



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för vatten och miljö

Granskning av åtgärdsförslag för att minska internbelastningen av fosfor i Växjösjöarna

Brian J. Huser och Stephan J. Köhler

Inst. för vatten och miljö Rapport 2014:7

Kontakt

brian.huser@slu.se eller stephan.kohler@slu.se

www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/

Innehåll

Sammanfattning	1
1 Introduktion	4
2 Kemidata och modellering	5
2.1 Fosfor i ytvatten.....	5
2.2 Aluminium i ytvatten.....	5
2.3 Analys av sedimentkemi för att uppskatta internbelastning.....	8
3 Åtgärder för att hantera internbelastning av fosfor	13
3.1 Hypolimnetic Withdrawal (Avtappning av bottenvatten)	13
3.2 Fastläggning av fosfor i sediment.....	13
3.3 Biologiskmanipulering	14
3.4 Syresättning/luftning	15
3.5 Muddring	15
3.6 Naturlig återhämtning.....	15
4 Bedömning av risker med tillförsel av aluminium till sediment.....	17
4.1 Aluminium toxicitet.....	17
4.1.1 Faktorer som påverkar aluminium lösligheten.....	17
4.1.2 Aluminium ackumulation i fisk	18
4.2 Andra potentiella effekter och risker	19
4.2.1 Makrofyter.....	19
4.2.2 Bioturbation.....	20
4.2.3 Aluminiumdosering.....	21
4.3 Risk och förhållanden i Växjösjöarna	24
5 Bedömning av förutsättningar för en långsiktig fastläggning av mobiliserbar fosfor	25
5.1 Organisk fosfor.....	25
5.2 Kemiska förhållanden under och efter behandling.....	25
5.3 Interna och externa fosforkällor	27
6 Syntes	29
6.1 Konsultarbete.....	29
6.2 Rekommendationer.....	29
7 Referenser.....	31
8 Appendix	1

Sammanfattning

Det huvudsakliga målet med detta projekt var att utvärdera återställningsplanen för sjöarna Trummen, Växjösjön, och Södra och Norra Bergrundasjön att bedöma effektiviteten och beskriva eventuella nackdelar med aluminiumbehandling samt presentera möjliga alternativ för att minska internläckage. Växjösjöarna är grunda system som i allmänhet tar emot både extern och intern fosforbelastning i varierande grad. Det finns dessutom i nuvarande situation ett Avloppsreningsverk som tillför behandlat avloppsvatten till Norra Bergrundasjön.

Det finns tydliga indikationer på intern fosforbelastning i Växjösjöarna som stöds av vattenkemi och sedimentdata samt modellering som tidigare utförts av ALcontrol och DHI. Uppskattningar för eventuella interna fosforbelastningsnivåer, beräknade från mobil fosfor i sedimentet, överensstämmer både med de uppmätta och modellerade värdena. Detta tyder på att det finns ett behov av att minska den interna fosforkällan om man vill nå vattenkvalitetens målen för dessa objekt.

Vi bedömer att förhållanden i Växjösjöarna är bra för användningen av aluminium för att minska den interna fosforbelastningen. Av alla osäkerheter som belyses i denna rapport så bedöms att pH förändringar och beräkningen av den korrekta aluminium dosen som störst. Vi bedömer att pH värdet borde kunna kontrolleras genom att man använder sig av buffrade aluminiumföreningar samt att man kontinuerligt följer upp pH utvecklingen under behandlingen. Vidare är det möjligt att minska riskerna för pH-förändringar i vattenmassan genom att injicera aluminium direkt i sedimenten. pH-värdet ska helst hållas inom området 6 till 7 för att maximera fosfor bindningen samtidigt som man minskar de möjliga riskerna med förhöjda aluminiumhalter i vattenfasen. För att kunna minska osäkerheten med aluminiumdoseringen förslår vi att ett mindre antal sedimentkärnor ska tas. Dessa kan användas för att mera exakt kunna skatta det aktiva sedimentdjupet, den labila mängden organisk fosfor samt (och viktigaste) få en bättre uppfattning av den rumsliga variationen i sedimentet. Andra möjliga riskfaktorer diskuteras i sektion 4 och sådana som är kopplat till Växjösjöarna i sektion 4.3.

Tillsats av aluminiumsalter till sediment för minskning av intern fosforbelastning är en beprövad metod. Livslängden av aluminiumbehandlingar tenderar att vara kortare i grunda sjöar. De huvudsakliga orsakerna för detta är:

- mindre aluminiumdos har använts på grund av en oftast lägre buffertkapacitet (d.v.s. lägre vattenvolym),
- internbelastningen i grunda sjöar är oftast lägre än den externa belastningen och omsättningstiderna kortare,

- bentisk fiskaktivitet bidrar till sedimentpåverkan som ökar fosfortillgängligheten,
- en högre andel av labil organisk fosfor i sedimentet vilket man inte tar hänsyn till vid dosering,
- och högre pH-nivåer i behandlade sjöar, som inte fick tillräckligt mycket aluminium, orsakade av hög produktivitet av alger.

Det finns ett antal väl testade alternativ för att minska internbelastningen, bland annat muddring, vattenblandning, luftning, andra kemiska ingrepp (t.ex. järn, Riplox, mm). Några nyare, mer experimentella kontrollmetoder inkluderar, till exempel, bentonitlera där bindning sker mellan fosfor och lantanid och/eller aluminium. Doseringen av lera är inte lika väl studerat som doseringen av aluminiumsalter och därmed är de nya metoderna listade som "experimentella" än så länge. Av dessa alternativ verkar aluminiumsalter vara det mest kostnadseffektiva alternativet för Växjösjöarna. Doserar det på rätt sätt, bör den interna fosforbelastningen kunna minskas på ett kostnadseffektivt sätt.

En av de viktigaste frågorna som rör dosering med hjälp av aluminiumsalter i dessa sjöar är möjligen en begränsad buffertkapacitet. Användning av buffrande aluminiumföreningar istället för rena aluminiumsalter kommer att begränsa pH ändringar i sjön. Detta bör dock göras med försiktighet. I sådana fall brukar man dela upp doser. Detta är förmodligen ett bra alternativ i det här fallet, inte bara av säkerhetsskäl för att undvika försurning, utan även för att öka bindningseffektiviteten. Andra rekommendationer som borde göras är:

- Insamling och analys av vattenmassan och sedimentprover (om det inte finns gammalt sediment kvar) för aluminium för att bestämma förbehandlingsförhållanden
- Insamling och analys av kompletterande sedimentkärnor för en mer detaljerad (med en eller två cm intervaller) analys av mobil fosfor för att kunna göra en bättre uppskattning av effektiv aluminiumdos och därmed uppnå behandlingsmålen på ett kostnadseffektivt sätt.
- Analys av labil organisk fosfor i sedimentkärnorna för att kunna uppskatta dess framtida bidrag till den mobila fosforfraktionen.
- Kemisk modellering för att skatta förändringar i vattenkemi och buffringsförmåga efter tillsats av aluminiumsalt.

Rekommendationer som är mindre viktiga men som bedöms relevanta är

- Ett antal kontrollerade laboratorieförsök där man studerar lösligheten av aluminium och pH under förhållanden som liknar en behandling i Växjösjöarna.

- Bestämning av löst ($< 0.45 \mu\text{m}$), PCV (pyrocatechol reaktivt) och partikulärt aluminium samt löst och partikulär fosfor i sjön och i utloppet av reningsverket.

1 Introduktion

Växjösjöarna är starkt påverkade av övergödning från gamla utsläpp av avlopp. Det läcker fosfor från bottensedimenten i sjöarna som orsakar algblomning på sommarhalvåret. Växjö kommun har under 2011 till början av 2014 arbetat intensivt med att ta fram lämpliga förslag för att förbättra de stadsnära sjöarnas status ytterligare. Under sommaren 2014 beslutades om inriktningen på de kommande årens arbete med att förbättra vattenkvaliteten i de södra stadssjöarna. (*Växjö kommun hemsida 2014*).

Denna rapport baseras på en stor mängd data som levererades av Växjö kommun och ALcontrol samt DHI till SLU i februari. Data består av syntesrapporter, vattenkemiska data från SRK-programmet, sjöspecifika kemidata med högre tidsupplösning utanför SRK programmet samt sedimentkemidata. Vår uppgift var att granska dessa data och lyfta frågorna som rör alternativa behandlingsmetoder, risker med aluminiumbehandlingen samt att svara på vilka osäkerheter det finns med långsiktig fastläggning av aluminium i sjösediment.

2 Kemidata och modellering

Kemidata omfattar vattenkemiska data från de fyra sjöarna (Trummen, Växjösjön samt Södra och Norra Bergundasjön) samt sedimentkemidata från sjöarna. Eftersom vattenkemidata utvärderades noggrann i en del av rapporterna begränsar sig analysen i denna rapport till detaljfråga som ansågs vara av betydelsen för granskningen. För att kunna jämföra vattenkemi gjordes ett urval av kringliggande sjöar (inom 30km, sjönamn är uppförda i Appendix Table 2). Dessa data är offentligt tillgängliga via den svenska miljöövervakningen.

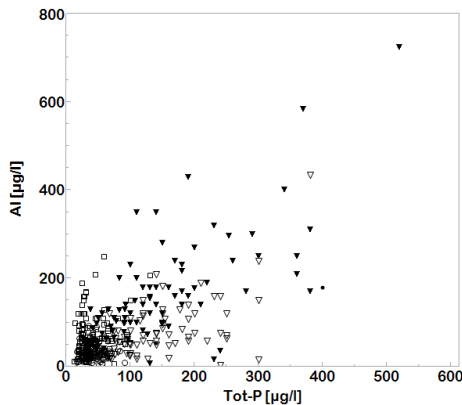
2.1 Fosfor i ytvatten

Fosforhalterna i de fyra sjöarna Trummen, Växjösjön och Södra resp. Norra Bergundasjön har sjunkit drastiskt de senaste 40 åren. Alla sjöar visar fortfarande en tendens av sjunkande fosforhalter och även utan åtgärder kommer återhämtningen av dessa sjöar förmodligen fortsätter. Baserad på föreliggande data skattas dock denna process ta flera decennier.

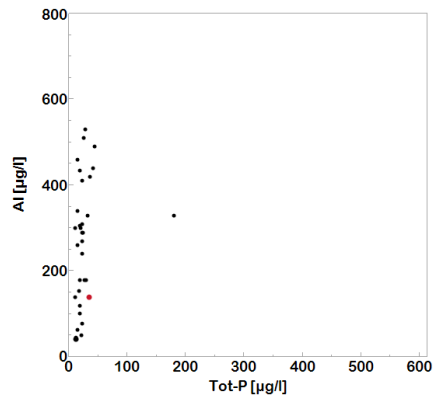
Den övervägande delen av fosfor i vattenmassan föreligger som partikulär fosfor som kan antingen vara organisk fosfor eller fosfor som är bunden till aluminium eller järn. Alla sjöar har halter av organisk kol som överstiger 10 mg/L. Detta medför att även halterna av aluminium och järn är lite högre än vanligt. Vid de alkaliska förhållanden som föreligger i dessa sjöar förekommer järn nästan uteslutande som partikulärt järn. Eftersom även runt 50 % av aluminium föreligger i partikulär form (ser nedan) är det mycket rimligt att anta att den stor del av fosfor är partikelbunden. Det vore intressant att se hur mycket av fosfor som förekommer i sjöarna under perioden där det inte förekommer algblooming verkligen är biotillgänglig.

2.2 Aluminium i ytvatten

Förekomst av aluminium i ytvatten och särskilt höga halter av oorganiskt aluminium (Ali) är i kombination med låga pH-värden och skador på biologin ett skäl för fortsatt kalkning. Aluminiumhalten varierar mellan 50 och 500 ppb i sjöarna. Halterna skiljer sig inte avsevärt från kringliggande sjöar. Däremot finns det tydliga samband mellan aluminium och fosfor i Växjösjöarna som avvika från de kringliggande sjöarna. Detta tyder på att en stor andel av aluminium och fosfor föreligger i partikulär form (Norra Bergundasjön och andra sjöar Figur 1-3).

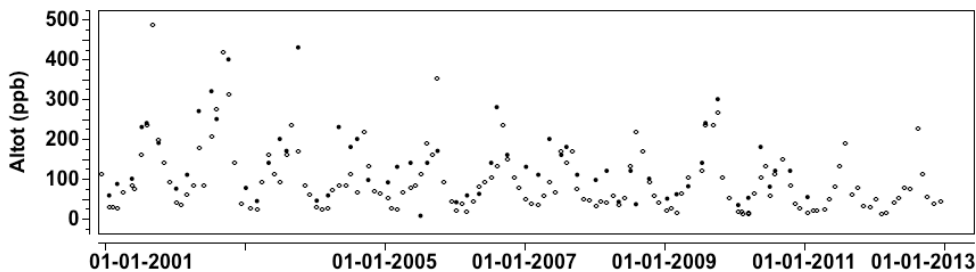


Figur 1: Samband mellan totalhalt aluminium och totalhalt fosfor i de fyra undersökta sjöarna. Trianglar (svart=Norra Bergundasjön utlopp vit=Södra Bergundasjön utlopp); Fyrkant (vit = Trummens utlopp); Cirklar (vit = Växjösjöns utlopp, gamla utloppet fram till 2009 svart = Växjösjöns utlopp)



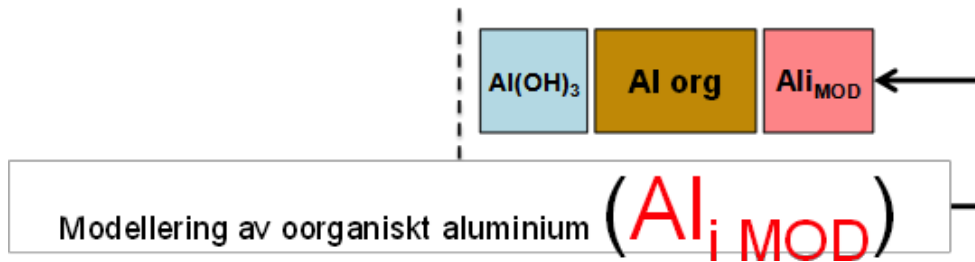
Figur 2: Samband mellan totalhalt aluminium och totalhalt fosfor i urval av sjöarna som ligger i närheten (inom 30km).

Aluminiumhalter sjunker stadigt. De sjunkande värden är förmodligen ett resultat av sjunkande tillskott från kringliggande områden som återhämtas från försurningen samt att tillskottet från reningsverket sjunker, lägre pH vilket i sin tur är kopplad till algbloomingar, och den minskande belastningen från avloppsreningsverket under de senaste 10 åren (jämför Appendix_Figur 1 i Appendix).



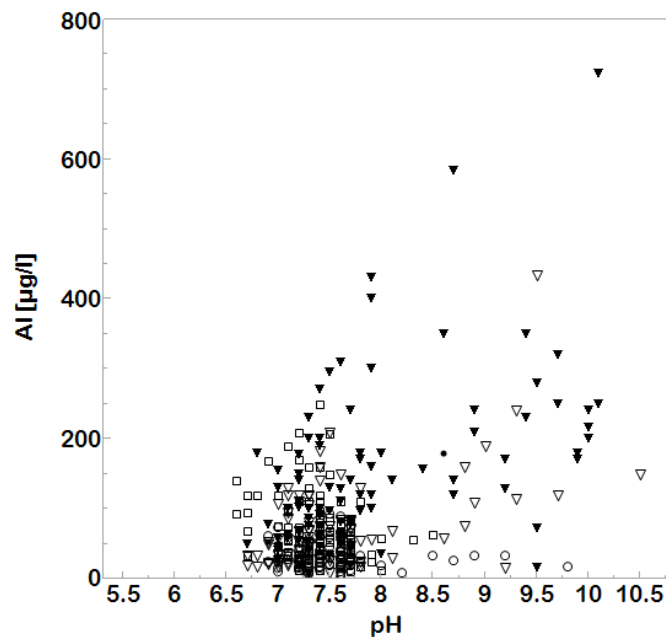
Figur 3: Tidsserie av totalhalt aluminium i Norra Bergundasjön för perioden 2001 till 2013.

Halten oorganiskt aluminium styrs av en rad olika faktorer såsom pH, halten organisk kol och halten fluorid. I en tidigare rapport (Köhler 2011) har en kemisk jämviktsmodell (VisualMinteq, Figur 4) använts för att ta fram modellerade värden för koncentrationerna av oorganiskt aluminium för över 25000 datapunkter. Samma modell används in 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 ($Al_{org} + Al_{MOD}$) samt partikulärt aluminium ($Al(OH)_3$).



Figur 4: Schema över de tre fraktionerna som VisualMinteq beräknar.

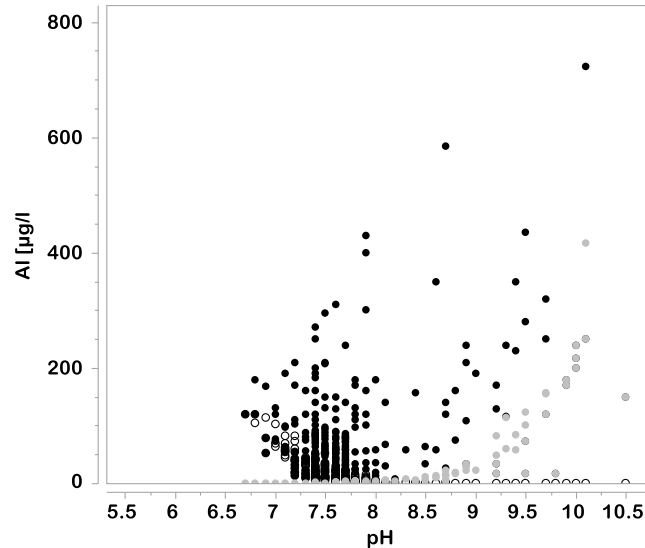
För att kunna beräkna fördelningen av aluminium krävs indata för alkalinitet, TOC, pH, totalhalt järn och aluminium, sulfat och fluorid. Eftersom fluoriddata inte var tillgängliga gjordes en analys av fluoridhalten i kringliggande sjöar. Fluorid antogs vara 0.15ppm vilket motsvarar median koncentrationen av ett tiotal kringliggande sjöar. Nedan redovisas resultatet både av totalhalter i de fyra sjöar som funktion av pH samt resultaten av modellering. I Figur 5 kan man tydligt se den förväntade ökande halt av aluminium under alkaliska förhållanden ($pH > 8$) som orsakas av aluminium hydrolysen ($Al(OH)_4^-$). Det framstår också tydligt att Norra Bergundsjön har högre halter av aluminium än de andra sjöarna vid samma pH (Figur 5).



Figur 5: Samband mellan totalhalt aluminium och pH de fyra undersökta sjöarna. Trianglar (svart=Norra Bergundsjön utlopp vit=Södra Bergundsjön utlopp); Fyrkant (vit = Trummens utlopp); Cirklar (vit = Växjösjöns utlopp, gamla utloppet fram till 2009 svart = Växjösjöns utlopp).

Totalhalten aluminium (Al_{tot}) fördelas mellan organiskt bundet aluminium (Al_{org}) som främst föreligger under förhållanden där pH är under 7, oorganiskt aluminium (Al_i) som främst föreligger under alkaliska förhållanden ($pH > 7$) samt partikulärt aluminium som är differensen mellan Al_{tot} , Al_{org} och Al_i . Man kan se att det föreligger partikulärt aluminium i nästan samtliga prover. Detta tolkas som att det föreligger en fast fas i sjösedimenten

som buffrar aluminium eller att en gibbsit-liknande fast aluminiumfas strömmar in i sjöarna. Modellberäkningar tyder på att minst 30% men även upp till 60% av aluminium kan föreligga som partikulärt aluminium. Detta partikulära aluminium har förmodligen en stor förmåga att binda fosfor och göra det icke biotillgängligt.



Figur 6: samband mellan olika typer av aluminium (Alot (svarta cirklar), Ali (gråa cirklar) och Alorg (vita cirklar)) som funktion av pH för alla data där en modellering kunde genomföras.

Risken för förekomst av Ali under sura förhållanden bedöms som väldigt liten. Däremot kan det förekomma höga halter Ali under alkaliska förhållanden ($\text{pH} > 9.5$). Dessa situationer uppstår i sjöar med mycket hög produktion där vattenfasen har mycket låga halter av kolsyra. Efter behandlingen bör sådana alkaliska miljöer undvikas. Mätningar av andelen aluminium i löst form och partikulärt aluminium bör genomföras för att kunna verifiera modelldata.

I dagsläget är sedimentet i N Bergundasjön så att säga svagt behandlat (Al-rest i utgående renat vatten) vilket visar sig i förhöjda halter Al i sedimentet i kombination med tidvis höga pH-värden. Det kan i sammanhanget nämnas att både utgående Al-rest och pH har minskat markant på senare år. Inga biologiska skador har kopplats till dessa förhållanden. Sjön fungerar trots denna risk för $\text{Al}(\text{OH})_3$ -upplösning som en betydelsefull fälla för aluminium.

2.3 Analys av sedimentkemi för att uppskatta internbelastning

Ett fåtal utvalda sedimentprover har analyserats för näringsämnen bland annat fosfor (både total fosfor samt olika fosforfraktioner), kväve, järn och

en del spårmetaller. I denna studie analyserade man sex olika fosforfraktioner (Figur 7).

Lätt lösligt fosfor	Fe-bunden fosfor	Al-bunden fosfor	Org-bunden fosfor	Ca-bunden fosfor	Rest fosfor
PO ₄	Fe-P	Al-PO ₄	Org-P	Ca-PO ₄	Res-P

Figur 7: Schema av de sex olika fosfor fraktionerna som analyserades i sedimenten. Den nedre linjen anger beteckningen för fosfor fraktionen så att den kan relateras till figuren nedan.

De olika fosforfraktionerna (se beräkningar i Table 1 i Appendix), särskilt de mobila och organiska bunden fosfor fraktionerna, är viktiga för att bedöma den potentiella internbelastningen och för att beräkna en optimal aluminium dos. Mobil fosfor anses vara summan av järnbunden, lätt lösligt, och ”por”-vatten fosfor och kan används för att uppskatta potentiell internbelastning (Tabell 1). Man kan jämföra potentiell internbelastning med värden i Tabell 2 där liknande värden har sammanställts för några sjöar i USA (en del har fått aluminium behandling). Hastigheter av internläckage har beräknats med en modell som predikterar högsta möjliga hastigheter baserat på massan av mobil fosfor i sedimentet enligt Pilgrim et al. (2007).

Tabell 1. Sedimentkemidata och den beräknade potentiella internbelastningen av fosfor. Belastningen av labil organisk fosfor är en skattning av den internbelastningen som baseras på antagandet att allt organisk fosfor bryts ner och omvandlas till mobil fosfor.

Sjö	Prov	Djup (m)	Sed P läckage* (mg/m ² /d)	Medel P läckage** (mg/m ² /d)	Labil Org-P läckage** (mg/m ² /d)
Barnsjön	B1B	2,4	5,1	5,5	1,1
	B2B	3,2	6,0		
Trummen	T3E	2,3	1,8	2,5	2,2
	T34D	2,3	2,1		
	T5B	1,1	3,6		
Växjösjön	V2A	4,1	7,7	10,6	0,4(2,6)†
	V4B	7,5	16,2		
	V4E	3,7	7,9		
S Bergrundasjön	S2H	2,3	9,9	18,0	3,4
	S3B	2,5	12,5		
	S4E	6,8	25,1		
	S4I	3,1	17,1		
	S6H	3,2	25,3		
N Bergrundasjön	N12A	2,8	3,8	4,0	7,2
	N2D	4,6	4,3		
	N4C	4,5	3,9		

*Baserat på de första 10 cm av sedimentkärnan.

**Medelvärden för de olika stationerna, ej areaviktade.

†Inga skillnader mellan bakgrunds och värden i ytsediment för 2 sedimentkärnor. Värden i parentes är den tredje sedimentkärnan.

Både S. Bergrundasjön och Växjösjön har ganska höga potentiella hastigheter för internfosforbelastning, medan Barnsjön, Trummen och N. Bergrundasjön har måttliga eller låga värden. Om man jämför dessa värden med hastigheterna i Tabell 2 kan man se att det finns en ganska stor potentiell internbelastning i S. Bergrundasjön och Växjösjön. Medelvärden dock beräknats med bara 2, 3 eller 5 sedimentkärnor som ger kanske mindre precisa skattningar. Jämförelsen med beräknade internbelastning baserade på vattenkemidata är något svagare men det kan vara svårt att mäta internbelastning direkt i grunda sjöar eftersom sjövattnet blandas ofta under året. Hastigheterna som beräknades baserat på vattenkemidata från 2013 var 13,5, 1,7, och 1,5 mg/m²/d respektive för S. Bergrundassjön, Trummen och Växjösjön.

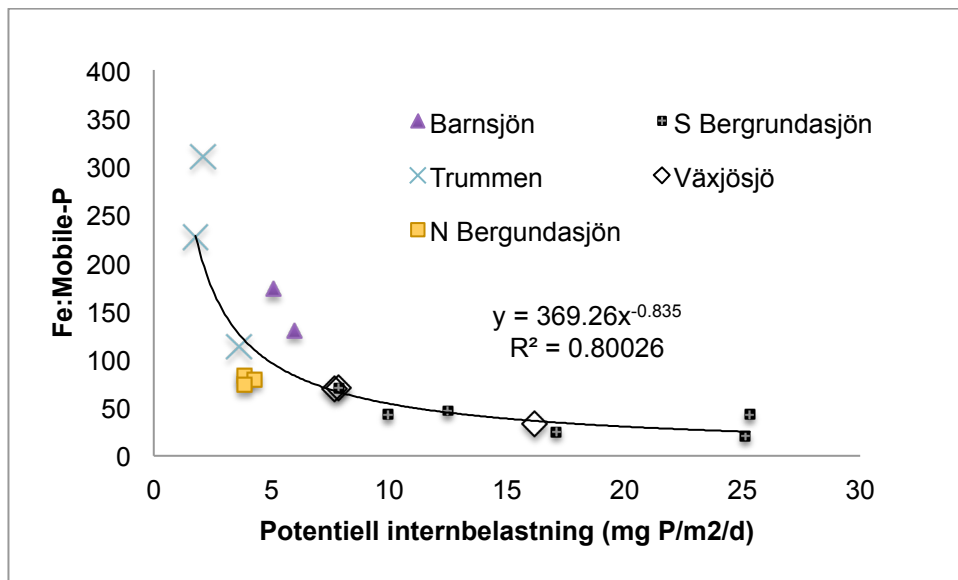
Tabell 2. Potentiella hastigheter av internläckage i några sjöar i USA baserat på mobil fosfor i sediment. *(Huser et al. 2011), **(Pilgrim et al. 2007), †Grund/polymictic. Siffror anger medelvärden medan trofiskt status bredvid baseras på skala.

sjö	Intern P belastning (mg/m ² /d)	Trofiskt status
Isles (pre-alum, deep hole)*†	14.1	Hypereutrophic
Fountain-Dane Bay†	13.6	Hypereutrophic
Twin Lake (by Sweeney)	13.1	Eutrophic
Harriet (pre-alum, deep hole)*	11.1	Mesotrophic
Calhoun (pre-alum, deep hole)*	10.8	Eutrophic
Fish E**	10.5	Eutrophic
Cedar (pre-alum)*	9.3	Eutrophic
Fountain-Edgewater Bay†	9.0	Hypereutrophic
Fountain-Bancroft Bay†	8.1	Hypereutrophic
Fish W**	8.1	Eutrophic
Como**	7.6	Eutrophic
Harriet**	6.9	Mesotrophic
Fountain-Main Bay†	6.8	Eutrophic
North Twin†	6.0	Eutrophic
South Twin†	9.2	Eutrophic
Como-littoral**	5.7	Eutrophic
Calhoun (pre-alum, littoral)**	5.6	Eutrophic
Pickerel Lake†	3.9	Hypereutrophic
White Lake†	3.8	Hypereutrophic
Albert Lea Lake†	3.6	Eutrophic
Parkers**	3.5	Eutrophic
Earley Lake†	2.9	Eutrophic
Phalen**	2.3	Eutrophic
McCarrons (pre-alum)	1.0-3.3	Eutrophic
Bryant	1.2-4.3	Eutrophic
Nokomis**†	1.0	Eutrophic
Minnewashta	0.2	Mesotrophic
Christmas**	0.0	Mesotrophic

Man kan även konstatera att det finns stora mängder labil organisk fosfor i N. Bergrundasjöns sediment vilket är viktigt eftersom labil organisk fosfor kan bli mobil fosfor efter nedbrytning. Vi har beräknat ”läckage” av labil organisk fosfor (baserat på överskott jämfört med de bakgrundshalter som finns i djupare sedimentlager) med de data som finns tillgängliga men detta är dock bara en grov uppskattning eftersom andra analytiska metoder behövs för att kvantifiera denna fraktion. Och läckage i det här fallet inte be-

tyder att organisk fosfor bidrar direkt till internbelastning. Det är bara ett försök att jämma mobil och organisk fosfor. Se Tabell 1 i Appendix för beräkningar av olika fosfor former. Men det är tydligt att det finns mycket labil organisk fosfor i N. Bergundasjön som kan bli mobil fosfor i framtiden. Detta beskrivs ytterligare i sektion 5.

Ett intressant samband upptäcktes även i Växjösjöarnas sediment. Kvoten mellan järn och mobil fosfor korrelerar nämligen negativt med internbelastning i sjöarna (Figur 8). Detta förstärker teorin om att mobil fosfor bidrar till den interna belastningen men att viss kontroll ändå finns under förutsättning att tillräckligt mycket järn finns i sedimentet. Att järn kontrollerar frisättning av fosfor under aerobiska förhållanden är väl känt (Jensen et al. 1992), men även om aerobiska förhållanden funnits hela tiden (vilket de inte gör), skulle internbelastningen fortfarande vara ett problem i dessa sjöar (Växjösjön och S. Bergundasjön) på grund av överskottet av mobil fosfor.



Figur 8: Beräknade internbelastning kontra kvot mella järn och mobil fosfor i Växjösjöarna.

3 Åtgärder för att hantera internbelastning av fosfor

Det finns ett antal alternativ för kontroll av intern fosforbelastning i sjöar och de flesta av dessa beskrivs närmare i Cooke et al. (2005). Alternativen samt hur väl de fungerar diskuteras nedan.

3.1 Hypolimnetic Withdrawal (Avtappning av bottenvatten)

Hypolimnisk avtappning innebär att man direkt avlägsnar fosforrikt bottenvatten. Vattnet avlägsnas och skickas vidare nedströms eller behandlas och återförs till sjön. Fördelen med denna teknik är att man kan avlägsna vatten med höga fosforhalter, med den indirekta fördelen att man tar bort vatten utan syrgas, vilket kan minska potentialen för internbelastning. Det finns dock ett antal nackdelar med denna metod. För det första har syrgasfattigt vatten en stark, obehaglig lukt (ruttna ägg) som orsakas av svavelväte. På grund av lukten måste systemet ofta stängas under sommaren (när internbelastning är störst). För det andra minskar vattennivåerna om vatten inte återförs till sjön, vilket bland annat kan leda till stranderosion. Om vattnet däremot behandlas och återförs till sjön, kan en förhöjd vattentemperatur destabilisera vattenmassan och genom omblandning transportera återstående fosfor i hypolimnion till ytan. Hur lång tid som behövs för att nå en acceptabel nivå av internbelastning är dock svårt att förutsäga utan grundlig undersökning av sediment och modellering av systemet. Det här alternativet är också mindre effektivt i grunda sjöar på grund av polymiktiska förhållanden.

3.2 Fastläggning av fosfor i sediment

Inaktivering av fosfor i sediment innebär att man omvandlar lösligt fosfor till en form som kan finnas kvar i sedimentet över tid. De två element som vanligtvis används är aluminium och järn. Utöver tillsättning av järn behövs i allmänhet att man luftar/syresätter vattnet. Detta görs för att förhindra järnreducering och efterföljande frisättning av fosfor vid låga syrgashalter. Aluminium kräver inte luftning eftersom det inte påverkas av syrgashalter. Båda elementen tillsätts oftast i vattnet där de bildar en fast form, blandas in i sedimentet, och binder sedan tillgängligt fosfor. Båda elementen har använts i ca fyra decennier i sjöar med varierande grad av effektivitet. Ända till nyligen var doseringsmetoderna dåliga och många sjöar (särskilt grunda sjöar) fick därför ett underskott av aluminium vilket ibland lett till alltför kortlivade resultat. Under senare år har dock bättre metoder utvecklats vilket ökat sannolikheten för mer bestående behandlingseffekter. Behandlingslivslängd har varierat från 4 till 21 år i siktade sjöar och från mindre än 1 år till 11 år i grunda sjöar (Welch och Cooke 1999). De studier som gjorts (e.g. Rydin et al. 2000; Huser et al. 2011) visar på att åtgärden ur ett perspektiv har obegränsad livslängd. Det aluminium som tillsätts fastläg-

ger nämligen fosfor i en kvot om vanligtvis ca 1:5 till 1:11 och denna fastläggning är att betrakta som permanent. Om man däremot ser till resultatet i olika behandlade sjöar så kan naturligtvis livslängden vara hur kort som helst på grund av för liten dos i relation till mängden mobiliserbar fosfor i sedimentet eller för hög pågående externbelastning.

En indirekt fördel med inaktivering av fosfor i sediment är att det sker en ökning (eller mindre minskning) av syrgas i bottenvattnet. Detta sker eftersom produktiviteten i sjön (d.v.s. tillväxten av alger) samt nedfallet av organiskt material till sedimenten minskar efter behandling.

Nackdelar inkluderar den allmänna uppfattningen att tillsats av aluminium och järn anses onaturliga kemiska behandlingar även om båda element finns naturligt i både mark och sediment. Eftersom de flesta aluminium och järnsalter är något sura när de läggs till vatten är det viktigt vara försiktig så att sjövattnets pH-värde ej understiger 6,0 eller överstiger 9,0 under behandling. Aluminium kan nämligen vara giftigt vid låga pH-värden (5,5 eller mindre) eller mycket höga pH-värden (>9-9,5). Sådana pH-nivåer återfinns dock i allmänhet endast i försurade eller eutrofierade sjöar.

Kalcium har också använts i sjöar men bindningen till fosfor är mest effektiva vid högre pH-nivåer (> 8) och därför bättre lämpad för användning i våtmarker eller andra system med höga pH-värden. Livslängden på kalciumbehandlingar i sjöar har visat sig vara kort, vanligtvis mindre än två år, förmodligen på grund av låga pH-värden och en upplösning av kalciumfosfor föreningar som följd.

Bentonit leror är en nyare metod som nu används, men mindre är känt om dessa material och en förfining av doseringsmetoderna behövs innan man kan använda dem på ett säkert sätt.

3.3 Biologiskmanipulering

Biologiskmanipulering i detta fall innebär vanligtvis borttagning av stora, bottenlevande fiskarter och inkluderar ibland införandet av rovfiskar. Bottenlevande fiskar ökar överföringen av näringsämnen från sedimentet via exkrement och fysiska störningar av sedimentet. Avlägsnandet av dessa arter har därför visat sig förbättra vattenkvalitet (Driver et al. 2005). Fördelarna med denna metod är jämförelsevis låg kostnad och ett förbättrat fisksamhälle. Utan att fastställa det underliggande problemet (sediment fosfor), kommer dock internbelastningen av fosfor sannolikt att fortsätta på något sätt. Det har också föreslagits att bottenlevande fiskarter skulle kunna minska effektiviteten av metoder som minskar internbelastning (Huser et al. 2014) på grund av störning av sedimentet och en ökning av sediment fosfor tillgänglighet. Hur långsiktig åtgärden är beror till stor del på om den tillfälliga förbättringen (ökad mängd zooplankton och bättre siktdjup mm) har förutsättningar att skapa mer varaktiga förbättringar (ex utökad utbredning av makrofyter).

3.4 Syresättning/luftning

Luftning innebär tillsättning av syre till bottenvatten eller omblandning av vattenmassan som minskar fosforläckage. Det finns ett antal sätt att lufta bottenvattnet i sjöar (Cooke et al. 2005). En fördel är bättre förhållanden för fisk som kräver kallt vatten och höga syrgasnivåer. Luftning har lyckats öka syrgasnivåerna och minskat internbelastningen i ett stort antal fall. I vissa av dessa fall har dock vattenkvaliteten inte förbättrats (och i några fall till och med förvärrats) eftersom den kvarvarande fosfor i bottenvattnet når ytvattnet oftare. Därför måste utformningen av luftningssystem vara mycket exakt, med avseende på mängden luftning som behövs för att hålla sedimentet syresatt och för att förhindra blandning av vattenmassan. Sedimentet måste också ha en tillräckligt hög fosforbindningskapacitet för att förhindra fosforläckage, även under syresatta förhållanden. I sjöar med hög internbelastning är bindningskapaciteten i sedimenten ofta låg och därför skulle antingen järn eller aluminium behöva tillsättas för att minska fosforläckage från sedimenten. Baserat på hittills insamlade sediment data (Figur 8), verkar bindningskapaciteten otillräcklig för att minska internbelastningen av fosfor även om luftning skulle användas i Växjösjöarna.

3.5 Muddring

Muddring innebär fysisk borttagning av fosforrikt sediment från sjön. Den största fördelen med den här metoden är direkt borttagning av fosfor från sjön. Kostnaderna för att muddra sjöar belägna i tätort är dock i allmänhet oöverkomligt höga på grund av lagring och transport av muddermassor, om inte närliggande öppna ytor är tillgängliga för avvattning. Kostnaderna för hydraulisk muddring skulle till exempel typiskt ligga någonstans mellan 5 till 10 euro per kubikmeter men kan nå upp till 50 euro per kubikmeter om specialiserade metoder (på grund av föroreningar eller för att skydda nedströms områden) och/eller långa transporter avstånd krävs. Även om muddring är en effektiv metod är det i många fall inte ett kostnadseffektivt alternativ för att minska internbelastning på grund av de höga kostnaderna jämfört med andra åtgärder.

Muddring har tidigare genomförts i Växjösjöarna med mestadels bra resultat. Muddring är dock troligtvis mindre kostnadseffektiv jämfört med andra åtgärder, särskilt i jämförelse med sediment inaktivering. Muddring är också ett stort fysiskt ingrepp som kan ge både stora momentana och bestående skador.

3.6 Naturlig återhämtning

Sjöar kan återhämta sig från extern fosforbelastning och fosforackumulering i sediment med tiden om antalet externa fosforkällor minskas. Detta är dock särskilt svårt i tätort och återhämtningen kan ta årtionden eller längre (Sas et al. 1990). Det verkar som om Växjösjön (och andra sjöar) återhämtar sig långsamt över tiden, men det är svårt att förutsäga när, eller om, en naturlig

balans återfås med avseende på internbelastning. Även om naturlig återhämtning är det uppenbart billigaste alternativet, är problemet tidsramen för att uppnå ett mål, särskilt när det gäller att uppfylla miljökvalitetsmålen. I Växjösjöarna är den naturliga omsättningstiden mycket lång under sommarhalvåret vilket gör att processen tar mycket lång tid eftersom fosforläckage från sediment sker främst under sommar. Den naturliga återhämtningen som för närvarande sker i Södra Bergundasjön utgör en stor miljöbelastning på nedströms liggande vattenområden.

4 Bedömning av risker med tillförsel av aluminium till sediment

4.1 Aluminium toxicitet

Några omfattande litteraturstudier som summerar de potentiella toxiska effekterna av aluminiumsaltbehandlingar på akvatiska organismer har genomförts (t.ex. Huser och Köhler 2012, Cooke et al. 2005, Pilgrim och Brezonik 2005). Litteratur (ovan) och myndighetsrapporter (se sammanfattning av Huser and Köhler 2012) behandlar akuta och kroniska toxikologiska effekter av bioackumulering av aluminium eller aluminiumhydroxid samt observerade fysiska förändringar av bottensubstratet och relaterade effekter på bottenfaunan.

De flesta studier har genomförts i laboratorier, men det finns även studier från sötvattensjöar och vattendrag som ligger nedströms kontinuerliga behandlingssystem (Cooke et al. 2005). Det verkar finnas en konsensus om att potentialen för aluminium toxicitet för bottenfauna, plankton, och fisk är försumbar om pH ligger i intervallet 6 till 9. I detta pH område har aluminium mycket lågt löslighet eller så är aluminium bundet till organiskt material vilket medför en låg reaktivitet och därmed låg biotillgängligheten av aluminium.

4.1.1 Faktorer som påverkar aluminium lösligheten

Några av de viktigaste potentiella faktorer som har påverkat aluminiumbehandlingar i sjöar är låg buffring samt eller i kombination med en begränsad vattenvolym, jämförelsevis högt pH, och resuspension av sediment.

I grunda sjöar med låg alkalinitet, kan tillsats av aluminiumsalter öka risken för försurning eftersom aluminium hydrolyserar i vatten och producerar H^+ joner. Lågt pH ska undvikas då aluminium lösligheten ökar (Appendix_Figur 2 i Appendix) med sjunkande pH. Buffrade former av aluminium kan användas (t.ex. Natriumaluminat). Eftersom lösligheten av aluminium är lägst vid ett pH på runt 6,5 (Stumm och Morgan 1996 och **Error! Reference source not found.** i Appendix) kan man tolerera en viss pH sänkning i väl buffrade sjöar. En stor del av problemen kan undvikas genom att använda sig av injektionsapplikationer där aluminium tillsätts direkt i sedimentet. Dessa behandlingar är i allmänhet dyrare, men ger en viss säkerhet vid användning av buffrade föreningar.

Vid för höga pH värden ökar aluminium lösligheten (**Error! Reference source not found.** i Appendix). I de flesta fall orsakas förhöjda pH värden ($pH > 9$) i sjöar av växtplanktonproduktion och upptag av CO_2 . Lösligheten av fosfor i vatten kontrolleras av vilken typ av fastfas som föreligger i sedimentet. Föreligger det variscite (jämför Appendix_Figur 3 i Appendix) så kan fosfor lösligheten vara mycket höga även när pH är nära 7 för att sedan

stiga med stigande pH. Föreligger fosfor dock i adsorberat form så är lösligheten troligen mycket lägre. Enligt Manning och Goldberg (1996) så binds fosfor kraftigt till gibbsit under alla förhållanden där pH är under 8. Stiger pH över 8 släpps dock fosfor ut i vattenfasen. Detta understryker viktigheten att kontrollera pH värdet i sedimentet och nödvändigheten att utföra mera kontrollerade laboratorieförsök.

Resuspension av aluminium behandlade sediment borde sannolikt inte leda till en förhöjd aluminium löslighet. Även om aluminium bunden fosfor flyttas upp till vattenmassan är det fortfarande av partikulär form (Steinman et al. 2004). Resuspensionen kan begränsas om $\text{Al}(\text{OH})_3$ flockar får åldras i två till fyra månader efter behandling (Egemose et al. 2009). Om pH i vattenfasen är högre än 7 så ökar teoretiskt lösligheten av AlPO_4 (**Error! Reference source not found.** i Appendix) om resuspension sker. Samma teoretiska jämviktsberäkningar (**Error! Reference source not found.**, **Error! Reference source not found.** och **Error! Reference source not found.** i Appendix) antyder dock att aluminium lösligheten förblir låg om det finns både gibbsit och AlPO_4 i sedimentet. Det finns inte mycket information i litteraturen om detta, men Rydin och Welch (1999) visade att det inte fanns något betydande fosforläckage från nyutfälld $\text{Al}(\text{OH})_3$ vid ett pH på 9,5 under 12 timmar. Roncalo och Oelkers (2011) anger hastigheter med vilken AlPO_4 kan lösas upp som funktion av pH även under alkaliska förhållanden.

4.1.2 Aluminium ackumulation i fisk

Det finns bara ett fåtal studier som har följt upp ackumulation av aluminium i fisk efter aluminium behandlingen i vattenfasen. Denna studie kan därför inte direkt jämföras med den planerade sedimentbehandlingen. Wauer och Teien (2010) undersökte hur halten av aluminium påverkades i fiskgälar av olika fiskarter i alkaliska inlandsjöar som behandlats med Na-Aluminat. De kom fram till att mört (*Rutilus rutilus*), brax (*Abramis brama*) och silverkarp (*Hypophthalmichthys molitrix*) inte påverkades medan förhöjda aluminium halter i fiskgälar av abborre (*Perca fluviatilis*) kunde konstateras. Dessa forskare rekommenderade att följa upp denna observation.

I denna studie gjordes även mätningar av reaktivt aluminium (PCV-Al pyrocatechol reaktivt aluminium) i vattenfasen både innan och efter aluminium behandlingen. I deras dataset fanns dock bara en datapunkt att tillgå innan behandlingen vilket kan göra resultaten otillförlitliga. Medan Exley (1996) inte kunde se en förhöjd toxicitet på fisk i vatten med höga aluminiumhalter och höga pH värden så konstaterade Gundersen (1994) fisktoxicitet.

Litteraturen är överens om att polymerisation av aluminium i vattenmassan är toxisk och bör under alla omständigheter undvikas. En polymerisation kan förekomma om aluminium löses upp och förs in i alkaliska miljöer. Som det beskrevs i föregående kapitel bör därför kemiska förhållanden som leder till hög aluminium löslighet undvikas.

4.2 Andra potentiella effekter och risker

Det finns andra potentiella risker som kan påverka aluminium behandling i sjöar. Framförallt har behandlingar i grunda sjöar med element som binder fosfor inte lyckats i samma utsträckning som behandlingar i djupare, siktade sjöar. Några faktorer som kan påverka huruvida en behandling lyckas eller inte är: begränsad buffertkapacitet, resuspension av sediment, bottenlevande fisk, och makrofyter. Dessa och andra potentiella problem beskrivs nedan.

4.2.1 Makrofyter

Makrofyter kan klyva fosfor från olika fosforföreningar i sedimentet (Bostrom et al. 1982) och så småningom transportera fosfor i sediment till vattenmassan via scenescense och nedbrytning av organiskt material. Detta är dock en naturlig process och kommer inte i sig att leda till övergödning.

I vissa fall ökar densiteten av makrofyter, och i många fall ökar mängden av makrofyter efter en minskning av fosforhalter i sjöar. Ibland sker det ganska snabbt (Newman et al. 2004) men det kan också ske långsamt eller visa minimal effekt (Hilt et al. 2006). Ett antal faktorer kan påverka etableringen av makrofyter efter restaurering såsom relativa förändringar i vattnets klarhet före och efter behandling, fröbank status och fysisk sedimentstörningar (t.ex. vågor och bottenlevande fiskarter). En sammanfattning av Hilt et al. (2006) visade att uppskattningar av ändringar i makrofytsamhället är svårt eftersom det finns många, komplexa faktorer som driver förändringen.

Det finns inte många studier som visar makrofytt-data efter aluminiumbehandlingar baserade på mobil sediment fosfor. Kohlman Lake (USA) är en sjö som behandlades med aluminium (baserat på mobil fosfor i sedimentet) och visade en ökning av inhemska arter efter behandling, både med avseende på mångfald och täckning. Aluminium behandlingen gjordes dock i samband med en herbicid-behandling för att minska Eurasian watermilfoil (*M. spicatum*) och Curlyleaf pondweed (*P. crispus*) (två exotiska arter i USA, Barr 2014a) vilket gör det svårt att säga om det var aluminium- eller herbicid-behandlingen (eller båda) som ledde till ökningen. Total-fosfor och klorofyll minskade och vattnets klarhet förbättrades markant efter behandlingen, så förbättrad vattenkvalitet hade troligtvis en positiv effekt på växtsamhället i sjön.

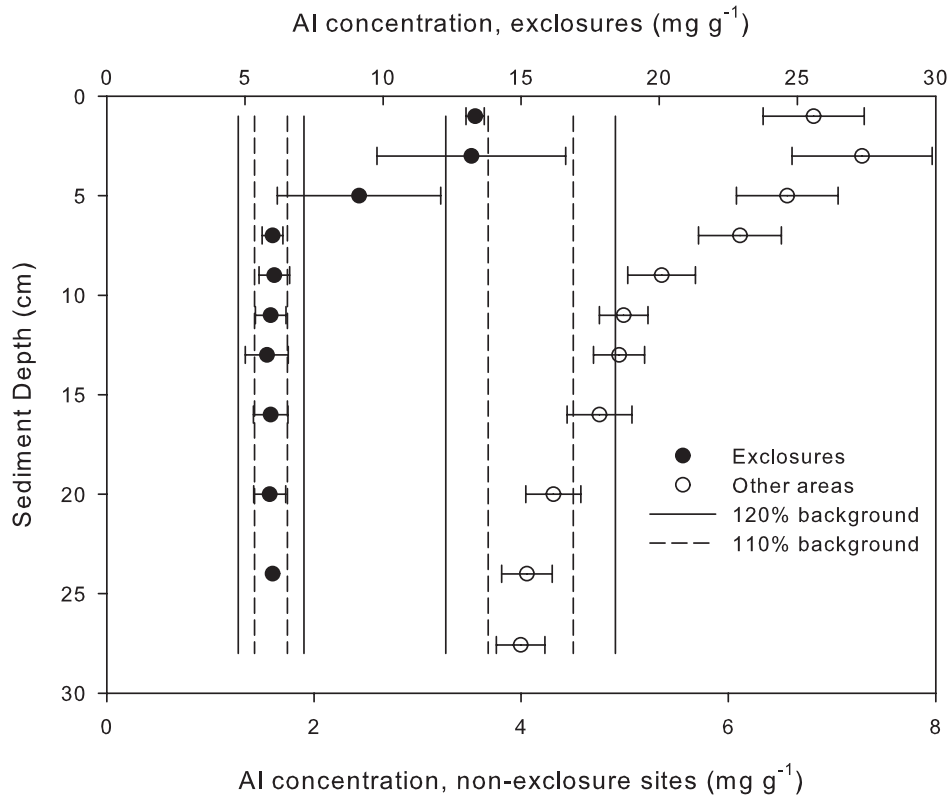
Long Lake (USA) är skiktad med stora grunda zoner runt ytterkanten. Sjön behandlades med aluminiumsulfat under 2008 och 2009 (återigen baserat på mängden mobil fosfor i sedimentet) och det maximala djupet för makrofytväxtlighet verkade öka på grund av ökad vattenklarhet. Detta var dock en kvalitativ visuell bedömning som möjligtvis kan ha påverkats av förbättrad vattenklarhet (d.v.s. fler växter kan ses på grund av ökad vattenklarhet) (Kevin Menken, personlig kommunikation). Mångfald och diversitet i makrofytsamhället ökade dock från 2010 till och med 2013 (Barr 2014b).

Även i detta fall behandlades små delar av sjön med herbicider för att minska *M. spicatum* och *P. crispus*.

4.2.2 Bioturbation

Effekterna av bottenlevande fiskar (och andra arter) på sedimentblandningsdjup och fosfortillgänglighet är generellt dåligt dokumenterade, särskilt med tanke på den stora geografiska utbredningen av karp (Koehn 2004, Bajer and Sorensen 2010). I laboratoriestudier har Karp visats vara den art som gräver djupast bland europeiska bottenlevande fiskarter (Nikolsky 1963). Även små (< 30 cm) individer har visat sig kunna gräva upp till 15 cm i sedimentet och större karp kan troligtvis gräva ännu djupare (Nikolsky 1963). Andra forskare har visat att blandningsdjupet i sjöar med karp och braxen kan nå 12 cm (Alikunhi 1966). Ritvo et al. (2004) visade att karp endast grävde 3-5 cm men sedimentdensiteten i det här fallet var mer än dubbelt så stor som i vanliga organiskt rika sediment (Håkanson and Jansson 1983) vilket kan begränsa karpens grävande. Storlek och densitet av karp kan också påverka förändringar i sedimentblandningsdjup orsakade av födosök (Zambrano et al. 2001).

Bottenlevande fiskarter kan dramatiskt förändra ekosystemen funktion, särskilt i grunda sjöar. Vissa arter, såsom karp och braxen, har betraktats som "ekosystem ingenjörer" eftersom de har en så stor påverkan på akvatiska system. Även om dessa fiskar har visat sig påverka näringsomsättning i sjöar kraftigt (Weber et al. 2009, Driver et al. 2005) vet vi fortfarande väldigt lite (förutom via exkretion) om hur de påverkar överföringen av fosfor från sediment till vattenmassan. En nyligen genomförd forskningsstudie av Huser et al. (2014) visade dock att karpaktiviteten (genomsnittlig storlek och densitet var 3,4 kg och 180kg/ha, respektive) ökade sedimentblandningsdjupet från 5 cm till mellan 13 och 16 cm baserat på en enclosure studie efter tillsats av aluminium till sedimentet (Figur 9). Aluminium används för att uppskatta sedimentblandningsdjup av karp och den potentiella ökningen av tillgängligt fosfor som kan frigöras till vattenmassan.



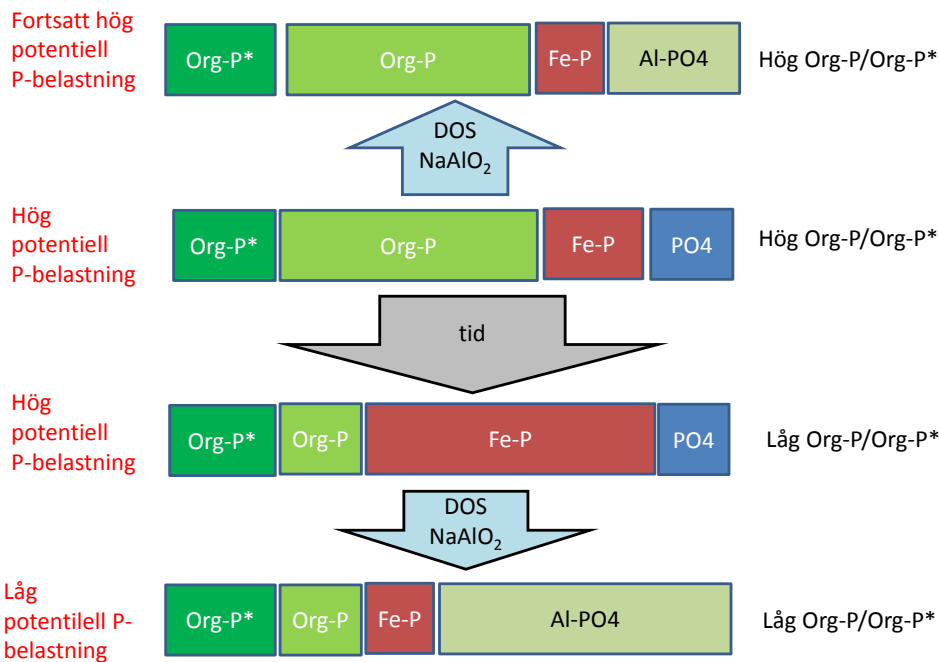
Figur 9: Mean and SE for aluminium concentrations in sediment at exclosure (without carp) and non-exclosure areas with carp. Vertical dashed and solid lines represent 110% and 120% of background, respectively (Huser et al. 2014).

Ökningen av sedimentblandningsdjup ökade mängden av potentiellt tillgängligt fosfor i sedimentet med 55-198%, beroende på läge i sjön. Således kommer det ökade blandningsdjupet som orsakas av karp också öka fosfortillgängligheten i vattenmassan. Denna ökning bör övervägas för effektiv hantering av internbelastning i sjöar. Medel och maxdjup och area på Kohlman är 0,9 m och 2,7 m och 79 hektar, respektive, så den liknar Växjösjöarna något. Sedimentdensiteten är också lika för båda sjöarna.

4.2.3 Aluminiumdosering

4.2.3.1 Fosforkällor och dosering

I beräkningen av aluminiumdosen måste man ta hänsyn till fördelningen av de olika fosforfraktionerna samt att man måste ha god kunskap om hur de olika fosforfraktionerna kan förändras över tid. I konceptuella figuren nedan redovisas schematiskt hur samma aluminiumdos kan resultera i olika resultat beroende på hur fosforfraktionerna fördelar sig (Figur 10)



Figur 10: Konceptuell schema om hur fördelningen av olika fosfor-fraktionerna kan påverka resultatet av sedimentbehandling med NaAlO_2 .

Aluminiumdosering har avancerat under de senaste decennierna och har ändrats från alkalinitet baserad dosering till dosering baserat på mobil fosfor. Det är nu möjligt att uppskatta en aluminiumdos som kommer att konvertera en känd mängd mobil fosfor till aluminiumbunden fosfor om man vet mängden av mobil fosfor och sedimentblandningsdjupet. Doseringsmodeller för aluminiumbehandling är dock generellt baserade på icke-humussjöar. På grund av risk för störningar i bindningen mellan fosfor och aluminium på grund av organiskt material (Lind och Hem 1975, de Vicente et al. 2008b) kan experiment där aluminium tillsätts behövas för att avgöra om förhöjda humushalter minskar aluminiumets bindningsstyrka i Växjösjöarna.

4.2.3.2 Aktivtdjup, kristallisering, och rumslig variabilitet

Ytterligare två problem kvarstår när det gäller beräkning av doser för hantering av den interna fosforbelastningen: en uppskattning av det aktiva sedimentdjupet samt beräkning av halten av labil organisk fosfor som bryts ned över tid och omvandlas till mobil fosfor. Det aktiva sedimentdjupet uppskattas genom att analysera mobil fosfor i sedimentkärnor vid 1, 2 eller 5 cm intervall, beroende på sjö. Det kan fortfarande vara svårt att uppskatta det aktiva sedimentdjupet om till exempel en sjö nyligen har muddrats. Men rörligheten hos den mobila fosforfraktionen är vanligtvis ganska stark så i de flesta fall är detta inte ett problem. Som tidigare noterats, uppskattade vi det aktiva sedimentdjupet till 10 cm för Växjösjöarna, men detta är bara en grov uppskattning och kan i några fall vara fel. Med tanke på de sedimentin-

tervaller som nu finns, kan det uppskattade djupet endast betraktas som en god gissning.

Labil organisk fosfor måste också tas med i beräkningen, men det kan vara riskabelt att tillsätta tillräckligt mycket aluminium för att binda denna fraktion. Detta beror på att det tar lång tid för denna fosforfraktion att brytas ned. Om man tillsätter aluminium för att binda denna fraktion börjar det att kristallisera vilket minskar bindningseffektiviteten mellan aluminium och fosfor om det finns ett överskott av aluminium (de Vicente et al. 2008a). Det behövs därför tas fram en plan för hur man ska hantera denna fraktion om den utgör en väsentlig del av fosformassan.

Med de nyare framstegen i aluminiumdosering baserad på uppskattning av mobil fosfor i sedimenten (Rydin och Welch 1999, de Vicente et al. 2008b, Huser och Pilgrim 2014) är kristallisering (nämnt tidigare) en annan fråga som kan vara ett problem om nyligen bildade $\text{Al}(\text{OH})_3$ mineralen kristalliseras innan den kommer i kontakt med fosfor. Detta kan ske i sjöar med höga aluminiumdoseringar eller i sjöar med brantare sediment backar där translokation av aluminium kan inträffa och då binder aluminium mindre fosfor (Huser 2012). Ett enkelt sätt att lösa detta problem är att dela upp behandlingar under ett antal år, men det finns inget sätt att avgöra hur länge man ska vänta mellan behandlingarna förutom att övervaka vattenkvaliteten och/eller sedimentet. Det är möjligt att uppskatta den aluminiumdosering som krävs för att uppnå en önskad bindningseffektivitet, men ingen vägledning ges med avseende på väntetiden mellan behandlingar.

Slutligen bör rumslig variabilitet av mobil fosfor redovisas där aluminiumsalter tillsattes till sjöar för att minska internbelastningen. Som framgår av Tabell 3 varierar koncentrationen av mobil fosfor i sedimenten väldigt mycket inom sjöarna vilket innebär att hastigheterna av fosforläckaget också varierar med denna mängd. Bättre rumslig upplösning kommer att hjälpa förfinna doseringarna och låta applikatorn rikta in sig på fosforrika områden samtidigt som överskottet av aluminium till områden med låga fosforhalter minimeras.

4.2.3.3 Tillsättningsmetoder

Det finns två olika metoder för att tillsätta aluminium i sjöar: spridning i vattenfasen eller injektion direkt i sedimentet. Båda metoder kräver att man tar hänsyn till den rådande vattenkemin. Injektionen har några fördelar. Den största fördelen är att den direkta påverkan på vattenlevande organismer minskas betydligt. Detta borde vara ett tungt argument om det finns rödlisade organismer i sjöarna. Den andra är att aluminiumhydroxid som bildas troligtvis stannar kvar i sedimentet istället för att dessa partiklar sväva upp och sprids till sediment i djupare områden. Det är också möjligt att bindningseffektivitet mellan aluminium och fosfor ökar men det finns inga data som kan stödja detta argument.

En nackdel är att injektionen möjligtvis stör bottenfauna under behandlingen mer än en vad än en ytbehandling skulle göra. En till nackdel är att kostnaden kan vara högre vilket i sin tur kanske kommer att begränsa mängden aluminium som kan komma till användning för att binda upp fosfor. Blandning av mobil fosfor i djupare sedimentlagrar är också möjligt, vilket kan kanske ökar mängden aluminium som behöver tillsättas.

Vi bedömer att under de rådande förhållandena att den dyrare injektionsmetoden kanske inte är att föredra. Spridning i vattenfasen kan kanske användas eftersom vattenkemi antyder att sjön är tillräckligt buffrad särskild om man överväger att använda sig av en buffrad Na variant vid aluminiumtillsats eller flera mindre doseringar. Det borde diskuteras vidare. Vi bedömer att planktonen kommer att återhämta sig inom några veckor. Genomför man aluminiumtillsatsen under höstperioden bör även denna effekt kunna minimeras.

4.3 Risk och förhållanden i Växjösjöarna

Av alla osäkerheter som belyses i denna rapport så bedöms att pH förändringar och beräkningen av den korrekta aluminium dosen som störst. Vi bedömer att pH värdet borde kunna kontrolleras genom att man använder sig av buffrade aluminiumföreningar samt att man kontinuerligt följer upp pH utvecklingen under behandlingen. pH-värdet ska helst hållas inom området 6 till 7 för att maximera fosfor bindningen samtidigt som man minskar de möjliga riskerna med förhöjda aluminiumhalter i vattenfasen. För att kunna minska osäkerheten med aluminiumdoseringen förslår vi att ett mindre antal sedimentkärnor ska tas. Dessa kan användas för att mera exakt kunna skatta det aktiva sedimentdjupet, den labila mängden organisk fosfor samt få en bättre uppfattning av den rumsliga variationen i sedimentet (viktigaste). Vi bedömer att beräkningar av de olika fosforkällor till sjöarna som gjordes av ALcontrol är korrekta. De externa fosforkällor borde reduceras så mycket som möjligt innan man sätter igång med en aluminiumbehandling. Detta borde säkerställa en långvarig positiv resultat av behandlingen

För att kunna undvika en minskning av fosforbindning över tid som lär sker pga av kristallisation av aluminiumhydroxid över tid bör man beräkna hur dosering ska delas upp i olika faser. Om man upprepa deldoseringar efter några år lär man få bukt med mineraliseringen av organisk fosfor i sedimentet som annars kan bidrar till fosfor spridningen i sjön. Vi bedömer att en undersökning som kan i alla fall grovt skatta förekomst av bottenlevande fisk kan vara värdefull. Detta kommer att underlätta beräkningen av doseringen eftersom bottenlevande fisk lär påverka det aktiva djupet.

Tidspunkten av behandlingen kan minska både effekterna på biota så som förekomst av resuspenderade aluminiumflockar. Vi föreslå därför en höstbehandling. Under behandlingen ska pH kontrolleras samt att temperaturen bör ligga över 10 grader eftersom flockbildningen är bättre.

5 Bedömning av förutsättningar för en långsiktig fastläggning av mobiliserbar fosfor

Aluminiumbehandlingar i grunda sjöar har i allmänhet haft mindre lyckade resultat med kortare behandlingstid jämfört med djupa, skiktade sjöar. Vi sammanfattar de faktorer som ligger till grund för skillnaderna i resultat mellan dessa sjötyper nedan och relaterar dem till förhållandena i Växjösjöarna.

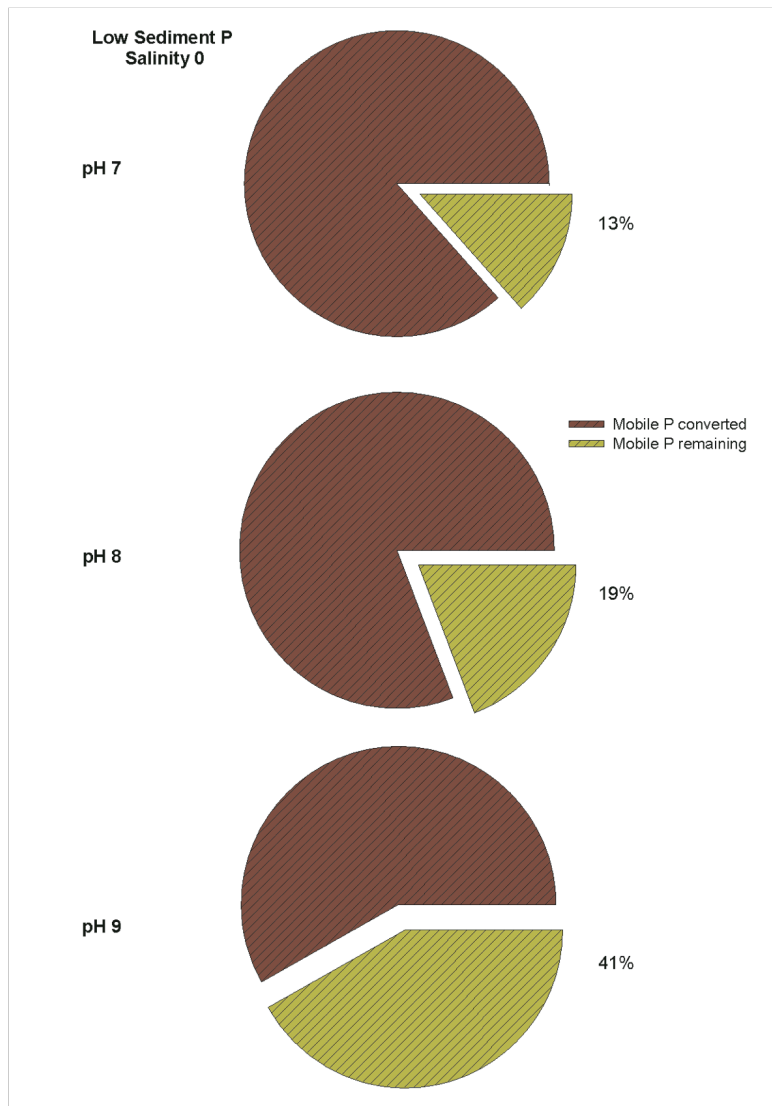
5.1 Organisk fosfor

Eftersom grunda sjöar har en relativt stor del av fosfor i sedimenten bundet till organiskt material, är det möjligt att bindningseffektiviteten kan påverkas negativt om kristallisering (som nämns i avsnitt 4.2.3) sker eftersom aluminium kommer att kristalliseras snabbare än fosfor kommer att släppas från det organiska materialet.

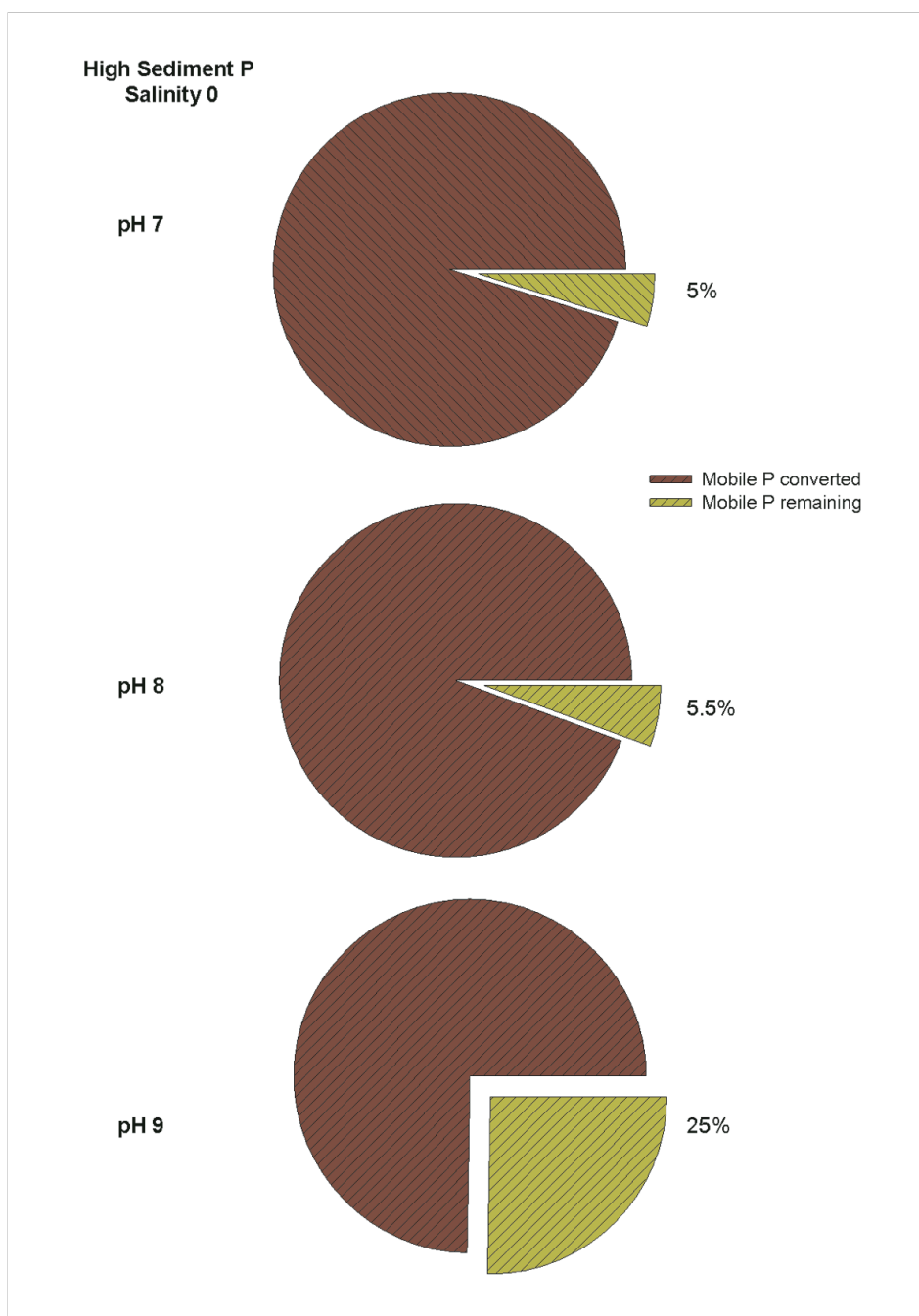
5.2 Kemiska förhållanden under och efter behandling

Begränsad buffertkapacitet och låg alkalinitet i vissa sjöar har lett till att man tillsatt lägre doser i grunda sjöar. Eftersom aluminium är en svag syra vid tillsatt till vatten, krävs tillräcklig buffringkapacitet. Men, även i sjöar med lågt alkalinitet kan en aluminiumtillsatts fungera bra om man begränsa mängden eller använda buffrade föreningar (Welch and Cooke 1999, Rydin et al. 2000). Växjösjöarna har måttlig till hög alkalinitet, och därmed finns det mindre risk för problem på grund av låg alkalinitet. Sjöarna är dock grunda så man bör ta hänsyn till vattenvolymen och buffrade föreningar kan behövas om inte mindre doser tillsätts över tiden.

pH-värdet under behandling bör inte vara för högt. Nyligen genomförda studier (t.ex. Huser 2013) har visat att när pH når 8 eller högre under applicering, minskar bindningen mellan aluminium och fosfor avsevärt (Figur 11 och 12). Detta är inte förvånande eftersom lösligheten av aluminium är lägst vid ca pH 6,5 och ökar med lägre eller högre pH (Stumm och Morgan 1996). Det är viktigt att beakta detta särskilt vid behandling av grunda sjöar med förhöjt pH nära gränssnittet mellan sediment och vatten.



Figur 11: Change in mobile P inactivation after Al addition as pH increases from 7 to 9 in sediment with initial mobile P mass 0.25 g/m²/cm.



Figur 12: Change in mobile P inactivation after Al addition as pH increases from 7 to 9 in sediment with initial mobile P mass 1.7 g/m²/cm.

5.3 Interna och externa fosforkällor

Massan av fosfor som frigörs under internbelastning kan vara relativt liten jämfört med externa källor och låg omsättningstid kan begränsa effekten av minskad internbelastning på vattenkvaliteten (t.ex. Cooke et al. 2005 Huser et al. 2011). Medan de genomsnittliga omsättningstiderna i Växjösjöarna är låga (dvs. mindre än ett år) så ökar de under sommaren på grund av mins-

kade flöden till sjöarna. Dessutom föreslår en modellering som gjorts av ALcontrol att den interna belastningen i Växjösjön och S. Bergrundasjön är en väsentlig del den totala fosforbelastningen i sjöarna och kan öka fosforhalterna i ytvattnet. Ytterligare modellering av effekten av minskad internbelastning i dessa sjöar kan ge en bättre uppfattning om framtida förändringarna i fosforkoncentration under året.

6 Syntes

6.1 Konsultarbete

Vi kunde bekräfta de fosforberäkningar som utfördes av ALcontrol med hjälp av Vollenweidermodellen. Våra egna beräkningar tyder på att omsättningstiden kan vara en av de stora osäkerhetsfaktorerna. Reducerade flöden kan leda till betydligt högre fosfor värden.

Observationerna av vattenkemi I N. Bergundasjön (sambanden mellan aluminium och fosfor; Figur 2) och sambanden mellan sjunkande aluminium i sjön samt sjunkande koncentration i reningsverkets utlopp kan tyda på att bara en liten del av fosfortillförsel bidrar till övergödningen. Detta skulle i så fall tyda på att den interna belastningen är ännu större. Vollenweider beräkningarna antyder att ett reducerat inflöde från reningsverket in till sjön skulle leda till mycket högre fosfor koncentrationer. En mera noggrann analys av hur mycket fosfor som reningsverket verkligen släpper ut och som är tillgängligt kan underlätta beslutet om hur man ska hantera situationen med reningsverket.

6.2 Rekommendationer

Nedan gör vi ett antal rekommendationer för både före och efter en aluminiumbehandling för att säkerställa en framgångsrik, långvarig reduktion av internfosforbelastning i Växjösjöarna. Dessa rekommendationer kommer att både minska risken och förbättra beräkningen och kostnadskontroll för aluminium tillsättning i dessa sjöar.

- Insamling och analys av vattenmassan och sedimentprover (om det inte finns gammalt sediment kvar) för aluminium för att bestämma förbehandlingsförhållanden
- Insamling och analys av kompletterande sedimentkärnor för en mer detaljerad (med en eller två cm intervaller) analys av mobil fosfor för att kunna göra en bättre uppskattning av effektiv aluminiumdos och därmed uppnå behandlingsmålen på ett kostnadseffektivt sätt.
- Analys av labil organisk fosfor i sedimentkärnorna för att kunna uppskatta dess framtida bidrag till den mobila fosforfraktionen.
- Kemisk modellering för att skatta förändringar i vattenkemi och buffringsförmåga efter tillsats av aluminiumsalt.

Rekommendationer som är mindre viktiga men som bedöms relevanta är

- Ett antal kontrollerade laboratorieförsök där man studerar lösligheten av aluminium och pH under förhållanden som liknar en behandling i Växjösjöarna.

- Bestämning av löst ($< 0.45 \mu\text{m}$), PCV (pyrocatechol reaktivt) och partikulärt aluminium samt löst och partikulär fosfor i sjön och i utloppet av reningsverket.

7 Referenser

- Alikunhi K.H. 1966. Synopsis of biological data on common carp (*Cyprinus carpio* (Linnaeus)), 1758: Asia and the far east.
- Bajer, P. G. and P.W. Sorensen. 2010. Recruitment and abundance of an invasive fish, the common carp, is driven by its propensity to invade and reproduce in basins that experience winter-time hypoxia in interconnected lakes. *Biological Invasions* 12: 1101–1112.
- Boström, B. and K. Pettersson. 1982. Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *Hydrobiologia* 91-92:415-429.
- Cooke, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson, and S. A. Nichols. 2005. Restoration and management of Lakes and Reservoirs. 3rd edition. CRC Press, Boca Raton.
- 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.
- de Vicente, I., H. S. Jensen, and F. O. Andersen. 2008b. Factors affecting phosphate adsorption to aluminum in lake water: Implications for lake restoration. *Science of the Total Environment* 389:29-36.
- Driver, P. D., G. P. Closs, and T. Koen. 2005. The effects of size and density of carp (*Cyprinus carpio* L.) on water quality in an experimental pond. *Archiv Fur Hydrobiologie* 163:117-131.
- Egemose, S., G. Wauer, and A. Kleeberg. 2009. Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. *Hydrobiologia* 636:203-217.
- Exley C, Wicks AJ, Hubert RB, Birchall JD. 1996. Kinetic constraints in acute aluminium toxicity in the Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *J Theor Biol*; 179(1):25–31.
- Gerlinde Wauer, Hans-Christian Teien. 2010. Risk of acute toxicity for fish during aluminium application to hardwater lakes. *Science of the Total Environment*. vol. 408, no. 19, pp. 4020-4025.
- Gundersen DT, Bustaman S, Seim WM, Curtis LR. 1994. pH, hardness, and humic acid influence aluminum toxicity to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in weakly alkaline waters. *Can J Fish Aquat Sci*; 51(6):1345–55.
- Hilt, S., E. M. Gross, M. Hupfer, H. Morscheid, J. Mählmann, A. Melzer, J. Poltz, S. Sandrock, E.-M. Scharf, S. Schneider, and K. van de Weyer. 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 36:155-171.
- Huser, B.J., Bajer, P.G., and Soresen, P.W. 2014. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and phosphorus availability in a shallow lake. Submitted to *Hydrobiologia*.

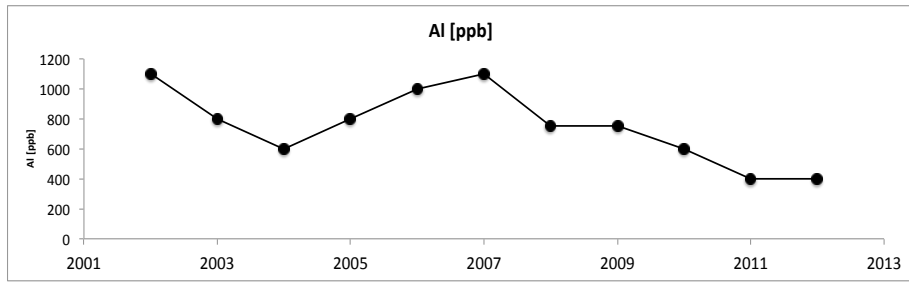
- Huser, B., P. Brezonik, and R. Newman. 2011. Effects of alum treatment on water quality and sediment in the Minneapolis Chain of Lakes, Minnesota, USA. *Lake and Reservoir Management* 27:220-228.
- Huser, B. J. 2012. Variability in phosphorus binding by aluminum in alum treated lakes explained by lake morphology and aluminum dose. *Water Research* 46:4697-4704.
- Huser, B.J. 2013. Phosphorus binding by aluminium in sediment: A tool for restoring water quality in the Baltic Sea and other brackish surface waters. *SLU Rapport* 2014:05. 35pp.
- Huser, B. J. and K. M. Pilgrim. 2014. An empirical model for predicting aluminum bound phosphorus formation in lakes after aluminum addition to lake sediment. *Water Research* in review.
- Håkanson L. and M. Jansson. 1983. *Principals of lake sedimentology*. Berlin: Springer-Verlag.
- Koehn, J. D. 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. *Freshwater Biology* 49:882-894.
- Jensen, H. S., P. Kristensen, E. Jeppesen, and A. Skytthe. 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235-236:731-743.
- Lind, C. J. and J. D. Hem. 1975. Effects of organic solutes on chemical reactions of aluminum. U.S. Geologic Survey.
- Pilgrim, K. M. and P. L. Brezonik. 2005. Treatment of lake inflows with alum for phosphorus removal. *Lake and Reservoir Management* 21:1-9.
- Pilgrim, K. M., B. J. Huser, and P. L. Brezonik. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water Research* 41:1215-1224.
- Ritvo G., M. Kochba and Y. Avnimelech. 2004. The effects of common carp bioturbation on fishpond bottom soil. *Aquaculture* 242: 345-356.
- Roncal-Herrero, T. and Oelkers, E.H. 2011. Does variscite control phosphate availability in acidic natural waters? An experimental study of variscite dissolution rates. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 75, 416-426
- 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.
- 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.
- 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.
- Steinman, A., Rediske, R., and Nemeth, L. 2004. Internal phosphorus loading in Spring Lake: Year 2. Technical report accessed on 09-03-2014 (<http://scholarworks.gvsu.edu/scitechreports/4/>).

- Stumm, W. and J. J. Morgan. 1996. *Aquatic Chemistry*. 3rd edition. John Wiley and Sons, Inc, New York.
- Weber, M. J. and M. L. Brown. 2009. Effects of Common Carp on Aquatic Ecosystems 80 Years after “Carp as a Dominant”: Ecological Insights for Fisheries Management. *Reviews in Fisheries Science* 17:524-537.
- Welch, E. B. and G. D. Cooke. 1999. Effectiveness and Longevity of Phosphorus Inactivation with Alum. *Lake and Reservoir Management* 15:5-27.
- Zambrano, L., M. Scheffer, and M. Martinez-Ramos. 2001. Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94:344-350.

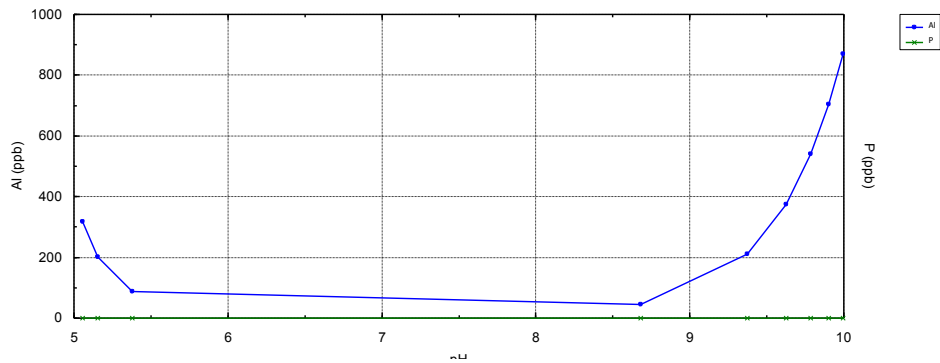
8 Appendix

Tabell 1. Fosforfraktioner (medelvärden av översta 10cm i sedimentkärnor) i Växjösjöarnas sediment. Värdet i parentes är bara en av de tre sedimentkärnor som hämtades från Växjösjön. Bakgrundsvärdena i de andra kärnorna var lika värdena i ytsedimentet.

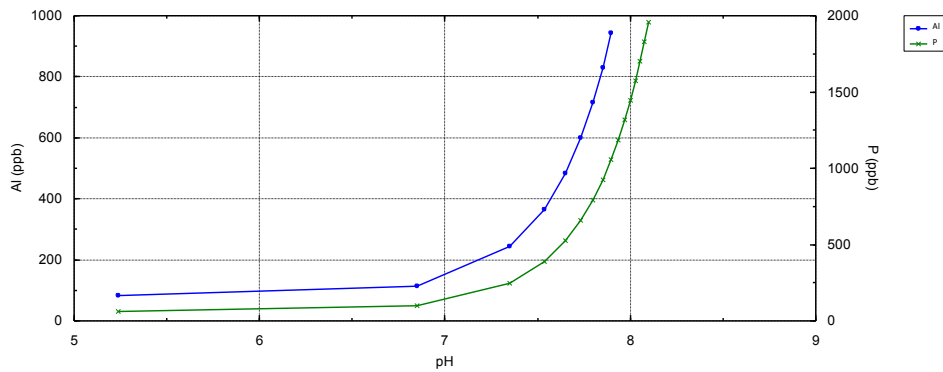
Sjö	Mobil P	Al-P	Organisk P	Ca-P	Labil Organisk P	Labil-P	Icke labil P
(g/m ²)							
Barnsjön	4,1	1,3	3,3	0,7	1,2	5,3	4,1
Trummen	2,1	2,8	3,9	1,0	2,0	4,1	5,6
Växjösjön	7,5	6,0	5,0	3,8	0,75 (2,2)	9,7	12,6
S Bergundasjön	12,4	9,9	4,4	2,6	2,7	15,1	14,2
N Bergundasjön	3,1	11,4	6,6	1,7	5,2	8,3	14,5



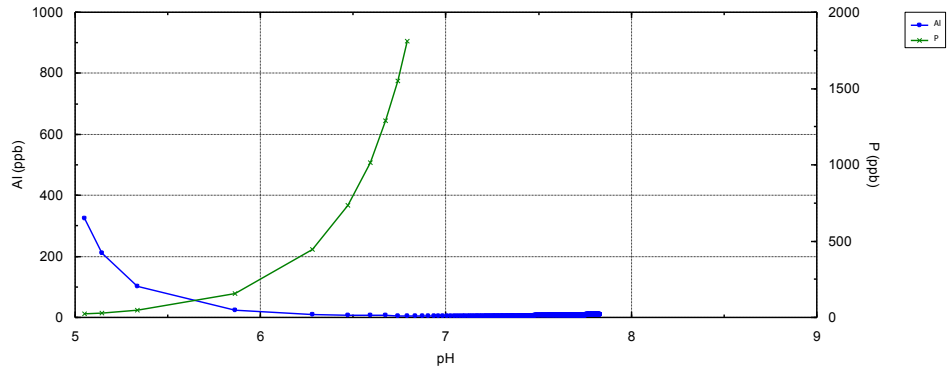
Appendix_Figur 1: Tidsserie av totalhalter Al som släpptes ut av reningsverket under perioden 2001 till 2012.



Appendix_Figur 2: Löslighet av Al i närvaro av gibbsit ($Al(OH)_3$) vid 10 grader. Al lösligheten öka båda under sura och alkaliska förhållanden.



Appendix_Figur 3: Löslighet av variscite ($AlPO_4 \cdot 2H_2O$) som funktion av pH. Al och P lösligheten öka under alkaliska förhållanden.



Appendix_Figur 4: Löslighet av P och Al i närvaro av variscite och gibbsite. Al lösligheten hållas nere vid höga pH värden medan P lösligheten öka markant även under låga pH värden.