



# Fosforfastläggning i Södra Bergundasjön

MILJÖEFFEKTER AV SEDIMENTBEHANDLING MED ALUMINIUMKLORID

[SGS.COM/ANALYTICS-SE](https://www.sgs.com/analytics-se)



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



---

Uppdragsgivare: Växjö kommun

Kontaktperson: Signe Noresson  
Tel: 0470 - 419 77  
E-post: signe.noresson@vaxjo.se

Utförare: SGS Analytics Sweden AB

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

Kvalitetsgranskning: Ann-Charlotte Norborg Carlsson

Omslagsfoto: Satellitbild över Växjösjöarna 2021-08-31, d.v.s. efter aluminium-  
behandlingen av Södra Bergundasjön. Kraftig algblomning syns i  
Norra Bergundasjön som ännu inte är behandlad med aluminium.

©Copernicus data (2021), Databearbetning: CyanoAlert

Tryckt: 2022-11-16

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

---

# Innehåll

SAMMANFATTNING .....	1
INLEDNING .....	3
Bakgrund .....	3
Aluminiumbehandlingen .....	4
Uppdraget .....	6
Deltagande personer.....	6
Södra Bergundasjöns historik.....	7
METODIK .....	8
Utförda undersökningar .....	8
Utvärdering .....	9
RESULTAT .....	10
Temperatur, nederbörd och vattentillrinning .....	10
Vattenkemi .....	12
Växtplankton .....	24
Djurplankton .....	28
Vattenväxter.....	35
Bottenfauna.....	39
Nätprovfiske.....	44
Sammanfattning av "Bedömning av effekten av aluminiumbehandling på sediment egenskaper och kemi i Södra Bergundasjön (Huser 2022) .....	47
Sammanfattning av "Reflektioner angående miljövillkor och skyddsåtgärder vid aluminiumbehandling av sjösediment" (Hedré <sup>n</sup> 2021).....	49
SYNTES .....	52
REFERENSER .....	55
BILAGA 1 – SPRIDNINGSKARTOR .....	59
BILAGA 2 – VATTENKEMI .....	69
BILAGA 3 – VÄXTPLANKTON.....	77
BILAGA 4 – DJURPLANKTON.....	79
BILAGA 5 – TRANSEKTPROTOKOLL VATTENVÄXTER .....	81
BILAGA 6 – BOTTENFAUNA .....	85
BILAGA 7 – NÄTPROVFISKE .....	99



# Sammanfattning

Mycket kraftfulla åtgärder för att minska övergödningen i Södra Bergundasjön startade med reduktionsfiske i stor skala i oktober 2016. Reduktionsfisket avslutades hösten 2019 efter att närmare 450 kg karpfisk/bytesfisk per hektar (motsvarande drygt 190 ton fisk) plockats upp från sjön. Aluminiumbehandling av sjöns sediment startade i maj 2019 och pågick under två säsonger (2019 och 2020). Andra säsongen startade i april 2020 och avslutades i början av augusti 2020. Behandlingen åren 2019-2020 utgjorde första delbehandlingen av sjön. Totalt tillsattes ca 2200 ton polyaluminiumklorid, vilket motsvarar drygt 40 % av den mängd som krävs för att ge maximal minskning av internbelastningen i sjön.

SGS Analytics Sweden AB fick uppdraget av Växjö kommun att följa upp Södra Bergundasjöns tillstånd och status avseende vattenkemiska, sedimentkemiska och biologiska undersökningar före, under och efter reduktionsfisket och aluminiumbehandling. Nedan följer en kortfattad sammanfattning av erhållna resultat.

Reduktionsfisket gav vissa positiva förändringar i sjön, men effekten blev förhållandevis liten eftersom den interna belastningen av fosfor från sjöns sediment var mycket stor. Resultaten efter aluminiumbehandling visade däremot mycket tydliga positiva effekter på Södra Bergundasjöns övergödningssituation.

Bl.a. noterades följande förändringar:

- Fosforhalterna minskade med ca 70 %. Statusen avseende fosfor ändrades från "dålig" till "måttlig".
- Mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten minskade med ca 60 %, den totala potentiella internbelastningen minskade med ca 70 % och den faktiska beräknade internbelastningen av fosfor minskade med i storleksordningen 90 %.
- Siktdjupet ökade från i genomsnitt ca 0,9 meter till ca 3,7 meter.
- Vattenväxterna spred sig till stora delar av sjön ner till 2-3 meters djup.
- Klorofyllhalterna minskade med drygt 80 %, vilket överensstämmer med en minskad växtplanktonbiomassa i samma storleksordning. Näringsstatusen avseende växtplankton ändrades från "dålig" till "god" år 2021.
- Vattnets grumlighet (turbiditet) minskade med ca 80 %.
- Bottenfaunan visade förbättrade förhållanden på sjöns djupa, medeldjupa och grunda bottenar.
- Fisksamhällets struktur förbättrades då vitfisken minskade till fördel för abborre.

Vattenkvalitetsmålet "God ekologisk status" enligt Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25) uppnås ännu inte i Södra Bergundasjön och resultaten från de tre senaste årens mätningar tyder på en viss tillbakagång efter avslutad behandling. Den första delbehandlingen av sjöns sediment får ändå anses ha haft önskad effekt, mot bakgrund av att endast drygt 40 % av den aluminiumdos som krävs för att ge maximal minskning av internbelastningen i sjön tillsattes i denna första delbehandling. För att långsiktigt uppnå god status i Södra Bergundasjön måste resterande mängd aluminium tillsättas någon gång i framtiden för att binda den återstående mängden läckagebenägen fosfor i sjöns sediment.

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, som reduktionsfiske och aluminiumbehandling, har övergödningssituationen i Södra Bergundasjön snabbt förbättrats och förutsättningarna för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön bedöms nu vara mycket goda.

I utredningsarbetet inför aluminiumbehandlingen konstaterades risker för såväl låga som höga pH-värden, och skadligt höga halter av oorganiskt aluminium, i samband med eller efter behandling. Detta särskilt om man skulle tillsätta en för stor dos aluminium under för kort tid. Mot bakgrund av detta ställdes villkor på utförandet för att minimera riskerna kopplade till höga och låga pH-värden. Trots relativt stränga villkor kvarstod dock en del risker. Dessa risker minimerades tack vare ett antal förutsättningar och extra försiktighetsåtgärder. Några tydliga negativa effekter på vattenlevande organismer, orsakade av själva aluminiumbehandlingen, har hittills inte kunnat konstateras, varken i fält eller i resultaten från utförda undersökningar.

Utifrån de erfarenheter som framkommit vid behandlingarna av Växjösjön (2018) och Södra Bergundasjön (2019 och 2020) ges några rekommendationer till villkor inför kommande projekt med aluminiumbehandling av sjöar:

- Förbjuda spridning i vattenfas om pH-värdet är högre än 8,5. Spridning i sediment bör dock få fortgå.
- Villkora om lägsta värden för alkalinitet, under vilka nivåer aluminium inte får spridas.
- Villkora om veckovis provtagning med avseende på alkalinitet under och efter avslutad behandling.
- Villkora om att spridning av kalk kan åläggas verksamhetsutövaren, även efter avslutad behandling, för att motverka problem med låga värden för alkalinitet och pH efter avslutad behandling.

# 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. Enligt domen får totalt maximalt 60 ton aluminium spridas i Växjösjön och maximalt 500 ton i Södra Bergundasjön under en total tillståndstid av tio år.

Den första delbehandlingen i Växjösjön genomfördes sommaren 2018 med totalt ca 300 ton polyaluminiumklorid (PAX XL 100, motsvarande ca 30 ton aluminium). Behandlingen av Växjösjön gav i många avseenden direkta och indirekta mycket tydliga positiva effekter på sjöns övergödningssituation.

Växjö kommun ansökte om LOVA-bidrag för den första delbehandlingen av Södra Bergundasjön i oktober 2018. I december 2018 beslutade Länsstyrelsen i Kronobergs län att bevilja bidrag med 5 000 000 kr för år 2019 (ärendenummer 589-6572-2018) och i november 2019 beviljades bidrag med 4 000 000 kr för år 2020 (ärendenummer 589-5698-2019).

Målsättningen för den första delbehandlingen av Södra Bergundasjön var att permanent fastlägga ca 20 ton fosfor i sjöns bottensediment. Detta för att minska den stora interna belastningen av fosfor från sjöns bottensediment och ge sjön en mer naturlig karaktär med lägre fosforhalter, större siktdjup och mindre algbloomingar. Samtidigt skulle näringsbelastningen på nedströms liggande vattenområden minska. Målet med åtgärden var att Södra Bergundasjön 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 aluminiumbehandlingen av sedimenten. I oktober 2016 startade reduktionsfiske i stor skala i Södra Bergundasjön. Reduktionsfisket avslutades hösten 2019 efter att närmare 450 kg karpfisk/bytesfisk per hektar (motsvarande drygt 190 ton fisk) plockats upp från sjön. Resultaten från de vattenkemiska och biologiska undersökningarna som utfördes i anslutning till reduktionsfisket visade inte lika tydliga positiva effekter som i Trummen och Växjösjön (SYNLAB 2019). I Södra Bergundasjön var den interna belastningen av fosfor från sedimentet helt avgörande för sjöns näringssituation, vilket gjorde att effekten av reduktionsfisket blev förhållandevis liten. Efter reduktionsfisket var statusen otillfredsställande avseende siktdjup samt dålig för fosfor, klorofyll och växtplankton. Vattenkvalitetsmålet uppnåddes inte, men förutsättningarna för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön förbättrades i och med reduktionsfiskets genomförande.

## ALUMINIUMBEHANDLINGEN

En aluminiumbehandling av en sjö delas upp i delbehandlingar för att maximera bindningseffektiviteten mellan aluminium och fosfor. Den första delbehandlingen av Södra Bergundasjön startade den 5 maj år 2019 och pågick under två säsonger (åren 2019 och 2020). Andra säsongen startade den 16 april 2020 och avslutades i början av augusti 2020. Aluminium tillfördes i form av polyaluminiumklorid (EKOFLOCK 96) som är ett godkänt flockningsmedel för dricksvattenproduktion och har en buffrande förmåga som bidrar till att stabilisera pH-värdet. EKOFLOCK 96 och PAX XL 100, som användes vid behandlingen av Växjösjön år 2018, är mycket snarlika produkter men kommer från olika leverantörer.

Tillsats av aluminiumsalter för minskning av intern fosforbelastning är en beprövad, kostnadseffektiv 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. På grund av överskottet av fosfor i Södra Bergundasjöns sediment krävs dock ytterligare aluminium för att minska läckaget av fosfor från sedimenten och förbättra vattenkvaliteten i sjön.

Behandlingen genomfördes i form av bottenbehandling i zon 2,3 och 4. I zon 1 gjordes också bottenbehandling, men spridarutrustningen lyftes upp för vattenbehandling när man närmade sig skyddsområdena. Detta var ett villkor i miljötillståndet för att minska tiden och därmed störningen på fågellivet. Samtidigt minimerades den renodlade vattenbehandlingen eftersom väderleken var sådan att det inte bedömdes lämpligt att genomföra vattenbehandling i stor skala.

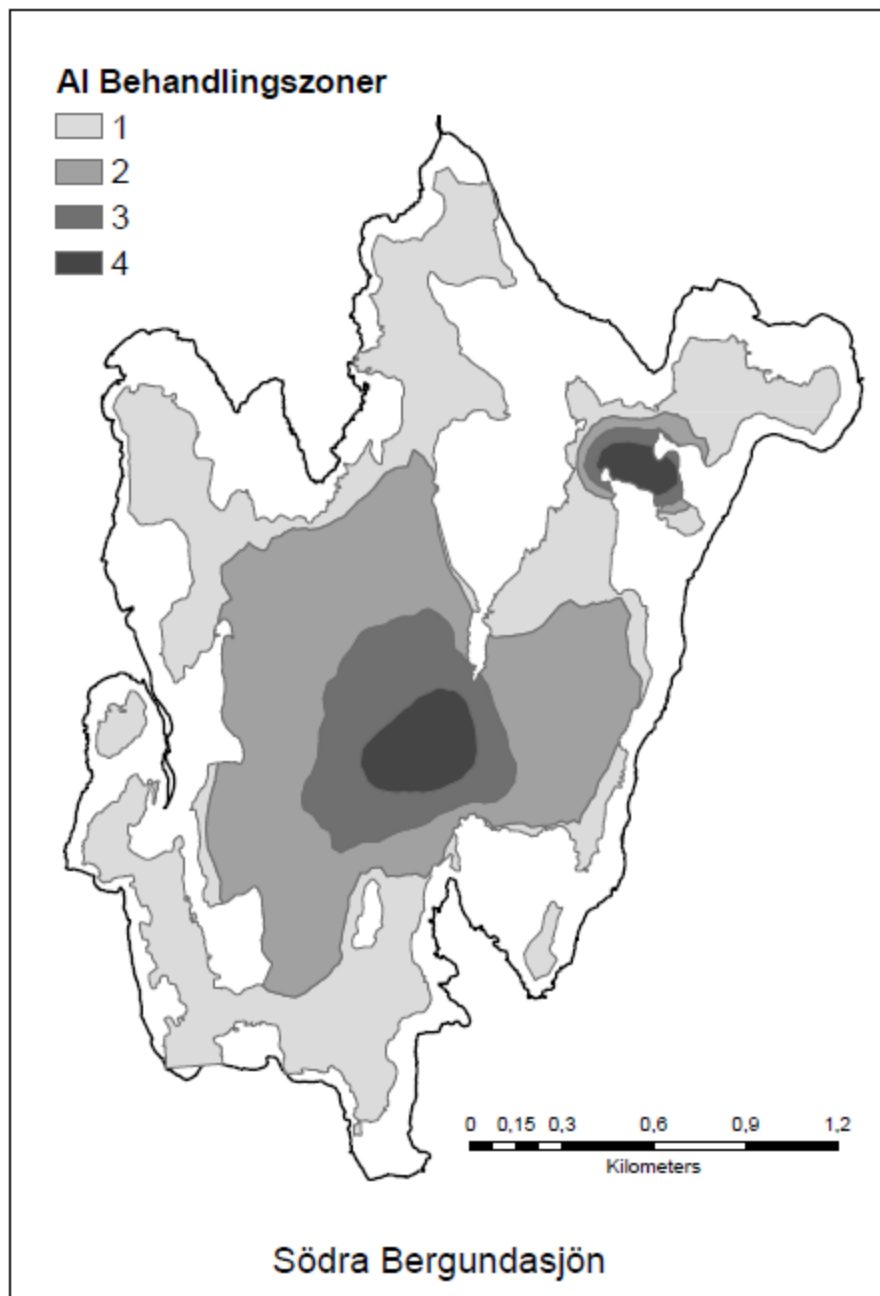
Omfattningen av spridningen i olika zoner finns dokumenterad på spridningskartor i Bilaga 1. Behandlingen genomfördes med totalt ca 2200 ton polyaluminiumklorid, motsvarande ca 210 ton aluminium. Detta motsvarar drygt 40 % av den tillståndsgivna mängden (500 ton).



Foto 1. Aluminiumbehandling av Södra Bergundasjön år 2019. Foto: Andreas Hedrén.



Tidigare utredningar visade att det krävs en aluminiumdos på ca 151 g/m<sup>2</sup> för att få maximal minskning av internbelastningen i Södra Bergundasjön. En dos på 68 g/m<sup>2</sup> rekommenderades för maximal bindningseffektivitet. Den genomsnittliga dosen vid den första delbehandlingen (åren 2019 och 2020) blev ca 68 g/m<sup>2</sup> beräknat utifrån 210 ton tillsatt aluminium och en behandlad yta på 309 ha. Detta betyder att ytterligare ca 83 g/m<sup>2</sup>, motsvarande ca 260 ton aluminium, bör tillsättas i kommande delbehandlingar.



Figur 1. Aluminiumbehandlade områden för Södra Bergundasjön år 2019-2020.  
Källa: Växjö kommun.

### UPPDRAGET

SGS Analytics Sweden AB (hette tidigare SYNLAB) fick uppdraget av Växjö kommun att följa upp Södra Bergundasjöns 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 ge en samlad bild av hur vattenkemiska, sedimentkemiska och biologiska kvalitetsfaktorer förändrats efter åtgärderna.

Eftersom omfattande reduktionsfiske utfördes åren direkt före aluminiumbehandlingen har resultaten under åren 2010-2022 delats upp i tre utvärderingsperioder:

1. Åren 2010–2016 representerar förhållandena före åtgärd.
2. Åren 2017-2018 representerar situationen efter reduktionsfisket, men före aluminiumbehandlingen.
3. Åren 2020-2021 samt till och med oktober 2022 representerar bäst situationen efter aluminiumbehandlingen. Detta eftersom reduktionsfisket varade fram till och med hösten 2019 och aluminiumbehandlingen startade i maj 2019. Data från år 2019 har därför inte tagits med i jämförelsen före och efter åtgärd. Data för år 2019 har dock tagits med i jämförelsen före och efter aluminiumbehandlingen för specifika parametrar.

I föreliggande rapport har följande undersökningstyper sammanställts och utvärderats:

- Vattenkemi
- Växtplankton
- Djurplankton
- Vattenväxter
- Bottenfauna
- Nätprovfiske
- Sediment

Därutöver redovisas sammanfattande reflektioner angående miljövillkor och skyddsåtgärder vid aluminiumbehandling av sjösediment som ett eget avsnitt.

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

### DELTAGANDE PERSONER

Följande personer har deltagit i projektet:

- Håkan Olofsson Madestam (SGS), projektledning, övergripande rapportansvar, provtagning vattenkemi, växtplankton, djurplankton, bottenfauna, fältarbete vattenväxter, sammanställning och utvärdering av vattenkemi, växtplankton och vattenväxter samt sammanfattning av nätprovfiske, sediment samt miljövillkor och skyddsåtgärder.
- Ann-Charlotte Norborg Carlsson (SGS), kvalitetsgranskning av rapport och fältarbete vattenväxter.
- Medins Havs och vattenkonsulter AB, analys av växtplankton och bottenfauna.
- Jan-Erik Svensson, analys, sammanställning och utvärdering av djurplankton.
- Mikaela Sandgathe (Medins Havs och vattenkonsulter AB), sammanställning och utvärdering av bottenfauna.
- Brian Huser (SLU, Vatten och miljö), bedömning av effekten av aluminiumbehandling på sedimentegenskaper och -kemi i Södra Bergundasjön.
- Andreas Hedrén (tidigare Växjö kommun), beställare och rapportering av reflektioner angående miljövillkor och skyddsåtgärder vid aluminiumbehandling av sjösediment.
- Signe Noresson (Växjö kommun), kontaktperson samt fältarbete vattenväxter.

## SÖDRA BERGUNDASJÖNS HISTORIK

Södra Bergundasjön belastades tidigt med stora mängder näringsämnen från uppströms liggande Växjösjön. I början av 1800-talet var dock sannolikt vattenkvaliteten i Södra Bergundasjön förhållandevis god, men eutrofieringsprocesserna anses ha tagit fart i samband med sjösänkningen år 1812, då Bergunda kanal stod klar och Bergundasjöarna sänktes med 1,2-1,8 meter.

Södra Bergundasjön blev recipient för Växjö stads första avloppsreningsverk år 1927. Under åren 1927 – 1974 belastades sjön med stora mängder fosfor. Detta gjorde att produktionen och sedimentationen i sjön blev mycket stor och mäktiga näringsrika kultursediment byggdes upp i stora delar av sjön. Fosforhalterna i Södra Bergundasjön i början av 1970-talet var så höga som 1100-1300 µg/l som årsmedelvärden (Enell 1986) och mycket kraftiga blågrönalgbloomningar förekom regelbundet under somrarna. Vintertid uppstod omfattande syrebrist i sjön, vilket ibland resulterade i fiskdöd.



Foto 2. Utloppsledning från Växjös reningsverk vid Biskopsudden till Södra Bergundasjön 1927-1974.

För att undvika de negativa eutrofieringseffekterna i Södra Bergundasjön flyttades reningsverkets utsläppspunkt från Södra Bergundasjön till Norra Bergundasjön år 1974. Avlastningen ledde till att fosforhalterna i Södra Bergundasjön minskade markant till ca 500 µg/l i slutet av 1970-talet och ca 200 µg/l i slutet av 1980-talet, men fortsatt inom ramen för ett mycket näringsrikt tillstånd.

I slutet av 1980-talet och början av 1990-talet gjordes omfattande sedimentundersökningar i Södra Bergundasjön som underlag för planering av muddringsarbeten och omhändertagande av muddermassor. Södra Bergundasjön sedimentmuddrades i huvudsak under åren 1992-1996 med kompletterande muddringar åren 1998-1999 med syfte att avlägsna sjöns fosforrika sediment. Årliga reduktionsfiske påbörjades år 1996 för att återställa balansen mellan rovfisk och bytesfisk/vitfisk. Reduktionsfisket avslutades år 2002.

Efter restaureringen av Södra Bergundasjön samt rening och fördröjning av betydande dagvattenutsläpp (framför allt Bäckslövs våtmark) i kombination med en minskande belastning från Växjösjön, fortsatte såväl fosfor- som kvävehalterna i Södra Bergundasjön att minska tydligt. Fosforhalterna minskade från ca 200 µg/l i slutet av 1980-talet till ca 150 µg/l i slutet av 1990-talet och ca 100 µg/l under 2000-talet. Stora mängder fosfor blev dock kvar i sjöns sediment efter muddringsarbetena, varför fosforhalterna i vattnet förblev extremt höga och kraftiga algbloomningar visade fortsatt mycket näringsrikt tillstånd även efter restaureringen.

Under perioden oktober 2016-hösten 2019 genomfördes reduktionsfiske i stor skala i Södra Bergundasjön då ca 450 ton karpfisk/bytesfisk plockades upp, vilket gav vissa positiva förändringar i sjön. Effekten av reduktionsfisket blev dock förhållandevis liten eftersom den interna belastningen av fosfor från sjöns sediment fortfarande var helt avgörande för sjöns näringsituation. Efter reduktionsfisket var statusen otillfredsställande avseende siktdjup och dålig för fosfor, klorofyll och växtplankton.

# Metodik

## UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

Vattenkemiska och biologiska undersökningar har utförts regelbundet i Södra Bergundasjön 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). Som uppföljning av reduktionsfiskets och aluminiumbehandlings effekter utfördes även kompletterande undersökningar av bottenfauna åren 2016, 2018 och 2021.

Djurplankton undersöktes år 2012 inför framtagandet av åtgärdsstrategin. År 2021 togs motsvarande djurplanktonprover månadsvis i maj-oktober. Samtliga djurplanktonprov är kvantitativa samlingsprov från tre provtagningsstationer i sjön.

Provfisken har gjorts i Södra Bergundasjön, i regel vartannat 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 2021.

För att kartlägga utbredningen av undervattensvegetation i Södra Bergundasjön gjordes jämförande inventeringar åren 2015, 2017 och 2022.

Omfattningen av undersökningarna åren 2010-2022, som legat till grund för utvärderingen av reduktionsfiskets och aluminiumbehandlings effekter i föreliggande rapport, redovisas i Tabell 1. I denna rapport har vi valt att så långt möjligt använda vattenkemiska analysdata från sjöns mitt (maj-oktober) och från sjöns utlopp övriga månader.

Undersökningarnas metodik och resultat har tidigare redovisats i följande rapporter:

Månadsrapporter och årsrapporter för Mörrumsåns recipientkontroll åren 2010 (ALcontrol AB, nuvarande SGS), 2011, 2012, 2013 och 2014 (Calluna AB), 2015 och 2016 (ALcontrol AB, nuvarande SGS), 2017, 2018, 2019 och 2020 (SYNLAB, nuvarande SGS) samt 2021 och 2022 (SGS).

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 genomförandeplan (ALcontrol AB, Hushållningssällskapet Halland, Medins Havs och Vattenkonsulter AB och Ekoll AB 2015).

Norra och Södra Bergundasjön. Nätprovfiske 2011 (Huskvarna Ekologi 2011).

Norra och Södra Bergundasjön. Standardiserat nätprovfiske 2013 (Huskvarna Ekologi 2013).

Norra och Södra Bergundasjön. Standardiserat nätprovfiske 2015 (Huskvarna Ekologi 2015).

Reduktionsfiske i Växjösjöarna samt resultat för provfiske med översiktsnät 2017 (Klara Vatten Sverige AB 2018).

Provfiske med översiktsnät i Södra och Norra Bergundasjön 2018 (Klara Vatten Sverige AB 2018).

Provfiske i Växjösjöarna 2021 (Klara Vatten Sverige AB 2022).

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

Tabell 1. Antal provtagningstillfällen per år vid undersökningar i Södra Bergundasjön åren 2010-oktober 2022 som ligger till grund för utvärderingen av reduktionsfiskets och aluminiumbehandlings effekter. Undersökningar efter reduktionsfisket samt efter aluminiumbehandlingen har grå- respektive blåmarkerats i tabellen. Data från år 2019 har inte tagits med i jämförelsen före och efter åtgärd eftersom reduktionsfisket varade fram till och med hösten 2019 och aluminiumbehandlingen startade i maj 2019. 2019 års data har dock tagits med i jämförelsen före och efter aluminiumbehandlingen för specifika parametrar

	Före åtgärd							Efter reduktionsfiske			Efter Al-behandling		
År	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019*	2020	2021	2022
<b>Vattenkemi</b>													
sjö	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
utlopp	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	4
<b>Metaller i vatten</b>													
utlopp	6			6	6	12	12	12	12	12	12	12	10
<b>Växtplankton</b>													
sjö	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
<b>Djurplankton</b>													
sjö			6									6	
<b>Vattenväxter</b>													
sjö						1		1					1
<b>Bottenfauna **</b>													
sjö	1	1			1		1	1	1		1	1	
<b>Nätprovfiske</b>													
sjö		1		1		1		1	1			1	
<b>Sediment ***</b>													
sjö			4				3						7

\* Aluminiumbehandlingen startade i maj 2019 och reduktionsfisket varade fram till och med hösten 2019. Provtagningen år 2019 visade också att effekten av aluminiumbehandlingen inte syntes tydligt i sjön förrän i september samma år. Data från år 2019 har därför inte tagits med i jämförelsen före och efter åtgärd. Perioden efter aluminiumbehandlingen representeras bäst av åren 2020-2022.

\*\* För bottenfauna har jämförelser även gjorts med undersökningar åren 1995-2009. Bottenfauna i Södra Bergundasjön år 2016 provtogs i direkt anslutning till att reduktionsfisket startat i stor skala. Resultaten bedöms därför snarare motsvara förhållandena före åtgärd än efter åtgärd.

\*\*\* Sedimentproppar som provtagits för analys av fosforfraktioner i Södra Bergundasjön har jämförts före aluminiumbehandling (före åtgärd) och efter aluminiumbehandling (efter åtgärd). Reduktionsfiskeperioden har inte beaktats i detta fall.

## 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, chi2-test och 1-vägs ANOVA.

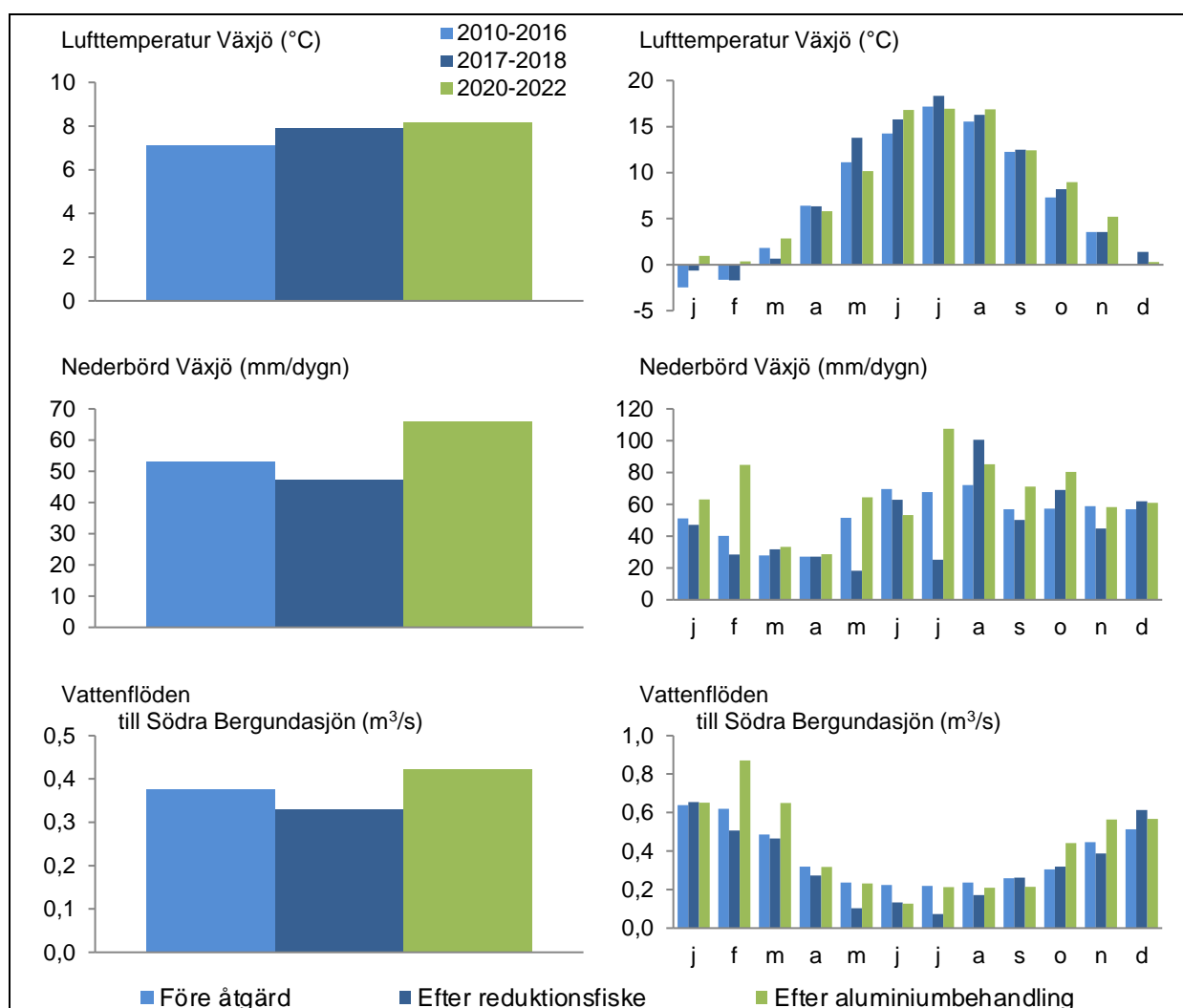
I vissa fall har slutsatserna också baserats på jämförelser med andra sjöar inom Mörrumsåns vattensystem.

# Resultat

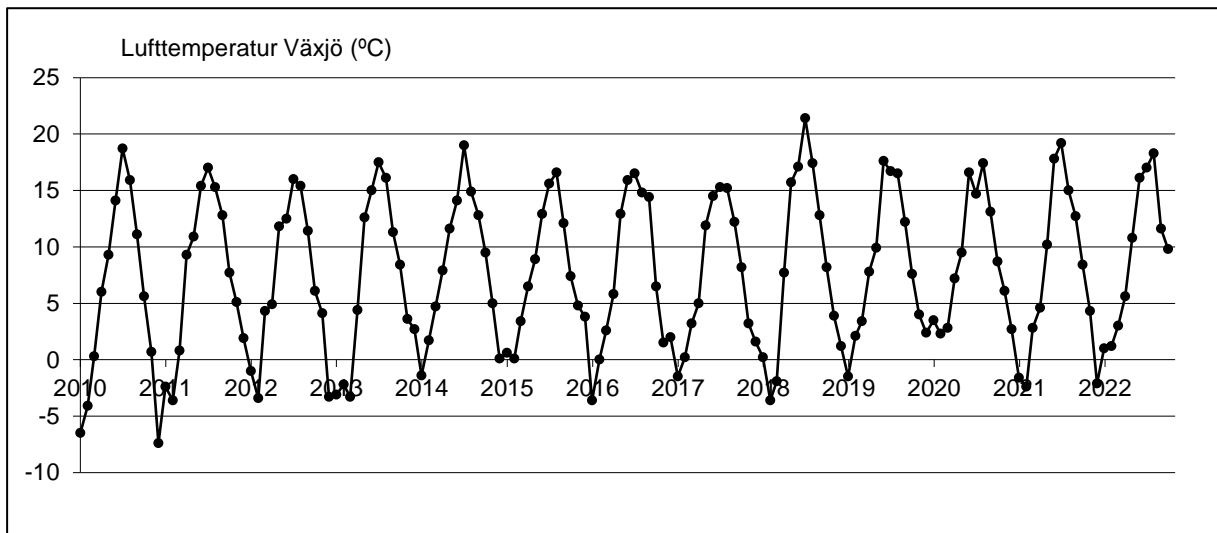
## TEMPERATUR, NEDERBÖRD OCH VATTENTILLRINNING

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 2022 redovisas i Figur 3 till Figur 5. Uppgifter om lufttemperatur och nederbörd har inhämtats från SMHI:s mätstation i Växjö (<https://www.smhi.se/klimatdata/>). Vattentillrinningen till Södra Bergundasjön (SMHI S-HYPE <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>) får i stort representera variationen i tillrinnande vatten.

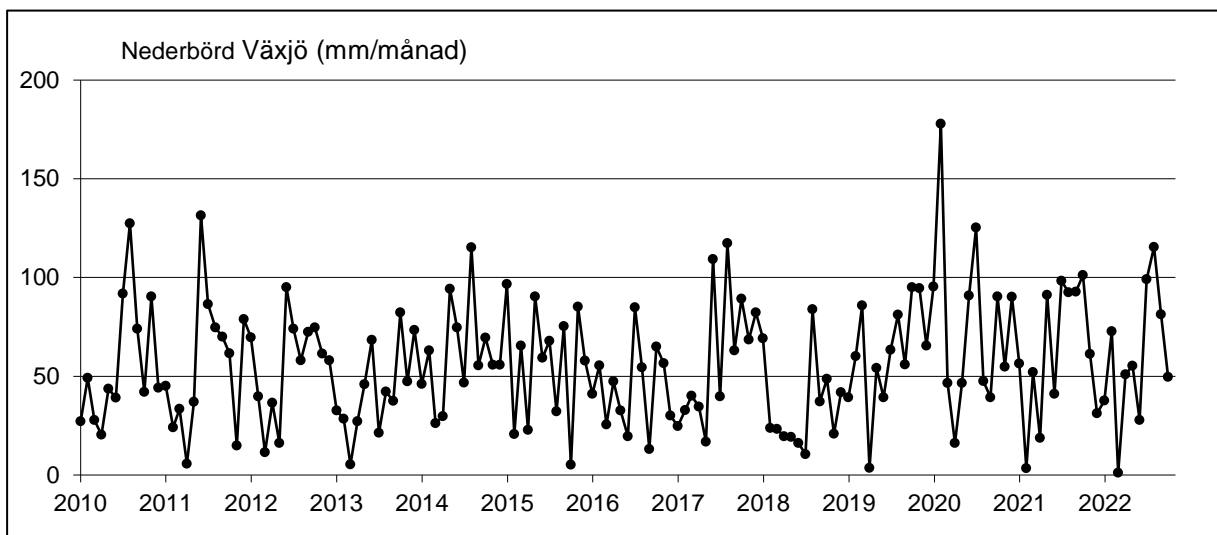
Lufttemperaturen var något högre under perioderna med reduktionsfiske och aluminiumbehandling jämfört med perioden före åtgärd p.g.a. den varma sommaren 2018 och milda vintern 2020. Vad gäller nederbörd utmärker sig år 2018 som ett mycket torrt år medan år 2020 blev ovanligt nederbördsrikt. Vattentillrinningen till Södra Bergundasjön var förhållandevis låg år 2018. Vintern 2020 var tillrinningen onormalt stor.



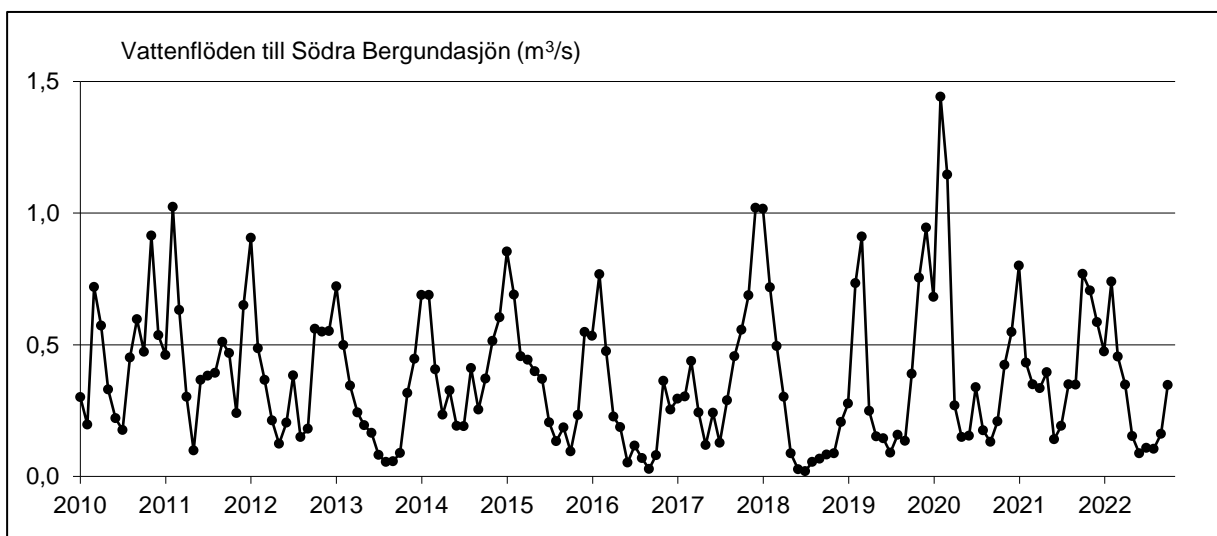
Figur 2. Lufttemperatur och nederbörd i Växjö samt vattenflöden till Södra Bergundasjön. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Södra Bergundasjön. Diagrammen visar års- och månadsmedelvärden.



Figur 3. Lufttemperatur vid SMHI:s mätstation i Växjö. Månadsmedelvärden 2010-okt 2022 (SMHI).



Figur 4. Nederbörd vid SMHI:s mätstation i Växjö. Månadsvärden 2010-okt 2022 (SMHI).



Figur 5. Vattenflöden till Södra Bergundasjön. Modellerade månadsmedelvärden 2010-okt 2022 (SMHI S-HYPE).

### VATTENKEMI

Vattenkemiska undersökningar har genomförts i Södra Bergundasjön under flera år såväl före som efter genomförandet av reduktionsfisket samt aluminiumbehandlingen. I denna utvärdering har resultaten från och med år 2010 använts. Aluminiumbehandlingen startade i maj 2019 och reduktionsfisket varade fram till och med hösten 2019. Data från år 2019 har därför inte tagits med i jämförelsen före och efter åtgärd. Perioden efter aluminiumbehandlingen representeras bäst av åren 2020-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.

Resultat och metodik har tidigare redovisats i månads- och årsrapporter för Mörrumsåns recipientkontroll. Rådata redovisas i Bilaga 2.

#### Stor förbättring av näringstillståndet efter aluminiumbehandlingen tack vare minskad intern belastning av fosfor från sjöns sediment

De vattenkemiska undersökningarna från Södra Bergundasjön visar att fosforhalterna inte minskade nämnvärt efter reduktionsfisket, men efter aluminiumbehandlingen minskade halterna signifikant med ca 70 % jämfört med före åtgärderna (Figur 6). Fosforhalterna i Södra Bergundasjön minskade från ca 90 µg/l före åtgärderna, och även efter reduktionsfisket, till ca 24 µg/l efter aluminiumbehandlingen (Figur 8). Det finns en stark koppling mellan fosforhalter och biologiskt tillstånd i en sjö, där fosforhalter över ca 20-25 µg/l anses motsvara ett näringsstillstånd där övergödningen anses kunna accelerera. Efter de senaste årens åtgärder ligger fosforhalterna i Södra Bergundasjön i nivå med denna gräns, men nära den övre gränsen.

Huvudsyftet med aluminiumbehandlingen var att minska den mycket stora 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 sommarhalvåret, då den interna belastningen tidigare haft mycket stor betydelse för sjöns näringssituation (Figur 7). Före åtgärderna, och även efter reduktionsfisket, syntes en tydlig ökning av fosforhalterna under sommarhalvåret p.g.a. intern belastning, men efter aluminiumbehandlingen förblev fosforhalterna förhållandevis låga under hela sommarsäsongen (Figur 7). Haltökningen i sjön från försommar till sensommar kan till stor del antas bero på den interna belastningen. Före aluminiumbehandlingen (åren 2010-2018) ökade fosforhalterna under sommaren i genomsnitt med i storleksordningen 140 µg/l, vilket motsvarar ca 1,7 ton fosfor beräknat för hela sjöns vattenvolym. Efter aluminiumbehandlingen (åren 2020-2022) var motsvarande siffra ca 12 µg/l, motsvarande ca 0,1 ton. Detta skulle i så fall innebära en minskad internbelastning med i storleksordningen 90 % efter aluminiumbehandlingen. En del av internbelastningen återsedimenterar till sjöns sediment, men räknat på ett medelflöde ut från Södra Bergundasjön under perioden 2015-2021 bör aluminiumbehandlingen ha bidragit till att minska transporten av fosfor ut från sjön med i storleksordningen 700 kg/år.

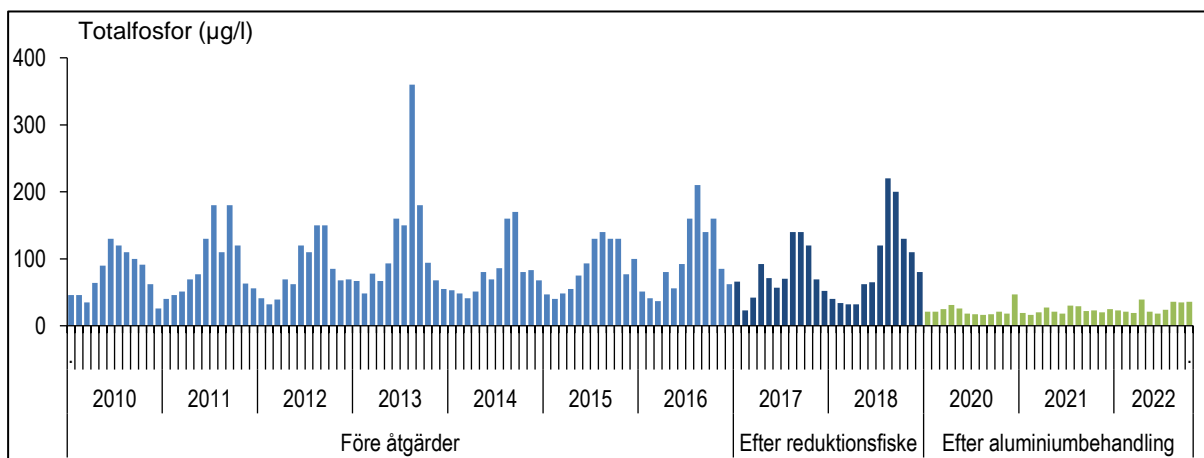
Före åtgärderna, och även efter reduktionsfisket, uppmättes fosfatfosforhalter (PO<sub>4</sub>-P) på i genomsnitt 30 µg/l i Södra Bergundasjöns bottenvatten, men efter aluminiumbehandlingen var fosfatfosforhalterna i bottenvattnet i genomsnitt 3 µg/l. Totalfosforhalterna i bottenvattnet har också minskat signifikant från i genomsnitt ca 150 µg/l före åtgärd till ca 30 µg/l efter aluminiumbehandlingen. Som högst uppmättes en totalfosforhalt på 370 µg/l i bottenvattnet före åtgärd, men efter aluminiumbehandlingen var halten som högst 47 µg/l. Fosforhalterna i bottenvattnet styrs till stor del av vattnets temperaturskiktning och syretillstånd varför man inte direkt kan jämföra resultaten från olika provtagningstillfällen. Det är dock tydligt att den interna belastningen i sjön kraftigt minskat i omfattning.

Före åtgärderna, och även efter reduktionsfisket, bedömdes näringsstatusen avseende fosforhalter i Södra Bergundasjön vara "dålig" utifrån Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25, Tabell 2). Efter aluminiumbehandlingen hade fosforhalterna minskat kraftigt, men inom ramen för "måttlig status" (Tabell 2). För att uppnå god status avseende fosfor behöver halterna minska med ytterligare 9 µg/l ner till ca 15 µg/l.

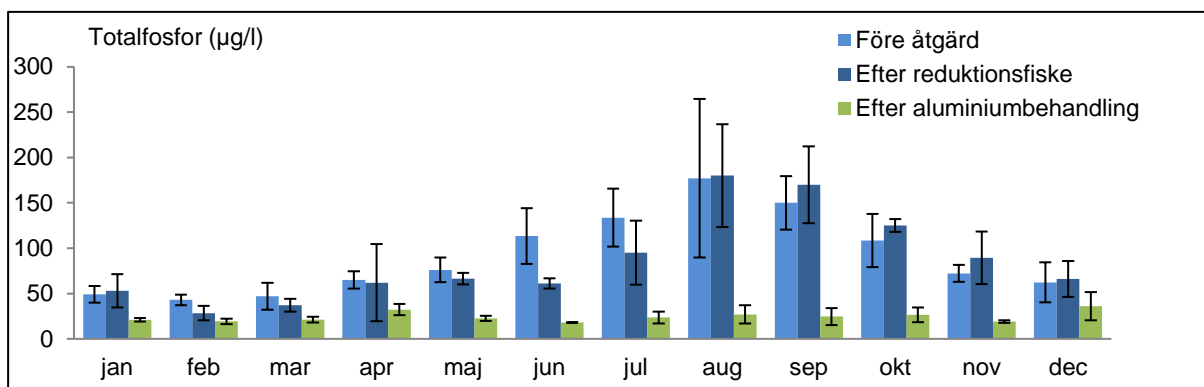


## FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - RESULTAT

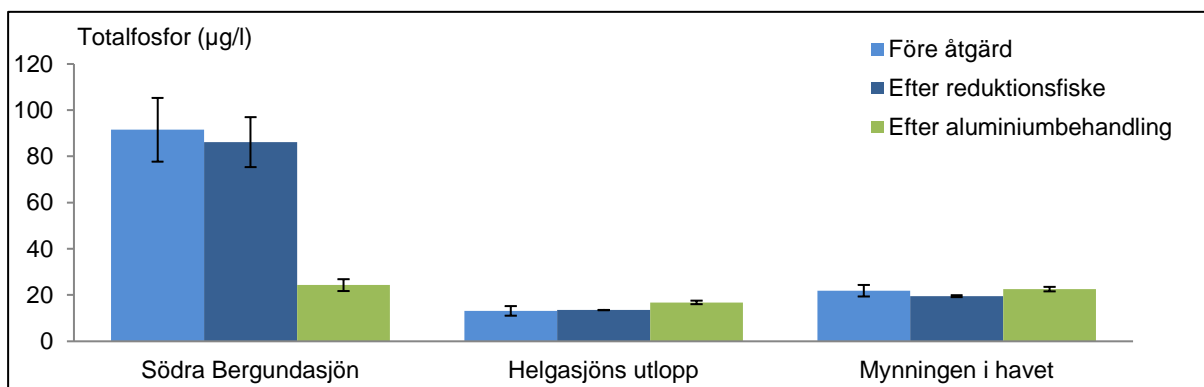
Jämfört med två centrala provpunkter i Mörrumsåns vattensystem (Helgasjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet) framträder en stor minskning av fosforhalterna i Södra Bergundasjön efter aluminiumbehandlingen (Figur 8). Fosforhalterna i Södra Bergundasjön har med all tydlighet närmat sig, och motsvarar till stor del, halterna som normalt uppmäts i Mörrumsåns huvudfåra.



Figur 6. Totalfosforhalter i Södra Bergundasjön åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och 2020-oktober 2022 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 Södra Bergundasjön åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och 2020-oktober 2022 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 Södra Bergundasjön samt några centrala lokaler inom Mörrumsåns vattensystem (Helgasjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet). Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Södra Bergundasjön och 2020-oktober 2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Södra Bergundasjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse. För Södra Bergundasjön har resultat från sjöns mitt yta använts för sommarsäsongen maj-oktober medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader.

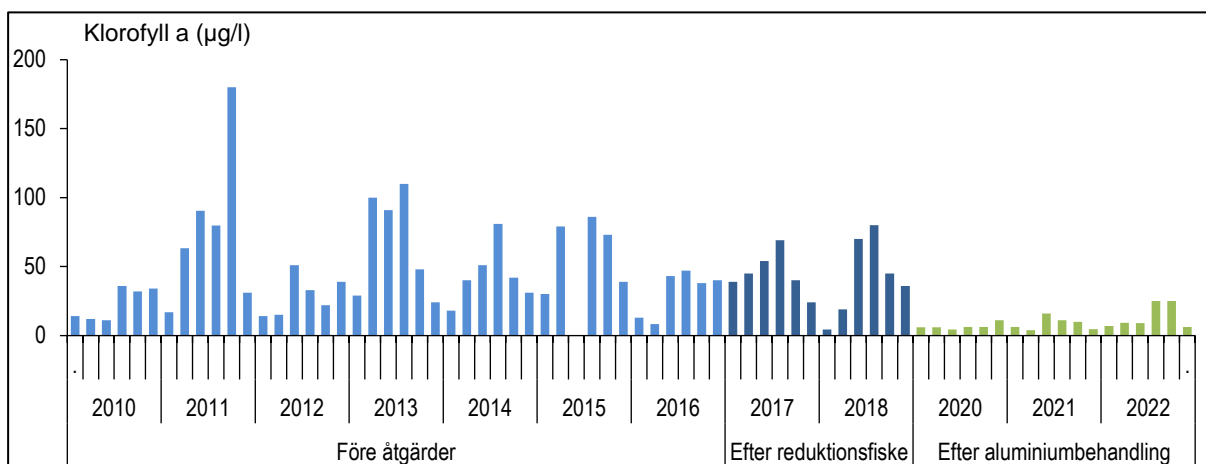
### God status avseende klorofyll direkt efter aluminiumbehandlingen

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

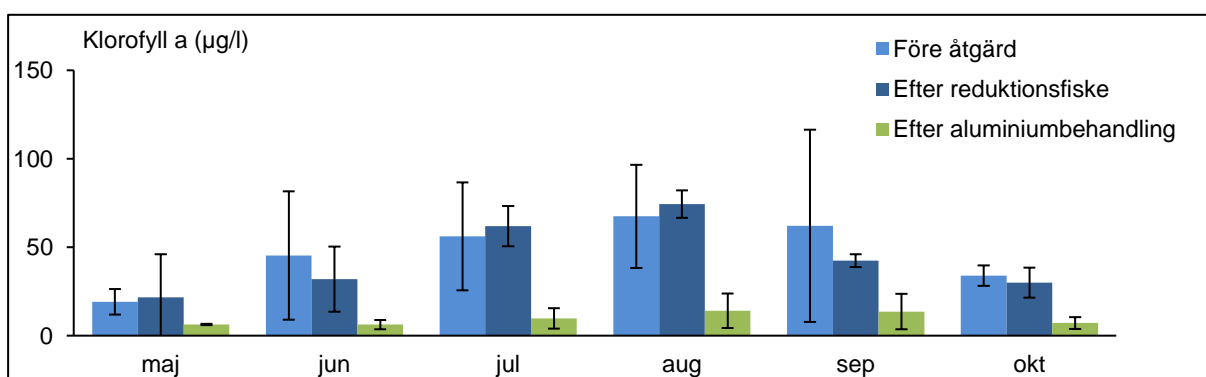
Någon nämnvärd förändring av klorofyllhalterna efter reduktionsfisket syntes inte varken på säsongsbasis, delar av säsong eller enskilda månader. Efter aluminiumbehandlingen minskade klorofyllhalterna däremot signifikant med drygt 80 % jämfört med före åtgärderna (Figur 9 och Figur 11). Minskningen syns tydligt under hela sommarsäsongen (Figur 10).

Statusen för klorofyll ändrades inte efter reduktionsfisket utan var "dålig" såväl före som efter bedömt utifrån Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25, Tabell 2). Efter aluminiumbehandlingen förbättrades statusen till "god" år 2020, men försämrades till "måttlig" år 2021 och "otillfredsställande" år 2022. Bedömningen för treårsperioden 2020-2022 blev "måttlig status".

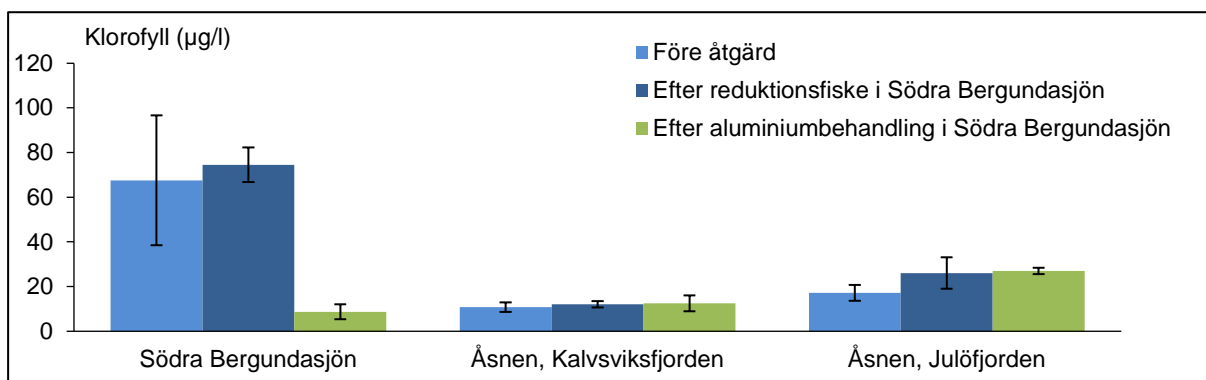
Jämfört med Åsnen (Kalvsviksfjorden och Julöfjorden), som inte behandlats med aluminium, framträder också en stor minskning av klorofyllhalterna i Södra Bergundasjön efter aluminiumbehandlingen (Figur 11). I Åsnen har klorofyllhalterna snarare ökat under samma period. Klorofyllhalterna i Södra Bergundasjön var lägre efter aluminiumbehandlingen än vad som uppmättes i Åsnen under samma period.



Figur 9. Klorofyll a-halter (maj-oktober) i Södra Bergundasjön åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.



Figur 10. Klorofyll a-halter (maj-oktober) i Södra Bergundasjön åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse



Figur 11. Klorofyll a-halter (augusti) i Södra Bergundasjön och några andra sjöar inom Mörrumsåns vattensystem. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Södra Bergundasjön och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Södra Bergundasjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse.

**Mycket klarare vatten med över 5 meters siktdjup vid några tillfällen och hög status avseende siktdjup efter aluminiumbehandlingen**

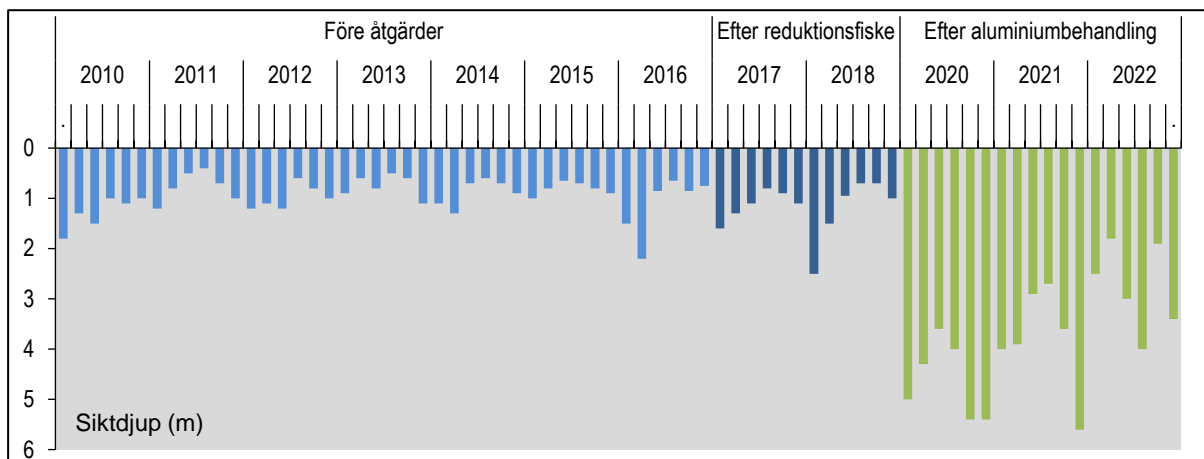
Mätning av turbiditet ger ett mått på vattnets grumlighet och dess innehåll av framför allt partiklar som plankton och detritus (dött organiskt material). Vattnets grumlighet är tydligt korrelerad till såväl fosfor- som klorofyllhalter. När fosforhalterna minskade i Södra Bergundasjön efter aluminiumbehandlingen, minskade också klorofyllhalterna, vilket 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, men grumligheten minskade inte signifikant efter reduktionsfisket. Efter aluminiumbehandlingen minskade grumligheten signifikant med drygt 80 % 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 som plankton och detritus, men också lösta humusämnen (vattenfärg). Efter reduktionsfisket förbättrades siktdjupet i Södra Bergundasjön med i genomsnitt ca 25 % från 0,9 meter till 1,2 meter som medel under sommarsäsongen (Figur 12 och Figur 14). Efter aluminiumbehandlingen ökade siktdjupet med ytterligare nästan 300 % jämfört med före åtgärd till i ca 3,7 meter som medel under sommarsäsongen. Som störst noterades ett siktdjup på hela 5,6 meter i oktober 2021.

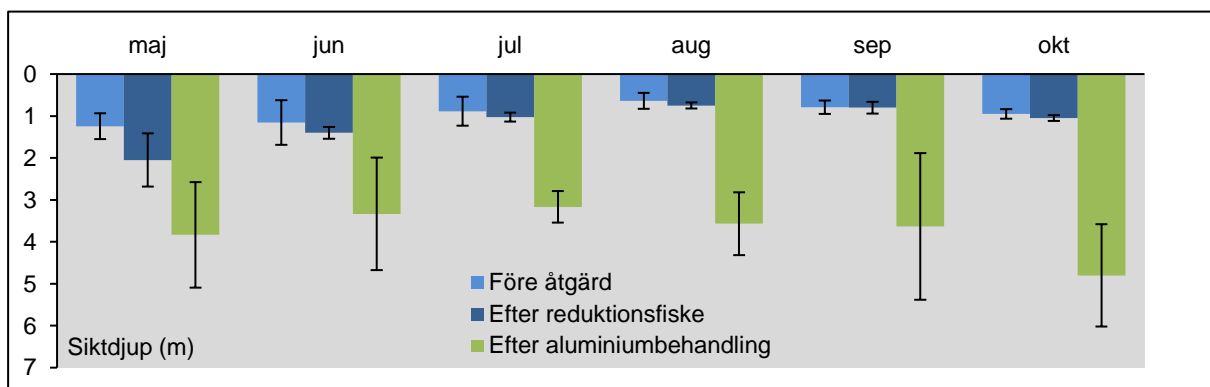
Före åtgärderna bedömdes statusen för siktdjup i Södra Bergundasjön vara "dålig" utifrån Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25, Tabell 2). Efter reduktionsfisket bedömdes statusen vara "otillfredsställande", men efter aluminiumbehandlingen var statusen "hög", d.v.s. den bästa statusklassen av 5. Referensvärdet för siktdjup i Södra Bergundasjön har ändrats i denna rapport jämfört med tidigare utvärdering av reduktionsfiskets effekt (SYNLAB 2019). Södra Bergundasjön klassas nu som "sjötyp" 1GLK (HVMFS 2017:20) enligt VISS, vilket motsvarar en grund 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 Södra Bergundasjön i genomsnitt legat kring 0,03 abs/5 cm som årsmedelvärde. För 1GLK-sjöar saknas dock referensvärden, varför Södra Bergundasjön jämförs mot referensvärden för grovtypen 1K.

Jämfört med Åsnen (Kalvsviksfjorden och Julöfjorden) syns också en stor förbättring av siktdjupet i Södra Bergundasjön efter aluminiumbehandlingen (Figur 14). I Åsnen har varken reduktionsfiske eller aluminiumbehandling utförts. Från att tidigare ha haft sämre siktdjup än Åsnen har Södra Bergundasjön haft bättre siktdjup än Åsnen efter aluminiumbehandlingen.

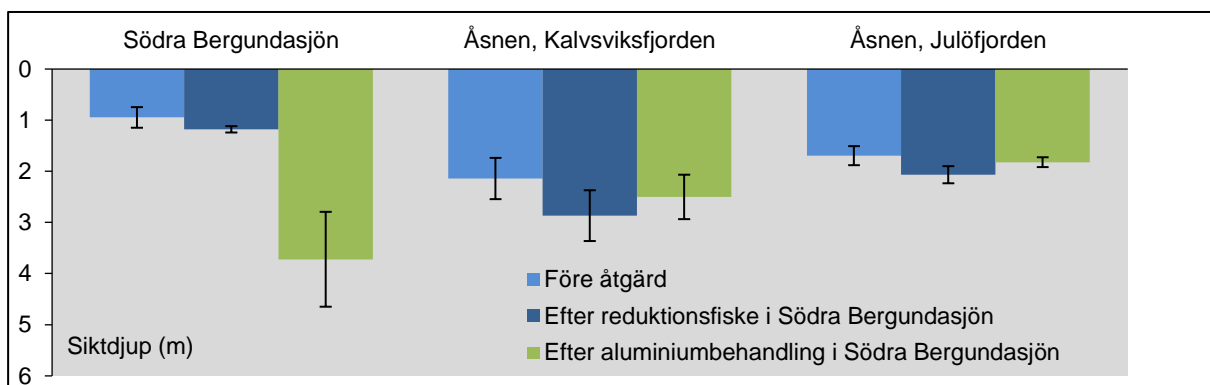
## FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - RESULTAT



Figur 12. Siktdjup (maj-oktober) i Södra Bergundasjön åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling.



Figur 13. Siktdjup (maj-oktober) i Södra Bergundasjön åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse.



Figur 14. Siktdjup (maj-oktober) i Södra Bergundasjön och några andra sjöar inom Mörrumsåns vattensystem. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Södra Bergundasjön och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Södra Bergundasjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse. I Åsnen har varken reduktionsfiske eller aluminiumbehandling utförts.

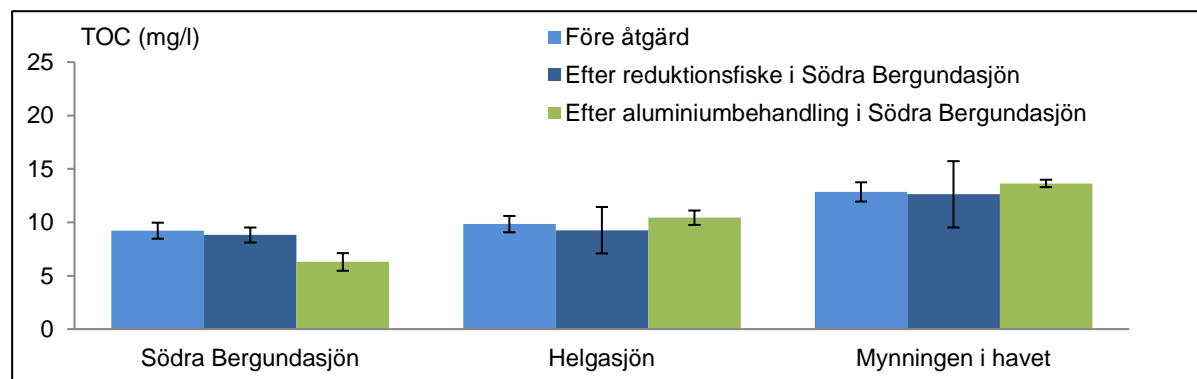
## FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - RESULTAT

Tabell 2. Bedömning av status med avseende på fosfor, klorofyll och siktdjup i Södra Bergundasjön enligt Havs- och vattenmyndighetens kriterier (HVMFS 2019:25). Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärder, perioden 2017-2018 representerar perioden under reduktionsfiske och perioden 2020-oktober 2022 representerar perioden 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	µg/l	EK-värde	meter	EK-värde
<b>Södra Bergundasjön</b>						
Före åtgärder	91	0,08	68	0,00	0,9	0,21
Efter reduktionsfiske	86	0,09	75	0,00	1,2	0,26
Efter aluminiumbehandling	24	0,32	14	0,80	3,7	0,83

### Minskad halt organiskt material

Generellt i Mörrumsåns vattensystem har halten av organiskt material (TOC) inte förändrats nämnvärt under perioden 2010-oktober 2022 (Figur 15). Halterna var något lägre i regionen under torråren 2016-2017, men för hela perioden 2010-2022 syns ingen långsiktig signifikant förändring avseende organiskt material. Resultaten från Södra Bergundasjön avvek från detta mönster, eftersom TOC-halt och vattenfärg signifikant minskat i sjön med ca 30 % efter åtgärderna (Figur 15). Nedgången i organisk halt är sannolikt kopplad till en minskad primärproduktion i form av växtplankton. Motsvarande minskning av organisk halt noterades i Växjösjön efter aluminiumbehandlingen där år 2018.



Figur 15. Halter av organiskt material (januari-december) i Södra Bergundasjön samt några centrala lokaler inom Mörrumsåns vattensystem (Helgasjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet). Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Södra Bergundasjön och 2020-oktober 2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Södra Bergundasjön. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse. För Södra Bergundasjön 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

I Södra Bergundasjön har kvävehalterna minskat signifikant efter åtgärderna med i storleksordningen 30 %. Minskningen beror till största delen på en minskning av halten organiskt kväve. Nedgången för organiskt kväve är sannolikt, på samma sätt som TOC, kopplad till en minskad primärproduktion i form av växtplankton. Inom Mörrumsåns vattensystem har kvävehalterna snarare ökat än minskat under perioden 2010-2022.

För övriga kvävefraktioner (nitrat-, nitrit- och ammoniumkväve) syns inga signifikanta förändringar mellan de olika perioderna.

### Ingen generell ökning av aluminiumhalterna i Södra Bergundasjöns vatten efter aluminiumbehandling

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 stor 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.

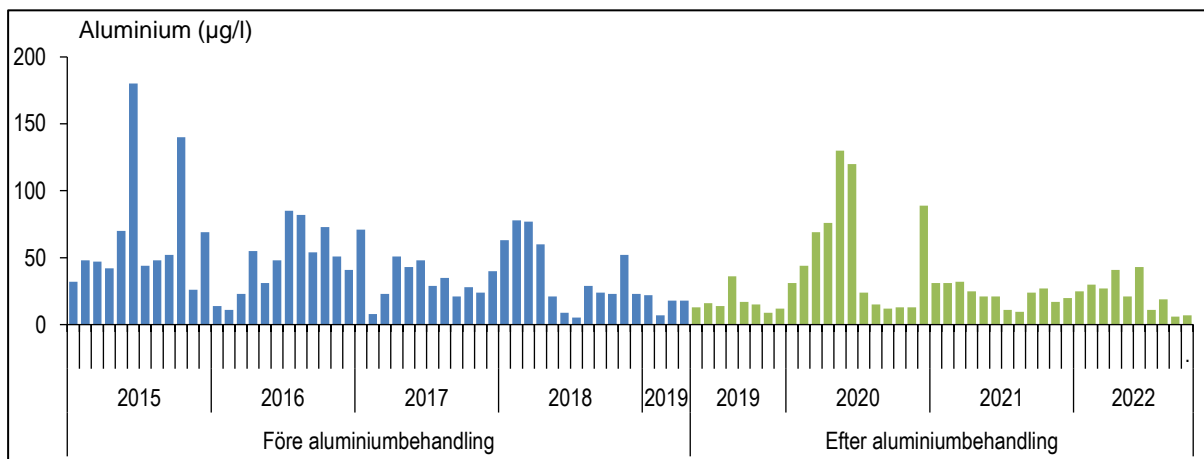
I Södra Bergundasjön varierade aluminiumhalterna mellan 5 och 180 µg/l före aluminiumbehandling (Figur 16). I samband med och efter aluminiumbehandlingen uppmättes som högst 130 µg/l. Under första säsongens aluminiumbehandling (sommaren 2019) var aluminiumhalterna förhållandevis låga vid samtliga mätillfällen (Figur 16).

Bland de högsta aluminiumhalterna noterades våren och försommaren 2020 (maj och juni). Aluminiumhalterna ökade i sjön under vintern och våren 2020 efter att avrinningen från omkringliggande marker var mycket stor. Denna ökning överensstämmer med andra resultat från Mörrumsåns vattensystem. Resultaten från maj och juni 2020 kan däremot inte helt förklaras av tillrinnande vatten utan beror sannolikt till viss del på inverkan från andra säsongens aluminiumbehandling som startade mellan provtagningarna i april och maj 2020. Uppmätta aluminiumhalter i Södra Bergundasjön i maj och juni 2020 är dock inte anmärkningsvärda jämfört med tidigare års data och normala halter i Mörrumsåns vattensystem (Figur 17).

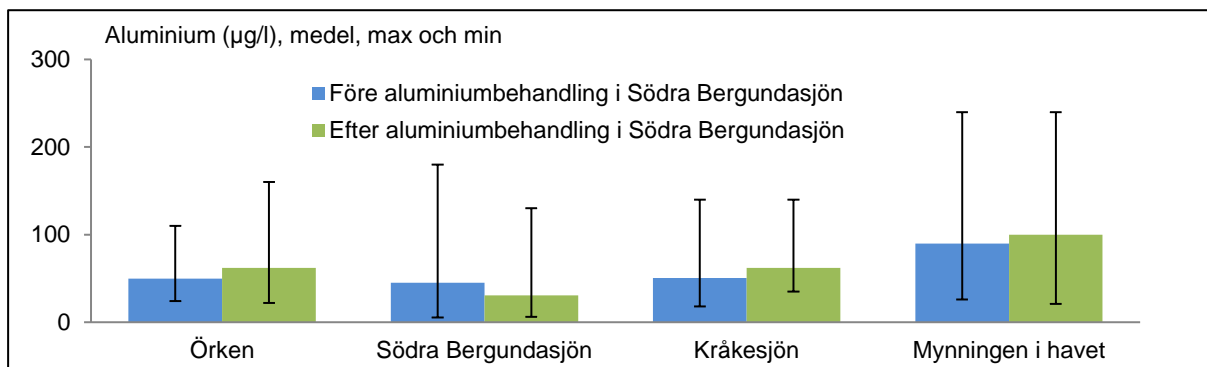
Jämfört med några provpunkter i Mörrumsåns vattensystem (Örkens utlopp, Kråkesjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet) framträder en minskning av aluminiumhalterna i Södra Bergundasjön efter aluminiumbehandlingen jämfört med perioden före behandlingen (Figur 17). Detta tack vare ett klarare vatten med lägre halter organiskt material. I Figur 17 framgår också att aluminiumhalterna i Södra Bergundasjön är bland de lägsta i regionen. Även de något förhöjda halterna i maj och juni 2020 var i nivå med eller lägre än vad som uppmätts i andra vattenområden inom Mörrumsåns vattensystem.

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 observerade skador på vattenlevande organismer i sjön.

Transporten av aluminium ut från Södra Bergundasjön var före aluminiumbehandlingen (beräknat för perioden 2015-april 2019) i genomsnitt ca 1,3 kg/dygn. Under och efter aluminiumbehandlingen (maj 2019-okt 2022) var motsvarande siffra 1,2 kg/dygn. Mot bakgrund av detta kan konstateras att varken halter eller uttransport av aluminium ökat efter behandlingen. I maj och juni 2020, då aluminiumhalten var något förhöjd i sjön kan en förhöjd uttransport av aluminium från Södra Bergundasjön grovt uppskattas till ca 70 kg (motsvarande 1,2 kg/dygn). Detta skall jämföras med tillförd mängd aluminium under hela behandlingen på ca 210 ton (210 000 kg).



Figur 16. Aluminiumhalter (januari-december) i Södra Bergundasjöns utlopp åren 2015-2022. Perioden 2015-april 2019 representerar perioden före aluminiumbehandlingen och maj 2019-oktober 2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Första behandlingen gjordes sommaren 2019 och andra behandlingen gjordes sommaren 2020.



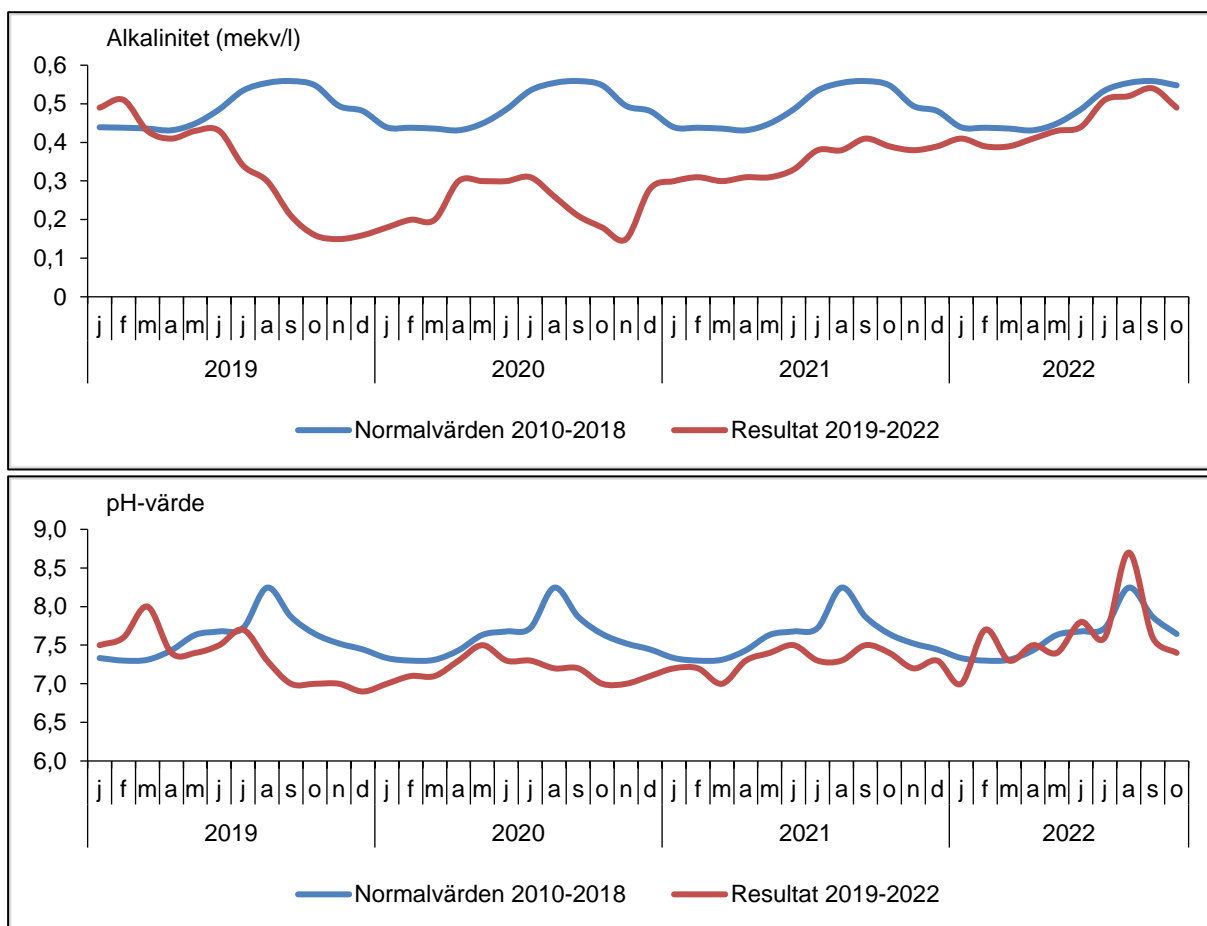
Figur 17. Aluminiumhalter (januari-december) i Södra Bergundasjön jämfört med några centrala lokaler inom Mörrumsåns vattensystem (Örkens utlopp, Kråkesjöns utlopp och Mörrumsåns mynning i havet). Perioden 2015-april 2019 representerar perioden före aluminiumbehandlingen och maj 2019-oktober 2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt max- och minimivärden.

#### Kalkning bidrog till att minska risken för låga pH-värden i samband med aluminiumbehandling

Aluminium kan förekomma i olika former där oorganiskt aluminium i höga halter kan vara skadligt 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.

Södra Bergundasjöns 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 Södra Bergundasjön har en buffrande förmåga, vilket bidrog till att förhindra stora förändringar i pH-värde.

Under sommaren och hösten, efter första säsongens aluminiumbehandling år 2019, sjönk alkaliniteten med 0,3 mekv/l till nära gränsen för svag buffertkapacitet (0,1 mekv/l, Figur 18) och pH-värdet minskade med 0,8 pH-enheter till som lägst pH-värde 6,8 i juli 2019. För att motverka ytterligare minskning i alkalinitet och pH-värde under andra behandlingen spreds 150 ton kalkstensmjöl utmed större delen av Södra Bergundasjöns stränder på ca 1-2 m djup i månadsskiftet april/maj 2020. Detta höjde alkaliniteten med drygt 0,1 mekv/l (Figur 18). Provtagning och analys visade sedan på betryggande värden under resten av behandlingsperioden. Under hösten 2020 sjönk dock alkaliniteten igen, varför en ny kalkningsinsats med 100 ton kalkstensmjöl genomfördes i november. Under år 2021 och 2022 ökade sedan alkaliniteten i sjön successivt och var från början av år 2022 åter uppe på normala nivåer (Figur 18). Även sjöns pH-värde får anses ha varit på en normal nivå från och med år 2022.



Figur 18. Alkalinitet (buffertkapacitet) och pH-värde månadsvis i Södra Bergundasjön. Perioden 2010-2018 representerar normal säsongsvariation. Aluminiumbehandlingen startade i maj 2019. Resultat från sjöns mitt yta har använts för sommarsäsongen (maj-oktober) medan resultat från sjöns utlopp har använts för övriga månader. Första behandlingen gjordes sommaren 2019 och andra behandlingen gjordes sommaren 2020. Södra Bergundasjön kalkades i april/maj 2020 och november 2020.

### Högt pH-värde uppmättes vid Södra Bergundasjöns utlopp i samband med behandling i maj 2020

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 Södra Bergundasjön i samband med kraftiga algblomningar, senast år 2018.

I maj 2020, d.v.s. under den andra behandlingsperioden, uppmättes ett relativt högt pH-värde (8,7) i Södra Bergundasjöns utlopp (pH-värdet i sjöns mitt var vid samma period 7,5). Detta kommunicerades med beställaren och en detaljerad utredning kring orsak och eventuella negativa miljöeffekter genomfördes och dokumenterades i rapporten "Episod med högt pH och aluminium i samband med bottenbehandling i Södra Bergundasjön" (Hedré 2020). Utredningen visade att pH-värdet sannolikt var förhöjt p.g.a. kraftig tillväxt (fotosyntes) av bentiska (festsittande på botten) trådalger. Mätningar av pH-värde under olika tider på dygnet visade att pH-värdet varierade under dygnet med i storleksordningen en pH-enhet mellan tidig morgon och solig eftermiddag, detta p.g.a. att koldioxid förbrukas vid fotosyntes och pH-värdet stiger. Sannolikt är höga pH-värden naturligt lokalt förekommande i sjöns grunda vegetationsrika områden då primärproduktionen är hög. Inspektion av bl.a. fisk, bottenfauna, kräftor och plankton vid utloppets grundområden visade sammantaget att de höga pH-värdena inte orsakat någon negativ miljöpåverkan på vattenlevande organismer.

Även i augusti 2022 var pH-värdet relativt högt (8,7) i Södra Bergundasjön (Figur 18). Detta p.g.a. förhållandevis stor primärproduktion i sjön med bl.a. mycket hög klorofyllhalt. Detta är en indikation på ökad internbelastning i sjön.



Kritiska nivåer för oorganiskt aluminium uppnåddes sannolikt inte i samband med behandling  
 Analys av oorganiskt aluminium gjordes på vatten från Södra Bergundasjöns utlopp då pH-värdet understeg 7,5 för att verifiera förekomst vid låga pH-värden. Samtliga analyser under behandlingsåren (2019-2020) gav resultat lägre än rapporteringsgränsen (<10 µg/l).

Analysen ansågs inte ge representativa resultat vid höga pH-värden, men utifrån modellerade halter för Södra Bergundasjöns utlopp vid olika pH-värden bör halten oorganiskt aluminium ha varit i storleksordningen 10-20 µg/l i maj 2020 då pH-värdet var som högst 8,7. 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).

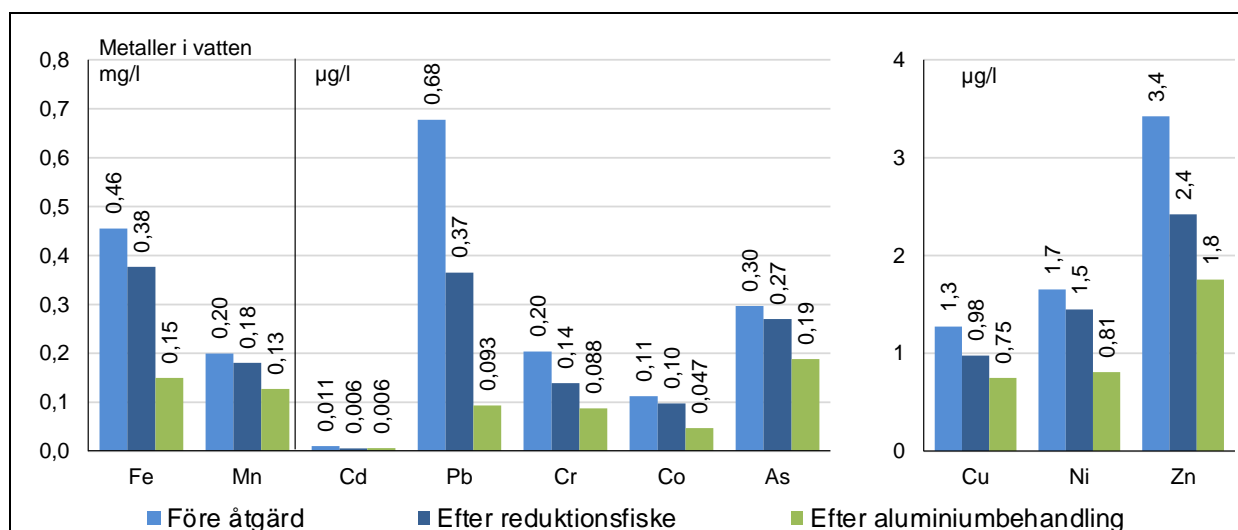
Lägre metallhalter efter reduktionsfisket och fortsatt stor minskning av halterna efter aluminiumbehandlingen

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

I Södra Bergundasjön minskade halterna av arsenik, bly, krom, koppar, nickel och zink signifikant efter reduktionsfisket och efter aluminiumbehandlingen har halterna av dessa metaller minskat ytterligare (Figur 19). För järn, mangan och kobolt syntes ingen signifikant minskning efter reduktionsfisket, men efter aluminiumbehandlingen har även dessa metaller minskat signifikant jämfört med före åtgärd. Kadmiumhalterna minskade signifikant efter reduktionsfisket och halterna har därefter mestadels legat under analysens rapporteringsgräns varför ytterligare minskning efter aluminiumbehandlingen inte går att bedöma för denna metall.

Generellt i Mörrumsåns vattensystem har metallhalter minskat sett till hela perioden 2010-2022, men minskningen är betydligt större i Södra Bergundasjön (i genomsnitt ca 10 % minskning i Mörrumsån jämfört med ca 50 % minskning i Södra Bergundasjön). Motsvarande minskning i Växjösjön efter aluminiumbehandlingen där år 2018 var i genomsnitt ca 30 %. Haltminskningen avseende metaller i Södra Bergundasjön är sannolikt kopplad till minskad grumlighet och minskad halt organiskt material.

Efter aluminiumbehandlingen har metallhalterna överlag bedömts vara mycket låga och i nivå med naturliga bakgrundshalter. Nickel har tidigare rapporterats i förhöjda halter i såväl sediment som vattenfas. Nickelhalterna i vattenfasen minskade med ca 50 % efter åtgärderna, men har de senaste åren ändå legat något högre än bakgrundshalten.



Figur 19. Metallhalter vid Södra Bergundasjöns utlopp åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och 2020-oktober 2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.

Liten ökning av kloridhalterna

Eftersom aluminiumbehandlingen utfördes med tillsats av aluminiumklorid gjordes referensmätningar av klorid under våren 2016 med första provtagningen i februari och sista i juni (Figur 20). Ytterligare en referensmätning före aluminiumbehandlingen gjordes från maj 2018 till april 2019 (Figur 20).

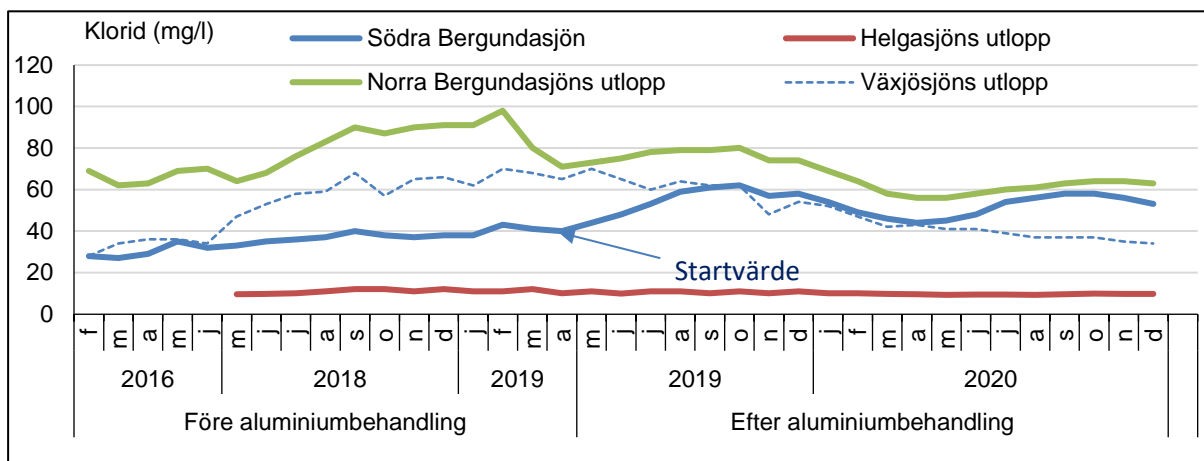
Halterna av klorid varierar i regel förhållandevis lite i sjöar under året. En viss variation kan dock förekomma kopplad till koncentrations- och utspädningseffekter. Under perioden 1971 till 1993 genomfördes sjöinventeringar med bland annat mätningar av klorid i Växjösjöarna. Dessa visade ett medelvärde för klorid i Södra Bergundasjön på 32 mg/l. Kloridhalten i Södra Bergundasjön i april 2019 var 40 mg/l, vilket får antas vara startvärdet före behandlingen.

Under själva behandlingen steg kloridhalterna i Södra Bergundasjön till som högst 62 mg/l, d.v.s. med drygt 55 % (Figur 20) i oktober 2019. Därefter sjönk halterna efter första behandlingssäsongen för att åter stiga något under andra behandlingssäsongen 2020. I slutet av mätperioden klingade halterna åter av.

Vid Norra Bergundasjöns utlopp har kloridhalterna de senaste åren normalt varierat mellan 60 och 100 mg/l (Figur 20) p.g.a. tillförsel av klorid från Sundets reningsverk. Halterna steg 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 Södra Bergundasjön under och efter aluminiumbehandlingen ligger också långt under de gränsvärden för ekotoxikologiska effekter som EPA (USA 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 20).

I Växjösjön syntes motsvarande mönster vad gäller kloridhalter under aluminiumbehandlingen år 2018 (Figur 20).



Figur 20. Kloridhalter i Södra Bergundasjön, Norra Bergundasjön, Helgasjöns utlopp och Växjösjöns utlopp före och efter aluminiumbehandlingen i Södra Bergundasjön år 2019 och 2020. Startvärdet i Södra Bergundasjön före aluminiumbehandlingen är markerat i diagrammet. Växjösjön aluminiumbehandlades sommaren 2018. I Norra Bergundasjön är halterna förhöjda p.g.a. inverkan från Sundets reningsverk.

### SLUTSATS

De vattenkemiska undersökningarna i Södra Bergundasjön efter utförd aluminiumbehandling åren 2019 och 2020 visade på mycket stora förbättringar av vattenkvaliteten vad gäller bland annat siktdjup, grumlighet samt halter av klorofyll och fosfor.

Reduktionsfisket, som utfördes åren direkt före aluminiumbehandlingen, förbättrade förutsättningarna att uppnå avsedd effekt med aluminiumbehandlingen, men efter reduktionsfisket var den ekologiska statusen i sjön fortsatt "dålig". Den interna belastningen av fosfor från sjöns sediment visade sig vara helt avgörande för sjöns näringssituation.

Huvudsyftet med aluminiumbehandlingen var att minska den interna belastningen av fosfor och resultaten från de vattenkemiska undersökningarna tyder på att internbelastningen minskade med i storleksordningen 90 %. Fosforhalterna i sjön minskade signifikant med ca 70 % på årsbasis och även övriga resultat visade på en stor förbättring av näringstillståndet.

Efter aluminiumbehandlingen bedömdes statusen vara "måttlig" avseende fosfor och klorofyll men "hög" för siktdjup. Behandlingen får därmed anses ha haft önskad effekt mot bakgrund av att endast drygt 40 % av den mängd som krävs för att ge maximal minskning av internbelastningen i sjön tillsattes i denna första delbehandling. De vattenkemiska resultaten indikerade att det finns en trend med ökande internbelastning de tre senaste åren, men fortsatt inom en förhållandevis låg nivå jämfört med före behandlingen. För att långsiktigt uppnå god näringsstatus i Södra Bergundasjön måste resterande mängd aluminium tillsättas någon gång i framtiden för att binda den återstående mängden läckagebenägen fosfor i sjöns sediment.

## VÄXTPLANKTON

Under flera år, såväl före som efter genomförandet av reduktionsfisket samt aluminiumbehandlingen, har växtplanktonundersökningar genomförts i Södra Bergundasjön månatligen (maj-oktober). I denna utvärdering har resultaten från och med år 2010 använts. Aluminiumbehandlingen startade i maj 2019 och reduktionsfisket varade fram till och med hösten 2019. Provtagningen år 2019 visade att effekten av aluminiumbehandlingen inte syntes tydligt i sjön förrän i september samma år. Data från år 2019 har därför inte tagits med i jämförelsen före och efter åtgärd. Perioden efter aluminiumbehandlingen representeras bäst av åren 2020-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.

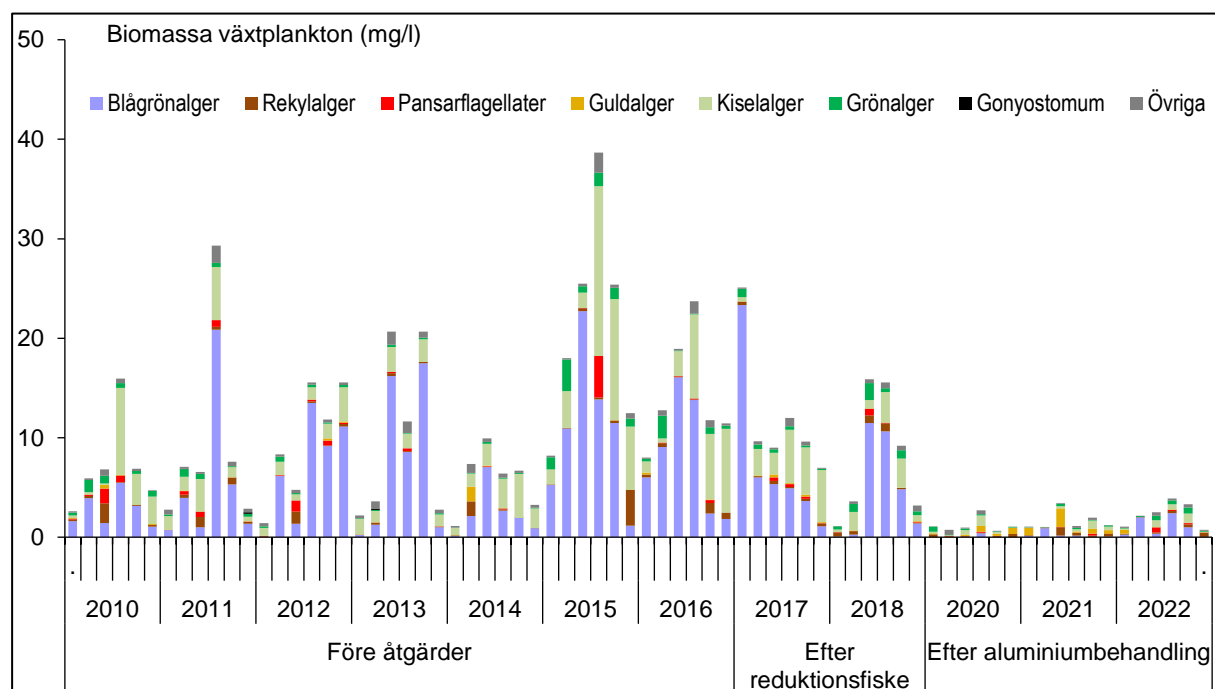
Data för perioden 2010–2021 har hämtats från webbtjänsten Miljödata MVM (SLU) och för år 2022 har resultat direkt från analyserande laboratorium använts. Metodik har tidigare redovisats i årsrapporterna för Mörrumsåns recipientkontroll. Rådata redovisas i Bilaga 3.

Näringsstatusen har bedömts enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVFMS 2019:25) och beräknats med hjälp av tre delparametrar: totalbiomassa, klorofyll och PTI (växtplanktonτροφiskt index). Södra Bergundasjön klassas som "sjötyp" 1GLK (HVMFS 2017:20) enligt VISS. För 1GLK-sjöar saknas dock referensvärden varför Södra Bergundasjön jämförs mot referensvärden för grovtypen 1K.

### Stor förbättring i Södra Bergundasjön från dålig status till god status, men en tydlig tillbakagång år 2022

Efter reduktionsfisket syntes ingen tydlig minskning av den totala växtplanktonbiomassan i Södra Bergundasjön, men efter aluminiumbehandlingen minskade biomassan signifikant med i storleksordningen 85 % jämfört med före åtgärd. Minskningen syns tydligt under hela sommarsäsongen (Figur 21 och Figur 22).

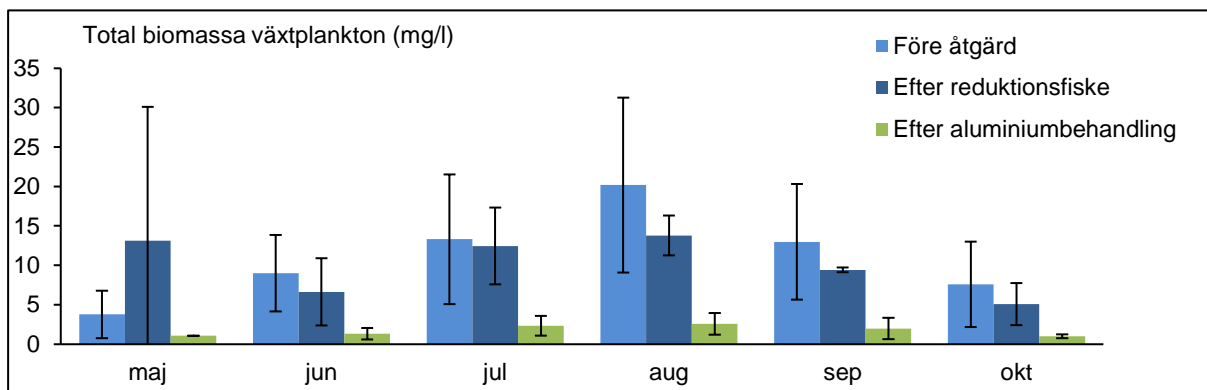
I mer näringsrika sjöar utgör ofta blågrönalger och kiselalger den största delen av biomassan och det är framför allt dessa grupper som minskat i Södra Bergundasjön efter åtgärderna. Mängden blågrönalger minskade med över 90 % (Figur 23). År 2022 ökade dock mängden blågrönalger något jämfört med provtagningarna åren 2020 och 2021 (Figur 21).



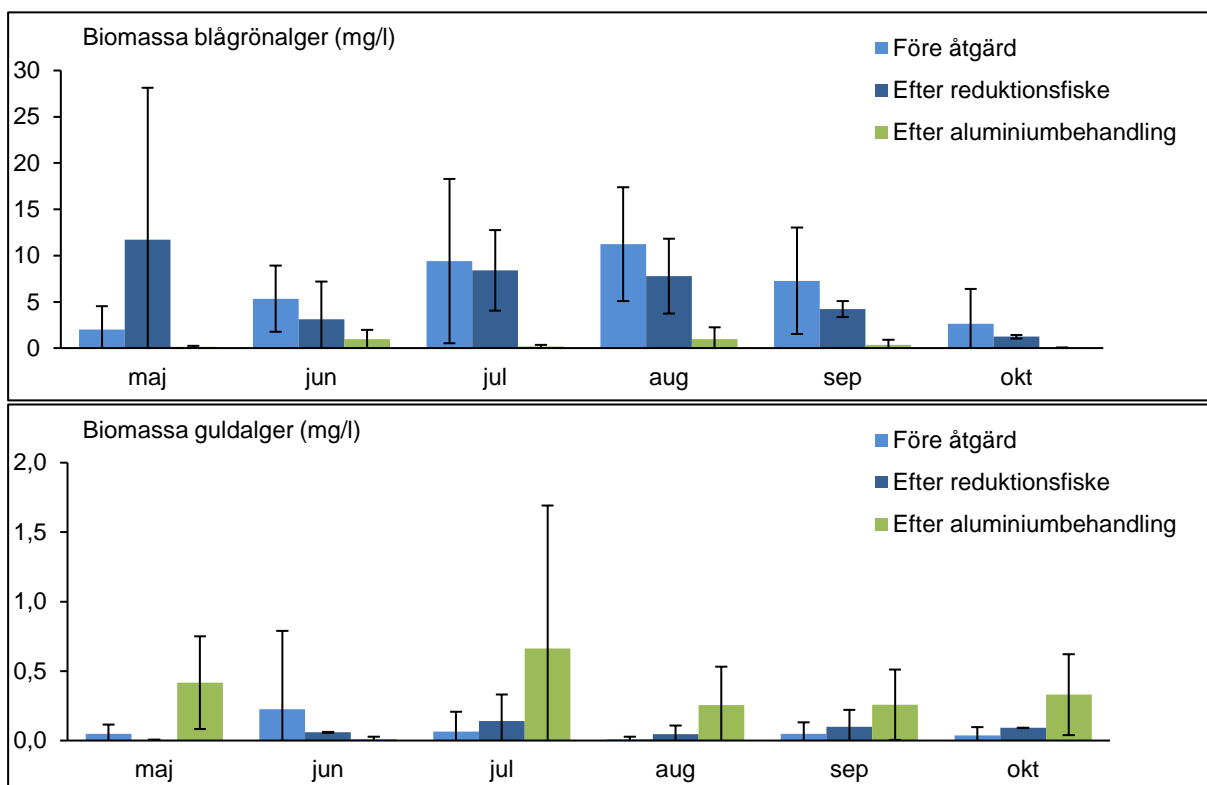
Figur 21. Biomassa av växtplankton (maj-oktober) i Södra Bergundasjön åren 2010-2022 fördelad på olika taxonomiska grupper. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen.

## FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - RESULTAT

Biomassan av guldalger, vilka trivs bäst under näringsfattiga förhållanden, ökade signifikant efter aluminiumbehandlingen (Figur 23) och dominerade i princip algsamhället åren 2020 och 2021 (Figur 21). År 2022 syntes dock en tillbakagång för guldalgerna i sjön.

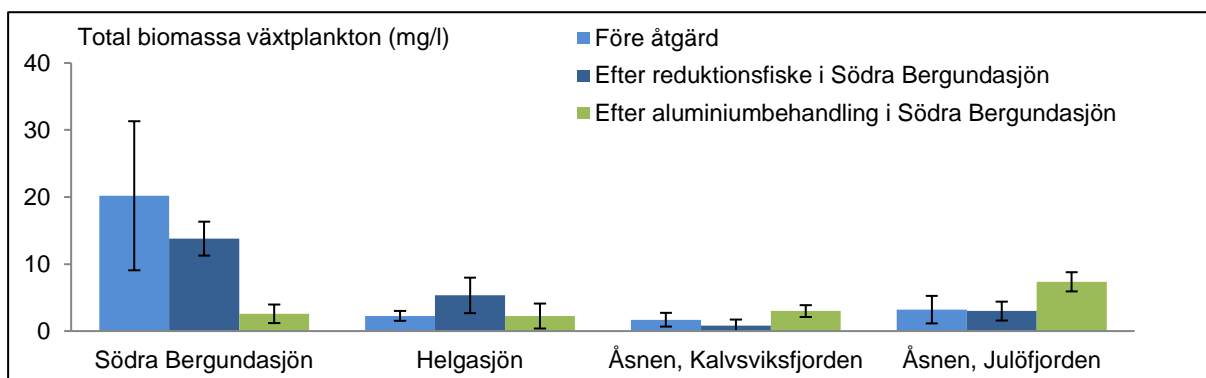


Figur 22. Biomassa av växtplankton (maj-oktober) i Södra Bergundasjön åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2016-2017 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse.



Figur 23. Biomassa av blågrönalger (överst) och guldalger (underst) maj-oktober i Södra Bergundasjön åren 2010-2022. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfisket och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandlingen. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse.

Jämfört med Helgasjön och Åsnen (Kalvsviksfjorden och Julöfjorden), som inte aluminiumbehandlats, framträder också en stor minskning av växtplanktonbiomassan i Södra Bergundasjön efter behandlingen (Figur 24). I Åsnen har biomassan snarare ökat under samma period. Växtplanktonbiomassan i Södra Bergundasjön har de senaste åren legat i nivå med vad som uppmätts i t.ex. Helgasjön och Kalvsviksfjorden i Åsnen.

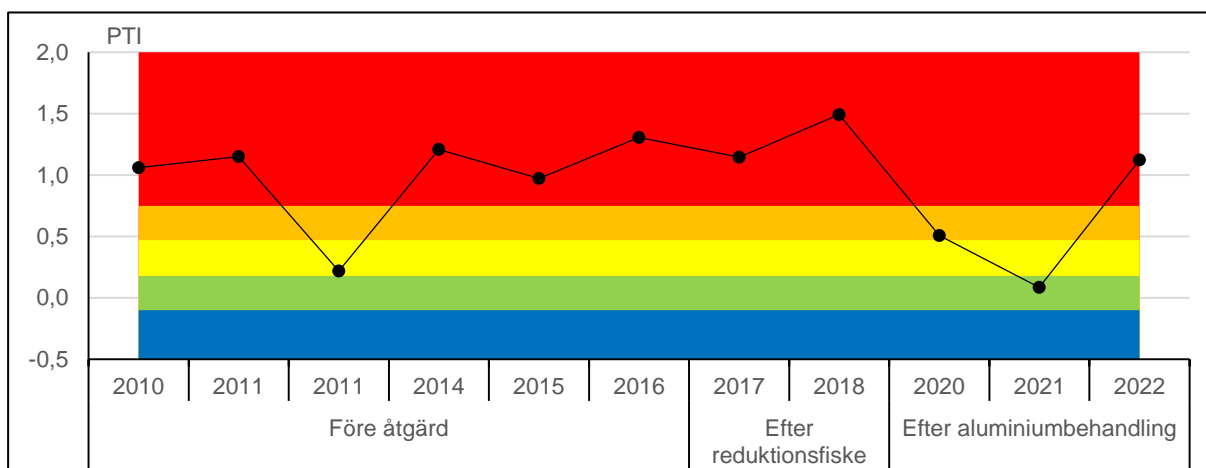


Figur 24. Biomassan av växtplankton (augusti) i Södra Bergundasjön och några andra sjöar inom Mörrumsåns vattensystem. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Södra Bergundasjön och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Södra Bergundasjön. För Helgasjön och Åsnen representeras den sista analysperioden av åren 2019-2021. Staplarna motsvarar medelvärden för respektive period samt standardavvikelse.

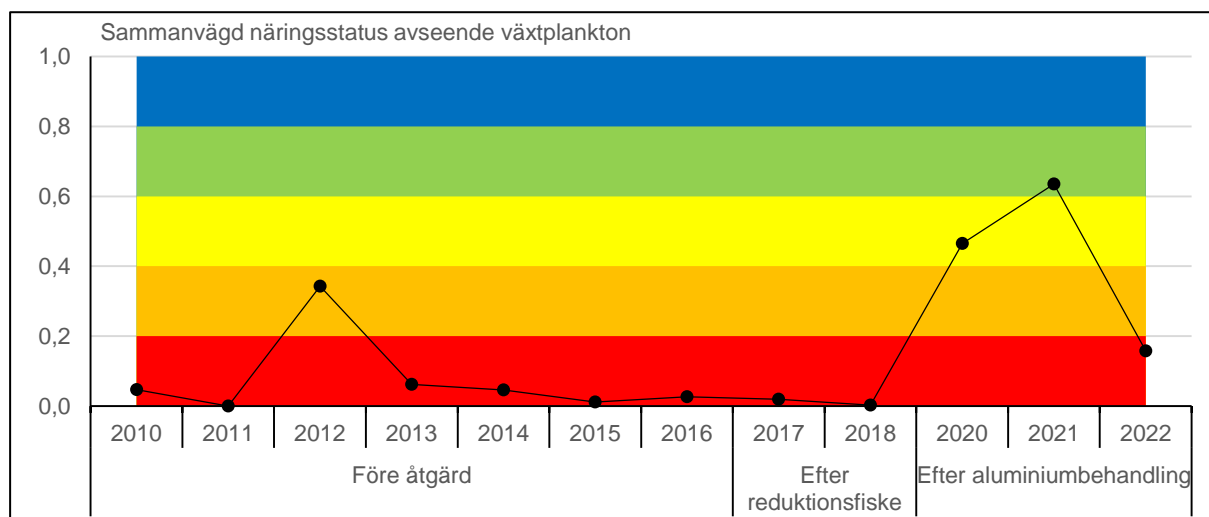
Näringsgynnade arter har tidigare dominerat i Södra Bergundasjön men efter aluminiumbehandlingen skedde en tydlig förändring där algsamhället ändrades mot ökad dominans av arter som indikerar näringsfattiga förhållanden (Figur 25). År 2022 syns dock en tillbakagång till ökad dominans av näringsgynnade arter.

Före aluminiumbehandlingen visade PTI-värdet i augusti mestadels på "dålig" status, men åren 2020 och 2021 minskade PTI-värdet mot nivån "god" status. År 2022 vände dock värdet åter upp till dålig status. PTI-indexet används för bedömning av växtplanktonsamhällets sammansättning där minskande värden innebär ökad dominans av arter som indikerar näringsfattiga förhållanden.

Den sammanvägda näringsstatusen i Södra Bergundasjön var mestadels "dålig" under hela perioden före aluminiumbehandlingen (2010-2018). Åren 2020 och 2021 förbättrades statusen tydligt (Figur 26). År 2021 blev bedömningen "god" sammanvägd näringsstatus. År 2022 var statusen dock åter igen "dålig". Statusklassningen baseras på en sammanvägning av parametrarna totalbiomassa, klorofyll och PTI.



Figur 25. PTI (växtplanktontrofiskt index) för Södra Bergundasjön i augusti 2010 – 2022. Bakgrunden visar gränserna för olika statusklasser. Rött = dålig status, orange= otillfredsställande status, gult= måttlig status, grönt= god status och blått= hög status. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Södra Bergundasjön och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Södra Bergundasjön.



Figur 26. Sammanvägd näringsstatus avseende växtplankton i Södra Bergundasjön i augusti 2010 – 2022. Bakgrunden visar vart gränsen går för olika statusklasser. Rött= dålig status, orange= otillfredsställande status, gult= måttlig status, grönt= god status och blått= hög status. Åren 2010-2016 representerar perioden före åtgärd, 2017-2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske i Södra Bergundasjön och 2020-2022 representerar perioden efter aluminiumbehandling i Södra Bergundasjön.

### SLUTSATS

Undersökningarna av växtplanktonsamhället i Södra Bergundasjön visar att aluminiumbehandlingen gav stora positiva effekter på sjöns näringsstatus. Efter aluminiumbehandlingen var mängden växtplankton historiskt låg och blågrönalger som tidigare dominerat algsamhället förekom endast i mycket små mängder. Algsamhället dominerades istället av arter som indikerar näringsfattiga förhållanden och statusen med avseende på växtplankton bedömdes för första gången vara god år 2021. År 2022 innebar dock en tydlig tillbakagång mot mer näringsrika förhållanden, vilket kan vara ett tecken på att fosfor åter börjat läcka från sjöns sediment.

## DJURPLANKTON

Sjöars djurplanktonsamhällen påverkas på många sätt både av aluminiumbehandlingar och av reduktionsfiske. Aluminium kan ha en toxisk påverkan på djurplankton. Utfällda aluminiumnehållande flockar i vattnet kan påverka filtrerande arter och vid bottenbehandling med aluminium sker det en mekanisk störning av det ytsediment där många arter av djurplankton har sina vilstadiet. Indirekta effekter kan uppkomma när aluminiumbehandlingen påverkar andra arter eller andra nivåer i näringsväven eller när basala egenskaper hos den kemisk-fysikaliska miljön förändras.

Centralt för djurplanktonutvecklingen efter en aluminiumbehandling är effekterna på födobasen växtplankton. Vid en minskad växtplanktonmängd förväntas en minskad mängd och förändrad artsammansättning av djurplankton, eftersom deras födobas krymper, d.v.s. en "bottom up"-effekt. Ett reduktionsfiske kan ha liknande effekter som en aluminiumbehandling. Avsikten då är bl.a. att genom en "top down"-effekt gynna de stora djurplankton som är effektiva på att reducera växtplankton och att minska karpfiskarnas omrörning och återcirkulering av näring från sedimenten.

Fiskpredationens effekter på djurplankton kan dock vara svår att förutsäga vid en aluminiumbehandling. Orsaken är bl.a. att en framgångsrik aluminiumbehandling förväntas öka vattnets transparens, vilket i sin tur förändrar villkoren för den visuellt beroende fisken och därmed många relationer i näringsväven. Ett exempel är just fiskens potentiella "top down"-effekt på djurplanktonsamhället. Vid en uppklarning av vattnet kan fisken effektivare upptäcka och reducera mängden av såväl stora filtrerande djurplankton som de evertebrata planktonpredatorer (t.ex. rovhinnkräftan *Leptodora* och larver av tofsmyggor, *Chaoborus* spp) som äter företrädesvis av de små djurplanktonarterna. Detta är tänkbara effekter som, trots att de egentligen visar på fiskens betydande påverkan, är motsatta de man förväntar sig av en reduktion av den planktonätande fisken vid en utfiskning.

Södra Bergundasjön behandlades med aluminium under 2019 och 2020 med avsikt att reducera den interna fosforbelastningen och därmed de upprepade algblomningarna. Behandlingen resulterade i många eftersträvade effekter, t.ex. lägre fosforhalter, ett reducerat växtplanktonsamhälle och ett ökat siktdjup. Under några år, 2015 till 2019, genomfördes även upprepade reduktionsfiske. Trots att avsevärda mängder fisk fångades fick reduktionsfiskerna inte några bestående positiva effekter på flera viktiga responsvariabler (t.ex. växtplanktonmängd och siktdjup). Vid det senaste provfisket (2021) var fisktätheten fortfarande hög, även om det kan ha skett vissa positiva förändringar inom fisksamhället. Provtagning av djurplankton ingick inte under de år man genomförde åtgärderna. En djurplanktonundersökning genomfördes dock under 2012 och den provtagningsinsatsen har upprepats under 2021, d.v.s. efter restaureringsåtgärderna.

Syftet med denna redovisning är att beskriva djurplanktonutvecklingen i Södra Bergundasjön under 2021 och att jämföra med resultaten från 2012. Eventuella skillnader mellan åren kan ha orsakats av någon av åtgärderna var för sig, av båda åtgärderna tillsammans eller av andra ostuderade faktorer som döljs i den "naturliga" variationen mellan åren. Det har inte funnits utrymme för undersökningar i någon kontrollsjö vare sig vad gäller aluminiumbehandlingarnas eller reduktionsfiskernas effekter. Detta försvårar möjligheten att dels bedöma underliggande "naturliga" inom- och mellanårsvariationers potentiella roll, dels bedöma vilka faktorer som haft störst påverkan på djurplankton. Sammantaget medför detta en osäkerhet vid tolkningen av resultaten.

Djurplankton provtogs sex gånger per säsong (maj - oktober) under såväl 2012 som 2021. Båda åren var provtagningsmetodiken densamma och laboratorie- och analysarbetet genomfördes med samma utrustning och av samma personal, vilket stärker jämförbarheten. Metodiken från 2012 års undersökning finns beskriven i tidigare rapportering (ALcontrol AB & DHI AB 2014). Vid varje provtagningsstillfälle togs ett samlingsprov som innehöll vatten från tre platser och tre djup enligt den metod som beskrivs i Danmarks Miljøundersøgelser (1992). Proverna togs med en Limnoshämtare. Rådata med antal arter, antal individer och biovolym redovisas i Bilaga 4.



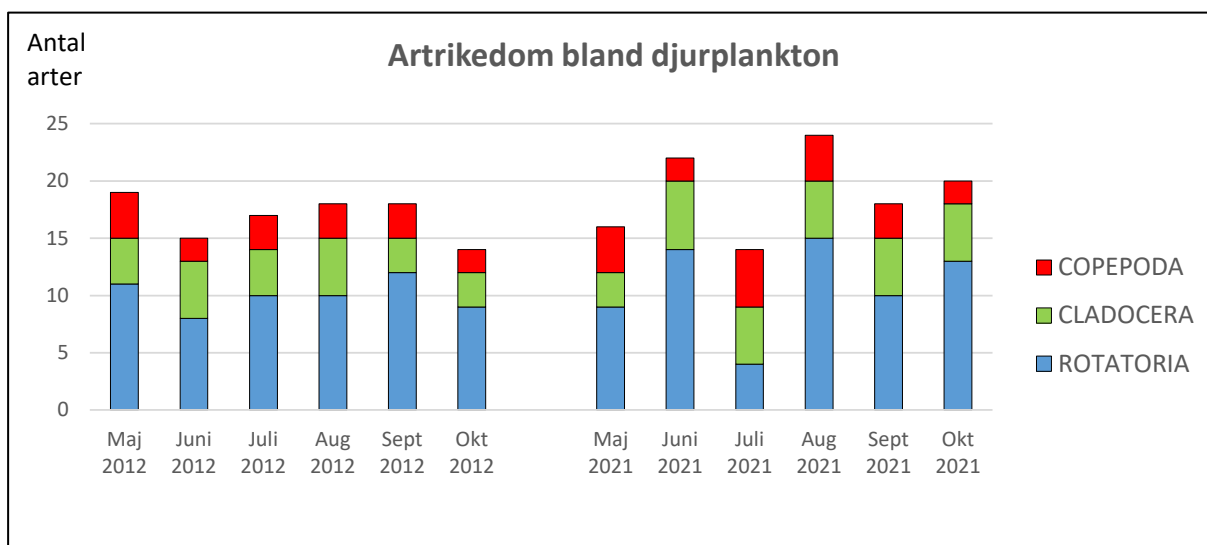
Vid 2021 års undersökning togs 0,9 liter osållat provvatten ut och konserverades med Lugols lösning. Dessutom sållades 4,5 liter provvatten genom ett 100-µm handsåll. Räkningen av rotatorier och nauplier gjordes i det osållade provvattnet medan alla cladocerer och copepoder (exkl nauplier) eftersöktes både i det osållade provet och i hela det sållade 4,5-litersprovet. Vid analysen användes ett Leitz Wetzlar omvänt planktonmikroskop, utrustat med en okulär mätskala.

I laboratorieanalyserna ingick även storleksmätningar av individer av viktiga arter av copepoder och cladocerer. Avsikten var dels att dokumentera eventuella storlekseffekter av åtgärderna (framför allt på dafnier), dels att få underlag för exaktare beräkningar av djurplanktonbiovolym med hjälp av vedertagna storleksformler (Edmondson & Winberg 1971, sid 141). Även sparade prov från 2012 har analyserats om i detta avseende. Biovolymen av rotatorierna (undantaget släktet *Asplanchna*) beräknades däremot med hjälp av litteraturvärden på fasta individvolym hämtade från SLU:s databank för djurplankton. Den storvuxna rolevande hinnkraften *Lepidodora* har inte inkluderats i biovolymberäkningarna.

Vid artbestämningarna användes i första hand Flössner (2000), Kiefer & Fryer (1978), Koste (1978) och Lieder (1996). Inom flera släkten av Södra Bergundasjöns djurplankton är artbestämningen besvärlig. Det gäller framför allt släktena *Cyclops* och arter inom *Daphnia longispina*-gruppen. *Cyclops* har inte alltid kunnat artbestämmas, framför allt beroende på brist på köns mogna individer för preparering. Inom *Daphnia longispina*-gruppen, där *D. cucullata*, *D. galeata* samt *D. longispina* ingår, var problematiken med de morfologiska artgränserna betydande, särskilt under 2021. Dafnierna har därför redovisats som släkte, men i två olika storleksklasser. Hybrider inom *longispina*-gruppen har eventuellt ökat i frekvens efter restaureringsåtgärderna, men de kräver DNA-analyser för säker identifiering. Eftersom dafnier kan antas vara centrala vad gäller djurplanktonsamhällets respons på åtgärderna har ett stort antal *Daphnia*-individer mätts med avseende på kroppslängd (avstånd från huvudets topp till basen av spinans fäste).

### Fler arter efter åtgärderna men artrikedomen varierar

Sammanlagt identifierades något fler djurplanktonarter efter restaureringsåtgärderna, totalt 41 arter/taxa under 2021 jämfört med 33 arter/taxa under 2012. Artrikedomen varierade dock mer under säsongen 2021 än under 2012 (Figur 27). Variationen var framför allt stor bland rotatorierna som t.ex. uppvisade en påtagligt låg artrikedom i juli 2021. Det är knappast troligt att aluminiumbehandlingen hade direkta toxiska effekter året efter aluminiumbehandlingen, varför påverkan via födoresurs och predationsförhållanden kan ha haft betydelse för variationen under 2021.



Figur 27. Utvecklingen av artrikedomen bland djurplankton i Södra Bergundasjön fördelat på tre taxonomiska huvudgrupper vid provtagningar i maj till oktober under åren 2012 och 2021, d.v.s. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och aluminiumbehandlingar. Copepoda = hoppkräftor, cladocera = hinnkräftor och rotatoria = hjuldjur.

Förändringarna i artrikedom och artförekomst tyder på mindre näringsrika förhållanden efter restaureringsåtgärderna

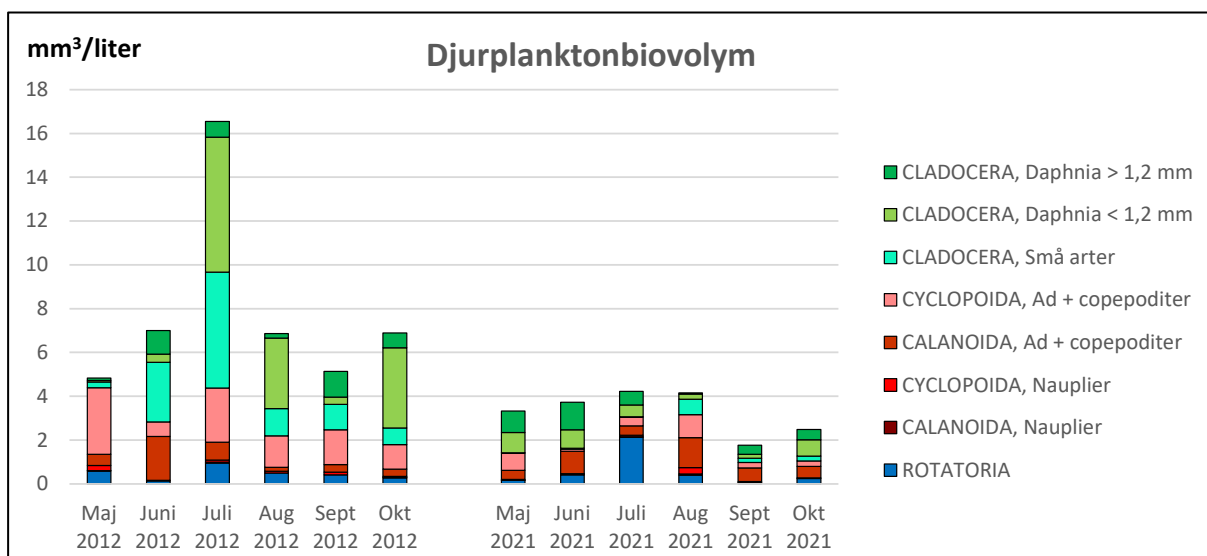
De vanligaste djurplanktonarterna i Södra Bergundasjön var rotatorierna *Keratella cochlearis* och *Polyarthra* spp., cladocerer inom släktena *Bosmina* och *Daphnia* samt copepoderna *Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops leuckarti* och *Thermocyclops oithonoides*. Dessa arter påträffades under hela undersökningsperioden men restaureringsåtgärderna kan ha påverkat tätheten av flera av dem (se nedan).

Flera eutrofiindikerande rotatoriearter observerades framför allt före restaureringsåtgärderna, *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus angularis* och *Pompholyx sulcata*. Av dessa anses *Anuraeopsis* klara syrebrist bättre än många andra rotatorier. *Pompholyx* förekom även 2021 men då i avsevärt lägre täthet. Det fanns inga goda eutrofiindikatorer som endast påträffats efter och inga goda oligotrofiindikatorer som endast påträffades före restaureringsåtgärderna (se bilaga i Persson m.fl. 2009 för en sammanställning av indikatorarter bland djurplankton).

Sammantaget tyder förändringarna i artrikedom och artförekomst på mindre näringsrika förhållanden efter restaureringsåtgärderna. Samtidigt antyder den större variationen i artrikedom under 2021, samt uppträdandet av flera nya arter, att planktonsamhällets artsammansättning ännu inte stabiliserats.

Biovolymen av djurplankton har minskat betydligt

Den totala biovolymen av djurplankton var avsevärt lägre efter restaureringsåtgärderna. Skillnaden var tidvis påtaglig (Figur 28). Räknat som årsmedelvärden var biovolymen 3,27 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> under 2021 och 7,88 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> under 2012. Den mest påtagliga skillnaden mellan åren var de avsevärt lägre biovolymerna av cladocerer och cyclopoida copepoder under en stor del av 2021. Däremot varierade biovolymen av rotatorier och vid flera provtagningstillfällen uppmättes högre värden under 2021 än jämfört med motsvarande tidpunkt under 2012.



Figur 28. Utvecklingen av djurplanktonsamhällets biovolym och dess taxonomiska sammansättning i Södra Bergundasjön vid provtagningar i maj till oktober under 2012 och 2021 d.v.s. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och aluminiumbehandlingar. Cladocera = hinnkräftor, cyclopoida copepodditer = cyclopoida hoppkräftor, calanoida copepodditer = calanoida hoppkräftor och rotatoria = hjuldjur.

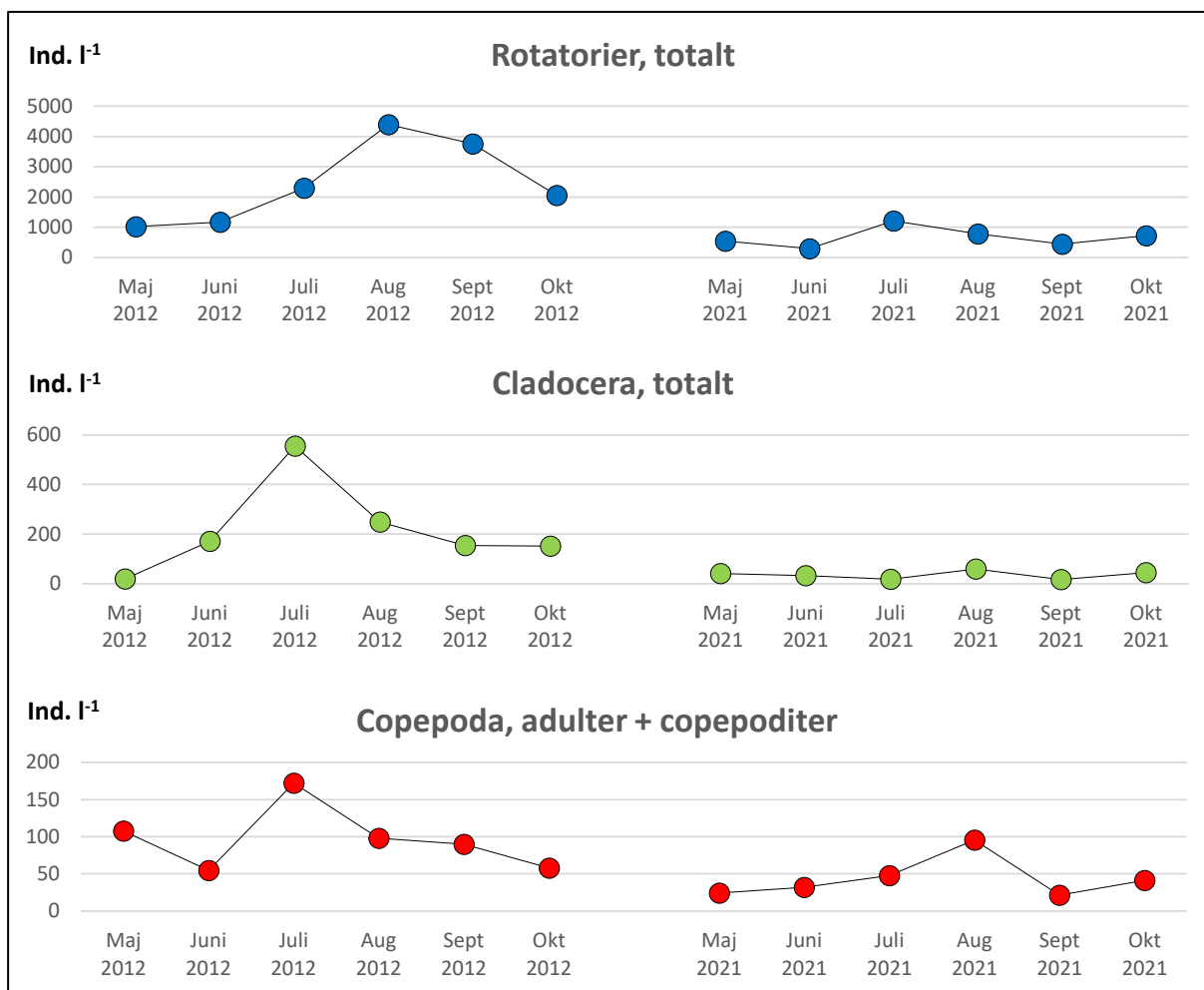
De vanligaste djurplanktonarterna i Södra Bergundasjön (arter av *Keratella*, *Polyarthra*, *Bosmina*, *Daphnia*, *Eudiaptomus*, *Mesocyclops*, *Thermocyclops*) utgjorde vanligen även de viktigaste arterna räknat som biovolym. Ett undantag är de tillfällen då mycket storvuxna rotatorier av släktet *Asplanchna* var vanliga, t.ex. i juli 2021 då *Asplanchna herricki* låg bakom den höga biovolymen av rotatorier.

Det går inte att med säkerhet särskilja vilken roll de olika restaureringsåtgärderna hade på djurplanktonvolymen. Det saknades en tydlig "top down"-effekt i form av ökad djurplanktonvolym efter reduktionsfiskena. Den mindre biovolymen är däremot förväntad om det istället var den

påtagligt mindre mängden växtplankton under 2021 som begränsade djurplanktonsamhället. Å andra sidan utgjorde storvuxna dafnier en större andel av biovolymen under våren 2021 (Figur 28, se även diskussion om *Daphnia*-utvecklingen nedan).

Säsongsdynamiken hos viktiga djurplanktongrupper förändrades

Rotatoriernas täthet och säsongsdynamik förändrades efter restaureringsåtgärderna. Under 2012 hade de en markerad täthetstopp under juli-september medan tätheten var generellt lägre under 2021 (Figur 29). Höga rotatorietätheter hängde vanligen samman med täthetstoppar av småvuxna arter som *Keratella*, *Polyarthra* och *Pompholyx*. Höga rotatoriebiovolym (Figur 28), hängde framför allt samman med täthetstoppar av den mycket storvuxna *Asplanchna*, varför överensstämmelsen mellan rotatorietäthet och rotatoriebiovolym tidvis var dålig. Detta kan ha relevans för näringscirkulationen i det fria vattnet – småvuxna arter har vanligen en snabbare ämnesomsättning och därmed en snabbare omsättning av näring, men näringsomsättningen via rotatorierna kan således ha minskat betydligt efter åtgärderna.



Figur 29. Den totala tätheten av rotatorier, cladocerer och copepoder (exklusive nauplier) i Södra Bergundasjön vid provtagningar i maj till oktober under 2012 och 2021 d.v.s. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och aluminiumbehandlingar.

Cladocererna ökade i täthet under våren 2012 och hade ett tydligt maximum under juli. *Daphnia* spp, *Bosmina coregoni* (*gibbera*-formen) och *Chydorus sphaericus* var de viktigaste arterna bakom ökningen. Cladocerernas kraftiga täthetsökning under våren uteblev efter restaureringsåtgärderna.

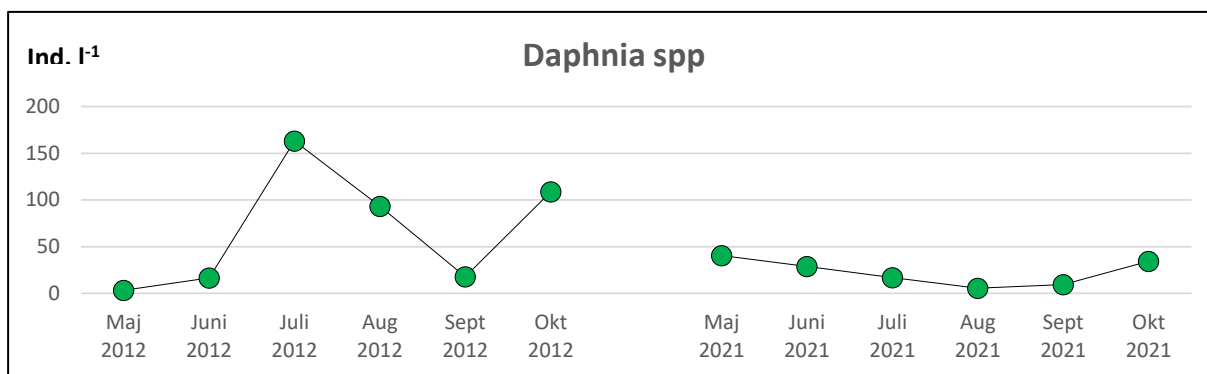
Säsongsutvecklingen av copepoder liknade i flera avseenden den hos cladocererna. De ökade visserligen inte kontinuerligt under våren 2012 men hade likväl en tydlig topp i juli medan säsongsvariationen var avsevärt mindre efter åtgärderna. Orsaken till cladocerernas och copepodernas förändrade säsongsdynamik kan potentiellt vara en minskad födoresurs efter åtgärderna

men även ett högre fiskpredationstryck i det klarare vattnet efter aluminiumbehandlingen skulle potentiellt kunna bidra.

Lägre tätheter men större individer av *Daphnia* spp under sommaren

*Daphnia*-samhällets utveckling efter restaureringsåtgärder har ofta stor betydelse eftersom de är viktiga konsumenter av växtplankton. Det var svårt att artbestämma dafnierna utifrån morfologiska karaktärer i Södra Bergundasjön eftersom övergångsformer mellan arter var mycket vanliga. Bedömningen är att *D. cucullata* och *D. galeata*-liknande former och hybrider dem emellan dominerade, men även med inslag av *D. longispina*. I 2012 års prover påträffades även enstaka *D. cristata*.

Tätheten av *Daphnia* spp var tidvis avsevärt högre före åtgärderna (Figur 30). Säsongsdynamiken var delvis oregelbunden, men jämfört med 2021 var tätheten avsevärt högre under högsommaren och senhösten 2012. Däremot var tätheten under våren något högre efter åtgärderna.



Figur 30. Den totala tätheten av *Daphnia* spp i Södra Bergundasjön vid provtagningar i maj till oktober under 2012 och 2021 d.v.s. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och aluminiumbehandlinger.

I samband med utvärderingen av reduktionsfiskena i Växjösjön föreslogs att potentiellt höga tätheter av abborryngel skulle kunna ligga bakom nedbetningen av dafnier efter vårens maximum och det är ju tänkbart att något liknande skett även i Södra Bergundasjön under 2021, fast då kanske även med andra fiskyngel som aktörer. Den upplärning av vattnet som orsakades av aluminiumbehandlingen kan ytterligare ha förbättrat villkoren för de visuellt beroende planktonätande fiskynglen, med ett förstärkt predationstryck på djurplankton som följd.

Analysen av dafniernas kroppslängder stöder dock inte det resonemanget. Säkerställda skillnader i dafniernas kroppslängd påvisades bara under sommarmånaderna juli och augusti. Då var deras medellängd större vid provtagningarna efter restaureringsåtgärderna, vilket förväntas vid ett minskat fiskpredationstryck på djurplankton. Stora evertebrata planktonpredatorer (*Leptodora kindti*, *Chaoborus* spp, stora *Cyclops*), som företrädesvis äter små dafnier, var troligen inte heller viktiga. Deras täthet var låg under hela 2021 medan åtminstone *Leptodora*-tätheten tidvis var mycket hög under 2012. Högsta tätheten av *Leptodora* uppmättes i juni 2012 med 3,1 ind. l<sup>-1</sup>. Under 2021 var den maximala tätheten 0,37 ind. l<sup>-1</sup>.

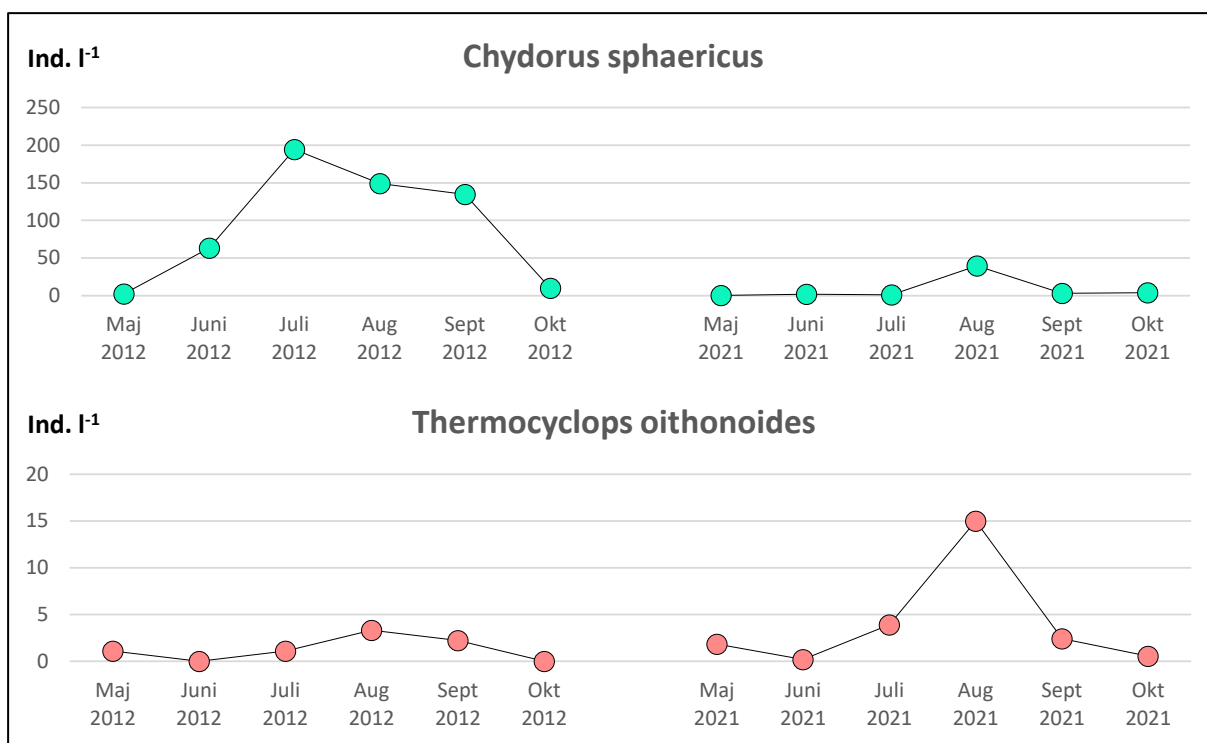
Tabell 3. Kroppslängder (medelvärden ± 95% konfidensintervall) hos *Daphnia* spp i Södra Bergundasjön vid provtagningar maj till oktober under 2012 och 2021 d.v.s. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och aluminiumbehandlinger. Medellängden hos *Daphnia*-samhället var större under juli och augusti 2021 jämfört med motsvarande tidpunkter före åtgärderna (grönmarkerade). Vid övriga tidpunkter fanns inga statistiskt säkra skillnader.

	Maj	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt
2012	0,94±0,38	1,13±0,20	0,90±0,05	0,84±0,06	1,10±0,18	0,86±0,06
2021	0,87±0,04	1,04±0,05	1,02±0,06	0,98±0,07	0,93±0,10	0,80±0,04

Predationens roll för *Daphnia*-utvecklingen efter restaureringsåtgärderna är således svår att bedöma. Växtplanktonmängden minskade dock påtagligt efter aluminiumbehandlingarna och dafnierna nedgång och den tidvis större kroppslängden efter aluminiumbehandlingen kan ha orsakats av den potentiellt försämrade födosituationen. Vid konkurrens om föda bland växtplanktonfiltrerande cladocerer anses ofta större individer gynnas över små individer, den s.k. "size-efficiency" hypotesen. Oavsett orsak är den högre *Daphnia*-tätheten på våren 2021 och deras större kroppsstorlek på sommaren positiva tecken vad gäller deras förmåga att begränsa växtplanktonsamhället, medan deras lägre täthet under sommaren är ett negativt tecken.

Olika djurplanktonarter påverkades på olika sätt

Flertalet arter av djurplankton minskade efter restaureringsåtgärderna antingen beroende på den minskade födotillgången eller på förändrade predationsförhållanden. Det finns dock några arter som reagerat på annat sätt eller vars dynamik bestämdes av andra faktorer. Hinnkräftan *Chydorus sphaericus* är en liten art som i plankton gynnas av blågrönalgsblomningar. *Chydorus* är dålig på att simma, men stora kolonier av blågrönalger är ett substrat som den kan utnyttja för att klänga sig fast vid. *Chydorus* var avsevärt vanligare under sommaren 2012 (Figur 31), rimligen beroende på den stora mängden blågrönalger som dominerade växtplanktonsamhället då. Dess lägre täthet under 2021 är således ett tecken på att restaureringsåtgärderna varit lyckosamma.



Figur 31. Tätheten av hinnkräftan *Chydorus sphaericus* och hoppkräftan *Thermocyclops oithonoides* i Södra Bergundasjön vid provtagningar i maj till oktober under 2012 och 2021 d.v.s. före och efter ett antal reduktionsfiskeinsatser och aluminiumbehandlingar.

Några djurplanktonarter avvek genom att de uppnådde högst tätheter efter åtgärderna. Dit hör den lilla cyclopoida copepoden *Thermocyclops oithonoides* (Figur 31). Arten finns i majoriteten av sjöarna i södra Sverige. Dess relation till föda och predation är relativt ostuderad, men den kan ha gynnats av det specifika växtplanktonsamhället, med höga tätheter av guldalger, som utvecklades efter aluminiumbehandlingen. Andra arter som var vanligast under 2021 var rotatorierna *Asplanchna herricki* och *Gastropus* spp. samt hinnkräftan *Bosmina longispina reflexa*. Detta är arter, som i likhet med *T. oithonoides*, har en relativt bred ekologisk tolerans, men de brukar inte uppnå höga tätheter i kraftigt övergödda sjöar. Deras respons är således också tecken på att åtgärderna varit framgångsrika.

### SLUTSATS

Djurplanktonsamhället har förändrats påtagligt efter restaureringsåtgärderna i Södra Bergundasjön. Under 2021 var biovolymen av djurplankton, sett över hela året, ungefär halverad jämfört med referensåret 2012. Den totala artrikedomen var något högre och flera arter som gynnas av mindre näringsrika förhållanden hade ökat i täthet samtidigt som flera utpräglade eutrofiindikatorer hade minskat. Även mängd och dynamik av den effektivaste växtplanktonfiltreraren, *Daphnia* spp, hade påverkats kraftigt, framför allt genom en avsevärt lägre täthet under sommaren, men då med en något större kroppsstorlek. Vissa av förändringarna kan vara relaterade till förändrade predationsförhållanden. Efter aluminiumbehandlingarna förbättrades ljusklimatet påtagligt i sjön, vilket potentiellt kan ha påverkat den visuellt beroende fisken, och därmed även dess byten. Samtidigt kan flera av förändringarna i djurplanktonsamhället vara en effekt av förändringarna i växtplanktonsamhällets sammansättning och mängd. Vår bedömning är att det är aluminiumbehandlingarnas effekter som i stor utsträckning ligger bakom skillnaderna i djurplanktonsamhället mellan 2012 och 2021, men samtidigt bör det påpekas att det inte funnits någon kontrollsjö där djurplankton studerats.

## VATTENVÄXTER

Utbredningen av undervattensväxter i Södra Bergundasjön inventerades åren 2015 före åtgärderna, 2017 efter reduktionsfisket och 2022 efter aluminiumbehandlingen. Metodiken var samma vid alla tre tillfällena, vilket stärker jämförbarheten mellan åren. Vattennivån i sjön vid inventeringstillfället i september 2022 var nära sjöns normalnivå och i storleksordningen 10 cm högre än vid inventeringen år 2017. 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 2022 redovisas i Bilaga 5. Inventerade transekter redovisas på Karta 1.

### Sparsam men ökande förekomst av undervattensväxter i Södra Bergundasjön efter reduktionsfisket

Undervattensvegetationen i Södra Bergundasjön inventerades översiktligt i augusti 2015. Arbetet inriktades på att så noga som möjligt genomsöka lämpliga områden i sjön på relevanta djup. Det genomfördes också inventering av de yttersta 1-2 metrarna av vassbestånden efter kringflytande fragment av undervattensväxter. Inventeringen visade inga spår av undervattensvegetation i Södra Bergundasjön före reduktionsfisket.

Vid inventeringstillfället i september 2017, d.v.s. efter reduktionsfisket, var utbredningen av undervattensväxter i Södra Bergundasjön sparsam, men på vissa lokaler påträffades trubbnate (*Potamogeton obtusifolius*) och krusnate (*Potamogeton crispus*) i förhållandevis frodiga bestånd. Utöver trubbnate och krusnate noterades förekomst av *Nitella flexilis/opaca*, dock endast enstaka exemplar. Vid denna inventering påträffades undervattensväxter vid 5 av 29 transekt (Figur 32), vilket motsvarar 17 % av de inventerade transekterna. Undervattensväxterna påträffades endast i tre områden i sjön: 1) i viken vid Pettersborg (transekterna 7-9), 2) i Jonsbodaviken (transekt 19) och 3) i viken vid utloppet till Norra Bergundasjön (transekt 21). I övriga delar av sjön noterades inga undervattensväxter.

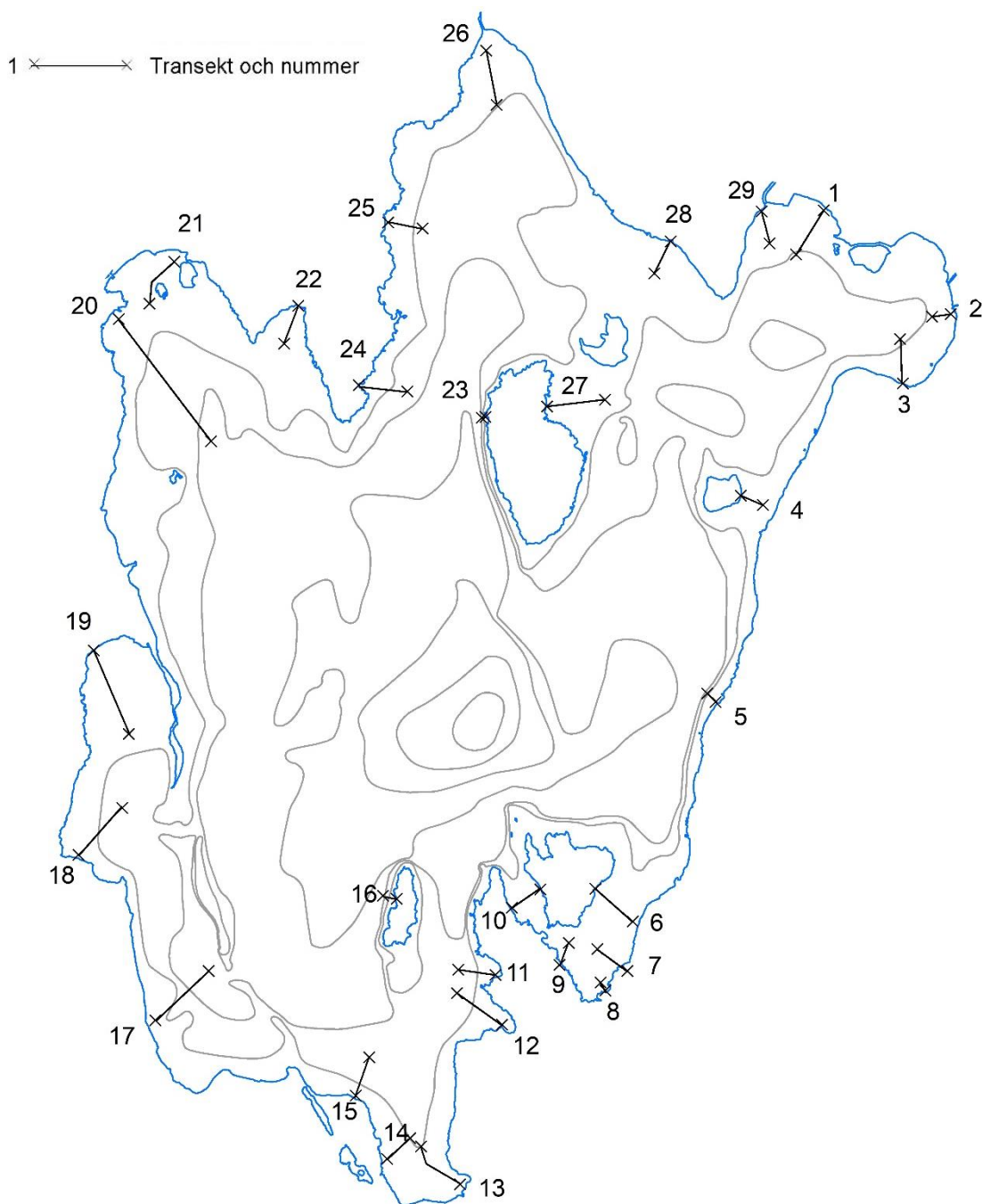
Sommaren 2018 noterades kraftig spridning av fintrådiga alger på bottenarna i Södra Bergundasjön (Foto 3, Andreas Hedrén, Växjö kommun) sannolikt p.g.a. förhållandevis bra siktdjup i sjön under försommaren. Detta i likhet med situationen i Växjösjön år 2016.

### Kraftig tillväxt av undervattensväxter efter aluminiumbehandlingen

Efter aluminiumbehandlingen förbättrades siktdjupet i Södra Bergundasjön markant (se sidan 16), vilket skapade förutsättningar för tillväxt och spridning av undervattensväxter i sjön. Hornsärv (*Cerathophyllum demersum*), som inte påträffats i vare sig Trummen eller Växjösjön, rapporterades förekomma i kraftiga bestånd i flera olika delar av Södra Bergundasjön sommaren 2022. Vid inventeringen i september 2022 bekräftades detta, då hornsärv var den i särklass vanligast förekommande arten. Hornsärv påträffades i kraftiga bestånd i nästan alla inventerade transekter och på flera platser däremellan.

Även trubbnate visade en riklig förekomst på flera platser. *Nitella* påträffades sparsamt, men p.g.a. den stora täckningsgraden av hornsärv och till viss del trubbnate är det sannolikt att *Nitella* underskattats i resultaten. Övriga förekommande arter av betydelse var igelknopp (*Sparganium emersum*), gul näckros (*Nuphar lutea*) och vattenpilört (*Persicaria amphibia*). Inga andra natearter som t.ex. krusnate, rostnate (*Potamogeton alpinus*), långnate (*Potamogeton praelongus*) eller gropnate (*Potamogeton berchtoldii*) påträffades vid med inventeringen.

Undervattensväxter påträffades vid 27 av 29 transekter vid inventeringen år 2022 (Figur 32 och Figur 33), vilket motsvarar 93 % av de inventerade transekterna. Därutöver var undervattensvegetationen rikligt förekommande även mellan transekten i stora delar av sjön.



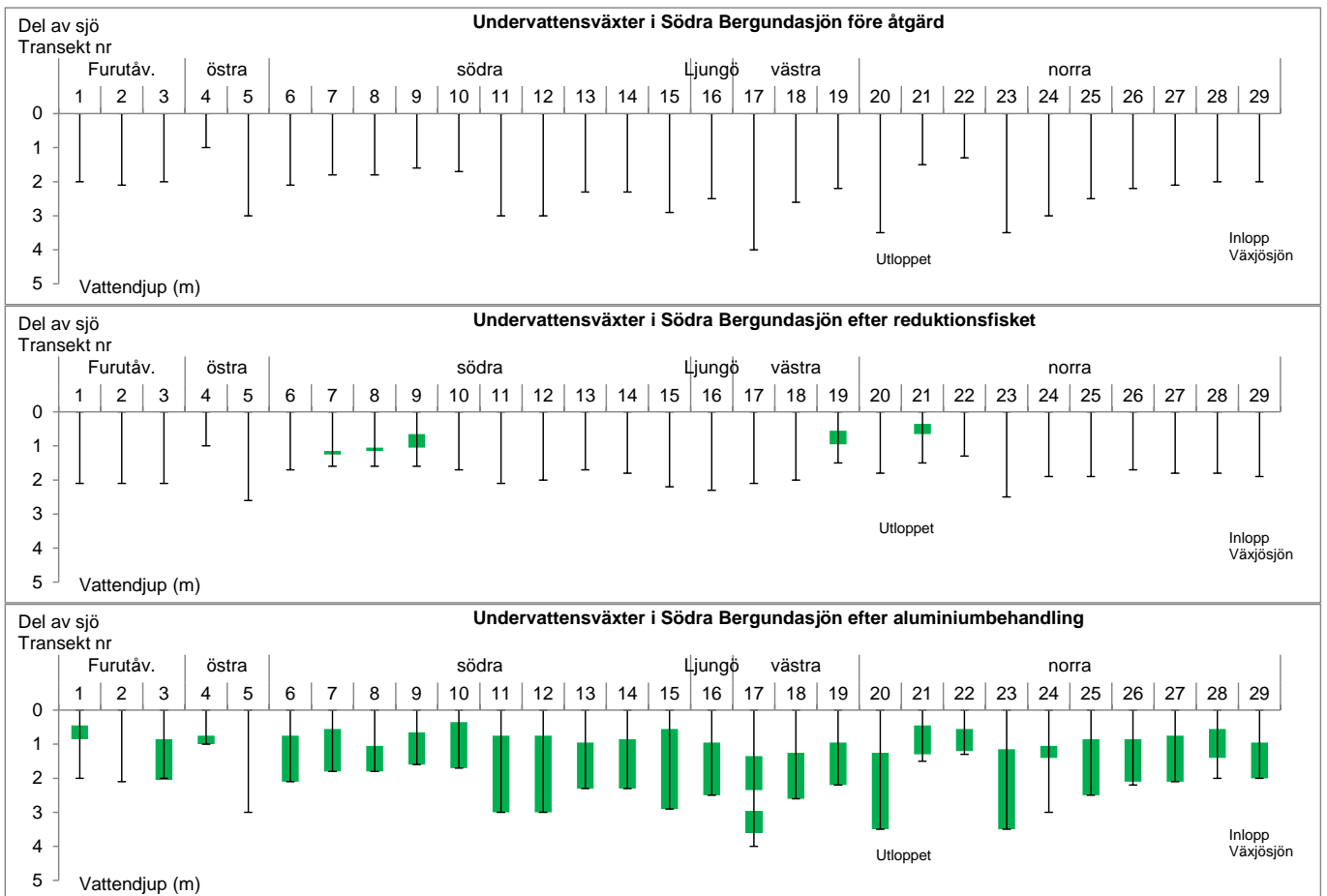
Karta 1. Transekternas placering vid inventering av vattenväxter i Södra Bergundasjön i september 2022. Som underlagskarta har en djupkarta från år 2006 (Myrica 2006) använts. Djuplinjerna visar varje meter mellan 2 och 7 meter. Blå linje är strandlinje.

Jämfört med inventeringen år 2015 före reduktionsfisket och även jämfört med inventeringen år 2017 efter reduktionsfisket har undervattensväxterna, och då framför allt hornsärv men även trubbnate, ökat kraftigt efter aluminiumbehandlingen. Undervattensväxterna finns nu i stora delar av Södra Bergundasjöns skyddade områden med lämpligt bottensubstrat ner till 2-3 meters djup. Största djupet för hornsärv var 3,5 meter. Inventeringen slutade vid 3,5-4 meter, varför eventuellt djupare växtplatser inte kan uteslutas.

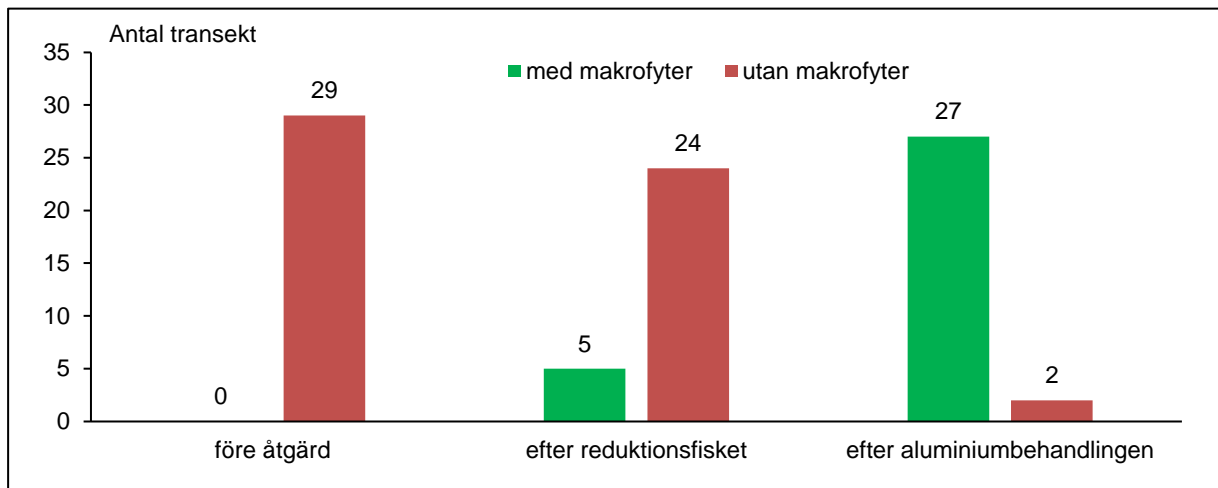
Av Figur 32 framgår också tydligt att djuputbredningen för undervattensväxterna har ökat markant efter aluminiumbehandlingen jämfört med efter reduktionsfisket, vilket är en effekt av förbättrat siktdjup.



## FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - RESULTAT



Figur 32. Utbredning av undervattensväxter i Södra Bergundasjön vid inventeringarna åren 2015 före åtgärd (överst), 2017 efter reduktionsfisket (mitten) och 2022 efter aluminiumbehandlingen (nederst).



Figur 33. Antal transekter med och utan undervattensväxter (makrofyter) i Södra Bergundasjön vid inventeringarna åren 2015 (före åtgärd), 2017 (efter reduktionsfisket) och 2022 (efter aluminiumbehandlingen).

### SLUTSATS

Växtinventeringarna före och efter reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen visar att åtgärderna haft mycket positiv effekt på undervattensväxternas spridning och djuputbredning i Södra Bergundasjön. Mekanismerna bakom förbättringen ligger sannolikt i förbättrat ljusklimat. Vid inventeringen år 2022 bedöms ca 25-30 % av sjöns botten vara mer eller mindre täckt med undervattensvegetation.

Vid många sjörestaureringsprojekt är etablering av undervattensväxter nyckeln till framgång och till långvarigt positiva effekter på vattenmiljön. 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 återcirkuleringen av näringsämnen,
- erbjuder skydd för andra organismgrupper med centrala roller för närings- och växtplanktonsituationen, t.ex. fisk och djurplankton,
- utgör livsmiljöer för många bottenfaunaarter som i sin tur kan få effekt på andra organismgrupper som sjöfågel och fisk
- fungerar också som direkt födoresurs för vissa grupper av fåglar och fiskar.

Vid inventeringen år 2022 dominerades undervattensvegetationen stort av hornsärv. Hornsärv är en slingrande växt som kan bilda mycket täta bestånd i näringsrika sjöar. I viken vid Pettersborg (transekterna 6-10, Foto 3) och i Jonsbodaviken var täckningsgraden för hornsärv nära 100 % och på flera andra platser i sjön noterades också mycket stora områden med "skogar" av hornsärv. Hornsärven bildade en nästan ogenomtränglig massa på en del platser som gjorde det svårt med framkomligheten. De positiva återkopplingarna överväger dock kraftigt med bl.a. näringskonkurrens med planktonalger, utveckling av zooplankton och andra vattenlevande organismer samt syresättning och stabilisering av sediment.

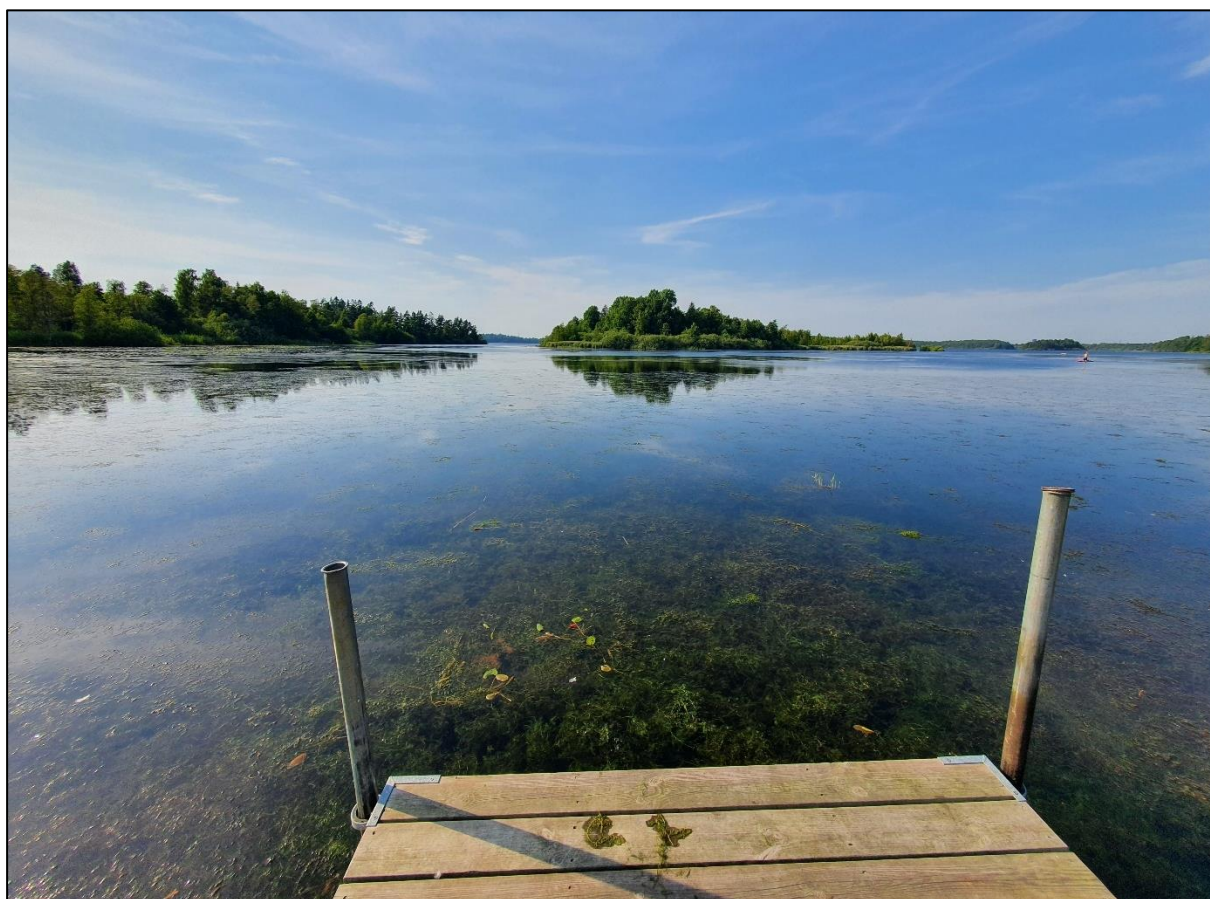


Foto 3. Hornsärv i viken vid Pettersborg i Södra Bergundasjöns sommaren 2022. Foto: Signe Noreson.

## 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 1995. Under i stort sett hela perioden har proverna tagits i sjöns djuphåla på 6–6,5 meters djup. Dessutom har prover tagits i grundare områden (litoral och sublitoral) åren 2016, 2018 och 2021. Resultat från undersökningarna år 2021 redovisas i Bilaga 6, eftersom de inte tidigare redovisats i samband med Mörrumsåns recipientkontroll.

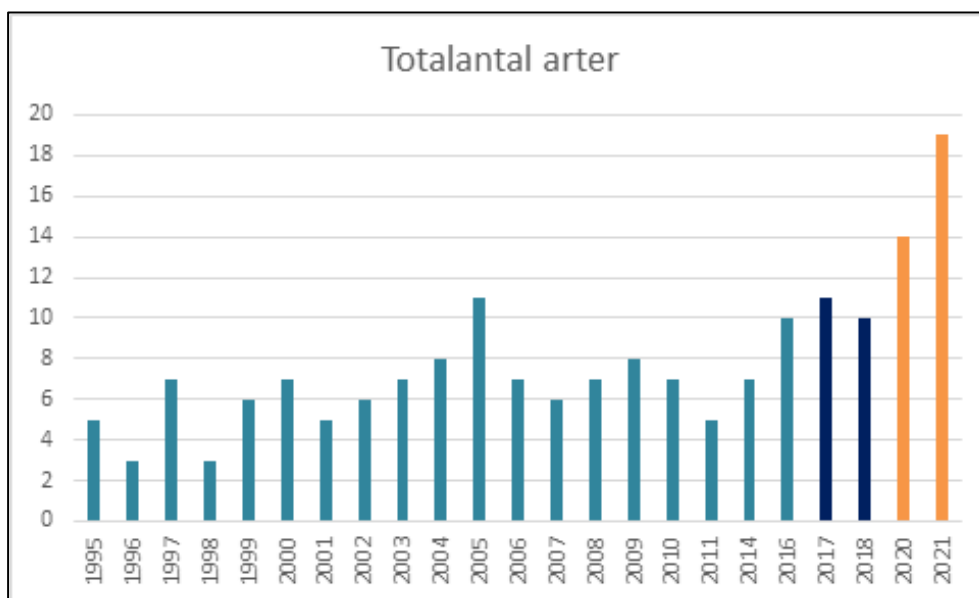
### Effekter av restaureringsåtgärderna som kan påverka bottenfaunasamhället

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

### PROFUNDAL (6 M DJUP)

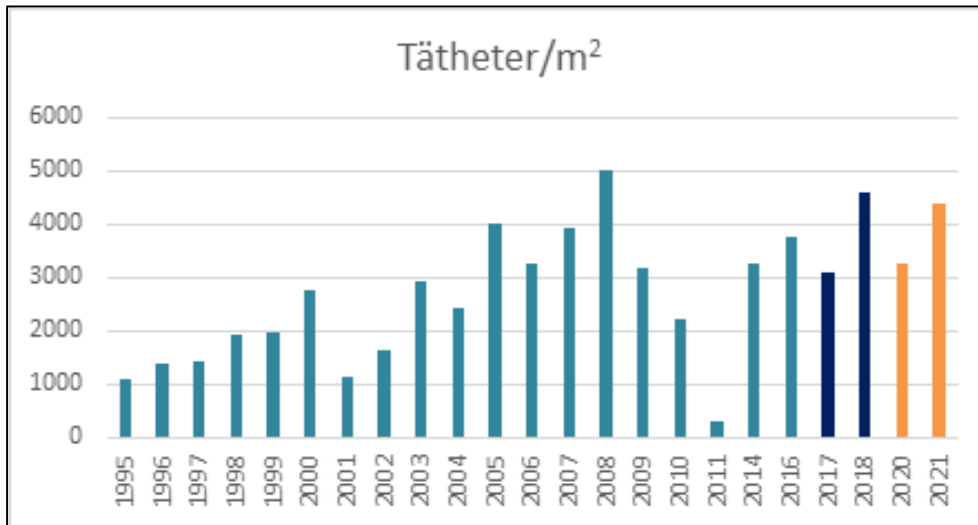
Bottenfaunan dominerades både före och efter åtgärderna av arter som tål höga näringsämneshalter väl, men efter åtgärderna har även måttligt näringsämneskänsliga arter tillkommit.

Det finns en trend mot ett ökat artantal efter restaureringsåtgärderna (Figur 34). Framför allt är effekten tydlig efter aluminiumbehandlingen. Ett ökat artantal indikerar förbättrade förhållanden för bottenfaunan. Analysen är gjord på data från 1995 till och med 2021 avseende totalt antal arter (1-vägs ANOVA, p-värde <0,05).



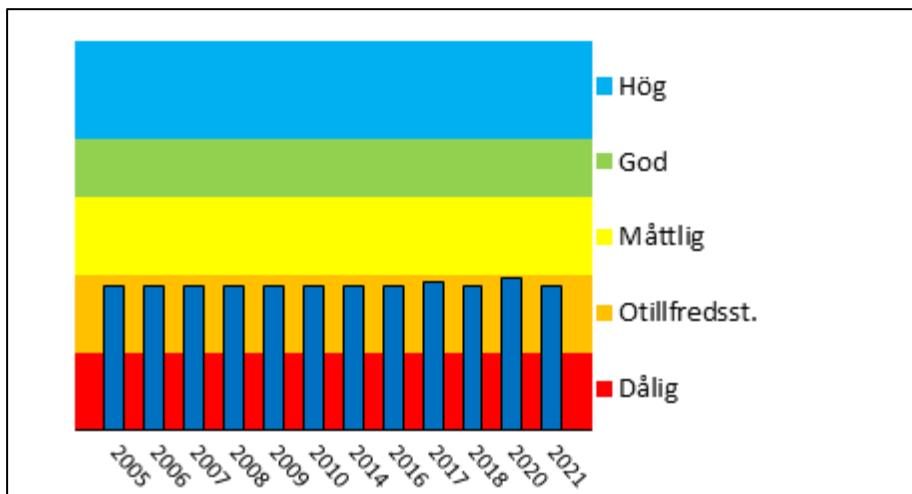
Figur 34. Diagrammet visar totalantal taxa av bottenfauna i Södra Bergundasjön under perioden 1995 till 2021 (höstprovtagning). Perioden efter reduktionsfisket är märkt i mörkt blå staplar och efter aluminiumbehandlingen i orangea staplar.

Individtätheten har ökat under perioden 1995 – 2021 och trenden är statistiskt signifikant (1-vägs Anova  $P = <0,05$ ). Ökningen har dock främst skett under perioden 1995–2016, och beror sannolikt på andra faktorer än restaureringsåtgärderna (Figur 35). Trenden är statistiskt signifikant även för perioden 1995-2016 (1-vägs Anova  $P = <0,05$ ) och kan därmed inte härledas till åtgärderna.



Figur 35. Antal botten djur per kvadratmeter i Södra Bergundasjön under perioden 1995–2021 (höstprovtagning). Perioden efter reduktionsfisket är märkt i mörkt blåa staplar och efter aluminiumbehandlingen i orangea staplar.

Bottenfaunan statusklassades enligt Havs- och vattenmyndighetens bedömningsgrunder baserat på indexet BQI (Bentic quality index). Indexvärdena har inte förändrats under undersökningsperioden och ligger inom intervallet för otillfredsställande status, men nära måttlig status (Figur 36).



Figur 36. Statusklassning enligt BQI (BQI-EK) i Södra Berggrundasjön (höst) 2005–2021. Perioden efter reduktionsfisket motsvaras av åren 2017-2018 och efter aluminiumbehandlingen åren 2020-2021.

#### BQI

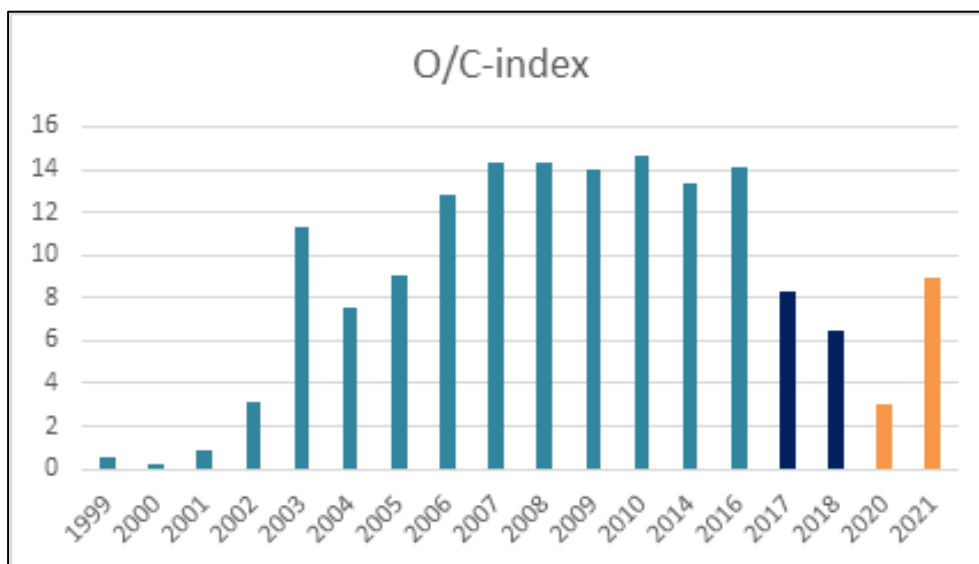
Eller Bentic Quality Index, är ett index som baseras på förekomsten och tätheten av vissa indikatorarter.

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

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

Expertbedömningen har tidigare överensstämmt med statusklassningen enligt BQI, men har de senaste två åren, 2020 och 2021, bedömts till måttlig status. Detta beroende på ett högre artantal, men även ett lägre O/C-index och tillkomst av känsligare arter.

O/C-index mäter förhållandet mellan fåborstmask och fjädermygg (Oligochaeta/Chironomidae), där ett högt värde visar på större andel mask och därmed sämre status. O/C-index är ett av flera index och parametrar som beaktas i expertbedömningen. Indexet visar på en kraftig ökning av andelen fjädermyggor efter restaureringsåtgärderna, särskilt år 2020 (Figur 37). År 2021 ökade indexet dock något igen p.g.a. ökade antal maskar och minskade antal fjädermyggor, så det är för tidigt att dra slutsatser om den långsiktiga utvecklingen.



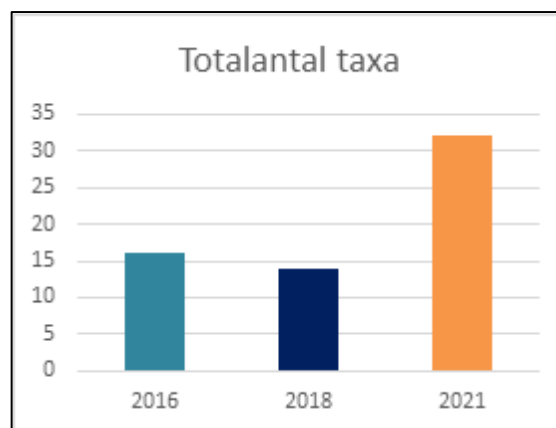
Figur 37. O/C index i Södra Berggrundasjön (höst) 1999–2021. Reduktionsfiske utfördes 2016. Perioden efter reduktionsfisket är märkt i mörkt blåa staplar och efter aluminiumbehandlingen i orangea staplar. Indexet började beräknas år 1999.

### SUBLITORAL (2,8 M DJUP)

Sjöns grundare områden har undersökts åren 2016, 2018 och 2021. Djupet vid den undersökta stationen var 2,8 m, jämfört med 6,4 m i djuphålan. Stationen har undersökts för att få en uppfattning av miljöförhållandena i en större del av sjön. Stationer som ligger grundare och närmare land hyser normalt en större biologisk mångfald med fler och känsligare arter än djupare stationer. Detta mycket på grund av en bättre syretillgång.

Under undersökningsperioden har det skett en avsevärd förändring i sublitoralens bottenfauna. Åren 2016 och 2018 liknade bottenfaunan i sublitoralen den profundala faunan. Endast tåliga djur påträffades och det fanns indikationer på att syretillgången inte var bra. Detta är ovanligt på ett så pass litet djup. Båda åren indikerade BQI otillfredsställande status.

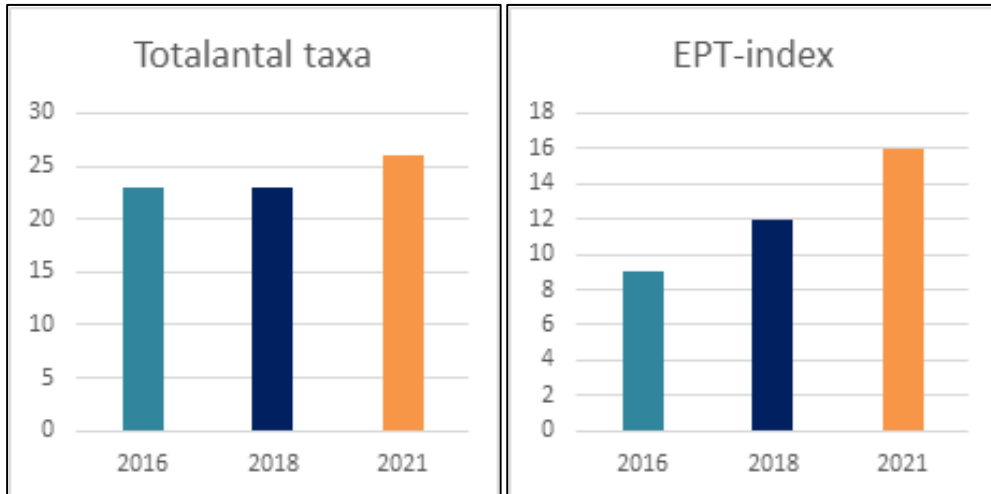
År 2021 påträffades nästan dubbelt så många arter och även antalet djur per kvadratmeter var dubbelt så högt. Djuren som påträffades var känsligare för näringspåverkan och mer syrekrävande och BQI indikerade hög status. Detta tyder på en förbättring även i sjöns grundare områden. I expertbedömningen bedöms statusen som god.



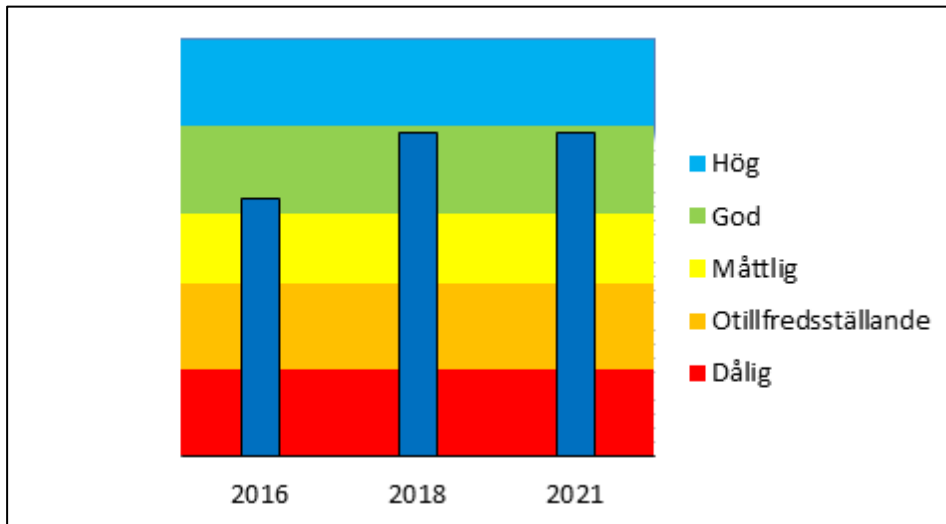
Figur 38. Totala antalet taxa av bottenfauna i sublitoralen i Södra Berggrundasjön (höst) 2016, 2018 och 2021. Mörkblå stapel markerar undersökning efter reduktionsfisket och orange stapel efter aluminiumbehandlingen.

**LITORAL (0,5 M DJUP)**

Sjöns strandlevande bottenfauna har också undersökts åren 2016, 2018 och 2021. Resultatet visar att artantalet och framför allt antalet sländarter har ökat under perioden (Figur 39). Statusklassningen av näringspåverkan görs med hjälp av ASPT-index. Indexet har visat god status vid alla undersökningstillfällen, men låg i den nedre delen av intervallet, nära måttlig status, år 2016 och i den övre delen av intervallet, nära hög status, åren 2018 och 2021 (Figur 40). I expertbedömningen bedömdes statusen som måttlig år 2016 och god åren 2018 och 2021.



Figur 39. Totala antalet taxa/arter och antal sländarter (EPT-index) som påträffats vid undersökningen i litoralen i Södra Berggrundasjön hösten 2016, 2018 och 2021. Mörkblå stapel markerar undersökning efter reduktionsfisket och orange stapel efter aluminiumbehandlingen.



Figur 40. Statusklassning enligt ASPT (ASPT-EK) i Södra Berggrundasjön hösten 2016, 2018 och 2021. Perioden efter reduktionsfisket motsvaras av år 2018 och efter aluminiumbehandlingen av år 2021.

### SLUTSATS

Bottenfaunaundersökningarna har hittills visat positiva resultat efter restaureringsåtgärderna. På sjöns djupare bottnar har artantalet ökat, men statusklassningen enligt BQI indikerar fortsatt otillfredsställande status. Även om de näringsgynnade arterna fortfarande dominerar har det tillkommit flera måttligt näringsämneskänsliga arter efter aluminiumbehandlingen, varför expertbedömningen har ändrats från otillfredsställande till måttlig status med avseende på näring.

I de mellandjupa (sublitorala) proverna ses en tydlig förändring med fler och känsligare arter och en förändrad status från otillfredsställande till hög status. Även i sjöns strandområden indikeras en förbättring med förekomst av fler sländarter, även om statusen enligt ASPT- index har legat inom intervallet för god status vid alla provtillfällen.

## NÄTPROVFISKE

Nätprovfisken har utförts i Södra Bergundasjön åren 2011, 2013, 2015, 2017, 2018 och 2021, där åren 2011, 2013 och 2015 representerar förhållandena före åtgärd. Provfiskena åren 2017 och 2018 gjordes under reduktionsfiskeperioden som i Södra Bergundasjön startade i stor skala i oktober 2016 och avslutades under hösten 2019. Provfisket år 2021 representerar förhållandena efter aluminiumbehandlingen som utfördes åren 2019 och 2020.

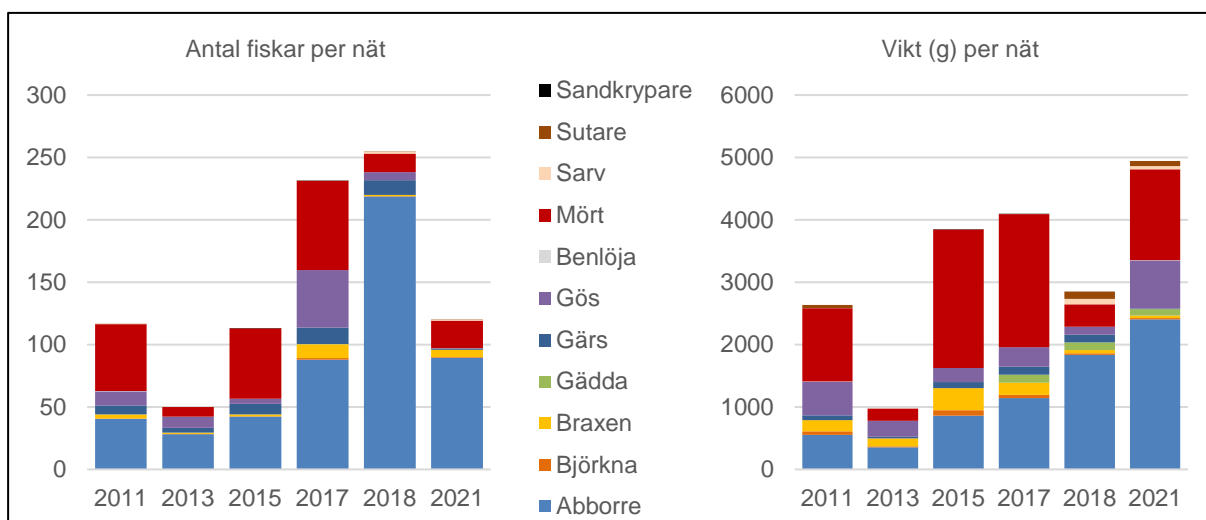
Resultaten från provfiskena i Södra Bergundasjön 2011-2021 har tidigare redovisats och utvärderats i rapporter framtagna efter respektive fiske, nu senast i rapporten "Provfiske i Växjösjöarna 2021" (Klara Vatten Sverige AB 2022). Nedan sammanfattas de viktigaste resultaten och bedömningarna. Data har hämtats från databasen för provfiske i sjöar – NORS (SLU). Rådata med antal och vikt per nät redovisas i Bilaga 7.

### Bättre artsammansättning och fler stora abborrar

Vid provfiskena i Södra Bergundasjön under perioden 2011-2021 fångades totalt 11 arter: abborre, mört, braxen, björkna, sarv, gös, gädda, benlöja, gärs, sutare och sandkrypare. Före reduktionsfisket dominerades fångsten av mört och abborre i ungefär lika antal (Figur 41). År 2013 var dock fångsten mycket liten, troligen för att sjön var skiktad, vilket gjorde att nät djupare än 3 m fångade mycket lite fisk. Viktmässigt dominerades fångsten av mört, följt av abborre, gös och braxen (Figur 41).

Provfisket första året efter reduktionsfisket resulterade i större fångster av bl.a. abborre, mört och braxen jämfört med provfiskena utförda före åtgärd. Ökningen orsakades framför allt av att en mycket stor mängd årsyngel ingick i fångsten år 2017. Även vid provfisket år 2018 dominerades fångsten av abborryngel, medan fångsten av mört och braxen minskade. Viktmässigt var fångsten mindre 2018 än 2017 och abborre utgjorde den största andelen (Figur 41).

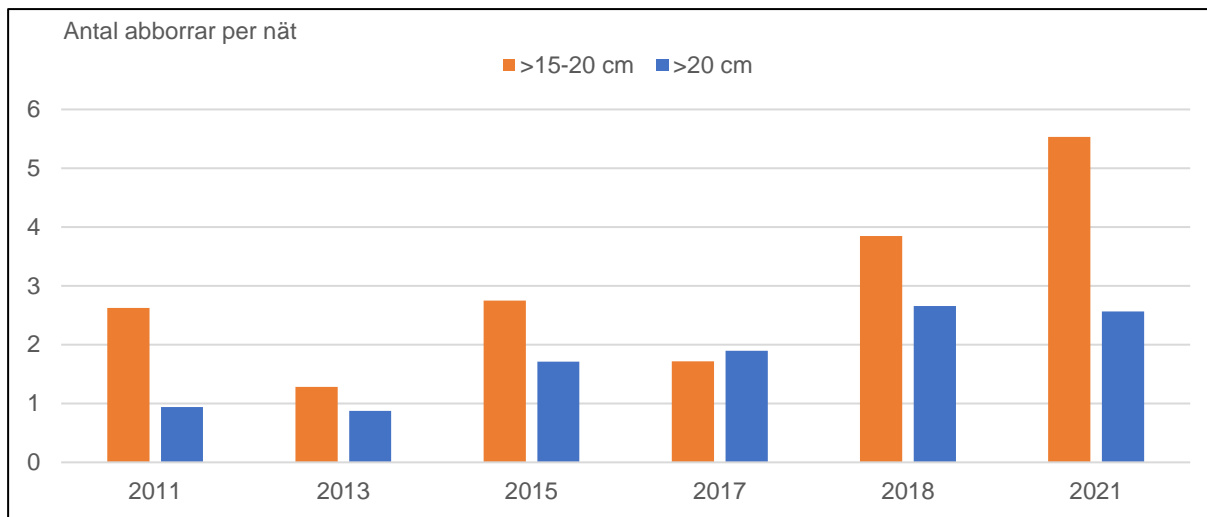
Vid provfisket år 2021, d.v.s. efter aluminiumbehandlingen, var antalet fångade fiskar per nät betydligt mindre än under reduktionsfiskeperioden (Figur 41). Minskningen mellan åren 2018 och 2021 berodde framför allt på en betydligt mindre fångst av abborryngel år 2021. Antalet fångade abborryngel år 2021 var dock normalt jämfört med tidigare års fisken. Mängden årsyngel av mört var relativt liten efter aluminiumbehandlingen, men ett stort antal braxenyngel fångades. Efter aluminiumbehandlingen ökade den totala fångsten till nästan 5 kg per nät. Detta på grund av en ökad biomassa av abborre, mört och gös. Att biomassan ökade trots ett mindre antal fiskar beror på totalt sett färre yngel samt fler stora fiskar i fångsten år 2021. Bland annat fångades stora mängder abborre mellan 12 och 15 cm. Även abborre 15-20 cm ökade i antal vid provfisket efter aluminiumbehandlingen jämfört med tidigare fisken. Antalet abborre >20 cm var i princip oförändrat jämfört med 2018, d.v.s. fortsatt fler jämfört med tidigare fisken. Abborre >20 cm bedöms till stor del vara fiskätande. Även flera stora gösar fångades år 2021.



Figur 41. Antal fiskar per nät (t.v.) och vikt per nät (t.h.) vid provfisken i Södra Bergundasjön åren 2011-2021. Åren 2011, 2013 och 2015 representerar perioden före åtgärd, 2017 och 2018 motsvarar perioden efter



reduktionsfiske och år 2021 representerar perioden efter aluminiumbehandling. Data från databasen för provfiske i sjöar – NORS (SLU).

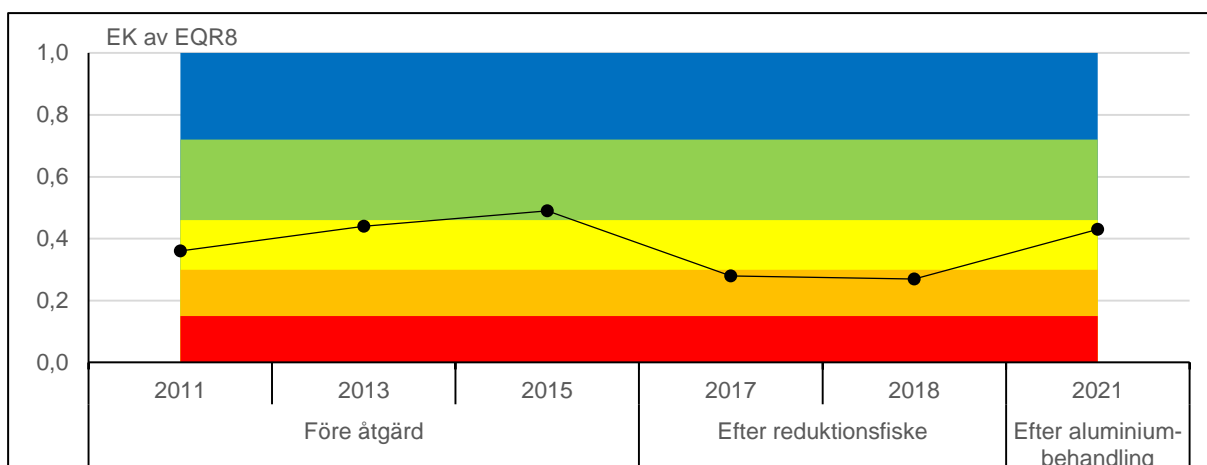


Figur 42. Antal abborrar, 15-20 cm och större än 20 cm, per nät fångade vid provfisken i Södra Bergundasjön under perioden 2011-2021. Data från databasen för provfiske i sjöar – NORS (SLU).

Statusklassningen indikerar en tydlig förbättring de senaste åren, men god status uppnås inte I Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMS 2019:25) används indexet EQR8 för klassning av ekologisk status (Figur 43) och indexet EindexW3 för klassning av näringspåverkan avseende fisk i sjöar (Figur 44).

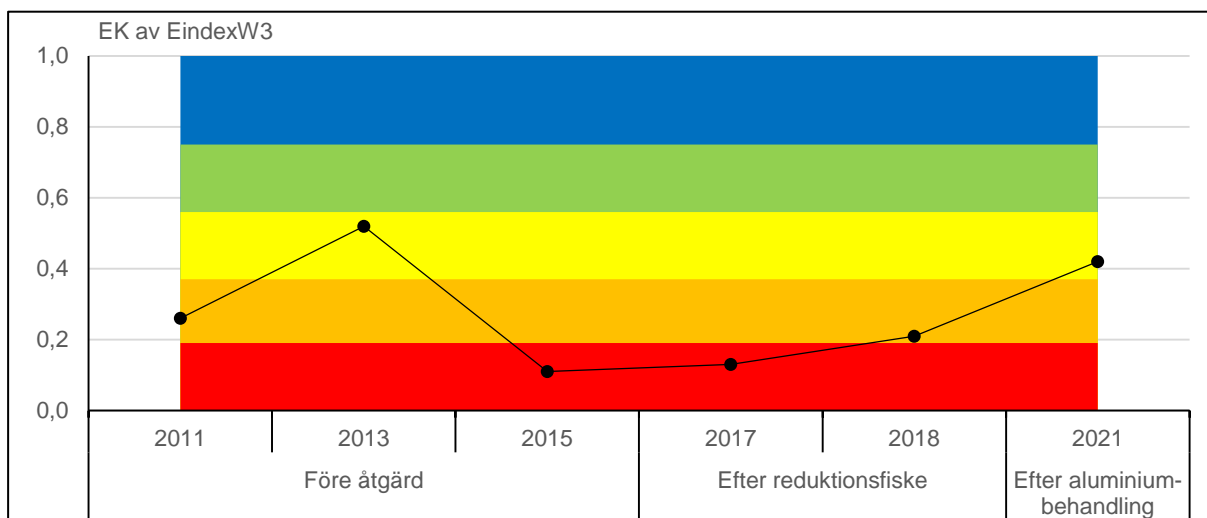
I EQR8 sammanvägs åtta parametrar: antal arter, artdiversitet (antal), diversitet (vikt), antal, biomassa, medelvikt, andel fiskätande abborrfiskar och kvot abborre/karpfiskar. Resultat för de ingående parametrarna i EQR8 visar sammantaget på "måttlig" status utifrån provfisket år 2021, vilket är en förbättring jämfört med provfiskena åren 2017 och 2018 (Figur 43). Anledningen till att fiskfaunan inte fick "god" status avseende EQR8 var främst ett för stort antal arter, låg diversitet (vikt) och totalt sett för mycket fisk. Ett högt antal arter kan dock snarare ses som positivt. Indexet gav bra resultat för diversitet (antal), medelvikt, andel fiskätande abborrfiskar och kvot abborre/karpfiskar, vilket också är positivt.

EindexW3 beskriver mer specifikt näringspåverkan med tre parametrar: andel fiskätande abborrfisk, totalt antal fiskar per nät och geometrisk medellängd för abborre. Utifrån provfisket år 2021 blev klassningen "måttlig" status, vilket är en förbättring jämfört med provfiskena åren 2015 och 2017 då statusen var "dålig" samt 2018 då statusen var "otillfredsställande" (Figur 44). Anledningen till att fiskfaunan inte fick "god" status avseende EindexW3 år 2021 var främst totalt sett för mycket fisk, men också i genomsnitt för små abborrar. Indexet gav dock bra resultat för andel fiskätande abborrfiskar.



Figur 43. Ekologisk status avseende fisk i Södra Bergundasjön 2011 – 2021 bedömt utifrån fiskindex EQR8. Bakgrunden visar vart gränsen går för olika statusklasser. Rött= dålig status, orange= otillfredsställande status, gult=

måttlig status, grönt= god status och blått= hög status. Åren 2011, 2013 och 2015 representerar perioden före åtgärd, 2017 och 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och år 2021 representerar perioden efter aluminiumbehandling. Data från databasen för provfiske i sjöar – NORS (SLU).



Figur 44. Status avseende fisk i Södra Bergundasjön 2011 – 2021 bedömt utifrån näringspåverkansindexet EindexW3. Bakgrunden visar var gränsen går för olika statusklasser. Rött= dålig status, orange= otillfredsställande status, gult= måttlig status, grönt= god status och blått= hög status. Åren 2011, 2013 och 2015 representerar perioden före åtgärd, 2017 och 2018 motsvarar perioden efter reduktionsfiske och år 2021 representerar perioden efter aluminiumbehandling. Data från databasen för provfiske i sjöar – NORS (SLU).

### SLUTSATS

Fisksamhällets struktur har förbättrats i Södra Bergundasjön efter utfört reduktionsfiske och aluminiumbehandling, då vitfisken har minskat till fördel för abborre. Med en mindre näringstillgång i sjön, minskad konkurrens från vitfisk, ökad predation från rovfisk, ökad utbredning av vattenväxter och klarare vatten finns goda förutsättningar för en fortsatt positiv utveckling. Några negativa effekter av aluminiumbehandlingen på fisksamhället har inte observerats.

Det senaste året har det diskuterats att stor abborre verkar ha minskat i Växjösjön och en hypotes är att detta kan ha skett p.g.a. flera år med för lite bytesfisk i sjön (reduktionsfiske, högt predationstryck och minskad primärproduktion). I Södra Bergundasjön är situationen annorlunda eftersom det fortfarande verkar finnas en stor del bytesfisk kvar i sjön. Det finns dock tecken på att predationstrycket är, eller kommer att bli, mycket högt bl.a. från stor abborre, vilket kan leda till en tillbakagång för bytesfisken som senare kan slå tillbaka på rovfisken. Denna utveckling är delvis naturligt förekommande, men förstärks av den obalans i fisksamhället som skapas vid genomförandet av så kraftiga åtgärder som reduktionsfiske och aluminiumbehandling. Detta betyder att arternas utveckling de närmaste åren behöver hållas under uppsikt.

## SAMMANFATTNING AV "BEDÖMNING AV EFFEKTEN AV ALUMINIUM-BEHANDLING PÅ SEDIMENT EGENSKAPER OCH KEMI I SÖDRA BERGUNDASJÖN" (HUSER 2022)

Brian Huser, docent vid Institutionen för vatten och miljö på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) fick uppdraget att bedöma effekten av aluminiumbehandlingen på sedimentets egenskaper och kemi i Södra Bergundasjön (Huser 2022). De viktigaste resultaten och slutsatserna sammanfattas kortfattat nedan tillsammans med några ytterligare kommentarer.

### Undersökningarna

Sediment från sju lokaler i Södra Bergundasjön undersöktes åren 2012 och 2016 före, och år 2022 efter, aluminiumbehandlingen. Syftet med undersökningarna var att bedöma sedimentens betydelse som intern fosforkälla före och efter behandling.

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 BD-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). Eftersom aluminium tillförs sjöar naturligt kan det vara svårt att upptäcka aluminium som har tillsatts under en behandling. På grund av detta användes en nyare metod som endast extraherar labila former av aluminiummineraler (extraktion med svag syra (oxalsyra)), vilken fungerar mycket bättre för att bedöma aluminiumbehandlingar i sjöar.

Utöver detta gjordes en undersökning med passiva sedimentprovtagare (peepers) i en vik i norra delen av Södra Bergundasjön för analys av metaller (As, Cd, Co, Ni, Cu, Pb, V och U) och löst fosfor i sedimentets porvatten. Tre peepers installerades i den behandlade delen av viken och tre installerades utanför behandlingsområdet. Från samma vik togs också sedimentproppar för mätning av pH-värde genom sedimentprofilen i de behandlade och icke behandlade delarna. Dessutom togs sedimentprov från samma vik för analys av organiska miljögifter (PCB:er och PAH:er) i de behandlade och icke behandlade delarna av viken.

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 10 cm sediment efter behandling. Samtidigt minskade mängden mobil fosfor. Nästan 40 ton aluminiumbunden fosfor (Al-P) hade bildats och mängden aluminium (Al) som uppmättes i de översta 10 cm sediment var drygt 158 ton. Bindningseffektiviteten (kvoten mellan Al och Al-P) var mycket bättre än förväntat tack vare att hela dosen som krävs för att binda och inaktivera läckagebenägen fosfor inte tillsatts vid denna första delbehandling. Dosen delades upp för en säkrare behandling och för att maximera bindningseffektiviteten av det tillsatta aluminiummineralet.

### Minskning av läckagebenägen fosfor och potentiell internbelastning av fosfor i sjön

Mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten ( $\text{g/m}^2$ ) minskade med ca 60 % efter aluminiumbehandlingen jämfört med före åtgärd. Den potentiella internbelastningen ( $\text{mg/m}^2/\text{d}$ ), beräknad enligt Pilgrim et al. (2007), minskade också efter aluminiumbehandlingen med ca 70 % beräknat som ett medelvärde för de olika sedimentpropparna (Tabell 4). Den potentiella internbelastningen är dock fortfarande så hög att den kan bidra till övergödning i framtiden, varför ytterligare behandlingar krävs.

I avsnittet om vattenkemi (se sidan 12) 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 aluminiumbehandlingen (åren 2012-2018) ökade fosforhalterna under sommaren i genomsnitt med ca

140 µg/l, vilket motsvarar drygt 1,7 ton fosfor beräknat för hela sjöns vattenvolym. Efter aluminiumbehandlingen (åren 2020-2022) var motsvarande siffra ca 12 µg/l, motsvarande ca 0,1 ton. Detta skulle i så fall innebära en minskad internbelastning på i storleksordningen 90 % efter aluminiumbehandlingen. Den faktiska interbelastningen ökade dock något under perioden 2020-2022 från 100 kg år 2020 till ca 180 kg år 2022.

Tabell 4. Beräknad potentiell internbelastning från sediment i Södra Bergundasjön före och efter aluminiumbehandling

Sedimentpropp	Potentiell internbelastning (mg/m <sup>2</sup> /d)	
	Före åtgärd	Efter åtgärd
Djupaste delen	24,9	3,8
Medeldjupa områden	18,3, 19,1 och 19,6	4,3, 4,4 och 5,6
Grundare områden	11,4, 13,5 och 17,4	4,3, 6,2 och 8,9

### Något lägre pH-värde i sedimentet efter behandling

I sedimentprofilen ändrades pH-värdet något under behandlingen, men inga stora ändringar upptäcktes generellt. I den obehandlade delen var pH-värdet mellan 7,2 och 7,3 i de översta 10 cm sediment, medan i den behandlade delen var pH-värdet mellan 6,7 och 7,1. Detta betyder att behandlingen har en liten försurande effekt. Notera dock att bildning av aluminiummineralet är optimal vid pH-värde 6,5, vilket tyder på att en viss minskning av pH-värdet förbättrar bindningen mellan aluminium och fosfor. Efter sex veckor hade pH-värdet i sedimentet återhämtat sig till nivån före behandling.

### Lägre halter av fosfor och metaller i behandlade områden jämfört med områden som inte behandlats

Metallhalterna i sedimentets porvatten var lägre i den behandlade delen av viken jämfört med den obehandlade delen, vilket troligtvis kan förklaras av den stabilisering som sker när aluminium tillsätts. Även fosforhalterna var lägre i porvattnet i den behandlade delen av viken jämfört med den icke behandlade delen, vilket var väntat. För PAH och PCB presenteras kvoter mellan halter i porvattnet och sediment och det noterades inga stora skillnader generellt mellan det behandlade och icke behandlade området.

## **SLUTSATS**

Utförda sedimentundersökningar visar att aluminiumbehandlingen av Södra Bergundasjön år 2019-2020 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 70 %. De sedimentkemiska undersökningarna visar dock att den potentiella internbelastningen fortfarande är så hög att den kan bidra till övergödning i framtiden.

Aluminiumdosen för att inaktivera all läckagebenägen fosfor i Södra Bergundasjön har i tidigare utredningar beräknats till ca 151 g/m<sup>2</sup>. Denna dos delades upp för att maximera bindnings- och kostnadseffektiviteten. En dos på 68 g/m<sup>2</sup> rekommenderades för maximal bindningseffektivitet, vilket överensstämmer med faktisk genomsnittlig dos vid den första delbehandlingen (åren 2019 och 2020). Resterande dos ca 83 g/m<sup>2</sup>, måste tillsättas någon gång i framtiden för att binda den återstående mängden läckagebenägen fosfor i sjöns sediment, annars riskerar vattenkvaliteten i sjön åter att försämrans.

## SAMMANFATTNING AV "REFLEKTIONER ANGÅENDE MILJÖVILLKOR OCH SKYDDSÅTGÄRDER VID ALUMINIUMBEHANDLING AV SJÖSEDI-MENT" (HEDRÉN 2021)

Aluminiumbehandlingarna i Växjösjön och Södra Bergundasjön har föregåtts av omfattande utredningar och projektet har genomgått en miljöprovning i Mark- och miljödomstolen vid Växjö tingsrätt. I rapporten "Reflektioner angående miljövillkor och skyddsåtgärder vid aluminiumbehandling av sjösediment" (Hedré 2021) görs en återkoppling till de risker som belystes i miljöprovningen samt hur dessa risker behandlades med avseende på villkor och andra försiktighetsåtgärder. Rapporten återges kortfattat nedan.

### NATURGIVNA FÖRUTSÄTTNINGAR OCH IDENTIFIERADE RISKER

Växjösjön och Södra Bergundasjön ligger i en region som är naturligt fattig på basiska mineral och där mindre sjöar/källområden är mer eller mindre försurningspåverkade och därmed i behov av återkommande kalkning. Växjösjön och Södra Bergundasjön har dock normalt mycket god motståndskraft mot försurning, sannolikt tack vare inverkan från kalkrika betongprodukter eller liknande via dagvattnet. Växjösjön och Södra Bergundasjön karakteriserades också som näringsrika sjöar (före aluminiumbehandlingarna), vilket normalt innebär förhöjda värden för alkalinitet och pH. I samband med stor primärproduktion kan höga eller mycket höga pH-värden förekomma sommartid då fotosyntesen driver upp pH-värdet i vattnet.

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.

Eftersom själva aluminiumbehandlingen har en försurande effekt befarades att en ovarsam aluminiumbehandling skulle kunna medföra risk för förhöjda halter av oorganiskt aluminium i samband med låga pH-värden. Detta särskilt om man t.ex. tillsätter en för stor dos aluminium under för kort tid. För att minska den försurande effekten användes en buffrad variant av aluminiumklorid. Behandlingen genomfördes också i huvudsak som bottenbehandling, vilket dels förlänger tiden för genomförandet, dels utnyttjar sedimentets naturliga buffringsförmåga.

Riskerna med höga pH-värden minskar i samband med genomförandet av behandlingen eftersom behandlingen minskar primärproduktionen i sjön. Det kan dock uppstå kortvariga problem med höga pH-värden, eftersom det tar en viss tid innan åtgärden ger full effekt.

Risker för såväl låga som höga pH-värden var störst i Södra Bergundasjön, beroende på att Växjösjön:

1. har fördelen med vittring av betongprodukter i närområdet, men det har inte Södra Bergundasjön i lika hög grad,
2. har större medeldjup än Södra Bergundasjön,
3. behandlades med lägre dos aluminium än Södra Bergundasjön,
4. har mindre intensiva algblomningar.

Punterna 1-3 innebär förhöjda risker avseende låga pH-värden i Södra Bergundasjön, och punkt 4 innebär förhöjd risk för höga pH-värden i Södra Bergundasjön.

### VILLKOR MEDDELADE I MILJÖTILLSTÅNDET:

Mot bakgrund av ovanstående redovisade risker föreslog Växjö kommun i miljöprovningen följande villkor med avseende på pH-förutsättningar:

*Spridning av aluminium får endast ske när pH-värdet i sjöarna ligger inom intervallet 6,0 - 9,0. Om pH över- eller understiger intervallet 6,5 - 8,5 ska dialog med tillsynsmyndigheten hållas.*

*Sökanden ska i samråd med tillsynsmyndigheten utarbeta ett kontrollprogram för verksamheten som möjliggör en bedömning av om villkoren följs. Förslag på kontrollprogram ska inlämnas till tillsynsmyndigheten senast två månader innan åtgärderna avses påbörjas.*

De villkor som slutligen meddelades fick följande lydelse:

*Spridning av aluminium får endast ske när pH-värdet i sjöarna ligger inom intervallet 6,2 - 8,5. Om pH-värdet i sjöarna går utanför intervallet 6,5 - 8,0 ska detta anmälas till tillsynsmyndigheten som får meddela de ytterligare villkor om utökad kontroll som kan behövas.*

....

*Verksamheten ska kontrolleras enligt ett kontrollprogram med angivande av mätmetoder, mätfrekvens och utvärderingsmetod. Kontrollprogrammet ska möjliggöra en bedömning av om villkoren följs och utformas i samråd med tillsynsmyndigheterna. Förslag på kontrollprogram ska inlämnas till tillsynsmyndigheterna senast två månader innan åtgärderna avses påbörjas.*

### SVÅRIGHETER OCH BRISTER MED MEDDELADE VILLKOR, MÖJLIGA ALTERNATIV

Rent principiellt finns, i de flesta fall vid aluminiumbehandling av sjöar, fog för att ställa villkor på utförandet för att minimera risker kopplade till såväl höga som låga pH-värden och därmed risk för framför allt förhöjda halter av oorganiskt aluminium. Ovanstående villkor innebär dock vissa problem som gör det svårt att ha visshet om genomförbarheten samt att det trots relativt stränga villkor kvarstår en del risker, oavsett om man strikt följer de meddelade villkoren.

#### Vid höga pH-värden

Om pH-värdet är högre än 8,5 kan det förvisso vara olämpligt att inleda en behandling, i vart fall att behandla i vattenfas. Om man har ett pågående projekt, och avser att tillsätta aluminiumklorid i sedimentet, så är dock en rimlig bedömning att en fortsättning av projektet snarare bör leda till stabilisering av pH-värden (sänkning av pH-toppar tack vare minskad algblooming) än en ökad risk för höga pH-värden.

I en grund och kraftigt näringsrik sjö som Södra Bergundasjön sker också stora pH-svängningar till följd av fotosyntes. Mätningar vid Södra Bergundasjöns utlopp indikerar att pH-värdet kan öka med i storleksordningen en pH-enhet mellan tidig morgon och solig eftermiddag. Effekten bör vara störst i grunda vegetationsrika områden. Villkorsuppföljningen utformades så att pH-mätningen utfördes vid botten av aktuellt behandlingsområde.

#### Vid låga pH-värden

Avseende låga pH-värden är det gällande villkoret mer oproblematiskt med avseende på möjligheterna till efterlevnad/genomförande. Däremot kan man ifrågasätta om det aktuella villkoret ger tillräckligt skydd mot oönskad pH-sänkning. Det har nämligen visat sig, under alla tre säsonger av behandling i Växjösjön (år 2018) och Södra Bergundasjön (åren 2019-2020), att pH-värde och alkalinitet blir som lägst under hösten, 1-5 månader efter avslutad behandling. Man skulle alltså kunna uppfylla de aktuella villkoren, men samtidigt riskera att åstadkomma skadlig försurning under senhösten ett par månader efter avslutad behandling. För att motverka detta kan man överväga någon form av villkor kopplat till alkalinitet. Till exempel skulle man kunna besluta att spridning av aluminium ej får ske om alkaliniteten är < 0,15 mekv/l, aluminiumbehandling får ej påbörjas om alkaliniteten är < 0,25 mekv/l och att samråd med tillsynsmyndighet måste hållas om alkaliniteten är < 0,25 mekv/l.

### Rekommendation till alternativa villkor

Om man, i kommande projekt, vill skärpa kraven/minska riskerna ytterligare än vad som föreslogs (pH 6-9) i det aktuella fallet, rekommenderas därför följande mer ändamålsenliga alternativ till att krympa pH-intervallet inom vilket spridning får ske:

- Förbjuda spridning i vattenfas om pH-värdet är högre än 8,5. Spridning i sediment bör dock få fortgå.
- Villkora om lägsta halter av alkalinitet, under vilka nivåer aluminium inte får spridas.
- Villkora om veckovis provtagning under och efter avslutad behandling med avseende på alkalinitet.
- Villkora om att spridning av kalk kan åläggas verksamhetsutövaren, även efter avslutad behandling, för att motverka problem med låg alkalinitet och pH-värden efter avslutad behandling.

### **EXTRA FÖRSIKTIGHETSÅTGÄRDER**

Hittills utförda undersökningar tyder på att önskvärda förändringar har skett efter aluminiumbehandlingarna i Växjösjön och Södra Bergundasjön utan negativa följd effekter.

Följande extra utredningar och anpassningar av genomförandet utfördes inom projektets ramar för att minimera riskerna för oavsiktliga pH-förändringar.

1. Värderna för pH och alkalinitet modellerades för att bedöma försurningsrisker samt för att bedöma lämplig mängd aluminium som kan tillsättas per år utan att försurningseffekter uppstår.
2. Södra Bergundasjön kalkades i månadsskiftet mars/april inför den andra (=sista) spridningssäsongen, 150 ton kalkstensmjöl spreds utmed större delen av sjöns stränder på ca 1-2 m djup. Detta höjde alkaliniteten med ca 0,1 mekv/l. Provtagning och analys av alkalinitet och kalcium under sommaren 2020 visade sedan på betryggande värden under hela behandlingsperioden. Under oktober 2020 gjordes ytterligare en kalkning av sjön med 100 ton kalkstensmjöl, delvis för att minimera risk för försurning, men framför allt för att minimera risk för upplösning av kalciumbundet fosfor i sediment.
3. Entreprenören fick i uppdrag att två gånger varje vecka ta prov vid yta och botten i aktuellt behandlingsområde. Dels gjordes momentan avläsning av pH-värde, dels lämnades prover in till Sundet ARV för analys av alkalinitet och mätning av pH.
4. Under 2019 gjordes ingen riktad spridning i vattenfas, men det förutsattes att i vissa stenrika områden skulle spridarutrustningen behöva höjas så att viss spridning ändå skulle ske i vattenfas. Under 2020 gjordes en skärpning av instruktionerna för att minimera spridning till vattenmassan och ett stort sammanhängande stenrikt område ströks, till förmån för extra behandling av mjukbottnar. Vidare planerades utläggningen av aluminium så att inga små instängda områden skulle behandlas i slutfasen, utan tvärtemot stora långa stråk i sjöns centrala delar. Det ger maximal utspädnings-effekt och minskar således risk för mer extrem lokal påverkan i slusket när buffringförmågan är i avtagande och kan förväntas nå lägsta nivå.

## SYNTES

Mycket kraftfulla åtgärder i Södra Bergundasjön, i form av reduktionsfiske och aluminiumbehandling, startade med reduktionsfiske i stor skala i oktober 2016. Reduktionsfisket avslutades hösten 2019 efter att närmare 450 kg karpfisk/bytesfisk per hektar (motsvarande drygt 190 ton fisk) plockats upp från sjön. Aluminiumbehandlingen startade i maj 2019 och pågick under två säsonger (2019 och 2020). Andra säsongen startade i april 2020 och avslutades i början av augusti 2020. Behandlingen åren 2019-2020 utgjorde första delbehandlingen av sjön. En aluminiumbehandling av en sjö delas upp i delbehandlingen för att maximera kostnadseffektivitet och bindningseffektiviteten mellan aluminium och fosfor. Totalt tillsattes ca 2200 ton polyaluminiumklorid, vilket motsvarar drygt 40 % av den mängd som krävs för att ge maximal minskning av internbelastningen i sjön.

Reduktionsfisket gav vissa positiva förändringar i sjön, men effekten blev förhållandevis liten eftersom den interna belastningen av fosfor från sjöns sediment var mycket stor. Resultaten efter aluminiumbehandlingen av sjöns sediment visade däremot på mycket tydliga positiva effekter på Södra Bergundasjöns övergödningssituation.

Bl.a. noterades följande förändringar:

- Fosforhalterna i sjövattnet minskade från ca 90 µg/l före åtgärderna, och även efter reduktionsfisket, till ca 24 µg/l efter aluminiumbehandlingen. Statusen avseende fosfor bedömdes vara "dålig" före åtgärderna, men efter aluminiumbehandlingen bedömdes statusen vara "måttlig".
- Efter aluminiumbehandlingen minskade mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten med ca 60 % jämfört med före åtgärd. Den totala potentiella internbelastningen minskade med ca 70 %. Den faktiska internbelastningen av fosfor minskade med i storleksordningen 90 %, beräknat utifrån de vattenkemiska undersökningarna.
- Transporten av fosfor till nedströms liggande vattenområden (Norra Bergundasjön) kan antas ha minskat med i storleksordningen 700 kg/år.
- Efter reduktionsfisket förbättrades siktdjupet i med i genomsnitt ca 25 % från 0,9 meter till 1,2 meter som medel under sommarsäsongen. Efter aluminiumbehandlingen ökade siktdjupet med ytterligare nästan 300 % jämfört med före åtgärd till i genomsnitt ca 3,7 meter. Före åtgärderna bedömdes statusen för siktdjup vara "dålig". Efter reduktionsfisket bedömdes statusen vara "otillfredsställande", men efter aluminiumbehandlingen var statusen "hög", d.v.s. den bästa statusklassen av fem.
- Växtinventeringarna före och efter reduktionsfisket och aluminiumbehandlingen visade att åtgärderna haft mycket positiv effekt på undervattensväxternas spridning och djuputbredning i sjön. Vid inventeringen år 2022 bedömdes ca 25-30 % av sjöns botten vara mer eller mindre täckt med undervattensvegetation. I vissa områden bildade hornsärv (*Cerathophyllum demersum*) nästan ogenomträngliga "skogar" från botten till ytan som gjorde det svårt med framkomligheten. De positiva återkopplingarna med bl.a. näringskonkurrens med planktonalger, utveckling av zooplankton och andra vattenlevande organismer samt syresättning och stabilisering av sediment överväger dock kraftigt.
- Efter aluminiumbehandlingen minskade klorofyllhalterna signifikant med drygt 80 % jämfört med före åtgärderna. Efter aluminiumbehandlingen förbättrades statusen för klorofyll från "dålig" före åtgärd till "god" år 2020.



- Efter aluminiumbehandlingen var mängden växtplankton historiskt låg och blågrönalger, som tidigare dominerat algsamhället, förekom endast i mycket små mängder. Algsamhället dominerades istället av arter som indikerar näringsfattiga förhållanden och statusen med avseende på växtplankton bedömdes för första gången vara god år 2021.
- Vattnets grumlighet (turbiditet) minskade med ca 80 % efter aluminiumbehandlingen. Även halterna av organiskt material och metaller minskade tydligt.
- Bottenfaunan visade förbättrade förhållanden på sjöns djupa, medeldjupa och grunda bottenar. Antalet bottenfaunaarter ökade och fler känsliga arter påträffades. Även statusklassningen förbättrades generellt.
- Djurplanktonsamhället förändrades påtagligt efter restaureringsåtgärderna. Antalet arter ökade, biomassan minskade, arter som indikerar näringsfattiga förhållanden ökade och arter som indikerar näringsrika förhållanden minskade. Vissa av förändringarna kan vara relaterade till förändrade predationsförhållanden, men kan också vara en effekt av förändringar i växtplanktonsamhällets mängd och sammansättning.
- Fisksamhällets struktur i Södra Bergundasjön förbättrades efter utförd reduktionsfiske och aluminiumbehandling då vitfisken minskade till fördel för abborre. 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 en fortsatt positiv utveckling.

### Ytterligare delbehandlingar krävs för att god ekologisk status ska kunna uppnås i Södra Bergundasjön

Den första delbehandlingen av Södra Bergundasjöns sediment får anses ha haft önskad effekt mot bakgrund av att endast drygt 40 % av den aluminiumdos som krävs för att ge maximal minskning av internbelastningen i sjön tillsattes i denna första delbehandling. God ekologisk status uppnås ännu inte i sjön och resultaten från de tre senaste årens mätningar tyder på en viss tillbakagång. Fosforhalterna i sjön sommaren 2022 indikerar en svagt ökande internbelastning, men fortsatt inom en förhållandevis låg nivå jämfört med före behandlingen. Växtplanktonsammansättningen sommaren 2022 visade åter större dominans av näringsindikerande arter. Den sammanvägda statusen för växtplankton blev "dålig" år 2022, vilket är en tydlig försämring jämfört med åren 2020-2021. I augusti 2022 var pH-värdet i sjöns mitt tydligt förhöjt, vilket är ett tecken på hög algproduktion.

Sedimentundersökningen visade att den potentiella internbelastningen fortfarande är så hög att den kan bidra till övergödning i framtiden. För att långsiktigt uppnå god status i Södra Bergundasjön måste resterande mängd aluminium tillsättas någon gång i framtiden för att binda den återstående mängden läckagebenägen fosfor i sjöns sediment.

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 Södra Bergundasjön snabbt förbättrats och förutsättningarna för långvarigt positiva effekter på vattenmiljön bedöms nu vara mycket goda.

### Rekommendationer inför kommande projekt med aluminiumbehandling av sjöar

I utredningsarbetet inför aluminiumbehandlingen konstaterades risker för såväl låga som höga pH-värden och skadligt höga halter av oorganiskt aluminium i samband med eller efter behandling. Detta särskilt om man skulle tillsätta en för stor dos aluminium under för kort tid. Mot bakgrund av detta ställdes villkor på utförandet för att minimera riskerna kopplade till höga och låga pH-värden. Trots relativt stränga villkor kvarstod dock en del risker.

Utöver gällande villkor för verksamheten minimerades riskerna tack vare ett antal förutsättningar, extra utredningar och anpassningar av genomförandet:

- Södra Bergundasjöns vatten har normalt mycket god buffertkapacitet och nära neutrala pH-värden.
- Den variant av polyaluminiumklorid som användes för fällning av fosfor hade en buffrande förmåga.
- Alkalinitet och pH-värde modellerades för bedömning av lämplig aluminiumdos som kan tillsättas utan att försurningseffekter uppstår.
- Södra Bergundasjön kalkades inför den andra behandlingssäsongen då alkaliniteten sjönk till kritiska nivåer efter den första behandlingssäsongen.
- Två gånger i veckan kontrollerades pH-värde och alkalinitet i aktuella behandlingsområden.
- Spridning i vattenfas minimerades.

Utifrån de erfarenheter som framkommit vid behandlingarna av Växjösjön (2018) och Södra Bergundasjön (2019 och 2020) kan följande rekommendationer till villkor ges inför kommande projekt med aluminiumbehandling av sjöar:

- Förbjuda spridning i vattenfas om pH-värdet är högre än 8,5. Spridning i sediment bör dock få fortgå.
- Villkora om lägsta halter av alkalinitet, under vilka nivåer aluminium inte får spridas.
- Villkora om veckovis provtagning under och efter avslutad behandling med avseende på alkalinitet.
- Villkora om att spridning av kalk kan åläggas verksamhetsutövaren, även efter avslutad behandling, för att motverka problem med låga värden för alkalinitet och pH efter avslutad behandling.

# Referenser

- ALcontrol AB & DHI AB 2014. Åtgärdsstrategi för Växjösjöarna. Etapp1 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.
- ArtDatabanken 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- 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).
- Edmondson, W.T. & Winberg, G.G. 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP Handbook No 17, Blackwell, Oxford.
- Enell, M. 1985. Södra Bergundasjön, igår-idag-imorgon, sjöns historiska utveckling och förslag till restaurering. Limnologiska institutionen, Lunds universitet.
- Ericsson, U. 2010. Undersökning av påverkan på bottenfaunan i reglerade sjöar och vattendrag i Värmlands län 2009. Medins Biologi AB.
- 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 2016.Handledning för miljöövervakning. Programområde: Sötvatten. Undersökningstyp: Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag- tidsserier. Version 1:2. 2016-11-01.
- 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.
- Hedré A. 2020. Dokumentation: Episod med högt pH och Al i samband med bottenbehandling i Södra Bergundasjön. Hunna 2020-05-25.
- Hedré A. 2021. Genomföranderapport med reflektioner angående miljövillkor och skyddsåtgärder vid aluminiumbehandling av sjösediment.

- 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. 2022. Bedömning av effekten av aluminiumbehandling på sediment egenskaper och kemi i Södra Bergundasjön. Del 1: första delbehandling. IVM rapport 2022:12. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö.
- 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.
- Huskvarna Ekologi 2011. Norra och Södra Bergundasjön. Nätprovfiske 2011. Växjö kommun.
- Huskvarna Ekologi 2013. Norra och Södra Bergundasjön. Standardiserat nätprovfiske 2013. Växjö kommun.
- Huskvarna Ekologi 2015. Norra och Södra Bergundasjön. Standardiserat nätprovfiske 2015. Växjö kommun.
- 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. Provfiske med översiktsnät i Södra och Norra Bergundasjön 2018. Växjö kommun.
- Klara Vatten Sverige AB 2018. Reduktionsfiske i Växjösjöarna samt resultat för provfiske med översiktsnät 2017. Växjö kommun.
- Klara Vatten Sverige AB 2022. Provfiske i Växjösjöarna 2021. Växjö kommun.
- Koste, W. 1978. *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebruder Borntraeger, Berlin.*
- Lieder, U. 1996. *Crustacea Cladocera/Bosminidae. Süßwasserfauna von Mitteleuropas Band 8/Heft 2-3. Gustav Fischer, Stuttgart.*
- Malmqvist, B. & Hoffsten, P - O. 2000. Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams. *-Arch. Hydrobiol.* 150: 29–54.
- Medin, M., Ericsson, U., Liungman, M., Henricsson, A., Boström, A. & Rådén, R. 2009. *Bedömningsgrunder för bottenfauna. Hur Medins Biologi AB klassar och bedömer bottenfauna i sjöar och vattendrag. Medins Biologi AB (www.medinsab.se).*
- Naturvårdsverket 2002. *Kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2002:1.*
- Persson, G., Svensson, J-E., Lindqvist, L & Nauwerck, A. 2009. *Djurplanktonfaunan i Norra Norrlands sjöar. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2009: 16.*
- 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.
- SGS Analytics Sweden AB 2022. *Månadsrapporter för Mörrumsåns recipientkontroll år 2022. Mörrumsåns Vattenråd.*
- SGS Analytics Sweden AB 2022. *Mörrumsån 2021. Mörrumsåns Vattenråd.*
- SIS 2012. *Svensk Standard, SS-EN ISO 10870:2012, "Vattenundersökningar – Vägledning för val av metoder för provtagning av bottenfauna (bentiska makrovertebrater) i sötvatten.*
- SLU - Databasen för provfiske i sjöar – NORS. Internetadress: <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/databaser/databas-for-sjoprovfiske-nors/>

SLU - Datavårdskap för sjöar och vattendrag - Miljödata MVM. Internetadress <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/datavardskap/>.

SMHI – Klimatdata. Internetadress <https://www.smhi.se/klimatdata/>.

SYNLAB 2018, 2019, 2020 och 2021. Mörrumsån 2017, 2018, 2019 och 2020. Mörrumsåns Vattenråd.

SYNLAB 2019. Uppföljning av reduktionsfisket i Trummen, Växjösjön och Södra Bergundasjön åren 2016-2018.

USA EPA <http://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>.

Vattenwebb – SMHI Vattenwebb. Internetadress <http://vattenwebb.smhi.se/>.

Wiederholm, T. (Ed.) 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, rapport 4913.

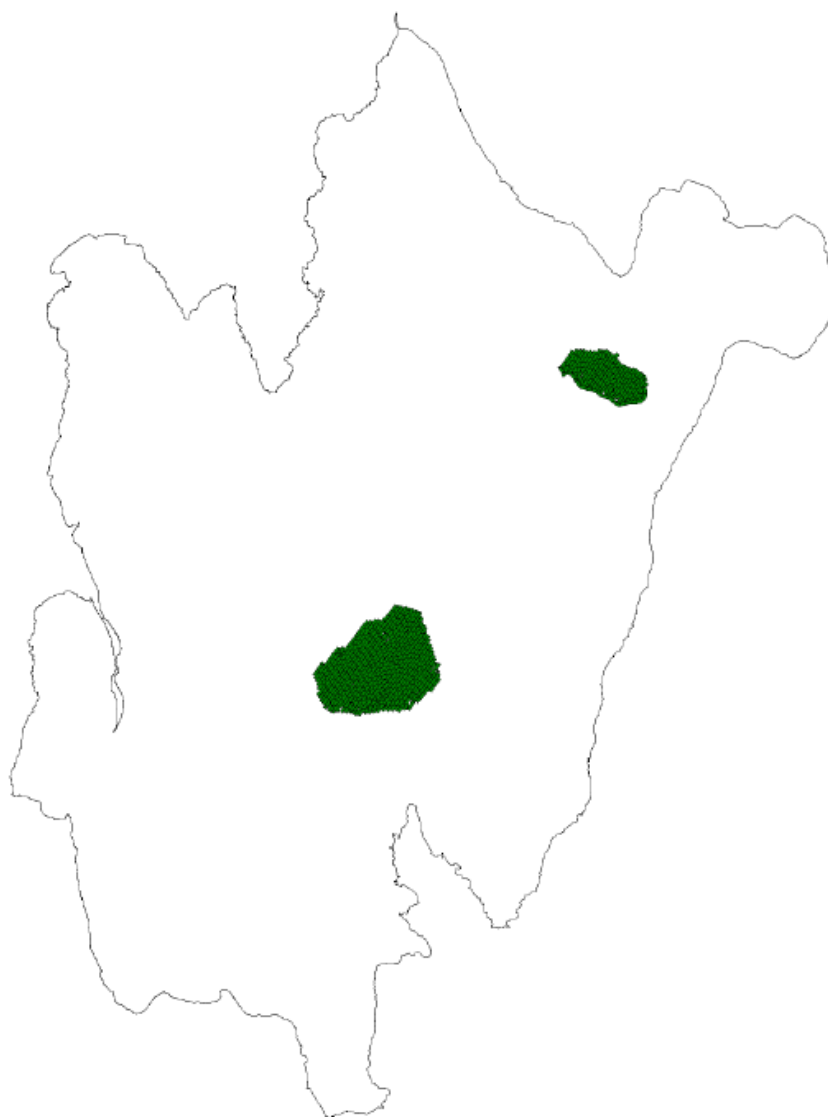
Wiederholm, T. (Ed.) 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport, biologiska parametrar. Naturvårdsverket, rapport 4921.



## **BILAGA 1 – SPRIDNINGSKARTOR VID ALUMINIUMBEHANDLING AV SÖDRA BERGUNDASJÖN ÅREN 2019-2020**

**ÅR 2019**

## Södra Bergundasjön



Arbete: Överfart 1 fällning botten 20 gram

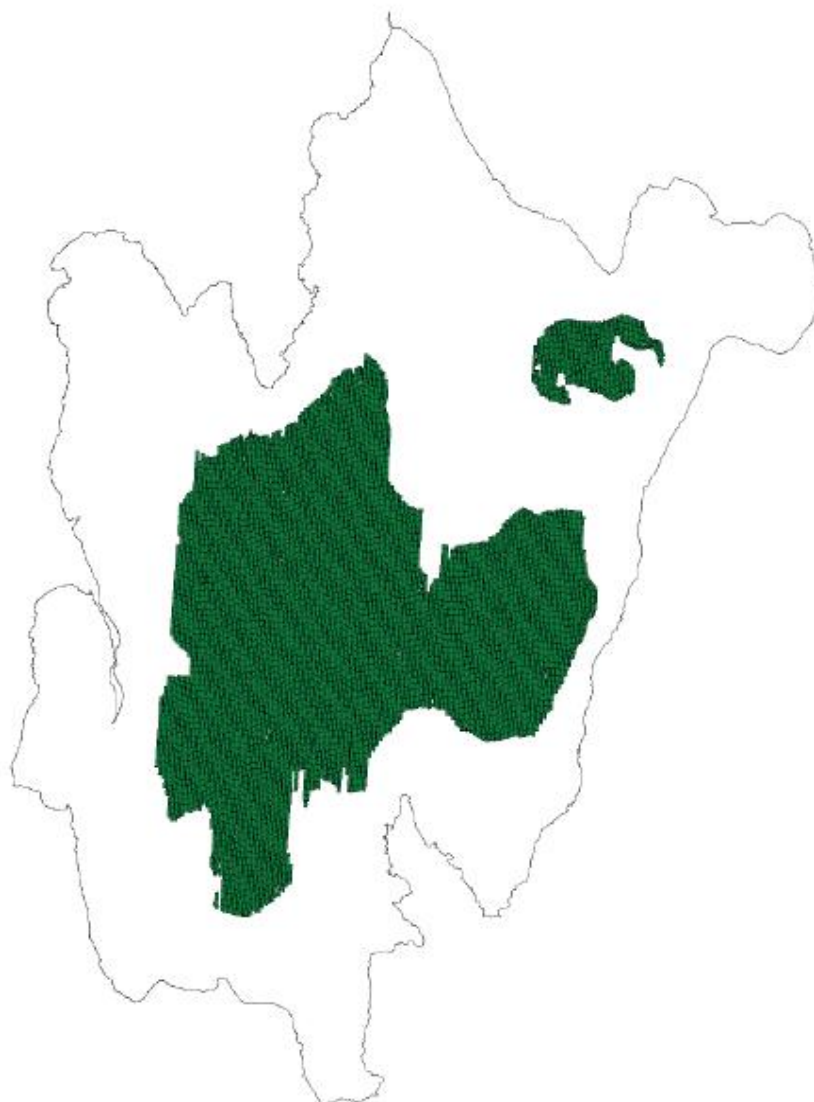
Område: Zon 4

Bearbetad area: 12,72 hektar

Materialåtgång: 24,89 ton EKOFLÖCK 96



## Södra Bergundasjön



Arbete: Överfart 2 fällning botten 20 gram

Område: Zon 2, 3 och 4

Bearbetad area: 135,02 hektar

Materialåtgång: 281,37 ton EKOFLÖCK 96

## Södra Bergundasjön



Arbete: Överfart 3 fällning botten 15 gram

Område: Zon 2, 3 och 4

Bearbetad area: 152,03 hektar

Materialåtgång: 237,54 ton EKOFLÖCK 96

## Södra Bergundasjön



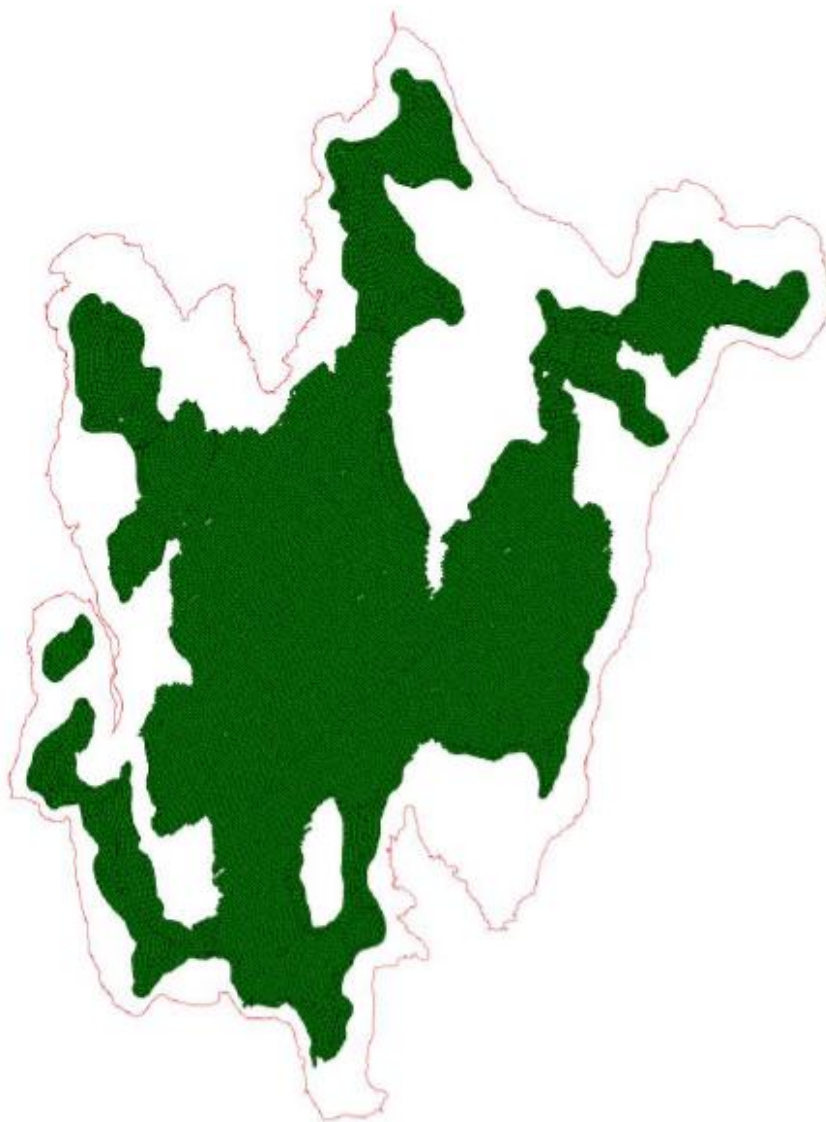
Arbete: Överfart 4 fällning botten 15 gram

Område: Zon 1, 3

Bearbetad area: 147,56 hektar

Matrialåtgång: 230,66 ton EKOFLÖCK 96

## Södra Bergundasjön



Arbete: Överfart 5 fällning botten 20 gram

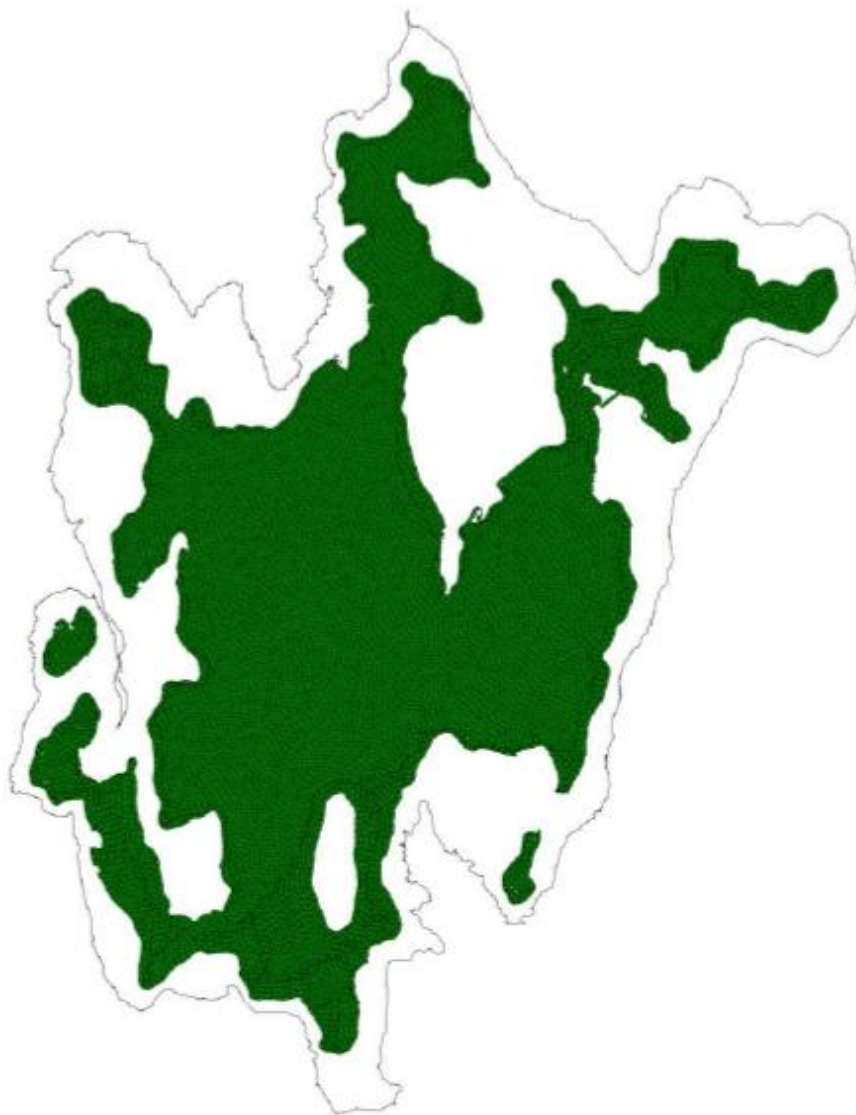
Område: Zon 1, 2, 3 och 4

Bearbetad area: 263,61 hektar

Materialåtgång: 549,19 ton EKOFLÖCK 96

**ÅR 2020**

## Södra Bergundasjön



Arbete: Överfart 6 fällning botten 20 gram

Område: Zon 1, 2, 3 och 4

Bearbetad area: 266,34 hektar

Materialåtgång: 554,89 ton EKOFLÖCK 96

## Södra Bergundasjön



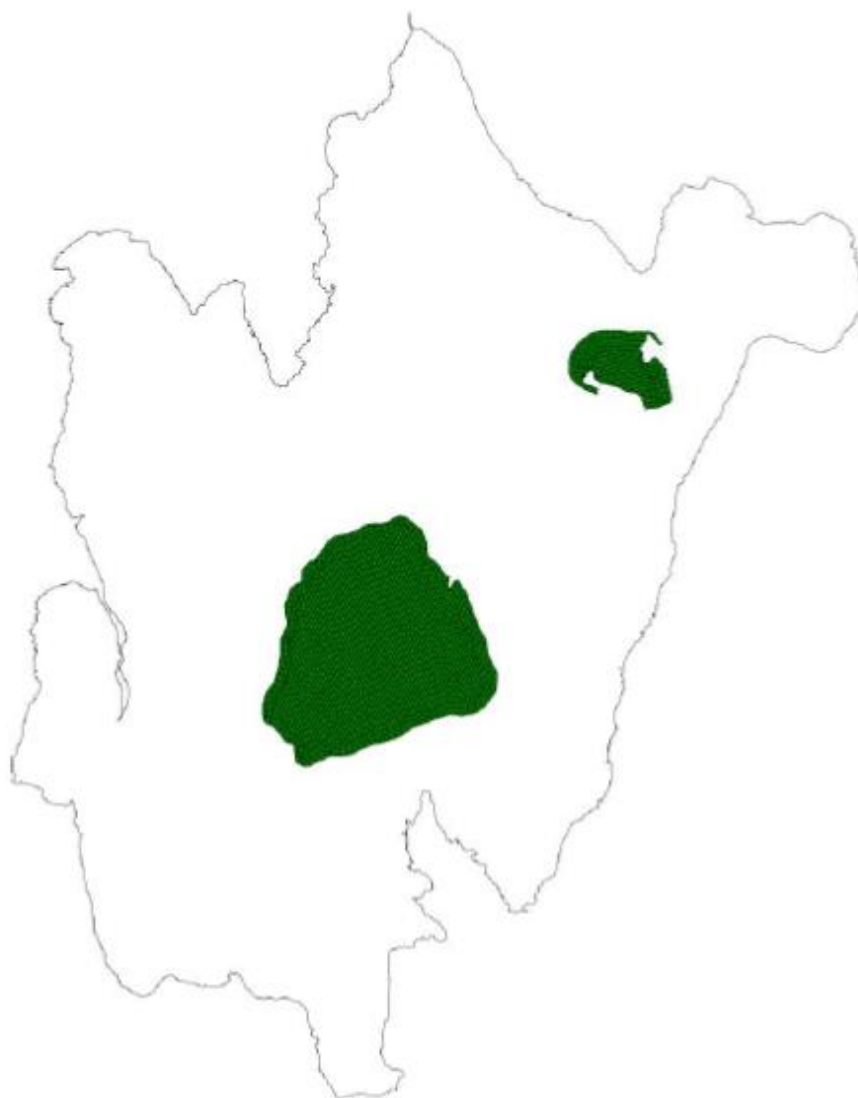
Arbete: Överfart 7 fällning botten 15 gram

Område: Zon 2, 3 och 4

Bearbetad area: 152,02 hektar

Materialåtgång: 237,65 ton EKOFLÖCK 96

## Södra Bergundasjön



Arbete: Överfart 8 fällning botten 15 gram

Område: Zon 3 och 4

Bearbetad area: 43,72 hektar

Materialåtgång: 91,08 ton EKOFLÖCK 96





## **BILAGA 2 – VATTENKEMI SÖDRA BERGUNDASJÖN PERIODEN 2010- OKTOBER 2022**

FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 2

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 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		
Utlopp	315B	2010	1	21	0,6		7,3	0,49	18,2	0,92	0,053	10	11,3	79	46	860	210			
Utlopp	315B	2010	2	12	0,4		7,1	0,49	18,9	2,0	0,053	10	8,2	57	46	980	300			
Utlopp	315B	2010	3	15	1,1		7,1	0,48	18,5	1,2	0,040	11	10,6	75	35	980	380			
Utlopp	315B	2010	4	14	7,3		7,7	0,45	17,0	7,5	0,067	9,9	12,9	107	64	1300	50			
Utlopp	315B	2010	5	18	11,4		7,5	0,47	18,5	8,7	0,053	11	13,2	121	90	1100	130			
Sjö mitt yta	313	2010	5	24	15,1	1,8	14													
Utlopp	315B	2010	6	11	15,6		7,7	0,52	20,1	28	0,067	13	11,4	115	130	2100	220			
Sjö mitt yta	313	2010	6	16	16,3	1,3	12													
Utlopp	315B	2010	7	5	23,9		7,9	0,55	19,5	8,1	0,093	11	8,9	106	120	1200	83			
Sjö mitt yta	313	2010	7	7	21,4	1,5	11													
Utlopp	315B	2010	8	2	20,8		8,3	0,52	18,4	14	0,080	11	11,2	125	110	1000	5,0			
Sjö mitt yta	313	2010	8	5	19,1	1,0	36													
Utlopp	315B	2010	9	13	15,8		7,6	0,52	18,2	12	0,053	11	9,0	91	100	870	5,0			
Sjö mitt yta	313	2010	9	8	15,3	1,1	32													
Utlopp	315B	2010	10	19	7,3		7,7	0,47	17,8	9,0	0,080	10	10,4	86	91	870	5,0			
Sjö mitt yta	313	2010	10	13	9,5	1,0	34													
Utlopp	315B	2010	11	15	4,5		7,5	0,45	17,0	6,1	0,053	8,2	11,8	91	62	690	36			
Utlopp	315B	2010	12	8	0,0		7,5	0,43	17,0	2,0	0,067	8,0	12,8	88	26	640	84			
Utlopp	315B	2011	1	18	0,7		7,2	0,46	18,4	1,0	0,093	9,0	12,0	84	40	810	180	100		
Utlopp	315B	2011	2	15	1,0		6,9	0,43	17,6	1,8	0,11	11	8,4	59	46	890	320	28		
Utlopp	315B	2011	3	9	4,8		7,0	0,46	17,7	2,0	0,16	11	6,3	49	51	990	350	21		
Utlopp	315B	2011	4	16	8,4		7,7	0,42	17,0		0,18	8,4	10,8	99	69	780	120			
Utlopp	315B	2011	5	10	18,4		7,8	0,42	18,0	8,1	0,066	8,5	10,5	119	77	6,0	730	12	19	
Sjö mitt yta	313	2011	5	11	16,5	1,2	17													
Utlopp	315B	2011	6	8	23,0		7,8	0,44	19,0	25	0,16	9,8	11,2	141	130	19	1200	8,0	15	
Sjö mitt yta	313	2011	6	8	21,5	0,80	63													
Utlopp	315B	2011	7	6	18,4		7,7	0,45	19,0	20	0,24	11	9,6	110	180	20	1300	20	70	
Sjö mitt yta	313	2011	7	6	20,4	0,50	90													
Utlopp	315B	2011	8	2	21,1		9,2	0,49	18,0	25	0,14	11	11,4	137	110	30	750	5,0	1,5	
Sjö mitt yta	313	2011	8	11	18,6	0,40	80													
Utlopp	315B	2011	9	6	17,1		8,6	0,40	17,0	50	0,20	10	10,0	106	180	46	1300	8,0	10	
Sjö mitt yta	313	2011	9	9	15,2	0,70	180													
Utlopp	315B	2011	10	7	13,7		7,7	0,49	18,0	7,6	0,056	8,5	5,2	56	120	66	1200	160	520	
Sjö mitt yta	313	2011	10	7	13,9	1,0	31													
Utlopp	315B	2011	11	8	8,4		7,5	0,35	17,0	5,6	0,062	8,5	9,5	82	63	27	760	290	41	
Utlopp	315B	2011	12	9	2,9		7,3	0,34	17,0	4,3	0,044	6,3	12,0	91	56	32	720	280	31	
Utlopp	315B	2012	1	13	1,4		7,2	0,29	17,0	4,5	0,059	8,4	13,0	91	41	18	700	280	10	
Utlopp	315B	2012	2	10	0,3		7,4	0,34	19,0	3,4	0,082	9,2	14,0	99	32	5,1	670	300	8,7	
Utlopp	315B	2012	3	3	1,7		7,2	0,28	16,0	7,7	0,078	7,6	15,6	115	39	2,0	720	230	60	
Utlopp	315B	2012	4	12	6,2		7,4	0,31	17,0	6,5	0,060	7,2	11,5	96	69	14	540	11	8,0	
Sjö mitt yta	313	2012	5	9	13,5	1,2	14													
Sjö mitt yta	313	2012	5	9	13,3		7,4	0,33	18,6	5,6	0,054	8,0	11,0	105	62	12	730	5,0	5,0	
Sjö mitt yta	313	2012	6	7	14,4	1,1	15	7,4	0,36	19,4	12	0,066	8,7	10,3	101	120	30	1100	38	20
Sjö mitt yta	313	2012	6	9	14,9															
Sjö mitt yta	313	2012	7	2	18,0		7,5	0,41	19,2	10	0,054	10	9,2	97	110	22	1200	18	53	
Sjö mitt yta	313	2012	7	6	21,0	1,2	51													
Sjö mitt yta	313	2012	8	3	20,0		7,7	0,44	19,2	24	0,054	9,5	9,0	99	150	30	1200	5,0	5,0	
Sjö mitt yta	313	2012	8	17	20,0	0,60	33													
Sjö mitt yta	313	2012	9	5	16,9	0,80	22					5,6	62							
Sjö mitt yta	313	2012	9	11	15,7		7,6	0,49	19,6	21	0,13	10	9,1	92	150	3,0	1300	28	29	
Sjö mitt yta	313	2012	10	4	11,9	1,0	39													
Sjö mitt yta	313	2012	10	5	11,2		7,6	0,49	19,2	18	0,054		9,5	87	85	25	1100	5,0	5,0	
Utlopp	315B	2012	11	7	4,6		7,4	0,46	18,0	4,3	0,062	7,7	11,2	87	68	26	590	67	27	
Utlopp	315B	2012	12	15	1,3		7,5	0,49	19,0	3,3	0,067	8,5	11,9	84	69	26	830	170	100	
Utlopp	315B	2013	1	16	0,6		7,0	0,32	14,0	5,7	0,19	11	14,3	100	67	13	930	240	77	
Utlopp	315B	2013	2	7	1,8		7,0	0,41	18,0	1,9	0,17	9,1	9,5	71	48	19	830	290	43	
Utlopp	315B	2013	3	13	1,7		6,9	0,47	18,0	7,8	0,14	11	6,5	47	78	25	960	290	4,5	
Utlopp	315B	2013	4	12	4,4		7,0	0,48	17,0	4,9	0,074	8,9	9,0	71	67	19	640	89	7,8	
Sjö mitt yta	313	2013	5	15	14,1	0,90	29	7,4	0,49	18,0	5,3	0,075	9,2	8,8	88	93	22	620	3,5	25
Sjö mitt yta	313	2013	6	4	18,5	0,60	100	7,7	0,49	18,0	19	0,097	10	9,5	103	160	13	840	6,7	4,9
Sjö mitt yta	313	2013	7	3	17,6	0,80	91	7,9	0,49	18,0	9,3	0,061	10	9,7	104	150	37	760	7,8	6,5
Sjö mitt yta	313	2013	8	14	19,9	0,50	110	8,2	0,53	19,0	24	0,084	11	8,9	99	360	120	670	14	14
Sjö mitt yta	313	2013	9	3	17,6	0,60	48	8,0	0,56	19,0	13	0,054	9,7	10,0	106	180	42	800	6,7	6,4
Sjö mitt yta	313	2013	10	3	10,3	1,1	24	7,7	0,56	20,0	9,8	0,051	8,4	9,3	83	94	13	570	4,4	5,8
Utlopp	315B	2013	11	6	7,0		7,6	0,51	19,0	6,0	0,049	9,1	11,3	97	68	16	550	5,9	5,3	
Utlopp	315B	2013	12	9	0,5		7,4	0,54	20,0	5,5	0,042	7,4	13,4	94	55	21	640	75	40	

## FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 2

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 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		
Utlopp	315B	2014	1	13	1,6		7,5	0,45	19,0	3,8	0,042	7,0	12,4	89	53	19	680	170	24	
Utlopp	315B	2014	2	13	1,1		7,2	0,43	19,0	2,3	0,064	9,0	14,2	116	48	5,7	660	270	15	
Utlopp	315B	2014	3	11	5,3		7,5	0,43	19,0	5,7	0,064	8,3	12,7	115	41	3,3	590	84	17	
Utlopp	315B	2014	4	2	8,7		7,3	0,40	19,0	5,7	0,054	8,6	11,6	103	51	5,3	520	10	3,9	
Sjö mitt yta	313	2014	5	6	11,8	1,1	18	7,3	0,41	19,0	10	0,049	8,5	9,8	91	80	17	630	10	33
Sjö mitt yta	313	2014	6	4	17,6	1,3	40	7,4	0,44	19,0	7,7	0,065	8,1	9,0	95	69	13	610	7,0	14
Sjö mitt yta	313	2014	7	3	17,4	0,70	51	7,5	0,51	18,0	11	0,049	8,9	9,7	103	86	24	680	4,2	11
Sjö mitt yta	313	2014	8	5	21,3	0,60	81	7,6	0,56	19,0	25	0,073	8,4	7,3	83	160	24	950	14	96
Sjö mitt yta	313	2014	9	10	16,4	0,70	42	7,8	0,55	19,0	19	0,051	9,8	8,9	93	170	23	720	2,7	6,0
Sjö mitt yta	313	2014	10	14	11,5	0,90	31	7,5	0,54	19,0	11	0,058	8,3	8,8	83	80	33	680	18	55
Utlopp	315B	2014	11	11	7,9		7,5	0,50	18,0	12	0,059	8,2	10,8	92	83	21	840	140	38	
Utlopp	315B	2014	12	3	2,2		7,5	0,48	19,0	5,0	0,062	8,5	16,1	118	68	29	790	210	130	
Utlopp	315B	2015	1,0	20	0,5		7,5	0,45	17,4	2,9	0,084	8,7	13,0	90	47	21	980	310	120	
Utlopp	315B	2015	2,0	3	0,3		7,5	0,44	17,6	2,4	0,086	8,6	13,1	90	40	17	1000	380	88	
Utlopp	315B	2015	3,0	5	2,1		7,7	0,43	17,5	5,6	0,086	9,8	15,1	109	48	10	970	280	5,0	
Utlopp	315B	2015	4,0	16	7,7		7,6	0,41	17,0	5,7	0,070	9,9	11,2	94	55	10	710	5,0	17	
Sjö mitt yta	313	2015	5,0	12	11,6	1,0	30	7,5	0,42	17,5	16	0,061	8,7	11,7	108	75	6,5	740	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2015	6,0	3	13,4	0,80	79	7,6	0,42	17,3	20	0,10	11	10,2	98	93	28	1200	44	36
Sjö mitt yta	313	2015	7,0	9	19,0	0,65	7,6	0,53	18,2	30	0,10	13	7,9	85	130	16	1900	14	64	
Sjö mitt yta	313	2015	8,0	20	19,3	0,70	86	8,1	0,59	18,4	23	0,053	11	9,8	106	140	12	1400	5,0	16
Sjö mitt yta	313	2015	9,0	10	14,8	0,80	73	7,8	0,60	18,6	22	0,057	9,4	9,8	97	130	14	1100	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2015	10	7	10,8	0,90	39	7,5	0,56	18,3	15	0,051	10	9,7	88	130	47	1200	5,0	44
Utlopp	315B	2015	11	3	8,3		7,5	0,53	18,9	5,3	0,047	7,8	9,0	77	77	33	920	94	78	
Utlopp	315B	2015	12	4	4,1		7,5	0,48	18,4	8,5	0,043	9,3	12,3	94	100	41	1200	230	170	
Utlopp	315B	2016	1,0	15	0,3		7,4	0,48	19,2	1,2	0,058	8,0	14,5	100	51	31	950	360	160	
Utlopp	315B	2016	2,0	3	0,7		7,3	0,40	16,6	1,2	0,047	5,6	12,5	87	41	29	900	380	83	
Utlopp	315B	2016	3,0	4	4,4		7,6	0,41	16,8	2,2	0,053	7,1	15,9	123	37	9,8	850	240	5,0	
Utlopp	315B	2016	4,0	15	8,8		7,5	0,43	18,4	6,9	0,046	7,8	11,5	99	80	21	650	5,0	5,0	
Sjö mitt yta	313	2016	5,0	4	11,7	1,5	13	7,6	0,43	18,4	4,5	0,084	6,5	11,4	105	56	23	700	5,0	14
Sjö mitt yta	313	2016	6,0	9	20,0	2,2	8,4	7,6	0,54	19,0	5,0	0,12	9,5	7,9	87	92	18	1000	12	120
Sjö mitt yta	313	2016	7,0	13	18,9	0,85	43	7,7	0,62	20,7	19	0,045	8,2	8,6	93	160	24	960	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2016	8,0	9	17,2	0,65	47	7,9	0,62	19,6	32	0,040	11	9,2	96	210	25	1200	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2016	9,0	8	17,8	0,85	38	8,2	0,66	21,3	20	0,041	10	9,9	104	140	22	1000	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2016	10	11	8,5	0,75	40	7,6	0,66	21,7	20	0,058	10	10,3	88	160	4,5	1500	90	260
Utlopp	315B	2016	11	10	1,7		7,7	0,61	19,3	8,0	0,039	8,3	13,6	98	85	13	1300	250	170	
Utlopp	315B	2016	12	5	1,3		7,5	0,57	21,8	4,9	0,036	8,4	13,3	94	62	4,7	1000	300	140	
Utlopp	315B	2017	1	5	0,3		7,5	0,57	21,9	6,7	0,032	8,5	13,6	94	66	1,0	1200	480	110	
Utlopp	315B	2017	2	3	0,8		7,9	0,56	23,0	1,1	0,032	8,2	16,0	112	23	1,0	1100	490	17	
Utlopp	315B	2017	3	7	1,1		7,6	0,52	19,5	3,4	0,033	7,8	13,7	97	42	4,1	840	260	5,0	
Utlopp	315B	2017	4	13	8,5		7,5	0,54	21,0	7,1	0,028	7,5	11,2	96	92	8,7	760	5,0	5,0	
Sjö mitt yta	313	2017	5	15	13,8	1,6	39	8,9	0,54	20,5	12	0,041	9,2	14,4	139	71	3,8	710	5,0	51
Sjö mitt yta	313	2017	6	9	16,4	1,3	45	8,1	0,62	21,5	18	0,053	10	10,3	105	57	4,6	1400	5,0	47
Sjö mitt yta	313	2017	7	10	20,0	1,1	54	8,8	0,66	20,5	18	0,055	9,9	13,0	143	70	34	1300	5,0	12
Sjö mitt yta	313	2017	8	14	18,7	0,80	69	8,5	0,61	20,7	23	0,043	7,7	10,0	107	140	22	1000	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2017	9	14	14,5	0,90	40	7,8	0,59	20,0	17	0,042	7,7	9,0	88	140	17	860	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2017	10	9	9,6	1,1	24	7,6	0,54	19,6	12	0,037	7,6	10,0	88	120	25	650	5,0	5,0
Utlopp	315B	2017	11	17	4,3		7,6	0,52	19,5	5,4	0,052	7,7	12,2	94	69	12	640	16	33	
Utlopp	315B	2017	12	7	3,1		7,4	0,49	19,0	2,3	0,065	8,1	13,2	98	52	9,4	660	58	35	
Utlopp	315B	2018	1	5	2,1		7,4	0,44	18,1	2,8	0,11	9,3	12,7	92	40	10	670	140	49	
Utlopp	315B	2018	2	5	0,2		7,4	0,44	18,4	1,6	0,12	9,7	13,3	91	34	15	810	260	80	
Utlopp	315B	2018	3	12	1,5		7,2	0,44	19,0	1,2	0,18	10	13,0	93	32	15	860	270	78	
Utlopp	315B	2018	4	9	5,9		7,2	0,44	17,5	0,46	0,12	9,2	12,8	103	32	7,8	720	220	26	
Sjö mitt yta	313	2018	5	8	17,4	2,5	4,4	7,7	0,43	18,8	2,2	0,087	8,2	10,1	106	62	21	520	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2018	6	8	21,6	1,5	19	7,8	0,59	20,9	5,5	0,072	9,6	9,6	109	65	5,4	680	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2018	7	10	22,7	0,95	70	9,2	0,59	19,9	7,9	0,052	9,2	11,2	130	120	18	1100	5,0	40
Sjö mitt yta	313	2018	8	15	19,7	0,70	80	7,8	0,64	20,3	33	0,095	10	8,4	92	220	95	1300	39	5,0
Sjö mitt yta	313	2018	9	14	15,2	0,70	45	7,8	0,62	19,8	22	0,037	10	9,1	91	200	56	1000	5,0	5,0
Sjö mitt yta	313	2018	10	5	10,0	1,0	36	7,7	0,61	20,9	16	0,034	9,1	10,3	91	130	41	400	5,0	5,0
Utlopp	315B	2018	11	6	6,9		7,4	0,52	19,8	12	0,032	9,0	10,6	87	110	27	840	20	20	
Utlopp	315B	2018	12	6	2,0		7,4	0,51	20,2	5,2	0,031	8,4	12,1	87	80	36	730	150	86	

**FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 2**

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 mg/l	Syr gas halt mg/l	Syre mått nad %	Total fosfor µg/l	Fosfat fosfor µg/l	Total kväve µg/l	Nitrat kväve µg/l	Ammo nium kväve µg/l		
Utlopp	315	2019	1	8	0,6		7,5	0,49	20,5	3,9	0,029	7,9	14,3	99	66	30	770	200	75	
Utlopp	315	2019	2	4	0,2		7,6	0,51	21,7	1,8	0,031	8,0	15,0	103	49	12	820	230	25	
Utlopp	315	2019	3	5	3,1		8,0	0,43	20,0	3,0	0,030	7,3	14,9	111	40	<b>1,0</b>	600	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	
Utlopp	315	2019	4	1	6,2		7,4	0,41	20,6	3,0	0,032	7,0	11,5	93		2,6	480	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	
Sjö mitt yta	313	2019	5	8	10,5	1,7	13	7,4	0,43	22,3	13	0,035	7,2	11,4	102	88	6,0	580	<b>5,0</b>	27
Sjö mitt yta	313	2019	6	18	20,3	2,2	27	7,5	0,43	23,7	6,7	0,038	9,0	10,1	112	75	27		<b>5,0</b>	150
Sjö mitt yta	313	2019	7	8	17,8	2,2	65	7,7	0,34	24,1	20	0,033	8,1	10,4	109	86	8,2	920	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2019	8	6	20,9	1,1	120	7,3	0,30	24,7	21	0,040	9,5	9,0	101	79	<b>1,0</b>	1400	<b>5,0</b>	22
Sjö mitt yta	313	2019	9	6	17,2	5,6	5,0	7,0	0,21	25,0	0,88	0,015	4,3	8,0	83	40	3,9	470	44	67
Sjö mitt yta	313	2019	10	4	10,6	5,5	4,4	7,0	0,16	24,6	0,92	0,013	4,3	9,6	86	29	6,8	480	69	31
Utlopp	315	2019	11	4	6,8		7,0	0,15	24,7	0,56	0,017	4,0	10,0	82	22	7,5	390	94	95	
Utlopp	315	2019	12	4	3,7		6,9	0,16	24,6	0,41	0,020	4,3	12,2	92	22	8,9	500	210	55	
Utlopp	315	2020	1	7	1,9		7,0	0,18	23,4	0,86	0,048	5,3	13,1	94	21	9,4	620	370	52	
Utlopp	315	2020	2	5	2,6		7,1	0,20	22,7	0,80	0,052	5,9	12,7	93	21	8,0	730	410	30	
Utlopp	315	2020	3	2	1,7		7,1	0,20	21,3	1,0	0,081	7,2	12,8	92	25	4,8	810	500	16	
Utlopp	315	2020	4	1	4,9		7,3	0,30	21,8	2,3	0,083	7,7	12,8	100	31	6,3	700	330	18	
Sjö mitt yta	313	2020	5	12	12,3	5,0	6,0	7,5	0,30	19,4	1,1	0,058	6,5	11,2	105	26	<b>1,0</b>	420	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2020	6	10	18,0	4,3	5,9	7,3	0,30	23,4	1,6	0,029	6,9	10,0	106	18	3,3	380	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2020	7	10	17,8	3,6	4,4	7,3	0,31	23,7	1,9	0,015	5,4	9,4	99	17	<b>1,0</b>	400	36	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2020	8	5	18,8	4,0	6,3	7,2	0,26	24,0	1,9	0,017	5,4	9,1	98	16	<b>1,0</b>	390	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2020	9	4	17,2	5,4	6,2	7,2	0,21	25,0	1,7	0,028	5,6	8,2	85	17	2,8	460	21	42
Sjö mitt yta	313	2020	10	1	14,6	5,4	11	7,0	0,18	24,3	0,99	0,016	4,7	8,2	81	21	<b>1,0</b>	480	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Utlopp	315	2020	11	9	8,7		7,0	0,15	24,4	0,48	0,021	4,1	9,6	83	18	5,1	420	47	42	
Utlopp	315	2020	12	7	3,3		7,1	0,28	23,4	7,1	0,021	4,5	12,8	96	47	9,5	670	170	61	
Utlopp	315	2021	1	19	0,2		7,2	0,30	22,9	0,70	0,042	5,0	14,1	97	19	7,4	690	270	51	
Utlopp	315	2021	2	11	0,8		7,2	0,31	24,6	0,67	0,058	5,7	14,4	101	16	3,5	580	320	38	
Utlopp	315	2021	3	9	4,8		7,0	0,30	22,4	1,1	0,064	5,8	13,7	107	20	3,1	590	230	15	
Utlopp	315	2021	4	7	6,1		7,3	0,31	22,0	1,9	0,042	5,6	12,0	97	27	3,2	500	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	
Sjö mitt yta	313	2021	5	11	12,3	4,0	6,3	7,4	0,31	21,6	1,4	0,026	5,9	11,2	105	21	2,0	410	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2021	6	8	20,7	3,9	4,0	7,5	0,33	22,2	3,5	0,051	6,0	9,5	106	18	<b>1,0</b>	700	350	49
Sjö mitt yta	313	2021	7	5	22,4	2,9	16	7,3	0,38	22,2	3,1	0,059	6,4	8,8	101	30	2,8	510	<b>5,0</b>	17
Sjö mitt yta	313	2021	8	13	19,7	2,7	11	7,3	0,38	22,1	2,4	0,024	6,9	8,3	91	29	<b>1,0</b>	530	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2021	9	15	17,6	3,6	9,9	7,5	0,41	21,9	0,59	0,027	6,8	9,0	94	22	<b>1,0</b>	530	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2021	10	7	12,4	5,6	4,6	7,4	0,39	21,3	0,92	0,023	6,3	9,7	91	23	6,6	450	24	38
Utlopp	315	2021	11	4	8,4		7,2	0,38	20,3	0,92	0,068	6,3	10,6	90	20	6,2	550	100	45	
Utlopp	315	2021	12	8	0,6		7,3	0,39	20,3	0,70	0,044	6,6	13,4	93	25	9,1	580	190	52	
Utlopp	315	2022	1	13	1,7		7,0	0,41	19,9	0,88	0,055	6,7	11,2	80	23	3,9	630	230	34	
Utlopp	315	2022	2	8	1,3		7,7	0,39	19,8	2,0	0,066	7,0	15,5	110	21	2,8	580	130	13	
Utlopp	315	2022	3	3	3,6		7,3	0,39	19,1	0,72	0,071	7,1	13,2	100	19	4,6	510	150	<b>5,0</b>	
Utlopp	315	2022	4	4	5,5		7,5	0,41	19,1	2,8	0,073	8,1	12,4	98	39	3,0	460	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	
Sjö mitt yta	313	2022	5	4	12,8	2,5	6,8	7,4	0,43	19,6	2,0	0,056	6,7	10,5	99	21	<b>1,0</b>	400	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2022	6	2	15,6	1,8	9,2	7,8	0,44	19,6	2,5	0,059	8,1	10,0	101	18	<b>1,0</b>	840	27	48
Sjö mitt yta	313	2022	7	13	21,0	3,0	9,1	7,6	0,51	20,1	2,8	0,035	7,8	9,1	102	24	2,7	550	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2022	8	10	20,0	4,0	25	8,7	0,52	20,1	4,0	0,14	7,8	11,1	122	36	3,9	650	120	<b>5,0</b>
Sjö mitt yta	313	2022	9	2	18,4	1,9	25	7,6	0,54	20,9	3,7	0,040	7,6	8,5	91	35	<b>1,0</b>	670	<b>5,0</b>	18
Sjö mitt yta	313	2022	10	5	12,0	3,4	6,2	7,4	0,49	19,4	1,8	0,028	6,5	9,5	88	36	3,5	520	39	32

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.

## FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 2

PROVPUNKT	ID	År	Månad	Dag	Tempera tur	Sikt- djup	Klo- ro fyll	Alka lini tet	Led nings förm	Tur bidi tet	Abs 420 filtr	Syr gas halt	Syre mätt nad	Total fosfor	Fosfat fosfor	Total kväve	Nitrat kväve	Ammo nium kväve	
					°C	m	µg/l	mekv/l	mS/m	FNU	/5cm	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
Sjö mitt botten	313	2012	5	9	13,3		7,4	0,31	18,5	6,2	0,054	8,2	10,8	103	64	16	750	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2012	6	7	14,1		7,3	0,36	19,4	12	0,066	9,3	9,1	89	120	32	880	40	58
Sjö mitt botten	313	2012	7	2	18,1		7,4	0,41	19,2	10	0,066	10	9,8	104	120	28	1100	21	96
Sjö mitt botten	313	2012	8	3	19,5		7,3	0,48	19,4	26	0,054	9,2	6,0	65	200	39	1200	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2012	9	11	15,2		7,4	0,52	19,8	15	0,066	10	7,2	72	150	34	1200	29	170
Sjö mitt botten	313	2012	10	5	11,2		7,5	0,49	19,1	18	0,054		9,3	85	110	18	1100	5,0	10
Sjö mitt botten	313	2013	5	15	14,2		7,4	0,48	18,0	4,9	0,077	9,2	10,2	102	110	26	710	5	53
Sjö mitt botten	313	2013	6	4	18,2		7,7	0,49	18,0	10	0,079	10	10,3	112	140	19	700	8	7,1
Sjö mitt botten	313	2013	7	3	17,8		7,7	0,48	18,0	11	0,062	10	9,7	104	170	46	770	8	12
Sjö mitt botten	313	2013	8	14	19,1		8,1	0,53	19,0	21	0,079	12	9,0	98	370	55	630	11	13
Sjö mitt botten	313	2013	9	3	16,0		7,7	0,54	19,0	12	0,055	9,5	7,4	76	290	35	1000	9	10
Sjö mitt botten	313	2013	10	3	10,1		7,4	0,60	20,0	6,8	0,049	8,5	9,8	87	100	13	570	5	5,0
Sjö mitt botten	313	2014	5	6	12,2		7,4	0,41	19,0	7,9	0,054	8,2	9,5	90	84	18	670	9	31
Sjö mitt botten	313	2014	6	4	16,8		7,2	0,56	20,0	6,4	0,058	8,1	2,2	23	120	67	860	13	400
Sjö mitt botten	313	2014	7	3	17,0		7,2	0,57	18,0	9,7	0,051	8,9	2,5	26	120	48	790	10	200
Sjö mitt botten	313	2014	8	5	20,0		7,4	0,77	21,0	9,9	0,078	8,9	0,1	1	210	27	1900	13	960
Sjö mitt botten	313	2014	9	10	16,0		7,7	0,56	19,0	20	0,053	9,5	8,7	90	180	25	860	3	8,1
Sjö mitt botten	313	2014	10	14	11,5		7,5	0,53	19,0	13	0,058	8,5	8,6	81	88	36	650	22	57
Sjö mitt botten	313	2015	5	12	11,6		7,5	0,42	17,7	8,4	0,059	8,5	10,7	98	69	15	750	120	46
Sjö mitt botten	313	2015	6	3	13,4		7,7	0,42	17,4	24	0,10	10	10,2	98	110	17	1300	40	31
Sjö mitt botten	313	2015	7	9	18,9		7,5	0,56	18,5	19	0,10	11	7,6	82	120	31	1500	16	150
Sjö mitt botten	313	2015	8	20	19,1		8,0	0,60	18,6	23	0,053	11	9,3	101	140	12	1400	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2015	9	10	14,7		7,5	0,63	19,0	23	0,062	11	6,4	63	170	29	1400	5,0	180
Sjö mitt botten	313	2015	10	7	10,8		7,6	0,55	18,0	16	0,046	9,3	9,7	88	160	45	630	5,0	15
Sjö mitt botten	313	2016	5	4	9,6		7,6	0,42	18,3	5,7	0,036	6,5	10,6	93	55	18	650	20	11
Sjö mitt botten	313	2016	6	9	18,6		7,6	0,57	19,3	4,7	0,14	9,2	2,5	27	120	36	1000	17	210
Sjö mitt botten	313	2016	7	13	18,9		7,7	0,61	20,7	19	0,049	8,0	9,0	97	160	25	970	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2016	8	10	17,2		7,6	0,59	20,0	29	0,071	10	9,2	96	200	28	1200	5,0	25
Sjö mitt botten	313	2016	9	8	17,0		7,3	0,66	21,8	26	0,033	12	4,6	48	190	25	1100	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2016	10	11	8,5		7,5	0,66	21,8	24	0,077	10	10,3	88	160	4,7	1500	96	270
Sjö mitt botten	313	2017	5	15	10,1		7,8	0,56	20,6	5,6	0,051	9,1	11,0	98	47	12	660	5,0	58
Sjö mitt botten	313	2017	6	9	16,2		8,0	0,62	21,2	20	0,042	12	9,9	101	56	3,5	1400	5,0	39
Sjö mitt botten	313	2017	7	10	16,1		7,1	0,75	21,3	6,4	0,049	8,3	0,9	9	140	49	950	5,0	230
Sjö mitt botten	313	2017	8	14	17,8		7,6	0,66	20,8	23	0,043	7,8	7,9	83	150	29	1300	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2017	9	14	14,4		7,6	0,59	19,9	19	0,038	7,8	8,2	80	150	34	900	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2017	10	31	5,8		7,6	0,56	19,6	9,1	0,12	7,8	11,3	90	99	18	700	5,0	61
Sjö mitt botten	313	2018	5	8	11,6		7,1	0,46	19,1	7,6	0,073	8,1	6,4	59	86	20	640	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2018	6	8	12,2		7,2	0,98	23,9	7,2	0,12	9,9	0,1	1	140	92	1400	5,0	720
Sjö mitt botten	313	2018	7	10	19,4		7,1	0,90	23,2	5,1	0,088	8,9	0,1	1	120	33	1100	5,0	450
Sjö mitt botten	313	2018	8	15	19,3		7,6	0,64	20,3	30	0,057	10	6,9	75	220	93	1300	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2018	9	14	15,0		7,8	0,64	19,6	22	0,039	10	8,8	87	180	58	1000	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2018	10	5	9,9		7,7	0,61	20,7	15	0,033	9,4	10,1	89	130	36	400	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2019	5	8	10,5		7,6	0,44	22,9	14	0,038	7,1	11,4	102	60	6,6	580	40	31
Sjö mitt botten	313	2019	6	18	18,1		7,0	0,49	24,3	5,0	0,038	8,0	0,1	1	82	14		5	130
Sjö mitt botten	313	2019	7	8	17,2		7,4	0,33	24,4	13	0,022	8,5	8,7	91	71	6,2	780	23	20
Sjö mitt botten	313	2019	8	6	19,6		6,9	0,39	25,6	3,6	0,022	5,9	0,2	2	46	8,1	950	19	470
Sjö mitt botten	313	2019	9	6	17,2		7,0	0,21	25,0	1,0	0,011	4,4	7,8	81	32	7,3	420	43	57
Sjö mitt botten	313	2019	10	4	10,6		7,0	0,18	24,6	1,9	0,013	4,5	9,6	86	36	6,9	460	73	35
Sjö mitt botten	313	2020	5	12	12,3		7,7	0,31	21,9	2,5	0,054	7,1	11,2	105	20	2,7	390	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2020	6	10	16,1		7,1	0,30	23,7	1,5	0,024	6,6	8,8	89	17	2,0	380	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2020	7	10	16,7		7,1	0,31	23,7	2,6	0,016	5,9	8,1	83	23	1,0	390	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2020	8	5	18,8		7,2	0,26	24,1	0,96	0,019	5,8	9,1	98	18	1,0	370	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2020	9	4	17,1		7,2	0,23	25,0	2,4	0,024	5,5	8,1	84	16	2,9	480	21	45
Sjö mitt botten	313	2020	10	1	14,6		6,9	0,18	24,3	1,6	0,014	4,5	8,0	79	19	1,0	470	5,0	14
Sjö mitt botten	313	2021	5	11	10,2		7,2	0,31	22,0	1,5	0,024	5,7	9,7	86	27	1,0	370	5,0	17
Sjö mitt botten	313	2021	6	8	15,2		6,7	0,38	22,6	1,5	0,032	5,4	1,5	15	28	8,4	570	35	140
Sjö mitt botten	313	2021	7	5	20,7		6,9	0,39	22,4	2,1	0,052	6,2	4,0	45			510	23	51
Sjö mitt botten	313	2021	8	13	19,0		6,9	0,38	22,3	3,1	0,027	6,7	2,0	22	35	1,0	560	5,0	23
Sjö mitt botten	313	2021	9	15	17,6		7,4	0,39	21,8	1,1	0,021	6,8	8,7	91	23	1,0	440	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2021	10	7	12,3		7,5	0,39	21,2	0,87	0,024	6,0	9,2	86	23	5,8	460	29	35
Sjö mitt botten	313	2022	5	4	11,6		7,4	0,43	19,9	0,96	0,061	7,4	9,3	86	26	1,0	390	5,0	12
Sjö mitt botten	313	2022	6	2	14,1		7,3	0,43	18,8	2,6	0,048	7,5	5,6	55	46	3,6	750	79	82
Sjö mitt botten	313	2022	7	13	20,2		7,2	0,51	20,3	4,4	0,035	7,5	7,4	82	47	4,8	570	5,0	23
Sjö mitt botten	313	2022	8	10	19,0		7,3	0,52	20,2	3,9	0,035	7,5	0,1	1,1	44	2,3	610	5,0	5,0
Sjö mitt botten	313	2022	9	2	18,3		7,6	0,52	20,5	4,2	0,030	7,4	8,1	86	42	1,0	680	5,0	12
Sjö mitt botten	313	2022	10	5	12,0		7,4	0,49	19,7	1,6	0,030	7,3	9,5	88	42	3,0	450	50	38

Siffror i fet kursiv stil motsvarar halva <-värdet.

## FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 2

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	µg/l
Utlopp	315	2010	1	21	14	3,7	40	6,4				0,13	0,07	1,1	2,7	51		<b>0,005</b>			0,16	2,3	0,12	0,29
Utlopp	315	2010	3	15	11	2,7	18	2,5				0,09	0,05	1,1	3,5	11		<b>0,005</b>	0,075	0,09	1,9	0,04	0,25	
Utlopp	315	2010	5	18	12	2,9	27	3,9				0,52	0,23	1,0	2,4	82		<b>0,005</b>	0,74	0,22	1,7	0,15	0,27	
Utlopp	315	2010	7	5	12	3,4	37	5,7				0,29	0,25	4,8	5,7	56		0,011	1,1	0,15	2,1	0,16	0,39	
Utlopp	315	2010	8	2	11	2,7	19	2,6				0,41	0,20	0,74	1,2	30		<b>0,005</b>	0,46	0,07	1,6	0,086	0,35	
Utlopp	315	2010	10	19	11	2,6	19	2,9				0,52	0,16	0,69	2,2	58		<b>0,005</b>	0,69	0,18	1,7	0,094	0,25	
Utlopp	315	2013	1	16										2,1	9,3	140		0,036	4,6	1,4	1,9	0,220	0,31	
Utlopp	315	2013	3	13										5,6	15	54		0,011	0,77	0,31	2,3	0,160	0,28	
Utlopp	315	2013	5	13										0,59	1,7	20		<b>0,005</b>	0,29	0,10	1,5	0,073	0,28	
Utlopp	315	2013	7	2										1,1	4,5	31		0,038	0,24	0,13	1,5	0,090	0,33	
Utlopp	315	2013	8	12										0,67	2,2	95		0,033	0,71	0,17	1,5	0,130	0,43	
Utlopp	315	2013	10	1										0,67	0,87	11		0,010	<b>0,005</b>	0,062	1,5	0,061	0,28	
Utlopp	315	2014	1	13										0,90	3,5	68		0,028	0,36	0,20	1,2	0,080	0,17	
Utlopp	315	2014	3	11											5,1	120		0,030	0,41	0,25	1,2	0,11	0,13	
Utlopp	315	2014	5	6										0,52	5,9	140		0,012	1,2	0,35	1,9	0,18	0,26	
Utlopp	315	2014	7	3										1,0	1,8	41		<b>0,005</b>	0,40	0,11	1,7	0,10	0,34	
Utlopp	315	2014	8	8										2,5	2,9	46		<b>0,005</b>	0,63	0,14	2,0	0,10	0,42	
Utlopp	315	2014	10	9										0,42	1,4	32		<b>0,005</b>	0,46	0,11	1,4	0,091	0,32	
Utlopp	315B	2015	1	20	11	2,5	17	2,3		1,7	3,6	0,31	0,06	1,0	2,3	32		<b>0,005</b>	0,30	0,10	1,2	0,071	0,25	
Utlopp	315B	2015	2	3	9,9	2,4	17	2,2		1,9	3,6	0,34	0,06	0,93	3,1	48		<b>0,005</b>	0,31	0,12	1,3	0,092	0,26	
Utlopp	315B	2015	3	5	10	2,4	19	2,2		1,3	3,7	0,40	0,08	0,96	3,1	47		<b>0,005</b>	0,35	0,15	1,4	0,093	0,22	
Utlopp	315B	2015	4	16	10	2,5	17	2,2		0,13	3,7	0,38	0,09	1,1	2,6	42		<b>0,005</b>	0,50	0,21	1,4	0,089	0,25	
Utlopp	315B	2015	5	7	10	2,5	17	2,2		0,11	4,0	0,44	0,16	1,4	3,1	70		<b>0,005</b>	0,90	0,28	1,6	0,14	0,38	
Utlopp	315B	2015	6	2	11	2,6	18	2,2		0,45	4,0	1,0	0,26	2,1	8,4	180		0,028	2,1	0,49	2,0	0,25	0,33	
Utlopp	315B	2015	7	8	12	2,7	19	2,7		1,2	3,6	0,78	0,75	1,2	2,3	44		<b>0,005</b>	0,70	0,17	2,0	0,22	0,42	
Utlopp	315B	2015	8	11	11	2,6	18	2,4		0,38	3,0	0,50	0,24	1,1	2,2	48		<b>0,005</b>	0,53	0,18	1,6	0,11	0,45	
Utlopp	315B	2015	9	10	12	2,7	19	2,6		0,13	2,8	0,60	0,28	0,69	1,7	52		<b>0,005</b>	0,58	0,12	1,6	0,11	0,37	
Utlopp	315B	2015	10	7	12	2,6	19	2,6		0,78	2,8	0,78	0,20	1,5	6,8	140		0,023	1,8	0,28	2,2	0,18	0,36	
Utlopp	315B	2015	11	3	12	2,8	20	2,7		1,0	3,2	0,33	0,10	0,80	1,8	26		<b>0,005</b>	0,36	0,14	1,7	0,072	0,28	
Utlopp	315B	2015	12	4	10	2,6	18	2,5		1,4	3,5	0,57	0,09	1,2	3,1	69		0,010	0,85	0,26	1,5	0,094	0,23	
Utlopp	315B	2016	1	15	11	2,7	20	2,6		1,5	3,9	0,16	0,03	0,89	1,3	14		<b>0,005</b>	0,18	0,12	1,4	0,055	0,23	
Utlopp	315B	2016	2	3	9,4	2,4	17	2,2	28	1,3	3,4	0,14	0,03	1,1	2,5	11		<b>0,005</b>	0,15	0,15	1,1	0,050	0,23	
Utlopp	315B	2016	3	4	10	2,4	18	2,4	27	1,4	5,5	0,22	0,09	0,83	1,8	23		<b>0,005</b>	0,17	0,22	1,2	0,077	0,24	
Utlopp	315B	2016	4	15	11	2,6	19	2,4	29	0,28	4,1	0,43	0,10	1,2	3,7	55		<b>0,005</b>	0,76	0,25	1,5	0,099	0,23	
Utlopp	315B	2016	5	12	12	2,9	22	3,1	35	0,43	4,6	0,21	0,17	1,1	2,1	31		<b>0,005</b>	0,26	<b>0,025</b>	1,3	0,10	0,25	
Utlopp	315B	2016	6	8	12	2,9	20	2,7	32	1,2	4,2	0,54	0,70	1,2	2,7	48		<b>0,005</b>	0,52	0,18	2,0	0,21	0,34	
Utlopp	315B	2016	7	7	13	2,9	21	3,0		0,20	3,5	1,2	0,68	1,1	2,9	85		<b>0,005</b>	0,96	0,22	2,1	0,22	0,45	
Utlopp	315B	2016	8	10	12	2,9	21	3,1		0,64	3,1	1,0	0,45	0,94	2,9	82		<b>0,005</b>	0,96	0,22	1,9	0,16	0,43	
Utlopp	315B	2016	9	6	13	3,0	23	3,4		0,58	3,2	0,63	0,36	0,77	1,9	54		<b>0,005</b>	0,71	0,12	1,6	0,11	0,35	
Utlopp	315B	2016	10	7	12	3,0	23	3,3		0,91	3,6	0,79	0,32	0,99	2,8	73		0,010	1,0	0,17	1,8	0,14	0,37	
Utlopp	315B	2016	11	10	12	2,9	22	3,1		0,19	3,6	0,45	0,10	0,93	2,2	51		<b>0,005</b>	0,70	0,16	1,7	0,10	0,30	
Utlopp	315B	2016	12	5	12	2,8	21	2,9		0,25	3,6	0,33	0,06	0,90	1,7	41		<b>0,005</b>	0,48	0,12	1,6	0,070	0,28	
Utlopp	315B	2017	1	5	11	2,8	23	3,3		0,13	4,0	0,67	0,06	1,3	3,0	71		<b>0,005</b>	0,81	0,26	1,7	0,10	0,27	
Utlopp	315B	2017	2	3	11	3,0	23	3,2		0,070	3,9	0,05	<b>0,01</b>	0,83	<b>0,5</b>	8,0		<b>0,005</b>	0,068	0,078	1,4	0,046	0,23	
Utlopp	315B	2017	3	7	11	2,7	21	2,7		0,24	3,6	0,21	0,10	0,95	1,8	23		<b>0,005</b>	0,28	0,11	1,4	0,077	0,25	
Utlopp	315B	2017	4	13	11	2,7	20	2,7		0,22	3,8	0,35	0,13	0,94	2,7	51		<b>0,005</b>	0,65	0,17	1,4	0,10	0,22	
Utlopp	315B	2017	5	10	11	2,8	21	2,8		0,37	3,9	0,22	0,09	0,98	2,2	43		<b>0,005</b>	0,48	0,14	1,3	0,089	0,25	
Utlopp	315B	2017	6	8	12	2,9	22	3,1		0,17	3,6	0,36	0,27	1,5	2,2	48		<b>0,005</b>	0,52	0,16	1,7	0,16	0,28	
Utlopp	315B	2017	7	3	12	2,9	22	3,0		0,27	3,2	0,42	0,21	0,92	1,7	29		<b>0,005</b>	0,40	0,10	1,7	0,12	0,33	
Utlopp	315B	2017	8	1	11	2,8	22	3,1		0,11	2,7	0,34	0,28	0,82	1,5	35		<b>0,005</b>	0,36	0,11	1,7	0,15	0,33	
Utlopp	315B	2017	9	5	11	2,8	22	3,1		0,60	2,5	0,57	0,31	0,72	1,3	21		<b>0,005</b>	0,33	0,080	1,5	0,093	0,32	
Utlopp	315B	2017	10	5	9,7	2,5	19	2,7		0,66	2,7	0,38	0,18	0,64	1,4	28		<b>0,005</b>	0,40	0,12	1,3	0,082	0,27	
Utlopp	315B	2017	11	17	10	2,5	20	2,7		0,17	3,5	0,27	0,06	0,73	1,6	24		<b>0,005</b>	0,32	0,11	1,2	0,054	0,20	
Utlopp	315B	2017	12	7	9,9	2,5	19	2,6		0,080	3,5	0,31	0,06	0,79	2,3	40		<b>0,005</b>	0,34	0,14	1,2	0,071	0,21	
Utlopp	315B	2018	1	5	10	2,5	19	2,5		0,40	4,1	0,33	0,05	0,98	4,0	63		0,010	0,35	0,16	1,3	0,12	0,23	
Utlopp	315B	2018	2	5	11	2,6	19	2,5		0,88	4,1	0,37	0,07	1,3	5,4	78		0,011	0,31	0,25	1,3	0,12	0,22	
Utlopp	315B	2018	3	12	11	2,6	19	2,5		1,2	4,2	0,39	0,08	1,3	5,4	77		0,012	0,24	0,24	1,3	0,15	0,25	
Utlopp	315B	2018	4	9	10	2,5	18	2,3		1,1	3,8	0,37	0,14	1,1	4,7	60		0,011	0,20	0,21	1,2	0,12	0,22	
Utlopp	315B	2018	5	15	11	2,5	19	2,4	33	0,18	4,0	0,27	0,15	1,8	1,8	21	8,0	<b>0,005</b>	0,20	0,17	1,4	0,075	0,24	
Utlopp	315B	2018	6	5	11	2,7	20	2,6	35	0,29	3,5	0,19	0,23	1,3	1,1	8,8	<b>10</b>	<b>0,005</b>	0,073	0,11	1,6	0,071	0,31	
Utlopp	315B	2018	7	9	12	2,9	22	2,9	36	0,77	3,3	0,21	0,26	0,76	<b>0,5</b>	5,3	<b>13</b>	<b>0,005</b>	0,046	0,081	1,4	0,051	0,32	
Utlopp	315B	2018	8	14	12	2,9	22	3,0	37	2,4	2,3	0,71	0,47	0,69	2,0	29	5,0	<b>0,005</b>	0,40	0,11	1,6	0,12	0,43	
Utlopp	315B	2018	9	12	12	3,0	22	3,0	40	1,9	2,5	0,76	0,60											

FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 2

PROVPUNKT	ID	År	Månad	Dag	Ca	Mg	Na	K	Cl	Si	S	Fe	Mn	Al	Al									
															labilt	As	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	Zn	
					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	µg/l		
Utlopp	315	2019	1	8	12	2,9	22	2,8	38	1,9	4,6	0,26	0,03	22	5	0,25	0,41	<b>0,005</b>	0,050	1,4	0,12	1,3	1,8	
Utlopp	315	2019	2	4	13	3,2	24	3,1	43	1,2	5,3	0,07	0,02	6,9	5	0,19	0,097	0,011	0,038	0,84	0,068	1,3	3,4	
Utlopp	315	2019	3	5	11	2,8	21	2,6	41	0,14	4,7	0,17	0,09	18	5	0,17	0,18	<b>0,005</b>	0,076	0,80	0,11	1,3	2,6	
Utlopp	315	2019	4	1	12	2,9	23	2,6	40	0,17	5,3	0,14	0,06	18	5	0,18	0,17	<b>0,005</b>	0,083	0,78	0,11	1,2	2,5	
Utlopp	315	2019	5	7	12	3,0	23	2,8	44	0,38	5,7	0,16	0,12	13	5	0,20	0,14	<b>0,005</b>	0,059	1,2	0,077	1,2	1,2	
Utlopp	315	2019	6	18	14	3,3	24	2,9	48	0,59	4,6	0,22	0,48	16	5	0,25	0,084	<b>0,005</b>	0,10	0,65	0,065	1,4	1,2	
Utlopp	315	2019	7	8	14	3,3	25	3,0	53	0,76	4,4	0,19	0,17	14	5	0,23	0,074	<b>0,005</b>	0,065	0,55	<b>0,025</b>	1,2	1,5	
Utlopp	315	2019	8	12	15	3,4	25	3,0	59	1,3	3,1	0,19	0,59	36	5	0,22	0,057	<b>0,005</b>	0,080	0,42	<b>0,025</b>	0,93	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2019	9	9	14	3,4	25	3,0	61	0,36	3,2	0,14	0,36	17	5	0,21	0,070	<b>0,005</b>	0,047	0,84	<b>0,025</b>	0,82	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2019	10	1	15	3,4	25	3,0	62	0,73	3,6	0,09	0,16	15	5	0,16	0,052	<b>0,005</b>	0,036	0,30	<b>0,025</b>	0,72	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2019	11	4	14	3,2	24	2,9	57	0,91	4,4	0,06	0,12	8,8	5	0,14	0,053	<b>0,005</b>	0,032	0,43	0,056	0,68	1,6	
Utlopp	315	2019	12	4	13	3,2	23	2,9	58	1,1	4,6	0,06	0,08	12	5	0,14	0,050	<b>0,005</b>	0,036	0,47	0,10	0,79	2,5	
Utlopp	315	2020	1	7	12	3,0	21	2,7	54	1,4	4,7	0,12	0,06	31	5	0,14	0,10	0,010	0,058	0,71	0,087	0,84	3,8	
Utlopp	315	2020	2	5	13	3,1	22	2,7	49	1,6	4,7	0,17	0,06	44	5	0,15	0,13	0,010	0,080	0,75	0,13	0,93	4,2	
Utlopp	315	2020	3	2	11	2,9	19	2,4	46	1,8	4,7	0,20	0,04	69	5	0,17	0,15	0,012	0,10	1,0	0,16	0,99	5,1	
Utlopp	315	2020	4	1	13	2,9	20	2,5	44	1,4	5,1	0,24	0,07	76	5	0,18	0,18	0,010	0,091	1,1	0,18	1,1	3,8	
Utlopp	315	2020	5	6	14	3,0	21	2,6	45	0,25	5,3	0,11	0,17	130		0,17	0,086	<b>0,005</b>	0,060	0,91	0,11	1,0	1,8	
Utlopp	315	2020	6	1	15	3,1	21	2,7	48	0,38	4,8	0,23	0,38	120		0,19	0,058	<b>0,005</b>	0,071	0,77	0,068	1,0	1,1	
Utlopp	315	2020	7	8	16	3,3	21	2,8	54	0,32	4,2	0,14	0,31	24	5	0,19	0,027	<b>0,005</b>	0,038	0,45	<b>0,025</b>	0,83	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2020	8	19	17	3,5	22	2,9	56	0,14	3,8	0,12	0,31	15	5	0,20	0,046	<b>0,005</b>	0,031	0,38	<b>0,025</b>	0,76	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2020	9	7	17	3,4	21	2,9	58	0,16	3,6	0,13	0,19	12	5	0,20	0,038	<b>0,005</b>	0,033	0,67	<b>0,025</b>	0,72	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2020	10	2	16	3,3	21	2,9	58	0,19	3,9	0,14	0,21	13	5	0,17	0,072	<b>0,005</b>	0,033	0,41	0,060	0,70	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2020	11	9	16	3,2	21	2,9	56	0,30	4,4	0,08	0,12	13	5	0,14	0,046	<b>0,005</b>	0,026	0,41	<b>0,025</b>	0,70	1,1	
Utlopp	315	2020	12	7	17	3,2	20	2,8	53	0,72	4,8	0,52	0,28	89	5	0,17	0,43	0,011	0,078	0,72	0,10	0,87	3,3	
Utlopp	315	2021	1	19	18	3,2	20	2,8		0,99	5,0	0,14	0,04	31		0,15	0,12	0,017	0,054	0,68	0,14	0,73	2,2	
Utlopp	315	2021	2	11	16	3,1	19	2,7		1,0	5,1	0,14	0,05	31		0,16	0,097	<b>0,005</b>	0,054	0,67	0,19	0,73	1,8	
Utlopp	315	2021	3	9	17	3,2	20	2,8		0,67	4,7	0,19	0,09	32		0,17	0,089	<b>0,005</b>	0,056	0,68	0,13	0,70	1,7	
Utlopp	315	2021	4	7	15	2,9	19	2,6		0,04	4,8	0,14	0,06	25		0,15	0,071	<b>0,005</b>	0,037	0,67	0,093	0,67	1,1	
Utlopp	315	2021	5	10	15	2,9	19	2,6		0,12	5,3	0,09	0,08	21		0,16	0,093	<b>0,005</b>	0,035	0,72	0,080	0,73	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2021	6	16	15	3,1	19	2,6		0,29	5,3	0,13	0,31	21		0,19	0,053	<b>0,005</b>	0,056	0,76	0,062	0,85	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2021	7	14	15	3,0	19	2,6		0,39	4,7	0,07	0,15	11		0,21	0,040	<b>0,005</b>	0,035	0,62	<b>0,025</b>	0,88	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2021	8	10	15	3,1	20	2,6		0,12	4,3	0,08	0,15	9,6		0,23	0,032	<b>0,005</b>	0,032	0,82	<b>0,025</b>	0,79	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2021	9	2	14	2,8	19	2,5		0,21	4,1	0,08	0,07	24		0,22	0,073	<b>0,005</b>	0,032	0,58	0,059	0,76	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2021	10	6	14	2,9	19	2,7		0,13	4,3	0,16	0,08	27		0,19	0,17	<b>0,005</b>	0,037	0,64	0,058	0,76	1,1	
Utlopp	315	2021	11	4	14	3,0	19	2,6		0,37	3,9	0,11	0,06	17		0,19	0,062	<b>0,005</b>	0,031	0,63	0,089	0,68	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2021	12	8	14	2,9	19	2,6		0,53	4,2	0,12	0,03	20		0,21	0,081	<b>0,005</b>	0,034	0,77	0,099	0,72	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2022	1	13	13	3,0	18	2,5		0,53	4,1	0,16	0,10	25		0,18	0,093	<b>0,005</b>	0,054	0,82	0,11	0,73	1,5	
Utlopp	315	2022	2	8	13	2,9	18	2,5		0,09	4,0	0,20	0,05	30		0,18	0,12	<b>0,005</b>	0,049	0,86	0,18	0,76	1,7	
Utlopp	315	2022	3	3	12	2,7	18	2,4		0,12	4,2	0,16	0,03	27		0,17	0,091	<b>0,005</b>	0,049	0,92	0,13	0,75	1,7	
Utlopp	315	2022	4	4	13	2,8	19	2,7		0,08	4,2	0,32	0,10	41		0,19	0,20	<b>0,005</b>	0,050	0,99	0,17	0,86	1,6	
Utlopp	315	2022	5	2	13	2,7	19	2,4		0,09	4,3	0,11	0,08	21		0,18	0,082	<b>0,005</b>	0,034	0,96	0,11	0,77	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2022	6	1	12	2,9	19	2,4		0,29	4,4	0,11	0,22	43		0,20	0,093	<b>0,005</b>	0,055	0,56	0,087	0,68	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2022	7	11	14	3,1	20	2,6		0,13	3,6	0,11	0,15	11		0,24	0,034	<b>0,005</b>	0,041	0,64	<b>0,025</b>	0,81	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2022	8	2	13	3,1	20	2,5		0,14	3,8	0,15	0,11	19		0,26	0,067	<b>0,005</b>	0,039	2,2	0,077	1,4	13	
Utlopp	315	2022	9	1	13	3,1	20	2,5		0,14	3,6	0,07	0,09	6,0		0,27	<b>0,010</b>	<b>0,005</b>	0,027	0,50	<b>0,025</b>	0,63	<b>0,5</b>	
Utlopp	315	2022	10	4	12	2,8	19	2,4		0,08	3,7	0,06	0,03	7,1		0,23	0,036	<b>0,005</b>	0,021	0,46	<b>0,025</b>	0,62	<b>0,5</b>	

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





## **BILAGA 3 – VÄXTPLANKTON I SÖDRA BERGUNDASJÖN PERIODEN 2010-2022**



## **BILAGA 4 – DJURPLANKTON I SÖDRA BERGUNDASJÖN ÅREN 2012 OCH 2021**

**FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 4**

Antal arter	2012						2021					
	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
ROTATORIA	11	8	10	10	12	9	9	14	4	15	10	13
CLADOCERA	4	5	4	5	3	3	3	6	5	5	5	5
COPEPODA	4	2	3	3	3	2	4	2	5	4	3	2

Ind/liter	2012						2021					
	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
ROTATORIA	1018	1168	2300	4400	3760	2060	542	291	1208	779	440	719
CALANOIDA, Nauplier	18,2		40,0			20,0	10,8	30,0	17,6	43,0	13,2	17,6
CYCLOPOIDA, Nauplier	236	31,6	100	80,0	120	40,00	29,8	25,6	70,4	294	57,2	
CALANOIDA, Ad + copepoditer	14,4	32,2	23,3	7,78	7,78	4,44	10,0	22,4	16,5	24,3	9,81	20,6
CYCLOPOIDA, Ad + copepoditer	93,3	22,2	149	90,0	82,2	53,3	14,3	9,63	31,3	71,1	11,7	20,7
CLADOCERA, Små arter	15,6	154	391	156	136	42,2	0,556	2,96	1,30	53,1	6,85	10,0
CLADOCERA, Daphnia < 1,2 mm	2,22	10,0	157	91,1	8,89	102	35,2	20,7	13,0	5,00	7,22	31,1
CLADOCERA, Daphnia > 1,2 mm	1,11	6,67	6,67	2,22	8,89	6,67	5,19	7,96	3,89	0,556	2,22	3,33
Summa	1399	1426	3167	4827	4123	2329	648	410	1362	1269	549	822

Biovolym/liter	2012						2021					
	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
ROTATORIA	0,592	0,132	0,954	0,493	0,412	0,279	0,157	0,412	2,13	0,403	0,0419	0,251
CALANOIDA, Nauplier	0,0182		0,0400			0,0200	0,0108	0,0300	0,0176	0,0430	0,0132	0,0176
CYCLOPOIDA, Nauplier	0,236	0,0316	0,100	0,0800	0,120	0,0400	0,0298	0,0256	0,0704	0,294	0,0572	
CALANOIDA, Ad + copepoditer	0,503	2,00	0,810	0,187	0,350	0,333	0,424	1,03	0,430	1,37	0,618	0,536
CYCLOPOIDA, Ad + copepoditer	3,04	0,663	2,48	1,43	1,59	1,13	0,783	0,0918	0,398	1,05	0,253	0,247
CLADOCERA, Små arter	0,261	2,72	5,28	1,24	1,15	0,760	0,0096	0,0389	0,0190	0,701	0,187	0,220
CLADOCERA, Daphnia < 1,2 mm	0,0666	0,382	6,17	3,22	0,342	3,66	0,928	0,842	0,540	0,231	0,177	0,743
CLADOCERA, Daphnia > 1,2 mm	0,112	1,08	0,713	0,210	1,17	0,671	0,986	1,26	0,613	0,0580	0,418	0,465
Summa	4,83	7,01	16,5	6,86	5,13	6,89	3,33	3,72	4,22	4,15	1,76	2,48

## **BILAGA 5 – TRANSEKTPROTOKOLL FÖR VATTENVÄXTER I SÖDRA BERGUNDASJÖN 2022-09-29**

**FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 5**

Transekt nr	1		2		3		4	
Start koordinat (X/Y)	6301894	487855	6301593	488224	6301391	488085	6301038	487679
Stopp koordinat (X/Y)	6301766	487775	6301585	488170	6301520	488077	6301065	487614
	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art
	0,5	vass, gul näckros	0,6	vass	0,9	vide och gul näckros	0,8	gul näckros, igelknopp, nitella
	0,5-0,7	enstaka trubbnate och hornsärv	0,6-2,1	-	0,9-1,4	gul näckros, trubbnate och hornsärv	0,8-1,0	hornsärv med inslag av trubbnate
	0,7	rikligt med trubbnate			1,4-2,0	trubbnate och hornsärv	1,0-0,6	hornsärv med inslag av trubbnate
	0,8	enstaka nitella					0,6	vide
	0,8 -2,0	-						
			Mellan 2 och 3				Nära 4 stora bestånd av hornsärv	
			stora bestånd av hornsärv				med inslag av trubbnate	

5		6		7		8		9	
6300465	487541	6299827	487301	6299683	487285	6299650	487207	6299701	487088
6300490	487517	6299922	487192	6299747	487198	6299626	487221	6299765	487115
Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art
0,6	säv	0,8	vass och hornsärv	0,6	starr och hornsärv	1,1	vass, gäddnate och gul näckros	0,7	gäddnate, trubbnate
0,6-3,0	-	0,8-2,1	hornsärv	0,6-1,8	hornsärv	1,1-1,8	hornsärv	0,7-1,5	näckros, igelknopp
		2,1-0,7	hornsärv hela vägen över till ön					0,7-1,6	hornsärv
		Hela viken full med hornsärv		Hela viken full med hornsärv		Hela viken full med hornsärv		Hela viken full med hornsärv	

**FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 5**

10		11		12		13		14	
6299867	486949	6299672	486902	6299527	486921	6299063	486799	6299137	486587
6299920	487032	6299687	486794	6299619	486790	6299173	486686	6299197	486654
Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art
0,4	vass, gäddnate, gul näckros, igelknopp	0,8	smalkaveldun	0,8	smalkaveldun	1	smalkaveldun, igelknopp, gul näckros	0,9	säv
1	igelknopp	0,8-2,5	hornsärv	0,8-1,8	trubbnate	1,0-1,8	trubbnate	1,0	gul näckros
0,4-1,7	hornsärv	2,5-3,0	hornsärv enstaka	1,2	gul näckros	1,0-2,3	hornsärv	0,9-1,4	trubbnate
1,7-0,7	hornsärv			1,3	igelknopp			0,9-2,3	hornsärv
1,0-0,9	trubbnate, gul näckros, igelknopp			1,0-3,0	hornsärv		stora ytor på 2 meter med hornsärv		
0,7	vass								
Hela viken full med hornsärv Från 10 rakt ut mot djuphålan hornsärv ner till 3,5 meter								Mellan 14 och 15 hornsärv hela vägen	

15		16		17		18		19		20	
6299321	486496	6299893	486615	6299540	485914	6300021	485691	6300615	485735	6301578	485808
6299432	486535	6299902	486575	6299683	486069	6300157	485818	6300372	485837	6301223	486076
Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art
0,6	vass och smalkaveldun	0	smalkaveldun	1,4	smalkaveldun	1,3	smalkaveldun	0,6	vass, gäddnate	1,3	smalkaveldun
0,6-2,9	hornsärv	1,0-2,5	hornsärv	1,4-2,3	hornsärv	1,3-2,6	hornsärv		smalkaveldun, gul näckros	1,3-3,5	hornsärv
1,2-2,9	trubbnate			stenås 1,0-1,3	-	2,0	trubbnate		sprängört m.fl.		
				3,0-3,6	hornsärv			1,5-1,7	nitella		
				4,0	-			1,0-2,2	trubbnate		
								1,1-2,2	hornsärv		
								Hela viken full med hornsärv och trubbnate		Rikligt med hornsärv hela vägen ut mot mer öppet vatten åtminstone ner till 3,5 meter	

**FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 5**

<b>21</b>		<b>22</b>		<b>23</b>		<b>24</b>		<b>25</b>	
6301745	485969	6301617	486329	6301294	486873	6301386	486505	6301859	486590
6301623	485897	6301507	486288	6301291	486862	6301368	486646	6301842	486690
Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art
0,4	bredekaveldun	0,6	vass, säv, näckros	0,9	smalkaveldun och vass	0,9	vide	0,9	vass
0,5-0,9	trubbnate, hornsärv och nitella	0,7	näckros och igelknopp	1,2-3,5	hornsärv	0,9-1,1	vattenpilört	0,9-2,5	trubbnate
0,9	rikligt med trubbnate	0,6-1,2	trubbnate			1,1-1,4	enstaka hornsärv	0,9-2,5	hornsärv
1,0	trubbnate och hornsärv	0,7-1,2	hornsärv		små hornsärv längst in, men större längre ut	1,5-3,0	-		
1,1-1,3	mest hornsärv men även trubbnate och nitella	1,2	nitella						
		1,3	-						

<b>26</b>		<b>27</b>		<b>28</b>		<b>29</b>	
6302359	486875	6301324	487052	6301804	487411	6301891	487675
6302201	486905	6301344	487220	6301711	487363	6301798	487698
Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art	Djup	Art
0,9	vass, gul näckros och igelknopp	0,8	vass och gul näckros	0,6	vide och starr	1,0	vass
0,9-1,4	trubbnate	0,8-2,1	trubbnate	0,6-1,0	enstaka trubbnate	1,0-1,6	gul näckros
1,4	gul näckros	0,8-2,1	hornsärv	1,0-1,4	trubbnate	1,0-2,0	hornsärv
1,7	trubbnate			1,5-2,0	-	1,0	trubbnate
0,9-2,1	hornsärv					1,8	vit näckros
2,2	-					1,8-2,0	trubbnate



## BILAGA 6 – BOTTENFAUNA I SÖDRA BERGUNDASJÖN ÅR 2021

### FÖRKLARING TILL RESULTATSIDA – BOTTENFAUNA I SJÖARS PROFUNDAL OCH SUBLITORAL

#### Stationsuppgifter

Stationsnummer, sjönamn och stationsnamn. Provtagningsdatum, flodområde enligt SMHI:s sjö- och vattendragsregister, EU-ID enligt VISS.

#### Provtagningsuppgifter

Provtagningsmetodik, antal delprover, provyta i kvadratmeter samt provytans djup i meter.

#### Ekologisk status

Beräknade index enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25).

BQI: Benthic Quality Index – ett kvalitetsindex baserat på förekomst av nyckelarter eller nyckelgrupper med varierande tolerans för olika närings- och syrehalter. Höga värden anger att arter som fordrar rent vatten och höga syrgashalter dominerar.

Klassningar av ekologisk status enligt följande:

- Hög status
- God status
- Måttlig status
- Otillfredsställande status
- Dålig status

#### Expertbedömning av tillstånd och status

Medins slutgiltiga bedömning av tillstånd m.a.p. närings- och syrehalt samt status m.a.p. eutrofiering och i förekommande fall övriga föroreningar. Bygger på de olika indexen och parametrarna i kombination med bottenfaunans artsammansättning samt på egen erfarenhet från liknande undersökningar och provplatser.

Tillståndet m.a.p. näring respektive syre bedöms enligt en femgradig skala:

- Mycket näringsfattiga/Mycket syrerika förhållanden
- Näringsfattiga/Syrerika förhållanden
- Måttligt näringsrika/Måttligt syrerika förhållanden
- Näringsrika/Syrefattiga förhållanden
- Mycket näringsrika/Mycket syrefattiga förhållanden

Status m.a.p. närings- eller annan påverkan expertbedöms enligt femgradig skala:

- Hög status
- God status
- Måttlig status
- Otillfredsställande status
- Dålig status

#### Tillståndsklassning

Beräknade index och parametrar. Gränsvärden enligt Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet" (Wiederholm 1999), Liungman och Ericsson (2006) samt Medin et al. (2009).

- Totalantal taxa: Det totala antalet arter och/eller grupper som påträffades i hela provet.
- Medelantal taxa/prov: Medelantalet arter och/eller grupper per delprov.
- Individtäthet (ant/m<sup>2</sup>): totala antalet individer per kvadratmeter undersökt yta.
- O/C-index: Förhållandet mellan antalet maskar (Oligochaeta) och sedimentlevande fjädermygglarver (Chironomidae). Höga värden visar på en dominans av maskar, ofta orsakad av hög näringsämnesbelastning och därmed låga syrgashalter.
- PTI (Profundalt Trofi-Index): Ett sammansatt index som främst mäter näringsförhållandena i sjöars djupbottenområden. och därmed låga syrgashalter.
- EEI (EutrofiEffekt-Index): Använder PTI samt förekomsten av taxa med olika eutrofieringskänslighet för att bedöma påverkansgraden hos bottenfaunan.

Klassningar av respektive index enligt en femgradig skala:

- Mycket högt
- Högt
- Måttlig högt
- Lågt
- Mycket lågt

#### Jämförelse med tidigare undersökningar

Om tidigare undersökningar gjorts redovisas här utvalda data av intresse för bedömning och undersökningssyfte.

#### Kommentar

I kommentaren finns värdefull information om intressanta observationer och avvikelser. Den är avsedd att hjälpa till vid tolkningen av resultaten i tabeller och diagram.

## 313. Södra Bergundasjön, Profundal



Stationens EU-CD: SE 630250-143760

## Provtagningsuppgifter

Datum:	2021-10-07	Antal prov:	5
Koordinat:	6302692/1437532 (RT90 25gonV)	Provyta (m <sup>2</sup> ):	0,0215
Metodik:	SS 02 81 90, utg	Provdjup (m):	6,4

## Statusklassning (HVMFS 2019:25)

BQI: 1,0

## Ekologisk kvalitetskvot

0,37

## Status

Otillfredsställande

## Indexet mäter

Näringspåverkan

## Expertbedömning

Status med avseende på näring  
 Status med avseende på annan påverkan  
 Näringstillstånd  
 Syretillstånd

Måttlig

God

Näringsrikt

Syrerikt

## Övriga index och tillståndsklassning

Totalantal taxa:	19	mycket högt
Medelantal taxa/prov:	12,6	
Individtäthet (antal/m <sup>2</sup> ):	4 381	mycket hög

O/C-index:	9,0	högt
PTI:	1,6	lågt
EEl:	2,6	måttligt högt

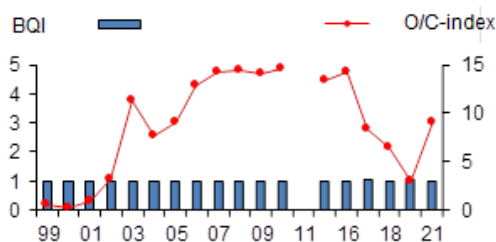
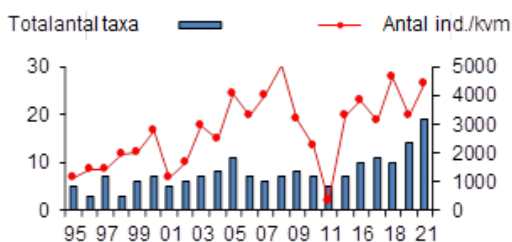
## Jämförelse med tidigare undersökningar

## År Näringsstillstånd/Status m.a.p. näring (08-framåt)

95-08	Näringsrika eller mycket näringsrika förhållanden
09-14	Otillfredsställande status
16-17	Otillfredsställande status
18	Dålig status
20	Måttlig status
21	Måttlig status

## Syretillstånd


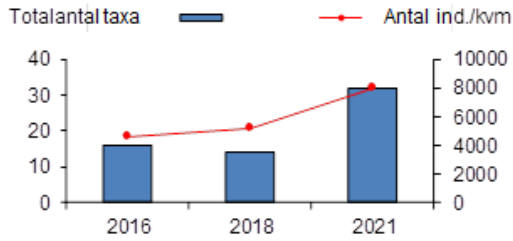
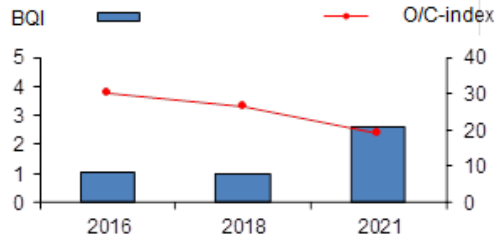
Måttligt syrerika förhållanden eller syrefattigt
Syrefattigt
Måttligt syrerikt
Måttligt syrerikt
Syrerikt
Syrerikt



## Kommentar

Bottenfaunasamhället uppvisade ett högt antal taxa och en mycket hög biologisk produktion, vilket indikerade näringsbelastning. Två måttligt känsliga taxa påträffades i proverna som i övrigt dominerades av näringsgynnade taxa. Sammantaget expertbedömdes stationen till måttlig status och sjön bedöms som näringsrik. En förändring i artsammansättningen av djuren kan ses de senaste åren, gruppen fåbortsmaskar har minskat något och fjädermyggs-larver har ökat. Detta syns tydligt på O/C-index och beror troligen på de senaste årens åtgärder i sjön. Förändringen kan vara en indikation på minskad eutrofiering men är för tidigt för att säga. Under 2017-2019 utfördes utfiske i sjön samt 2019-2020 en aluminiumbehandling.

Ett fåtal individer med mundelsskador påträffades varefter statusen med avseende på annan påverkan bedöms som god men inte hög.

Södra Bergundasjön, Sublitoral			
<b>Stationens EU-CD:</b>			
<b>Provtagningsuppgifter</b>			
Datum:	2021-10-07	Antal prov:	5
Koordinat:	6299503/486436 (SWEREF99 TM)	Provyta (m <sup>2</sup> ):	0,0215
Metodik:	SS 02 81 90, utg	Provdjup (m):	2,8
<b>Statusklassning (HVMFS 2019:25)</b>	<b>Ekologisk kvalitetskvot</b>	<b>Status</b>	<b>Indexet mäter</b>
BQI:	2,6	Hög	Näringspåverkan
<b>Expertbedömning</b>		God	
Status med avseende på näring		Måttlig	
Status med avseende på annan påverkan		Näringsrikt	
Näringsstillstånd		Syrerikt	
Syrestillstånd			
<b>Övriga index och tillståndsklassning</b>			
Totalantal taxa:	32	mycket högt	O/C-index: 19,1
Medelantal taxa/prov:	22,0		PTI: 1,8
Individtäthet (antal/m <sup>2</sup> ):	7 944	mycket hög	EEl: 3,8
<b>Jämförelse med tidigare undersökningar</b>			
<b>År</b>	<b>Status m.a.p. näring</b>	<b>Syretilstånd</b>	
2016	Otillfredsställande status	Måttligt syrerikt	
2018	Dålig status	Måttligt syrerikt	
2021	God status	Syrerikt	
			
<b>Kommentar</b>			
<p>Bottenfaunan på stationen har förändrats avsevärt mellan de senaste två provtagningarna. Vid undersökningarna 2016 och 2018 påträffades ett faunasamhälle som i stor utsträckning liknade den i sjöns djuphåla och var mycket dominerad av ett fåtal tåliga arter. Vid undersökningen 2021 påträffades ett typiskt sublitoralt faunasamhälle med många arter från fler grupper, bland annat flera sländor. Detta är en förbättring av faunan och en effekt av de åtgärder som utförts i sjön. Under 2017-2019 utfördes utfiske i sjön samt 2019-2020 en aluminiumbehandling.</p>			
<p>En individ med mundelsskador påträffades varefter status med avseende på annan påverkan bedömdes till måttlig.</p>			

**FÖRKLARING TILL RESULTATSIDA – BOTTENFAUNA I RINNANDE VATTEN OCH SJÖLITORAL****Lokaluppgifter**

Lokalnummer, vattendragsnamn och lokalnamn. Provtagningsdatum, kommun eller flodområde enligt SMHI:s sjö- och vattendragsregister, EU-ID enligt VISS. I förekommande fall foto, skiss samt en kortfattad beskrivning i ord av provtagningslokalen.

**Surhetsklass och ekologisk status**

Beräknade index enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25). Klassningar av surhet och ekologisk status enligt följande:

- Hög status
- God status
- Måttlig status
- Otillfredsställande status
- Dålig status
- ASPT-index: Ett "renvattensindex" som i huvudsak baseras på förekomst av känsliga eller toleranta djurgrupper. Används som ett index för allmän ekologisk kvalitet.
- DJ-index: Multimetriskt index för att påvisa eutrofiering i vattendrag.
- MISA: Multimetriskt surhetsindex för vattendrag. Från tidigare, ej längre gällande, föreskrifter (HVMFS 2013:19). Klassning enligt följande: Nära neutralt, Måttligt surt, Surt, Mycket surt.

**Tillståndsklassning**

Beräknade index och parametrar. Gränsvärden enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Wiederholm 1999) och Medin et al. (2009). Klassningar enligt en femgradig skala:

- Mycket högt
- Högt
- Måttligt högt
- Lågt
- Mycket lågt
  
- Totalantal taxa: Det totala antalet arter och/eller grupper som påträffades i de fem kvantitativa proven.
- TaxaIndex (Ericsson 2010): Den procentuella kvoten mellan uppmätt och förväntat totalantal taxa i vattendrag.
- Regleringsindex: Sammansatt index för bedömning av regleringspåverkan i sjöar.
- Individtäthet (ant/m<sup>2</sup>): Det totala antalet individer per kvadratmeter undersökt yta.
- EPT-index: Antalet arter och/eller grupper bland dag-, bäck- och nattsländor. Ett allmänt föroreningsindex.
- Naturvärdesindex: Samlad bedömning av naturvärdet m.a.p. bottenfaunan. Bygger på totalantal taxa, diversitetsindex och förekomst av rödlistade eller ovanliga arter.
- Diversitetsindex (Shannons): Ett mått på mångformigheten hos bottenfaunasamhället.
- Dansk faunaindex: Förekomst av nyckelarter eller nyckelsläkten med varierande tolerans för näringsämnen/organisk belastning.
- Surhetsindex(SI): Samlad bedömning av bottenfaunans försurningsstatus.
- Föroreningsindex: Samlad bedömning av bottenfaunans eutrofieringsstatus.

**Expertbedömning**

Medins slutgiltiga bedömning av status m.a.p. surhet, eutrofiering och i förekommande fall hydromorfologisk eller annan påverkan. Bygger på de olika indexen och parametrarna i kombination med bottenfaunans artsammansättning samt på egen erfarenhet från liknande undersökningar och provplatser. Bedömningar enligt följande:

- Hög status/Nära neutralt
- God status/ Måttligt surt
- Måttlig status/Surt
- Otillfredsställande status/Mycket surt
- Dålig status/Extremt surt (ej rinnande vatten)

**Bedömning av naturvärden**

Bygger på Medins Naturvärdesindex och klassas enligt en tregradig skala:

- Mycket höga naturvärden
- Höga naturvärden
- Naturvärden i övrigt


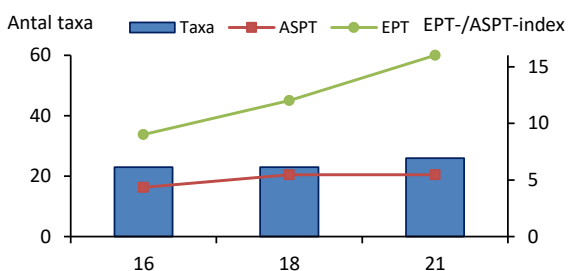
Redovisning av eventuell förekomst av rödlistade och ovanliga arter samt hotkategori.

**Jämförelse med tidigare undersökningar**

Om tidigare undersökningar gjorts redovisas här utvalda data av intresse för bedömning och undersökningssyfte.

**Kommentar**

I kommentaren finns värdefull information om intressanta observationer och avvikelser. Den är avsedd att hjälpa till vid tolkningen av resultaten i tabeller och diagram.

Södra Bergundasjön, Litoral				
Flodområde: 86 Mörrumsån		Datum: 2021-10-08	Koordinat: 6299400/486338	
<b>Statusklassning (HVMFS 2019:25)</b>	<b>Ekologisk kvalitetskvot</b>	<b>Status/Klass</b>	<b>Indexet mäter</b>	
MILA 2018: 64	0,82	God	Surhet	
ASPT-index: 5,5	0,93	God	Ekologisk kvalitet	
<b>Expertbedömning</b>				
Surhetsklass		Nära neutralt		
Status med avseende på näringsämnespåverkan		God		
Status med avseende på hydromorfologisk påverkan		Hög		
Status med avseende på annan påverkan		Hög		
<b>Övriga index och tillståndsklassning</b>		<b>Naturvärde</b>		<b>Index</b>
Totalantal taxa: 26	måttligt högt	Naturvärden i övrigt		3
Regleringsindex: 8	högt	<u>Rödlistade/ovanliga arter</u>		
Individtäthet (antal/m <sup>2</sup> ): 510	måttligt högt	<i>Gammarus lacustris</i>		3 poäng
EPT-index: 16	högt	<u>Övriga kriterier</u>		
Diversitetsindex: 2,75	lågt	Diversitet		0 poäng
Danskt faunaindex: 4	måttligt högt	Antal taxa		0 poäng
Surhetsindex: 9	mycket högt			
Föroreningsindex: 3	lågt			
<b>Jämförelse med tidigare undersökningar</b>				
<b>År</b>	<b>Expertbedömning</b>	<b>Antal taxa</b>		
	<b>Påverkan/Status näring</b>			
16	Måttlig status			
18	God status			
21	God status			
<b>Kommentar</b>				
<p>Bottenfaunan noterades i ett måttligt högt artantal i måttliga tätheter. Klassningen av status avseende näring enligt ASPT-index har visat god status 2016, 2018 och 2021. Näringsämneskänsliga arter saknas, samtidigt som de måttligt känsliga arterna dominerar bottenfaunan. En högre diversitet och fler sländarter (EPT-index) indikerar en förbättring 2018 och 2021, jämfört med 2016, och expertbedömningen med avseende på näring ändrades därför från måttlig till god från och med 2018.</p> <p>Den ovanliga märkräftan <i>Gammarus lacustris</i>, som har påträffats vid tidigare undersökningar, återfanns även i år.</p>				

## **FÖRKLARING TILL ARTLISTA – SJÖARS PROFUNDAL OCH SUBLITORAL**

Det. = Ansvarig för artbestämning.

Antal individer per prov av de funna arterna/taxa samt deras syrekänslighet, funktionella tillhörighet och ekologiska grupp. Vid massförekomster av enskilda taxa kan en uppskattning av tätheten för dessa ha gjorts i ett eller flera av delproven.

Mätosäkerhet för individtäthet = 10 %.

### **Syrekänslighet (Sy):**

- 0 – taxa vars känslighet är okänd
- 1 – taxa som är tåligt mot låga syrehalter
- 2 – taxa som är måttligt känsligt
- 3 – taxa som är mycket känsligt

### **Funktionell grupp (Fg):**

- 0 – ej känd
- 1 – filtrerare
- 2 – detritusätare
- 3 – predatorer
- 4 – skrapare
- 5 – sönderdelare

### **Ekologisk grupp, känslighet för eutrofiering<sup>1</sup> (Eg):**

- 0 – taxa vars känslighet är okänd
- 1 – taxa som gynnas av kraftig eutrofiering
- 2 – taxa som gynnas av måttlig eutrofiering
- 3 – taxa som kan förekomma i både eu-, meso- och oligotrofa vatten
- 4 – taxa som förekommer främst i oligotrofa vatten
- 5 – taxa som förekommer endast i oligotrofa vatten

### **Raritetskategori (Rk):**

- RE – Nationellt utdöd (Regionally Extinct)
- CR – Akut Hotad (Critically Endangered)
- EN – Starkt Hotad (Endangered)
- VU – Sårbar (Vulnerable)
- NT – Nära hotad (Near Threatened)
- DD – Kunskapsbrist (Data Deficient)
- Ov – Lokalt eller regionalt ovanlig

Lv. = larv

Ad. = adult

M = medelvärde

% = procentandel

---

<sup>1</sup> Värdet anger till viss del taxonets syrekrav och kan ibland vara missvisande som trofiindikator.

## 313. Södra Bergundasjön, Profundal

Provdatum: 2021-10-07 x: 6302692 y: 1437532

Det. Mikaela Sandgathe, Medins Havs- och Vattenkonsulter AB

Metod: SS 02 81 90, utg.1 + HAV:s handbok för miljöövervakning



## RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium  
REPORT issued by an Accredited Laboratory

ARTER/TAXA	KATEGORI				PROV						
	Sy	Fg	Eg	Rk	1	2	3	4	5	M	%
NEMATA, rundmaskar											
Nemata	0	0	0					4	2	1,2	1,3
OLIGOCHAETA, fåborstmaskar											
Arcteonais lomondi - (Martin, 1907)	2	2	0		1		13	11	2	5,4	5,7
Dero sp.	2	2	0		29	11	38	37	22	27,4	29,1
Limnodrilus sp.	1	2	1		2				1	0,6	0,6
Tubificinae (med hårborst)	0	2	0			2			3	1,0	1,1
ACARI, sötvattenskvalster											
Hydrachnidiae	0	3	0		9	1	22	8	10	10,0	10,6
DIPTERA, tvåvingar											
Ceratopogonidae	0	0	0		6	7	3	7	5	5,6	5,9
Chaoborus flavicans - (Meigen, 1830)	1	3	1		3	4	1	4	2	2,8	3,0
Chironomus sp. (plumosus-typ)	1	2	1		17	10	14	22	13	15,2	16,1
Chironomus sp. (semireductus-typ)	1	2	1		3					0,6	0,6
Cladotanytarsus sp. (mancus gr.)	3	2	2		3			1		0,8	0,8
Cryptochironomus sp.	2	3	0		6	3	6	2	4	4,2	4,5
Demicryptochironomus vulneratus - (Zetterstedt, 1838)	2	2	3		1					0,2	0,2
Dicrotendipes sp.	2	4	0				1			0,2	0,2
Glyptotendipes sp.	2	2	2		2		1		3	1,2	1,3
Microtendipes sp. (pedellus gr.)	2	2	3						1	0,2	0,2
Polypedilum sp. (nubeculosum-typ)	2	2	2		5	2	3	2	3	3,0	3,2
Procladius sp.	1	3	0		9	3	6	10	6	6,8	7,2
BIVALVIA, musslor											
Pisidium sp.	2	1	0		16		9	7	7	7,8	8,3
SUMMA (antal individer):					112	43	117	115	84	94,2	100
SUMMA (antal taxa):					15	9	12	12	15	12,6	

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2018). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.



## Södra Bergundasjön, Sublitoral

Provdatum: 2021-10-07 N: 6299503 E: 486436

Det. Mikaela Sandgathe, Medins Havs- och Vattenkonsulter AB

Metod: SS 02 81 90, utg.1 + HAV:s handbok för miljöövervakning



### RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium  
REPORT issued by an Accredited Laboratory

ARTER/TAXA	KATEGORI				PROV						%	
	Sy	Fg	Eg	Rk	1	2	3	4	5	M		
HYDROZOA, hydror												
Hydridae	0	1	0				1			0,2	0,1	
NEMATA, rundmaskar												
Nemata	0	0	0		34	28	23	16	34	27,0	15,8	
OLIGOCHAETA, fåborstmaskar												
Arcteonais lomondi - (Martin, 1907)	2	2	0		16	8	7	5	9	9,0	5,3	
Dero sp.	2	2	0		30	34	47	17	43	34,2	20,0	
Limnodrilus sp.	1	2	1		3	10	4	8	15	8,0	4,7	
Stylaria lacustris - (Linné, 1767)	2	2	3		1	2	1		1	1,0	0,6	
Tubificinae (med hårborst)	0	2	0				1		1	0,4	0,2	
Uncinails uncinata - (Orsted, 1842)	2	2	3			3		1	7	2,2	1,3	
Vejdovskyella comata - (Vejdovsky, 1883)	2	2	3			1				0,2	0,1	
HIRUDINEA, iglar												
Helobdella stagnalis - (Linné, 1758)	1	3	2		1	3	1			1,0	0,6	
ISOPODA, gråsuggor												
Asellus aquaticus - (Linné, 1758)	2	2	2		11	2	7	7	9	7,2	4,2	
ACARI, sötvattens kvalster												
Hydrachnidae	0	3	0		1	8	3	4	3	3,8	2,2	
EPHEMEROPTERA, dagsländor												
Caenis horaria - (Linné, 1758)	2	2	3			4	6	1	3	2,8	1,6	
Caenis luctuosa - (Burmeister, 1839)	3	2	3						1	0,2	0,1	
TRICHOPTERA, nattsländor												
Oecetis ochracea - (Curtis, 1825)	2	3	3		3	6	8		3	4,0	2,3	
Oxyethira sp.	2	0	0			2			1	0,6	0,4	
DIPTERA, tvåvingar												
Ceratopogonidae	0	0	0		12	15	12	6	13	11,6	6,8	
Chaoborus flavicans - (Meigen, 1830)	1	3	1		1	3		2	1	1,4	0,8	
Chironomus sp. (plumosus-typ)	1	2	1					1		0,2	0,1	
Chironomus sp. (semireductus-typ)	1	2	1		1		3	2	1	1,4	0,8	
Cladopelma sp. (lateralis gr.)	2	2	0		3	1		1	1	1,2	0,7	
Cladotanytarsus sp. (mancus gr.)	3	2	2		57	45	30	7	23	32,4	19,0	
Cryptochironomus sp.	2	3	0				3		1	0,8	0,5	
Demicryptochironomus vulneratus - (Zetterstedt, 1838)	2	2	3			1	1			0,4	0,2	
Dicrotendipes sp.	2	4	0		6	5	1	1	4	3,4	2,0	
Einfeldia sp.	1	2	2			5	4	1	2	2,4	1,4	
Glyptotendipes sp.	2	2	2		3	7	6	2	4	4,4	2,6	
Polypedilum sp. (nubeculosum-typ)	2	2	2			1				0,2	0,1	
Polypedilum sp.	2	2	0						1	0,2	0,1	
Procladius sp.	1	3	0		8	7	2	4	2	4,6	2,7	
Tanytarsus sp.	2	2	3				4			0,8	0,5	
GASTROPODA, snäckor												
Valvata piscinalis - (O. F. Müller, 1774)	2	2	2	Ov		3	1		1	1,0	0,6	
BIVALVIA, musslor												
Pisidium sp.	2	1	0			3	5		5	2,6	1,5	
SUMMA (antal individer):					191	207	181	86	189	170,8	100	
SUMMA (antal taxa):					17	25	24	18	26	22,0		

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2018). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.

**FÖRKLARING TILL ARTLISTA – RINNANDE VATTEN OCH SJÖARS LITORAL**

Det. = Ansvarig för artbestämning.

Antal individer per prov (0,25 m<sup>2</sup>) av de funna arterna/taxa samt deras känslighet för försurning, funktionella tillhörighet och ekologiska grupp. Vid massförekomster av enskilda taxa kan en uppskattning av tätheten för dessa ha gjorts i ett eller flera av delproven.

**Försurningskänslighet (Fk):**

- 0 – taxa vars toleransgräns är okänd
- 1 – taxa som har visats klara pH < 4,5
- 2 – taxa som förekommer huvudsakligen vid pH ≥ 4,5
- 3 – taxa som förekommer huvudsakligen vid pH ≥ 5,0
- 4 – taxa som förekommer huvudsakligen vid pH ≥ 5,5
- 5 – taxa som förekommer huvudsakligen vid pH ≥ 6,2

**Funktionell grupp (Fg):**

- 0 – ej känd
- 1 – filtrerare
- 2 – detritusätare
- 3 – predatorer
- 4 – skrapare
- 5 – sönderdelare

**Ekologisk grupp, känslighet för eutrofiering<sup>1</sup> (Eg):**

- 0 – taxa vars känslighet är okänd
- 1 – taxa som gynnas av kraftig eutrofiering
- 2 – taxa som gynnas av måttlig eutrofiering
- 3 – taxa som kan förekomma i både eu-, meso- och oligotrofa vatten
- 4 – taxa som förekommer främst i oligotrofa vatten
- 5 – taxa som förekommer endast i oligotrofa vatten

**Raritetskategori (Rk):**

- RE – Nationellt utdöd (Regionally Extinct)
- CR – Akut Hotad (Critically Endangered)
- EN – Starkt Hotad (Endangered)
- VU – Sårbar (Vulnerable)
- NT – Nära hotad (Near Threatened)
- DD – Kunskapsbrist (Data Deficient)
- Ov – Lokalt eller regionalt ovanlig

M = medelvärde

% = procentandel

\* = taxa påträffades endast i det kvalitativa provet

---

<sup>1</sup> Värdet anger till viss del taxonets syrekrav och kan ibland vara missvisande som trofiindikator.

## Södra Bergundasjön, Litoral

Provdatum: 2021-10-08 N: 6299400 E: 486338

Det. Simon Tylor, Medins Havs och Vattenkonsulter AB

Metod: SS-EN ISO 10870:2012 + HAV:s handbok för miljöövervakning



## RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium  
REPORT issued by an Accredited Laboratory


ARTER/TAXA	KATEGORI				PROV					M	%	
	Fk	Fg	Eg	Rk	1	2	3	4	5			
OLIGOCHAETA, fåborstmaskar												
Oligochaeta	0	2	0		52	45	39	51	64	50,2	39,3	
AMPHIPODA, märkräftor												
Gammarus lacustris - Sars, 1863	5	5	3	Ov			2			0,4	0,3	
ISOPODA, gräsuggor												
Asellus aquaticus - (Linné, 1758)	1	2	2		21	43	16	11	1	18,4	14,4	
ACARI, sötvattenskvalster												
Hydrachnidia	0	3	0		1	1		1	3	1,2	0,9	
EPHEMEROPTERA, dagsländor												
Caenis horaria - (Linné, 1758)	3	2	3		3	9	5	18	1	7,2	5,6	
Caenis luctuosa - (Burmeister, 1839)	4	2	3		3	5		12	1	4,2	3,3	
Kageronia fuscogrisea - (Retzius, 1783)	1	4	3				1			0,2	0,2	
TRICHOPTERA, nattsländor												
Athripsodes cinereus - (Curtis, 1834)	4	3	3		3	1	1			1,0	0,8	
Athripsodes sp.	0	0	3		2	4	1		1	1,6	1,3	
Cyrnus flavidus - McLachlan, 1864	2	3	3			2			2	0,8	0,6	
Cyrnus trimaculatus - (Curtis, 1834)	2	3	3		1			1		0,4	0,3	
Ecnomus tenellus - (Rambur, 1842)	2	3	2			1			1	0,4	0,3	
Limnephilidae	* 0	5	0									
Lype reducta - (Hagen, 1868)	4	4	2					1		0,2	0,2	
Mystacides azurea - (Linné, 1761)	3	2	3			1				0,2	0,2	
Mystacides sp.	0	2	3		1		2	1		0,8	0,6	
Orthotrichia sp.	0	0	0				1		1	0,4	0,3	
Oxyethira sp.	2	0	0			1				0,2	0,2	
Polycentropodidae	0	0	0				1			0,2	0,2	
Polycentropus flavomaculatus - (Pictet, 1834)	1	3	3					1		0,2	0,2	
Tinodes sp.	4	4	0		1	1			1	0,6	0,5	
COLEOPTERA, skalbaggar												
Orectochilus villosus Lv. - (Müller, 1776)	2	3	3		1				2	0,6	0,5	
DIPTERA, tvåvingar												
Ceratopogonidae	0	0	0		4	7	2	3	3	3,8	3,0	
Chironomidae	0	0	0		33	23	26	16	51	29,8	23,4	
GASTROPODA, snäckor												
Physella heterostropha - (Say, 1817)	* 0	4	3									
Physella sp.	0	4	3		3	1	2		2	1,6	1,3	
BIVALVIA, musslor												
Pisidium sp.	1	1	0		2	8		2		2,4	1,9	
Sphaerium sp.	3	1	3		1			2		0,6	0,5	
SUMMA (antal individer):					132	153	99	120	134	127,6	100	
SUMMA (antal taxa):					16	16	13	13	14	14,4		

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2018). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.

## FÄLTPROTOKOLL

<b>313. Södra Bergundasjön</b>		 Ackred. nr. 1646 Prening ISO/IEC 17025	<b>RAPPORT</b>
<b>Profundal</b>			utfärdad av ackrediterat laboratorium REPORT issued by an Accredited Laboratory
Stationens EU-CD: SE 630250-143760			
<b>Vattenområdesuppgifter</b>			
Huvudflodområde:	86 Mörrumsån	Sjö-ID:	630406-143665
Län:	7 Kronoberg	Lokalkoordinater:	6302692 / 1437532
Kommun:	Växjö	Koordinatsystem:	RT90 25gonV
<b>Provtagningsuppgifter</b>			
Datum:	2021-10-07	Metodik:	SS 02 81 90, utg.1
Provtagare:	Håkan Olofsson Madestam	Provyta (m <sup>2</sup> ):	0,0215
Organisation:	SGS	Antal prov:	5
Syfte:	Effektuppföljning SB aluminiumb.	Kemipro (j/n):	ja
<b>Lokaluppgifter</b>			
Provdjup:	6,4 m	Grumlighet:	klart
Ytvattentemperatur:	12,4 °C	Vattenfärg:	klart
Siktdjup:	5,6 m	Trofinivå:	mesotrof
<b>Bottensubstrat</b>			
Dy:	nej	Myrholm:	nej
Gyttja:	ja	Rotad bottenvegetation:	nej
Lera:	nej	Svavelväte:	nej
Sand:	nej	Sedimentfärg:	mörkbrun
<b>Påverkan</b>			
	Typ:	Styrka:	
A:	Aluminiumbehandling		-
B:	Dagvatten		måttlig
C:	-		-
<b>Övrigt</b>			
Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2018). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.			

<b>Södra Bergundasjön</b>			<b>RAPPORT</b>	
<b>Sublitoral</b>			utfärdad av ackrediterat laboratorium REPORT issued by an Accredited Laboratory	
Stationens EU-CD:				
<b>Vattenområdesuppgifter</b>				
Huvudflodområde:	86 Mörrumsån	Sjö-ID:	630406-143665	
Län:	7 Kronoberg	Lokalkoordinater:	6299503 / 486436	
Kommun:	Växjö	Koordinatsystem:	SWEREF99 TM	
<b>Provtagningsuppgifter</b>				
Datum:	2021-10-07	Metodik:	SS 02 81 90, utg.1	
Provtagare:	Håkan Olofsson Madestam	Provyta (m <sup>2</sup> ):	0,0215	
Organisation:	SGS	Antal prov:	5	
Syfte:	Effektuppföljning SB aluminiumbeh.	Kemiprov (j/n):	nej	
<b>Lokaluppgifter</b>				
Provdjup:	2,8 m	Grumlighet:	klart	
Ytvattentemperatur:	°C	Vattenfärg:	klart	
Siktdjup:	m	Trofinivå:	mesotrof	
<b>Bottensubstrat</b>				
Dy:	nej	Myrmalm:	nej	
Gyttja:	ja	Rotad bottenvegetation:	nej	
Lera:	nej	Svavelväte:	nej	
Sand:	nej	Sedimentfärg:	mörkbrun	
<b>Påverkan</b>				
	Typ:	Styrka:		
A:	Aluminiumbehandling	-		
B:	Dagvatten	måttlig		
C:	-	-		
<b>Övrigt</b>				
Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2018). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.				

<b>Södra Bergundasjön</b> <b>Litoral</b>				<b>RAPPORT</b> utfärdad av ackrediterat laboratorium REPORT issued by an Accredited Laboratory	
<b>Vattenområdesuppgifter</b>					
Stationens EU-CD: -		Program: -			
Vattenförekomst: -		Lokalkoordinater: 6299400 / 486338			
Huvudflodområde: 86 Mörrumsån		Koordinatsystem: SWEREF99 TM			
Län: 7 Kronoberg					
<b>Provtagningsuppgifter</b>					
Datum: 2021-10-08		Metodik: SS-EN ISO 10870:2012			
Provtagare: Simon Tytor		Provyta (m <sup>2</sup> ): 0,25 (handhåv (0,5 mm))			
Organisation: Medins Havs och Vattenkonsulter AB		Antal prov: 5			
Syfte: Annan effektuppföljning		Kvalprov (j/n): ja			
<b>Lokaluppgifter</b>					
Lokalens längd: 10 m		Strömförhållanden: Sjö stilla			
Lokalens bredd: 4 m					
V-dragsbredd (normal fåra): - m		Vattennivå: låg			
Lokalens medeldjup: 0,5 m		Grumlighet: klart			
Lokalens maxdjup: 0,7 m		Vattenfärg: färgat			
		Vattentemperatur: 11,9 °C			
Märkning av lokal: Östra stranden av udden vid Sjöliden					
<b>Bottensubstrat</b> (täckningsgrad, X=<10%)					
Ler/Silt (<63 µm): 0%		Block (20-63 cm): 10%		Artificiellt material: 0%	
Sand (0,063-2 mm): 0%		Stora block (0,63-2 m): 0%		Findetritus: 10%	
Grus (0,2-6,3 cm): 20%		Stora block (2-4 m): 0%		Grovdetritus: 10%	
Sten (6,3-20 cm): 70%		Häll (>4 m): 0%		Grovt död ved (antal): 0	
<b>Vattenvegetation</b> (täckningsgrad, X=<10%)					
Vegetationstäckning total: 10%		Rosettväxter: 0%			
Övervattensväxter: 0%		Fontinalis el. likn. arter: 0%			
Flytbladsväxter: 0%		Övriga mossor: 0%			
Friflytande växter: 0%		Trådalger: 0%			
Undervattensväxter (hela blad): 0%		Övriga påväxtalger: 10%			
Undervattensv. (fingrenade blad): 0%		Sötvattensvamp: 0%			
<b>Strandmiljö 0-5 m</b>					
Yttäckning:		Dominerande art/miljö:		<b>Närmiljö 0-30 m</b>	
Träd: >50 %		al		Lövsskog: >50 %	
Buskar: saknas		-		Barrskog: saknas	
Gräs, halvgräs: saknas		-		Blandskog: saknas	
Annan vegetation: saknas		-		Kalhygge: saknas	
Övrigt: saknas		-		Våtmark: saknas	
Beskuggning: 5-50%				Åker: saknas	
				Äng: saknas	
				Hed: saknas	
				Myr: saknas	
				Kalfjäll: saknas	
				Betesmark: saknas	
				Hällmark: saknas	
				Blockmark: saknas	
				Artificiell mark: saknas	
				Annat: saknas	
<b>Eventuell påverkan</b>					
(Empty box for potential impact assessment)					
<b>Övrigt</b> Lokalkvaliteten var lämplig; bra sparkbotten. Provtagningen kompletterades med ett kvalitativt prov.					
Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2018). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.					

## **BILAGA 7 – NÄTPROVFISKE I SÖDRA BERGUNDASJÖN UNDER PERIODEN 2011-2021**

**FOSFORFASTLÄGGNING I SÖDRA BERGUNDASJÖN, VÄXJÖ KOMMUN - BILAGA 7**

Art	Antal/nät						
	År	2011	2013	2015	2017	2018	2021
Abborre		40,6	28,3	42,4	87,9	219	89,6
Björkna		0,281	0,063	0,185	1,39	0,406	0,375
Braxen		3,22	1,09	1,59	11,1	0,938	6,03
Gädda					0,071	0,094	0,063
Gärs		7,22	3,78	8,37	13,1	11,8	0,813
Gös		11,4	9,16	4,30	46,3	6,22	0,344
Benlöja		0,094					0,063
Mört		53,7	7,53	56,3	71,5	14,9	21,9
Sarv		0,031			0,036	1,50	0,938
Sutare		0,031				0,094	0,063
Sandkrypare				0,037	0,250		

Art	Vikt (g)/nät						
	År	2011	2013	2015	2017	2018	2021
Abborre		555	355	865	1143	1836	2404
Björkna		58	15,7	84,4	53,5	29,0	23,3
Braxen		178	128	357	194	48,7	40,1
Gädda					127	123	104
Gärs		77,9	27,6	96,1	132	122	7,84
Gös		539	255	222	312	130	773
Löja		2,16					1,66
Mört		1175	196	2221	2131	361	1458
Sarv		0,625			1,93	85	48,7
Sutare		51				119	83,0
Sandkrypare				0,185	1,46		





**WWW.SGS.COM**

**KONTAKTA OSS**

SGS Analytics Sweden AB  
Olaus Magnus Väg 27  
Box 1083, 581 10  
LINKÖPING  
Tel: 013- 25 49 00  
se.info@sgs.com  
sgs.com/analytics-se

**WHEN YOU NEED TO BE SURE**

**SGS**