

Effekten av reducerat fosforflöde från brackvattensediment

– experiment i Östhammarsfjärden

*Emil Rydin
Ulf Westerlund*



VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-Forsk styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Ola Burström, ordförande
Roger Bergström
Bengt Göran Hellström
Staffan Holmberg
Pär Jönsson
Peeter Maripuu
Stefan Marklund
Peter Stahre
Jan Söderström

Asle Aasen, adjungerad
Thomas Hellström, sekreterare

Skellefteå
Svenskt Vatten AB
Stockholm Vatten AB
Haninge
Östersund
Vaxholm
Luleå
VA-verket Malmö
Sv kommunförbundet

NORVAR, Norge
Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
E-post svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Effekten av reducerat fosforflöde från brackvattensediment – experiment i Östhammarsfjärden
Title of the report:	The effect of reduced phosphorus load from brackish water sediment – experiments in Östhammarsfjärden
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2003-1
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-65-0
Författare:	Emil Rydin och Ulf Westerlund, Limnologiska avdelningen, Uppsala Universitet
VA-Forsk projekt nr:	21-118
Projektets namn:	Effekten av reducerat fosforflöde från brackvattensediment – experiment i Östhammarsfjärden
Projektets finansiering:	VA-Forsk och Östhammars kommun
Rapportens omfattning Sidantal:	24
Format:	A4
Upplaga:	800
Sökord:	Östersjön, Östhammarsfjärden, sediment, fosfor, kväve, aluminium, kvävefixering, cyanobakterier
Keywords:	Baltic sea, sediment, phosphorus, nitrogen, aluminium, nitrogen fixation, cyanobacteria
Sammandrag:	Rapporten visar att en minskad tillgänglighet av fosfor i Östhammarsfjärdens vatten sommartid minskar förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier och resulterar i lägre totalkvävehalt.
Abstract:	The report shows that a reduced availability of phosphorus in the bay of Östhammar during summer reduces the abundance of nitrogen fixing cyanobacteria and results in lower total nitrogen concentrations.
Målgrupper:	Kommuner, konsulter, länstyrelser, Naturvårdsverket
Omslagsbild:	Foto Sirkka-Liisa Bergkvist
Rapporten beställs från:	Svenskt Vattens distribution, Box 262, 591 23 Motala. Finns även att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2003
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Sammanfattning

Effekterna av att halvera totalfosforkoncentrationen från cirka 70 till 35 $\mu\text{g/l}$ under sommarhalvåret i Östhammarsfjärden följdes i inneslutningsförsök. Fosforläckaget från sedimenten minskades genom att aluminium (aluminiumsulfat i granulatform) tillsattes i Maj till en av de två inneslutningarna. Fytoplankton, mätt som klorofyll *a* koncentration, minskade med ungefär 50%, medan siktdjupet ökade med endast 20%, i den behandlade inneslutningen jämfört med den obehandlade. Ingen minskning i fytoplanktonbiomassa, mätt genom mikroskåpräkning, kunde dock fastställas.

Den ringa ökningen av siktdjupet beror på att vattnets grumlighet, där fytoplanktonförekomst utgör en del, endast minskade marginellt. Grumligheten i vattnet består förmodligen till stor del av partikulärt material som virvlas upp från sedimenten av vattenrörelser. Resuspension av sediment får stort genomslag på siktdjupet beroende på fjärdens ringa medeldjup, och den sparsamma förekomsten av undervattensväxter, vilka binder sedimenten.

Den minskade fosfortillgången i den behandlade inneslutningen resulterade i en betydligt minskad förekomst av kvävefixerande cyanobakterier, och lägre koncentration av kväve i vattnet, jämfört med den obehandlade inneslutningen och i vattnet utanför. Under sommarmånaderna var totalkvävekoncentrationen knappt 200 $\mu\text{g/l}$ lägre i den behandlade inneslutningen jämfört med den obehandlade. Med en antagen kvävefixeringshastighet på 11 $\text{mg kväve/m}^3 \text{ dygn}^{-1}$ för den obehandlade inneslutningen motsvarar det en kvävefixering på 23 ton för hela Östhammarsfjärden under sommaren.

Summary

The effects of reducing the total phosphorus concentration from about 70 to 35 $\mu\text{g/l}$ during summer in the bay of Östhammar were monitored in a enclosure experiment. Phosphorus release from the sediment was reduced by adding aluminium, as aluminium sulphate granules, in May to one of the two enclosures. Phytoplankton, measured as chlorophyll a concentration, was reduced by 50%, while secchi depth increased by 20%, in the aluminium treated enclosure compared to the untreated. No reduction in phytoplankton biomass, as measured by microscopic counting, could be established.

The small increase in secchi depth depends on turbidity, in which phytoplankton is included, only showed a minor decrease. Turbidity seems largely to depend on particulate matter that is resuspended due to water movements. Resuspension will have a substantial effect on secchi depth due to the shallow character of the bay, and the low coverage of submerged macrophytes, that stabilize the sediments.

The reduced availability of phosphorus in the treated enclosure resulted in a substantial reduction in nitrogen fixing cyanobacteria, and lowered concentration of total nitrogen, compared to the untreated enclosure and the water outside the enclosures. During summer, total nitrogen concentration was almost 200 $\mu\text{g/l}$ lower in the treated enclosure compared to the untreated. Using an estimated nitrogen fixing rate of 11 mg nitrogen/ $\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$ for the untreated enclosure, and extrapolating this rate to the whole bay it corresponds to an amount of fixed nitrogen of 23 tonnes during summer.

Förord

I samband med den här rapportens färdigställande kom en relevant artikel i tidningen *Ny Teknik* (2 Februari 2002) ”Risk för ökad blomning av giftiga alger –Östersjöns fosforhalter ökar igen” I artikeln framgår det att fosforhalterna har ökat med 20% mellan 1995 och 2000 i Egentliga Östersjöns djupare vatten, fosfor som har frigjorts från sedimenten på grund av syrgasbrist. Det konstateras att den fosfor som nu frigörs, till stora delar kommer från våra tidigare utsläpp. Man befärar mer omfattande blomningar av kvävefixerande blågröna alger (cyanobakterier), eftersom tillgången på oorganiskt kväve samtidigt minskat, om eller när detta fosforrika vatten når ytligare vattensikt. Slutsatsen i artikeln är att fosforutsläppen till Östersjön måste fortsätta att minska.

Artikeln i *Ny Teknik* belyser ett par, för föreliggande rapport, aktuella aspekter. Den visar på sedimentens centrala roll för vilka fosforhalter vattnet kommer att hålla. Mer kunskap behövs generellt om vilka fosforformer i sedimenten som motstår en syrgasfri miljö utan att lösas upp och frigörs till vattnet. I Östhammarsfjärden är fosforfrigörelsen från sedimenten den dominerande fosforkällan till vattnet. Artikeln påvisar också sambandet mellan tillgången på fosfor, och en relativ brist på kväve, för blomningar av kvävefixerande cyanobakterier.

Föreliggande rapport redovisar en undersökning, genomförd i Östhammarsfjärden under sommarhalvåret 2001, över vad som händer med ett antal vattenkemi- och växtplanktonparametrar när fosforläckaget från sedimenten minskas.

Rapporten har utarbetats av Emil Rydin och Ulf Westerlund, Limnologiska avdelningen, Uppsala Universitet.

Uppsala i Februari 2002-02-21

Emil Rydin

Innehåll

Inledning	1
Material och Metoder	2
Resultat	2
Diskussion	6
Tabell 1. Vattenkemiska analysresultat	12
Tabell 2. Fytoplanktonbiomassor	13
Litteraturförteckning	14

Inledning

Fosfor

Fosfor som frigörs från sedimenten, sk internbelastning, kan upprätthålla en hög näringsnivå och produktivitet i sjöar. Om sedimenten har en dålig fosforbindande förmåga, antingen beroende på att sedimentet är mättat på fosfor, eller att bindningsmöjligheterna minskat på grund av att sedimentet regelbundet blir syrgasfritt, fungerar sedimenten dåligt som lagringsplats för fosfor. Resultatet blir högre koncentrationer i vattnet och lägre fosforhalt i sedimenten. Denna effekt kommer med tiden att avklinga, beroende på vattnets omsättningstid och storleken på den externa fosfortillförseln.

Dessa processer är giltiga även för kustzonen. I Östhammarsfjärden har budgetberäkningar visat att upp till 90% av fosfor i vattenmassan kommer från sedimenten (Rydin opubl). Vattnets omsättningstid är svårare att beräkna, även om det finns modeller för detta (Persson et al. 1994, Persson & Håkanson 1996). Utan ett tillförlitligt värde på vattnets genomsnittliga utbytestid för t ex Östhammarsfjärden blir prognoser för systemets minskade produktivitet i framtiden osäkra.

Kvävefixering

Förutom fosfor är kväve ett centralt näringsämne i akvatiska system. Fosfor anses vara generellt begränsande i produktiva sjöar därför att kvävefixeringen på årsbasis fullt ut kan kompensera för en ökad fosforbelastning, och därigenom ”fylla på” med kväve i sjön så att en sambegränsning av kväve och fosfor nås. Det är osäkert om det fenomenet också är giltigt för kustzonen runt Östhammar. Kvävefixeringen kan dock i det här området motsvara mängder som endast har uppmätts i mycket produktiva sötvatten (Hellström 1998, Rydin et al. 2001). Denna kvävefixeringsprocess, som förekommer under sommaren, induceras av att tillgången på ammonium och nitrat tillfälligt tar slut (medan fosfor fortfarande finns tillgänglig, t ex frigjord från sedimenten) varvid cyanobakterier (blågröna alger) med förmågan att omvandla atmosfäriskt kväve (N_2) till ammonium och nitrat i organismen får en given konkurrensfördel gentemot eukaryota fytoplankton (som kräver tillförsel av ammonium eller nitrat för tillväxt). Resultatet blir en så kallad algbloomning av ibland giftiga och för djurplankton svårätbara cyanobakterier. Denna process är naturlig, men omfattningen och intensiteten av blomningen styrs av mängden tillgänglig fosfor i systemet. Detta innebär att om man minskar tillförseln av nitrat eller ammonium under sommaren, men inte fosfor, har man bäddat för en mer omfattande cyanobakterieblomning, på bekostnad av annan fytoplanktontillväxt vars biomassa kan transporteras uppåt i näringsväven.

Aluminium

Då fosforhalten i grundare vatten avspeglar sedimentens fosforbindande förmåga har olika metoder utvecklats för att öka på denna förmåga. Aluminium binder fosfor effektivt i sediment oberoende av syrgastillgång och har använts i tre decennier för att minska fosforhalten i sjöar. Under år 2000 undersöktes om aluminium band fosfor även i Östhammarsfjärdens sediment. Aluminiumsulfatgranuler tillsattes till olika platser i Östhammarsfjärden. På de grundare områdena återfanns ej det utlagda aluminiumet, förmodligen pga. kraftig sedimenttransport, men på områden djupare än 6 m stannade aluminiumet kvar och en betydande ackumulation av aluminiumbunden fosfor skedde i de syrgasfria sedimenten. Försöken visade att aluminium effektivt binder fosfor i brackvattensediment (Rydin 2000). Dessa resultat ligger till grund för den här undersökningen där *målsättningen* var att klargöra följande:

1) Kommer kvävehalten att minska i motsvarande omfattning som fosfor reduceras i fjärdens vatten på grund av minskad kvävefixering?

2) Är aluminiumbehandling en effektiv metod för att förbättra övergödningssituationen i Östhammarsfjärden? Kommer den förväntade bindningen av fosfor till aluminium i sedimenten göra att siktdjupet ökar från dagens knappa meter till 2 m? Kommer detta i sin tur innebära att undervattensvegetationen etablerar sig?

Material och Metoder

I den nordöstra delen av Östhammarsfjärden (60°16,3'N 18°23,5'E), öster om Gräsöarna, placerades två stycken inneslutningar ut i mitten på Maj på 3 m djup. Inneslutningarna, 8 m i diameter, bestod av en presenningscylinder med en kätting som löper i en ficka runt botten. I motsvarande ficka vid ytan var flytmateriel instuckat. Kättingen fungerade som tyngd och gjorde att cylindern sjönk ner i sedimenten och förhindrade vattenutbyte. Flytmaterialet (frigolit) höll upp inneslutningen ovanför vattenytan även vid kraftig vågbildning.

Inneslutningarnas position säkrades av en stadigt förankrad flytbrygga med tvärställda metallarmar, vars ytterändar vilade på bojar (Fig. 1 på omslaget).

Den 18 Maj tillsattes 50 kg aluminiumsulfat (Kemwater ALG) vilket motsvarar totalt 5 kg aluminium eller 100 g/m². Då aluminiumflockbildningen sänkte pH i det inneslutna vattnet från 8,2 till 6,8 byttes vattnet ut i båda inneslutningarna den 29 Maj. Vattnet byttes genom att repen som var fästade i nedre delen på inneslutningarna halades upp. Efter en halvtimme bedömdes att allt vatten bytts ut och nederdelen av inneslutningarna släpptes ner igen. På så vis blev den enda skillnaden att den ena inneslutningen hade aluminiumsulfatgranuler i sedimenten, den andra inte, och effekten av detta kunde följas. Det finns en möjlighet att inneslutningarna inte höll tätt mot botten mellan den 29 Maj och den 19 Juni pga en vattenståndshöjning. Den 19 Juni åtgärdades detta, och ett dykarlag bekräftade den 4 Juli att installationen höll tätt mot botten.

Med som mest två veckors intervall mättes siktdjup och vattenprover togs med ett Ramberggrör, vilket gav ett prov som representerar hela vattenkolumnen (0-3 m).

Vattenproverna analyserades med avseende på pH, konduktivitet, alkalinitet, färg, grumlighet, fosfatfosfor, partikulärfosfor, totalfosfor, nitritkväve, nitratkväve, ammoniumkväve, partikulärkväve, totalkväve, klorofyll a, kisel och aluminium (Tabell 1). Vatten konserverades för fytoplanktonanalys enligt Olrik et al. (1998). Vattenkemianalyserna och fytoplanktonräkningen genomfördes av Erkenlaboratoriet.

Den 2 Juli, samt vid försökens avslutande den 10 Oktober, togs tre sedimentproppar från den behandlade inneslutningen för att visuellt fastställa aluminiumskiktets läge i sedimenten. Ytsedimentprover togs också med Ekmanhuggare den 10 Oktober för analys av bottenfauna. Målsättningen var att klarlägga aluminiumets effekter på denna. Det visade sig att sedimenten i de båda inneslutningarna inte höll någon bottenfauna. Syrgastärningen hade varit så pass omfattande att det inneslutna bottenvattnet blev syrgasfritt, varvid bottenfaunan försvunnit. Ackumuleringen av sedimentfosfor till det tillsatta aluminiumet har inte studerats i detta försök. Den processen undersöktes i ett tidigare försök (Rydin 2000).

Resultat

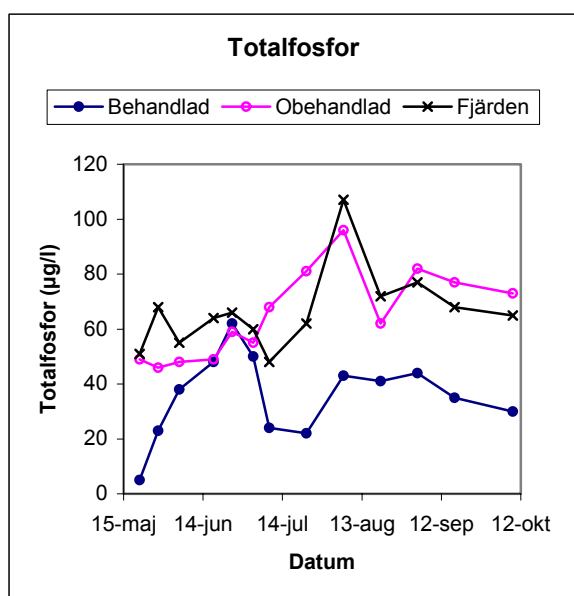
Tillsatsen av aluminiumsulfat hade en drastisk effekt på vattnet initialt. En liten del av granulerna löste upp sig, medan de snabbt sjönk till botten, och det lösta aluminiumet bildade en flock som effektivt fällde ut partiklarna i vattnet. Detta syns tydligt på ett flertal parametrar såsom siktdjup, klorofyll och totalfosfor.

Totalfosfor

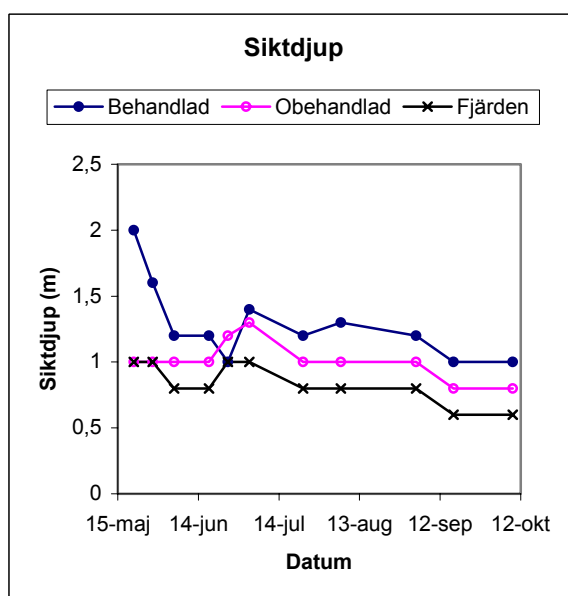
Efter aluminiumtillsatsen steg fosforhalten i vattnet, från en mycket låg koncentration i slutet på Maj, till att nå samma koncentration, runt 60 µg/l, som i den obehandlade inneslutningen och i fjärden i slutet på Juni. Därefter sjunker fosforkoncentrationen till drygt 20 µg/l i Juli, för att under Augusti tom Oktober ligga mellan 30 och 45 µg/l. I den obehandlade inneslutningen, liksom i fjärden, ligger koncentrationerna av fosfor mellan 50-60 µg/l fram till Juli månad, för att därefter ligga över 70 µg/l under resten av försöksperioden (Fig. 2).

Siktdjup

I samband med en kontroll av inneslutningarna dagarna efter installationen och aluminiumtillsatsen översteg siktdjupet 3 m (botten kunde ses) i den behandlade inneslutningen. Vid den första provtagningen en vecka efter aluminiumtillsatsen var siktdjupet 2 m, och det fortsatte minska till Juli, då det stabiliserade sig runt 1,2 m. Den obehandlade inneslutningen höll runt 1,0 m, medan fjärdens siktdjup pendlade runt 0,8 m (Fig. 3).



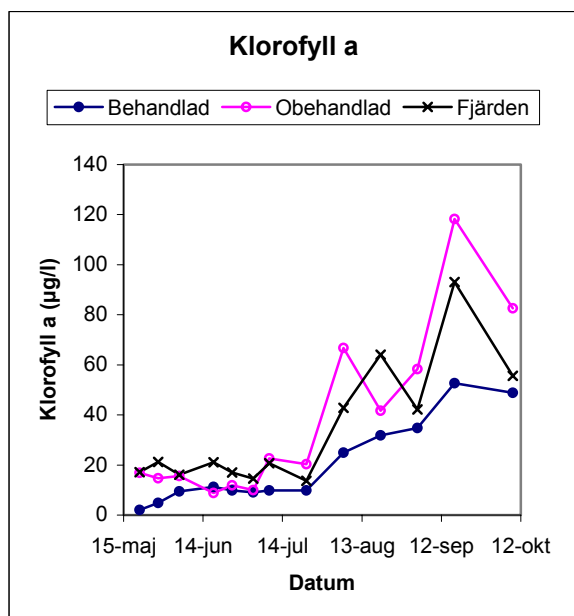
Figur 2. Totalfosfor



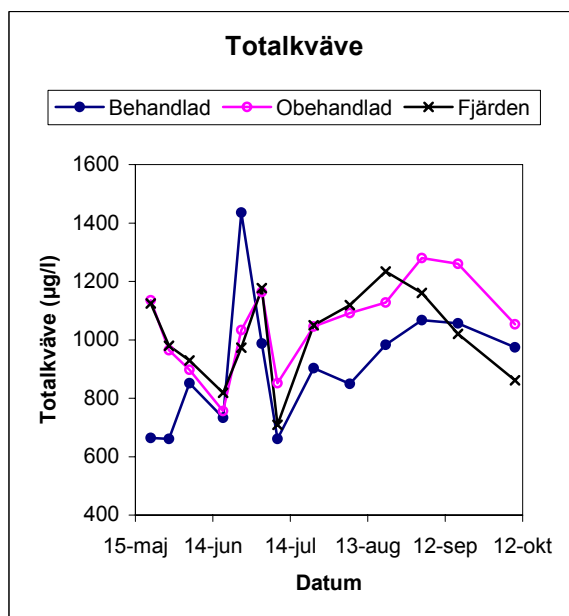
Figur 3. Siktdjup

Klorofyll a

Mängden klorofyll a är ett indirekt mått på biomassan av fytoplankton. Liksom totalfosfor stiger klorofyll a koncentrationen i den behandlade inneslutningen från mycket låga värden för att i månadsskiftet Juni/Juli hålla samma halter som den obehandlade inneslutningen, cirka 10 µg/l. Från och med slutet på Juli stiger klorofyllkoncentrationen i båda inneslutningarna och i fjärden. Den behandlade inneslutningen har som mest 50 µg klorofyll/l, medan den obehandlade inneslutningen och fjärden når mycket höga koncentrationer, runt 100 µg/l (Fig. 4).



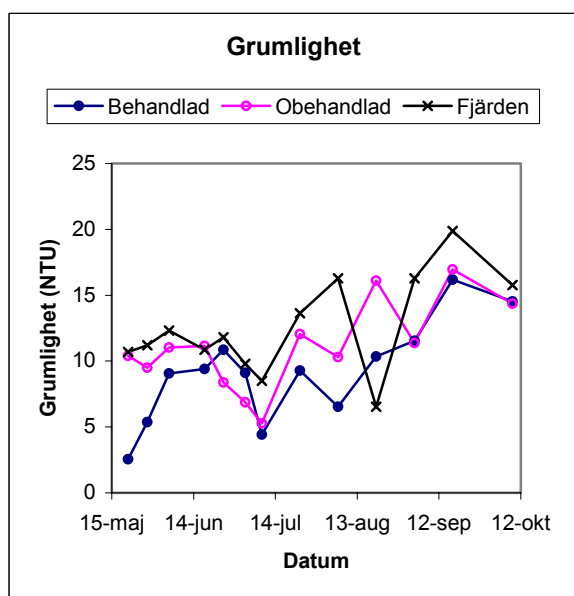
Figur 4. Klorofyll a



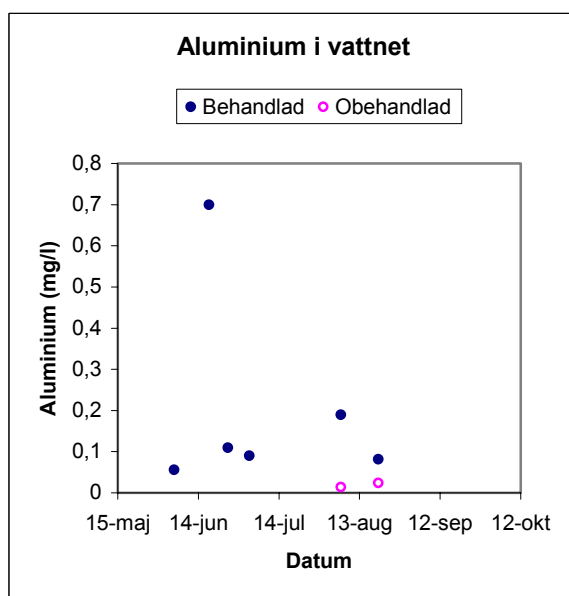
Figur 5. Totalkväve

Totalkväve

Kvävekoncentrationen pendlar under försöksperioden, med ett undantag, mellan 650 och 1050 µg/l i inneslutningen som fick aluminium. Från och med början på Juli och fram tom September ligger koncentrationen i den obehandlade inneslutningen 188 µg/l, medelvärde 4/7-18/9 2001, högre än den behandlade (Fig. 5).



Figur 6. Grumlighet



Figur 7. Aluminium

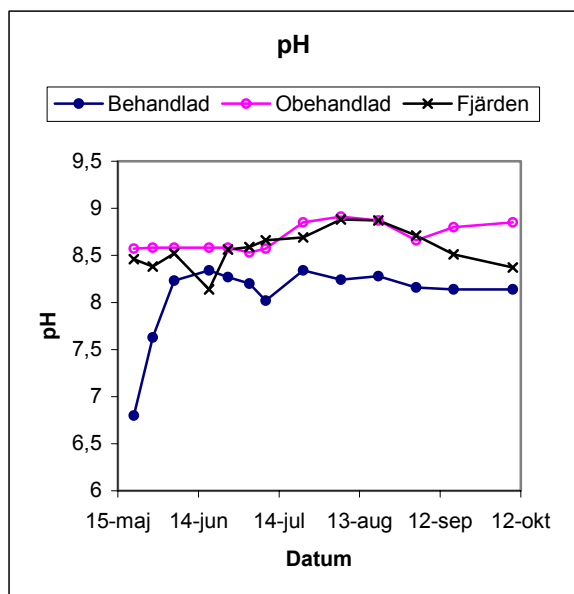
Lösta näringsämnen

Algtillgänglig fosfor (fosfat), ammonium och nitrat fanns bara i mätbara koncentrationer vid något enstaka tillfälle under försökets gång i inneslutningarna och i fjärden (Tabell 1).

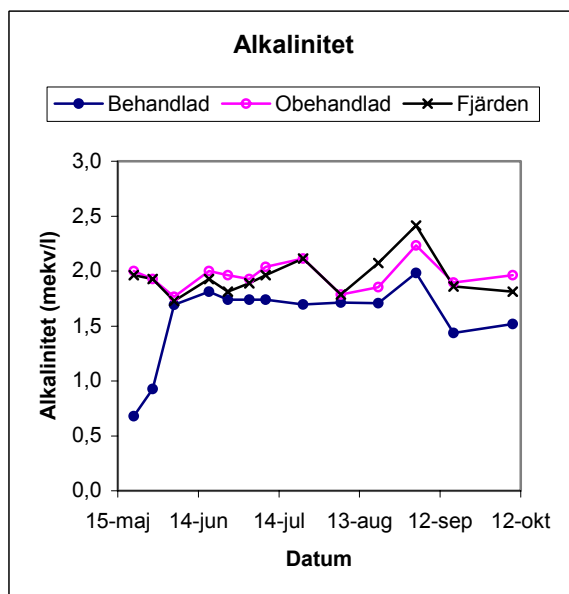
Aluminium i vattnet mättes i båda inneslutningarna, men ej i fjärden. Aluminium i den obehandlade inneslutningen höll som mest 24 µg Al/l, medan den behandlade höll runt 100 µg/l, med undantag för ett mättillfälle, då 700 µg/l uppmättes (Fig 7).

pH och alkalinitet

Flockbildningen resulterade i att pH och alkalinitet sjönk, och dessa parametrar förblev något lägre jämfört med den obehandlade även efter det att vattnet byttes i inneslutningarna den 29 Maj (Fig. 8 och 9).



Figur 8. pH



Figur 9. Alkalinitet

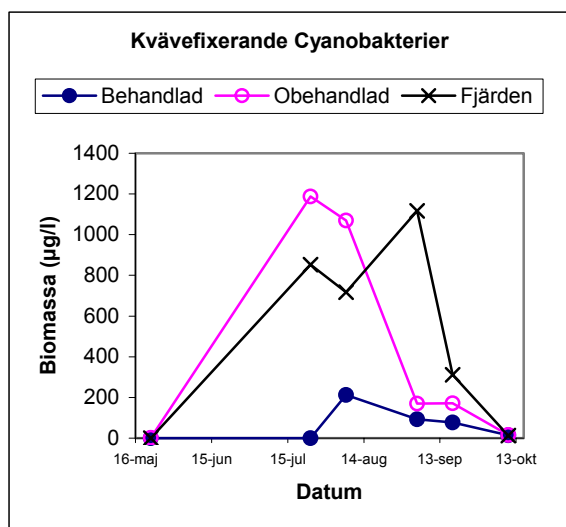
Fytoplanktonbiomassa

Sammansättningen av växtplankton dominerades av cyanobakterier som inte kan fixera kväve (Tabell 2). Denna grupp bestod till största delen av *Lyngbya* sp. Speciellt vid provtagningen 24 Juli för den behandlade inneslutningen och provtagningarna den 24 Juli och 7 Augusti för den obehandlade inneslutningen. Fjärden saknade dessa toppar i biomassa. Provtagningen den 4 September visade att andelen oidentifierade filamentösa cyanobakterier var hög i den behandlade inneslutningen (Tabell 2).

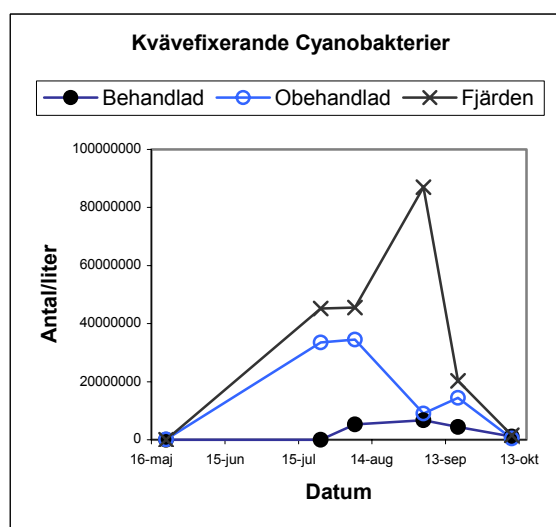
Grönalger var närvarande under hela sommaren och hösten i de båda inneslutningarna samt i fjärden, någon skillnad i biomassa kunde inte ses. I den behandlade inneslutningen påträffades kiselalger endast den 18 September och då i mycket liten mängd. I den obehandlade inneslutningen fanns kiselalger närvarande vid nästan alla tillfällena, utom den 4 September och den 10 Oktober. Biomassan av kiselalger i den obehandlade inneslutningen uppgick som mest till 0,8 mg våtvikt/l (24 Juli). I fjärden påträffades inga kiselalger (Tabell 2). Pansarflagellater följde samma mönster som kiselalger i den behandlade inneslutningen. I den obehandlade inneslutningen fanns pansarflagellater närvarande från den 18 September och framåt. Biomassan av pansarflagellater var låg i båda inneslutningarna och ingen skillnad i biomassa kunde bestämmas. Rekylalger fanns i små mängder i båda inneslutningarna samt fjärden. Biomassan av små cyanobakterier som inte kan kvävefixera var lägre i de båda inneslutningarna än i fjärden. Det var endast vid ett tillfälle (7 Augusti) som biomassan inte var lägre i inneslutningarna än i fjärden (Tabell 2). Någon skillnad mellan inneslutningarna kunde inte ses. Gruppen övriga innefattas av klasser vilka aldrig översteg 5%

i biomassafördelning, dessa klasser var; *Conjugatophyceae*, *Euglenophyceae*, *Chrysophyceae*, *Haptophyceae* samt små oidentifierade ovala/avlånga bruna växtplankton.

Biomassan av kvävefixerande cyanobakterier med heterocyter i den aluminiumbehandlade inneslutningen var som högst i början på Augusti. Den var då 0,2 mg/l. Under slutet på Juli och i början på Augusti uppgick biomassan av kvävefixerande cyanobakterier med heterocyter till 1,1 mg/l i den obehandlade inneslutningen. Biomassan skilde sig alltså med en faktor 5. I September sjönk biomassan av kvävefixerande cyanobakterier med heterocyter i de båda inneslutningarna. Den obehandlade inneslutningen höll en biomassa på 0,2 mg/l i September, medan den behandlade höll cirka 0,1 mg/l vid båda provtagningstillfällena under September. Biomassan skilde sig alltså med en faktor två i September (Fig 10). Skillnaden i kvävefixerande cyanobakterier mellan de tre stationerna kan även ses på *antalet* individer (Fig 11).



Figur 10. Biomassan av heterocytförsedda cyanobakterier (*Anabaena* sp.)



Figur 11. Antal heterocytförsedda cyanobakterier (*Anabaena* sp.)

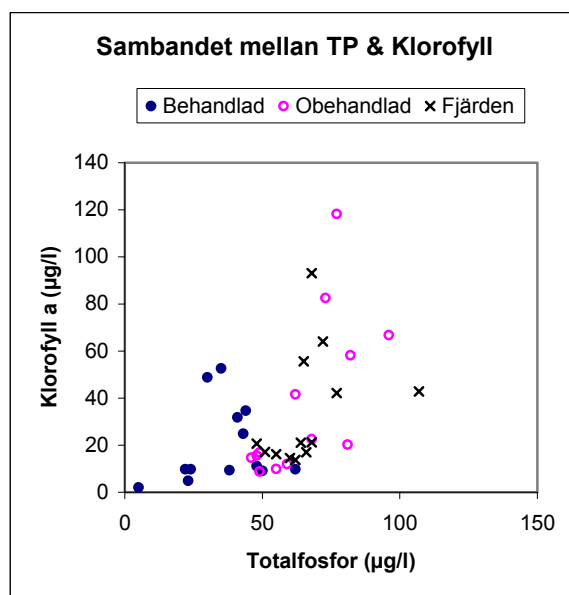
Diskussion

Aluminiumtillsatsen hade en tydlig effekt på fosforkoncentrationen i vattnet. Från och med Juli månad och fram till försökets avslutande i mitten på Oktober var koncentrationen mindre än hälften i den behandlade inneslutningen jämfört med den obehandlade och i fjärden utanför. Fosforkoncentrationen skulle troligen vara ännu lägre om inget nytt vatten hade släppts in, från vilket näringsrika partiklar sedimenterar ut och näring frigörs. Men i ett öppet system som Östhammarsfjärden är det en process som bör inkluderas när effekten av ett aluminiumskikt skall undersökas. Ett aluminiumskikt fungerar som ett fosforabsorberande kemiskt lock i sedimenten, där främst fosfor från sedimenten under skiktet fångas upp. Fosfor som frigörs från material ovanför aluminiumskiktet kommer att recirkuleras till vattnet.

Kvoten mellan totalkväve och totalfosfor används ibland som indikator på om kväve eller fosfor begränsar primärproduktionen. En kvot över 7:1 (viktbasis) indikerar att fosfor begränsar en fortsatt tillväxt, medan kvoter under 7:1 innebär att kväve gör det. Låga kvoter skall alltså gynna kvävefixerande cyanobakterier. Medelvärde av denna kvot för den behandlade inneslutningen var från 29 Maj fram till försökens avslutande 26:1, den obehandlade 16:1 och för fjärden 15:1 (totalkväve: totalfosfor, viktbasis). Dessa kvoter tyder på att fosforbegränsningen blir mer uttalad när flödet från sedimenten minskar.

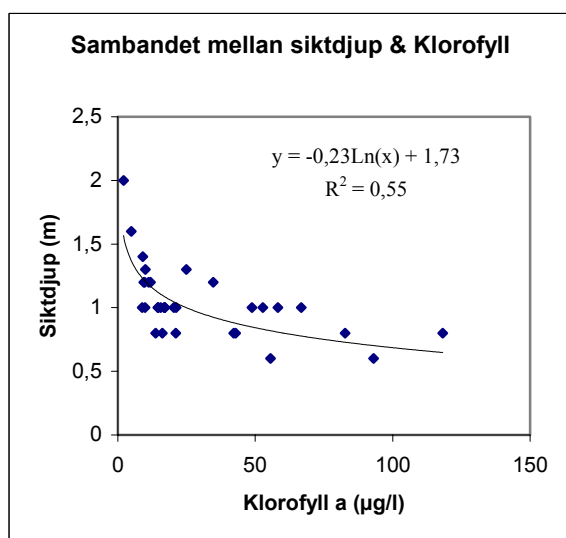
Halterna av alg tillgängliga makronäringsämnen (fosfat, nitrat och ammonium) låg generellt, med undantag för något enstaka provtagningstillfälle, under respektive

detektionsgräns. Detta mönster antyder ett dynamiskt system, där kväve fixeras efter behov, dvs när fosfat tillförs vattnet från t ex sedimenten. Trots detta ser sambandet mellan klorofyll *a* och totalfosfor ganska dåligt ut (Fig. 12). En förklaring till detta kan vara vattnets grumlighet (se nedan), vilket innebär fosfor i vattnet som inte är tillgängligt för fytoplankton.

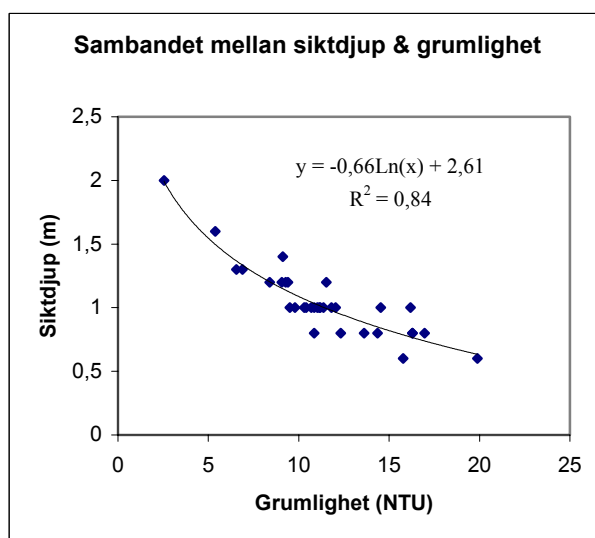


Figur 12. Klorofyll *a* plottat mot totalfosfor

Siktdjupet ökade i storleksordningen 20% pga aluminiumbehandlingen, vilket dock inte är mer än 0,2 m. Generellt avgörs siktdjupet primärt av mängden löst organiskt material ”Humus” och partikulärt material ”grumlighet” (Fig. 6). Av dessa två är löst organiskt material av underordnad betydelse i Östhammarsfjärden, vilket framgår av de låga färgtalen (Tabell 1). Fytoplankton, mätt som klorofyll *a*, har en viss inverkan på siktdjupet (Fig. 13), men i Östhammarsfjärden är sambandet mellan siktdjup och grumlighet starkare (Fig. 14).



Figur 13. Siktdjup plottat mot klorofyll *a*. (Behandlad, obehandlad och fjärden).



Figur 14. Siktdjup plottat mot grumlighet (Behandlad, obehandlad och fjärden).

I grumlighetsbegreppet ingår fytoplankton tillsammans med övrigt partikulärt material, vilket enkelt uttryckt är uppvirvlat sediment. Fjärdens morfometri, en relativt grund fjärd i förhållande till dess storlek, gör att t ex vindinducerade vattenströmmar lätt resuspenderar ytsediment. Skillnaden i siktdjup mellan den obehandlade inneslutningen och fjärden kan förklaras med en lägre halt resuspenderade sediment i inneslutningen jämfört med utanför. Inneslutningarna var exponerade för sydostliga vindar, och presenningen fortplantar vattenrörelser men inte vattenströmmar.

Undervattensväxter förhindrar resuspension av sediment, dels genom att rötterna binder sedimentet, dels genom att växtens närvaro bromsar vattenströmmen närmast botten. Enligt uppgift (Björn Bergkvist, Östhammars kommun) har utbredningen av undervattensväxter på fjärdens botten minskat under andra halvan av 1900-talet, och en möjlig förklaring till minskad täckning av undervattensväxter är att en ökad näringshalt i vattnet för flera decennier sedan har gynnat fytoplankton, vilka har minskat siktdjupet, vilket i sin tur har försämrat ljusklimatet för undervattensväxterna. Även påväxtalger gynnas av förhöjda näringshalter i vattnet, vilka också försämrar ljusklimatet för undervattensväxter när dessa blir överväxta. När väl rotade undervattensväxter slagits ut blir en återetablering svår på grund av det dåliga ljusklimatet, som förutom en hög fytoplanktontäthet, nu också i hög grad beror på att resuspenderat material har ökat grumligheten.

Aluminiumtillsats i form av aluminiumsulfatgranuler har aldrig provats i stor skala, lösta former av aluminiumsulfat eller aluminiumklorid är det som används. Tanken med aluminiumsulfat i fast form är att det skall sjunka ner någon centimeter sedimentet innan det löser upp sig. En nackdel med en traditionell aluminiumflock som lägger sig på sedimentytan i grundare områden är att den kommer att transporteras iväg av vattenströmmar.

Vid sedimentprovtagningen den 2 Juli låg aluminiumskiktet på 2 cm sedimentdjup, och i Oktober på 5-6 cm sedimentdjup. Att aluminiumskiktet efter 5 månader ligger så pass långt ner i sedimenten är lite överraskande. En kombination av att det har sedimenterat ner nytt material ovanpå, och att aluminiumskiktet sjunkit ner en bit beroende på sedimentets struktur och densitet, måste vara förklaringen till detta fenomen. Halten av aluminium var högre i den behandlade inneslutningens vatten än i den obehandlade. Variationen av aluminiumhalten i den behandlade inneslutningens vatten, som vid vissa tillfällen låg under detektionsgränsen, tyder på att aluminiumet var partikelbundet.

Koncentrationen av fytoplankton mättes på två olika sätt; biomassa och klorofyll *a*. Dessa två parametrar skall i stor utsträckning följa varandra. En jämförelse mellan dessa visar att de inte följs åt vid alla provtagningar (Fig. 4 och Tabell 2). Bristen på korrelation mellan biomassa och klorofyll *a* kan bero på: Biomassabestämningen av mycket små trådformiga cyanobakterier (*Lyngbya* sp.) är osäker och koncentrationen av klorofyll *a* i fytoplankton kan variera. Tidigare analyser av fytoplankton i Östhammarsfjärden har visat att cyanobakterier dominerar till 80 % på årsbasis (Hellström 1998), en dominans över 80% under sommarhalvåret är därför rimligt.

I månadsskiftet Juli/Augusti förekom det en massiv algblomning av *Lyngbya* sp. i de båda inneslutningarna, denna blomning uteblev i fjärden. Dessa biomassatoppar i inneslutningarna ser ut att vara en effekt av inneslutningen. *Lyngbya* sp. var dock det huvudsakligt dominerande algsläktet i båda inneslutningarna och fjärden. En förklaring till den starka dominansen av *Lyngbya* sp. kan vara att svavelväte inte hämmar deras fotosyntes, vilket gäller för de flesta fytoplankton (Fischer 1999). Sedimenten i Östersjön innehåller naturligt höga halter av sulfat, som omvandlas och löses ut i vattnet som svavelväte vid låga syrekoncentrationer. I eutrofierade system förekommer ofta syrebrist vid botten eftersom den syrekrävande nedbrytningen av dött organiskt material är stor. Tidigare undersökningar har visat att syrgastäringen är mycket hög i Östhammarsfjärden (Lindqvist 1997). I de båda inneslutningarna kan syrebristen varit större på grund av att vattenmassan blir stabilare i en

inneslutning, vilket innebär att en syretransport ner i vattenmassan försvåras. I denna undersökning gjordes inte några mätningar av syre- och sulfidhalt, vilket gör att inga säkra slutsatser av detta resonemang kan göras.

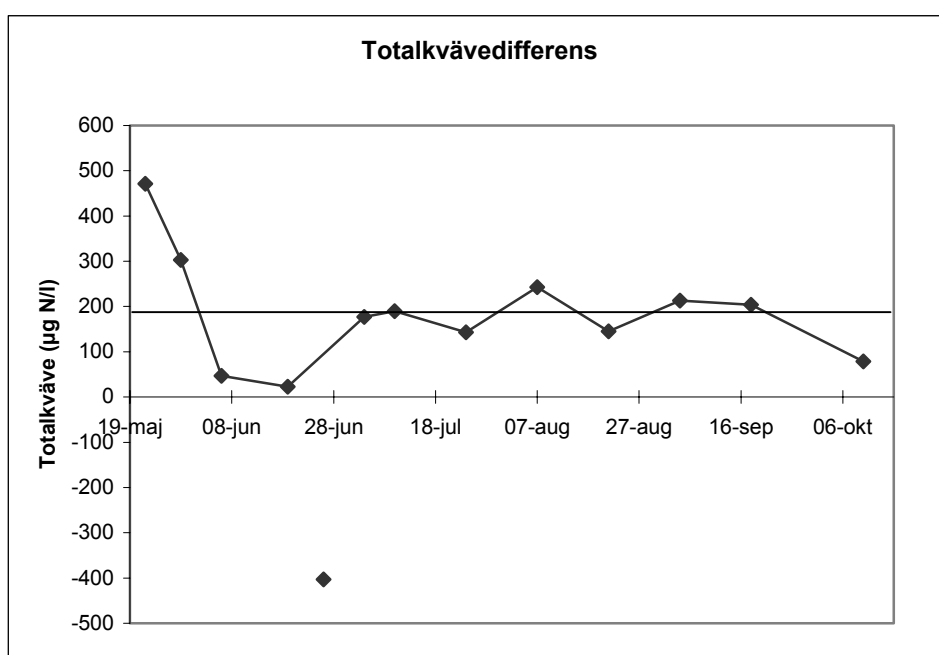
I princip skall inslaget av cyanobakterier minska när fosforbegränsningen blir mer uttalad, detta gäller alla cyanobakterier oavsett om de kan fixera kvävgas eller inte. Trots att fosforkoncentrationen halverades i den behandlade inneslutningen med en ökning av N/P-kvoten som följd, minskade inte inslaget av cyanobakterier som klass, däremot minskade biomassan av kvävefixerande cyanobakterier. Östhammarsfjärden är ett hypereutroft vattensystem och trots halveringen av den totala fosforkoncentrationen till 35 µg/l är halten fortfarande hög och kan jämföras med Naturvårdsverkets tillståndsklassning (1999), där 40 µg/l klassas som en mycket hög halt. Eftersom halterna av tillgängliga näringsämnen (fosfat, nitrit, nitrat och ammonium) i vattnet under försöket var låga kan de anses vara begränsande, men det är troligt att någon ytterligare faktor än näringsämnen kan ha begränsat vissa fytoplanktongrupper. Det dåliga siktdjupet som råder i Östhammarsfjärden kan innebära att vissa fytoplankton är begränsade av ljus för sin produktion. Under sommarmånaderna höll den behandlade inneslutningen ett siktdjup runt 1,2 meter och den obehandlade runt en meter. Den del av vattenmassan där fotosyntes är möjlig beräknas teoretiskt; 2 gånger siktdjupet. Detta gör att det är en relativt liten del av vattenmassan där produktion är möjlig. En sådan miljö gynnar de fytoplankton som kan optimera ljusintensiteten genom att reglera sitt vertikalläge i vattenmassan, t.ex. flagellater och cyanobakterier. Detta skulle kunna förklara dominansen av cyanobakterier och den uteblivna skillnaden i biomassa av grönalger, vilka saknar förmågan att reglera sin vertikallposition.

Normalt i svenska sjöar och i Östersjön dominerar kiselalger under vår- och höstomrörning. Det var endast i den obehandlade inneslutningen, under månaderna Juli och Augusti, som kiselalger påträffades i relativt stora mängder. Inga kiselalger påträffades utanför inneslutningarna och endast en liten del påträffades i den behandlade inneslutningen. Avsaknaden av kiselalger i början av experimentet är inte förvånande, eftersom de vid dessa breddgrader normalt har sin vårblomning runt månadsskiftet April/Maj. Att de påträffades i den obehandlade inneslutningen under sommaren är inte heller förvånande eftersom de kan finnas närvarande under hela året, dock aldrig som dominerande klass under sommaren. Som tidigare nämnts bör kiselalger påträffas och dominera planktonsamhället under vår och höstomrörningen. Vid den sista provtagningen den 10 Oktober, dominerade fortfarande cyanobakterier i alla tre provpunkter. Kiselalgerna är troligen utsatta för ett högt predationstryck från zooplankton, cyanobakterier är däremot dålig zooplanktonföda och är därför inte utsatta för samma predationstryck. Kiselalger är en värdefull näringskälla för zooplankton som i sin tur gynnar fiskar och bottendjur, kiselalger är därför en viktig komponent i den akvatiska födoväven. Under hösten hittades mixotrofa pansarflagellater, de är inte beroende av lösta näringsämnen eftersom de kan utnyttja bakteriefauan som föda. Deras celler är även utrustade med utskott som försvårar predation från zooplankton.

I ett akvatiskt system där kvävebegränsningen försvinner genom att fosforhalten minskas, där minskar även kvävefixeringen. Till följd av att totalfosforhalten, minskade även antalet heterocytbärande cyanobakterier, vilket i sin tur medförde att totalkvävehalten minskade. Koncentrationen av totalkväve i den behandlade inneslutningen var under perioden 4 Juli – 18 September i medel 188 µg/l lägre än i den obehandlade inneslutningen. Minskningen i totalkväve ligger i nivå med vad som kan förväntas. En minskning av fosforkoncentrationen med 35 µg/l skall i grova drag ge en totalkväveminskning på 250 µg/l. Detta resonemang baseras på den sk Redfieldkvoten och bygger på att plankton innehåller en konstant kvot av kväve och fosfor på 7:1 (viktbasis). Dock har Larsson et al. (2001) visat att Redfieldkvoten kan öka kraftigt hos blommande och kvävefixerande cyanobakterier.

I inneslutningarna kan koncentrationen av totalkväve minskas genom sedimentation, denitrifikation av bakterier samt minskad kvävefixering. Om sedimentations- och denitrifikationsprocesser antas vara lika i de båda koralerna, kan därför den lägre kvävekoncentrationen tillskrivas en mindre omfattande kvävefixering. Detta beror förmodligen på lägre fosfortillförsel från sedimenten, även om det inte kan uteslutas att de högre aluminiumhalter i den behandlade inneslutningen har en negativ inverkan på heterocytbildande *Anabaena* sp.

Den 19 Juni var skillnaden i totalkväve mellan de två koralerna endast 23 µg/l och kvävefixerande (heterocytbärande) cyanobakterier påträffades endast i liten mängd. I början av Juli hade tillväxten av kvävefixerande (heterocytbärande) cyanobakterier ökat i den obehandlade koralen (Fig. 10), liksom totalkvävehalten. Efter den 4 Juli var skillnaden i totalkväve relativt stabil fram till den 18 September och medelskillnaden var 188 µg/l högre i den obehandlade inneslutningen (Fig. 15).



Figur 15. Skillnad i totalkvävehalt mellan den obehandlade och behandlade koralen. Den 26 Juni var differensen negativ, dvs koncentrationen var högre i den behandlade inneslutningen än den obehandlade.

En skattning av hur mycket större kvävefixeringen var i den obehandlade inneslutningen, jämfört med den behandlade, mellan den 19 Juni och den 4 Juli (15 dygn) ger en hastighet på 11 mg N/m³ dag¹ (188-23=165 µg/l, 165/15=11 mg N/m³ dygn¹). Totalkvävedifferensen den 26 Juni har inte tagits med i beräkningen. Denna hastighet, 11 mg N/m³ dag¹, ligger under de 60 mg N/m³ dygn¹ som erhöles under en sommarmånad 1999 vid tillsatts av 3 mg P/ m³ dygn¹ i så kallade säckförsök i den närliggande Lötafjärden (Rydin et al. 2001).

Larsson et al. (2001) erhöles en beräknad kvävefixering (per kvadratmeter) vid Landsortsdjupet på 80 mg N/m² dygn¹. En ökning i kvävefixeringshastighet på 11 mg N/m³ dag¹, på grund av den högre totalfosforkoncentrationen i den obehandlade inneslutningen, får anses som rimlig. Om denna kvävefixering antas pågå under 90 dagar, dvs under sommaren, blir minskningen i kvävefixering 990 mg N/m³ (11 gånger 90). Sett till hela Östhammarsfjärden, en volym på 22 820 000 m³, skulle detta motsvara en utebliven kvävefixering på ungefär 23 ton. Denna mängd kan jämföras med reningsverkets utsläpp av kväve i fjärden - 18 ton kväve/år.

Målsättningen

1) Kvävehalten i Östhammarsfjärdens vatten minskar sommartid om fosfortillförseln från t ex sedimenten reduceras.

2) Aluminiumbehandling är en effektiv metod för att minska internbelastningen av fosfor i Östhammarsfjärden. Men det kommer inte att förbättra ”övergödningssituationen” i samma omfattning som fosforkoncentrationen minskas. En central parameter i ”övergödningssituationen” är siktdjupet. Siktdjupet styrs bara till en del av fytoplankton i Östhammarsfjärden. Andra faktorer, som resuspension av sediment ser ut att ha en större inverkan på siktdjupet än mängden fytoplankton. Detta gör att t ex undervattensvegetationen får svårt att etablera sig även om fytoplanktonkoncentrationen minskar.

Denna undersökning har finansierats av Östhammars kommun och VA-FORSK. Tack till vattenägarna som lät oss välja en lämplig plats i fjärden, till Östhammars kommun och Räddningstjänsten i Östhammar för hjälp i samband med installationen av inneslutningarna.

Tabell 1. Vattenkemiska analysresultat

Datum	Siktdjup (m)	pH	Konduktivitet	alkalinitet	Färg	Grumlighet	PO4-P	Part-P	TP	NO2-N	NO3-N	NH4-N	Part-N	TN	TN/TP	Klorofyll	Si	Al
Behandlad inneslutning			mS/m	mekv/l	mg Pt/l	NTU	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	viktkvot	µg/l	µg/l	(mg/l)
2001-05-22	2	6,8	637	0,7		3	<5		5	<1	<5	13		664	133	2		<0,5
2001-05-29	1,6	7,63	646	0,9	7,5	5	<5	23	23	<1	<5	<10	257	661	29	5	1268	<0,5
2001-06-06	1,2	8,23	652	1,7	10	9	<5	32	38	1	<5	<10	306	851	22	9	1040	0,056
2001-06-19	1,2	8,34	670	1,8	15	9	<5	38	48	<1	<5	<10	372	733	15	11	824	0,7
2001-06-26	1	8,27	680	1,7	15	11	<5	52	62	1	<5	<10	429	1436	23	10	64	0,11
2001-07-04	1,4	8,2	693	1,7	15	9	<5	34	50	<1	<5	75	369	987	20	9	692	0,09
2001-07-10		8,02	696	1,7	15	4	5	8	24	<1	<5	16	136	661	28	10	628	
2001-07-24	1,2	8,34	687	1,7	12,5	9	<5	12	22	<1	<5	<10	85	903	41	10	500	<0,5
2001-08-07	1,3	8,24	680	1,7	10	7	6	20	43	1	<5	<10	293	849	20	25	296	0,19
2001-08-21		8,28	724	1,7	20	10	<5	39	41	7	<5	<10	589	983	24	32	1632	0,082
2001-09-04	1,2	8,16	744	2,0	15	12	<5	29	44	2	<5	<10	548	1067	24	35	252	
2001-09-18	1	8,14	676	1,4	15	16	<5	21	35	1	<5	21	600	1056	30	53	1952	<0,01
2001-10-10	1	8,14	677	1,5	12,5	15	<5	26	30	3	<5	10	609	974	32	49	484	
Obehandlad inneslutning																		
2001-05-22	1	8,57	645	2,0		10	<5		49	<1	<5	19		1135	23	17		<0,5
2001-05-29	1	8,58	642	1,9	15	10	<5	38	46	<1	<5	<10	401	964	21	15	1440	<0,5
2001-06-06	1	8,58	655	1,8	15	11	<5	21	48	1	<5	<10	223	898	19	16	1152	<0,01
2001-06-19	1	8,58	659	2,0	17,5	11	<5	40	49	<1	<5	<10	366	756	15	9	1140	<0,5
2001-06-26	1,2	8,58	674	2,0	15	8	<5	13	59	<1	<5	<10	153	1033	18	12	988	<0,01
2001-07-04	1,3	8,53	679	1,9	20	7	<5	48	55	<1	<5	55	421	1164	21	10	1152	<0,01
2001-07-10		8,57	700	2,0	20	5	15	19	68	<1	22	12	149	851	13	23	1160	
2001-07-24	1	8,85	701	2,1	20	12	<5	14	81	<1	<5	25	216	1046	13	20	948	<0,5
2001-08-07	1	8,91	680	1,8	20	10	<5	45	96	1	<5	<10	414	1092	11	67	488	0,014
2001-08-21		8,87	785	1,9	15	16	<5	49	62	8	<5	<10	449	1128	18	42	328	0,024
2001-09-04	1	8,66	758	2,2	25	11	<5	65	82	4	<5	<10	741	1280	16	58	248	
2001-09-18	0,8	8,8	669	1,9	25	17	<5	63	77	<1	<5	15	597	1260	16	118	440	<0,01
2001-10-10	0,8	8,85	680	2,0	22,5	14	<5	64	73	1	<5	<10	608	1053	14	83	224	
Fjärden																		
2001-05-22	1	8,46	664	2,0		11	<5		51	1	<5	24		1124	22	17		
2001-05-29	1	8,38	676	1,9	15	11	<5	46	68	2	<5	<10	396	980	14	21	1212	
2001-06-06	0,8	8,52	679	1,7	15	12	<5	48	55	<1	<5	<10	495	929	17	16	940	
2001-06-19	0,8	8,14	698	1,9	20	11	<5	52	64	<1	<5	<10	454	819	13	21	924	
2001-06-26	1	8,56	708	1,8	15	12	<5	36	66	<1	<5	<10	246	973	15	17	732	
2001-07-04	1	8,59	719	1,9	20	10	<5	54	60	<1	<5	11	535	1177	20	15	848	
2001-07-10		8,66	724	2,0	20	9	14	16	48	<1	<5	<10	160	709	15	21	972	
2001-07-24	0,8	8,69	700	2,1	20	14	<5	28	62	<1	<5	<10	197	1050	17	14	1212	
2001-08-07	0,8	8,88	714	1,8	17,5	16	<5	57	107	2	<5	<10	550	1119	10	43	928	
2001-08-21		8,87	756	2,1	20	7	<5	69	72	8	<5	<10	676	1234	17	64	292	
2001-09-04	0,8	8,71	799	2,4	20	16	<5	60	77	5	<5	<10	719	1161	15	42	1676	
2001-09-18	0,6	8,51	716	1,9	20	20	5	52	68	<1	<5	16	516	1020	15	93	264	
2001-10-10	0,6	8,37	699	1,8	15	16	<5	57	65	<1	<5	<10	494	861	13	56	2088	

Tabell 2. Fytoplanktonbiomassor

Behandlad inneslutning	Total biomassa µg/l	Cyanobakterier <i>Cyanophyceae</i>						Rekylalger <i>Cryptophyceae</i> µg/l	Pansarfl. <i>Dinophyceae</i> µg/l	Kiselalger <i>Diatomophyceae</i> µg/l	Grönalger <i>Chlorophyceae</i> µg/l	Övriga <5% µg/l
		<i>Lyngbya sp.</i> µg/l	<i>Anabaena sp</i> µg/l		Oidentifierade filamentösa µg/l		Övriga ej N-fixerande µg/l					
			utan heterocyt	med heterocyt	utan heterocyt	med heterocyt						
2001-05-22	359	309	0	0	0	0	4	19	0	0	21	5
2001-07-24	14353	13528	4	0	569	0	118	0	0	0	126	8
2001-08-07	2302	791	29	73	155	140	802	4	0	0	293	15
2001-09-04	8155	1988	8	88	5536	5	141	0	0	0	383	6
2001-09-18	5659	5031	8	77	0	0	45	16	111	50	289	33
2001-10-10	5217	4600	4	14	0	0	124	48	0	0	408	20
Obehandlad inneslutning												
2001-05-22	2347	1801	0	1	0	0	85	218	0	37	163	41
2001-07-24	16483	13530	656	1153	0	35	85	0	0	822	199	3
2001-08-07	10876	9018	31	592	93	478	24	0	0	231	396	13
2001-09-04	2763	1677	29	170	735	0	20	0	0	0	109	24
2001-09-18	2486	1804	66	171	0	0	37	38	105	72	100	94
2001-10-10	2921	2554	1	16	0	0	31	0	45	0	35	241
Fjärden												
2001-05-22	1789	411	0	0	0	0	229	250	0	0	863	35
2001-07-24	3254	1005	197	852	195	0	691	24	0	0	276	14
2001-08-07	1748	228	123	717	19	0	399	5	5	0	209	45
2001-09-04	4866	2015	0	1116	0	0	839	59	333	0	277	226
2001-09-18	6106	4883	0	312	0	0	470	31	132	0	228	50
2001-10-10	4448	3851	0	12	0	0	303	0	41	0	158	83

Litteraturförteckning

Fischer U, Rethmeier J, Rabenstein A, Potthoff A (1999) Cyanobacterial community changes in sulfide biotopes of shallow coastal waters of the Baltic Sea. *Bulletin de Institut oceanographique, Monaco*, 19:257-263

Hellström T (1998) Why nitrogen is not limiting production in the seas around Sweden. *In* "Effects of Nitrogen in the aquatic environment" Kungliga Vetenskapsakademien. Rapport 1:11-22.

Lindqvist U (1997) Syrgastäring i sedimentproppar från Östhammars fjärdar. *Scripta Limnologica Upsaliensia B:10*

Larsson U, Hajdu S, Walve J, Elmgren R (2001) Baltic Sea nitrogen fixation estimated from the summer increase in upper mixed layer total nitrogen. *Limnol. Oceanogr.* 46(4):811-820

Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Naturvårdsverket. Rapport 4914, 134 p.

Olrik K, Blomqvist P, Brettum P, Cronberg G, Eloranta P (1998) Methods for quantitative assessment of phytoplankton in freshwaters, part 1. Naturvårdsverket. Rapport 4860, 86 p.

Persson J, Håkanson L, Pilesjö P (1994) Prediction of theoretical surface water turnover time in coastal waters using digital bathymetric information. - *Environmetrics*, Vol. 5: 433-449.

Persson J, Håkanson L (1996) A simple empirical model to predict deep water turnover time in coastal waters. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 1236-1245.

Rydin E, Huser B, Welch E (2000) Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnol. Oceanogr.* 45(1):226-230.

Rydin E, Gunnerhed M, Hyenstrand P, Blomqvist P (2001) Nutrient limitation of cyanobacterial blooms - an enclosure experiment from the coastal zone of the northwest Baltic proper. *Marine Ecology Progress Series*. Submitted

Rydin E (2000) Aluminiums fosforbindande förmåga i brackvattensediment –experiment i Granfjärden och Östhammarsfjärden. *Scripta Limnologica Upsaliensia B:20*



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08-506 002 00

Fax 08-506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se