

# Försök i Vombfältets infiltrationsdammar 1993-2007

– sammanställning av tidigare rapporter



# Sammanfattning

Titel: Försök i Vombfältets infiltrationsdammar 1993-2007  
Författare: Britt-Marie Pott, Sydvatten AB  
Omslagsbild: Cyanobakterier i en infiltrationsdamm 2007  
Datum: 2009-03-19

Vombsjön är undersökt i varierande omfattning sedan 1940-talet. Material från Kävlingeåns vattenvårdsförbund, Limnologen i Lund och Sydvattens egna provtagningar har sammanställts i denna rapport. Till viss del har nya slutsatser dragits men det presenteras inga nya analysdata. Däremot så har vissa data korrelerats till driftinformation i stället för till teoretiska värden.

Sammanfattningsvis är sjön eutrof och detta sjövattnet används för konstgjord grundvattenbildning. I infiltrationsdammar påverkar vattnets näringsinnehåll tillväxten och till exempel cyanobakterier kan öka i mängd. Infiltrationen renar vattnet men det är önskvärt att minimera mängden cyanobakterier redan i infiltrationsdammar då de kan ha förmåga att producera toxin. Det bästa vore givetvis att få själva sjön mindre övergödd men det är ett mycket långsiktigt företag då näringsämnen som fosfor kan läcka från sjöbotten.

Variationen i tillväxt och toxinhalt mellan olika år och olika infiltrationsdammar är stor samtidigt som infiltrationstiden på 2-3 månader gör det svårt att se vilken reningseffekt eller kapacitet själva infiltrationen har. Avhärldningens effekt på eventuella toxiner och cyanobakterier är inte heller undersökt.

Sammanställningen visar att det inte finns något entydigt svar på hur tillväxt av cyanobakterier skall förhindras i infiltrationsdammar. Det finns försök som visat tecken på att förbättra situationen ett år men inte givit samma resultat under kommande år. Näringsstillförseln till infiltrationsdammar är starkt beroende av tillståndet i sjön. Enda sättet att långsiktigt minska blomningen är att förändra näringsstillståndet i sjön genom att hindra näringsämnen att komma ut i vattenfasen i sjön. För att minimera risken för massutveckling av cyanobakterier är fosfor den viktigaste komponenten att avlägsna. Det kommer dock att ta lång tid innan en eutrof sjö slutar vara näringsrik då mycket näringsämnen finns bundna i bottensedimenten och kan läcka ut till vattnet därifrån. Om syrebristen vid bottnarna kan minskas på grund av mindre mängder tillförd näring kommer detta även att leda till en minskad intern fosforbelastning. Detta är dock mycket långsiktigt och det kan eventuellt finnas mer kortsiktiga åtgärder som hjälper för stunden. Huvudproblemet måste dock angripas för att de kortsiktiga åtgärderna i sjön inte ska bli meningslösa.

Åtgärder i dammar kan fungera som stöd under tiden för att minska risken för dricksvattnet. Det är, trots försök under mer än 10 års tid, inte klart vad som är bäst att göra. Det bästa vore givetvis att avlägsna fosfor före infiltrationen men det är ett mycket stort projekt och skulle innebära en anläggning i samma storleksordning som den befintliga avhärldningen.

Utfiskning i övergödda sjöar som Finjasjön och Ringsjön syftar till att återställa balansen i sjön. Då skräpfisken försvinner kan djurplankton få det lättare eftersom de inte äts upp i samma utsträckning. Detta i sin tur leder till mindre plankton av de sorter som djurplanktonen äter och därmed ett klarare vatten. Avlägsnandet av biomassa medför även att fosfor och kväve avlägsnas men det utgör bara en liten del av den totala fosformängd som finns i bottnarna.

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Introduktion</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Cyanobakterier</b>	<b>5</b>
2.1	Toxiner	6
2.2	Massutveckling	8
<b>3</b>	<b>Vombsjön</b>	<b>11</b>
3.1	Blomning i sjön	12
3.2	Näringsämnen i Vombsjön	13
<b>4</b>	<b>Dricksvattentillverkning i Vomb</b>	<b>16</b>
4.1	Intagssilar	16
4.2	Infiltration	17
4.3	Avhärdning	19
4.4	Fällning och snabbfiltrering	19
4.5	Klorering och andra bakteriedödande metoder	20
4.6	Toxiner och cyanobakterier i dricksvattnet	20
4.7	Andra metoder för algtoxinreduktion	22
<b>5</b>	<b>Försök</b>	<b>22</b>
5.1	Halmförsök	22
5.2	Tre-dammssystem	24
5.3	Djurplankton	27
5.4	Växttillsats	28
5.5	Enzym och Lera	29
5.6	Nitratförsök	29
5.7	Tveksamheter	33
<b>6</b>	<b>Slutsatser</b>	<b>35</b>
<b>7</b>	<b>Referenser</b>	<b>37</b>
<b>Bilaga 1:</b>	<b>Infiltrationskapacitet 3-dammssystem</b>	<b>40</b>

# 1 Introduktion

På 1940-talet uppmärksammades att vattenkvaliteten i Kävlingeån var dålig eftersom fisken i ån dog. För att råda bot på det dåliga vattnet bildades föregångaren till Kävlingeåns vattenvårdsförbund 1953 (Kävlingeån 2008). Allt sedan dess har vattenkvaliteten i Kävlingeån och dess avrinningsområden undersökts i varierande omfattning.

Kävlingeåns vattenvårdsförbund har provtagningspunkter på Björkaån, det största inkommande vattendraget till Vombsjön och på Vombsjöns utlopp i Kävlingeån. Dessa punkter är väl undersökta under lång tid (Kävlingeån 2008). För prov från själva sjön finns det separata rapporter som täcker åren 1989-2001 (Cronberg 1996a, Cronberg 1997a, Cronberg 1998a, Cronberg 1999a, Cronberg 2000, Cronberg 2001a och Cronberg 2002a). I Cronberg 1996a finns vissa data rörande sjön från äldre rapporter sammanfattat.

Vombverket togs i drift efter Andra Världskriget och har sedan 1948 levererat vatten till Malmö-Lundområdet (Jerdén 1951). Vattnet i Vombsjön är hårt (runt 10 °dH) och kan i vissa delar av tåkten bli ytterligare hårdare under infiltrationen. För att minska hårdheten och därmed kopparkorrosionen i ledningsnätet togs en avhärdningsanläggning i drift 1999. Efter drifttagandet av avhärdningsen sjönk kopparhalten i slammet som kommer till Malmös avloppsreningsverk markant.

Sydvatten tar prover i intagsstationen vid Vombsjön för analys av algtoxiner och växtplankton. Dessa prover har tidigare förvarats av Limnologen i Lund och är analyserade i varierande omfattning. Frekvensen på provtagningarna har varierat över åren. Från och med sommaren 2007 arkiverar Sydvatten AB själva proverna. I Sydvatten ABs regi har Limnologen på Lunds Tekniska Högskola genomfört ett antal undersökningar i infiltrationsdammar och på renvatten. Faktamaterialet är digert och varje år har minst en rapport sammanställts. I den här rapporten sammanfattas tidigare redovisade data för att ge en långsiktigt övergripande bild av vad som sker i vattentåktens infiltrationsdammar. Prover på vatten från intagsstationen analyseras dessutom med avseende på mikroorganismer, ett antal kemiska parametrar samt bekämpningsmedel. Intagsproverna är inte identiska med prover från djuphålan i sjön, men det finns en lång sammanhängande serie av analyser från intagspunkten i sjön.

Då Vombsjön blommar leder det till att de cyanobakterier som kommer till intaget även släpps ut i infiltrationsdammar. Försök som har genomförts i Vombfältets dammar har haft till syfte att studera hur blomning av cyanobakterier skulle kunna minskas. Flera olika metoder har testats sedan 1993 och försök pågick även under 2007. Olika tillsatser har använts för att missgynna cyanobakterierna och gynna annan, ej toxinproducerande, tillväxt i stället. Några åtgärder har studerats under flera års tid för att se hur stabil åtgärden är under den naturliga variationen i förutsättningar som bildas med olika väderförhållanden. Vissa försök syftar, förutom att minska risken för toxinbildning, även till att sänka skumningsfrekvensen av dammarna. En förlängd tid med bibehållen infiltrationskapacitet skulle minska underhållet och därmed vara ekonomiskt motiverat. Dessutom är en damm med väl utvecklad filterhud och biozon effektivare för den aktiva reningsprocessen av vattnet i marken, vilken utnyttjas vid infiltrationen.

Angående referenserna så har inte ursprungsreferensen kontrollerats, därför refereras ibland till det dokument där informationen hittades, även om det där i sin tur refereras vidare till andra.

## 2 Cyanobakterier

Blågröna alger är en äldre benämning på cyanobakterier och blomning är detsamma som en massutveckling av dem. Massutvecklingen beror inte bara på en plötslig tillväxt utan på att celler som finns i sedimenten och spridda i vattenmassan förflyttar sig till ytan (Annadotter 2006). Blomningen kan uppstå på några timmar och försvinna lika snabbt. Orsaken till fenomenet är okänd men det finns ett antal parametrar som gynnar förflyttningen upp till ytan, t.ex. näringshalt, sol och temperatur. Vissa cyanobakterier bildar olika former av vilostadier (akineterna) för att vid gynnsamma förutsättningar bli aktiva igen. Parametrar som ljus, temperatur, syrehalt och graden av omblandning i sedimenten påverkar hur akineterna utvecklas (Karlsson-Elfgren 2004a). Akineterna kan finnas flera decimeter ner i sjöarnas bottensediment enligt Latour 2007. De mest livskraftiga akineterna finns dock nära sedimentytan och på ganska grunt vatten (Karlsson-Elfgren 2004b).

Ofta grupperas cyanobakterierna ihop med växtplankton då de till stor del har likartade funktioner men egentligen är de bakterier. De är sannolikt några av de första livsformerna som koloniserade jorden. De behöver en kolkälla men i närvaro av ljus kan de klara sig med solenergi och koldioxid. För att klara olika typer av svårigheter kan flera av dem utnyttja gasformigt kväve, lagra fosfor samt energirika kolföreningar (Chorus 1999). Dessa olika anpassningsmöjligheter har gjort dem framgångsrika och långvariga här på jorden.

Liksom växtplankton kan de utnyttja solenergin med hjälp av klorofyll-a, ett grönt pigment. Fykocyanin är ett blått och fykoerytrin ett rött fotosyntetiskt pigment som ger cyanobakterier blågrön eller rödbrun färg (Beckman-Sundh 1997). Färgen har givit dem deras namn. Vid massutveckling, som kan uppstå på några timmar, blir vattnet grumligt och färgat i olika gröna, blå, röda eller bruna nyanser. Massutveckling av de rödbruna varianterna kallas på engelska "red tide", rött tidvatten (Figur 2.1). Blomningen behöver dock inte synas på ytan under alla utvecklingsstadier och det finns även andra organismer t.ex. dinoflagellater som orsakar *red tide*.



Figur 2.1: Red tide vid Leigh nära Cape Rodney, från Internet <http://serc.carleton.edu>

De enskilda cellerna är ganska små (vanlig diameter 1-10  $\mu\text{m}$ ) men vid massutvecklingen blir de så många att mycket stora vattenmassor kan färgas (Figur 2.2). Dessutom kan de klumpa ihop sig på olika sätt i kolonier vilket ger intrycket att de är större än vad som egentligen är fallet. Vissa kolonier som *Oscillatoria agardhii* är trådformiga och ca 5,5  $\mu\text{m}$  i diameter, dessa ställer sig ofta i flödesriktningen vilket innebär att de kan passera mikrosilar på vattenverken (Annadotter 1993). Även *Microcystis flos-aquae*, vars enskilda celler är 5  $\mu\text{m}$ , kan slinka igenom mikrosilarna (Annadotter 1993). Större kolonier (både klotformiga och trådformiga) trasas troligen sönder till viss del i silstationerna på grund av vattentrycket på dem. Därigenom kan de enskilda cellerna passera även om kolonierna är ganska stora.



Figur 2.2: Satellitbild över Östersjön med algblooming taget av Envisat 12 juli 2005. Från ESA, <http://www.esa.int>

## 2.1 Toxiner

Toxinerna är intracellulära vilket innebär att de finns inuti cellerna till dess att cellväggen går sönder eller skadas så att toxinerna kan läcka ut. Tillväxt följs av naturlig död av en del av cellerna vilket gör att det även finns extracellulärt toxin i vattenfasen runt dem. Vissa toxiner finns i cellernas membran. Om celler kommer ner i magen så går de sönder av syran (lyserar), och toxinerna kan läcka ut och påverka kroppen. Det finns ett flertal olika toxiner som beskrivs nedan. Förutom toxinerna kan en del cyanobakterier bilda geosmin och MIB (2-metylisoborneol) vilka luktar och smakar illa, vissa individer reagerar på halter under 10 ng/l (Chorus 1999). Människor undviker ofta instinktivt vatten som luktar och smakar illa, men hundar kan i stället attraheras av det. Detta har vid flera tillfällen lett till att hundar avlidit av förgiftat vatten. I naturen bryts toxinerna ner på dagar, veckor eller månader beroende på förutsättningarna (Beckman-Sundh 2008). Nedbrytningen sker främst av vattenlevande bakterier (Beckman-Sundh 2008).

Toxiner från cyanobakterier är uppdelade i flera grupper som finns presenterade i Tabell 2.1. Hepatotoxin påverkar levern, neurotoxin påverkar nerverna och endotoxiner påverkar bland annat mag-tarmkanalen. Toxinernas giftighet kan visa sig både vid intag, inandning och vid

hudkontakt (Codd 2005). Att döda cellerna gör inte att toxinerna försvinner utan gör bara att den totala toxinhalten inte kan öka. Det är den totala toxinhalten som är av intresse eftersom toxiner som finns inne i cellerna läcker ut från dessa i mag-tarmkanalen om cellerna kommer dit. Eftersom toxinerna är intracellulära men läcker ut i vattenfasen är det viktigt att celler i vattnet går sönder så att analys av vattenfasen omfattar allt toxin. Detta åstadkoms före analysen genom upprepade frysning och tining av proverna alternativt med metanolextraktion.

Tabell 2.1: Sammanställning av toxin från cyanobakterier

Typ av toxin	Påverkan	Toxin	Kan produceras av arter funna i Vomb
Hepatotoxin	Lever	Microcystin Nodularin	Ja
Neurotoxin	Nerver	Anatoxin-a Anatoxin-a(S) Homoanatoxin-a Saxitoxin	Ja Ja Ja Ja
Cytotoxin	Celler generellt	Cylindrospermopsin	Ja
Dermatotoxin	Hud	Lyngbyatoxin Aplysiatoxin	Lyngbya (marin) Nej Schizotrix (marin) Nej
Endotoxin	b.l.a. magen	Lipopolysackarid, LPS	Ja, cellernas yta är toxisk

Alla stammar av cyanobakterier är inte toxinproducerande men det är svårt att skilja en toxinproducerande stam från en som inte bildar toxin. Mängden toxin i ett vatten är inte korrelerat till koncentrationen av cyanobakterier (Annadotter 1993). Efter att blomningen upplösts kan toxinhalten fortfarande vara hög då de läcker ut från cellerna och vissa toxiner är mycket stabila medan andra bryts ner snabbare (Beckman-Sundh 2008). Det är inte helt klarlagt vilka förutsättningar som gör att en toxinproducerande stam börjar bilda toxin, eller om en toxinbildande stam alltid gör det. I Tabell 2.2 presenteras ett antal cyanobakterietyper och vilka olika toxiner de kan producera. Många arter av cyanobakterier kan bilda flera olika toxiner och det finns till exempel ett drygt 70-tal olika microcystiner. Generellt är ca hälften av alla blomningar toxiska (Beckman-Sundh 1997).

Tabell 2.2: Toxiner producerade av cyanobakterier (WHO 2003a WHO 2006 ) Arter påträffade i Vomb presenteras i fetstil.

Art	Toxin
<b>Anabaena spp.</b>	Anatoxin-a(S), anatoxin-a, microcystiner, saxitoxiner
<i>Anabaenopsis millenii</i>	Microcystiner
<b>Aphanizomenon spp.</b>	Anatoxin-a, saxitoxiner, cylindrospermopsin
<i>Cylindrospermum</i> spp.	Cylindrospermopsin, saxitoxiner, anatoxin-a
<i>Lyngbya</i> spp.	Saxitoxins, lyngbyatoxins
<b>Microcystis spp.</b>	Microcystins, anatoxin-a (minor amounts)
<i>Nodularia</i> spp.	Nodulariner
<i>Nostoc</i> spp.	Microcystiner
<b>Planktothrix spp.</b>	Anatoxin-a, homoanatoxin-a, microcystiner
<i>Cylindrospermopsis</i>	Cylindrospermopsin
<i>Raphidiopsis curvata</i>	Cylindrospermopsin
<i>Umezakia natans</i>	Cylindrospermopsin

Analysmetoderna för toxinerna ger till viss del olika resultat, helt enkel beroende på att de detekterar olika saker. Metoden med ELISA bygger på att antikroppar binder till toxinerna och då detekteras alla toxiner som innehåller den del som antikroppen fastnar på. Det går däremot inte att separera de olika toxinerna i själva analysen. Med HPLC krävs en standard för varje toxin som skall detekteras. Detta innebär att de olika toxinerna kan detekteras separat, men de varianter som inte har en standard missas i analysen. Enligt Lawton 1998 kan också klor i vattnet störa HPLC analysen, vad detta beror på är dock inte förklarat i artikeln.

Anledningen till att cyanobakterier producerar toxiner är inte känd men det antas att det är ett led i försvaret mot betande zooplankton (Nyberg 2003). Det finns också indikationer på att toxinerna är viktiga för funktionen hos de toxinproducerande stammarnas tylakoidmembran (Orr 1998, Long 2001, Yakobowski 2008) vilka är bärare av de fotosyntetiska pigmenten (Chorus 1999). Fotosyntesen hos cyanobakterier skulle alltså kunna påverkas av toxinerna.

Den maximala biomassan sammanfaller inte alltid med maximal toxinkoncentration. Anledningen till detta kan vara att cellerna vid snabb tillväxt blir mindre men innehåller ungefär lika mycket toxin per cell, avvikande resultat förekommer dock (Chorus 1999, Vézic 2002). Ofta är toxinhalten som högst under den sena logaritmiska tillväxtfasen, före steady state. Generellt produceras mest toxin då de bästa förutsättningarna för tillväxt inträffar (Chorus 1999) och den maximala toxinproduktionen sammanfaller med den maximala tillväxthastigheten. Förutsättningarna för optimal tillväxt varierar dock mellan olika arter. Generellt leder högre halter av fosfor, kväve respektive järn till högre toxinhalter (Chorus 1999). Vézic 2002 såg att vissa toxinproducerande *Microcystis* stammar gynnas framför icke toxinproducerade stammar av höga näringshalter, speciellt då det fanns god tillgång av både kväve och fosfor. De icke toxinproducerande stammarna hade lägre näringskrav än de toxinproducerande.

## 2.2 Massutveckling

Som allt levande behöver cyanobakterier kol, kväve och fosfor. Generellt styrs mängden cyanobakterier av fosforhalten då det ofta är den som är det begränsande näringsämnet (Annadotter 2006, Chorus 1999). Det är dock inte hela sanningen utan det finns andra förutsättningar som antingen kan samverka eller motverka detta samband. Näringsmässigt har vissa cyanobakterier en konkurrensfördel då de kan ta sitt kväve från kvävgas även om de föredrar lösta former. De kan även lagra ansemliga mängder kväve i fykocyanin (Cronberg 2006b). Då det finns tillgång till ljus kan cyanobakterierna ta upp koldioxid och omvandla det till energirika kolföreningar som lagras för kommande behov. Dessutom kan en del av dem lagra fosfor (Chorus 1999). Alla dessa anpassningsmöjligheter gör dem mycket konkurrenskraftiga. Cyanobakterier klarar av näringsfattiga tillstånd men dominerar ofta i näringsrika sjöar (Chorus 1999). Detta återspeglas i att det behövs en viss mängd näring i en sjö för att blomningar ska börja bli ett problem, men den näringshalt som får sjön att återgå till ett "blomningsfritt" tillstånd är lägre. Ett antal förutsättningar gynnar blomning av cyanobakterier (SNV 3590): Totalfosfor >20 µg/l, kväve/fosforkvot < 29 (vikt), pH 6-9 eller högre, 15-30 °C och ljus. Sammanfattningsvis vill de ha en varm, solig sommar i en näringsrik vattensamling, gärna utan vind. Ovanstående parametrar är dock inte definitiva utan det finns många exempel med undantag.

En stor tillväxt ökar risken för att det skall bildas toxiner men alla varianter av en art kan inte producera toxin. Det innebär att toxinhalten inte kan beräknas utifrån cellantalet utan det kan endast göras antaganden om risken för en viss toxinhalt. Annadotter 1993 kunde till exempel inte finna någon korrelation mellan toxinhalten och följande parametrar: totalfosfor,



fosfatfosfor, totalkväve, nitratkväve, ammoniumkväve, totaljärn, kopparhalt, temperatur, pH och kemisk syreförbrukning. Däremot fanns det krav på ljus för att toxiner skulle bildas. En snabb celltillväxt ger mindre celler men mer toxin och klorofyll i varje (Long 2001). Cronberg såg ett mönster i Ringsjön 1995 som skulle kunna stödja detta faktum: toxinhalten var som störst före det att den största cellmassan uppnåddes (Cronberg 1999c). Detta skulle i så fall förklaras med att tillväxten var mycket snabb och cellerna därmed små men med ett stort toxininnehåll. När sedan cellerna ökade i storlek men egentligen inte blev fler så kan omsättningen av cellerna sjunkit och därmed minskar mängden utläckt toxin.

Blomning av cyanobakterier sker i näringsrika sjöar men frågan är vad som är den direkta orsaken till att de förflyttar sig från sedimenten till ytvattnet. Med hjälp av fotosyntes kan de utnyttja ljusenergin för att kunna använda luftens koldioxid som kolkälla, samtidigt bildas syrgas. De bildade kolhydraterna tynger cellerna och de sjunker till botten där det är sämre tillgång till ljus men däremot finns fosfor (Chorus 1999). De celler som bildar gasvesiklar, aerotoper, för att kunna reglera sin flytförmåga har större krav på kväve än övriga (Cronberg 2006b). Bildningen av gasvesiklarna ökar då ljustillgången försämras och då tillväxthastigheten sjunker (Chorus 1999). När temperaturen sjunker på hösten är tillväxten av kohydratlagret större än förbrukningen vilket leder till att cellerna sjunker ner till sedimenten. De "går i ide" och förbrukar långsamt sina energilager till dess att förutsättningarna blir gynnsamma igen nästa år (Chorus 1999).

Fotosyntesen kräver ljus för att fungera men för höga ljusintensiteter är skadliga och vissa cyanobakterier skyddar sig mot starkt ljus med karotenoider (Chorus 1999). De arter som blommar har en högre ljusstålkighet än de som inte massutvecklas. Cyanobakterier har en lägre tillväxthastighet än andra fotosyntetiserande organismer vid höga ljusintensiteter men kan bibehålla tillväxten vid lägre ljusintensiteter (Chorus 1999). Detta innebär att de har en fördel gentemot andra fytoplankton då vattnet är grumligt, vilket ofta är fallet då det finns gott om näring.

Kväve kan finnas löst i vattnet som nitrat, ammonium eller kvävgas men det finns även god tillgång på kvävgas i luften (70 %). Mikroorganismer som har förmåga att utnyttja kvävgas kallas för kvävefixerande och funktionen utnyttjas om den lösta kvävekoncentrationen är <50-100 µg/l (Annadotter 2006, Cronberg 2006b). Den kvävefixerande förmågan är beroende av speciella enzym (nitrogenaser) som är syrekänsliga. Vissa typer av cyanobakterier men inte alla, skyddar därför enzymen i speciella celler med extra tjock cellvägg, så kallade heterocyter. De arter som har heterocyter fixerar mest kväve på dagtid, parallellt med produktion av syre med hjälp av fotosyntesen (Griffiths 1987). De arter som inte har heterocyter fixerar i stället mest kväve nattetid då syrebildningen med fotosyntesen är avstängd. Cyanobakterier föredrar lösta former av kväve framför kvävgas, med ammonium som favoritform (Annadotter 2006). De flesta av de kolonier av cyanobakterier som kan röra sig upp och ner i vattenmassan gynnas av låga nitrathalter, oavsett om de är kvävefixerande eller ej (Annadotter 2006). Cyanobakterier som inte kan förflytta sig missgynnas i stället av nitratbrist.

Med dålig tillgång på löst kväve gynnas de arter som kan ta sitt kväve från kvävgas som finns i luften (de kvävefixerande) samt de arter (t.ex *Microcystis*) som utnyttjar andra kvävefixerande mikroorganismer för ändamålet. Oftast blir därför tillväxten för dessa cyanobakterier begränsad av tillgången på fosfor. Kvävefixeringen är en energikrävande process och utnyttjas därför endast om det behövs (Chorus 1999). För de arter som inte kan använda luftens kväve blir situationen en annan. I en rapport om eutrofiering från Naturvårdsverket (SNV 5509 ) klassas vattnet som kvävebegränsat för *Planktothrix agardhii*

(som inte kan fixera kväve) om N:P är <5:1. I ett sådant fall är det tillgång till kväve som bestämmer hur stor tillväxten blir. Redfield ratio kallas det förhållande mellan C:N:P som är vanligt i marina plankton, i mol är förhållandet 106:16:1 och i vikt 41:7,2:1 (Wetzel 2001). Dessa förhållanden representerar ganska väl jämn och stadig tillgång på olika näringsämnen. I sjöar är tillgången ojämn och olika näringsämnen lagras i cellerna och därför ser förhållandet annorlunda ut i sjöar. Ofta kan molförhållandet kol:kväve:fosfor i plankton i sjöar vara 350:26:1 eller ännu mer (Wetzel 2001), motsvarande viktförhållande blir 135:12:1. Fosfor är alltså kraftigt begränsande för tillväxten (North 2008) och det finns god tillgång på kolkälla. Vid mätning av fosfor är det av vikt att titta på den totala fosforhalten inte bara lösta fosfater då ansevärliga mängder kan lagras i cellmaterialet. Viktförhållandet mellan fosfor:microcystin:klorofyll-a:organiskt material i cyanobakterier är 1:1:1:100 (Chorus 1999). Detta innebär att 1 kg fosfor kan ge 100 kg biomassa, men också 1 kg toxin.

För kvävefixerare är alltså tillgången på fosfor viktigare än tillgången på nitrat för att blomning skall ske eftersom vissa arter kan ta sitt kväve från kvävgas. För de celler som inte kan förflytta sig leder höga fosforhalter vid sedimenten till minskade biomassor, sannolikt beroende på att de konkurreras ut av de celler som kan utnyttja de olika fördelarna vid ytan respektive botten. Förmågan att lagra både kväve, fosfor och energirika kolföreningar gör dessutom att cyanobakterier kan utnyttja de svängningar i näringstillgången som förekommer. Andra mikroorganismer som inte är lika flexibla konkurreras därmed ut och cyanobakterierna kan växa till. Cyanobakterier har en högre affinitet för kväve och fosfor än andra organismer vilket innebär att de "tar näringen framför näsan" på sina konkurrenter (Chorus 1999), och låser fast näringen i den egna biomassan där den recirkuleras effektivt. Lagringen av fosfor innebär att de kan gå igenom 2-4 celldelningar utan ytterligare fosfor från vattnet, biomassan kan därför öka upp till 32 ggr (Chorus 1999) trots fosforbrist.

Cyanobakterier är känsliga för sulfid och fotosyntesen med assimilering av CO<sub>2</sub> och produktion av O<sub>2</sub> kan slås ut irreversibelt (Cohen 1986). Vissa arter kan dock klara av problemet efter anpassning. Syrebrist skapad under natten då fotosyntesen är avstängd kan vara en förklaring till varför blomning med cyanobakterier uppstår. Den höga tillväxten i vattenmassan slår ut fotosyntesen vid botten på grund av grumlingheten och syret förbrukas av andra arter. Utan fotosyntes eller tillgång på syre måste cyanobakterierna flytta på sig. Samma fenomen kan uppstå i skiktade sjöar då det syrerika ytvattnet inte kan tränga ner till botten.

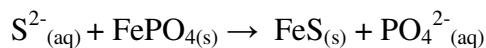
Mikroorganismer behöver en elektronacceptor och dessa kan rangordnas utifrån hur effektiva de är, O<sub>2</sub> > NO<sub>3</sub><sup>-</sup> > MnO<sub>2</sub> > Fe<sup>3+</sup> > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> och slutligen fermentation som ger koldioxid och metan. Kedjan innebär att den effektivaste elektronacceptorn används i första hand. När den bättre varianten är på väg att ta slut används nästa, om mikroorganismen kan använda den, i annat fall tar andra arter över. Tillgången på dessa ämnen styr därför vilken slutprodukt som bildas, och det har i sin tur effekt på tillgängligheten av andra ämnen i vattnet.

Intern fosforbelastning innebär att fosfor finns tillgängligt trots att det inte tillförs utifrån till vattenmassan. En kraftig tillväxt då det är varmt, lugnt och näringsrikt i vattnet leder till låga syrehalter vid botten, anaeroba förhållanden. Mycket näring i vattenmassan leder till kraftig tillväxt samt ökad grumling och därmed får de organismer som utnyttjar fotosyntesen för syreproduktion svårare att syresätta vattnet. Då den kraftiga tillväxten i vattenmassan kollapsar sedimenterar en stor mängd näring med cellmaterialet som sedan skall omsättas i sedimentet. Vid denna omsättning förbrukas större mängder syre än normalt vilket ökar risken för syrebrist. Skiktning i sjöar innebär att det syrerika ytvattnet inte blandas med bottenvattnet vilket ger samma effekt. Vissa mikroorganismer kan vid syrebrist använda nitrat som

elektronacceptor i stället och bilda kvävgas som löser sig i vattnet och blir tillgängligt för kvävefixerare som vissa cyanobakterier. När nitraten är på väg att ta slut kan en del mikroorganismer utnyttja sulfat och då bildas sulfid. Sulfiden reagerar med järnfosfat i sedimentet och svart järnsulfid faller ut. Samtidigt frigörs fosfatet till löst form och blir tillgängligt igen (se Formel 2.1). Dessa processer sker sannolikt kontinuerligt i sedimenten men på olika djup. Till skillnad från kvävet som kan avgå som gas till luften kan fosfor bara avlägsnas från en sjö i löst eller fast form. Cyanobakterier kan då det råder god tillgång på fosfor lagra detta för kommande behov och utnyttja det senare under året. Detta gör att blomning av blågrönalger är möjligt även vid tillfällig fosforbrist (LST 2008). Tillgången på fosfor i sedimenten kan skyllas långvarig tillförsel vilket skapar näringsrika och övergödda situationer, sjön är eutrof eller hypertrof.

#### Formel 2.1: Intern fosforbelastning

$\text{SO}_4^{2-}$  ger vid syrebrist  $\text{S}^{2-}$



(ag) betyder att molekylen finns i vattenlösning

(s) betyder att molekylen finns i fast form och inte är löst i vattnet

Den bundna fosfor blir alltså tillgänglig i vattnet

I sedimentet finns det indikationer på att kiselalger ligger ovanför cyanobakterierna (Ploug 1993). Delvis olika våglängdsbehov minskar konkurrensen mellan de olika skikten. Fotosyntesen med syreproduktion sker ner till ca 2 mm djup i sediment (Bebout 1995). Syresättningen under detta djup är alltså beroende av andra faktorer. Även tillgången på kolkälla är viktig för att sulfatreducerade förhållanden skall uppstå. Om mängden kolkälla i sedimenten är liten hinner det brytas ner innan det blir begravt under nya sediment. I detta fall skapas inte förutsättningar för bildning av sulfid och intern fosforbelastning uppstår inte. Om tillgången på kolkälla däremot är god så kan de mikroorganismer som ansvarar för sulfatreduktionen verka och fosfor kan därmed frigöras från sedimentet. Detta sker även djupare nere i sedimenten men då den frigjorda fosfor når nytt järn under syrerikare förhållanden binds det fast igen. Detta betyder att det krävs syresatta förhållanden i gränssiktet mellan sedimenten och vattnet för att förhindra intern fosforbelastning från sediment som innehåller fosfor och kolkälla..

Järn är viktigt för bland annat kväveassimileringen och klorofyllbildningen i cellerna (North 2008). Teoretiskt skulle järnhydroxid kunna binda fosfor i sedimenten men då gynnas samtidigt kvävefixeringen hos cyanobakterierna och det skulle motverka den positiva effekten (North 2008). Järn är sällan ensamt begränsande men samverkar med fosforbegränsning.

## 3 Vombsjön

Vombsjön är en grund sjö, men skiktning med syrebrist vid botten kan trots detta ske. Varmt och vindstilla väder i slutet av augusti 1997 medförde kraftig skiktning med syrebrist vid botten som följd. Detta ledde till att en stor mängd ålar dog (Cronberg 1998a). I olika rapporter varierar bedömningen av Vombsjön mellan eutrof och hypertrof, vilket innebär att det finns för mycket tillgängliga näringsämnen (SNV 4913). Sjön är alltså övergödd vilket leder till kraftig tillväxt. Tillväxten medför att syret förbrukas vid botten i sedimenten och intern

fosforbelastning blir då ett faktum. En kraftig tillväxt binder näringsämnen tillfälligt i biologiskt material men olika näringsämnen frigörs och ackumuleras på olika sätt i en sjö. Omsättningen av näringsämnen avgör i viss mån vad som växer till.

Bedömningsgrunderna har uppdaterats och de nya riktlinjerna från naturvårdsverket (NFS 2008-1, SNV 2007-4) har använts av länsstyrelserna för att sammanställa information som är tillgänglig på internet (VISS 2008, Vattenkartan 2008). De större tillflödena till Vombsjön har måttlig till dålig övergripande ekologisk status och i själva sjön är situationen klassad som otillfredsställande. Näringshalten i sjön gör att den får klassningen dålig i detta avseende. Eftersom tillståndet i sjön och tillflödena inte klassas som god måste åtgärder vidtas för att förbättra situationen.

### 3.1 Blomning i sjön

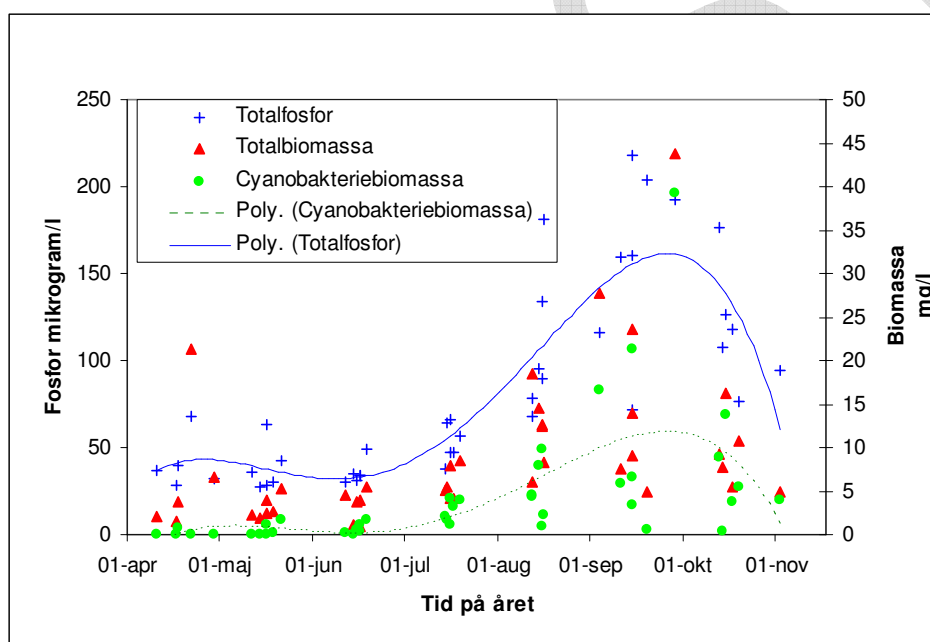
Normalt består en blomning i Vomb på våren av icke toxinbildande kiselalger. En ökning av kiselalger syns även på hösten. Under högsommaren blommar de ljuskrävande *Microcystis* och under sensommaren de mindre ljuskrävande *Planktothrix*. Avsteg från detta sker dock och cyanobakterietillväxt har noterats i juni följt av kiselalgdominans i juli (Cronberg 1996a). Cronberg 1996a sammanfattar tidigare genomförda planktonundersökningar och en tydlig trend i blomningsföljden noterades i början av 1970-talet. I juni dominerade *Aphanizomenon flos-aquae* följt av *Microcystis* och i september dominerade slutligen *Planktothrix agardhii*. Detta har förändrats så att *Aphanizomenon flos-aquae* minskat och *Microcystis* och *Planktothrix* ökat, blomningen av *Planktothrix agardhii* har förlängts tom november. En möjlig förklaring är att ett kiselalgs maximum på våren reducerar näringshalten och därmed försenar cyanobakteriernas blomning (Cronberg 1996a). Samtidigt kan en massiv vårblomning öka risken för syrebrist och därmed gynna blomning av blågrönalger senare under sommaren (Annadotter 1999, Cronberg 1997a). Vombsjön är artrik med avseende på plankton och framför allt cyanobakterier. Grönalger utgör endast en mindre del av den totala algbiomassan. Pansarflagellater och cryptomonader finns tidvis i större mängder. De vanligaste arterna av cyanobakterier i Vomb finns angivna i Tabell 3.1.

Tabell 3.1: Arter som hittats i Vombsjön samt i renvatten.

Släkte	Vombsjön	Renvatten
<i>Anabena</i>	+	
<i>Aphanocapsa</i>	+	+
<i>Aphanothece</i>	+	+
<i>Aphanizomenon</i>	+	
<i>Chroococcus</i>	+	
<i>Cyanodictyon</i>	+	+
<i>Cyanonephron</i>	+	
<i>Microcystis</i>	+	+
<i>Planktolyngbya</i>	+	
<i>Planktothrix</i> (f.d. <i>Oscillatoria</i> )	+	
<i>Pseudanabaena</i>	+	
<i>Radiocystis</i>	+	
<i>Rhabdoderma</i>	+	
<i>Romeria</i>	+	
<i>Snowella</i>	+	
<i>Woronichinia</i>	+	+

Enligt WHO 2003b motsvarar 20 000 algceller/ml den koncentration då det kan finnas en låg risk för badande. En snabbare analys är att mäta klorofyll-a men detta är inte lika säkert då andra organismer också innehåller klorofyll. Om biomassan domineras av cyanobakterier så motsvaras ovanstående gränsvärde av 10 µg klorofyll-a/l och teoretiskt kan då toxinhalten stiga till 10 µg toxin/l beroende på art. I Vombsjön verkar den normala variationen av klorofyll-a vara strax under 10 upp till runt 90 µg/l (Cronberg 1997a, Cronberg 1998a, Cronberg 1999a, Cronberg 2000, Cronberg 2001a, Cronberg 2002a). De höga halterna av klorofyll-a infaller under sensommaren eller tidig höst och sammanfaller med den period då biomassan är som störst och då cyanobakterier dominerar. Det går dock inte att säga att en viss halt av klorofyll-a ger en viss biomassa då spridningen är för stor (Cronberg 2000).

Generellt stiger biomassan från vår till höst, från 1 till 15 mg/l (Figur 3.1), men det finns även maxvärden på 44 mg/l (Cronberg 2000, Cronberg 2002a). Det finns även indikationer på att cellerna kan innehålla höga toxinhalter (0,28 mg/gTS, Cronberg 1996b). Trots detta ligger toxinhalten under sommarblomningen normalt under 1,5 µg/l. Det har förekommit enstaka prover på sjövattnet med 6,5 µg/l (Cronberg 1998b).



Figur 3.1: Variation av totalfosfor och biomassa i Vombsjön under vår-höst 1996-2001

## 3.2 Näringsämnen i Vombsjön

Generellt är näringstransporten till sjön beroende av tillflödet: högre inflöde ger högre näringstillförsel och därigenom bättre förutsättningar för tillväxt. Enligt Cronberg 1998a har inga tydliga förändringar i näringstillstånd i Vombsjön skett de senaste 25 åren, sjön har hela tiden varit eutrof.

### 3.2.1 Fosfor

Fosforhalterna i Vomb varierar kraftigt men generellt så har halterna ökat något från 70-talet till mitten av 90-talet (Cronberg 1996a). Under perioden 1988-2007 har trenden i stället varit svagt sjunkande (Bengtsson 2008). Halten av både totalfosfor och fosfatfosfor är som lägst i

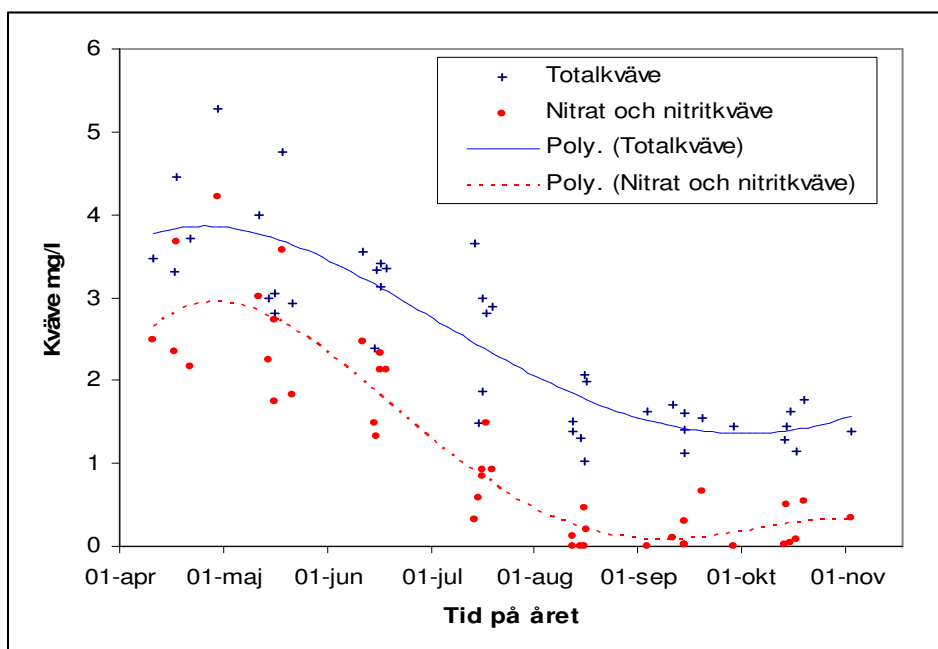
maj för att börja öka i augusti (Cronberg 2002a) och resultera i en topp under augusti-oktober (Figur 3.1). Redan för 20 år sedan konstaterade Wiederholm att medelvärdet över året för den totala fosforhalten måste ligga under 25 µg/l om massutveckling av cyanobakterier ska undvikas (Annadotter 1993). I Vombsjön är halten i princip konstant över detta värde, sedan åtminstone 1970, och därmed långt ifrån att slippa algbloomingarna. Detsamma har gällt även årsmedel för Björkaåns inlopp i Vombsjön samt Vombsjöns utlopp i Kävlingeån sedan 1988 (Bengtsson 2008).

Den ökande mängden total-fosfor under sommaren består till ca 50% av fosfatfosfor vilket indikerar att det är intern fosforbelastning som orsakar ökningen (Cronberg 2000). Tillräckliga fosforhalter som ger gynnsamma förhållanden för cyanobakterier uppnås under hela tillväxtperioden. Samtidigt håller vattnet en temperatur runt 15 °C eller över från maj-oktober vilket också anses gynna deras tillväxt. Den totala biomassan ökar som förväntat under sensommaren och domineras då av cyanobakterier. Cronberg 1998a anser att det enda sättet att minska internläckaget av fosfor är att förhindra stora algbiomassor på våren och försommaren. Detta skulle minska den interna fosforbelastningen som fungerar som en ond spiral.

I dammarna kan en ökning i totalfosfor spåras i en ökning av cyanobakterier, kiselalger och totalbiomassan av alger (Bergman 1994). Det finns dock inget samband med fosfatfosfor och biomassan. Halten totalfosfor i vattenintaget stämmer överens med medelvärdet för halten i infiltrationsdammarna (Greenberg odat). Detta innebär, som väntat, att det är totalfosforhalten i det inkommande vattnet till dammarna som styr tillväxten i dem då fosfor effektivt recirkuleras inom biomassan.

### 3.2.2 Kväve

Totalkvävehalten sjunker under perioden april till oktober i snitt från knappt 4 mg/l till drygt 1 mg/l (Cronberg 2002a). Minskningen utgörs till största delen av nitrat och nitrit, som minskar från omkring 3 mg/l till mindre än 0,1 mg/l (Figur 3.2). Variationen i ammonium döljs i dessa värden då halten bara utgör en liten del av den totala kvävehalten. Generellt ligger halten av ammoniumkväve på ca 1-10% av totalkväve (enstaka värden ligger betydligt högre och toppvärden på 435 µg ammoniumkväve/l finns också). Den stora variationen i ammoniumvärdena finns inte förklarad i rapporterna men kan eventuellt bero på att ämnet har en kort omsättningstid. Om ammonium både bildas och bryts ner snabbt så kan en liten obalans i dessa processer ge ett stort tillfälligt utslag. Andelen kväve som inte utgörs av nitrat, nitrit eller ammonium varierar (0,3-2,0 mg/l) men de högsta halterna sammanfaller inte med maxvärdena för växtplanktonbiomassa. En möjlig förklaring till detta är att det är en betydande del biomassa som inte utgörs av växtplankton och därför inte finns analyserat annat än som totalkväve.



Figur 3.2: Variation av kvävehalten i Vombsjön vår-höst 1996-2001

Kväve-fosforkvoten sjunker under sommaren eftersom kvävet förbrukas och fosfor släpper från botten och halten ökar. Under aug-okt ligger kvoten (vikt) generellt under 30 (Cronberg 2002a) och därmed gynnas massutveckling av cyanobakterier under den perioden. Ammonium är en form av kväve som är lättillgänglig för många organismer och halten ammoniumkväve ökar i infiltrationsdammarna då mängden betare ökar och åter upp växtplanktonen (Bergman 1994).

Björkaåns tillskott av näringsämnen till Vombsjön utgör en stor del av den kväve och fosfor som transporteras dit. Torpsbäcken är mindre men har generellt ett mer näringsrikt vatten med ibland extrema fosforhalter (Bengtsson 2005). Av Björkaåns tillskott utgörs under 1% av näringsämnen som har sitt ursprung i reningsverk (Bengtsson 2007). Detta torde innebära att ytavrinning utgör det största näringsbidraget till sjön. För att minska halterna räcker det således inte med att förbättra reningen i reningsverken, även om Skåne Tranås utmärker sig i fosforutsläpp jämförelse med de andra reningsverken. Transporten av näringsämnen in till Vombsjön från Björkaån är högre än transporten ut ur Vombsjön till Kävlingeån (Bengtsson 2005, Bengtsson 2006, Bengtsson 2007, Bengtsson 2008). Detta gäller främst kväve men oftast reduceras även fosforhalten något. Den långsiktiga trenden visar på sjunkande inkommande näringshalter men under 2003-2007 har näringstransporten ökat och i flera fall fördubblats under perioden (Bengtsson 2008). Näringstransporten varierar över året och är generellt högst i början av året. Medelfosforhalten i utgående vatten från Vombsjön har inte varit under 50 µg/l sedan 1988 (Bengtsson 2008) vilket visar på att det inte finns bra förutsättningar för att sjön skal gå in i ett mer näringsfattigt jämviktstillstånd som missgynnar blågrönalger. Efter det att näringstillförseln minskat för att starta en återgång till mindre övergödda förhållanden tar det tiotal år innan detta uppnåtts, lite beroende på sjöns omsättningstid och hur länge det näringsrika tillståndet dominerat (Phillips 2005, Søndergaard 2001, Søndergaard 2007).

## 4 Dricksvattentillverkning i Vomb

Vattnet från Vombsjön passerar genom intagssilar och infiltrationsdammar innan det pumpas upp och används som råvatten till vattenverket. I vattenverket luftas vattnet för att sedan avhärdas, flockas, snabbfiltreras och slutligen kloreras. De olika reningsstegen har olika effekt på de ämnen som finns i vattnet.

### 4.1 Intagssilar

Fram till 1994 silades det intagna vattnet genom 40 µm sildukar men sedan 1995 används 500 µm dukar i stället. De mer finmaskiga dukarna släppte ofta i kanterna så att ofiltrerat vatten passerade. Syftet med bytet var förutom att de tål mer belastning även att mer djurplankton skulle passera genom maskorna, vilket i sin tur skulle leda till att betningstrycket på cyanobakterierna blir större. Cyanobakterierna kan enskilt passera silarna i alla fall och vissa långsmala kolonier samt de kolonier som går sönder passerar även den mindre maskstorleken. Denna förändring i maskstorlek har medfört att det passerar igenom mer material till dammarna så att påväxtskiktet i dammarna har blivit annorlunda. Spolvattnet från intagssilarna uppfattas nu som renare än förr av Vombverkets personal och det krävs en betydligt mindre mängd spolvatten för att hålla sildukarna rena. Med den tätare silduken fastnade mer material i sildukarna och detta spolades ut till den så kallade Gröne damm som då var knallgrön av växt. Efter bytet har Gröne damm blivit klarare, mindre grön och fått en lägre vattennivå. De som arbetar med dammarna uppfattar det som att infiltrationsdammarna blivit grönare efter silduksbytet. Före bytet till de grövre sildukarna reducerades mängden klorofyll med ¼ i Vombs silstation (Annadotter 1993). Övrig mätdata (algbiomassa, cyanobakterier och toxiner) före och efter silstationen saknas till stor del före silduksbytet varför det är svårt att avgöra om det blivit en förbättring eller ej. Det kan dock konstateras att de grövre sildukarna håller betydligt bättre.

Det finns exempel på att toxiciteten/g cellmassa ökat efter mikrosilar med 55 µm maskor (Annadotter 1993). I samma undersökning var dock antalet tillfällen med uppvisad toxicitet lägre efter mikrosilarna än före. Detta beror sannolikt på att en stor del annat organiskt material avlägsnas tillsammans med större kolonier av cyanobakterier. Små kolonier och enskilda celler kan däremot slinka igenom och toxiner koncentreras per mängd biomassa (eg. cellmassa som inte innehåller toxin avlägsnas) men inte per volym vatten. I ett sådant fall skulle ett byte till större maskstorlek inte ge ett vatten med lägre toxinhalt.

Bergman 1994 konstaterar att maskstorleken bör vara sådan att fiskyngel, romkorn och rolevande djurplankton av typen *Leptodora* hindras att nå dammarna. Vuxna och unga exemplar av *Leptodora* är större än den nuvarande maskstorleken och bör fastna i silarna.

I renvattnet har toxin detekterats i låga halter i början och mitten av 90-talet. Ungefär 1,5-2,5 månader innan toxiner detekterades i renvattnet återfanns halter på 0,4-1,5 µg/l i infiltrationsvattnet (analyserat med HPLC). Det finns dock inga mätningar av toxinhalt i dammarna under samma period varför det kan ha varit en betydligt högre toxinhalt i det vatten som faktiskt passerar ner i dammarnas botten. I enstaka dammar finns dock noteringar om hög biomassa av cyanobakterier (Cronberg 1997b).



## 4.2 Infiltration

Sedan 1948 infiltreras allt vatten från Vombsjön som används för dricksvattentillverkning till konstgjort grundvatten. Under infiltrationen bryter bakterier ner organiskt material och förbrukar samtidigt näringsämnen. Partiklar fastnar i sanden och andra ämnen adsorberas på sandkornens ytor. Ju mindre ett korn är ju mer kan fastna, samtidigt som en liten kornstorlek minskar infiltrationshastigheten. Efter 2-3 månaders passage i sanden pumpas vattnet upp och avhärddas i vattenverket. Den mikrobiologiska tillväxten i dammarna kan göra både gott och ont. Föroreningar och andra oönskade ämnen kan brytas ned, men om ”fel” organismer växer till kan vattenkvaliteten försämrats. Blomning av toxiska alger i dammarna kan potentiellt ge toxin i infiltrationsvattnet. Toxinerna borde dock brytas ned i den omättade zonen under dammarna. Då passagen i sanden är lång fastnar de flesta partiklarna i sandlagren, så även cyanobakterier. Enligt Beckman-Sundh 1997 bryts fritt toxin ner på några dagar eller veckor vilket är kortare tid än de 2-3 månader som infiltrationen tar. Då dammarna stängs bryts cyanobakterierna snabbt ned (Cronberg 1997b). Nedbrytningen av cyanobakterie-cellerna kan leda till att cellbundet toxin frigörs så att toxinhalten i vattnet nere i marken ökar innan det lösta toxinet brutits ned (Chorus 2003). Enligt flera undersökningar är rening av toxinförorenat vatten med hjälp av långsamfilter och infiltration ett effektivt sätt att minska toxinhaltarna (Chorus 1999, Chorus 2003), det krävs dock att den biologiska delen av reningsprocessen är aktiv, det vill säga att dammar och filter som nyligen tagits i bruk är mindre effektiva för nedbrytning av toxin.

1996 och 1997 (efter bytet till den större maskstorleken i mikrosilarna) undersöktes påväxtalger i ett antal infiltrationsdammar (Cronberg 1997b). Variationen mellan olika dammar var stor. I de så kallade Fågeldammarna (19 och 20) som alltid är fyllda noterades grönalger (bl.a. *Spirogyra*) i den ena men inte i den andra dammen. I de dammar som regelbundet tas i bruk och skummas förekom grönalgerna *Spirogyra* och *Chladophora* samt kiselalger. Gröna makroalger kan ha en positiv effekt på vattenkvaliteten (Cronberg 1998b) då de förbrukar näringsämnen, hindrar solen att nå växtplankton och ger skydd åt djurplankton. Det finns dock undersökningar som visar på motsatt resultat (Mohamed 2002).

I en damm som haft en drifttid på mer än ett år fanns svart sediment med sulfid (Cronberg 1997b). Sulfid bildas från sulfat då syre och nitrat inte finns närvarande, dvs det har varit syrebrist i sedimentet. Fynd av större mängder cyanobakterier gjordes i 2 dammar (av 16). Mellan sandkornen nere i dammbotten detekterades cyanobakterier i flera dammar men var oftast enstaka fynd (vanligt förekommande i några dammar).

De data som presenteras av Cronberg 1997b indikerar att toxinhalten i sjövattnet endast reduceras till  $\frac{1}{3}$  under infiltrationen (förutsatt att medelhalten i dammarna är densamma som i sjövattnet). Biomassan av växtplankton och cyanobakterier samt halten microcystin var under 1997 lägre i dammarna än i vattnet som tillfördes i dammarna (Cronberg 1998b). Detta betyder att vattenkvaliteten blir bättre i infiltrationsdammarna, även efter silbytet. Stämmer dessa indikationer betyder det samtidigt att reduktionen av microcystin under infiltrationen är mindre än  $\frac{1}{3}$ .

### 4.2.1 Infiltrationskapacitet

Det som påverkar en infiltrationsdamms infiltrationskapacitet är förutom kornstorleken, bildandet av filterhud, utvecklandet av biozonen och retentionen av partiklar. Det verkar dock som om infiltrationskapaciteten inte hänger samman med vattnets innehåll av näringsämnen, växtplankton, betarbiomassa, grönalger, kiselalger eller klorofyll-a och inte heller med färg, grummel, ledningsförmåga, eller pH (Bergman 1994, Greenberg odat). I jämförelse med

intaget har dammarna generellt lägre nivåer av alkalinitet, grumlighet, totalfosfor, kisel och klorofyll-a (Bergman 1994, Greenberg odat). Biomassan av blågrönalger, kiselalger, totalbiomassa och grummel är lägre i dammarna än i vattnet från intaget (före mikrosilbytet), samtidigt var betarbiomassan (djurplanktonen som äter cyanobakterier) högre i dammarna (Bergman 1994). Vattenkvaliteten verkar alltså förbättras i infiltrationsdammarna. Fiskbiomassan ökade med ökad infiltrationskapacitet samtidigt som biomassan av blågrönalger ökade med ökad fiskbiomassa. Detta styrker teorin att fisk betar djurplankton som därför inte stör tillväxten av blågrönalgerna (Bergman 1994). Det kan dock lika gärna bero på att dammar med högre infiltrationskapacitet tillförs mer vatten och därför även mer blågrönalger och fisk (växtplanktonbiomassan ökar dock inte på motsvarande sätt).

Totalt sett så är dammarnas infiltrationskapacitet ganska oberoende av vattnets sammansättning. Sannolikt är infiltrationskapaciteten mer beroende på dammsandens kornstorleksfördelning (se Figur 4.1) och även ett djupare liggande lager av finmaterial torde få genomslag. Slutsatsen att det i låginfiltrerande dammar (finare sand ger lägre flöde) snabbare bildas ett ekosystem med bättre vatten än intaget dras av Bergman 1994. Det påpekas att det med all sannolikhet är vattenkvaliteten vid starten av en damm som har störst betydelse för dess infiltrationskapacitet. Anledningen till detta är att det är under uppstartsfasen som den största mängden vatten infiltreras. En damm som startas på vårensensommaren får högre halter klorofyll-a, grumlighet och totalfosfor och lägre infiltrationskapacitet i jämförelse med en damm som startas på vintern (Greenberg odat). Slutsatsen att tillväxten av cyanobakterier i en damm gynnas av att dammen startas under deras bästa tillväxtperiod (hösten) finns även i senare rapporter från limnologiska institutionen (Cronberg 1997b). De två resultaten avviker från varandra lite i tiden men sammantaget så verkar det vara bäst att starta en damm under vinter och tidig vår för att få ett ekosystem som minskar risken för stora mängder cyanobakterier.



Figur 4.1 Provgropar, damm 2 till vänster och damm 25 till höger, olika kornstorlekar

Det finns indikationer på att de infiltrationsomgångar som har haft ett högt maxflöde haft en högre infiltrationskapacitet, för respektive damm. Om detta hänger samman med att dammen täckts fortare är inte studerat men vore av intresse. En snabb täckning gör att dammen har en bättre möjlighet att utveckla den biologiska nedbrytningen i biozonen. Ett alternativ är att vid höga maxflöden hinner dammen infiltrera mer vatten innan det att biozonen har utvecklats vilket ju inte är någon fördel.

#### 4.2.2 Skumning

Skumning innebär att de översta centimetrarna av sanden avlägsnas tillsammans med det organiska material som bildats på dammensbotten. Därefter harvas sanden ner till 25-30 cm djup följt av att ytan slätas till för att förbereda dammen för nästa infiltrationsomgång. I en undersökning av Vombs infiltrationsdammar från 1993 (Bergman 1994) kunde endast ett svagt samband mellan glödgningsrest, d.v.s. den organiska halten i dammsandens översta lager, och dammarnas infiltrationskapacitet skönjas. Detta kan tolkas så att skumningen av dammarna fyller avsedd funktion. Den organiska massa som bildas under infiltrationen avlägsnas i tillräcklig grad så att det på lång sikt inte ackumuleras organiskt material som riskerar att sänka infiltrationskapaciteten.

Under skumningen avlägsnas den filterhud som står för en stor del av reningen vid infiltrationen. Även biozonen blir störd av harvning och torrläggning. Dessa biologiska delar av reningen vid infiltrationen är viktig för avlägsnandet av biologiskt nedbrytbara ämnen som t.ex. algtoxiner. En nyskummad damm renar därför vattnet sämre än en som varit i drift ett tag.

#### 4.2.3 Borrar

Provtagning från ett antal borrar genomfördes 1998 (Cronberg 1999b). Antalet cyanobakterier varierade mellan 65 och 625 med ett medelvärde på 172 i 58 prover. Under samma period låg antalet cyanobakterier i renvattnet på 149 som medelvärde av 10 prov. Inget microcystin kunde detekteras vare sig i vattnet från borrhorna eller i renvattnet. Dessa prover är tagna före drifttagandet av avhärdsningsanläggningen och stämmer väl överens med varandra.

### 4.3 Avhärddning

Efter luftning (järn och manganoxid faller ut) avhärddas vattnet vilket sker genom att lut tillsätts så att pH höjs till 8,5-9. I botten av reaktorerna där luten tillsätts är pH ännu högre och kalciumkarbonat faller ut och vattnet blir mjukare. Allt vatten avhärddas inte utan 18 % av det utgående renvattnet utgörs av konstgjort grundvatten som endast luftas och kloreras. Vid algblomning stiger normalt pH till strax under 9 och det finns indikationer på att microcystiner tål pH värden upp till åtminstone 10 (Annadotter 1993). Avhärddningen antas därför inte påverka den totala halten av microcystin i någon större utsträckning.

### 4.4 Fällning och snabbfiltrering

För att ta bort mikrokristaller efter avhärddningen tillsätts järnklorid (ca 1,0 mg/l) och svavelsyra i ett blandningsöverfall. Vattnet som får ett pH på 8,4 passerar en blandningskammare (uppehållstid/volym) för att sedan filtreras i snabbsandfilter. Detta steg avlägsnar sannolikt endast en mindre del av cyanobakterier och deras toxiner (Chorus 1999).

## 4.5 Klorering och andra bakteriedödande metoder

I Vomb kloreras vattnet slutligen med kloramin (ammonium och hypoklorit tillsätts i vattnet). Kloramin har enligt litteraturen minimal effekt på nedbrytning/oxidering av toxiner från cyanobakterier (Nicholson 1994). Vid den vanliga driften finns det alltså inget i själva vattenverket som påverkar toxinhalten i någon större utsträckning.

### 4.5.1 Hypoklorit

Andra tekniker för att minska bakteriehalten kan eventuellt ha oxiderande effekt på toxiner och därigenom förstöra dessa. Hypoklorit kan oxidera sönder microcystiner och nodularin om pH är lägre än 8 och klorhalten är 0.5-1.0 mg/l under 0.5-1.0 timmar (Nicholson 1994, Acero 2005). Vissa varianter av microcystin är dock svåra att bryta ner. Klorhalten är i Sverige normalt lägre än de nödvändiga doseringarna för toxinreduktion. Maxdosering är 1,0 mg/l men den aktiva halten i färdigt vatten skall vara under 0,4 mg/l enligt SLVFS 2001:30. Det är tekniskt möjligt att dosera hypoklorit och inte bilda monokloramin vid Vombverket men med ovanstående data så är det inte en lösning som garanterar toxfritt vatten.

### 4.5.2 Ozon, peroxid och permanganat

Oxidation av organiska molekyler och avdödning av mikroorganismer kan även ske med ozon, peroxid eller permanganat. De är dock olika effektiva på olika molekyler. För att oxidera sönder saxitoxin räcker det inte med ozon ( $O_3$ ), varken ensamt eller i kombination med väteperoxid ( $H_2O_2$ ) (Orr 2004). Hoeger 2005 anger att ozon i kombination med aktivt kol och sandfiltrering reducerar toxinhalten tillfredsställande. Cellerna blev mer färglösa av behandlingen och det antogs att utläckt toxin förstördes av ozonet (0,5 mg/l). Schmidt 2002 anger att ozon har förmågan både att bryta ner cellbundet toxin och att frigöra det så att halten fritt toxin ökar. Oxidationseffekten är betydligt snabbare för ozon, sekunder, jämfört med minuter för permanganat och klor (Schmidt 2002).

Permanganat har också förmåga att oxidera celler vilket resulterat i ökade lösta halter av cyanotoxiner (Schmidt 2002). Däremot så påverkades inte heller här själva toxinerna av oxidationen.

För toxin löst i vattenfasen verkar ozon vara en effektivt och snabbt metod (Lawton 1999). Chorus 1999 sammanfattar ozonet som den kemiska oxidation som ger bäst resultat både för cellbundna och lösta toxiner. Viktigt för effekten är dock att halten av övriga lösta organiska ämnen är låg. För flera av de kemiska behandlingarna saknas information om vilka biprodukter som bildas.

### 4.5.3 UV

Även UV-ljus har en oxiderande och avdödande effekt på mikroorganismer vilket kan leda till att toxinerna frigörs från cellerna. För att förstöra det lösta toxinet krävs det däremot så starkt ljus under flera minuter för att få fullständig destruktions att det inte är praktiskt tillämpligt (Chorus 1999).

## 4.6 Toxiner och cyanobakterier i dricksvattnet

Trots att toxiner borde ha svårt att passera vattenberedningen intakta är reningen inte hundra procentig och vid ett fåtal tillfällen har toxiner detekterats i utgående renvatten. Under 1991-1992 detekterades inga toxiner i vatten taget från två olika borrar, d.v.s. infiltrerat vatten (Annadotter 1993). Under åren 1994-1996 har toxin detekterats i 12 av 58 prover på partiklar

från renvattnet. Under perioden 1997-2006 har inte microcystin detekterats i något av de 97 analyserade proverna (Cronberg 1997b, Cronberg 1998b, Cronberg 1999b, Cronberg 2001b, Cronberg 2002b, Cronberg 2002c, Cronberg 2003, Cronberg 2004, Cronberg 2005b, Cronberg 2006a samt Cronberg 2007). Inte heller under 2007 hittades toxin i renvattnet vid något av de 17 provtagningstillfällena (Cronberg 2007, Sydvatten 2008).

Under hösten vintern 1994-1995 (Cronberg 1996b) togs 27 prover på renvattnet (före avhärldningens tid) och det innehöll inga identifierbara alger eller algrester. I vattenfasen (24 prov) kunde inget microcystin detekteras. Det gick däremot att detektera toxin i 2 av 28 prover på partiklar från renvattnet (0,042 respektive 0,098 µg/l mätt med HPLC, prov från december och januari). Dessa låga toxinfynd i den partikulära fasen gjordes alltså trots att det inte gick att identifiera några cyanobakterier. De allra minsta cyanobakterierna är dock svåridentifierade vilket kan förklara resultatet. Alternativt har toxinet varit adsorberat till andra partiklar eller till trasiga celler i vattnet. Toxinfyndet i renvattnet gjordes 3-5 månader efter att biomassan av cyanobakterier var som högst i vattenintaget.

Under 1996 detekterades toxiner i 10 av 30 analyserade renvattenprover, med en högsta detekterad halt på 0,538 µg/l (Cronberg 1997b). Halterna var dock klart under den koncentration på 1 µg/l som WHO 2003a WHO 2006 rekommenderar för långtidskonsumtion. Halten 1 µg/l används som "tjänligt med anmärkning" av Stockholm Vatten. I vatten från Vombsjön detekterades microcystin i halter upp till 1,5 µg/l, ca 1 månad innan detektionen i renvattnet. Detta skulle kunna indikera att mer än 1/3 av den infiltrerade halten toxin kan passera infiltrationen trots inblandning av naturligt grundvatten i tåkten. Tiden innan det detekterades i dricksvattnet är kortare än de 2-3 månader infiltrationen normalt tar. Det är i dagsläget (2008) svårt att avgöra om det förekommit några avvikande strömningsvägar i marken då vattnet kanske inte renats optimalt. Alternativt kan toxinhalten i infiltrationsdammarna ha varit högre under någon period i samband med genombrottet till renvattnet.

Antalet algceller i renvattnet i de prover där toxin detekterats skiljer sig inte från övriga prover. Att analysera mängden cyanobakterier kan därför bara ge en fingervisning om något händer i tåkten och att avskiljningen blir sämre än vanligt. Ett lågt antal cyanobakterier är ingen garanti för att vattnet är toxinfritt. Normalnivån för antalet algceller under perioden 1994-2007 var omkring 300 st/ml (max 1327, Cronberg 2003). Av 70 prover 2001-2005 har 80% av dessa 400 celler/ml eller färre. För att nå upp till WHO:s rekommenderade maxhalt av toxin 1 µg/l behövs ca 5000 celler/ml enligt Chorus 1999, vilket Vombvattnet alltså klarar med god marginal. Givetvis har infiltrationen en påverkan på cellerna och lösta toxiner skulle kunna passera sanden om de inte bryts ner på vägen. Det har endast detekterats partikelbundet toxin i vatten från Vomb (Cronberg 1996b, Cronberg 1997b).

De vanligaste arterna som detekterats i renvattnet är *Woronichinia*, *Microcystis*, *Aphanocapsa*, *Aphanothece* och *Cyanodictyon*. Analysen av antalet celler har skett med en delvis modifierad metod: Lugolfixerade prover sedimenteras i en 25 ml planktonkammare under 4 dygn varefter de räknas med omvänt mikroskop i 400 ggr förstoring.

Reduktionen av toxin och cyanobakterier under infiltrationen är mycket stor. I sjövattnet, intaget och infiltrationsdammarna har toxinhalter runt 5 µg/l detekterats, det är dock endast enstaka prover och har efter 1996 inte åtföljts av något detekterat toxin i renvattnet. De lägre halterna efter infiltrationen indikerar att processen reducerar toxinhalter och cyanobakterier till viss del. Det är dock att rekommendera att fortsätta kontrollerna av toxiner i renvattnet, speciellt om blomningen i Vombsjön och dammarna är kraftig.

## 4.7 Andra metoder för algtoxinerreduktion

Enligt Möller (SLV 2000-4) minskar halten microcystiner i samtliga undersökta beredningssteg i vattenverk. Mest effektivt var flockning, sedimentering och kolfiltrering. Även långsamfilter är effektivt om uppehållstiden är 1,5 dagar och bassänginfiltration av ytvatten till grundvattenmagasin reducerar halten mikrocytiner bra. Reduktionen vid konstgjord infiltration är sannolikt beroende på att cellerna fastläggs i marken (Annadotter 1993). En hög aerob mikrobiologisk aktivitet vid infiltrationen torde även vara effektivt för destruktion av vattenlösta toxiner (Beckman-Sundh 2008).

### 4.7.1 Aktivt kol

Adsorbition av lösta toxiner på aktivt kol är möjligt (Hoeger 2005, Schmidt 2002) men toxiner inuti intakta celler kan läcka ut eller passera. Det blir då viktigt att ta bort cellerna före behandlingen alternativt att få ut toxinerna ur cellerna. Både granulerat (GAC) och aktivt kol i pulverform (PAC) har använts och de har lite olika förutsättningar.

Granulerat aktivt kol (0,5-4 mm) används ofta i snabbfilter som regenereras med jämna mellanrum. Andra lösta organiska föreningar adsorberas också i kolets porer vilket gör att livslängden är begränsad för adsorbition av mikrocytiner (Chorus 1999). Efter ett tag har sannolikt en biologisk aktivitet påverkan på resultatet.

En del saxitoxiner kan avlägsnas ur vattnet med granulerat aktivt kol medan andra inte påverkas i samma utsträckning (Orr 2004). Tyvärr kan de mindre potenta men kvarvarande toxinerna omvandlas till de mer potenta formerna av saxitoxin så att reduktionen blir otillfredsställande. Det är också svårt att avgöra om den minskade halten beror på verklig adsorbition eller om den orsakas av mikrobiell nedbrytning i biofilmen i kolfiltren.

Pulverkol (<0,2 mm) blandas i stället i vattnet kontinuerligt i en viss dos. Andelen mesoporor (2-50 nm) är avgörande för adsorbitionseffektiviteten. Dosen som krävs för effektiv adsorbition av olika cyanotoxiner varierar mellan 10-30 mg PAC/l (Chorus 1999). Generellt krävs det höga doser och långa kontakttider (upp mot 30 minuter) för att få tillräcklig effekt (Chorus 1999).

## 5 Försök

Ett antal olika försök har genomförts i Vombfältets infiltrationsdammar i samarbete med Limnologiska institutionen vid Lunds Universitet. Syftet har genomgående varit att minska blomningen med cyanobakterier för att på så sätt minimera risken för toxin i dricksvattnet. I texten nedan kallas de dammar som inte ingått i något försök och som regelbundet skummas för vanliga dammar.

### 5.1 Halmförsök

Det finns rapporter om att kornhalm har förmågan att hämma utvecklingen av cyanobakterier. Enligt Cronberg 1998b) så finns "en beprövad erfarenhet" från England att halmen skall vara rutten för att ha någon hämmande effekt, då torr halm används tar det två månader innan den fungerar som avsett. För att studera detta sattes halmbalar ner i olika dammar (Cronberg 1998b). Enligt sammanställningen i Chorus 1999 så är det oklart vad i den ruttnande halmen som har effekt. Det finns teorier om både antibiotikabildning och frigörelse av fenolföreningar av svampfloran i halmen samt andra fytotoxiska föreningars frigörelse. Det som också måste

beaktas är den potentiella bildningen eller tillväxten av andra ohälsosamma biprodukter eller mikroorganismer i ruttnande halm. Chorus 1999 var kritisk till den positiva uppmärksamhet halm fått i dricksvattensammanhang.

Några veckor efter starten hösten 1997 hade halmdamm 211 en kraftig påväxt av den potentiellt toxinproducerande cyanobakterien *Planktothrix* (f.d. *Oscillatoria*, Cronberg 1997b). Det verkar dock inte som om denna damm ingått i kontrollprogrammet under hösten 1997 till våren 1998 trots att den varit föremål för försök (Cronberg 1998b), därför saknas analysresultat med avseende på toxiner. Det finns ingen notering om att försöket skulle ha avbrutits. Enligt Vombverkets driftnoteringar var dammen igång. Information om flöden, halmdoser, drifttider och infiltrationskapacitet är över lag dålig i rapporterna.

Halmdamm 17 (som startades några månader före damm 211 år 1997) hade 1997-1998 oftast lägre fosforhalter, toxinhalter, växtplankton- och cyanobakteriebiomassa samt ungefär samma kvävehalter i jämförelse med vattnet efter mikrosilarna (Cronberg 1998b). Det finns dock undantag för både kväve, fosfor och toxin (halten högre än i det inkommande vattnet). Däremot så var toxinhalterna genomgående högre i halmdammen jämfört med en inloppsdam i 3-dammssystemet (damm 33). Vanliga dammar har inte ingått som jämförelse.

Damm 17 ingick även i försök 1998-1999 tillsammans med tre andra dammar (30B, 211 och 213, Cronberg 1999b). Enligt driftnoteringarna startades damm 17 och 211 i maj respektive augusti 1997 och damm 30B och 213 startades i juni 1998. Under 1998-1999 detekterades toxin under juli-januari i halmdammarna. Medelvärdet för perioden var lika för de fyra dammarna och låg på 0,2-0,43 µg/l med två värden över 1 µg/l. Toxinhalterna i halmdammarna var generellt högre jämfört med vatten från intaget och efter silstationen, vattnet försämras alltså i detta avseende. En brasklapp är att intagsvattnet och vattnet efter silstationen inte analyserades med samma metod som proverna från dammarna vilket försvårar bedömningen. Jämfört med vanliga infiltrationsdammar så var toxinhalten i september lite högre i halmdammarna (0,23 i vanliga jämfört med 0,32 µg/l för halmdammar mätt med samma metod). Cronberg 1999b anger ett lite avvikande medelvärde i rapporten för de vanliga dammarna men det stämmer inte med tabelldata. Den högsta toxinhalten i halmdammarna mättes i augusti 1998 och låg då mellan 0,5 och >1,6 µg/l, det finns ingen mätning på de vanliga dammarna vid samma tillfälle.

Cronberg 1999b konstaterar att biomassan av cyanobakterier i halmdammarna är lägre än i sjövattnet och övriga försöksdammar men inga vanliga dammar ingick som referens i den analysen. Klorofyll-a halten som också skall vara ett grovt mått på biomassan var i juli betydligt högre i halmdammarna jämfört med vanliga dammar men i september var värdena lika. Spridningen mellan värdena (µg klorofyll-a/l) är stor både när det gäller vanliga dammar (2-40 µg/l i september) och halmdammarna (10-46 µg/l i augusti, 19-29 µg/l i september och 3-64 µg/l i november) vilket gör det svårt att dra bra slutsatser.

Halmförsöken i damm 211 och 213 fortsatte även året efter (1999, Cronberg 2001b). Damm 213 stängdes, skummades och öppnades igen under sommaren 1999. Återigen är algbiomassan lägre i halmdammarna än i det inkommande sjövattnet. I jämförelse med vanliga dammar, utan behandling, så är dock algbiomassan högre i halmdammarna. Låga halter toxiner (<0,5 µg/l) detekterades vid ett tillfälle i vardera halmdamm men inte i de tre vanliga dammarna. Vattnets kvalitet förbättrades alltså inte i jämförelse med vanliga dammar med avseende på algtoxin.

Samma dammar (211 och 213) ingick i försök även år 2000 (Cronberg 2002b). Resultaten överensstämmer inte med föregående år utan klorofyll-a halten är detta år lägst i halmdammarna, lägre än i de vanliga dammarna. Spridningen av halten cyanobakterier i de vanliga dammarna är stor men de bägge halmdammarna ligger i nivå som de vanliga dammar som hade bland de lägre halterna. Toxiner detekterades inte i halmdammarna (totalt 4 prov) men i en av fyra vanliga dammar vid det ena provtagningstillfället (alltså i 1 av 8 prov).

### 5.1.1 Slutsatser halmförsök

Sammantaget så har försök genomförda i Vombs infiltrationsdamm inte bekräftat tesen att halm skulle vara bra. Tvärt om så hade vanliga infiltrationsdamm ofta ett bättre eller likvärdigt vatten, med lägre toxinhalt, under två av de tre försöksåren då det finns data för jämförelsen. Förruttnelseprocessen i halmen torde gynna tillväxt av bakterier i dammarna men detta är inte undersökt. En kraftigt ökad bakterietillväxt kan ha negativ effekt om inte reningen i djupare liggande lager stoppar dessa från att vandra vidare. Vattnet kan då potentiellt bli förorenat med bakterier i stället för med cyanobakterier. Storleken på de cyanobakterier som brukar betecknas med pico blågrönalger är ungefär densamma som bakterier. Dessutom kan mikrofloran i den ruttnande halmen producera föreningar som kanske hindrar cyanobakterierna men de kan också vara potentiellt ohälsosamma för människor. Syreförbrukningen i vattnet ökar också av halmnedbrytningen vilket gör att syretillgången för den vanliga mikrofloran i infiltrationsdammarna minskar. Det är främst den aeroba nedbrytningen i biozonen i dammarna som bryter ner oönskade ämnen och dessa får sannolikt tillgång till en lägre syrehalt i vattnet. De tvetydiga resultaten från olika år är i linje med de olika resultat som Chorus 1999 har sammanställt; ibland har det effekt, ibland inte och orsaken är oklar.

## 5.2 Tre-dammssystem

För att förbättra det infiltrerade vattnets kvalitet kan vattnet initialt föras till en damm med låg infiltration där djurplanktonbiomassan kan öka och därmed sänka växtplanktonbiomassan och bakteriehalten (Bergman 1994). För att detta skall fungera förutsätts att fisk och rovlevande djurplankton som *Leptodora* hålls tillbaka. Vattnet leds därefter över till nästa damm som då kan bibehålla en hög infiltrationskapacitet under en längre tid då det infiltrerande vattnet håller en högre kvalitet i jämförelse med det vatten som kommer från silstationen. På Vombverket används beteckningen 3-dammssystem då det är en konstant inlopps-damm och två variabla infiltrationsdamm som är sammankopplade. I praktiken passerar vattnet in i en damm och infiltreras i en annan vilket förklarar beteckningen 2-kombinationsdamm (Cronberg 2001b).

### 5.2.1 1997-1998

Damm 33 (inlopp, startad okt 1996) och 34 (infiltration, mars-dec 1997) från Cronberg 1998b. Inflödesdammen hade lägre växtplanktonbiomassa, cyanobakteriebiomassa, toxinhalt, fosforhalt och kvävehalt jämfört med det vatten som kommer till dammen. Infiltrationsdammen i sin tur (steg 2) hade lite lägre fosforhalter, växtplanktonbiomassa och cyanobakteriebiomassa än inflödesdammen. Skillnaderna i toxinhalt är dock små och bara vid ett tillfälle minskar halten klart. Vattnet förbättras alltså oftast i bägge stegen, men då inga vanliga dammar analyserats är det svårt att veta om det är någon vinst att ändra tillvägagångssätt i infiltrationen. Ovanstående dammar har inte heller gått någon längre tid.



### 5.2.2 1998-1999

Damm 33 (inlopp) och 32 (infiltration, dec 1997- feb 2000) från Cronberg 1999b. Inloppsdammen är densamma som föregående år men infiltrationsdammen är ny. Mängden cyanobakterier sjunker från intaget sjövattnet till inloppsdammen och vidare i infiltrationsdammen, samma tendens som året innan. Klorofyllhalten sjunker också under behandlingens gång och var lägre i infiltrationsdammen än i inloppsdammen. Halten microcystin var ganska lika i de bägge dammarna i 3-dammssystemet (både ökande och minskande halter) och oftast högre än halten i sjövattnet och inkommande vatten. Tyvärr är sjövattnet inte analyserat med samma metod varför jämförelsen är vanskelig. Det finns endast ett tillfälle då ett antal vanliga dammar analyserats med avseende på toxiner samtidigt som 3-dammssystemet men då var halten i inloppsdammen lika som i dessa vanliga dammar. Vid just detta tillfälle detekterades inget toxin i infiltrationsdammen.

Cyanobakteriebiomassan 1998-1999 är inte analyserad i de vanliga dammarna varför det inte går att avgöra om halten förbättras jämfört med dessa eller ej. Klorofyll-a har också analyserats men skillnaden mellan de vanliga dammarna är så stor att det blir mycket osäkra slutsatser. I jämförelse med halmdammar 1998-1999 så har bägge dammarna i 3-dammssystemet lägre klorofyll-a och toxinhalter än dessa.

### 5.2.3 1999-2000

Under perioden 1999-2000 (Cronberg 2001b) fortsatte 3-dammssystemen att analyseras. Damm 15 (öppnad juni 1998) samt 33 (öppnad oktober 1996) var inloppsdammar och 14 (sedan oktober 1998) respektive 32 (sedan december 1997) var infiltrationsdammar. Gäddor inplanterades i inloppsdammarna men det är troligt att dessa relativt snart blev uppfiskade och därför inte hade någon påverkan. Resultaten stämmer i stort överens med föregående år. Halten cyanobakterier är i tre av fem punkter lika i de bägge dammarna i respektive system. Då det är skillnad så har inloppsdammen högre halt cyanobakterier än infiltrationsdammen. Största delen biomassa utgörs av cyanobakterier. De två olika systemen beter sig dock lite olika och halterna i det ena ligger generellt högre än i det andra. I det ena systemet är toxinhalten i inloppsdammen alltid under 0,5 µg/l och inga toxiner detekterades i infiltrationsdammen. I det andra systemet finns det tillfällen med toxinhalter över 1,0 µg/l i både inlopps- och infiltrationsdamm. Det inkommande sjövattnet har ibland högre toxinhalter än inloppsdammen och ibland lägre halter.

Vanliga dammar ligger 1999-2000 någonstans mitt emellan de bägge 3-dammssystemen med avseende på biomassan cyanobakterier. Då det inte detekterades toxiner i de vanliga dammarna måste dessa anses ha ett bättre vatten än 3-dammssystemen. Mängden cyanobakterier 1999-2000 är högre i 3-damm kombinationerna jämfört med halmdammarna. Halmdammarnas toxinhalter (då det detekteras) ligger i samma nivå som 3-dammssystemet med lägst halter (<0,5 ).

Sammanfattningen av perioden 1999-2000 är att biomassan av cyanobakterier minskar marginellt under behandlingen. Exempel på högst toxinhalter i andra steget och total frånvaro av toxiner i vanliga dammar gör att det inte går att säga att behandlingen är positiv. Toxinhalterna indikerar snarare motsatsen.

### 5.2.4 2000-2001

De 3-dammssystem som tidigare startats fortsatte under 2000-2001 med samma inloppsdamm (15 och 33, se Figur 5.1), men med ny infiltrationsdamm (16 respektive 34, se Figur 5.2 ). Resultaten finns presenterade i Cronberg 2002b. Mängden blågrönalger och halten klorofyll-a

är i samma storleksordning i 3-dammssystemet som i de vanliga dammarna, ibland högre och ibland lägre. En viss trend med förbättring av klorofyll-a från inlopps- till infiltrationsdamm kan skönjas men cyanobakteriebiomassan ökar ibland och minskar ibland från inlopps- till infiltrationsdammen. Spridningen i cyanobakteriemassa vid samma tillfälle är stor men toxiner detekterades endast i 2 av 19 prover. Ett toxinprov var positivt i en infiltrationsdamm (av 2) och ett i en vanlig damm (av 4), varför det inte går att dra några slutsatser av detta.



*Figur 5.1: Damm 15 till vänster och damm 33 till höger. Inloppsdammar sommaren 2007. Sannolikt cyanobakterier i damm 33.*



*Figur 5.2: Damm 16 till vänster och damm 32 till höger. Infiltrationsdammar sommaren 2007. Sannolikt cyanobakterier i damm 16, ogräs i damm 32.*

### 5.2.5 2001-2002

Även denna säsong analyserades 3-dammssystemen (Cronberg 2002c). Halten biomassa i dessa dammar spänner då över hela spektrat lägst-högst halt jämfört med vanliga dammar. Trots det varma vädret registrerades betydligt lägre halter cyanobakterier jämfört med föregående år, den analyserade haltencyanobakteriebiomassa är  $\leq 0,1$  mg/l. Samma fenomen

men inte lika tydligt syntes i Vombsjön: trots att näringshalten i vattnet var lika eller högre jämfört med medelvärdet för de sex föregående åren var biomassan cyanobakterier oftast lägre än motsvarande medelvärde för samma period. Inga toxiner påvisades i någon damm.

### 5.2.6 Slutsatser tre-dammssystem

Det är svårt att dra slutsatser från ovanstående försök då resultaten pekar åt olika håll olika år. Ibland förbättras vattnet under behandlingen och men inte alltid. Det saknas ibland analyser på vanliga dammar att jämföra med. Det finns exempel då 3-dammssystemen varit sämre än de vanliga dammarna och sämre än det inkommande vattnet.

3-dammssystemen minskar den tillgängliga infiltrationsarean i tåkten och de är svårt att få över tillräckligt med vatten från inloppsdammen till infiltrationsdammen. Inflödet blir då ofta lägre än vad dammarna tål. Samtidigt pågår infiltrationen under en längre tid jämfört med vanliga dammar. Detta gör att infiltrationskapaciteten ibland är lägre och ibland högre än respektive damms kapacitet före ihopkoppling i 3-dammssystem (Bilaga 1). Problemen med att få in tillräckligt med vatten till infiltrationsdammen gör att dessa ofta står utan en hel vattenspegel under lång tid och därigenom växer det en hel del ogräs i dessa dammar (se damm 32 i Figur 5.2). Ogräsets rötter gör kanaler i sanden och ökar organhalten i dammbotten vilket inte är bra för reningseffektiviteten. Infiltrationskapaciteten kan studeras ytterligare och mer detaljerat för att se om det går att få fram några samband. För vissa dammar ligger endast ett fåtal infiltrationsomgångar till grund för ovanstående resultat.

Den infiltration som sker i inloppsdammen tas ej hänsyn till, dvs den förs till infiltrationsdammen. Detta innebär i praktiken att kapaciteten i infiltrationsdamm 14, 16, 34, 23, 32, 205b och 206 blir något överskattat. Inflöde till 30A, 30B, 225 och 226 från respektive inloppsdamm sker via mätöverfall vilket innebär korrekt flödesmätning men lite för stort motstånd för att det ska gå att ställa in önskat flöde.

Det är i dagsläget inte klarlagt huruvida 3-dammssystemen varken förbättrar vattenkvaliteten eller infiltrationskapaciteten. Sannolikt skulle infiltrationskapaciteten öka om ett högre inflöde skulle vara möjligt. Från bilderna tagna sensommaren 2007 (Figur 5.1 och Figur 5.2) framgår att det inte ser lika dant ut i alla inloppsdammar. Inte heller infiltrationsdammarna liknar varandra. Trots att det inte gjorts kvantitativa analyser vid fotograferingstillfällena så ser biomassan ut som om det ibland förekommer mer cyanobakterier i inloppsdammen och ibland i infiltrationsdammen.

## 5.3 Djurplankton

*Daphnia* är en typ av djurplankton som betar växtplankton. En stor mängd *Daphnia* skulle därför kunna hålla tillbaka tillväxten av till exempel cyanobakterier (Andersson 1998). Alla djurplankton kan dock inte äta alla cyanobakterier utan de föredrar ofta annan föda (Chorus 1999, Jang 2003). Jang 2003 såg att toxinhalten från cyanobakterier ökade då de stressades av ett högre betningstryck. Rovplankton och småfisk äter av dessa typer av djurplankton och gynnar därför tillväxten av oönskade cyanobakterier. För att skydda de växtätande djurplanktonarterna har försök med burar genomförts (Andersson 1998). Inne i burarna får *Daphnia* en fristad och kan ostört beta av växtplanktonen, men de kan även sprida sig till den övriga vattenmassan. Burarna med *Daphnia* placerades i ena halvan av en delad damm (nr 24) och vitfisk planterades in i bägge halvorna för att höja predationstrycket på *Daphnia*.

Skillnaden i toxinhalt mellan de bägge dammhalvorna var liten men till *Daphnia*-halvans fördel vid de två 2 mättillfällena (0,3 mot 0,4 och 1,3 mot 1,4 µg/l). Det finns inga analyser av

det inkommande vattnet till dammarna eller halter från ”vanliga” dammar presenterade för samma period (juli). I andra försöksdammarna (halm och vattenaloe) var toxinhalt 0,2-0,8 µg/l i juli. Halten av klorofyll-a visade på lite större skillnader med genomgående lägre halter i *Daphnia*-halvan vilket också är positivt. Växtplanktonbiomassan dominerades av cyanobakterier och sjönk kraftigt i bägge dammhalvorna under försöket. Analysresultaten kan tolkas så att minskningen av växtplankton var snabbare i *Daphnia*-halvan i början av försöket, men värdena 2 veckor efter försöksstarten var ganska lika. Kväve och fosforhalterna var lika i referens och försöksdel.

Mängden *Daphnia* var som väntat högre i *Daphnia*-halvan (frånsett startvärdet) och ökade under juli 1998. I referenshalvan ökade halten efter en vecka för att därefter minska. Tyvärr finns det inte angivet vilka datum som ympningen med *Daphnia* skett. Två dagar efter starten var mängden *Daphnia* 276 st/l och 204 st/l i försöks- respektive referenshalvan (Cronberg 1999b). Skillnaden med tiden för de bägge halvorna visar att djurplanktonen kan ha kommit undan rovfisken och haft lättare att växa till i försöksdelen. Enligt andra rapporter (Cronberg 1999b) krävs det en halt på omkring 30 st *Daphnia*/l för att de skall kunna utöva ett predationstryck på växtplankton. Den ympade mängden i burarna är ca 60 st/liter men då burarna bara utgör ca 0,2% av vattenvolymen i dammen blir det mycket få *Daphnia* per totalvolym vatten. Mängden *Daphnia* i burarna är dock inte mätt och kan ha varit avsevärt högre då de haft möjlighet till förökning.

En månad efter försökets avslutande var antalet *Daphnia* under 10 st/l i både försök och referens (Cronberg 1999b). I Cronberg 1999b finns även klorofyll-a och mikrocystin mätt i september, två månader efter avslutat försök. Värdena i september för försök och referens är då mycket lika och *Planktothrix* dominerar bland cyanobakterierna. I försöksrapporten (Andersson 1998) anges att det varit problem med delningen av dammen men det framgår inte om dessa problem kvarstod efter avslutat försök.

### 5.3.1 Slutsatser djurplankton

Ympningen med *Daphnia* är ett svårutvärderat försök där klorofyll-a och växtplankton-trenderna inte styrker varandra. Som felkälla anges i rapporten tillväxt av grönslick. Av detta kan konstateras att klorofyll-a halten bara kan utnyttjas som indikator om växtplankton dominerar klorofyll-a bidraget. Detta är ingen unik slutsats men det är viktigt att veta vad som dominerar om klorofyll-a används.

Det kunde inte påvisas någon markant skillnad i toxinhalt mellan de bägge försöken. Biomassan växtplankton minskade till likartade värden i bägge dammhalvorna inom två veckor. Det finns ingen notering om rovplankton eller fiskarnas överlevnad.

Trots att biomassan cyanobakterier minskade under försöket så ökade toxinhalt. Förhållandet mellan kväve och fosfor indikerar att kvävet inte varit den begränsande faktorn. Den dominerande cyanobakterien var *Microcystis* som inte kan fixera kväve själv, både i referens och försök (Cronberg 1999b). Fosforhalten var under försöket 29,6-56,9 µg/l vilket visar på ett näringsrikt tillstånd men det mest troliga är att tillväxten är fosfor, ljus eller temperaturbegränsad.

## 5.4 Växttillsats

Olika växter har planterats in för att se om detta kan missgynna utvecklingen av cyanobakterier. Vattenaloe kan förbruka tillgängliga näringsämnen samtidigt som den kan skugga dammen och på så sätt minska risken för utveckling av cyanobakterier i dammen.

Syftet med inplantering av hornsäv är att det finns rapporter om att den kan utsöndra ämnen som hämmar tillväxten av blågrönalger (Cronberg 1998b). Försöket genomfördes i tre små nygrävda dammar (kontroll, hornsäv och vattenaloe).

Halten kväve, fosfor och växtplanktonbiomassa i försöken med växttillsats avviker inte från kontrollen. Fosforhalten i det inkommande vattnet reduceras lite vid samtliga mättillfällen. Kvävehalten i inkommande vatten reduceras också lite men inte vid alla provtagningstillfällen. Biomassan cyanobakterier reduceras också i både kontroll, hornsäv och vattenaloe dammen i förhållande till det vatten som kommer in till dammarna. Skillnaden mellan de tre dammarna är dock marginell. Toxinhalten är lägre i jämförelse med det vatten som släpps ut till dammarna men i den mån det är någon skillnad så är toxinhalten oftast lägre i kontroldammen (Cronberg 1998b). Två tillfällen utgör dock undantag och toxinhalten i kontroldammen är då högre än i de bägge dammar där växter planterats in. Slutsatsen blir att inplantering varken av vattenaloe eller hornsäv förbättrade vattenkvaliteten med avseende på tillväxt eller toxinhalter i dammarna. Förklaringen till detta, som ges i rapporten, är att makroalger som koloniserat kontroldammen skulle ha samma effekt som de inplanterade växterna.

Ytterligare försök med vattenaloe genomfördes 1998 (Cronberg 1999b). Detta år var toxinhalten i vattenaloe dammen lika som i halmdammarna och högre än i de vanliga dammarna. Även halten av klorofyll-a var högre än i de vanliga dammarna. Halten kväve och fosfor följer halterna i ett parallellt 3-dammssystem och några halmdammar väl. Likaså är den totala biomassan inte avvikande men biomassan cyanobakterier sjunker långsammast i vattenaloe dammen jämfört med halm och 3-dammssystemen. Biomassdata för vanliga dammar saknas.

#### 5.4.1 Slutsatser växttillsatser

Varken vattenaloe eller hornsäv förbättrar vattenkvaliteten jämfört med de vanliga infiltrationsdammarna.

### 5.5 Enzym och Lera

Försök i plasttunnor med vatten från Vombsjön har utförts för att studera effekten av dessa tillsatser (Hellfalk 1999). Vid försöksstarten avviker totalfosfor, fosfatfosfor, järn och ammoniumkväve mellan olika tillsatser. Under resten av försöket är samtliga analyserade parametrar ganska lika i blank, enzymtillsats respektive lertillsatsförsöket.

#### 5.5.1 Slutsatser enzym och lera

Ingen effekt av varken kalkfattig ishavslera eller enzym (Ultra Bio-zyme A.C.) kunde påvisas.

### 5.6 Nitratförsök

Enligt litteraturen gynnas cyanobakterier om viktkvoten mellan kväve och fosfor blir lägre än 29. Dessutom gynnas intern fosforbelastning om nitraten riskerar att ta slut vid sedimenten vilket förstärker effekten. För att studera detta kan nitrat tillsättas vilket kan rätta till jämvikten. En ökande tillväxt av andra arter på bekostnad av cyanobakterierna är önskemålet. Risken med en total ökad tillväxt uppstår då tillväxten kollapsar och en större mängd näringsrikt material sedimenterar. Detta skulle kunna förstärka syrebehovet vid botten ytterligare och den onda spiralen fortsätter. Om tillväxten i vattenmassan däremot är stabil leder den ökade tillväxten till att en ökad mängd fosfor transporteras ut ur sjön med utflödena

och det blir en positiv effekt för sjön. Den förväntade minskade tillväxten av cyanobakterier skulle även minska risken för toxinbildning.

### 5.6.1 Nitrattillsats i liten skala

För att studera om tillsats av nitrat kan gynna andra plankton och organismer samtidigt som cyanobakterier missgynnas har pilotförsök i 100 liters plasttunnor genomförts (Hellfalk 1999). Resultaten indikerade att nitrattillsatsen som planerat ökar tillväxten av andra arter som kiselalger och höll tillbaka cyanobakterierna men frågan är vad som hänt utan nitrattillsats, blank saknas. Av den anledningen kan det endast konstateras att de bägge försöksförhållandena ger samma resultat men om det avviker från avsaknad av tillsats är oklart. I rapporten jämförs i stället med vatten från Vombsjön som passerat silstationen. Det är lite väl stort steg att använda detta som blank till 100 liters plasttunnor. I ett försök genomfört några veckor tidigare (med andra tillsatser) följde inte blanken i 100-liters tunnorna vattnet från Vombsjön (Hellfalk 1999). I rapporten är nitrathalten dubbelt så hög i de tunnorna som fick den lägre nitratdosen samtidigt som den totala kvävehalten är högst där nitratdosen var högst. Detta märkliga förhållande diskuteras inte, men frågan är om inte analyserna förväxlat. Oavsett så är effekten den samma i tunnorna.

### 5.6.2 Nitrattillsats i infiltrationsdamm

Som uppföljning till försöket med nitrattillsats i 100 liters tunnor har försök med nitrattillsats genomförts även i en infiltrationsdamm (Cronberg 2005a). Två dammar valdes ut för att efterlikna en sjö. Dammarna hade bägge varit vattenfyllda en längre tid och innehöll både fisk, fågel, vass och bottensediment. Den ena utsågs som referens och den andra gödslades med kalksalpeter. Syftet var att förhindra blomning av cyanobakterier vilka har en konkurrensfördel då kvoten kväve/fosfor är låg. Data från försöket kommer från Cronberg 2005a om inget annat anges.

Damm 19 och 20 drivs lika av Vombverkets personal, de är alltid fyllda men har utvecklat ett bottensediment som är lite olika (Cronberg 1997b, Cronberg 1999b). Damm 19 som valdes till referensdamm hade några år tidigare grönalgsdominans (*Spirogyra*) medan försöksdamm 20 inte hade några synliga grönalger. Toxinhalten var i september 1998 låg (0,15 µg/l) i dessa två dammar vid jämförelse med övriga ”vanliga” dammar (0,45 µg/l, Cronberg 1999b). Vad gäller klorofyll-a vid samma tidpunkt så var skillnaden inbördes mellan de bägge dammarna stor och damm 19 hade en betydligt högre halt än damm 20 (41 µg/l respektive 9,7 µg/l). De vanliga dammarna låg under samma period på 2-40 µg klorofyll-a/l (medel 25,6 µg/l) vilket gör att varken damm 19 eller 20 avviker från övriga trots den stora skillnaden. Två månader tidigare, i juli 1998, var skillnaden marginell mellan damm 19 och 20 (16 µg/l respektive 13 µg/l klorofyll-a) jämfört med vanliga dammar (9,3 µg/l). Detta tyder på att tillväxten av fotosyntetiserande mikroorganismer är högre i damm 19 än i damm 20 under hösten vilket sammanfaller med tiden då cyanobakterierna i Vomb brukar blomma. Personal från Vombverket har upplevt att damm 20, som valdes till försöksdamm för nitratförsöket 2004-2005, redan tidigare varit klarare och haft ett bättre siktdjup än damm 19 (fågeldammen). Historiska data bekräftar alltså detta. Det finns rapporter om att grönalgen *Spirogyra*, som alltså fanns i referensdamm 19 skulle kunna gynna blomning och toxinproduktion av cyanobakterier (Mohamed 2002).

Försöksdammen (nr 20, 2004-2005) är normalt (sedan våren 2001) inlopps-damm i ett 3-dammssystem. Då detta system skapades flyttades den vitfisk (braxen) som fanns i damm 20 till damm 19. Detta kan jämföras med en total utfiskning i en sjö för damm 20 och det motsatta för damm 19. Då försöket genomfördes användes dammen inte som inlopps-damm

till 3-dammssystemet eftersom förbindelseledningen reparerades under samma period. Detta innebär att det flöde som finns noterat för försöksdammarna under försöksperioden inte behöver korrigeras. Det innebär också att det normalt sett (sedan 2001) är mycket kortare uppehållstid för vattnet i damm 20 jämfört med damm 19 som användes som referens. Vad denna historiska skillnad har för betydelse är oklart. Under försökets gång hösten 2004 samlades mycket mört i mätöverfallet in till försöksdammen, dessa hävdades upp för att minska på trängseln. Anledningen till att fisken samlades där är inte utvärderad men kan antas vara ett försök att få tillgång till det inkommande vattnet i stället för det som fanns i dammen. Effekten av detta kan återigen jämföras med en utfiskning av en sjö.

Som försöksdamm valdes alltså damm 20 som tidigare haft mindre grönalger, lägre klorofyllhalt, bättre siktdjup och blivit utfiskad jämfört med damm 19 som valdes till referensdamm. Trots olikheterna i tillväxt har toxinhalten tidigare varit lika.

I Tabell 5.1 presenteras data för damm 19 och 20 samt de värden som angivits i rapporten av Cronberg 2005a). Värdena i rapporten och driftsdata skiljer sig åt. En oklarhet är att i rapporten är flödet angivet som  $90 \text{ m}^3/\text{dygn} = 25 \text{ l/s}$  och att uppehållstiden är 3 dygn, vilket uppenbart inte går ihop. Om antagandet att 25 l/s och tre dygns uppehållstid är rätt så blir det  $90 \text{ m}^3/\text{h}$ , att det rör sig om ett fel där timmar bytts mot dygn av misstag verkar rimligt. Detta medför att den beräknade uppehållstiden och den teoretiska koncentrationen av kväve i damm 20 också skiljer sig avsevärt åt mellan det i rapporten angivna värdena och de värden som kan härledas från driftsdata. Kalksalpetern innehåller 15,5% kväve och 15 kg tillsattes dagligen. Enligt värden baserade på driftdata var den teoretiska koncentrationen högre än den avsedda på 1 mg kväve/l vatten i inflödet.

Tabell 5.1: Damm 19 och 20 hösten 2004

	Yta ( $\text{m}^2$ )	Medeldjup (m)	Medelflöde ( $\text{m}^3/\text{dygn}$ )	Uppehållstid (dygn)	Konc $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ (tillsatt, mg/l)
Damm 19 referens	28 000	0,9 (0,7-1,0)	520 (219-887)	47 (37-110)	0
Damm 20 försök	11 700	1,4 (1,2-1,5)	1441 (383-2746)	11 (6-42)	0,6-4,3
Damm 20 enligt Cronberg 2005a	7 000	1-1,1	2164	3	1

### 5.6.3 Resultat

Gödslingen medförde att vattnet blev klarare även om den behandlade dammen hade klarare vatten redan från början. Siktdjupet i referensdamm 19 var 0,25-1 meter under vegetationsperioden och försöksdammen 20 var hela tiden bottensiktig, (dvs >1,4m). Detta indikerar att tillväxten i referensdammen var betydligt högre redan vid försöksstarten. Grumlingen berodde främst på pico-blågrönalger.

Ledningsförmågan var högre i den behandlade dammen redan från start och detta fortsatte genom hela försöksperioden.

pH varierade mindre i referensdammen än i den behandlade dammen men även här skiljde sig startvärdena åt ganska mycket. Vid algblomning stiger ofta pH och i den grumligare referensdammen var pH ca 9,2 vid start mot ca 8,1 i försöksdammen.

Totalkväve ökar i bägge dammarna under vintern.

Ammoniumkväve varierar i bägge dammarna. Omsättningen av ammonium kan antas vara snabb vilket gör mätningar osäkra.

Nitratkväve låg i princip högre i den behandlade dammen under hela försöksperioden inklusive försöksstarten, men även efter tillsatsens slut. Nitratkvävet och fosfatfosfor var mycket lågt i slutet av augusti och september i bägge dammarna. Under denna period med misstänkt låg tillgänglighet av näringsämnen minskar växtplanktonbiomassan i referensdammen men inte i den behandlade. Den tillsatta mängden kväve på 2,6 mg/l i försöksdammen syns inte, varken som nitratkväve eller totalkväve. Skillnaden mot referensdammen är < 0,5 mg/l under tillsatsperioden. Den högre totalkvävehalten i referensdammen skulle kunna bero på den högre mängden biomassa redan från start.

Halten totalfosfor (P<sub>tot</sub>) är jämnare i den behandlade dammen men värdena före försökets start skiljer sig markant varför det är svårt att säga om det beror på behandlingen eller ej. Halten ligger knappt 4 ggr högre i referensdammen redan vid starten (24 µg/l i försöksdammen mot 90 µg/l i referensdammen). Värdet över 20 mg/l anses gynna blomning av blågrönalger. Halten P<sub>tot</sub> stiger under sommaren i bägge dammarna. Sannolikt orsakar intern fosforbelastning i Vombsjön och/eller dammarna denna ökning. Mätningar på inkommande vatten saknas tyvärr varför det är svårt att avgöra varifrån fosfor kommer. Minskningen av P<sub>tot</sub> i referensdammen sammanfaller med minskningen av biomassan blågrönalger i vattenfasen.

De mätta halterna fosfatfosfor ligger nära eller under detektionsgränsen varför det är svårt att använda dessa värden för några långtgående slutsatser.

Viktkvoten totalkväve/totalfosfor för de bägge dammarna följs åt och ligger som lägst runt 15 för bägge dammarna (bör vara över 29 för att undvika blomning).

Järnhalten i referensdammen var högre under sommaren än under vintern men mönstret var tvärt om i den behandlade dammen. Minskningen av järnhalten under hösten i referensdammen skulle kunna indikera intern fosforbelastning men detta är mycket osäkert och fosforhalten ökade inte.

Sulfathalten var vid försöksstarten lika men blir under behandlingsperioden lägre i försöksdammen jämfört med referensdammen för att under vintern åter sammanfalla. Vattnet från Vomb är hårt och innehåller kalcium men eventuellt kan det vara så att den tillsatta salpetern innehåller mer lättillgänglig kalcium som därför skulle kunna fälla kalciumsulfat vilket skulle ge en lägre sulfathalt i vattnet.

Mängden växtplanktonbiomassa var vid försökets start högre i referensdammen men under september blommar kiselalger i den behandlade dammen vilket därför leder till en högre biomassa i denna damm. Under sommar och tidig höst (även vid försöksstarten) ligger biomassan cyanobakterier högre i referensdammen. Den högre biomassan i referensdammen redan från start bekräftas av siktdjup och pH.

Toxinhalten var ganska lika i bägge dammarna trots att biomassan var olika. Vid ett mätillfälle (24 aug) avviker försöksdammen med en 4 ggr högre halt (~0,56 µg/l), trots att biomassan vid detta tillfälle inte visade något avvikande. Enda gången som någon större



skillnad i toxinhalt mellan referensdamm och försöksdamm noterades gav nitrattillsatsen alltså en högre halt toxin per mängd biomassa.

Växtplanktonbiomassan våren efter försöket var högre i referensdammen vilket borde ha lett till ett effektivt omhändertagande av näringsämnen. Den tillsatta näringen borde givit en tillväxt i den behandlade dammen men detta syntes ej i vattenmassan. Eventuellt kan det vara så att tillväxten skett i material som ej analyserats t.ex. bottenväxter eller mikroorganismer i biozonen.

Under försöket noterade de som jobbade vid dammarna (muntlig information) att växtligheten minskade i den behandlade dammen och fisken som fanns i den sökte sig in i mätöverfallet. Vid tömning av dammen tvärs över (damm 30A) våren efter försöket noterades att denna innehöll en del stora ålar som kan ha flyttat sig från den behandlade dammen. Normalt finns det inte ålar i de dammar som skummas regelbundet.

Mängden djurplankton ökade betydligt mer i referensdammen under vintern vilket borde vara positivt ur betningssynpunkt följande säsong. Detta trots att referensdammen borde innehålla proportionellt mer fisk som kan beta djurplankton, då mängden fisk minskade i försöksdammen.

#### 5.6.4 Slutsatser nitrutförsök

Den behandlade dammen fick ett visuellt något bättre vatten under försöket. Då de ej såg lika ut från start och grumlighet eller siktdjup ej mätts/redovisas i detalj är det svårt att säga något definitivt om förändringen i vattnets klarhet. Mängden växtplanktonbiomassa och cyanobakterier stämmer med de visuella intrycken. Skillnaderna som rådde redan från start indikerar alla att mängden cyanobakterier var högre i referensdammen och därför kan definitiva slutsatser om effekten av nitrattillsatserna inte dras. Författarna konstaterar att samtliga syften med försöket uppnåddes (Cronberg 2005a) men det motsägs av att toxinhalten inte blev signifikant lägre av behandlingen. Tvärt om så visar det enda tydligt avvikande värdet en högre toxinhalt i försöksdammen. Mängden cyanobakterier är redan från start högre i referensdammen vilken sedan minskar under hösten. I Försöksdammen är halten från start betydligt lägre men där syntes å andra sidan en liten ökning av mängden cyanobakterier under hösten. Teoretiskt kan en lägre tillväxt och lägre biomassa cyanobakterier ge en lägre risk för toxinproduktion men detta visades inte i ovanstående försök, tvärt om så var toxinhalten lika trots att försöksdammen innehöll mindre mängd biomassa. Fortfarande två år efter försöket är försöksdammen klarare än referensdammen, precis som den var före försökets start. Försöket har därmed inte visat att nitrattillsats skulle ha den förmodade positiva effekten.

### 5.7 Tveksamheter

Alla texter innehåller fel och oklarheter som kan leda till missförstånd, sannolikt även detta dokument. Målet är dock att sammanhangen ska vara så klara som möjligt samt att felen ska vara så få som möjligt. Förhoppningen är att de fel som missats vid korrekturläsningen av dokumentet är små och av mindre betydelse. I de genomgångna rapporterna från Limnologiska institutionen finns det dock ett flertal oklarheter som gör en sammanställning svårare att få korrekt. Oklarheterna gör att resultaten blir mer svårtydda och slutsatserna tveksamma. Nedan följer ett antal oklarheter/fel/missförstånd.

Definitionen på de olika vattnen är inte konsekvent i alla rapporter. Den är i vissa fall helt fel, som då råvatten anges vara det vatten som passerat infiltrationen samt vattenverket. Denna felaktighet kvarstår trots att felet påpekats (Cronberg 2007). I andra fall verkar det som om

beteckningen råvatten syftar till det vatten som tillförs infiltrationsdammarna. I många fall är det oklart om vattnet passerat mikrosilarna i silstationen eller ej.

Ett försök genomfördes 1998 men analysdata i figuren är daterad till 1997 (Andersson 1998).

En damm där Andersson 1998 genomfört försök anges som en vanlig damm under samma period av Cronberg 1999b.

I flera rapporter hänvisas till en tabell där toxinhalterna i olika steg presenteras över tiden (Cronberg 2004, Cronberg 2005b, Cronberg 2006a, Cronberg 2007). Tanken är mycket bra och det hade varit överskådligt om bara siffrorna i tabellen stämt med de värden som anges i de ursprungliga rapporterna. Det vore även bättre om värden från samma analysmetod jämförts eller att metoden åtminstone redovisats i tabellen (Cronberg 1997b, Cronberg 1998b, Cronberg 1999b, Cronberg 2001b). Antalet analyser framgår inte i tabellen och återigen är definitionen av råvatten oklar.

I en rapport (Cronberg 2002c) anges att toxin detekterats i dricksvattnet år 2000 men i rapporten för den aktuella tidpunkten (Cronberg 2002b) anges att det inte detekterats något toxin.

I undersökningen av Vombsjön 2001 sammanfattas att anledningen till den lägre halten cyanobakterier detta år, trots en varm sommar, är lägre halter av totalfosfor. Problemet är bara att halterna som presenteras inne i rapporten inte alls är lägre jämfört med medelvärdet för respektive månad de sex föregående åren (Cronberg 2002a). Samma kommentar finns även året innan och stämmer inte heller då med redovisade data (Cronberg 2001a).

I vissa figurer stämmer inte den beskrivande texten och figuren överens (Cronberg 2000). Det kan även hänvisas till två prover under samma månad men i figuren finns det bara ett prov presenterat (Cronberg 2000). Texthänvisningar till tabeller där mätdata inte stämmer förekommer också (Cronberg 1998b, Cronberg 1999b, Cronberg 2001b).

I flera fall presenteras diagram för samma parameter i olika dammar bredvid varandra men med olika skalor. Detta är ju egentligen inget fel men det kan vara förvirrande (Cronberg 1998b).

Halten total biomassa redovisas som lägre än biomassan blågrönalger (Cronberg 2001b).

Ovanliga mätdata som ligger 4 ggr över normala maxvärden finns inte förklarade eller om-analyserade. Det går därför inte att avgöra om det är analysen som spökar eller om det faktiskt kan variera på det sättet (Cronberg 2000).

I rapporttexten nämns en gång både ökning och minskning av totalkvävehalten samtidigt som figuren visar en nedåtgående trend (Cronberg 2000).

I en rapport finns det olika tabeller i texten och i bilagorna, vilka bägge betecknas med samma nummer (Cronberg 2002b). I en annan hänvisas till fel figur och fel tabell (Cronberg 2001b).

Antalet prover som analyserats med avseende på toxin stämmer inte överens i tabeller för provtagningsplaner och det som anges i texten. Ibland antalet analyserade prover större än antal tagna prover samt att det finns analysresultat från perioder då det inte tagits prover (Cronberg 1997b, Cronberg 2002b).

I sammanfattningen för år 1998-1999 anges exakt samma cellantal i renvattnet som 2000-2001 (Cronberg 1999b, Cronberg 2002b). Avvikelser i sammanfattningens värden jämfört med värden angivna inne i rapporter förekommer fler gånger. Analysdata som presenteras i textform inne i rapporten eller i sammanfattningen stämmer inte överens med den i tabellform inom samma rapport (Cronberg 2001b).

Ordningen på inloppsdamms och infiltrationsdamms i 3-dammssystemen kan variera i samma rapport (Cronberg 1999b). I en annan hänvisas till en damm som inte varit i drift (Cronberg 2002b).

Vid flera tillfällen saknas det jämförelser med "vanliga" infiltrationsdammar eller blankförsök vilket gör att slutsatserna blir tvetydiga. Att mätvärden är bättre än det inkommande vattnet behöver ju inte betyda att försöket lyckats, en "vanlig" damm hade kanske haft samma eller bättre effekt (Hellfalk 1999, Cronberg 1998b, Cronberg 1999b). I andra fall saknas data om det inkommande vattnet (Andersson 1998, Cronberg 2005a).

Enheterna är ibland fel, figurtext och axelrubrik stämmer inte alltid (Cronberg 2005a).

Cronberg 2005a anger att mikrocystin analyserats på filtrerade prov men det visade sig vara fel (muntlig information, Nils Cronberg). Analysen borde göras på ofiltrerat prov.

Analysen av antalet celler i renvattnet har inte varit densamma på Vombverket och Ringsjöverket. Vid en jämförelse så ger analysmetoden för renvattnet på Ringsjöverket tio ggr fler celler. Detta är förvirrande då analysen helt plötsligt ändrats och därmed är cellantalet i renvatten från de bägge verken likartade. Om analysmetoden har så stor effekt blir det mycket svårt att jämföra cellantalet med andra publikationer och rekommendationer.

Ovanstående är exempel på saker som gör det svårt att dra några bra slutsatser av presenterade data. Det blir förvirrande och tidsödande att försöka förstå sammanhangen.

## 6 Slutsatser

Försök för att minimera massutveckling av cyanobakterier i Vombfältets infiltrationsdammar har genomförts under många års tid, i många separata försök. Framst har olika tillsatser till dammarna provats för att gynna annan tillväxt eller missgynna cyanobakterierna. De har varit vitt skilda saker som halm, djurplankton, växter, rovfisk, enzym, lera och nitrat. Dessutom har dammar kopplats samman till så kallade 3-dammssystem med avsikt att låta visst material sedimentera i en inloppsdamms så att ett klarare vatten därefter kan ledas över i en damms med högre infiltrationskapacitet. Vissa tester har gjorts i pilotskala och vissa i fullskala under flera års tid. Tyvärr så finns det inga entydiga lösningar på hur problemet med hög tillväxt av cyanobakterier kan undvikas. Nästan samtliga metoder har visat tvetydiga resultat i försöken. Halmtillsats har till exempel visat på bra resultat ett år men riktigt dåliga ett annat. Nitrat tillsats försöket visar vid en första anblick på bra resultat men förutsättningarna i referensdammen var för avvikande för att det ska vara möjligt att dra den slutsatsen. Ihopkoppling av dammarna i 3-dammssystem visar också lite svajiga resultat. Trots att denna metod fortsatt att tillämpas efter försökens avslutande har tekniska hinder lagt krokben för en bra utvärdering angående skumningsfrekvens och infiltrationskapacitet. Övriga tillsatser som vattenaloe, hornsäv, enzym och lera har inte upprepats då det ganska snabbt stått klart att det inte varit en optimal lösning för dammarna i Vomb. Utsättningen av rovfisk får också ses som misslyckat men inte direkt beroende på negativa resultat utan på att fiskarna sannolikt hamnat

på någons middagsbord istället för att jobba i dammarna. Det som kan göras är att starta dammar under vinter och tidig vår och undvika cyanobakteriernas intensivaste blomningsperiod på hösten. Detta skulle även ge biozonen i marken möjlighet att utvecklas och anpassa sig innan det kommer mer cyanobakterier och toxiner med det infiltrerande vattnet, samt innan förutsättningarna ändras från fosforbegränsade till kvävebegränsade under sensommaren och hösten.

Det är en sak att minska massutveckling i infiltrationsdammarna och en annan att göra det i Vombsjön. Sjön har ju ett näringsrikt sediment som hela tiden omsätts och i vissa fall läcker både ammonium och fosfor. För dammarnas del så skulle det vara en fördel om själva sjön hade haft en lägre näringshalt och då främst av fosfor. Om det kommer in mycket lite fosfor så skulle inte tillväxten av cyanobakterier vara lika stor. För Vombsjöns del är situationen en annan med en historia av övergödning sedan lång tid vilket har lett till god tillgång på näring i sedimenten. Det enda som säkert hjälper långsiktigt är att minska på inflödet av både kväve och fosfor till sjön så att den med tiden slutar vara övergödd. Detta är dock ett mycket långsiktigt företag och resultat skulle inte synas förrän om flera tiotals år då en ny jämvikt måste ställa in sig med sedimenten. Det är primärt viktigast att få ner fosforhalten, främst från de diffusa utsläppen. Kortsiktiga åtgärder för att undvika problemet i dag kan testas men det kommer att kvarstå, om inte den grundläggande orsaken med det höga näringsinnehållet i sjön åtgärdas. Ingen av de metoder som testats i Vombverkets dammar är i dagsläget att rekommendera för Vombsjön då resultaten inte entydigt visar att en viss metod fungerar.

## 7 Referenser

- Acero 2005 Acero, Juan L.; Rodriguez, Eva och Meriluoto, Jussi (2005) *Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins*. Water Research, **39**: 1628-1638
- Andersson 1998 Andersson, Jesper; Magnusson, B-G och Runesson, Magnus (1998) *Daphniabur för betning av växtplankton. Examensarbete*, Högskolan Kristianstad
- Annadotter 1993 Annadotter, Heléne (1993) *Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt en litteraturstudie. Rapport*. Svenskt Vatten AB, VA-Forsk 1993-3, 120 sidor
- Annadotter 1999 Annadotter, Heléne; Cronberg, Gertrud; Aagren, Richard; Lundstedt, Bejron; Nilsson, per-Åke och Ströbeck, Sven (1999) Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* **395/396**: 77-85
- Annadotter 2006 Annadotter, Heléne (2006) *Kvävetvets betydelse för cyanobakterier och andra vertikalmigrerande alger – en studie av åtta sjöar. Rapport*. Svenskt Vatten AB, VA-Forsk 2006-12, 83 sidor
- Bebout 1995 Bebout, Brad M and Garcia-Pichel, Ferran (1995) *UV B-induced vertical migrations of cyanobacteria in a microbial mat*. Applied and Environmental Microbiology, **61**(12): 4215-4222
- Beckman-Sundh 1997 Beckman-Sundh, Ulla (1997) *Cyanobakterier – blågröna alger*. Vår Föda, **49**(1), 10-14. Från Internet 2008-09-08, uppdaterad 1999 och 2002. [http://www.slv.se/templates/SLV\\_Page.aspx?id=11576&epslanguage=SV](http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=11576&epslanguage=SV)
- Beckman-Sundh 2008 Beckman-Sundh, Ulla (2008-09-19) *Cyanobakterier (blå-gröna alger)*. Hemsida. Livsmedelsverket, [http://www.slv.se/templates/SLV\\_Page.aspx?id=19156&epslanguage=SV](http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=19156&epslanguage=SV)
- Bengtsson 2005 Bengtsson, Birgitta (2005) *Kävlingeån Vattenkontroll 2004. Rapport*. Kävlingeåns Vattenvårdsförbund, sammanställd av Ekologgruppen i Landskrona AB
- Bengtsson 2006 Bengtsson, Birgitta (2006) *Kävlingeån Vattenkontroll 2005. Rapport*. Kävlingeåns Vattenvårdsförbund, sammanställd av Ekologgruppen i Landskrona AB
- Bengtsson 2007 Bengtsson, Birgitta (2007) *Kävlingeån Vattenkontroll 2006. Rapport*. Kävlingeåns Vattenvårdsförbund, sammanställd av Ekologgruppen i Landskrona AB
- Bengtsson 2008 Bengtsson, Birgitta (2008) *Kävlingeån Vattenkontroll 2007. Rapport*. Kävlingeåns Vattenvårdsförbund, sammanställd av Ekologgruppen i Landskrona AB
- Bergman 1994 Bergman, Eva; Cronberg, Gertrud; Eriksson, Marie; Hamrin, Stellan F; Linge, Henric och Romare, Pia (1994) *Ekosystemets struktur och infiltrationskapacitet i några infiltrationsdammar i Vombs vattenverk. Ekologiska undersökningar 1993. Rapport* Limnologiska avdelningen, Ekologiska institutionen, Lunds Universitet
- Chorus 1999 Chorus, I och Bartram, Jamie, Editors (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spoon, London. Världshälsoorganisationen (WHO)
- Chorus 2003 Chorus, Ingrid; Bartel, Hartmund; Grützmacher, G och Böttcher, G (2003) *Removal of algae and cyanobacterial toxins during slow sand and bank filtration. Konferens* Wasser, Berlin 2003, pp 51-57
- Codd 2005 Codd, Geoffrey A; Morrison, Louise F. and Metcalf, James S. (2005) *Cyanobacterial toxins: risk management for health protection*. Toxicology and Applied Pharmacology, **203**: 264-272
- Cohen 1986 Cohen, Yehuda; Jørgensen, Bo Barker; Revsbech, Nils Peter och Poplawski, Ricardo (1986) *Adaptation to hydrogen sulfide of oxygenic and anoxygenic photosynthesis among cyanobacteria*. Applied and Environmental Microbiology, **51**(2): 398-407
- Cronberg 1996a Cronberg, Gertrud (1996) *Växtplankton i Vombsjön, 1989-1995. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 1996b Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena; Lirås, Vibeke och Lawton, Linda (1996) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i renvatten från Vombverket 1994-1995. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 1997a Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena och Lirås, Vibeke (1997) *Undersökning av Vombsjön 1996. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 1997b Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena; Lirås, Vibeke och Lawton, Linda (1997) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i rå- och renvatten från Vombverket samt påväxtalger i infiltrationsdammar 1996-1997. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 1998a Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena och Lirås, Vibeke (1998) *Undersökning av Vombsjön 1997. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 1998b Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena; Lirås, Vibeke; Lawton, Linda och Palmqvist, Eva (1998) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i rå- och renvatten från Vombverket samt biologisk kontroll av toxiska alger i infiltrationsdammar 1997-1998. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 1999a Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena och Lirås, Vibeke (1999) *Undersökning av Vombsjön 1998. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 1999b Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena; Lirås, Vibeke och Lawton, Linda (1999) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i sjö-, rå- och dricksvatten från Vombverket samt biologisk kontroll av toxiska alger i infiltrationsdammar 1998-1999. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 1999c Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne och Lawton, Linda (1999) *The occurrence of toxic blue-green algae in Lake Ringsjön, southern Sweden, despite nutrient reduction and fish biomanipulation*. *Hydrobiologia* **404**:123-129
- Cronberg 2000 Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena och Lirås, Vibeke (2000) *Undersökning av Vombsjön 1999. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet

- Cronberg 2001a Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Gustafsson, Susanne och Stenberg, Marika (2001) *Undersökning av Vombsjön 2000. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2001b Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena; Lirås, Vibeke och Lawton, Linda (2001) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i sjö-, rå- samt dricksvatten från Vombverket samt biologisk kontroll av toxiska alger i infiltrationsdammarna 1999-2000. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2002a Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Gustafsson, Susanne och Stenberg, Marika (2002) *Undersökning av Vombsjön 2001. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2002b Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena; Lirås, Vibeke och Lawton, Linda (2002) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i dricksvatten från Vombverket samt biologisk kontroll av toxiska alger i infiltrationsdammarna 2000-2001. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2002c Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Gustafsson, Susanna; Lirås, Vibeke och Lawton, Linda (2002) *Undersökning om förekomst av algtoxiner i dricksvatten från Vombverket samt kontroll av toxiska alger i några infiltrationsdamm 2001-2002. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2003 Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lirås, Vibeke och Lawton, Linda (2003) *Undersökning om förekomst av alger och algtoxiner i dricksvatten från Vombverket 2002-2003. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2004 Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena och Lawton, Linda (2004) *Växtplankton- och toxinundersökning av renvatten från Vombverket, 2003-2004. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2005a Cronberg, Nils; Cronberg, Gertrud och Annadotter, Heléne (2005) *Experiment med tillsats av kalksalpeter i infiltrationsdamm vid Vombverket, 2004-2005. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2005b Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne och Lawton, Linda (2005b) *Växtplankton- och toxinundersökning av renvatten från Vombverket, 2004-2005. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2006a Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne och Lawton, Linda (2006) *Växtplankton- och toxinundersökning av renvatten från Vombverket, 2005-2006. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Cronberg 2006b Cronberg, Gertrud och Annadotter, Heléne (2006) *Manual on aquatic cyanobacteria. A photo guide and a synopsis to their toxicology. Bok*. International Society for the Study of Harmful Algae (ISSHA). Kerteminde Tryk A/S, Danmark. 106 sidor
- Cronberg 2007 Cronberg, Gertrud och Annadotter, Heléne (2007) *Växtplankton- och toxinundersökning av renvatten från Vombverket, 2006-2007. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Greenberg odat Greenberg, Larry och Bergman, Eva (odaterad) *Infiltrationskapacitet i Vombs vattenverksdamm. Undersökning av klorofyll a, totalfosfor, grumlighet under ett år. Rapport*. Limnologiska avdelningen, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet
- Griffiths 1987 Griffiths, Mark SH; Gallon, John R and Chaplin, Alan E (1987) *The diurnal pattern of dinitrogen fixation by cyanobacteria in situ*. New Phytologist, **107**: 649-657
- Hellfalk 1999 Hellfalk, Linda och Sigvardsson Lööv, Carina (1999) *Tre försök att påverka algpopulationen i råvatten vid Vombverket. Inneslutningsförsök med ishavslera, enzym och nitratillsats. Kursrapport*. Sjörestaurering SJR011, Högskolan Kristianstad
- Hoeger 2005 Hoeger, Stefan J; Hitzfeld, Bettina C. and Dietrich, Daniel R. (2005) *Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants*. Toxicology and Applied Pharmacology, **203**: 231-242
- Jang 2003 Jang, Min-Ho; Ha, Kyong;Joo, Gea-Jae och Takamura, Noriko (2003) *Toxin produktion of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton*. Freshwater biology, **40**(9):1540-1550
- Jerdén 1951 Jerdén, A; Gumundson, S och Larsson, L (1951) *Vattenverket i Vomb. Rapport* Drätselkammarens andra avdelning Malmö. Skånes Litografiska Aktiebolag
- Karlsson-Elfgrén 2004a Karlsson Elfgrén och Brunberg, Kristina (2004) *The importance of shallow sediments in the recruitment of Anabena and Aphanizomenon (Cyanophyceae)*. Journal of Phycology, **40**(5): 831-836
- Karlsson-Elfgrén 2004b Karlsson Elfgrén, Irene; Rengefors, Karin och Gustafsson, Susanne (2004) *Factors regulating recruitment from the sediment to the water column in the bloom forming cyanobacterium Gleotrichia echinulata*. Freshwater Biology, **49**: 265-273
- Kävlingeån 2008 Kävlingeåns Vattenvårdsförbund (2008-08-28) **Hemsida**, <http://www.kavlingeans-vvf.com/start.html>
- Latour 2007 Latour, Delphine; Salençon, Marie-José; Reyss, Jean-Louis och Giraudet, Hervé (2007) *Sedimentary imprint of Microcystis aeruginosa (cyanobacteria) blooms in Grangent reservoir (Loir, France)*. Journal of Phycology **43**(3): 417-425
- Lawton 1998 Lawton, Linda A; Cornish, Benjamin J.P.A. and MacDonald, Andrew W.R. (1998) *Removal of cyanobacterial toxins (microcystins) and cyanobacterial cells from drinking water using domestic water filters*. Water Research, **32**(3): 633-638
- Lawton 1999 Lawton, Linda A; och Robertson, K J (1999) *Physico-chemical treatment methods for the removal of microcystins (cyanobacterial hepatoxins) from potable water*. Chemica Society Review, **28**: 217-224
- Long 2001 Long, Benedict M; Jones, Gary J och Orr, Philip (2001) *Cellular microcystin content in N-limited Microcystis aeruginosa can be predicted from growth rate*. Applied and environmental Microbiology **67**(1): 278-283
- LST 2008 Länsstyrelsen Stockholm (2008-09-08) *Algblomning. Hemsida*. [www.ab.lst.se/templates/PrintableInformationPage\\_\\_\\_2547.asp](http://www.ab.lst.se/templates/PrintableInformationPage___2547.asp)
- Mohamed 2002 Mohamed, Zakaria A. (2002) *Allelopathic activity of Spirogyra sp.: stimulating bloom formation and toxin production by Oscillatoria agardhii in some irrigation canals, Egypt Journal of plankton research*, **24**(2): 137-141

- NFS 2008-1 Anonym (2008) Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. **Författning**. Naturvårdsverket, NFS 2008:1, 114 sidor
- Nicholson 1994 Nicholson, Brenton C.; Rositano, Joanna and Burch, Michael D. (1994) *Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine*. Water Research, **28**(6): 1297-1303
- North 2008 North, Rebecca Lee (2008) Phytoplankton dynamics in nearshore and offshore regions of the Great Lakes Eire, Malawi, Tanganyika, and Victoria. **PhD thesis**. University of Waterloo, Canada. 165 sidor
- Nyberg 2003 Nyberg, Elisabeth (2003) *Toxiska alger och dess påverkan på bad och friluftsliv i Öresundsregionen* **Kursrapport**. Ekotoxikologi, Lunds Universitet
- Orr 1998 Orr, Philip T och Jones, Gary (1998) Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnol. Oceanogr* 43(7): 1604-1614
- Orr 2004 Orr, Philip T.; Jones, Gary J. och Hamilton, Geoffrey R. (2004) *Removal of saxitoxins from drinkingwater by granular activated carbon, ozone and hydrogen peroxide - implications for compliance with the Australian drinking water guidelines*. Water Research, **38**: 4455-4461
- Phillips 2005 Phillips, Geoff; Kelly, Andrea; Pitt, Jo-Anne; sanderson, Rory och Taylor, Eliot (2005) *The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus*. *Freshwater biology*, **50**(10):1628-1638
- Ploug 1993 Ploug, Helle; Lassen, Carsten and Jørgensen, Bo Barker (1993) Action spectra of microalgal photosynthesis and depth distribution of spectral scalar irradiance in a coastal marine sediment of Limfjorden, Denmark. *FEMS Microbiology Letters* **102**(3-4): 261-270
- Schmidt 2002 Schmidt, Wido; Willmitzer, Hartmund; Bornmann, Katrin och Pietsch, Jörg (2002) Production of drinking water from raw water containing cyanobacteria — Pilot plant studies for assessing the risk of microcystin breakthrough. *Environmental Toxicology*, **17**(4): 375-385
- SLV 2000-4 Möller, Tord; Hult, Anders; Brostedt, Siv; Willén, Eva och Beckman-Sundh, Ulla (2000) *Reduktion av microcystiner vid dricksvattenberedning*. **Rapport**. Livsmedelsverket, SLV Rapport nr 4/2000, 23 sidor
- SLVFS 2001:30 Anonym (2001) *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. **Föreskrift**. Livsmedelsverket, Ändringar t.o.m. LIVSFS 2005:10
- SNV 2007-4 Eriksson, Martin (ed) (2007) Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga A: Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. **Handbok** Naturvårdsverket 2007:4, Bilaga A, ISBN 978-91-620-0148-3, 133 sidor
- SNV 3590 Tideström Henrik och Rennerfelt, Jan (1989) *Giftiga blågrönalger. Rening av algtoxinförorenat dricksvatten*. **Rapport** Naturvårdsverket Nr 91-620-3590-8, 96 sidor
- SNV 4913 Wiederholm, T (ed) (1999) *Bedömningsgrunder för miljö kvalitét, Sjöar och vattendrag*. **Rapport**. Naturvårdsverket Nr 91-620-4913-5, 101 sidor
- SNV 5509 Boesch, Donald; Hecky, Robert; O'Melia, Charles; Schindler, David och Seitzinger, Sybil (2006) *Eutrophication of Swedish seas*. **Rapport**. Naturvårdsverket Nr 620-5509-7, 72 sidor
- Sydvatten 2008 Sydsvatten AB (2008) *Algtoxiner i vatten Vombverket och Ringsjöverket 2007-2008*. **PM**
- Søndergaard 2001 Søndergaard, Martin; Jensen, Peder Jens och Jeppesen Erik (2001) *Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes*. *The Scientific World*, **1**:427-442
- Søndergaard 2007 Søndergaard, Martin; Jeppesen, Erik; Lauridsen, Torben; Skov, Christian; Van Nes, Egbert h; Roijackers, Rudi; Lammens, Eddy och Portielje, Rob (2007) Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology*, **44**(6):1095-1105
- Vattenkartan 2008 Vattenmyndigheterna och Länsstyrelserna (2008-09-17) *Vattenkartan*. **Hemsida**. <http://www.vattenkartan.se/>
- Wetzel 2001 Wetzel, Robert G (2001) *Limnology. Lake and river ecosystems*. **Bok, 3:e ed**. Academic Press San Diego, USA. Sid 278-279
- Vézie 2002 Vézie, C; Rapala, J; Vaitomaa, J; Seitsonen, J och Sivonen, K (2002) *Effect of nitrogen and phosphorus on growth of toxic and non-toxic Microcystis strains and on intracellular microcystin concentrations*. *Microbial Ecology*, **43**:443-454
- WHO 2003a Sheffer, Marla, Editor (2003) *Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking water- Background document for development of WHO Guidelines for drinking water quality*. WHO/SDE/WSH/03.04/57. World Health Organisation, Geneva
- WHO 2003b Sheffer, Marla, Editor (2003) *Guidelines for safe recreational water environments*. Volume 1, Coastal and fresh waters. World Health Organisation, Geneva
- WHO 2006 Sheffer, Marla, Editor (2006) *Guidelines for drinking-water quality. First addendum to third edition*. Volume 1 Recommendations. World Health Organisation, Geneva
- VISS 2008 Vattenmyndigheterna och Länsstyrelserna (2008-09-17) *VattenInformationssystem Sverige*. **Hemsida**. <http://www.viss.lst.se/>
- Yakobowski 2008 Yakobowski, Sarah Jane (2008) Ecological factors controlling microcystin concentrations in the Bay of Quinte, Maumee Bay, and Three Grand River reservoirs. **MSc Thesis**. Waterloo, Canada. 179 sidor

## Bilaga 1: Infiltrationskapacitet 3-dammssystem

Damm nummer	Typ*	Period	Dygn**	Kapacitet m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /d	Kommentar
15	0	63-88		0,6	
	0	89-97	152	0,7	
14	0	63-88		0,3	
	0	88-98	213	0,5	
	2	98-06	355	0,3	
16	0	63-88		0,5	
	0	88-98	195	0,6	
	2	98-03	314	0,5	
20	0	63-88		0,3	
	0	88-01			Data saknas
30A	0	63-88		0,2	
	0	89-01	191	0,4	Omlagd 1998
	2	03-05	561	0,3	Inflöde via mätöverfall
30B	0	63-88		0,2	
	0	89-99	234	0,5	Omlagd 1999
	2	03-07	510	0,5	Inflöde via mätöverfall
33	0	63-88		0,5	
	0	89-96	183	0,4	
23	0	63-88	200	0,4	
	0	88-01	258	0,4	Omlagd 1993
	2	01-05	908	0,2	
32	0	63-88		0,4	
	0	88-97	228	0,5	
	2	97-00	790	0,3	Omlagd 2005
34	0	63-88		0,4	
	0	89-96	140	0,4	
	2	97-01	265	0,6	Litet inflöde!
	0	01-05	254	0,4	Omlagd 2005
205A	0	63-88		0,2	
		88-99	279	0,6	205 delad 2000
205B	0	63-88		0,2	205 delad 2000
	0	88-99	279	0,6	
	2	00-06	442	0,4	Viss data saknas
206	0	63-88		0,3	
	0	90-00	186	0,3	
	2	03-07	249	0,7	
224	0	63-88		0,8	
	0	92-99	198	0,3	
225	0	63-88		0,6	
	0	88-00	228	0,5	
	2	03-05	248	0,6	Inflöde via mätöverfall
226	0	63-88		0,7	
	0	89-00	197	0,4	
	2	02-07	403	0,5	Inflöde via mätöverfall

\*Typ 0 innebär att dammen inte varit sammankopplad med annan damm och att den skummas regelbundet. Typ 2 är infiltrationsdamm med inflöde via en annan damm  
 \*\*Dygn anger hur lång driftstiden varit i medeltal, i vissa fall har dammen bara använts enstaka gånger efter sammankopplingen.