

Rapport 2022:08

# Undersökning av läckagebenägen fosfor i Edstjärnen och Nässjön

**Omslagsbild**

Sedimentpropp från Nässjön.

**Foto**

Brian Huser

**Utgiven av**

Länsstyrelsen i Dalarnas län, april 2022.

**Rapportnummer**

2022:08

**Diarienummer**

501-5448-2022

**Ingår i serien Rapporter från Länsstyrelsen i Dalarnas län, ISSN**

1654-7691

Rapporten kan laddas ner från Länsstyrelsens webbplats  
[www.lansstyrelsen.se/dalarna/publikationer](http://www.lansstyrelsen.se/dalarna/publikationer)

# Innehållsförteckning

<b>Sammanfattning</b> .....	<b>1</b>
<b>Inledning</b> .....	<b>2</b>
Bakgrund .....	2
Uppdraget .....	3
Deltagande personer .....	3
<b>Metoder</b> .....	<b>4</b>
Provtagning .....	4
Analyser .....	6
Fosfortillsättningsförsök .....	6
Beräkningar .....	7
<b>Resultat och diskussion</b> .....	<b>8</b>
Läckagebenägen fosfor .....	8
Edstjärnen .....	9
Nässjön .....	12
Bedömning av syresättning som metod för att minska internbelastningen ...	15
<b>Potentiella åtgärder för att minska internbelastning av fosfor</b> .....	<b>18</b>
Muddring .....	18
Behandling med fosforbindande mineraler eller leror .....	18
Syresättning och omblandning .....	19
Dricksvattenreningsrester .....	20
Utfiskning av bottenlevande fisk .....	21
<b>Vägen framåt</b> .....	<b>22</b>
Övervakning, sjömodellering och åtgärdsanalyser .....	22
<b>Referenslista</b> .....	<b>25</b>
<b>Appendix 1</b> .....	<b>27</b>

# Sammanfattning

Syftet med denna undersökning har varit att beräkna former och mängder av läckagebenägen fosfor i Edstjärnens och Nässjöns bottensediment. Denna information utgör basen för att kunna uppskatta internbelastningshastighet och utforma åtgärder för att minska internbelastningen och förbättra sjöarnas vattenkvalitet. Analys av järn och försök med tillsättning av fosfor till sedimentet gjordes på laboratorium för att kunna bedöma om syresättning skulle kunna tillämpas för att minska internbelastningen i sjöarna.

Den totala mängden läckagebenägen fosfor i sjöarnas bottensediment har analyserats i nio sedimentproppar (6 st i Edstjärnen och 3 st i Nässjön) genom fosforfraktionering. Båda sjöarna hade förhöjda nivåer vilket bidrar till en förhöjd internbelastning av fosfor. I Edstjärnen uppgick läckagebenägen fosfor till 2,5 g/m<sup>2</sup> i de grundare områdena och 16,5 g/m<sup>2</sup> i den djupaste delen (på 18,7 meters vattendjup). I Nässjön varierade mängden läckagebenägen fosfor mellan 1,8 och 6,5 g/m<sup>2</sup>. De högsta värdena i båda sjöarna anses vara höga för djupa/skiktade sjöar.

Olika åtgärders effektivitet och tillämpbarhet i sjöarna (muddring, syresättning, och tillsättning av fosforbindande mineraler) bedömdes med hjälp av resultaten från analyserna och laboratorieförsöket (fosfortillsättning). Muddring uteslöts på grund av att det i båda sjöarna finns sjövärmeledningarna nedlagda i sedimentet i de områden där mängden läckagebenägen fosfor är som högst. Vidare visar undersökningen att sedimenten i dagsläget inte har kapacitet att binda tillräckligt mycket fosfor för att minska internbelastningen till en naturlig nivå under oxiska förhållanden. Det betyder att enbart syresättning inte kommer att fungera utan samtidig tillsättning av järn- eller aluminiumbaserade mineraler.

Istället rekommenderas tillsättning av fosforbindande mineraler för att öka bindningskapaciteten i sedimentet och minska internbelastningen i båda sjöarna. Specifikt rekommenderas att man undersöker möjligheten att använda dricksvattenreningsrester vilket är fördelaktigt då pH-förändringen vid tillsättning blir minimal och båda sjöarna har relativt låg alkalinitet och låga pH-värden. Alternativt kan syresättning användas, men då behöver mineraler ändå tillsättas för att internbelastningen ska kunna minska tillräckligt mycket.

Innan åtgärder kan utformas och genomföras bör sjöarna modelleras och alternativa åtgärdsscenarior utvärderas. Storleken på de olika källorna av fosfor som påverkar sjöarna (både externa och interna) behöver beräknas för att kunna bedöma var i avrinningsområdet och hur mycket belastningen behöver minska för att vattenkvaliteten ska kunna förbättras på ett kostnadseffektivt och långsiktigt sätt.

# Inledning

## Bakgrund

Vattenkvaliteten i sjöar har generellt sett förbättrats sedan 1970-talet genom förbättrad rening av avloppsvatten (via reningsverk), förbättrad standard på enskilda avlopp, och minskade halter av fosfor i dagvatten. Sjöar som Edstjärnen och Nässjön kan också påverkas av att de ligger / historiskt har legat i ett jordbrukslandskap. Det är dock oklart om nuvarande tillförsel av fosfor är så stor att det påverkar vattenkvaliteten negativt. Båda sjöarna har högst sannolikt också varit mottagare av dåligt renat avloppsvatten från enskilda avlopp innan anslutning till det kommunala nätet.

Huvuddelen av den fosfor som finns i tillrinnande vatten lagras i bottensedimenten i en sjö. Desto mer fosfor som tillförs sjön, ju mer lagras i sedimenten. När de alger och makrofyter som växer till under sommaren dör blir de en del av sedimentet i form av organiskt material. När det organiska materialet sedan bryts ned kan detta leda till syrefria (eller syrefattiga) förhållanden på sjöbotten under sommaren. Även under vintersäsongen uppstår syrefattiga förhållanden på grund av att sjöarna blir isbelagda. Under sådana förhållanden börjar lättillgänglig fosfor att läcka från sedimentet, vilket leder till en ond cirkel där alger växer till ännu mer på grund av de gynnsamma förhållandena och fortsätter att förse sedimentet med ytterligare organiskt material.

Läckage av fosfor från sedimenten kan även ske när det inte råder syrefria förhållanden. Nedbrytning av organiskt material, som innehåller fosfor, ökar under sommaren när temperaturen stiger. Då frigörs mer fosfor från det organiska materialet. Både låga syrgashalter och höga temperaturer bidrar alltså till en sjös internbelastning, d.v.s. läckage av fosfor från sediment. Det kan ta decennier eller längre för vissa sjöar att återhämta sig naturligt från en förhöjd internbelastning och den fosfor som har frigjorts från sedimentet kan också påverka vattenförekomster nedströms negativt om inga åtgärder genomförs.

Befintliga vattenkemiska data visar att Edstjärnen har förhöjda halter av totalfosfor i vattnet. Totalfosforhalterna i ytvattnet varierade mellan 25,6 och 38,5 µg/L och nådde som mest 189 µg/L i bottenvattnet under år 2021. Fosforhalterna i Nässjön var något lägre men data visar tecken på en förhöjd internbelastning även här. Totalfosforhalterna i ytvattnet varierade mellan 22,5 och 32,7 µg/L medan fosforhalterna på större djup (ca 12,5 m) nådde 161 µg/L under år 2021. Maxhalterna i bottenvattnet i båda sjöarna anses som höga och beror på förhöjd internbelastning av fosfor.

## Uppdraget

Sjörestaurering Sverige AB och Sveriges lantbruksuniversitet har av Länsstyrelsen i Dalarnas län fått i uppdrag att undersöka hur stor andel läckagebenägen fosfor som finns i Edstjärnens och Nässjöns sediment. Resultaten har använts för att bedöma olika åtgärders effektivitet och tillämpbarhet i sjöarna i syfte att minska den interna fosforbelastningen och förbättra vattenkvaliteten. Vidare har järnhalter i sedimentet analyserats och ett försök har genomförts där fosfor tillsatts till sedimentet för att bedöma om syresättning är en åtgärd som skulle kunna användas för att minska internbelastningen i dessa sjöar.

## Deltagande personer

Följande personer har deltagit i projektet:

- Brian Huser, Sjörestaurering Sverige AB (Projektledning, provtagning, beräkningar och rapport).
- Roger Valdén, Sveriges lantbruksuniversitet (Provtagning och sedimentanalys samt rapport).

# Metoder

## Provtagning

Nio sedimentproppar provtogs med en Willner-hämtare från Edstjärnen och Nässjön den 21:a oktober 2022 (Figur 1) och vattendjupet noterades vid varje provtagningspunkt. Sedimenten skiktades omedelbart och skikten från 0-2, 2-4, 4-6, 6-10, 10-15, 15-20 och 25-30 centimeters djup sparades.

Provpunkternas lägen redovisas med koordinater i Appendix 1. Det bör noteras att provtagning på maximala djupet i den nordvästra delen av Edstjärnen och sydöstra delen av Nässjön inte kunde göras på grund av de sjövärmelningarna som är nedlagda i sedimentet. Sediment provtogs därför i något grundare områden för att undvika påverkan på ledningarna.

Eftersom båda sjöarna fortfarande var skiktade när provtagningen utfördes fanns en risk att den läckagebenägna fosfor som frigjorts under sommaren fortfarande förekom i vattenfasen. Vatten hämtades därför med en Ruttnerhämtare på 4 olika nivåer (från ytan ned till 1-meter ovan botten) för att kunna analysera förekomst av frigjord fosfor i vattenpelaren (Appendix 1).





**Figur 1. Provtagningsstationer i Edstjärnen (ED1-6) och Nässjön (NÄ1-3). Ortobild © Lantmätariet.**



## Analys

I en fraktionerad fosforanalys extraheras olika former av fosfor ur provet i olika steg: H<sub>2</sub>O-P (porvatten och löst bunden/lättlöslig fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor) och HCl-P (kalciumbunden fosfor). Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner et al. (1988) och har modifierats av Hupfer et al. (1995). Totalfosfor analyserades också i samtliga proppar. Läckagebenägen fosfor i sedimenten återfinns i huvudsak i de tre fraktionerna (1) löst bunden fosfor, (2) järnbunden fosfor, och (3) organisk fosfor. Den löst bundna fosfor är direkt tillgänglig i vattenmassan, medan järnbunden fosfor kan bli lättillgänglig då syrgashalten är mindre än ca 2 mg/L. Dessa två fraktioner kallas också för ”mobil” fosfor.

Organisk fosfor frigörs från organiskt material under nedbrytning och blir sedan en del av den mobila fosforfraktionen. Processen tar tid, från månader till år. Organisk fosfor anses också vara labil eller lättrörlig, men en svårnedbrytbar rest av den fraktionen finns kvar även i djupare skikt. Dessa bakgrundskoncentrationer subtraheras från höga halter i ytligare sedimentlager för att beräkna mängden läckagebenägen fosfor.

Det kan också finnas en del läckagebenägen fosfor i restfraktionen. Restfraktionen är mängden fosfor som finns kvar efter att alla fraktioner ovan har extraherats.

Vattenhalt och halten organiskt material i sedimenten kvantifierades enligt Håkanson och Jansson (1983). Proverna frystes 24 timmar (-20 °C) och frystorkades. De torra proverna brändes i en muffelugn (550 °C) i två timmar och mängden förbränt sediment motsvarar mängden organiskt material i sedimenten. Dessa data användes för att beräkna koncentration (torrvikt), sedimentdensitet, och fosformassa.

## Fosfortillsättningsförsök

Fosfor tillsattes till sedimentprover (0-2 cm och 2-4 cm) från 6 proppar (4 st från Edstjärnen och 2 st från Nässjön) för att bedöma sedimentets förmåga att ta upp eller binda fosfor under oxiska förhållanden. Fosfor tillsattes i olika mängder (0 till 100 mg/L) i tio steg, d.v.s. det gjordes tio tillsättningar till varje prov. Relationen mellan bunden fosfor och återstående fosfor i analysröret användes för att beräkna jämviktskoncentrationen av fosfor (EPC - Equilibrium Phosphorus Concentration). EPC<sub>0</sub> är den koncentration där sedimentet inte längre binder eller släpper fosfor under oxiska förhållanden. Om koncentrationen av fosfor i sjövattnet är högre än EPC<sub>0</sub> binds fosfor medan om den är lägre, så frigörs istället fosfor från sedimentet.

## Beräkningar

Båda sjöarna var fortfarande skiktade vid provtagning och fosforhalterna var förhöjda i bottenvattnet. De förhöjda halterna uppkommer på grund av läckage av fosfor från sedimentet, och för att kunna beräkna hela överskottet av läckagebenägen fosfor måste även mängden i vattnet tas hänsyn till. Med hjälp av uppmätta fosforkoncentrationer och vattenvolymer på olika djupnivåer beräknades massan (kg) fosfor som frigjorts från sedimentet. Frigjord fosformassa plus resterande del läckagebenägen fosfor i sedimentet användes sedan för att beräkna den totala mängden läckagebenägen fosfor i Edstjärnens och Nässjöns sediment.

Fosformassan (den totala läckagebenägna fraktionen, d.v.s. summan av mobil fosfor, labil organisk fosfor, återstående mängd fosfor i vattnet, och en del av restfraktionen) i sedimenten modellerades rumsligt.

Potentiell internbelastning av fosfor uppskattades med hjälp av en empirisk modell (Pilgrim et al. 2007) där mobil fosformassa i de översta sedimentlagren används för att beräkna maximal internbelastning.

## Resultat och diskussion

Partiklar sjunker kontinuerligt ned och bildar sediment naturligt på botten av en sjö. Sedimentpartiklarna förflyttas från erosions- och transportbottnar till ackumulationsbottnar med hjälp av vind, vågor och resuspension av sediment orsakat av bottenlevande djur. Ackumulationsbottnar i djupare delar av sjön har generellt de högsta halterna av fosfor, särskilt de mobila formerna. Vid denna provtagning varierade vattenhalten mellan 75 och 99 % i de översta 4 cm sedimentlagren, vilket indikerar att sedimentpropparna provtogs från ackumulationsbottnar.

### Läckagebenägen fosfor

Löst bunden fosfor/porvatten och järnbunden fosfor frigörs under syrgasfattiga förhållanden. Dessa två fraktioner kallas för mobil fosfor eftersom de bidrar direkt till internbelastning. Genom att analysera löst bunden fosfor/porvatten och järnbunden fosfor i de översta centimetrarna av sedimenten (0-4 cm, Huser and Pilgrim 2014) kan man också beräkna den potentiella internbelastningen av fosfor under maximal påverkan (t.ex. vid syrgasbrist och höga temperaturer).

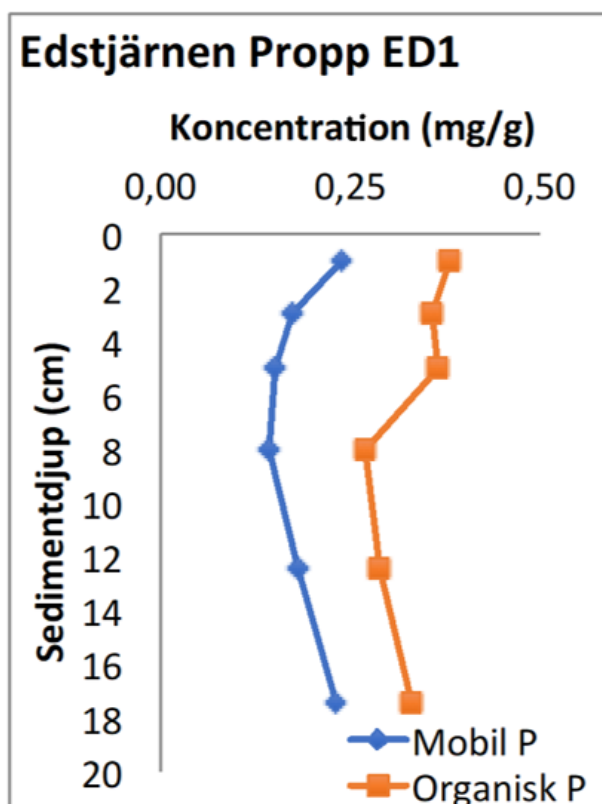
Oftast är det de djupare och syrefattiga områdena av sjön som bidrar mest till internbelastningen, men sediment i grundare områden är också viktiga att beakta på grund av följande anledningar:

1. Fosfor sedimenterar över hela botten i övergödda sjöar. Nytt material som sedimenterar på erosions- och transportbottnar kan eventuellt nå större djup (ackumulationsbottnar) där fosfor frigörs till vattnet. Om man bara behandlar djupare områden av en sjö som ofta är syrgasfattiga, riskerar man dock att lämna mycket fosfor obehandlat på grundare transportbottnar. I vissa fall (sjöar med branta bottnar) är detta inte ett problem eftersom transporten till större djup sker mycket snabbt. I sjöar med stor areal av grunda, relativa platta bottnar kan däremot mycket fosfor lagras och sedan långsamt transporteras till djupare områden.
2. Syrgasfattiga förhållanden kan också förekomma i grundare områden, särskilt under natten när vindhastigheten är lägre och produktionen av syrgas i vattnet minskar. Detta sker relativt fort och medför att fosfor frigörs till vattenmassan och omedelbart blir tillgängligt för t.ex. alger under dagen när vattnet omblandas. Följaktligen kan det också vara viktigt att behandla läckagebenägen fosfor som finns i grunda sjöars sediment eller i grundare områden i djupa sjöar.
3. Organiskt material kan frigöra fosfor efter nedbrytning, och processen ökar när temperaturen stiger. I övergödda, grunda sjöar finns det oftast mer organisk fosfor jämfört med mobil fosfor på grund av en

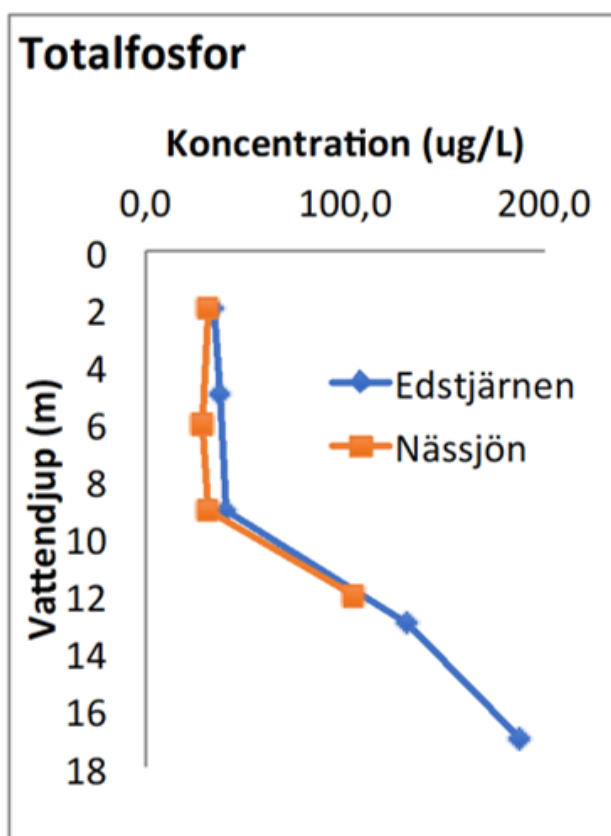
ökad tillväxt av alger och makrofyter. Det tyder på att det inte bara är sediment som exponeras för syrefattiga förhållanden som kan frigöra fosfor, utan även sediment som är rikt på organiskt material kan göra det oavsett vilka syrgasförhållanden som råder.

## Edstjärnen

Koncentrationerna av mobil (lättlös och järnbunden) fosfor varierade mellan 0,05 och 0,24 mg/g torrsvikt i Edstjärnen (se exempel i Figur 2). Mycket läckagebenägen fosfor förekom fortfarande i bottenvattnet (Figur 3) vilket innebär att koncentrationerna i sedimentet är en underskattning av den totala mängden. Den fosfor som fortfarande fanns i vattenpelaren användes för att beräkna den totala mängden läckagebenägen fosfor i sjön (kallas för "Vatten P", Tabell 1). Koncentrationen av organisk fosfor var högre och varierade från 0,31 till 0,39 mg/g i de översta sedimentlagren (Figur 2, se även Appendix 1).



Figur 2. Koncentrationer av mobil och organisk fosfor i Edstjärnens sediment, på station Ed1.



Figur 3. Koncentrationer av totalfosfor i vattenpelaren i Edstjärnen och Nässjön den 21:a oktober 2022.

Fosformassan (den totala massan av läckagebenägna fosforformer) i det aktiva sedimentdjupet var högst i sjöns djupare områden, och nådde som mest 16,5 g/m<sup>2</sup> i Edstjärnens djuphål (Tabell 1). Halterna minskade sedan med ett grundare vattendjup och mer näringsfattiga sediment (Figur 4). Den potentiella internbelastningen var också högst i det djupaste området (Ed1) och nådde där 18,9 mg/m<sup>2</sup>/d.

Tabell 1. Massan av läckagebenägen fosfor (g/m<sup>2</sup>) i Edstjärnen

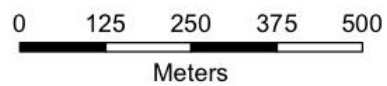
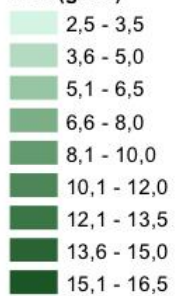
Propp	Djup (m)	Mobil P (g/m <sup>2</sup> )	Vatten P (g/m <sup>2</sup> )	Labil org P (g/m <sup>2</sup> )	Rest P (g/m <sup>2</sup> )	Summa (g/m <sup>2</sup> )
Ed1	18,7	5,0	3,7	5,0	2,8	16,5
Ed2	13,9	3,6	1,8	4,5	2,0	11,8
Ed3	5,0	1,0	0,1	2,5	0,8	4,4
Ed4	6,4	0,9	0,2	2,4	0,5	4,0
Ed5	9,9	1,3	0,5	2,8	1,1	5,6
Ed6	15,9	3,4	2,5	5,6	1,0	12,4





Edstjärnen sediment modell

LBP (g/m<sup>2</sup>)

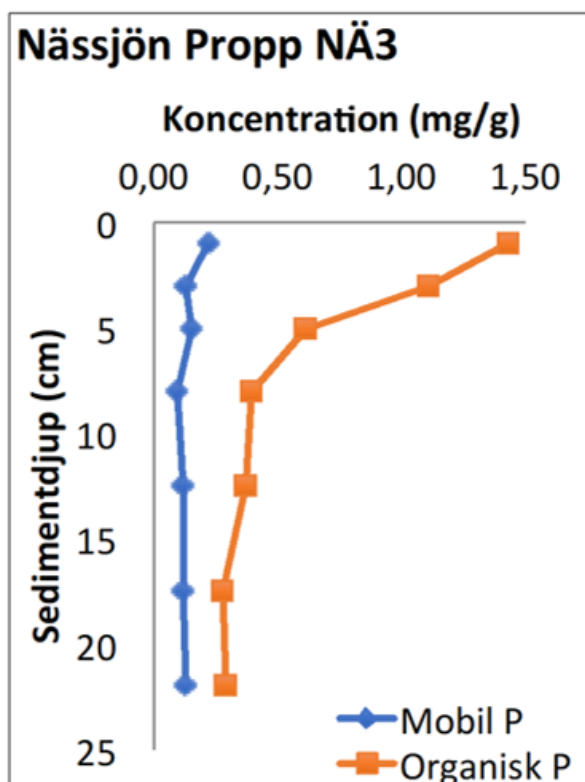


**Figur 4. Mängden av läckagebenägna fosforformer (LBP) i Edstjärnens sediment. Ortobild © Lantmätariet.**

Jämfört med andra sjöar i Sverige har Edstjärnen en stor mängd läckagebenägen fosfor i sedimenten. Som jämförelse hade övergödda Drevviken (Stockholm) 15,8 g/m<sup>2</sup> och Övre Milsbosjön (Dalarna) 23,1 g/m<sup>2</sup> läckagebenägen fosfor i respektive djuphål (Svelander och Huser 2017, Huser 2018).

## Nässjön

Vattenhalten i de översta sedimentlagren (0-4 cm) varierade mellan 95,7 och 99 % i Nässjön. Koncentrationerna av mobil (lättlöslig och järnbunden) fosfor i de översta sedimentlagren varierade lite, från 0,08 till 0,2 mg/g och organisk fosfor från 0,73 till 1,43 mg/g (se exempel i Figur 5). Koncentrationerna var generellt högre jämfört med Edstjärnen men det förekom också läckagebenägen fosfor i vattenpelaren som – liksom i Edstjärnen – hade frigjorts från sedimentet under sommaren (Figur 3). Den fosfor som fortfarande fanns i vattenpelaren användes för att beräkna den totala mängden läckagebenägen fosfor i sjön (kallas för "Vatten P", Tabell 2).



Figur 5. Koncentrationer (torrvikt) av mobil och organisk fosfor på station NÄ3 i Nässjön.

Massan av läckagebenägen fosfor i det aktiva sedimentdjupet var högst i de djupare områdena av Nässjön, och nådde 4,2 g/m<sup>2</sup> (modellerat) där vattendjupet var ca 11 m (Tabell 3 och Figur 6). Enligt den rumsliga

modellen som visas i Figur 6 finns det 6,5 g/m<sup>2</sup> läckagebenägen fosfor i sjöns djuphåll. Dessa värden är jämförbara med de som uppmätts i sjöar i Stockholm såsom Flaten och Långsjön vilka båda var konstaterat övergödda innan restaurering (Schütze et al. 2017). Massan av fosfor minskade något i de grundare områdena mot stranden (Figur 6). Den beräknade potentiella internbelastningen var relativt hög för en djup/skiktad sjö och nådde 6,8 mg/m<sup>2</sup>/d där vattendjupet var ca 13 m.

**Tabell 2. Massan av läckagebenägen fosfor (g/m<sup>2</sup>) i Nässjön.**

Propp	Djup (m)	Mobil P (g/m <sup>2</sup> )	Vatten P (g/m <sup>2</sup> )	Labil org P (g/m <sup>2</sup> )	Rest P (g/m <sup>2</sup> )	Summa (g/m <sup>2</sup> )
Nä1	11,0	0,4	0,7	1,9	1,2	4,2
Nä2	7,0	0,2	0,1	1,1	0,8	2,2
Nä3	9,0	0,6	0,0	1,6	1,1	3,3





Näs sjö sediment modell

LBP (g/m<sup>2</sup>)

	0,8 - 2,0
	2,1 - 3,0
	3,1 - 4,0
	4,1 - 5,0
	5,1 - 6,5

N



**Figur 6. Mängden av läckagebenägna fosforformer (LBP) i Näs sjös sediment. Ortobild © Lantmätariet.**

## Bedömning av syresättning som metod för att minska internbelastningen

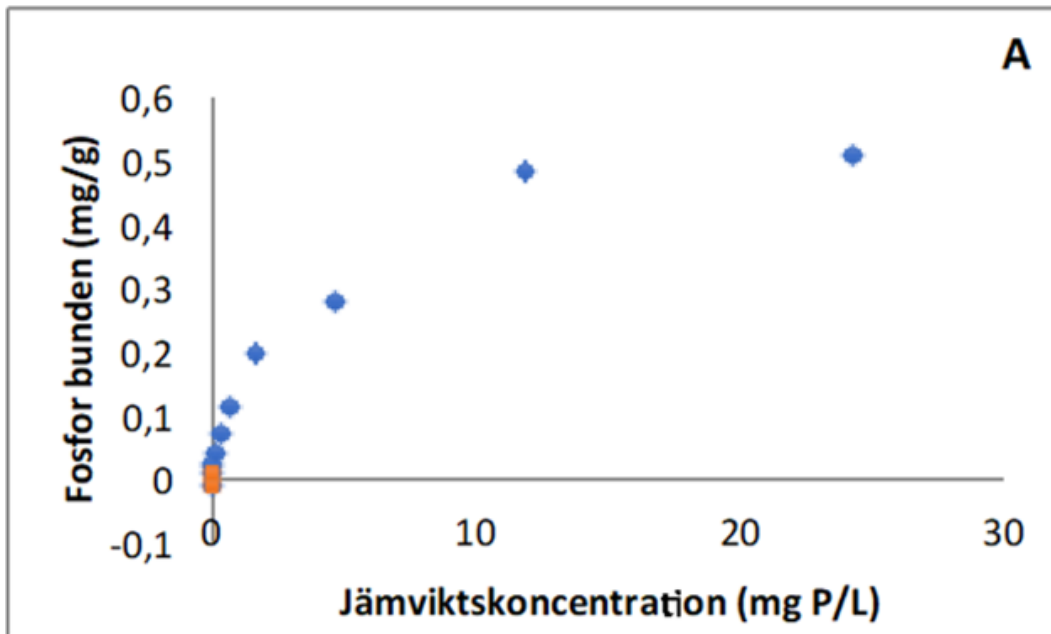
Tidigare studier har visat att det måste finnas tillräckligt mycket järn för att kunna binda läckagebenägen fosfor och förhindra interbelastning från sedimentet under syrerika förhållanden (t.ex. Jensen et al. 1992). För att förhindra internbelastning måste kvoten mellan totalkoncentrationen av järn och fosfor vara högre än 15. I både Edstjärnen och Nässjön var denna kvot lägre, särskilt i sjöarnas djupare områden (Tabell 3).

**Tabell 3. Totalkoncentrationer (torrvikt) av järn (Total Fe) och fosfor (Total P) i sjöarnas sediment, samt kvoten mellan dem (Fe:P). \* = Notera att Total P inkluderar den fosfor som frigjorts från sedimentet till vattnet.**

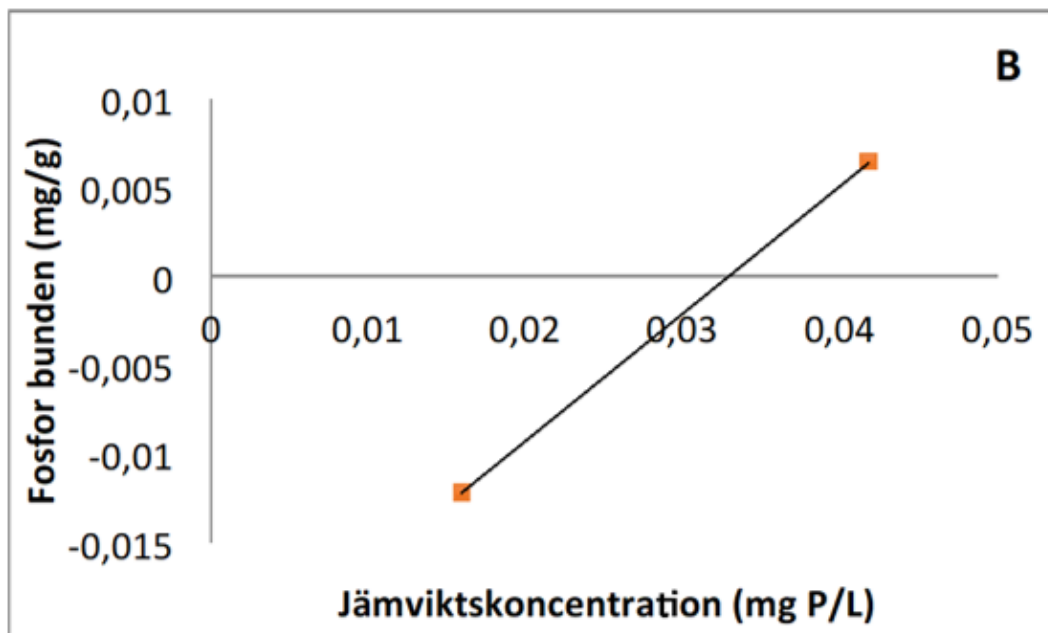
Propp	Vattendjup	Total P* (mg/g)	Total Fe (mg/g)	Fe:P
Ed1	18,7	1,8	14,3	8,0
Ed2	13,9	1,2	13,3	11,1
Ed3	5,0	0,9	12,1	14,1
Ed4	6,4	0,9	14,9	17,2
Ed5	9,9	1,0	12,6	12,3
Ed6	15,9	1,5	13,6	9,4
Nä1	11,0	3,3	11,0	3,4
Nä2	7,0	1,7	13,0	7,9
Nä3	9,0	2,7	12,5	4,7

Ett annat sätt att bedöma sedimentets förmåga att binda fosfor är att tillsätta fosfor direkt till sedimentprover. Därför tillsattes fosfor till prover som tagits från 0-2 och 2-4 cm sedimentlager från 6 proppar som hämtades från sjöarnas djupområden (4 st från Edstjärnen och 2 st från Nässjön). Mängden fosfor som binds till sedimentet ökar med ökande fosforhalt som har tillsatts (se exempel i Figur 7). Där linjen korsar X-axeln (Figur 8) finns jämviktskoncentrationen (EPC0) som visar vid vilken koncentration fosfor varken binds eller frigörs från sedimentet under syrerika förhållanden.





Figur 7. Exempel på resultat från fosfortillsättningsförsöket med ett (av totalt åtta) sedimentprov från Nässjön. De orangea symbolerna visar vid vilken koncentration linjen korsar X-axeln = jämviktskoncentrationen av fosfor (EPC0).



Figur 8. Förstoring av området mellan de två första orangea punkterna i Figur 7, d.v.s. där linjen korsar X-axeln = jämviktskoncentrationen av fosfor (EPC0).

Jämviktskoncentrationen (EPC0) var hög i båda sjöarna, men mycket högre i Edstjärnen (medelvärde = 280 µg/L, Tabell 4). Eftersom försöket kördes under syrerika förhållanden speglar detta vilken effekt syresättning skulle ha om det utfördes i praktiken i sjöarna. I Edstjärnen skulle fosfor frigöras från sedimentet vid fosforkoncentrationer lägre än 280 µg/L, medan motsvarande halt (EPC0) var 41 µg/L i Nässjön (Tabell 4).

**Tabell 4. Jämviktskoncentrationer (EPC0) för fosfor i Edstjärnen och Nässjön.**

Sjö	Medel (mg/L)	Min-Max (mg/L)
Edstjärnen	0,28	0,13-0,39
Nässjön	0,041	0,023-0,069

# Potentiella åtgärder för att minska internbelastning av fosfor

Det finns ett antal åtgärder som syftar till att minska internbelastning av fosfor i sjöar och kustområden (Huser et al. 2016a). Det finns dock ingen åtgärd som fungerar i alla sjöar och ofta krävs det fler än en åtgärd för att långsiktigt minska internbelastningen till önskad nivå. Nedan beskrivs de vanligaste vedertagna metoderna. En bedömning av metodernas effektivitet och tillämpbarhet i Edstjärnen och Nässjön har också gjorts.

## Muddring

Muddring innebär fysisk borttagning av fosforrikt sediment från sjön, antingen på ett mekaniskt sätt (t.ex. med hjälp av grävmaskiner) eller hydrauliskt (s.k. sugmuddring). Muddring är dock inte en möjlig åtgärd i vare sig Edstjärnen eller Nässjön på grund av de sjövärmeledningar som ligger under sedimentytan, vilka generellt ligger där det finns mest läckagebenägen fosfor.

## Behandling med fosforbindande mineraler eller leror

Fastläggning av fosfor i sediment innebär att man omvandlar läckagebenägen fosfor till en form som inte kan frigöras och stannar kvar i sedimentet. Fosforbindande mineraler tillsätts till sedimentet för att återställa balansen mellan bindningskapacitet och mängden fosfor i sedimentet. De typer av fällningsmedel som vanligtvis används baseras på aluminium eller järn. Aluminiumbehandling är historiskt den mest beprövade metoden som finns för att minska internbelastning. Vid tillsättning av järn krävs det i allmänhet att man luftar/syresätter vattnet, vilket ökar kostnaden. Detta måste göras för att förhindra järnreducering och efterföljande frisättning av fosfor vid låga syrgashalter. Aluminiumbehandling kräver inte luftning eftersom mineralet inte påverkas av syrgashalten.

Behandling med aluminium har använts i över fem decennier i sjöar med varierande grad av effektivitet (Huser et al. 2016b). Ända tills nyligen var doseringsmetoderna undermåliga och många sjöar (särskilt grunda sjöar) fick därför ett underskott av aluminium vilket lett till alltför kortlivade resultat. Under senare år har dock bättre metoder utvecklats vilket ökat sannolikheten för mer bestående behandlingseffekter (Kuster et al. 2020, Agstam-Norlin et al. 2020, Agstam-Norlin et al. 2021).

Kalcium har också använts för att binda fosfor i sjöar, men bindningen till fosfor är mest effektiv vid  $\text{pH} > 8$  och därför bättre lämpad för användning i våtmarker eller andra system med naturligt höga pH-värden. Livslängden på kalciumbehandlingar har visat sig vara kort i sjöar, ofta mindre än två år,

förmodligen på grund av för låga pH-värden och en upplösning av kalciumfosforföreningar som följd. Uppmätta pH-värden i både Edstjärnen och Nässjön ligger generellt under 7 enligt övervakningsdata från 2021 vilket innebär att en kalciumbehandling inte är att rekommendera.

Järn-, aluminium- och kalciumbaserade mineraler kräver tillräckligt mycket alkalinitet under tillsättning för att förhindra pH-ändringar under behandling (alkaliniteten fungerar som en buffert mot pH-ändringar). I Edstjärnen och Nässjön är både alkaliniteten och pH-värdena relativt låga och nära gränsen för om behandling bör rekommenderas. Detta innebär att tiden för när en behandling kan genomföras är mycket begränsad och beror på hur pH varierar över året. Om man ändå väljer att gå vidare med en sådan behandling skulle det kräva att man delar upp dosen på flera mindre behandlingstillfällen (låga doser) samt använder sig av buffrad aluminium, för att undvika alltför stora pH-förändringar.

Bentonitleror med tillsatt lantan eller aluminium är en nyare metod som används i samma syfte. Mindre är dock känt om dessa material och en förfining av doseringsmetoderna behövs sannolikt innan de kan användas på ett adekvat sätt. Till exempel frigörs lantan från leran vid höga halter av organiskt kol i vattnet. Andelen lantan som frigörs från leran ökar kraftigt med ökande halter av organiskt kol över 6-8 mg/L enligt Lürling et al. (2014), beroende på kvaliteten av det organiska materialet. Halterna av organiskt kol i Edstjärnen och Nässjön varierade generellt mellan 8 och 11 mg/L under sommaren 2021.

## Syresättning och omblandning

Syresättning innebär tillsättning av syre till bottenvattnet vilket kan minska fosforläckaget. En fördel med metoden är att förhållandena för t.ex. fisk som kräver höga syrgasnivåer blir bättre. En nackdel med syresättning är att metoden kan skapa cirkulation i vattnet och därigenom även öka internbelastningen i vissa sjöar genom att röra om vattenmassan närmast sedimentet (Cooke et al. 2005).

Syresättning kan minska internbelastning av fosfor så länge det finns tillräckligt mycket bindningskapacitet i sedimentet. Både kvoten mellan järn och fosfor (Tabell 3) och försöket där fosfor tillsattes direkt till sedimentprover (Tabell 4) visar att bindningskapaciteten inte räcker till för att binda all läckagebenägen fosfor som finns idag, även om vattnet ovan sedimentytan är syrerikt. Detta tyder på att fosforbindande mineraler eller leror (se ovan) ändå måste tillsättas för att fosforläckaget ska kunna minska till en naturlig nivå.

Omblandning innebär artificiell transport av syrerikt ytvatten till djupare delar, med hjälp av t.ex. en pumpanordning. Metoden har sällan lyckats och kan leda till en destabilisering av vattenpelarens skiktning vilket i sin tur

kan orsaka en ännu snabbare transport av fosfor till ytvattnet. Temperaturen i djupvattnet kan också öka, vilket ökar nedbrytningshastigheten av organiskt material samt associerat läckage av fosfor. Även om skiktningen håller sig stabil kan ökad rörelse och vattenhastighet vid sedimentytan öka transporten av fosfor från porvattnet i sedimentet till sjövattnet.

En risk med båda metoderna är att nedbrytning av organiskt material, som innehåller fosfor, ökar i syrerikt vatten. I Nässjön består sedimentet generellt av 50% organiskt material, vilket är en mycket hög andel. En ökad nedbrytning skulle sannolikt öka hastigheten av fosforläckaget och försämra vattenkvaliteten om det inte finns tillräckligt mycket bindningskapacitet i de översta sedimentlagren. Denna risk är mindre i Edstjärnen eftersom sedimentet innehåller mindre organiskt material.

## Dricksvattenreningsrester

En alternativ metod som är nyutvecklad använder deponerade rester från dricksvattenreningsverk för att binda fosfor i sediment (Kuster et al. 2021a och b). Resterna innehåller en kombination av mineraler såsom aluminium, kalcium och järn, beroende på vilken sorts fällningsmedel använts för att rena vattnet.

Fördelar med användning av dricksvattenreningsrester är:

- Mineralet/en har redan bildats och därför krävs det väldigt lite eller ingen alkalinitet
- pH ändringen under tillsättning blir minimal
- Kostnaden för själva materialet blir väldigt liten eller gratis

Potentiella nackdelar inkluderar:

- Transportkostnader kan bli höga om materialet måste transporteras långt
- Torkning av resterna kan eventuellt behövas, vilket tar tid men minskar transportkostnader
- Doseringen är mer osäker eftersom detta är en ny metod

Om användning av dricksvattenreningsrester skulle övervägas, rekommenderar vi att resterna testas innan behandling. Först och främst måste innehållet analyseras för eventuella föroreningar, men oftast är resterna relativt rena eftersom de använts i dricksvattenrening. Sedan måste bindningskapaciteten analyseras för att kunna beräkna hur mycket material som krävs för att minska läckagebenägen fosfor i sedimentet tillräckligt. Några forskningsförsök har gjorts och bindningskapaciteten har då visats sig vara bra (t.ex. Kuster et al. 2021). Kapaciteten att binda fosfor beror dock huvudsakligen på vilka halter av de olika mineralen som finns i resterna och dessa halter kan givetvis variera mellan reningsverk.



## Utfiskning av bottenlevande fisk

En stor population av bottenlevande fisk kan störa sedimentet och öka internbelastning av fosfor i sjöar. Fiskarna ökar både förflyttandet av fosfor från sedimentet till vattnet och omblandningsdjupet i sedimentet, vilket kan öka totala mängden fosfor som når ytvattnet (Huser et al. 2016c). I sjöar med stora mängder bottenlevande fisk kan reduktionsfiske vara en lämplig åtgärd för att minska övergödningsproblemen.

Reduktionsfiske innebär att man ställer om fiskesamhället genom att reducera mängden vitfisk som bidrar till övergödning i sjön. Avlägsnandet av dessa arter kan förbättra vattenkvaliteten (Huser och Bartles 2015, Huser et al. 2021) men metoden fungerar bäst i sjöar som är relativt grunda eller har stora grunda områden som inte skiktat sig under sommaren. Både Edstjärnen och Nässjön är relativt djupa, skiktade sjöar. Om populationen av karpfiskar är hög kan man dock överväga att minska den, men effekten bedöms inte bli lika stor jämfört med den man kan förvänta sig i grunda sjöar. Utfiskning ses ofta som ett komplement till andra åtgärder, t.ex. att man först behandlar sedimenten med mineraler eller muddrar och sedan gör en utfiskning för att återställa balansen i fiskesamhället.

## Vägen framåt

Innan man går vidare med faktiska åtgärder krävs en ordentlig källfördelningsanalys samt framtagande och utvärdering av olika åtgärdsscenarior för respektive sjö, vilket i sin tur kräver data om sjöarna, tillrinnande vatten, och sedimentkemi. I denna rapport är fokus på den interna belastningen från sedimenten. I nästa steg behöver man ta hänsyn till både extern- och internbelastning för att kunna utvärdera vilka åtgärder som behöver genomföras för att uppnå målet om en bra vattenkvalitet ("god status" inom vattenförvaltningen). Storleken på de olika källorna av fosfor som påverkar sjöarna behöver beräknas för att kunna bedöma var i avrinningsområdet och hur mycket belastningen behöver minska för att vattenkvaliteten ska kunna förbättras på ett kostnadseffektivt och långsiktigt sätt.

## Övervakning, sjömodellering och åtgärdsanalyser

För att en tillförlitlig källfördelnings- och åtgärdsanalys ska kunna göras, krävs en övervakningsplan för att samla in det data som krävs. Med insamlat data skapas en dynamisk modell utifrån vilken man kan ta fram en källfördelning och utvärdera olika alternativa åtgärdsscenarior.

Övervakningsplanen behöver inkludera följande:

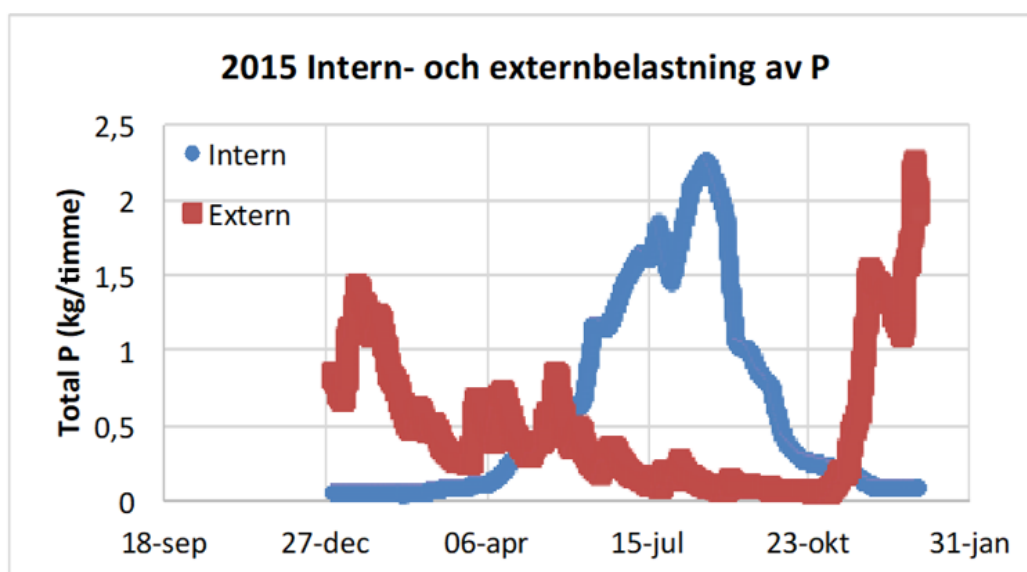
- Provtagning och analys av vatten i sjön
- Provtagning och analys av vatten samt flödesmätning i tillrinnande vattendrag under låg-, medel- och högflöde (ca 70–80% av tillrinnande vatten bör täckas in, om möjligt).
- Mätning av vattennivån i sjön (det görs t.ex. med en enkel pegel där man läser av nivån regelbundet).
- Flödesmätning i utloppet. Oftast kan man enkelt beräkna flödet om det finns en regleringsstruktur och om man vet vattennivån i sjön.
- Ev. provfiske för att bedöma andelen bottenlevande fisk (gjorts i Nässjön 2021)

Allt ovan gjordes under 2021 vilket innebär att det är möjligt att modellera och ta fram åtgärdsscenarior för att bedöma hur mycket fosfor de olika källorna (interna och externa) bidrar till fosforhalterna i sjöarna.

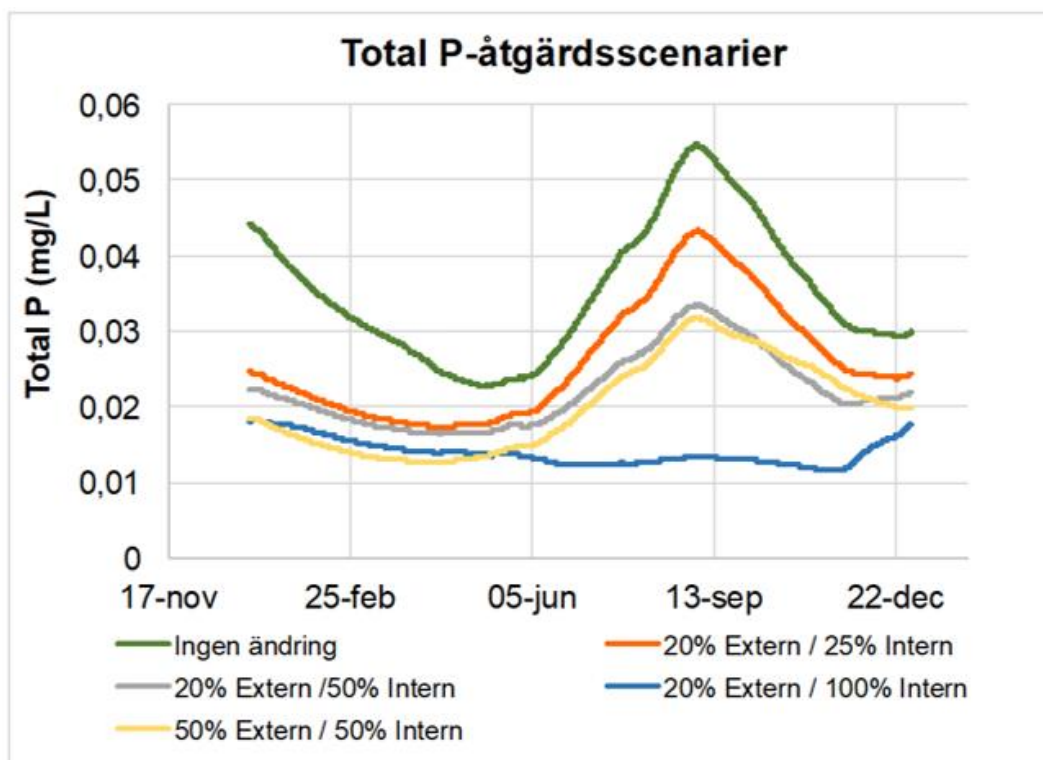
Ytterligare data krävs för att beräkna vatten- och fosforbalanser. Klimatdata kan hämtas från en närliggande väderstation. Dessa data används för att beräkna nederbörd och evaporation som är viktiga för framtagandet av vatten- och fosforbalanser. Analys av olika sedimentfosforformer är också viktigt för att kunna modellera fosforläckage från sedimentet. Resultaten i denna rapport kan användas för detta syfte.

Information om markanvändning i avrinningsområdet behövs för att beräkna direkt inflöde till sjön (d.v.s. direkt från marken till sjön). Information om djurhållning, möjliga punktkällor, enskilda avlopp m.m. krävs också. Djupkurvor i GIS-format behövs för att beräkna vattenvolymen i olika skikt och fosformassan i vattnet. Detta är särskilt viktigt för beräkning av internbelastning av fosfor. Allt detta underlag finns redan för båda sjöarna.

Med resultaten från provtagningsplanen som har beskrivits ovan, kan man beräkna både vatten- och fosforbalanser, modellera fosforhalten i vattnet, och ta fram åtgärdsscenarior (se exempel på Figur 9–10).



Figur 9. Resultat från modellering av intern- och externbelastning i Finjasjön (Huser 2021)



**Figur 10. Framtagna åtgärdsscenarior för Finjasjön (Huser 2021).**

Efter att sjöarna har modellerats och eventuell externbelastning har minskats till den nivå som krävs för att nå målet, kan interna åtgärder tillämpas. Eftersom alla vedertagna metoder för att minska internbelastning har sina nackdelar i de här två fallen, rekommenderar vi istället att undersöka möjligheten att använda dricksvattenreningsrester för att binda fosfor permanent i sedimenten. I ett första steg behöver resterna testas för att bedöma dess kapacitet att inaktivera läckagebenägen fosfor i sedimentet och även för att utesluta att resterna innehåller föroreningar.

## Referenslista

- Agstam-Norlin, O., Lannergård, E. E., Rydin, E., Futter, M. N., & Huser, B. J. 2021. A 25-year retrospective analysis of factors influencing success of aluminum treatment for lake restoration. *Water Research*, 200, 117267.
- Agstam, O. et al. 2020. Aluminum treatment to control internal phosphorus loading and restore eutrophic lakes: factors affecting binding efficiency of aluminum. Manus, *Hydrobiologia*.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. and Nichols, S.A. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs, CRC Press, Boca Raton.
- 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, BJ. 2021. Sedimentundersökning och utvärdering av sedimentnäringförhållanden och internbelastning av fosfor i Finjasjön. Sjörestaurering Sverige AB, Rapport: 2021:0602. 68 sidor.
- Huser BJ, Bajer PG, Kittelson S, Christenson S, Menken K. 2021. Changes to water quality and sediment phosphorus forms in a shallow, eutrophic lake after removal of common carp (*Cyprinus carpio*). *Inland Waters*.1–14.
- Huser, B. 2018. Undersökning av läckagebenägen fosfor och rekommendation av aluminiumdosering i Milsbosjöarna. Sjörestaurering Sverige AB rapport 2018:1201.
- Huser, B., Löfgren, S., & Markensten, H. 2016a. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden. S Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2016: 6.
- Huser, B.J. et al. 2016b. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97:122-132.
- Huser, B. J., Bajer, P. G., Chizinski, C. J., & Sorensen, P. W. 2016c. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia*, 763(1), 23-33.
- Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E. and Skytthe, A. 1992. Iron-phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235, 731-743.
- Kuster, AC, Huser, BJ, Thongdamrongtham, S, Padungthon, S, Junggoth, R, & Kuster, AT 2021a. Drinking water treatment residual as a ballast to sink

Microcystis cyanobacteria and inactivate phosphorus in tropical lake water. *Water Research*, 207, 117792.

Kuster AC, Huser BJ, Padungthon S, Junggoth R, Kuster AT. Washing and Heat Treatment of Aluminum-Based Drinking Water Treatment Residuals to Optimize Phosphorus Sorption and Nitrogen Leaching: Considerations for Lake Restoration. 2021b. *Water* 13(18):2465.

Kuster AC, Kuster AT, Huser BJ. 2020. A comparison of aluminum dosing methods for reducing sediment phosphorus release in lakes. *Journal of Environmental Management*. 261:110195.

Lurling, M., Waajen, G. and van Oosterhout, F., 2014. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. *Water Res* 54, 78-88.

Pilgrim KM, Huser BJ, Brezonik PL. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water Research* 41(6):1215–24.

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.

# Appendix 1

Tabell 5. Provtagningskoordinater (SWEREF 99TM).

Propp	North	East
Ed1	6714838	504868
Ed2	6714998	504729
Ed3	6715332	504408
Ed4	6715467	504259
Ed5	6715229	504488
Ed6	6715137	504607
Nä1	6713716	506515
Nä2	6713838	506359
Nä3	6713953	506289

Tabell 6. Totalfosforkoncentrationer och pH i vattenpelaren

Sjö	Vattendjup (m)	pH	Tot-P (ug/L)
Edstjärnen	2	6,17	34,1
Edstjärnen	5	6,46	37,3
Edstjärnen	9	6,68	40,5
Edstjärnen	13	6,76	130,3
Edstjärnen	17	6,64	188,0
Nässjön	2	6,82	30,9
Nässjön	6	6,90	27,7
Nässjön	9	6,81	30,9
Nässjön	12	6,42	104,7

Tabell 7. Sedimentegenskaper i Edstjärnen

Propp	Skikt (cm)	Vattenhalt (%)	Organiskt material (%)
ED1	0-2	84,5	11,0
ED1	2-4	80,1	11,3
ED1	4-6	72,8	10,1
ED1	6-10	65,8	7,9
ED1	10-15	62,0	7,5

Propp	Skikt (cm)	Vattenhalt (%)	Organiskt material (%)
ED1	15-20	63,4	8,1
ED2	0-2	78,0	8,1
ED2	2-4	76,1	9,0
ED2	4-6	72,4	8,4
ED2	6-10	59,1	5,8
ED2	10-15	56,2	5,8
ED2	15-20	62,4	7,1
ED2	20-24	53,2	5,1
ED3	0-2	81,6	8,6
ED3	2-4	75,2	8,0
ED3	4-6	70,4	7,6
ED3	6-10	60,9	6,5
ED3	10-14	62,8	7,4
ED4	0-2	80,9	8,2
ED4	2-4	76,1	7,9
ED4	4-6	73,1	7,8
ED4	6-10	66,5	7,0
ED4	10-15	63,9	6,6
ED4	15-20	51,1	4,0
ED5	0-2	83,7	9,4
ED5	2-4	78,3	9,0
ED5	4-6	72,6	8,4
ED5	6-10	67,5	7,8
ED5	10-15	65,6	8,0
ED5	15-19	66,1	8,0
ED6	0-2	85,0	10,9
ED6	2-4	80,1	10,2
ED6	4-6	75,2	9,4
ED6	6-10	65,8	7,7
ED6	10-15	62,6	7,4



Tabell 8. Sedimentegenskaper i Nässjön

Propp	Skikt (cm)	Vattenhalt (%)	Organiskt material (%)
NÄ1	0-2	98,3	52,2
NÄ1	2-4	97,8	55,8
NÄ1	4-6	97,3	52,0
NÄ1	6-10	92,0	24,2
NÄ1	10-15	90,0	25,5
NÄ1	15-17	88,2	25,1
NÄ2	0-2	96,8	42,6
NÄ2	2-4	95,7	40,9
NÄ2	4-6	95,1	39,5
NÄ2	6-10	94,6	39,2
NÄ2	10-15	91,1	29,6
NÄ2	15-20	88,9	25,9
NÄ2	25-30	85,7	24,7
NÄ2	30-35	74,4	12,5
NÄ3	0-2	99,1	59,0
NÄ3	2-4	97,7	53,8
NÄ3	4-6	94,0	28,5
NÄ3	6-10	84,3	18,2
NÄ3	10-15	77,4	15,0
NÄ3	15-20	72,0	12,0
NÄ3	20-24	73,8	13,5

Tabell 9. Sedimentfosforkoncentrationer i Edstjärnen (ED1-6) och Nässjön (NÄ1-3)

Propp	Skikt (cm)	Porvatten (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Organisk P (mg/g)	TP (mg/g)
ED1	0-2	0,059	0,18	0,38	0,18	0,38	1,30
ED1	2-4	0,033	0,14	0,31	0,18	0,36	1,18
ED1	4-6	0,019	0,13	0,32	0,17	0,36	1,15
ED1	6-10	0,008	0,14	0,36	0,18	0,27	1,04
ED1	10-15	0,004	0,18	0,42	0,17	0,29	1,04

Propp	Skikt (cm)	Porvatten (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Organisk P (mg/g)	TP (mg/g)
ED1	15-20	0,003	0,23	0,45	0,18	0,33	1,24
ED2	0-2	0,022	0,11	0,29	0,17	0,36	1,09
ED2	2-4	0,018	0,08	0,23	0,16	0,32	0,96
ED2	4-6	0,017	0,08	0,25	0,20	0,30	0,95
ED2	6-10	0,007	0,08	0,25	0,17	0,23	0,85
ED2	10-15	0,005	0,07	0,26	0,17	0,23	0,84
ED2	15-20	0,007	0,08	0,32	0,17	0,27	0,94
ED2	20-24	0,015	0,08	0,33	0,18	0,19	0,86
ED3	0-2	0,008	0,04	0,18	0,18	0,32	0,87
ED3	2-4	0,009	0,05	0,17	0,18	0,31	0,82
ED3	4-6	0,008	0,05	0,19	0,17	0,29	0,81
ED3	6-10	0,005	0,05	0,19	0,16	0,25	0,77
ED3	10-14	0,005	0,06	0,22	0,17	0,22	0,75
ED4	0-2	0,011	0,05	0,21	0,19	0,31	0,84
ED4	2-4	0,011	0,05	0,20	0,18	0,31	0,86
ED4	4-6	0,008	0,05	0,20	0,18	0,30	0,84
ED4	6-10	0,007	0,06	0,24	0,18	0,29	0,83
ED4	10-15	0,005	0,06	0,26	0,18	0,26	0,81
ED4	15-20	0,005	0,05	0,23	0,19	0,15	0,69
ED5	0-2	0,013	0,07	0,22	0,18	0,37	0,96
ED5	2-4	0,015	0,06	0,21	0,16	0,34	0,97
ED5	4-6	0,013	0,08	0,24	0,17	0,32	0,84
ED5	6-10	0,011	0,06	0,26	0,17	0,30	0,87
ED5	10-15	0,009	0,09	0,29	0,18	0,30	0,90
ED5	15-19	0,008	0,09	0,30	0,17	0,29	0,96
ED6	0-2	0,024	0,11	0,28	0,17	0,39	1,16
ED6	2-4	0,020	0,09	0,25	0,16	0,37	1,01
ED6	4-6	0,011	0,11	0,27	0,16	0,35	0,94
ED6	6-10	0,006	0,10	0,30	0,16	0,31	0,92
ED6	10-15	0,003	0,11	0,33	0,18	0,30	0,95

Propp	Skikt (cm)	Porvatten (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Organisk P (mg/g)	TP (mg/g)
NÄ1	0-2	0,038	0,07	0,23	0,14	1,27	2,40
NÄ1	2-4	0,045	0,11	0,19	0,17	1,15	2,14
NÄ1	4-6	0,036	0,07	0,15	0,11	0,99	1,80
NÄ1	6-10	0,018	0,06	0,11	0,11	0,48	1,02
NÄ1	10-15	0,010	0,05	0,12	0,13	0,48	1,00
NÄ1	15-17	0,008	0,08	0,12	0,13	0,51	1,09
NÄ2	0-2	0,016	0,09	0,20	0,13	0,81	1,60
NÄ2	2-4	0,011	0,07	0,14	0,12	0,73	1,56
NÄ2	4-6	0,011	0,05	0,13	0,12	0,62	1,38
NÄ2	6-10	0,004	0,04	0,13	0,12	0,61	1,35
NÄ2	10-15	0,007	0,05	0,14	0,12	0,48	1,15
NÄ2	15-20	0,008	0,05	0,13	0,12	0,40	0,95
NÄ2	25-30	0,006	0,07	0,16	0,12	0,40	0,95
NÄ2	30-35	0,014	0,05	0,21	0,14	0,25	0,79
NÄ3	0-2	0,062	0,16	0,22	0,11	1,43	2,63
NÄ3	2-4	0,048	0,08	0,17	0,10	1,11	2,01
NÄ3	4-6	0,029	0,13	0,13	0,11	0,62	1,38
NÄ3	6-10	0,010	0,08	0,16	0,15	0,40	1,00
NÄ3	10-15	0,009	0,11	0,19	0,16	0,37	0,94
NÄ3	15-20	0,003	0,11	0,23	0,16	0,28	0,87
NÄ3	20-24	0,011	0,11	0,25	0,14	0,29	0,93

