

Modellering av aluminiumbehandling av sjön Norrviken i Sollentuna och Upplands Väsby kommuner



Modellering av aluminiumbehandling av sjön Norrviken i Sollentuna och Upplands Väsby kommuner

Författare: Brian Huser
Rapport: 2018:1001
Datum: oktober 2018
Sjörestaurering Sverige AB
Born Sjögatan 22
795 92 Rättvik

Denna studie har utförts på uppdrag av Sollentuna och Upplands Väsby kommuner.

Den här rapporten har producerats inom projektet LIFE IP Rich Waters med stöd av EU/LIFE och Havs- och vattenmyndigheten. Ansvaret för innehållet i denna rapport ligger helt hos författaren. Innehållet återspeglar inte Europeiska unionens hållning.

Innehåll

1	ALUMINIUMBEHANDLING I NORRVIKEN	5
1.1	ÖVERSIKTLIG BESKRIVNING AV ALUMINIUMBEHANDLINGENS OMFATTNING	5
1.2	ALUMINIUMBEHANDLINGSMETOD OCH BINDNINGSEFFEKTIVITET	6
1.3	LIVSLÄNGD AV BEHANDLING	7
1.4	MILJÖKONSEKVENSER AV BEHANDLING	8
2	MODELLERING AV ALUMINIUMBEHANDLINGEN I VATTENMASSAN	10
2.1	DOS OCH ANTAL APPLICERINGAR	10
2.2	GEOKEMISK MODELLERING AV ALUMINIUMTILLSÄTTNING	11
2.3	FÖRHÅLLANDEN EFTER BEHANDLING	17
2.4	TIDPUNKT FÖR SPRIDNING	18
2.4.1	VÅRBEHANDLING	18
2.4.2	HÖSTBEHANDLING	18
3	REKOMMENDATIONER	19
3.1	APPLICERINGSMETOD OCH ALUMINIUMFORM	19
3.1.1	HUVUDBASSÄNG	19
3.1.2	NORRA BASSÄNG	19
3.2	ALUMINIUMDOSER OCH TIDPUNKT FÖR SPRIDNING	20
3.3	ÖVERVAKNING OCH KONTROLLPROGRAM	20
4	ANDRA ÖVERVÄGANDEN	22
4.1	RESUSPENSION	22
4.2	BEHANDLING AV NORRA BASSÄNGEN	22
4.3	TILLGÄNGLIGHET AV HÖSTDATA	23
5	SLUTSATSER	24
6	REFERENSER	25
7	APPENDIX 1	27

Sammanfattning

Övergödning påverkar vattenkvalitet negativt och det kan ta mer än hundra år för sjöar att återhämta sig utan åtgärder för att minska internbelastning (Sas 1990). Det finns tydliga indikationer på intern fosforbelastning i Norrviken som stöds av vattenkemi och sedimentdata. Uppskattningar av eventuella interna fosforbelastningsnivåer, beräknade från mobil (d.v.s. läckagebenägen) fosfor i sedimentet, överensstämmer både med inkubationsförsök och andra studier. Detta tyder på att det finns ett behov av att minska den interna fosforkällan om man vill nå vattenkvalitetsmålen för Norrviken. Aluminiumbehandling har valts för att minska internbelastningen och det är en beprövad, kostnadseffektiv metod som har gjorts i några hundra sjöar under de senaste fem decennierna. Aluminium finns naturligt (som ett mineral) i sjösediment där det binder fosfor effektivt. Genom behandling kommer bindningskapaciteten av fosfor i sedimenten att öka eftersom ökade mängder aluminium kan binda fosforöverskottet (d.v.s. gamla synder) som finns i sedimenten.

Som en del av den här studien har vi modellerat olika doser av aluminium samt olika former av aluminium, med och utan buffring, som kan användas vid en förestående vattenbehandling (d.v.s. fällning). Eftersom metaller, som aluminium och järn, reagerar som svaga syror när de tillsätts i vatten, måste man ta hänsyn till vattenkemiska förhållanden för att behålla pH mellan 6,5 och 9 för att minimera risken för toxicitet. I huvudbassängen av sjön krävs ingen buffring för att behålla pH > 6,5 om man delar upp aluminiumdosen i två jämna delar (se nedan). Det kan man också göra i norra bassängen som är grundare (maxdjup < 3m), men eftersom det finns risk för resuspension i denna bassäng rekommenderas sedimentinjicering istället för vattenbehandling. I det fall sedimentinjicering utförs krävs buffring för att minska pH-ändringen i sedimenten.

Korrekt dosering av aluminium är avgörande för bindningseffektiviteten och hur långvarig effekten blir av behandlingen. För att maximera mängden av fosfor som binds av aluminium, borde hela dosen (ca 60 g/m²) delas upp i två jämna behandlingar (ca 30 g/m²) i huvuddelen av sjön. I den norra bassängen där sedimentinjicering rekommenderas är det inte möjligt att dela upp dosen på ett kostnadseffektivt sätt.

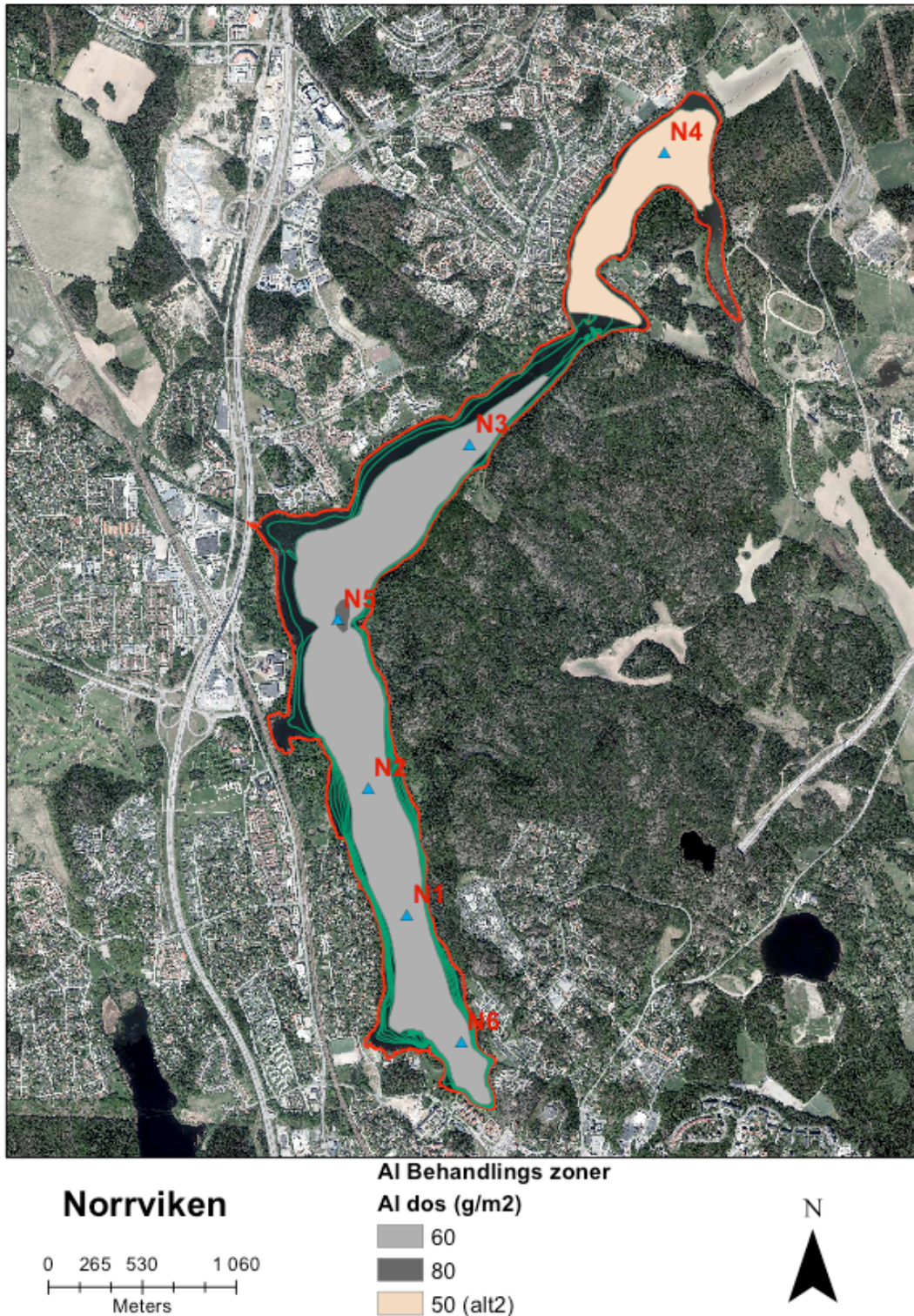
Tidpunkten för spridning är också viktigt för att lyckas med en vattenbehandling. Vår eller höst, efter omblandning av sjövattnet, fungerar bäst eftersom mest fosfor finns i sedimenten under dessa säsonger. I det här fallet rekommenderas en höstbehandling. Det finns två anledningar till denna bedömning: (1) det finns mer tid för aluminiummineralet att stabiliseras under isen och (2) lösligheten av aluminium är lägre när vattnet är kallare, vilket skyddar organismer i sjön.

1 Aluminiumbehandling i Norrviken

1.1 Översiktlig beskrivning av aluminiumbehandlingens omfattning

Två studier har gjorts för att beräkna mängden mobil fosfor (d.v.s. de fosforformer som kan frigöras från sedimentet och bidra till internbelastning). Den första gjordes 2013, men bara en del av sedimentytan analyserades (Arvidsson 2013). Den andra gjordes som en del av ett EU Life projekt (Huser et al. 2017) för att få mer information om de delar som inte undersöktes 2013. Resultaten från båda studierna användes för att beräkna mängden aluminium som behövs för att permanent binda överskottet av mobil fosfor i Norrvikens sediment (Figur 1).

Aluminiumdosen i huvudbassängen (den södra delen som markerats grå) har beräknats till 60 g/m^2 , förutom ett litet område (mörkgrå, vid N5) som behöver 80 g/m^2 för att binda den mobila fosfor. I den norra bassängen (som markerats rosa) finns det nästan lika mycket mobil fosfor i sedimenten, och dosen som krävs för att binda fosfor i den här delen är 50 g/m^2 . Dessa doser har beräknats minska internbelastning med 90 % eller mer (Arvidsson et al. 2016).



Figur 1. Behandlingszoner och aluminiumdoser för att minska internbelastning av fosfor i Norrviken. N1-N6 representerar sedimentproppar som hämtades 2017.

1.2 Aluminiumbehandlingsmetod och bindningseffektivitet

Det finns två vanliga spridningsmetoder; injicering av aluminiumlösning direkt i sedimenten (sedimentbehandling) eller tillsättning av lösning i sjövattnet (vattenbehandling). Om man använder sig av vattenbehandling kan man antingen

Modellering av aluminiumbehandling av sjön Norrviken i Sollentuna och Upplands Väsby kommuner

applicera aluminium några decimeter under ytan eller på en viss nivå ovanpå sedimentet.

Val av behandlingsmetod görs utifrån två syften; (1) för att minimera resuspension och transport av aluminiummineralet som bildas efter behandling och (2) för att minimera potentiellpåverkan på organismer i vattnet. I de branta delarna av Norrviken finns inte mycket fosforrikt sediment på bottenarna och behandlingsområdet för det mesta är platt. Båda dessa faktorer minimerar risken för transport av aluminiummineralet till andra delar av sjön efter tillsättning. Norrviken har generellt hög alkalinitet, d.v.s. hög naturlig buffringskapacitet, vilket minimerar risken för organismer under en vattenbehandling eftersom pH inte kommer att ändras mycket.

En till anledning till att använda sedimentinjicering framför vattenbehandling är att det skulle kunna öka bindningseffektiviteten av aluminium. Efter tillsättning av aluminium till sjöar, börjar mineralet att kristalliseras från en amorf till en mer kristallin form. Om det här sker innan mineralet har bundits till fosfor, minskar bindningseffektiviteten (d.v.s. hur mycket fosfor som binds av tillsatt aluminium). När man injicerar aluminium i sedimentet genom sedimentbehandling, är det troligt att aluminium ”lokaliserar” och därmed binder fosfor snabbare, vilket kan öka bindningseffektiviteten. Detta har man dock ännu inte kunnat bevisa vetenskapligt (Shütze et al. 2017). Det finns även en modell som kan användas för att beräkna bindningseffektiviteten av aluminium under vattenbehandling (Huser 2012). Om bindningseffektiviteten visar sig vara låg kan man istället dela upp aluminiumdosen som krävs för att binda fosfor och applicera mindre doser vid två eller flera tillfällen. Eftersom vattenbehandling är billigare än sedimentbehandling, kan det vara lönsamt att dela upp en vattenbehandling på detta sätt för att öka chansen att få en hög bindningseffektivitet. Eftersom behandlingsområdet är ganska platt och vattnet har en naturligt högt alkalinitet är förhållandena bra för att använda vattenbehandling i huvudbassängen och få en bra behandlingseffektivitet utan risk för negativa effekter på organismer i sjön.

1.3 Livslängd av behandling

I sjöar har man i femtio år använt aluminiumsaltlösning för att minska fosforhalten i vatten (den första behandlingen i Sverige skedde i Långsjön söder om Stockholm). 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 visat sig ha kortare livslängd av förbättringar i vattenkvalitet än väntat efter studier av 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, järnbunden, och labil organisk fosfor) 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. 2016b). Därför är korrekt dosering av aluminium avgörande för hur långvarig effekten blir av

behandlingen. Vi har använt två olika modeller för att beräkna aluminiumdoser för maximal livslängd (Huser et al. 2016a) och högst bindningseffektivitet (Huser 2012) för att kunna göra en kostnadseffektiv behandling i Norrviken.

För att uppskatta livslängden av aluminiumbehandling i Norrviken, har vi använt den empiriska modell som utvecklats av Huser et al. (2016a). Livslängden påverkas av sjömorfologi, kvoten mellan avrinningsområdets och sjöns areal, och dosen av aluminium.

Tabell 1. Uppskattad livslängd (år) av aluminiumbehandling (år) beroende på hel eller uppdelad (50 %) dos och hur stor del av sjön som behandlas.

Al dos	Livslängd per behandlad yta	
	Hela sjön	Bara huvudbassängen
100%	14,4	13,9
50%	5,8	5,6

Livslängden efter behandling av hela sjön eller bara huvudbassängen skiljer sig inte mycket, men detta är antagligen en underskattning p.g.a. hur mycket fosfor som finns i sedimenten i norra bassängen. Modellen byggdes inte heller för att beräkna sådana skillnader eftersom sjöarna som ingick i modellen oftast fick en hel sjöbehandling.

1.4 Miljökonsekvenser av behandling

Toxiciteten av aluminium i sjöar bedöms vara försumbar under neutrala förhållanden, huvudsakligen på grund av att reaktiviteten av aluminium vid pH 6-9 är väldigt låg. Aluminium är inte heller biotillgängligt vid låga och höga pH men det kan påverka organismer 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 lägre än 6 i testerna, vilket är mycket lägre jämfört med pH i naturliga sjöar
- mängden aluminium som används i testerna är mycket högre än vad man får i vattnet under en behandling

Litteraturen visar att det finns vissa effekter på organismer 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). Den största förändringen som kan påverka organismer i sjöar är dock att det finns mycket mindre föda (d.v.s. fosfor). Det tog kanske 100 år för att nå en näringsrik, övergödd, status men vid en aluminiumbehandling kan näringsstatusen

minska kraftigt på bara några få veckor. Det betyder att de djur som är anpassade till övergödda förhållanden inte mår bra, men över tid kan andra, känsligare arter återigen börja trivas i sjön p.g.a. förbättrad vattenkvalitet. Tidigare studier har visat att de akvatiska samhällena återhämtar sig relativt snabbt och uppnår ett bättre tillstånd jämfört med innan behandling på grund av förbättrad vattenkemi och livsmiljö (Welch and Cooke 1999).

Geokemisk modellering kan användas för att undvika de negativa bieffekterna på organismer (se del 2) och rätt tidpunkt för tillsättning av aluminium kan minska effekterna ytterligare (se del 3).

2 Modellering av aluminiumbehandlingen i vattenmassan

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 eftersom aluminium och andra liknande metaller är lätt sura. Metoden tar dock inte hänsyn till storleken på den interna fosforbelastningen i beräkningarna. Nuförtiden används mängden mobil fosfor i sedimentet för att beräkna aluminiumdosen (Rydin and Welch 1999, Huser and Pilgrim 2014). Det är en bättre metod eftersom det är sedimentfosfor som bidrar till internbelastningen.

2.1 Dos och antal appliceringar

För att minska potentiella effekter och maximera bindningseffektiviteten, rekommenderar vi två behandlingar i huvuddelen av Norrviken (30-40 g Al/m², medeldos = 30,1) under en period av 5 år. Livslängden av den första behandlingen är ca 5 år (Tabell 2), därför bör den andra behandlingen ske inom 5 år efter den första. Då finns det också tid att övervaka effekten av den första behandlingen och bedöma när resterande doser bör tillsättas. Detta är viktigt eftersom det finns ganska stora mängder organisk sedimentbunden fosfor i Norrviken (mellan 23 och 69% av totala mängden mobil sedimentfosfor). Det tar lång tid för organiskt material att brytas ned och det betyder också att bindningen mellan aluminium och fosfor tar tid vilket kan minska bindningseffektiviteten (de Vicente et al. 2008). Just nu finns det ingen metod för att beräkna hur lång tid det kommer ta för det organiska materialet i sedimentet att brytas ned och bilda mobil fosfor. En forskningsstudie på SLU kommer dock att undersöka detta närmare.. I enligt med preliminära resultat rekommenderar vi att vänta mellan 1 till 2 år för att tillsätta andra dosen.

Om norra bassängen behandlas (genom sedimentbehandling, se nedan) skulle det kosta för mycket för att dela upp aluminium dosen på grund av tiden det tar för att behandla sedimenten med den här metoden. I Tabeller 2 och 3 har vi trots detta redovisat skillnader i livslängd och bindningseffektivitet som ett resultat av uppdelas dos även för den norra delen.

Tabell 2. Livslängd beroende på hur stor del av sjön som behandlas och med vilken dos.

Bassäng	Dos uppdelning	Al dos (g/m ²)	Livslängd (år)
Hela sjön	100%	58	14,4
	50%	29	5,8
Bara huvuddelen	100%	60	13,9
	50%	30	5,6

Uppdelning av dosen kommer att öka bindningseffektiviteten enligt modellen av Huser (2012). Den bästa bindningseffektiviteten (Al:Al-P) som visats var ungefär 2:1 (Huser 2017) och med en uppdelning av 50% förväntas aluminiumbehandlingen i Norrviken att bli nära denna nivå (Tabell 3).

Tabell 3. Modellerad bindningseffektivitet som kan förväntas beroende på uppdelning av aluminiumdos. Den rekommenderade uppdelningen markeras med fet text.

Al dos	Huvud delen	Norra delen
Al:Al-P		
100%	5,5:1	3,7:1
75%	4,5:1	4,5:1
50%	3,5:1	2,1:1
25%	2,5:1	1,3:1

Man kan kanske få en liten förbättring av bindningseffektivitet om man delar upp dosen ännu mer (4*25%), men man måste ta hänsyn till både extra kostnader (fyra istället för två behandlingar) och mängden aluminium i vattnet under behandling. För att få en bra fällning krävs det en viss mängd aluminium för att bilda en bra flock som sedan sjunker ner till sedimentytan. Om man tillsätter för lite aluminium, kan dessutom lösliga former vara ett problem, vilket visas i nästa kapitel (2.2).

2.2 Geokemisk modellering av aluminiumtillsättning

Innan en aluminiumbehandling görs måste man beräkna en aluminiumdos som är säker och ger bra behandlingsförhållanden (d.v.s. bra fällning av aluminium mineralet). Det kan göras med geokemiska modeller. Modellen som har använts i denna studie heter PHREEQC och har utvecklats av USGS (Parkhurst och Appelo 2013). Modellen utgår från mängden aluminium som ska tillsättas samt vattenkemiska data från sjön (se Appendix 1) för att estimerar pH-ändringar och aluminiumkoncentrationer i vattnet under aluminiumbehandling. Halten oorganiskt aluminium under behandling styrs av en rad olika faktorer såsom pH, alkalinitet, halten organisk kol, och halten av andra joner i sjövattnet (Köhler och Andren 2014). Under behandling bildas den amorfa formen av aluminiumhydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$) men sedan börjar mineralet kristallisera till den kristallina formen som heter gibbsit (ett naturligt mineral). Lösligheten av mineralet minskar under denna process och båda formerna har använts för att modellera aluminium i vattnet under (amorf) och efter (gibbsit) behandling. Man kan också använda buffrade former av aluminium och de resultat som presenteras nedan inkluderar behandlingar med icke buffrade och buffrade former av aluminium.

Tabell 4 och 5 visar hur pH ändras vid tillsättandet av olika doser av obuffrad aluminiumsaltlösning till olika delar av Norrviken under en vår- eller höstbehandling. Om man delar upp dosen i huvudbassängen, hålls pH inom ett säkert intervall även om man använder aluminium utan buffring. I norra delen krävs en buffrad form av aluminium för att förhindra pH-sänkning. Detta eftersom den norra delen har en naturligt lägre alkalinitet p.g.a. dess avsevärt mindre vattenvolym. Notera dock att eftersom sediment har en naturlig buffringsförmåga, så visar de modellerade resultaten för vattenbehandling i den norra bassängen en kraftigare sänkning av pH än den pH-sänkning som skulle ske i vattnet vid en sedimentbehandling. Alla tabeller nedan visar en skala från 0 till rekommenderade doser för olika delar av sjön. Uppdelning av dosen (50%) indikeras i en ruta för varje del av sjön.

Tabell 4. Modellerade pH, oorganiskt aluminium (Aloorg), totalt löst aluminium (TAI) och procent organiskt bunden aluminium (Aloorg) baserat på amorf form av Al(OH)₃ och vattenkemiska data från vår 2017 (norra delen) och 2018 (huvuddelen). Värden för oorganiskt Al som överskrider gränsvärden för laxfisk (30 ug/L) eller andra mindre känsliga arter (50 ug/L) markerades med orange respektive röd färg. Modellen är baserad på tillsättning av obuffrad aluminiumsaltlösning.

Bassäng	Al dos (g/m ²)	pH	Aloorg (ug/L)	TAI (ug/L)	%Aloorg
Huvud (60 g/m ²)	6,0	7,5	26,2	26,2	0,1
	12,0	7,3	19,2	19,2	0,3
	18,0	7,2	15,1	15,2	0,7
	24,0	7,1	12,4	12,7	1,6
	30,0	7,0	10,7	11,0	3,3
	36,0	6,9	9,4	10,0	5,9
	42,0	6,9	8,5	9,5	9,8
	48,0	6,8	7,9	9,3	15,0
	54,0	6,8	7,5	9,6	21,3
	60,0	6,7	7,3	10,3	28,6
Huvud (80 g/m ²)	8,0	7,4	24,2	24,2	0,1
	16,0	7,3	17,1	17,2	0,4
	24,0	7,1	13,2	13,4	1,3
	32,0	7,0	10,8	11,2	3,1
	40,0	6,9	9,3	9,9	6,3
	48,0	6,9	8,3	9,4	11,4
	56,0	6,8	7,7	9,4	18,5
	64,0	6,7	7,4	10,1	27,1
	72,0	6,6	7,3	11,4	36,5
	80,0	6,6	7,4	13,5	45,7
Norra delen	5,0	7,2	14,5	14,6	0,9
	10,0	6,9	9,0	9,7	7,5
	15,0	6,7	7,4	10,0	26,6
	20,0	6,5	7,5	15,3	50,9
	25,0	6,4	9,3	29,3	68,3
	30,0	6,2	13,7	60,1	77,3
	35,0	6,0	24,6	118,8	79,3
	40,0	5,8	60,8	215,9	71,8
	45,0	5,5	285,1	482,0	40,8
	50,0	5,2	1458,4	1665,5	12,4

Tabell 5. Modellerade pH, oorganiskt aluminium (Aloorg), totalt löst aluminium (TAI), och procent organiskt bunden aluminium (Alorg) baserat på amorf form av Al(OH)₃ och vattenkemiska data från höst 2017 (inlopp data, Norra) och 2008-2017 (sjö och utlopp data, Norra). Värden för oorganiskt Al som är nära eller överskrider gränsvärden för laxfiske (30 ug/L) eller andra mindre känsliga arter (50 ug/L) markerades med orange respektive röd färg. Modellen är baserad på tillsättning av obuffrad aluminiumsaltlösning.

Bassäng	Al dos (g/m ²)	pH	Aloorg	TAI	%Alorg
			(ug/L)		
Huvud (60 g/m ²)	6,0	7,5	28,4	28,5	0,1
	12,0	7,3	20,2	20,3	0,2
	18,0	7,2	15,6	15,7	0,7
	24,0	7,1	12,8	13,0	1,6
	30,0	7,0	10,8	11,2	3,3
	36,0	7,0	9,5	10,1	6,2
	42,0	6,9	8,6	9,6	10,4
	48,0	6,8	8,0	9,5	16,1
	54,0	6,8	7,5	9,8	23,0
	60,0	6,7	7,3	10,6	30,9
Huvud (80 g/m ²)	8,0	7,5	26,1	26,1	0,1
	16,0	7,3	17,9	17,9	0,4
	24,0	7,2	13,6	13,7	1,2
	32,0	7,0	11,0	11,4	3,1
	40,0	6,9	9,4	10,0	6,6
	48,0	6,9	8,3	9,5	12,2
	56,0	6,8	7,7	9,6	19,9
	64,0	6,7	7,3	10,4	29,3
	72,0	6,6	7,2	11,9	39,2
	80,0	6,6	7,4	14,4	48,8
Norra	5,0	7,0	11,2	11,7	4,7
	10,0	6,8	8,1	10,4	22,7
	15,0	6,6	7,3	14,7	50,3
	20,0	6,5	8,0	27,7	71,1
	25,0	6,3	10,4	57,7	82,0
	30,0	6,1	15,8	118,6	86,7
	35,0	6,0	29,2	224,0	87,0
	40,0	5,7	74,9	375,6	80,1
	45,0	5,4	351,3	718,3	51,1
	50,0	5,2	1500,5	1883,1	20,3

För att testa olika former av buffrat aluminium, använde vi PAX14 i huvudbassängen (den minst buffrade PAX-formen) och PAX XL100 i den norra bassängen (Tabell 6 och 7) under både vår- och höstförhållanden.

Tabell 6. Modellerade pH, oorganiskt aluminium (Aloorg), totalt löst aluminium (TAI) och procent organiskt bunden aluminium (Alorg) baserat på amorf form av Al(OH)₃ och vattenkemiska data från vår 2017 (norra delen) och 2018 (huvuddelen). Värden för oorganiskt Al som överskrider gränsvärden för laxfisk (30 ug/L) markerades med orange färg. Buffrade former PAX14 och PAX XL100 användes i huvud respektive norra delen av sjön.

Bassäng	Al dos (g/m ²)	pH	Aloorg	TAI (ug/L)	%Alorg
Huvud (60 g/m ²)	6,0	7,5	28,6	28,6	0,1
	12,0	7,4	22,0	22,0	0,1
	18,0	7,3	17,8	17,9	0,4
	24,0	7,2	14,9	15,1	0,7
	30,0	7,1	12,9	13,1	1,4
	36,0	7,1	11,4	11,7	2,4
	42,0	7,0	10,2	10,6	4,0
	48,0	6,9	9,3	10,0	6,2
	54,0	6,9	8,7	9,5	9,1
	60,0	6,8	8,2	9,3	12,7
Huvud (80 g/m ²)	8,0	7,5	26,8	26,8	0,1
	16,0	7,3	19,9	20,0	0,2
	24,0	7,2	15,8	15,9	0,6
	32,0	7,1	13,1	13,2	1,3
	40,0	7,1	11,2	11,5	2,6
	48,0	7,0	9,9	10,4	4,7
	56,0	6,9	8,9	9,7	7,7
	64,0	6,8	8,2	9,4	11,9
	72,0	6,8	7,8	9,4	17,2
	80,0	6,7	7,5	9,8	23,5
Norra	5,0	7,3	19,8	19,8	0,2
	10,0	7,1	12,8	13,0	1,5
	15,0	7,0	9,6	10,2	5,3
	20,0	6,8	8,1	9,3	13,6
	25,0	6,7	7,4	10,0	26,6
	30,0	6,6	7,3	12,4	41,5
	35,0	6,5	7,7	17,2	55,1
	40,0	6,4	8,8	25,5	65,6
	45,0	6,3	10,6	39,0	72,8
	50,0	6,2	13,7	60,1	77,3

Tabell 7. Modellerade pH, oorganiskt aluminium (Aloorg), totalt löst aluminium (TAI), och procent organiskt bunden aluminium (Aloorg) baserat på amorf form av Al(OH)₃ och vattenkemiska data från höst 2017 (inlopp data, Norra) och 2008-2017 (sjö och utlopp data, Huvuddelen). Värden för oorganiskt Al som är nära eller överskrider gränsvärden för laxfisk (30 ug/L) markerades med orange färg. Buffrade former PAX14 och PAX XL100 användes i huvudbassängen respektive norra delen av sjön.

Bassäng	Al dos (g/m ²)	pH	Aloorg	TAI	%Aloorg
			(ug/L)		
Huvud (60 g/m ²)	6,0	7,5	31,4	31,4	0,0
	12,0	7,4	23,5	23,6	0,1
	18,0	7,3	18,7	18,8	0,3
	24,0	7,2	15,5	15,6	0,7
	30,0	7,1	13,2	13,4	1,4
	36,0	7,1	11,6	11,9	2,5
	42,0	7,0	10,4	10,8	4,1
	48,0	6,9	9,4	10,1	6,5
	54,0	6,9	8,7	9,6	9,6
	60,0	6,8	8,2	9,5	13,6
Huvud (80 g/m ²)	8,0	7,5	29,2	29,3	0,1
	16,0	7,4	21,1	21,1	0,2
	24,0	7,2	16,4	16,5	0,6
	32,0	7,1	13,4	13,6	1,3
	40,0	7,1	11,4	11,7	2,6
	48,0	7,0	10,0	10,5	4,9
	56,0	6,9	9,0	9,8	8,2
	64,0	6,9	8,3	9,5	12,8
	72,0	6,8	7,8	9,5	18,6
80,0	6,7	7,4	10,0	25,4	
Norra	5,0	7,2	13,8	14,1	1,9
	10,0	7,0	10,2	11,0	7,0
	15,0	6,9	8,4	10,2	17,8
	20,0	6,7	7,5	11,4	33,6
	25,0	6,6	7,3	14,7	50,3
	30,0	6,5	7,5	21,0	64,2
	35,0	6,4	8,3	32,0	74,0
	40,0	6,3	9,7	49,7	80,4
	45,0	6,2	12,0	77,4	84,4
	50,0	6,1	15,8	118,6	86,7

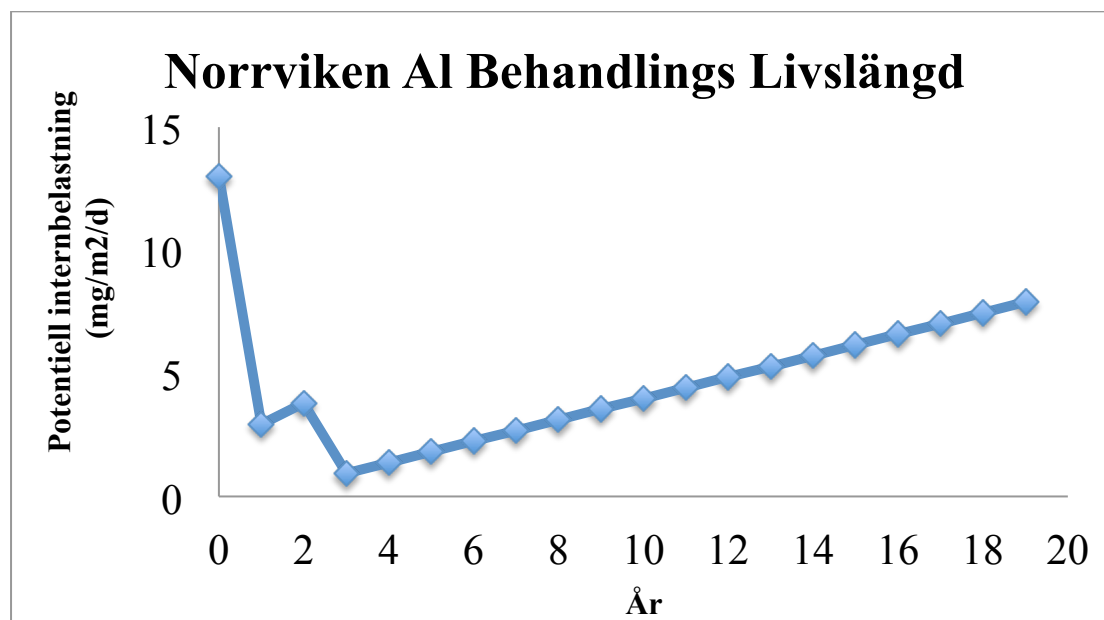
Den största skillnaden mellan tillsats av obuffrad och buffrad aluminiumsaltlösningar syns i norra bassängen där PAX XL100 användes för att buffra behandlingen. pH minskar inte så mycket att det understiger 6 och oorganiskt aluminium överskrider inte gränsen (30 ug/L) vilket gör att man undviker negativa effekter på känsliga

fiskarter såsom laxfisk. Dessutom kommer det in mycket nytt vatten från inloppet under behandling, vilket kommer att ge en högra buffringskapacitet och större säkerhetsmarginal. Även i huvudbassängen minskar inte pH lika mycket med användning av PAX-14 lösningen jämfört med tillsättning av aluminium utan buffring.

2.3 Förhållanden efter behandling

Efter genomförd behandling kommer aluminium att kristalliseras under några månader (amorft $\text{Al}(\text{OH})_3$ blir ett mineral som heter gibbsit) och lösligheten minskar. Enligt utförd modellering (resultaten inte visas eftersom alla koncentrationerna är mindre än rapporteringsgränsen) med den mer kristallina formen gibbsit, kommer aluminiumhalter i vattnet minska kraftigt och återspegla mängder som nyligen uppmätts i Norrviken (d.v.s. $< 10 \text{ ug/L}$).

När man delar upp en vattenbehandling är det viktigt att veta när följande behandling ska ske. Vi har modellerat internbelastningshastighet baserat på siffror i tidigare studier (Arvidsson et al. 2013) för att visa hur en uppdelad behandling skulle påverka internbelastningen av fosfor i Norrviken (huvudbassängen, Figur 2).



Figur 2. Ändring av internbelastning efter uppdelad aluminiumbehandling i huvudbassängen i Norrviken med två års mellanrum (baserat på uppskattad livslängd från Huser et al. 2016a).

Enligt modellen som utvecklats av Huser och Pilgrim (2014) får man en 75% minskning av internbelastning under första året och därefter en ca. 90% minskning efter andra behandlingen. Det är ungefär samma minskning som uppmätts i ett tidigare labförsök (Arvidsson et al. 2016). Ökningen av internbelastning efter behandling är baserat på livslängdsmodellen som utvecklats av Huser et al. 2016. Om externbelastningen minskar kan modellen underskatta livslängden av en behandling.

2.4 Tidpunkt för spridning

Med vattenbehandling i huvudbassängen ska man behandla under vår eller höst, efter vattenomblandning. Under sommaren finns det många partiklar i vattnet (t.ex. plankton) samt högre vattentemperatur och pH som kan öka lösligheten och mängd suspenderat aluminium. Under sommaren har även en del av den sedimentbundna fosfor redan läckt ur sedimenten. Det finns några för- och nackdelar gällande behandling under vår respektive höst vilka beskrivs nedan. I norra delen rekommenderar vi att använda sedimentbehandling (se kapitel 3.1.2). Eftersom den metoden tar mycket längre tid (2-4 månader) är det inte möjligt att begränsa behandlingen till bara vår eller höst. Om det finns indikationer på att fosfor har släppts från sedimenten under sedimentbehandlingen, tillsätts en del av aluminium dosen till vattnet för att binda och fälla den. Det gjordes i Flaten (år 2000) men krävdes inte under behandling i Långsjön (2006).

2.4.1 Vårbehandling

Fördelar:

- Om man tillsätter aluminium under våren, ser man oftast effekten direkt under följande sommar.
- Generellt finns det mer mobil fosfor i sedimenten (lättlöslig och järnbunden fosfor) eftersom labil organisk fosfor har brutits ned under vintern.

Nackdelar:

- De flesta fiskarter leker under våren, vilket kan öka risken för stress och störning av leken. De grundare delarna av sjön där t.ex. fisk normalt leker behandlas dock inte.

2.4.2 Höstbehandling

Fördelar:

- I sjöar som täcks av is under vintern finns det mer tid för aluminium att stabiliseras (kristalliseras) utan vind eller andra påverkningar som kan transportera mineralet från grundare till djupare delar av sjön.
- Det finns mindre risk för resuspension under isen (Egemose et al. 2009).
- Lösligheten av aluminium lägre i kallare vatten.

Nackdelar:

- Det kan finnas mer organisk fosfor i sedimentet. Det tar tid för den organiska formen att brytas ned, vilket kan minska bindningseffektiviteten (de Vicente et al. 2008). Den här effekten har dock inte bevisats långsiktigt i sjösediment.

För att maximera tiden för stabilisering av aluminiummineralet i sedimenten och för att minska risken för stress på fisk och andra arter i sjön rekommenderar vi en höstbehandling. Det här utesluter dock inte en vårbehandling. Om våren är en bättre tid p.g.a. andra faktorer, såsom finansiering eller tillgänglighet av behandlingsfirmor, kan behandling också utföras under våren på ett säkert sätt.

3 Rekommendationer

För att säkerställa en säker och effektiv behandling har vi modellerat och beräknat aluminiumdoser som kan minska både internbelastning av fosfor från sedimenten och potentiella effekter på organismer i Norrviken. Aluminiumdoser har också beräknats för att få en kostnadseffektiv bindning av fosfor och en förbättring av vattenkvaliteten i sjön på lång sikt.

Behandlingen kommer att genomföras på mjukbottnar, vilket grovt sett sammanfaller med områden under 4-meters (huvudbassäng) eller 2-meters kurvan (norra bassäng) motsvarande ca 70 % av sjöns areal samt ca 136 respektive 37 ha i vardera bassäng (Figur 1). Därmed lämnas strandbrinkar och grunda bottnar ostörda vilket möjliggör en återkolonisation av bottendjur från dessa områden. Grundområdena bidrar även med mer buffring (alkalinitet) som inte har inkluderats i modelleringen, vilket gör våra resultat konservativa och ger mer säkerhetsmarginal.

Varianter av vald polyaluminiumklorid (PAX XL100 och PAX14) är vanligt förekommande i den fysiska reningen av dricksvatten och i den kemiska reningen av fosfor i avloppsreningsverk och vattenförekomster. PAX XL100 har tidigare använts vid behandling i sjöar som Flaten och Långsjön i Stockholm, med goda resultat (Schütz et al. 2017).

3.1 Appliceringsmetod och aluminiumform

3.1.1 Huvudbassäng

Förhållandena i huvudbassängen stödjer vattenbehandling av aluminium, vilket vi rekommenderar. Alkaliniteten är hög (mellan 2,4 och 2,7 meq/L beroende på säsong och vattendjup) och appliceringsområdet är ganska platt vilket möjliggör en stabil och effektiv behandling.

Ingen buffring krävs men ren aluminiumklorid ($\text{Al}(\text{Cl})_3$) är ganska aggressiv ur hanteringssynpunkt. Det är den största anledningen till att aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) har använts i andra länder såsom USA. Därför rekommenderar vi att använda den minst buffrade formen av polyaluminiumklorid, PAX-14. Det kommer att begränsa pH-minskningen något (Tabell 6 och 7) och ger också bättre flockulering och fällning. Om det är en stor prisskillnad mellan ren aluminium och polyaluminiumklorid kan man överväga användning av ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) istället för $\text{Al}(\text{Cl})_3$.

3.1.2 Norra bassäng

I den norra bassängen rekommenderas sedimentinjicering av två anledningar:

1. Alkaliniteten är hög men det finns mycket mindre vatten eftersom den norra delen är grund, vilket betyder att den naturliga alkaliniteten totalt sett är lägre.
2. Risken för resuspension och transport av aluminiummineralet är högre på grund av det mindre vattendjupet.

I den norra bassängen krävs en buffrad form av aluminium för att minska pH-ändringen. Vi rekommenderar PAX XL100 som har 40% buffringsförmåga. Detta är samma form aluminium som tillsattes till Långsjön söder om Stockholm 2006. Innan Modellering av aluminiumbehandling av sjön Norrviken i Sollentuna och Upplands Väsby kommuner

tillsättning rekommenderar vi dock att man gör ett pilotförsök för att undersöka pH-ändringen i sedimenten. Det är väldigt svårt att modellera potentiella kemiska ändringar i sedimentet under injicering av aluminium. Dessutom finns det inga studier som har undersökt det här. Sediment har troligtvis ännu högre buffringsförmåga jämfört med sjövattnet (Huser och Rydin 2005), men eftersom man tillsätter aluminium till en mindre volym kan eventuellt pH minska mer i sedimenten än vad som visats i den här rapporten. Under behandling i Långsjön minskade pH 0,4 enheter i vattnet, och det minskade antagligen ännu mer i sedimenten. Men det är svårt att säga med hur mycket och under hur lång tid, om det hände alls.

3.2 Aluminiumdoser och tidpunkt för spridning

Aluminiumdoserna för att minska internbelastning och ändra sedimentfosfor från löslig till fast bunden fosfor är mellan 60 och 80 g/m² i huvudbassängen och 50 g/m² i norra bassängen. För att förbättra bindningseffektiviteten och minska stress på vattenlevande organismer rekommenderas en 50% uppdelning av totaldosen i huvudbassängen (Tabell 8) som tillsätts med 1-2 års mellanrum. Med hänsyn till risken för resuspension/transport och löslighet av aluminiummineralet rekommenderas behandling under höstperioden. Det ger tid för stabilisering av mineralet under isen.

I norra bassängen rekommenderar vi ingen uppdelning p.g.a. appliceringsmetoden (sedimentbehandling) och eftersom en uppdelning inte är effektivt ur kostnadssynpunkt. Eftersom det tar längre tid att göra en sedimentbehandling (ca. 2-4 månader), och eftersom aluminium injiceras direkt i sedimenten kan behandlingen ske under en stor del av växtsäsongen (april-september) och det är omöjligt att begränsa behandlingstiden till bara vår eller höst. Behandling bör dock inte påbörjas innan hela vattenmassan har omblandats.

Om det inte är möjligt att behandla norra delen, är ett alternativ att behandla huvudbassängen en tredje gång, se tabell 8. Det här diskuteras vidare i sektion 4 (andra överväganden).

Tabell 8. Al dos, antal appliceringar, och tidpunkt för behandling. Den ”X” i parentes representerar alternativet där behandling utförs tre gånger i huvudbassängen och där ingen behandling utförs i den norra delen. Dosen avser de två första behandlingarna medan dosen för den tredje behandlingen behöver bestämmas längre fram. Den lägre dosen i huvudbassängen avser den stora ytan medan den högre dosen i huvudbassängen avser den lilla delen i området kring N5 (Figur 1).

	Aluminium dos (g/m ²)	År		
		0	2	7-12
Huvudbassängen	30-40	X	X	(X)
Norra delen	50	X		

3.3 Övervakning och kontrollprogram

För att säkerställa en säker och effektiv behandling rekommenderar vi också att:

- Mäta pH regelbundet i vattenmassan under behandling och om pH underskrider 6,5 eller överskrider 9, ska behandlingen stoppas tills sjövattnet har återhämtat sig.
- Tillåt inte behandling under oväder eller höga vindhastigheter för att förhindra transport av aluminiumflocken i vattenmassan.
- Utveckla ett kontrollprogram som inkluderar provtagning och analys av sedimenten efter behandling för att säkerställa att rätt mängd aluminium tillsatts. Detta kommer att göras som en del av projektet LIFE IP Rich Waters.

4 Andra överväganden

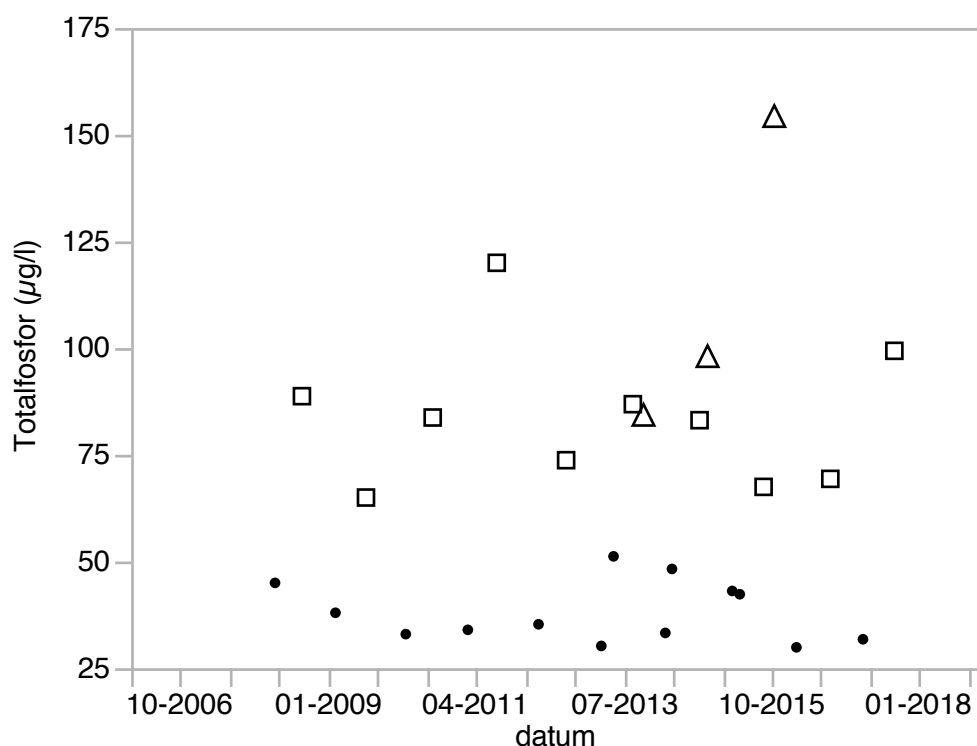
4.1 Resuspension

Aluminiumflocken stabiliseras efter 2-4 månader efter tillsättning i vattenmassan (Egemose et al. 2009). Efter denna tidsperiod har $\text{Al}(\text{OH})_3$ -flocken generellt blandats i sedimentet naturligt och är också mer kristallin. Med sedimentbehandling minimeras risken för resuspension eftersom aluminium injiceras direkt i de översta sedimentlagren. I grunda delar av sjöar kan en del av sedimentet resuspenderas ändå, på grund av naturliga processorer (e.g. vind).

Både karpfiskar och vind kan resuspendera sediment, men under vintern är effekten mycket mindre på grund av minskad biologisk aktivitet och isbildning. Behandlingsområdet ligger mellan 4 och 12 m vattendjup i huvudbassängen, vilket minskar risken för resuspension av sediment och tillsatt aluminium. Den norra bassängen är dock ganska grund, och här rekommenderas därför sedimentinjicering för att minska resuspension och transport till obehandlade delar.

4.2 Behandling av norra bassängen

Tydliga indikationer på förhöjda koncentrationer av totalfosfor i ytvattnet kan observeras i den norra bassängen, särskilt under sommarperioden (Figur 3). Men, i dagsläget är det inte aktuellt att behandla den delen. Fosfor i sedimenten i den norra delen av sjön kommer fortsätta att läcka och troligtvis påverka vattenkvaliteten och livslängden av behandlingen i huvudbassängen.



Figur 3. Uppmätta totalfosforhalter i ytvatten i norra bassängen sedan 2008. Kvadrater och trianglar indikerar värden från sommar respektive höst. De svarta punkterna visar totalfosforhalter under vinter och vår (november-mars)

Ett sätt att hantera fosfor som läcker ut från den norra bassängen skulle kunna vara att vänta tills fosfor från norra bassängen har transporterats till huvudbassängen och sedan binda den där, med en tredje behandling. Det är dock svårt att uppskatta när den tredje behandlingen bör ske, men mellan 5 och 10 år efter det att den andra behandlingen har applicerats kan vara rimligt. Regelbunden övervakning i norra- så väl som huvudbassängen kan ge bra underlag för att bestämma om (och när) en tredje behandling kan vara aktuell. Lämplig dos för en eventuell tredje behandling får beräknas inför behandlingen.

4.3 Tillgänglighet av höstdata

Input data till PHREEQC-modellen för att beräkna förhållanden under en höstbehandling uppskattades enbart med analysvärden från ytvattnet. Om behandlingen utförs under höstsäsongen skulle dock nya data från hela vattenpelaren bli tillgängliga och modellen bör då köras om med nya data. Detta har också redan planerats som en del av den här studien. Risker att data från hela vattenpelaren ändrar slutsatserna från modelleringen anses vara mycket liten.

5 Slutsatser

För att säkerställa en säker och effektiv behandling har vi modellerat och beräknat aluminiumdoser som kan minska både internbelastning av fosfor från sedimentet och potentiella effekter på organismer i Norrviken. Aluminiumdoser har också beräknats för att få en kostnadseffektiv bindning av fosfor och en förbättring av vattenkvaliteten i sjön på ett långsiktigt sätt. Aluminiumdoserna har delats upp så att det finns tid mellan behandlingar för att förfina/justera doserna.

Vattenbehandling rekommenderas i huvudbassängen och sedimentbehandling rekommenderas i norra bassängen baserat på geomorfologiska och kemiska förhållanden. Uppdelning av hela dosen rekommenderas i huvudbassängen och behandling borde ske under höstsäsongen för att förbättra förhållandena för stabilisering av mineralet och för att minska risk för stress på organismer i sjön. I norra bassängen där sedimentbehandling rekommenderas är det inte möjligt att dela upp dosen på ett kostnadseffektivt sätt eftersom det tar mycket mer tid att köra den metoden.

Övervakning av pH och vädret under behandling rekommenderas för att säkerställa en adekvat behandling med maximal fällning (huvudbassäng) eller sedimentinjicering (norra bassäng). Vid oväder eller om pH överskrider gränserna ska behandlingen stoppas tills förhållanden för säker och effektiv behandling kan garanteras.

6 Referenser

Arvidsson, M. et al. 2013. Undersökning av intern belastning och läckagebenägen sedimentfosfor i Norrviken. Rapport 2013:18, Naturvatten.

Arvidsson, M. et al. 2016. Fosforutbyte på olika bottendjup i Norrviken. Rapport 2014:4, Naturvatten.

de Vicente, I., P. Huang, F. O. Andersen, and H. S. Jensen. 2008. Phosphate adsorption by fresh and aged aluminum hydroxide. Consequences for lake restoration. *Environmental Science & Technology* 42:6650-6655.

Egemose, S., G. Wauer, and A. Kleeberg. 2009. Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. *Hydrobiologia* 636:203-217.

Huser, B.J. and E. Rydin. 2005. Phosphorus inactivation by aluminum in Lakes Gårdsjön and Härsvatten during the industrial acidification period in Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62(8): 1702-1709.

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. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. *Water Res.* 97:142-152.

Huser, B.J. och Kikuchi, J. 2017. Läckagebenägen fosfor i Norrvikens sediment. EU LIFE IP Rich Waters: Analysis of measures to reduce internal loading in eutrophic lakes.

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.

Köhler, S.J. och Andrén, C. 2014. Analys och riskbedömning för kemiska variabler som styr oorganiskt aluminium i ytvatten. Rapport 2014:13, SLU.

Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J. 2013. A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, 497pp.

Modellering av aluminiumbehandling av sjön Norrviken i Sollentuna och Upplands Väsby kommuner

25

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.

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.

7 Appendix 1

Tabell 1. Vattenkemiska data som användes i PHREEQC-modellen.

Bassäng			Höst		Vår	
			Värden	Noteringar	Värden	Noteringar
Huvud	Temp	C	10		10	
	pH		7,77		7,7	
	Redox	pe	4		4	
	Alkalinity	meq/L	2,55		2,6	
	Ca	mg/L	48		55	
	Cl	mg/L	45,5		46	
	Mg	mg/L	7,56		8,3	
	Na	mg/L	29,9		32	
	S	mg/L	39	som SO4	39	som SO4
	DOC	mg/L	9,3	90% av TOC	8,5	Mättad
Norra	Temp	C	10		10	
	pH		7,4		7,67	
	Redox	pe	4		4	
	Alkalinity	meq/L	2,73		2,75	
	Ca	mg/L	58		54	
	Cl	mg/L	52,5		45,5	
	Mg	mg/L	9,1		7,3	
	Na	mg/L	35,7		29,9	
	S	mg/L	54	som SO4	32,3	som SO4
DOC	mg/L	15,7	90% av TOC	12,6	90% av TOC	