Bestämning av klorofyll a i vatten, Extraktion med metanol - Spektrofotometrisk metod, SS 02 81 70, utgåva 1, 1983-05-20.

## 5.5. Toxicitetstest

Toxicitetstest av alger utfördes på möss vid Statens Veterinärmedicinska Anstalt, SVA. Metoden finns beskriven i Mattsson och Willén, 1986. Den i fortsättningen använda beteckningen 1+, 2+ och 3+ är ett sätt att uttrycka toxiciteten. 1+ innebär att det behövs 50-26 mg frystorkad algmassa för att döda en mus, 2+ innebär att det behövs 25-6 mg och 3+ att det behövs 5-0 mg.

Resultaten från mustesten omvandlades till antal liter sjövattnet som behövs för att döda en mus enligt följande; Klorofyll a halten i vattnet i sjön/vattenverket som togs samtidigt som algerna samlades in för mustest omvandlades till torrsvikt genom omräkningsfaktorer, Reynolds 1984. Med denna uppgift var det möjligt att räkna ut hur stor vattenvolym som den musdödande mängden alger fanns i.

## 5.6. Kvantitativ analys av algtoxin

Kvantitativ analys av levertoxiner utfördes på alger och *GF/C* (Whatman) filter (0.2  $\mu$ m) filtrerade vattenprov med High Performance Liquid Chromatography, HPLC, på två olika laboratorier och med två olika analysmetoder. Institutionen för tillämpad kemi och mikrobiologi vid Helsingfors universitet samt Department of Biological Sciences, University of Dundee har utfört HPLC-analyserna.

### 5.6.1. HPLC analyser vid Helsingfors universitet.

Använd HPLC var en Hewlett Packard 1090M med en diode array UV-vis detektor (200-600 nm) och kolonn uBondapak C18, 4,6 x 150 mm, (Waters). HPLC-analyserna kördes med två olika blandningar för mobil fas. Orsaken till att proven analyserades på två olika sätt var att lättare finna små toppar under större toppar. Olika pH ger olika retentionstid. Följande blandningar användes:

Blandning 1: 74% 10 mM ammoniumacetat, pH 6.8 + 26% acetonitril, isokratisk.

Blandning 2: 65% 20 mM fosforsyra, pH 3 + 35% acetonitril, isokratisk.

10  $\mu$ l injicerades. Flödeshastigheten var 1 ml/min, temperaturen 30 °C. Våglängd; 238 nm med 16 nm bandbredd, referens 550 (100) nm.

Preparering av proven utfördes enligt följande:

200  $\mu$ l 10% MeOH sattes till de torra proven som ultraljudsbehandlades och filtrerades. 0.1 till 0.9 gram av cellmaterialet extraherades två gånger med 50 ml 5% ättiksyra. Toxinerna absorberades på aktiverade C 18 minikolonner, (Bond Elut, 6cc). Innan eluering med 8 ml metanol tvättades kolonnerna med först 20 ml destillerat vatten och sedan med 20 ml 10% metanol.

Detektionsgräns för algtoxin är 0,5  $\mu$ g/l med denna metod.

### 5.6.2. HPLC analyser vid University of Dundee, Skottland

#### 5.6.2.1. Extraktion av microcystin från blågrönalger

Frystorkade celler extraherades i 5% ättiksyra (0,5 g/50 ml) i 20 minuter. Efter centrifugering vid 1500 g i 10 min togs supernatanten bort och filtrerades genom ett *GF/C* (Whatman) filter (0.2  $\mu$ m). Filtratet passerade genom en förkonditionerad *Environmental C18 Sep-Pak* (Millipore/Waters). Kolonnen tvättades med 20% metanol (20 ml) och microcystin eluerades med 100 % metanol (20 ml). Metanolen indunstades i 45°C och återstoden förvarades i -20°C tills analys utfördes.

#### 5.6.2.2. Extraktion av microcystin från vattenprov

250 ml filtrerat vattenprov surgjordes med trifluoroättiksyra, TFA, till en slutlig koncentration av 0,05 %. Vattenprovet passerade sedan en *Environmental C18 Sep-Pak* (Millipore/Waters) som hade konditionerats med metanol följt av vatten. Kolonnen tvättades sedan med 25% metanol och microcystinet eluerades med 100% metanol (20 ml). Metanolen indunstades i 45°C.

#### 5.6.2.3. Analytisk vätskekromatografi (HPLC).

All utrustning kom från Millipore/Waters och bestod av en 600E gradientpump, en 991 diodscanningsdetektor och en *WISP* automatinjektor. Proven separerades på en *C18 Novapak* kolonn (300 x 3,9 mm I. D; 4 µm partikelstorlek). Den mobila fasen bestod av (A) *Milli-Q water* med 0,05% TFA och (B) acetonitril med 0,05% TFA. Följande gradient (1) användes för de 200 första proven. Flödes hastigheten var 1 ml/min.

TID	%A	%B
0	70	30
10	60	40
30	30	70
32	0	100
35	0	100
37	70	30
40	70	30

En förbättrad separation uppnåddes genom modifiering som gav följande gradient, (2.). Flödes hastigheten var 1 ml/min.

TID	%A	%B
0	70	30
10	65	35
40	40	60
42	0	100
45	0	100
47	70	30
50	70	30

Vid användning av gradient 2 blev sju microcystiner framgångsrikt separerade.

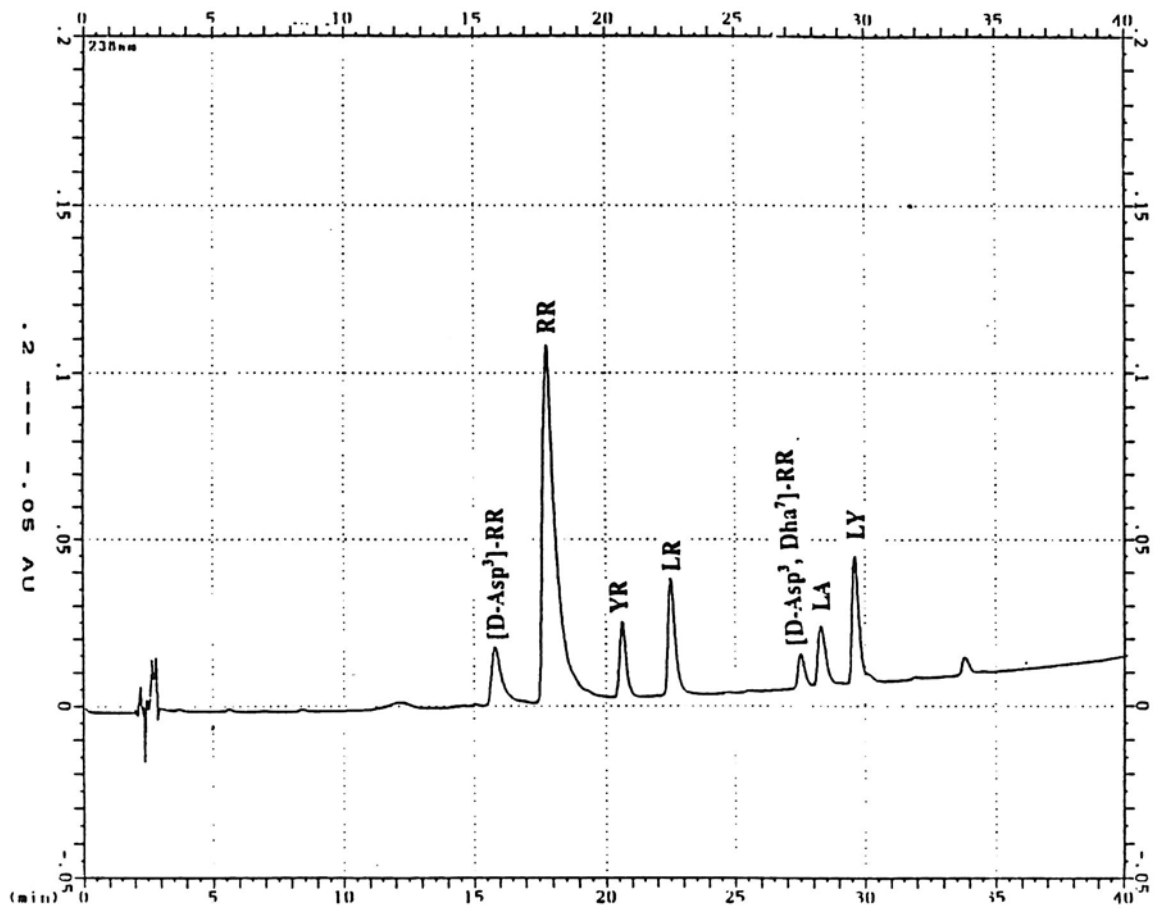
Absorbans mättes från 200 till 300 nm eftersom microcystiners absorptionsmaxima ligger vid 239 nm. Microcystiner identifierades så långt som möjligt genom att jämföra med standardernas retentionstid och UV spektra. Kvantifiering gjordes genom extern standardisering där en linjär kalibrering erhöles genom användning av microcystin-LR från 10 till 1000 ng.

De använda standarderna hade renats genom metoder utvecklade av Lawton, 1992, och exakt kvantifierats genom aminosyreanalys av de hydrolyserade peptiderna genom att använda Millipore/Waters *Picotag system*.

#### 5.6.2.4. Vätskekromatografisk masspektrometri (LC-MS)

Utvalda prov av alger och vatten analyserades genom LC-MS för att bekräfta förekomsten samt identifiera microcystinerna. Den använda *reverse phase* HPLC metoden hade kopplats ihop med med en masspektrometer. Proven separerades på en *Zorbax RX-C8* kolonn (150 x 2,1 mm I.D.; 5 µm partikelstorlek) genom användning av en mobil fas som bestod av acetonitril och vatten, båda innehållande 0,1% TFA vid en flödes hastighet av 200 µl/min. En linjär gradient av 30% till 60% acetonitril i 20 minuter användes. Flödet delades i förhållandet 20:1 varvid 10 µl gick till *ionspray* omvandlaren.





Figur 5.6. Separation av sju microcystin-standarder genom *reverse phase* HPLC då gradient 2, beskriven i texten, har använts.

## 6. RESULTAT

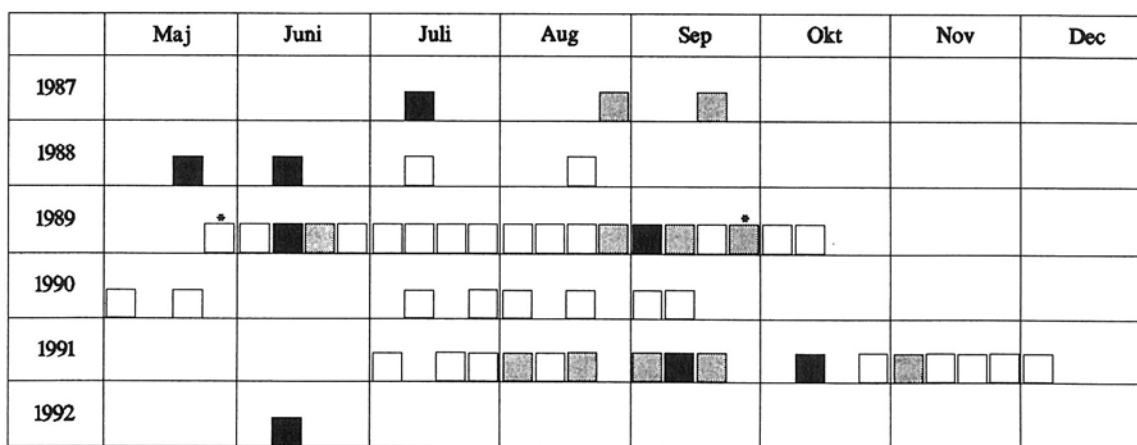
### 6.1. Finjasjön och Galgbackens vattenverk

#### 6.1.1. Blågrönalgernas toxinproduktion i Finjasjön

Under sex års tid, 1987-1992, togs algprov i Finjasjön för toxicitetstest under algblomningssäsongen. Algtoxiciteten uppvisade en stark variation både under en och samma säsong och mellan olika år (Fig. 6.1). Under 1987 var samtliga tre prov toxiska. 1988 var maj- och juniproven toxiska medan prov tagna i juli och augusti inte var toxiska.

1989 utökades antalet prov och sammanlagt 22 algprov från Finjasjöns yta, juni-oktober, analyserades. Algerna var toxiska under två veckor i juni. Därefter upphörde toxiciteten och algerna var inte toxiska de följande tio veckorna. Den siste augusti var Finjasjöalgerna toxiska på nytt och alla prov från september, med ett undantag, var toxiska. Samtliga åtta prov från maj-september, 1990, var ej toxiska. Av 16 prov från juli-december, 1991, var sju prov från augusti till november toxiska. Under juni-september togs algprov men hittills har endast ett av dem, från 12/6, analyserats. Detta var toxiskt.

Algtoxicitet i Finjasjön 1987 - 1992



\*) Mätt vid vattenintaget i Finjasjöns avflöde.

■ Toxiskt (2\*)      ■ Toxiskt (1\*)      □ Ej toxiskt

Figur 6.1. Toxicitetstester på alger i Finjasjön, 1987-1992. Samtliga år utom 1990 har toxicitetstester visat på förekomst av levertoxinproducerande blågrönalger.

### 6.1.2. Analys av förekommande algarter

Blågrönalgsläktet *Microcystis* dominerade genomgående vid samtliga 54 provtagningar (Bil. 1.1). Däremot varierade fördelningen av *Microcystis*-arterna; *M. aeruginosa*, *M. viridis* och *M. wesenbergii*. Denna variation noterades inom en och samma säsong såväl som mellan olika år. Den art som dominerade i de flesta fall var *Microcystis wesenbergii*.

### 6.1.3. Vattenkemi

Det finns vattenkemiska analysresultat från så gott som varje algprovtagningstillfälle med undantag av 1987. Bil. 1.2. Mätningarna av ammoniumkväve, fosfatfosfor och pH finns redovisade i relation till algtoxiciteten vid mättillfället. Resultaten visar att det inte fanns något samband mellan algtoxicitet och ammoniumkväve. Detsamma gällde för algtoxicitet och fosfatfosfor samt mellan algtoxicitet och pH. (Bil. 1.3-1.5).

### 6.1.4. Algtoxicitet och ytvattentemperatur

Algtoxiciteten sattes i relation till vattentemperaturen vid 50 provtagningstillfällen under perioden 1987-1991 (Fig. 6.2). Det visade sig att algerna varit toxiska mellan 7 och 23°C och de toxiska tillfällena var tämligen jämnt fördelade inom detta temperaturintervall.

### 6.1.5. Klorofyll a; ett indirekt mått på växtplanktonförekomst

Klorofyll a halten analyserades vid samtliga provtagningstillfällen med undantag av 1987 års mätningar. Klorofyll a halterna i Finjasjön var jämförelsevis höga och typiska för en mycket näringsrik sjö (Fig. 6.3). Vid samtliga tillfällen förekom algblomning, det vill säga vattnet var grönfärgat på grund av algförekomst. Klorofyll a värdena uppvisade dock en stor variation, från 13 till 200 µg/l. (Ett icke-toxiskt extremvärde på 420 µg/l uppmättes dessutom).

Studien visade att det under algblomningsperioden inte fanns något samband mellan höga klorofyll a värden och toxicitet. Av samtliga mätningar där klorofyll a halterna översteg 100 µg/l var algerna endast toxiska vid ett tillfälle. De resterande tio var icke-toxiska. Det genomsnittliga klorofyll a värdet för de toxiska tillfällena var lägre, 79,5 µg/l, än det genomsnittliga klorofyll a värdet, 84 µg/l, för de icke-toxiska mättillfällena.

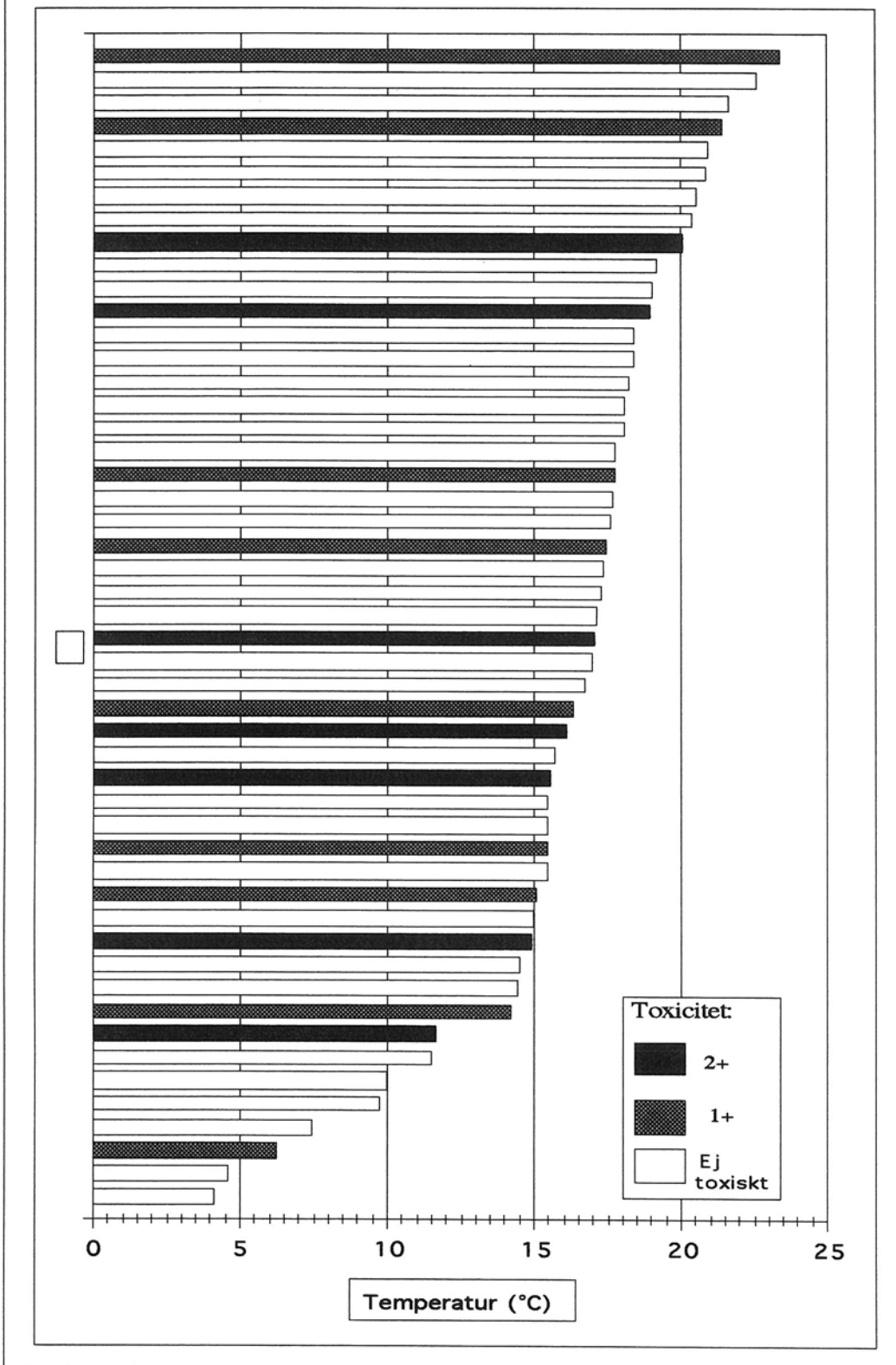
### 6.1.6. Klorofyll a, ljus och algtoxicitet i djupled

7/9 och 13/9 1989 utfördes undersökningar av sambandet mellan algtoxicitet i djupled, ljusets penetration i vattenmassan och den vertikala förekomsten av algerna.

7/9. Vid toxicitetsmätningen 7 september varierade algernas toxicitet i djupled (Fig. 6.4 a). Vid ytan, där ljusintensiteten var som högst, var algerna 2+ toxiska. På 1 meters djup var ljusintensiteten cirka 3% av den som uppmättes vid ytan. Algerna var inte toxiska på en meters djup. Vid två meters djup var algerna 1+ toxiska och ljusintensiteten knappt 1 promille jämfört med vid ytan. Vid tre meters djup var ljuset ej längre mätbart och algerna ånyo ej toxiska. Klorofyll a koncentrationen var ungefär densamma från ytan och ner till åtta meters djup.

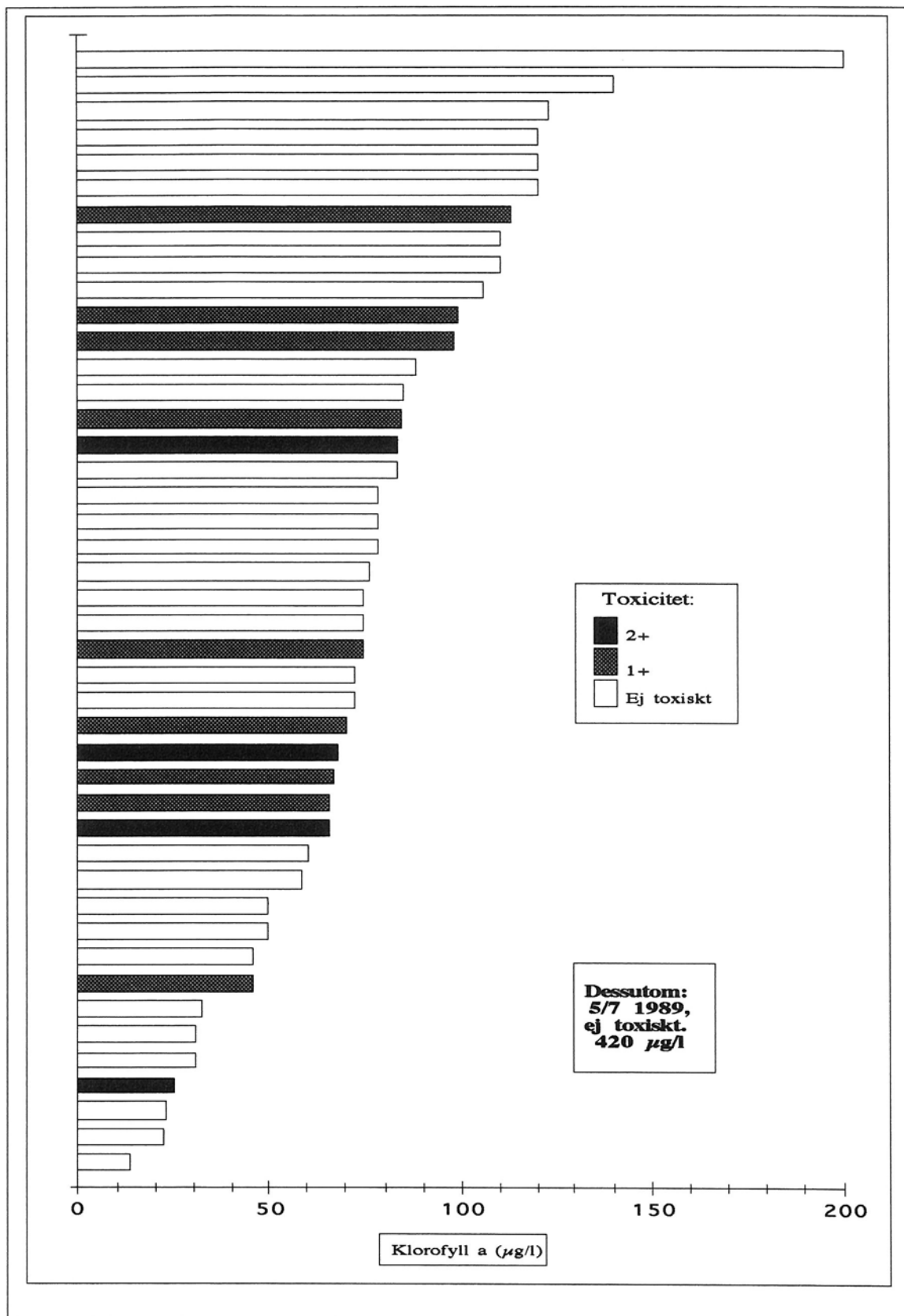
13/9. Vid toxicitetsmätningen i djupled 13 september (Fig. 6.4 b) var algerna 1+ toxiska både vid ytan och på en meters djup trots att ljusintensiteten vid en meters djup endast var 1,5% av ljuset vid ytan. Vid två och tre meters djup var ljuset inte mätbart. Vid dessa djup var algerna ej toxiska. Klorofyll a värdena var ungefär 100 µg/l vid ytan men minskade med djupet och uppvisade värdet 20 µg/l vid 9,5 meters djup.

**Algtoxicitet relaterat till ytvattentemperaturen  
Finjasjön, 1987 - 1991.**  
Resultaten baseras på 50 mätningar.



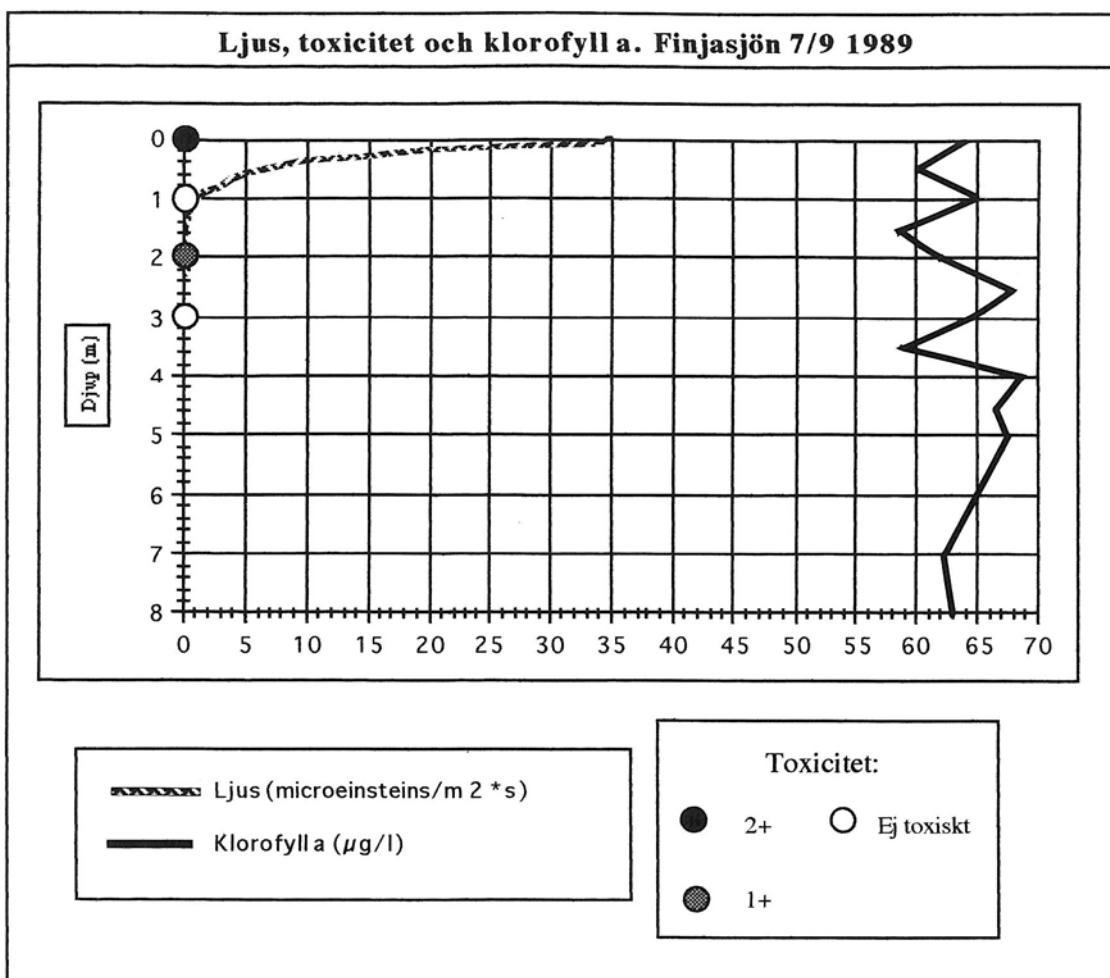
Figur 6.2. Sambandet mellan toxicitet och ytvattentemperatur, Finjasjön 1988-1991.

**Algtoxicitet relaterat till klorofyll a  
Finjasjön 1988 - 1991**  
Baserat på 44 mätningar



Figur 6.3. Sambandet mellan toxicitet och klorofyll a, Finjasjön 1988-1991.

### Ljus, toxicitet och klorofyll a. Finjasjön 7/9 1989



Figur 6.4 a. Mätning av ljusförekomst, klorofyll a och algtoxicitet på olika djup. Finjasjön, 7 september 1989.

#### 6.1.7. Algmängd i vattenverkets olika steg

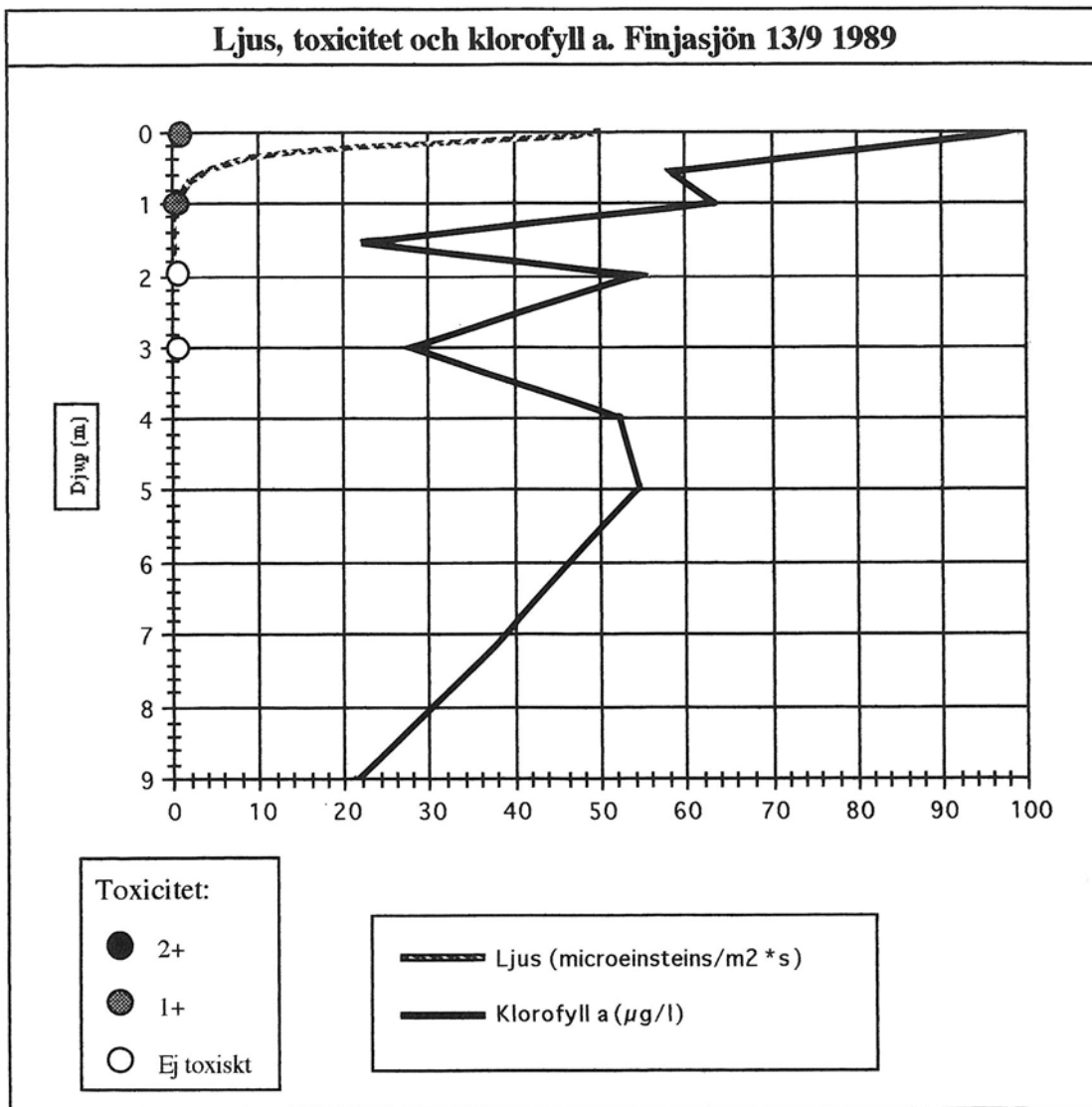
Klorofyll a koncentrationen på de olika provtagningspunkterna i Galgbackens vattenverk under september 1989 varierade. Det skedde en viss reducering av mängden alger mellan Almaån och infiltrationsdammarna (Fig. 6.5 och 6.6).

Mikrosilen vid vattenintaget reducerade i genomsnitt algmängden med en tredjedel under september. Efter filtrering genom snabbfiltret reducerades algmängden i genomsnitt med 63% jämfört med halterna i Almaån.

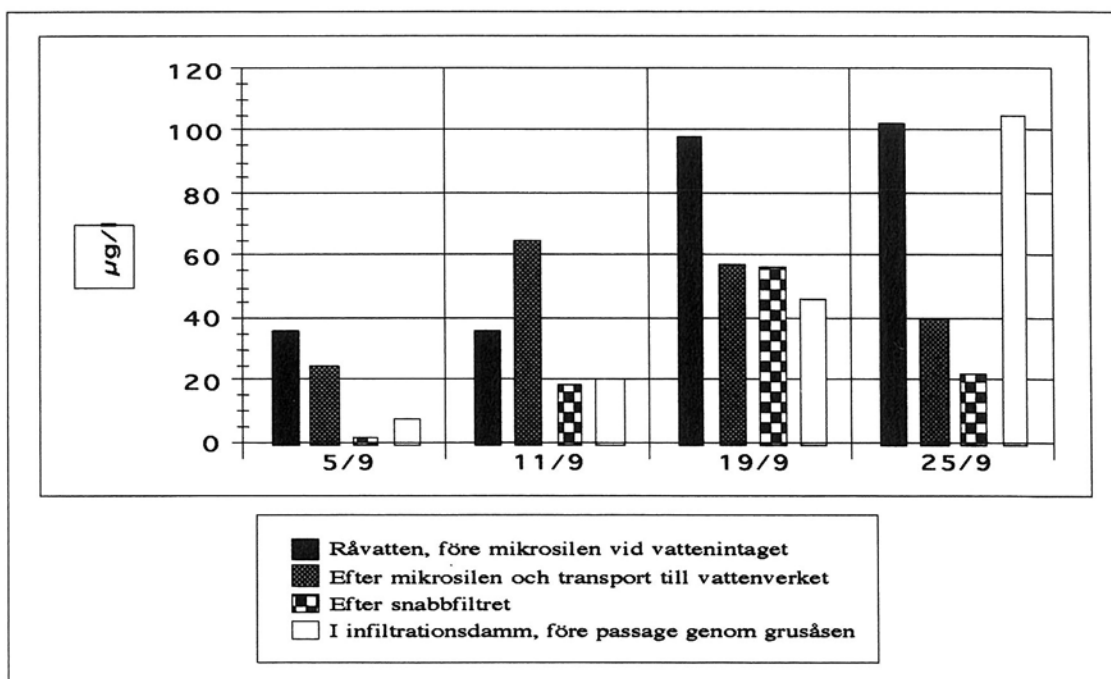
När det filtrerade vattnet nått infiltrationsdammarna ökade algmängden och i genomsnitt skedde en ökning med 36% jämfört med det vatten som passerat snabbfiltret.

#### 6.1.8. Innehåll av närsalter i infiltrationsdammarna

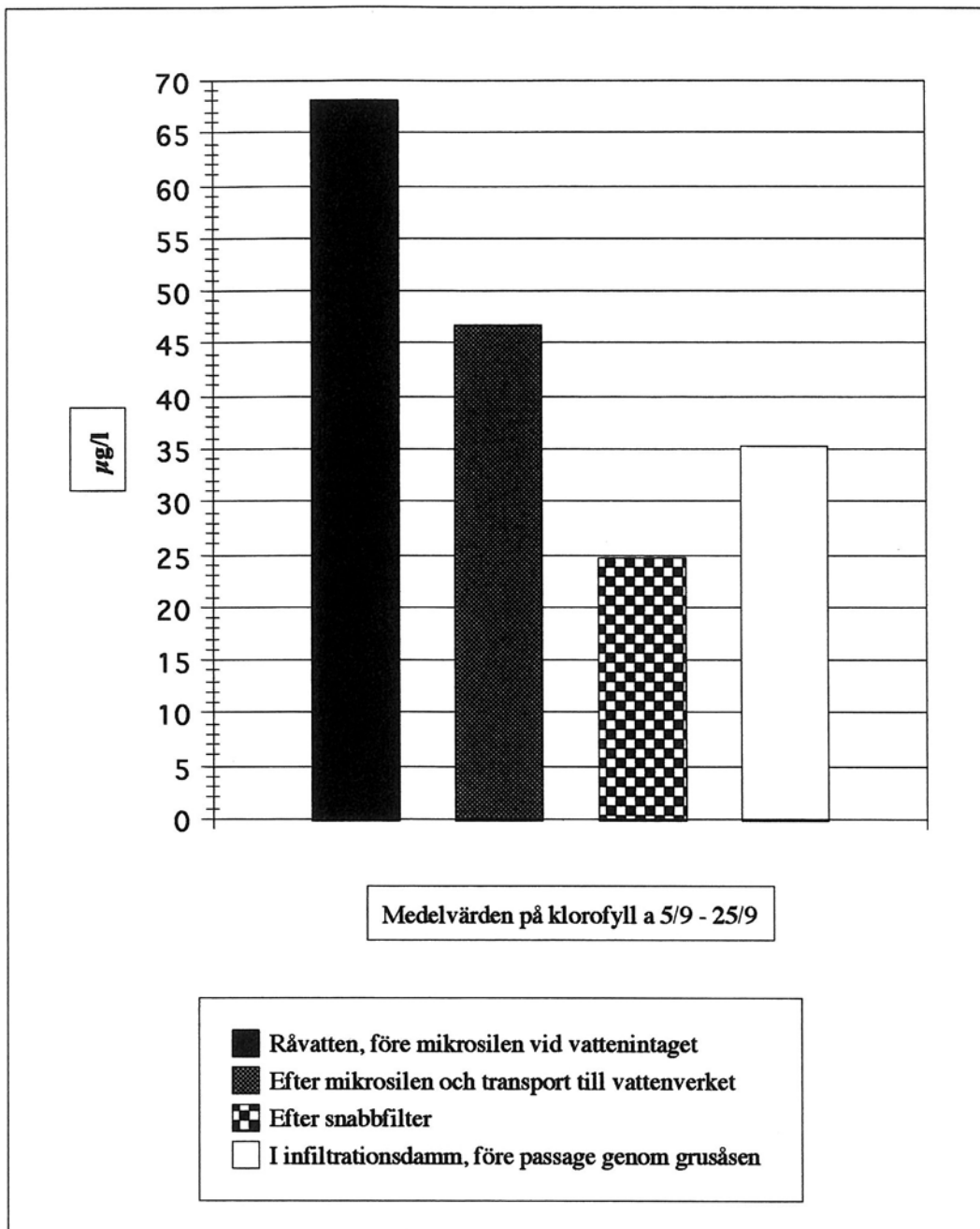
Under september var vattenkvaliteten i infiltrationsdammarna jämförbar med en mycket näringsrik sjö med fosfatfosforhalter mellan 0,02 och 0,06 mg/l och nitratkvävehalter på 0,14 - 0,4 mg/l (Bil. 2.).



Figur 6.4 b. Mätning av ljusförekomst, klorofyll a och algtoxicitet på olika djup. Finjasjön, 13 september 1989.



Figur 6.5. Klorofyll a i Galgbackens vattenverk, september 1989.



Figur 6.6. Medelvärden av klorofyll a i Galgbackens vattenverk, september, 1989.

### 6.1.9. Förekomst av toxiska alger i Galgbackens vattenverk

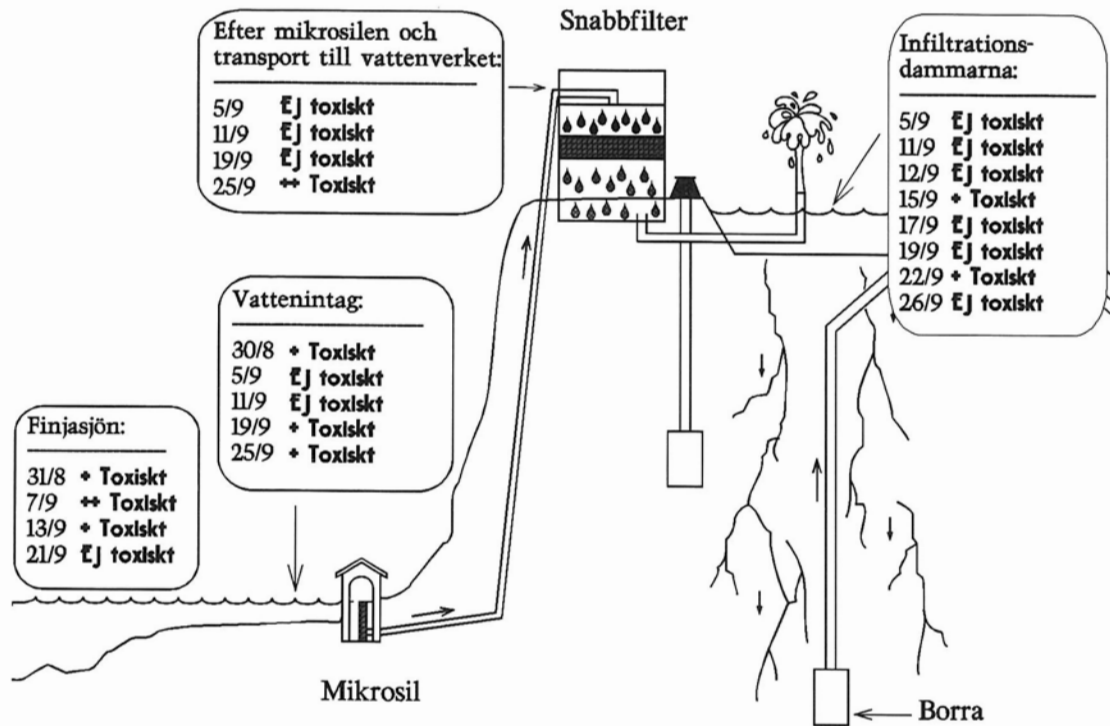
Vid de två första provtagningarna i vattenverket, 5/9 och 11/9 1989, var algerna ej toxiska i samtliga provtagningspunkter (Fig. 6.7).

Det första toxiska algprov som konstaterades i vattenverket var 15/9, i en infiltrationsdamm. 19 september var algerna 1+ toxiska utanför vattenintaget medan de alger som insamlades efter mikrosilen och i dammarna inte var toxiska.

22 september insamlades 1+ toxiska alger i en infiltrationsdamm.

25 september uppmättes 1+ toxicitet i algerna utanför vattenintaget och 2+ toxicitet i algerna efter mikrosilen.





Figur 6.7. Toxicitetstester på alger från olika provtagningspunkter i Galgbackens vattenverk, vattenintaget i Almaån och Finjasjön. September 1989.

#### 6.1.10. Toxicitet relaterat till vattenvolym

Vissa mustoxiska analysresultat räknades om till volym ofiltrerat vatten innehållande den giftmängd som behövs för att döda en mus. Från övriga toxiska tillfällen, 1987 och 1988, fanns inga klorofyll a mätningar och således kunde denna omvandling inte ske.

Datum/Plats	Volym ofiltrerat vatten innehållande den giftmängd som behövs för att döda en mus (liter)	Datum/Plats	Volym ofiltrerat vatten innehållande den giftmängd som behövs för att döda en mus (liter)
Finjasjön, 890616	1,0-4,3	Finjasjön, 910912	0,8-3,4
Finjasjön, 890622	2,9-5,6	Finjasjön, 910923	2,6-5,0
Finjasjön, 890831	4,2-8,0	Finjasjön, 911016	1,0-4,2
Finjasjön, 890907	2,7-11,2	Finjasjön, 911104	6,5-12,4
Finjasjön, 890913	3,0-5,7	Intaget, 890919	2,8-5,5
Finjasjön, 890925	3,9-7,5	Intaget, 890925	3,0-5,7
Finjasjön, 910807	0,8-3,3	Efter mikrosilen, 890925	1,7-7,0
Finjasjön, 910821	4,5-8,6	Infiltrationsdamm, 890915	13,2-25,4
Finjasjön, 910904	4,4-8,5	Infiltrationsdamm, 890922	14,5-28,0

Tabell 6.1. Toxicitet relaterat till vattenvolym. Finjasjön och Galgbackens vattenverk.

Det mest toxiska sjövattnet noterades 7 augusti 1991 (0,8-3,3 l) och det minst toxiska vattnet från de toxiska tillfällena (6,5-12,4 liter) uppmättes 4 november samma år. Tabell 6.1.

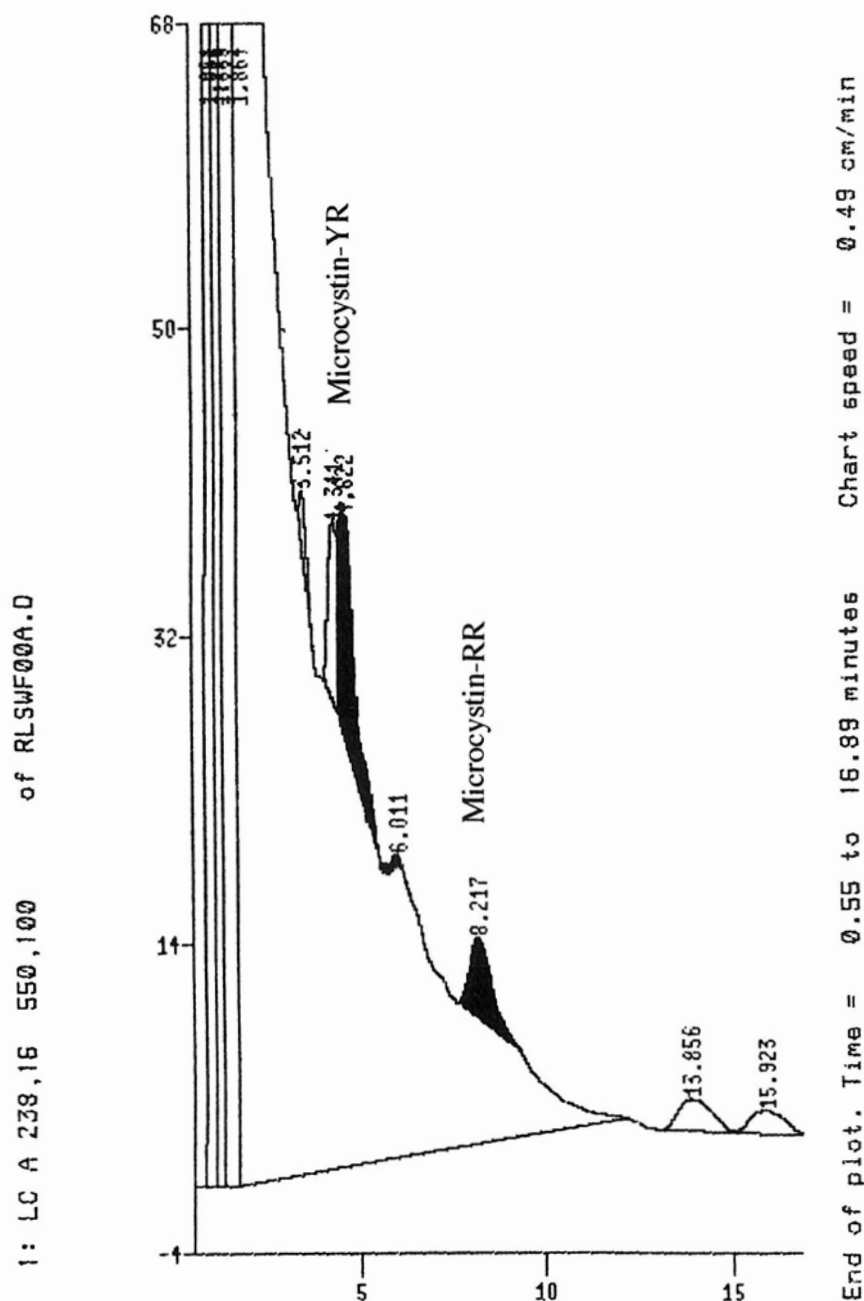
Fem algprov från olika steg i vattenverket var mustoxiska. Det mest toxiska vattnet som dessa alger insamlades från (1,7-7,0 liter) fanns i snabbfilterbassängerna. Vattnet hade då passerat mikrosilen och transporterats till vattenverket. Det minst toxiska av de vatten från vilka mustoxiska alger insamlades fanns i infiltrationsdammen på vattenverket 890922. Vattenvolymen innehållande dödlig dos var 14,4 - 28,0 liter.

### 6.1.11. HPLC-analyser utförda vid Helsingfors universitet.

#### 6.1.11.1. Algernas toxininnehåll

Algprov från Finjasjön, 27 augusti 1987. Algerna var 1+ toxiska vid mustest.

Algartsanalys visade att provet innehöll 20% *Microcystis aeruginosa*, 10% *Microcystis viridis* och 70% *Microcystis wesenbergii*. Två microcystiner identifierades; Microcystin-RR (9 µg/g torrsvikt) och Microcystin-YR (18 µg/g torrsvikt).



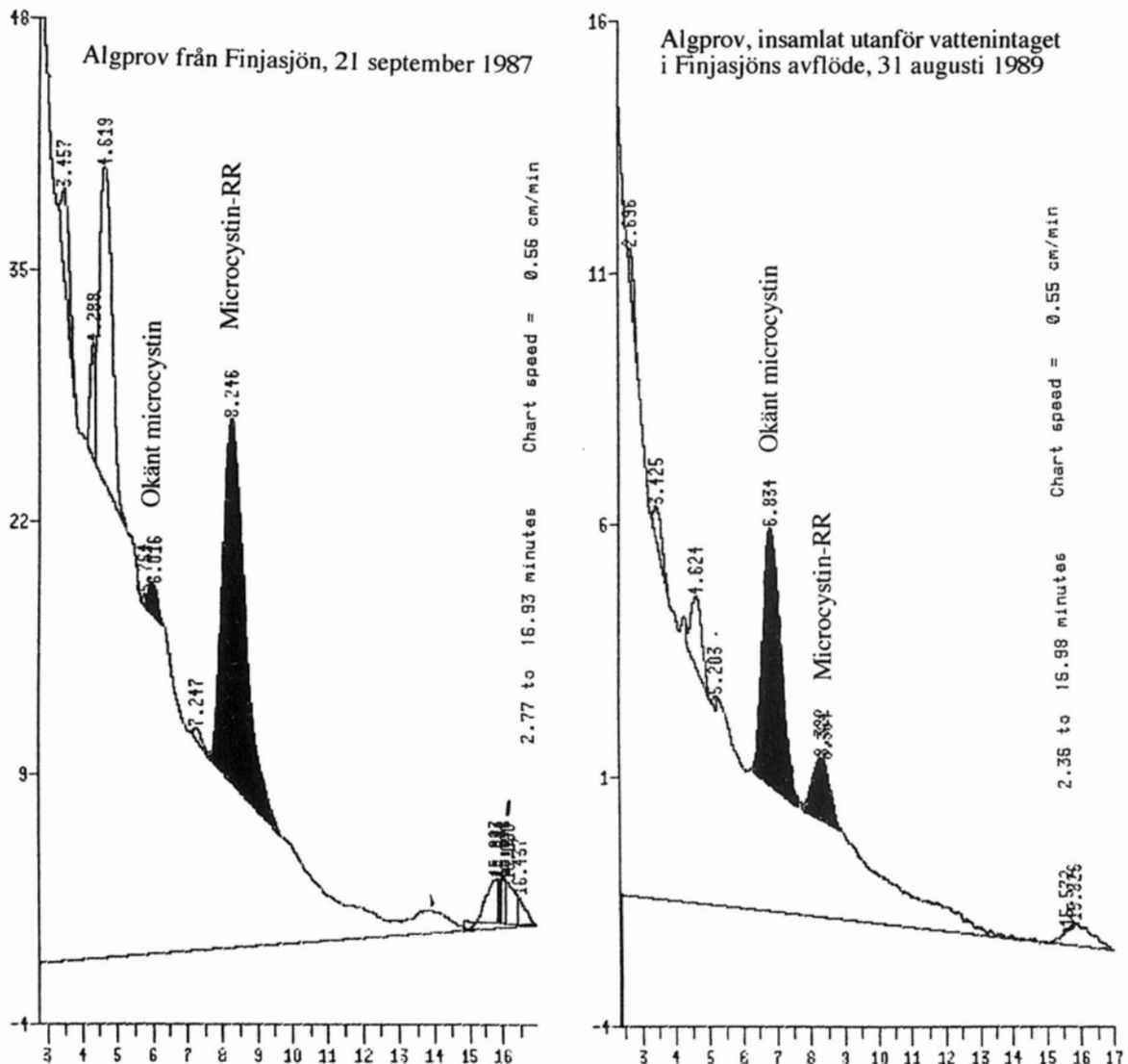
Figur 6.8. HPLC-analys av toxiska algceller, Finjasjön 27 augusti, 1987.

Algprov från Finjasjön 21 september 1987 var 1+ toxiskt vid mustest.

Alganalys visade att provet innehöll 25% *Microcystis aeruginosa*, 5% *Microcystis viridis* och 70% *Microcystis wesenbergii*.

Heléne Annadotter: Algtoxiner i dricksvatten.

Två olika microcystiner identifierades; Microcystin-RR (67  $\mu\text{g/g}$  torrsvikt) samt ett okänt microcystin (3  $\mu\text{g/g}$  torrsvikt). Förekomsten av det okända microcystinet fastslogs genom att det hade ett UV-spektrum som var identiskt med microcystiners UV-spektra. Dess retentionstid överensstämde inte med någon av de åtta microcystiner som användes som standarder. Det existerar idag ett fyrtiotal kända microcystiner. Mångfalden gör det ekonomiskt och praktiskt omöjligt att använda standarder från samtliga. Från existensen av ett UV-spektrum som är typiskt för microcystiner kan man få vetskap om att ämnet i fråga är ett microcystin. Om ämnet dessutom har en retentionstid som överensstämmer med ett standardtoxin får man information om vilket microcystin det är frågan om. Fig. 6.9.



Figur 6.9. Till vänster, HPLC- kromatogram på alger från Finjasjön 21 september, 1987 och till höger, på alger som samlades in vid vattenintaget 31 augusti, 1989.

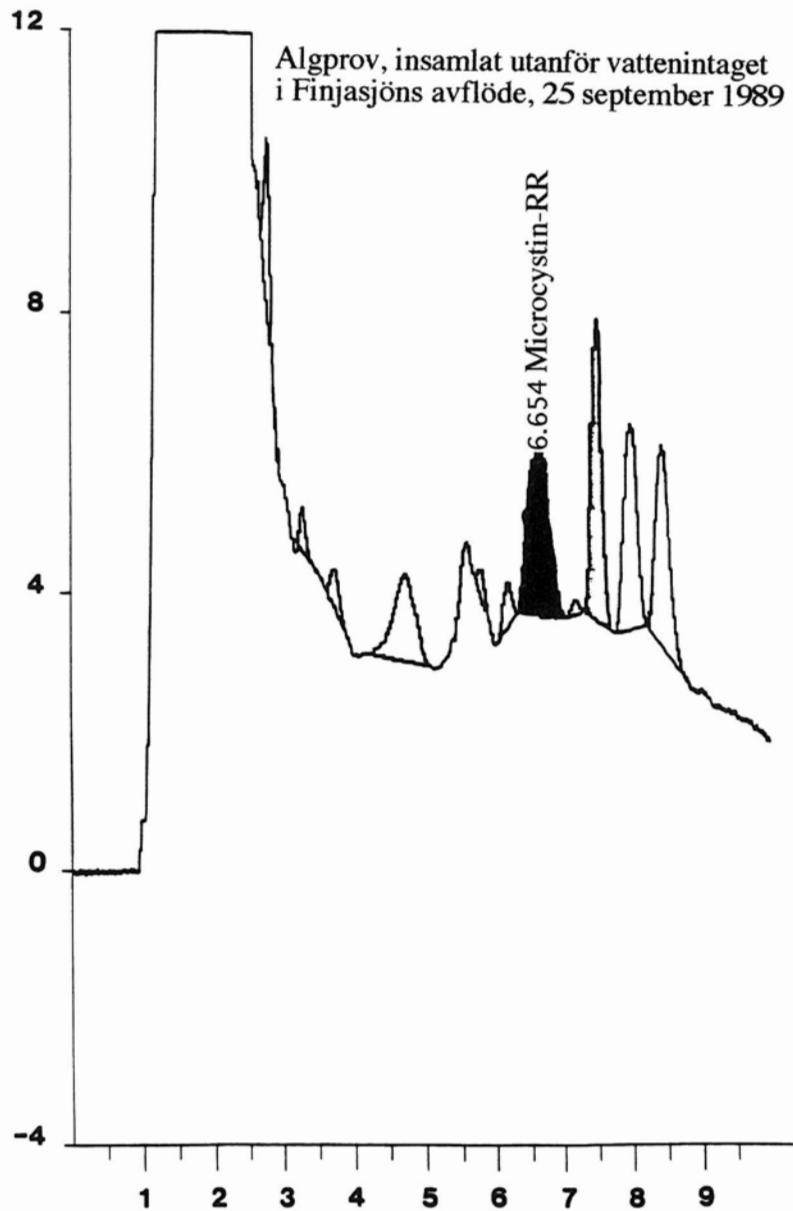
Algprov från vattenintaget i Finjasjöns avflöde 31 augusti 1989 var 1+ toxiskt vid mustest (Fig. 6.9). Alganalys visade att provet innehöll 25% *Microcystis aeruginosa*, 5% *Microcystis viridis* och 70% *Microcystis wesenbergii*.

Det fanns två olika microcystiner; Microcystin-RR (25  $\mu\text{g/g}$  torrsvikt) samt ett okänt microcystin (1100  $\mu\text{g/g}$  torrsvikt). Förekomsten av det okända microcystinet fastslogs genom att det hade ett UV-spektrum som var typiskt för microcystiner.

Algprov från vattenintaget i Finjasjöns avflöde, 25 september 1989. Algerna var 1+ toxiska vid mustest.

Alganalys visade att provet innehöll 5% *Microcystis aeruginosa*, 25% *Microcystis viridis*, 65% *Microcystis wesenbergii* och 5% *Aphanizomenon flos-aquae*.

Microcystin-RR identifierades i provet.



Figur 6.10. HPLC-analys på alger, insamlade utanför vattenintaget i Finjasjöns avflöde Almaån, 25 september 1989.

### 6.1.11.2. Vattenlösta algtoxiner

Följande GF/C (Whatman) filtrerade ( $0.2 \mu\text{m}$ ) vattenprov har analyserats med avseende på vattenlösta microcystiner med HPLC:

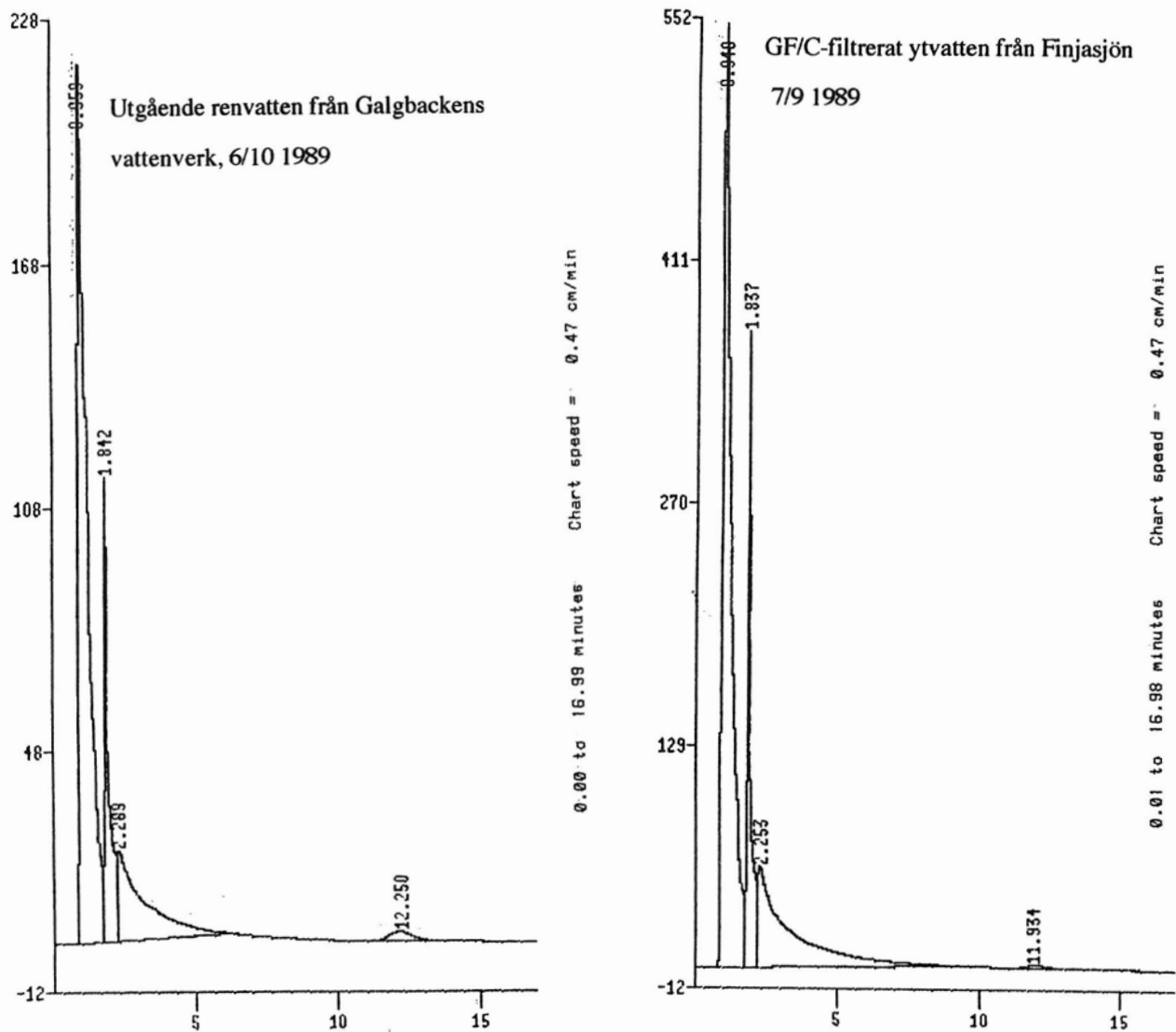
#### Från Finjasjön och dess avflöde:

Finjasjön, ytvatten, 10 juni 1989

Finjasjön, ytvatten, 7 september 1989

Finjasjön avflöde, Almaån, 10 km nedströms vattenintaget, 12/9, 1989

Finjasjöns avflöde, vattenintaget i Almaån 19/9, 1989



Figur 6.11. HPLC analyser på filtrerat ( $0.2 \mu\text{m}$ ) ytvatten från Finjasjön, 7/9 1989 samt på utgående renvatten från Galgbackens vattenverk, 6/10 1989. Det fanns inga toppar som indikerade alggift på något av kromatogrammen.

## Från Galgbackens vattenverk

Efter mikrosilen och transport till vattenverket, 25/9

Efter passage genom snabbfiltret, 25/9

Infiltrationsdamm, 22/9

Infiltrationsdamm, 25/9

Infiltrationsdamm, 29/9

Brunnen, en provtagningspunkt mitt i grusåsen, 22/9

Brunnen, en provtagningspunkt mitt i grusåsen, 29/9

Borra 15, 3/10

Borra 16, 3/10

Utgående renvatten, 4/10

Utgående renvatten, 6/10

Utlåtande från ansvarig analytisk kemist Raija Luukkainen, Institutionen för tillämpad kemi och mikrobiologi, Helsingfors universitet:

*Vattenlösta toxiner har inte kunnat påvisas i något av ovanstående vattenprov. Då detektionsgränsen för den använda metoden är 0,5 µg/l innebär detta att eventuell förekomst av vattenlösta toxiner har funnits i lägre koncentrationer i dessa vattenprov.*

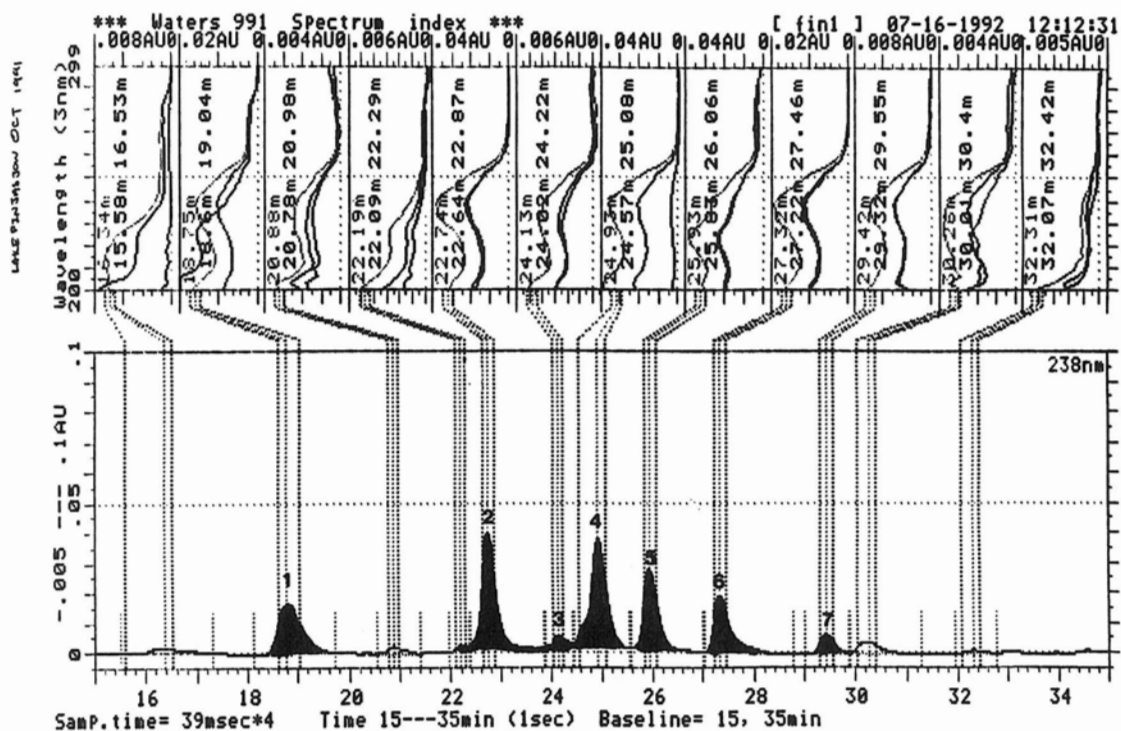
### 6.1.13. HPLC-analyser utförda vid University of Dundee

#### 6.1.13.1. Algernas toxininnehåll

Alger insamlade från ytan, norra djuphålan, 12 september, 1991. Förekommande blågrönalger var *Microcystis wesenbergii*, *Microcystis viridis* och *Microcystis aeruginosa*.

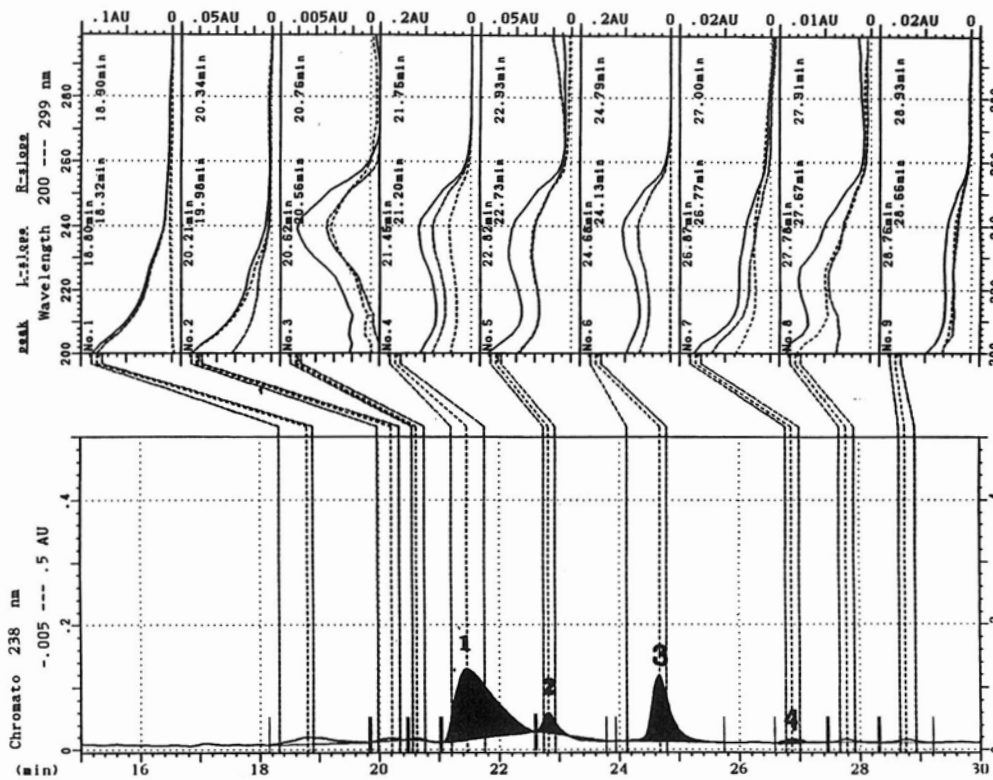
Fem toppar med UV spektra karakteristiska för microcystiner förekom med en koncentration av 88,87 µg microcystin per gram frystorkade alger. Av dessa fem microcystiner identifierades Microcystin-LR och Microcystin-RR.

Alger insamlade från ytan, norra djuphålan, 16 oktober 1991. Provet var 2+ toxiskt vid mustest. Förekommande alger var *Microcystis wesenbergii* och *Microcystis viridis*. Sju toppar i kromatogrammet (Fig. 6.12) har UV spektra som är karakteristiska för microcystin. Av dessa identifierades Microcystin-LR, Microcystin-RR och Microcystin-LA. Totala microcystininnehållet är 121,39 µg per gram frystorkade alger.



Figur 6.12. HPLC analys av alger från Finjasjön, 16 oktober 1991.

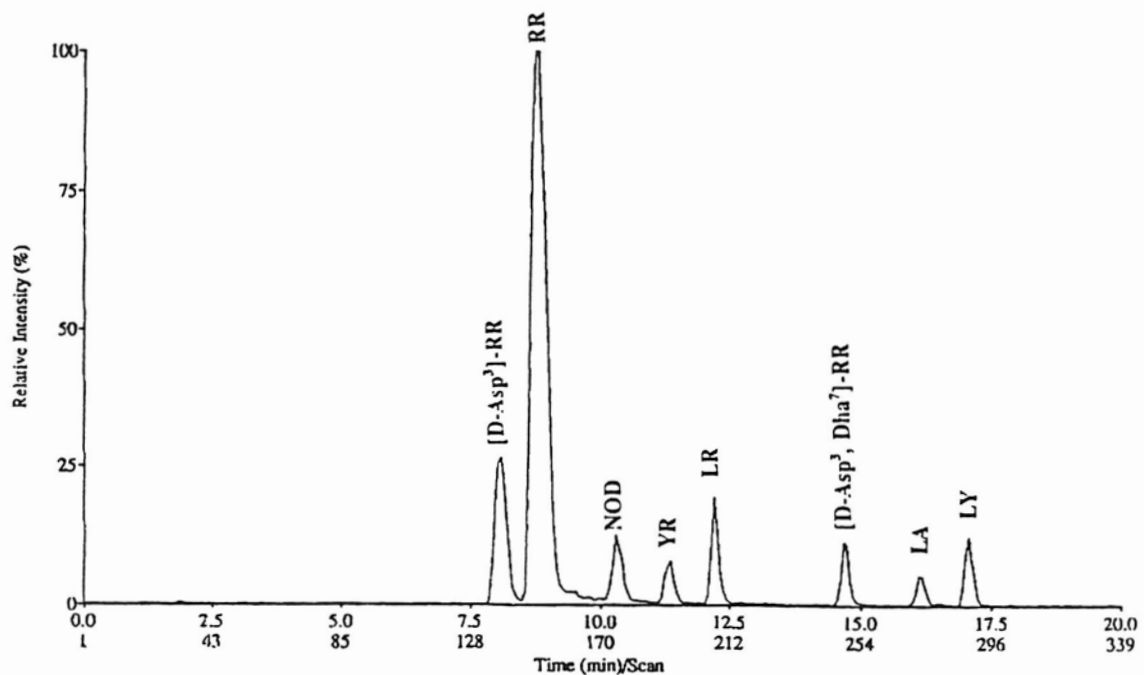
Alger insamlade från ytan, småbåtshamnen vid Finjasjön, 12 juni 1992. Provet var 2+ toxiskt vid mustest. Dominerande alger var *Microcystis viridis*, *Microcystis wesenbergii* och *Microcystis aeruginosa*. HPLC analys visar på förekomst av tre microcystiner, LR, RR och YR, med en koncentration av totalt 152 µg microcystin per gram frystorkade alger (Fig. 6.13).



Figur 6.13. HPLC analys av alger insamlade i Finjasjön, 12 juni 1992.

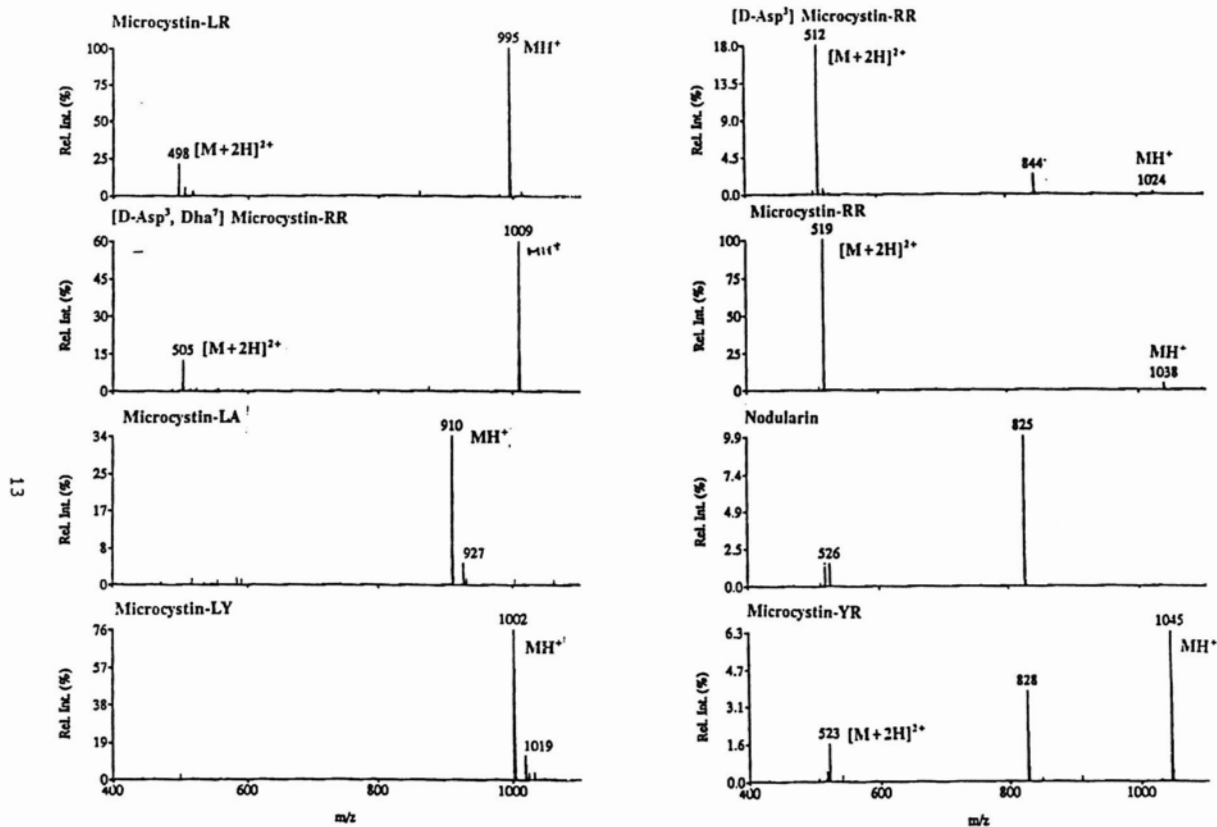
#### Identifiering av microcystiner i algprov

Sju microcystiner samt pentapeptiden nodularin separerades framgångsrikt med en narrow bore column (2,1 mm i. d). (Fig. 6.14). Samtliga peptider hade karakteristiska *protonated* masspektra och de peptider som innehöll en eller flera argininrester bildade dubbelt laddade joner. (Fig. 6.15). Extraktet från algprov insamlat i Finjasjön 16 oktober 1991 separerades genom att använda systemet som optimerats för standarderna. Microcystin-LR, Microcystin-LA och Microcystin-WR identifierades på basis av deras retentionstid och masspektra vilka jämfördes med de från standarderna. (Fig. 6.16). Undersökning av andra toppar avslöjade mass spektra tydande på andra microcystinvarianter (Fig 6.17).

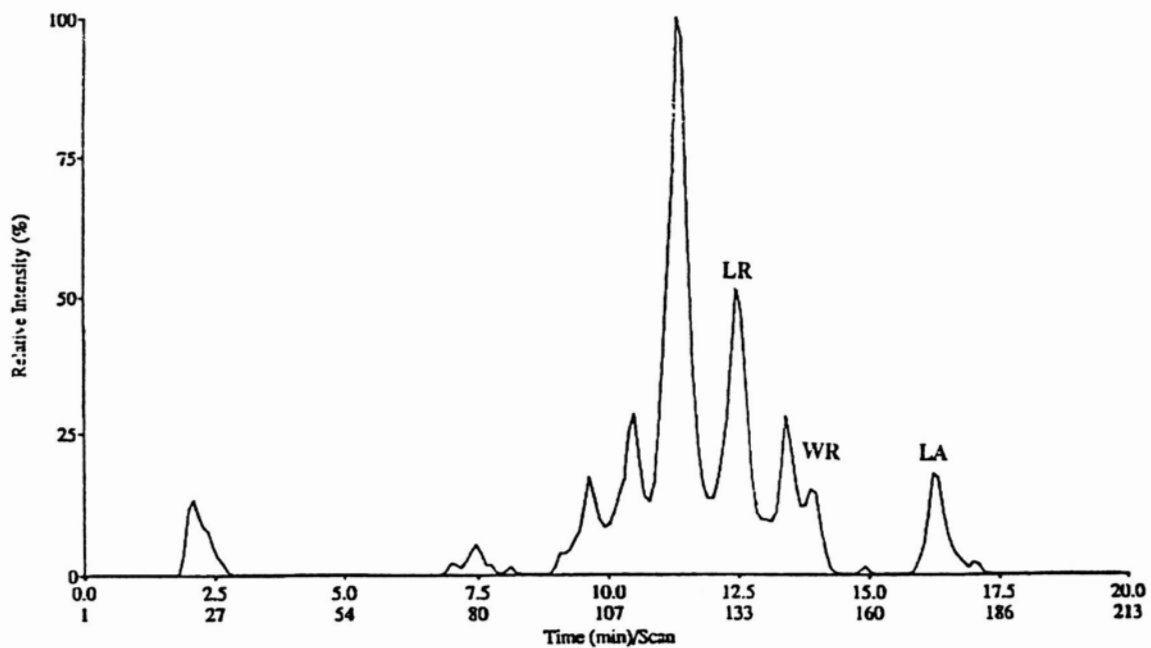


Figur 6.14. Separation av sju referens microcystiner och nodularin med *reverse phase* HPLC genom användning av en narrow bore column med detektion genom masspektrometri efter elektro spray jonisation.

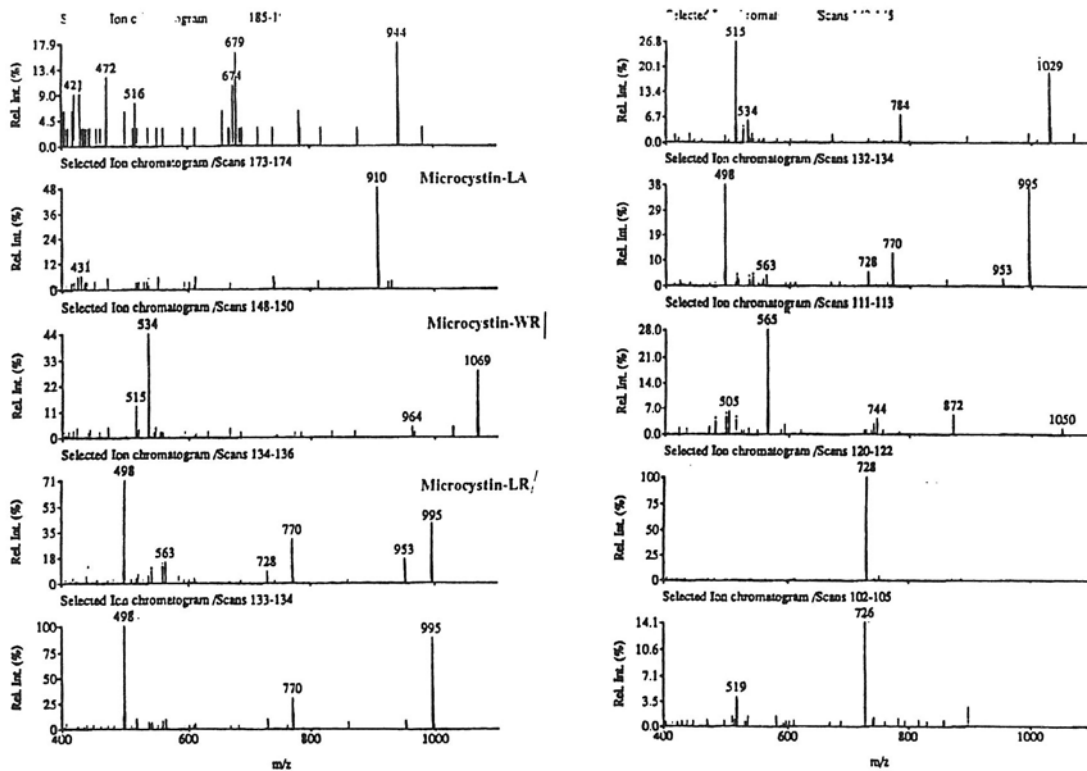




Figur 6. 15. Ionspray masspektra av microcystin och nodularin standarder efter vätskekromatografi.



Figur 6.16. Detektion av flera microcystiner i extrakt från alger, insamlade i Finjasjön 16 oktober 1991. Microcystinerna LR, WR och LA visas.



Figur 6.17. Ionspray masspektra av extrakt från alger, insamlade i Finjasjön 16 oktober 1991.

### 6.1.13.2. Vattenlösta algtoxiner

HPLC-preparerade vattenprov från Finjasjön, dess avflöde Almaån samt från Galgbackens vattenverk. Proven har analyserats i Dundee. Analyser med HPLC samt masspektrometri har inte kunnat påvisa förekomst av microcystin i något av följande filtrerade vattenprov:

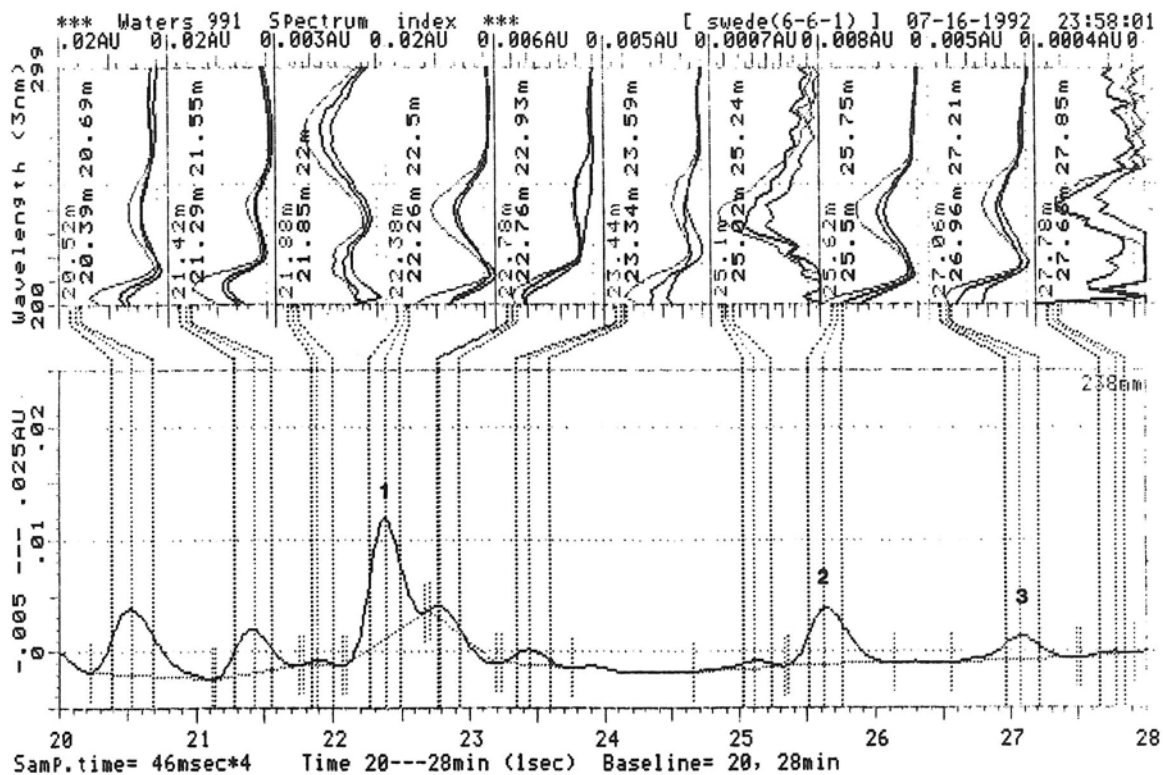
#### Från Finjasjön och dess avflöde Almaån:

Finjasjön, ytvatten, 7/9-89  
 Finjasjön, ytvatten, 19/10-89  
 Finjasjön avflöde, Almaån, 10 km nedströms vattenintaget, 12/9-89

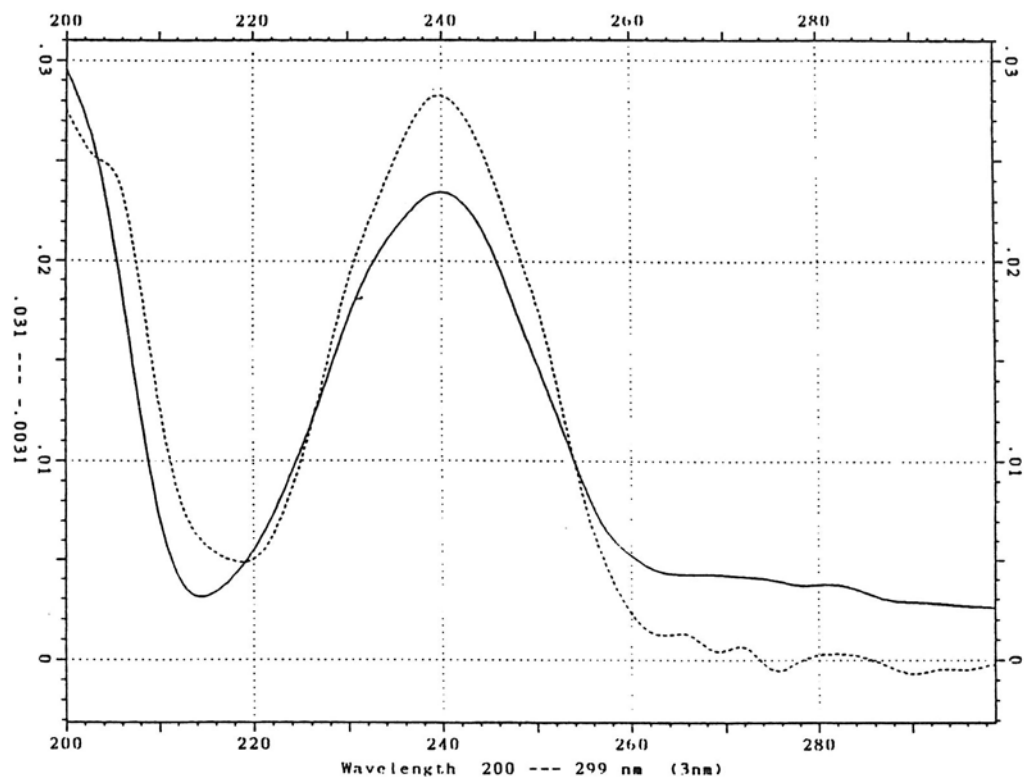
#### Från Galgbackens vattenverk:

Efter mikrosilen och transport till vattenverket, 19/9-89  
 Efter passage genom snabbfiltret, 25/9-89  
 Infiltrationsdamm, 5/9-89  
 Infiltrationsdamm, 22/9-89  
 Infiltrationsdamm, 25/9-89  
 Brunnen, en provtagningspunkt mitt i grusåsen, 22/9-89  
 Borra 15, 3/10-89  
 Borra 16, 3/10-89

Några vattenprov har dock visats innehålla komponenter med UV spektra och polaritet liknande microcystinerna. Exempel på detta är ett vattenprov från en av infiltrationsdammarna, 25 september, 1989. Detta innehöll tre komponenter med absorptionsmaxima vid 239 nm. (Fig. 6.18). Det fanns dock ett större absorptionsminima vid 210 nm vilket ej är typiskt för microcystiner. Då ett UV-spektrum från en av dessa toppar valdes ut och jämfördes med Microcystin-LR:s UV-spektrum visades det vara liknande men ej identiskt. (Fig. 6.19). Ytterligare undersökningar med LC-MS avslöjade inte några microcystiner i detta eller de andra proven.



Figur 6.18. Separation av ett vattenprov från en infiltrationsdamm vid Galgbackens vattenverk, 25 september 1989. Analys av UV-spektra avslöjade tre toppar med absorbans maxima vid 239 nm vilket är karakteristiskt för microcystiner.



Figur 6.19. Jämförelse av UV spektrum från en topp på 25,6 min. Ämnet förekom i ett vattenprov från en infiltrationsdamm i Galgbackens vattenverk, 25 september 1989. Denna topps UV-spektrum jämförs här med UV-spektrum från Microcystin-LR. Helledragen linje=Microcystin-LR standard och prickad linje är ämnet från infiltrationsdammen.

## 6.2. Vombsjön och Vombverket

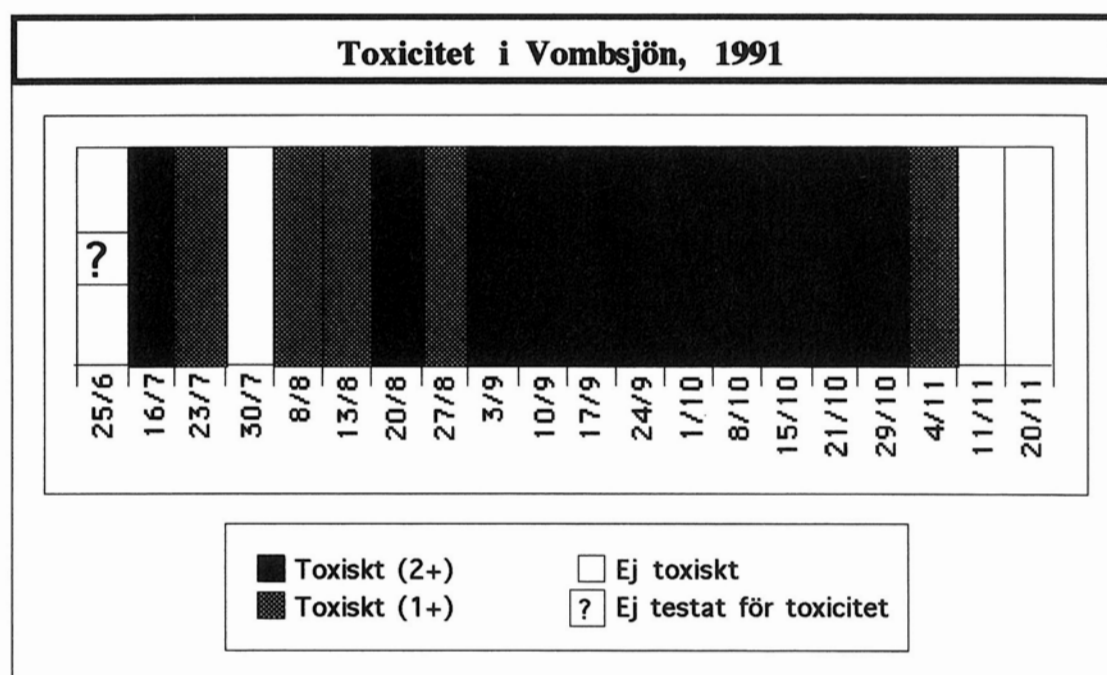
### 6.2.1. Förekomst av alger i Vombsjön 1991

Juni 1991 var ovanligt kall och regnig. Synlig algblomning noterades inte i Vombsjön förrän i början av juli. Algmängden var då så omfattande att det gick att samla ihop en liter koncentrerade alger. Det är ungefär denna mängd som krävs för att gifttest skall kunna utföras. Under ytterligare fyra månader, fram till mitten av november, var algmängden i Vombsjön så riklig att det gick att koncentrera alger för toxicitetstest.

### 6.2.2. Förekomst av toxiska blågrönalger

Under perioden, 16/7-20/11, utfördes toxicitetstester varje vecka på Vombsjö-algerna.

Av 18 algprov, insamlade från Vombsjöns ytvatten, var alla utom tre toxiska vid mustest. Endast algerna från 30/7, 11/11 och 20/11 var icke toxiska (Fig. 6.20). Graden av levertoxicitet var högst och stabilast under hösten. Mellan 3/9 och 29/10, nio veckor i rad, var algproven 2+ toxiska. Under de sju första provtagningsveckorna skiftade graden av toxicitet.



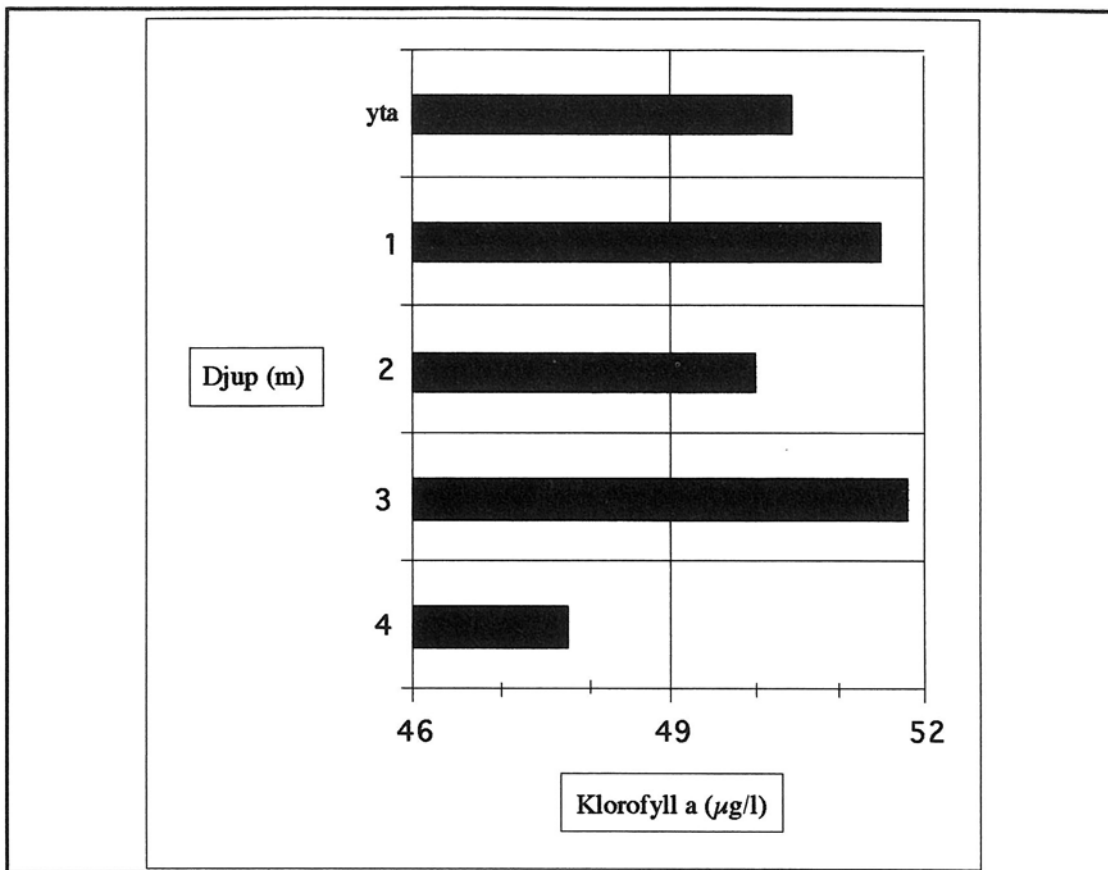
Figur 6.20. Toxicitet i Vombsjön 1991.

### 6.2.3. Förekommande blågrönalger, släkter/arter

Den procentuella fördelningen av blågrönalger i Vombsjön, 25/6-20/11, varierade. Som släkte dominerade *Microcystis* genomgående, representerade av *M. viridis*, *M. aeruginosa* och *M. wesenbergii*. Andra förekommande blågrönalger var *Aphanizomenon klebahnii*, *Oscillatoria agardhii*, *Snowella lacustris* och *Woronichinia naegeliana* (Bil. 3.1).

### 6.2.4. Algmängd i Vombsjön, indirekt mätt som klorofyll a

Algmängden vecka för vecka, mätt från ytan och ner till 3, 4 eller 5 meters djup varierade (Bil. 3.2). En medelvärdesprofil av klorofyll a, fig. 6.21, visade att algmängden var som högst på tre meters djup men för övrigt tämligen jämnt fördelat i djupled.



Figur 6.21 Medelvärden för klorofyll a i djupled. Provtagningen skedde vid markeringsbojarna för vattenintaget till Vombverket. Klorofyll a från fyra meters djup baseras dock endast på vattenprov mellan 2/7 och 17/9. De övriga medelvärdena baseras på 21 veckomätningar.

### 6.2.5. Algtoxicitet i vertikalled

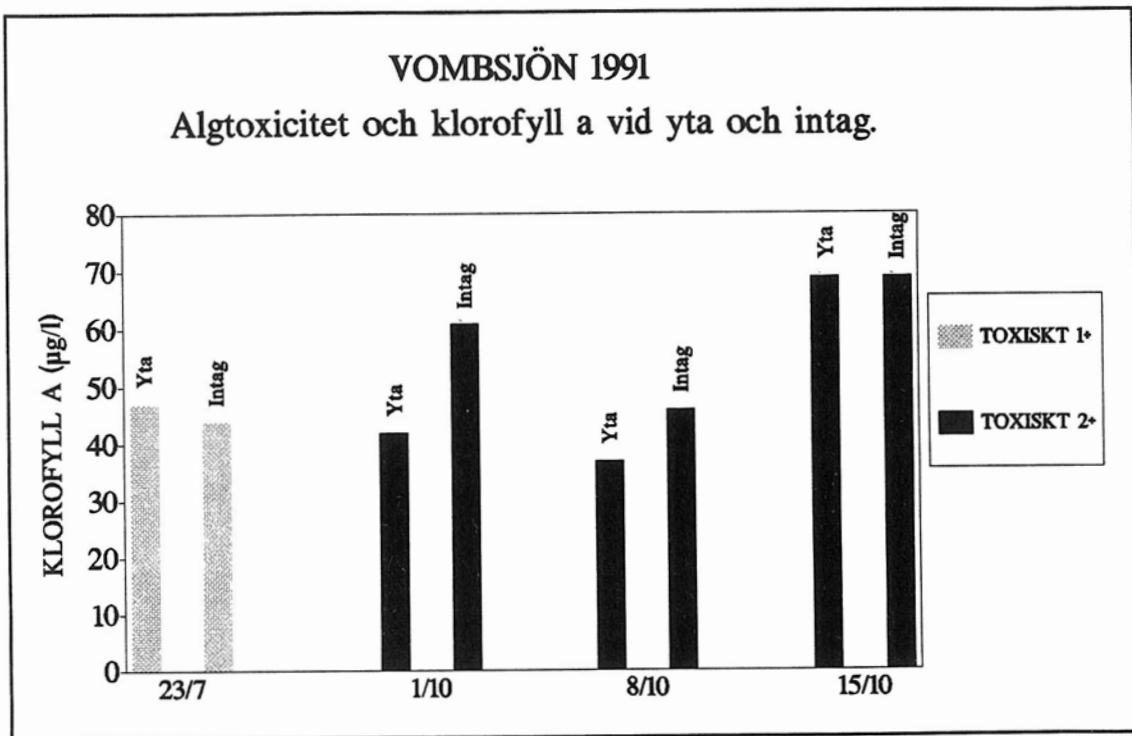
Vid fyra provtagningstillfällen insamlades, förutom ytalger, även alger från det djup, 3-4 meter, där vatten tas in till Vombverket. Toxiciteten var, vid samtliga fyra provtagningar, densamma vid ytan som vid nivån för vattenintaget, fig. 6.22. Klorofyll a värden från samtliga åtta provtagningar indikerade att algmängden i genomsnitt var ungefär densamma eller något högre i intagsvattnet jämfört med ytvattnet.

### 6.2.6. Vertikal ljustillgång

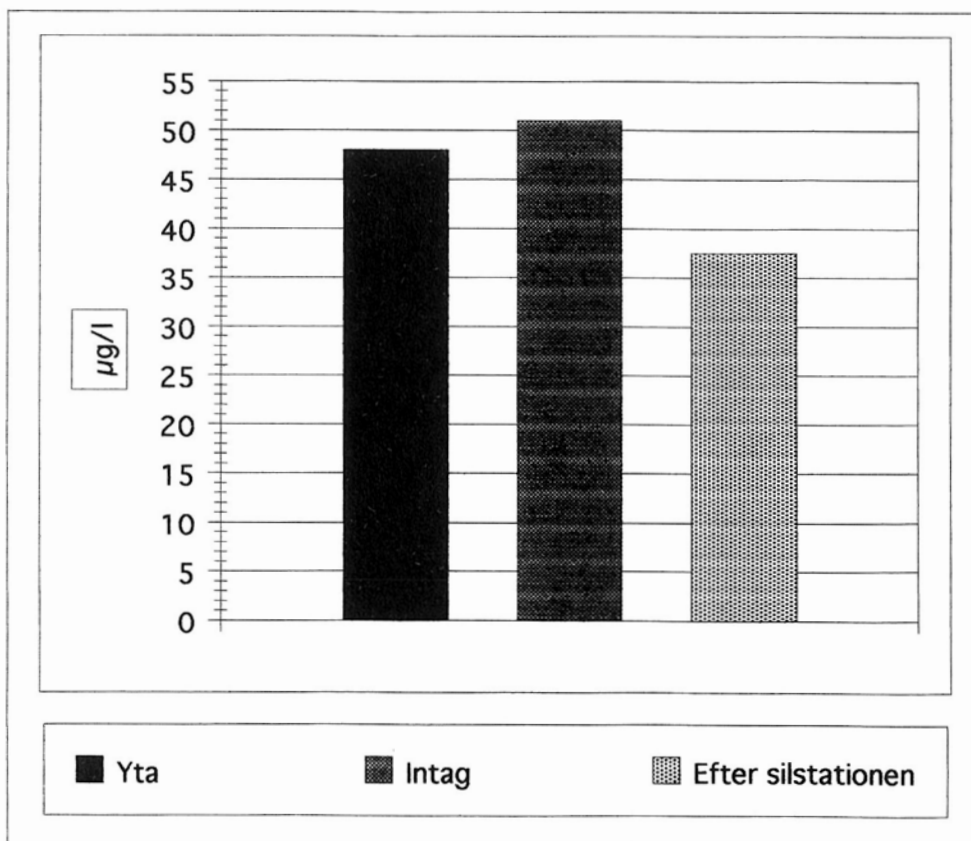
Ljustillgången i djupled mättes vid nio veckoprovtagningar (Bil. 3.3.). Det högsta djup som fotosyntetiskt ljus registrerats på var 6,5 m (30/7). Ljuset utsläcktes som tidigast på 2 m djup (24/9).

### 6.2.7. Algmängd i Vombverket, indirekt mätt som klorofyll a.

Råvattnet som tas in från Vombsjön passerar en silduk med 45 µm hålstorlek innan det pumpas vidare till infiltrationsdammarna. Variationen av algmängden i Vombsjöns ytvatten, i råvattnet vid vattenintaget samt på vattnet efter passage genom silstationen redovisas i bilaga 3.4. Figur 6.23 visar medelvärden på dessa mätningar, baserade på 21 prov, 10/7-20/11. Intagsvattnet uppvisar 6% högre klorofyll a halter jämfört med ytvattnet. Efter silstationen reduceras mängden alger med en fjärdedel.



Figur 6.22. Klorofyll a och algtoxicitet vid yta respektive intag i Vombsjön 1991.



Figur 6.23. Medelvärden av klorofyll a på Vombsjöns ytvatten, på vatten från vattenintaget samt efter passage genom silstationen. Mätningarna skedde veckovis 10/7-20/11, 1991. Medelvärdena baseras på 21 mätningar.

### 6.2.8. Toxicitet relaterat till vattenvolym

De mustoxiska analysresultaten räknades om till *volym ofiltrerat vatten innehållande den giftmängd som behövs för att döda en mus*.

Vattnet i Vombsjön var som minst toxiskt i början samt i slutet av algblomnings-säsongen. Det mest toxiska vattnet registrerades 22 oktober och 24 september, 0,8-3,5 l. Tabell 6.2.

Datum/Plats	Volym ofiltrerat vatten innehållande den algmängd som behövs för att döda en mus (liter)	Datum/Plats	Volym ofiltrerat vatten innehållande den algmängd som behövs för att döda en mus (liter)
Yta, 910716	2,2-9,1	Yta, 910924	0,8-3,5
Yta, 910723	5,6-10,8	Yta, 911001	1,4-6,0
Intag, 910723	5,5-10,6	Intag, 911001	1,0-4,2
Yta, 910808	6,3-12,1	Yta, 911008	1,6-6,9
Yta, 910813	5,3-10,2	Intag, 911008	1,3-5,5
Yta, 910820	0,9-3,9	Yta, 911015	0,9-3,7
Yta, 910827	3,8-7,3	Intag, 911015	0,9-3,7
Yta, 910903	0,9-3,8	Yta, 911022	0,8-3,5
Yta, 910910	0,9-4,4	Yta, 911029	3,2-13,4
Yta, 910917	1,0-4,0	Yta, 911104	4,6-8,9

Tabell 6.2. Toxicitet relaterat till vattenvolym. Vombsjön, yta och intagsnivå.

### 6.2.9. Vattenkemi

Parallellt med de veckovisa algprovtagningarna utfördes provtagning för vattenkemi på Vombsjöns ytvatten. Något samband mellan algtoxicitet och någon av de vattenkemiska parametrarna totalfosfor, ammoniumkväve, nitratkväve, totalkväve (Bil. 3.5.), fosfatfosfor (Bil. 3.6.), totaljärn, koppar, pH och COD, kemisk syreförbrukning (Bil. 3.7.) upptäcktes inte.

### 6.2.10. Mikroskopisk analys av renvattnet

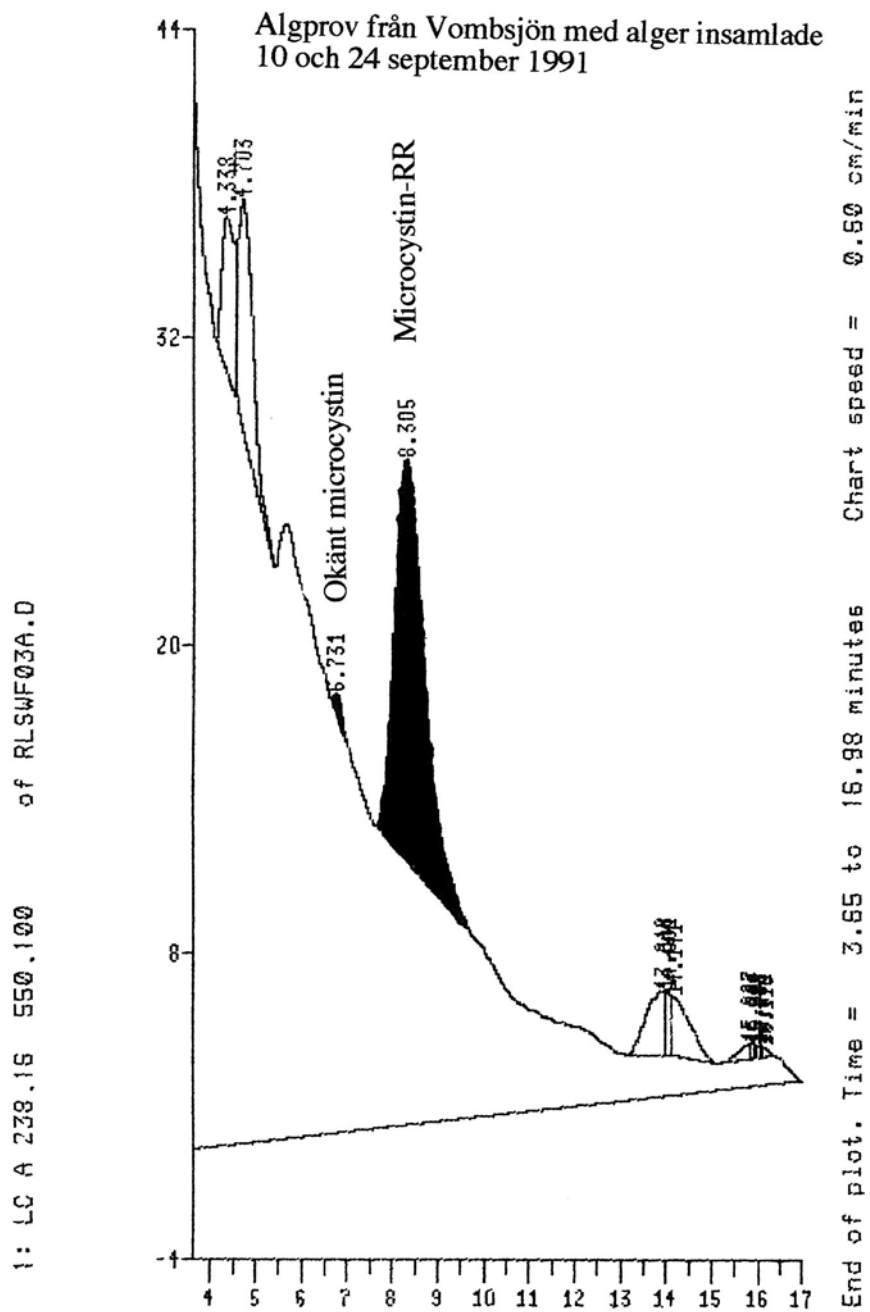
Tre prov från renvattnet i borra D6 1/10, 11/11 och 25/11 undersöktes mikroskopiskt. Undersökningen visade att det inte fanns några celler med växtplanktonursprung närvarande i dessa vattenprov.

### 6.2.11. HPLC-analyser utförda vid Helsingfors universitet

#### 6.2.11.1. Algernas toxininnehåll

Algprov från Vombsjön, ett sammelprov från 10 och 24 september var 2+ toxiskt vid mustest. Alganalys, 10/9, visade att provet, med avseende på blågrönalger, innehöll 35% *Microcystis viridis*, 30% *Microcystis wesenbergii* och 35% *Oscillatoria agardhii*. Samma analys för 24/9 visade på 40% *Microcystis viridis*, 5% *Microcystis aeruginosa*, 15% *Woronichinia naegliana*, 10% *Oscillatoria agardhii* och 30% *Microcystis wesenbergii*.

Två olika microcystiner förekom; Microcystin-RR (45 µg/g torrsvikt) samt ett okänt microcystin (2 µg/g torrsvikt). Förekomsten av det okända microcystinet fastslogs genom att det hade ett UV-spektrum som var typiskt för microcystiner (Fig. 6.24).



Figur 6.24. HPLC-analys av alger, insamlade i Vombsjön 10 och 24 september, 1991.



#### 6.2.11.2. Vattenlösta algtoxiner

Följande filtrerade vattenprov har analyserats med avseende på vattenlösta microcystiner med HPLC:

Vombsjön, yta, 7/9  
Vombsjön, yta, 1/10  
Vombsjön, yta, 19/10  
Vombsjön, yta, 22/10  
Vombsjön, yta, 4/11

Vattenintaget, 25/6  
Vattenintaget, 17/9  
Vattenintaget, 15/10  
Vattenintaget, 29/10

Efter silstationen, 17/9  
Efter silstationen, 1/10  
Efter silstationen, 15/10  
Efter silstationen, 22/10  
Efter silstationen, 4/11

Borra D6, 1/10  
Borra D6, 8/10  
Borra D6, 4/11  
Borra D6, 20/11  
Borra D6, 3/12

Borra E8, 29/10  
Borra E8, 20/11

Provtagningspunkt för renvatten innan klorering, 25/6  
Provtagningspunkt för renvatten innan klorering, 11/11

Utgående, klorerat renvatten, 8/10  
Utgående, klorerat renvatten, 29/10  
Utgående, klorerat renvatten, 3/12

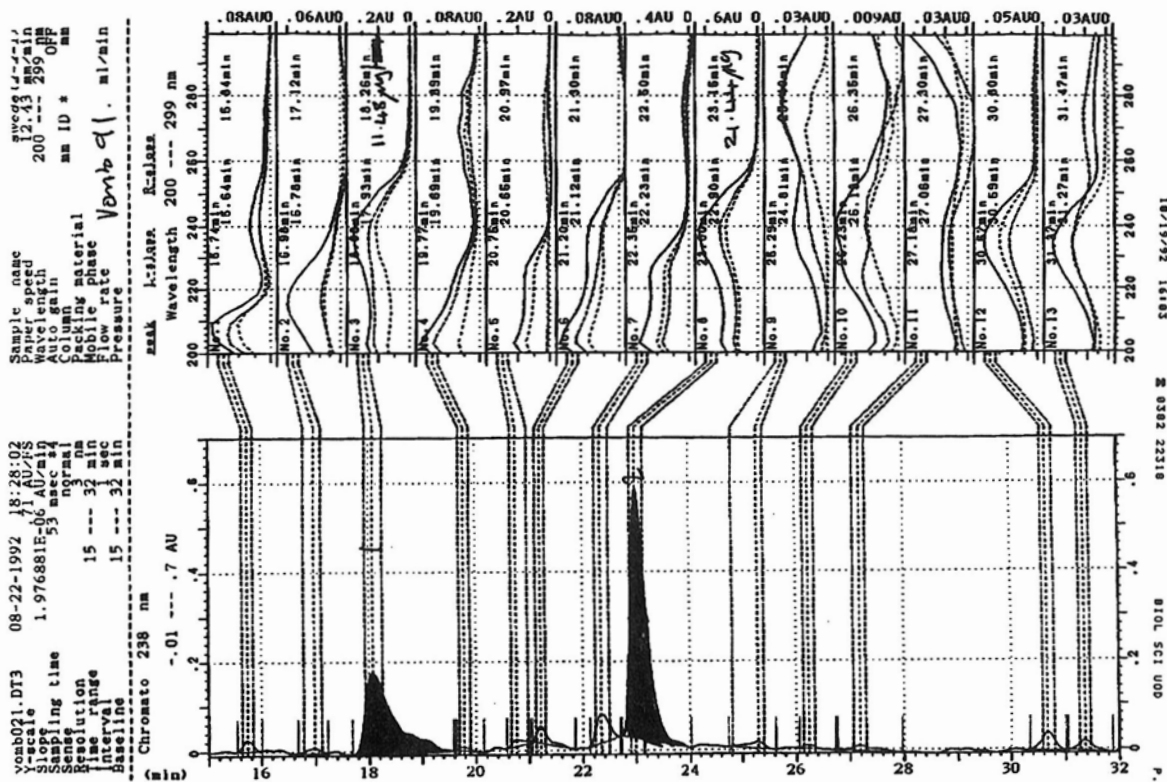
Utlåtande från ansvarig analytisk kemist Raija Luukkainen, Institutionen för tillämpad kemi och mikrobiologi, Helsingfors universitet:

*Vattenlösta toxiner har inte kunnat påvisas i något av ovanstående vattenprov. Då detektionsgränsen för den använda metoden är 0,5 µg/l innebär detta att eventuell förekomst av vattenlösta toxiner kan ha funnits i lägre koncentration i dessa vattenprov.*

## 6.2.13. HPLC-analys utförda vid University of Dundee

### 6.2.13.1. Algernas toxinnehåll

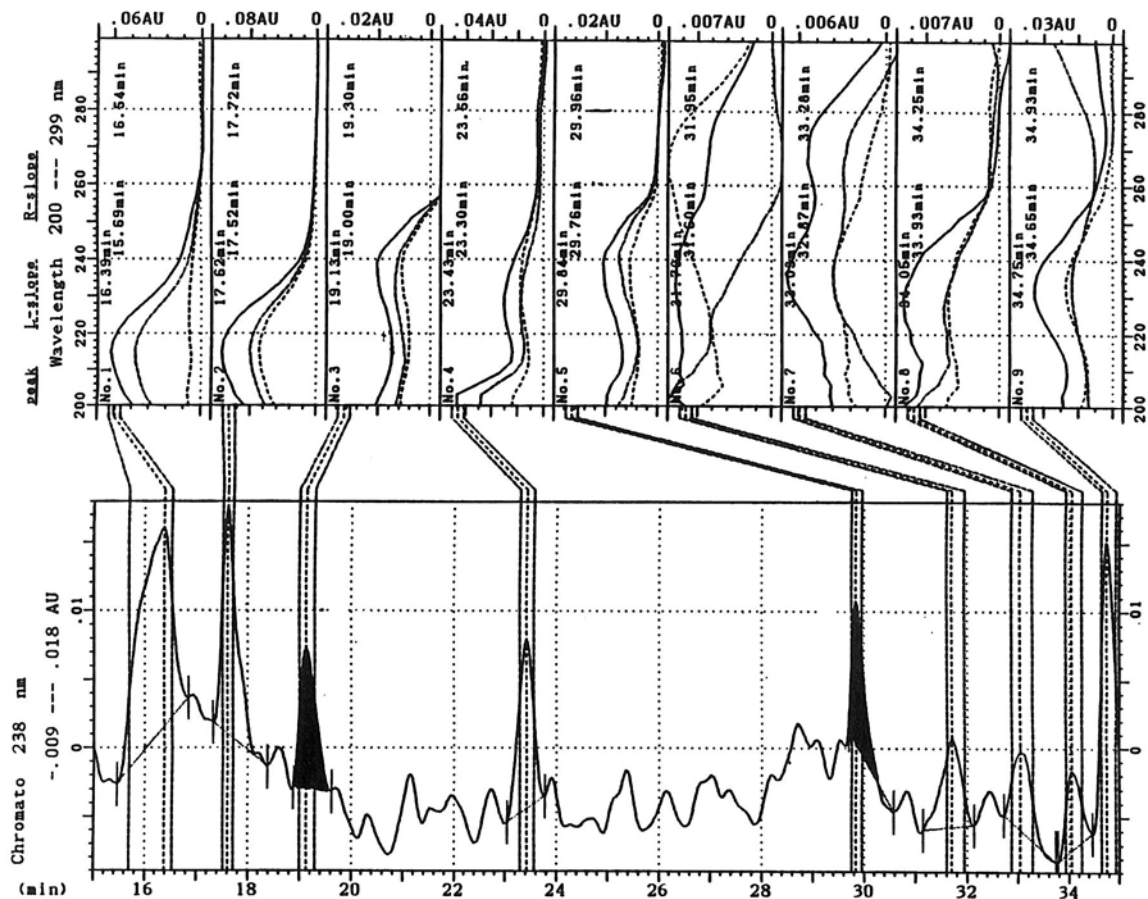
Alger insamlade från Vombsjöns yta, 1 och 8 oktober, 1991 (Fig. 6.25). Förekommande blågrönalgararter i provet är *Microcystis viridis*, *Woronichinia naegliana*, *Oscillatoria agardhii*, *Microcystis wesenbergii* och *Microcystis aeruginosa*. Två microcystiner har identifierats i provet, Microcystin-LR och Microcystin-RR. Microcystinkoncentrationen var 136,24 µg per gram frystorkade algceller. Algerna var 2+ toxiska vid mustest på Statens Veterinärmedicinska Anstalt.



Figur 6.25. HPLC analys av alger från Vombsjön, ett blandprov från 1 och 8 oktober 1991.

Alger insamlade från Vombsjöns yta, 11 november, 1991. Provet dominerades av *Microcystis viridis* och *Woronichinia naegliana*. Provet var negativt, det vill säga ej toxiskt vid mustest på Statens Veterinärmedicinska Anstalt. HPLC analys detekterade ej någon microcystinförekomst.

Alger insamlade från Vombsjöns yta, 20 november, 1991 (Fig. 6.26). Dominerande blågrönalgararter i provet var *Microcystis viridis*, *Woronichinia naegliana* och *Microcystis aeruginosa*. Microcystin-LR och Microcystin-LY identifierades och förekom med en koncentration av 4,72 µg/gram frystorkade algceller. Provet var negativt, det vill säga ej toxiskt vid mustest på Statens Veterinärmedicinska Anstalt.

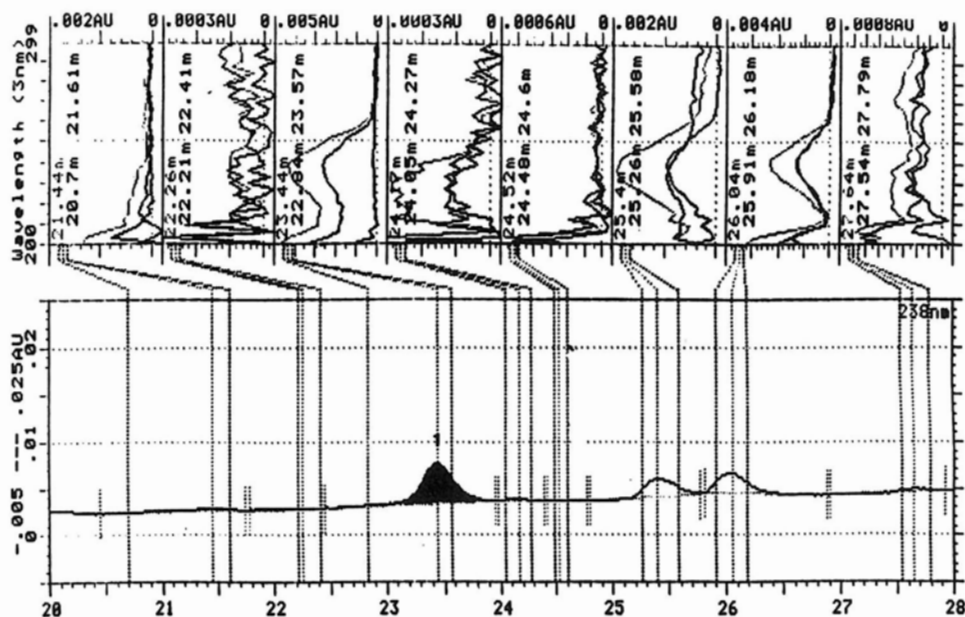


Figur 6.26. HPLC analys av alger från Vombsjön, 20 november 1991, visade på förekomst av Microcystin-LR och Microcystin-LY.

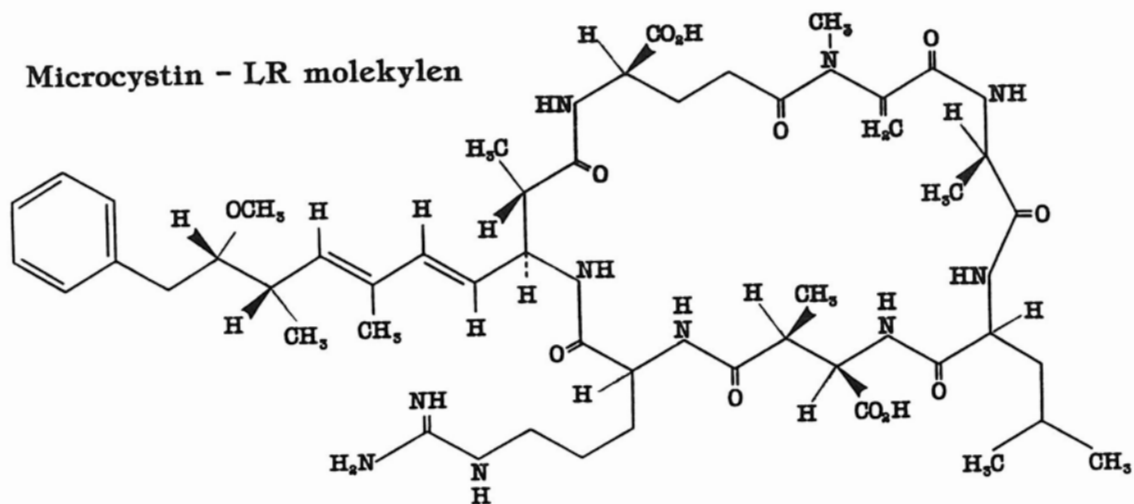
Alger insamlade från Vombsjöns yta, 17 juni, 1992. Provet var 2+ toxiskt vid mustest. Dominerande arter var *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis viridis*, *Microcystis botrys* och *Microcystis wesenbergii*. HPLC analys visade på förekomst av Microcystin-LR, Microcystin-RR och Microcystin-YR med en koncentration av 274,5 µg/gram frystorkade algceller.

### 6.2.13.2. Vattenlösta algtoxiner

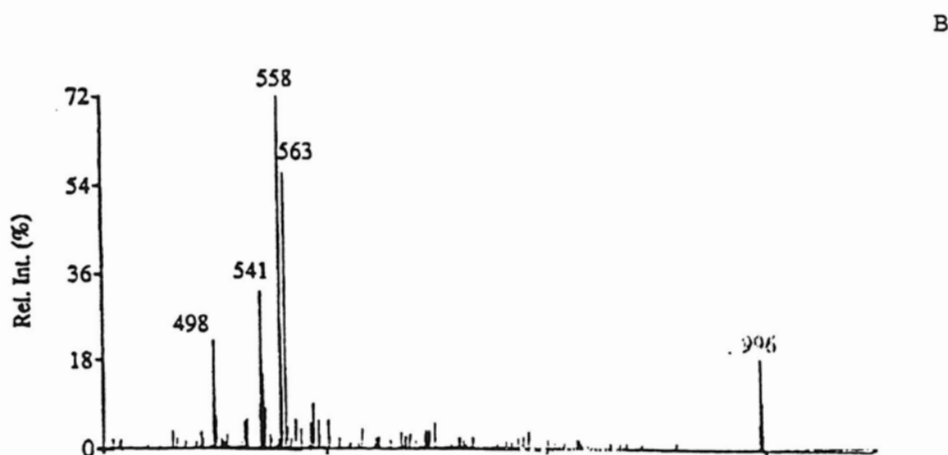
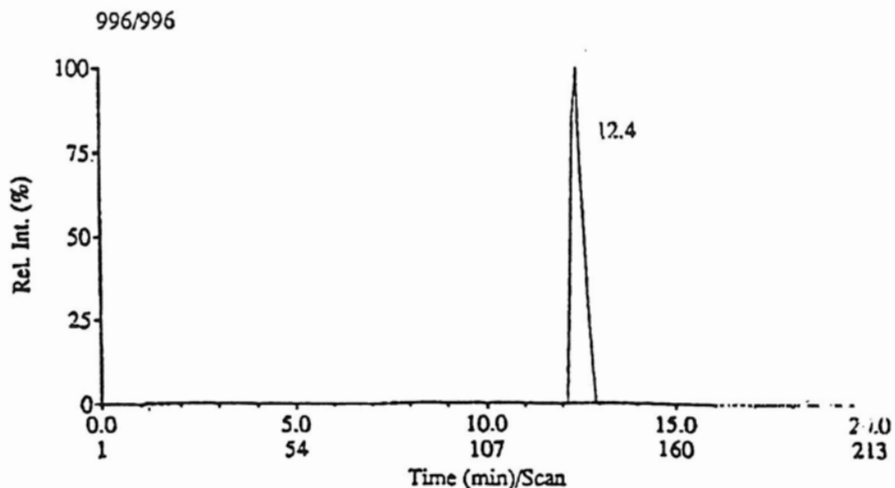
Efter silstationen på Vombverket, 20/8. Ett topp på 23,44 minuter överensstämde med Microcystin-LR standard i retentionstid och UV-spektrum. (Fig. 6.27). Vid samma provtagningstillfälle var förekommande blågrönalger vid sjöytan; *Microcystis viridis*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii*, *Oscillatoria agardhii* och *Woronichinia naegliana*. Mustest visade att algerna var 2+ toxiska.



Figur 6.27. Separation av Microcystin-LR (topp 1) från filterrat vatten, uttaget från Vombverket efter mikrosilen 20 augusti 1991. Topp 1 har ett UV-spektrum som är karakteristiskt för microcystin med en retentionstid som är karakteristisk för Microcystin-LR.



Figur 6.28. Microcystin LR:s molekylstruktur. Efter Harada, K-I et al. 1990. Chem. Res. Tox. 3:473-481. Illustration: Mattias Mohlin.



Figur 6.29. Bekräftelse genom LC-MS på förekomst av Microcystin-LR i ett vattenprov taget efter mikrosilen på Vombverket, 20 augusti 1991. Ett extraherat jonkromatogram vid  $m/z$  996 gav en topp vid 12,4 min., korresponderande till den från Microcystin-LR standard (A). Jonspray-masspektrumet som togs från denna topp hade karakteristiska joner vid  $m/z$  996 och 498, representativa för enkla respektive dubbelt laddade joner (B). Andra joner var antingen fragment eller föroreningar.

HPLC-analys av filtrerat ( $0.2 \mu\text{m}$ ) vatten, insamlat efter mikrosilen på Vombverket, 20/8-91, visade att provet innehöll en topp med samma retentionstid och UV absorptions spektrum som Microcystin-LR. För ytterligare bekräftelse analyserades detta prov med en LC-MS metod som utvecklats för analys av algextrakt. Microcystin-LR detekterades utan svårighet genom *selected ion monitoring*. Retentionstiden och masspektrumet var helt i överensstämmelse med de från autentiskt Microcystin-LR. (Fig. 6.29). Microcystin LR:s koncentration var  $827 \pm 65,05$  ng/l filtrerat vatten.

HPLC-analys av åtskilliga vattenprov från Vombverket avslöjade förekomsten av det okända ämne som också förekom i vatten från Galgbackens vattenverk. (Fig 6.18 och 6.19). Detta ämne hade ett UV absorptions spektrum som var liknande, men ej identiskt med UV-spektrum från microcystiner. Dessa prov har då analyserats masspektrometriskt vilket har visat att endast det filtrerade provet från 20/8-91, tagit efter silstationen, innehöll vattenlösta microcystiner. *I övriga filtrerade vattenprov från Vombverket, nämligen följande, har microcystinförekomst ej kunnat påvisas.*

Vombsjön, yta, 10/9-91  
Vombsjön, yta, 22/10-91  
Vombsjön, yta, 4/11-91

Vattenintaget, 27/8-91  
Vattenintaget, 10/9-91  
Vattenintaget, 15/10-91

Efter silstationen, 25/6-91  
Efter silstationen, 8/8-91  
Efter silstationen, 17/9-91  
Efter silstationen, 22/10-91  
Efter silstationen, 4/11-91  
Efter silstationen, 20/12-91

Borra D6, 20/8-91  
Borra D6, 27/8-91  
Borra D6, 10/9-91  
Borra D6, 8/10-91  
Borra D6, 4/11-91  
Borra D6, 11/11-91  
Borra D6, 20/11-91  
Borra D6, 3/12-91

Borra E8, 27/8-91  
Borra E8, 10/9-91  
Borra E8, 29/10-91  
Borra E8, 20/11-91  
Borra E8, 11/12-91

Provtagningspunkt för renvatten innan klorering, 10/9-91  
Provtagningspunkt för renvatten innan klorering, 11/11-91  
Provtagningspunkt för renvatten innan klorering, 11/12-91

Utgående, klorerat renvatten, 25/6-91  
Utgående, klorerat renvatten, 17/9-91  
Utgående, klorerat renvatten, 24/9-91  
Utgående, klorerat renvatten, 8/10-91  
Utgående, klorerat renvatten, 29/10-91  
Utgående, klorerat renvatten, 20/12-91  
Utgående, klorerat renvatten, 7/1-92