



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 19019

Examensarbete 30 hp
Mars 2019

Hur hanteras algbloomning i dricksvattentäkt
– en undersökning av algbloomning i Bondsjön,
Härnösands kommun, och förslag till åtgärder

Johanna Sjölund

REFERAT

Hur hanteras algblooming i dricksvattentäkt – en undersökning av algblooming i Bondsjön, Härnösands kommun, och förslag till åtgärder

Johanna Sjölund

Algbloomingar är vanliga företeelser i sjöar och hav runt om i Sverige och utgör ett problem då de återfinns i dricksvattentäkter. Vissa cyanobakterier kan bilda toxin vilka kan vara skadliga för människan. För att få ett säkert dricksvatten krävs det att vattenverken kan rena inkommande vatten från dessa cyanotoxiner. I denna rapport har information om cyanobakterier, dess toxin och fysikalisk-kemiska förhållanden i vattentäkten sammanställts för att ligga till grund för vidare undersökningar. Vidare har provtagningar utförts i ytvattentäkterna Bondsjön och Långsjön i Härnösands kommun, samt att en litteraturstudie över reningstekniker gällande rening av cyanotoxiner gjorts för att se vilken eller vilka tekniker som är bäst lämpade att rena cyanotoxiner.

Resultatet från provtagningen sommaren 2018 visade inte hög biomassa av cyanobakterier i Bondsjön. Temperatur- och siktdjupsmätningar visade att vid intagsdjupet av råvatten till vattenverket är det både tillräckligt ljus och varmt för cyanobakterier att leva. Det betyder att det finns risk att cyanobakterier kommer med råvattnet in till vattenverket om dessa skulle finnas i vattentäkten. En förflyttning av intaget i djupled skulle gynna kvaliteten på råvattnet som tas in till vattenverket med avseende på halt cyanobakterier.

De reningstekniker som kan passa det aktuella vattenverket är pulveriserat aktivt kol (PAC), granulärt aktivt kol (GAC) eller membranfiltret nanofilter (NF). PAC bör användas sporadiskt, endast då det har konstaterats att det finns cyanotoxin i det inkommande vattnet, vilket gör att det krävs en stor kontroll av det inkommande råvattnet. GAC rekommenderas då den utför en konstant rening. GAC är känslig för en hög halt löst organiskt kol (DOC) i vattnet då filtret snabbt blir mättat och effekten av rening då minskar, därför rekommenderas en kontinuerlig undersökning av halten DOC i vattnet. NF har en fördel då den metoden kan rena både intra- och extracellulärt toxin. Vid användning av NF rekommenderas cross-flow teknik vilket minskar mängden material som ackumuleras på filterytan.

Nyckelord: algblooming; cyanobakterier; cyanotoxin; vattenrening; aktivt kolfilter; membranfilter

*Institutionen för vatten och miljö; Sveriges Lantbruksuniversitet.
Box 7050; SE-750 07 Uppsala, Sverige
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

How to handle algal blooms in a water treatment plant - an investigation of algal blooms in Bondsjön, Härnösand municipality, and suggestions for remediations

Johanna Sjölund

Algal blooms are a common phenomenon in lakes and seas in and around Sweden and poses a problem when found in a drinking water source. Some cyanobacteria can produce toxins which can be with a health problem. To get a safe drinking water it is necessary to be able to remove the toxins from the incoming water. This report has gathered information on cyanobacteria, cyanotoxins and conditions in the water source. Further investigation in two water sources, Bondsjön and Långsjön in Härnösand, have been made as well as a literature review regarding water treatment methods that are effective against cyanotoxins.

The results from the lake investigation showed that there was almost no cyanobacteria present in the water in August 2018. Temperature- and water transparency analysis showed that the position of the intake of water to the water treatment plant is placed at a depth that may favour growth of cyanobacteria. A relocation of the intake would probably get a better quality of water regarding risk of cyanobacteria content in to the water treatment plant.

The water treatment methods that would be recommended to remove cyanotoxins from the incoming water is pulverised activated carbon (PAC), granular activated carbon (GAC) and membrane filters in the form of nanofilters (NF). PAC is recommended for sporadic use, only when there is cyanotoxins in the water which will require a high control of the incoming water. GAC is recommended as a constant removal technique which will not require the extra control of the incoming water, however it is more sensitive for a high concentration of DOC in the water. NF is also recommended as a constant removal technique and which cross-flow technique is implemented to avoid accumulation of material on the filter surface.

Keywords: algal blooms; cyanobacteria, cyanotoxins; water treatment; activated carbon; membrane filter

*Department of soil and environment, Swedish university of agricultural sciences
Box 7050, SE-750 07 Uppsala, Sweden
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar studier inom civilingenjörsprogrammet i miljö och vattenteknik på Uppsala Universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.Handledare var Linda Wanhatalo, drifttekniker vid Härnösand Energi och Miljö AB och ämnesgranskare var Stina Drakare, Forskare FLK vid Institutionen för vatten och miljö; Sveriges Lantbruksuniversitet.

Examensarbetet utfördes på begäran från Härnösand Energi och Miljö AB.

Jag vill först och främst Linda Wanhatalo för all hjälp under arbetets gång med allt ifrån att ta fram data till praktisk hjälp med provtagning. Jag vill även tacka Tobias Sjöstrand för hans hjälp vid uppstart av examensarbetet, Åke Gavelin för hjälp och stöd vid vattenverket samt Stina Drakare för hjälp med strukturering och konstruktiv kritik kring rapporten.

Johanna Sjölund

Uppsala, september 2018

Copyright © Johanna Sjölund och Institutionen för vatten och miljö; Sektionen för ekologi och biodiversitet, Sveriges Lantbruksuniversitet.

UPTEC W 19019, ISSN 1401-5765. Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2019

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Hur hanteras algbloomning i dricksvattentäkt – en undersökning av algbloomning i Bondsjön, Härnösands kommun, och förslag till åtgärder

Johanna Sjölund

Algbloomningar kan finnas i sjöar och hav runt om i världen och utgör en risk för både människor och djur. Algbloomningar, som oftast är en masstillväxt av cyanobakterier, kan i vissa fall bilda toxiner som är skadliga och i vissa fall dödliga vid ett stort intag. Dessa toxiner kan påverka bland annat lever och nervsystemet. Toxinerna kan finnas i cyanobakteriernas celler men även släppas ut i vattnet så att det finns löst i vattnet. Det räcker därför inte att endast rena vattnet från cyanobakterierna utan man måste även rena vattnet från eventuellt toxin som finns löst i vattnet. Då dessa toxiner kan återfinnas i vatten som används som dricksvatten så uppstår ett problem då vattenverken måste rena vattnet från toxinerna innan det kan släppas ut i ledningsnätet. Den konventionella reningen som idag finns de flesta svenska vattenverk är inte nog effektiv för att få bort dessa toxiner.

Bondsjön i Härnösand kommun är en vattentäkt som förser 20 000 personer med dricksvatten och under år 2015 kunde en algbloomning konstateras i sjön. I vattenverket som renar vattnet från Bondsjön finns idag en konventionell rening och för att vara säker på att toxiner som kan finnas i vattnet renas krävs en ny reningsteknik i vattenverket. I den här rapporten har provtagning utförts i Bondsjön för att se om det fanns cyanobakterier i vattnet samt hur förhållanden i vattnet påverkar kvaliteten på vatten som tas in i vattenverket. Dessutom har olika reningstekniker undersökts i form av en litteraturstudie för att se vilken eller vilka som är nog effektiva för att rena toxiner från vattnet och som skulle kunna installeras i vattenverket i Härnösand.

Resultatet från undersökningarna (2018-08-06) i Bondsjön visade inte på något som tyder på att det skulle finnas cyanobakterier i vattnet vid det tillfället. Det kan däremot uppstå algbloomningar väldigt snabbt och även under hösten, vilket kunde ses under år 2015. Därför bör ytterligare undersökningar utföras under hösten 2018 för att se om det finns cyanobakterier under andra delar av året. När temperatur- och siktdjup undersöktes i Bondsjön kunde det konstateras att de både var tillräckligt varmt och ljus för cyanobakterier vid det djup som vattnet tas från och förs in till vattenverket. Det betyder att om det finns cyanobakterier i vattnet så är det troligt att de kan följa med det vatten som förs in till vattenverket. Att flytta på intaget till vattenverket till ett större djup skulle vara gynnsamt för att minska risken att cyanobakterier kommer med vattnet in till vattenverket.

De reningstekniker som undersöktes i denna rapport var aktivt kol och membranfilter. Aktivt kol kommer i två former, ett pulveriserat aktivt kol (PAC) och ett granulärt aktivt kol (GAC). Dessa reningstekniker kan rena både toxin som finns i cellen men även det som finns löst i vattnet. PAC tillsätts i vattnet som kommer in vattenverket i form av en slurry och kan användas när man vet att det finns toxin i vattnet. Problemet med den tekniken är att man måste ha en stor kontroll på det vatten som tas in till vattenverket så att man vet exakt när det finns skadligt toxin i vattnet. GAC är ett filter som installeras för att kunna ge en konstant rening. Det filtret är känsligt för en hög koncentration av löst organiskt kol som är vanligt i svenska sjöar. Det lösta organiska kolet kan konkurrera med toxinet om vilken av de båda som ska adsorberas av filtret. GAC filtret kan även användas som ett biologisk filter. Det sker

genom att det bildas en biofilm på ytan av filtret i form av olika sorters bakterier. Dessa bakterier ska i teorin kunna rena toxinet som finns i vattnet men det finns inte tillräcklig forskning som stärker den teorin.

Membranfilter finns främst i två olika former, ultrafilter och nanofilter. Skillnaderna mellan dessa är storleken på partiklarna som finns i filtret. Ultrafilter kan endast rena det toxin som finns i cyanobakteriernas celler vilket gör att det inte är lämpligt att endast använda det som reningsteknik då det toxin som finns löst i vattnet inte renas. Nanofilter kan rena både det toxin som finns i cellerna och det toxin som är löst i vattnet. Nanofilter används likt GAC som ett konstant filter där allt vatten passerar förs vilket ger en kontinuerlig rening av toxiner som finns i vattnet.

Efter litteraturstudien av dessa reningstekniker rekommenderas pulveriserat aktivt kol, granulärt aktivt kol eller nanofilter för rening av vattnet från Bondsjön i vattenverket i Härnösand.

Ordlista

Algblomning - en masstillväxt av alger och cyanobakterier

BAC – biologiskt aktivt kol

Cyanobakterier – fotosyntiserande organism

Cyanotoxin – toxin bildat av cyanobakterie

DOC – löst organiskt kol

Fytoplankton – plankton som använder fotosyntes

GAC – granulärt aktivt kol

Koagulering – reningsteknik i vattenverk, partiklar klumpar ihop sig

Kolfilter – en grupp av filter som används vid rening av vatten i vattenverk, baserade på aktivt kol

Lysering – celldöd genom att cellen går sönder

Membranfilter – en grupp av filter som används vid rening av vatten i vattenverk vars reningsteknik bygger på storleksexkludering

Microcystin – ett sorts cyanotoxin som påverkar levern hos människor

PAC -pulveriserat aktivt kol

Råvatten – vatten från sjöar eller vattendrag som är avsett att användas i någon typ av process, t.ex. dricksvattensbearbetning, och ännu inte är behandlat

Sekundära metaboliter –föreningar som produceras av en organism som inte är nödvändiga för normal tillväxt

Termoklin – temperaturskikt i sjöar

Turbiditet - mått på grumligheten i vattnet

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	9
1.1	SYFTE	9
1.2	FRÅGESTÄLLNINGAR	10
1.3	AVGRÄNSNINGAR	10
2	BAKGRUND OCH TEORI	10
2.1	BESKRIVNING AV DRICKSVATTENTÄKTERNA	10
2.2	ALGBLOMNING	14
2.3	CYANOBAKTERIER	14
2.3.1	Temperatur	16
2.3.2	Färgtal och turbiditet	16
2.3.3	Cyanotoxin	16
2.3.4	Gränsvärde för dricksvatten	17
2.4	RENINGSTEKNIKER	17
2.4.1	Koagulering/flockulering	18
2.4.2	Granulära filter	18
2.4.3	Kolfilter	19
2.4.4	Membranfilter	21
2.5	VATTENVERKET TALLVÄGEN	23
3	MATERIAL OCH METODER	25
3.1	HISTORISK DATA	25
3.2	VÄXTPLANKTONANALYS 2015-2016	25
3.2.1	Provtagning 2015-10-30	25
3.2.2	Provtagning 2016-07-26	25
3.2.3	Provtagning 2016-10-18	25
3.3	PROVTAGNING 2018-07-24	26
3.4	PROVTAGNING 2018-08-06	26
4	RESULTAT	26
4.1	HISTORISK DATA	26
4.2	VÄXTPLANKTONANALYS 2015-2016	27
4.2.1	Provtagning 2015-10-30	27
4.2.2	Provtagning 2016-07-26	27
4.2.3	Provtagning 2016-10-18	27
4.3	KVÄVE/FOSFORANALYS	28
4.4	TEMPERATUR- OCH SIKTDJUPSMÄTNING	28
4.5	VÄXTPLANKTONANALYS 2018	29

5	DISKUSSION	29
5.1	EFFEKTER AV KLIMATFÖRÄNDRINGAR	29
5.2	VÄXTPLANKTONANALYS 2015-2016	30
5.3	VÄXTPLANKTONANALYS 2018	30
5.4	KVÄVE/FOSFORANALYS	30
5.5	TEMPERATUR OCH SIKTDJUP	31
5.6	INTAG AV RÅVATTEN	31
5.7	FRAMTIDA RENINGSTEKNIKER I VATTENVERKET TALLVÄGEN	32
5.8	FELKÄLLOR/OSÄKERHETER	33
5.9	FÖRSLAG PÅ VIDARE MÄTNINGAR	33
6	SLUTSATS	34
7	REFERENSER	35

1 INLEDNING

Cyanobakterier som tidigare kallades blågröna alger återfinns i sjöar och hav runt om i världen. De är mikroskopiskt små och syns vanligtvis inte med blotta ögat men vid masstillväxt av t.ex. cyanobakterier bildas algblomningar, ansamlingar av dem som är synliga som en grön färgning av vattnet. Vissa cyanobakterier kan vid masstillväxt producera höga halter av toxiner som vid intag är skadliga för människor och djur. I Sverige utfördes år 1996 en undersökning av cyanobakterier och toxingruppen mikrocystiner i ca. hälften av alla dricksvattenanläggningar som använder ytvatten. Resultatet visade på en allmän förekomst av cyanobakterier i vattnet och att det i 17 % av anläggningarna fanns mikrocystiner i råvattnet. I några enstaka fall återfanns mikrocystin i det utgående dricksvattnet. Slutsatsen blev att ytterligare undersökningar krävs för att veta hur väl vattenverken kan rena råvattnet från mikrocystiner (Livsmedelsverket, 2000).

Cyanobakterier trivs bäst i näringsrika vatten med en hög temperatur (Livsmedelsverket, 2017). De klimatförändringar som sker kommer troligtvis göra att cyanobakterier och algblomningar kommer att öka i framtiden. Med stigande temperaturer ger det cyanobakterierna en konkurrensfördel jämfört med andra fytoplankton som inte tillväxer lika bra i höga temperaturer (Pearl & Huisman, 2008).

Dricksvattentäkten Bondsjön i Härnösands kommun uppvisade år 2015 ett tydligt tecken på algblomning. Prover togs och skickades på analys, med resultatet att det var potentiellt toxinbildande cyanobakterier närvarande i proverna. Det är den senaste gången som algblomning har syns i sjön, men då cyanobakterier ofta återkommer säsongsvist i samma vatten så finns risken att det återigen kommer att finnas cyanobakterier i dricksvattentäkten. Då Bondsjön är en dricksvattentäkt som försörjer mer än 20 000 personer med dricksvatten är det viktigt att det inte förekommer några toxiner i vattnet. För att förhindra att toxiner kommer ut i ledningsnätet krävs flera reningssteg av det inkommande råvattnet. Vattenverket har idag en konventionell rening som återfinns i de flesta vattenverk i Sverige (Svenskt vatten, 2016). För att försäkra sig om att även toxiner från cyanobakterier kan renas bort krävs ytterligare reningstekniker i vattenverket.

I detta projekt kommer, på begäran från Härnösand Energi och Miljö AB (HEMAB), undersökningar av ytvattentäkter samt möjliga alternativa ytvattentäkter att göras. Ytterligare kommer en litteraturstudie att göras av vilka reningstekniker som kan vara lämpliga att använda för att rena cyanobakterier och cyanotoxin från det inkommande vattnet från vattentäkten.

1.1 SYFTE

Syftet med examensarbetet är att sammanställa information om cyanobakterier, vilka förhållanden i sjöar som påverkar tillväxten av cyanobakterier samt vilka metoder som kan användas för att få bort cyanobakterierna och deras toxin från det inkommande vattnet i vattenverket innan det släpps ut i vattenledningarna. Vidare är syftet med projektet att undersöka specifikt för Bondsjön och Långsjön vid vattenverket Tallvägen i Härnösand, vilka förhållanden som råder i ytvattentäkterna och utifrån detta se vilken metod som är bäst lämpad för att säkerställa ett cyanotoxinfritt vatten för just detta verk. Förhållanden i sjöarna som undersöks är temperatur, kväve- och fosforhalt, humushalt, siktdjup, pH samt växtplanktonhalt vid ett specifikt tillfälle. De reningsmetoder som jämfördes baseras på dess förmåga att ta bort cyanobakterier och cyanotoxin från vattnet i vattenverk.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

Följande frågeställningar ligger till grund för rapporten:

1. Är förhållandena sådana i Bondsjön att cyanobakterier riskerar att massutvecklas?
2. Gynnas cyanobakterier av förhållanden som råder vid råvattenintaget i Bondsjön?
3. Finns det vid besöket sommaren 2018 cyanobakterier i Bondsjön?
4. Kan läget på vattenintaget justeras för att få ett bättre råvatten till vattenverket?
5. Vilket eller vilka reningstekniker finns på marknaden för att rena cyanobakterier och deras toxin från råvattnen?
6. Hur påverkar olika förhållanden på råvattnet eventuella reningsteknikers effektivitet att rena vatten från cyanobakterier och deras toxin?
7. Vilken eller vilka reningstekniker kan bäst rena cyanobakterier och deras toxin under de förhållanden som råder för vattnet i Bondsjön?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

De avgränsningar som gjorts i projektet är att enbart borttagande av cyanobakterier och cyanotoxin har tagits hänsyn till vid analys av lämplig metod. Reningsteknikernas effektivitet att exempelvis ta bort lukt och smak från vattnet har ej studerats. Metoder för att minska blomningar av cyanobakterier i dricksvattentäkten (råvattnet) har ej undersökts samt att de ekonomiska aspekterna av installation och drift av olika tekniker ej har tagits i beaktande.

2 BAKGRUND OCH TEORI

I följande avsnitt kommer sjösystemet och vattenverket Tallvägen i Härnösand att beskrivas. Fakta om cyanobakterier, dess toxin och andra parametrar som påverkar cyanobakterier kommer att beskrivas samt fakta om olika reningstekniker kommer att tas upp.

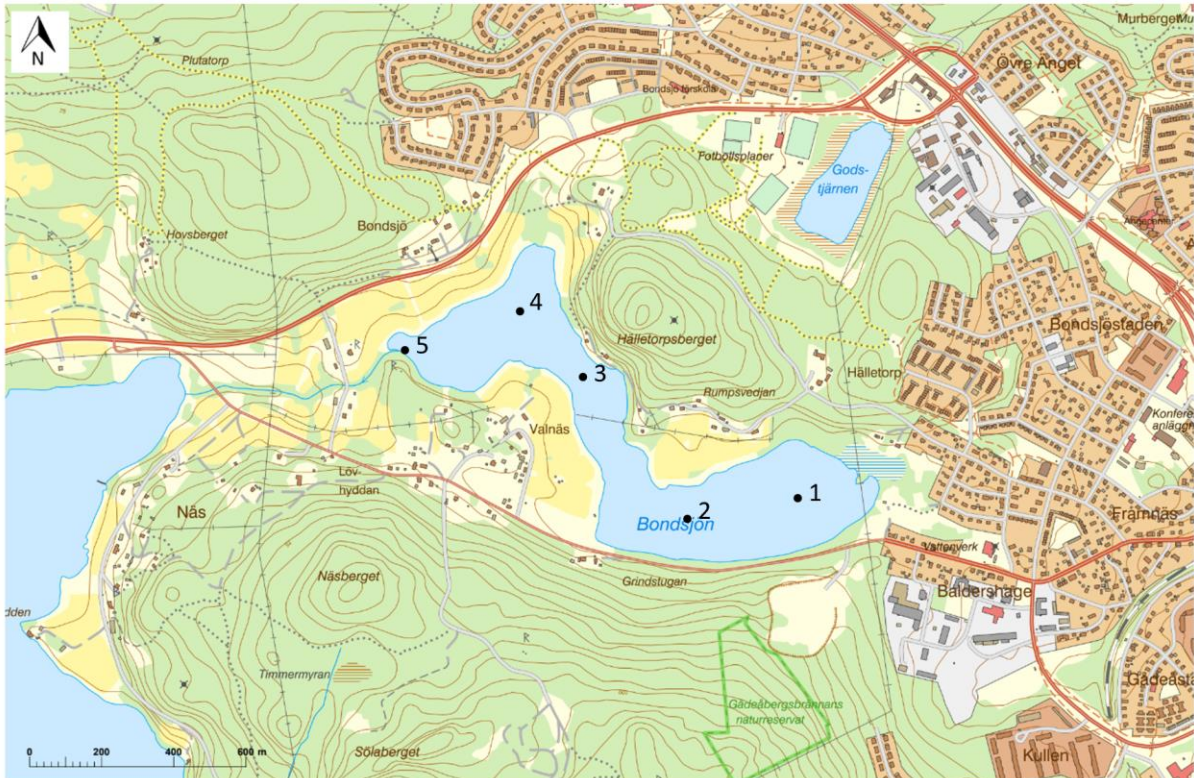
2.1 BESKRIVNING AV DRICKSVATTENTÄKTERNA

Varje dag levereras 7 000 000 liter vatten till 5230 hushåll i Härnösand från vattenverket Tallvägen. Vattnet till vattenverket tas från sjöarna Bondsjön och Långsjön som tillhör Gådeåns huvudavrinningsområde (figur 1). Till Gådeåns huvudavrinningsområde hör även sjön Nässjön som är placerad mellan Långsjön och Bondsjön. Nässjön har en sämre vattenkvalitet och används därför inte som ytvattentäkt. Nässjön ligger lägre än Bondsjön, på 17,7 m.ö.h (VISS, u.å.c), vilket gör att ingen tillrinning till Bondsjön sker. Tillrinning från Bondsjön och Långsjön sker däremot till Nässjön som sedan rinner ut i havet vid Norra Fällövikén (figur 1).



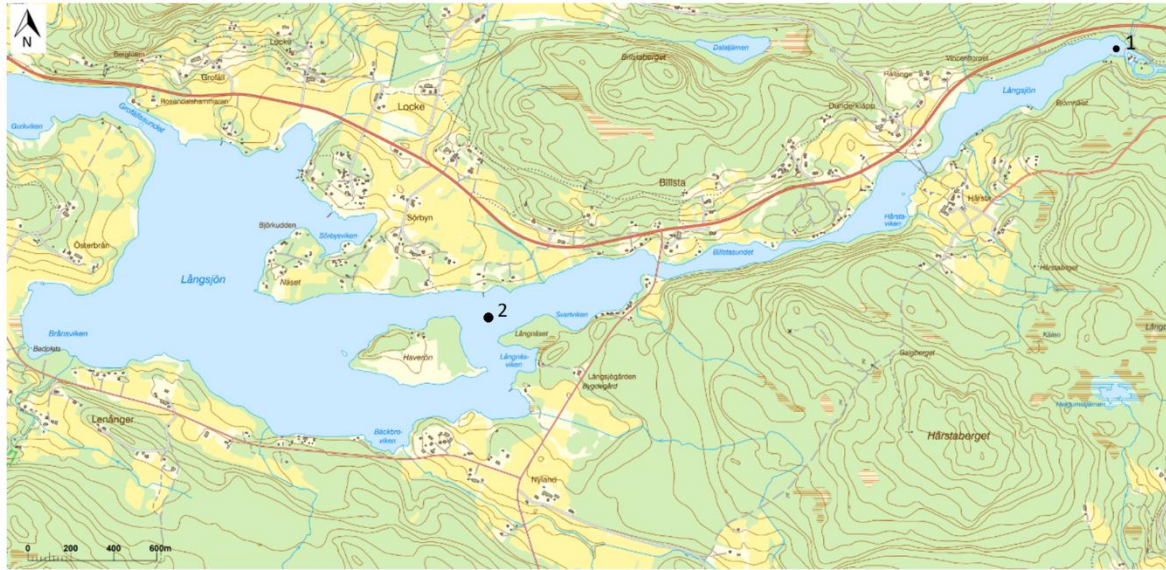
Figur 1: Karta över Gådeåns avrinningsområde med sjöarna Långsjön, Nässjön och Bondsjön. Skala 1:10 000. @Lantmäteriet

Bondsjön är den mindre av de två sjöar som används som ytvattentäcker. Bondsjön har en area på 0,33 km² och ligger på 30,2 m.ö.h (VISS, u.å.a). Det finns ingen djupkarta för sjön, men en ungefärlig uppfattning av djupet i de olika delarna finns. Intaget till vattenverket, som visas i punkt 1 i figur 2 sitter på den djupaste delen, där maxdjupet är 17,5 meter (ibid). Djupet i sjön blir sedan mindre, med ett ungefärligt djup på 10 meter vid punkt 2. I kartan ses även att ett sund är utmarkerat vid punkt 3, där djupet endast ligger på någon meter. Vid punkt 4 är djupet ca 3,5 meter. Vattnet som leds från Långsjön till Bondsjön i en ledning mynnar vid punkt 5.



Figur 2: Karta över Bondsjön. Skala 1:10 000. @Lantmäteriet

Långsjön används genom att vatten tas från Långsjön och med hjälp av självfall förs till Bondsjön. På det sättet kan vattnet i Bondsjön regleras beroende på det uttag som sker till vattenverket. Långsjön är den större av de båda sjöarna och även den djupare av de båda. Långsjön har en area på 2,68 km² och ligger på 45,5 m.ö.h (VISS, u.å.b). Det finns inte heller någon djupkarta för Långsjön, men maxdjupet för Långsjön ligger på 45 m (SGU, u.å), och vid punkt 2 är djupet minst 10 m. Vid punkt 1 som kan ses i figur 3 ligger intaget till den ledning där vattnet från Långsjön tas och som genom självfall leds till Bondsjön. Vid intaget är djupet ca 3,5 meter.



Figur 3: Karta över Långsjön. Skala 1:10 000. @Lantmäteriet

I tabell 1 visas den sammanställda informationen om de tre sjöarna gällande höjd över havet, djup, avrinningsområden och ekologisk status. Den ekologiska statusen i alla tre sjöar klassas som måttlig vilket till stor del beror på att den kemiska statusen i sjöarna ej uppnår god status. Det baseras på att det är för höga kvicksilverhalter i ytvattnet vilket det är i alla ytvatten i Sverige (VISS, u.å.a).

Tabell 1: Sammanställs information om Bondsjön, Nässjön och Långsjön. Ett streck visar på att ingen information fanns tillgänglig (VISS, u.å.a; VISS, u.å.b; VISS, u.å.c; SMHI, 2012)

	Bondsjön	Nässjön	Långsjön
Sjö-ID	694907-160639	694757-160595	694888-160387
m.ö.h [m]	30,2	17,7	45,5
Yta [km²]	0,334	0,72	2,68
Medeldjup [m]	-	7,3	-
Maxdjup [m]	17,5	17	45
Delavrinningsområde [km²]	2,4	6,95	17,53
Huvudavrinningsområde [km²]	2,4	281,16	270,6
Ekologisk status	Måttlig	Måttlig	Måttlig

Som visades i tabell 1 är delavrinningsområdet och huvudavrinningsområdet för Bondsjön lika stora med en yta på 2,4 km² vilket beror på att sjön ligger på högsta höjd i systemet och att tillrinningen till havet går via andra sjöar. Markanvändningen för Bondsjöns avrinningsområde visas i tabell 2 där största delen är skogsmark med 48,43 %. Tätort utgör

18,26 %, hedmark och övrig mark utgör 10,28 % och jordbruksmarks står för 6,27 %. Långsjöns delavrinningsområde har en yta på 17,53 km² och huvudavrinningsområdet en yta på 270,6 km². För delavrinningsområdet till Långsjön är den huvudsakliga markanvändningen skogsmark med 61,31 % och 13,42 % består av jordbruksmark. Ser man till huvudavrinningsområdet är det en ännu större del som består av skogsmark och endast 4,77 % är jordbruksmark (SMHI, 2016).

Tabell 2: Data över markanvändning för avrinningsområdena för Bondsjön och Långsjön

Markanvändning	Bondsjön Delavr. Område [%]	Bondsjön Huvudavr. Område [%]	Långsjön Delavr. Område [%]	Långsjön Huvudavr. Område [%]
Sjö och vattendrag	13,93	13,93	15,26	6,40
Skogsmark	48,43	48,43	61,31	82,69
Hedmark och övrig mark	10,28	10,28	9,38	3,61
Kalfjäll och tunna jordar	0,00	0,00	0,00	0,00
Glaciär	0,00	0,00	0,00	0,00
Myr- och våtmarker	0,57	0,57	0,38	2,26
Jordbruksmark	6,27	6,27	13,42	4,77
Tätort	18,26	18,26	0,23	0,26
Hårdgjorda ytor	2,27	2,27	0,00	0,01

2.2 ALGBLOMNING

Algblomning är en massstillväxt av alger och cyanobakterier i vattendrag, både i sjöar och i havet. Det är främst cyanobakterier som tidigare benämndes blågröna alger som avses vid användningen av begreppet algblomning i sjöar (Nationalencyklopedin, u.å.a). I kommande avsnitt kommer cyanobakterier beskrivas.

Algblomningar är säsongsb beroende och återkommer ofta i ett vatten (Livsmedelsverket, 2017). Det som avgör om det kommer att ske en blomning är förhållandena i vattnet. Blomningar gynnas av varmt och lugnt väder, samt att vattnet är näringsrikt (på framförallt fosfor och kväve). Algblomningarna kan ske i alla typer av vatten och syns inte bara på ytan utan kan även finnas i djupare delar av en sjö, vilket gör att de ibland kan vara svåra att upptäcka (ibid). Blomningarna sker både naturligt och till följd av mänsklig påverkan så som övergödning, utsläpp av näringsämnen och utfiskning (Nationalencyklopedin, u.å.a).

2.3 CYANOBAKTERIER

Cyanobakterier är en grupp fotosyntetiserande bakterier som finns över hela världen och lever såväl på land som i vatten. Storleken på cyanobakterierna kan variera mellan 1 µm till 60 µm. Det finns 5 huvudgrupper av cyanobakterier, indelade utifrån utseendet på bakterien (Nationalencyklopedin, u.å.b). Morfologin hos cyanobakterier varierar från encelliga till kolonilevande, och multicellulära trådformiga former. Cyanobakterier har asexuell reproduktion genom att cellerna delar sig och kan sedan leva encelligt eller i kolonier.

Kolonin hålls samman av en slemmig matris som utsöndras då kolonin tillväxer (Chorus & Bartram, 1999).

Cyanobakterierna skiljer sig från övriga bakterier då de kan fotosyntetisera som gör att de räknas till växter. De flesta andra bakterier är inte fototrofa alls. Cyanobakterierna oxiderar vatten till syrgas medan övriga fototrofa bakterier använder mer lättoxiderade föreningar, exempelvis svavelväte, och därmed bildas inte syrgas vid denna fotosyntes (Nationalencyklopedin, u.å.c). Cyanobakterierna skiljer sig från andra bakterier också genom att de saknar det klorofyll som andra bakterier har och har istället klorofyll a som är en av de två klorofylltyperna som växterna har (Nationalencyklopedin, u.å.b). Klorofyll a tillsammans med pigmentet phycobiliprotein gör att cyanobakterierna kan ta upp ljus från fler spektrum än något annat fytoplankton (Chorus & Bartram, 1999).

För att underhålla funktionen och strukturen hos cellerna kräver inte cyanobakterier någon större mängd energi. Det gör att de kan ha en relativt högre tillväxthastighet än andra fytoplankton vid låga ljusintensiteter, vilket ger dem en fördel i sjöar med hög turbiditet, dvs hög grad av grumlighet i vattnet. Cyanobakterierna kan leva i den eufotiska zonen, vilket är ned till det djup där 1% av intensiteten av ytljuset kan upptäckas (Chorus & Bartram, 1999). Från den mörka zonen längre ned i vattenprofilen kan en vertikal förflyttning ske då många cyanobakterier har en gasfylld vakuol som de reglerar sin flytförmåga med. Hur snabbt den vertikala förflyttningen kan ske beror på densitetsskillnaden mellan cellen och omgivande vatten, samt hur stor area kolonin har. Stora kolonier kan förflytta sig snabbare än små kolonier. Densitetsskillnaden gör att encelliga cyanobakterier nästan inte kan utföra någon vertikal förflyttning (Annadotter, 2006).

En viktig metabolisk process som vissa cyanobakterier har är fixering av di-kväve (N_2). Genom användning av enzymet nitrogenas kan de konvertera N_2 direkt till ammonium (NH_4^+) i en energikrävande process. Då solenergi används vid fotosyntes är det endast N_2 , koldioxid (CO_2), fosfor, vatten och mineralämnen som krävs för att cellen ska tillväxa i ljus. För dessa cyanobakterier är det oftast fosfor som blir begränsande. Cyanobakterier har även en förmåga att lagra essentiella näringsämnen och metaboliter i sin cytoplasma. Reservprodukter lagras då det finns överflödigt tillgång på vissa ämnen och används sedan när det uppstår brist (Chorus & Bartram, 1999).

Då andra eukaryota växtplankton inte kan utföra kvävefixering har kvävefixerande cyanobakterierna en konkurrensfördel under perioder då det är låga halter oorganiskt kväve i vattnet (Annadotter, 2006). Cyanobakterieblomningar kan även uppstå då det är brist på fosfor i vattnet då de tidigare under året kan ha lagrat ett förråd av fosfor (Chorus & Bartram, 1999)

Kvoten totalkväve/totalfosfor kan ge en indikation på om förhållandena är gynsamma för cyanobakterier och om en algblomning är trolig. Enligt en femgradig skala kan en bedömning av kvävetillgång göras samt att då dra kopplingen till huruvida det är troligt att det kan uppstå en algblomning (Persson, 1997). Klassificeringen visas i tabell 3.

Tabell 3: Klassindelning för sjöar baserat på totalkväve/totalfosforkvot

Klass	Benämning	Färg	Totalkväve / totalfosforkvot
1	Kväveöverskott	Mörkblå	>30
2	Kväve -- fosforbalans	Grön	15-30
3	Måttligt kväveunderskott	Gul	10-15
4	Stort kväveunderskott	Orange	5-10
5	Extremt kväveunderskott	Röd	<5

Klassindelningen har baserats på algtest med olika näringstillsetser för att visa vad som begränsar näringstillväxten. Enligt tester har det visats att algblomningar är vanligare att uppkomma i sjöar med en kväve-fosforkvot under 30. Vid en kväve-fosforkvot på 30 är det risk för massförekomster av cyanobakterier och vid en kväve-fosforkvot på 15 blir det sannolikt att det förekommer kvävefixerande cyanobakterier (Persson, 1997).

2.3.1 Temperatur

När temperaturen i vattnet ökar, ökar även cyanobakteriernas tillväxthastighet (O'Neil, 2012). När temperaturen närmar sig 20 °C stabiliseras eller minskar tillväxthastigheten för många fytoplankton, medan för många cyanobakterier ökar tillväxthastigheten vid den temperaturen vilket ger cyanobakterierna en fördel. Förutom att en temperaturökning påverkar tillväxthastigheten hos cyanobakterier påverkar temperaturen även de fysikaliska förhållanden som råder i sjön som i sin tur har en inverkan på cyanobakterierna. När temperaturen ökar kommer viskositeten hos vattnet att minska. När viskositeten minskar i ytvattnet kommer de tyngre fytoplankton som inte har någon flytförmåga att sjunka i vattenprofilen. Det ger en fördel för de cyanobakterier som har förmågan att förflytta sig vertikalt i vattenprofilen med hjälp av dess gasfyllda vakuol (ibid). När temperaturen ökar i vattnet uppstår även ett temperatursprångskikt, en termoklin. Termoklinen som uppstår på sommaren avgränsar det varmare, lättare ytvattnet från det kallare, tyngre vattnet längre ner i profilen. Djupet på termoklinen kan ha stor variation mellan olika sjöar, mellan några meters djup ner till ca 50 meter (Nationalencyklopedin, u.å.d).

2.3.2 Färgtal och turbiditet

Färgtal är ett mått på vattnets ljusgenomsläpplighet och beror främst på humushalt samt vissa järn- och manganföreningar (SLU, 2018). Färgtal uttrycks i mg Pt/l (milligram platina per liter) där gränsen för hög humushalt går vid 50 mg Pt/l (Naturvårdsverket, 2007).

Turbiditet är ett mått på partikelhalten i vattnet, vilket är ett mått på grumligheten i vattnet, och mäts i enheten FNU (formazine nephelometric unit) (SLU, 2017).

2.3.3 Cyanotoxin

Cyanobakterier kan producera toxin som i de flesta fall är sekundära metaboliter (Svenskt vatten, 2009). Alla cyanobakterier kan inte producera toxin, i Sverige räknar man med att var tredje till hälften av alla blomningar är toxiska (Naturvårdsverket, 2003). Toxinet produceras inte under hela livscykeln, det kan starta plötsligt och på några timmar kan en blomning vara toxisk (Svensson m.fl, 2009). Toxinet kan finnas lagrat i cellerna, intracellulärt, eller löst i vattnet, extracellulärt. (WHO, 2004). Toxinet frigörs från cellerna och blir extracellulärt

antingen som en sekundär metabolit eller när det sker lysning av cellen, dvs när cellen dör (Antoniou, de la Cruz & Dionysiou, 2005).

Det finns tre olika grupper av toxiner som är indelade efter fysiologisk verkan (Svenskt vatten, 2009):

- Neurotoxiner (ex anatoxin-a, saxitoxin)
- Levertoxiner (mikrocystiner, nodulariner)
- Toxiner som ger upphov till irritation och inflammation (lipopolysackaridtoxiner)

Toxinerna är farliga för både människor och djur vid exponering. Levertoxinerna påverkar bl.a. levern och neurotoxinerna påverkar nervsystemet som kan ge effekten att musklerna försvagas eller paralyseras och kan även ge konvulsioner, dvs krampanfall (Merel m.fl, 2013). I Sverige har det rapporterats in dödsfall av djur då de har druckit av vatten som har innehållit cyanobakterier. I Sverige har det inte uppkommit några svåra förgiftningar eller dödsfall av människor till följd av exponering av cyanotoxiner, men det har rapporterats in vissa fall i andra delar av världen (Svensson m.fl, 2009).

Mikrocystiner är de toxiner som är vanligast i Sveriges sötvatten. Det finns ca 70 strukturvarianter som är kända, och den variant som är mest studerad är mikrocystin-LR. Mikrocystin är bundet till cellerna och stora mängder toxin kan frigöras till vattnet endast då cellen går sönder. Andra toxiner kan finnas till stor del löst i vattnet. År 2006 klassade IARC (International Agency for Research on Cancer) mikrocystin-LR som möjligt cancerogenisk (WHO, 2004).

2.3.4 Gränsvärde för dricksvatten

Mikrocystin-LR är det toxin som är vanligast och den mest toxiska av alla microcystin (WHO, 2004). Det är det enda toxin där det finns nog med toxikologisk data för att kunna ta fram ett provisorisk gränsvärde. Det provisoriska gränsvärdet för total halt microcystin-LR är 1 µg/l. Tolerabelt dagligt intag (TDI) är 0,04 µg/kg kroppsvikt, baserat på leverpatologi i en 13 veckors studie av möss och en säkerhetsfaktor på 1000 applicerat. Man har tagit i beaktande begränsningarna i databasen, speciellt brist i data av kronisk toxicitet och cancerogenitet (ibid). 1 µg/l är även det rekommenderade gränsvärdet uppsatt från livsmedelverket och svenskt vatten (Svenskt vatten, 2016).

2.4 RENINGSTEKNIKER

Standard idag för vattenverk i Sverige är att ha en rening med olika reningssteg, med mekanisk-, kemisk- och biologisk rening. Vattnet går genom följande reningssteg: grovgaller, flockningskammare, sedimenteringsbassäng, snabbfilter, långsamfilter (ibland) och slutligen desinfektion. Alla dessa reningssteg, förutom långsamfilter, finns i vattenverket Tallvägen i Härnösand (Svenskt vatten, 2016). För att kunna rena cyanotoxin krävs det oftast ytterligare reningssteg då de konventionella reningarna ofta inte är nog effektiva för att ta bort eller bryta ner toxinerna. De reningstekniker som kommer att tas upp i denna rapport är metoder som idag är vanliga att använda vid rening av cyanotoxiner och som finns installerade på några olika vattenverk i Sverige.

2.4.1 Koagulering/flockulering

Koagulering och flockning är vanliga steg i en vattenreningsprocess, som ofta sker innan en sedimentation. Avsikten med koagulering är att destabilisera partiklar i vattnet för att de ska bilda aggregat som sedan kan renas från vattnet. Partiklar i vattnet som är små, kolloider, kan inte sedimentera eller flyta upp till ytan och måste då bilda aggregat för att de processerna ska ske. Vid koagulering tillsätts ett hjälpkoagulat för att de lösta partiklarna i vattnet ska fällas ut och bilda flockar. När flockarna har bildats kan de sedimentera eller flyta upp till ytan och på så sätt avlägsnas från vattnet (Crittenden m.fl. 2012).

Enligt Chow m.fl. (1999) och Drikas m.fl. (2001) kan mikrocystin renas från vattnet genom flockulering och sedimentering när det är bundet intracellulärt i cyanobakterien. Enligt de båda försök som utfördes av Chow m.fl. och Drikas m.fl. skedde det inte någon lysering av cellerna, vilket gjorde att större delen av toxinet minskade genom borttagande av cyanobakteriecellerna.

Lysering av cyanobakteriecellerna kan ske även i råvattentäkten vilket skulle innebära att cyanotoxinet är extracellulärt redan när vattnet kommer in till vattenverket. Vid ett sådant tillfälle är inte flockulering och sedimentering någon effektiv metod att rena det extracellulära cyanotoxinet. För att vara säker på att allt cyanotoxin, både intra- och extracellulärt toxin, renas så bör ytterligare någon reningsteknik tillämpas.

2.4.2 Granulära filter

Granulära filter består av ett poröst medium, ofta sand, som vattnet filtreras genom. Det finns två typer av granulära filter, snabbfilter och långsamfilter, där skillnaden är hastigheten med vilket vattnet transporteras genom filtret. Snabbfilter är en nyare metod än långsamfilter och filtreringshastigheten är mellan 50-100 gånger större för snabbfilter än för långsamfilter. De flesta vattenverk idag använder någon sorts filtrering, där snabbfiltrering är en vanlig metod (Crittenden m.fl. 2012).

Snabbfiltret består av naturliga material som bryts och krossas specifikt för att användas som filtermaterial. Det kan vara olika material som används, där de vanligaste är sand, antracit, granat och ilmenit. Beroende på egenskaperna hos materialet används de i olika system och även i olika lager i samma filter. (Crittenden m.fl. 2012)

Filtreringen består av två processer, den första är filtrering, där partiklar ackumuleras. Filtringen av partiklar sker genom flera olika mekanismer. Om partiklarna är större än hålrummen i filtret kommer de att tas bort genom filtrering. Är partiklarna mindre kan de tas bort genom att de fastnar på kornen på filtret, exempelvis genom van der Waal krafter. Den andra processen är backspolning, där det ackumulerade materialet tas bort från systemet. När partiklar fastnar på filtret kommer effekten att minska ju mer partiklar som ackumuleras på filtret. För att få ett effektivt filter måste det backspolas för att partiklarna ska släppa. Backspolning sker genom en uppåtström av vatten och rensbolning. Rensbolningen gör att det sker en kraftig omskakning av materialet vilket får partiklarna att släppa från filterkornen. När partiklarna har släppt från materialet kan vattnet spolas bort (Crittenden m.fl. 2012).

Det har visats att sandfilter kan rena vattnet från mikrocystin då det har bildats en biofilm och borttagandet av mikrocystin sker då genom bionedbrytning (Ho et.al (2006); Wang m.fl. (2007)). I studien av Wang m.fl. (2007) visade resultatet att sandfiltret med den aktiva

biofilmen som hade bildats på sandfiltret kunde bryta ned mikrocystin men det kunde inte rena DOC från vattnet. För att ett snabbfilter bestående av sand ska kunna användas för rening av cyanotoxiner krävs det då att det bildas en biofilm på ytan, vilket gör att backspolning av filtret ej är möjligt. Då det inte sker någon backspolning, vilket görs för att öka effektiviteten av filtreringen, och då biofilmen ej kan rena DOC gör att snabbfilter inte är lämplig att endast använda för rening av cyanotoxiner.

2.4.3 Kolfilter

Kolfilter som används i vattenreningsverk består av aktivt kol (Chowdhury m.fl. 2011). Aktivt kol kan framställas från flera olika typer av material, men de vanligaste är stenkol, brunkol, kokosnötskal och trä. Det aktiva kolet fås genom två processteg. Det första är förkolning, där temperaturen av råmaterialet höjs till ca 500 – 800 °C, utan tillgång till syre. Lättflyktiga organiska ämnen lämnar materialet och kolatomerna i materialet omstruktureras och bildar en mer kristallin struktur. Det andra steget är aktivering av materialet. Det görs genom att temperaturen i materialet höjs till ca 850 - 1000 °C vid närvaro av ett oxidationsmedel, vanligtvis ånga eller koldioxid (ibid). Aktiveringen oxiderar alla partiklar på ytan på kolet vilket ger en bra adsorberande förmåga (AWWA, 2009). Aktiveringen resulterar även i en ökning av porstorleken och bildar en kontinuerlig porstruktur, vilket gör att mikroporvolymen (porbredd < 2nm) och den interna ytarean ökar. Meso- och makroporvolymen (porbredd > 2nm) är kritisk när det gäller den interna transporten av föreningen till ytan på mikroporerna där den främsta adsorptionen sker (Chowdhury m.fl. 2011). Aktivt kol har en stor ytarea där adsorptionen kan ske. 0,45 kg av aktivt kol har en total ytarea på 60 ha vilket t.ex. kan adsorbera 0,25 kg av koltetraklorid (AWWA, 2009)

För att få bort föroreningar från vattnet är adsorption på det aktiva kolet den främsta processen. Adsorptionen sker i tre steg. Det första är extern mass-transport av föreningen från den lösta fasen genom det hydrodynamiska lagret som finns runt den aktiva kolpartikeln. När föreningen har nått det externa lagret sker en intern mass-transport av föreningen till en adsorptionsplats på partikeln där adsorptionen sker. Det som driver transporten av föreningen för den lösta fasen till adsorptionsplatsen är koncentrationsgradienten mellan de båda faserna: skillnaden mellan koncentrationen av den lösta fasen, C_1 , och den interna koncentrationen vid jämvikt, C_e (Chowdhury m.fl. 2011).

Det finns två olika typer av aktivt kol som används i vattenverk, vilka är pulveriserat aktivt kol (PAC, Powdered Activated Carbon) och granulerat aktivt kol (GAC, Granular Activated Carbon). Skillnaden mellan dessa två är främst storlek på partiklarna som kolet utgör. För PAC är diametern i medel 0,01-0,03 mm och för GAC är diametern i medel 0,6-3,0 mm (Chowdhury m.fl. 2011).

2.4.3.1 Pulveriserat aktivt kol

Användningen av PAC i vattenverk sker genom att man tillsätter det i vattnet i pulverform eller som en slurry (AWWA, 2009). Vilken form som används beror till stor del på hur ofta PAC behöver tillsättas. PAC i pulverform används oftast vid periodvis användning och PAC i slurryform vid mer frekvent behov. PAC kan tillsättas när som helst i reningsprocessen före filtreringen (ibid). När PAC tillsätts i vattnet kommer föroreningarna adsorberas till kolet när det är suspenderat i vattnet. När föroreningarna har adsorberats till PAC kan suspensionen plockas bort och kolet avskiljs, vilket också gör att kolet inte längre är effektivt och det kan därmed inte återanvändas. Användningen av PAC sker ofta med säsongsvariation då det

tillsätts när det uppstår perioder av föroreningar i vattnet eller när det är sker plötsliga föroreningar (Chowdhury m.fl. 2011).

Försök att rena cylindrospermopsin (CYN) och mikrocystin genom att använda PAC utfördes av Ho m.fl. (2011) för att se hur väl reningen av de båda toxinerna fungerade. Försöket utfördes med två olika PAC för att rena CYN och fyra olika varianter av mikrocystin från tre olika dricksvattentäkter. Dricksvattentäkterna hade en DOC halt mellan 3,9-5,0 mg L⁻¹. Det som skilde de båda PAC åt var storleken på partiklarna, ytarean av kolet samt bulkdensiteten. Resultatet visade på att PAC effektivt renade både CYN och de olika varianterna av mikrocystin. Den ena av de båda PAC var bättre på att rena cyanotoxinerna vilket kunde konstateras bero på skillnaden i partikelstorlek. Den PAC som var mer effektiv var den med en partikelstorlek på 10 µm till skillnad från den sämre med en partikelstorlek på 20-25 µm. Resultatet från undersökningen visade också på att det inte skiljde något i adsorption av toxinerna vid kontakttider på 30, 45 och 60 minuter.

Hur väl PAC kan adsorbera mikrocystin beror enligt Donati m.fl. (1994) på volymen av mesoporerna och inte lika mycket på volymen av mikroporerna. Detta stämmer överens med det som Chowdhury m.fl. (2011) har antagit, dvs att det är meso- och makroporvolymen som är den kritiska då det är de som styr transporten till mikroporerna där adsorptionen sker. Donati m.fl. (1994) visar då på att materialet som utgör det aktiva kolet har stor betydelse över hur effektiv adsorptionen är. Det träbaserade kolet hade stor volym mesopor och var därmed mest effektivt medan det kokosnötsbaserade kolet hade liten volym mesopor och var minst effektivt.

Enligt Cook & Newcombe (2008) beror effektiviteten av adsorptionen av cyanotoxin på PAC på hur stor halt DOC det är i vattnet. En högre halt DOC i vattnet ger en lägre adsorption av cyanotoxin. De cyanotoxin som undersöktes i den studien var två varianter av mikrocystin, men effekten av en hög halt DOC bör vara liknande även för andra cyanotoxin. Även Lambert, Holmes & Hruday (1996) kunde konstatera att halten organiskt material påverkade effektiviteten på det aktiva kolet, både gällande PAC och GAC, vilket berodde på att det organiska materialet konkurrerar om adsorptionsplatserna.

2.4.3.2 Granulerat aktivt kol

GAC fungerar som ett vanligt snabbfilter där GAC antingen ersätter sanden eller finns som ett lager över annat material, exempelvis sand. GAC används då både till adsorption av föroreningar och som ett filtermedium (AWWA, 2009). GAC används främst då det regelbundet finns föroreningar i vattnet som man vill ta bort då vattnet kommer att flöda genom GAC-bädden konstant i reningsprocessen. Det är inte en steady-state process och koncentrationen av föroreningarna på materialet ökar med tiden (Chowdhury m.fl., 2011). När GAC har adsorberat en viss mängd föroreningar så måste filtret backspolas enligt samma teknik som för vanliga sandfilter. Efter en viss tid har adsorptionsplatserna på det aktiva kolet minskat och kolet behöver bytas ut eller reaktiveras (Özgür & Ferhan, 2007). Reaktiveringen sker likt den process kolet genomgår vid aktivering. Livstiden beror på koncentrationen av organiskt material som passerar filtret, samt på vilka substanser som finns i vattnet och som ska adsorberas. Används GAC endast till att ta bort smak- och luktämnen är livstiden längre än om det används för att ta bort organiska ämnen. (AWWA, 2009) Det är på främst två olika platser i vattenbehandlingsprocessen som GAC filtret installeras. Antingen efter den konventionella filtreringen och GAC används då för adsorption, eller genom att ersätta hela

eller delar av filtermediet med GAC och det används då som både filtrering och adsorption (EPA, 2018).

Biologiskt aktivt kol (BAC, Biological Activated Carbon) är ett GAC-filter med en biofilm som har skapats på dess yta (Simpson 2008). Vattenreningen genom ett BAC-filter sker genom två processer. Den ena processen är adsorption till det aktiva kolet, likt den adsorption som sker vid GAC-filter. Den andra processen är bionedbrytning. Nedbrytningen av det organiska materialet i vattnet sker genom att de metaboliseras av de mikroorganismer som finns i biofilmen (Seredyńska-Sobecka m.fl., 2005).

Flera undersökningar och rapporter visar på att GAC är effektivt för att rena cyanotoxiner (Himberg et.al, 1989; Keijola et.al, 1988; Donati et.al,1994). Men som det har konstaterats av Lambert, Holmes & Hrudey (1996) beror effektiviteten av GAC på hur hög halt organiskt material det finns i vattnet. Som tidigare nämnts kan en biofilm bildas på GAC-filtret om det är en hög halt organiskt material i vattnet och om backspolningen inte är regelbunden.

Wang m.fl. (2007) undersökte hur de båda processerna, adsorption och bionedbrytning som används i GAC- och BAC-filtrering, rena vattnet från mikrocystin. I försöket användes ett sterilt GAC filter och ett konventionellt GAC filter. Det sterila GAC filtret hade endast adsorption som teknik för att ta bort mikrocystin. Det konventionella GAC-filtret bildade en biofilm på ytan och användes som BAC-filter, då det är både adsorption och nedbrytning som används som tekniker för att ta bort mikrocystin. Det sterila GAC-filtret tog bort all mikrocystin till en början och sedan sjönk det till 70% respektive 40% borttagande efter 6 månader för två olika sorters mikrocystin. Anledningen till att adsorptionen av mikrocystin sjönk var på grund av att det organiska materialet i vattnet konkurrerade om adsorptionsplatserna. För BAC-filtret sjönk adsorptionen av mikrocystin efter en vecka för att sedan öka till att adsorbera all mikrocystin efter 38 dagar. Anledningen till ökningen tros bero på att bionedbrytningen började verka efter 38 dagar, då det inte längre kunde detekteras något mikrocystin i det rena vattnet. Då bionedbrytningen började sjönk effektiviteten av adsorptionen av mikrocystin då biofilmen hindrade transporten av mikrocystin in till adsorptionsplatserna som finns internt på BAC-filtret. Varken det sterila GAC-filtret eller BAC-filtret kunde rena DOC från vattnet.

Det finns idag inte så mycket forskning kring att det är just bionedbrytningen som är huvudprocessen vid borttagande av cyanotoxin. Det är därför svårt att dra en slutsats om man bör låta en biofilm bildas på GAC-filtret vid rening av cyanotoxiner eller om man endast bör använda GAC-filtret. Det kan även vara så att det spelar roll vilken typ av bakterier som bildas på GAC-filtret, då det krävs att just de bakterierna kan bryta det specifika cyanotoxinet.

2.4.4 Membranfilter

Membranfilter i vattenverk använder skillnader i permeabilitet som separationsteknik. Vattnet pumpas genom membranfiltret som är semipermeabelt, där det permeabla materialet, permeatet, passerar genom filtret medan det material som ej kan passera filtret, retentatet fastnar på matarsidan (Crittenden m.fl. 2012).

Det finns idag fyra typer av membranfilter som används vid vattenrening: mikrofilter (MF), ultrafilter (UF), nanofilter (NF) och omvänd osmos (RO, från reverse osmosis). De fyra typerna av filter kan delas in i två grupper. Den första är membranfilter, där MF och UF

ingår, och den andra är omvänd osmos, där NF och RO ingår. Det som skiljer de båda grupperna åt är vilka substanser som retenteras, vilket tryck som används i processen samt vilken storlek på porerna filtret har (Crittenden m.fl. 2012).

Vid membranfiltrering sker processen i två steg. Den första är filtrering av vattnet genom membranet, där partiklar ackumuleras på membranet, och den andra är backspolning där de ackumulerade partiklarna spolats bort från membranet. Backspolningen sker med luft och/eller vatten liksom backspolning som utförs vid granulära filter. Trots en upprepad backspolning kommer membranet att förlora sin effekt med tiden och det kommer att behöva bytas ut efter ca 5-10 år (Crittenden m.fl. 2012).

Separationen av oönskade partiklar i vattnet sker genom fysisk borttagning där endast storleken på partiklarna spelar roll. Filtringen sker då genom att partiklar som är mindre än porstorleken i membranet kommer att filtreras bort. Då porstorleken är relativt uniform i membranet kommer separationen av den specifika partikelstorleken att vara väldigt hög (Delphos, 2016).

Det finns två olika metoder för hur vattnet pumpas i förhållande till membranet, cross-flow filtrering och dead-end filtrering. Vid cross-flow filtrering pumpas vattnet parallellt med membranet och vid dead-end filtrering pumpas vattnet vinkelrät mot membranets yta. Vid cross-flow filtrering minskar ackumuleringen av material på membranet (även kallat kackbildning) vilket minskar behovet av backspolning och rengöring av filtret (Crittenden m.fl. 2012).

Membranfilter kan inte filtrera bort löst material utan någon lämplig förbehandling. Förbehandlingens funktion ska göra så att det lösta materialet transformeras till partikulär form, vilket kan göras genom försteg med exempelvis koagulering och flockulering, snabbfiltrering, sedimentering och ozonering (Delphos, 2016).

Inom omvänd osmos räknas RO och NF filter. Dessa filter är främst avsedda för att filtrera bort löst material från vattnet. Omvänd osmos använder liksom membranfiltrering skillnader i permeabilitet som separationsteknik och där används cross-flow teknik vilket gör att regelbunden backspolning inte krävs för dessa filter. Förbehandling av råvattnet behövs för dessa filter då det annars är risk att filtren täpper igen då det inte genomförs någon regelbunden backspolning. Förbehandling som ofta krävs är filtrering genom granulärt filtermaterial eller membranfiltrering (Crittenden m.fl., 2012).

Eftersom de grövre membranfiltrena, MF och UF, inte kan rena löst material i vattnet, kan de endast rena cyanotoxin då det finns bundet i cyanobakterierna. Membranfilter som tillhör gruppen omvänd osmos, RO och NF, kan däremot rena löst material. Det betyder att dessa filter skulle kunna rena cyanotoxin från vattnet även då det finns extracellulärt i vattnet.

En undersökning av hur väl cyanotoxin kan renas med UF och NF utfördes av Gijsbertsen-Abrahamse m.fl. (2005). I studien undersöktes hur väl UF kan rena cyanotoxin som finns bundet i cyanobakteriecellen och hur väl NF kan rena cyanotoxin som är löst i vattnet. Den cyanobakterie som användes var *Planktothrix agardhii* som hade mikrocystin bundet till cellerna. Resultatet visade att UF filter renade 98% av det mikrocystin som fanns bundet till cellerna i det inkommande vattnet. NF filtret renade 96% av det mikrocystin och anatoxin-a som fanns löst i det inkommande vattnet. Dessa resultat visar på att membranfilter kan vara en väl fungerande reningsmetod när det kommer till att rena cyanobakterier och cyanotoxin,

av just detta slag. Då det finns många olika sorters cyanobakterier och cyanotoxiner kan ingen slutsats dras hur väl de kan rena andra sorter.

En annan undersökning som gjordes för att se hur väl UF och NF kan rena cyanotoxin från dricksvatten utfördes av Takman (2015) i form av ett examensarbete vid Sveriges lantbruksuniversitet och Uppsala universitet. Undersökningen gjordes med fyra olika typer av mikrocystin med två olika NF och en UF. Även reningen av cyanotoxinet anatoxin-a med NF studerades. Resultatet från undersökningen visade på en hög rening av mikrocystin med NF, då alla värden efter rening låg under kvantifieringsgränsen. För rening med UF kunde låg eller ingen rening synas. Detta styrker de resultat som visades i försöket av Gijbertsen-Abrahamse m.fl. (2005), dvs att NF är en väl fungerande metod för att rena löst cyanotoxin, medan UF ej fungerar för att rena löst toxin. För rening av cyanotoxinerna anatoxin-a och saxitoxin visade resultatet på en rening mellan 20-40 %. Slutsatsen från den undersökningen visar på att NF inte är effektivt för att rena anatoxin-a och saxitoxin.

Ytterligare en undersökning som stärker att NF är en fungerande reningsteknik gällande löst cyanotoxin utfördes av Dixon m.fl. (2011). Undersökningen utfördes med fyra olika NF och med flera olika sorters toxin. Resultatet visade på en rening över 90% för **både** cylindrospermopsin och microcystin. Det undersöktes även hur olika halter organiskt material skulle påverka reningen med NF. Resultatet visade inte på någon skillnad i effektivitet för reningen vid olika halter organiskt material.

Det som dessa olika rapporter har visat på är att UF inte är effektivt för att rena löst cyanotoxin, men är effektiv för att rena cyanotoxin som är bundet till cyanobakteriecellerna. Om UF skulle vara ett alternativ för installation och om man vill vara säker på att även det lösta cyanotoxinet renas så krävs det att UF kombineras med någon annan reningsmetod som kan rena löst cyanotoxin. NF däremot, är effektiv att rena även det lösta toxinet, vilket skulle göra att detta filter kan installeras utan någon mer teknik för att rena just cyanotoxin.

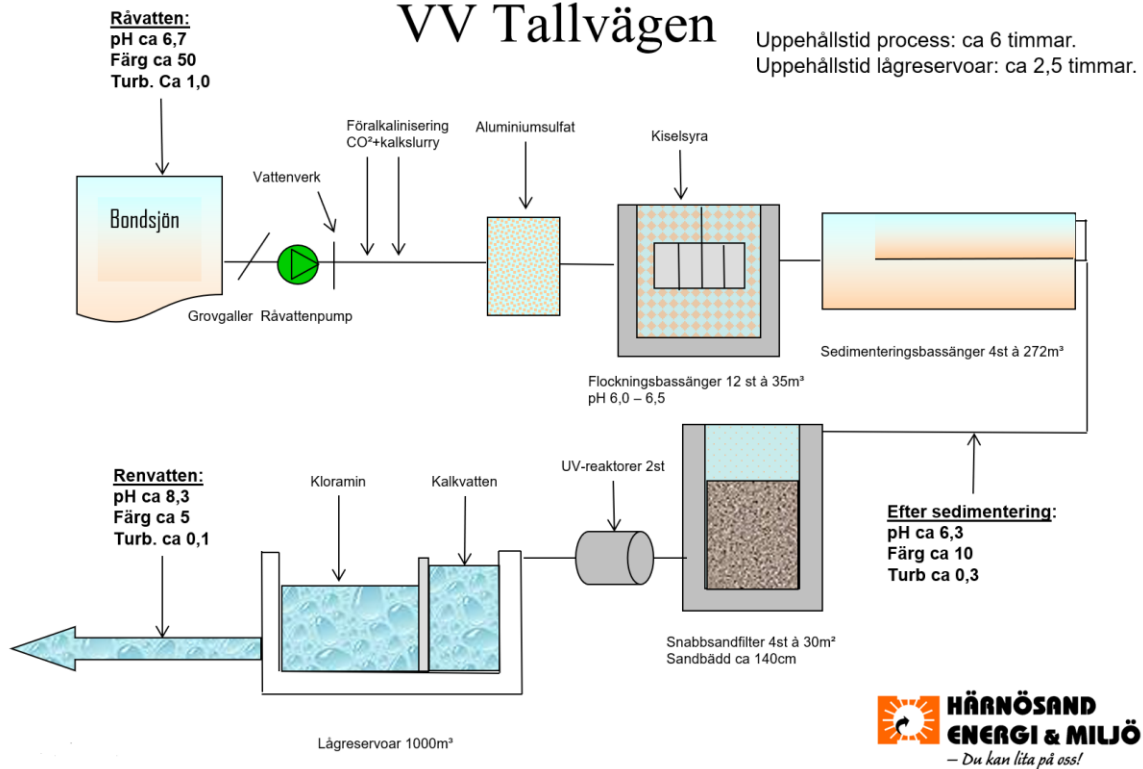
Vid användning av NF filter rekommenderas cross-flow filtrering då det inte krävs någon rege bunden backspolning, vilket krävs med ett UF-filter. Problemet som uppstår med membranfilter är fouling, dvs att filtret täpps igen och effektiviteten minskar (Crittenden et.al, 2012). För att försöka förlänga livstiden på membranfiltret genom att minska på uppkomsten till fouling krävs en förbehandling i form av exempelvis flockulering och sedimentering eller snabbfilter.

2.5 VATTENVERKET TALLVÄGEN

Det största av vattenverken i Härnösands kommun är vattenverket Tallvägen som är ett ytvattenverk. Ytvattnet tas från sjön Bondsjön som ligger några hundra meter från vattenverket. Vid råvattenintaget finns en luftare på 16 meters djup och råvattnet pumpas från ett djup på 13 meters. Råvattnet pumpas med tre pumpar med intermittent drift genom en råvattenanläggning försedd med ett grovgaller (2mm) beläget bredvid sjön. Uppehållstiden för processen i vattenverket är ca 6 timmar, med en uppehållstid i lågreservoarer i ca 2,5 timmar (Wanhatalo, 2018). Processens olika steg från råvatten till renvatten visas i figur 4.

Processchema

VV Tallvägen



Figur 4: Processchema över vattenverket vid Tallvägen i Härnösand från råvatten till renvatten ©Härnösand Energi och Miljö AB

Det första steget är en grovavskiljning. Där hindras större föremål och organismer från att komma in i vattenverket, som grenar och fiskar. När vattnet har passerat grovavskiljningen sker en föralkalinisering med koldioxid, CO₂, och en kalkslurry, detta för att skapa ett pH-stabilt och lättreglerat vatten med optimalt pH för fällningskemikalien. När CO₂ reagerar med vatten bildas kolsyra. Kalket reagerar då med kolsyran vilket sänker pH-värdet. Kalkslurryn består av kalciumoxid, CaO, som när det reagerar med vatten bildar kalciumhydroxid, Ca(OH)₂. pH har nu justerats för att passa den fällningskemikalie som tillsätts i nästa steg, då pH har sjunkit från ca 6,7 till ca 6,3. Efter föralkaliniseringen sker då en kemisk fällning. Detta görs genom att aluminiumsulfat, Al₂(SO₄)₃, tillsätts som flockningsmedel. Aluminiumjonerna neutraliserar de negativa ytladdningar som finns på suspenderade partiklar i vattnet. Kiselsyra, H₂SiO₃, tillsätts i fällningsprocessen som hjälpkoagulat. Partiklarna bildar då flockar som ökar i storlek och som sedan förs till en sedimenteringsbassäng där flockarna sjunker till botten. Efter att vattnet har passerat sedimenteringsbassängen har färgtalet sjunkit från ca 50 till ca 10 och turbiditeten har sjunkit från ca 10 till ca 0,3. När de stora flockarna har sedimenterats bort filtreras vattnet genom ett snabbfilter. Snabbfiltret består av en sandbädd med en höjd på ca 140 cm. När partiklarna har avlägsnats desinficeras vattnet i två UV-reaktorer med en dos på 40 J/m². Vattnet går sedan genom en lågreservoar där vattnet pH-justeras med hjälp av kalk som är utspädd till rätt koncentration. Vattnet skyddskloreras sen vilket görs med kloramin, NH₂Cl, för att förhindra att mikroorganismer ska tillväxa i ledningsnätet. När renvattnet pumpas ut i ledningsnätet har det fått ett pH på ca 8,3, ett färgtal på ca 5 och en turbiditet på ca 0,1.

3 MATERIAL OCH METODER

Information om algblooming och cyanobakterier samt vilka förhållanden som gynnar dem var av stort fokus i rapporten. För att sedan hitta lösningar och tekniker för att ta bort cyanobakterierna och dess toxin från det inkommande råvattnet har olika tekniska lösningar studerats. Fokus har varit på tekniker som kan implementeras i vattenverk och dessa har tagits fram från olika rapporter och forskningsprojekt, och genom samtal med kunnig personal på bla Norrvatten. De tekniker som kommer nämnas i denna rapport baseras på att de är de främsta tekniker som används idag för borttagande av cyanobakterier och dess toxin. Teknikerna beskrivs och jämförs sedan med varandra. De jämförs sedan med de förhållanden som råder i det råvattnet som tas in till vattenverket Tallvägen för att se vilka tekniker som är bäst lämpade för just det vattenverket. Från HEMABs webbsida nämndes att en möjlighet skulle vara att endast använda Långsjön som vattentäkt. Därför har en jämförelse av de båda sjöarna gjorts för att se om det skulle vara en fördel att endast använda Långsjön för intag av råvatten.

För att se vilka förhållanden som råder i råvattnet samt för att se om det kunde påträffas cyanobakterier har provtagningar i sjöarna Bondsjön och Långsjön utförts. Det har tidigare utförts provtagningar av vattnet i Bondsjön för växtplanktonanalys vid tre tillfällen. Dessa resultat har sammanställts och redovisats i denna rapport som en grund för de förhållanden som varit i sjön gällande växtplankton, med fokus på cyanobakterier.

3.1 HISTORISK DATA

Data för färgtal, pH och turbiditet har samlats in från 1989-2017 från råvattnet vid vattenverket Tallvägen. Datan är ett årsmedelvärde som har plottats mot tid. En linjär trendlinje har tagits fram och R^2 -värdet visas i diagrammet. I bilaga 2, figur 7 och 8, visas grafen för årsmedelvärdet för pH i råvattnet samt årsmedelvärdet för turbiditet i råvattnet mellan 1989-2017.

3.2 VÄXTPLANKTONANALYS 2015-2016

Under åren 2015-2016 utfördes tre provtagningar av vattnet i Bondsjön efter att algblooming hade noterats. Proven skickades sedan på cyanobakterieanalys till Medins Havs- och Vattenkonsulter AB. Resultatet av analyserna ses i avsnitt 4.2.

3.2.1 Provtagning 2015-10-30

Vattenprovet togs 2015-10-30 och skickades på analys som utfördes 2015-11-04. Två prov togs. Prov 1 togs från ytvattnet och prov 2 togs från råvattenintaget. Provet analyserades med avseende på främst cyanobakterier.

3.2.2 Provtagning 2016-07-26

Vattenprovet togs 2016-07-26 och analyserades 2016-08-11. Tre prover togs, ett från det inkommande vattnet, ett efter filter och före UV behandling samt ett från utgående vatten.

3.2.3 Provtagning 2016-10-18

Vattenprovet togs den 2016-10-18 och analyserades 2016-10-25. Två prover togs, ett från råvattnet och ett från renvattnet.

3.3 PROVTAGNING 2018-07-24

Provtagning utfördes 2018-07-24 i Bondsjön och Långsjön. Tio plastflaskor fylldes för att senare skickas på analys av bl.a. fosfor-, kväve- och humushalt i vattnet. Vattenprovet togs med en ruttnerhämtare och två flaskor fylldes för vardera provpunkt. Proverna skickades på analys till SYNLAB Analytics & Services Sweden AB. På samma djup som proverna togs mättes även temperaturen. I Bondsjön togs det prover på tre provpunkter, som kallades Bondsjön intag, Bondsjön sjö och Bondsjön yta och visas i figur 2 som punkt 1, 4 och punkt 3.

Provet vid Bondsjön intag togs på ett djup av 13 m, med anledning av att det är samma djup som intaget till vattenverket sitter. Provet sjön togs på ett djup av 2 m. Provet yta togs även det på ett djup av 2 m.

Vid Långsjön togs det prover i två provpunkter som, kallades Långsjön intag och Långsjön sjö och visas i figur 3 som punkt 1 respektive punkt 2.

Vid Långsjön intag togs provet på ett djup av 2 m, då det var relativt grunt, ca 3,5 m till botten. Vid Långsjön sjö togs proverna på ett djup av 4 m då det var betydligt djupare i den delen av sjön, ca 10 m till botten.

Vid Bondsjön intag mättes även temperaturer på fem djup, från 2 m djup ner till intaget vid 13 m djup.

3.4 PROVTAGNING 2018-08-06

Provtagningen utfördes 2018-08-06 i Bondsjön. Prover för växtplanktonanalys togs vid fyra punkter i sjön. 100 ml från varje punkt fördes över till 1000 ml plastflaskan. 200 ml från det sammanlagda vattenprovet fördes över till två 100 ml glasflaskor. 0,5 ml av lugols lösning fördes över till vardera 100 ml flaska. Proverna skickades sedan på växtplanktonanalys till Pelagia Nature & Environment AB. Biomassa, andel cyanobakterier och trofiskt planktonindex (TPI) undersöktes. Från dessa resultat beräknas sedan en ekologisk kvot med ett värde mellan 1-5.

Temperaturgradienten mättes vid samma punkt, Bondsjön intag, som vid provtagningen den 24/7, från 4 m djup till 16 m djup.

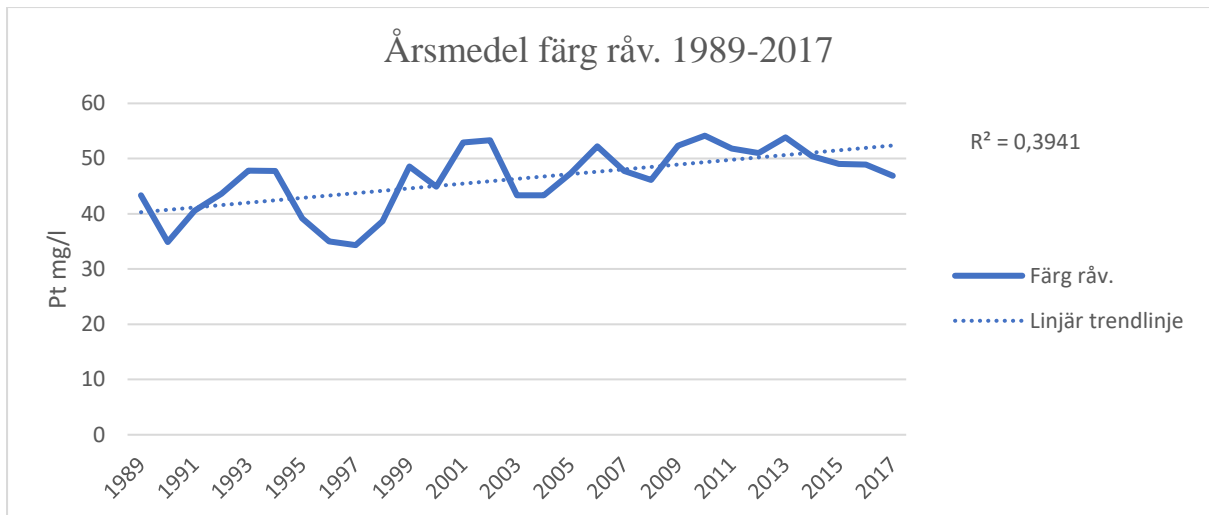
För att mäta siktdjupet användes en secchiskiva, en rund, vitfärgad skiva, i Bondsjön. Secchiskivan sänktes ned i vattnet till det djup den ej kunde ses längre.

4 RESULTAT

I följande avsnitt kommer resultatet från provtagningar och analyserad data att visas.

4.1 HISTORISK DATA

I figur 5 visas årsmedelvärdet för färgtal i råvattnet mellan 1989-2017. Trendlinjen har ett R^2 -värde på 0,3941 och som kan ses i figuren så är det en liten ökning av färgtalet. Mellan 1989-1998 låg färgtalet mellan 34-48 Pt mg/l för att sedan öka och mellan 2007-2017 låg färgtalet mellan 46-54 Pt mg/l.



Figur 5: Årsmedelvärde för färgtal i råvattnet mellan åren 1989-2017

4.2 VÄXTPLANKTONANALYS 2015-2016

4.2.1 Provtagning 2015-10-30

Biomassan i prov 1 var mycket stor och bestod till 95 % av cyanobakterien *Planktotrix cf. isothrix*. Cyanobakterier *Woronichinia naegeliana* kunde också noteras i provet. Även prov 2 dominerades av *Planktotrix cf. isothrix*. Utöver cyanobakterierna kunde flera andra släkten, däribland kiselalgen *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* är en näringsgynnade art.

4.2.2 Provtagning 2016-07-26

Biomassan i provet från inkommande vatten bestod främst av olika arter av kiselalger. I provet fanns även en trådformig oidentifierad cyanobakterie. Den totala biomassan i provet var mycket litet (ca 0,1 mg/l).

Biomassan i provet efter filter och före UV behandling var mycket litet och det fanns endast enstaka celler av algen *Trachelomonas* samt några mindre monader/flagellater.

Biomassan i provet från det utgående vattnet var även den väldigt liten, mindre än 5 % av det inkommande råvattnet (0,1 mg/l). De alger som utgjorde biomassan var främst släktet *Aulacoseira* och *Tabellaria flocculosa* var. *Asterionelloides*. Inga cyanobakterier noterades, men det fanns enstaka grönalger (*Pedastrum/Lacunastrum*) och konjugater (*Staurastrum*)

4.2.3 Provtagning 2016-10-18

Provet från råvattnet var grönfärgat och hade en biomassa på 0,23 mg/l. Kiselalger utgjorde den största delen av biomassan. En cyanobakterie som kan producera toxiner upptäcktes, *Woronichinia*, vilket utgjorde 3 % av biomassan.

Provet från renvattnet var klart och hade en biomassa som var <0,001 mg/l. Endast enstaka celler upptäcktes, däribland *Trachelomonas* samt några mindre monader/flagellater.

4.3 KVÄVE/FOSFORANALYS

I tabell 4 i tabellen visas resultatet från kväve/fosforanalysen för de prover som togs 2018-07-24. I tabellen kan det ses att kvoten totalkväve/totalfosfor ligger för alla provpunkter inom gränsen för kväve-fosforbalans (15-30).

Tabell 4: Resultat från analys av prover som togs den 24/7-18 från fem provpunkter. Alla enheter är i mg/l. Inom parantes visas mätosäkerheten för det specifika resultatet.

	Ammoniumkväve	Nitrit- och nitratkväve	Fosfatfosfor	Löst org. Kol	Kväve tot.	Fosfor tot.	Tot.kväve/Tot.fosfor
Bondsjön intag	0,038 (±0,0057)	0,008 (±0,0015)	0,003 (±0,0010)	7,0 (±0,70)	0,37 (±0,056)	0,016 (±0,0032)	23,1
Bondsjön yta	0,009 (±0,0018)	<0,005 (±0,002)	<0,002 (±0,001)	7,0 (±0,70)	0,22 (±0,033)	0,013 (±0,0026)	16,9
Bondsjön sjö	0,004 (±0,0018)	<0,005 (±0,002)	<0,002 (±0,001)	7,8 (±0,78)	0,38 (±0,057)	0,014 (±0,0028)	27,14
Långsjön intag	0,008 (±0,0018)	<0,005 (±0,002)	0,002 (±0,0010)	8,5 (±0,85)	0,43 (±0,065)	0,015 (±0,0030)	28,66
Långsjön sjö	0,004 (±0,0018)	<0,005 (±0,002)	<0,002 (±0,001)	8,3 (±0,83)	0,32 (±0,048)	0,014 (±0,0028)	22,8

4.4 TEMPERATUR- OCH SIKTDJUPSMÄTNING

Temperaturmätningarna som utfördes vid intaget vid Bondsjön visas i tabell 5.

Temperaturmätningen som utfördes den 2018-07-24 visar på en långsam sänkning av temperaturen ner till 10 meters djup där temperaturen är 18,0°C, sedan sker en kraftigare sänkning till 11,1°C vid 13 meters djup. Vid temperaturmätningen som utfördes den 2018-08-06 ses en långsam sänkning ner till 14 meters djup med en temperatur på 15,6°C, för att sedan sjunka till 11,3°C vid 16 meters djup.

Tabell 5: Data över temperatur i Bondsjön vid olika djup.

Djup (m)	2	4	6	10	13	14	16
Temperatur 2018-07-24 (°C)	22,0	19,0	18,8	18,0	11,1	-	-
Temperatur 2018-08-06 (°C)	-	21,2	19,2	18,3	16,2	15,6	11,3

Siktdjupet uppmättes till ca 4,5 i Bondsjön. Det betyder att vid 4,5 meters djup når 10 % av det ljus som finns vid ytan. I grova drag kan man räkna att dubbla siktdjupet ger det djup där 1% av ytljuset når.

4.5 VÄXTPLANKTONANALYS 2018

Resultatet från växtplanktonanalysen från proverna som togs 2018-08-06 visas i tabell 6 och tabell 7. Resultatet visar på en stor volym biomassa, 2,03 mg/l, vilket ger statusklassificeringen dålig. Det återfanns ett fåtal cyanobakterier i provet men andelen understeg 0% av totalbiomassan av växtplankton (% cyanobakterier) vilket ger statusklassificeringen hög. Det trofiska planktonindexet (TPI) gav ett värde på -1,66 vilket ger statusklassificeringen hög. Trots att totalbiomassan av växtplankton blir den sammanvägda statusklassificeringen hög. Det beror på att totalbiomassan inte behöver räknas med i bedömningen. Den får räknas bort om biomassan ett visst växtplankton är hög vilket den är i denna sjö (*Raphidophyceae*). I Sverige brukar arten *Gonyostomum*, även kallad gubbslem dominera denna grupp av alger. I bilaga 1 finns den sammanställda informationen som ligger till grund för statusklassificeringen.

Tabell 6: Data över biovolym, andel cyanobakterier och TPI för råvattnet i Bondsjön

Station	Biovolym [mg/l]	Andel cyanobakterier [%]	TPI
Bondsjön	2,03	0	-1,66

Tabell 7: Statusklassificering för biovolym, andel cyanobakterier och TPI samt den sammanvägda statusen för Bondsjön

Station	Status			
	Biovolym	Cyanobakterier	TPI	Sammanvägd status
Bondsjön	Dålig	Hög	Hög	Hög

5 DISKUSSION

I följande avsnitt kommer resultat och teorier att diskuteras för att sedan kunna sammanfattas i slutsatser.

5.1 EFFEKTER AV KLIMATFÖRÄNDRINGAR

Klimatförändringarna kan komma att påverka cyanobakteriernas tillväxt i och med en högre temperatur och mer nederbörd (SMHI, 2018). Cyanobakterier gynnas av en hög vattentemperatur och med kraftigare regn kan mer näring komma att frigöras ur marken och nå sjöar och vattendrag vilket också gynnar cyanobakterierna. Då cyanobakterier är mer konkurrenskraftiga i högre temperaturer samt att många cyanobakterier kan fixera kväve så gynnas de av förändringar som kan ske i vattentäkter i framtiden. Även vattenverken kommer att påverkas av de förändringar som kan ske i framtiden på grund av klimatförändringar. Som kan ses i figur 5 så är det en ökning av färgtalet vilket tyder på en förändring i humushalt i Bondsjön. Färgtalet ligger runt 50 mg Pt/l vilket är gränsen för hög halt humus. För pH och turbiditet kan inget sådant resultat dras. Den inverkan en högre humushalten har vid vattenverket Tallvägen är att de filter som finns i vattenverket snabbare täpps igen. Om arten gubbslem finns närvarande kommer även den att bidra till att filtren täpps igen. Det påverkar hur effektivt filtren kan rena det inkommande råvattnet samt hur ofta filtren behöver

backspolas. Den höga humushalten kommer behöva tas i beaktning vid installation av den nya reningstekniken.

5.2 VÄXTPLANKTONANALYS 2015-2016

Vattenprovet från 2015 var det prov som visade på störst biomassa och som till största del utgjordes av den toxiska cyanobakterien *Planktotrix cf. isothrix*. På grund av den stora mängden toxiska cyanobakterier råddes det att försiktighet skulle iakttas, då barn ej skulle bada i vattnet och djur ej skulle dricka vattnet. Då inga prov togs efter rening kan det visas om det följde med cyanobakterier i renvattnet. Det fanns inte någon data på hur stor mängd biomassan var i provet. Det misstänktes att blomningen kan ha uppstått tidigare under hösten vilket kan tyda på att biomassan av cyanobakterier kan ha varit ännu högre tidigare under hösten.

Provet från juli 2016 visade på en betydligt mindre biomassa (0,1 mg/l) än provet från år 2015, vilket berodde på att cyanobakterien *Planktotrix cf. Isothrix* inte blommade vid den här tidpunkten. Det påträffades dock en oidentifierad cyanobakterie i det inkommande råvattnet som inte påträffades efter reningen. Vissa alger kunde noteras i provet efter filtrering och i det utgående vattnet, vilket kan tyda på att även cyanobakterier kan finnas i vattnet efter rening.

Provet från oktober 2016 hade en något större biomassa (0,23 mg/l) än det från juli samma år, även om mängden biomassa fortfarande var liten. Endast en liten mängd biomassa kunde noteras i det utgående renvattnet, endast 0,4 % av biomassan i råvattnet och inga cyanobakterier hittades i provet.

5.3 VÄXTPLANKTONANALYS 2018

Växtplanktonanalysen som utfördes 2018 visade på 0% cyanobakterier och men en hög halt biomassa. Trots den höga biomassan fick Bondsjön statusklassificeringen hög vilket beror på att det inte fanns några cyanobakterier och att TPI var bra. Då det endast togs prov vid ett tillfälle för växtplanktonanalys kan det vara så att cyanobakterier kan komma senare under året. *Planktotrix cf. Isothrix*, som potentiellt kan bilda cyanotoxin (Komárek & Komárová, 2004) som hittades under 2015 fanns i hög halt under slutet av oktober och om den skulle komma åter är det inte otroligt att den kan blomma senare under hösten. Därför rekommenderas ytterligare provtagningar för växtplanktonanalys under hösten 2018.

5.4 KVÄVE/FOSFORANALYS

Som kan ses från halterna för total-kväve och total-fosfor, i tabell 4 i de båda sjöarna så skiljer resultatet inte så mycket. Totalfosforhalten är väldigt lika då de ligger inom ett spann från 0,013-0,016 mg/l i alla provpunkter. Totalkvävehalten är också den ganska lika för alla provpunkter, med ett undantag, vilket är det prov som heter Bondsjön yta. Vid bondsjön yta är totalkvävehalten 0,22 mg/l medan halten i de andra punkterna ligger mellan 0,32-0,43 mg/l. Kvoten totalkväve/totalfosfor ger en lite större spridning. Alla kvoter ligger inom klass 2, som kan ses i tabell 3 vilket är klassen för kväve-fosforbalans. Vid provpunkten Bondsjön yta är kväve/fosforkvoten 16,9 vilket börjar närma sig gränsen för måttligt kväveunderskott vilket även är den gräns vid vilket det är sannolikt att det finns kvävefixerande cyanobakterier. De andra kvoterna ligger i intervallet 22,8-28,66 vilket är väl inom gränserna för att vara kväve-fosforbalans.

Resultat för kväve- och fosforhalt visar inte på några extrema förhållanden och det är då inte heller något som tyder på att det skulle bildas cyanobakterier under den perioden. Det är dock ett värde som tyder på ett kväveunderskott och det rekommenderas då att ytterligare provtagningar utförs under hösten för att se om detta värde förändras något. Blir kväve/fosforkvoten ännu lägre kan det tyda på att cyanobakterier gynnas av det förhållandet.

5.5 TEMPERATUR OCH SIKTDJUP

Temperaturgradienten som uppmättes under två tillfällen visade på en kraftig temperaturskillnad vid ett djup som låg mellan ca 10-13 meter vid den första mätningen och mellan 14-16 meters djup vid den andra mätningen. Denna temperaturskillnad tyder på att termoklinen ligger på det djupet. Under sommaren sjunker termoklinen vilket förklarar att den största temperaturförändringen uppstod vid ett större djup under den andra mätningen, vilket utfördes 13 dagar efter den första. Är det så att termoklinen ligger på ett djup som är nära intagsdjupet (13 m) är det större risk att cyanobakterier och dess toxin kan följa med i råvattnet då de gärna lever vid det varmare skiktet som termoklinen ger. Enligt de båda mätningar som har utförts visar det på att termoklinen låg mellan 10-16 meters djup vid de tillfällena. Det är därför troligt att cyanobakterier skulle kunna leva vid det djupet och då kunna komma med in till vattenverket med råvattnet.

Omröraren som sitter vid intaget av vattnet kan störa den naturliga termoklinen som uppstår. Påverkan från omröraren har inte undersökts i denna studie och det har inte gjorts någon tidigare undersökning på detta så det är inte fastställt hur omröraren påverkar skiktningen i dagsläget.

Mätningen av siktdjupet som utfördes i Bondsjön visade på ett siktdjup på ca 4,5 m. Ett försök gjordes till att mäta siktdjupet vid intaget till vattenverket, men på grund av omröraren som finns vid intaget gjorde det svårt att bestämma något djup då sikten stördes av det vatten och bubblor som strömmade upp mot ytan. Det siktdjup på ca 4,5 m som kunde bestämmas får antas stämma i hela sjön och då även vid intaget till vattenverket. Siktdjupet motsvarar då 10 % av det ljus som finns vid ytan. Cyanobakterierna kan leva ned till det djup där 1% av ytljuset kan nå, vilket ungefär är det dubbla siktdjupet. I Bondsjön skulle därmed cyanobakterierna kunna leva ned till ett djup av ca 9 m.

Både temperatur- och siktdjupsmätningarna tyder på att cyanobakterier kan leva vid ett djup som är nära intaget till vattenverket. Ett försök till att förbättra det råvatten som tas in till vattenverket och därmed undvika risken att få cyanobakterier i råvattnet skulle kunna göras genom att sätta intaget till vattenverket på ett större djup. Men då inga analyser utfördes under senare delen av augusti och september kan det inte dras några slutsatser om termoklinen rör sig ännu närmare botten av sjön och om det då skulle vara lönsamt att flytta på intaget. För att veta om en förflyttning av intaget är en bra lösning krävs att ytterligare mätningar utförs för att se under en längre tid hur temperaturgradienten ser ut under sensommaren och hösten.

5.6 INTAG AV RÅVATTEN

Från HEMAB kom ett förslag på att byta råvattentäkt om det skulle minska risken för cyanobakterier, dvs om den ena råvattentäkten var signifikant bättre än den andra. Som kan ses i tabell 4 så är det inte någon större skillnad mellan de olika sjöarna vad gäller kväve/fosfor halt. Utifrån de resultaten kan ingen slutsats dras om att den ena sjön skulle ha större benägenhet att algblomningar skulle uppstå. Det som skiljer de båda sjöarna åt är

storlek och djup. Bondsjön som är den huvudsakliga råvattentäkten är den mindre av de båda sjöarna och även den grundare av de båda. Intaget till vattenverket ligger ändå vid den djupaste delen av sjön, med intaget på 13 m djup vilket är bra för att vara en grundare sjö. Idag tas vatten från Långsjön till Bondsjön, där intaget i Långsjön ligger vid ett maxdjup på 3,5 m. Då det är grundare vid intaget i Långsjön är det också en högre temperatur på det vattnet som då skulle föras in till vattenverket än det vattnet som idag tas på ett betydligt större djup. Den högre temperaturen ger bättre förhållanden till att cyanobakterier ska tillväxa. Den grundare djupet gör också att det är mer ljus som når ner till intagspunkten vilket också är en fördel för att cyanobakterier ska tillväxa.

Även markanvändningen för avrinningsområden kring sjöarna påverkar kvaliteten på vattnet och bör beaktas när råvattentäkt väljs. Som kunde ses i tabell 2 består den största delen av avrinningsområdet av skogsmark vilket gäller för båda sjöarnas avrinningsområden. Markanvändning i form av jordbruksmark är relativt liten för de båda sjöarna och kommer därför inte ha någon stor påverkan på kvaliteten på råvattnet. Det gör att markanvändningen för avrinningsområdet inte har någon större inverkan vid val av råvattentäkt.

En möjlighet skulle vara att sätta intaget av råvatten på ett större djup. Då skulle det vara möjligt att använda Långsjön som primär råvattentäkt då det är ett större maxdjup i Långsjön. Då det idag inte finns någon djupkarta för Långsjön bör det undersökas hur djupprofilen och syrgasförhållanden ser ut i sjön. Det skulle även gynna att sätta intaget på ett större djup i Bondsjön för att minska risken att få in cyanobakterier med råvattnet till vattenverket. Problemet som uppstår då är att maxdjupet i sjön ligger på 17,5 meter och en sänkning av intaget gör att man kommer relativt nära botten. Det kan medföra andra problem i form av att man får in vatten som har påverkats av omrörning vid botten och då få en sämre kvalitet på vattnet med avseende på bl.a. färgtal.

5.7 FRAMTIDA RENINGSTEKNIKER I VATTENVERKET TALLVÄGEN

Både granulära filter och membranfilter har visats fungera för olika cyanotoxiner men det finns även nackdelar med dessa olika sorters filter.

PAC skulle vara effektivt att använda då det idag inte finns en konstant närvaro av cyanobakterier i Bondsjön och PAC skulle då kunna användas när man ser att det har uppstått algbloomingar. Det som krävs då är en större kontroll av råvattnet så man vet när det finns cyanobakterier i vattnet. Då algbloomingar inte alltid syns, då de ibland finns längre ner i vattenprofilen, krävs det att provtagningar av råvattnet med avseende på cyanobakterier och cyanotoxin utförs regelbundet för att vara säker på när dessa finns i vattnet. Det viktiga vid användning av PAC är att det är rätt dos som tillsätts, då en för liten dos inte ger rätt effekt och en för stor dos blir mer kostsamt.

GAC har visats vara en effektiv metod för att rena cyanotoxin och vid installation av den tekniken krävs inte någon större övervakning av vattnet vilket krävs vid användning av PAC. Vid användning av GAC behöver man veta hur hög halt DOC som finns i vattnet då effektiviteten för filtret minskar vid en hög halt då cyanotoxinet och DOC konkurrerar om adsorptionsplatserna. En hög halt DOC betyder också att GAC-filtret snabbare mätts vilket kräver regelbunden backspolning. Använder man istället GAC-filtret som ett BAC-filter genom att man låter en biofilm bildas på materialet så krävs ingen backspolning. Problemet med BAC är att det finns inte så mycket forskning kring hur väl det egentligen fungerar. Det

uppstår även problem om det är en hög halt DOC då DOC och cyanotoxinet konkurrerar om adsorptionsplasterna och det då kan bli att något av de båda ämnena inte renas från vattnet.

För membranfilter är det endast NF som fungerar vid närvaro av både intra- och extracellulärt toxin. UF fungerar endast vid intracellulärt toxin och kräver då att ytterligare en reningsteknik krävs som kan rena extracellulärt toxin. Vid användning av NF krävs ingen backspolning vilket krävs för UF. För NF rekommenderas cross-flow filter istället för dead end filter då det inte är lika mycket material som ackumuleras på ytan. NF kräver en förbehandling för att filtret inte ska täppa igen. Då vattenverket Tallvägen redan har ett granulärt filter installerat i form av ett snabbfilter, krävs det inte någon ytterligare installation.

Då humushalten (färgtalet) har ökat i Bondsjön och troligtvis kommer att öka i framtiden uppstår problemet att filtren kan täppas igen snabbare. PAC är den reningsteknik som inte kommer att påverkas i lika stor utsträckning av en ökande humushalt då PAC inte återanvänds.

5.8 FELKÄLLOR/OSÄKERHETER

- Prover för växtplanktonanalys togs endast 1 gång, vilket gör att det inte går att säga om det fanns cyanobakterier tidigare eller senare
- Det finns väldigt lite data för rening av vissa typer av cyanotoxiner vilket gör att inga slutsatser kan dras om en viss reningsteknik fungerar för rening av alla cyanotoxiner
- Då proverna för näringshaltanalys och algalanalys inte utfördes under samma dag eller inom några dagar från varandra kan man inte säga något om att det fanns cyanobakterier vid Bondsjön yta, även om näringsanalysen tyder på det.
- Den ekologiska kvoten som beräknas bör egentligen beräknas från tre år för att få ett säkrare resultat.
- PAC och GAC är metoder som under en längre tid har använts vid rening av cyanotoxiner, men trots det visar försök och forskning på olika resultat vad gäller hur hög grad de kan rena cyanotoxin. Det beror förmodligen på att det är vatten med olika kvalitet som används, olika material i filtret samt att det finns många olika cyanotoxiner vilket gör det svårt att säga vad som fungerar specifikt för ett vatten.
- Membranfilter är en nyare metod vilket gör att det inte finns lika mycket forskning om rening av cyanotoxiner. Det gäller speciellt olika sorters toxiner samt hur olika kvaliteter på vattnet påverkar reningen.

5.9 FÖRSLAG PÅ VIDARE MÄTNINGAR

Rekommendationer för HEMAB för vidare undersökningar:

- Provtagningar under påföljande år, både under sommar och höst, för att undersöka kväve/fosforkvoten
- Ytterligare provtagningar för växtplanktonanalys under påföljande år, både under sommar och höst, samt att följa upp under ytterligare två år för att beräkna en ekologisk kvot
- Undersöka hur temperaturgradienten ser ut vid intaget av råvatten under sensommaren och hösten i Bondsjön
- Undersöka DOC-halten i råvattnet samt efter den konventionella reningen för att få bättre förståelse för hur det kommer påverka en eventuell ny reningsteknik

6 SLUTSATS

Vid mätillfällena finns det inget som tyder på att det skulle finnas eller bildas cyanobakterier i sjön. Det baseras på undersökningar som utfördes under en kort provperiod och därför bör ytterligare undersökningar av råvattentäkten utföras för att få en uppfattning om hur förhållanden ser ut under senare delen av sommaren och hösten. Intaget av råvatten till vattenverket sitter på ett sådant djup att det är troligt att cyanobakterier kan komma med råvattnet in i vattenverket. Det beror på att termoklinen under slutet av juli och början av augusti låg på ett djup som sammanfaller med djupet för intaget, samt att ljuset där är tillräckligt för cyanobakterier vid intagsdjupet. Vid provtillfället (6/8-18) kunde endast en liten mängd cyanobakterier upptäckas men ytterligare provtagningar bör utföras under hösten 2018 för att se om det bildas cyanobakterier under senare delen av året. Att flytta läget på intaget av råvatten till ett större djup skulle gynna kvaliteten på råvattnet som tas in till vattenverket med avseende på cyanobakterier. Det skulle kunna utföras i Bondsjön, men även om råvatten endast skulle tas från Långsjön då den sjön har ett betydligt större maxdjup.

De reningstekniker som har tagits upp i den här rapporten och som fungerar för att rena cyanotoxin är aktivt kol och membranfilter. Det aktiva kolet kan rena både intra- och extracellulärt toxin. PAC tillsätts till vattnet som en slurry och används endast då man vet att det finns cyanotoxin i vattnet. GAC kan användas som ett konventionellt GAC filter eller användas som BAC filter genom att låta en biofilm bildas på materialet. Vid användning av GAC sker en kontinuerlig backspolning, vilket inte kan utföras vid användning av BAC. GAC och BAC påverkas av den halt DOC som finns i vattnet och vid höga halter kan DOC och cyanotoxinet konkurrera om adsorptionsplatserna. För BAC uppstår då ett problem då en backspolning inte kan ske vilket kan försämra effektiviteten av rening av cyanotoxin. Det finns idag inte nog mycket forskning om det en bionedbrytningen som är den främsta borttagaren av cyanotoxin vid användande av BAC. För membranfilter är det endast NF som kan rena både intra- och extracellulärt toxin men det krävs en förbehandling av vattnet för att minska på uppkomsten av ackumulerat material på filterytan. Då det finns konventionell rening i vattenverket Tallvägen så behövs ingen ytterligare installation av reningstekniker.

Vid vattenverket Tallvägen rekommenderas PAC om man endast är ute efter att rena cyanotoxinet vid de tillfällen man vet att det finns i råvattnet, men då krävs en större kontroll av råvattnet. GAC rekommenderas om man inte vill ha den kontrollen som krävs vid PAC samt om man vill vara säker på att det sker rening av cyanotoxiner kontinuerligt, men det krävs kontinuerlig backspolning. Men man bör undersöka halten DOC i råvattnet samt efter den konventionella reningen för att se hur stor påverkan det kan ha på filtret. Även NF rekommenderas om man vill ha en kontinuerlig rening då den kan rena både intra- och extracellulärt toxinet samt att det inte krävs någon backspolning. Cross-flow teknik rekommenderas för NF då det minskar mängden material som ackumuleras på filtret.

7 REFERENSER

Annadotter.H (2006). *Kvävets betydelse för cyanobakterier och andra vertikalmigrerande alger - en studie av åtta sjöar*. Svenskt Vatten AB. VA-Forsk-serie: 2006-12, ss:21-133.
Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_2006-12.pdf

Antoniou.M.G, de la Cruz.A.A, Dionysiou.D.D (2005). *Cyanotoxins: new generation of water contaminants*. Journal of environmental engineering, vol: 131, ss. 1239-1243.
Doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:9(1239)

AWWA Staff (2009). *Water treatment*. USA: American Water Works Association, uppl. 4.

Chorus.I, Bartram.J (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon.

Tillgänglig:

http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxcyanobacteria.pdf

Chow.C.W.K, Drikas.M, House.J, Burch.M.D, Velzeboer.R.M.A (1999) *The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium microcystis aeruginosa*. Water research, vol. 33, uppl. 15, ss. 3253-3263.

Chowdhury.Z, Summers.R.S, Westerhoff.G.P, Westerhoff.G, Leto.B, Nowack.K, Corwin.C, Summers.S, Passantino.L (2011). *Activated Carbon : Solutions for Improving water Quality*. Denver: American Water Works Assoc.

Cook.D, Newcombe.G (2008). *Comparison and modeling of the adsorption of two microcystin analogues onto powdered activated carbon*. Environmental Technology, vol.29, uppl. 5.

Doi: 10.1080/09593330801984415

Crittenden.J.C, Rhodes Trussel.R, Hand,D.W, Howe.K.J, Tchobanous.G (2012). *MWH - Water treatment principles and design*. New Jersey: John Wiley & sons, Incorporated, uppl. 3.

Delphos.P.J (2016). *Microfiltration and Ultrafiltration Membranes for Drinking Water - Manual of Water Supply Practices*. American Water Works Association.

Dixon.M.B, Falconet.C, Chow.C.W.K, O'Neill.B.K, Newcombe.G (2011). *Removal of cyanobacterial metabolites by nanofiltration from two treated waters*. Journal of Hazardous Materials. Vol.188, uppl. 1-3, ss. 288-295.

Donati, C., Drikas, M., Hayes, R. and Newcombe, G. (1994). *Microcystin-LR adsorption by powdered activated carbon*. Water Research, vol.28, ss.1735–1742.

Drikas.M, Chow.C.W.K, House.J, Burch.M.D (2001). *Using Coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria*. Journal American Water Works Association, vol.93, uppl. 2, ss. 100-111.

- Drogui.P, Daghrir.R, Simard.M.C, Sauvageau.C, Blais.J.F (2011). *Removal of microcystin-LR from spiked water using either activated carbon or anrthracite as filter material*. Environmental Technology, vol.33, uppl.4, ss.381-391.
Doi: 10.1080/09593330.2011.575186
- Gijsbertsen-Abrahamse.A.J, Schmidt.W, Chorus.I, Heijman.S.G.J (2005). *Removal of cyanotoxins by ultrafiltration and nanofiltration*. Journal of Membrane Science, vol. 276, uppl. 1, ss. 252-259.
Doi: 10.1016/j.memsci.2005.09.053
- Himberg.K, Keijola.A.M, Hsvirta.L, Pyysalo.H, Sivonen.K. (1989). *The effect of water treatment processes on the removal of hepatoxins from Microcystis and Oscillatoria cyanobacteria: a laboratory study*. Water Research, uppl. 23, ss. 979–984.
- Hitzfield.B.C, Höger.S.J, Dietrich.D.R (2000). *Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment and human risk assessment*. Environ. Health Perspective, vol.108, ss. 113-122.
Doi: 10.2307/3454636
- Ho.L, Lambling.P, Bustamane.H, Duker.P, Newcombe.G (2011). *Application of powdered activated carbon for the adsorption of cylindrospermopsin and microcystin toxins from drinking water supplies*. Water research, vol. 45, uppl. 9, ss. 2954-2964.
Doi: 10.1016/j.watres.2011.03.014
- Ho.L, Meyn.T, Keegan.A, Hoefel.D, Brookes.J, Saint.C.P, Newcombe.G (2006). *Bacterial degradation of microcystin toxins within a biologically active sand filter*. Water research, uppl. 40, ss. 768-774
- Keijola.A.M, Himberg.K, Esala.A.L, Sivonen.K, Hiisvirta.L (1988). *Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot-scale experiments*. Toxic. Assess. ss.643–656.
- Komárek.J, Komárová.J (2004). *Taxonomic review of the cyanoprokaryotic genera Planktothrix and Planktothricoides*. Czech Phycology, vol.4, ss. 18. Olomouc
- Lambert.T, Holmes.C.F.B, Hrudey.S.E (1996). *Adsorption of microcystin-LR by a.ctivated carbon and removal in full scale water treatment*. Water Research, vol. 30, uppl. 6, ss. 1411-1422.
- Livsmedelsverket (2000). *Reduktion av microcystiner vid dricksvattenberedning*. Livsmedelsverket rapport nr 4.
- Livsmedelsverket (2017). *Algblomning och dricksvatten*.
Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/cyanobakterier-blagrona-alger> [2018-05-23]
- Merel.S, Walker.D, Chicana.R, Snyder.S, Baurès.E, Thomas.O (2013). *State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins*. Environmental International, vol. 59, ss. 303-327. Doi: 10.1016/j.envint.2013.06.013
- Nationalencyklopedin (u.å.a). *algblomning*.

Tillgänglig: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/algblomning> [2018-04-20] (NE, algblomning) [2018-04-20]

Nationalencyklopedin (u.å.b). *cyanobakterier*.

Tillgänglig: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/cyanobakterier> [2018-04-20] (NE, cyanobakterier) [2018-04-20]

Nationalencyklopedin (u.å.c). *fotosyntes*.

Tillgänglig: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/fotosyntes#ekologisk-anpassning-av-fotosyntessystemet> [2018-05-18]

Nationalencyklopedin (u.å.d). *termoklin*.

Tillgänglig: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/termoklin> [2018-07-02]

Naturvårdsverket (2003). *Ingen övergödning – Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Naturvårdsverket: Rapport nr 5319.

Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5319-1.pdf>

Naturvårdsverket (2007). *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*. Bilaga A till Handbok 2007:4, ss. 14

O'Neil.J.M (2012). *The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change*. Harmful algae, vol. 14, ss. 313-334.

Doi:10.1016/j.hal.2011.10.027

Pearl.H.W, Huisman.J (2008). *Blooms Like It Hot*. Science. American Association for the Advancement of Science, vol. 320, uppl. 5872, ss. 57-58

Persson.G (1997). *Institutionen för MILJÖANALYS – Sjöeutrofiering*.

Tillgänglig: http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Criteria_3.ssi [2018-07-21]

Seredynska-Sobecka.B, Tomaszewska.M, Janus.M, Morakowski.A.W (2005). *Biological activation of carbon filters*.

Doi:10.1016/j.watres.2005.11.014.

SGU (u.å.). *Kartgenerator*.

Tillgänglig: http://apps.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html [2018-09-05]

SMHI (2018). *Algblomningar – då, nu och i framtiden*.

Tillgänglig: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/algblomningar-da-nu-och-i-framtiden-1.31166> [2018-10-23]

SMHI (2012). *Sjöareal och sjöhöjd*.

Tillgänglig: https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.35254!/Sj%C3%B6areal%202012_2.pdf [2018-09-04]

SMHI (2016). *Vattenwebb*.

Tillgänglig: <http://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [2018-09-04]

Svenskt vatten (2016). *Produktion av dricksvatten*.

Tillgänglig: <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/dricksvattenfakta/produktion-av-dricksvatten/> [2018-09-04]

Svensson.K, Beckman-Sundh.U, Darnerud.P.O, Forslund.C, Johnsson.H, Lindberg.T, Sand.S (2009). *Kemisk riskprofil för dricksvatten*. Livsmedelsverket: Rapport nr 14.

Tillgänglig: <http://www.svensktvatten.se/globalassets/dricksvatten/riskanalys-och-provtagning/kemisk-riskprofil-for-dricksvatten.pdf>

Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU (2017). *Turbiditet/grumlighet*.

Tillgänglig: <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerade-metodbeskrivningar/turbiditet/> [2018-09-05]

Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU (2018). *Vattenfärg – Absorbans*.

Tillgänglig: <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerade-metodbeskrivningar/absorbans/> [2018-09-05]

Takman.M (2015). *Utvärdering av nano- och ultrafilter för avskiljning av cyanotoxiner i dricksvatten*. Institutionen för mark och miljö; Biokemi, Sveriges lantbruksuniversitet.

Uppsala universitet, Uppsala.

U.S. Environmental protection agency (2018). *Drinking Water Treatability Database: Granular Activated Carbon*.

Tillgänglig:

<https://web.archive.org/web/20140710160845/http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do?processId=2074826383> [2018-07-02]

VISS (u.å.a) *Bondsjön*.

Tillgänglig: <http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA57485244> [2018-09-04]

VISS (u.å.b) *Långsjön*.

Tillgänglig: <http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA31184244> [2018-09-04]

VISS (u.å.c) *Nässjön*.

Tillgänglig: <http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA53902639> [2018-09-04]

Wang.X, Ho.L, Lewis.D.M, Brookes.J.D, Newcombe.G (2007). *Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins*. Water research, vol. 41, uppl.18, ss. 4262-4270.

Doi: 10.1016/j.watres.2007.05.057

Linda Wanhatalo; Drifttekniker vid Härnösand Energi och Miljö AB. 2018. Intervju 24 april.

World Health Organization (2004). *Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization, uppl. 4, ss. 344-345. Genève.

Özgür.A, Ferhan.C (2007). *Bioregeneration of activated carbon: A review*. International Biodeterioration & Biodegradation, vol. 59, uppl. 4, ss. 257-272.

Doi:10.1016/j.ibiod.2007.01.003

Özgür.A, Ferhan.C (2011). *Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Integration of Adsorption and Biological Treatment*. John Wiley & Sons, Incorporated, uppl. 2.

Bilaga 1

Bondsjön

EKOLOGISK STATUS

Norrland klar

Ekologisk status (TPI)

$$TPI_{sjö} = \frac{\sum_{i=1}^n (I_{arti} \times B_{arti})}{\sum_{i=1}^n B_{arti}}$$

n=antal arter med indikatorarter i en sjö

I=indikatorarter för arti

B=biomassa per liter för arti

arti=art med indikatorarter

Ek beräkn	1,48
Ref (r50)	-1,50
Nnedre	4
Ek nedre	0,50
Ek övre	1,00

TPI-värde	Nklass	Status
-1,66	5,00	Hög
Ref(r75)(hög)	-1,00	
Antal indikatorarter		
	11	

Ekologisk status (Biomassa)

Ek beräkn	0,10
Ref	200
Nnedre	0
Ek nedre	0,00
Ek övre	0,15

Volym	Nklass	Status
2030	0,66	Dålig

Cyanobakterier

Ek beräkn	1,05
Ref	5
Nnedre	4
Ek nedre	0,95
Ek övre	1,00

Cyanophyceer procent	Nklass	Status
0	5,00	Hög

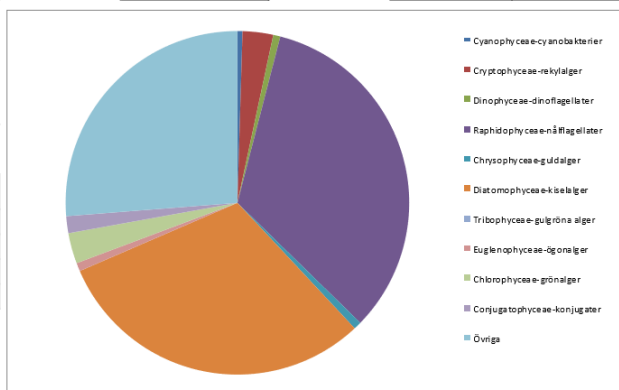
Artantal

Ek beräkn	0,89
Ref	45
Nnedre	3
Ek nedre	0,67
Ek övre	1

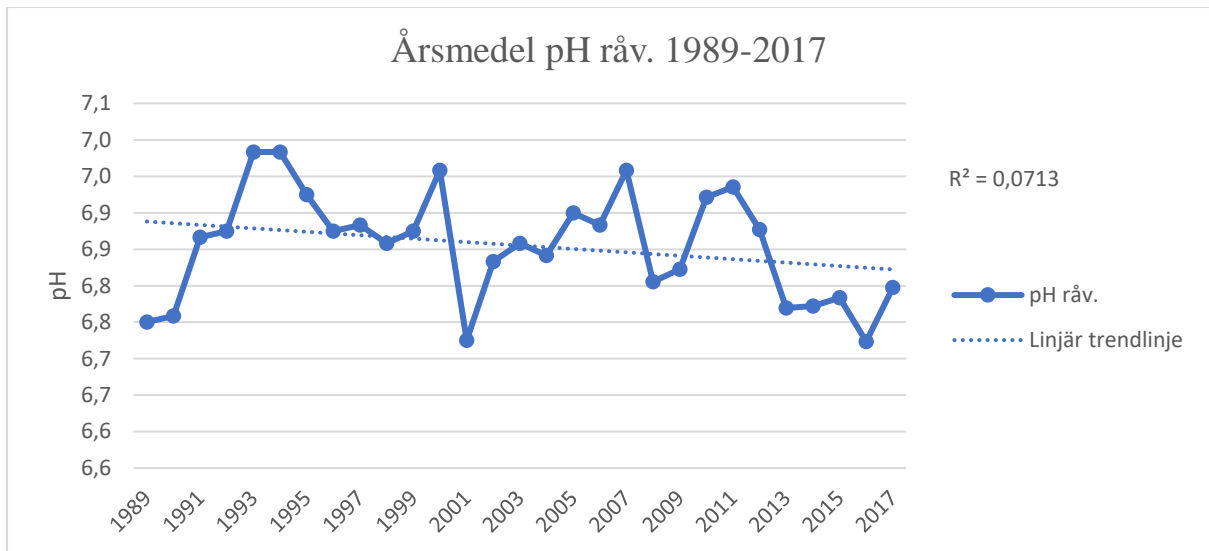
Artantal	Nklass	Status
40	3,66	Nära neutralt

N-klass

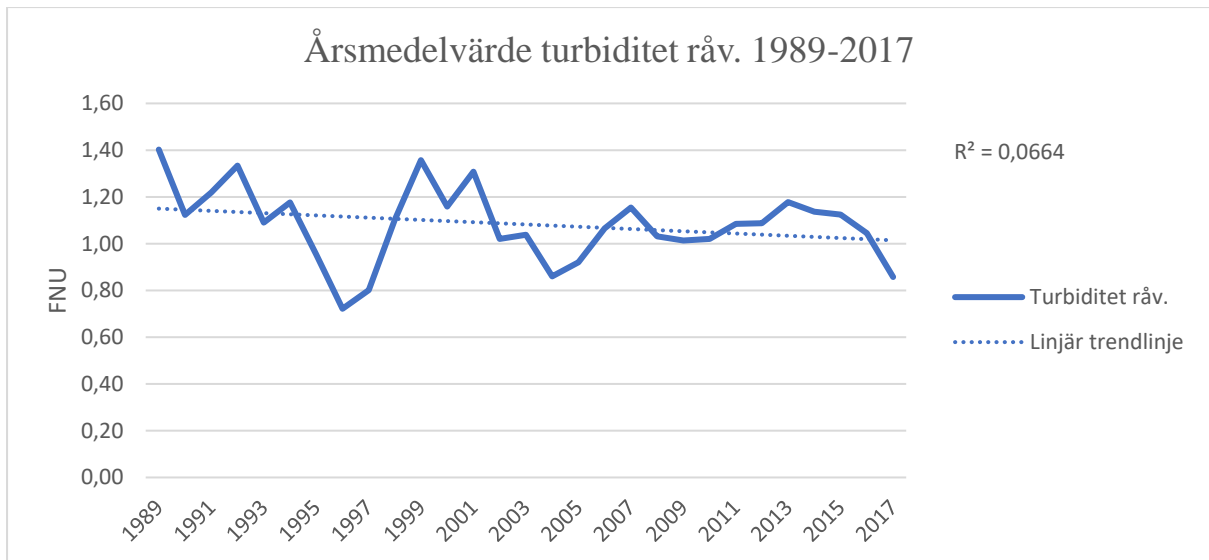
Hög status	4-4,99
God status	3-3,99
Måttlig status	2-2,99
Otillfredsställande status	1-1,99
Dålig status	0-0,99



Bilaga 2



Figur 7: Årsmedelvärde för pH i råvattnet mellan åren 1989-2017



Figur 8: Årsmedelvärde för turbiditet i vattnet mellan åren 1989-2017