

Bedömning av internbelastning av fosfor i Norrviken innan och efter aluminiumbehandling: delprojekt C11 Life IP Rich Waters

Brian Huser

SLU Vatten och miljö: Rapport 2024:17



Havs
och Vatten
myndigheten



Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Huser, B.J. Bedömning av internbelastning av fosfor i Norrviken innan och efter aluminiumbehandling: delprojekt C11 Life IP Rich Waters. IVM rapport 2024:17. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö.

Ansvar för rapportens innehåll åligger fullständigt författarna. Innehållet återspeglar inte Europeiska unionens hållning.

Responsibility for the content of this report lies entirely with the authors. The content does not reflect the position of the European Union.

Bild: Brian Huser, ortofoto ©Lantmäteriet

Tryck: Uppsala

Tryckår: 2024

Kontakt

brian.huser@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

1	Summary.....	1
2	Inledning.....	3
3	Bakgrund och metoder	5
3.1	Provtagning.....	5
3.2	Inkubering av sedimentproppar	6
3.3	Analys	7
3.4	Modellering.....	8
3.5	Behandling av sjön.....	8
4	Resultat och diskussion	10
4.1	Hur läckagebenägen fosfor bidrar till övergödning	10
4.1.1	Koncentrationer av aluminiumbunden fosfor och aluminium i sediment i Norrviken	11
4.1.2	Massan av läckagebenägen fosfor och Al-P i Norrvikens sediment.....	13
4.2	Inkuberingsförsök och internbelastning av fosfor	15
4.3	Vattenkvaliteten i Norrviken efter behandling	16
5	Slutsatser.....	19
	Referenser	21

1 Summary in English

Lake Norrviken is lake located in the cities of Sollentuna and Upplands-Väsby outside of Stockholm, Sweden. The lake has a surface area of 2.6 km² and maximum and average depths of 12.7 m and 5.2 m, respectively. The lake has had problems with eutrophication since at least the middle of the 1900s, and had historically received untreated or inadequately treated inflows from a yeast factory and other waste water for decades. Because it is located in a highly urbanized setting, the lake still receives stormwater runoff from its 29,913 km² watershed. A large portion of the historical and current nutrient inputs are stored in the sediment, continuing to contribute to eutrophic conditions in the lake via internal loading processes, even though the historical point sources have been controlled to some extent.

As part of the EU Life IP Rich Waters project, the lake was treated with aluminium (in this case polyaluminium chloride, or PAC) in order to permanently bind the excess, legacy phosphorus (P) in the sediment, reduce sediment P release, and improve water quality in the lake. During an aluminium treatment, aluminium salts like PAC are applied and the amorphous mineral aluminium hydroxide (Al(OH)₃) forms and either falls to the sediment (water treatment) or is injected into the sediment over a specified sediment depth (sediment treatment). The aluminium mineral that forms is naturally found in soils and sediment where it binds with P. It is added to sediment in eutrophic lakes to restore the balance between the amount of sediment P, and the binding capacity of the sediment.

As part of this study, sediment cores were collected across Lake Norrviken, both before and after treatment, in order to determine the effectiveness of treatment. Two sets of sediment cores were collected during each sampling period in order to determine: 1- the sediment release rate of P and 2- the amounts of different releasable and inert forms of P in the sediment.

Data from sediment incubation experiments showed that the average sediment release rate in Lake Norrviken decreased from 9.4 mg/m²/d before treatment (2017) to 0.8 mg/m²/d after treatment (2021). The release rate, however, had increased (although still low) by 2023 to 1.9 mg/m²/d. P fractionation data had similar temporal changes, with releasable (mobile) fractions of P decreasing initially 2021 due to treatment, but then increasing by 2023. This indicates that external P loading is still elevated, and that the treatment effects will decrease over time. Interestingly, the amount of P bound to the Al mineral has increased since treatment and the initial sampling in 2021, indicating continued, permanent burial of P in the sediment

even as new P-rich sediment is being deposited due to continued, elevated external loading from the watershed. The lake, as of 2024, continues to achieve Good status for phosphorus in the lake after treatment in 2020 according the EU Water Framework Directive.

2 Inledning

Överskott av läckagebenägen fosfor bidrar till övergödning och påverkar vattenkvaliteten negativt i sjöar. Det kan ta flera decennier för en sjö att återhämta sig från effekter av övergödning om ingen åtgärd tillämpas, mest på grund av förhöjd internbelastning av fosfor från sedimentet. Norrviken har varit övergödd i decennier p.g.a. förhöjd externbelastning av näringsämnen. Dessa näringsämnen, särskilt fosfor, ackumulerar i sedimenten och kan sedan frigöras och bidra till övergödning när syrgas minskar och/eller när vattentemperaturen stiger.

Utsläpp under 1900-talet från en jästfabrik samt orenat avlopps- och dagvattnet har bidragit till försämrad vattenkvalitet och ett överskott av fosfor i sedimenten som leder till frigörelse av detta ämne under både sommar- och vintertid, s.k. interbelastning. Vattenkvaliteten i Norrviken förbättrades något efter att Käppala reningsverk byggdes i slutet på 1960-talet, då både hushåll och jästfabriken anslöt sig till reningsverket. Men sjön förblev övergödd.

Syftet med denna undersökning har varit att bedöma sedimentfosforfraktioner och frigörelse av fosfor från Norrvikens bottensediment innan och efter behandling med aluminium. Som en del av ett EU Life IP Rich Waters projekt, har sjön behandlats med aluminium (polyaluminiumklorid (PAC)) för att binda överskottet av fosfor i sedimentet permanent, minska frigörelse av fosfor från sedimentet, och förbättra vattenkvaliteten i sjön. Under en aluminiumbehandling tillsätts aluminiumsalter som tex. PAC, mineralet aluminiumhydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$) bildas. Följaktligen faller mineralet ut och samlas på sedimentytan (vattenbehandling) eller harvas ner i sedimentet (sedimentbehandling). Al-mineralet som bildas finns naturligt i mark och sediment där den binder starkt med P. Detta mineral används i övergödda sjöar för att återskapa balansen mellan mängden P och bindningskapaciteten i sedimentet.

För att bedöma effektiviteten av åtgärden i Norrviken hämtades sedimentproppar både innan och efter behandling med Al. Två proppar togs vid provtagningsplatserna i sjön vid varje provtagningsstillfälle för att kunna bedöma: 1-internbelastningshastighet för P (inkuberingsförsök) och 2-förändring av mängder labila (mobila) och icke labila former av fosfor i sedimentet.

Resultat från inkuberingsförsöket visade att interbelastningshastigheten i Norrviken minskade från 9,4 $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ innan behandling (2017) till 0,8 $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ efter behandling (2021). Hastigheten ökade därefter (2023), men

var dock fortfarande låg ($1,9 \text{ mg/m}^2/\text{d}$) enligt inkuberingsförsöket som gjordes. Utvecklingen av fosforfraktioner i sedimentet visade ett liknande mönster. De labila formerna minskade efter behandling (2021) men började att öka några år senare (2023). Detta tyder på att externbelastningen fortfarande är förhöjd, vilket leder till ackumulation av nytt, fosforrikt sediment vid sjöns botten. Däremot, fortsatte mängden aluminiumbunden P (Al-P) att öka från $2,7 \text{ g/m}^2$ (2021) till $3,4 \text{ g/m}^2$ (2023), vilket tyder på att aluminiummineralet fortsätter att inaktivera P i sedimentet i Norrviken. Sjön når fortfarande ”god” status m.a.p. fosfor i sjön enligt EU’s vattendirektiv.

3 Bakgrund och metoder

Norrviken ligger i Sollentunas- och Upplands-Väsby kommun nära Stockholm. Sjön är relativt stor med en area på 2,6 km² med max- och medeldjup på 12,7 respektive 5,2 m. Avrinningsområdet är relativt stort (29,913 km²) och har en omsättningstid av 1,4 år. Sjön skiktas sig ganska starkt under sommaren i de djupare områdena i sjön.

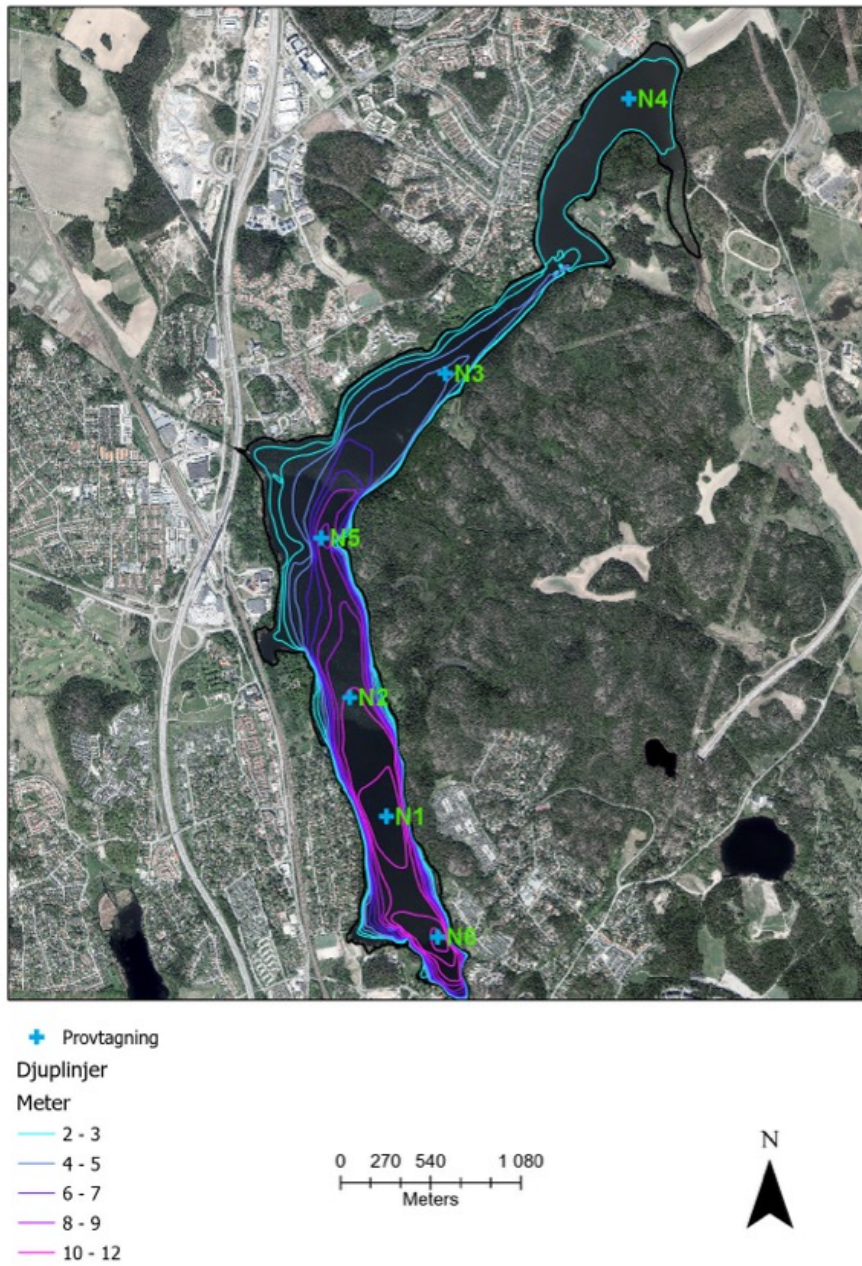
3.1 Provtagning

Sex platser i sjön provtogs av SLU från båt i Norrviken under våren 2017 och sen oktober 2021 och 2023 med en ”Wilner” sedimenthämtare (Tabell 1, Figur 1). Samtliga sedimentproppar delades upp i vertikala skikt om 0-2, 2-4, 4-6, 6-10, 10-15, 15-20, och 25-30 cm. Alla prover transporterades till laboratoriet på SLU i Uppsala för analys av olika fosforfraktioner, totalfosfor, torrsvikt, och organiskt material.

Tabell 1. Provtagningsplatser, GIS koordinater (RT 90 2,5 gon V), och vattendjup i Norrviken.

Propp	X	Y	Djup (m)
N1	6595129	1620722	12,1
N2	6595841	1620502	10,5
N3	6597783	1621074	5,4
N4	6599430	1622173	2,9
N5	6596797	1620330	9,3
N6	6594406	1621028	12,7

Vattnet i sjön provtogs av extern konsult både som en del av EU Life projektet och tidigare som en del av miljöövervakningsprogrammet för Oxundaåns avrinningsområde. Syrgas- och temperaturprofiler mättes och vattnet analyserades för näringsämnen, alkalinitet metaller, m.m.



Figur 1. Provtagningsplatser i Norrviken 2017, 2021, och 2023. Ortofoto ©Lantmäteriet.

3.2 Inkubering av sedimentproppar

Sedimentproppar hämtades från samma provtagningsplatser som ovan, förutom under 2017 när proppar endast från provtagningspunkter N4, N5, och N6 inkuberas. Inkubering av propparna gjordes för att kunna beräkna hur snabbt fosfor i sedimentet frigjordes. Alla rör som användes under inkuberingen innehöll ca 25 cm

sediment och ca 20 cm överliggande vatten. Ren mineralolja tillsattes till vattentätn i alla rör för att förhindra diffusion av syrgas och simulera syrgasbrist i bottenvattnet som sker i sjön när den är skiktad.

Vattnet provtogs från alla rör, en gång dagligen i början av försöket och därefter varannan dag för att kunna beräkna internbelastning av fosfor. Vattnet i alla rör omblandades dagligen för att bryta upp skiktning som kan uppstå under inkubering och alla rör förslöts med gummiproppar för att minska risk för kontaminering. Syrgashalten mättes (och kalibrerades mot temperatur) med en Presens optisk elektrod med sensorpunkter på insidan av rören. Vattenprov analyserades för totalfosfor.

3.3 Analyser

Sedimentproverna analyserades med avseende på fosforfraktioner, vattenhalt, glödningsförlust (andel organiskt material), samt totalfosfor. I en fraktionerad fosforanalys lakas fosfor ur provet i olika steg: MQ-P (lätt rörlig fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor), HCl-P (kalciumbunden fosfor) och Rest-P (rest/residual-fosfor, huvudsakligen svårnedbrytbara organiska fosforformer). De första två fraktionerna kallas för mobil fosfor (MQ-P och BD-P), dessa former kan genom diffusion eller syrebrist frigöras från sedimentet till vattensolumnen. Fosfor i organiska fosforfraktionen kan frigöras efter nedbrytning av organiskt material. Analysmetoden finns ursprungligen beskriven av Psenner m.fl. (1988).

Som nämnts ovan frigörs fosfor från organiskt material under nedbrytning och blir sedan en del av den mobila fosforfraktionen. Processen tar tid, från månader till år. Organisk fosfor anses vara labil eller lätttröglig (labil org-P), men en svårnedbrytbar rest av den fraktionen finns kvar i djupare skikt av sedimentet.

Vattenhalt och andel organiskt material i sedimenten kvantifierades enligt en metod som utvecklats av Håkansson och Jansson (1983). Proverna frystes under 24 timmar (-20 C) och frystorkades tills de blev torra. Torra prover brändes i en muffelugn (550°C, 120 min), massan av sediment som brändes bort representerar mängden organiskt material.

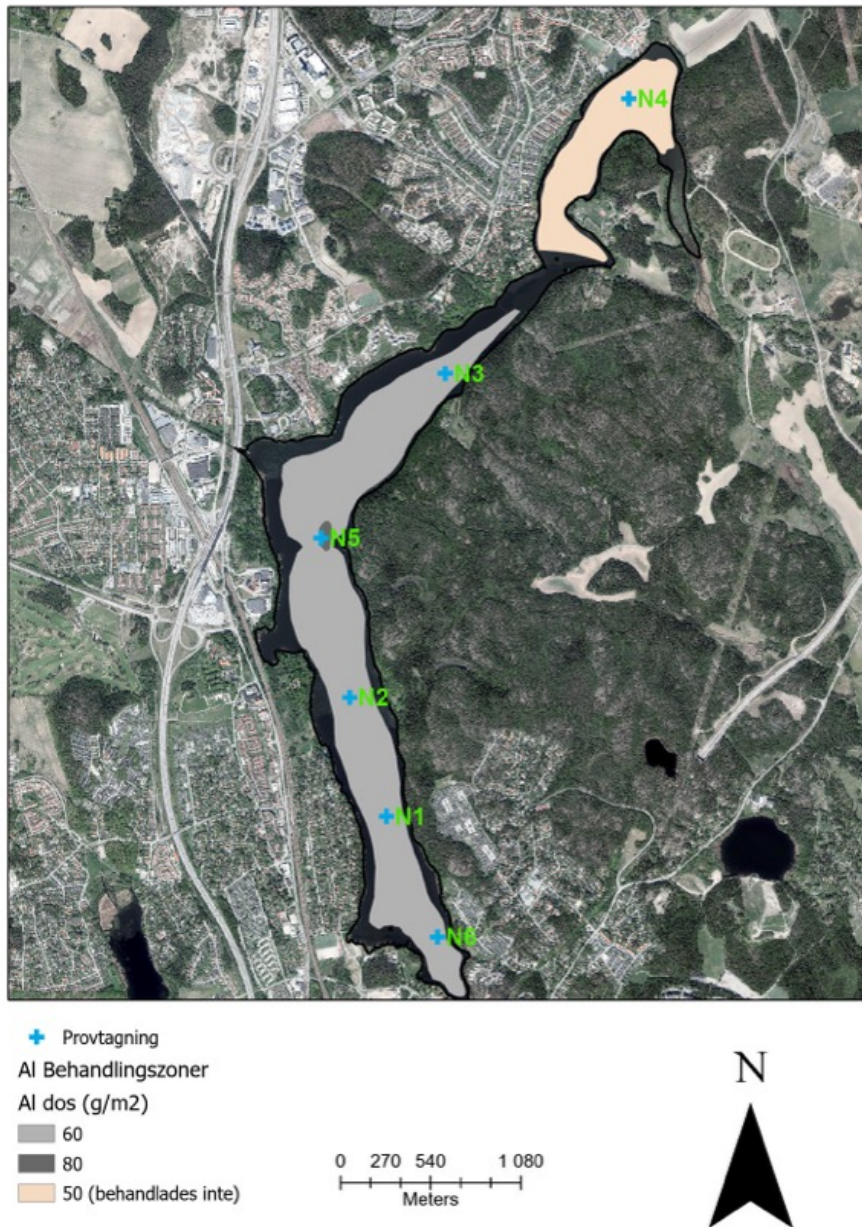
Aluminium analyserades med hjälp av ICP-MS efter uppslutning med oxalsyra (Jan et al. 2013). Endast sediment som provtogs 2023 analyserades för aluminium, de djupare proverna (20-30 cm) antogs inte vara påverkade av behandlingen och användes som bakgrundshalter för aluminium.

3.4 Modellering

Fosformassan (den totala läckagebenägna fraktionen, d.v.s. summan av mobil fosfor, labil organisk fosfor, och en del av restfraktionen) i sedimenten modellerades rumsligt (Huser 2018) för att beräkna förrådet av fosfor i hela sjöns sediment.

3.5 Behandling av sjön

Sollentunas- och Upplands-Väsby kommun (i samarbete med länsstyrelsen i Stockholm) genomförde en aluminiumbehandling i Norrviken 2020. Ungefär 90 ton aluminium tillsattes till den delen av sjön som ligger i Sollentuna kommun, d.v.s., den norra bassängen behandlades ej (Figur 2, Huser 2018). 60 g/m² tillsattes till den största delen av behandlingsområdet medan en mindre del tilldelades 80 g/m². Det rekommenderades att behandla den norra, grundare bassängen, med 50 g/m², men tillstånd för att göra detta fann inte. Sedimentbehandling användes för att behandla sjön, och aluminiummineralet harvades ner i de översta 10 cm av sedimentet.



Figur 2. Behandlingszoner och aluminiumdoser. Notera att den norra bassängen av sjön inte behandlades. Ortofoto ©Lantmäteriet.

4 Resultat och diskussion

Partiklar sjunker kontinuerligt ned och bildar sediment, naturligt, på botten av en sjö. Sedimentpartiklarna flyttas från erosions- och transportbottnar (grundare områden) till ackumulationsbottnar (djupare områden) med hjälp av vind och vågor som orsakar resuspension vid sedimentet men även resuspension orsakat av bottenlevande djur. Ackumulationsbottnar i djupare delar av sjöar har generellt de högsta halterna av fosfor, särskilt de mobila formerna. Vid sedimentprovtagsplatserna varierade vattenhalten mellan 83,5 och 93,8 % medan andelen organiskt material (t.ex. döda alger och makrofyter) i sedimentet översteg 10 % i alla provpunkterna (15,3 – 22,1 %) i de översta 10 cm sedimentlagren. Detta tyder på att sediment provtogs från transport- och ackumulationsbottnar där fosforrikt sediment kan ackumuleras.

4.1 Hur läckagebenägen fosfor bidrar till övergödning

Lätt tillgänglig/porvatten- och järnbunden fosfor anses som tillgängliga fosforformer. Dessa fraktioner kallas för mobil fosfor eftersom de bidrar direkt till internbelastning.

Organisk fosfor kan frigöras, men endast efter nedbrytning. Koncentrationen av denna form minskar vanligtvis med ökande sedimentdjup (ökande ålder) vilket indikerar att den frigörs till vattnet (d.v.s. den är labil eller läckagebenägen). I djupare sedimentskikt stabiliseras organisk fosfor kring en lägre halt vilket indikerar att frigörelsen av fosfor har upphört och att enbart inerta fosforformer finns kvar. Denna stabilisering sker oftast vid ett sedimentdjup på mellan 6 och 10 cm, men kan också ske vid större djup när bottenlevande fisk (t.ex. karpfiskar) finns i stora mängder.

Oftast är det de djupare och syrefattiga delarna av sjöar som antas bidra mest till internbelastningen, men sediment i grundare delar av sjöar är också viktiga att iakttaga på grund av tre anledningar:

- 1) För det första sedimenterar mycket fosfor över hela botten i övergödda sjöar. Nytt material som sedimenterar på erosions- och transportbottnar når eventuellt djupare delar av sjön (ackumulationsbottnar) där fosfor frigörs till vattnet. Om man endast behandlar de djupaste delarna av en sjö, som ofta är syrgasfattiga, lämnas mycket fosfor obehandlat på grundare transportbottnar. I vissa fall (sjöar med branta bottnar) är detta inte ett problem eftersom transporten till djupare delar sker mycket snabbt. I sjöar med stor areal av

grunda, relativa platta bottenar kan däremot mycket fosfor lagras och sedan långsamt transporteras till djupare delar.

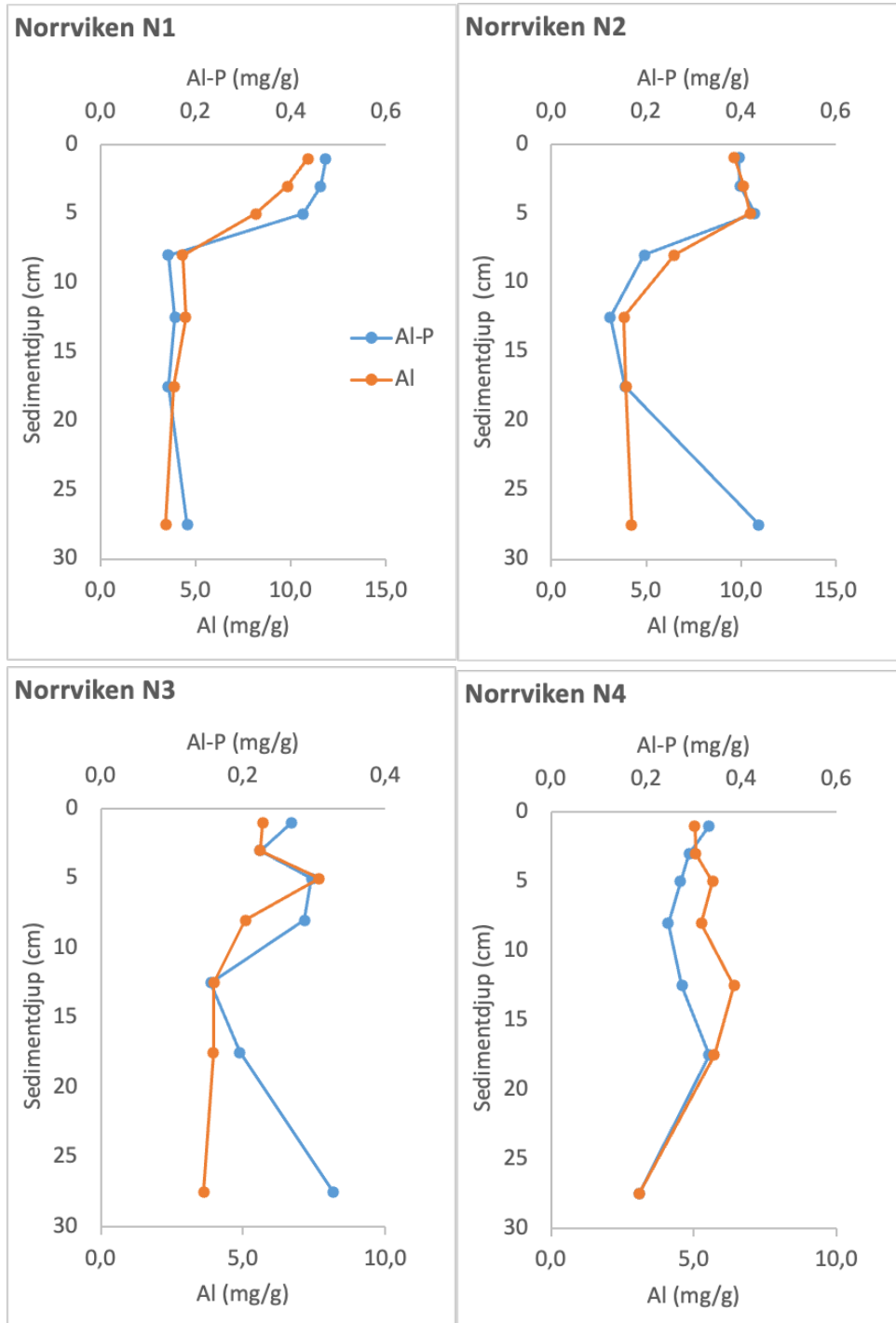
2) Syrgasfattiga förhållanden kan förekomma i grundare delar av sjöar, särskilt under natten när vindhastigheten är lägre och produktionen av syrgas i vattnet är försumbar. Detta sker relativt snabbt och medför att fosfor frigörs till vattenmassan och omedelbart blir tillgängligt för t.ex. alger dagen efter när vattnet omblandas. Följaktligen kan det vara viktigt att behandla läcka-gebenägen fosfor som finns i grunda sjöars sediment eller i grundare delar av djupa sjöar.

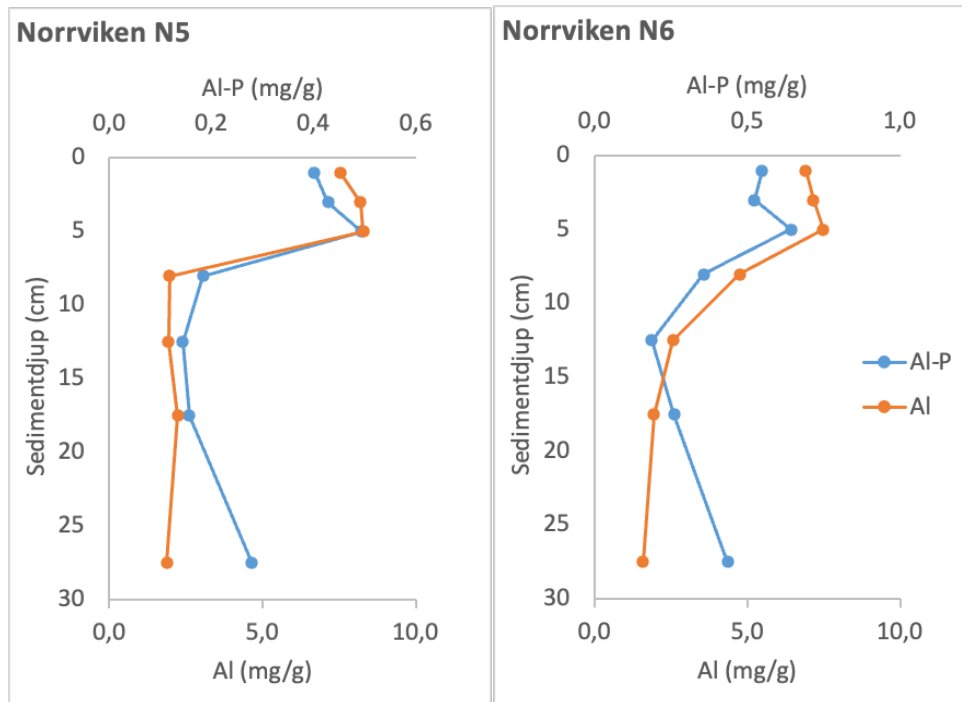
3) Organiskt material kan släppa fosfor efter nedbrytning, och processen ökar när temperaturen stiger. I övergödda, grunda sjöar finns det oftast mer organisk fosfor jämfört med mobil fosfor p.g.a. en ökad tillväxt av alger och makrofyter. Det tyder på att det inte bara är sediment som exponeras för syrefattiga förhållanden som kan släppa fosfor, utan att även organiskt rikt sediment kan göra det oavsett syrgasförhållanden.

4.1.1 Koncentrationer av aluminiumbundenfosfor och aluminium i sediment i Norrviken

Koncentrationer av aluminiumbundenfosfor (Al-P) varierade i Norrviken, från 0,03 till 0,29 mg/g (medelhalt = 0,17 mg/g) innan behandling. Efter behandling varierade Al-P mellan 0,14 till 0,64 mg/g (Figur 3, medelhalt = 0,36). Det blev en ökning av Al-P med drygt 100 % p.g.a. behandlingen.

Aluminium (Al) var betydligt högre i de översta sedimentlagren sediment (0 - 10 cm) p.g.a. behandling med aluminium (Figur 3). Medelvärdet av Al i de djupaste sedimentlagren (20 - 30 cm) var 3,3 mg/g medan medelvärdet i de översta 10 cm var 7,0 mg/g. Notera att den norra bassängen där propp N4 hämtades inte behandlades med aluminium.





Figur 3. Aluminiumbundenfosfor (Al-P) och Al i sediment från Norrviken efter behandling med aluminium (2023).

4.1.2 Massan av läckagebenägen fosfor och Al-P i Norrvikens sediment

Fosformassan (den totala massan av läckagebenägna former av fosfor) i det aktiva sedimentdjupet (10 cm) var högst vid punkt N5, och nådde $6,8 \text{ g/m}^2$ 2017 innan behandlingen genomfördes (Tabell 2). Mängderna var lägst vid N1 och N2. Massan var mindre vid alla provtagningsställen efter behandling när sjön provtogs 2021, men medelminskningen var endast 1 g/m^2 . Senare ökade massan av läckagebenägen fosfor i prover som hämtades 2023 vid N1, N5, och N6, medan massan fortsatte att minska vid N2 och N3 (Tabell 2).

Det finns två anledningar till denna ökning. För det första var det inte möjligt att behandla den norra bassängen, och det fanns ett överskott av fosfor i sedimenten vid den platsen. Den andra förklaringen är att den externa belastningen fortfarande är för hög och att således nytt, fosforrikt sediment fortsätter att bildas/ackumuleras.

Tabell 2. Massan av läckagebenägen fosfor i sedimentet i Norrviken innan (2017) och efter behandling med aluminium (2021 och 2023). Notera att provtagningspunkt N4 inte behandlades med Al.

Propp	Vattendjup (m)	2017 (g/m ²)	2021 (g/m ²)	2023 (g/m ²)
N1	12,1	3,3	2,7	4,0
N2	10,5	3,6	3,3	2,9
N3	5,4	5,3	3,7	3,1
N4*	2,9	5,5	5,2	5,0
N5	9,3	6,8	3,9	4,4
N6	12,7	4,5	4,1	4,4
Medel (utan N4)		4,8	3,8	4,0

**ingen behandling gjordes i den här delen av sjön*

Massan av Al-P som bildats var högst vid punkt N6 vid södra änden av sjön (4,4 g/m²) ett år efter att behandling hade genomförts. Vid de andra provtagningsplatserna (förutom N4 i den norra bassängen som inte behandlades), hade mellan 2,1 och 2,4 g/m² Al-P formats. Al-P fortsatte att bildas mellan 2021 och 2023 och ökade från ett medelvärde av 2,7 g/m² till 3,4 g/m². I den djupaste delen av sjön (N6) hade 6,7 g/m² Al-P bildats från när sjön behandlades (2020) till provtagning under oktober 2023.

Tabell 3. Massan av Al-P som bildats i sedimentet i Norrviken efter behandling med aluminium (2021 och 2023). Notera att provtagningspunkt N4 inte behandlades med Al.

Propp	Vattendjup (m)	2017 Al-P (g/m ²)	2021 Al-P (g/m ²)	2023 Al-P (g/m ²)
N1	12,1	0	2,1	2,39
N2	10,5	0	2,3	2,45
N3	5,4	0	2,2	2,75
N4*	2,9			
N5	9,3	0	2,4	2,79
N6	12,7	0	4,4	6,71
Medel (utan N4)			2,7	3,4

**ingen behandling gjordes i den här delen av sjön*

Det är troligt att aluminiummineralet kommer att binda mer läckagebenägen fosfor i framtiden. Andra studier, såsom Rydin et al. (2024) har visat en kontinuerlig bildning av Al-P på en hastighet av 0,22 g/m²/år efter behand-

ling med dosen 50 g/m² aluminium i Björnöfjärden, Sverige. Fortsatt bildning av Al-P i Norrviken mellan 2021 och 2023 var 0,37 g/m²/år, efter att en medeldos av aluminium om 62 g/m² tillsattes sjön.

En till sak som tyder på att det finns bindningskapacitet kvar på aluminiummineralet är kvoten mellan Al och Al-P (Al:Al-P). Det antogs att det skulle kräva elva aluminium för att binda en fosfor när behandlingen utformades för Norrviken (Huser 2018), och många liknande kvoter har setts i tidigare studier (Agstam-Norlin et al. 2020, Huser 2017; Huser et al. 2016, Reitzel et al. 2005, Rydin et al. 2000). Men det har noterats lägre kvoter (d.v.s. bättre bindningseffektivitet) i vissa fall (Lewandowski et al. 2023 och Huser 2017). Även i Sverige har vi sett kvoter så låga som 4:1 i Södra Bergundasjön i Växjö (Huser 2022). I Norrviken varierade Al:Al-P kvoter mellan 10,6 och 22,0 i sediment som hämtades 2023, vilket tyder på att mineralet kommer att binda mer fosfor i de kommande åren.

Tabell 4. Massan av Al och Al-P som har bildats mellan behandling under 2020 och provtagning hösten 2023.

Propp	Al-P (g/m ²)	Al (g/m ²)	Al:Al-P
N1	2,4	52,5	22,0
N2	2,5	53,7	21,9
N3	2,8	35,0	12,7
N4*			
N5	2,8	46,6	16,7
N6	6,7	70,9	10,6

**ingen behandling gjordes i den här delen av sjön*

Men, även om Al-P fortsätter bildas med en hastighet på 0,37 g/m²/år, ackumuleras ny läckagebenägen fosfor i sedimentet ännu fortare. När hela bindningskapaciteten har använts för aluminiummineralet, kommer läckagebenägen fosfor ackumulera ännu fortare med följderna att internbelastning kommer att återkomma i framtiden. Det finns redan tecken på detta (se nedan).

4.2 Inkuberingsförsök och internbelastning av fosfor

Sedimentproppar hämtades från sjön för inkubering under våren 2017 och hösten 2021 och 2023. Eftersom inkuberingsproppar hämtades från tre ställen under 2017 (N4, N5, N6), och den norra bassängen inte behandlades (N4), kommer jämförelser mellan åren fokusera på resultat från inkubering

av proppar N5 och N6 som hämtades från den behandlade delen av sjön under alla provtagningstillfällen. Alla data presenteras nedan.

Det var en stor minskning av internbelastning (eller hastigheten av frigörelse av fosfor från sedimentet) efter behandlingen. Medelvärdet för hastigheten minskade från 9,5 mg/m²/d (2017) till 0,8 mg/m²/d (2021), en minskning med 92 % (Tabell 5). Dessutom är en hastighet av 0,8 mg/m²/d nära en naturlig nivå (0,3 mg/m²/d) som har beräknats i handboken om åtgärder mot internbelastning som gjordes som en del av EU Life IP Rich Waters projektet (Huser et al. 2023).

Tabell 5. Internbelastningshastigheter (Li, mg/m²/d) från sediment som hämtades under, innan (2017) och efter behandling med aluminium (2021, 2023).

Propp	2017	2021	2023
	Li (mg/m ² /d)	Li (mg/m ² /d)	Li (mg/m ² /d)
N1		0,9	1,4
N2		0,7	1,7
N3		1,5	4,6
N4*	3,9	3,5	3,3
N5	8	1,2	3,2
N6	10,9	0,3	0,7
Medel av alla	7,6	1,4	2,5
Medel N5-N6	9,5	0,8	1,9
Procentuell minskning		92	80

*ingen behandling gjordes i den här delen av sjön

Mellan 2021 och 2023, ökade medelinternbelastningshastigheten från 0,8 till 1,9 mg/m²/d, men hastigheten under 2023 var fortfarande 80 % lägre jämfört med innan behandling (Tabell 5). Denna ökning följer trenden av ökande mängden av läckagebenägen fosfor i sedimentet mellan 2021 och 2023 (Tabell 3), vilket stödjer att det fortfarande finns ett överskott av fosfor som antingen frigörs från sediment i den obehandlade delen av sjön och transporteras mot utloppet i den huvuddelen av sjön, externbelastningen är fortfarande förhöjd, eller båda och. Utan någon form av dynamisk sjömodellering är det mycket svårt att bedöma vilka processorer bidrar till ökningen.

4.3 Vattenkvaliteten i Norrviken efter behandling

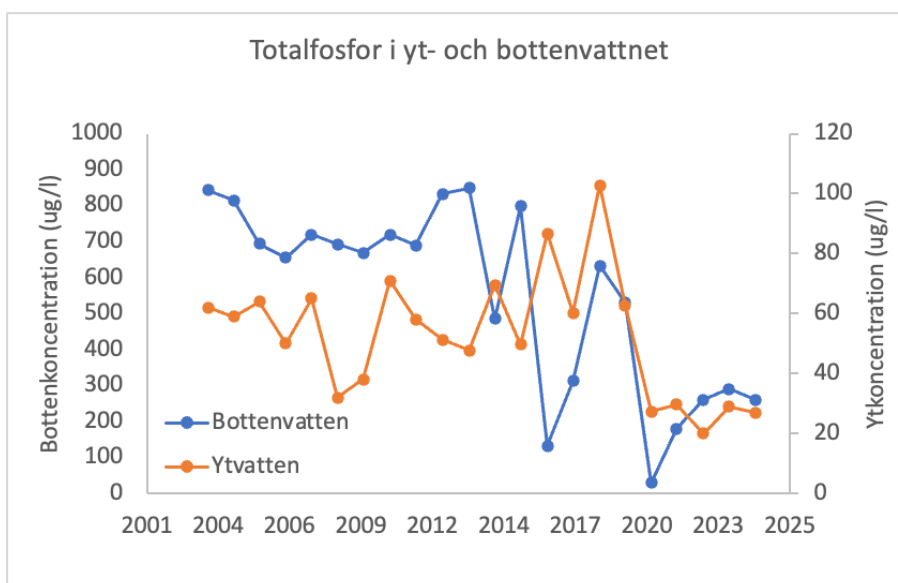
Det fanns en markant minskning av fosfor i yt- och bottenvattnet efter att sjön behandlades under sommaren 2020. Innan behandling var medelvärdet

för fosfor i bottenvattnet under augusti månad 651 µg/l och efter behandling minskades medelhalten till 204 µg/l (Tabell 6). Detta ledde till en minskning av totalfosfor i ytvattnet, från 60,5 µg/l innan till 26,6 µg/l efter att Norrviken behandlades med aluminium.

Tabell 6. Medelhalter (augusti månad) av totalfosfor i yt- och bottenvattnet innan och efter behandling i Norrviken.

	Innan (µg/l)	Efter (µg/l)
Yta	60,5	26,6
Botten	651	204

Minskningen har dock inte vidhållits i bottenvattnet. Tvärtom, har fosforhalterna börjat att stiga sedan behandling under sommaren 2020. Detta har dock inte lett till en ökning av fosfor i ytvattnet än (Figur 4).



Figur 4. Fosforhalter under augusti i yt- och bottenvattnet i Norrviken innan och efter aluminiumbehandling som skedde under sommaren 2020.

Den ökningen av fosforhalterna i bottenvattnet sedan behandling stödjer resultaten från denna studie som visar att läckagebenägen fosfor i sedimenten och frigörelse från sedimentet har ökat sedan minskningen som har uppmätts efter behandling, även medan inaktivering av fosfor med aluminiummineralet fortsätter. Frigörelse av fosfor från sedimentet är fortfarande be-

tydligt lägre jämfört med innan behandling, men det finns en risk att belastningen av fosfor till sjön fortfarande förblir förhöjd, och att de positiva effekter p.g.a. behandlingen kommer att minska i framtiden.

5 Slutsatser

Aluminiumbehandling är en beprövad metod som har använts i många sjöar i Sverige och minst hundratals sjöar runt om världen. Genom denna metod, tillsätts ett mineral för att återskapa balansen mellan mängden fosfor i sedimentet och mängden mineraler som kan binda den. Metoden som användes i Norrviken, s.k. sedimentbehandling, är en modern och innovativ metod där mineralet harvas ner i sedimentet för att lättare kunna finna och binda sedimentfosfor och öka bindningseffektiviteten.

Resultat från inkuberingsförsöken visade att interbelastningshastigheten i Norrviken minskade från 9,4 mg/m²/d innan behandling (2017) till 0,8 mg/m²/d efter behandling (2021). Hastigheten ökade därefter, men var fortfarande så låg som 1,9 mg/m²/d enligt inkuberingsförsöket som gjordes 2023. Fosforformer i sedimentet hade ett liknande mönster. De mobila, läckagebenägna formerna minskades efter behandling (2021) men visade en generell ökning några år senare i vissa delar av sjön (2023). Detta tyder på att externbelastningen av P fortfarande är förhöjd, vilket leder till ackumulation av nytt, fosforrikt sediment på sjöns botten. Det är också möjligt att sedimentfosfor i den uppströms, obehandlade bassängen transporteras till den södra, huvuddelen av sjön där utloppet finns. Mängden Al-P fortsatte att öka från 2,7 g/m² (2021) till 3,4 g/m² (2023), vilket tyder på att aluminiummineralet fortsätter att inaktivera fosfor i sedimentet i Norrviken, men inte lika fort jämfört med ackumulering av nytt, fosforrikt sediment.

Bindningseffektiviteten är viktigt att ta hänsyn till. I vissa fall har det åtgått 15 - 20 aluminium för att binda en fosfor (t.ex. i Stockholm, Schutze et al. 2017, Agstam-Norlin et al. 2020), medan i andra sjöar endast 2 stycken aluminium (Lewandowski et al. 2003, Huser 2017). D.v.s. att om kvoten mellan aluminium och aluminiumbunden fosfor (Al:Al-P) blir för hög p.g.a. begränsad bindningseffektivitet, minskar effektiviteten av metoden. Det enklaste sättet att förbättra bindningseffektiviteten är att inte tillsätta för mycket aluminium på en gång. Aluminiummineralet, som alla mineraler, kristalliseras över tid. Detta betyder att antal bindningsplatser minskar över tid. Om kristallisering inträffar innan mineralet har bundit till och inaktiverat fosfor i sedimentet, minskar bindningseffektiviteten (de Vicente et al. 2008). Det enklaste sättet för att förhindra detta och maximera bindningseffektiviteten är att dela upp behandlingar (Huser 2012) och vänta ca. 5 år innan den andra (eller tredje) delbehandlingen görs.

Behandlingen i Norrviken delades inte upp, men medeldosen över behandlingsområdet (62 g/m^2) anses inte vara allt för hög för en engångsbehandling. Al:Al-P kvoten i sedimentet som hämtades under hösten 2023 var mellan 10,6 och 22,0, vilket tyder på att aluminiummineralet kommer att fortsätta binda fosfor i framtiden. Hur mycket som kommer att inaktiveras är oklart, och vilken effekt detta har på vattenkvaliteten i framtiden är för närvarande okänt, därför bör sediment- och vattenundersökningar göras i framtiden för att kunna bedöma detta och beräkna kostnadseffektiviteten av behandlingen.

Referenser

- Agstam-Norlin, O. et al. 2020. Optimization of aluminum treatment efficiency to control internal phosphorus loading in eutrophic lakes. *Water Research*, 185:116150.
- de Vicente, I., P. Huang, F. O. Andersen, and H. S. Jensen. 2008. Phosphate adsorption by fresh and aged aluminum hydroxide. Consequences for lake restoration. *Environmental Science & Technology* 42:6650-6655.
- Huser, B. J. 2012. Variability in phosphorus binding by aluminum in alum treated lakes explained by lake morphology and aluminum dose. *Water Research*, 46(15), 4697-4704.
- Huser, B. J., Futter, M., Lee, J. T., & Perniel, M. 2016. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. *Water Research*, 97, 142-152.
- Huser, B. J. 2017. Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake and reservoir management*, 33(2), 143-151.
- Huser, B.J. 2022. Bedömning av effekten av aluminiumbehandling på sedimentegenskaper och kemi i Södra Bergundasjön. Del 1: första delbehandling. *SLU Vatten och miljö rapport 2022:12*.
- Huser, B., Malmaeus, M., Karlsson, M., Almstrand, R., & Witter, E. 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:havochvatten:diva-632>.
- Jensen H. S., Reitzel K., and Egemose S. 2015. Evaluation of aluminum treatment efficiency on water quality and internal phosphorus cycling in six Danish lakes, *Hydrobiologia*, 751 (1), 189-99.
- Lewandowski J., Schauser I., and Hupfer M. 2003. Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Süsser See (Germany), *Water Research*, 37 (13), 3194-204.
- Håkanson, L., Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag.

Jan J., Borovec J., Kopacek J., and Hejzlar J. 2013, What do results of common sequential fractionation and single-step extractions tell us about P binding with Fe and Al compounds in non-calcareous sediments? *Water Res*, 47 (2), 547-57.

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.

Rydin, E., Huser, B., & Welch, E. B. 2000. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnology and Oceanography*, 45(1), 226-230.

Rydin, E. Huser, B.J., Agstam-Norlin, O., och Kumblad, L. 2024. Continuous phosphorus binding and accumulation in euxinic Baltic Sea sediment a decade after aluminium treatment. Submitted manuscript.

Schütz, J., E. Rydin, and B.J. Huser 2017. A newly developed injection method for aluminum treatment in eutrophic lakes: Effects on water quality and phosphorus binding efficiency. *Lake and Reservoir Management* 33(2), 152-162.

Svelander, M. och Huser, B. 2017. Undersökning av läckagebenägen fosfor i sediment i vattenförekomster inom Stockholms stad. <http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/vatten/sediment/>.