



# Fosforfastläggning i Växjösjön

-miljöeffekter av sediment-  
behandling med aluminiumklorid

# Vi är med i hela kedjan – från planering till åtgärd



**Uppdragsgivare: Växjö kommun**

Kontaktperson: Andreas Hedrén  
Tel: 0470 - 410 00  
E-post: andreas.hedren@vaxjo.se

**Utförare: SYNLAB**

Projektledare/  
Rapportansvarig: Håkan Olofsson Madestam  
Tel. 073 - 633 83 69  
Karins gränd 13  
302 75 Halmstad  
E-post: hakan.olofsson-madestam@synlab.com

Kvalitetsgranskning: Caroline Svärd (SYNLAB)

Övriga medverkande: Högskolan i Borås: Jan-Erik Svensson

Medins Havs- och Vattenkonsulter AB: Malin Mohlin, Carin Nilsson,  
Mikael Forssén och Mikaela Sandgathe.

Hushållningssällskapet: John Strand

Sveriges lantbruksuniversitet: Brian Huser

Omslagsfoto: Växjösjön är numera badbar (foto Anders Bergön)

Tryckt: 2020-11-12

Projektet har medfinansierats genom statsstöd till lokala vattenvårdsprojekt förmedlade av  
Länsstyrelsen i Kronoberg.

---

## INNEHÅLL

SAMMANFATTNING.....	1
INLEDNING.....	3
Bakgrund.....	3
Aluminiumbehandlingen.....	3
Uppdraget.....	6
Deltagande personer.....	6
Växjösjöns historik.....	7
METODIK.....	8
Utförda undersökningar.....	8
Utvärdering.....	9
RESULTAT.....	10
Temperatur, nederbörd och vattentillrinning.....	10
Vattenkemi.....	12
Växtplankton.....	24
Djurplankton.....	28
Vattenväxter.....	34
Bottenfauna.....	38
Nätprovfiske.....	41
Sediment.....	43
SYNTES.....	46
Slutord.....	49
REFERENSER.....	50
BILAGA 1 – SPRIDNINGSKARTOR VID ALUMINIUMBEHANDLING AV VÄXJÖSJÖN ÅR 2018.....	52
BILAGA 2 – VATTENKEMI VÄXJÖSJÖN PERIODEN 2010-OKT 2020.....	55
BILAGA 3 – VÄXTPLANKTON VÄXJÖSJÖN PERIODEN 2010-2020.....	60
BILAGA 4 – DJURPLANKTON VÄXJÖSJÖN PERIODEN 2012-2020.....	62
BILAGA 5 – TRANSEKTPROTOKOLL VATTENVÄXTER VÄXJÖSJÖN ÅR 2020.....	63
BILAGA 6 – BOTTENFAUNA VÄXJÖSJÖN PERIODEN 2010-2020.....	65
BILAGA 7 – NÄTPROVFISKE VÄXJÖSJÖN PERIODEN 2010-2020.....	66
BILAGA 8 – SEDIMENTRAPPORT SLU VÄXJÖSJÖN ÅR 2020.....	67





## SAMMANFATTNING

Växjö kommun har i flera decennier arbetat med att minska övergödningen i Växjösjöarna (d.v.s. Trummen, Växjösjön, Södra Bergundasjön och Norra Bergundasjön). De senaste årens mycket kraftfulla åtgärder i Växjösjön, i form av reduktionsfiske och aluminiumbehandling, startade med reduktionsfiske i november 2015. Reduktionsfisket avslutades i maj 2018. Aluminiumbehandlingen startade den 23 maj år 2018 för att minska den interna belastningen av fosfor från sjöns näringsrika sediment.

Totalt behandlades Växjösjön med ca 300 ton polyaluminiumklorid (PAX XL 100) som är ett godkänt flockningsmedel för dricksvattenproduktion och som har en buffrande förmåga som bidrar till att stabilisera pH-värdet. Tillsats av aluminiumsalter för minskning av intern fosforbelastning är en beprövad, kostnadseffektiv metod som använts i några hundra sjöar under de senaste fem decennierna (Huser et al 2016a).

SYNLAB Analytics & Services Sweden AB (f.d. ALcontrol AB) fick uppdraget av Växjö kommun att följa upp Växjösjöns tillstånd och status avseende vattenkemiska, sedimentkemiska och biologiska undersökningar före, under och efter reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen. Föreliggande rapport är en sammanställning och utvärdering av erhållna analysresultat.

Vattenkemiska och biologiska undersökningar som utförts såväl före som efter åtgärderna visar i många avseenden på direkta och indirekta mycket tydliga positiva effekter på sjöns övergödningssituation.

Bl.a. noterades följande förändringar efter åtgärderna:

- Siktdjupet mer än fördubblades i sjön. Statusen för siktdjup ändrades från "måttlig" till "hög".
- Vattenväxterna spred sig till stora delar av sjön ner till 2-3 meters djup.
- Klorofyllhalterna minskade med storleksordningen 60 %, vilket överensstämmer med en minskad växtplanktonbiomassa i samma storleksordning. Näringsstatusen avseende växtplankton ändrades från "otillfredsställande" till "god".
- Vattnets grumlighet (turbiditet) minskade med ca 65 %.
- Fosforhalterna minskade med ca 50 %. Statusen avseende fosfor ändrades från "otillfredsställande" till "god".
- Mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten minskade. Den potentiella internbelastningen av fosfor minskade med ca 30 % i grundare och medeldjupa områden och ca 60 % i djupare områden. Minskningen kan dock vara större. De vattenkemiska undersökningarna tyder på att den faktiska internbelastningen minskade med storleksordningen 75-80 %.
- Bottenfaunan från sjöns djuphåla indikerade svagt positiva resultat. Stora förbättringar av bottenfaunasamhället har dock sannolikt skett i sjöns grundare områden tack vare den stora spridningen av undervattensvegetation.
- Fisksamhällets struktur förbättrades då vitfisken minskade kraftigt till fördel för abborre.

Några tydliga negativa effekter på vattenlevande organismer orsakade av själva aluminiumbehandlingen har inte kunnat konstateras, varken i fält eller i resultaten från utförda undersökningar. I utredningsarbetet inför aluminiumbehandlingen konstaterades risker för låga pH-värden och skadligt höga halter av oorganiskt aluminium i samband med eller efter behandling. Dessa risker minimerades tack vare att Växjösjöns vatten normalt har mycket god buffertkapacitet och nära neutrala pH-värden samt att den variant av polyaluminiumklorid som användes för fällning av fosfor i Växjösjön hade en buffrande förmåga. Inga låga eller höga pH-värden uppmättes och analys av oorganiskt aluminium verifierade att toxiciteten hos aluminium var försumbar.

---

Tack vare reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen har övergödningssituationen i Växjösjön förbättrats avsevärt. Reduktionsfisket bidrog till mycket positiva förändringar i Växjösjön, men vattenkvalitetsmålet, att uppnå "god ekologisk status" enligt Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25), uppnåddes inte. Efter aluminiumbehandlingen år 2018 bedömdes sjön för första gången, sedan övergödningen tog fart i början av 1800-talet, ha "god" eller bättre status avseende fosfor, siktdjup, klorofyll, växtplankton och fisk och de tre senaste åren (2018-2020) har bedömningarna varit förhållandevis stabila. Sjön har nu också stora ytor med undervattensvegetation och lägre risk för internbelastning av fosfor från sedimenten som gör att förutsättningarna för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön bedöms vara mycket goda. Mot bakgrund av detta kan konstateras att vattenkvalitetsmålet med åtgärderna, att uppnå "god ekologisk status", nu har uppnåtts.

Vattenväxternas och fisksamhällets fortsatta utveckling bedöms vara avgörande för Växjösjöns framtida situation och åtgärdernas varaktighet. Även internbelastningen av fosfor är avgörande. Den potentiella och den faktiska internbelastningen har minskat kraftigt efter aluminiumbehandlingen, men det är ännu oklart om och när ytterligare aluminium behöver tillsättas. Livslängden för en aluminiumbehandling kan generellt förväntas vara 15 till 20 år (Huser et al. 2015).

Om den interna belastningen av fosfor skulle öka igen riskerar sjön att återgå till ett mer näringsrikt stadie. Den långsiktiga trenden har dock varit att sjön naturligt går mot ett mer näringsfattigt tillstånd, tack vare minskad extern belastning och successiv avmagring av sedimenten. Med utförda åtgärder, såsom reduktionsfiske och aluminiumbehandling, har övergödningssituationen i Växjösjön snabbt förbättrats och förutsättningarna för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön bedöms nu vara mycket goda.

## INLEDNING

### Bakgrund

Växjö kommun har i flera decennier arbetat med att minska övergödningen i Växjösjöarna (d.v.s. Trummen, Växjösjön, Södra Bergundasjön och Norra Bergundasjön). Sjöarna restaurerades i huvudsak under 1970-talet (Trummen) och 1990-talet (Växjösjön och Södra Bergundasjön), bl.a. genom sedimentmuddring och reduktionsfiske. Stora satsningar har också gjorts på förbättrad rening av avloppsvatten och dagvatten.

År 2010 togs ett nytt avstamp i åtgärdsarbetet för att på sikt uppnå "god ekologisk status" i sjöarna. Ett omfattande utredningsarbete genomfördes där en viktig slutsats var att intern belastning av fosfor från sedimenten var den viktigaste källan som bidrog till övergödningen i Växjösjön och Södra Bergundasjön (ALcontrol AB & DHI AB 2014). Modelleringar och experiment visade att behandling med aluminium skulle kunna ha goda förutsättningar att ge tillfredsställande resultat med minskat läckage av fosfor från sedimenten och därmed minskad övergödning. I juni 2017 fick Växjö kommun tillstånd av mark- och miljödomstolen att genomföra en fastläggning av fosfor med polyaluminiumklorid i Växjösjön och Södra Bergundasjön (M2666-16).

I november 2017 togs en projektplan fram för aluminiumbehandling av Växjösjön med målsättningen att permanent fastlägga ca 3 000 kg fosfor i Växjösjöns botten. Växjö kommun ansökte om LOVA-bidrag för aluminiumbehandling och i mars 2018 beslutade Länsstyrelsen i Kronobergs län att bevilja bidrag med högst 2 400 000 kr (Ärendenummer 501-5331-2017). Syftet med aluminiumbehandling var att Växjösjön skulle få en mer naturlig karaktär, vilket bl.a. innebar lägre fosforhalter, större siktdjup och mindre algbloomingar samtidigt som näringsbelastningen på nedströms liggande vattenområden skulle minska. Målet med åtgärden var att Växjösjön skulle uppnå "god ekologisk status" enligt Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25).

Reduktionsfiske (d.v.s. utfiskning av karpfisk/bytesfisk) bedömdes också vara en viktig åtgärd för att stimulera etablering av undervattensvegetation, förbättra den ekologiska strukturen samt förbättra möjligheterna att uppnå avsedd effekt med aluminiumbehandling av sedimenten. Efter testfiske hösten 2015 startade reduktionsfiske i stor skala i Växjösjön den 30:e april 2016. Reduktionsfisket avslutades i maj 2018 efter att ca 225 kg karpfisk/bytesfisk per hektar (motsvarande nästan 18 ton fisk) plockats upp från sjön. Resultaten från de vattenkemiska och biologiska undersökningarna som utfördes i anslutning till reduktionsfisket visade på mycket positiva förändringar i sjön (SYNLAB 2019), men vattenkvalitetsmålet uppnåddes inte. Den interna belastningen av fosfor från sedimenten bedömdes fortsatt ha stor betydelse för sjöns näringsförhållande även efter reduktionsfisket. Men förutsättningarna för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön förbättrades avsevärt i och med reduktionsfiskets genomförande.

### Aluminiumbehandlingen

Aluminiumbehandling av Växjösjön startade den 23 maj år 2018. Aluminium tillfördes i form av polyaluminiumklorid (PAX XL 100) som är ett godkänt flockningsmedel för dricksvattenproduktion och har en buffrande förmåga som bidrar till att stabilisera pH-värdet.

Tillsats av aluminiumsalter för minskning av intern fosforbelastning är en beprövad, kostnads-effektiv metod och har gjorts i några hundra sjöar under de senaste fem decennierna (Huser et al 2016a). Aluminium finns naturligt i sjösediment där det binder fosfor effektivt. Men på grund av överskottet av fosfor i Växjösjöns sediment krävs ytterligare aluminium för att minska läckaget av fosfor från sedimenten och förbättra vattenkvaliteten i sjön.

Den första fasen av behandlingen genomfördes som vattenbehandling då polyaluminiumklorid tillfördes vattenmassan på ca 1,5 meters djup. Vid denna behandling bildas en flock av aluminiumhydroxid som bl.a. binder fritt fosfor ( $\text{PO}_4^-$ ) och fäller den till sedimenten. Flocken hindrar också fosfor att inledningsvis läcka från sedimenten till vattenmassan, vilket förbättrar förutsättningarna för goda resultat i samband med den andra fasen av behandlingen (bottenbehandlingen). Under vattenbehandlingen spreds ca 50 ton polyaluminiumklorid.

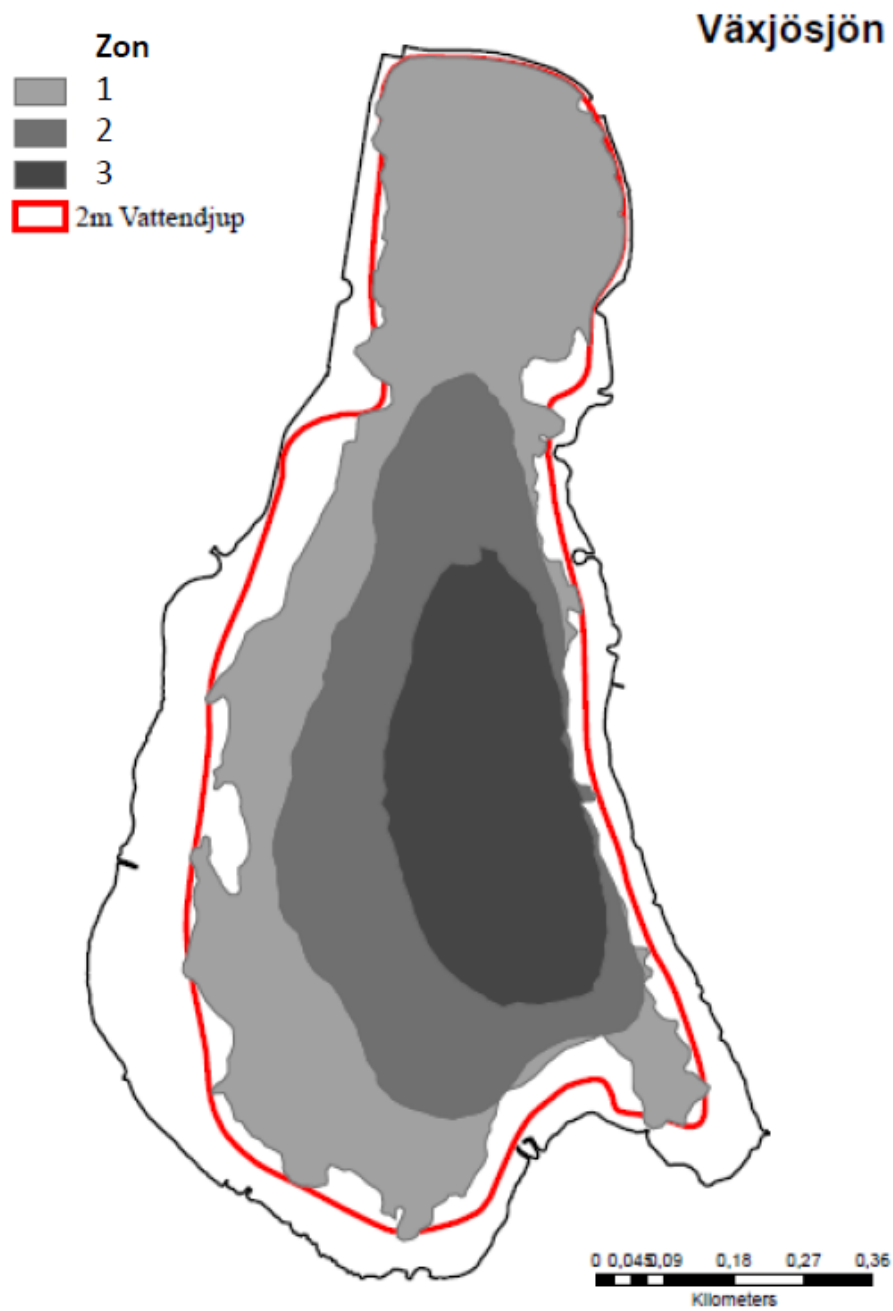
Bottenbehandlingen startade i början av juni och pågick fram till den 15 augusti och genomfördes med 2-4 överfarter i de olika zonerna där totalt ca 250 ton polyaluminiumklorid injicerades direkt i de översta centimetrarna av sedimenten. Bottenbehandling möjliggör större doser av polyaluminiumklorid, bättre bindningseffektivitet och mindre risk för resuspension.

Totalt behandlades Växjösjön med ca 300 ton PAX XL 100 (motsvarande 30 ton aluminium). Omfattningen av spridningen i olika zoner framgår av den spridningsplan som togs fram inför genomförandet av aluminiumbehandlingen Figur 1. Den genomförda spridningen avvek något jämfört med spridningsplanen bland annat på grund av steniga och därmed svårbehandlade områden i sydvästra delen av sjön, utjämning av körlinjer samt att spridarutrustningen kalibrerades för spridning av  $17 \text{ g Al/m}^2$  per överfart för större delen av genomförandet. Det verkliga genomförda utfallet av spridningen finns dokumenterat i Bilaga 1. Den verkliga dosen i djuphålan (zon 3) blev sannolikt något större än vad dokumentationen visar eftersom en viss andel av det som sprids i vattenfas transporteras till djupare områden.

Tidigare utredningar visade att det skulle krävas en aluminiumdos på ca  $80 \text{ g/m}^2$  för att få maximal minskning av internbelastningen i Växjösjön. En dos på  $51 \text{ g/m}^2$  rekommenderades för maximal bindningseffektivitet, vilket överensstämmer med faktisk genomsnittlig dos vid behandlingen år 2018. I djuphålan blev dock dosen ca  $78 \text{ g Al/m}^2$  eller något större.



Foto 1. Aluminiumbehandling av Växjösjön år 2018. Foto: SYNLAB.



Zoner	Al Vatten (g/m <sup>2</sup> )	Al Sed (g/m <sup>2</sup> )	Al total (g/m <sup>2</sup> )	Al (ton)
1	15,0	28,0	43,0	11,6
2	15,0	42,0	57,0	9,0
3	15,0	62,0	77,0	9,4
<b>Medel/Summa</b>			<b>54,5</b>	<b>30,0</b>

Figur 1. Aluminiumbehandlade områden och spridningsplan för Växjösjön år 2018. Källa: Växjö kommun.



## Uppdraget

SYNLAB Analytics & Services Sweden AB (f.d. ALcontrol AB) fick uppdraget av Växjö kommun att följa upp Växjösjöns tillstånd och status avseende vattenkemiska, sedimentkemiska och biologiska undersökningar före, under och efter reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen. Föreliggande rapport är en sammanställning och utvärdering av erhållna analysresultat. Syftet med rapporten har främst varit att redovisa hur vattenkemiska, sedimentkemiska och biologiska kvalitetsfaktorer förändrats efter åtgärderna.

Eftersom omfattande reduktionsfiske utfördes åren direkt före aluminiumbehandlingen har resultaten under åren 2010-2020 delats upp i följande utvärderingsperioder:

1. Åren 2010–2015 representerar förhållandena före åtgärd
2. År 2016 till maj 2018 representerar situationen efter reduktionsfisket
3. Juni 2018 till oktober 2020 representerar situationen efter aluminiumbehandlingen. Provtagningen i juni 2018 utfördes efter vattenbehandlingen. Provtagningarna i juli och augusti 2018 utfördes under själva bottenbehandlingen.

I föreliggande rapport har följande undersökningstyper sammanställts och utvärderats:

Vattenkemi  
Växtplankton  
Djurplankton  
Vattenväxter  
Bottenfauna  
Nätprovfiske  
Sediment

Projektet har medfinansierats genom statsstöd till lokala vattenvårdsprojekt förmedlade av Länsstyrelsen i Kronoberg.

## Deltagande personer

Följande personer har deltagit i projektet:

- Håkan Olofsson Madestam (SYNLAB), projektledning, övergripande rapportansvar, provtagning vattenkemi, växtplankton, djurplankton, bottenfauna, fältarbete vattenväxter, sammanställning och utvärdering av vattenkemi och vattenväxter samt sammanfattning av nätprovfiske och sediment.
- Caroline Svärd (SYNLAB), kvalitetsgranskning av rapport.
- Jan-Erik Svensson (Högskolan i Borås), analys, sammanställning och utvärdering av djurplankton samt kommentarer kring syntes.
- John Strand (Hushållningssällskapet) fältarbete vattenväxter och kommentarer kring vattenväxter.
- Brian Huser (Sveriges lantbruksuniversitet), provtagning, analys, sammanställning och utvärdering av sediment.
- Malin Mohlin (Medins Havs- och vattenkonsulter AB), analys, sammanställning och utvärdering av växtplankton.
- Carin Nilsson (Medins Havs- och vattenkonsulter AB), kvalitetsgranskning av delrapport för växtplankton och bottenfauna.
- Mikael Forssén (Medins Havs- och vattenkonsulter AB), analys av växtplankton.
- Mikaela Sandgathe (Medins Havs och vattenkonsulter AB), analys, sammanställning och utvärdering av bottenfauna.
- Andreas Hedrén (Växjö kommun) beställare och kontaktperson.



## Växjösjöns historik

Växjösjön började tidigt visa tecken på övergödning eftersom sjön fick ta emot allt större mängder orenat avloppsvatten när befolkningmängden ökade i Växjö under 1700- och 1800-talet. De riktiga övergödningprocesserna anses dock ha tagit fart efter sjösänkningen år 1814, då sjön sänktes ca 1 meter.

Växjös första reningsverk stod klart år 1927 med Södra Bergundasjön som recipient, men det dröjde ytterligare 14 år innan större delen av Växjö var anslutet. Trots avlastningen från avloppsvatten fortsatte Växjösjön att uppvisa en mycket näringsrik karaktär med bl.a. massförekomst av blågrönalger under somrarna och syrebrist under vintrarna, vilket ibland orsakade fiskdöd.

I slutet av 1950-talet minskade belastningen på Växjösjön från Trummen och när Trummen restaurerades 1970-1971 reducerades närsaltbelastningen på Växjösjön ytterligare. Växjösjön var dock fortsatt mycket näringsrik.

Växjösjön restaurerades i huvudsak åren 1990-1991 genom sedimentmuddring med syfte att avlägsna sjöns fosforrika sediment. Årliga reduktionsfisken påbörjades år 1987 för att återställa balansen mellan rovfisk och bytesfisk/vitfisk. Reduktionsfisket avslutades år 1998.

För att minska den externa belastningen på Växjösjön har Växjö kommun i många år jobbat med att skapa förutsättningar för rening och fördröjning av betydande dagvattenutsläpp. Vatten har också under perioden 2002-2017 överletts från Helgasjön till Växjösjön för att späda Växjösjöns näringsrika vatten med Helgasjöns näringsfattigare vatten.

Restaureringen under 1990-talet och fortsatta åtgärder gav sammantaget en tydligt positiv effekt på Växjösjöns vattenkvalitet, men inte tillräckligt positiv för att uppnå miljökvalitetsnormen "god ekologisk status" enligt Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25).

Under perioden nov 2015-maj 2018 genomfördes omfattande reduktionsfisken i Växjösjön då nästan 18 ton karpfisk/bytesfisk plockades upp, vilket gav mycket positiva förändringar i sjön. Miljökvalitetsnormen "god ekologisk status" uppnåddes dock inte. Den tydligaste förbättringen i vattenkvalitet noterades under våren, men under sommaren skedde en viss tillbakagång, sannolikt p.g.a. intern belastning från sjöns sediment. Efter reduktionsfisket var statusen "måttlig" avseende fosfor, "måttlig" till "otillfredsställande" för växtplankton och "otillfredsställande" för klorofyll, men siktdjupet visade "god" status. Det förbättrade ljusklimatet bidrog till ökad spridning av undervattensväxter i sjön, vilket är positivt.



Foto 2. Kampa pelare med texten "Till minne av lagman Bergencreutz, viltmarkens betvingare" på en stensatt pir i Växjösjön. Den vildmark som avses var bl.a. sänkningen av sjöarna Växjösjön och Trummen.

Foto: Sven Thunell ALcontrol AB.

## METODIK

### Utförda undersökningar

Vattenkemiska och biologiska undersökningar har utförts regelbundet i Växjösjön sedan 1970-talet i huvudsak inom ramen för Mörrumsåns samordnade recipientkontroll (Mörrumsåns vattenvårdsförbund och vattenråd). Under senare år har recipientkontrollen bl.a. omfattat undersökning av vattenkemi i sjöns utlopp (månatliga prover januari-december), vattenkemi i sjöns mitt (månatliga prover maj-oktober), växtplankton, klorofyll a och siktdjup i sjöns mitt (månatliga prover maj-oktober), samt bottenfauna profundal i sjöns mitt (en gång vart tredje år 2011, 2014, 2017 och 2020). Som uppföljning av reduktionsfiskets och aluminiumbehandlingens effekter utfördes även kompletterande undersökningar av bottenfauna åren 2016, 2018 och 2019.

Djurplankton undersöktes år 2012 inför framtagandet av åtgärdsstrategin. År 2016 togs kompletterande djurplanktonprover i maj och augusti. Djurplanktonprov togs även i maj 2018 som en uppföljning av reduktionsfisket. I augusti 2018 samt maj och augusti 2020 togs djurplanktonprover för uppföljning av aluminiumbehandlingen. Samtliga djurplanktonprov är kvantitativa samlingsprov från tre provtagningsstationer i sjön.

Provfisken har gjorts i Växjösjön, i regel vart annat år, som en del av miljöövervakningen men under de senaste åren även för att följa upp effekten av reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen. Senaste fisket genomfördes år 2019.

För att kartlägga utbredningen av undervattensvegetation i Växjösjön gjordes jämförande inventeringar åren 2015, 2017 och 2020.

Omfattningen av undersökningarna åren 2010-2020, som legat till grund för utvärderingen av reduktionsfiskets och aluminiumbehandlingens effekter i föreliggande rapport, redovisas i Tabell 1. I takt med en bättre vattenkvalitet i Växjösjön och minskad överföring från Helgasjön har det blivit allt mer tydligt att analysresultaten från Växjösjöns utlopp inte är helt representativa för sjön i stort vid tillfällena då vattenflödet ut från sjön varit litet sommartid. Detta beror sannolikt på att utloppspunkten ligger i en kanal där stillastående vatten kan påverkas av lokala förhållanden. I denna rapport har vi därför valt att så långt möjligt använda analysdata från sjöns mitt maj-oktober och från sjöns utlopp övriga månader. För månader utan vattenkemisk provtagning har resultaten interpolerats vid beräkningar av månads- och årsmedelvärden för att få jämförbara resultat mellan utvärderingsperioderna.

Undersökningarnas metodik och resultat har tidigare redovisats i följande rapporter:

- Månadsrapporter och årsrapporter för Mörrumsåns recipientkontroll åren 2010 (ALcontrol AB, nuvarande SYNLAB), 2011, 2012, 2013 och 2014 (Calluna AB), 2015 och 2016 (ALcontrol AB, nuvarande SYNLAB) samt 2017, 2018, 2019 och 2020 (SYNLAB).
- Åtgärdsstrategi för Växjösjöarna, Etapp 1 av 3, Undersökningar och beslutsunderlag (ALcontrol AB & DHI 2014).
- Uppföljning av reduktionsfisket i Trummen, Växjösjön och Södra Bergundasjön åren 2016-2018 Växjö kommun (SYNLAB 2019).
- Vattenväxter i Växjösjön och Södra Bergundasjön, Slutrapport 2017 (ALcontrol AB & Hushållningssällskapet i Halland 2018).
- Vattenväxter i Växjösjön och Södra Bergundasjön, Förutsättningar och förslag till genomförandepplan (ALcontrol AB, Hushållningssällskapet Halland, Medins Havs och Vattenkonsulter AB och Ekoll AB 2015).
- Växjösjön, Trummen och Barnsjön, Nätprovfiske 2010 (Huskvarna Ekologi 2010).
- Växjösjön, Trummen och Barnsjön, Nätprovfiske 2012 (Huskvarna Ekologi 2012).
- Växjösjön, Trummen och Barnsjön, Nätprovfiske 2014 (Huskvarna Ekologi 2014).
- Reduktionsfiske i Växjösjöarna samt resultat för provfiske med översiktsnät 2017 (Klara Vatten Sverige AB 2018).
- Provfiske med översiktsnät i Trummen och Växjösjön 2019 (Klara Vatten Sverige AB 2019).

Provtagning av vattenkemi, växtplankton, djurplankton och bottenfauna har utförts i enlighet med ackrediterade metoder.

Tabell 1. Antal provtagningstillfällen per år vid undersökningar i Växjösjön åren 2010-okt 2020 som ligger till grund för utvärderingen av reduktionsfiskets och aluminiumbehandlings effekter. Undersökningar efter reduktionsfisket samt efter aluminiumbehandlingen har grå- respektive blåmarkerats i tabellen

	Före åtgärd						Reduktionsfiske			Al-behandling		
År	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018*	2018*	2019	2020
<b>Vattenkemi</b>												
Växjösjön	6	6	6	6	6	6	6	6	1	5	6	6
Växjösjöns utlopp	2	2	2	2	2	6	6	6	4	2	6	4
<b>Metaller i vatten</b>												
Växjösjöns utlopp	6	6	6	6	6	12	12	12	5	7	12	10
<b>Växtplankton</b>												
Växjösjön	6	6	6	6	6	6	6	6	1	5	6	6
<b>Djurplankton</b>												
Växjösjön			2				2		1	1		2
<b>Vattenväxter</b>												
Växjösjön						1		1				1
<b>Bottenfauna **</b>												
Växjösjön	1	1			1		1	1		1	1	1
<b>Nätprovfiske</b>												
Växjösjön	1		1		1			1			1	
<b>Sediment</b>												
Växjösjön			1				1					1

\* = Aluminiumbehandlingen av Växjösjön startade efter provtagningstillfället i maj 2018. Analysresultat avseende vattenkemi och växtplankton från och med juni 2018 tillhör därmed aluminiumbehandlingsperioden. Djurplankton provtogs i maj och augusti år 2018 där provet från augusti tillhör aluminiumbehandlingsperioden. Bottenfauna år 2018 provtogs i oktober, d.v.s. efter utförd aluminiumbehandling.

\*\* = För bottenfauna har jämförelser även gjorts med undersökningar åren 2016-2019.

## Utvärdering

Vid utvärderingen har slutsatserna i möjligaste mån baserats på statistiska analyser. Rapporten innehåller ingen detaljerad beskrivning av de statistiska analyserna eftersom rapporten är mer av populärvetenskaplig karaktär, men när ordet "signifikant" används innebär det att det finns ett statistiskt säkerställt samband ( $p < 0,05$ ). De statistiska beräkningarna har utförts med hjälp av bl.a. T-test, F-test, konfidensintervall, chi2-test och 1-vägs ANOVA.

Slutsatserna har i första hand baserats på jämförelser av data före och efter åtgärd. Analysperioden 2010-2015 har fått representera situationen före åtgärd. Analysperioden 2016-maj 2018 representerar situationen efter reduktionsfisket men före aluminiumbehandlingen. Perioden juni 2018-oktober 2020 representerar situationen efter aluminiumbehandlingen. Provtagningen i Växjösjön i juni 2018 gjordes efter den inledande vattenbehandlingen och provtagningen i juli och augusti gjordes under pågående sedimentbehandling. Provtagningarna i Växjösjön från och med september 2018 representerar situationen i sjön efter avslutad aluminiumbehandling. Några andra avgörande åtgärder utfördes inte i Växjösjön under åren 2016-2020.

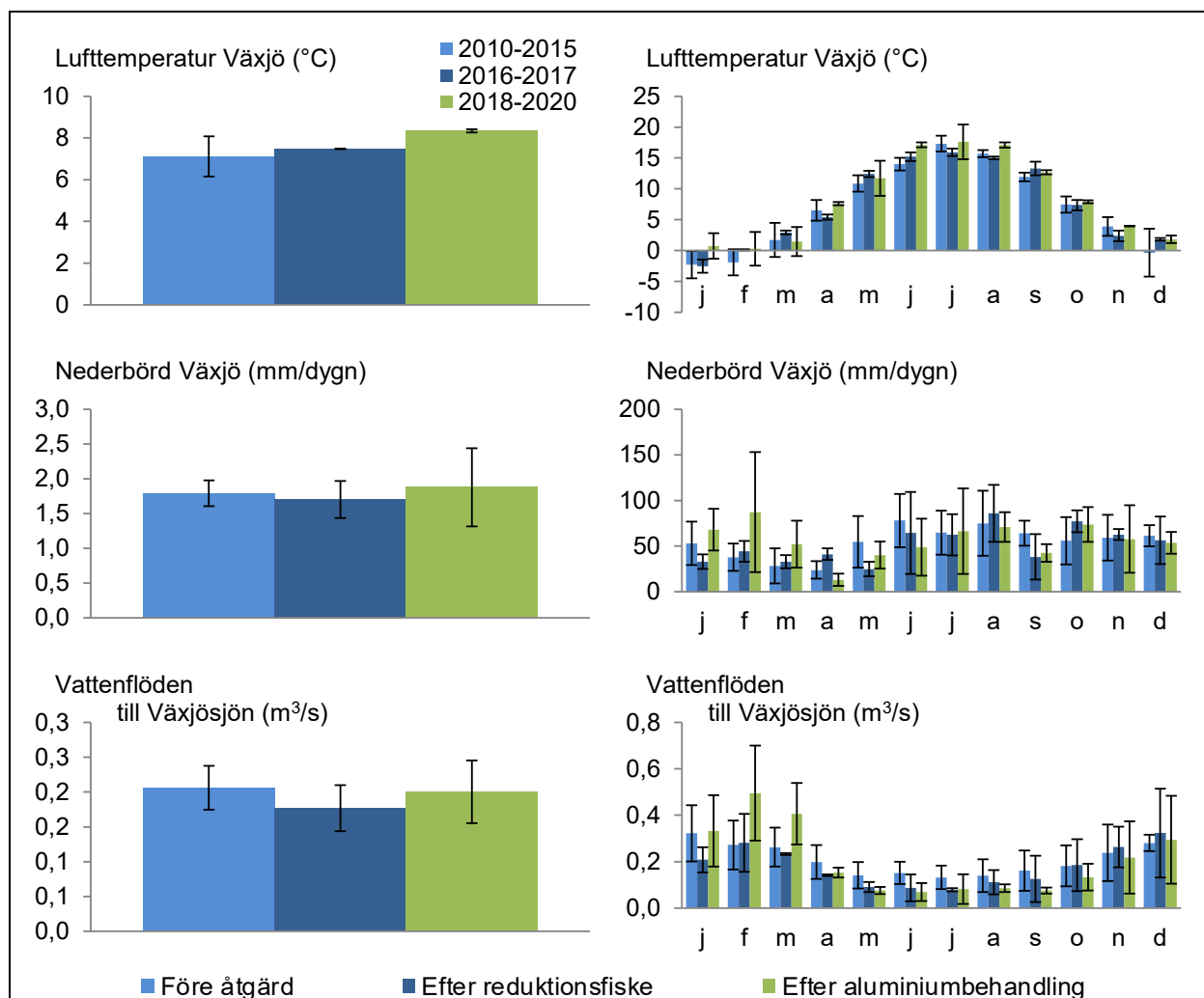
I vissa fall har slutsatserna också baserats på jämförelser med andra sjöar inom Mörrumsåns vattensystem.

## RESULTAT

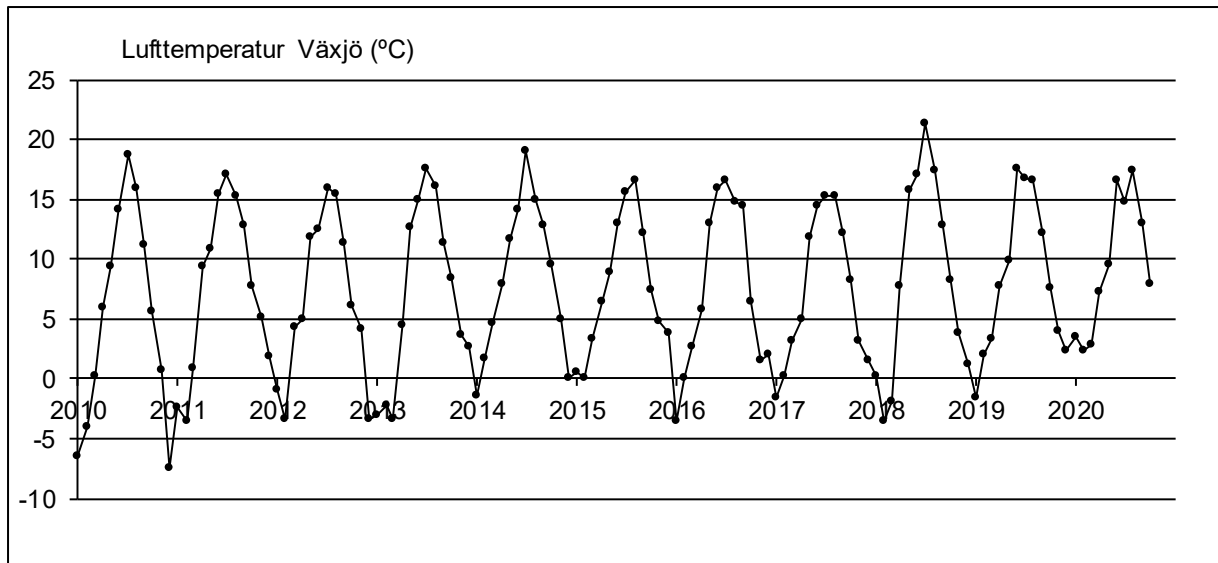
### Temperatur, nederbörd och vattentillrinning

För att underlätta tolkningen av analysresultaten i denna rapport redovisas sammanställda väderdata avseende lufttemperatur, nederbörd och vattentillrinning för de tre utvärderingsperioderna i Figur 2. Väderdata på månadsbasis under perioden 2010-okt 2020 redovisas i Figur 3 till Figur 5. Lufttemperatur och nederbörd har inhämtats från SMHI:s mätstation i Växjö (<https://www.smhi.se/klimatdata/>). Vattentillrinningen till Växjösjön (SMHI S-HYPE <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>) får i stort representera variationen i tillrinnande vatten.

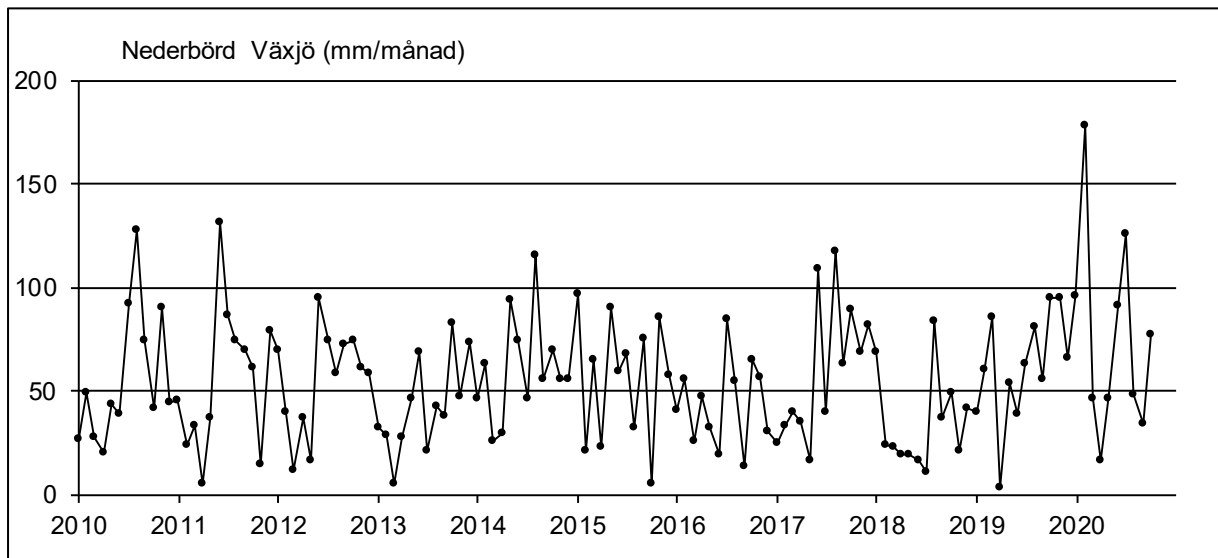
Lufttemperaturen var signifikant högre efter aluminiumbehandlingen jämfört med perioden före åtgärd och perioden med reduktionsfiske. Detta p.g.a. den varma sommaren 2018 och milda vintern 2019/2020. För nederbörd finns ingen signifikant skillnad mellan perioderna, men första halvåret 2018 var en särskilt nederbördsfattig period och februari 2020 var ovanligt nederbördsrik. Vattentillrinningen till Växjösjön var förhållandevis låg under reduktionsfiskeperioden. Bland annat under sommaren 2016 och vintern 2016/2017 var tillrinningen lägre än normalt. Hösten 2017 och vintern 2017/2018 samt vintern 2019/2020 var tillrinningen onormalt stor, men sommaren och hösten 2018 var extremt torr.



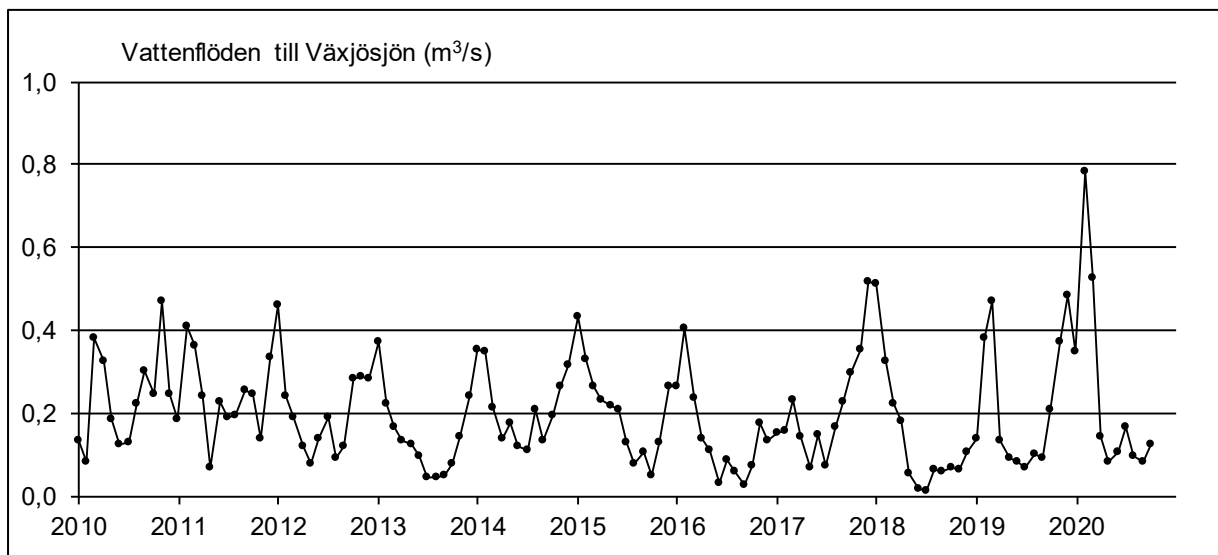
Figur 2. Lufttemperatur och nederbörd i Växjö samt vattenflöden till Växjösjön. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Växjösjön. Månadsmedelvärden (januari-december) har beräknats för respektive period och därefter har årsmedelvärden för respektive period beräknats.



Figur 3. Lufttemperatur vid SMHI:s mätstation i Växjö. Månadsmedelvärden 2010-okt 2020 (SMHI).



Figur 4. Nederbörd vid SMHI:s mätstation i Växjö. Månadsvärden 2010-okt 2020 (SMHI).



Figur 5. Vattenflöden till Växjösjön. Modellerade månadsmedelvärden 2010-okt 2020 (SMHI S-HYPE).



## Vattenkemi

Vattenkemiska undersökningar har genomförts i Växjösjön under flera år såväl före som efter genomförandet av reduktionsfisket samt aluminiumbehandlingen. I denna utvärdering har resultaten från och med år 2010 använts. Resultat och metodik har tidigare redovisats i månads- och årsrapporter för Mörrumsåns recipientkontroll. Rådata redovisas i Bilaga 2.

### "God" status för fosfor efter aluminiumbehandlingen tack vare minskad intern belastning av fosfor från sjöns sediment

De vattenkemiska undersökningarna från Växjösjön visar att fosforhalterna minskade signifikant med ca 20 % efter reduktionsfisket och därefter signifikant med ytterligare ca 30 % efter aluminiumbehandlingen jämfört med före åtgärderna (Figur 6). Totalt sett halverades fosforhalterna i Växjösjön från ca 28 µg/l före åtgärderna till ca 14 µg/l efter aluminiumbehandlingen. Det finns en stark koppling mellan fosforhalter och biologiskt tillstånd i en sjö, där fosforhalter över ca 20-25 µg/l anses motsvara ett näringstillstånd där övergödningen anses kunna accelerera. Efter de senaste årens åtgärder ligger fosforhalterna i Växjösjön under denna gräns.

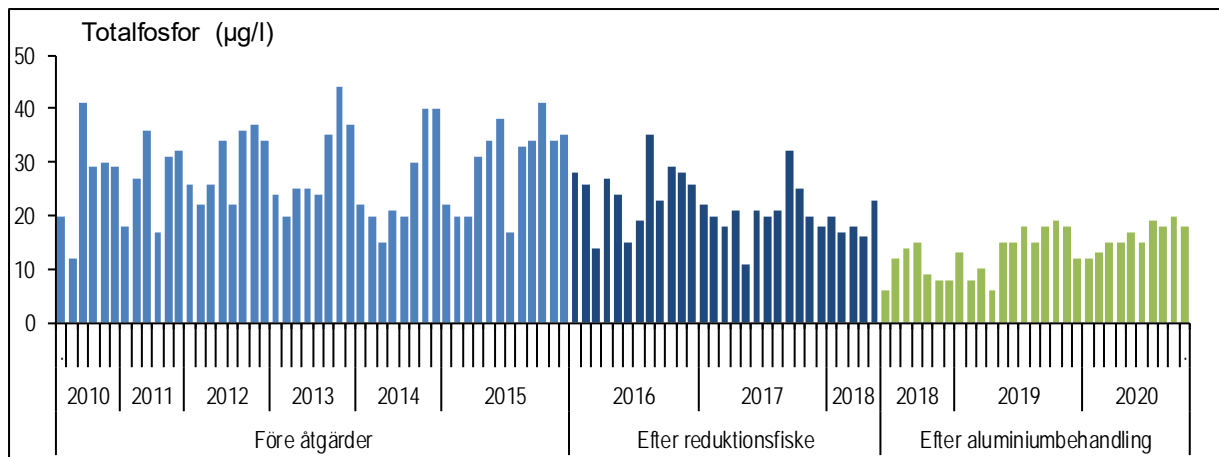
Huvudsyftet med aluminiumbehandlingen var att minska den interna belastningen av fosfor från sjöns näringsrika sediment. Resultaten tyder på att den interna belastningen av fosfor minskat kraftigt eftersom fosforhalterna framför allt minskat under sensommaren, då den interna belastningen tidigare haft stor betydelse för sjöns näringssituation (Figur 7). Före åtgärderna, och även efter reduktionsfisket, syntes en tydlig ökning av fosforhalterna under sensommaren p.g.a. intern belastning, men efter aluminiumbehandlingen förblev fosforhalterna förhållandevis låga under hela sommarsäsongen. Haltökningen i sjön från försommar till sensommar kan till stor del antas bero på den interna belastningen. Före åtgärd (åren 2012-2015) ökade fosforhalterna under sommaren i genomsnitt med ca 20 µg/l, vilket motsvarar drygt 60 kg fosfor beräknat för hela sjöns vattenvolym. Efter reduktionsfisket (åren 2016 och 2017) ökade fosforhalterna med ca 16 µg/l, motsvarande ca 50 kg fosfor. Efter aluminiumbehandlingen (åren 2018-2020) var motsvarande siffra ca 4 µg/l, motsvarande ca 12 kg. Detta skulle i så fall innebära en minskad internbelastning på i storleksordningen 75-80 % efter aluminiumbehandlingen.

Före åtgärderna uppmättes fosfatfosforhalter ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) mellan 20 och 120 µg/l i Växjösjöns bottenvatten vid flera tillfällen, men efter aluminiumbehandlingen var fosfatfosforhalterna i bottenvattnet mestadels under analysens rapporteringsgräns (<2 µg/l) och som högst 2,5 µg/l. Totalfosforhalterna i bottenvattnet har också minskat signifikant från i genomsnitt 65 µg/l före åtgärd till ca 17 µg/l efter aluminiumbehandlingen. Som högst uppmättes en totalfosforhalt på 210 µg/l i bottenvattnet före åtgärd, men efter aluminiumbehandlingen var halten som högst 34 µg/l. Fosforhalterna i bottenvattnet styrs till stor del av vattnets temperaturskiktning och syretillstånd varför man inte direkt kan jämföra resultaten från olika provtagningsstillfällen. Det är dock tydligt att den interna belastningen i sjön kraftigt minskat i omfattning.

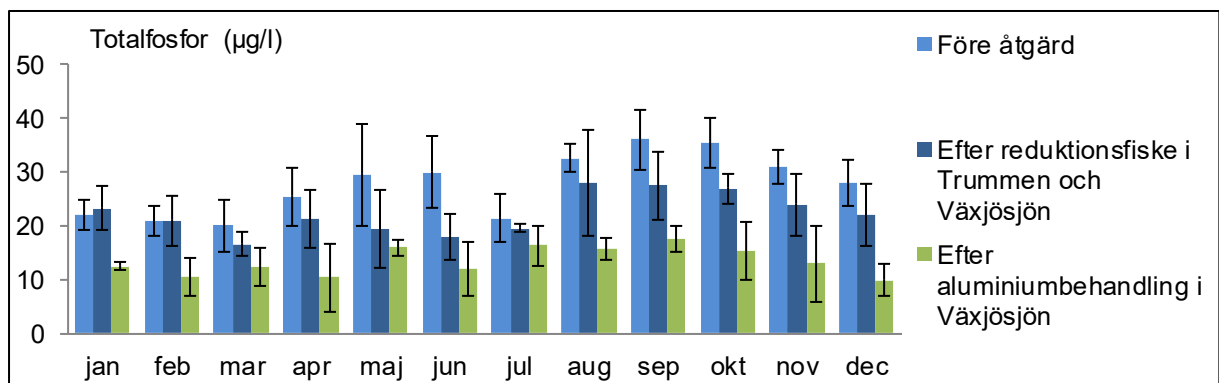
Före åtgärderna bedömdes näringsstatusen avseende fosforhalter i Växjösjön vara "otillfredsställande" men nära gränsen till "måttlig" utifrån Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25, Tabell 2). Efter reduktionsfisket hade fosforhalterna minskat men inom ramen för "måttlig status". Efter aluminiumbehandlingen bedömdes statusen avseende fosfor vara "god" (Tabell 2).

Jämfört med Trummen och två centrala provpunkter i Mörrumsåns vattensystem (Helgasjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet), framträder en tydlig minskning av fosforhalterna i Växjösjön efter aluminiumbehandlingen (Figur 8). I Trummen och Växjösjön gjordes reduktionsfisket åren 2016 och 2017, men Helgasjöns utlopp och mynningen i havet har inte påverkats av motsvarande åtgärder.

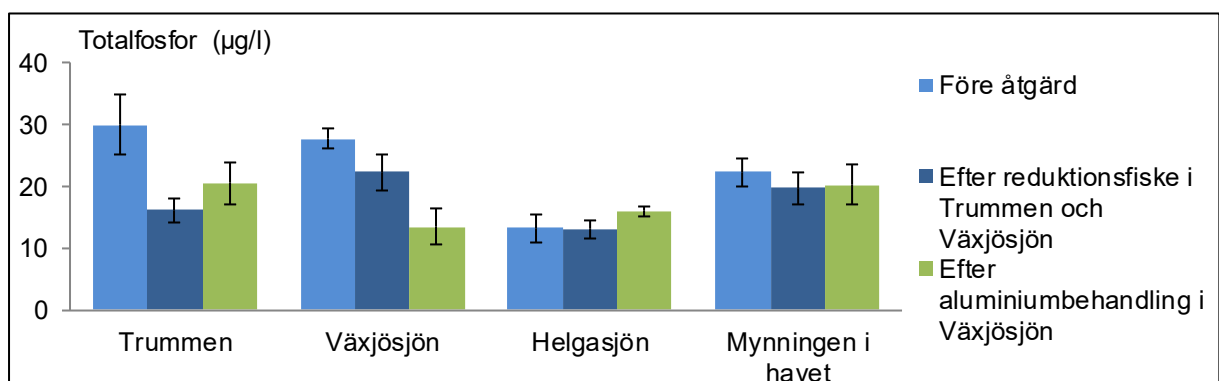




Figur 6. Totalfosforhalter i Växjösjön åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Resultat från sjöns mitt yta har använts för sommarsäsongen maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader.



Figur 7. Totalfosforhalter januari-december i Växjösjön åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Resultat från sjöns mitt yta har använts för sommarsäsongen maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse.



Figur 8. Totalfosforhalter januari-december i Trummen och Växjösjön samt några centrala lokaler inom Mörrumsåns vattensystem (Helgasjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet). Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Trummen och Växjösjön och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Växjösjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse. För Trummen och Växjösjön har resultat från sjöns mitt yta använts för sommarsäsongen maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader.

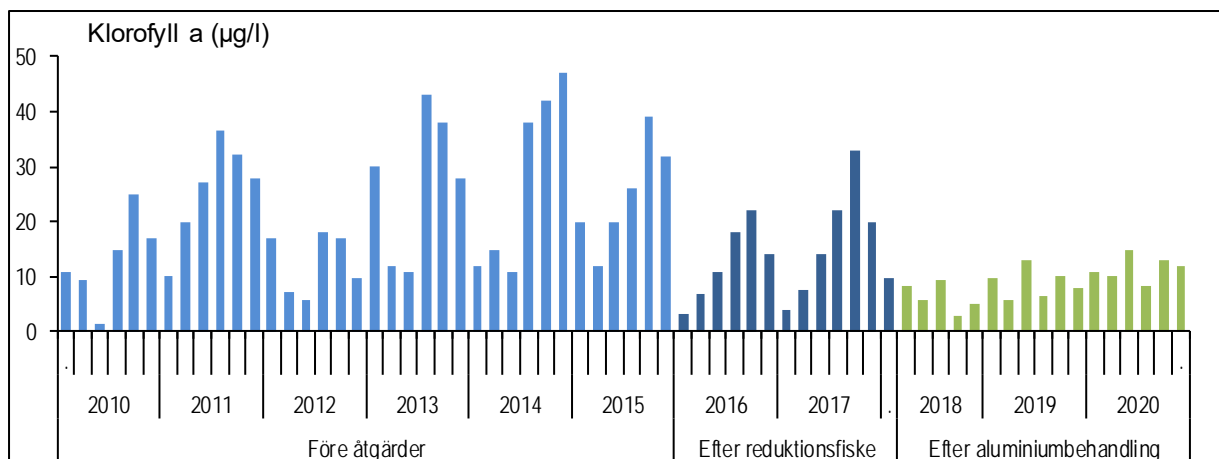
### Minskad klorofyllhalt särskilt i slutet av sommaren och början av hösten

Fosforhalten reglerar oftast primärproduktionen i en sjö och som en första respons på minskande fosforhalter är att algiomassan minskar. Klorofyll är ett av nyckelämnena i algernas fotosyntes och ger därmed en indikation på den totala algiomassan.

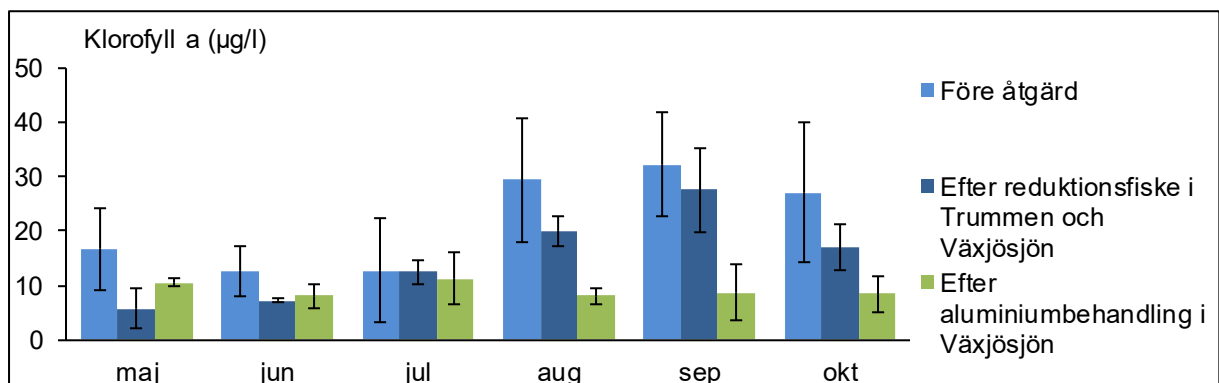
Klorofyllhalten i Växjösjön minskade signifikant med storleksordningen 30 % efter reduktionsfisket och efter aluminiumbehandlingen minskade klorofyllhalten signifikant med ytterligare drygt 30 % jämfört med före åtgärderna (Figur 9 och Figur 11). I början av sommarsäsongen (maj-juli) syns endast en liten minskning av klorofyllhalten efter åtgärderna, men i slutet av sommaren och början av hösten minskade klorofyllhalten markant efter aluminiumbehandlingen (Figur 10).

Statusen för klorofyll ändrades inte efter reduktionsfisket utan var "otillfredsställande" såväl före som efter bedömt utifrån Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25, Tabell 2). EK-värdet ökade (förbättrades) dock, men inom ramen för "otillfredsställande status". Efter aluminiumbehandlingen förbättrades statusen till "god".

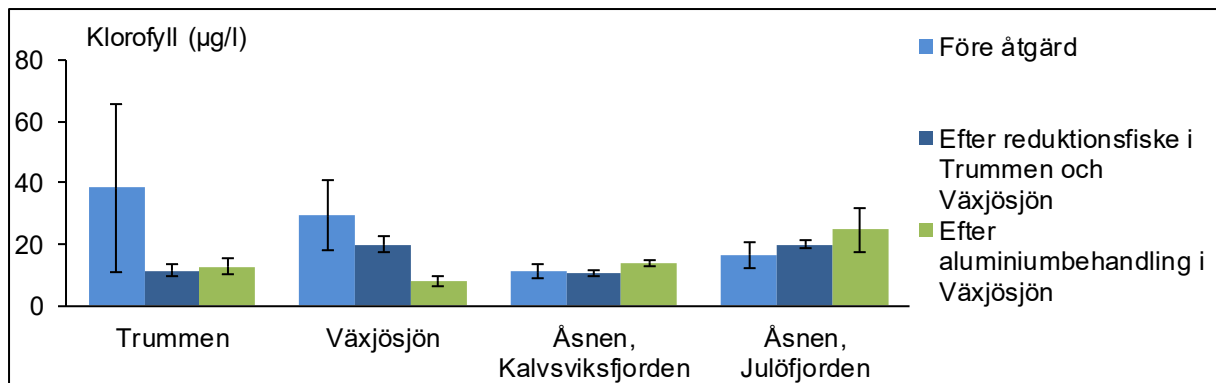
Jämfört med de närliggande sjöarna Trummen och Åsnen (Kalvsviksfjorden och Julöfjorden), som inte behandlats med aluminium framträder också en tydlig minskning av klorofyllhalten i Växjösjön efter aluminiumbehandlingen (Figur 11). I Trummen och Växjösjön gjordes reduktionsfiske åren 2016 och 2017, men i Åsnen har inget reduktionsfiske utförts.



Figur 9. Klorofyll a-halter i Växjösjön åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.



Figur 10. Klorofyll a-halter maj-oktober i Växjösjön åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse



Figur 11. Klorofyll a-halter augusti i Växjösjön och några andra sjöar inom Mörrumsåns vattensystem. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-2017 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Trummen och Växjösjön och 2018-2020 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Växjösjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse.

### Siktdjupet har mer än fördubblats i sjön

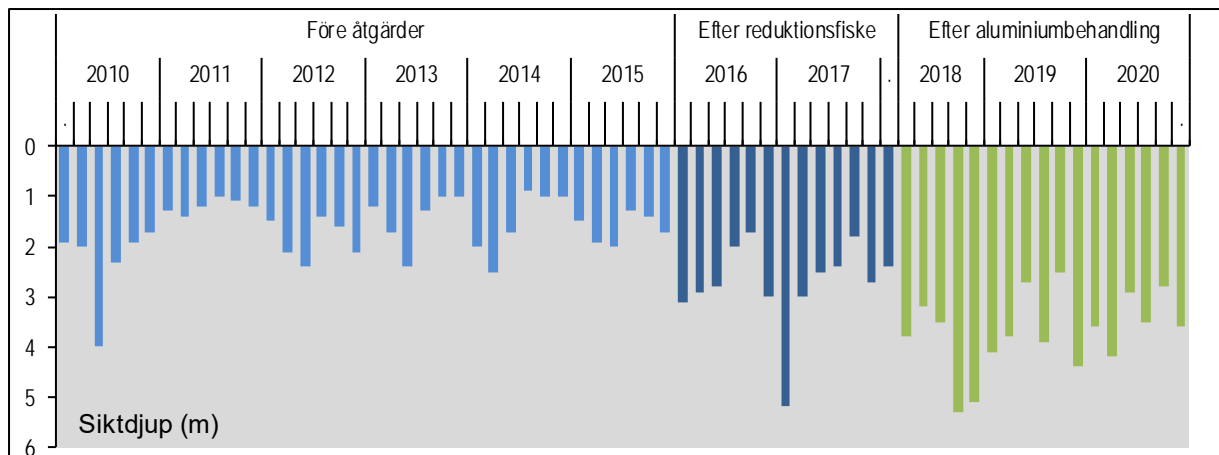
Mätning av turbiditet ger ett mått på vattnets grumlighet och dess innehåll av framför allt partiklar såsom plankton och detritus (dött organiskt material). Vattnets grumlighet är tydligt korrelerad till såväl fosfor- som klorofyllhalter. När fosforhalterna minskade i Växjösjön efter reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen, minskade också klorofyllhalterna, vilken i sin tur minskade vattnets grumlighet. Bioturbation från fisk (d.v.s. uppgrumling av sediment) har också visat sig ha stor betydelse för vattnets grumlighet. Grumligheten minskade signifikant med ca 40 % efter reduktionsfisket och efter aluminiumbehandlingen minskade grumligheten signifikant med ytterligare ca 25 % jämfört med före åtgärderna.

Vattnets grumlighet har stor betydelse för siktdjupet i en sjö. Mätning av siktdjup ger ett mått på vattnets optiska egenskaper och dess innehåll av partiklar såsom plankton och detritus men också lösta humusämnen (vattenfärg).

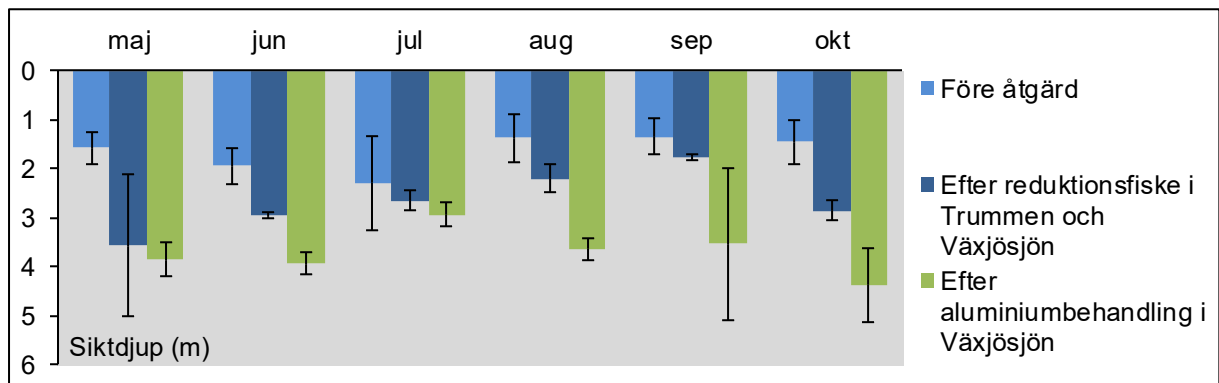
Totalt sett har siktdjupet mer än fördubblats i Växjösjön jämfört med före åtgärderna. Efter reduktionsfisket ökade siktdjupet signifikant med ca 60 % och efter aluminiumbehandlingen ökade siktdjupet signifikant med ytterligare ca 60 % jämfört med före åtgärderna (Figur 12 och Figur 14).

Före åtgärderna bedömdes statusen för siktdjup i Växjösjön vara "måttlig" utifrån Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25, Tabell 2), men efter åtgärderna bedömdes statusen vara "hög". Referensvärdet för siktdjup i Växjösjön har ändrats i denna rapport jämfört med tidigare utvärdering av reduktionsfiskets effekt (SYNLAB 2019). Växjösjön klassas nu som "sjötyp" 1MLK (HVMFS 2017:20) enligt VISS, vilket motsvarar en medeldjup sjö med en alkalinitet på mindre än eller lika med 1 mekv/l och en vattenfärg på mindre än eller lika med 0,06 abs/5 cm. De tre senaste åren har vattenfärgen i Växjösjön i genomsnitt legat kring 0,056 abs/5 cm som årsmedelvärde.

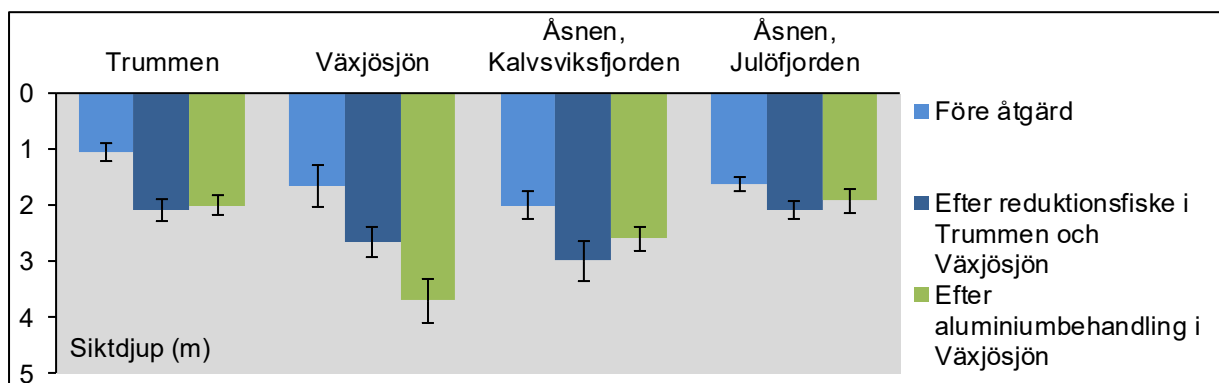
Jämfört med Trummen och Åsnen (Kalvsviksfjorden och Julöfjorden) syns också en tydlig förbättring av siktdjupet i Växjösjön efter aluminiumbehandlingen (Figur 14). I Trummen och Växjösjön gjordes reduktionsfisket åren 2016 och 2017, men i Åsnen har inget reduktionsfiske utförts. Siktdjupet i Åsnen ökade åren 2016 och 2017, vilket sannolikt till stor del kan förklaras av minskad vattenfärg (minskad humushalt). Åren 2018-2020 var vattenfärgen och halten organiskt material (TOC) generellt åter något starkare/högre i regionen, vilket resulterade i något mindre siktdjup i sjöarna, undantaget Växjösjön.



Figur 12. Siktdjup i Växjösjön åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.



Figur 13. Siktdjup maj-oktober i Växjösjön åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse



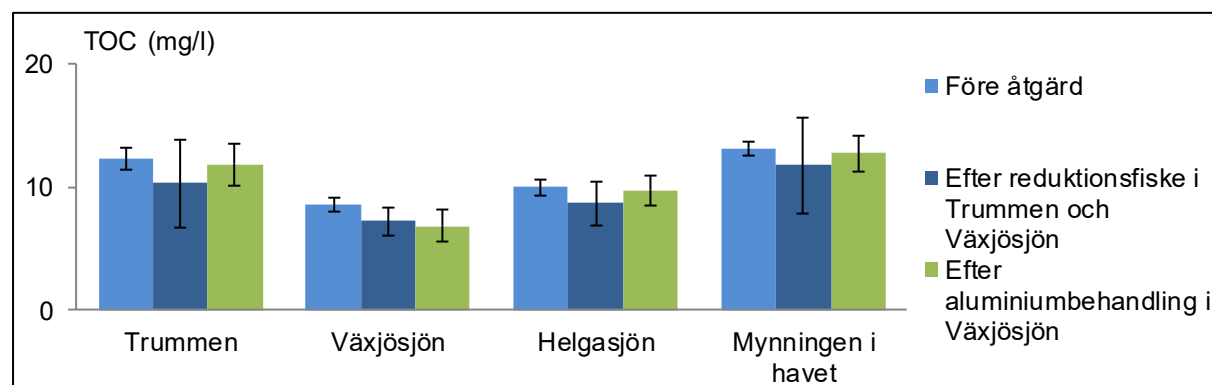
Figur 14. Siktdjup maj-oktober i Växjösjön och några andra sjöar inom Mörrumsåns vattensystem. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Trummen och Växjösjön och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Växjösjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse. Noteras bör att siktdjupet i Trummen efter reduktionsfisket vid flera provtagningstillfällen var större eller mycket större än sjöns maxdjup, ca 2,4 meter (d.v.s. siktskivan syntes tydligt på botten). Bedömningen är att säsongsmedelvärdet för siktdjup i Trummen efter reduktionsfisket kan ha legat nära 2,5 m.

Tabell 2. Bedömning av status med avseende på fosfor, klorofyll och siktdjup i Växjösjön enligt Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25). Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärder, perioden 2016-maj 2018 representerar perioden under reduktionsfisket och perioden juni 2018-oktober 2020 representerar perioden under och efter aluminiumbehandlingen. Siktdjup avser resultat från sjöns mitt maj-oktober, för klorofyll redovisas augustivärden från sjöns mitt och för fosfor har resultat från sjöns mitt yta använts för månaderna maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader

	Totalfosfor			Klorofyll			Siktdjup		
	µg/l	EK-värde	Statusklass	µg/l	EK-värde	Statusklass	meter	EK-värde	Statusklass
<b>Växjösjön</b>									
Före åtgärder	28	0,29	Otillfredsställande	29	0,43	Otillfredsställande	1,7	0,36	Måttlig
Efter reduktionsfiske	22	0,36	Måttlig	20	0,63	Otillfredsställande	2,7	0,59	God
Efter aluminiumbehandling	14	0,56	God	8,1	0,88	God	3,7	0,82	Hög

### Minskad halt organiskt material

Generellt i Mörrumsåns vattensystem minskade halten av organiskt material (TOC) mellan perioderna 2010-2015 och 2016-maj 2018 (Figur 15) i likhet med vattenfärgen (humushalten). För perioden juni 2018-oktober 2020 var TOC-halten generellt åter högre i regionen, så för hela perioden 2010-2020 syns ingen långsiktig signifikant förändring avseende organiskt material. Resultaten från Växjösjön avvek från detta mönster eftersom TOC-halt och vattenfärg signifikant minskat i sjön med ca 20-30 % efter åtgärderna (Figur 15). Nergången i organisk halt är sannolikt kopplad till en minskad primärproduktion i form av växtplankton.

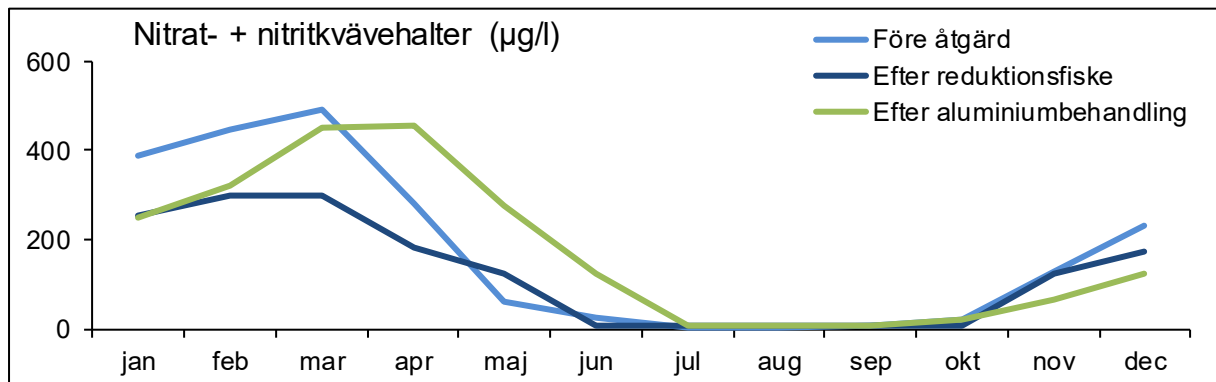


Figur 15. Halter av organiskt material januari-december i Trummen och Växjösjön samt några centrala lokaler inom Mörrumsåns vattensystem (Helgasjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet). Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Trummen och Växjösjön och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Växjösjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse. För Trummen och Växjösjön har resultat från sjöns mitt yta använts för sommarsäsongen maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader.

### Minskad halt organiskt kväve men högre halt löst kväve

För kväve syns, i likhet med TOC, ingen övergripande långsiktig förändring under perioden 2010-2020 inom Mörrumsåns vattensystem. Men i Växjösjön har kvävehalterna minskat signifikant efter åtgärderna med storleksordningen 20 %. Minskningen är i första hand kopplad till organiskt material (organiskt kväve). Nergången i organiskt kväve är sannolikt, på samma sätt som TOC, kopplad till en minskad primärproduktion i form av växtplankton.

Det finns en tendens till att förbrukningen av nitratkväve minskat i Växjösjön under vår och försommar sannolikt p.g.a. minskat upptag och/eller minskad denitrifikation. Minskad denitrifikation kan vara kopplad till förbättrade syreförhållanden i sjön. Efter aluminiumbehandlingen har nitratkvävehalterna varit högre än normalt i april, maj och juni, vilket tyder på en minskad kväveförbrukning i sjön (Figur 16). Ökade halter av nitratkväve sommartid kan vara positivt för sjön då det kan bidra till minskad intern belastning av fosfor (nitrat bidrar till att hålla sedimenten oxiderade, vilket hämmar läckaget av fosfor). Tillgängligt löst kväve sommartid kan också minska risken för blomning av kvävefixerande blågrönalger (hög kväve/fosfor-kvot).



Figur 16. Nitrat- + nitritkvävehalter januari-december i Växjösjön åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Resultat från sjöns mitt yta har använts för sommarsäsongen maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader.

### Ingen generell ökning av aluminiumhalterna i Växjösjöns vatten efter aluminiumbehandlingen

Aluminium finns naturligt i sjöar och vattendrag i förhållandevis höga halter jämfört med andra metaller eftersom aluminium är den vanligaste metallen i jordskorpan. Högst aluminiumhalter i sjöar och vattendrag förekommer normalt under perioder med hög avrinning från omkringliggande marker då tillförseln av organiskt material är stor. I vattensystem med liten sjöandel och höga humushalter är aluminiumhalter upp mot 500-1000 µg/l inte ovanligt i regionen.

I Växjösjön varierade aluminiumhalterna normalt mellan 15 och 100 µg/l före aluminiumbehandlingen (Figur 17). I juni 2018, nära efter vattenbehandlingen, uppmättes en aluminiumhalt på 190 µg/l. Därefter sjönk halterna till normala halter redan i juli. De förhållandevis höga halterna våren 2020 bedöms vara av naturlig karaktär kopplade till hög avrinning.

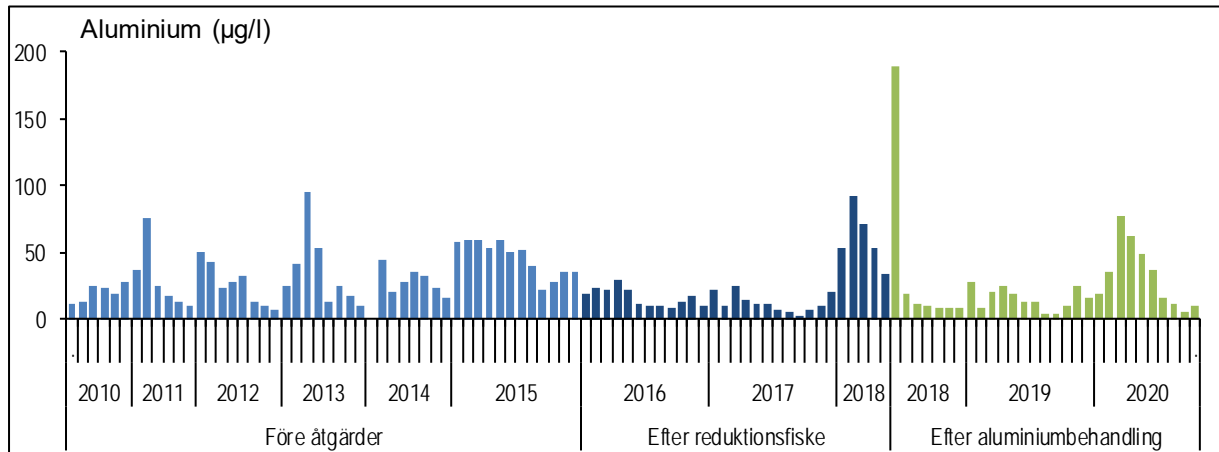
Vid Norra Bergundasjöns utlopp har aluminiumhalterna normalt varierat mellan 20 och drygt 200 µg/l p.g.a. tillförsel av aluminium från Sundets reningsverk. Dessa halter har inte kopplats till några biologiska skador.

Jämfört med några provpunkter i Mörrumsåns vattensystem (Örkens utlopp, Norra Bergundasjöns utlopp, Kråkesjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet), framträder ingen generell ökning av aluminiumhalterna i Växjösjön efter aluminiumbehandlingen (Figur 18). Tack vare ett klarare vatten med lägre halter organiskt material har aluminiumhalterna i Växjösjön snarare minskat jämfört med perioden före åtgärderna. I Figur 18 framgår också att aluminiumhalterna i Växjösjön är bland de lägsta i regionen. Även den förhöjda halten i juni 2018 var i nivå med eller lägre än vad som tillfälligt uppmätts i andra vattenområden inom Mörrumsåns vattensystem.

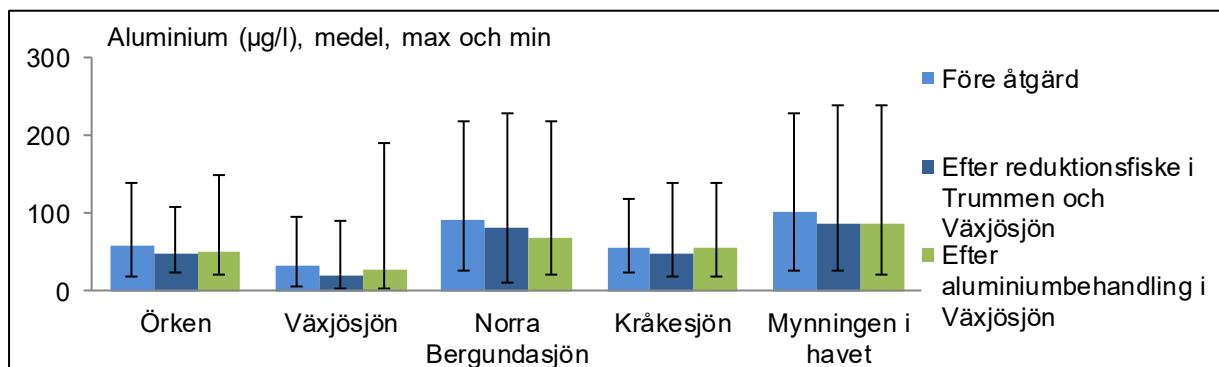
Med aktuell vattenföring ut från Växjösjön under perioden 23 maj, då vattenbehandlingen startade, till provtagningstillfället den 9 juli, då aluminiumhalterna åter var normala i sjön, kan en förhöjd uttransport av aluminium från Växjösjön grovt uppskattas till ca 10 kg. Detta skall



jämföras med tillförd mängd aluminium under vattenbehandlingen på ca 5 ton (5 000 kg). Transporten av aluminium ut från Växjösjön var före åtgärd (åren 2010-2015) i genomsnitt ca 0,58 kg/dygn. Under och efter aluminiumbehandlingen (23 maj 2018-okt 2020) har motsvarande siffra varit 0,51 kg/dygn. Mot bakgrund av detta kan konstateras att varken halter eller uttransport av aluminium ökat efter behandlingen.



Figur 17. Aluminiumhalter i Växjösjöns utlopp åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.



Figur 18. Aluminiumhalter januari-december i Växjösjöns utlopp samt i några centrala lokaler inom Mörrumsåns vattensystem (Örkens utlopp, Norra Bergundasjöns utlopp, Kråkesjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet). Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Trummen och Växjösjön och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Växjösjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt **max- och minimivärden**.

### Inga skadliga halter av oorganiskt aluminium konstaterade i samband med eller efter behandling

Aluminium kan förekomma i olika former där oorganiskt aluminium i höga halter kan vara toxiskt för vattenlevande organismer. Förhöjda och potentiellt skadliga halter av oorganiskt aluminium kan förekomma vid såväl låga som höga pH-värden. I pH-intervallet 6,5 – 8,5 bedöms riskerna för negativa effekter av aluminium som försumbara, i intervallet 6,0-6,5 respektive 8,5-9,0 bedöms riskerna vara små, men vid pH-värden utanför intervallet 6,0-9,0 ökar riskerna exponentiellt. För oorganiskt aluminium är den kritiska nivån för bl.a. laxfisk och mört 30 µg/l och för andra mindre känsliga fiskarter, exempelvis öring och abborre, 50 µg/l (Naturvårdsverket 2002).

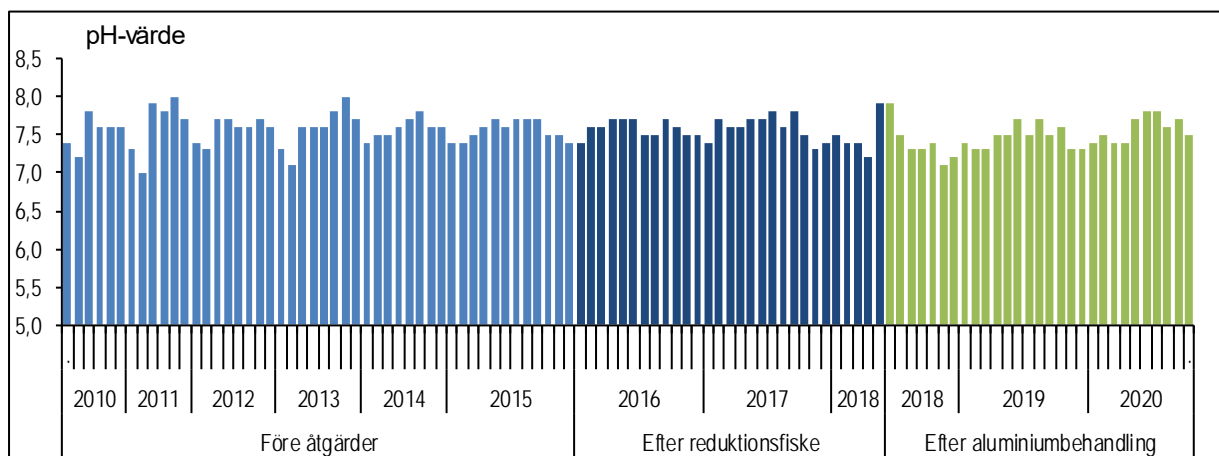
Växjösjöns vatten har normalt mycket god buffertkapacitet (motståndskraft mot pH-förändring) och nära neutrala pH-värden. De flesta aluminiumsalter är något sura när de tillsätts, men den

variant av polyaluminiumklorid som användes för fällning av fosfor i Växjösjön har en buffrande förmåga, vilket bidrar till att förhindra stora förändringar i pH-värde.

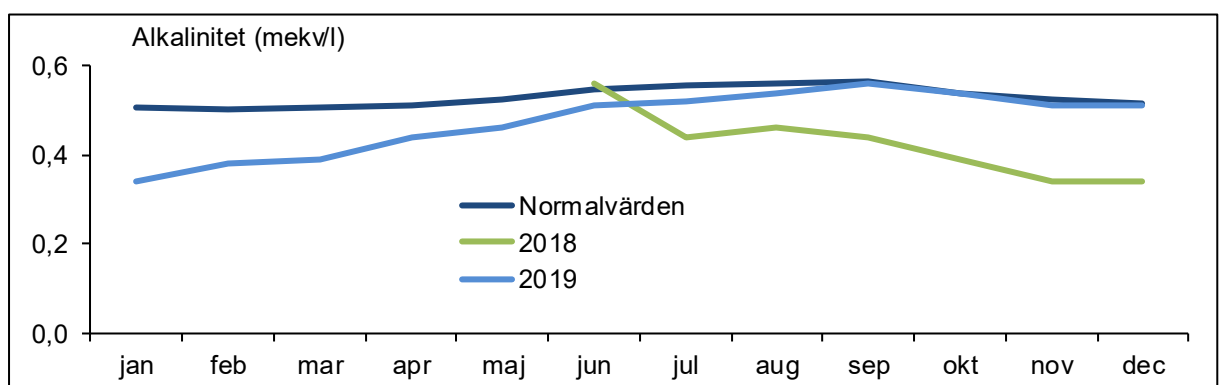
Under sommaren och hösten efter aluminiumbehandlingen år 2018 uppmättes något lägre pH-värden (som mest 0,4 pH-enheter lägre) och något lägre buffertkapacitet (som mest 0,2 mekv/l lägre) i Växjösjön än vad som kan anses vara normalt för säsongen. Buffertkapaciteten var dock fortsatt mycket god (d.v.s. över 0,2 mekv/l) och som lägst uppmättes ett pH-värde på 7,1 i november 2018 (Figur 19). Under våren och sommaren år 2019 ökade buffertkapaciteten i Växjösjön successivt och var från hösten 2019 åter på normala nivåer (Figur 20).

I övergödda sjöar med stor primärproduktion kan höga eller mycket höga pH-värden förekomma sommartid då fotosyntesen driver upp pH-värdet i vattnet. Historiskt sett har pH-värden kring 9-10 noterats i Växjösjön i samband med kraftiga algblomningar, senast år 2004. De senaste 15 åren har pH-värdet varit som högst 8,0. Efter avslutad behandling har pH-värdet i Växjösjön som högst uppmätts till 7,8.

Tack vare mycket god buffertkapacitet i Växjösjöns vatten och att en buffrande variant av polyaluminiumklorid användes bedöms toxiciteten hos aluminium i Växjösjön ha varit försumbar såväl under som efter behandling. Analys av oorganiskt aluminium verifierar denna bedömning då halterna vid samtliga mätillfällen låg under 10 µg/l.



Figur 19. pH-värden i Växjösjön åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Resultat från sjöns mitt yta har använts för sommarsäsongen maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader.



Figur 20. Alkalinitet (buffertkapacitet) januari-december i Växjösjön. Perioden 2010-maj 2018 representerar normalvärden. Aluminiumbehandlingen startade i maj 2018. Resultat från sjöns mitt yta har använts för sommarsäsongen maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader.

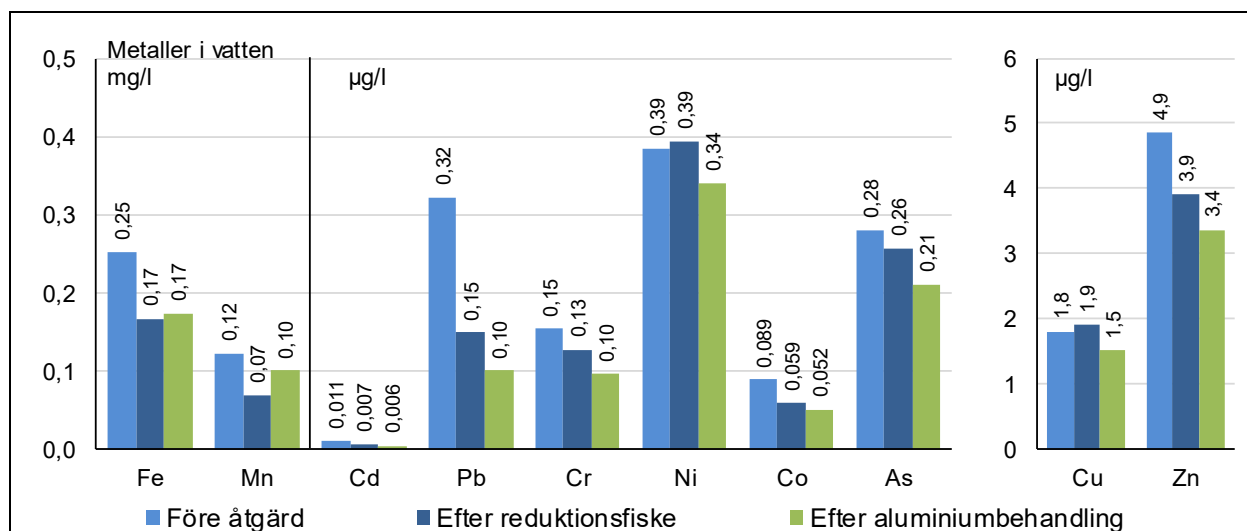
### Lägre metallhalter efter reduktionsfisket och fortsatt låga nivåer efter aluminiumbehandlingen

Utöver aluminium har arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, nickel, zink, järn och mangan analyserats vid utloppet från Växjösjön, samt vid några andra lokaler inom Mörrumsåns vattensystem (bl.a. Örkens utlopp, Kråkesjöns utlopp och mynningen vid Forsbacka) under många år.

I Växjösjön minskade halterna av järn, mangan, zink, kadmium, bly, krom och kobolt, signifikant efter reduktionsfisket (Figur 21). Efter aluminiumbehandlingen har halterna av dessa metaller mestadels legat kvar på den lägre nivån och i flera fall minskat ytterligare (Figur 21). För koppar, nickel och arsenik syntes ingen tydlig minskning efter reduktionsfisket, men efter aluminiumbehandlingen har även dessa metaller minskat signifikant jämfört med före åtgärd.

Metallhalterna har överlag bedömts vara mycket låga och i nivå med naturliga bakgrundshalter. Kopparhalterna får dock anses vara något högre än naturliga bakgrundshalter, men inom ramen för låga halter. Bly har minskat från låga till mycket låga halter.

Generellt i Mörrumsåns vattensystem har metallhalterna minskat sett till hela perioden 2010-2020, men minskningen är större i Växjösjön (i genomsnitt ca 10 % minskning i Mörrumsån jämfört med ca 30 % minskning i Växjösjön). Resultaten från Växjösjön avvek tydligast från den generella trenden i Mörrumsån när det gäller bly, där halten i Växjösjön minskat med ca 70 % (ca 0,22 µg/l) efter åtgärderna jämfört med en genomsnittlig minskning i Mörrumsån på drygt 10 % (0,04 µg/l). Haltminskningen avseende metaller, och då framför allt bly, i Växjösjön är sannolikt kopplad till minskad grumlighet och minskad halt organiskt material.



Figur 21. Metallhalter vid Växjösjöns utlopp åren 2010-2020. Åren 2010-2015 representerar perioden före åtgärd, 2016-maj 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och juni 2018-oktober 2020 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.

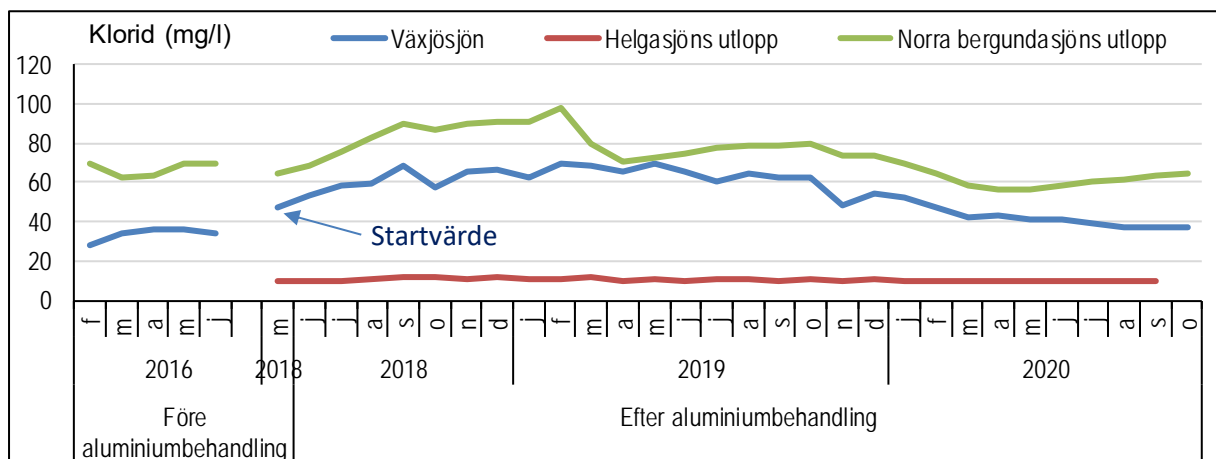
### Liten ökning av kloridhalterna

Halterna av klorid varierar i regel förhållandevis lite i sjöar under året. En viss variation kan dock förekomma kopplad till koncentrations- och utspädningseffekter. Under perioden 1971 till 1993 genomfördes sjöinventeringar med bland annat mätningar av klorid i Växjösjöarna. Dessa visade ett medelvärde för klorid i Växjösjön på 37 mg/l. Inför aluminiumbehandlingen utfördes mätningar av klorid under våren 2016 med första provtagningen i februari och sista i juni (Figur 22). Ytterligare en referensmätning före aluminiumbehandlingen gjordes i maj 2018 (Figur 22). Kloridhalten i Växjösjön i maj 2018 var 47 mg/l, vilket får antas vara startvärdet före behandlingen.

Under själva behandlingen steg kloridhalterna i Växjösjön till 68 mg/l, d.v.s. med drygt 40 % (Figur 22) i september 2018. Därefter varierade halten något, men var som högst 70 mg/l i februari och maj 2019. I mitten av år 2019 började värdena minska, och våren 2020 var halterna lägre än startvärdet i maj 2018.

Vid Norra Bergundasjöns utlopp har kloridhalterna de senaste åren normalt varierat mellan 60 och 100 mg/l (Figur 22) p.g.a. tillförsel av klorid från Sundets reningsverk. Halterna steg även i Norra Bergundasjön under den extremt torra sommaren och hösten 2018. Våren 2019 sjönk kloridhalterna igen efter några månader med förhållandevis höga vattenflöden och därmed större utspädning av reningsverkets vatten. Uppmätta kloridhalter i Norra Bergundasjön har inte kopplats till några biologiska skador. Uppmätta halter i Växjösjön under och efter aluminiumbehandlingen ligger också långt under de gränsvärden för ekotoxikologiska effekter som EPA (United States Environmental Protection Agency) har tagit fram för klorid (akut 860 mg/l respektive kronisk 230 mg/l).

Vid Helgasjöns utlopp var kloridhalterna låga under hela undersökningsperioden (Figur 22).



Figur 22. Kloridhalter i Växjösjön, Norra Bergundasjön och Helgasjöns utlopp före och efter aluminiumbehandlingen i Växjösjön år 2018. Startvärdet i Växjösjön före aluminiumbehandlingen är markerat i diagrammet.

## Slutsats

De vattenkemiska undersökningarna i Växjösjön efter utförd aluminiumbehandling år 2018 visade på mycket tydliga förbättringar av vattenkvaliteten vad gäller bland annat siktdjup, grumlighet samt halter av klorofyll och fosfor.

Reduktionsfisket, som utfördes åren direkt före aluminiumbehandlingen, bidrog till en förbättrad vattenkvalitet och ökade möjligheterna att uppnå avsedd effekt med aluminiumbehandlingen. Efter reduktionsfisket var statusen dock "måttlig" avseende fosfor, "otillfredsställande" för klorofyll men siktdjupet visade "god" status. Efter reduktionsfisket bedömdes den interna belastningen av fosfor från sedimenten fortsatt ha stor betydelse för sjöns näringsstatus. Efter aluminiumbehandlingen år 2018 bedömdes statusen vara "god" avseende fosfor och klorofyll samt "hög" för siktdjup, vilket betyder att behandlingen gett önskad effekt.

Den viktigaste mekanismen bakom förbättringen efter aluminiumbehandlingen är att den interna belastningen av fosfor från sedimenten minskat. Detta syns tydligt genom lägre fosforhalter sommartid samt lägre fosfatfosforhalter i sjöns bottenvatten. Efter aluminiumbehandlingen uppmättes särskilt stor förbättring under sensommar och tidig höst, då den interna belastningen av fosfor från sedimenten, tidigare år, haft stor betydelse för sjöns närings-situation även efter reduktionsfisket. Med minskad internbelastning av fosfor minskade

---

fosforhalterna och därmed övergödningen av sjön. Som respons på minskade fosforhalter minskade algiomassan (klorofyllhalterna) och vattnet blev klarare.

Efter reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen har siktdjupet mer än fördubblats, grumligheten har minskat med ca 65 %, klorofyllhalten har minskat med ca 60 % och fosforhalterna har halverats jämfört med perioden före åtgärderna. Tillsammans med reduktionsfisket har aluminiumbehandlingen därmed skapat vattenkemiska förutsättningar för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön i Växjösjön.

I utredningsarbetet inför aluminiumbehandlingen konstaterades risker för låga pH-värden och skadligt höga halter av aluminium (oorganiskt aluminium) i samband med eller efter behandling. Dessa risker har kunnat minimeras tack vare att Växjösjöns vatten normalt har mycket god buffertkapacitet och nära neutrala pH-värden samt att den variant av polyaluminiumklorid som användes för fällning av fosfor i Växjösjön hade en buffrande förmåga. Inga låga eller höga pH-värden uppmättes och analys av oorganiskt aluminium verifierade att toxiciteten hos aluminium var försumbar.

## Växtplankton

Växtplanktonundersökningar har genomförts i Växjösjön sex gånger årligen under flera år såväl före som efter genomförandet av reduktionsfisket samt aluminiumbehandlingen. I denna utvärdering har resultaten från och med år 2010 använts. Data från perioden 2010–2017 har hämtats från webbtjänsten Miljödata MVM och för perioden 2018–2020 har samma resultat använts som rapporteras i årsrapporterna för Mörrumsåns recipientkontroll åren 2018 och 2019 samt från kommande rapport år 2020. Metodik har tidigare redovisats i årsrapporterna för Mörrumsåns recipientkontroll. Rådata redovisas i Bilaga 3.

Perioden 2010–2015 representerar förhållandena före reduktionsfisket och medelvärdena för perioden 2016 till maj 2018 har använts för utvärderingen av reduktionsfiskets effekt. Perioden juni 2018 till oktober 2020 har använts för utvärderingen av aluminiumbehandlingsens effekt. Statistiska jämförelser har gjorts med t-tester.

Näringsstatusen har, i enlighet med Havs och vattenmyndighetens tidigare bedömningsgrunder (Havs och vattenmyndigheten 2013), beräknats med hjälp av tre delparametrar: totalbiomassa, andel cyanobakterier och TPI (trofiskt planktonindex). Växtplanktonbiomassans mängd varierar mellan åren beroende på vilka väderförhållanden som råder och om provtagningen sker mitt under blomning av cyanobakterier eller ej. Trots att biomassan av växtplankton kan variera så ändras inte statusen så lätt mellan åren. Intervallen för de olika statusklasserna är relativt stora och en sjö med "dålig" status (>6 mg/l) har tio gånger större biomassa än en sjö med "hög" status (<0,6 mg/l). En annan förklaring är att TPI (trofiskt planktonindex), som bygger på förekomst och biomassan av arter med olika näringspreferenser, ofta varierar mindre mellan åren.

### Minskad algbiomassa, ingen massförekomst av cyanobakterier och "god" status för växtplankton efter aluminiumbehandlingen

Medelvärdet för den totala växtplanktonbiomassan i Växjösjön är lägre för perioden efter reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen än perioden före åtgärderna. Redan efter reduktionsfisket ses en minskning av växtplanktonbiomassan, dock ej signifikant, men efter aluminiumbehandlingen ses en signifikant minskning. Jämfört med före åtgärd har totalbiomassan minskat med storleksordningen 65 % efter åtgärderna (Figur 23).

I mer näringsrika sjöar utgör ofta cyanobakterier och kiselalger den största delen av biomassan och det är framför allt cyanobakterierna som minskat i Växjösjön efter åtgärderna (Figur 24). År 2016, efter reduktionsfisket, förekom stora mängder cyanobakterier i augusti och september, men totalt sett minskade cyanobakterierna signifikant efter reduktionsfisket jämfört med före åtgärd. Effekten av aluminiumbehandlingen var även den signifikant avseende cyanobakterier och den var särskilt tydlig i månaderna augusti och september. Efter aluminiumbehandlingen har inga massförekomster av cyanobakterier noterats jämfört med före åtgärd då mängden cyanobakterier var stor eller mycket stor vid flera provtagningstillfällen. Effekten av åtgärderna sett till mängden kiselalger är betydligt mer svårtolkad. Variationen är stor både mellan månader och perioder efter åtgärder (Figur 23).

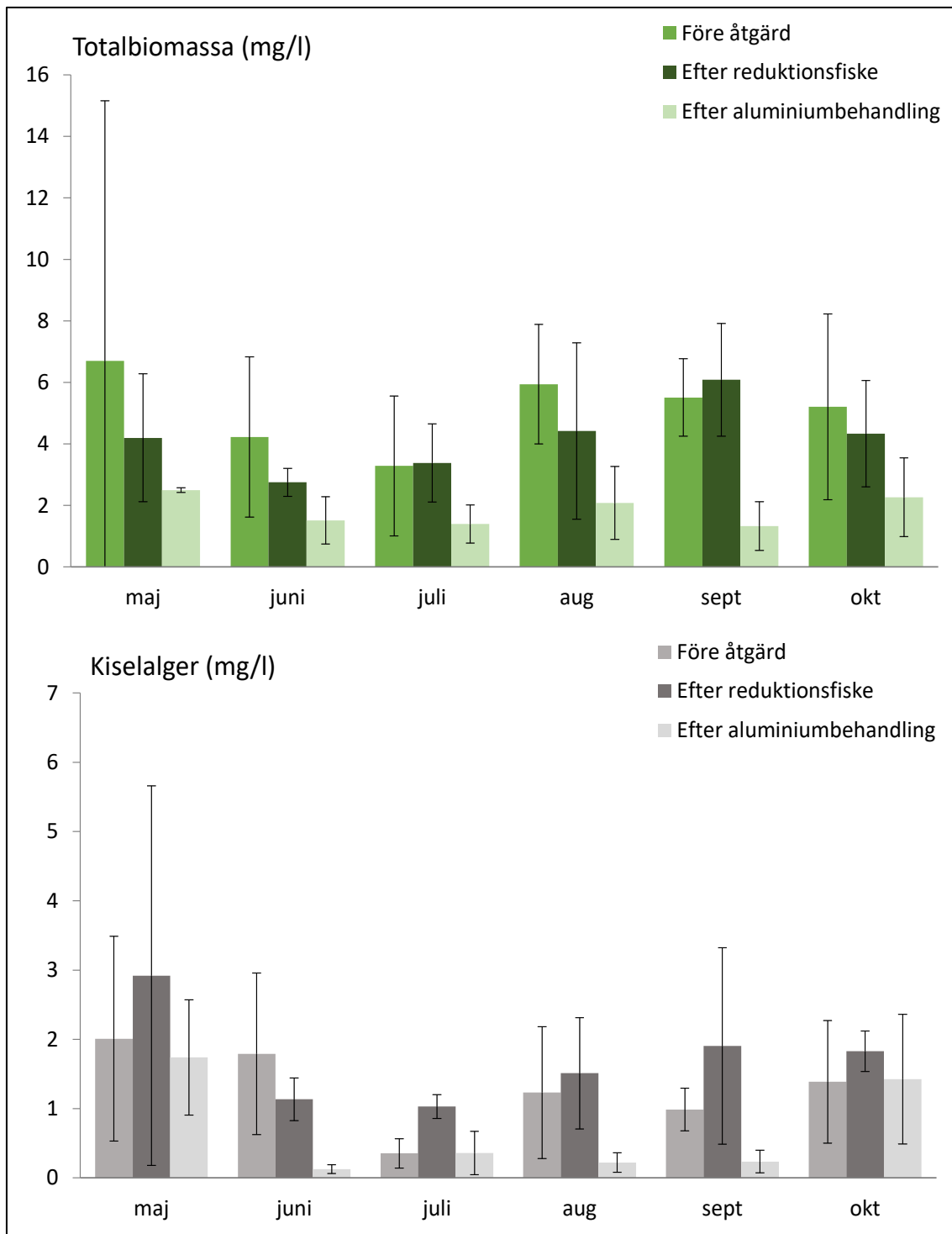
Medelbiomassan av guldalger, vilka trivs bäst under näringsfattiga förhållanden, är större efter reduktionsfisket än före åtgärd, men variationen är stor mellan åren så skillnaden är inte signifikant (Figur 24). Efter aluminiumbehandlingen har mängden guldalger tenderat att öka ytterligare, men på grund av den stora variationen mellan åren är skillnaden inte signifikant.

Eftersom de näringsgynnade arterna dominerat i Växjösjön har TPI-värdet i augusti visat på "otillfredsställande" status under perioden 2010–2016 (Figur 25). År 2017 visade TPI-värdet i augusti på "måttlig" status. Lägsta TPI-värdet i Växjösjön noterades i augusti 2018, i direkt anslutning till aluminiumbehandlingen, och visade på "god" status. År 2019 visade TPI-värdet

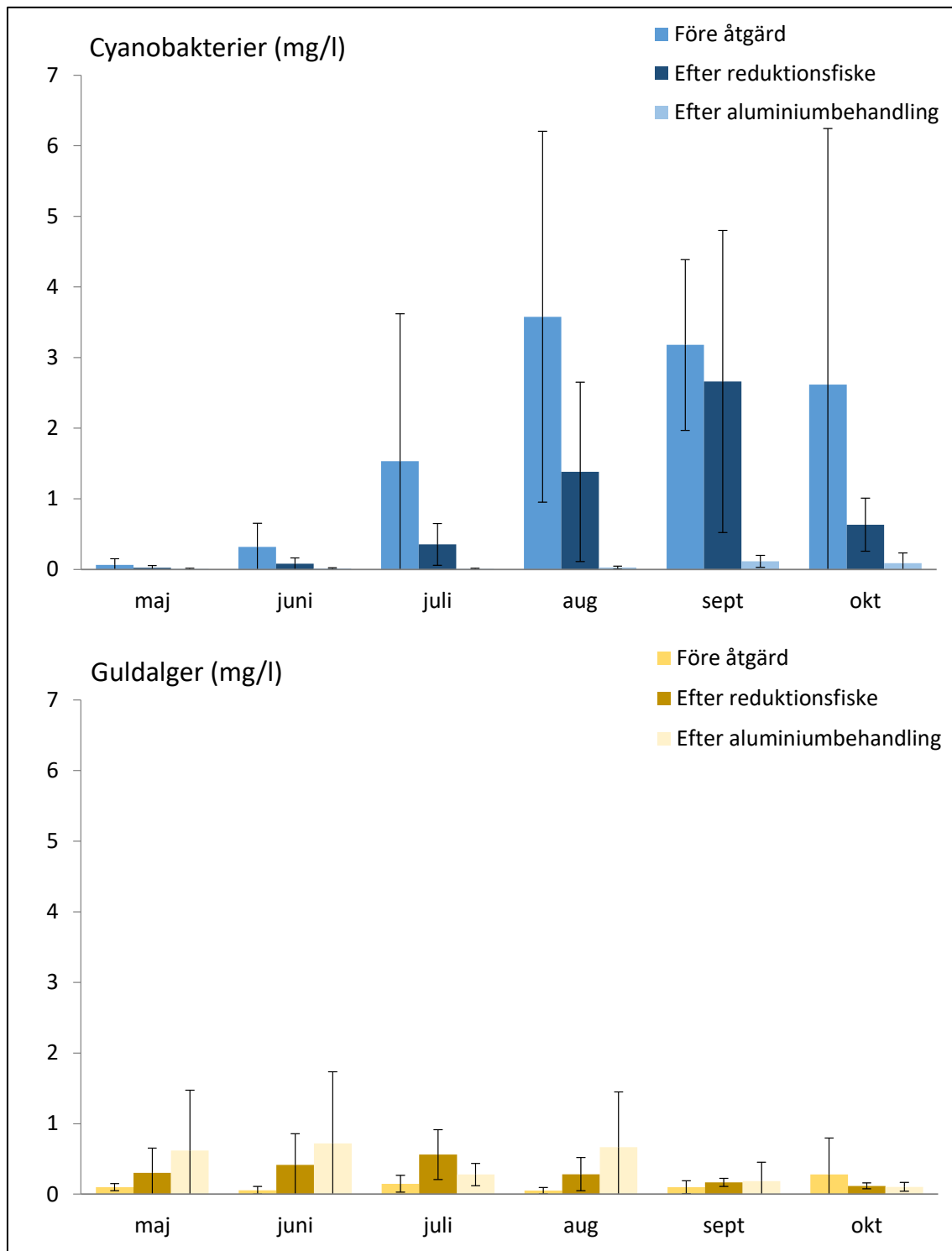


återigen på "otillfredsställande" status med en dominans av näringsgynnade arter och år 2020 visar TPI-värdet på "måttlig" status.

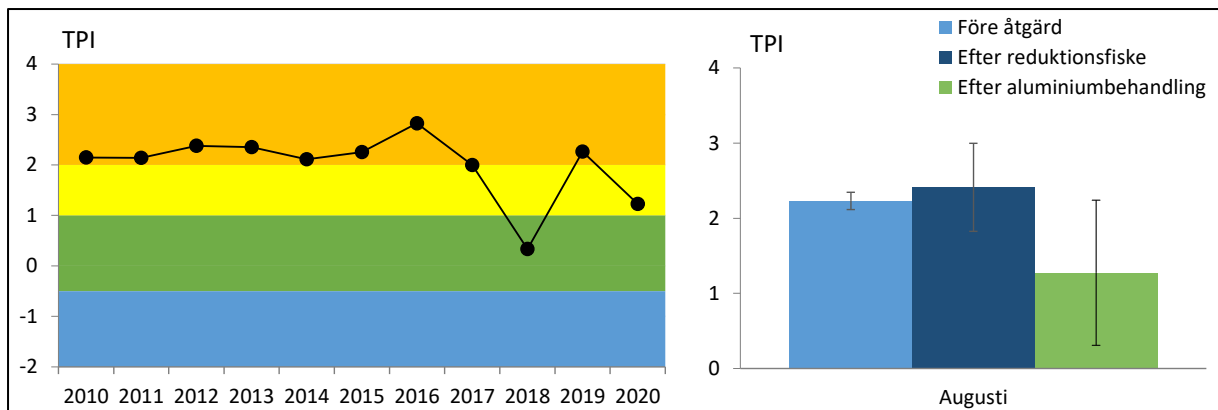
Näringsstatusen i augusti i Växjösjön var "måttlig" till "otillfredsställande" under hela perioden före aluminiumbehandlingen (2010-2017) och "god" därefter (2018-2020, Figur 26). Statusklassningen baseras på det numeriska värdet som är en sammanvägning av totalbiomassa, andel cyanobakterier och TPI-värde.



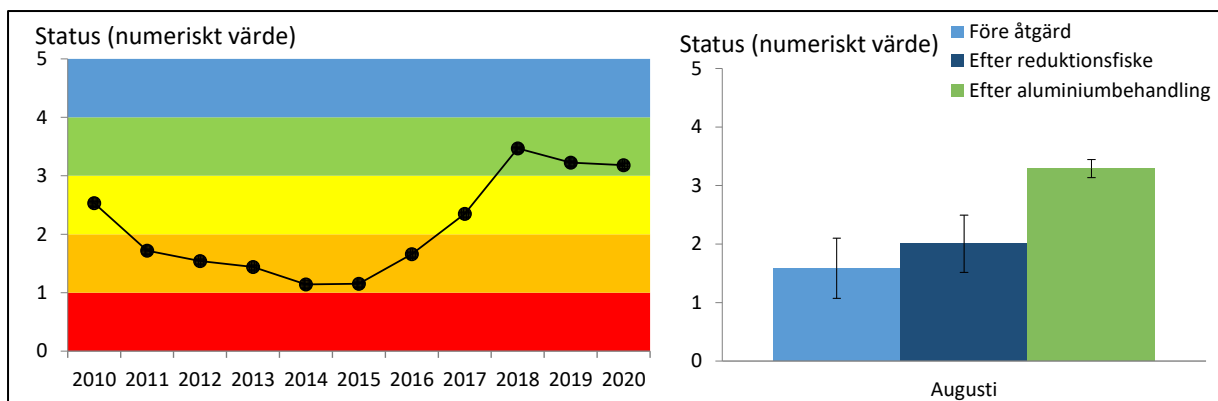
Figur 23. Totalbiomassa (mg/l) och Kiselalger (mg/l) i Växjösjön före och efter reduktionsfiske samt efter aluminiumbehandling. Perioden 2010 – 2015 representerar förhållandena före åtgärd. Perioden 2016 – maj 2018 representerar situationen efter reduktionsfiske. Perioden juni 2018 – oktober 2020 representerar situationen efter aluminiumbehandling. Diagrammen visar månadsmedelvärden (maj-oktober) i sjöns mitt samt standardavvikelse.



Figur 24. Cyanobakterier (mg/l) och Guldalger (mg/l) i Växjösjön före och efter reduktionsfiske samt efter aluminiumbehandling. Perioden 2010 – 2015 representerar förhållandena före åtgärd. Perioden 2016 – maj 2018 representerar situationen efter reduktionsfiske. Perioden juni 2018 – oktober 2020 representerar situationen efter aluminiumbehandling. Diagrammen visar månadsmedelvärden (maj-oktober) i sjöns mitt samt standardavvikelse.



Figur 25. T.v. TPI (trofiskt planktonindex) för Växjösjön 2010 – 2020. Bakgrunden visar gränserna för olika statusklasser. Orange= otillfredsställande status, gult= måttlig status, grönt= god status och blått= hög status. T.h. Medelvärde samt standardavvikelse för TPI i augusti månad för Växjösjön före och efter reduktionsfiske samt efter aluminiumbehandling. Perioden 2010 – 2015 representerar förhållandena före åtgärd. Perioden 2016 – 2017 representerar situationen efter reduktionsfiske. Perioden 2018 – 2020 representerar situationen efter aluminiumbehandling.



Figur 26. T.v. Näringsstatusen (numeriskt värde) för Växjösjön i augusti för perioden 2010 – 2020. Bakgrunden visar vart gränsen går för olika statusklasser. Rött= dålig status, orange= otillfredsställande status, gult= måttlig status, grönt= god status och blått= hög status. T.h. Status (numeriskt värde) i augusti månad för Växjösjön före och efter reduktionsfiske samt efter aluminiumbehandling. Perioden 2010 – 2015 representerar förhållandena före åtgärd. Perioden 2016 – 2017 representerar situationen efter reduktionsfiske. Perioden 2018 – 2020 representerar situationen efter aluminiumbehandling.

## Slutsats

Undersökningarna av växtplanktonsamhället i Växjösjön visar att reduktionsfisket och aluminiumbehandling har gett effekter i önskad riktning. Jämfört med perioden före åtgärderna var medelvärdet av växtplanktonbiomassan och mängden cyanobakterier signifikant lägre efter åtgärderna. Näringsstatusen, som är en sammanvägning av totalbiomassa, andel cyanobakterier och TPI-värde, har också förbättrats från "måttlig"–"otillfredsställande" status under perioden 2010–2017 till "god" status under perioden efter aluminiumbehandling (2018–2020).

## Djurplankton

En aluminiumbehandling med avsikt att reducera den interna fosforbelastningen kan, hypotetiskt, påverka sjöars djurplanktonsamhällen på många olika sätt: 1) Direkta effekter kan bestå av eventuell toxisk verkan hos aluminium, mekaniska effekter av utfällda aluminiuminnehållande flockar i sjövattnet, eller effekter av aluminiumflockar på eller i sedimentet där många arter av djurplankton har sina vilstadier. Den toxiska effekten brukar dock ofta antas vara obetydlig vid de neutrala eller höga pH-värden (pH 6-9) som vanligtvis råder i övergödda sjöar. 2) Indirekt effekter på djurplankton kan uppkomma dels när behandlingen påverkar andra arter eller andra nivåer i näringsväven dels när basala egenskaper hos den kemisk-fysikaliska miljön förändras. Centralt för djurplanktonutvecklingen är aluminiumbehandlingens effekter på födobasen växtplankton, olika större evertebrata planktonpredatorer (t.ex. *Leptodora*, *Cyclops*, *Chaoborus*), samt på fisk. Ett exempel på indirekta effekter av förändrade fysikaliska-kemiska egenskaper är aluminiumbehandlingens påverkan på vattnets transparens. När mängden växtplankton reduceras på grund av fosforfastläggningen påverkas ju inte bara födobasen för djurplankton. Det klarare vatten förändrar även villkoren för visuellt beroende fisk och därmed även många relationer i näringsväven där djurplankton och fisk ingår. Det finns således många hypotetiska faktorer som kan påverka ett djurplanktonsamhälle efter en aluminiumbehandling. De olika faktorerna kan dessutom vara mer eller mindre viktiga beroende på om aluminium tillsätts till den fria vattenmassan eller injiceras i sedimenten och deras roll kan förändras allt eftersom tiden går efter åtgärden.

Växjösjön behandlades med aluminiumklorid under sommaren 2018 (23 maj - 13 aug) med avsikt att reducera den interna fosforbelastningen och därmed de upprepade algbloomingarna. Behandlingen resulterade i många eftersträvade effekter, t.ex. lägre fosforhalter, ett reducerat växtplanktonsamhälle, ett ökat siktdjup och en ökad utbredning av undervattensvegetationen.

Syftet med denna redovisning är i första hand att beskriva djurplanktonutvecklingen efter aluminiumbehandling i Växjösjön. Utvecklingen sätts i relation till djurplanktonsamhällets egenskaper under ett tidigare studerat referensår (2012) och i relation till de förändringar som skedde efter de upprepade reduktionsfisker som genomfördes från och med senhösten 2015 och som avslutades i anslutning till aluminiumbehandlingens start.

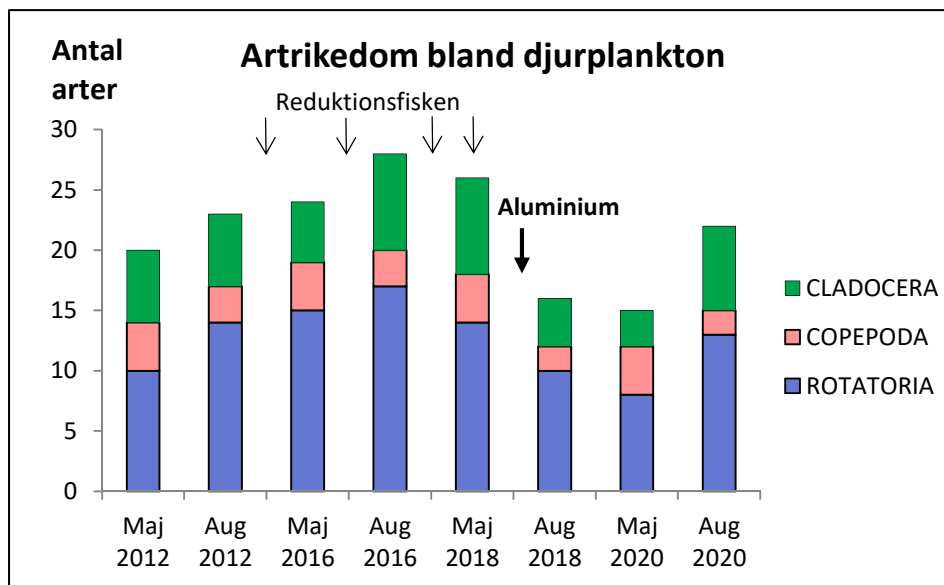
Det finns normalt en betydande variation inom och mellan år i täthet och sammansättning av djurplanktonsamhällen i svenska sjöar, inte minst beroende på klimatvariationer. Det bör poängteras att det inte funnits utrymme för undersökningar i någon kontrollsjö vad gäller aluminiumbehandlingens effekter på djurplankton. Detta försvårar möjligheten att bedöma de underliggande inom- och mellanårsvariationernas potentiella roll och vilka påverkansfaktorer som varit viktiga, vilket sammantaget ger en betydande osäkerhet vid tolkningen av resultaten.

Djurplankton provtogs två gånger per säsong (maj och augusti) under åren 2016, 2018 och 2020 och ett flertal gånger under referensåret 2012 men endast data från maj och augusti används som jämförelse här. Metodiken har inte ändrats under undersökningsperioden. Provtagnings-, laboratorie- och analysarbete har genomförts med samma utrustning och av samma personal, vilket stärker jämförbarheten mellan åren. Metodiken finns beskriven i detalj i "Åtgärdsstrategi för Växjösjöarna, Etapp 1 av 3, Undersökningar och beslutsunderlag" (ALcontrol AB & DHI 2014). Rådata redovisas i Bilaga 4.

Artrikedomen minskade efter aluminiumbehandling men har sedan ökat igen

Sammantaget identifierades 47 arter/taxa av djurplankton under undersökningsperioden. Av dessa var 32 rotatorier, 11 cladocerer och 4 copepoder. Det skedde en påtaglig nedgång i artrikedomen omedelbart efter aluminiumbehandlingen (Figur 27) med låg artrikedomen i augusti 2018 och även i maj 2020. Det är knappast troligt att aluminiumbehandlingen hade direkta negativa effekter ännu två år efter aluminiumbehandlingen så även effekter via födoresurs och predationsförhållanden kan ha haft betydelse för förändringarna i artrikedomen. Vid den sista provtagningen i augusti 2020 hade dock artrikedomen ökat igen. Den avvek då inte jämfört med motsvarande tidpunkt under referensåret (augusti 2012) men det uppmätta värdet var fortfarande lägre än de maxvärden som uppmättes under åren efter reduktionsfiskets start.

De vanligaste djurplanktonarterna i Växjösjön, sett till hela undersökningsperioden, har varit rotatorierna *Keratella cochlearis* och *Polyarthra* spp., cladocerer inom släktena *Bosmina* och *Daphnia* samt copepoderna *Eudiaptomus gracilis* och *Thermocyclops oithonoides*. Några av dessa hade kortvariga täthetsminima i nära anslutning till aluminiumbehandlingen. Det gäller *Bosmina* spp och *Eudiaptomus gracilis*, som helt saknades i proverna i augusti 2018. Det förekom även en art som hade en kortvarig täthetsstopp efter aluminiumbehandlingen; rotatorien *Anuraeopsis fissa* hade ett distinkt populationsmaximum i augusti 2018. Den arten betecknas ofta som en eutrofi-indikator och anses klara syrebrist bättre än många andra rotatorier. Dess rikliga förekomst behöver därför inte vara relaterad till aluminiumbehandlingen, sommaren 2018 kännetecknades bl.a. av låg tillrinning, hög vattentemperatur och skiktade förhållanden.



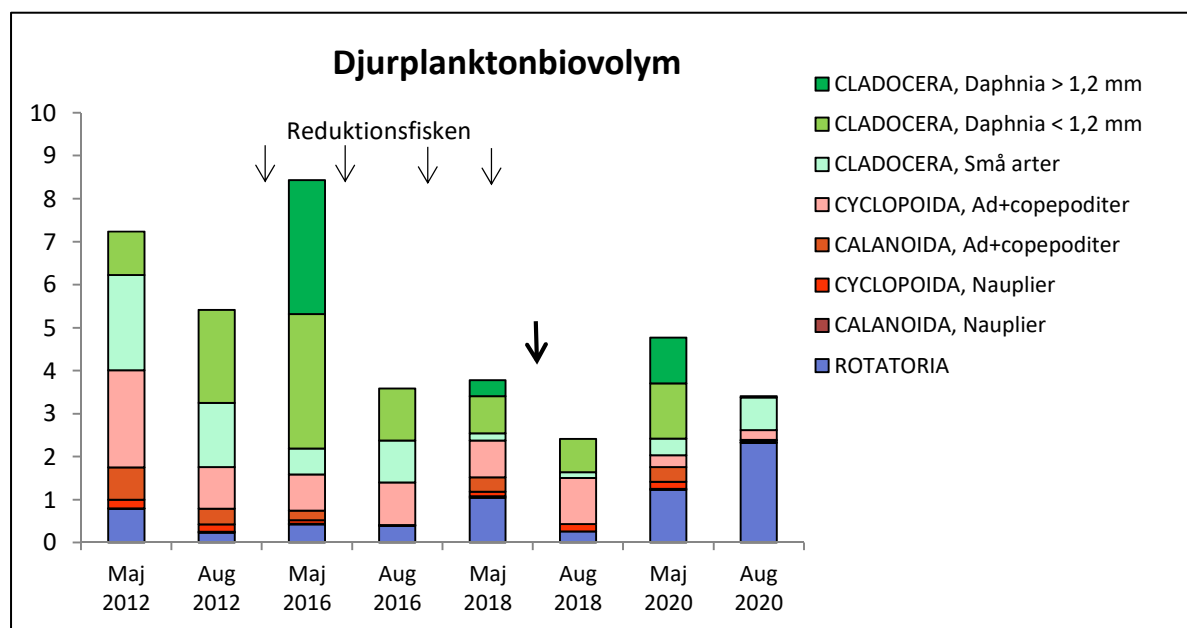
Figur 27. Utvecklingen av artrikedomen bland djurplankton i Växjösjön fördelat på tre taxonomiska huvudgrupper vid provtagningar i maj och augusti från 2012 till 2020, dvs. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och den efterföljande aluminiumbehandlingen.

Flera rotatoriearter observerades i låg täthet och vid enstaka tillfällen antingen endast före eller endast efter aluminiumbehandlingen. Några av dessa anses ha indikatorvärde. Eutrofiindikerande rotatorier som påträffades före aluminiumbehandlingen var *Brachionus angularis* och *Pompholyx sulcata* medan den oligotrofiindikerande *Ploesoma hudsoni* bara påträffades efter behandlingen. Det finns inga exempel på det motsatta, d.v.s. inga eutrofiindikatorer som endast påträffats efter och inga oligotrofiindikatorer som endast påträffades före aluminiumbehandlingen (se bilaga i Persson m.fl. 2009 för en sammanställning av indikatorarter).

### Biovolyten minskade efter aluminiumbehandling men har ökat igen

Initialt minskade den totala biovolymen av djurplankton något i samband med aluminiumbehandlingen och i augusti 2018 uppmättes undersökningens lägsta djurplanktonbiovolym, 2,41 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup>. Minskningen drabbade grupperna rotatorier, calanoida copepoder och cladocerer, medan biovolymen av cyclopoida copepoder inte förändrades nämnvärt under år 2018 (Figur 28). Därefter har dock biovolymen ökat igen och vid provtagningarna år 2020 hade djurplanktonsamhällets taxonomiska sammansättning dessutom förändrats påtagligt. De cyclopoida copepodernas biovolym hade nu minskat, rotatorierna hade ökat och samtidigt hade cladocerernas biovolym förskjutits från dominans av dafnier till dominans av mer småvuxna arter. Vid den sista provtagningen dominerade rotatorier och små cladocerer biovolymen påtagligt och på ett sätt som de inte gjort tidigare under undersökningsperioden. Grunden till den höga rotatoriebiovolymen i augusti 2020 är delvis höga populationstätheter av *Keratella cochlearis* och *Polyarthra* spp. men framför allt en hög täthet av den mycket storvuxna och rovlevande *Asplantha priodonta*. Dominerande cladocer i augusti 2020 var den eutrofi-indikerande *Bosmina longirostris*.

Sammantaget är bedömningen att djurplanktonbiovolymen, förutom en initial minskning, ligger kvar på ungefär samma nivå som vid de två sista provtagningarna under reduktionsfiskeperioden. Det går inte att särskilja vilken roll direkta och indirekta effekter av aluminiumbehandlingen haft på djurplanktonvolymen. Utvecklingen ligger dock i linje med den förändrade näringsrikedomen och växtplanktonmängden, som var lägst initialt under år 2018 varefter det skett en ökning till och med år 2020.



Figur 28. Utvecklingen av djurplanktonsamhällets biovolym och dess taxonomiska sammansättning i Växjösjön vid provtagningar i maj och augusti från 2012 till 2020, d.v.s. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och den efterföljande aluminiumbehandlingen.

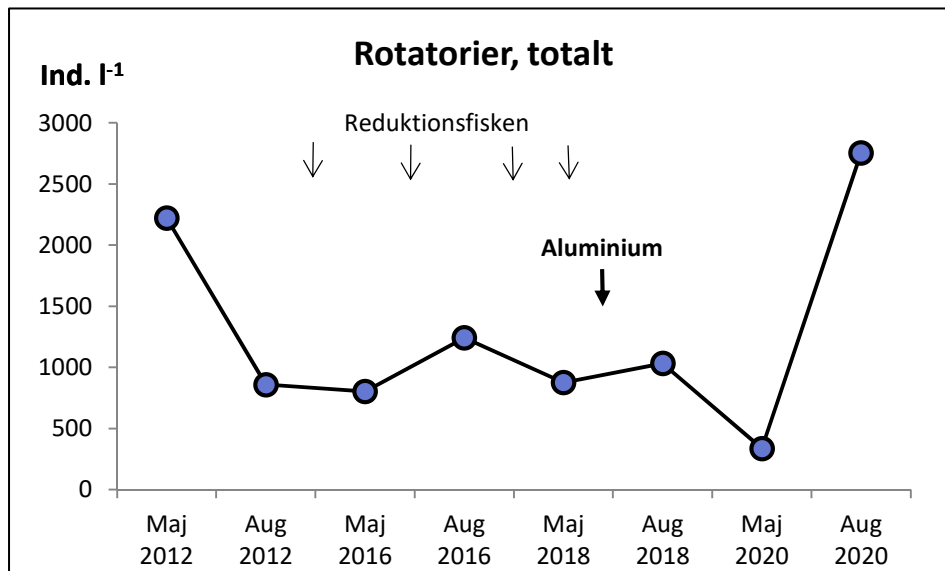
### Olika arter/grupper har påverkats olika

Initialt påverkades inte den totala individtätheten av rotatorier påtagligt av aluminiumbehandlingen (Figur 29). Däremot var deras dynamik annorlunda under den andra säsongen efter behandlingen. I maj 2020 var individtätheten således den lägsta och i augusti 2020 den högsta under hela undersökningsperioden. En märkbar förändring skedde också efter reduktionsfiskens start i och med att det påtagliga maximum i rotorietäthet som uppmättes i maj 2012 inte har upprepats vid majprovtagningarna sedan dess, kanske beroende på interaktioner



mellan de småvuxna rotatoriearterna och de under våren vanliga storvuxna dafnierna. Rotatorier har vanligen ett maximum i täthet under våren i svenska sjöar.

Höga tätheter av rotatorier hängde vanligen samman med täthetstoppar av de småvuxna *Keratella* och *Polyarthra*. Höga rotatorierbiovolymen hängde delvis samman med täthetstoppar av den mycket storvuxna *Asplanchna* varför överensstämmelsen mellan den totala tätheten och den totala biovolymen av rotatorier tidvis var dålig.

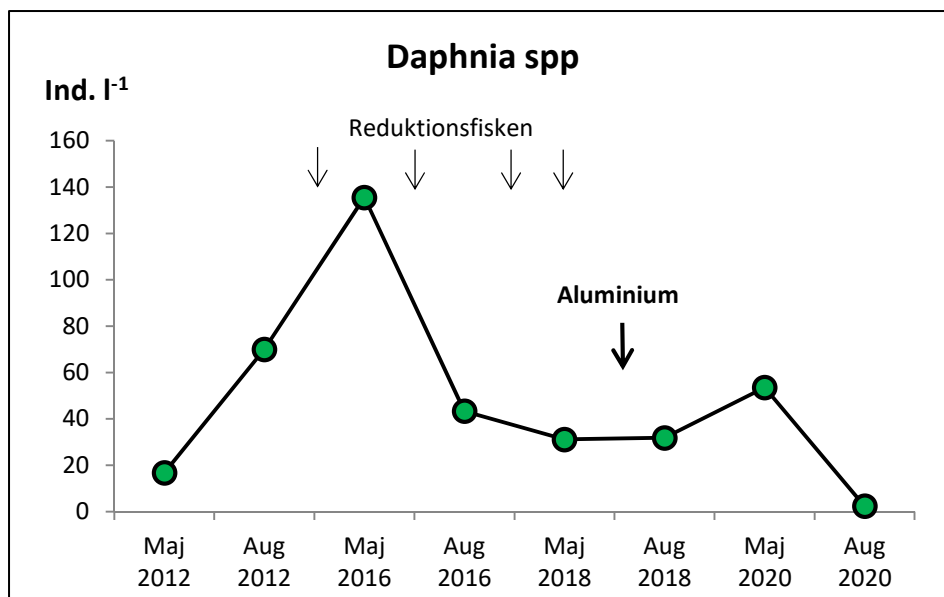


Figur 29. Den totala tätheten av rotatorier i Växjösjön vid provtagningar i maj och augusti från 2012 till 2020, dvs. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och den efterföljande aluminiumbehandlingen.

Såväl tätheten som storlekssammansättning hos dafnierna förändrades både efter reduktionsfiskena och efter aluminiumbehandlingen, men effekten skilde sig mellan maj- och augusti-provtagningarna (Figur 30, Tabell 3). Vid provtagningar i maj 2016 och 2018 uppmättes en högre dafniatäthet och en större kroppsstorlek hos dafnierna än vid referensårets majprovtagning, och denna eftersträlvade effekt kvarstod även i maj 2020. Vid provtagningar i augusti 2016 uppmättes däremot en lägre täthet och mindre kroppsstorlek jämfört med referensåret och denna icke eftersträlvade effekt kvarstod också efter aluminiumbehandlingen, d.v.s. i augusti 2018 och augusti 2020. Efter aluminiumbehandlingen har det således förekommit relativt höga tätheter av växtplanktonfiltrerande stora dafnier i maj vilket rimligen har bidragit till att upprätthålla klarvattenfasen i Växjösjön. I augusti 2020 var *Daphnia*-tätheten däremot den lägsta och deras medelstorlek den minsta som uppmätts under hela undersökningsperioden. I samband med utvärderingen av reduktionsfiskena föreslogs att potentiellt höga tätheter av abborryngel skulle kunna ligga bakom nedbetningen av stora dafnier efter vårens maximum och det är ju tänkbart att den mekanismen är verksamt även efter aluminiumbehandlingen. En hypotes är att den klarning av vattnet som skett efter aluminiumbehandlingen dessutom förbättrat villkoren för planktonätande fisk, med ett förstärkt predationstryck på djurplankton som följd.

Tabell 3. Kroppslängder hos dafnierna (*D. cristata*, *D. cucullata*, *D. galeata*, *D. longispina* och eventuella hybrider dem emellan) vid provtagningar i maj och augusti från 2012 till 2020, dvs. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser (hösten 2015 till tidig vår 2018) och den efterföljande aluminiumbehandlingen sommaren 2018. I augusti 2020 var medelstorleken hos *Daphnia*-samhället i Växjösjön signifikant mindre än vid någon tidigare provtagning under undersökningsperioden.

	Maj 2012	Aug 2012	Maj 2016	Aug 2016	Maj 2018	Aug 2018	Maj 2020	Aug 2020
Medelstorlek (mm)	0,72	0,88	1,02	0,76	0,85	0,76	1,04	0,55
95% konfidensintervall	0,64 - 0,81	0,82 - 0,94	0,95 - 1,10	0,70 - 0,82	0,77 - 0,93	0,71 - 0,81	1,00 - 1,08	0,46 - 0,64
Antal mätta individer	14	48	54	27	47	53	81	10



Figur 30. Den totala tätheten av dafnier (*D. cristata*, *D. cucullata*, *D. galeata*, *D. longispina* och eventuella hybrider dem emellan) i Växjösjön vid provtagningar i maj och augusti från 2012 till 2020, dvs. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och den efterföljande aluminiumbehandlingen.

*Daphnia*-utvecklingen kan i sin tur ha orsakat en del av förändringarna bland rotatorierna. Många småvuxna rotatorier är känsliga för predation och konkurrens från filtrerande dafnier och den rikliga förekomsten av rotatorier vid provtagningarnas slut i augusti 2020 kan vara en effekt av dafniernas låga täthet vid den provtagningen.

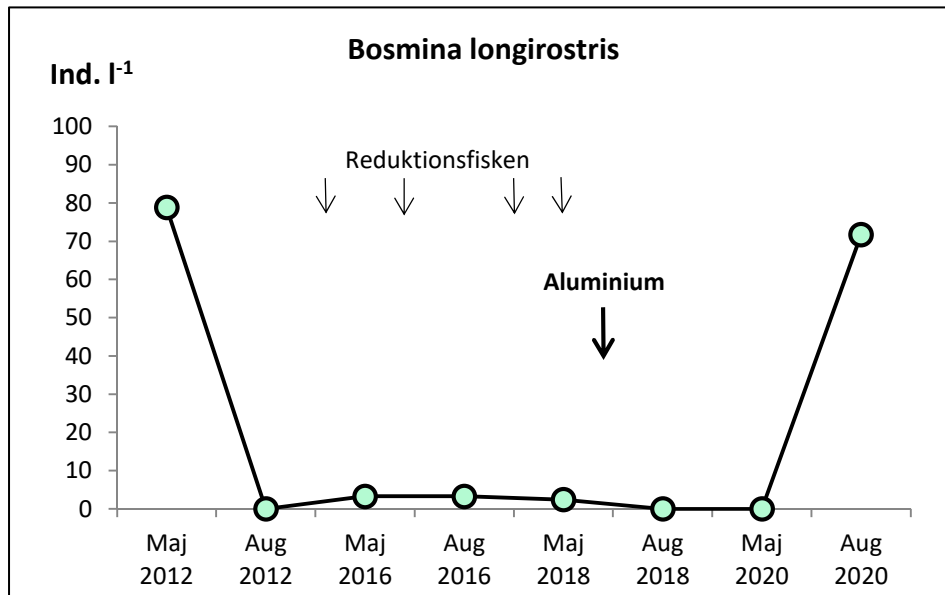
Populationsutvecklingen hos den calanoida copepoden *Eudiaptomus gracilis* är svårbedömd eftersom variationen i dess täthet varit stor i de analyserade proverna. En strävan vid restaurering bör vara att den arten (eller dess nära släktingar) ska öka i täthet eftersom den är relativt storvuxen och långlivad och kan bidra till att minska återcirkuleringen av näring till växtplankton. Den vanligaste cyclopoida copepoden, *Thermocyclops oithonoides*, har också varierat mycket vad gäller populationstäthet mellan provtagningar men de lägsta tätheterna uppmättes vid provtagningarna år 2020. Den samlade mängden copepoder var låg i augusti 2020, men *T. oithonoides*, som är en mycket liten art, var likväl den dominerande copepoden.

Det samlade antalet av evertebrata djurplanktonpredatorer som påträffats i proverna (*Leptodora*, *Cyclops*, *Chaoborus*) ökade efter reduktionsfiskena och var som högst vid augusti-provtagningarna 2016 och 2018 (0,7 ind. l<sup>-1</sup>). År 2020 var de dock färre och av ungefär samma täthet som under referensåret (0,1 - 0,3 ind. l<sup>-1</sup>). Dessa predatorer är storvuxna arter som inte fångas lika effektivt som andra djurplankton vid provtagningen så även bland dem var variationen stor mellan proven. Slumpfaktorer kan därför göra tätheterna av dessa predatorer extra osäkra. De är dock viktiga selektionsfaktorer bland djurplankton och de brukar kunna gynna storvuxna växtplanktonfiltrerande arter, t.ex. stora dafnier. Deras lägre täthet under det sista undersökningsåret är därför inte det som bör eftersträvas.

#### Djurplanktonsamhället påverkas på många sätt och har ännu inte stabiliserats

I Figur 31 illustreras populationsutvecklingen av *Bosmina longirostris*, som var det klart vanligaste kräftdjuret i proverna när provtagningarna avslutades i augusti 2020. *B. longirostris* är en liten cladocer som lever på att filtrera växtplankton, bakterier och detrituspartiklar. Arten anses ofta vara eutrofi-indikerande eftersom den brukar vara särskilt vanlig i grunda näringsrika sjöar med mycket fisk och cyanobakterier. Arten har dock en mycket bred ekologisk tolerans och kan också förekomma i näringsfattiga miljöer och den kan vara lika vanlig i strandmiljöer som ute i det fria vattnet. Många faktorer kan därför påverka deras täthet (Adamczuk 2016). Artens täthetstopp i Växjösjön i augusti 2020 skulle potentiellt kunna vara relaterad till t.ex. avsaknad

av konkurrens från stora dafnier, förbättrad tillgång till lämplig föda (eventuellt vissa kiselalger), minskad täthet av evertebrata predatorer eller ökad tillgång till refugier i undervattensvegetationen. Artens dynamik illustrerar de påtagliga förändringar som pågått bland djurplankton i Växjösjön ännu två år efter aluminiumbehandlingen. Artens dynamik illustrerar även svårigheten med att, i avsaknad av en obehandlad referenssjö att jämföra med, identifiera orsaken/orsakerna till de förändringar som skett bland djurplankton. Samtidigt är det egentligen förväntat att det är just djurplankton som inte gett helt entydigt förväntade svar på aluminiumbehandlingen i Växjösjön. Många djurplanktonarter befinner sig ju mitt inne näringsväven och är därmed utsatta för många olika påverkansfaktorer.



Figur 31. Den totala tätheten av *Bosmina longirostris* i Växjösjön vid provtagningar i maj och augusti från 2012 till 2020, dvs. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och den efterföljande aluminiumbehandlingen.

## Slutsats

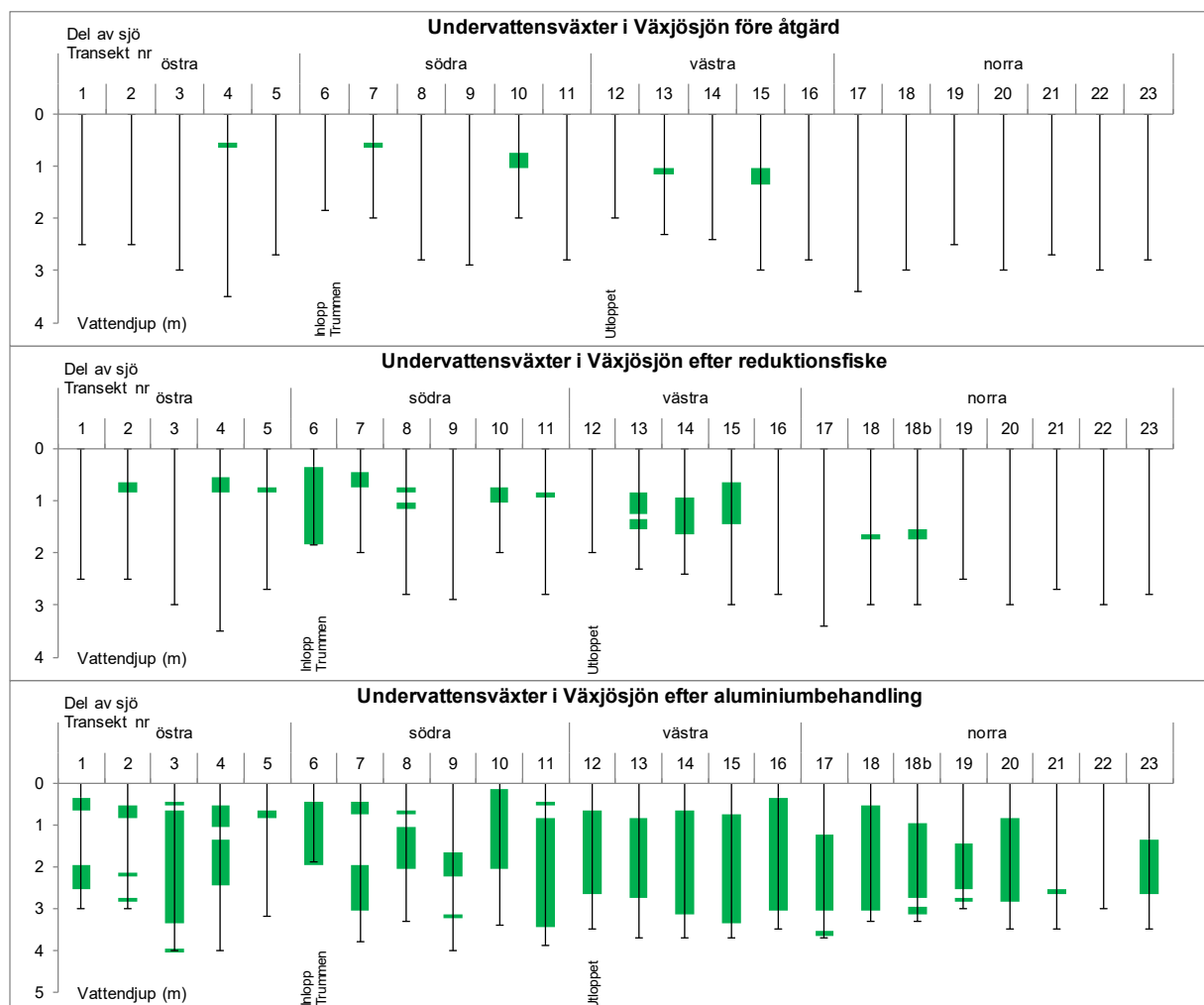
Aluminiumbehandlingen år 2018 hade initialt de förväntade effekterna på djurplanktonsamhället med en lägre artrikedom och minskad biovolym under behandlingssäsongen. Senare har artrikedom och den samlade biovolymen ökat igen medan djurplanktonsamhällets sammansättning och säsongsutveckling har förändrats. Den positiva effekten av reduktionsfisket på vårutvecklingen av storvuxna dafnier har kvarstått efter behandlingen. Samtidigt antyder resultaten att dafniernas täthet och medelstorlek nu reduceras kraftigare under sommarsäsongen. Vid undersökningsperiodens slut i augusti 2020, två år efter behandlingen, dominerades djurplanktonsamhället istället mycket påtagligt av rotatorier och småvuxna cladocerer medan tätheten av effektiva växtplanktonätande dafnier, liksom av storvuxna evertebrata djurplanktonpredatorer, var lägre än innan behandlingen. Dessa egenskaper brukar vanligtvis associeras med näringsrika miljöer med en intensiv fiskpredation på djurplankton. En hypotes är att predationstrycket på djurplankton från fisk faktiskt ökat i takt med att vattnet blivit klarare efter aluminiumbehandlingen. Samtidigt är relevansen av förändringarna, och därmed även aluminiumbehandlingsens roll i dessa förändringar, svår att bedöma eftersom djurplanktondata från kontrollsjö saknas. Det går således inte att särskilja eventuella direkta och indirekta effekter på djurplankton i det initiala skedet eftersom såväl aluminiumhalter som växtplanktonsamhället förändrades och dessutom var behandlingsåret avvikande vad gäller t.ex. tillrinning, vattentemperatur och skiktningförhållanden. En del förändringar efter det initiala skedet kan eventuellt relateras till en ökande mängd och förändrad sammansättning av växtplankton men samtidigt antyder den stora variationen både inom och mellan år att djurplanktonsamhället ännu inte stabiliserats efter aluminiumbehandlingen i Växjösjön.

## Vattenväxter

Utbredningen av undervattensväxter i Växjösjön inventerades åren 2015 före åtgärderna, 2017 efter reduktionsfiske och 2020 efter aluminiumbehandlingen. Metodiken var samma och fältarbetet utfördes av samma personal, vilket stärker jämförbarheten mellan åren. Vattennivån i sjön var i princip samma vid alla tre inventeringstillfällena. Metodiken har tidigare redovisats i "Vattenväxter i Växjösjön och Södra Bergundasjön, Förutsättningar och förslag till genomförandeplan" (ALcontrol AB, Hushållningssällskapet Halland, Medins Havs och Vattenkonsulter AB och Ekoll AB 2015). Transektprotokoll år 2020 redovisas i Bilaga 5. Inventerade transekt redovisas på Karta 1.

### Mycket positiva effekter på spridningen av undervattensväxter i Växjösjön efter åtgärd

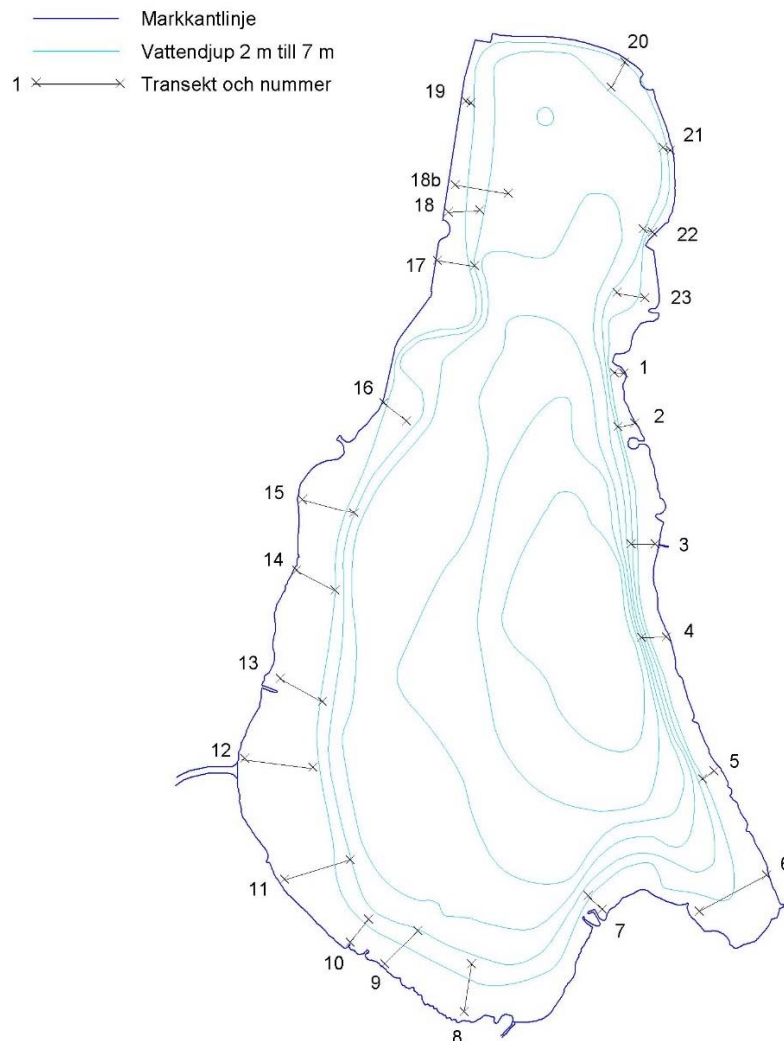
Före åtgärd var utbredningen av undervattensväxter i Växjösjön sparsam men förekomst av relativt kraftiga, om än små, bestånd av krusnate (*Potamogeton crispus*) och rosnate (*Potamogeton Alpinus*) påträffades vid inventeringstillfället år 2015. Övrigt förekommande arter var trubbnate (*Potamogeton obtusifolius*) och *Nitella flexilis/opaca*. Undervattensväxter påträffades vid 5 av 23 transekt (Figur 32), vilket motsvarar ca 22 % av de inventerade transekterna. De största bestånden förekom i sjöns västra och södra delar. Bestånden var i de flesta fall små, men i västra delen av sjön var utbredningen av framför allt rosnate och krusnate relativt omfattande. Förekomsten av undervattensväxter längs den östra stranden var mycket liten.



Figur 32. Utbredning av undervattensväxter i Växjösjön vid inventeringarna åren 2015 före åtgärderna (överst), 2017 efter reduktionsfiske (mitten) och 2020 efter aluminiumbehandlingen (nederst).

Vid inventeringstillfället i september 2017, d.v.s. efter reduktionsfisket, var undervattensvegetationen i vissa områden riklig med förekomst av kraftiga bestånd av framför allt *Nitella flexilis/opaca*, men även kraftiga bestånd av rostnate, krusnate och trubbnate. *Nitella* förekom allmänt spridd i stora delar av sjöns strandområden. Utöver dessa arter påträffades även långnate (*Potamogeton praelongus*) och gropnate (*Potamogeton berchtoldii*) i mindre bestånd utanför transekterna. Undervattensväxter påträffades vid 13 av 24 transekt (Figur 32), vilket motsvarar 54 % av de inventerade transekterna.

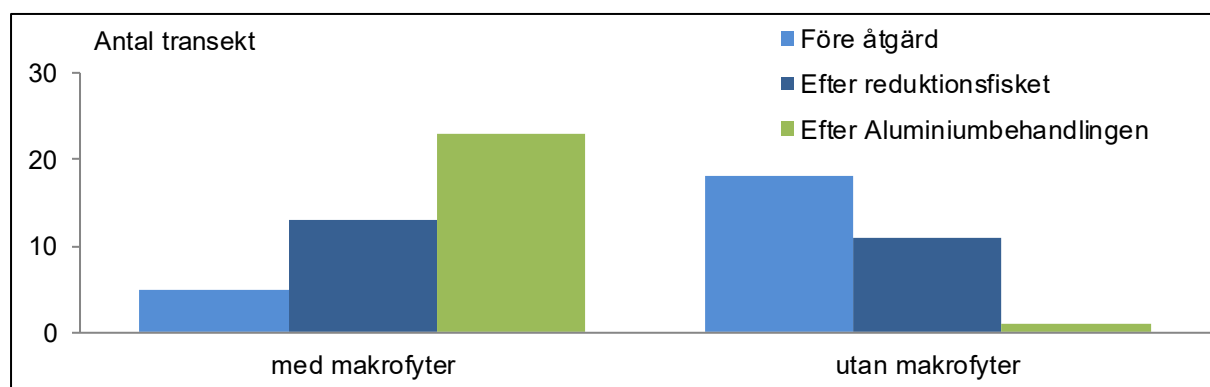
Vid inventeringstillfället i september 2020, d.v.s. efter aluminiumbehandlingen, var undervattensvegetationen allmänt spridd med kraftiga bestånd i stora delar av sjön ner till 2-3 meters djup. Vegetationen dominerades av *Nitella flexilis/opaca*, gropnate (*Potamogeton berchtoldii*), rostnate (*Potamogeton Alpinus*) och trubbnate (*Potamogeton obtusifolius*) som i många delar av sjön förekom i mycket stora och kraftiga bestånd. Även långnate (*Potamogeton praelongus*) förekom i mycket kraftiga bestånd på vissa platser. Övrigt förekommande arter var krusnate (*Potamogeton crispus*) och igelknopp (*Sparganium emersum*) i mindre bestånd. Undervattensväxter påträffades vid 23 av 24 transekt (Figur 32), vilket motsvarar 96 % av de inventerade transekterna. Därutöver var undervattensvegetationen rikligt förekommande även mellan transekten i stora delar av sjön. Endast i den mest exponerade, branta och steniga strandzonen i sjöns nordöstra del (transekt 21 och 22) var förekomsten mer sparsam.



Karta 1. Transekternas placering vid inventering av vattenväxter i Växjösjön i september 2020. Som underlagskarta har en djupkarta från år 2006 (Myrica 2006) använts.

Jämfört med inventeringstillfällena åren 2015 och 2017 syns en signifikant och mycket påtaglig ökning i undervattensväxternas spridning (Figur 33 och Tabell 4) och djuputbredning (Tabell 5) i Växjösjön efter aluminiumbehandlingen. Vid inventeringen före reduktionsfisket förekom undervattensväxter endast i 5 transekt jämfört med 13 transekt efter reduktionsfisket och 23 transekt efter aluminiumbehandlingen (Figur 33). Störst spridning har skett för gropnate och *Nitella*, men även rostnate och trubbnate visade allmänt stor spridning i sjön.

Krusnate, som tidigare varit en dominerande art i vissa delar av sjön, återfanns endast i mindre bestånd år 2020 vid en av transekterna. Orsaken till nedgången i krusnatebeståndet är sannolikt en ökad konkurrenssituation från andra arter men kan möjligen också vara en effekt av ökat fågelbete.



Figur 33. Antal transekt med och utan undervattensväxter (makrofyter) i Växjösjön före åtgärd, efter reduktionsfisket och efter aluminiumbehandlingen. År 2015 representerar förhållandena före åtgärd, år 2017 efter reduktionsfisket och år 2018 efter aluminiumbehandlingen.

Tabell 4. Antal transekt med undervattensväxter i Växjösjön i september 2015, 2017 och 2020. År 2015 representerar förhållandena före åtgärd, år 2017 efter reduktionsfisket och år 2018 efter aluminiumbehandlingen.

	År	Antal transekt (st)		
		2015	2017	2020
<i>Nitella flexilis/opaca</i>		1	10	22
Rostnate ( <i>Potamogeton alpinus</i> )		3	4	13
Krusnate ( <i>P. crispus</i> )		1	2	1
Trubbnate ( <i>P. obtusifolius</i> )		-	2	10
Gropnate ( <i>P. berchtoldii</i> )		-	-	17
Långnate ( <i>P. praelongus</i> )		-	-	4

Tabell 5. Djuputbredning av undervattensväxter i Växjösjön i september 2015, 2017 och 2020. År 2015 representerar förhållandena före åtgärd, år 2017 efter reduktionsfisket och år 2018 efter aluminiumbehandlingen.

	År	Djuputbredning (m)		
		2015	2017	2020
<i>Nitella flexilis/opaca</i>		0,6	0,6 - 1,7	0,4 - 4,0
Rostnate ( <i>Potamogeton alpinus</i> )		0,6 - 1,1	0,4 - 1,6	0,2 - 2,4
Krusnate ( <i>P. crispus</i> )		1,1 - 1,3	0,7 - 1,7	0,7
Trubbnate ( <i>P. obtusifolius</i> )		-	0,8 - 1,8	0,4 - 3,1
Gropnate ( <i>P. berchtoldii</i> )		-	-	0,4 - 3,6
Långnate ( <i>P. praelongus</i> )		-	-	0,6 - 3,1



### Undervattensväxterna har stor betydelse även för andra organismgrupper

Vid många sjörestaureringsprojekt är etablering av undervattensväxter nyckeln till framgång och en viktig komponent för att stabilisera sjön i ett klarvattenläge. Anledningen är bl.a. att undervattensväxterna:

- lagrar näring i sin biomassa,
- erbjuder substrat för fastsittande mikroalger som konkurrerar om näringen med det fria vattnets planktonalger,
- stabiliserar sedimenten och minskar därmed läckaget av näringsämnen,
- erbjuder skydd för organismgrupper med centrala roller för närings- och växtplankton-situationen, t.ex. fisk och djurplankton.

Utöver detta är undervattensväxter viktiga för många bottenfaunaarter, t.ex. mollusker (snäckor) och andra "betare" som konsumerar växterna direkt eller påväxtalgerna på undervattensväxternas blad och stjälkar. Även nedbrytare och detritusätare, som till exempel sötvattensgråsuggor (*Assellus sp.*) och märkräftor (*Gammarus spp.*), gynnas. Dessutom fungerar undervattensväxter som en refug, där bottenfauna kan få skydd från fiskpredation.

Kopplingen undervattensväxter – bottenfauna kan också få effekt på andra organismgrupper. Stor förekomst av undervattensväxter, vilket leder till höga tätheter och artrikedom av bottenfauna, gör att sjöfågel och bottenfaunaätande fisk ökar i ekosystemet. Vad gäller sjöfågel så gynnas de växtätande arterna direkt av undervattensväxterna där bladen, men framför allt frön är begärliga, medan andra fågelarter framför allt söker efter bottenfauna som lever i undervattensväxterna. Fisksamhället tenderar också att förändras vid högre tätheter av undervattensväxter så att det går mot mer fiskätande arter samt arter som exempelvis sutare som äter snäckorna som sitter på undervattensväxterna.

### **Slutsats**

Växtinventeringar före åtgärd, efter reduktionsfisket och efter aluminiumbehandlingen visar att åtgärderna haft mycket positiv effekt på undervattensväxternas spridning och djuputbredning i Växjösjön. Vid inventeringen år 2020 bedöms ca 25-30 % av sjöns botten vara mer eller mindre täckt med undervattensvegetation. Mekanismerna bakom förbättringen ligger sannolikt i framför allt förbättrat ljusklimat, men också minskad fysisk påverkan från fisk som födosöker på botten. Stor förekomst av undervattensväxter är nyckeln till framgång för att skapa långvarigt positiva effekter på vattenmiljön.



Foto 3. Trubbinate (tv) och långnate (th) i Växjösjön vid inventeringen den 7 september 2020. Foto: John Strand.

## Bottenfauna

Bottenfaunan ingår i ett komplicerat ekologiskt system där olika organismer påverkar varandra både direkt och indirekt. Många arter har fleråriga livsstadier varför det kan ta flera år för en åtgärd att slå igenom och en ny ekologisk balans att upprättas.

Jämförelserna i denna utvärdering har gjorts med undersökningarna från och med år 2006. Under hela perioden 2006–2020 har proverna tagits i sjöns djuphåla på ca 7 meters djup. Bedömningarna i detta avsnitt avser därför bottenfaunan i sjöns vegetationsfria djupområden. Metodik har tidigare redovisats i årsrapporterna för Mörrumsåns recipientkontroll. Rådata redovisas i Bilaga 6.

### Effekter av restaureringsåtgärderna som kan påverka bottenfaunasamhället

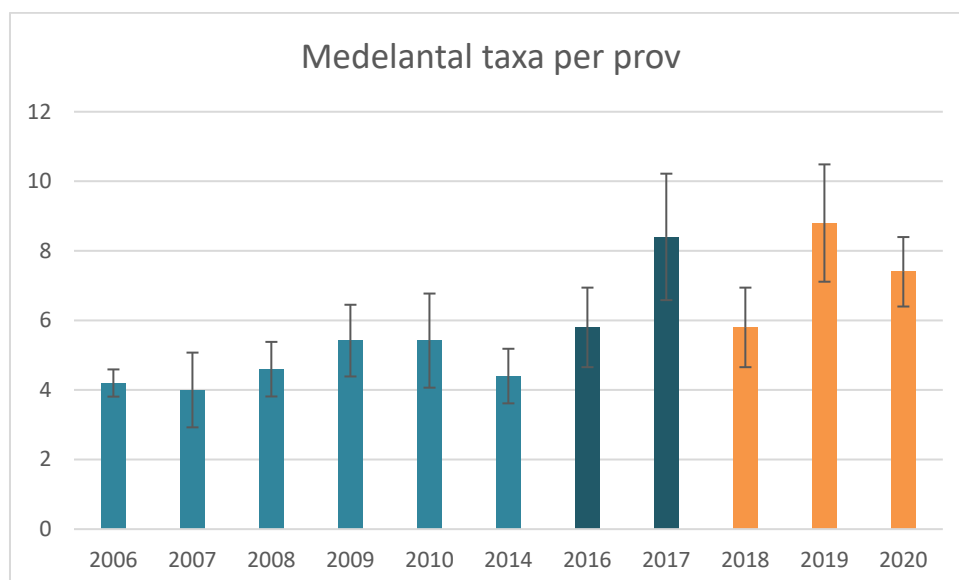
- Minskat predationstryck från fisk
- Minskad sedimentation av organiskt material
- Bättre syretillstånd i bottenvattnet
- Mer undervattensvegetation
- Ändrad sedimentstruktur till följd av aluminiumbehandling

### Inga stora förändringar i bottenfaunans artsammansättning efter åtgärderna

Växjösjöns bottenfauna har varit relativt likartad över åren och uppvisar inte heller några stora förändringar efter restaureringsåtgärderna som utförts i sjön. Bottenfaunan domineras av tåliga arter av fjädermyggor (chironomider) och tofsmyggor (*Chaoborus flavicans*), vilka indikerar hög näringsrikedom och låga syrehalter. Mindre förändringar kan dock ses efter åtgärderna, som kolonisation av måttligt känsliga arter, även om det fortfarande är de tåliga arterna som dominerar.

### Ökat artantal efter åtgärderna

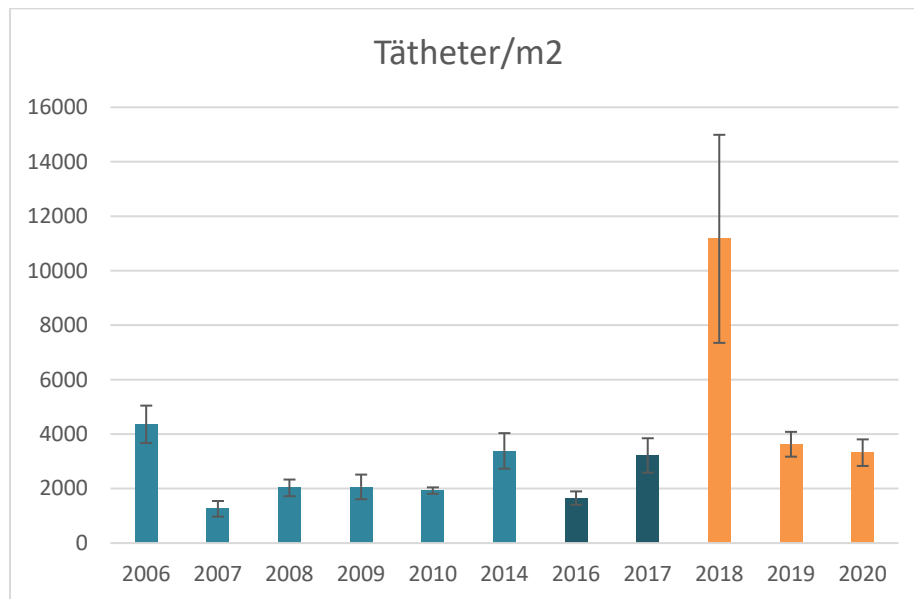
Det finns en trend till ett ökat artantal efter restaureringsåtgärderna (Figur 34). Vid en jämförelse av totalantalet arter före åtgärder (perioden 2006–2014) och efter åtgärder (perioden 2016–2020) var skillnaden signifikant (1-vägs ANOVA, p-värde <0,05). Resultatet indikerar därmed förbättrade förhållanden för bottenfaunan. Det finns dock ingen signifikant skillnad mellan perioden efter reduktionsfisket (perioden 2016–2017 och perioden efter aluminiumbehandlingen (perioden 2018–2020). Artantalet sjönk visserligen år 2018, men återställde sig snabbt (Figur 34), varför eventuella negativa effekter av aluminiumfällningen på artantalet bedöms som begränsade. År 2018 var även ett år med mycket stabilt temperatursprångskikt, varför syretillståndet i bottenvattnet var ovanligt dåligt, vilket kan ha bidragit till det låga artantalet.



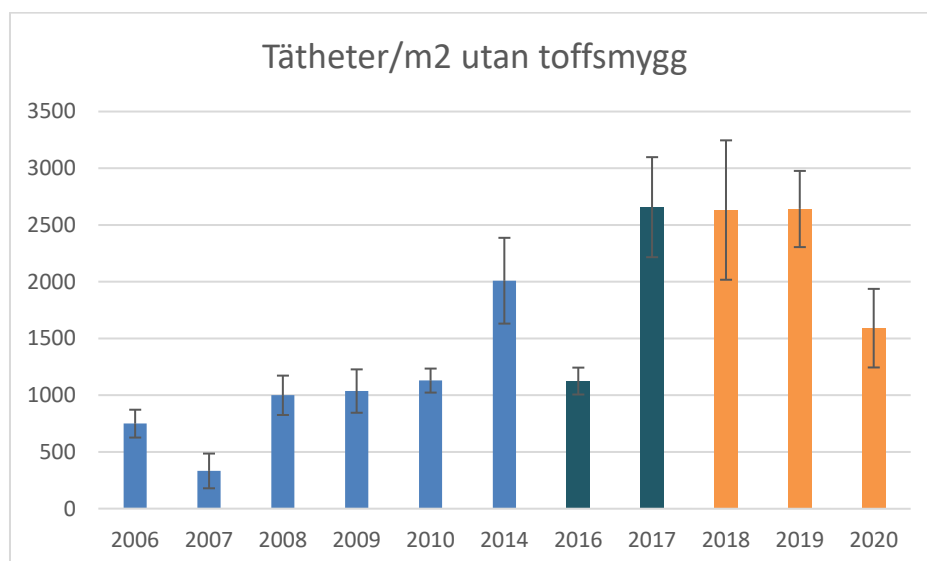
Figur 34. Medelantal taxa i Växjösjön under perioden 2006–2020 (höstprovtagning) angivet med 95% konfidensintervall. Reduktionsfiske utfördes under perioden november 2015 - maj 2018. Aluminiumbehandling utfördes år 2018.

### Ökad individtäthet efter åtgärderna

Individtätheten uppvisar ingen trend (Figur 35) men om man exkluderar den migrerande tofsmyggan *Chaoborus flavicans*, som vissa år har förekommit i mycket höga tätheter, bland annat år 2018, har tätheterna generellt ökat (Figur 36). Skillnaderna i täthet exklusive tofsmyggor mellan perioden före åtgärder (perioden 2006–2015) och efter åtgärder (perioden 2016–2020) var signifikant (1-vägs Anova  $P = <0,05$ ). En ökad täthet skulle kunna förklaras av en minskad predation från fisk. Tätheten år 2020 var dock åter lägre och mer i nivå med situationen före åtgärderna.



Figur 35. Antal bottendjur per kvadratmeter under perioden 2006–2020 (höstprovtagning) angivet med 95% konfidensintervall. Reduktionsfiske utfördes under perioden november 2015 - maj 2018. Aluminiumbehandling utfördes år 2018.



Figur 36. Antal bottendjur per kvadratmeter borträknat arten *Chaoborus flavicans* under perioden 2006–2020 (höstprovtagning) angivet med 95% konfidensintervall. Reduktionsfiske utfördes under perioden november 2015 - maj 2018. Aluminiumbehandling utfördes år 2018.

#### ***Chaoborus flavicans***

Är en tofsmygga som är känslig mot predation och tålig mot låga syrehalter.

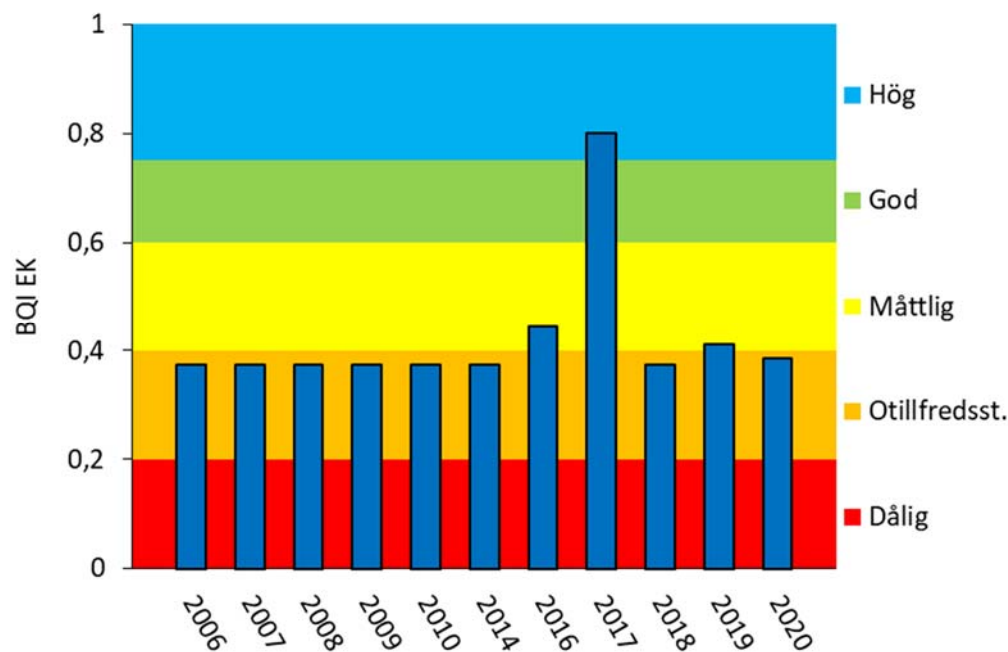
Till skillnad från mycket annan bottenfauna rör den sig fritt upp och ner i vattenmassan.

På natten går den upp och betar plankton och på dagen gömmer den sig vid botten, gärna i områden med låga syrehalter.

I syrefattiga miljöer finns ingen predation från fisk och myggan kan ibland uppträda i massförekomster vid sjöar med syrefria botten.

Statusen för bottenfauna har vid några tillfällen förbättrats från "otillfredsställande" till "måttlig" och var ett år till och med "hög" efter åtgärd

Bottenfaunan statusklassas utifrån indexet BQI. Indexet visade "otillfredsställande" status alla år före åtgärderna (perioden 2006–2014, Figur 37). Därefter har statusen pendlat runt gränsen mellan "måttlig" och "otillfredsställande" status med undantag för år 2017, då statusen klassades som "hög" (Figur 37). Ett positivt tecken är att det från och med år 2016 har tillkommit totalt fyra mer känsliga arter även om det fortfarande är de tåliga arterna som dominerar. År 2020 indikerade bottenfaunan även förbättrade syreförhållanden.



#### BQI

Eller Bentic Quality Index, är ett index som baseras på förekomsten och abundansen av vissa indikatorarter.

Det är ett poängsystem där varje art har en viss poäng beroende på hur känslig den är mot eutrofiering.

Dom känsligaste arterna ger högst poäng och "hög" status, och om inga arter hittas alls blir poängen 0 och statusen dålig.

Figur 37. Statusklassning (BQI) i Växjösjön perioden 2006–2020. Reduktionsfiske utfördes under perioden november 2015 - maj 2018. Aluminiumbehandling utfördes år 2018.

#### Slutsats

Bottenfaunaundersökningarna i Växjösjös djuphåla har hittills visat svagt positiva resultat efter restaureringsåtgärderna. Artantal och individtäthet har ökat och statusen har åtminstone vid några tillfällen förbättrats från "otillfredsställande" till "måttlig" och var ett år till och med hög. Även om de näringsgynnade arterna fortfarande dominerar kraftigt har det tillkommit flera måttligt näringsämneskänsliga arter och år 2020 fanns även indikationer på att syreförhållandena hade förbättrats.

Områden med undervattensväxter har ökat markant efter åtgärderna och i dessa områden skapas flera mikromiljöer som kan utnyttjas av många olika bottenfaunaarter. Stora förändringar har därför sannolikt skett i sjöns totala bottenfaunasamhälle tack vare uppkomsten av dessa vegetationsrika miljöer.

## Nätprovfiske

Nätprovfisken har utförts i Växjösjön åren 2010, 2012, 2014, 2017 och 2019, där åren 2010, 2012 och 2014 representerar förhållandena före åtgärd. Provfisket år 2017 gjordes under reduktionsfiskeperioden som i Växjösjön startade i november 2015 och avslutades i maj 2018. Provfisket år 2019 representerar förhållandena efter aluminiumbehandlingen som utfördes år 2018.

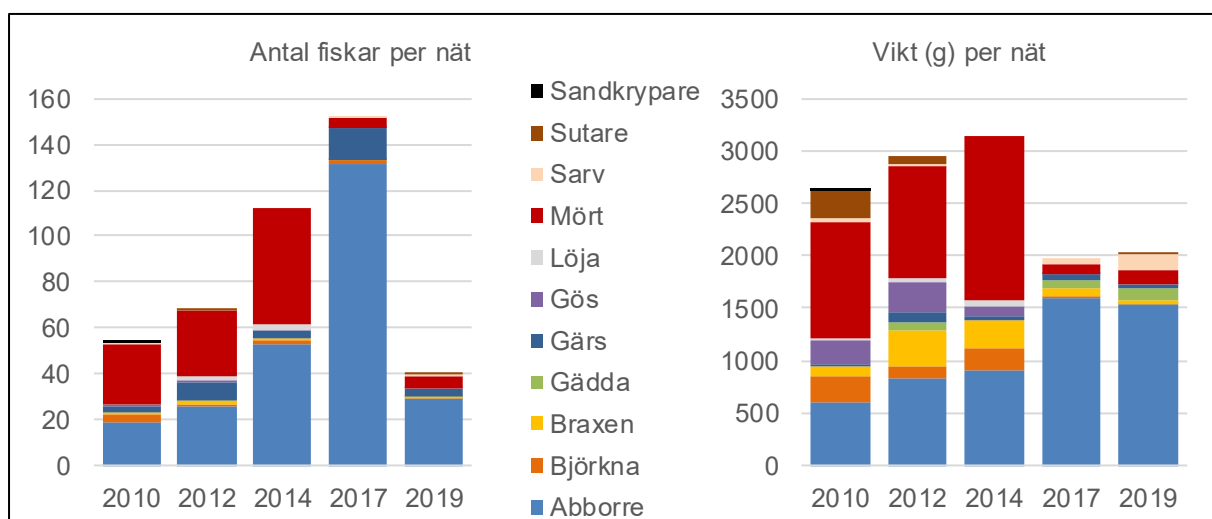
Resultaten från provfiskena i Växjösjön 2010-2019 har tidigare redovisats och utvärderats i rapporter framtagna efter respektive fiske, nu senast i rapporten "Provfiske med översiktsnät i Trummen och Växjösjön 2019" (Klara Vatten Sverige AB 2019). Nedan presenteras en sammanfattning delvis hämtad från denna rapport. Rådata redovisas i Bilaga 7.

### Fortsatt låg andel vitfisk, vilket är positivt för fortsatt god vattenkvalitet

Vid provfiskena i Växjösjön under perioden 2010-2019 fångades totalt 11 arter: abborre, mört, braxen, björkna, sarv, gös, gädda, benlöja, gärs, sutare och sandkrypare. Även siklöja, ruda, ål och karp fångades i samband med reduktionsfisket. Före reduktionsfisket dominerades fångsten i Växjösjön av mört och abborre i ungefär lika antal (Figur 38). Viktmässigt dominerades fångsten av mört följt av abborre, braxen och björkna (Figur 38).

Efter reduktionsfisket blev fångsten av mört, braxen och björkna betydligt lägre än före åtgärd (Figur 38), vilket var ett väntat resultat då reduktionsfisket var riktat mot karpfiskar och ett stort antal togs ur sjön. Antalet abborre ökade kraftigt efter reduktionsfisket då en mycket stor mängd årsyngel ingick i fångsten år 2017. Viktmässigt var fångsten lägre efter reduktionsfisket och abborre utgjorde den allra största andelen (Figur 38).

Vid provfisket år 2019, d.v.s. efter aluminiumbehandlingen, var antalet fångade fiskar per nät betydligt mindre (Figur 38). Minskningen mellan åren 2017 och 2019 berodde framför allt på en betydligt mindre fångst av årsyngel år 2019. Viktmässigt var fångsten i nivå med år 2017 och abborre utgjorde störst andel (Figur 38). En kraftig ökning av abborre >20 cm noterades vid provfisket år 2017 och vid provfisket år 2019 låg antalet på en fortsatt hög nivå (Figur 39). Abborre >20 cm bedöms till stor del vara fiskätande. Mört och övrig vitfisk fångades i fortsatt liten mängd både sett till vikt och antal, vilket är positivt för fortsatt god vattenkvalitet. Mörtpopulationen utgjordes främst av årsyngel sett till antal. Mängden årsyngel av mört var dock relativt liten.



Figur 38. Antal fiskar per nät (tv) och vikt per nät (th) vid provfisken i Växjösjön 2010-2019. Data från databasen för provfiske i sjöar - NORS.

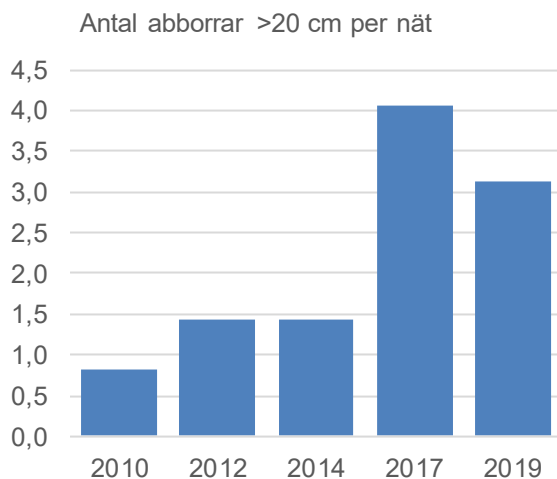


Resultaten tyder sammantaget på ett högt predationstryck från rovfisk samt att näringstillgången i sjön minskat efter aluminiumbehandlingen. Några negativa effekter av aluminiumbehandlingen på fisksamhället har inte observerats.

#### Fisksamhället expertbedöms till "god" status

I Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMS 2013:19) används indexet EQR8 för klassning av ekologisk status avseende fisk i sjöar. Åtta parametrar sammanvägs vid statusklassificeringen och används bland annat till att studera påverkan från övergödning. Exempel på dessa parametrar är artdiversitet, medelvikt, andel potentiellt fiskätande abborrfiskar och kvot abborre/karpfiskar.

Resultat för de ingående parametrarna i EQR8 visar sammantaget på "måttlig" status utifrån provfisket år 2019, vilket är en förbättring jämfört med provfisket år 2017. Anledningen till att fiskfaunan inte fick "god" status beror främst på ett för stort antal arter, för stor dominans av abborre, för hög andel fiskätande abborrfisk och för hög kvot abborre/karpfisk. Ett högt antal arter kan dock snarare ses som positivt samtidigt som en hög andel abborre och rovfisk är önskvärd för att bibehålla positiva effekter från utförda åtgärder. Mot bakgrund av detta expertbedömer Klara Vatten AB Växjösjöns fisksamhälle till "god" status.



Figur 39. Antal abborrar, större än 20 cm, per nät fångade vid provfisken i Växjösjön under perioden 2010-2019. Data från databasen för provfiske i sjöar - NORS. Vid provfisket år 2017 ökade antalet abborrar större än 20 cm kraftigt och vid provfisket år 2019 var antalet på en fortsatt hög nivå.



Foto 4. Fångst i Växjösjön vid nätprovfisket år 2019. Foto: Klara Vatten AB.

#### **Slutsats**

Fisksamhällets struktur i Växjösjön förbättrades efter utförd reduktionsfiske då vitfisken minskade kraftigt till fördel för abborre. Aluminiumbehandlingen tycks ha förstärkt de positiva effekterna av reduktionsfisket med fortsatt hög andel rovfisk samtidigt som abborryngel fångades i mindre mängd år 2019 jämfört med år 2017. Med en lägre näringstillgång i sjön, minskad konkurrens från vitfisk, ökad predation från rovfisk, ökad utbredning av vattenväxter och klarare vatten finns goda förutsättningar för att de positiva effekterna på fisksammanställningen i Växjösjön ska kunna bli varaktiga.



## Sediment

### Lång historik med intern fosforbelastning

Växjösjöns sediment har under mycket lång tid haft stor betydelse för sjöns näringsförhållanden genom intern fosfortillförsel. Omfattande sedimentmuddringar genomfördes i Växjösjön åren 1990-1992 för att minska näringsläckaget och därmed förbättra övergödningssituationen i sjön. Situationen förbättrades, men utredningar i samband med framtagande av åtgärdsstrategin för Växjösjön (ALcontrol AB & DHI AB 2014 och Hedrén, A. 2014) visade tydliga indikationer på fortsatt förhöjd internbelastning i sjön. Undersökningar och analyser av sjöns förutsättningar visade också att den interna fosforbelastningen från sedimenten stod för en väsentlig del av den totala fosforbelastningen på sjön.

Aluminiumbehandlingen av Växjösjöns sediment år 2018 utfördes för att ändra läckagebenägna former av fosfor till en icke tillgänglig form (aluminiumbunden fosfor). Tillförsel av aluminiumsalter för minskning av intern fosforbelastning är en beprövad och kostnadseffektiv metod som har utförts i några hundra sjöar under de senaste fem decennierna (Huser et al 2016a). Aluminium finns naturligt i sjösediment där det binder fosfor effektivt. Som tidigare redovisats i denna rapport gav aluminiumbehandlingen mycket positiva effekter på sjöns vattenkvalitet, vilket tydligt indikerar att den interna fosforbelastningen från sedimenten minskat efter behandlingen.

### Undersökningarna

Sediment från Växjösjön har undersökts vid tre tillfällen, åren 2012 och 2016 före och år 2020 efter aluminiumbehandlingen. Syftet med undersökningarna var att bedöma sedimentens betydelse som intern fosforkälla. Sedimenten undersöktes med avseende på fosforfraktioner, vattenhalt och glödningsförlust. I en fraktionerad fosforanalys lakas fosfor ur provet i olika steg: MQ-P (löst bunden fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor), HCl-P (kalciumbunden fosfor) och Res-P (residual-fosfor, huvudsakligen svårnedbrytbara organiska fosforformer). De första två fraktionerna kallas för mobil fosfor (MQ-P och Fe-P) och kan läcka direkt från sedimenten. En del av den organiska fraktionen kan också läcka efter nedbrytning. Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner m.fl. (1988) och modifierad av Hupfer et al. (1995).

Undersökningar har visat att det kan vara svårt att urskilja aluminium som tillförts under en behandling eftersom variationen av naturlig tillförsel kan vara stor (Agstam-Norlin och Huser 2020). Vid undersökningen av sedimenten i Växjösjön år 2020 användes därför en ny metod som endast extraherar labila former av aluminiummineral, så kallade oxalic acid extraction. Agstam-Norlin m.fl. (2020) visade att den metoden fungerar mycket bättre för att bedöma aluminiumbehandlingen i sjöar.

Resultaten från de tre undersökningstillfällena har sammanställts och utvärderats av Brian Huser, docent vid institutionen för vatten och miljö på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Rapporten redovisas i sin helhet i Bilaga 8. De viktigaste resultaten och slutsatserna sammanfattas kortfattat nedan.

### Tydlig ökning av mängden aluminium och aluminiumbunden fosfor i sedimentens översta skikt

Resultaten från sedimentundersökningarna visade att mängden aluminium och aluminiumbunden fosfor tydligt ökade i de översta centimetrarna sediment i Växjösjön efter behandling. Samtidigt minskade mängden mobilt fosfor. Nästan 1,3 ton aluminiumbunden fosfor (AL-P) hade bildats och mängden aluminium (Al) i sedimenten hade ökat med drygt 21 ton, vilket kan jämföras med att man tillfört ca 30 ton aluminium vid behandlingen. Eftersom beräkningarna

endast bygger på enstaka sedimentprover och förhållandena kan variera bl.a. beroende på vattendjup, lokal och tidpunkt bedöms resultaten vara rimliga.

Analysresultaten och erfarenheter från andra studier tyder på att mer läckagebenägen fosfor kan komma att binda till aluminium i framtiden. Detta bl.a. eftersom det kan ta tid för aluminiummineralet att nå fosfor. Några studier har visat att mer än 2/3 av bindningskapaciteten fanns kvar när sediment provtogs från Lake Harriet och Kohlman Lake (USA) 1,5 år efter behandling (Huser 2017, Huser et al. 2016b). Det har också visats att mineralet fortsätter att binda fosfor i ett decennium eller under ännu längre tid (Welch 2017). Med modell enligt Huser (2012), kan man uppskatta den slutliga bindningseffektiviteten mellan aluminium och fosfor (Al/Al-P) till ca 5, vilket tyder på att drygt 4 ton mobilt fosfor kan komma att binda till aluminium i framtiden, jämfört med nu beräknat 1,3 ton.

### Minskning av såväl den potentiella som den faktiska internbelastningen i sjön

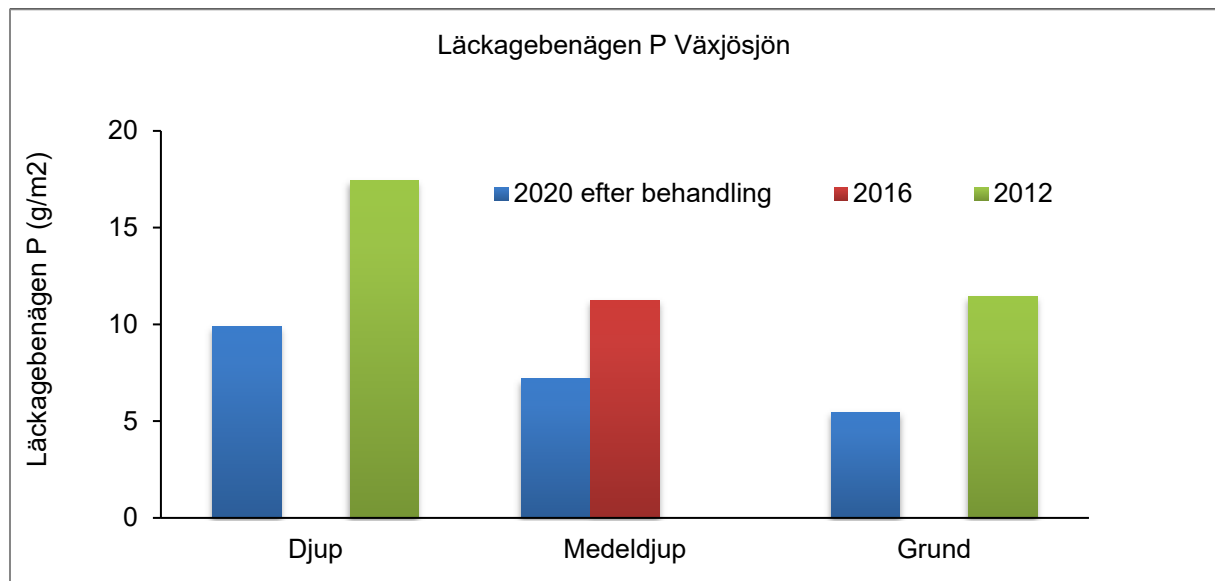
Mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten minskade med ca 52 % i grundare områden och mellan ca 36 % och ca 43 % i medeldjupa till djupa områden efter aluminiumbehandlingen jämfört med före åtgärd (Figur 40). Den potentiella internbelastningen ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ ), beräknad enligt Pilgrim et al. (2007), minskade också efter aluminiumbehandlingen med ca 30 % i grundare och medeldjupa områden och ca 60 % i djupare områden (Tabell 6).

I avsnittet om vattenkemi har det också konstaterats att den faktiska internbelastningen minskat kraftigt. Före åtgärderna, och även efter reduktionsfisket, syntes en tydlig ökning av fosforhalterna i sjön under sensommaren, men efter aluminiumbehandlingen förblev fosforhalterna förhållandevis låga under hela sommarsäsongen. Haltökningen i sjön från försommar till sensommar kan till stor del antas bero på den interna belastningen. Före åtgärd (åren 2012-2015) ökade fosforhalterna under sommaren i genomsnitt med ca  $20 \mu\text{g}/\text{l}$ , vilket motsvarar drygt 60 kg fosfor beräknat för hela sjöns vattenvolym. Efter reduktionsfisket (åren 2016 och 2017) ökade fosforhalterna med ca  $16 \mu\text{g}/\text{l}$ , motsvarande ca 50 kg fosfor. Efter aluminiumbehandlingen (åren 2018-2020) var motsvarande siffra ca  $4 \mu\text{g}/\text{l}$ , motsvarande ca 12 kg. Detta skulle i så fall innebära en minskad internbelastning på i storleksordningen 75-80 % efter aluminiumbehandlingen.

Tabell 6. Beräknad potentiell internbelastning från sediment i olika djupområden (Grundare områden = ca 3 m vattendjup, Medeldjupa områden = ca 5 m vattendjup och Djupaste delen = ca 7,5-7,7 m vattendjup) i Växjösjön före och efter aluminiumbehandling

Djupområde	Potentiell internbelastning ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ )	
	Före åtgärd	Efter åtgärd*
Djupaste delen	15,6	5,7
Medeldjupa områden	7,3	4,9
Grundare områden	7,4	5,1

\* = Den beräknade potentiella internbelastningen efter åtgärd är sannolikt överskattad på grund av analystekniska skäl.



Figur 40. Mängden läckagebenägen fosfor (mobil och organisk) i sediment från olika djupområden (Grund = ca 3 m vattendjup, Medeldjup = ca 5 m vattendjup och Djup = ca 7,5-7,7 m vattendjup) i Växjösjön före (2012 och 2016) och efter (2020) behandling med aluminium.

Viktigt att notera i detta sammanhang är att metoden som används för att fraktionera fosfor i sediment inte är anpassad för att utvärdera en aluminiumbehandling. Metoden separerar sannolikt en del fosfor som är bunden till nybildade aluminiummineral i sjösedimenten. Detta gör att metoden underskattar mängden aluminiumbunden fosfor i aluminiumbehandlade sjöar och därmed överskattar mängden mobil fosfor och den potentiella internbelastningen. Detta kan bli extra tydligt när det bara har gått ett par år mellan behandling och uppföljning. Den beräknade potentiella internbelastningen efter aluminiumbehandlingen i Växjösjön som redovisas i Tabell 6 är därför sannolikt överskattad. Forskning pågår för att modifiera metoden så att den blir mer lämplig för att bedöma fosforfraktioner i aluminiumbehandlade sjöar. En förbättrad metod förväntas år 2021.

### Slutsats

Utförda sedimentundersökningar visar att aluminiumbehandlingen av Växjösjön år 2018 minskade mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten och därmed också den potentiella interna belastningen av fosfor.

Resultaten tyder på att den potentiella internbelastningen minskade med ca 30 % i grundare och medeldjupa områden och ca 60 % i djupare områden. Men det finns analytiska svårigheter som gör att minskningen kan vara större än vad resultaten visar. De vattenkemiska undersökningarna tyder på att den faktiska internbelastningen minskat med storleksordningen 75-80 % efter aluminiumbehandlingen.

Under de närmaste åren beräknas mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten minska ytterligare, bl.a. eftersom nybildade aluminiummineral fortsätter att binda fosfor i ett decennium eller under ännu längre tid.

Aluminiumdosen för att inaktivera all läckagebenägen fosfor i Växjösjön har i tidigare utredningar beräknats till ca 80 g/m<sup>2</sup>. Denna dos delades upp för att maximera bindnings- och kostnadseffektiviteten. En dos på 51 g/m<sup>2</sup> rekommenderades för maximal bindningseffektivitet, vilket överensstämmer med faktisk genomsnittlig dos vid behandlingen år 2018. I djuphålan blev dock dosen ca 78 g Al/m<sup>2</sup> eller något större. Mer aluminium måste sannolikt tillsättas någon gång i framtiden för att binda återstående mängd läckagebenägen fosfor i sedimenten i Växjösjön, men det är ännu oklart om och när detta behöver ske.

## SYNTES

De senaste årens mycket kraftfulla åtgärder i Växjösjön, i form av reduktionsfiske och aluminiumbehandling, startade med reduktionsfiske i november 2015. Reduktionsfisket avslutades i maj 2018 då aluminiumbehandlingen av sjön tog vid. Aluminiumbehandlingen avslutades i augusti samma år. Vattenkemiska och biologiska undersökningar som utförts såväl före som efter åtgärderna visar i många avseenden på direkta och indirekta mycket tydliga positiva effekter på sjöns övergödningssituation.

### Följande förändringar noterades efter åtgärderna:

- Siktdjupet mer än fördubblades i sjön. Före åtgärderna bedömdes statusen för siktdjup i Växjösjön vara "måttlig" men efter åtgärderna bedömdes statusen vara "hög". Siktdjupet var i genomsnitt ca 1,7 meter före åtgärd, 2,7 meter efter reduktionsfisket och 3,7 meter efter aluminiumbehandlingen.
- Vattenväxterna spred sig till stora delar av sjön ner till 2-3 meters djup. Vid inventeringen år 2020 bedömdes ca 25-30 % av sjöns botten vara mer eller mindre täkt med undervattensvegetation jämfört med sparsam förekomst före åtgärderna.
- Klorofyllhalterna minskade med storleksordningen 60 % efter åtgärderna, vilket överensstämmer med en minskad växtplanktonbiomassa i samma storleksordning. Tydligaste förändringen avseende växtplankton var att mängden cyanobakterier minskade, särskilt efter aluminiumbehandlingen. Näringsstatusen avseende växtplankton blev för första gången "god" i Växjösjön direkt efter aluminiumbehandlingen år 2018 och förblev "god" även åren 2019 och 2020.
- Vattnets grumlighet (turbiditet) minskade med ca 65 % efter åtgärderna, vilket till stor del överensstämmer med minskningen i växtplanktonbiomassa.
- Fosforhalterna minskade med ca 20 % efter reduktionsfisket och därefter med ytterligare ca 30 % efter aluminiumbehandlingen jämfört med före åtgärderna. Totalt sett halverades fosforhalterna från ca 28 µg/l före åtgärderna till ca 14 µg/l efter aluminiumbehandlingen. Statusen avseende fosfor bedömdes vara "otillfredsställande" men nära gränsen till "måttlig" före åtgärderna. Efter aluminiumbehandlingen bedömdes statusen avseende fosfor vara "god".
- Efter aluminiumbehandlingen minskade mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten och därmed minskade också den potentiella internbelastningen av fosfor. Den potentiella internbelastningen av fosfor minskade med ca 30 % i grundare och medeldjupa områden och ca 60 % i djupare områden. Men det finns analytiska svårigheter som gör att minskningen kan vara större än vad resultaten visar. De vattenkemiska undersökningarna tyder på att den faktiska internbelastningen minskat med storleksordningen 75-80 % efter aluminiumbehandlingen.
- Bottenfaunan från sjöns djuphåla indikerade svagt positiva resultat efter åtgärderna. Artantal och individtäthet ökade. Även om de näringsgynnade arterna fortfarande dominerade kraftigt efter åtgärderna har några måttligt näringsämneskänsliga arter tillkommit och år 2020 fanns indikationer på att syreförhållandena förbättrats. Provtagning av bottenfauna har endast utförts i sjöns djuphåla där det saknas undervattensväxter. Områden med undervattensväxter har ökat markant efter åtgärderna och i dessa områden skapas flera mikromiljöer som kan utnyttjas av många olika bottenfaunaarter. Stora förändringar har därför sannolikt skett i sjöns totala bottenfaunasamhälle tack vare uppkomsten av dessa vegetationsrika miljöer. Observationer i fält bekräftar också att de vegetationsrika områdena i sjön hyser en rik bottenfauna.
- Efter reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen har det förekommit relativt höga tätheter av växtplanktonfiltrerande stora djurplankton (dafnier) i maj, vilket rimligen har bidragit till att upprätthålla klart vatten i Växjösjön. Förändringarna kvarstod dock inte i augusti. Vid undersökningsperiodens slut i augusti 2020, två år efter behandlingen, karakteriserades djurplanktonsamhället istället av egenskaper som vanligtvis brukar associeras med näringsrika miljöer och/eller intensiv predation från fisk. Potentiellt

höga tätheter av abborryngel skulle kunna ligga bakom och den klarning av vattnet som skett efter aluminiumbehandlingen kan dessutom ha förbättrat villkoren för planktonätande fisk, med ett förstärkt predationstryck på djurplankton som följd.

- Fisksamhällets struktur i Växjösjön förbättrades efter utfört reduktionsfiske då vitfisken minskade kraftigt till fördel för abborre. Aluminiumbehandlingen tycks ha förstärkt de positiva effekterna av reduktionsfisket med fortsatt hög andel rovfisk samtidigt som abborryngel fångades i mindre mängd år 2019 jämfört med år 2017. Inget nätprovfiske utfördes år 2020 som kan verifiera relevansen i ett ökat predationstryck på djurplankton.

#### Ingen påverkan av aluminium nedströms i vattenområdet

Under aluminiumbehandlingsens första del (vattenbehandlingsfasen) i slutet av maj 2018 kunde en förhöjd halt av aluminium konstateras i Växjösjön. Denna halt var dock i nivå med eller lägre än vad som tillfälligt uppmätts i andra vattenområden inom Mörrumsåns vattensystem. Under vattenbehandlingsfasen uppskattades den förhöjda uttransporten av aluminium från Växjösjön till endast ca 10 kg, vilket kan jämföras med tillförd mängd aluminium under vattenbehandlingsfasen på ca 5 ton (5 000 kg). Inte heller under andra delen av aluminiumbehandlingen (sedimentbehandlingsfasen) eller efter behandlingen har förhöjda halter eller förhöjd uttransport av aluminium kunnat konstateras. Tack vare ett klarare vatten med lägre halter organiskt material har aluminiumhalterna och uttransporten av aluminium från sjön snarare minskat jämfört med perioden före åtgärderna.

#### Inga tydliga negativa effekter av aluminiumbehandlingen på vattenlevande organismer

I utredningsarbetet inför aluminiumbehandlingen konstaterades risker för låga pH-värden och skadligt höga halter av oorganiskt aluminium i samband med eller efter behandling. Dessa risker minimerades tack vare att Växjösjöns vatten normalt har mycket god buffertkapacitet och nära neutrala pH-värden samt att den variant av polyaluminiumklorid som användes för fällning av fosfor i Växjösjön hade en buffrande förmåga. Inga låga eller höga pH-värden uppmättes och analys av oorganiskt aluminium verifierade att toxiciteten hos aluminium var försumbar.

Några tydliga negativa effekter på vattenlevande organismer orsakade av själva behandlingen har heller inte kunnat konstateras, varken i fält eller i resultaten från utförda undersökningar. Möjligen kan en viss negativ påverkan ha skett på bottenfaunan i samband med bottenbehandlingen då artantalet sjönk år 2018 jämfört med år 2017. Artantalet år 2018 var dock i nivå med år 2016 och högre än åren före åtgärd. Eventuell negativ påverkan på bottenfaunan bedöms därmed som begränsad. Det skedde en påtaglig nedgång i djurplanktonets artrikedom och biomassa i augusti 2018, d.v.s. efter aluminiumbehandlingen, jämfört med augusti 2012 och 2016. Den samlade bedömningen är dock att denna förändring sannolikt var en effekt av förändrad födoresurs (markant minskning av mängden växtplankton) och/eller predationsförhållanden. Inga negativa effekter av aluminiumbehandlingen har observerats på fisksamhället.



### Åtgärderna har tillsammans skapat förutsättningar för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön

Tillsammans med reduktionsfisket har aluminiumbehandlingen skapat vattenkemiska och biologiska förutsättningar för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön i Växjösjön. Drygt två år efter avslutad aluminiumbehandling är situationen fortsatt förhållandevis stabil, men de vattenlevande organismerna i en sjö ingår i ett komplicerat ekosystem där organismerna och vattenkemin ständigt påverkar varandra både direkt och indirekt. Många organismer har fleråriga livsstadier eller behöver tid för att sprida och etablera sig varför det kan ta många år innan en ny jämvikt uppnås. Åtgärderna har sammantaget hittills resulterat i många eftersträvarvärda positiva effekter som t.ex. ett mer rovfiskdominerat fisksamhälle, lägre intern fosforbelastning från sedimenten, lägre fosforhalter i vattenmassan, ett reducerat växtplanktonsamhälle, ökat siktdjup och en ökad utbredning av undervattensvegetation. Men sannolikt råder fortfarande en viss obalans i sjöns ekosystem och de närmaste åren kommer vara avgörande för sjöns fortsatta utveckling. För vissa parametrar såsom t.ex. siktdjup, halter av fosfor och klorofyll samt växtplanktonbiomassa syns en tendens till viss tillbakagång de två senaste åren jämfört med behandlingsåret 2018. Men detta kan sannolikt ha med vattnets omsättningstid att göra, där den direkta effekten av aluminiumbehandlingen sannolikt var större än den mer långsiktiga effekter efter att sjöns vattenvolym omsatts.

### Vattenväxternas och fisksamhällets fortsatta utveckling är avgörande för Växjösjöns framtida situation och åtgärdernas varaktighet

Centralt för Växjösjöns framtida utveckling och åtgärdernas varaktighet är sannolikt undervattensväxternas fortsatta spridning och djuputbredning i sjön. Vid många sjörestaureringsprojekt är etablering av undervattensväxter nyckeln till framgång och en viktig komponent för att skapa långvarigt positiva effekter på vattenmiljön och stabilisera sjön i ett klarvattenläge. Vattenväxternas fortsatta spridning och djuputbredning är i sin tur i första hand beroende av vattnets grumlighet och fisksamhällets struktur.

Det är därför också avgörande för Växjösjöns framtida utveckling hur fisksamhället kommer förändras inom de närmaste åren. Med en lägre näringstillgång i sjön, minskad konkurrens från vitfisk, ökad predation från rovfisk, ökad utbredning av vattenväxter och klarare vatten finns goda förutsättningar för att de positiva effekterna på fisksammansättningen ska kunna bli bestående. Men det finns tecken på att predationstrycket på djurplankton från fisk fortsatt är mycket högt efter åtgärderna. En hypotes är att det klara vattnet efter åtgärderna förbättrat villkoren för djurplanktonätande fisk, med ett förstärkt predationstryck på djurplankton som följd. I provfisket år 2017 i Växjösjön och år 2019 i Trummen noterades massförekomst av djurplanktonätande fiskyngel, vilket kan förekomma. Efter det senaste nätprovfisket i Växjösjön år 2019 gjordes dock bedömningen att underhållsfiske inte behövs de närmaste åren.

### Internbelastningen av fosfor är avgörande för Växjösjöns framtida situation

Resultaten tyder på att den potentiella internbelastningen av fosfor minskade med ca 30 % i grundare och medeldjupa områden och ca 60 % i djupare områden efter aluminiumbehandlingen. Men det finns analystekniska svårigheter som gör att minskningen kan vara större än vad resultaten visar. De vattenkemiska undersökningarna tyder på att den faktiska internbelastningen av fosfor har minskat med storleksordningen 75-80 % efter aluminiumbehandlingen.

Aluminiumdosen som användes vid behandlingen av Växjösjön delades upp för att maximera bindnings- och kostnadseffektiviteten och eventuellt måste resterande mängd aluminium tillsättas någon gång i framtiden för att binda återstående mängd läckagebenägen fosfor i sedimenten. Det är dock ännu oklart om och när detta behöver ske. Livslängden för en aluminiumbehandling kan generellt förväntas vara 15 till 20 år (Huser et al. 2015).



Om den interna belastningen av fosfor skulle öka igen riskerar sjön att återgå till ett mer näringsrikt stadie. Den långsiktiga trenden har dock varit att sjön naturligt går mot ett mer näringsfattigt tillstånd, tack vare minskad extern belastning och successiv avmagring av sedimenten. Med utförda åtgärder, såsom reduktionsfiske och aluminiumbehandling, har övergödningssituationen i Växjösjön snabbt förbättrats och förutsättningarna för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön bedöms nu vara mycket goda.

## Slutord

### Vattenkvalitetsmålet har uppnåtts efter aluminiumbehandlingen

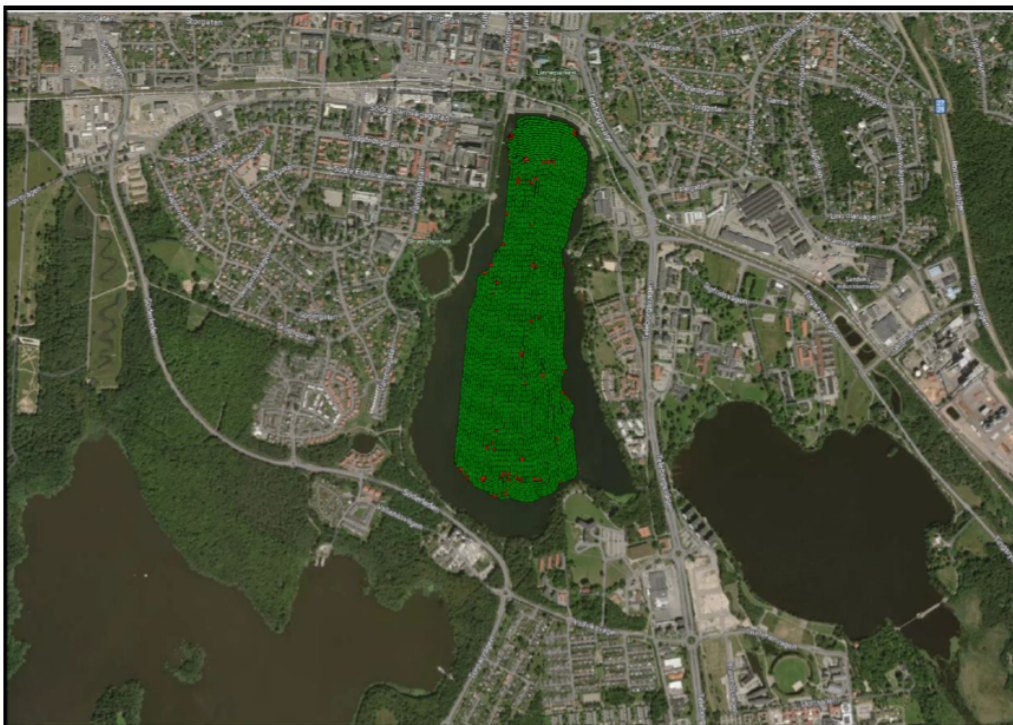
Tack vare reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen har övergödningssituationen i Växjösjön förbättrats avsevärt. Reduktionsfisket bidrog till mycket positiva förändringar i Växjösjön, men vattenkvalitetsmålet, att uppnå "god ekologisk status" enligt Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25), uppnåddes inte. Efter aluminiumbehandlingen år 2018 bedömdes sjön för första gången, sedan övergödningen tog fart i början av 1800-talet, ha "god" eller bättre status avseende fosfor, siktdjup, klorofyll, växtplankton och fisk och de tre senaste åren (2018-2020) har bedömningarna varit förhållandevis stabila. Sjön har nu också stora ytor med undervattensvegetation och lägre risk för internbelastning av fosfor från sedimenten som gör att förutsättningarna för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön bedöms vara mycket goda. Mot bakgrund av detta kan konstateras att vattenkvalitetsmålet med åtgärderna, att uppnå "god ekologisk status", nu har uppnåtts.

## REFERENSER

- Adamczuk, M. 2016. Past, present, and future roles of small cladoceran *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1785) in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* 767: 1-11.
- Agstam-Norlin, O. & Huser, B. 2020. Effektiviteten av aluminiumbehandling av svenska sjöar: En utvärdering av analysmetoder för bestämning av effektivitetskvot. SLU rapport 2020:5, 15 sidor.
- Agstam-Norlin, O. et al. 2020. Optimization of aluminum treatment efficiency to control internal phosphorus loading in eutrophic lakes. *Water Research*, 185:116150. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116150>.
- ALcontrol & DHI 2014. Åtgärdsstrategi för Växjösjöarna, Etapp 1 av 3, Undersökningar och beslutsunderlag. Växjö kommun.
- ALcontrol AB & Hushållningssällskapet i Halland 2018. Vattenväxter i Växjösjön och Södra Bergundasjön, Slutrapport 2017. Växjö kommun.
- ALcontrol AB 2011. Mörrumsån 2010. Mörrumsåns vattenvårdsförbund.
- ALcontrol AB 2016 och 2017. Mörrumsån 2015 och 2016. Mörrumsåns Vattenråd.
- ALcontrol AB, Hushållningssällskapet Halland, Medins Havs- och Vattenkonsulter och Ekoll AB 2015. Vattenväxter i Växjösjön och Södra Bergundasjön, Förutsättningar och förslag till genomförandeplan. Växjö kommun.
- Calluna AB 2012, 2013, 2014, 2015. Mörrumsån 2011, 2012, 2013 och 2014. Mörrumsåns vattenvårdsförbund.
- Danmarks Miljøundersøgelser 1992. Zooplankton i søer: metoder og artsliste : prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelser af zooplankton i søer. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. (Miljøprojekt 205).
- Flössner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas. Backhuys Publishers.
- Havs- och vattenmyndigheten 2013. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2013:19.
- Havs- och vattenmyndigheten 2017. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. HVMFS 2017:20.
- Havs- och vattenmyndigheten 2019. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25.
- Hedrén A. & Olofsson H. 2017. Växjö Kommun och SYNLAB. Sedimentbehandling i Växjösjön. Uppföljningsplan av sjöns tillstånd och status avseende vattenkemiska, sedimentkemiska och biologiska undersökningar före, under och efter sedimentbehandling.
- Hedrén A. 2014. Förslag till åtgärdsstrategi avseende restaureringsinsatser i Växjösjöarna 2014-2020.
- Hupfer M, Gachter R, Giovanoli R. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquat Sci.* 57(4):305-324.
- Huser, B. J. 2017. Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake and reservoir management*, 33(2), 143-151.
- Huser, B. J., Bajer, P. G., Chizinski, C. J., & Sorensen, P. W. 2016b. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia*, 763(1), 23-33.
- Huser, B.J. et al. 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97:122-132.
- Huser, B.J. et al. 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97:122-132.
- Huser, B.J., 2012. Variability in phosphorus binding by aluminum in alum treated lakes explained by lake morphology and aluminum dose. *Water Research* 46(15), 4697-4704.

- Huskvarna Ekologi 2010. Nätprovfiske 2010. Växjösjön, Trummen och Barnsjön. Växjö kommun.
- Huskvarna Ekologi 2012. Nätprovfiske 2012. Växjösjön, Trummen och Barnsjön.
- Huskvarna Ekologi 2014. Nätprovfiske 2014. Växjösjön, Trummen och Barnsjön.
- Håkanson, L., Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag.
- Kiefer, F. & Fryer, G. 1978. Das Zooplankton der Binnengewässer. 2. Teil. Die Binnengewässer, band XXVI. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Klara Vatten Sverige AB 2018. Reduktionsfiske i Växjösjöarna samt resultat för provfiske med översiktsnät 2017. Växjö kommun.
- Klara Vatten Sverige AB 2019. Provfiske med översiktsnät i Trummen och Växjösjön 2019.
- KM Lab 2000. Tillämpningsförslag gällande bedömningsgrunder kemi. Skrivelse angående nya bedömningsgrunder för miljö kvalitet (vattenkemi). KM Lab AB 2000-02-14.
- Koste, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Lieder, U. 1996. Crustacea Cladocera/Bosminidae. Susswasserfauna von Mitteleuropas Band 8/Heft 2-3. Gustav Fischer, Stuttgart.
- Naturvårdsverket 1999. (Wiederholm ed.). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Persson, G., Svensson, J-E., Lindqvist, L & Nauwerck, A. 2009. Djurplanktonfaunan i Norra Norrlands sjöar. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2009: 16.
- Pilgrim, K. M., Huser, B. J., & Brezonik, P. L. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. Water research, 41(6), 1215-1224.
- Psenner R, Boström B, Dinka M, Pettersson K, Puckso R, Sager M. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. Archiv Fur Hydrobiologie Supplement. 30:98-103.
- SLU - Datavårdskap för sjöar och vattendrag. Internetadress <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/datavardskap/>.
- SMHI – Klimatdata. Internetadress <https://www.smhi.se/klimatdata/>.
- SYNLAB (f.d. ALcontrol AB) 2018. Mörrumsån 2017. Mörrumsåns Vattenråd.
- SYNLAB 2019. Mörrumsån 2018. Mörrumsåns Vattenråd.
- SYNLAB 2019. Uppföljning av reduktionsfisket i Trummen, Växjösjön och Södra Bergundasjön åren 2016-2018.
- SYNLAB 2020. Månadsrapporter för Mörrumsåns recipientkontroll 2020. Mörrumsåns Vattenråd.
- SYNLAB 2020. Mörrumsån 2019. Mörrumsåns Vattenråd.
- USA EPA <http://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>.
- Vattenwebb – SMHI Vattenwebb. Internetadress <http://vattenwebb.smhi.se/>.
- Welch, E.B., Gibbons, H.L., Brattebo, S.K. and Corson-Rikert, H.A. 2017. Progressive conversion of sediment mobile phosphorus to aluminum phosphorus. Lake Reserv Manage 33(2), 205-210.
- VISS – VattenInformationSystem Sverige. Internetadress [www.viss.lst.se](http://www.viss.lst.se).

## BILAGA 1 – SPRIDNINGSKARTOR VID ALUMINIUMBE- HANDLING AV VÄXJÖSJÖN ÅR 2018



Arbete: Fällning yta 10 gram

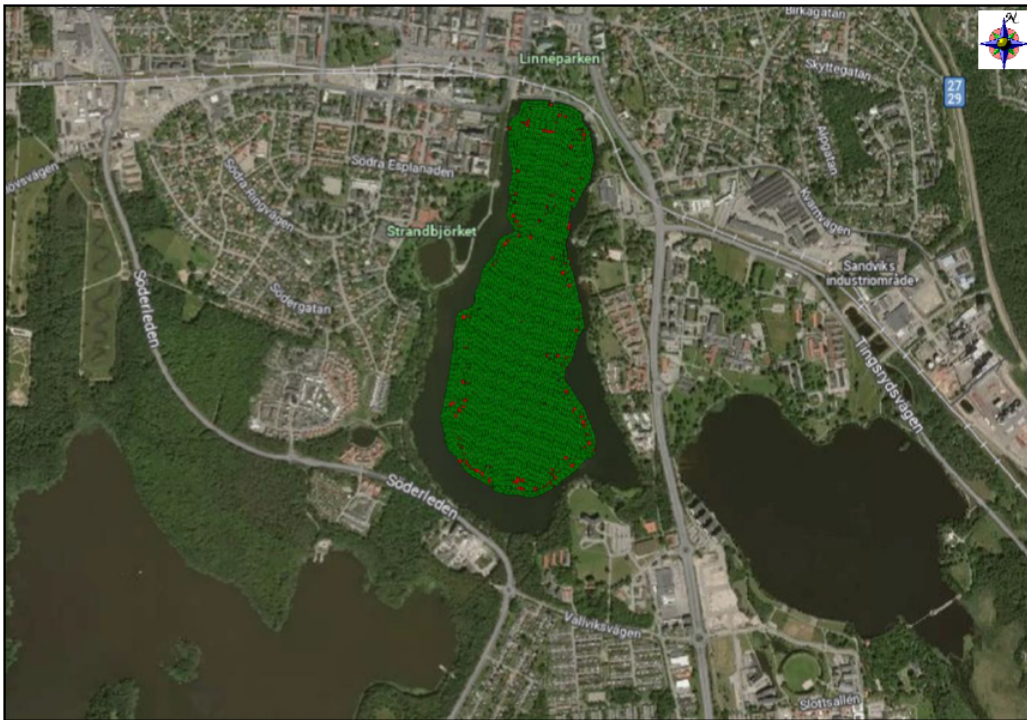
Område: Zon 1, 2, 3

Lager: 1

Bearbetad area: 46,91 ha

Materialåtgång: 50 ton PAX XL100





Arbete: Fällning botten 17 gram  
 Område: Zon 1, 2, 3  
 Lager: 1  
 Bearbetad area: 53,03 hektar  
 Materialåtgång: 95 ton PAX XL100



Arbete: Fällning botten 17 gram  
 Område: Zon 2, 3  
 Lager: 1  
 Bearbetad area: 27,97 hektar  
 Materialåtgång: 51,2 ton PAX XL100



Arbete: Fällning botten 17 gram  
 Område: Zon 3  
 Lager: 4  
 Bearbetad area: 12,18 hektar  
 Materialåtgång: 22,2 ton PAX XL100



Arbete: Fällning botten 17 gram  
 Område: Zon skyddsområde  
 Lager: 1  
 Bearbetad area: 2,9 hektar  
 Materialåtgång: 5,4 ton PAX XL100



BILAGA 2 – VATTENKEMI VÄXJÖSJÖN PERIODEN 2010-  
OKT 2020

PROVPUNKT	ID	År	Månad	Dag	Tem pera tur °C	Sikt- djup m	Klo- ro fyll µg/l	Alka- lini tet mekv/l	Led- nings förm mS/m	Tur- bidi tet FNU	Abs- 420 filtr /5cm	Syr gas halt mg/l	Syre mätt nad %	Total fosfor µg/l	Fosfat fosfor µg/l	Total kväve µg/l	Nitrat kväve µg/l	Ammo- nium kväve µg/l	
Växjösjön utlopp	430B	2010	1	22	0,5		7,4	0,50	18,4	0,74	0,040	8,8	11,4	79	20	750	290		
Växjösjön utlopp	430B	2010	3	15	0,9		7,2	0,52	18,9	0,51	0,040	8,2	11,3	79	12	780	390		
Växjösjön utlopp	430B	2010	5	18	13,4		7,8	0,52	20,6	4,6	0,053	8,8	13,4	128	41	670	16		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2010	5	26	14,2	1,9	11												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2010	6	16	16,9	2,0	10												
Växjösjön utlopp	430B	2010	7	5	24,9		7,6	0,55	20,1	2,5	0,040	8,1	8,3	100	29	520	5		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2010	7	7	21,8	4,0	1,5												
Växjösjön utlopp	430B	2010	8	2	19,9		7,6	0,58	19,1	3,2	0,053	9,6	9,2	101	30	670	5		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2010	8	4	19,9	2,3	15												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2010	9	8	15,8	1,9	25												
Växjösjön utlopp	430B	2010	10	19	7,6		7,6	0,52	17,3	4,2	0,053	7,9	9,3	78	29	530	16		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2010	10	13	9,9	1,7	17												
Växjösjön utlopp	430B	2011	1	18	0,9		7,3	0,54	19,5	1,6	0,079	9,0	11,9	83	18	780	440		
Växjösjön utlopp	430B	2011	3	15	1,9		7,0	0,59	24,1	2,2	0,134	11	8,4	61	27	1200	670		
Växjösjön utlopp	430B	2011	5	10	19,5		7,9	0,57	23,0	2,2	0,093	9,0	9,9	115	36	690	210		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2011	5	12	19,0	1,3	10												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2011	6	9	21,0	1,4	20												
Växjösjön utlopp	430B	2011	7	6	23,3		7,8	0,56	21,0	4,1	0,080	9,6	7,2	92	17	550	4		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2011	7	5	21,8	1,2	27												
Växjösjön utlopp	430B	2011	8	2	21,0		8,0	0,54	19,0	8,9	0,091	10	8,1	98	31	530	3		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2011	8	12	17,2	1,0	36												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2011	9	8	17,3	1,1	32												
Växjösjön utlopp	430B	2011	10	7	14,0		7,7	0,50	17,0	4,0	0,054	8,3	6,7	72	32	500	46		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2011	10	7	14,0	1,2	28												
Växjösjön utlopp	430B	2012	1	13	1,9		7,4	0,46	18,0	3,6	0,081	8,5	12,0	89	26	820	450		
Växjösjön utlopp	430B	2012	3	3	2,4		7,3	0,39	20,0	2,4	0,087	7,8	14,9	111	22	920	550		
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	5	8	12,9	1,5	17,0												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	5	9	13,6		7,7	0,52	21,1	3,4	0,066	9,4	13,1	126	26	720	69	14	
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	6	7	14,7		7,7	0,61	21,2	2,2	0,066	9,0	10,3	102	34	600	5	16	
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	6	9	13,6	2,1	7,2												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	7	2	18,3		7,6	0,54	19,7	3,3	0,066	8,6	12,1	129	22	590	5	13	
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	7	7	19,7	2,4	6												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	8	3	20,0		7,6	0,56	19,1	4,1	0,054	9,5	8,5	94	36	680	5	5	
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	8	17	19,8	1,4	18												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	9	5	16,9	1,6	17												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	9	10	16,1		7,7	0,56	18,3	4,6	0,054	9,8	9,6	98	37	690	5	5	
Växjösjön mitt yta	469 yta	2012	10	4	12,0	2,1	9,7												
Växjösjön utlopp	430B	2013	1	16	1,6		7,3	0,48	17,0	1,4	0,067	7,9	15,2	109	24	8,6	730	360	17
Växjösjön utlopp	430B	2013	3	15	3,3		7,1	0,50	19,0	1,5	0,104	9,6	8,6	64	20	2,6	800	390	1,5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2013	5	15	14,9	1,2	30												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2013	6	4	19,5	1,7	12												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2013	7	3	18,3	2,4	11												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2013	8	14	20,3	1,3	43												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2013	9	3	17,8	1,0	38												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2013	10	2	11,5	1,0	28												
Växjösjön utlopp	430B	2014	1	13	1,8		7,4	0,45	19,0	2,8	0,041	6,6	12,5	90	22	5,8	690	300	27
Växjösjön utlopp	430B	2014	3	11	5,4		7,5	0,48	21,0	3,2	0,057	7,6	12,6	106	20	1,3	720	400	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2014	5	5	12,7	2,0	12												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2014	6	4	17,2	2,5	15												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2014	7	2	19,0	1,7	11												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2014	8	5	20,3	0,9	38												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2014	9	10	16,3	1,0	42												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2014	10	14	11,9	1,0	47												
Växjösjön utlopp	430B	2015	1	20	1,1		7,4	0,48	18,3	2,7	0,073	7,5	13,0	92	22	4,0	880	480	25
Växjösjön utlopp	430B	2015	2	3,0	0,8		7,4	0,49	19,5	3,2	0,093	7,8	12,4	86	20	5,0	1000	550	5
Växjösjön utlopp	430B	2015	3	5,0	2,4		7,5	0,50	20,9	3,6	0,092	7,6	13,7	100	20	4,4	1000	560	5
Växjösjön utlopp	430B	2015	4	16	8,4		7,6	0,47	20,7	3,4	0,087	8,5	11,8	101	31	2,0	770	320	17
Växjösjön mitt yta	469 yta	2015	5	12	12,3	1,5	20												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2015	6	3,0	13,5	1,9	12												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2015	7	9,0	19,4	2,0	20												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2015	8	20	19,3	1,3	26												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2015	9	10	15,3	1,4	39												
Växjösjön mitt yta	469 yta	2015	10	7,0	12,0	1,7	32												
Växjösjön utlopp	430B	2015	11	3,0	8,7		7,5	0,53	17,2	4,5	0,055	8,6	10,0	86	34	12	550	5	5
Växjösjön utlopp	430B	2015	12	4,0	4,9		7,4	0,50	16,8	3,2	0,046	7,5	11,5	90	35	18	570	5	23

Analysdata från sjöns mitt maj-oktober och från sjöns utlopp övriga månader ligger till grund för bedömningarna avseende vattenkemi.

Siffror i fet kursiv stil motsvarar halva <-värdet.

PROVPUNKT	ID	År	Månad	Dag	Tem pera tur	Sikt- djup	Klo ro fyll	Alka lini tet	Led nings förm	Tur bidi tet	Abs 420 TOC	Syr gas halt	Syre mätt nad	Total fosfor	Fosfat fosfor	Total kväve	Nitrat Nitrit	Ammo nium		
					°C	m	µg/l	pH	mS/m	FNU	/5cm	mg/l	mg/l	%	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
Växjösjön utlopp	430B	2016	1	8,0	0,2		7,4	0,52	17,9	1,3	0,050	7,1	13,6	93	28	16	680	150	78	
Växjösjön utlopp	430B	2016	2	3,0	1,9		7,6	0,50	17,5	1,6	0,047	6,0	12,8	92	26	15	630	200	63	
Växjösjön utlopp	430B	2016	3	4,0	4,0		7,6	0,50	19,0	1,8	0,053	7,2	14,0	107	14	4,5	610	180	5	
Växjösjön utlopp	430B	2016	4	15	8,6		7,7	0,54	21,2	3,4	0,060	7,1	12,1	104	27	5,3	660	61	5	
Växjösjön mitt yta	469 yta	2016	5	4,0	11,1	3,1	3,4	7,7	0,53	20,5	1,9	0,098	7,0	10,9	99	24	3,6	500	5	25
Växjösjön mitt yta	469 yta	2016	6	9,0	19,5	2,9	7,0	7,7	0,56	19,9	1,6	0,080	7,3	8,6	94	15	2,9	530	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2016	7	13	19,2	2,8	11	7,5	0,61	20,5	2,0	0,043	7,4	8,8	95	19	3,3	450	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2016	8	9,0	17,6	2,0	18	7,5	0,59	19,5	3,6	0,041	7,5	8,2	86	35	3,8	530	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2016	9	5,0	18,4	1,7	22	7,7	0,62	18,8	6,3	0,041	7,7	9,4	100	23	4,0	520	5	21
Växjösjön mitt yta	469 yta	2016	10	11	9,5	3,0	14	7,6	0,61	18,1	2,7	0,045	7,5	10,0	88	29	3,7	590	5	67
Växjösjön utlopp	430B	2016	11	10	3,6			7,5	0,56	16,1	1,5	0,048	6,7	12,2	92	28	12	590	110	37
Växjösjön utlopp	430B	2016	12	5,0	2,3			7,5	0,56	17,1	1,1	0,042	6,9	13,1	96	26	4,1	520	120	21
Växjösjön utlopp	430B	2017	1	5	0,0			7,4	0,57	18,2	2,1	0,044	6,7	13,9	95	22	5,0	560	170	38
Växjösjön utlopp	430B	2017	2	3	1,0			7,7	0,52	18,6	0,96	0,037	7,3	14,8	104	20	2,6	590	160	5
Växjösjön utlopp	430B	2017	3	7	1,4			7,6	0,56	20,1	0,32	0,037	6,9	13,8	98	18	2,7	570	120	19
Växjösjön utlopp	430B	2017	4	13	8,7			7,6	0,59	21,8	2,0	0,029	6,5	11,5	99	21	1	470	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2017	5	19	15,5	5,2	4,0	7,7	0,56	21,0	1,4	0,029	6,7	10,4	104	11	1	370	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2017	6	9	16,1	3,0	7,5	7,7	0,59	20,8	2,5	0,018	7,3	8,9	90	21	1	470	5	15
Växjösjön mitt yta	469 yta	2017	7	10	19,6	2,5	14	7,8	0,61	20,2	3,1	0,030	7,2	10,1	110	20	1	520	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2017	8	14	18,9	2,4	22	7,6	0,62	20,0	3,6	0,033	6,2	8,8	95	21	1	520	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2017	9	14	14,9	1,8	33	7,8	0,59	19,3	5,2	0,051	7,1	9,3	92	32	3,8	600	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2017	10	9	10,6	2,7	20	7,5	0,56	18,9	2,6	0,037	6,4	9,5	85	25	2,7	610	5	12
Växjösjön utlopp	430B	2017	11	17	4,1			7,3	0,59	19,1	1,3	0,040	6,0	10,8	83	20	5,2	510	140	32
Växjösjön utlopp	430B	2017	12	7	3,8			7,4	0,59	19,6	1,4	0,055	6,2	12,2	93	18	4,6	600	230	28
Växjösjön utlopp	430B	2018	1	8	1,2			7,5	0,56	20,8	2,2	0,100	8,1	13,0	92	20	4,1	810	440	42
Växjösjön utlopp	430B	2018	2	5	0,0			7,4	0,57	23,4	2,3	0,130	9,5	13,2	90	17	4,4	1000	540	57
Växjösjön utlopp	430B	2018	3	12	1,8			7,4	0,54	22,8	1,8	0,190	10	13,7	99	18	4,1	1100	590	32
Växjösjön utlopp	430B	2018	4	9	5,5			7,2	0,49	20,0	1,2	0,120	8,4	12,0	95	16	1	830	480	14
Växjösjön mitt yta	469 yta	2018	5	8	17,1	2,4	9,9	7,9	0,51	23,5	1,8	0,110	8,8	11,3	117	23	5,6	830	360	15
Växjösjön mitt yta	469 yta	2018	6	8	20,8	3,8	8,4	7,9	0,56	26,3	1,1	0,038	7,9	9,7	109	6,1	1	540	73	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2018	7	10	22,7	3,2	5,8	7,5	0,44	26,3	1,5	0,065	6,7	8,4	97	12	1	380	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2018	8	15	20,0	3,5	9,4	7,3	0,46	27,8	2,5	0,019	6,6	7,9	87	14	1	440	5	25
Växjösjön mitt yta	469 yta	2018	9	14	16,0	5,3	2,9	7,3	0,44	27,8	1,5	0,025	6,4	8,3	84	15	1	400	5	51
Växjösjön mitt yta	469 yta	2018	10	5	10,7	5,1	5,2	7,4	0,39	28,9	1,1	0,025	5,8	9,7	87	9,0	1	360	52	36
Växjösjön utlopp	430B	2018	11	6	7,6			7,1	0,34	27,0	0,89	0,021	5,3	10,4	87	8,0	1	320	14	26
Växjösjön utlopp	430B	2018	12	6	2,7			7,2	0,34	26,9	0,68	0,027	5,5	12,5	92	8,0	1	400	77	35
Växjösjön utlopp	430B	2019	1	8	0,7			7,4	0,34	25,7	1,4	0,018	5,1	13,8	96	13	2,4	390	95	38
Växjösjön utlopp	430B	2019	2	4	0,5			7,3	0,38	27,9	0,59	0,022	5,6	14,2	98	8,0	1	460	110	43
Växjösjön utlopp	430B	2019	3	5	2,4			7,3	0,39	28,0	1,3	0,023	5,8	12,9	94	10	2,5	570	190	11
Växjösjön utlopp	430B	2019	4	1	6,6			7,5	0,44	28,3	1,4	0,033	6,1	12,7	104	6,0	1	610	220	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2019	5	8	10,6	4,1	9,9	7,5	0,46	30,0	1,3	0,027	7,3	10,9	98	15	2,8	450	71	21
Växjösjön mitt yta	469 yta	2019	6	18	20,3	3,8	5,8	7,7	0,51	29,7	1,4	0,026	7,0	9,4	104	15	1	430	52	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2019	7	8	18,0	2,7	13	7,5	0,52	29,9	2,0	0,030	6,6	8,6	91	18	2,2	410	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2019	8	6	21,0	3,9	6,4	7,7	0,54	29,4	1,3	0,032	6,2	8,7	98	15	1	420	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2019	9	6	17,6	2,5	10	7,5	0,56	28,5	2,3	0,016	5,7	8,2	86	18	1	370	5	10
Växjösjön mitt yta	469 yta	2019	10	4	11,4	4,4	8,1	7,6	0,54	27,6	1,0	0,023	6,2	10,0	92	19	1	400	5	5
Växjösjön utlopp	430B	2019	11	4	10,3			7,3	0,51	24,6	1,9	0,039	5,4	10,3	92	18	3,1	460	120	40
Växjösjön utlopp	430B	2019	12	4	3,8			7,3	0,51	26,3	0,63	0,033	5,8	12,3	93	12	3,8	470	170	62
Växjösjön utlopp	430B	2020	1	7	1,9			7,4	0,51	25,4	0,84	0,044	6,2	12,9	93	12	4,3	680	400	59
Växjösjön utlopp	430B	2020	2	5	2,7			7,5	0,49	24,7	1,0	0,061	7,0	12,9	95	13	3,5	810	530	38
Växjösjön utlopp	430B	2020	3	2	2,3			7,4	0,46	22,8	1,8	0,130	8,4	12,7	93	15	2,8	1100	710	23
Växjösjön utlopp	430B	2020	4	1	5,0			7,4	0,46	23,2	1,5	0,120	9,8	13,2	103	15	3,2	980	690	13
Växjösjön mitt yta	469 yta	2020	5	6	12,1	3,6	11	7,7	0,49	22,3	1,5	0,110	10	10,8	100	17	3,3	900	480	46
Växjösjön mitt yta	469 yta	2020	6	1	17,9	4,2	10	7,8	0,51	22,9	1,2	0,068	8,9	10,2	108	15	1	700	240	11
Växjösjön mitt yta	469 yta	2020	7	8	18,5	2,9	15	7,8	0,59	21,4	1,5	0,049	8,8	9,6	102	19	2,1	530	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2020	8	19	18,4	3,5	8,4	7,6	0,61	20,9	1,8	0,045	8,9	9,1	97	18	1	510	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2020	9	2	17,4	2,8	13	7,7	0,56	21,7	2,5	0,049	8,3	8,6	90	20	2,2	560	5	5
Växjösjön mitt yta	469 yta	2020	10	2	14,8	3,6	12	7,5	0,57	21,1	2,5	0,038	7,7	9,3	92	18	1	590	5	15

PROVPUNKT	ID	År	Månad	Dag	Tem pera tur °C	Sikt- djup m	Klo ro fyll µg/l	Alka lini tet pH	Led nings förm mS/m	Tur bidi tet FNU	Abs 420 filtr /5cm mg/l	Syr gas halt mg/l	Syre mätt nad %	Total fosfor µg/l	Fosfat fosfor µg/l	Total kväve µg/l	Nitrat kväve µg/l	Ammo nium kväve µg/l	
Växjösjön mitt botten	469 botten	2012	5	9	12,2		7,7	0,52	21,2	4,6	0,079	9,4	10,4	97	24	3,0	730	77	15
Växjösjön mitt botten	469 botten	2012	6	7	14,2		7,4	0,56	21,4	4,9	0,079	9,3	7,9	77	36	8,0	580	16	61
Växjösjön mitt botten	469 botten	2012	7	2	16,1		7,1	0,66	20,8	6,6	0,079	10	3,3	34	58	10	630	5	93
Växjösjön mitt botten	469 botten	2012	8	3	17,2		7,2	0,80	21,4	10	0,107	10	0,6	6	120	32	960	5	300
Växjösjön mitt botten	469 botten	2012	9	10	16,0		7,6	0,54	18,3	6,8	0,054	9,8	8,7	88	39	1	710	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2012	10	4	12,0		7,5	0,54	17,7	4,6	0,054	8,8	9,3	86	32	3,0	650	51	28
Växjösjön mitt botten	469 botten	2013	5	15	10,3		7,2	0,56	21,0	2,1	0,072	9,2	5,3	50	28	2,7	590	120	72
Växjösjön mitt botten	469 botten	2013	6	4	14,5		7,1	0,60	21,0	5,9	0,089	8,5	1,2	12	68	17	630	37	150
Växjösjön mitt botten	469 botten	2013	7	3	16,1		7,3	0,61	20,0	6,0	0,084	8,7	0,2	2	70	32	500	1	60
Växjösjön mitt botten	469 botten	2013	8	14	16,9		7,3	0,81	21,0	6,6	0,178	10	0,4	4	170	92	1100	13	490
Växjösjön mitt botten	469 botten	2013	9	3	16,6		7,7	0,57	19,0	6,2	0,055	8,7	8,6	90	39	0,5	2800	5	16
Växjösjön mitt botten	469 botten	2013	10	2	10,8		7,6	0,55	18,0	9,8	0,059	8,2	10,1	93	43	1,6	450	3	1,5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2014	5	5	11,5		7,4	0,48	21,0	3,8	0,047	8	8,5	79	31	0,5	420	3	10
Växjösjön mitt botten	469 botten	2014	6	4	12,5		7,0	0,58	21,0	13	0,082	7,7	0,1	1	81	45	570	8	200
Växjösjön mitt botten	469 botten	2014	7	2	16,3		7,3	0,62	20,0	11	0,051	8,1	0,5	5	44	10	520	6	76
Växjösjön mitt botten	469 botten	2014	8	5	16,8		7,4	0,87	22,0	8,5	0,179	8,0	0,1	1	210	120	1000	10	520
Växjösjön mitt botten	469 botten	2014	9	10	15,8		7,3	0,59	18,0	7,7	0,048	7,3	0,2	2	42	4,5	820	6	310
Växjösjön mitt botten	469 botten	2014	10	14	11,6		7,5	0,49	17,0	16	0,056	7,8	8,6	81	49	6,2	480	2	1,5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2015	5	12	12,3		7,7	0,50	20,4	5,1	0,070	8,4	11,4	107	34	2,5	600	100	14
Växjösjön mitt botten	469 botten	2015	6	3,0	13,5		7,6	0,50	19,7	4,6	0,072	8,0	9,7	93	32	5,4	570	32	21
Växjösjön mitt botten	469 botten	2015	7	9,0	14,9		7,1	0,66	20,1	4,3	0,100	9,2	0,2	2	61	18	800	5	270
Växjösjön mitt botten	469 botten	2015	8	20	15,7		7,3	0,87	20,6	6,5	0,120	9,9	0,1	1	150	65	1100	5	380
Växjösjön mitt botten	469 botten	2015	9	10	15,1		7,5	0,57	17,8	9,1	0,053	9,5	7,4	74	39	4,5	670	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2015	10	7,0	12,0		7,6	0,54	17,0	8,0	0,064	8,6	9,2	85	50	13	720	12	49
Växjösjön mitt botten	469 botten	2016	5	4,0	8,4		7,7	0,54	20,7	5,0	0,170	7,3	9,2	79	33	7,6	550	5	13
Växjösjön mitt botten	469 botten	2016	6	9,0	11,7		7,2	0,75	21,7	2,7	0,110	7,8	0,05	1	43	5,5	730	5	190
Växjösjön mitt botten	469 botten	2016	7	13	13,5		7,3	1,0	24,1	3,0	0,045	7,7	0,1	1	35	1	680	5	130
Växjösjön mitt botten	469 botten	2016	8	10	17,6		7,7	0,61	19,0	5,2	0,043	7,6	8,2	86	28	5,3	530	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2016	9	5,0	17,1		7,6	0,66	18,9	4,5	0,042	7,5	7,0	73	29	6,7	490	5	82
Växjösjön mitt botten	469 botten	2016	10	11	9,3		7,5	0,61	18,1	3,5	0,043	7,4	10,0	87	35	2,2	560	5	49
Växjösjön mitt botten	469 botten	2017	5	19	11,3		7,3	0,59	21,2	1,6	0,033	6,9	8,1	74	22	2,1	400	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2017	6	9	14,5		7,2	0,70	21,9	2,8	0,051	7,4	5,8	57	33	6,2	620	5	90
Växjösjön mitt botten	469 botten	2017	7	10	15,8		7,0	0,66	20,7	3,8	0,033	6,9	2,1	21	27	2,8	440	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2017	8	14	17,9		7,4	0,61	19,9	3,1	0,036	6,3	6,4	68	42	1	530	5	36
Växjösjön mitt botten	469 botten	2017	9	14	14,9		7,7	0,57	19,4	4,5	0,043	6,7	9,1	90	35	3,3	580	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2017	10	9	10,6		7,6	0,56	19,0	2,6	0,038	6,5	9,5	85	32	2,6	430	5	11
Växjösjön mitt botten	469 botten	2018	5	8	10,5		7,2	0,54	23,8	2,5	0,110	8,5	6,1	55	28	5,8	800	380	31
Växjösjön mitt botten	469 botten	2018	6	8	10,5		7,0	0,79	26,6	2,7	0,150	9,2	0,05	1	18	4,6	810	44	280
Växjösjön mitt botten	469 botten	2018	7	10	13,9		6,1	0,33	31,9	2,1	0,050	4,0	0,1	1	7,0	1	390	5	200
Växjösjön mitt botten	469 botten	2018	8	15	15,2		6,6	0,39	31,7	7,8	0,009	4,4	0,10	1	2,5	1	510	5	250
Växjösjön mitt botten	469 botten	2018	9	14	16,0		7,3	0,43	27,7	1,4	0,025	6,5	8,3	84	9,0	1	400	5	46
Växjösjön mitt botten	469 botten	2018	10	5	10,6		7,4	0,41	28,8	1,2	0,021	5,8	9,6	86	8,0	1	350	52	34
Växjösjön mitt botten	469 botten	2019	5	8	10,6		7,5	0,46	30,1	2,0	0,050	7,4	10,8	97	13	2,5	430	55	18
Växjösjön mitt botten	469 botten	2019	6	18	13,1		7,0	0,52	30,3	2,4	0,030	6,9	0,05	1	25	1	410	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2019	7	8	16,4		7,4	0,52	30,0	2,5	0,028	6,8	2,9	30	18	2,5	390	5	12
Växjösjön mitt botten	469 botten	2019	8	6	16,3		7,0	0,70	30,8	3,5	0,019	6,5	0,1	1	25	1	520	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2019	9	6	17,6		7,4	0,56	28,5	2,4	0,017	5,5	8,0	84	20	1	400	5	17
Växjösjön mitt botten	469 botten	2019	10	4	11,4		7,6	0,52	27,6	1,2	0,024	6,2	10,0	92	18	1	420	5	14
Växjösjön mitt botten	469 botten	2020	5	6	12,0		7,7	0,49	22,2	1,4	0,100	9,9	10,8	100	17	2,4	890	490	43
Växjösjön mitt botten	469 botten	2020	6	1	12,6		6,9	0,56	23,4	1,2	0,077	9,2	2,7	25	15	2,5	810	240	160
Växjösjön mitt botten	469 botten	2020	7	8	16,4		7,5	0,59	21,2	2,2	0,049	8,8	7,3	74	18	1	520	12	15
Växjösjön mitt botten	469 botten	2020	8	19	16,7		7,0	0,64	21,1	3,7	0,051	8,7	0,4	4,1	26	1	480	5	11
Växjösjön mitt botten	469 botten	2020	9	2	17,1		7,6	0,56	21,6	7,4	0,070	8,0	7,5	78	16	2,2	550	5	5
Växjösjön mitt botten	469 botten	2020	10	2	14,4		7,4	0,57	21,1	3,0	0,038	7,7	7,4	73	34	1	620	5	20

PROVPUNKT	ID	År	Månad	Dag	Ca	Mg	Na	K	Cl	Si	S	Fe	Mn	Cu	Zn	Al		Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As
																µg/l	labilt						
Växjösjön utlopp	430B	2010	1	22	12	2,5	18	2,7				0,09	0,06	2,0	5,6	12	<b>0,005</b>	0,14	0,093	0,45	0,052	0,25	
Växjösjön utlopp	430B	2010	3	15	12	2,5	17	2,6				0,08	0,05	1,9	6,7	13	<b>0,005</b>	0,14	0,10	0,39	0,039	0,21	
Växjösjön utlopp	430B	2010	5	18	13	2,5	22	2,7				0,22	0,09	1,8	2,7	25	<b>0,005</b>	0,39	0,11	0,33	0,068	0,21	
Växjösjön utlopp	430B	2010	7	5	11	2,4	19	2,5				0,14	0,30	2,2	3,3	24	0,011	0,30	0,14	0,62	0,14	0,31	
Växjösjön utlopp	430B	2010	8	2	12	2,5	19	2,6				0,21	0,10	1,5	1,5	19	<b>0,005</b>	0,34	0,07	0,33	0,074	0,35	
Växjösjön utlopp	430B	2010	10	19	11	2,3	16	2,5				0,23	0,14	1,2	1,8	28	<b>0,005</b>	0,41	0,09	0,34	0,075	0,26	
Växjösjön utlopp	430B	2011	1	18	13	2,7	19	2,7				0,29	0,11	2,2	5,3	37	<b>0,005</b>	0,32	0,19	0,47	0,096	0,29	
Växjösjön utlopp	430B	2011	3	15	14	2,9	25	3,0				0,54	0,24	2,5	15	76	0,027	0,37	0,23	0,64	0,24	0,28	
Växjösjön utlopp	430B	2011	5	10	13	2,7	25	2,7				0,19	0,04	1,9	2,9	25	<b>0,005</b>	0,21	0,19	0,37	0,063	0,26	
Växjösjön utlopp	430B	2011	7	7										2,3	1,9	18	<b>0,005</b>	0,2	0,10	0,38	0,082	0,37	
Växjösjön utlopp	430B	2011	8	2										2,2	1,6	13	<b>0,005</b>	0,15	0,07	0,38	0,061	0,33	
Växjösjön utlopp	430B	2011	10	7										1,3	2,0	10	<b>0,005</b>	0,15	0,08	0,35	0,054	0,28	
Växjösjön utlopp	430B	2012	1	13										1,8	7,1	50	<b>0,005</b>	0,44	0,2	0,36	0,11	0,24	
Växjösjön utlopp	430B	2012	3	3										2,2	8,8	43	<b>0,005</b>	0,27	0,22	0,28	0,094	0,26	
Växjösjön utlopp	430B	2012	5	11										1,9	3,6	24	<b>0,005</b>	0,30	0,11	0,40	0,067	0,24	
Växjösjön utlopp	430B	2012	7	7										<b>1,5</b>	3,2	32	0,012	0,51	0,12	0,29	0,12	0,34	
Växjösjön utlopp	430B	2012	8	17										1,5	1,4	13	<b>0,005</b>	0,16	0,075	0,30	0,086	0,37	
Växjösjön utlopp	430B	2012	10	4										1,4	0,81	7,5	<b>0,005</b>	0,098	0,069	0,27	0,050	0,24	
Växjösjön utlopp	430B	2013	1	16										1,7	5,3	25	<b>0,005</b>	0,21	0,23	0,37	0,078	0,29	
Växjösjön utlopp	430B	2013	3	15										2,2	8,3	41	0,024	0,21	0,22	0,38	0,079	0,33	
Växjösjön utlopp	430B	2013	5	16										1,9	6,4	95	0,028	0,98	0,21	0,38	0,16	0,27	
Växjösjön utlopp	430B	2013	7	4										2,6	1,2	13	<b>0,005</b>	0,15	0,11	0,34	0,051	0,28	
Växjösjön utlopp	430B	2013	8	14										2,8	7,1	26	0,039	0,19	0,35	0,27	0,069	0,36	
Växjösjön utlopp	430B	2013	10	1										0,68	1,4	11	0,012	0,12	0,06	0,21	0,054	0,34	
Växjösjön utlopp	430B	2014	1	13										1,9	9,7		0,058	0,45	0,41	0,27	0,11	0,21	
Växjösjön utlopp	430B	2014	3	11										2,5	13	44	0,039	0,32	0,20	0,20	0,10	0,11	
Växjösjön utlopp	430B	2014	5	5										1,3	3,0	21	0,026	0,19	0,11	0,34	0,066	0,18	
Växjösjön utlopp	430B	2014	7	3										1,9	3,5	36	<b>0,005</b>	0,39	0,097	0,53	0,11	0,32	
Växjösjön utlopp	430B	2014	8	8										1,4	3,1	32	<b>0,005</b>	0,43	0,28	0,46	0,090	0,37	
Växjösjön utlopp	430B	2014	10	9										0,81	2,5	16	<b>0,005</b>	0,24	0,079	<b>0,10</b>	0,077	0,31	
Växjösjön utlopp	430B	2015	1,0	20	11	2,2	17	2,4		2,3	3,5	0,29	0,09	1,8	8,0	58	<b>0,005</b>	0,32	0,16	0,53	0,10	0,30	
Växjösjön utlopp	430B	2015	2,0	3,0	11	2,4	20	2,6		2,7	3,5	0,31	0,10	2,0	9,7	60	<b>0,005</b>	0,34	0,15	0,67	0,12	0,25	
Växjösjön utlopp	430B	2015	3,0	5,0	12	2,5	22	2,6		2,7	3,6	0,37	0,11	2,0	9,2	60	<b>0,005</b>	0,34	0,14	0,51	0,12	0,24	
Växjösjön utlopp	430B	2015	4,0	16	12	2,5	22	2,6		1,9	4,0	0,37	0,07	2,2	6,7	54	<b>0,005</b>	0,62	0,25	0,72	0,10	0,23	
Växjösjön utlopp	430B	2015	5,0	7,0	12	2,5	21	2,5		0,17	4,1	0,30	0,08	2,1	4,9	59	<b>0,005</b>	0,76	0,20	0,48	0,11	0,26	
Växjösjön utlopp	430B	2015	6,0	2,0	12	2,6	20	2,6		0,25	4,1	0,30	0,14	2,3	4,6	51	<b>0,005</b>	0,62	0,24	0,76	0,11	0,26	
Växjösjön utlopp	430B	2015	7,0	8,0	12	2,6	19	2,5		0,44	3,8	0,20	0,20	2,4	4,0	52	<b>0,005</b>	0,56	0,15	0,56	0,14	0,29	
Växjösjön utlopp	430B	2015	8,0	11	12	2,4	18	2,5		0,51	3,4	0,31	0,26	2,0	2,9	40	<b>0,005</b>	0,55	0,12	0,56	0,11	0,38	
Växjösjön utlopp	430B	2015	9,0	10	12	2,5	17	2,5		0,68	3,0	0,17	0,11	1,4	1,8	23	<b>0,005</b>	0,28	0,052	0,34	0,070	0,37	
Växjösjön utlopp	430B	2015	10	7,0	11	2,4	17	2,5		0,53	2,9	0,21	0,12	1,4	2,0	28	<b>0,005</b>	0,38	0,052	0,43	0,079	0,33	
Växjösjön utlopp	430B	2015	11	3,0	12	2,6	17	2,5		0,29	3,1	0,29	0,12	1,5	2,7	36	<b>0,005</b>	0,48	0,12	0,45	0,081	0,37	
Växjösjön utlopp	430B	2015	12	4,0	10	2,3	16	2,3		0,34	3,2	0,19	0,06	1,7	4,7	35	<b>0,005</b>	0,38	0,12	0,39	0,071	0,32	

Analysdata från sjöns utlopp ligger till grund för bedömningarna avseende metaller i vatten.  
Siffror i fet kursiv stil motsvarar halva <-värdet.

PROVPUNKT	ID	År	Månad	Dag	Ca	Mg	Na	K	Cl	Si	S	Fe	Mn	Cu	Zn	Al	Al							
																	labilt	Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As	
					mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Växjösjön utlopp	430B	2016	1,0	8,0	11	2,5	17	2,4		0,83	3,5	0,17	0,04	1,7	3,5	20	<b>0,005</b>	0,17	0,19	0,36	0,052	0,26		
Växjösjön utlopp	430B	2016	2,0	3,0	11	2,4	17	2,3	28	0,80	3,4	0,11	0,03	1,7	4,4	24	<b>0,005</b>	0,15	0,20	0,39	0,054	0,26		
Växjösjön utlopp	430B	2016	3,0	4,0	12	2,5	20	2,6	34	0,69	3,4	0,14	0,05	1,8	5,6	22	<b>0,005</b>	0,13	0,13	0,40	0,057	0,15		
Växjösjön utlopp	430B	2016	4,0	15	13	2,6	22	2,7	36	0,40	3,6	0,22	0,08	2,1	4,4	30	<b>0,005</b>	0,38	0,24	0,45	0,092	0,24		
Växjösjön utlopp	430B	2016	5,0	12	13	2,8	22	2,7	36	0,30	3,5	0,15	0,10	4,6	2,9	22	<b>0,005</b>	0,23	<b>0,025</b>	0,37	0,058	0,24		
Växjösjön utlopp	430B	2016	6,0	8,0	12	2,7	21	2,6	34	0,53	3,7	0,18	0,22	2,2	1,6	12	<b>0,005</b>	0,090	0,12	0,46	0,078	0,28		
Växjösjön utlopp	430B	2016	7,0	7,0	13	2,8	21	2,6		0,76	3,3	0,16	0,13	1,8	1,3	11	<b>0,005</b>	0,097	0,12	0,38	0,055	0,30		
Växjösjön utlopp	430B	2016	8,0	10	12	2,6	20	2,6		0,92	2,8	0,23	0,16	1,4	2,3	10	<b>0,005</b>	0,13	0,090	0,37	0,057	0,36		
Växjösjön utlopp	430B	2016	9,0	6,0	12	2,6	20	2,7		0,59	2,7	0,15	0,16	1,4	1,2	8,5	<b>0,005</b>	0,099	<b>0,065</b>	0,36	0,059	0,33		
Växjösjön utlopp	430B	2016	10	7,0	11	2,5	18	2,5		1,3	2,8	0,13	0,04	1,3	1,2	14	<b>0,005</b>	0,16	<b>0,025</b>	0,32	0,042	0,27		
Växjösjön utlopp	430B	2016	11	10	11	2,4	17	2,4		1,4	2,7	0,14	0,06	1,6	3,8	18	<b>0,005</b>	0,18	0,11	0,36	0,055	0,27		
Växjösjön utlopp	430B	2016	12	5,0	11	2,5	17	2,4		1,4	2,8	0,10	0,04	1,5	2,7	11	<b>0,005</b>	0,10	0,075	0,41	0,047	0,25		
Växjösjön utlopp	430B	2017	1	5	11	2,4	18	2,5		1,6	3,1	0,19	0,04	1,7	3,6	22	<b>0,005</b>	0,20	0,14	0,36	0,055	0,27		
Växjösjön utlopp	430B	2017	2	3	11	2,6	18	2,5		1,5	3,0	0,070	0,03	1,5	3,0	10	<b>0,005</b>	0,078	0,081	0,32	0,037	0,25		
Växjösjön utlopp	430B	2017	3	7	11	2,5	22	2,6		1,2	3,0	0,13	0,06	2,0	5,3	25	<b>0,005</b>	0,16	0,11	0,37	0,073	0,27		
Växjösjön utlopp	430B	2017	4	13	11	2,6	22	2,6		0,36	3,1	0,10	0,05	1,9	3,0	15	<b>0,005</b>	0,15	0,089	0,62	0,051	0,26		
Växjösjön utlopp	430B	2017	5	9	12	2,6	23	2,5		0,17	3,2	0,070	0,04	1,7	2,1	12	<b>0,005</b>	0,094	0,11	0,33	0,037	0,24		
Växjösjön utlopp	430B	2017	6	8	12	2,6	22	2,6		0,23	2,8	0,060	0,10	1,8	2,4	12	<b>0,005</b>	0,10	0,074	0,35	0,049	0,23		
Växjösjön utlopp	430B	2017	7	5	13	2,8	22	2,7		0,48	3,1	0,080	0,06	1,6	1,1	7,3	<b>0,005</b>	0,075	0,094	0,35	0,039	0,29		
Växjösjön utlopp	430B	2017	8	1	12	2,6	21	2,6		0,54	2,8	0,060	0,07	1,6	<b>0,5</b>	6,6	<b>0,005</b>	0,059	0,074	0,34	0,038	0,28		
Växjösjön utlopp	430B	2017	9	5	12	2,6	20	2,7		0,82	2,6	0,12	0,07	1,4	1,1	3,6	<b>0,005</b>	0,055	0,063	0,53	0,034	0,26		
Växjösjön utlopp	430B	2017	10	5	11	2,4	18	2,4		0,86	2,5	0,13	0,05	1,3	1,4	7,0	<b>0,005</b>	0,078	0,080	0,24	0,036	0,26		
Växjösjön utlopp	430B	2017	11	17	12	2,6	19	2,7		0,33	2,6	0,11	0,04	1,5	2,4	11	<b>0,005</b>	0,084	0,079	0,27	0,037	0,22		
Växjösjön utlopp	430B	2017	12	7	11	2,5	19	2,7		0,56	2,6	0,16	0,03	1,6	3,9	21	<b>0,005</b>	0,12	0,12	0,34	0,047	0,20		
Växjösjön utlopp	430B	2018	1	8	13	2,8	24	2,9		1,5	3,5	0,32	0,04	2,3	8,9	53	0,013	0,24	0,22	0,45	0,091	0,24		
Växjösjön utlopp	430B	2018	2	5	14	2,8	26	3,0		2,3	3,8	0,39	0,05	2,8	13	92	0,017	0,28	0,27	0,50	0,12	0,24		
Växjösjön utlopp	430B	2018	3	12	14	2,8	25	3,0		2,5	3,9	0,39	0,05	2,6	13	71	0,019	0,25	0,26	0,53	0,12	0,27		
Växjösjön utlopp	430B	2018	4	9	11	2,4	21	2,6		2,0	3,3	0,31	0,04	2,1	8,8	54	0,015	0,17	0,25	0,41	0,074	0,21		
Växjösjön utlopp	430B	2018	5	15	14	2,8	27	2,9	47	0,34	3,9	0,29	0,10	2,8	5,0	34	<b>3</b>	0,011	0,22	0,21	0,49	0,073	0,25	
Växjösjön utlopp	430B	2018	6	5	13	2,8	27	3,0	53	0,35	3,7	0,34	0,41	1,8	2,0	190	9,0	<b>0,005</b>	0,081	0,12	0,44	0,13	0,29	
Växjösjön utlopp	430B	2018	7	9	15	3,0	28	3,1	58	0,57	3,6	0,22	0,16	1,1	1,2	19	<b>3</b>	<b>0,005</b>	0,042	<b>0,059</b>	0,34	0,057	0,26	
Växjösjön utlopp	430B	2018	8	14	16	3,1	28	3,2	59	0,60	3,2	0,30	0,18	1,2	3,2	12	<b>3</b>	<b>0,005</b>	0,073	<b>0,025</b>	0,32	0,061	0,25	
Växjösjön utlopp	430B	2018	9	12	16	3,3	28	3,2	68	0,34	2,9	0,42	0,13	0,82	3,2	11	<b>3</b>	<b>0,005</b>	0,061	<b>0,025</b>	0,28	0,048	0,22	
Växjösjön utlopp	430B	2018	10	4	17	3,4	30	3,5	57	0,32	3,1	0,060	<b>0,01</b>	0,99	2,2	9,2	<b>3</b>	<b>0,005</b>	0,056	0,051	0,27	0,029	0,19	
Växjösjön utlopp	430B	2018	11	6	16	3,3	28	3,3	65	0,060	3,3	0,090	0,08	0,92	2,1	9,4	<b>3</b>	<b>0,005</b>	0,056	<b>0,025</b>	0,29	0,028	0,18	
Växjösjön utlopp	430B	2018	12	6	17	3,4	29	3,4	66	0,12	3,7	0,060	0,07	0,89	2,6	9,1	-	<b>0,005</b>	0,054	<b>0,025</b>	0,24	0,029	0,16	
Växjösjön utlopp	430B	2019	1	8	16	3,1	27	3,1	62	0,29	3,2	0,080	0,06	1,5	5,0	28	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,076	0,082	0,24	0,043	0,17	
Växjösjön utlopp	430B	2019	2	4	17	3,4	30	3,4	70	0,26	3,6	0,060	0,06	1,0	3,3	8,5	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,052	0,054	0,25	0,032	0,16	
Växjösjön utlopp	430B	2019	3	5	15	3,1	30	3,2	68	0,51	3,7	0,090	0,06	1,3	5,9	21	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,12	0,10	0,32	0,062	0,17	
Växjösjön utlopp	430B	2019	4	1	15	3,1	32	3,2	65	0,79	4,1	0,12	0,05	1,7	4,9	25	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,10	0,11	0,33	0,051	0,17	
Växjösjön utlopp	430B	2019	5	7	16	3,2	32	3,2	70	0,21	4,4	0,10	0,08	1,4	2,0	19	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,078	0,069	0,29	0,038	0,17	
Växjösjön utlopp	430B	2019	6	19	16	3,3	33	3,3	65	0,17	4,1	0,34	0,26	1,2	1,5	13	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,075	0,11	0,36	0,080	0,22	
Växjösjön utlopp	430B	2019	7	8	15	3,1	31	3,0	60	0,16	3,7	0,28	0,07	1,1	3,3	14	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,12	0,066	0,32	0,059	0,22	
Växjösjön utlopp	430B	2019	8	12	17	3,4	33	3,4	64	0,37	3,3	0,060	0,10	1,0	<b>0,5</b>	4,8	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,020	0,053	0,25	0,024	0,21	
Växjösjön utlopp	430B	2019	9	9	16	3,4	32	3,5	62	0,32	3,2	0,15	0,11	0,76	<b>0,5</b>	4,1	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,023	<b>0,025</b>	0,24	0,030	0,21	
Växjösjön utlopp	430B	2019	10	1	17	3,4	31	3,4	62	0,31	3,3	0,080	0,07	0,82	<b>0,5</b>	11	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,056	<b>0,025</b>	0,23	0,029	0,20	
Växjösjön utlopp	430B	2019	11	4	14	2,9	26	3,2	48	0,52	3,4	0,16	0,06	1,7	5,0	25	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,16	0,12	0,28	0,047	0,19	
Växjösjön utlopp	430B	2019	12	4	14	3,0	27	3,1	54	0,61	3,8	0,090	0,05	1,6	3,0	16	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,086	0,11	0,31	0,037	0,18	
Växjösjön utlopp	430B	2020	1	7	13	2,9	26	3,1	52	1,2	4,2	0,12	0,03	1,6	5,3	19	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,11	0,12	0,31	0,037	0,17	
Växjösjön utlopp	430B	2020	2	5	14	2,9	26	3,0	47	1,7	4,4	0,17	0,03	2,3	6,7	36	<b>5</b>	0,01	0,15	0,15	0,36	0,052	0,18	
Växjösjön utlopp	430B	2020	3	2	12	2,8	22	2,7	42	2,7	4,7	0,28	0,03	2,7	11	78	<b>5</b>	0,015	0,28	0,27	0,50	0,10	0,24	
Växjösjön utlopp	430B	2020	4	1	13	2,8	23	2,9	43	2,5	4,8	0,27	0,03	2,7	8,1	63	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,23	0,24	0,48	0,068	0,24	
Växjösjön utlopp	430B	2020	5	6	13	2,8	23	2,8	41	1,1	4,9	0,24	0,04	2,7	5,4	49	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,26	0,23	0,47	0,061	0,23	
Växjösjön utlopp	430B	2020	6	1	13	2,8	24	2,9	41	0,28	5,0	0,27	0,15	2,3	4,5	37	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,23	0,17	0,51	0,080	0,24	
Växjösjön utlopp	430B	2020	7	8	14	3,00	23	2,9		0,20	4,5	0,11	0,09	2,1	1,5	16	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,10	0,11	0,42	0,045	0,23	
Växjösjön utlopp	430B	2020	8	19	14	2,9	23	3,0	37	0,33	4,0	0,33	0,31	1,6	1,7	12	<b>5</b>	<b>0,005</b>	0,081	0,10	0,40	0,077	0,29	
Växjösjön utlopp	430B	2020	9	2	13	2,9	22	2,9	37															



## BILAGA 3 – VÄXTPLANKTON VÄXJÖSJÖN PERIODEN 2010-2020

PROVPUNKT	År	Månad	Dag	Xanthophyceae	Chrysophyceae	Synurophyceae	Raphidophyceae	Dinophyceae	Euglenophyceae	Chlorophyta	Cyanobacteria	Haptophyta	Bacillariophyta	Cryptophyta	Charophyta	Övriga Växtplankton	Totalbiomassa
mm <sup>3</sup> /l																	
Växjösjön mitt yta	2010	5	26	0,000	0,016	0,052	0,000	0,055	0,005	0,031	0,009	0,533	0,786	0,543	0,005	0,126	2,161
Växjösjön mitt yta	2010	6	16	0,000	0,002	0,067	0,000	0,481	0,017	0,576	0,012	0,000	2,729	2,715	0,024	0,085	6,708
Växjösjön mitt yta	2010	7	7	0,000	0,038	0,034	0,000	0,102	0,043	0,651	0,104	0,000	0,234	0,253	0,019	0,008	1,486
Växjösjön mitt yta	2010	8	4	0,000	0,052	0,031	0,030	0,167	0,341	0,404	0,336	0,075	2,571	1,038	0,026	0,037	5,109
Växjösjön mitt yta	2010	9	8	0,000	0,045	0,028	0,122	0,168	0,192	0,226	3,598	0,027	1,107	0,370	0,044	0,059	5,984
Växjösjön mitt yta	2010	10	13	0,000	0,012	0,112	0,000	0,025	0,077	0,160	0,736	0,000	0,885	1,634	0,027	0,007	3,674
Växjösjön mitt yta	2011	5	12	0,000	0,056	0,105	0,000	0,021	0,078	0,132	0,055	0,698	0,769	0,218	0,018	0,020	2,171
Växjösjön mitt yta	2011	6	9	0,000	0,011	0,021	0,000	0,063	0,006	0,210	0,807	0,000	1,440	0,325	0,019	0,276	3,178
Växjösjön mitt yta	2011	7	5	0,000	0,005	0,012	0,000	0,749	0,142	0,540	1,345	0,000	0,438	0,292	0,020	0,345	3,887
Växjösjön mitt yta	2011	8	12	0,018	0,000	0,083	0,038	0,150	0,087	0,129	1,639	0,000	0,393	0,248	0,023	0,411	3,220
Växjösjön mitt yta	2011	9	8	0,009	0,000	0,189	0,000	0,683	0,142	0,130	1,746	0,000	1,291	0,521	0,069	0,169	4,949
Växjösjön mitt yta	2011	10	7	0,000	0,000	0,121	0,038	0,037	0,125	0,166	1,019	0,000	0,770	0,369	0,043	0,140	2,828
Växjösjön mitt yta	2012	5	8	0,000	0,026	0,024	0,000	0,000	0,000	0,013	0,000	0,000	4,177	0,046	0,000	0,205	4,491
Växjösjön mitt yta	2012	6	9	0,000	0,001	0,002	0,000	0,056	0,017	0,071	0,169	0,000	0,269	1,039	0,017	0,174	1,814
Växjösjön mitt yta	2012	7	7	0,014	0,000	0,260	0,000	0,531	0,024	0,085	0,087	0,000	0,202	0,108	0,007	0,139	1,456
Växjösjön mitt yta	2012	8	17	0,000	0,004	0,002	0,000	0,408	0,106	0,086	2,589	0,000	1,137	0,326	0,003	0,093	4,754
Växjösjön mitt yta	2012	9	5	0,000	0,000	0,024	0,000	0,113	0,097	0,052	1,657	0,000	0,662	0,490	0,032	0,133	3,261
Växjösjön mitt yta	2012	10	4	0,006	0,002	0,035	0,000	0,006	0,071	0,131	0,559	0,000	2,021	0,088	0,073	0,125	3,118
Växjösjön mitt yta	2013	5	15	0,000	0,000	0,164	0,079	0,035	0,035	0,150	0,014	0,000	0,749	0,136	0,000	22,459	23,822
Växjösjön mitt yta	2013	6	4	0,000	0,000	0,022	0,000	0,038	0,000	0,030	0,042	0,000	3,238	0,102	0,023	0,202	3,697
Växjösjön mitt yta	2013	7	3	0,000	0,136	0,061	0,000	0,221	0,129	0,035	0,612	0,000	0,686	0,147	0,021	0,359	2,405
Växjösjön mitt yta	2013	8	14	0,000	0,000	0,022	0,000	0,185	0,026	0,071	3,639	0,003	2,242	0,336	0,019	0,129	6,672
Växjösjön mitt yta	2013	9	3	0,000	0,000	0,032	0,000	0,388	0,206	0,039	4,384	0,000	0,795	0,127	0,014	0,075	6,061
Växjösjön mitt yta	2013	10	2	0,000	0,000	0,032	0,000	0,120	0,206	0,114	3,505	0,000	0,955	0,237	0,007	0,061	5,238
Växjösjön mitt yta	2014	5	5	0,000	0,026	0,036	0,000	0,038	0,008	0,046	0,236	0,000	2,337	0,004	0,000	0,325	3,055
Växjösjön mitt yta	2014	6	4	0,000	0,000	0,157	0,000	0,000	0,008	0,066	0,658	0,000	2,327	4,584	0,112	0,181	8,092
Växjösjön mitt yta	2014	7	2	0,018	0,041	0,004	0,000	0,689	0,095	0,084	5,629	0,000	0,456	0,345	0,022	0,151	7,534
Växjösjön mitt yta	2014	8	5	0,000	0,000	0,004	0,000	0,122	0,023	0,005	7,136	0,000	0,588	0,165	0,061	0,463	8,566
Växjösjön mitt yta	2014	9	10	0,000	0,024	0,016	0,000	0,282	0,072	0,140	4,308	0,000	0,701	0,550	0,056	0,711	6,859
Växjösjön mitt yta	2014	10	14	0,000	0,000	0,024	0,000	0,000	0,061	0,050	9,628	0,000	0,782	0,289	0,012	0,125	10,971
Växjösjön mitt yta	2015	5	12	0,000	0,091	0,000	0,000	0,045	0,000	0,191	0,070	0,078	3,233	0,362	0,001	0,435	4,508
Växjösjön mitt yta	2015	6	3,0	0,000	0,013	0,035	0,000	0,071	0,000	0,055	0,235	0,002	0,743	0,520	0,048	0,134	1,855
Växjösjön mitt yta	2015	7	9,0	0,000	0,166	0,133	0,000	0,092	0,007	0,492	1,428	0,052	0,111	0,418	0,009	0,045	2,954
Växjösjön mitt yta	2015	8	20	0,000	0,003	0,108	0,000	0,095	0,081	0,179	6,134	0,046	0,461	0,114	0,013	0,090	7,324
Växjösjön mitt yta	2015	9	10	0,000	0,000	0,242	0,000	0,158	0,041	0,281	3,385	0,036	1,365	0,205	0,022	0,200	5,934
Växjösjön mitt yta	2015	10	7,0	0,000	0,002	1,329	0,000	0,025	0,144	0,129	0,260	0,004	2,916	0,543	0,015	0,053	5,421



PROVPUNKT	År	Månad	Dag	Xanthophyceae	Chrysophyceae	Synurophyceae	Raphidophyceae	Dinophyceae	Euglenophyceae	Chlorophyta	Cyanobacteria	Haptophyta	Bacillariophyta	Cryptophyta	Charophyta	Övriga Växtplankton	Totalbiomassa
mm <sup>3</sup> /l																	
Växjösjön mitt yta	2016	5	4	0,000	0,004	0,000	0,000	0,599	0,069	0,144	0,059	0,006	1,079	0,402	0,687	0,032	3,081
Växjösjön mitt yta	2016	6	9	0,000	0,006	0,100	0,000	0,530	0,000	0,066	0,139	0,008	0,919	0,504	0,744	0,058	3,073
Växjösjön mitt yta	2016	7	13	0,000	0,131	0,182	1,383	0,247	0,053	0,016	0,566	0,000	1,152	0,406	0,107	0,034	4,277
Växjösjön mitt yta	2016	8	9	0,004	0,014	0,436	0,775	0,144	0,213	0,067	2,281	0,000	2,079	0,145	0,243	0,044	6,444
Växjösjön mitt yta	2016	9	5	0,000	0,008	0,202	0,000	0,295	0,110	0,248	4,175	0,000	0,903	1,282	0,136	0,021	7,381
Växjösjön mitt yta	2016	10	11	0,000	0,000	0,147	0,000	0,167	0,018	0,085	0,901	0,000	1,621	2,551	0,047	0,018	5,556
Växjösjön mitt yta	2017	5	19	0,000	0,680	0,010	0,000	0,122	0,000	0,005	0,013	0,277	1,610	0,154	0,004	0,038	2,912
Växjösjön mitt yta	2017	6	9	0,000	0,713	0,015	0,000	0,078	0,000	0,026	0,022	0,169	1,353	0,024	0,002	0,027	2,429
Växjösjön mitt yta	2017	7	10	0,007	0,725	0,086	0,000	0,150	0,000	0,088	0,146	0,052	0,909	0,065	0,142	0,112	2,483
Växjösjön mitt yta	2017	8	14	0,000	0,030	0,087	0,540	0,031	0,076	0,082	0,484	0,009	0,944	0,047	0,004	0,054	2,389
Växjösjön mitt yta	2017	9	14	0,000	0,034	0,092	0,031	0,116	0,141	0,085	1,148	0,000	2,906	0,056	0,133	0,044	4,789
Växjösjön mitt yta	2017	10	9	0,000	0,028	0,061	0,000	0,075	0,016	0,115	0,369	0,000	2,035	0,034	0,354	0,024	3,111
Växjösjön mitt yta	2018	5	8	0,000	0,212	0,000	0,000	0,088	0,000	0,015	0,003	0,000	6,068	0,194	0,000	0,021	6,601
Växjösjön mitt yta	2018	6	8	0,000	0,127	0,000	0,000	0,073	0,014	0,095	0,028	0,000	0,061	0,440	0,004	0,081	0,923
Växjösjön mitt yta	2018	7	10	0,000	0,322	0,000	0,028	0,047	0,038	0,082	0,018	0,000	0,060	0,045	0,017	0,027	0,684
Växjösjön mitt yta	2018	8	15	0,000	0,354	0,000	0,000	0,077	0,110	0,177	0,009	0,000	0,284	0,491	0,087	0,093	1,683
Växjösjön mitt yta	2018	9	14	0,000	0,033	0,000	0,004	0,072	0,008	0,112	0,025	0,000	0,123	0,197	0,003	0,023	0,600
Växjösjön mitt yta	2018	10	5	0,000	0,176	0,000	0,002	0,019	0,000	0,016	0,000	0,000	0,385	0,091	0,093	0,004	0,786
Växjösjön mitt yta	2019	5	8	0,000	1,223	0,000	0,000	0,000	0,009	0,003	0,014	0,000	1,150	0,109	0,000	0,044	2,553
Växjösjön mitt yta	2019	6	18	0,000	0,146	0,000	0,000	0,405	0,000	0,105	0,006	0,000	0,187	0,300	0,000	0,082	1,230
Växjösjön mitt yta	2019	7	8	0,000	0,410	0,000	0,000	0,407	0,152	0,088	0,005	0,000	0,336	0,225	0,000	0,092	1,716
Växjösjön mitt yta	2019	8	6	0,000	0,083	0,000	0,048	0,371	0,114	0,096	0,048	0,000	0,060	0,144	0,000	0,180	1,144
Växjösjön mitt yta	2019	9	6	0,000	0,024	0,000	0,006	0,095	0,153	0,180	0,191	0,000	0,165	0,202	0,000	0,203	1,219
Växjösjön mitt yta	2019	10	4	0,000	0,058	0,000	0,000	0,003	0,010	0,030	0,004	0,000	2,203	0,626	0,000	0,037	2,970
Växjösjön mitt yta	2020	5	6	0,000	0,017	0,000	0,000	0,007	0,000	0,028	0,000	0,000	2,328	0,059	0,000	0,005	2,444
Växjösjön mitt yta	2020	6	1	0,000	1,890	0,000	0,000	0,040	0,000	0,147	0,006	0,000	0,131	0,118	0,000	0,052	2,384
Växjösjön mitt yta	2020	7	8	0,000	0,104	0,000	0,000	0,593	0,030	0,059	0,001	0,000	0,683	0,305	0,000	0,014	1,789
Växjösjön mitt yta	2020	8	19	0,000	1,559	0,000	0,000	0,584	0,220	0,200	0,025	0,000	0,322	0,260	0,000	0,241	3,411
Växjösjön mitt yta	2020	9	2	0,000	0,495	0,000	0,000	0,199	0,378	0,083	0,131	0,000	0,424	0,134	0,000	0,326	2,170
Växjösjön mitt yta	2020	10	2	0,000	0,078	0,000	0,000	0,015	0,057	0,218	0,258	0,000	1,691	0,572	0,000	0,149	3,038

## BILAGA 4 – DJURPLANKTON VÄXJÖSJÖN PERIODEN 2012-2020

Ind/liter	Maj 2012	Aug 2012	Maj 2016	Aug 2016	Maj 2018	Aug 2018	Maj 2020	Aug 2020
ROTATORIA	2222	860	803	1243	877	1033	337	2755
CALANOIDA, nauplier	127	20,0	16,7	0,00	36,2	0,00	22,6	4,63
CYCLOPOIDA, nauplier	16,7	173	77,8	16,7	108	176	158	46,3
CALANOIDA, adulter och copepoditer	0,00	5,56	3,33	1,11	10,4	0,00	20,6	0,588
CYCLOPOIDA, adulter och copepoditer	91,2	48,9	22,5	76,7	38,4	91,8	9,10	19,4
CLADOCERA, Små arter	200	77,8	21,1	70,0	11,0	5,88	10,6	75,9
CLADOCERA, Daphnia < 1,2 mm	23,3	70,0	104	43,3	27,4	31,8	42,9	2,35
CLADOCERA, Daphnia > 1,2 mm	11,0	0,00	31,1	0,00	3,66	0,00	10,6	0,00
LEPTODORA	0,00	0,303	0,00	0,707	0,094	0,561	0,00	0,093
Summa	2691	1256	1080	1451	1112	1339	611	2904

Biovolym/liter	Maj 2012	Aug 2012	Maj 2016	Aug 2016	Maj 2018	Aug 2018	Maj 2020	Aug 2020
ROTATORIA	0,788	0,232	0,427	0,388	1,04	0,261	1,23	2,32
CALANOIDA, Nauplier	0,011	0,020	0,017	0,000	0,036	0,000	0,023	0,005
CYCLOPOIDA, Nauplier	0,200	0,173	0,078	0,017	0,108	0,176	0,158	0,046
CALANOIDA, Ad+copepoditer	0,749	0,364	0,226	0,005	0,332	0,000	0,345	0,012
CYCLOPOIDA, Ad+copepoditer	2,26	0,964	0,842	0,990	0,853	1,07	0,276	0,230
CLADOCERA, Små arter	2,22	1,50	0,597	0,977	0,173	0,129	0,386	0,763
CLADOCERA, Daphnia < 1,2 mm	1,01	2,17	3,13	1,21	0,866	0,776	1,29	0,024
CLADOCERA, Daphnia > 1,2 mm	0,00	0,00	3,11	0,00	0,366	0,00	1,06	0,00
Summa	7,24	5,42	8,43	3,59	3,78	2,41	4,77	3,40

Stora evertebrata pl predatorer ind/liter	0,101	0,303	0,303	0,707	0,659	0,654	0,280	0,093
---	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

Ind/liter	Maj 2012	Aug 2012	Maj 2016	Aug 2016	Maj 2018	Aug 2018	Maj 2020	Aug 2020
Daphnia spp, täthet	16,7	70,0	135,6	43,3	31,1	31,8	53,5	2,4

Ind/liter	Maj 2012	Aug 2012	Maj 2016	Aug 2016	Maj 2018	Aug 2018	Maj 2020	Aug 2020
Rotatorier, täthet	2222	860	803	1243	877	1033	337	2755

Ind/liter	Maj 2012	Aug 2012	Maj 2016	Aug 2016	Maj 2018	Aug 2018	Maj 2020	Aug 2020
Bosmina longirostris, täthet	78,9	0,0	3,3	3,3	2,4	0,0	0,0	71,8

Artantal	Maj 2012	Aug 2012	Maj 2016	Aug 2016	Maj 2018	Aug 2018	Maj 2020	Aug 2020
ROTATORIA	10	14	15	17	14	10	8	13
COPEPODA	4	3	4	3	4	2	4	2
CLADOCERA	6	6	5	8	8	4	3	7

## BILAGA 5 – TRANSEKTPROTOKOLL VATTENVÄXTER VÄXJÖSJÖN ÅR 2020

Växjösjön 2020-09-07 Transekt nr Start koordinat (X/Y) Riktning mot koordinat (X/Y)	1 6303017 488665 6303018 488650	2 6302936 488683 6302930 488656	3 6302740 488716 6302740 488677	4 6302590 488734 6302589 488694	5 6302374 488811 6302361 488792	6 6302206 488896 6302148 488787
	Djup 0,4 0,5 0,5 0,4-0,6 2-2,5 2,6-3,0  <b>Mellan 1 och 2</b> rostrnate nitella gropnate rikligt	Art jättegröe vattenpilört gul näckros gropnate nitella -  <b>Mellan 2 och 3</b> rostrnate rikligt nitella rikligt gropnate	Djup 0,4 0,3 0,4 0,5 0,5 0,7 0,7 0,7 2,2 2,8 2,9-3,0  <b>Mellan 3 och 4</b> nitella enstaka	Art salix knappsäv vattenpilört nitella nitella rostrnate gropnate trubbinate getraggsalg nitella gropnate nitella  <b>Mellan 4 och 5</b> nitella rikligt getraggsalg	Djup 0,5 0,5 0,6-0,9 0,6-0,7 0,6-1,0 0,6-1,0 1,4-2,4 1,4-2,4 2,5-4,0  <b>Mellan 5 och 6</b> gropnate rikligt nitella rikligt rostrnate rikligt	Art jättegröe nitella getraggsalg rostrnate trubbinate -  <b>Mellan 6 och 6 (viken)</b> Nitella rikligt Långnate enstaka Rostrnate rikligt Trubbinate rikligt Igelknopp enstaka gropnate enstaka  <b>Mellan 6 och 7</b> Nitella
	Djup 0,5 0,5 0,5-0,7 2,0-3,0 3,1-3,8  <b>Mellan 7 och 8</b> Nitella rikligt	Art jättegröe kaveldun rostrnate nitella -  <b>Mellan 8 och 9</b> Nitella	Djup 0,7 0,7 1,1-2,0 1,9-2,0 2,1-3,3  <b>Mellan 9 och 10</b> Nitella	Art vass nitella nitella gropnate -  <b>Mellan 10 och 11</b> Rostrnate rikligt	Djup 0,2-1,0 0,8 0,9-2,0 2,1-3,4  <b>Mellan 11 och 12</b> nitella rikligt gropnate rikligt rostrnate rikligt	Art sjöfräken vattenpilört rostrnate nitella rostrnate gropnate gropnate -  <b>Mellan 12 och 13</b> nitella gropnate rostrnate

Växjösjön 2020-09-07 Transekt nr Start koordinat (X/Y) Riktning mot koordinat (X/Y)	13 6302523 488111 6302486	488111 488179	14 6302697 488138 6302665	488138 488199	15 6302813 488147 6302791	488147 488230	16 6302969 488278 6302940	488278 488315	17 6303199 488365 6303190	488365 488425	18 6303277 488382 6303280	488382 488433
	Djup 0,9 0,9-1,7 1,2-2,7 1,2-1,5 1,5-2,4 2,4 2,8-3,5	Art säv rostnate nitella trubbnate gropnate rostnate -	Djup 0,5 0,7-1,5 1,0-3,1 1,3-2,2 1,5 1,5 2,2 2,3-3,7	Art vass rostnate nitella gropnate långnate trubbnate trubbnate -	Djup 0,6 0,8-3,3 0,8 0,9-3,0 1,0-1,1 1,1 1,1-1,2 3,4-3,7	Art jättegroe nitella rostnate gropnate trubbnate igelknopp rostnate -	Djup 0,4-1,4 0,4-1,4 0,4-3,0 0,4-1,9 2 2,1-2,6 2,6-2,7 3,1-3,5	Art trubbnate rostnate nitella gropnate rostnate trubbnate trubbnate gropnate -	Djup 1,3-2,0 1,3-3,0 1,3-2,0 3,6 3,7	Art trubbnate nitella gropnate gropnate -	Djup 0,6-1,1 0,6-1,1 0,6-3,0 0,6 3,1-3,3	Art gäddnate vattenpilört nitella långnate -
	<b>Mellan 13 och 14</b> Nitella (rikligt) Rostnate (rikligt) gropnate rikligt		<b>Mellan 14 och 15</b> Nitella (rikligt) Rostnate (rikligt) igelknopp enstaka		<b>Mellan 15 och 16</b> Rostnate rikligt inne i viken		<b>Mellan 16 och 17</b> nitella gropnate		<b>Mellan 17 och 18</b> nitella		<b>Mellan 18 och 18b</b> Nitella	

Växjösjön 2020-09-07 Transekt nr Start koordinat (X/Y) Riktning mot koordinat (X/Y)	18b 6303321 488393 6303307	488393 488479	19 6303456 488410 6303453	488410 488419	20 6303519 488667 6303478	488667 488645	21 6303377 488741 6303381	488741 488729	22 6303245 488712 6303250	488712 488697	23 6303139 488699 6303147	488699 488654
	Djup 1,0-2,7 1,2 3,0-3,1 mycket stort bestånd 3,2-3,3	Art nitella långnate långnate -	Djup 1,5-2,5 1,5-1,7 2,0-2,5 2,8 2,9-3,0	Art nitella gropnate trubbnate långnate -	Djup 0,9-2,8 2,2-2,6 2,9-3,5	Art gropnate nitella -	Djup 0,5 2,6 2,7-3,5	Art jättegroe gropnate -	Djup 2 2-3,2	Art vide -	Djup 1,3 1,4-2,6 1,4-1,9 1,4-2,6 2,7-3,5	Art vass nitella trubbnate gropnate -
	<b>Mellan 18b och 19</b> långnate gropnate nitella rostnate		<b>Mellan 19 och 20</b> gropnate rikligt nitella rostnate trubbnate		<b>Mellan 20 och 21</b> nitella enstaka		<b>Mellan 21 och 22</b> -		<b>Mellan 22 och 23</b> gropnate enstaka trubbnate enstaka nitella		<b>Mellan 23 och 1</b> nitella gropnate	

**BILAGA 6 – BOTTENFAUNA VÄXJÖSJÖN PERIODEN  
2010-2020**

Antal bottendjur per kvadratmeter						
År	YTA (m <sup>2</sup> )	n	medel	stdav	95 konfidens	
2006	0,0216	5	750	140	123	
2007	0,0216	5	333	174	153	
2008	0,0216	5	1000	198	174	
2009	0,0216	5	1037	219	192	
2010	0,0216	5	1130	121	106	
2014	0,0215	5	2009	432	379	
2016	0,0224	5	1125	135	119	
2017	0,0225	5	2658	502	440	
2018	0,0215	5	2633	701	615	
2019	0,0215	5	2642	383	335	
2020	0,0215	5	1591	395	346	

Antal bottendjur per kvadratmeter borträknat arten Chaoborus flavicans						
År	YTA (m <sup>2</sup> )	n	medel	stdav	95 konfidens	
2006	0,0216	5	4361	782	685	
2007	0,0216	5	1259	330	289	
2008	0,0216	5	2028	347	304	
2009	0,0216	5	2065	515	452	
2010	0,0216	5	1926	133	117	
2014	0,0215	5	3383	742	650	
2016	0,0224	5	1665	288	253	
2017	0,0225	5	3244	722	633	
2018	0,0215	5	11158	4338	3803	
2019	0,0215	5	3625	521	457	
2020	0,0215	5	3318	558	489	

Medelantal taxa						
År		n	medel	stdav	95 konfidens	
2006		5	4,20	0,45	0,39	
2007		5	4,00	1,22	1,07	
2008		5	4,60	0,89	0,78	
2009		5	5,42	1,18	1,03	
2010		5	5,42	1,54	1,35	
2014		5	4,40	0,89	0,78	
2016		5	5,80	1,30	1,14	
2017		5	8,40	2,07	1,82	
2018		5	5,80	1,30	1,14	
2019		5	8,80	1,92	1,69	
2020		5	7,40	1,14	1,00	



**BILAGA 7 – NÄTPROVFISKE VÄXJÖSJÖN PERIODEN  
2010-2020**

Art	Antal/nät					
	År	2010	2012	2014	2017	2019
Abborre		18,4	25,6	52,8	131	29,5
Björkna		3,81	1,44	1,69	1,63	0,188
Braxen		0,813	1,75	1,25	0,063	0,063
Gädda			0,063		0,125	0,188
Gärs		3,13	7,81	3,44	13,9	4,00
Gös		0,313	0,500	0,188	0,438	0,063
Löja		0,250	1,50	2,31		0,063
Mört		26,4	28,8	50,3	4,06	4,94
Sarv		0,750	0,250		0,625	1,19
Sutare		0,188	0,063			0,125
Sandkrypare		0,125				

Art	Vikt (g)/nät					
	År	2010	2012	2014	2017	2019
Abborre		601	837	907	1591	1540
Björkna		257	106	210	15,7	6,75
Braxen		86,8	346	264	85,0	24,9
Gädda			71,3		71,0	118
Gärs		26,3	103	36,6	56,1	28,9
Gös		228	286	96,8	1,06	0,438
Löja		8,56	36,4	69,5		0,250
Mört		1121	1067	1565	95,6	146
Sarv		23,6	13,7		53,2	148
Sutare		268	82,5			2,00
Sandkrypare		0,563				

## BILAGA 8 – SEDIMENTRAPPORT SLU VÄXJÖSJÖN ÅR 2020

### Inledning

Överskott av läckagebenägen fosfor påverkar vattenkvaliteten negativt och det kan ta decennier eller längre för en sjö att återhämta sig, utan någon åtgärd, genom utflöde av fosfor till vattenförekomster nedströms (Sas 1990). Denna fosfor försvinner inte utan påverkar nedströms vattenförekomster.

Det fanns tydliga indikationer på förhöjd internbelastning av fosfor i Växjösjön som stöds av vattenkemi och sedimentdata samt modelleringar som har utförts. Uppskattningar av eventuella interna fosforbelastningsnivåer, beräknade från mobil fosfor i sedimentet, överensstämde både med de uppmätta och modellerade värdena. Undersökningar och analyser av sjöns förutsättningar visade att den interna fosforbelastningen från sedimenten stod för en väsentlig del av den totala fosforbelastningen och övergödningen i Växjösjön. Detta tydde på att det fanns ett behov av att minska den interna fosforkällan om man vill nå vattenkvalitetsmålen för sjön.

Det finns ett antal alternativ för att minska internbelastningen, bland annat muddring, vattenblandning, syresättning och andra metoder (t.ex. fällning med järn, kalcium, mm). Av dessa alternativ är aluminiumsalter det mest kostnadseffektiva alternativet för många sjöar. Tillsats av aluminiumsalter till sediment för minskning av intern fosforbelastning är en beprövad och kostnadseffektiv metod som har gjorts i några hundra sjöar under de senaste fem decennierna (Huser et al 2016a). Aluminium finns naturligt i sjösediment där det binder fosfor effektivt. Men på grund av överskottet av fosfor i Växjösjöns sediment krävs att ytterligare aluminium för att minska läckaget av fosfor från sedimenten och förbättra vattenkvalitet i sjön. Målet med bottenbehandlingen i Växjösjön är att varaktigt minska internbelastningen, mätt som mg P/m<sup>2</sup>/d, med ca 80-90 %.

Växjösjön behandlades med aluminium under år 2018 med harvningsmetoden, d.v.s. att aluminiummineralet injicerades i sedimenten från sedimentytan ner till ca 10 cm i sedimentet. En mindre del av dosen tillsattes till vattnet för att fälla fosfor som redan hade släppt från sedimentet.

### Metoder

#### Provtagning

Tre sedimentproppar hämtades från båt från Växjösjön den 14:e maj 2020 med en Wilner sedimenthämtare. Provpunkternas läge redovisas i efterföljande tabell. Två proppar delades upp i 1-cm skikt ner till 15 cm. Skikten 15-17, 17-20 och 25-30 cm sparades också. En propp delades upp i 2-cm skikt ner till 20 cm och skiktet 25-30 cm sparades. Alla prover transporterades till laboratoriet på SLU i Uppsala för analys.

#### Analysmetod

Sedimentproverna analyserades med avseende på fosforfraktioner, vattenhalt och glödningsförlust. I en fraktionerad fosforanalys lakas fosfor ur provet i olika steg: MQ-P (löst bunden fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor), HCl-P (kalciumbunden fosfor) och Res-P (residual-fosfor, huvudsakligen svårnedbrytbara organiska fosforformer). De första två fraktionerna

kallas för mobil fosfor (MQ-P och Fe-P) och kan läckas direkt från sedimenten. En del av den organiska fraktionen kan också läcka efter nedbrytning. Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner m.fl. (1988) och modifierad av Hupfer et al. (1995).

Vattenhalt och halten organiskt material i sedimenten kvantifierades enligt Håkansson och Jansson (1983). Proverna frystes 24 timmar (-20 grader C) och frystorkades tills de blev torra. Torra prover brändes i en muffelugn (550 grader C) och mängden sediment som brändes bort är mängden organiskt material. Proppar som hämtades tidigare (åren 2012 och 2016) analyserades med samma metoder.

## Resultat

Sediment i Växjösjön har provtagits vid tre tillfällen, båda före (åren 2012, 2016) och efter behandling (år 2020). Alla proppar har inte hämtats vid precis samma lokaler, men anses representera sediment i olika delar av Växjösjön. Det måste dock tydliggöras att fosfor i sediment kan variera beroende på vattendjup, lokal och tidpunkt (både ålder och säsong påverkar). Alla proppar har därför inte använts för uppföljning. Provpunkter för alla provtagningstillfällen beskrivs i tabell 1 och visas i figur 1.

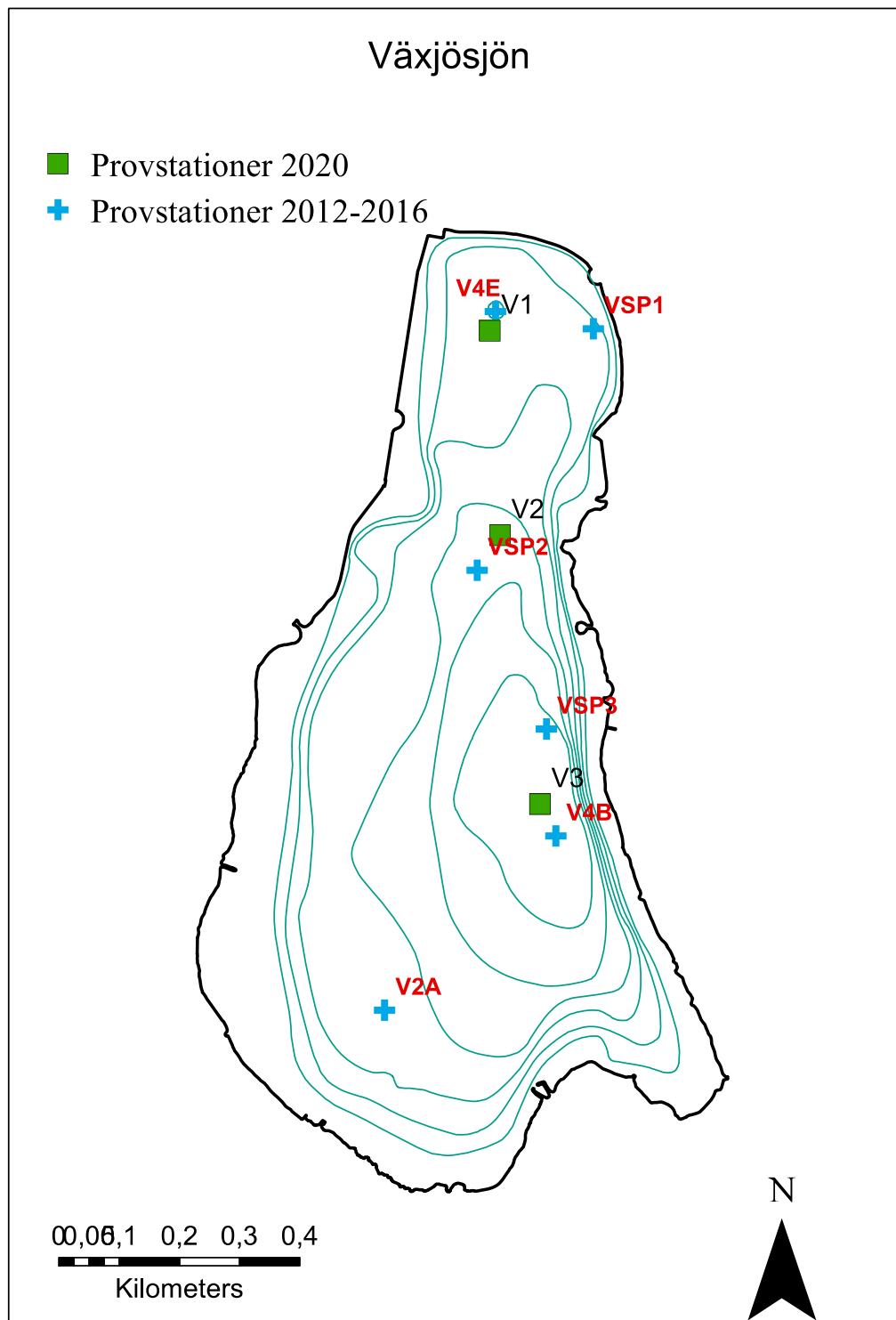
Tabell 1. Proppar som har provtagits i Växjösjön. Provpunkter i fet stil visar proppar som har jämförts i den här rapporten och värdena i parentes är vattendjupet där sedimentet provtogs

	2020	2016	2012
Djup	<b>V3 (7,7)</b>	VSP3 (7,5)	<b>V4B (7,5)</b>
Mellandjup	<b>V2 (5,2)</b>	<b>VSP2 (5,5)</b>	V2A (4,1)
Grund	<b>V1 (3,3)</b>	VSP1 (2,7)	<b>V4E (3,6)</b>

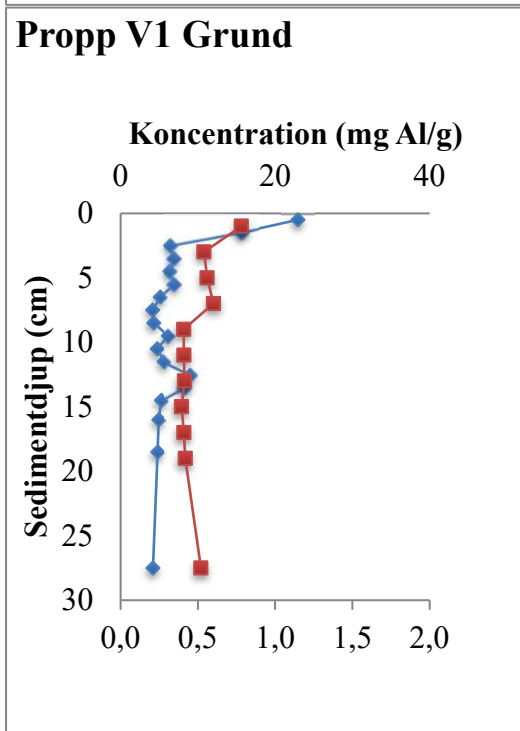
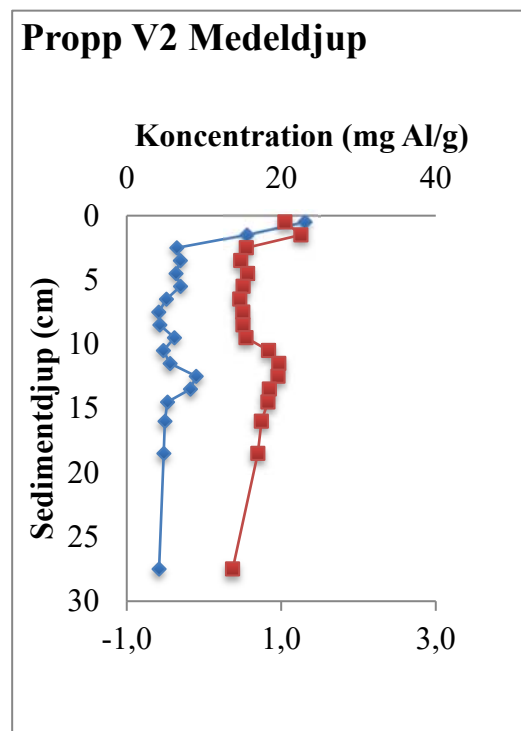
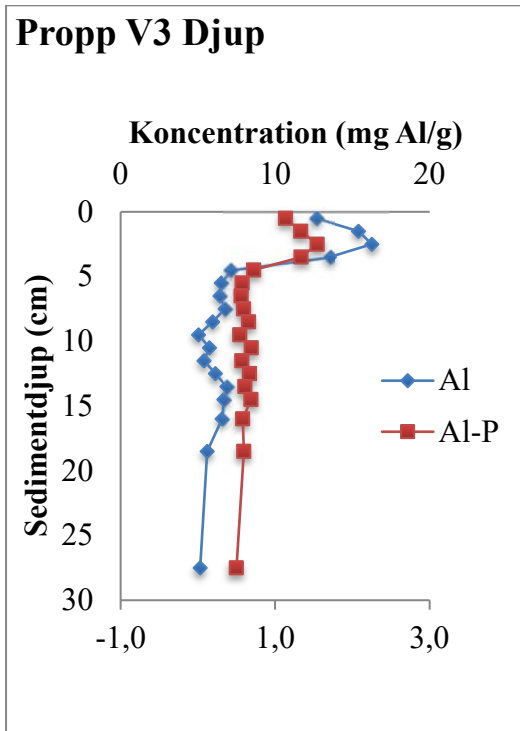
## Aluminium och aluminiumbunden fosfor

För att minska internbelastningen av fosfor och övergödningen i sjöar används aluminium för att ändra läckagebenägna former av fosfor till en icke tillgänglig form (aluminium bunden fosfor (Al-P)). Aluminium kan också tillföras sjöar naturligt och det kan vara svårt att upptäcka aluminium som har tillsatts under behandling på grund av stor variation av naturlig tillförsel av aluminium. Detta har visats i en rapport till Hav (Agstam-Norlin och Huser 2020). På grund av detta har en nyare metod använts som endast extraherar labila former av aluminiummineral, så kallade oxalic acid extraction. Agstam-Norlin m.fl. (2020) visade att den metoden fungerar mycket bättre för att bedöma aluminiumbehandlingar i sjöar.

Ökningar av aluminium och Al-P ses tydligt i de översta 5-12,5 cm sediment i Växjösjön (figur 2). Det finns några skillnader i de olika propparna, t.ex. båda aluminium och Al-P är också förhöjd i djupare sediment i propp 2, vilket indikerar att aluminium hamnade lite djupare än väntat (behandlingsdjupet var ca 10 cm). Andra studier har visats att detta kan orsakas av bottenlevande fisk som gräver i sediment (Huser et al. 2016b), och dessa arter finns i Växjösjön. Samma trend kan ses i figur 2 och 3 men mest aluminium och Al-P hittas i de översta 10 cm sediment.



Figur 1. Provtagningslokaler i Växjösjön från år 2012 till 2020.



Figur 2. Koncentrationer av aluminium och Al-P.



Massan av aluminium som upptäcktes och Al-P som bildades beräknades och resultat finns i tabell 2. Nästan 1,3 ton Al-P bildades och drygt 21 ton aluminium upptäcktes efter behandling. Det är dock mycket troligt att ännu mer Al-P kommer att bildas i framtiden (se nedan).

Tabell 2. Upptäckt aluminium och formad aluminiumbunden fosfor (Al-P) i Växjösjön

	Propp	Al-P (g/m <sup>2</sup> )	Al (g/m <sup>2</sup> )	Al-P (kg)	Al (kg)
Djup	V3	2,77	33,19	337,1	4041,6
Medeldjup	V2	2,85	36,89	450,6	5841,3
Grund	V1	1,88	42,31	509,3	11458,0
Summa				1297,0	21340,8

### Aluminium kommer fortsätta binda med fosfor

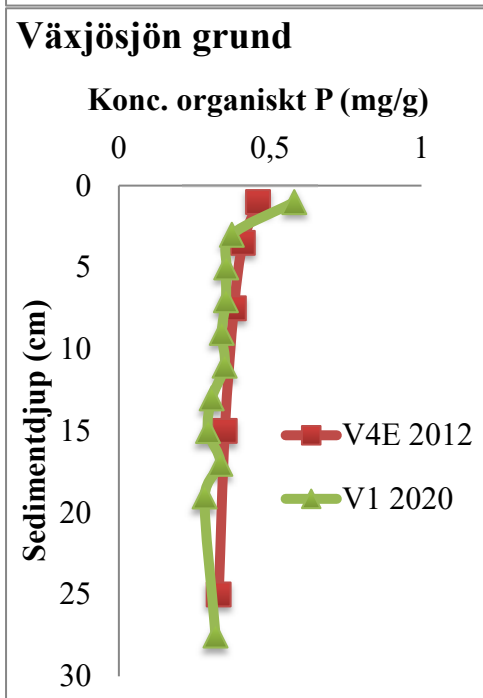
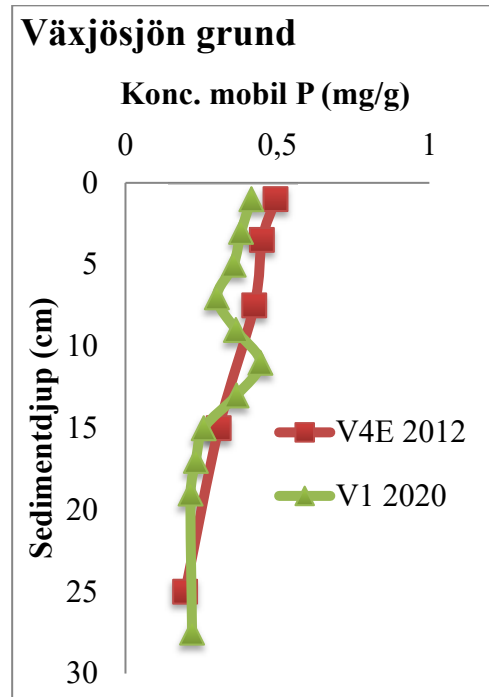
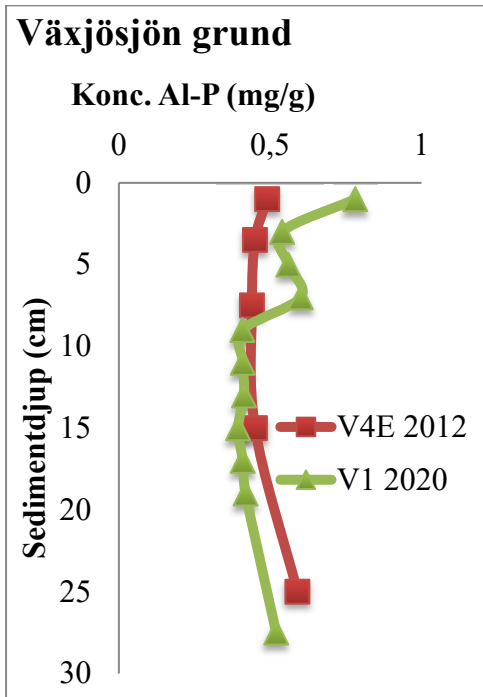
Totala dosen som krävs för att minska läckagebenägen fosfor är ca 80 g/m<sup>2</sup>. Ungefär 60 % av den dosen tillsattes under år 2018, vilket betyder att inte allt läckagebenägen fosfor skulle bindas på en gång. Uppdelningen av dosen gjordes för att maximera bindningseffektiviteten av nybildade aluminium mineralet. Dessutom tar det tid för fosfor att nå mineralet så att den kan bindas. Några studier har visat att mer än 2/3 av bindningskapaciteten fanns kvar när sediment provtogs från Lake Harriet och Kohlman Lake (USA) 1,5 år efter behandling (Huser 2017, Huser et al. 2016b). Det har också visats att nybildade mineral fortsätter att binda fosfor i ett decennium eller längre (Welch 2017). På grund av dessa och liknande studier förväntas att ännu mer fosfor kommer att bindas av aluminiummineralet. Med en modell skapad av Huser (2012), kan man uppskatta den slutliga bindningseffektiviteten mellan aluminium och fosfor. Med mängden Al som tillsatts år 2018 är den förväntade bindningseffektiviteten (Al:Al-P) 5 efter att all bindningskapacitet använts, vilket tyder på att drygt 4 ton läckagebenägen fosfor kommer att inaktiveras och bli stabilt Al-P.

### Jämförelse av sediment innan och efter behandling

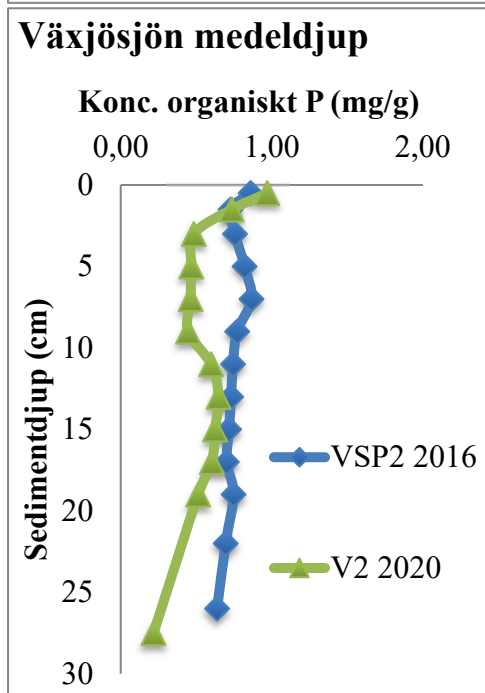
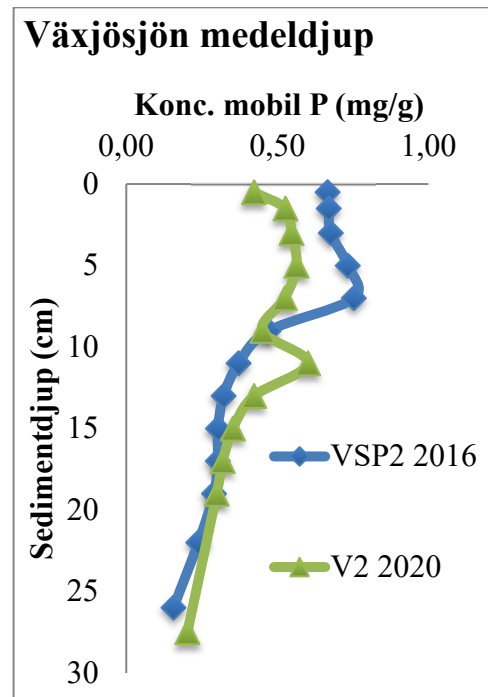
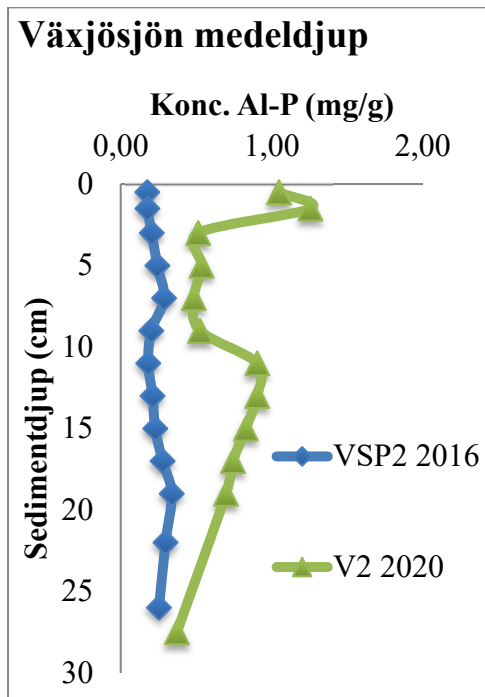
I grundare områden (ca 3 m vattendjup) fanns det en tydlig ökning av Al-P och minskning av mobilt fosfor i Växjösjön (figur 3). Organisk fosfor visade dock inga tydliga förändringar.

På ca 5 meters vattendjup fanns det också en tydlig ökning av aluminium och både mobilt och organiskt fosfor minskade (figur 4). I det djupaste området (ca 7,5-7,7 m vattendjup) ökade Al-P och minskade mobilt fosfor, men organiskt fosfor varierade genom sedimentprofilen (figur 4).

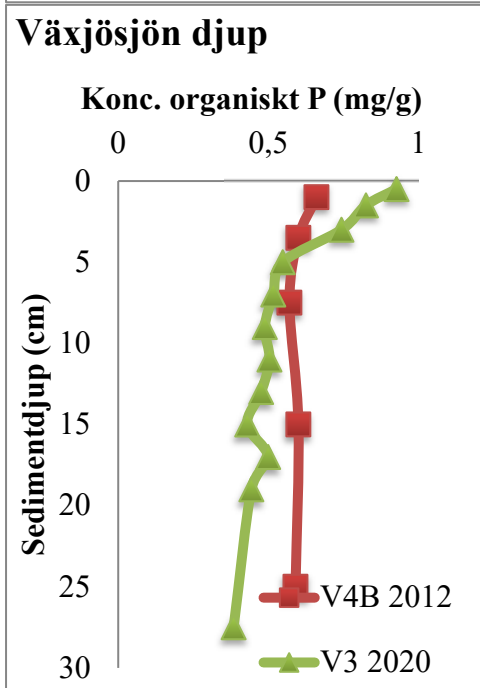
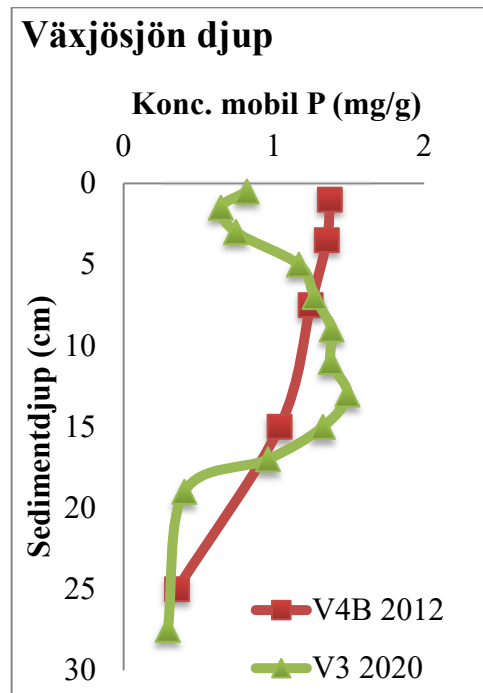
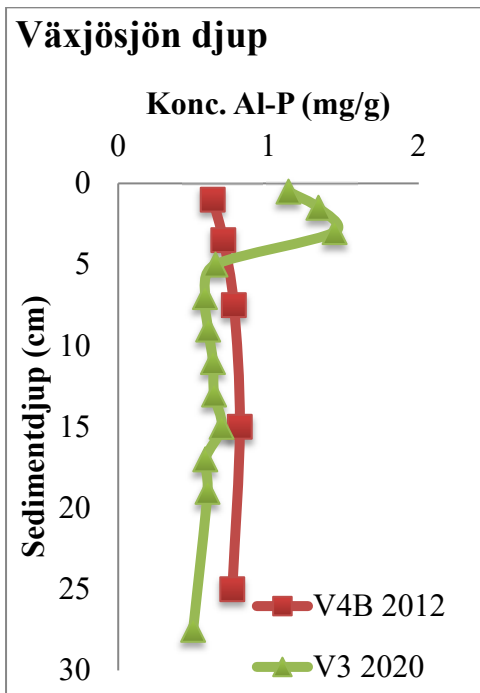
I alla propparna ökade koncentrationerna av mobilt fosfor under "aluminiumlagret", och det här är på grund av att mineralet attraherar och håller fast fosfor i sedimentet. Men under fraktioneringsprocessen släpps en mängd fosfor som är bunden till aluminiummineralet på grund av de starka förhållanden som används för att dela upp olika former av fosfor i sedimentet. När aluminiummineralet bildas direkt efter behandling, är den amorf. Under tid kristalliseras mineralet och efter ca 5-10 år ser man inte den här artefakten (t.ex. Agstam-Norlin m.fl. 2020).



Figur 3. Koncentrationer av Al-P samt mobil och organiskt fosfor i sediment från grundare delar av Växjösjön.



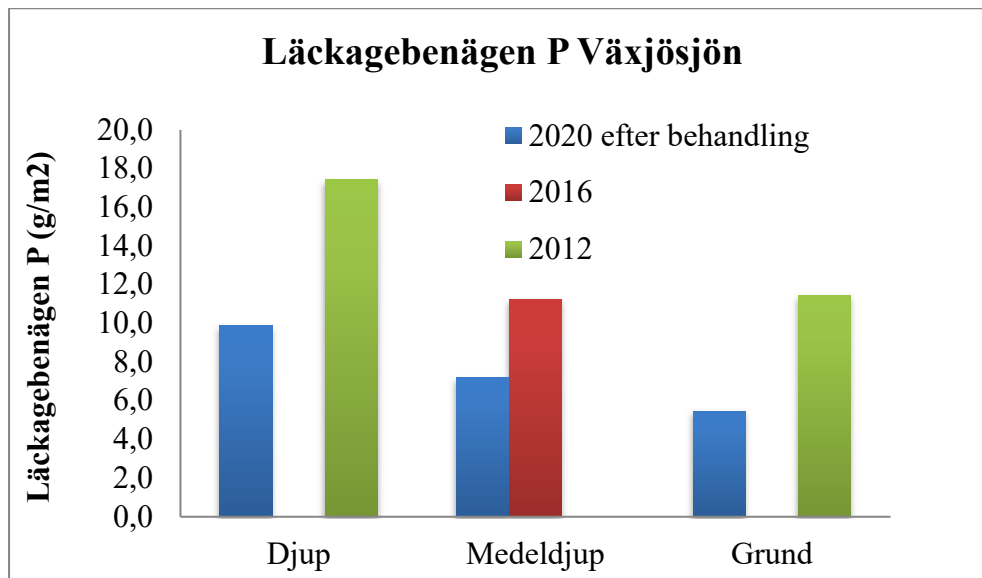
Figur 4. Koncentrationer av Al-P samt mobil och organiskt fosfor i sediment från områden med ca 5 m vattendjup i Växjösjön.



Figur 5. Koncentrationer av Al-P samt mobil och organiskt fosfor i sediment från djupaste delen (ca 7,5-7,7 m vattendjup) av Växjösjön.

## Fosformassa innan och efter behandling

Koncentrationer är ett bra sätt att jämföra föroreningar i sediment, om sedimentens egenskaper inte har ändrats under tiden. Eftersom Växjösjön har behandlats med aluminium har sedimentets egenskaper (vattenhalt och densitet) ändrats. Detta leder till en utspädningseffekt. Koncentrationer visar t.ex. hur mycket fosfor som finns bunden till en sedimentpartikel, men om det finns färre partiklar blir massan (hur mycket fosfor som finns i en viss volym av sediment) mindre. Figur 6 visar en jämförelse av läckagebenägen fosfor (både mobil och organisk fosfor) före och efter behandling. Massan av fosfor minskade med 52 % i grundare områden och mellan 36 % (medeldjup) och 43 % (djupaste delen) i andra områden.



Figur 6. Mängden läckagebenägen fosfor (mobil och organisk) i sediment före (åren 2012 och 2016) och efter (år 2020) behandling med aluminium.

## Potential för internbelastning av fosfor

Potentiell internbelastning beräknades med modellen skapad av Pilgrim et al. (2007). Massan av mobil fosfor i de översta 4 cm sediment har använts för att beräkna internbelastningshastigheten (tabell 3). Viktigt att poängtera är att potentiell internbelastning sker under de sämsta förhållanden som kan förväntas (t.ex. syrgasbrist) och att dessa förhållanden förbättras kraftigt efter aluminiumbehandling.

Tabell 3. Beräknade potentiella internbelastningshastigheter före och efter aluminiumbehandling i Växjösjön

Område	Internbelastning (mg/m <sup>2</sup> /d)	
	Före behandling	Efter behandling
Djup	15,6	5,7
Mellandjup	7,3	4,9
Grund	7,4	5,1

---

## Förbättrad metod för att bedöma fosforfraktioner i sjöar år 2021

Viktigt att notera i sammanhanget är att fraktioneringsmetoden som används för att dela upp olika fosforformer i sediment har inte utvecklats för att utvärdera aluminiumbehandlingar när nybildade aluminiummineral finns. Det är ganska troligt att metoden separerar en del av fosfor som är bunden till mineralet bara på grund av fraktioneringsprocessen, även om den faktiskt är bunden till aluminium i sjösedimentet. Det här tyder på att metoden överskattar mängden mobil fosfor som finns kvar och potentiell internbelastning, samt underskattar mängden Al-P i aluminiumbehandlade sjöar, särskilt när det har gått bara ett par år mellan behandling och provtagning och analyser. Vattenkemiska data efter behandling stödjer detta och visar att det inte längre finns internbelastning av fosfor.

Forskning pågår för att modifiera metoden så att den är mer lämplig för att bedöma fosforfraktioner i aluminiumbehandlade sjöar och en förbättrad metod förväntas år 2021.

### Framtiden

Som nämndes ovan, aluminiummineralet kommer fortfarande att binda med läckagebenägen fosfor i framtiden. Dessutom tar det tid för organiskt material (och fosfor i det) att brytas ned så att tillsatt aluminium kan binda den fosfor. Under kommande åren ska mängden fosfor som kommer att inaktiveras på grund av behandlingen öka (drygt 4 ton fosfor totalt), d.v.s. en minskning av läckagebenägen fosfor av drygt 4 ton. Hela dosen som krävs för att inaktivera allt läckagebenägen fosfor i Växjösjön är 80 g/m<sup>2</sup>. Den här dosen delades upp för att maximera bindningseffektiviteten och kostnadseffektiviteten. Nästan 40 % av totala dosen måste tillsättas någon gång i framtiden för att binda återstående mängd läckagebenägen fosfor i sedimentet i Växjösjön. Ytterligare data (vattenkemi) kan användas för att bedöma när detta skulle ske.



---

## Referenser

- Agstam-Norlin, O. & Huser, B. 2020. Effektiviteten av aluminiumbehandling av svenska sjöar: En utvärdering av analysmetoder för bestämning av effektivitetskvot. SLU rapport 2020:5, 15 sidor.
- Agstam-Norlin, O. et al. 2020. Optimization of aluminum treatment efficiency to control internal phosphorus loading in eutrophic lakes. *Water Research*, 185:116150. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116150>
- Hupfer M, Gachter R, Giovanoli R. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquat Sci.* 57(4):305-324.
- Huser, B.J., 2012. Variability in phosphorus binding by aluminum in alum treated lakes explained by lake morphology and aluminum dose. *Water Research* 46(15), 4697-4704.
- Huser, B.J. et al. 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97:122-132.
- Huser, B. J., Bajer, P. G., Chizinski, C. J., & Sorensen, P. W. 2016b. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia*, 763(1), 23-33.
- Huser, B. J. 2017. Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake and reservoir management*, 33(2), 143-151.
- Håkanson, L., Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag.
- Pilgrim, K. M., Huser, B. J., & Brezonik, P. L. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water research*, 41(6), 1215-1224.
- Psenner R, Boström B, Dinka M, Pettersson K, Puckso R, Sager M. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Archiv Fur Hydrobiologie Supplement*. 30:98-103.
- Welch, E.B., Gibbons, H.L., Brattebo, S.K. and Corson-Rikert, H.A. 2017. Progressive conversion of sediment mobile phosphorus to aluminum phosphorus. *Lake Reserv Manage* 33(2), 205-210.

**Fysikaliska egenskaper hos sediment hämtade från Växjösjön år 2020**

Propp	Vattendjup (m)	Intervall (cm)	Vattenhalt (%)	Organiskt material (%)	Koordinater	
					X	Y
V3	7,7	0-1	95,6	32,9	138608	6305134
		1-2	94,3	31,9		
		2-3	94,1	31,7		
		3-4	93,7	31,9		
		4-5	92,7	29,3		
		5-6	92,0	29,9		
		6-7	91,5	28,8		
		7-8	90,8	30,5		
		8-9	90,5	29,9		
		9-10	90,3	29,4		
		10-11	90,3	29,6		
		11-12	90,1	30,1		
		12-13	89,7	30,0		
		13-14	89,3	30,2		
		14-15	89,1	28,8		
		15-17	89,1	30,1		
		V2	5,2	17-20		
25-30	87,1			31,1		
0-1	95,5			33,1		
1-2	93,8			31,1		
2-3	92,0			29,7		
3-4	91,4			28,8		
4-5	91,0			28,4		
5-6	90,7			29,0		
6-7	90,5			28,6		
7-8	90,2			28,8		
8-9	90,0			28,4		
9-10	89,6			28,3		
10-11	91,0			33,1		
11-12	91,4			35,6		
12-13	91,0			36,1		
13-14	90,7			36,2		
14-15	90,7			35,1		
15-17	90,1	34,4				
17-20	90,2	34,6				
V1	3,3	25-30	85,3	24,5	138525	6305920
		0-2	91,0	25,5		
		2-4	89,1	24,0		
		4-6	87,9	23,6		
		6-8	86,9	22,0		
		8-10	86,6	23,4		
		10-12	86,0	23,1		
		12-14	84,8	22,7		
		14-16	84,2	22,8		
		16-18	84,0	22,6		
		18-20	82,2	22,4		
		25-30	82,2	22,8		

**Fosforfraktioner i sediment hämtade från Växjösjön år 2020**

Propp	Intervall (cm)	Mobil P	Al-P	Ca-P (mg/g)	Organiskt P
V3	0-1	0,82	1,13	0,34	0,93
	1-2	0,65	1,33	0,32	0,82
	2-3	0,71	1,54	0,31	0,83
	3-4	0,79	1,34	0,31	0,66
	4-5	1,17	0,72	0,32	0,55
	5-6	1,17	0,57	0,32	0,54
	6-7	1,31	0,56	0,31	0,53
	7-8	1,23	0,59	0,29	0,50
	8-9	1,47	0,66	0,33	0,51
	9-10	1,30	0,54	0,29	0,47
	10-11	1,44	0,69	0,31	0,49
	11-12	1,31	0,57	0,31	0,51
	12-13	1,63	0,67	0,31	0,48
	13-14	1,35	0,61	0,28	0,47
	14-15	1,33	0,69	0,30	0,43
	15-17	0,96	0,58	0,31	0,50
	V2	17-20	0,40	0,59	0,27
25-30		0,29	0,50	0,27	0,38
0-1		0,42	1,05	0,28	0,97
1-2		0,53	1,25	0,36	0,73
2-3		0,57	0,55	0,36	0,48
3-4		0,52	0,48	0,34	0,49
4-5		0,55	0,57	0,37	0,45
5-6		0,58	0,51	0,38	0,48
6-7		0,54	0,46	0,37	0,47
7-8		0,51	0,50	0,35	0,45
8-9		0,48	0,50	0,38	0,43
9-10		0,42	0,54	0,35	0,46
10-11		0,66	0,84	0,37	0,59
11-12		0,55	0,97	0,30	0,61
12-13		0,47	0,96	0,30	0,65
13-14		0,37	0,85	0,25	0,65
14-15		0,35	0,83	0,26	0,62
15-17	0,32	0,74	0,26	0,60	
17-20	0,30	0,70	0,27	0,51	
25-30	0,20	0,37	0,34	0,22	
V1	0-2	0,41	0,78	0,35	0,58
	2-4	0,38	0,54	0,38	0,37
	4-6	0,36	0,56	0,19	0,35
	6-8	0,30	0,60	0,21	0,35
	8-10	0,36	0,41	0,38	0,34
	10-12	0,44	0,41	0,42	0,35
	12-14	0,37	0,41	0,40	0,31
	14-16	0,26	0,39	0,38	0,29
	16-18	0,23	0,41	0,42	0,34
	18-20	0,21	0,42	0,44	0,28
25-30	0,22	0,52	0,39	0,32	







**SYNLAB Analytics & Services Sweden AB**

Olaus Magnus Väg 27

583 30 Linköping

Sverige

Tel: +46 13 25 49 00

E-post: [se.info@synlab.com](mailto:se.info@synlab.com)

[www.synlab.se](http://www.synlab.se)

