

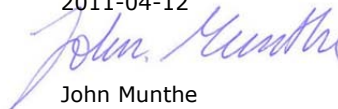
# Modellering av fosforomsättningen i Östhammarsfjärden

Simulering av åtgärder mot  
internbelastning

Magnus Karlsson, Mikael Malmaeus och Dan Lindgren  
B1974

April 2011

Rapporten godkänd:  
2011-04-12



John Munthe  
Forskningschef



<p><b>Organisation</b> IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.</p>	<p><b>Rapportsammanfattning</b></p>
<p><b>Adress</b> Box 21060 100 31 Stockholm</p>	<p><b>Projekttitel</b> Simulering av restaureringsåtgärder i Östhammarsfjärden</p>
<p><b>Telefonnr</b> 08-598 563 00</p>	<p><b>Anslagsgivare för projektet</b> Länstyrelsen i Uppsala län via Naturvatten i Roslagen AB</p>
<p><b>Rapportförfattare</b> Magnus Karlsson, Mikael Malmaeus &amp; Dan Lindgren</p>	
<p><b>Rapporttitel och undertitel</b> Modellering av fosforomsättningen i Östhammarsfjärden Simulering av åtgärder mot internbelastning</p>	
<p><b>Sammanfattning</b> Effekten av att kemiskt behandla sedimenten i Östhammarsfjärden för att minska läckaget av fosfor från sedimenten har undersökts med hjälp av en massbalansmodell. Resultaten från simuleringarna visar att en fullskalig behandling av sedimenten sannolikt skulle ge en betydande minskning av fosforkoncentrationen i vattnet och därtill kopplad primärproduktion. Samtidigt kan det konstateras att det finns osäkerheter i bedömningen relaterat till mätosäkerheter i det empiriska underlaget och antaganden i modellen. Östhammarsfjärden och intilliggande Granfjärden har extremt höga halter av fosfor och klorofyll i vattenmassan trots att den landbaserade tillförseln inte är anmärkningsvärt hög. En orsak till detta är den långsamma vattenomsättningen till följd av fjärdarnas avsnördhet. En annan trolig orsak är ett betydande utbyte av fosfor mellan vatten och sediment under vissa delar av året.</p>	
<p><b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren</b> Fosfor, internbelastning, åtgärder, kemisk fällning, modellering, övergödning, Östersjön</p>	
<p><b>Bibliografiska uppgifter</b> IVL Rapport B1974</p>	
<p><b>Rapporten beställs via</b> Hemsida: <a href="http://www.ivl.se">www.ivl.se</a>, e-post: <a href="mailto:publicationservice@ivl.se">publicationservice@ivl.se</a>, fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm</p>	



## Sammanfattning

Sverige, liksom övriga Östersjöstater, står inför stora utmaningar när det gäller att minska utsläppen och förbättra miljön i sina kustvatten om man skall leva upp till överenskomna internationella åtaganden. Att minska läckaget av fosfor från bottensedimenten genom att tillföra fällningskemikalier har föreslagits som en möjlig åtgärd för att minska effekterna av övergödning. I denna studie har vi med hjälp av en massbalansmodell och empiriska data från Östhammarsfjärden simulerat vilka troliga effekter en behandling av sedimenten skulle ge på fjärdens näringsförhållanden och indirekt dess primärproduktion.

Resultaten av simuleringarna visar att en fullskalig behandling av sedimenten sannolikt skulle ge betydande minskning av fosforkoncentrationen i vattenmassan under framförallt produktionsperioden (sommарhalvåret) samt att klorofyllhalten i vattenmassan skulle sjunka och siktdjupet öka. Samtidigt kan vi konstatera att det finns osäkerheter i bedömningen relaterade till mätosäkerheter i det empiriska underlaget samt till modellansatsen. I rapporten ges förslag till framtida undersökningar för att minska dessa osäkerheter.

Systemet Östhammarsfjärden-Granfjärden har extremt höga halter av fosfor och klorofyll i vattenmassan trots att den kända tillförseln av näringsämnen till området inte är anmärkningsvärt hög. En orsak till detta är fjärdarnas avsnördhet mot utanförliggande skärgårdsområden som medför ett långsamt vattenutbyte och dålig utspädning av den landbaserade tillförseln. En annan orsak till förhållandena är att fjärdarna är grunda och att utbytet av fosfor mellan vatten och sediment därmed är betydande.

Med hjälp av den salthaltsgradient som finns i systemet och med kännedom om sötvattentillförseln har vattenomsättningen beräknats och de externa flödena av fosfor kunnat kvantifieras. För att få modellerade koncentrationer i vattenmassan att överensstämma med empiriskt uppmätta fordras ett betydande tillskott av fosfor under vissa delar av året. Detta har i modellen förutsatts vara läckage av fosfor från sedimenten. Modellen som i utgångsläget är kalibrerad för typiska förhållanden i Östersjöns kustområden speglar denna dynamik väl givet att det finns en stor mängd mobil fosfor i sedimenten som inte minskar med tiden. Samtidigt visar empiriska data att det sker en viss begravnin g och fastläggning av fosfor i sedimenten i de djupare delarna av Östhammarsfjärden. För att då kunna sluta massbalansen fordras att det finns en okänd källa av fosfor som tillför systemet storleksordningen 2 ton/år. En sådan källa skulle kunna vara förekomst av linser, det vill säga rörligt finmaterial från historisk tillförsel som ännu inte kommit till ro på ackumulationsbotten (sedimentationsbotten).

En kemisk behandling av sedimenten syftar till minska fosforläckaget från ackumulationsbotten. Modellberäkningarna visar att storleken på detta flöde i dagsläget uppgår till cirka 3,5 – 5 ton/år, vilket kan jämföras med den kända landbaserade tillförseln på cirka 0,5 ton/år.

## Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
1 Inledning.....	3
2 Bakgrund.....	3
2.1 Massbalansmodellering.....	3
2.2 Miljöförhållanden i Östhammarsfjärdarna .....	4
3 Material och metoder.....	9
4 Resultat.....	12
5 Diskussion .....	16
6 Referenser.....	19
Bilaga 1 Morfometriska data samt sedimentologiska och hydrodynamiska beräkningar.....	22
Bilaga 2 Känslighets- och osäkerhetsanalys med Monte Carlo simulering .....	24

# 1 Inledning

Östhammarsfjärden är kraftigt övergödd. Litet siktdjup och mycket höga halter av klorofyll, totalkväve och totalfosfor gav dålig status för samtliga variabler vid vattenförvaltningens klassificering (Walve & Larsson 2007, Vattenmyndigheten i Norra Östersjöns Vattendistrikt 2009). I området finns viktiga reproduktionslokaler för abborre, gädda och i synnerhet gös. Vattenmyndighetens statusbedömning innebär att Östhammarsfjärden utsetts till ett av de områden i vattendistriktet som prioriteras för åtgärder (Salonsaari, 2009).

Ett stort antal undersökningar och utredningar har utförts för att komma fram till orsaken bakom den dåliga miljösituationen i Östhammarsfjärden (till exempel, Persson & Wallin, 1992; IVL, 1995; Gustavsson & Hansson, 1996; Fries & Göransson, 1998; Larsson, 2002; Rydin & Westerlund, 2003; Dimberg & Elving, 2009). Sandström & Grahn (2009) har gjort en syntes av de genomförda studierna och kommit till slutsatsen att läckage av fosfor från sedimenten är den enskilt största orsaken till den dåliga ekologiska statusen. Aluminiumbehandling är en etablerad metod för att binda fosfor som läcker från sjösediment (Rydin, 2008). I bräckt miljö är det okänt vilken mängd aluminium som krävs för att binda en viss mängd fosfor och om den bindningen är stabil (Blomqvist & Rydin, 2009). Länsstyrelsen i Uppsala län har därför initierat en förstudie för att bedöma förutsättningarna och konsekvenserna av en fullskalig aluminiumbehandling av sediment för att minska fosforhalten i Östhammarsfjärdens vatten (Wänstrand, 2009). Föreliggande rapport utgör en del av detta projekt. Syftet med arbetet har varit tvåfalt:

- 1) Att skapa en djupare förståelse för fosfordynamiken i Östhammarsfjärden och belysa vilka bakomliggande mekanismer som gör att fosforkoncentrationen i vattenmassan under lång tid varit ungefärligen dubbelt så hög som i utanförliggande skärgårdsbassänger trots att den externa tillförseln av fosfor varit liten
- 2) Prognosticera den långsiktiga effekten av en fullskalig aluminiumbehandling av sedimenten

# 2 Bakgrund

## 2.1 Massbalansmodellering

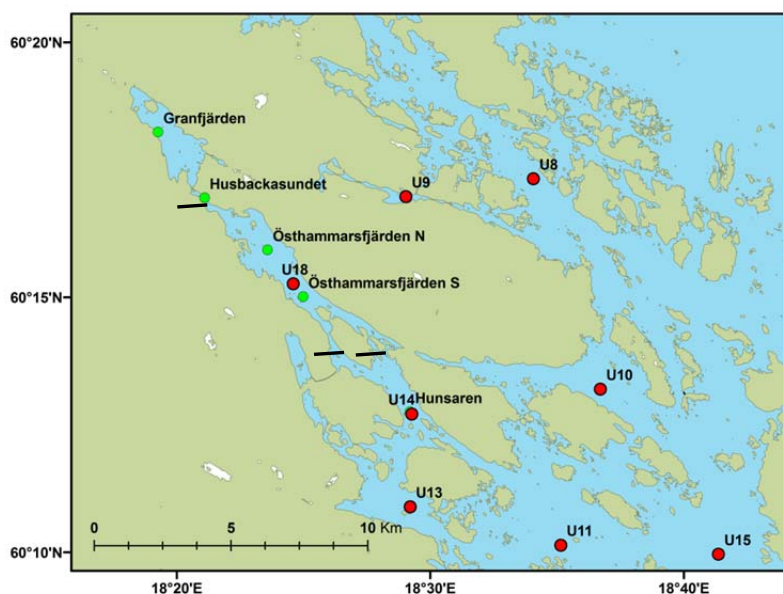
Håkanson et al. (1984) undersökte i början av 1980-talet vattenomsättningen i ett tjugotal kustområden längs Sveriges kust. De fann att vattenomsättningen generellt sett var snabb och att det fanns ett statistiskt samband mellan kustområdets öppenhet mot utanförliggande hav och ytvattnets omsättningstid, vilket sedermera omsattes i en matematisk modell för vattenomsättning i Östersjöns skärgårdsområden (Persson et al., 1994). Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl 1986 ledde till en hög deposition av radioaktivt cesium över stora delar av Europa. Detta har ironiskt nog visat sig vara ett mycket användbart verktyg för att utveckla akvatiska ekosystemmodeller. Genom att följa pulsen av cesium-137 genom de akvatiska systemen har förståelsen för hur sedimentologiska processer påverkar omsättningen av material ökat väsentligt. (Håkanson, 1999).

I början av 2000-talet utvecklades, baserat på ovan refererade studier en dynamisk massbalansmodell för omsättningen av suspenderat partikulärt material i kustområden (Håkanson

et al., 2004). Parallellt pågick arbete med att utveckla en liknande modell för fosfors omsättning i kustområden (Håkanson & Karlsson, 2003; Håkanson & Eklund, 2007; Malmaeus et al., 2008). Under senare tid har samma metodik också tillämpats för att modellera omsättningen av dioxiner (Karlsson et al. 2010). Olika varianter av massbalansmodellen har använts i miljödomstolsärenden för att bedöma miljöpåverkan av utsläpp från punktkällor, framförallt skogsindustrier, och för att bedöma effekten av utsläppsreducerande åtgärder (Karlsson & Håkanson, 2001; Karlsson, 2002; Lidén, 2003; Dahl et al., 2003; Grahn et al., 2004; Karlsson, 2004a; Karlsson 2004b; Bonde & Wester, 2005; Karlsson et al., 2005; Malmaeus & Karlsson, 2005; Karlsson & Malmaeus, 2006; Malmaeus & Karlsson, 2007a; Malmaeus & Karlsson 2007b). Massbalansmodellen har tidigare applicerats på Östhammarsfjärden av Dimberg & Elving (2009). Föreliggande studie skiljer sig mot Dimberg & Elvings (2009) generella ansats genom att vi i denna rapport använt oss av mera områdesspecifika data, bland annat undersökningar av sedimentens fosforinnehåll

## 2.2 Miljöförhållanden i Östhammarsfjärdarna

I Östhammarsfjärden och omgivande fjärdar löper sedan 1996 ett recipientkontrollprogram, där vattenkemiska/fysikaliska parametrar undersöks sex gånger per år vid ett antal provtagningspunkter (**Fig. 1**). Svealands Kustvattenvårdsförbund (SKVVF) genomför under sommarperioden också vattenprovtagningar vid ett antal stationer (**Fig. 1**). Systemet Granfjärden-Östhammarsfjärden-Husaren utgörs av tre relativt väl avgränsade och inneslutna fjärdar som är förbundna med varandra genom smala sund, huvudsakligen i ost-västlig riktning. Morfometriska data redovisas i **Bilaga 1**. De vattenkemisk/fysikaliska förhållandena skiljer sig relativt mycket mellan de olika fjärdarna vilket framgår av **Tabell 1**.



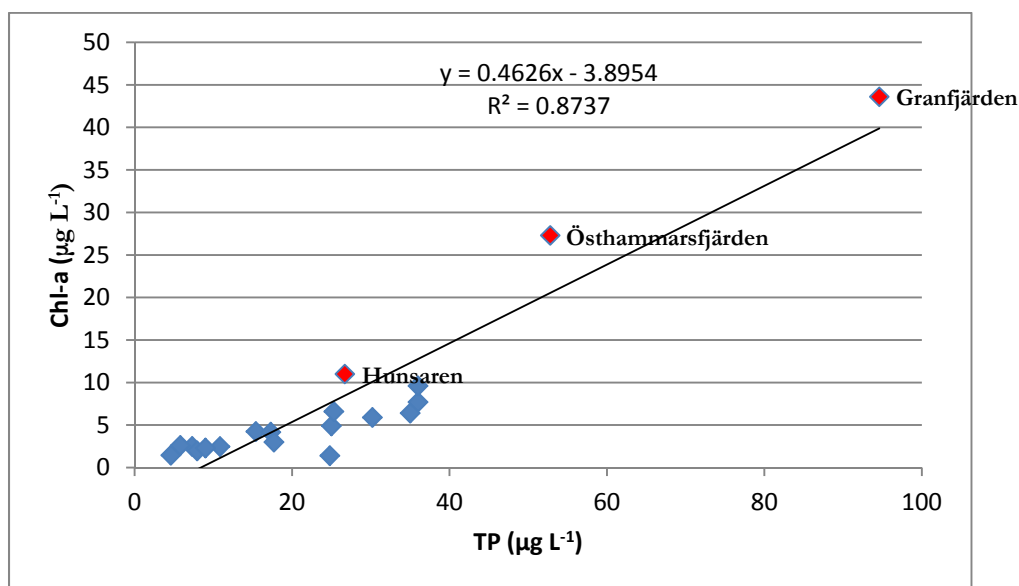
**Figur 1** Östhammarsfjärdarna (Granfjärden, Östhammarsfjärden och Hunsaren) med vattenprovtagningsstationer markerade, rött = SKVVF-stationer, grönt = recipientkontrollstationer. Östhammarsfjärdens avgränsning mot Hunsaren och Granfjärden är markerad med svarta heldragna linjer.



**Tabell 1** Vattenkemisk/fysikaliska parametrar i Granfjärden, Östhammarsfjärden och Hunsaren (ytvatten). Medelvärden för perioden 2000-2009. Data från recipientkontrollprogrammet.

Parameter	Granfjärden	Östhammarsfjärden	Hunsaren
Salinitet (psu)	3,5	4,3	4,8
Siktdjup (m)	0,7	1,0	1,5
Totalfosfor (µg/l)	72	41	23
Totalkväve (µg/l)	1 080	710	390
Klorofyll (µg/l)	46	29	13

SKVVF har gjort jämförelser mellan sina egna observationer i vattenmassan och motsvarande data från recipientkontrollprogrammet. Under senare år har totalfosforkoncentration legat i genomsnitt cirka 20 µg/l högre i SKVVF:s mätningar. Även när det gäller kväve och siktdjup finns skillnader mellan utförarnas rapporterade värden. Det kan hur som helst konstateras att Granfjärden och Östhammarsfjärden har extremt höga halter av klorofyll i vattenmassan och halterna av näringsämnen kväve och fosfor är mycket höga samt att siktdjupet är mycket litet. I **Figur 2** jämförs förhållandet mellan totalfosforkoncentrationen och klorofyllhalten under sommaren i Granfjärden och Östhammarsfjärden (recipientkontrolldata) med att antal kustområden längs den svenska ostkusten. Det kan konstateras att inget annat kustområde ligger i närheten av de halter som uppmäts i Gran- respektive Östhammarsfjärden.

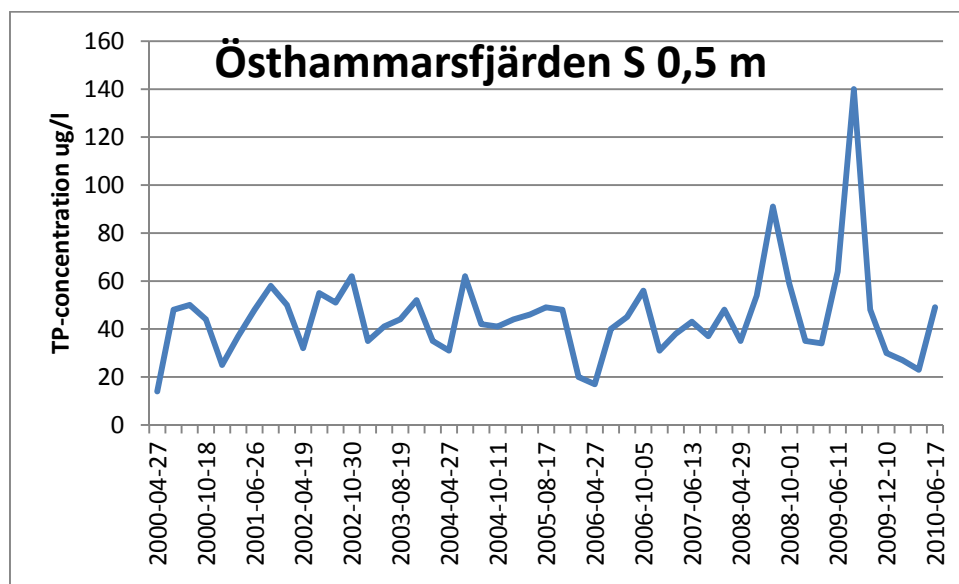


**Figur 2** Regression mellan sommarkoncentration av totalfosfor och klorofyll i ett femtontal svenska kustområden i Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken. Modifierad från Malmaeus et al. (2008).

Sandström & Grahn (2009) konstaterade utifrån befintligt underlag att det inte skett några större förändringar av vattenkvaliteten i Östhammarsfjärdarna jämfört med förhållandena runt 1965. Av **Figur 3** framgår att ingen tydlig trend kan urskiljas avseende fosforkoncentrationen i ytvattnet i Östhammarsfjärden under den senaste tioårsperioden. I Östhammars tätort togs 1965 ett kommunalt reningsverk i drift som succesivt moderniserats och idag ger cirka 97 % fosforreduktion. Utsläppet av fosfor uppgår i dagsläget till cirka 100 kg/år, vilket kan jämföras med situationen före 1965 då storleksordningen 1,5 ton fosfor årligen tillfördes primärrecipienten Östhammarsfjärden. Från det att vattenklosetter togs i bruk runt år 1910 fram till att reningsverket

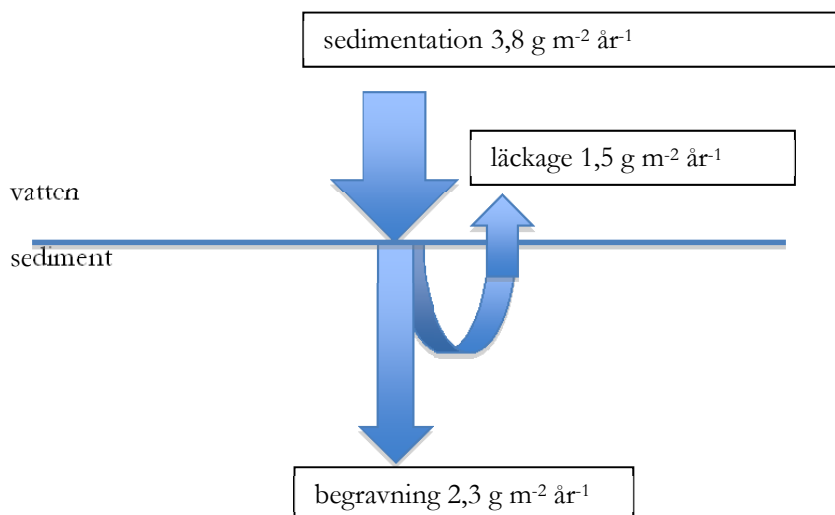
togs i drift år 1965 bör med hänsyn till befolkningsutvecklingen sammanlagt ca 60 ton fosfor ha tillförts primärrecipienten.

Enskilda avlopp belastar Östhammarsfjärden med ca 60 kg fosfor år enligt en inventering genomförd av Östhammars kommun. Två mindre vattendrag mynnar i Gran- respektive Östhammarsfjärden. Medelvattenföringen samt direktavrinning (vattenförekomst 668746-164206) uppgår enligt beräkningar från SMHI till 0,35 m<sup>3</sup>/s (<http://homer.smhi.se>) Gustavsson & Hansson (1996) har inventerat jordbruksarealerna i området och uppskattat bidraget av fosfor till Östhammarsfjärden från denna källa till 100 kg/år. Med schabloner för fosfortransport från skogsmark och dagvatten har den sammanlagda landbaserade tillförseln inklusive deposition på fjärdytan via nederbörd skattats till 500-600 kg fosfor/år (Sandström och Grahn, 2009). Motsvarande beräkning för Granfjärden ger en lokal tillförsel av ungefärligen samma storleksordning.



**Figur 3** Fosforkoncentration i ytvattnet i södra Östhammarsfjärden 2000-2010. Data från recipientkontrollprogrammet.

Vid undersökningar av sedimentens fosforinnehåll i öppna Östersjöns mjukbotten under slutet av 1980-talet (Jonsson, 1992) var förrådet av potentiellt rörlig fosfor i princip obefintligt. Detta förklaras av de ansträngda syrgasförhållandena och därmed låga redoxpotential som råder i sedimenten längs Östersjöns djupbotten. Sedan 2008 har IVL i samarbete med Stockholms universitet och Uppsala universitet genomfört undersökningar av fosfor i sediment i kustzonen. Till dags dato har knappt 700 sedimentprov analyserats från ett fyrtiotal områden i Svealands och Östergötlands skärgårdar. Förrådet av mobil fosfor i kustsedimenten uppvisat stor variabilitet mellan olika lokaler men är generellt väsentligt högre än vad som tidigare uppmäts i utsjösediment. Medelvärde för det mobila fosforförrådet i ackumulationssediment längs sträckan Öregrund-Oxelösund har beräknats till 2,5 g/m<sup>2</sup>, vilket extrapolerat till den befintliga mjukbottenarean i Svealandsregionen ger ett mobilt fosforförråd på storleksordningen 2 500 ton (Malmaeus et al., 2010). Med kännedom om sedimentationshastigheten kan även flödena av fosfor till och från sedimenten beräknas. I **Figur 4** redovisas en typisk bild av fosforflödena till och från sedimenten längs ostkusten.



**Figur 4** Illustration av typiskt sediment-vatten utbyte av fosfor i ackumulationssediment längs ostkusten. Modifierad från Rydin et al (2011).

I några fall har extremt höga halter av fosfor i sedimenten uppmäts (Rydin et al., 2011). Gemensamt för dessa områden är att det under senare år skett en förändring av redoxförhållandena i ytsedimenten från reducerade till oxiderade förhållanden (**Fig. 5a**). I Östhammarsfjärden var sedimentytan reducerad och förekomst av bakterien *Beggiatoa* noterades från 7,5 meters vattendjup (**Fig. 5b**) ned till det maximala djupet på 11 meter. Detta är det grundaste djup som vi inom våra undersökningar noterat förekomst av reducerade ytsediment på. Inom ramen för detta projekt har ett trettiotal sedimentkärnor insamlats från huvudsakligen mjukbottnar inom Östhammarsfjärden (Emil Rydin, opublicerade data). Den fastsittande grönalgen sjalgräs (*Vaucheria*) var vanligt förekommande på de grundare bottenarna medan *Beggiatoa* förekom på bottenar djupare än 7 m. Vattendjupet vid de undersökta stationerna varierade mellan 2 och 9 meter. Genomsnittligt uppmätta halter av totalfosfor samt vattenhalt och organisk halt (glödningsförlust) i yt- respektive djupsediment redovisas i **Tabell 2**. Vid undersökningarna konstaterades även att sedimenttillväxten i de djupaste delarna av fjärden varit i genomsnitt 2 cm/år under det senaste decenniet. Sandström & Grahn (2009) redovisade en uppskattad sedimenttillväxt baserat på historiska och recenta vattendjupsmätningar kompenserade för landhöjning på storleksordningen 1 cm/år. Rydin (opublicerade data) har även skattat det mobila fosforförrådet i Östhammarsfjärdens mjukbottnar till 3,2 g/m<sup>2</sup>.

**Tabell 2** Genomsnittliga sedimentparametrar (n = 29) i kärnor från Östhammarsfjärden insamlade hösten 2010 (Emil Rydin, opublicerade data).

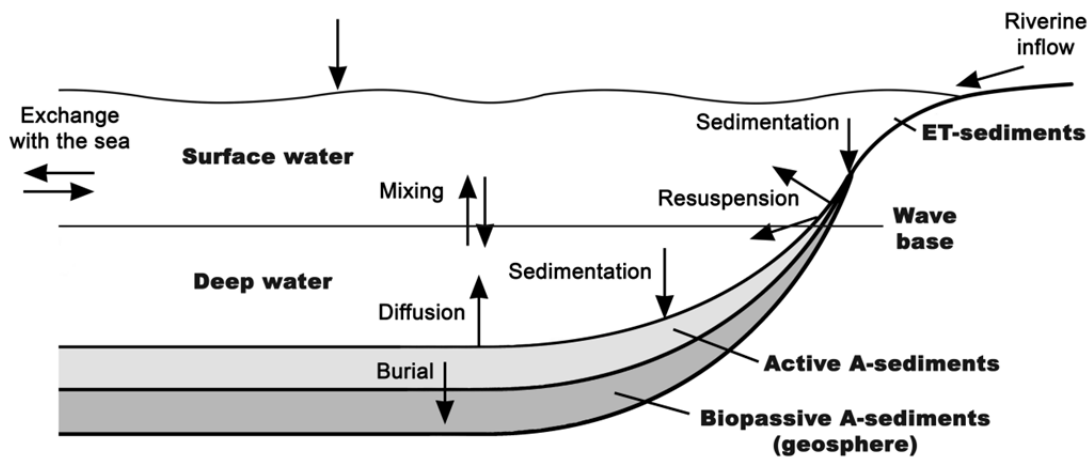
	Ytsediment (0-2 cm)	Djupsediment (14-28 cm)
Glödningsförlust (% av torrsubstans)	24	18
Vattenhalt (%)	94	85
TP-halt (µg/g ts)	1 300	1 000



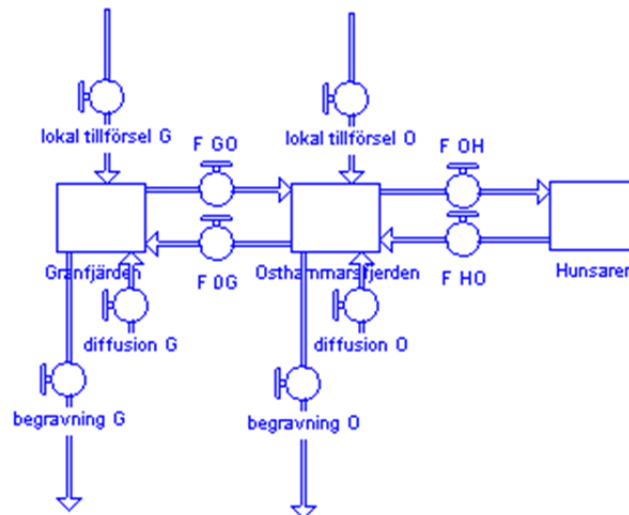
a) b)  
**Figur 5** Lagerföljden i sedimentkärnor från a) Baggensfjärden 40 m djup. Från Karlsson et al. (2010).  
foto: 2008-10-14, Per Jonsson. b) Östhammarsfjärden 7,5 m djup foto: 2009-10-15.

### 3 Material och metoder

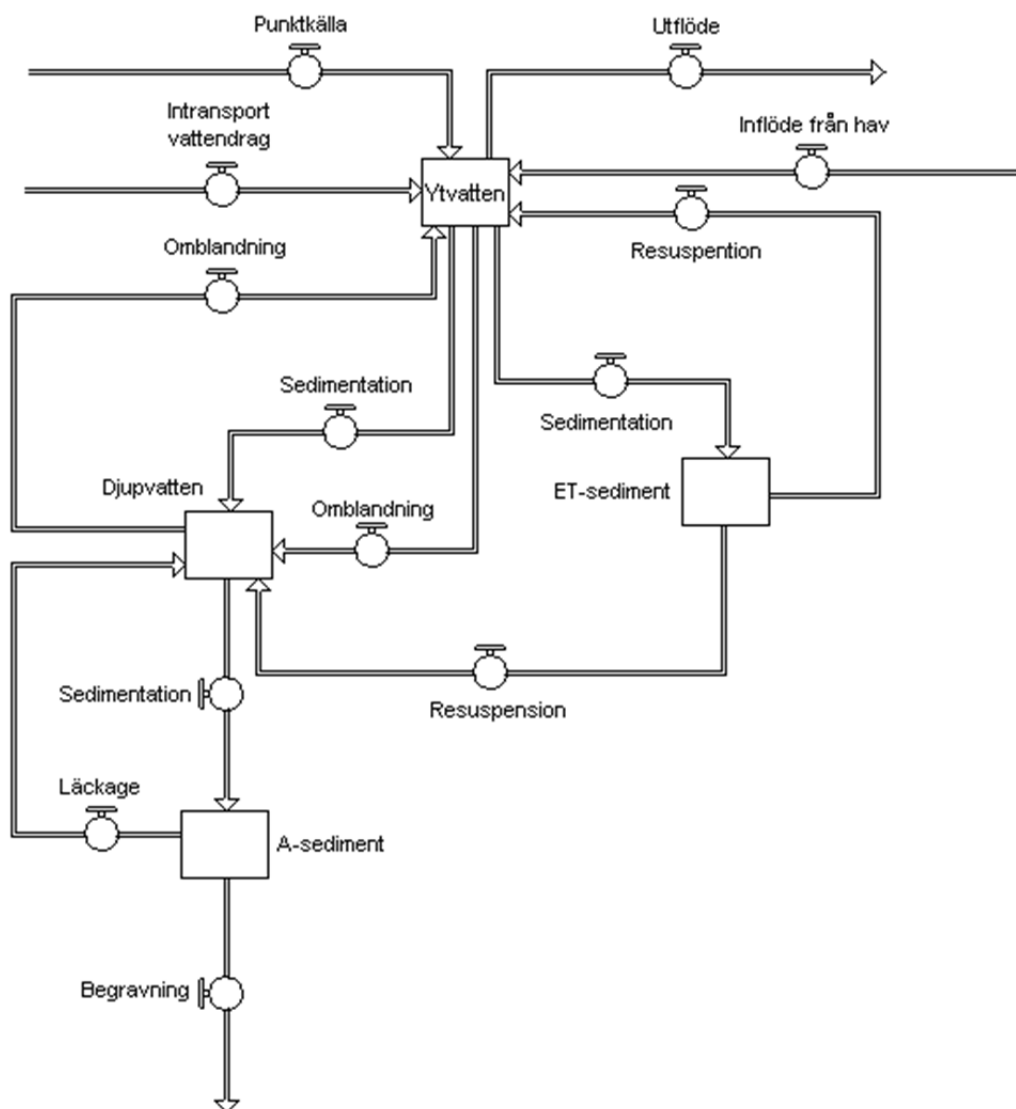
Modellen som applicerats på Östhammarsfjärden är en en-dimensionell massbalansmodell som beräknar koncentrationen av fosfor i vattenmassan genom att numeriskt lösa det system av ordinära differentialekvationer som uppstår när de flöden som redovisas i **Figur 6** parametreras. Modellen över systemet Granfjärden-Östhammarsfjärden-Hunsaren redovisas principiellt i **Figur 7**. Efter att flödena mellan bassängerna beräknats applicerades en mer detaljerad modell över Östhammarsfjärden där fyra tillståndsvariabler för fosfor ingår (**Fig. 8**).



**Figur 6** Principskiss över substansflöden i kustecosystem. Från Karlsson et al. (2010).



**Figur 7** Principskiss av modell över Östhammarsfjärdarna



**Figur 8** Fosformodellens struktur. Fosformängden beräknad för fosfor i ytvatten, djupvatten, erosions- och transportsediment (ET-sediment) samt i ackumulations sediment (A-sediment).

I modellen särskiljs ackumulationsbottnar (A-bottnar), det vill säga bottnar med kontinuerlig deposition av finmaterial (Håkanson & Jansson, 1983) från erosions- och transportbottnar (ET-bottnar), det vill säga bottnar med ingen eller oregelbunden deposition av finmaterial. För att uppskatta utbredningen av olika bottentyper har statistiska modeller framtagna av Lindgren & Karlsson (2011) tillämpats i kombination med empiriska undersökningar. De statistiska modellerna kräver ett antal morfometrisk parametrar som indata, bl.a. djup- och areaförhållanden, topografisk öppenhet, ötäthet. Dessa parametrar har beräknats genom digitalisering av sjökortsdata (Dimberg & Elving, 2009).

För att bestämma flödet av vatten mellan bassängerna tillämpades Knudsens relationer (Knudsen, 1900). Baserat på empiriska salinitetsdata från recipientkontrollprogrammet för perioden 2000-2009 interpolerades karakteristiska månadsmedelvärden för salthalten i respektive fjärd fram. Modellerade månadsmedelvärden värden på sötvattentillrinningen fanns tillgängliga genom SMHI

(<http://homer.smhi.se>). Med sötvattentillflödet och salthalten i respektive fjärd bestämd var det möjligt att beräkna det vattenflöde som erfordras för att vidmakthålla den uppmätta salinitetsgradienten.

Den detaljerade fosformodell (Fig. 8) som används för Östhammarsfjärden finns beskriven i Malmaeus et al. (2008). Förutom vattenflöden simuleras i denna modell också den vertikala omblandningen mellan yt- och djupvatten, sedimentation, resuspension, begravnin g och läckage från sediment. Med hjälp av denna modell kan också effekter på systemets fosfordynamik av förändrat utbyte mellan vatten och sediment beräknas.

Regressioner har använts för att bedöma hur en förändrad fosforkoncentration i vattnet påverkar de ekologiska tillståndsvariablerna klorofyllhalt och siktdjup. För att beräkna förändringar i klorofyllhalt har det för systemet Granfjärden-Östhammarsfjärden-Hunsaren specifika sambandet enligt ekvation 1 beräknats från data i **Tabell 1**.

$$\text{Chl-a-koncentration } (\mu\text{g/l}) = 0,4717 * \text{TP-koncentration } (\mu\text{g/l}) - 0,075. \quad (1)$$

För att beräkna förändringar i siktdjup har ett generellt empiriskt samband emanerande från Ålands skärgårdsområden (Nordvarg, 2001) enligt ekvation 2 tillämpats

$$\Delta\text{Secchi (m)} = 1,54 * \log(1 + \Delta\text{Chl-a } (\mu\text{g/l})) + 0,14 \quad (2)$$

Tre scenarier avseende aluminiumbehandling har simulerats

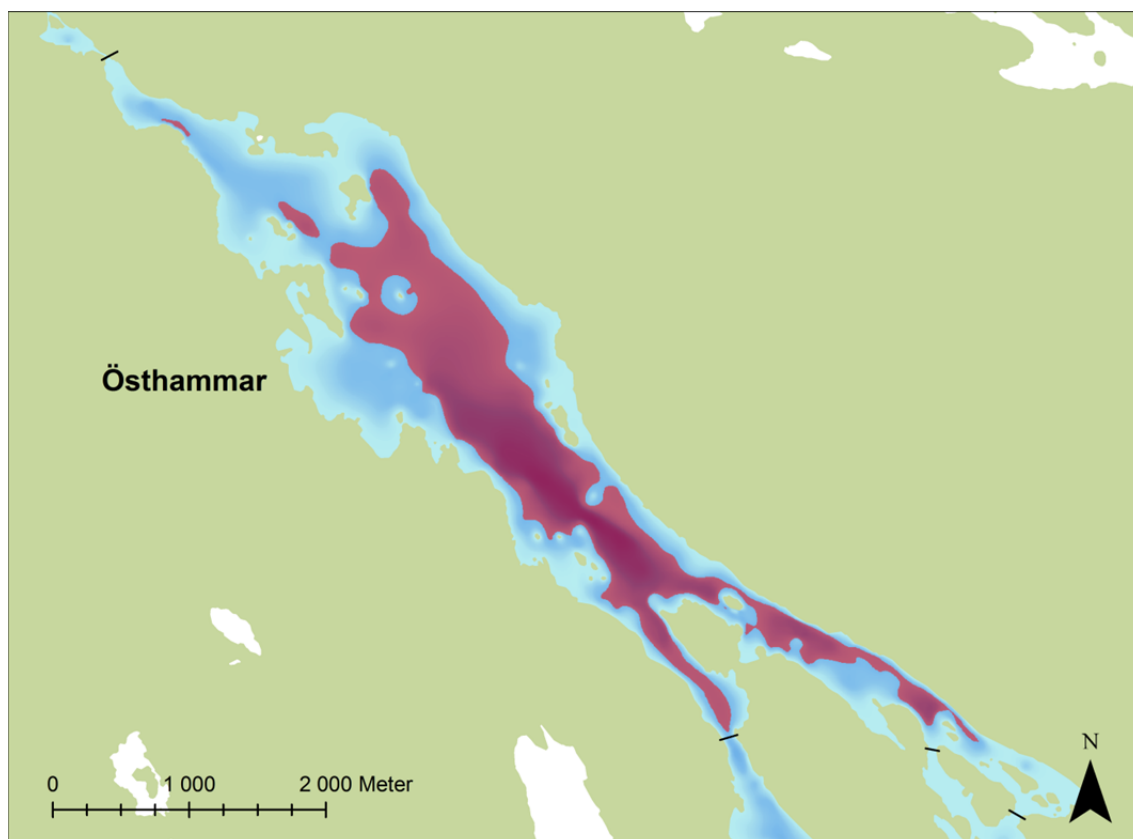
- 1) Behandling av hela ackumulationsbottenarealen
- 2) Behandling av halva ackumulationsbottenarealen
- 3) Behandling av bottnar där vattendjupet överstiger 7 m.

Vid simuleringarna har det antagits att aluminiumbehandlingen ger 100 % reduktion av läckaget av fosfor från de ytor som behandlats.

Känslighets- och osäkerhetsanalyser har standardmässigt utförts med Monte Carlosimulering (**Bil. 2**). Därutöver har osäkerheten i modellberäkningarna också skattats genom att dels optimera modellvariabler efter förhållandena i vattenmassan respektive sedimenten dels ta hänsyn till att koncentrationen av fosfor skiljer sig i rapporteringen från recipientkontrollprogrammet respektive SKVVF:s mätningar, som ligger i genomsnitt 20  $\mu\text{g/l}$  högre.

## 4 Resultat

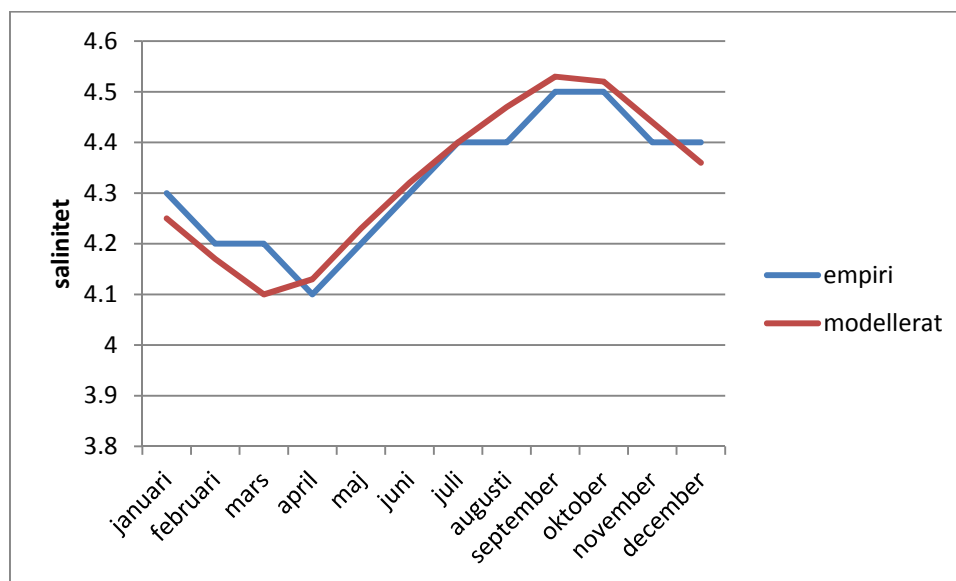
Den botten-dynamiska kartan över Östhammarsfjärden (**Fig. 9**) baseras på att det kritiska djupet ( $D_{TA}$ ) som separerar A- och ET-bottnar ligger vid 3,5 meter. Detta djup baseras på empiriska sedimentdata (Emil Rydin, opublicerade data) och modellerade värden enligt Lindgren & Karlsson (2011).



**Figur 9** Bottendynamisk karta över Östhammarsfjärden visande A-bottnar (rött) respektive ET-bottnar (blått) baserat djupuppgifter från sjökortsdata och att det kritiska djupet ligger vid 3,5 m.

Modellerad och empiriskt uppmätt salthalt i Östhammarsfjärden jämförs i **Figur 10**. För att erhålla överensstämmelse mellan kurvorna erfordras ett inflöde från Hunsaren på i medeltal  $2,8 \text{ m}^3/\text{s}$ , vilket tillsammans med sötvattentransporten ger en teoretisk uppehållstid på 75 dygn (**Bil. 1**).





**Figur 10** Modellerade månadsmedelvärden för salthalt jämförda mot genomsnittliga empiriska värden för perioden 2000-2009.

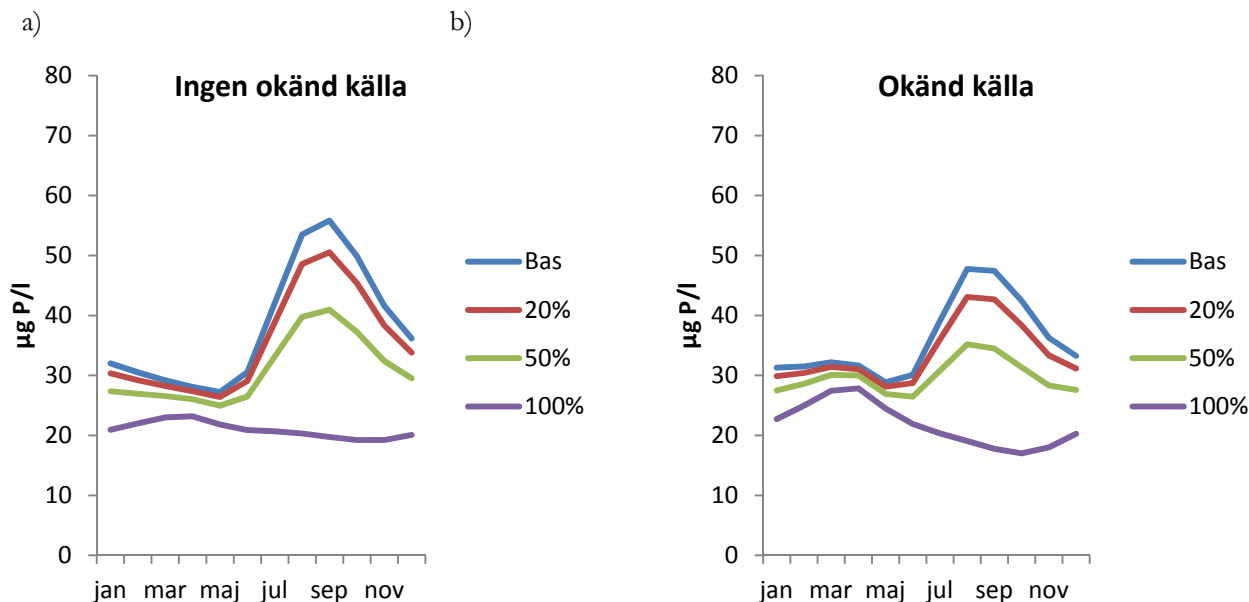
Uppskattade fosforflöden till, från och inom Östhammarsfjärden visas i **Tabell 3**. Såsom framgår av tabellen så råder viss osäkerhet kring magnituden av vissa flöden. Osäkerheten beror dels på osäkerheten i data för vattenkemin då systematiska haltskillnader finns mellan recipientkontrollprogrammet och SKVVF, vilket påverkat uppskattningen av flöden till och från Hunsaren, och dels på modellosäkerhet. Denna osäkerhet ligger också till grund för de osäkerhetsintervall som redovisas nedan avseende beräknad effekt av aluminiumbehandling. För att få en rimlig överensstämmelse mellan empiriskt uppmätta och modellerade fosforhalter i vattnet har vi i simuleringarna också tillåtit en okänd källa att bidra med upp till 2 ton fosfor per år. Om en sådan källa existerar skulle effekten av en aluminiumbehandling minska. Utan en sådan källa krävs ett större flöde från sedimenten där ingen begravnin tillåts för att upprätthålla empiriskt uppmätta halter.

**Tabell 3** Fosforflöden i Östhammarsfjärden (ton per år)

<i>Inflöden</i>	
Från land	0,5
Från Granfjärden	0,8
Okänd källa	0 - 2,0
Från Hunsaren	2,0 - 3,8
<i>Utflöden</i>	
Utflöde (till Hunsaren)	2,1 - 5,5
<i>Interna flöden</i>	
Deposition på botten	3,2 - 6,4
Läckage från sediment	3,5 - 5,1
Begravnin	0 - 1,5

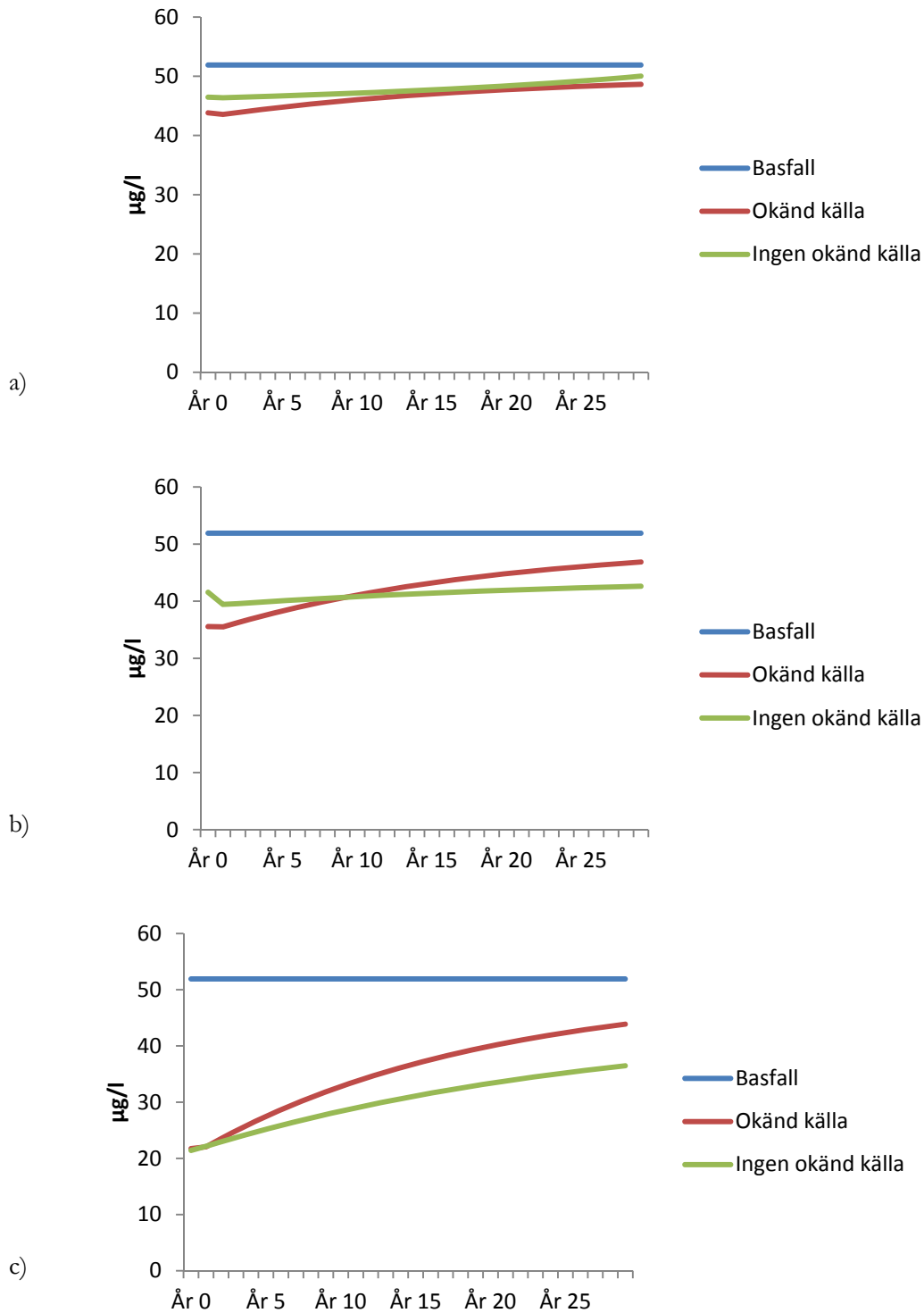
I **Figur 11** visas hur aluminiumbehandling av olika omfattning på ackumulationsbottenarealen i Östhammarsfjärden påverkar fosforkoncentrationen i ytvattnet jämfört med ett basfall. I **Figur 11a** finns ingen okänd källa medan en sådan källa finns med i **Figur 11b**. Fallet med behandling av 20 % av mjukbottenarealen motsvarar att endast botten djupare än 7 m behandlas. Dessa upptar ca 10 % av bottenarealen men innehåller i runda tal dubbelt så mycket fosfor varför nivån 20 % reduktion

ansatts. Övriga fall innebär att 50 respektive 100 % av ackumulationsbottenarealen (bottnar djupare än 3,5 m) behandlas.



**Figur 11** Simulerad halt av totalfosfor i ytvatten i Östhammarsfjärden med olika grad av aluminiumbehandling (20 %, 50 % respektive 100 % av mjukbottenarean) med eller utan en antagen okänd fosforkälla.

Utfallet av simuleringarna skiljer sig något mellan olika modellkörningar, men det går ändå att utläsa att effekten av en aluminiumbehandling blir relativt sett större om ingen okänd fosforkälla antas. Modellen tillåter även att effekten av en behandling utvärderas över tid. I **Figur 12** visas simuleringsresultat för totalfosfor i ytvatten under augusti månad vid en fullständig aluminiumbehandling (100 % av mjukbottenarean) under 30 år efter behandlingen förutsatt alla andra flöden är konstanta. Det framgår att systemet snabbare närmar sig utgångsläget (basfallet) om en okänd extern fosforkälla med kontinuerligt flöde antas.



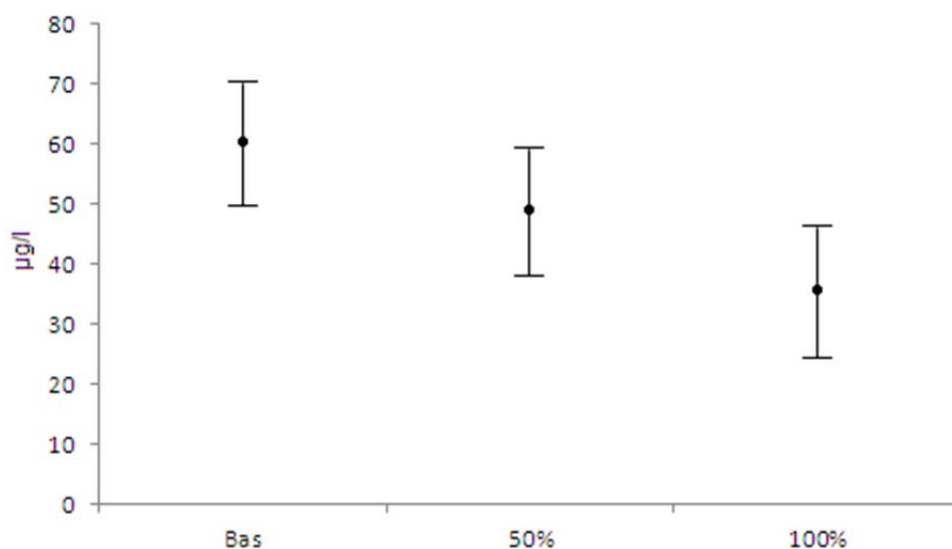
**Figur 12** Simulerad totalfosforhalt i ytvatten i augusti månad under 30 år efter a) behandling av 20 % av sedimenten, b) 50 % av sedimenten och c) fullständig behandling (100 % av mjukbottenarean) vid tiden t = 0.

I **Tabell 4** visas beräknat genomsnittligt årsmedelvärde för klorofyllhalt och siktdjup enligt ekvation (1) och (2) vid nuvarande basnivå samt den momentana effekten efter fullskalig aluminiumbehandling. Klorofyllhalten är således beräknad utifrån simulerad totalfosforhalt, och siktdjupet därefter beräknat utifrån klorofyllhalten. En sådan steg-för-steg-beräkning är naturligtvis osäker men ger en indikation om den potentiella magnituden av förändringar.

**Tabell 4** Nuvarande koncentrationer av totalfosfor och klorofyll samt siktdjup i Östhammarsfjärden (årsmedelvärden) jämförda mot simulerade värden efter fullskalig aluminiumbehandling.

	TP ( $\mu\text{g/l}$ )	Chl-a ( $\mu\text{g/l}$ )	Siktdjup (m)
Basfall	41	29	1,0
100 % behandling	21	10	3

En jämförelse mellan den empiriska osäkerheten manifesterad i skillnaden mellan SKVVF:s mätningar och recipientkontrollprogrammet och osäkerheten i modellen visas i **Figur 13** avseende totalfosforhalt i ytvatten i augusti. Ytterligare osäkerhetsanalyser redovisas i **Bilaga 2**.



**Figur 13** Osäkerhetsintervall för totalfosforhalt i ytvatten i augusti i ett basfall, med 50 % av mjukbottenarealen aluminiumbehandlad samt med 100 % av mjukbottenarealen aluminiumbehandlad.

## 5 Diskussion

Den kritiska frågeställning när det gäller Östhammarsfjärdens näringsstatus är vilka mekanismer som gör att fosforkoncentrationen i vattnet under lång tid varit i runda tal dubbelt så hög som i utanförliggande kustområde. En viktig faktor är den långsamma vattenomsättningen som medför att den landbaserade tillförseln, trots att den inte är särskilt stor (ca 500 kg/år), ändå ger ett betydande påslag på koncentrationen i vattenmassan. Som ovan redovisats är också modellens prediktion av fosforkoncentrationen känslig för vilket antagande som görs beträffande vattenutbytet. Vi har valt att använda oss av långtidsmedelvärden för salthalten i de intilliggande fjärdarna och beräknat vilka vattenflöden som fordras för att vidmakthålla uppmätta salinitetsgradienter. Engqvist (1999) har använt en statistisk ansats för att beräkna uppehållstiden i samtliga Sveriges kustvattenförekomster (NV, 1999). Östhammarsfjärden har därvid hamnat i den

långsammaste vattenomsättningsklassen (uppehållstid > 40 dygn), vilket är kongruent med våra resultat. Persson et al. (1994) har genom spårämnesmätningar i ett stort antal kustområden utvecklat en statistisk modell för vattenomsättning där områdets morfometri används som indata. Om denna metod tillämpas på Östhammarsfjärden erhålls en genomsnittlig uppehållstid på ca en månad, vilket är lägre men av samma storleksordning som våra beräkningar. En typisk strömningshastighet i bestämmande sektioner mellan svenska kustområden är 2,5 cm/s (Håkanson et al., 1984). Om den antagna vattengenomströmningen mellan Hunsaren och Östhammarsfjärden divideras med tillgänglig sektionsarea erhålls en strömningshastighet på 3 cm/s. Tidigare beräkningar av vattenomsättningen i Östhammar- och Granfjärden (Sandström & Grahn, 2009) har givit vid handen typiska uppehållstider på 2 respektive 3,5 månader för Östhammar- och Granfjärden. Man kan således konstatera att alla av oss kända utredningar om vattenutbytet pekar i samma riktning mot ett för svenska kustområden ovanligt långsamt vattenutbyte. Vår beräkning av uppehållstiden på cirka 2 månader ligger i det nedre intervallet och kan förklaras av det antagande vi gjort beträffande sötvattentillförseln, vilket baserats på nya modellberäkningar från SMHI (<http://homer.smhi.se>).

Det långsamma vattenutbytet räcker dock inte ensamt till för att förklara de höga halterna av fosfor i vattenmassan under delar av året. Därutöver sker ett betydande utbyte av fosfor mellan sediment och vatten. Det mobila fosforförrådet i sedimenten i Östhammarsfjärden har som tidigare sagts uppskattas till 13 ton. Modellberäkningarna tyder på att läckaget av fosfor från detta förråd under framförallt sommarhalvåret uppgår till mellan 3,5 och 5 ton. Samtidigt sker det sannolikt en undandragning av fosfor från de aktiva sedimentlagren av storleksordningen 1,5 ton/år genom att sedimenten successivt överlagras med nytt material (**Bil 1**). Med tiden bör därför läckaget från sedimenten minska i takt med att fosforförrådet minskar. Fastläggningsmekanismen i Östhammarsfjärden är dock förhållandevis ineffektiv. Den beräknade torrsubstansdeposition på ca 500 g/m<sup>2</sup> år kan jämföras mot ett uppmätt medelvärde för ackumulationsbottnar i ett femtiotal kustområden längs den svenska ostkusten på 2 300 g/m<sup>2</sup> år (Jonsson et al., 2003). På samma sätt är undandragningen av fosfor ur systemet genom begravnin g på storleksordningen 0,6 g/m<sup>2</sup> år relativt liten jämfört mot ett beräknat medelvärde för Svealandskusten på 2,3 g/m<sup>2</sup> år (Karlsson, 2011). Detta förklaras av de höga vatten- och organiska halter som uppmätts i Östhammarsfjärdens sediment (**Tab. 2**). Andelen torrsubstans som årligen begravs blir därmed relativt liten. Som tidigare redovisats kan den historiska tillförseln av fosfor före det att avloppsvattenrening infördes skattas till ca 60 ton. Det bör således röra sig om decennier men inte sekel innan denna mängd försvunnit ur systemet om begravnin g är 1,5 ton/år. Erfarenheter från insjöar, exempelvis delar av Mälaren och Hjälaren (Wilander & Persson, 2001) visar dock att i grunda bassänger tar det en lång tid innan en minskad tillförsel resulterar i minskade koncentrationer i vattenmassan.

Ett annat fenomen med bäring på förhållandena i Östhammarsfjärden är förekomsten av linser. Linser definieras som det *rörliga* finmaterial som finns på bottnar och stränder och som omlagras/resuspenderas av vågor i strömmar i samband med blåsvädersperioder varvid närsalter kan frigöras (Håkanson & Floderus, 1985). I speciellt grunda estuarier där förhållandena är gynnsamma för en stor bioproduktion och där den flodbruna tillförseln av suspenderat material är stor uppträder förhållandevis stora mängder rörligt bottenmaterial som via upprepade resuspensionscykler uppehåller sig på ET-bottnar innan det slutligen kan komma till ro på A-bottnar. I Östhammarsfjärden förekommer förhållandevis mäktiga sedimentlager med hög halt av organiskt kol och fosfor på så grunda djup som 2 m (Emil Rydin, opublicerade data). Tidigare studier har visat att linser har haft stor betydelse för närsaltdynamiken i Kattegatt (Håkanson & Floderus, 1985). Vid undersökningar utanför skogsindustrier på 1980-talet (Jonsson et al., 1986) konstaterades förekomst av fickor fyllda av sediment med hög organisk halt i områden som bottendynamiskt är att betrakta som T-bottnar. Nyligen genomförda undersökningar visar att delar

av dessa linser mer än tre decennier senare fortfarande är aktiva (Malmaeus & Karlsson, 2010). Den okända källa av fosfor som vi adderat i några av simuleringarna skulle mycket väl kunna förklaras av en sådan pool av rörligt finmaterial som bidrar med fosfor till vattenmassan. En alternativ förklaring är att det finns en hittills okänd fosforkälla till Granfjärden t.ex. utflöde av fosforrikt grundvatten (Ingrid Wänstrand, Länsstyrelsen Uppsala län, pers. komm.). I området förekommer järnmineraliseringar och gruvdrift har tidigare förekommit. Mineralet apatit (innehåller bland annat calciumfosfat) ingår ofta som komponent i järnmalm.

De utförda modellberäkningarna visar att en aluminiumbehandling av hela ackumulationsbottenarealen i Östhammarsfjärden som upptar ca 2 km<sup>2</sup> sannolikt ger en tydlig minskning av fosforkoncentrationen i systemet som också kommer att avspeglas i de ekologiska effektvariablerna klorofyllhalt och siktdjup. Vi bedömer precisionen i modellberäkningarna som relativt god då tillgången på bakgrundsdata är god, systemet är tydligt avgränsat samt att det finns en distinkt salthaltsgradient. Samtidigt kan det utifrån de utförda känslighets- och osäkerhetsanalyserna konstateras att det finns osäkerheter i vissa parametrar och processer som om de minskades skulle förbättra precisionen i modellprediktionerna. Några åtgärder som vi bedömer skulle vara värdefulla att genomföras om man vill öka precisionen i framtida prognoser är:

- utökad provtagningsfrekvens i recipientkontrollprogrammets vattenkemisk/fysikaliska del till månadsvis provtagning året om
- en mer detaljerad sjömätning av systemet, nuvarande beräkningar av area- och volymsförhållanden baseras på digitalisering av relativt lågupplösta sjökortsdata som kan innebära en underskattning av den verkliga volymen med upp till 25 % (Lindgren, in prep.)
- en heltäckande bottendynamisk kartering av förekommande bottentyper och eventuell förekomst av linser
- verifiering av sötvattentillförseln
- utvärdering och modellering av fosforomsättningen i Granfjärden, som har en betydande påverkan på förhållandena i Östhammarsfjärden

Därutöver skulle det också vara önskvärt att med till exempel LCA-metodik väga in och ställa de totala miljöeffekter som en aluminiumbehandling ger upphov till, bland annat koldioxidutsläpp vid framställning och transport och av fällningskemikalier mot miljönyttan (Malmaeus et al., 2010). I ett sådant sammanhang skulle man också kunna jämföra och väga nyttan och effektiviteten av aluminiumbehandling mot andra åtgärder för att minska näringsnivån i Östhammarsfjärden till exempel utfiskning (Sandström & Grahn, 2009) och syresättning (Stigebrandt & Gustafsson, 2007).

## 6 Referenser

- Blomqvist, S. & Rydin, E., 2009. Hur fosforbindningen i Östersjöns bottensediment kan förbättras. Naturvårdsverket rapport 5914.
- Dahl, S., Eklund, J. & Rosenqvist, C., 2003. Utvärdering av Utansjö Bruks fosforutsläpp – En massbalansmodellering av omsättningen av totalfosfor i ett kustområde i Bottenhavet och koppling till ekologiska effektvariabler. Projektarbete Prediktiv limnologi, Miljö- och vattenteknikprogrammet, Uppsala universitet, 28 sid.
- Dimberg, P. & Elving, H., 2009. Restuarering av Östhammarsfjärden – Massbalansmodellering av fosfor med CoastMab. Projektarbete, Prediktiv limnologi 7,5 hp, Uppsala universitet.
- Fries, J. & Göransson, CG. 1998. Recipientbedömning Östhammarsfjärden. Rapport från VBB VIAK 98-12-15.
- Grahn O., Karlsson, M. & Lidén A., 2004. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S113303 för Kappa Kraftliner, Piteå, 25 sid.
- Gustavsson, D. & Hansson, M. 1996. Granfjärden och Östhammarsfjärden – ett fosforrikt system? Rapport från Limnologiska Institutionen, Uppsala Universitet.
- Håkanson, L., & Floderus, S., 1985. Bottenlinser och närsaltdynamik i Laholmsbukten. Vatten 41: 20-28.
- Håkanson, L. & Karlsson, M., 2003. A dynamic model to predict phosphorus fluxes, concentrations and eutrophication effects in Baltic coastal areas. In: Karlsson, M., 2004. Predictive Modelling – a Tool for Aquatic Environmental Management. Licentiate thesis, Uppsala University Department of Earth Sciences, LUVA 04-02, 116 p.
- Håkanson, L., Eklund, J.M., 2007. A dynamic mass-balance model for phosphorus fluxes and concentrations in coastal areas. Ecological Research 22,296-320.
- Håkanson, L., Kulinski, I., Kvarnäs, H., 1984. Vattendynamik och bottenodynamik i kustzonen. SNV PM 1905.
- Håkanson, L., Gyllenhammar, A., Brolin, A., 2004. A dynamic model to predict sedimentation and suspended particulate matter in coastal areas. Ecological Modelling 175, 353-384.
- Jonsson, P., Jonsson, B., Håkanson, L., & Martinsen, K., 1986. Spridning av klorerat organiskt material från skogsindustrier. Naturvårdsverket rapport 3228.
- Jonsson P. (Ed.), Persson J. & Holmberg P., 2003. Skärgårdens bottenar. Naturvårdsverket Rapport 5212. ISBN 91-620-52512-8.
- Karlsson, M., 2002. Fosforbudget för Iggesundrecipienten - simulering av alternativa utsläppsnivåer från Iggesund Bruk. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S101702, 17 sid.
- Karlsson, M., 2004a. Modellering av recipientens omsättning av näringsämnen, organiskt material och suspenderade ämnen. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S104803 för Skutskärs Bruk, 68 sid.
- Karlsson, M., 2004b. Miljöförhållanden i Yttrefjärden – omsättning av organiskt material och näringsämnen. ÅF-rapport för SCA Munksund.
- Karlsson, O., M. och Håkanson, L., 2001. Miljökonsekvensanalys av Korsnäsverkens fosforutsläpp till Gävle Yttre Fjärd. Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper, 37 sid.

- Karlsson, M. & Malmaeus, M., 2006. Spridningsberäkning för utsläpp av fosfor och organiskt material till Bottenhavet från Vallviks Bruk. ÅF-Consult rapport, 21 sid.
- Karlsson, M., Grotell, C. & Malmaeus, M., 2005. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. ÅF-Process rapport för Husums Fabrik, 64 sid.
- Larsson, U. 2002. Kväverening i Östhammarsfjärden. Utlåtande till Miljööverdomstolen 2002-06-28 Institutionen för systemekologi, Stockholms Universitet.
- Lindgren, D. & Karlsson, M., 2011. Assessment of the relationship between morphometry, bottom dynamic conditions and the critical depth in coastal areas. Accepted, Air, soil and water research.
- Malmaeus, M., & Karlsson, M., 2007a. Modellering av omsättning av fosfor i Pukaviksbukten. ÅF-Consult AB rapport för Mörrums Bruk, 13 sid.
- Malmaeus, M. & Karlsson, M., 2010. Bottensedimentens betydelse för dioxinsituationen i industrirecipienter. Delrapport 1 - sediment. IVL stencil, 29 sid.
- Malmaeus J.M., Karlsson, O.M., Lindgren, D. & Eklund, J., 2008. The optimal size of dynamic phosphorus models for Baltic coastal areas. Ecological modelling 216: 303–315.
- Marmefelt, E., Sahlberg, J. & Bergstrand, M., 2007. HOME Vatten i södra Östersjöns vattendistrikt. Integrerat modellsystem för vattenkvalitetsberäkningar. SMHI Oceanografi rapport nr 87.
- Nordvarg, L. 2001. Predictive Models and Eutrophication Effects of Fish Farms. Ph.D.-thesis, Uppsala University. ISBN 91-554-4932-8.
- Persson, J. & Wallin, M. 1992. Östhammarsfjärden och Granfjärden – Utvärdering av miljödata som underlag för miljöförbättrande åtgärder. Stencil, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.
- Persson J., Håkanson, L., Pilesjö, P., 1994. Prediction of theoretical surface water turnover time in coastal waters using digital bathymetric information. Environmetrics 5: 433-449.
- Rydin, E., 2008. Kan Östersjön restaureras? Utvärdering av erfarenheter från sjöar. Naturvårdsverket rapport 5860.
- Rydin, E. & Westerlund, U. 2003. Effekter av reducerat fosforflöde från brackvattensediment – experiment i Östhammarsfjärden. VA – forsk rapport nr 1 februari 2003.
- Rydin, E., Malmaeus, J.M., Karlsson, O.M. & Jonsson, P., 2011. Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediments as estimated from sediment profiles. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 92: 111-117.
- Salonsaari, J., 2009. Övergödda havsvikar och kustnära sjöar inom Norra Östersjöns vattendistrikt – redovisning av regeringsuppdrag. Länsstyrelsen i Västmanlands län. Rapport 2009:5.
- Sandström, O. & Grahn, O., 2009. Miljösituationen i Östhammarsfjärdarna samt en analys av åtgärder för att förbättra miljöstatusen.
- SMHI, 2003. Djupdata för havsområden 2003. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Oceanographical report no 73, 69 pp. ISSN 0283-7714.
- Vattenmyndigheten i Norra Östersjöns Vattendistrikt, 2009. Förslag till miljökvalitetsnormer. Norra Östersjöns Vattendistrikt. Samrådsmaterial för perioden 1 mars – 1 september 2009. Länsstyrelsen i Västmanlands län. 400 pp.



- Walve, J. & Larsson, U., 2007. Bedömning av miljötillstånd i Svealands kustvatten – klorofyll, siktdjup och näringsämnen. Svealands Kustvattenvårdsförbund Årsrapport 2006.
- Wilander, A., & Persson, G., 2001. Recovery from eutrophication: experiences of reduced phosphorus input to the four largest lakes of Sweden. *Ambio* 30:475-485.
- Wänstrand, I., 2009. Minskat fosforflöde från Östhammarsfjärdens sediment genom aluminiumtillsats – regionala effekter och nationell kunskap. Länsstyrelsen i Uppsala län, Dnr 537-14314-09.

## Bilaga 1 Morfometriska data samt sedimentologiska och hydrodynamiska beräkningar

### Morfometriska data

	Granfjärden	Östhammarsfjärden
Maxdjup (m)	6,3 <sup>a</sup>	12 <sup>a</sup>
Medeldjup (m)	2,2 <sup>a</sup>	3,1 <sup>b</sup>
Area (km <sup>2</sup> )	5,5 <sup>a</sup>	6,4 <sup>b</sup>
Volym (Mm <sup>3</sup> )	12,1 <sup>a</sup>	20 <sup>b</sup>
Tvårsnittsarea öppningar (m <sup>2</sup> )	5 <sup>a</sup>	150 <sup>a</sup>

<sup>a</sup>Sandström & Grahn, 2009; <sup>b</sup>beräknat från digitaliserade sjökortsdata i Dimberg & Elving (2009)

### Hypsograf

Djup (m)	Area ovanför (km <sup>2</sup> )	Area nedanför (km <sup>2</sup> )	Volym ovanför (Mm <sup>3</sup> )	Volym nedanför (Mm <sup>3</sup> )
2	2,4	4,0	9,6	10,4
3	3,2	3,2	13,2	6,8
3,5	4	2,4	14,5	5,5
4	4,5	1,9	15,6	4,4
5	5,2	1,2	17,8	2,8

Torrsubstansdepositionen i sedimenten har beräknats enligt ekvation 3 från Jonsson et al. (2003).

$$vd = Y \cdot ds \cdot r \quad (3)$$

där  $vd$  = torrsubstansdeposition (g/cm<sup>2</sup>/år)  
 $Y$  = varvtjocklek (cm)  
 $ds$  = halt av torrsubstans, d.v.s. (100-vattenhalten i %)/100  
 $r$  = bulkdensitet (g/cm<sup>3</sup> våsubstans)

I ekvation 3 ingår bulkdensiteten ( $r$ ) som har beräknats från ekvation 4 enligt Håkanson & Jansson (1983).

$$r = 260/100 + 1.60 (W+IG) \quad (4)$$

där  $W$  = vattenhalt (%)  
 $IG$  = glödningsförlust (% av våsubstans)

Med kännedom om torrsubstansdepositionen, begravningskoncentrationen av fosfor och arealen av ackumulationsbotten kan begravningen av fosfor per ytenhet beräknas genom att multiplicera de trenne storheterna med varandra. Beräknade massflöden till och från sedimenten och mobilt fosforförråd baserat på de empiriska mätningarna redovisas nedan. Torrsubstansdepositionen på ackumulationsbottenarealen i Östhammarsfjärden beräknades till cirka 500 g/m<sup>2</sup> år under antagandet att sedimenttillväxten i genomsnitt är 1 cm/år. Fosforbegravningen beräknades då till 0,6

g/m<sup>2</sup> år, vilket utslaget på hela A-bottenarean ger en årlig begravning av storleksordningen 1,5 ton. Rydins (opublicerade data) uppskattning av det mobila fosforförrådet multiplicerat med hela mjukbottenarean (arean under 2 meters djup) ger ett sammanlagt mobilt fosforförråd på 13 ton. Motsvarande beräkning av det totala fosforförrådet i de aktiva sedimentlagren (0-10 cm) ger vid handen ca 50 ton fosfor.

*Beräknad torrsubstansdeposition och fosforbegravning samt förråd av fosfor i sedimenten.*

	g/m <sup>2</sup> år	ton på A-botten/år*	ton på mjukbotten**
Torrsubstansdeposition	500		
Fosforbegravning	0,6	1,5	
Mobilt fosforförråd			13
Totalt fosforförråd			50

\*bottnar där vattendjupet överstiger 3,5 m \*\*bottnar där vattendjupet överstiger 2 m

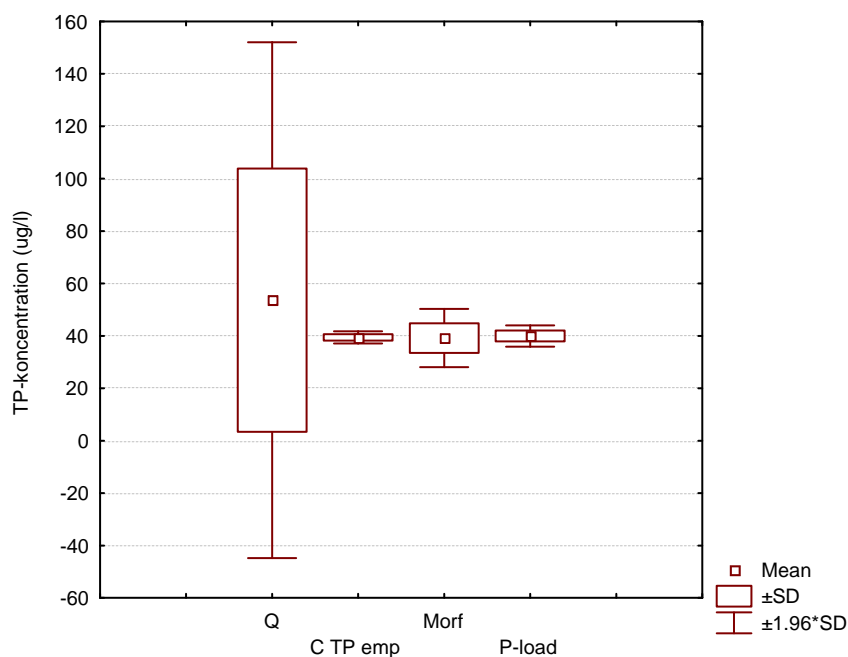
Nedan redovisas beräknad andel ackumulationsbottnar (BA) och djupgränsen mellan A- respektive T-botten ( $D_{TA}$ ) samt beräknade vattenflöden för att satisfiera massbalansen för salt och resulterande teoretiska uppehållstider i Granfjärden och Östhammarsfjärden.

*Beräknat kritiskt djup ( $D_{TA}$ ) och andel ackumulationsbotten (BA) enligt statistiska modeller (Lindgren & Karlsson, 2011) samt beräknade vattenflöden och uppehållstider i Granfjärden och Östhammarsfjärden.*

	Granfjärden	Östhammarsfjärden
$D_{TA}$ (m)	1,2	3,5
BA (%)	51	37
Genomströmningsflöde (m <sup>3</sup> /s)	0,9	3,0
Teoretisk uppehållstid (dygn)	133	75

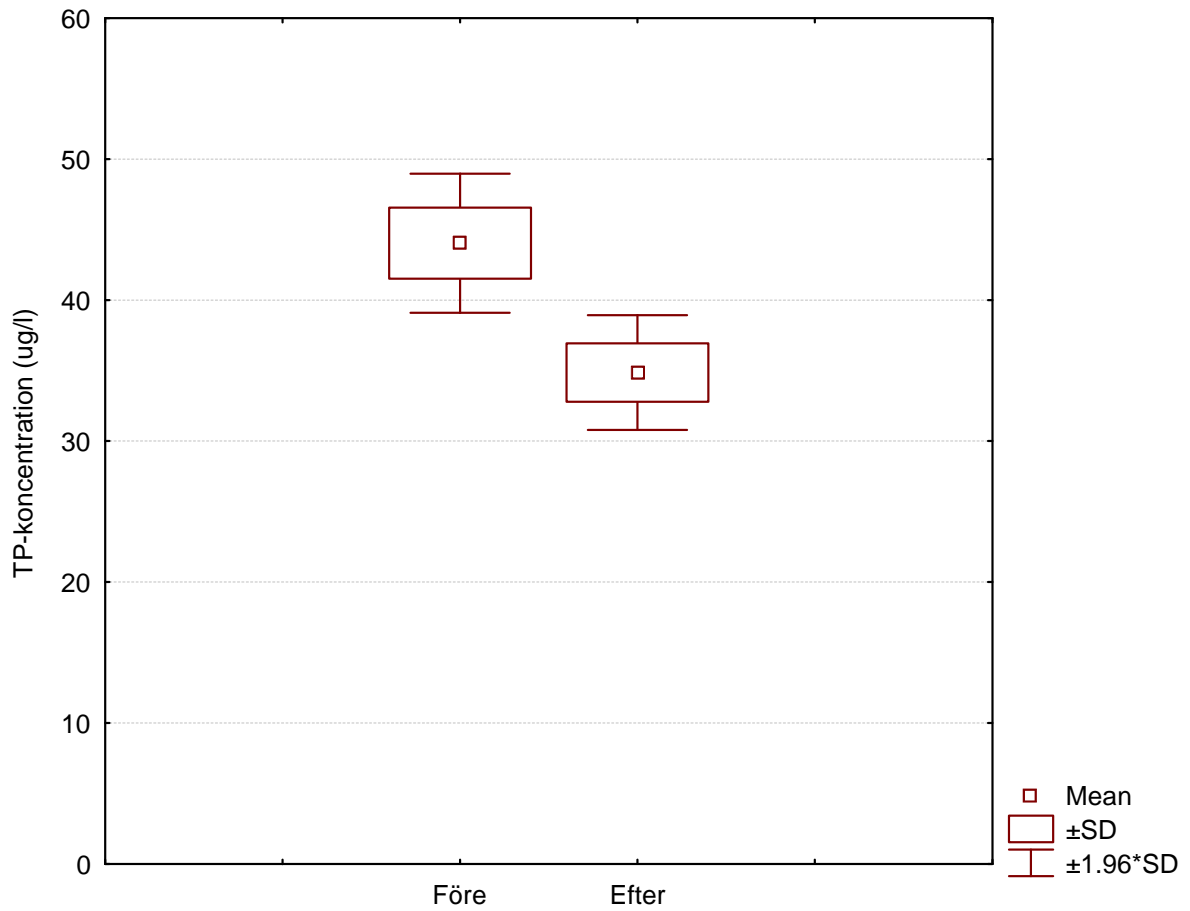
## Bilaga 2 Känslighets- och osäkerhetsanalys med Monte Carlosimulering

Känslighets- och osäkerhetsanalyser har utförts med Monte Carlosimulering som är en inbyggd funktion i Stella®. I känslighetsanalysen har modellvariabler representerande vattenutbytet, morfometrin och fosforbelastning från land respektive omgivande fjärdar givits en fördelning motsvarande en relativ standardavvikelse (CV) på 50 %. För varje testad modellvariabel har 100 simuleringar utförts och den därigenom genererade fördelningen i fosforkoncentration i vattnet beräknats. Analysen ger ett mått hur känslig prediktion av fosfor i vattnet är för värdet av olika variabler. Av figuren framgår att modellens prediktion av TP-koncentrationen i vattnet är mest känslig för antaget värde på vattenutbyte med intilliggande fjärdar (Q) följt av antagandet om de morfometriska förhållandena (Morf) medan antagna värden på fosforkoncentration/mängd i tillflöden (C TP emp, P-load) har mindre betydelse.



*Känslighetsanalys där en uniform relativ standardavvikelse på 50 % tillämpats för variablerna Q = vatteninflödet till Östhammarsfjärden från Hunsaren, C TP emp = totalfosforkoncentrationen i Hunsaren, Morf = volymen i Östhammarsfjärden, P-load = landbaserad tillförsel till Östhammarsfjärden. Låda-mustaschgraferna visar resulterande fördelningen (medelvärde, ± 1 standardavvikelse, ± 1,96 standardavvikelser, 100 körningar) för totalfosforkoncentrationen i vattnet i Östhammarsfjärden för respektive modellvariabels fördelning.*

I osäkerhetsanalysen tilldelas samma variabler som testats i känslighetsanalysen karakteristiska CV-värden (Håkanson, 1999) varefter 300 simuleringar utförts där samtliga testade variablers fördelning simultant ingått. Därefter har den genererade fördelningen i målvariabeln beräknats. Simuleringen upprepades efter att den bedömda effekten av aluminiumbehandling inkluderats. Analysen ger ett mått osäkerheten i prediktionen av fosforkoncentrationen i vattnet.



Osäkerhetsanalys där karakteristiska CV-värden (Håkanson, 1999) använts för att uppskatta den samlade osäkerheten i modellens prediktion av fosforkoncentrationen (TP) i vattnet i augusti. Låda-mustaschgraferna visar resulterande fördelningen (medelvärde,  $\pm 1$  standardavvikelse,  $\pm 1,96$  standardavvikelse, 300 körningar) för nuvarande respektive simulerande förhållanden efter aluminiumbehandling av hela A-bottenarean.