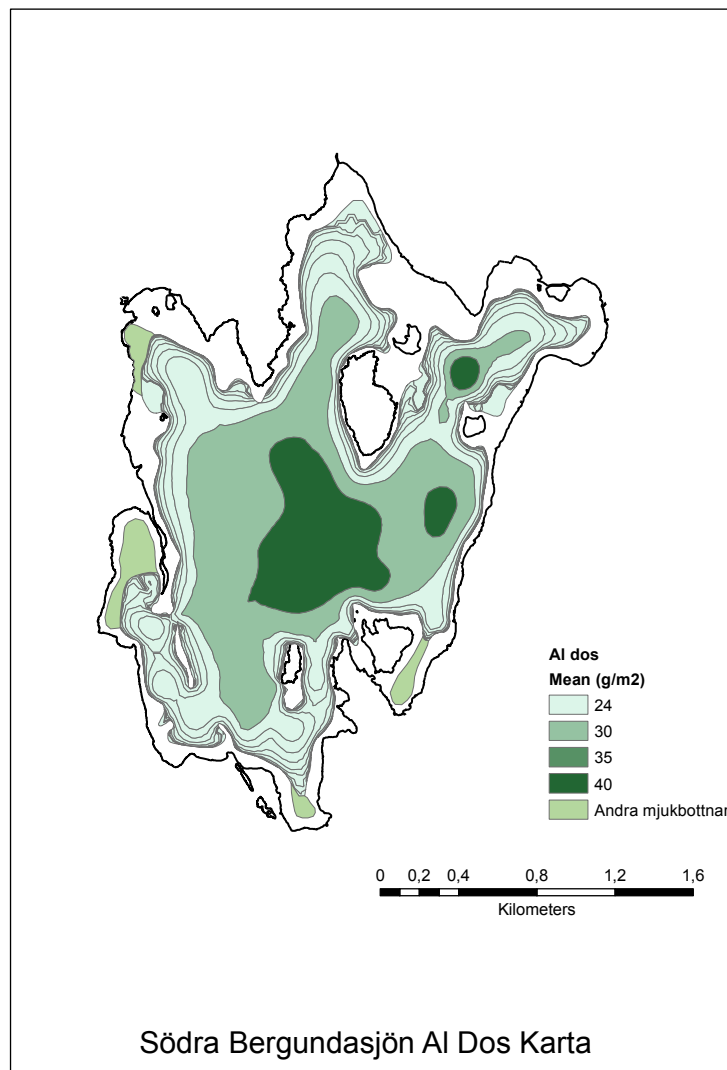




Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för vatten och miljö



Aluminiumbehandling av bottensedimenten i sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön

Brian Huser och Stephan Köhler

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2018:14

Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Aluminiumbehandling av bottensedimenten i sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön. SLU Vatten och miljö rapport 2018:14.

Omslagsfoto: Brian Huser

Tryck: Uppsala

Tryckår: 2018

Kontakt

Brian.huser@slu.se

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

Innehåll

Sammanfattning	1
1 Aluminiumbehandling	2
1.1 Hur en aluminiumbehandling utförs	2
1.2 Livslängd av behandling	2
1.3 Miljökonsekvenser av behandling.....	3
2 Dosering.....	3
2.1 Sedimentblandnings effekt på dosering	4
2.2 Bindningseffektivitet.....	6
3 Aluminiumbehandling i Växjösjöarna.....	7
3.1 Modellering av aluminium och pH under behandling	11
3.2 Beräknade doser och antal appliceringar.....	14
3.3 Applicering.....	14
3.4 Förhållanden innan behandling - vatten och sediment.....	15
3.5 Förhållanden efter behandling - vatten och sediment	17
4 Andra potentiella effekter	20
4.1 Resuspension.....	20
5 Slutsatser	20
Referenser	21

Sammanfattning

Överskott av löslig fosfor påverkar vattenkvaliteten negativt och det kan ta mer än hundra år för en sjö att återhämta sig, utan någon åtgärd, genom utflöde av fosfor till vattenförekomster nedströms (Sas 1990).

Det finns tydliga indikationer på intern fosforbelastning i Växjösjöarna som stöds av vattenkemi och sedimentdata samt modelleringar som har utförts. Uppskattningar av eventuella interna fosforbelastningsnivåer, beräknade från mobil fosfor i sedimentet, överensstämmer både med de uppmätta och modellerade värdena. Undersökningar och analyser av sjöarnas förutsättningar visar att den interna fosforbelastningen från sedimenten står för en väsentlig del av den totala fosforbelastningen och övergödningen i Växjösjön och Södra Bergundasjön. Detta tyder på att det finns ett behov av att minska den interna fosforkällan om man vill nå vattenkvalitetsmålen för dessa sjöar.

Det finns ett antal alternativ för att minska internbelastningen, bland annat muddring, vattenblandning, syresättning, och andra kemiska ingrepp (t.ex. järn, Riplox, mm). Av dessa alternativ är aluminiumsalter det mest kostnadseffektiva alternativet för många sjöar. Tillsats av aluminiumsalter till sediment för minskning av intern fosforbelastning är en beprövad, kostnadseffektiv metod och har gjorts i några hundra sjöar under de senaste fyra decennierna. Aluminium finns naturligt i sjösediment där det binder fosfor effektivt. Men på grund av överskottet av fosfor i Växjösjöns och Södra Bergundasjöns sediment krävs att ytterligare aluminium i form av polyaluminiumklorid tillsätts för att minska läckaget av fosfor från sedimenten och förbättra vattenkvalitet i sjöarna. Målet med bottenbehandlingen i Växjösjöarna är att varaktigt minska internbelastningen, mätt som mg P/m²/d, med ca 80-90 %.

1 Aluminiumbehandling

Grundämnet aluminium används även för rening av dricksvatten (i ca 200 år) och avloppsvatten för att fälla fosfor innan utflödet når recipienten. Aluminium är den vanligaste metallen i jordskorpan och man får i sig ca 7-25 mg aluminium varje dag (beroende på hur mycket grönsaker, frukt, mm man äter). Aluminium finns i både mark och sjösediment där det binder fosfor naturligt och bildar stabila mineraler så som gibbsit. På grund av en ökning av fosforkällor till sjöar via t ex dagvatten, räcker dock inte denna mängd aluminium för att bibehålla internbelastningen av fosfor på en naturlig nivå.

1.1 Hur en aluminiumbehandling utförs

Det finns två vanliga spridningsmetoder: att injicera aluminium lösningen direkt i sedimentet (sedimentbehandling) eller applicera lösningen i sjövattnet (vattenbehandling) där den reagerar och bildar aluminium-flocken som binder fosfor. Då skiljer sig vattenbehandling där man kan antingen applicera aluminium några decimeter under ytan eller strax ovanpå sedimentet. Det finns också torra aluminium-salter man kan sprida på sedimentytan men de används mest i grundare delar där det kan vara svårt att nå med fartyget.

1.2 Livslängd av behandling

I sjöar har man i över fyrtio år använt aluminiumsaltlösning för att minska fosforhalten i vatten. En nyligen publicerad studie visar att medellivslängden av över 80 aluminiumbehandlingar är 15 år (Huser et al. 2016a). Aluminiumdoseringarna för dessa behandlingar var baserade på både nya och gamla metoder (1970-1990). Den största skillnaden mellan metoderna var att de endera baserades på mängden fosfor i sedimentet eller alkalinitet i vattnet. Innan år 2000 var doserna i de flesta behandlingar baserade på alkalinitet i vattnet. Denna doseringsmetod har kortare livslängd av förbättringar i vattenkvalitet än väntat efter några behandlingar, särskilt i grunda sjöar där det finns för lite vatten (och därmed för låg alkalinitet) för att buffra en behandling. Sedan 2000 har många doser istället beräknats baserat på fosfor i sedimenten (lättlöslig och järnbunden) vilket också har lett till längre livslängder. Istället för 5 eller 10 år (Welch och Cooke 1999) kan man med denna metod generellt förvänta sig en livslängd av behandling (minskning av fosfor i ytvatten) från 15 till 20 år, eller längre, beroende på hur mycket de externa källorna (t ex dagvatten) har minskats (Huser et al. 2015). Därför är korrekt dosering av aluminium avgörande för hur långvarig effekten blir av behandlingen. Vi har använt olika modeller för att beräkna aluminiumdoser som ska ha längsta livslängden och den bästa bindningseffektiviteten för att göra kostnadseffektiva behandlingar i Växjösjön och Södra Bergundasjön.

1.3 Miljökonsekvenser av behandling

Toxiciteten hos aluminium i sjöar bedöms vara försumbar under neutrala förhållanden, huvudsakligen på grund av att reaktiviteten av aluminium vid pH 6-9 är väldigt låg. Även under låga och höga pH förhållanden är aluminium inte biotillgängligt men det kan påverka biota negativt, mest fysiskt.

De flesta toxicitetstester överskattar miljöeffekterna av en aluminiumbehandling och det är på grund av dessa faktorer:

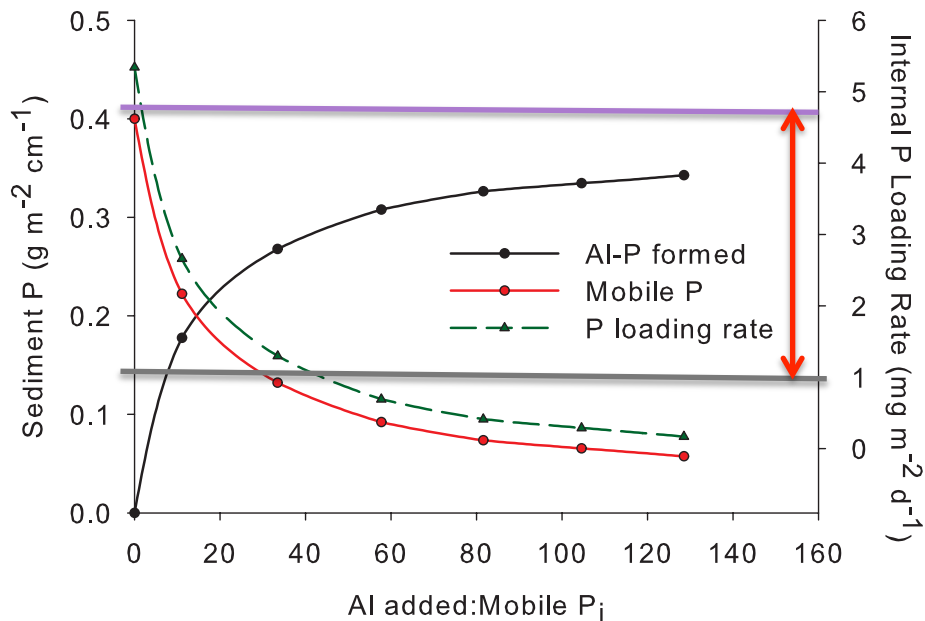
- de neutraliserande effekterna av organiskt material i vattnet (DOC), kalcium, och kisel, som minskar potentiella effekter, saknas i tester
- pH är oftast mindre än 6 under en test, vilket är mycket mindre jämfört med pH i naturliga sjöar
- mängden aluminium som används i tester är mycket högre än vad man får i vattnet under en behandling

Den toxikologiska litteraturen visar att det finns vissa effekter på biota vid aluminiumtillsättning och att dessa effekter hänger samman med mängden aluminiumhydroxidflock, en amorf, mineralisk massa som påverkar bottenfaunans livsmiljö fysiskt. Möjliga, kortsiktiga effekter inkluderar minskad bottenfaunatäthet/abundans på grund av att de får problem att gräva/ta sig genom aluminiumlagret innan det hunnit blandas i sedimentet. Abundansen av plankton minskar också på grund av fällning med aluminiumflocken och sedan sedimenterar de till sjöbotten (vid vattenbehandling i ytvattnet). Tidigare studier har dock visat att de akvatiska samhällena återhämtar sig relativt snabbt och uppnår ett bättre miljötilstånd jämfört med innan behandlingen på grund av förbättrad vattenkemi och livsmiljö (Welch and Cooke 1999). Det är troligt att direkt injicering av aluminium till sedimentet (sedimentbehandling) gör att behandlingseffekterna på plankton och fisk i vattnet minskar eller uteblir helt. Men även med vattenbehandling kommer aluminium att bli täckt ganska fort (1-2 år) på grund av naturlig sedimentation av nytt sediment.

2 Dosering

Dosering av aluminium har utvecklats under de senaste decennierna. Under 1960-80 talet använde man alkalinitet i vattenmassan för att beräkna doser (Kennedy and Cooke 1982). Detta gjordes då aluminium och andra liknande metaller är lätt sura. Metoden tar dock inte hänsyn till storleken på den interna fosforbelastningen i beräkningarna. Under 1990-talet användes istället hastigheten av internbelastning från sedimentet (Kennedy et al. 1987). Även om det var bättre, är det dock omöjligt att veta hur stor andel mobil fosfor som kommer från sedimentet under en säsong genom att bara analysera vattnet. Vid år 1999 använde Emil Rydin och Gene Welch (Rydin och Welch 1999) mängden mobil fosfor i sedimentet för att beräkna

aluminiumdos. Det var en bättre metod eftersom det är sedimentfosfor som bidrar till internbelastningen. Rydin och Welch rekommenderade dock en fast kvot mellan aluminium och fosfor för att binda hela mängden av mobil fosfor i sedimentet, vilket i de flesta fall inte behövs för att nå vattenkvalitetsmål. Nu finns istället en metod, baserat på Rydin och Welch-metoden, där man kan välja en ”dynamisk” aluminium-dos baserat på en minskning av mobil fosfor och ett mål för internbelastning i en viss sjö (Figur 1, Huser and Pilgrim 2014).



Figur 1. Hur mobil P och internbelastning (y-axeln) minskar med ökande doser av aluminium (x-axeln). Linjer för mobil fosfor och potentiell internbelastning (Pilgrim et al. 2007) visas för både innan (gröna linjen) och efter (blåa linjen) en behandling.

2.1 Sedimentblandnings effekt på dosering

Bentiska fiskar (t.ex. karp och braxen) kan öka blandningsdjupet vid födosök och därmed mängden fosfor i sedimentet som kan bidra till internbelastning och påverka livslängden av åtgärder för att minska den (Huser et al. 2016a). I beräkningen av den totala mängden mobil fosfor (lätt löslig, järn-bunden, och labil organisk fosfor) är en viktig aspekt att räkna med relevant aktivt sedimentomblandningsdjup. Ofta räknar man med att sedimentomblandningsdjupet är mellan ett par till 4 eller 6 cm. En studie har visat att om man baserar en aluminiumdos på så mycket som 10 cm sedimentdjup, får man en bättre livslängd jämfört med doser baserade på mindre sedimentomblandningsdjup. Det gäller särskilt om det finns bentiska fiskarter i sjön (Huser et al. 2016b). Eftersom braxen finns i Växjösjöarna, har vi använt mängden mobil fosfor i de översta 10 cm av sedimenten i Växjösjön

och Södra Bergundasjön för att beräkna aluminium doser (Tabell 1). Detsamma gjordes för Flaten och Långsjön i Stockholm med bra resultat.

Tabell 1. Mobil och organisk (labil) fosfor i sediment från Växjösjön och Södra Bergundasjön.

Sjö	Propp	Mobil P	Labil organisk P	Summa
		(g/m ²)	(g/m ²)	(g/m ²)
		10cm		
Växjösjön	V2A	5,5	0,0	5,5
	V4B	11,2	2,2	13,3
	V4E	5,7	0,1	5,7
Medelvärde				8,2
S. Bergundasjön	S2H	7,0	2,8	9,8
	S3B	8,7	1,7	10,5
	S4E	17,1	2,5	19,6
	S4I	11,8	2,5	14,3
	S6H	17,2	4,1	21,3
Medelvärde				15,1

För att beräkna hur mycket aluminium som behövs för att binda en viss mängd fosfor (Tabell 2), har vi använt data från tidigare publicerade studier som visar att kvoten mellan aluminium och aluminiumbunden fosfor (efter en behandling) generellt varierar mellan 2 och 18 (Rydin and Welch 1999, Rydin et al. 2000, Huser et al. 2011, Huser 2012, Jensen et al. 2015, Huser 2017). Konservativt har vi använt en kvot av 10, vilket var doseringskvoten i Flaten och Långsjön och nästan samma kvot hittades i sedimenten efter aluminiumbehandling i dess sjöar (Schütz et al. 2017).

Tabell 2. Aluminiumdoser (hela mängden som behövs) för att binda mobil och organisk fosfor i sedimenten av Växjösjön och Södra Bergundasjön. Bindningskvoten mellan aluminium och fosfor = 10.

	Al dos (g/m ²)		
	Mobil P	Organisk P	Totalt
Växjösjön	75	8	82
S. Bergundasjön	124	27	151

2.2 Bindningseffektivitet

Aluminium börjar kristallisera efter tillsättning. Det är en naturlig process där aluminium blir ett mineral, men om det händer innan aluminium har bundits till fosfor, minskar bindningseffektiviteten. Så snart som aluminium har tillsatts och Al(OH)₃ mineralen har bildats, börjar det kristallisera. deVicente et al. (2008) visade att bindningseffektiviteten kan minska mer än ca. 50% efter några månader och Huser (2012) visade att det fanns en stor skillnad (3 gånger) mellan bindningseffektiviteten i sjöar i Minnesota beroende på sjömorfologi och aluminiumdos. Sjöar med branta bottenar och stora aluminiumdoser hade mindre bindningseffektivitet eftersom aluminium transporterades från transportbottenar till djupare områden och en del aluminium kristalliserades i frånvaro av fosfor. Under sådana förhållanden bör man använda sedimentbehandling eller/och dela upp doser.

Vi använde information från Huser (2012) för att beräkna den största dosen som kan appliceras för att ge maximal bindningseffektivitet (Table 3). I Växjösjön kan man tillsätta 51 g/m² och i Södra Bergundasjön kan man använda en dos på 68 g/m². Det är ca. hälften av hela dosen som behövs för att binda hela mängden mobil fosfor i sedimenten. Då rekommendera vi att inte tillsätta mer än dessa mängder för att maximera bindningseffektivitet. Men det bör noteras att det är också pH i vattnet som kan begränsa dosen under en behandling och detta beskrivs nedan.

Tabell 3. Högsta tillåtna aluminiumdoser för att maximera bindningseffektivitet och uppskattad livslängd av doserna för båda sjöarna.

	Al dos	Livslängd
	(g/m ²)	(år)
Växjösjön	51	>10
S. Bergundasjön	68	>10

Baserat på studien av Huser et al. (2016b) har vi uppskattat att första behandlingen kommer att ha en livslängd av minst 10 år. Vid denna uppskattning har vi beaktat tre parametrar:

- Kvoten mellan medeldjup och sjöarea, vilken ger en idé om hur fosfor transporteras från sedimentet till ytvattnet där den kan användas av plankton
- Kvoten mellan avrinningsområdet och sjöarea, vilken uppskattar vattenflöde och omsättningstid
- Aluminiumdos.

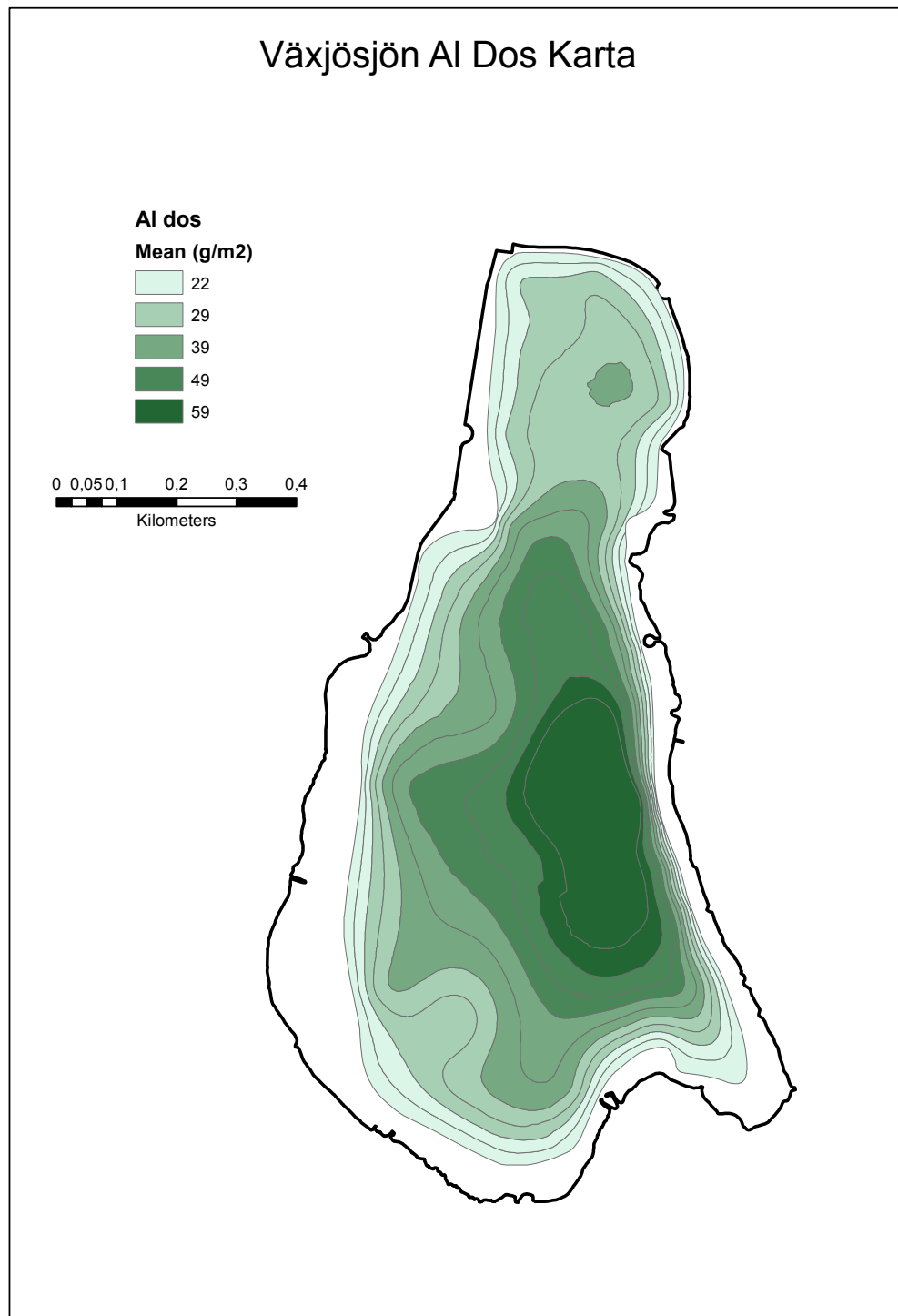
3 Aluminiumbehandling i Växjösjöarna

Behandlingen kommer att genomföras på mjukbottnar, vilket grovt sett sammanfaller med områden under 2-meters kurvan motsvarande ca 75 % av sjöarnas areal samt ca 300 resp. 60 ha i vardera sjön (Figur 2A och B). Därmed lämnas strandbrinkar och grunda bottnar ostörda vilket gör en återkolonisation av bottendjur från dessa är möjlig. I Växjösjön börjar mjukbottnarna i de centrala delarna av sjön vid omkring 3-3,5 m djup, men i mer avskärmade lägen vid omkring 2 m djup. Efter granskning av forskare på SLU har polyaluminiumklorid föreslagits bli det aluminiumelement som ska användas för fastläggning av fosfor i sedimenten. Varianter av polyaluminiumklorid är vanligt förekommande i den fysiska reningen av dricksvatten och kemiska reningen av fosfor i avloppsreningsverk och har tidigare använts vid fällning av fosfor i grunda sjöar, som Växjösjöarna, med goda resultat.

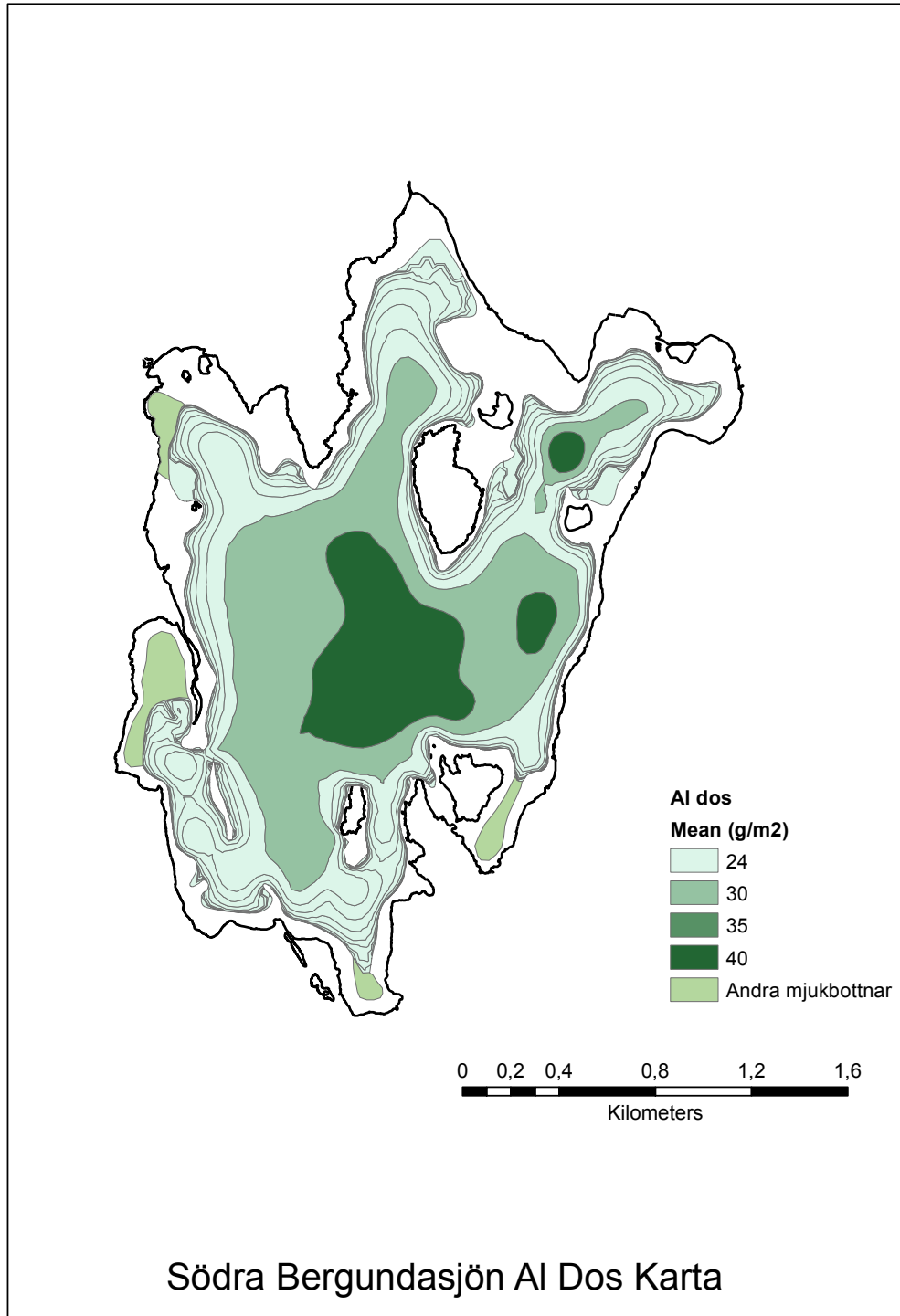
Vid genomförandet kommer pH-värdet i vattnet mätas regelbundet (även före behandling). De flesta aluminiumsalter är något sura när de tillsätts till vatten. Därför är det viktigt att bevaka pH-värdet så att det inte understiger 6,0 eller överstiger 9,0 under behandlingen eftersom aluminium då kan orsaka stress till vissa biota. Om pH-värdet är mindre än 5,5 eller högre än 9,5 får man lösliga former av aluminium som kan påverka biota. Även om pH-värdet är för lågt eller för högt, tar det ganska lång tid innan aluminium ändrar form och blir lösligt. Till exempel Rydin (2000) visade att det tog mer än 12 timmar innan aluminium blev lösligt vid pH-värde 9,5. Det är inte ofta att pH-värdet är på en sådan nivå längre än 12 timmar eftersom det kräver algblomning (för att öka pH) som inte kan fortsätta utan mycket solljus. Dessutom minskar kraftiga algblomningar efter aluminiumbehandling mycket eller uteblir helt. Litteraturstudier, mätningar och modelleringar av aluminium (se nedan) i de aktuella sjöarna samt nedströms liggande områden har gett ett betryggande resultat avseende risker med löst aluminium.

Polyaluminiumklorid, valt element (i flyttande form) i detta projekt, minskar risken för stora förändringar av pH-värdet eftersom den är en buffrad form av aluminium. Beträffande fabrikat och krav på renhet mm för den polyaluminiumklorid som ska användas föreslås att kommunen använder kemikalier som har så låga halter av oönskade spårämnen att den är godkänd för dricksvattenproduktion. Sådana produkter har använts i liknande restaureringsprojekt exempelvis i Stockholmsområdet (Långsjön och Flaten).

Figur 2A. Spridningszoner och aluminiumdoser i Växjösjön.

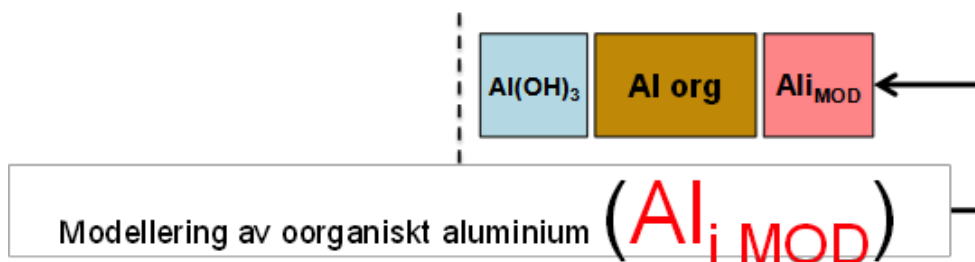


Figur 2B. Spridningszoner och aluminiumdoser i Södra Bergundasjön. Andra mjukbottnar som är grundare än 2 m och ska behandlas med aluminium visas också på kartan.



3.1 Modellerung av aluminium och pH under behandling

Modellerung har gjorts med PHREEQC (en geokemisk modell) och vattenkemiska data för sjöarna för att visa pH-ändringar och aluminiumkoncentrationer i vattnet under aluminiumbehandling. Halten oorganiskt aluminium styrs av en rad olika faktorer såsom pH, halten organisk kol och halten fluorid. I en tidigare rapport (Köhler och Andréén) har en kemisk jämviktsmodell (VisualMinteq, Figur 3) använts för att ta fram modellerade värden för koncentrationerna av oorganiskt aluminium för över 25000 datapunkter. Samma modell används i denna rapport för att skatta hur den uppmätta totalhalten aluminium fördelar sig mellan a) oorganiskt aluminium (Al_i), b) andelen av aluminium som är i löst form, organiskt aluminium (Al_{org}), och modellerad oorganiskt aluminium (Al_{iMOD}) samt partikulärt aluminium ($Al(OH)_3$). För att kunna beräkna fördelningen av aluminium krävs indata för alkalinitet, TOC, pH, totalhalt järn och aluminium, sulfat och fluorid. Dessa värden vara tillgängliga genom det utförda mätprogrammet.



Figur 3: Schema över de tre fraktionerna som VisualMinteq beräknar.

Tabell 5 visar hur pH ändras vid tillsättandet av olika doser av aluminium till Södra Bergundasjön. För att minska risken för oorganiskt aluminium i vattnet, har vi satt en gräns för pH-värdet till 6,5. Om man använder polyaluminiumklorid i formen PAX XL 100, kan man tillsätta 36 g Al/m^2 och behålla pH över 6,5. Den här beräkningen är ganska konservativ, eftersom vi inte ska behandla hela vattenmassan (bara 70 %). Då finns det ett överskott av alkalinitet och pH kommer inte att minskas lika mycket. Högsta dosen man kan tillsätta till Södra Bergundasjön är ca. 36 g Al/m^2 med PAX XL 100 utan att sänka pH-värdet under 6,5. Om man använder mer buffring kan man tillsätta mer aluminium och behålla pH högre än 6,5. Till exempel, kan man tillsätta ca 70 g Al/m^2 utan att sänka pH-värdet under 6,5.

Tabell 5. Resultat av jämvikts beräkningar av dosering som funktion av tillförd dos i Södra Bergundasjön. Beräkningar har gjorts med PAX XL 100 med en basisitet (buffring) av 40%. Värden för oorganiskt Al som överskrider gränsvärden för laxfiske (30 ug/L) eller andra mindre känsliga arter (50 ug/L) markerades med orange respektive röd färg.

Dos [g/m ²]	pH	Totalt Al [ug/L]	Oorganiskt Al [ug/L]	Organiskt Al [%]
3	7.65	38.82	38.33	1.26
7	7.40	23.94	22.17	7.37
10	7.23	19.95	15.69	21.36
13	7.10	20.77	12.49	39.87
16	7.00	24.86	10.92	56.09
20	6.91	31.46	10.40	66.94
23	6.82	39.95	10.80	72.98
26	6.75	49.77	12.12	75.67
30	6.68	60.61	14.49	76.10
33	6.61	72.39	18.11	75.00
36	6.55	85.26	23.17	72.85
39	6.48	99.50	29.81	70.06
43	6.42	115.38	38.14	66.97
46	6.36	133.19	48.13	63.89
49	6.30	153.13	59.74	61.02

I Växjösjön kan man tillsätta minst 65 g Al/m² (PAX XL 100) och inte nå pH-värdet 6,5 (Tabell 6). Den här beräkningen är också ganska konservativ, eftersom vi inte ska behandla hela vattenmassan (bara 70 %). Då finns det överskott av alkalinitet och pH kommer inte att minskas lika mycket.

Tabell 6. Resultat av jämvikts beräkningar av dosering som funktion av tillförd dos i Växjösjön. Beräkningar har gjorts med aluminiumklorid PAX XL 100 med en basisitet (buffring) av 40%. Värden för oorganiskt Al som överskrider gränsvärden för laxfiske (30 ug/L) markerades med orange färg.

Dos [g/m ²]	pH	Totalt Al [ug/L]	Oorganiskt Al [ug/L]	Organiskt Al [%]
3	7.64	37.92	37.41	1.36
7	7.59	34.06	33.39	1.96
10	7.55	31.09	30.25	2.70
13	7.51	28.77	27.74	3.57
16	7.47	26.94	25.71	4.57
20	7.44	25.48	24.04	5.67
23	7.42	24.31	22.64	6.86
26	7.39	23.37	21.47	8.13
30	7.37	22.59	20.46	9.47
33	7.35	21.96	19.57	10.87
36	7.33	21.43	18.79	12.35
39	7.31	20.97	18.03	14.02
43	7.28	20.49	17.15	16.31
46	7.25	20.05	16.11	19.67
49	7.22	19.79	15.08	23.83
52.	7.18	19.79	14.14	28.52
56	7.15	20.05	13.32	33.58
59	7.11	20.60	12.60	38.86
62	7.08	21.45	11.98	44.18
65	7.05	22.62	11.45	49.38

3.2 Beräknade doser och antal appliceringar

Aluminium doser (mängden aluminium tillsatts under en behandling) har begränsats för att behålla pH-värdet i vattnet på 6,5 eller högre. På grund av detta kan man tillsätta 36 g Al/m² i Södra Bergundasjön och minst 65 g Al/m² i Växjösjön i form av polyaluminiumklorid PAX XL 100. Men för att maximera bindningseffektivitet, får man tillsätta högst 51 g Al/m² till Växjösjön och 68 g Al/m² till Södra Bergundasjön i en behandling med PAX XL 100. Storleken på dosen aluminium begränsas av pH-värdet i Södra Bergundasjön och av bindningseffektivitet i Växjösjön.

För att minska potentiella effekter och maximera bindningseffektivitet, kommer det att ske 2 behandlingar i Växjösjön (ca. 41 g Al/m²) och 3 till 4 behandlingar (ca. 36-50 g Al/m²) i Södra Bergundasjön under en period av 12 år (Tabell 7) för att uppnå hela mängden aluminium som behövs för att minska internbelastning av fosfor vid 90% i sjöarna. Livslängden av den första behandlingen är minst 5 år, därför bör den andra behandlingen ske inom 5 år efter den första har genomförts. Då finns det också tid för att övervaka effekten av första behandlingen och bedöma när följande doser bör tillsättas. Det här är viktigt eftersom det finns ganska stora mängder av organisk sedimentbunden fosfor i både sjöarna (Tabell 1) men det finns ingen metod för att beräkna hur lång tid det kommer att ta för organiskt material i sedimentet att brytas ner och bilda mobil fosfor. En forskningsstudie på SLU kommer att hjälpa till med uppskattning av nedbrytning och den börjar hösten 2016. Rekommenderade doser, antal appliceringar, och tidpunkter står i Tabell 7.

Tabell 7. Preliminära doser (PAX XL 100) och tidpunkter (år) för behandlingar i Växjösjön och Södra Bergundasjön. Kan justeras efter vidare analys under 2016.

	Aluminium dos (g/m ²)	År				
		0	3	5	6	9
Växjösjön	41	x		x		
Södra Bergundasjön	36	x	x		x	x

3.3 Applicering

Det finns två olika metoder för att applicera aluminium för att minska internbelastning av fosfor: injicering (sedimentbehandling) eller vattenbehandling. När man injicerar aluminium direkt i sedimentet, sprutar man aluminium genom slangar som trycks in i de översta centimetrarna av sedimentet. Huvudsyftet är att minska påverkan på biota i vattenmassan och kan kanske öka bindningseffektiviteten. Det minskar också risk för suspension och transport av aluminium utanför behand-

lingsområdet. Det är större risk för förflyttning/transport av aluminium flocken i grunda sjöar, och modellering har visat att bottenströmmen i Södra Bergundasjön kan bli högre än 3 cm/s vid en vindhastighet högre än 5 m/s. Egemose et al. (2010) visade att aluminium flocken kan vid en bottenström på 2-5 cm/s. Då är det möjligt att flocken transporteras efter en vattenbehandling. Egemose et al. (2009) visar även att aluminiumfällningen resuspenderas upp till 5 gånger lättare än vanlig sediment innan den stabiliseras 2-4 månader efter behandling.

Kostnaden är högre med den här metoden eftersom det tar längre tid att applicera aluminium. Om man jämför kostnader mellan sediment och vattenbehandling, kan man se att det kostar ungefär dubbelt så mycket (SEK/kg P bundet) att behandla sedimentet (Tabell 4). Det bör noteras att siffrorna för sedimentbehandling baserats bara på två behandlingar, Flaten och Långsjön i Stockholmsområdet.

Tabell 4. Min, max, och medelkostnader (år 2014) för vatten- och injiceringsbehandlingar gjorda i Sverige och andra länder.

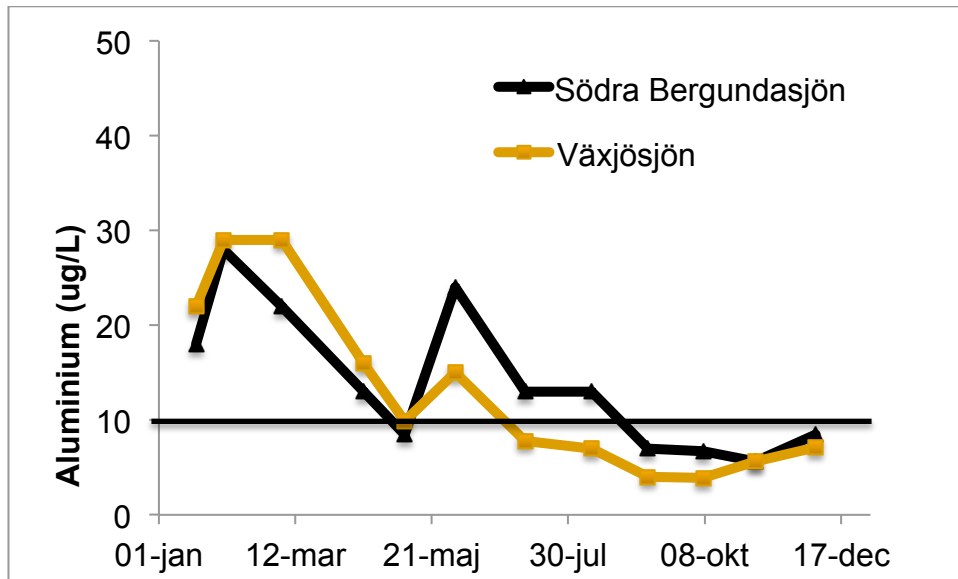
		SEK/ha (2014)	SEK/kg P (2014)
Injicering	Min	47619	1062
	Max	113793	1291
	Medel	80706	1177
ytbehandling	Min	6746	131
	Max	57347	816
	Medel	22425	463

Båda metoderna ska användas i Växjösjöarna. Först blir det vattenbehandling i vår för att minska snabbt internbelastning av fosfor kombinerat med sedimentbehandling i grundare delar. Rutter tar stor hänsyn till fåglar. Sen används sedimentbehandling efter första behandlingen. Det minskar påverkningar i vattnet och risk för resuspension under resten av behandlingsperioden.

3.4 Förhållanden innan behandling - vatten och sediment

Under 2015 provtogs vatten från Växjösjön och Södra Bergundasjön för att analysera nuvarande halterna av aluminium. Totalt, organiskt, och oorganiskt aluminium analyserades och koncentrationerna var väldigt låga. Oorganiskt aluminium var

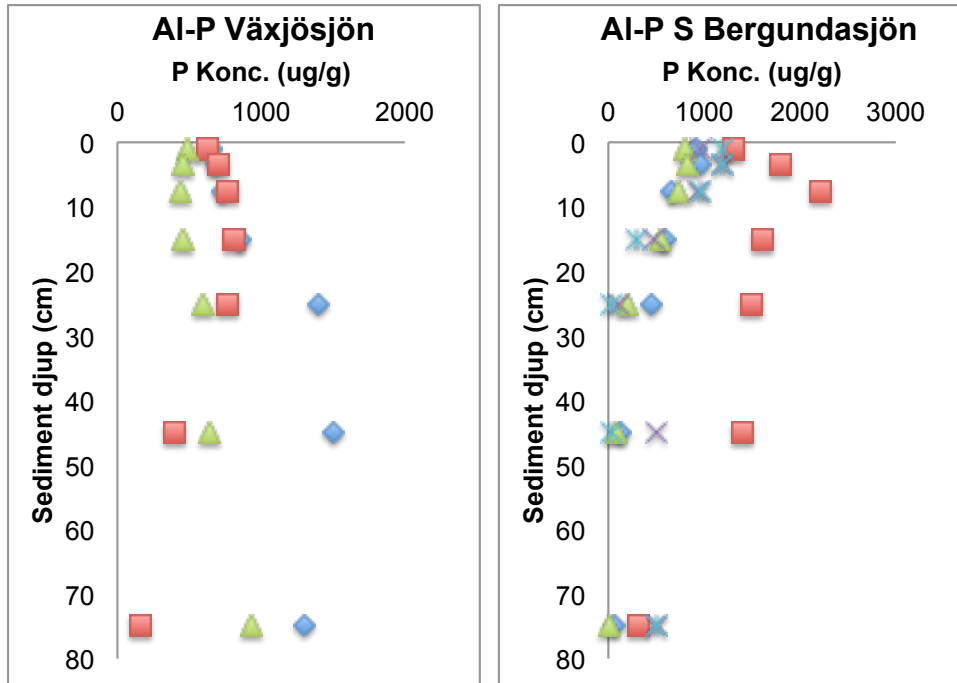
generellt lågt eller mindre än rapporteringsgränsen (10 µg/L, ackrediterade kvantifieringsgräns angiven enligt EU-kommissionens direktiv) i båda sjöar (Figur 4) och monomert aluminium (oorganiskt Al³⁺) var alltid 10 µg/L eller mindre.



Figur 4. Oorganiskt aluminium i Växjösjön och Södra Bergundasjön under 2015. Rapporteringsgränsen är 10 µg/L (svart linje).

Koncentrationer av klorid varierade mellan 26 och 40 mg/L i sjöarnas ytvatten. Koncentrationer av klorid varierar generellt mellan 10 och 100 mg/L i naturliga sjöar (Kanada EPA 2016).

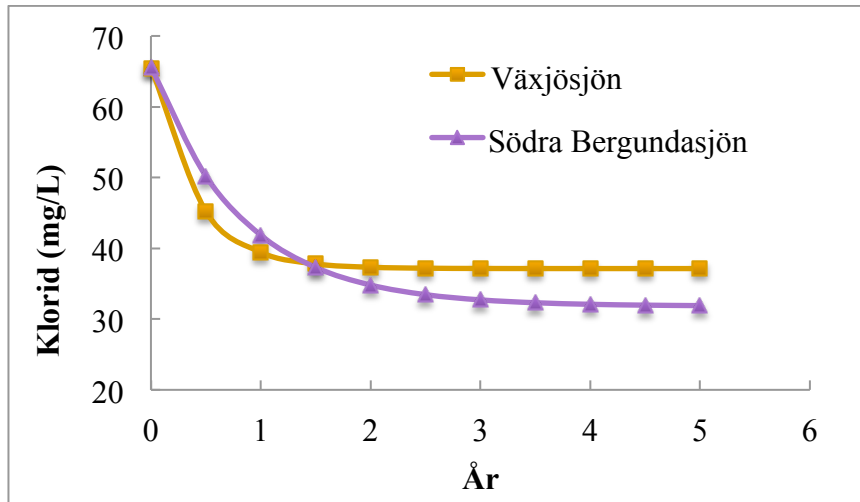
Nya sedimentprover ska provtas under våren 2016 och analyseras för aluminium med syfte att jämföra de aluminiummängder som behövs för att minska internbelastning med vad som finns i sedimentet naturligt. Men man kan redan nu använda aluminiumbunden fosfor (analyserade i prover under 2012) för att uppskatta mängden aluminium i sedimentet. Detta genom att ta kvoten mellan naturligt aluminium och aluminiumbunden fosfor i sjösediment (d.v.s. innan en behandling). Resultaten visar att halten kvoten mellan ca. 40 och 50. Vi använde kvoten 40 (konservativt) samt mängden aluminiumbunden fosfor i sediment i Växjösjön och Södra Bergundasjön (Figur 5) för att uppskatta aluminium som nu finns i sedimenten. Halter av aluminium kan variera mellan 231 och 250 g/m² (medel 241 g/m²) i Växjösjön och mellan 195 och 810 g/m² (medel 396 g/m²) i Södra Bergundasjön i de översta 10 cm av sedimentet.



Figur 5. Koncentrationer av aluminiumbunden fosfor (Al-P) i sediment i Växjösjön och Södra Bergundasjön. Olika symboler representerar olika sedimentproppar som provtagits från sjöarna. De fyrkantiga (röda) symbolerna representerar djupaste området i varje sjö.

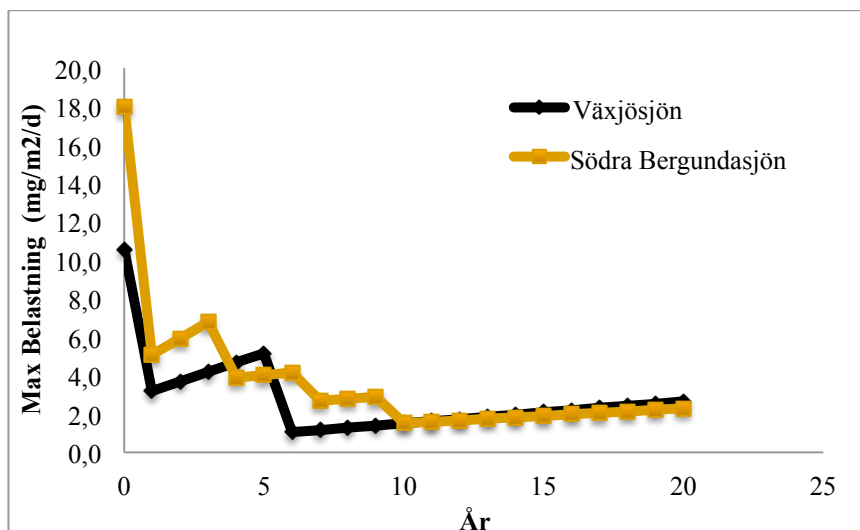
3.5 Förhållanden efter behandling - vatten och sediment

Klorid från behandling motsvarar 29 mg/L i Växjösjön och 34 mg/L i Södra Bergundasjön och båda halterna ligger under normala koncentrationer i sötvatten. Koncentrationer av klorid i Växjösjön och Södra Bergundasjön har varierat mellan 29 och 40 mg/l från 1970 till 1990 talet och koncentrationer i naturliga sjöar är generellt mellan 10 och 100 mg/L. På grund av omsättningstiden i sjöarna kommer koncentrationerna att minska ganska fort efter behandling (Figur 6). Vid eventuell injektion av aluminium i sedimenten (sedimentbehandling) kommer troligtvis inte koncentrationerna av klorid att öka lika mycket.



Figur 6. Förändringar av koncentrationen klorid direkt efter behandling (År 0) och åren därefter i Växjösjön och Södra Bergundasjön.

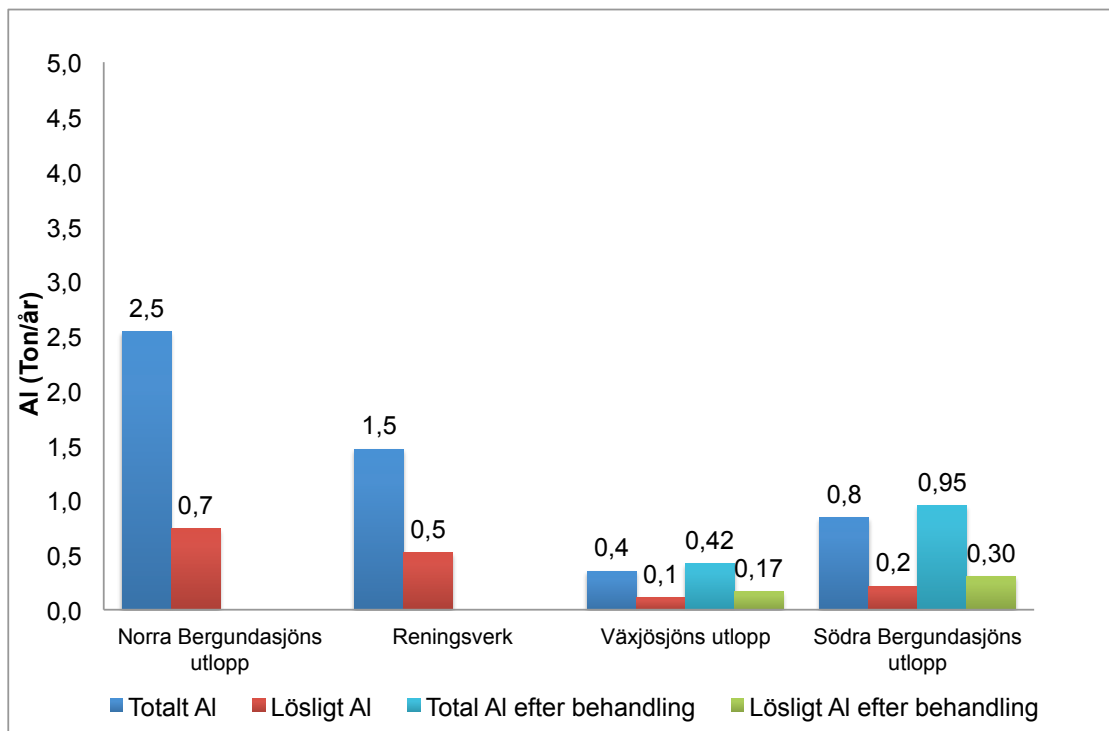
Vi har modellerat potentiell högsta internbelastning efter behandlingarna i varje sjö (Figur 7). Modelleringen baseras på en modell gjord av Huser et al. (2016a). Den potentiella (högsta) internbelastningen kommer att reduceras vid varje behandling. Efter första behandlingen minskar den potentiella internbelastningen med ca. 70% och efter den sista med ca. 90% i båda sjöar. På grund av naturlig sedimentation kommer det att ske en viss ökning av mobil fosfor (intern belastning) efter varje behandling. Eftersom modellen är baserad på resultaten från ca. 80 sjöar som har behandlats med aluminium, där i många fall den externa belastning inte minskats, är det möjligt att modellen överskattar ökning av internbelastning efter behandling. Men modellen visar ändå att de positiva effekterna efter behandlingen skulle kvarstå över minst 20 år efter sista behandlingen.



Figur 7. Potentiell (max) internbelastning av fosfor efter aluminium behandlingar i Växjösjön och Södra Bergundasjön. Linjer visar när aluminium ska tillsätts.

Den totala mängden aluminium som rekommenderas för Växjösjön är 82 g Al/m² jämfört med 241 g/m² som finns naturligt i de översta 10 cm av sedimentet (uppskattat). För Södra Bergundasjön är den rekommenderade dosen 151 g Al/m² (total mängd) och det finns 396 g/m² aluminium (naturligt) i de översta 10 cm av sedimentet.

Transporten av aluminium från Växjösjön, Södra Bergundasjön samt reningsverket Sundet (RV) visas i Figur 8. Den visar att transporten ut ur sjöarna förväntas öka förhållandevis lite under året de behandlas, men denna modellering av transporten utgår från att pH-värdet är 6,5 hela året, inte bara under själva behandlingarna. Det är troligt att pH återhämtar sig ganska fort efter behandling (till mellan 7,0 och 7,5) och då blir aluminiumkoncentrationerna i vattnet inte förändrade jämfört med förhållanden innan behandling. Tidigare övervakning efter aluminiumbehandlingar har visat att aluminiumkoncentrationerna minskar i vattenmassan på grund av mindre organiskt material (alger) som kan binda och förhindra fällning av naturligt aluminium i sjöar.



Figur 8. Transporten av aluminium från Växjösjön, Södra Bergundasjön och reningsverket Sundet (RV) före och efter aluminiumbehandling.

4 Andra potentiella effekter

4.1 Resuspension

Aluminiumflocken stabiliseras efter 2-4 månader (Egemose et al. 2009). Efter denna tidsperiod har flocken generellt blandats i sedimentet och man kan inte märka någon skillnad mellan behandlade och obehandlade sedimentlager i grunda sjöar. Även i stora sjöar såsom Grand Lake St. Mary i USA (55 km², ca. 1,8 m medeldjup) förekom dock inte mycket suspension och flocken transporterades inte efter en ytbehandling (Harry Gibbons, muntlig kommentar).

Både karpfiskar och vind kan resuspendera sediment men under vintern är effekten mycket mindre på grund av minskad biologisk aktivitet och isbildning. Växjö kommun bedriver reduktionsfiske i båda sjöarna och doserna av aluminium har justerats för att binda fosfor i de översta 10 cm av sedimentet, vilket innebär att vi i detta projekt tar större höjd för bioturbation än i många liknande projekt. Om man injicerar aluminium i sedimentet (sedimentbehandling) minskar man ytterligen risken för resuspension.

5 Slutsatser

För att säkerställa en säker och effektiv behandling har vi modellerat och beräknat aluminiumdoser som kan minska båda internbelastning av fosfor från sedimentet och potentiella effekter på biota i och runt Växjösjön och Södra Bergundasjön. Vid genomförandet kommer temperatur och pH mätas regelbundet och om de under eller överskridas, stoppas behandlingen. Aluminiumdoser har också beräknats för att få kostnadseffektiv bindning av fosfor och en förbättring av vattenkvalitet i sjöarna på ett långsiktigt sätt. Aluminiumdoser har delats så att det finns tid mellan behandlingar för att förfina/justera doserna.

Referenser

- de Vicente, I., P. Huang, F. O. Andersen, and H. S. Jensen. 2008a. Phosphate adsorption by fresh and aged aluminum hydroxide. Consequences for lake restoration. *Environmental Science & Technology* 42:6650-6655.
- Egemose, S., G. Wauer, and A. Kleeberg. 2009. Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. *Hydrobiologia* 636:203-217.
- Egemose, S., Reitzel, K., Andersen, F.O. and Flindt, M.R. 2010. Chemical lake restoration products: Sediment stability and phosphorus dynamics. *Environmental Science & Technology*, 44(3): 985-991.
- 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. and Pilgrim, K.M., 2014. A simple model for predicting aluminum bound phosphorus formation and internal loading reduction in lakes after aluminum addition to lake sediment. *Water Research* 53(0), 378-385.
- Huser, B.J. et al. 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97:122-132.
- Huser, B.J., et al., 2016b. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia* 763(1): 23-33.
- Huser, B. J. 2017. Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake and reservoir management*, 33(2), 143-151.
- Kanada EPA 2016. Ambient water quality guidelines for chloride. <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/chloride/chloride.html>.
- Kennedy, R.H. and Cooke, G.D., 1982. Control of lake phosphorus with aluminum sulfate - Dose determination and application techniques. *Water Resources Bulletin* 18(3), 389-395.
- Kennedy, R.H., Barko, J.W., James, W.F., Taylor, W.D. and Godshalk, G.L., 1987. Aluminum sulfate treatment of a eutrophic reservoir: Rationale, application methods, and preliminary results. *Lake and Reservoir Management* 3(1), 85-90.
- Pilgrim, K. M., Huser, B. J., & Brezonik, P. L. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water research*, 41(6), 1215-1224.

- Stephan J. Köhler och Cecilia Andrén (2014) Analys och riskbedömning för kemiska variabler som styr oorganiskt aluminium i ytvatten. SLU-rapport 2014:13
- Rydin, E. and E. B. Welch. 1999. Dosing Alum to Wisconsin Lake Sediments Based on in vitro Formation of Aluminum Bound Phosphate. *Lake and Reservoir Management* 15:324-331.
- Rydin, E. 2000. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. *Water Research* 34(7):2037-2042.
- Rydin E., B.J. Huser, and E.B. Welch. 2000. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnology and Oceanography* 45(1):226-230.
- Sas, H. 1990. Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading - Expectations, Experiences, Extrapolations. *International Association of Theoretical and Applied Limnology - Proceedings, Vol 24, Pt 1* 24:247-251.
- 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.
- Welch, E. B. and G. D. Cooke. 1999. Effectiveness and Longevity of Phosphorus Inactivation with Alum. *Lake and Reservoir Management* 15:5-27.