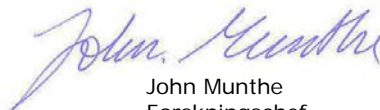


Kostnadseffektivitet i åtgärder mot övergödning i Östersjön

Fallstudie Gävle fjärdar

Magnus Karlsson, Mikael Malmaeus & Christian Baresel, IVL
Åsa Sivard & Tomas Ericsson, ÅF
Olle Grahn, NordMiljö
B2078
December 2012

Rapporten godkänd
2012-12-10



John Munthe
Forskningschef



NordMiljö

IVL Svenska
Miljöinstitutet

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel Kostnadseffektivitet i åtgärder mot övergödning i Östersjön
Telefonnr 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet Ångpanneföreningens Forskningsstiftelse och Stiftelsen Institutet för Vatten och Luftvård
Rapportförfattare Magnus Karlsson, Mikael Malmaeus, Christian Baresel, Åsa Sivard, Tomas Ericsson & Olle Grahn	
Rapporttitel och undertitel Kostnadseffektivitet i åtgärder mot övergödning i Östersjön - Fallstudie Gävle fjärdar	
Summary (engelsk sammanfattning) <p>In this study, the cost-efficiency and resource consumption of different remedial actions to mitigate eutrophication within the coastal zone of the Baltic Sea have been studied. A mass balance model was applied to identify phosphorus sources, for one Baltic coastal area outside the city of Gävle. To achieve environmental conditions that could possibly meet the requirement of good ecological status according to the EU Water Framework Directive the phosphorus input needs to be reduced from approximately 45 to 30 tonnes per year. This can be reached through a combination of actions on reducing the nutrient load and direct measures within the coastal area at a total cost around 60 MSEK per year. The probable ecological consequences would be a decreased production of plankton algae, increased Secchi depth, benthic algae reaching larger depths and reduced stocks of pike-perch. The cost-efficiency of the investigated actions varied between 400 and 10 000 SEK per kg reduced phosphorus. Improved phosphorus removal in the municipal sewage treatment plant was found to be the most cost-effective method. Both aluminium treatment of sediments and fish removal were fairly cost-effective whereas oxygenation was considered inappropriate. The main reason for that was that the bottom areas had already recovered from a previous period of hypoxia. The sediments are well oxidised and saturated with phosphorus. Life-cycle-analysis showed that large CO₂ emissions could be expected if chemical precipitation was chosen for tertiary effluent treatment at a pulp mill discharging into the coastal area whereas fish removal potentially can reduce CO₂ emissions if the catch is used for biogas production. To conclude, the results from the study indicate that the pros and cons of various mitigating actions need to be considered carefully before decisions are taken on future remediating programs.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren övergödning, fosfor, kostnadseffektivitet, åtgärder, Östersjön	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B2078	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Sammanfattning

I detta projekt har kostnadseffektivitet och resursförbrukning i samband med olika åtgärder studerats i syfte att minska effekter av övergödning i kustzonen i Östersjön. Som studieområde valdes Gävle fjärdar, ett relativt inneslutet kustområde med tillförsel av näringsämnen från olika källor och med en vattenkvalitet som visar på näringsrika förhållanden. Studien har fokuserat på olika åtgärder för att minska tillförseln av fosfor. De landbaserade källor som undersökts är utsläpp från cellulosaindustrin Korsnäsverken och utsläpp från det kommunala reningsverket i Gävle. Därutöver har åtgärder i form av aluminiumbehandling av sedimenten, reduktionsfiske av vitfiskbestånd och syresättning av bottenvattnet utvärderats.

För att klarlägga hur fosfor omsätts i det aktuella kustområdet genomfördes massbalansmodelleringar samt en kartering av fosforförrådet i fjärdarnas botten sediment. Det konstaterades att området återhämtat sig från en tidigare period med syrgasbrist och att sedimenten innehöll relativt stora mängder av fosfor. Med modellen simulerades hur olika reduktioner av fosfortillförseln påverkar de ekologiska förhållandena. En minskning av fosfortillförseln med cirka 15 ton/år identifierades som nödvändig för att åstadkomma en reell förändring av miljöförhållandena. Vid detta scenario skulle produktionen av växtplankton minska med storleksordningen 20 % och siktdjupet öka med cirka en halvmeter. Följderna av detta skulle sannolikt bli att utbredningen av påväxtalger ökar i vertikalled och att beståndet av gös skulle minska något till förmån för gädda och abborre.

Potentialen och kostnaden för olika åtgärder har beräknats översiktligt. Den specifika kostnaden varierar mellan 400 och 10 000 kr/kg avskiljd fosfor. Den mest kostnadseffektiva åtgärden bedöms vara åtgärder för att förbättra fosforavskiljningen i det kommunala reningsverket. Störst potential för att minska fosfortillförseln har identifierats vid Korsnäsverken men där är också de specifika kostnaderna som högst. Både aluminiumbehandling av sediment och reduktionsfiske bedöms som relativt kostnadseffektiva åtgärder. Vid reduktionsfiske kan dessutom ytterligare positiva effekter tillkomma genom att näringsväven manipuleras på ett gynnsamt sätt. Aluminiumbehandling skulle permanent fastlägga betydande mängder av eljest mobil fosfor. Syresättning bedöms däremot inte vara något alternativ i det studerade fallet eftersom syrgasförhållandena i dagsläget är goda. Kostnadsnyttokalkylen för elektriskt drivna pumpar som transporterar ned ytvatten till botten indikerar emellertid att åtgärden i de fall syrgasbrist föreligger skulle vara en effektiv metod. För att åstadkomma en reduktion motsvarande det föreslagna lokala miljömålet fordras att flera åtgärder genomförs parallellt och den sammanlagda årliga kostnaden beräknas uppgå till cirka 60 Mkr.

För att bedöma den potentiella miljöbelastningen som olika åtgärder ger upphov till genomförs en översiktlig livscykelanalys där koldioxidemissioner från respektive åtgärd uppskattas. Störst koldioxidemission erhålls vid kemisk fällning vid Korsnäsverken. Detta förklaras av hög kemikalieförbrukning och att metoden genererar stora mängder slam som förbrukar resurser vid kvittblivning. Reduktionsfiske ger en potentiell koldioxidbesparing om fångsten rötas till biogas.

Innehållsförteckning

Inledning	3
Områdesbeskrivning.....	5
Geografi	5
Vattenkvalitet.....	8
Bottenförhållanden.....	8
Fastsittande vegetation.....	9
Fiskfauna	9
Kartering av fosforförrådet i sedimenten.....	11
Modellering av fosforomsättning	13
Alternativa åtgärder för att minska fosfortillförseln	17
Förstärkt rening av processavloppsvatten vid Korsnäsverken	17
Förbättrad fosforavskiljning vid Duvbackens kommunala reningsverk.....	17
Aluminiumbehandling av sediment i Yttre fjärden.....	17
Syresättning.....	18
Reduktionsfiske av vitfiskbestånd	19
Kostnads-nyttoanalys	20
Livscykelanalys	21
Sammanfattande diskussion	24
Referenser	26
Bilaga 1 – Primärdata från sedimentkartering.....	29
Bilaga 2 - Korsnäs, tänkbara reningsmetoder för reduktion av fosfor	31
Bilaga 3 - Reduktionsfiske av vitfisk	45

Inledning

Implementeringen av EUs ramdirektiv för vatten medför att Sverige kommer att behöva förbättra den ekologiska statusen i ett antal inlands- och kustvatten. I många fall är det icke önskvärda miljötillståndet orsakat av tillförsel av gödande ämnen – exempelvis organiskt kol, kväve och fosfor – vilket bland annat resulterat i ökad frekvens av algblomningar, minskat siktdjup, förändrad artsammansättning av växt-, alg- och djurbestand samt ökad utbredning av syrgasfria bottenar.

Gävle inre och yttre fjärd i södra Bottenhavet är exempel på kustområden som enligt nya bedömningsgrunder erhållit klassificeringen ”dålig” miljöstatus. I området mynnar två medelstora vattendrag Gavleån och Testeboån, genom vilka det sker en transport av näringsämnen från omgivande avrinningsområden. En del av närsalttransporten har antropogent ursprung från bland annat jordbruksmark, gödselbrunnar och tillförsel av sanitärt avloppsvatten via enskilda avlopp och kommunala reningsverk. Gävle yttre fjärd är också recipient för renat avloppsvatten från Gävle stads kommunala reningsverk och Korsnäsverken. Genom området sker dessutom ett stort antal fartygsrörelser då Gävle hamn är en av Sveriges största hamnar och förekomst av kajer och muddrade/sprängda farleder medför att vattenförekomsten är kraftigt modifierad av mänsklig verksamhet.

Det kommer inom några år bli nödvändigt att ta fram en åtgärdsplan som leder till förbättrad vattenkvalitet i området före år 2021 om EU-direktivet skall innehållas. Samtidigt är Gävle fjärdar, liksom de flesta svenska kustområden i hög grad påverkade av vattenkvaliteten i utanförliggande havsområden genom det vattenutbyte som sker mellan kust och hav. Det är därför inte givet att åtgärder mot den landbaserade tillförseln får önskade effekter i recipienten.

Under senare tid har det från forskarhåll (t.ex. Elmgren & Larsson, 2006) framförts att åtgärder som enbart minskar tillförseln av näringsämnen inte räcker till för att tillräckligt motverka övergödningen av Östersjön utan att det också behövs direkta åtgärder mot förhållandena i vattenmassan och sedimenten. I detta sammanhang har därför restaureringsmetoder under begreppet ekologisk ingenjörskonst börjat diskuteras. De metoder som framförallt diskuterats och i pilotskala börjat testas är

- 1) Artificiell syresättning av djupvatten för att oxidera bottensedimenten och därigenom förbättra fastläggningen av fosfor (Stigebrandt & Gustafsson, 2007).
- 2) Utfällning och fastläggning av fosfor i sedimenten genom aluminiumbehandling (Blomqvist & Rydin, 2009).
- 3) Utfiskning av vitfiskbestand för att förändra näringsväven och bortföra fosfor (Hansson, 2008).

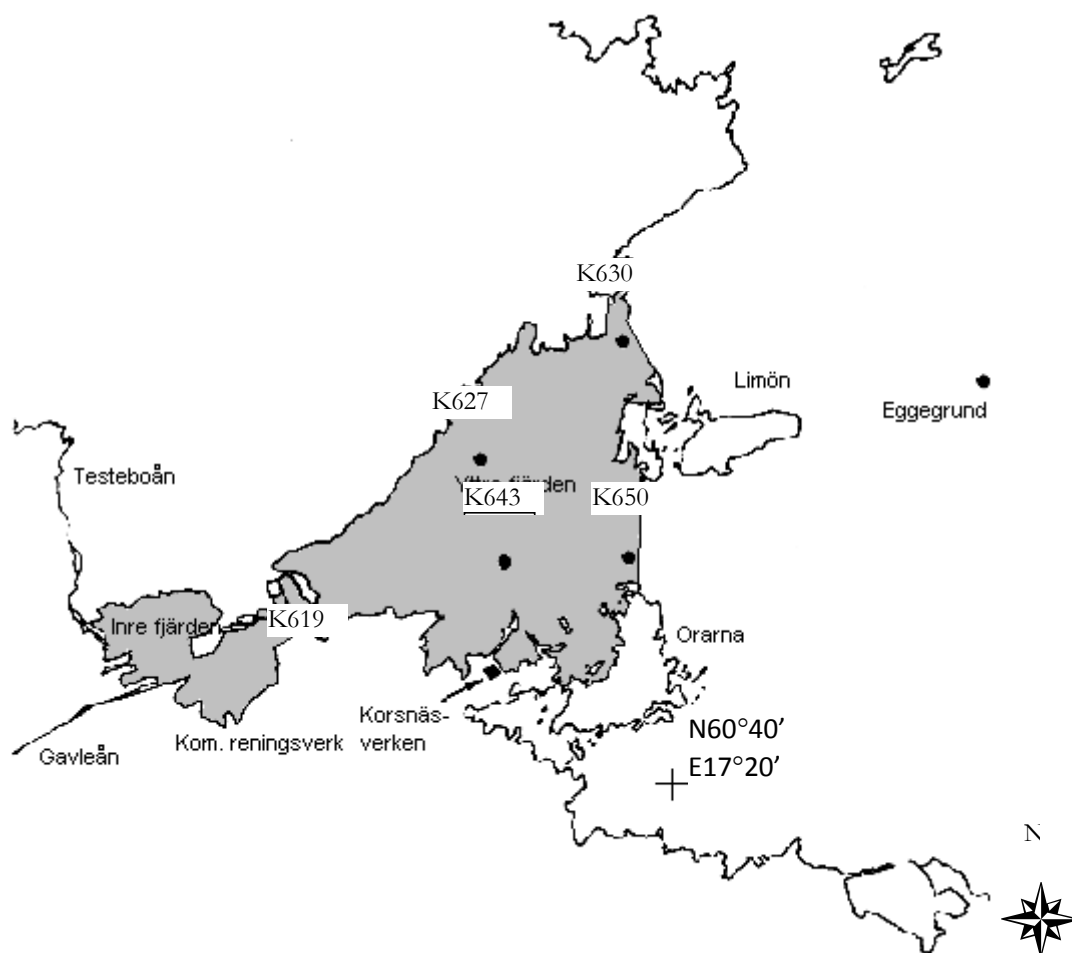
Föreliggande studie syftar till att undersöka effektiviteten av några olika potentiella åtgärder mot övergödningen av Gävle fjärdar genom att tillämpa kostnads-nyttoanalys, livscykelanalys och dynamisk ekosystemmodellering. Specifikt jämförs olika åtgärder för att minska fosfortillförseln från landbaserade källor med direkta åtgärder mot fosfortillgängligheten i recipienten. De frågor vi söker besvara är:

- Vilka miljöförbättringar går att uppnå genom lokala åtgärder med avseende på minskad fosforhalt och därtill kopplade ekologiska effektvariabler, t.ex. siktdjup och klorofyllhalt?
- Vad kostar olika åtgärder och hur effektiva är de; alltså hur många gram minskad fosfor erhålles per insatt krona för de olika åtgärderna?
- Vilka potentiellt negativa miljöeffekter i form av koldioxidutsläpp ger respektive åtgärd upphov till?

Områdesbeskrivning

Geografi

Gävle fjärdar (Yttre fjärden och Inre fjärden) är belägna i den inre delen av Gävlebukten som i sin tur gränsar mot Bottenhavets utsjövatten (**Fig. 1**). Yttre fjärden avgränsas i öster av öarna Limön och Orarna och de sund som förbinder öarna med fastlandet. I den innersta delen av Inre fjärden mynnar vattendragen Gavleån och Testeboån som tillsammans ger en medeltillrinning på 35 m³/s (SMHI, 2003). Detta medför att området får karaktären av ett estuarium med ett utsötat ytvatten.



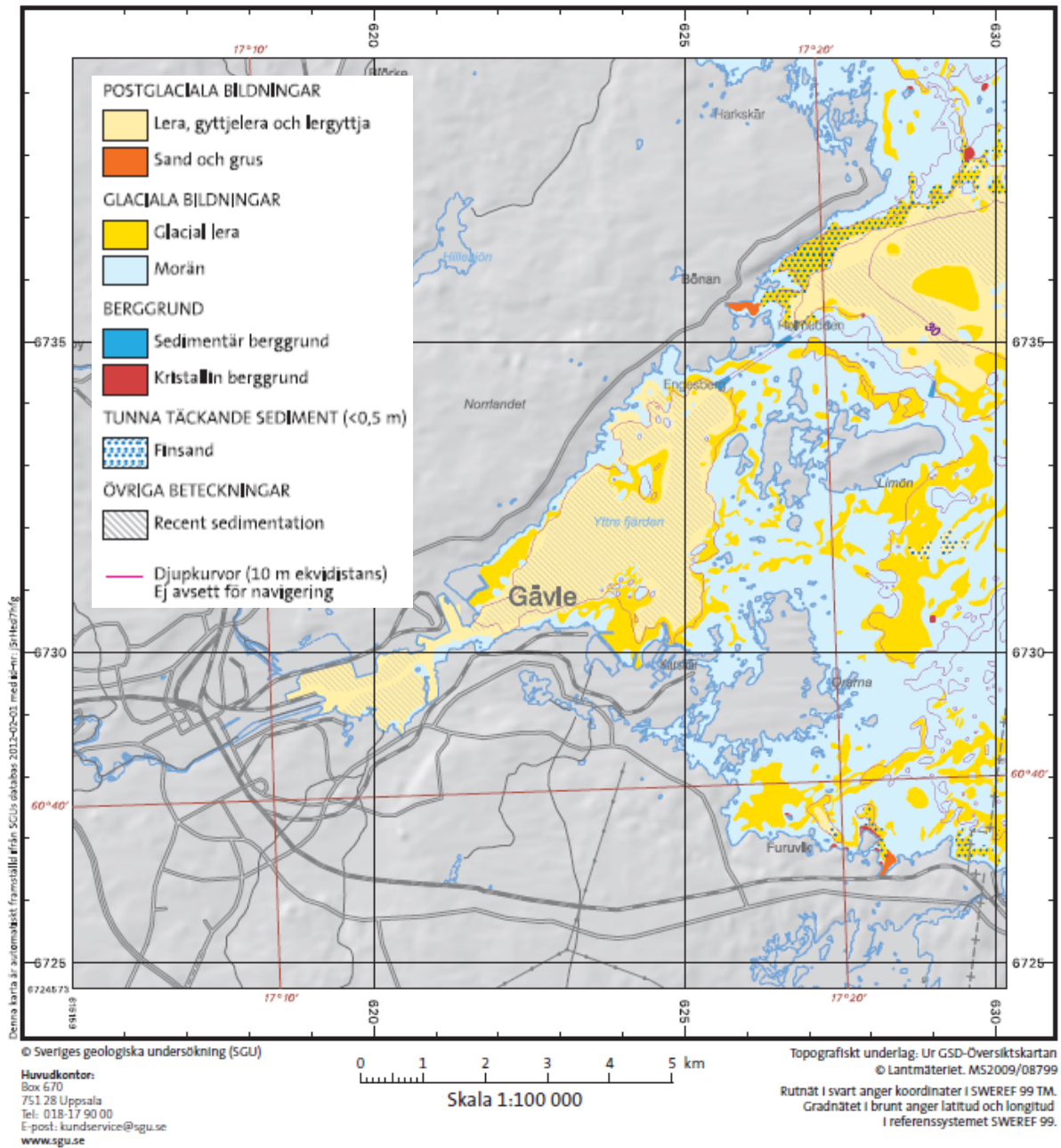
Figur 1. Karta över Gävle fjärdar (Yttre respektive Inre fjärden) med provtagningspunkter för vattenkvalitet enligt gällande recipientkontrollprogram.

Några morfometriska data över Gävle fjärdar redovisas i **Tabell 1**. Vattenomsättningen i Yttre fjärden har studerats vid några olika tillfällen (Martin, 1986; Engqvist, 1999; Karlsson & Håkanson, 2001). Beräkningarna har samstämmigt givit till resultat att vattenutbytet är förhållandevis långsamt (storleksordningen 2-3 veckor), vilket förklaras av områdets relativt instängda läge i skydd av öar förbundna av sund med relativt små tvärsnittareor mot utanförliggande hav.

Tabell 1. Morfometriska data över Gävle fjärdar. Från SMHI (2003).

Area (km²)	21,1
Medeldjup (m)	7
Maxdjup (m)	15
Volym (km³)	0,14
Sektionsarea öppningar (m²)	6414
Tillrinningsområde (km²)	3646
Tillrinning (m³/s)	34,6

Trots att vattendjupet i Yttre fjärden är relativt litet med ett maximalt djup på 15 m så är förekomsten av ackumulationsbottnar relativt stor, d. v. s. bottnar där det sker en kontinuerlig deposition av finmaterial. Sveriges geologiska undersökning (SGU) har karterat bottenförhållandena och tagit fram en maringeologisk karta (**Fig. 2**) där förekommande bottentyper redovisas. I den topografiskt skyddade Inre fjärden förekommer också ackumulationsbottnar på ringa djup med undantag för de delar där vattenutströmningen från Gavleån och Testeboån påverkar de bottendynamiska förhållandena.



Figur 2. Marinegeologisk karta över Gävle fjärdar, © SGU.

Vattenkvalitet

Gävle fjärdar är ett näringsrikt och högproduktivt vattensystem. Förutom den tillförsel av näringsämnen som sker via Gavleån och Testeboån så tillförs även näringsämnen via industrier och reningsverk i anslutning till tätorten. Sammantaget leder detta till att produktionen av växtplankton är hög och att siktdjupet, ett mått på vattnets klarhet, är litet. I **Tabell 2** redovisas några vattenkvalitetsparametrar baserat på statistisk från det recipientkontrollprogram som sedan 1970-talet löper med regelbunden vattenprovtagning i Yttre fjärden.

Tabell 2. Medelvärde för några vattenkvalitetsparametrar för perioden 2005-2009. Klassificering enligt NV (1999). Från Grotell (2010).

Parameter	Värde	Klassificering
Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) ^{a)}	24	Hög halt
Totalkväve ($\mu\text{g/l}$) ^{a)}	418	Hög halt
Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) ^{b)}	11,7	Mycket hög halt
Siktdjup (m) ^{b)}	1,3	Mycket litet

a) Avser sommarmedelvärde.

b) Avser augustivärde.

Bottenförhållanden

Syreförhållandena i sedimenten i Yttre fjärden har successivt förbättrats under de senaste decennierna genom att utsläppen av syretärande organisk substans från framförallt massproduktionen vid Korsnäsverken minskat. Under 1980-talet och tidigare förekom svarta reducerade ytsediment på stora delar av bottenarealen (Walterson & Landner, 1999).

Metallhalterna i sedimenten i Yttre fjärden är generellt sett höga, vilket sannolikt har sin huvudförklaring i den metallslighantering som förekommit i Gävle hamn (Walterson & Landner, 1998) samt transporten via vattendragen och den utflockning/sedimentation av partikulärt bundna metaller som sker när sött vatten möter salt (Håkanson & Bryhn, 2007). Däremot har halterna av dioxiner minskat till en förhållandevis låg nivå (Brask Bilén, 2010; Malmaeus et al., 2012.). Detta kan ses som en indikator på att de historiska utsläpp av klorerat material som tidigare skett från massaindustrin begravts i djupare sedimentlager. Halterna av PCB:er och PAH:er är generellt sett förhöjda i sedimenten i Yttre fjärden (Brask Bilén, 2010), vilket är typiskt för industrialiserade och urbaniserade områden.

Bottenfaunan på de djupare mjukbottenarna domineras i biomassa räknat av Östersjömussla (*Macoma baltica*). Även havsbortsmask (*Marenzelleria viridis*) förekommer i höga

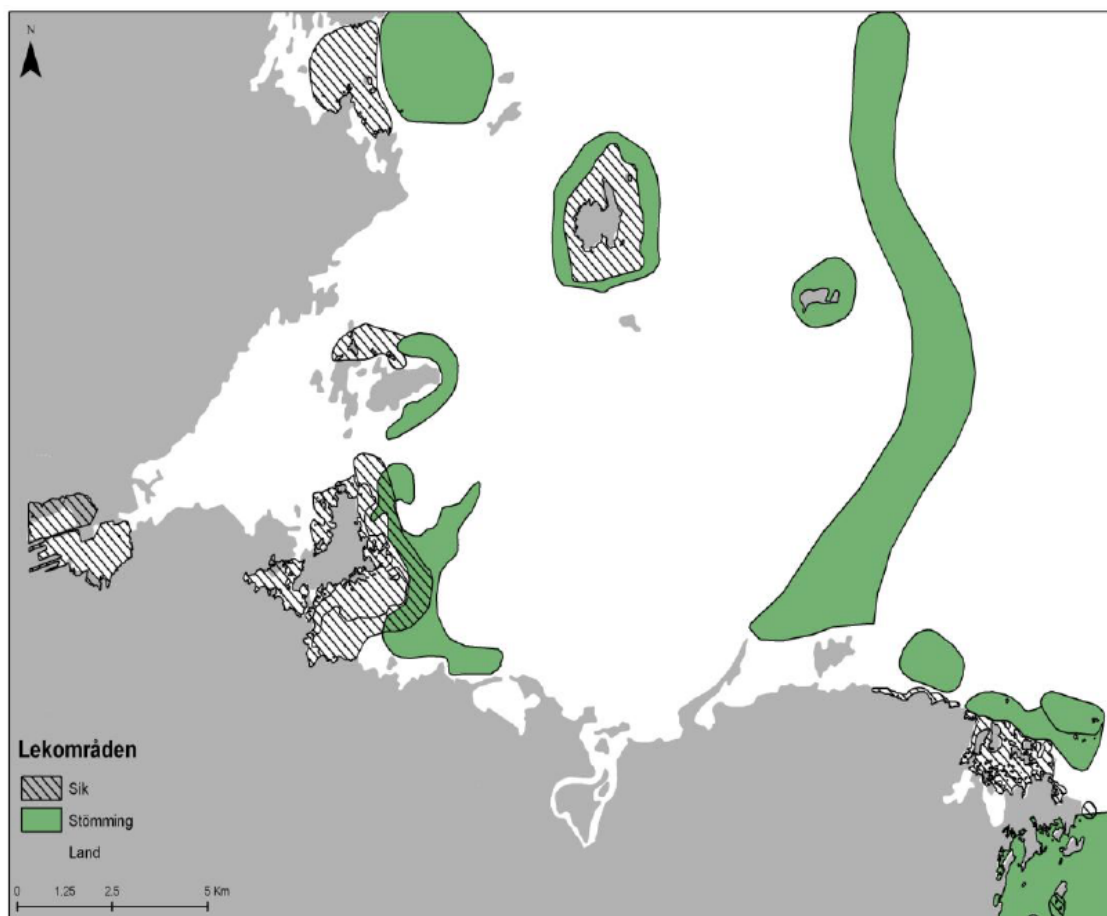
individtätheter (Hansson, 2007). Jämfört med situationen 1998 (Hansson & Wijnblad, 1998) indikerar bottenfaunaundersökningen 2007 en förbättring av syresituation då syrekrävande arter som skorv (*Saduria entomon*), vitmärla (*Monoporeia affinis*) och slammärla (*Corophium volutator*) hittades i större omfattning vid den senare undersökningen (Hansson, 2007). De grundare hårbottnarna i området undersöktes 2005 (Grahm et al., 2006). I inre delen dominerade snäckor, maskar och insekter medan andelen kräftdjur ökade på de yttre stationerna. Tolkningen var att växt- och djursamhället på de inre stationerna avspeglar påverkan av sötvatten och viss förhöjd näringsstatus.

Fastsittande vegetation

Brunalgen blåstång (*Fucus vesiculosus*) är en karaktärsart i Östersjöns kustområden och har stor betydelse som barnkammare och skafferi för många organismer. För att blåstångsbälten skall etableras fordras dock att salthalten varaktigt överskrider 4,5 ‰, vilket inte är fallet i Yttre fjärden till följd av sötvattentillförseln från Gävle- och Testeboån. Istället dominerar den fastsittande algvegetationen av rödalger, främst *Polysiphonia fucoides* och *Ceramium tenuicorne* (Grahm et al., 2006). I de yttre delarna förekommer också sporadiskt rödalgerna *Furcellaria* och *Phyllophora* medan bladvass (*Phragmites australis*) växer på grunda bottnar i skyddade lägen.

Fiskfauna

Fiskbeståndet i Gävle fjärdar består av stationära varmvattenarter såsom exempelvis mört och abborre, migrerande kallvattenarter t.ex. sik och strömming samt älvvandrande arter som lax och öring (Sandström, 2011). Bestånden av varmvattenarter har undersökts i samband med tillståndsärenden för Korsnäsverken. Vid provfiske 1995 dominerade abborre, mört, björkna och braxen (Sangfors, 1995). Även gös har varit relativt vanlig fångst vid provfiskena. Enkätundersökningar bland yrkesfiskare över lekplatser tyder på att delar av Yttre och Inre fjärden är lekområde för sik (**Fig. 3**). Öring och lax förekommer också i området. En del av dessa rekryteras från de bestånd som utnyttjar de tillrinnande vattendragen för lek men flertalet härstammar från utsättning av odlad fisk (Sandström, 2011).



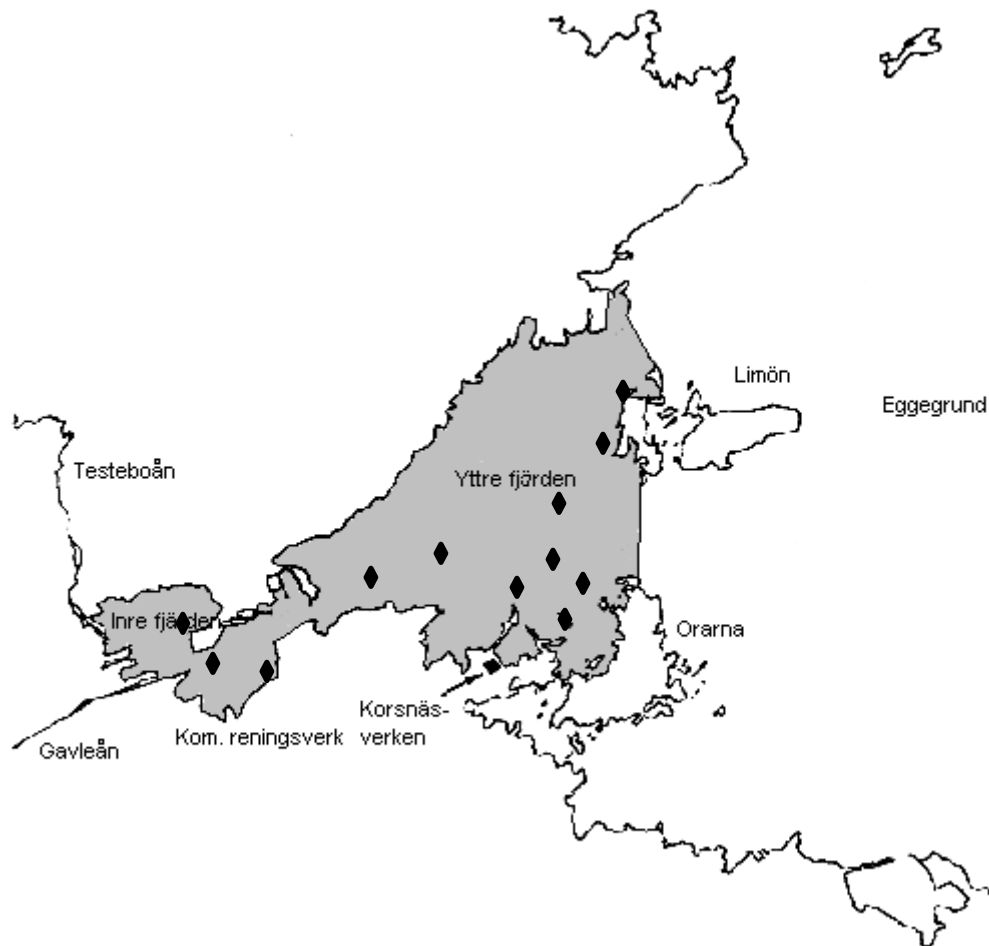
Figur 3. Utpekade lekplatser för sik och strömming i Gävlebukten med omnejd. Från Sandström (2011).

Hälsotillståndet hos abborre i Yttre fjärden undersöktes 2005 (Grahn et al., 2006). Undersökningen var en uppföljning av äldre studier som tidigare indikerat en störning av vissa biologiska funktioner kopplat till fortplantning och tillväxt. Resultaten från den senaste undersökningen visade att det inte längre förelåg några fysiologiska avvikelser hos abborrpopulationen från Yttre fjärden, vilket tidigare förekommit.

Halterna av polyklorerade dibensodioxiner och furaner (PCDD/Fs) ofta benämnt ”dioxiner” i abborre från Yttre fjärden undersöktes hösten 2011 (Malmaeus et al., 2012a). Halterna av PCDDFs var låga och i närheten av vad som kan anses vara ett bakgrundsvärde för abborre i Östersjöns kustområden. I strömming från södra Bottenhavet är halterna av PCDD/F:s generellt sett förhöjda men halterna är starkt avtagande sett över tid (Nyberg et al., 2011). Det finns ett tiotal verksamma yrkesfiskare som fiskar i Gävle yttre fjärd samt ett betydande sport- och husbehovsfiske. Delar av Yttre fjärden är utpekade som riksintresse för yrkesfisket.

Kartering av fosforförrådet i sedimenten

Den 22 november 2011 genomfördes en insamling av sedimentkärnor från Gävle fjärdar. Provtagningsstationernas läge framgår av **Figur 4**. Provtagningen genomfördes från R/V Grisslan. Sedimentkärnor insamlades med kajakhämtare. De insamlade sedimentkärnorna hade i samtliga fall ett tydligt oxiderat ytskikt (**Fig. 5**), vilket indikerar att syrgasförhållandena i bottenvattnet under de senaste åren varit goda. Material för analys av fosforinnehåll, vattenhalt och organisk halt (glödningsförlust) uttogs från de översta 10 centimetrarna av kärnan (0-2, 2-4, ..., 8-10 cm) samt från cirka 20 centimeters sedimentdjup. Kemiska analyser utfördes av Erkenlaboratoriet vid Uppsala universitet. Primärdata från sedimentkarteringen redovisas i **Bilaga 1**.



Figur 4. *Sedimentprovtagningsstationer i Gävle fjärdar*



Figur 5. Sedimentkärna från Yttre fjärden med tydligt oxiderat ytskikt. Foto 2011-11-22.

Det mobila fosforförrådet kan beräknas i varje provpunkt genom att jämföra halten i det biogeokemiskt aktiva ytlagret (typiskt de översta 10 centimeterna) med den halt som återfinns i de djupare sedimentskikten och som speglar den andel av fosfor som permanent fastläggs (Rydin et al., 2011). Mobil fosfor definieras som den fosfor i det aktiva sedimentlagret som med tiden frigörs från sedimentet och återförs till vattenmassan. I **Tabell 3** visas det genomsnittliga fosforförrådet och standardavvikelse i de 10 provpunkter som identifierades som ackumulationsbottnar.

Tabell 3. Genomsnittligt innehåll av mobil fosfor (medelvärde, median) samt standardavvikelse i undersökta ackumulationsbottnar

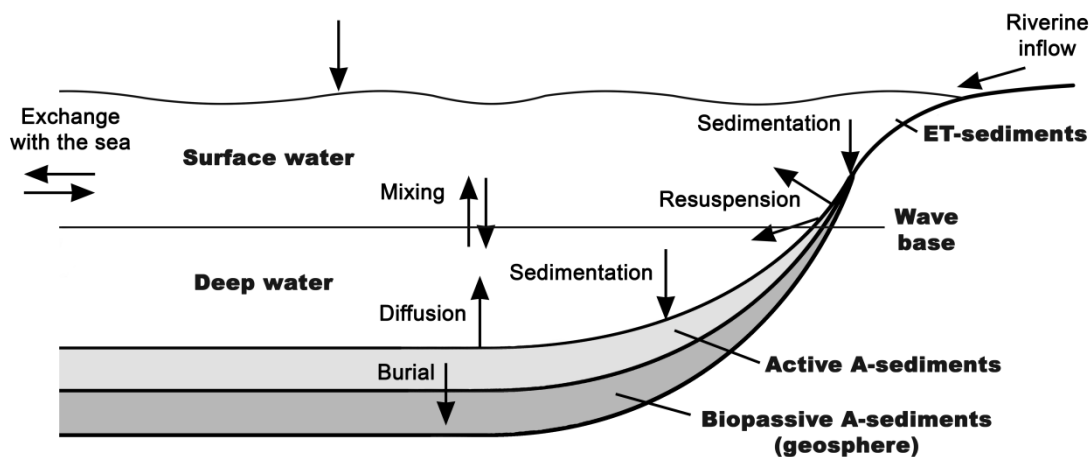
Medelvärde	13,8 g/m ²
Median	12,0 g/m ²
Standardavvikelse	8,1 g/m ²

Förrådet av mobil fosfor i undersökta kärnor var högt i jämförelse med typiska värden för Östersjöns kustområden (Malmaeus et al., 2012). Det förklaras sannolikt av att området relativt nyligen gått från en regim med reducerade till oxiderade förhållanden i de översta sedimentlagren varvid löst fosfat i sedimentens porvatten bundits till järn och fallit ut. Om grovt räknat 8 km² av bottenarealen i Gävle fjärdar (av totalt ca 21 km²) räknas som

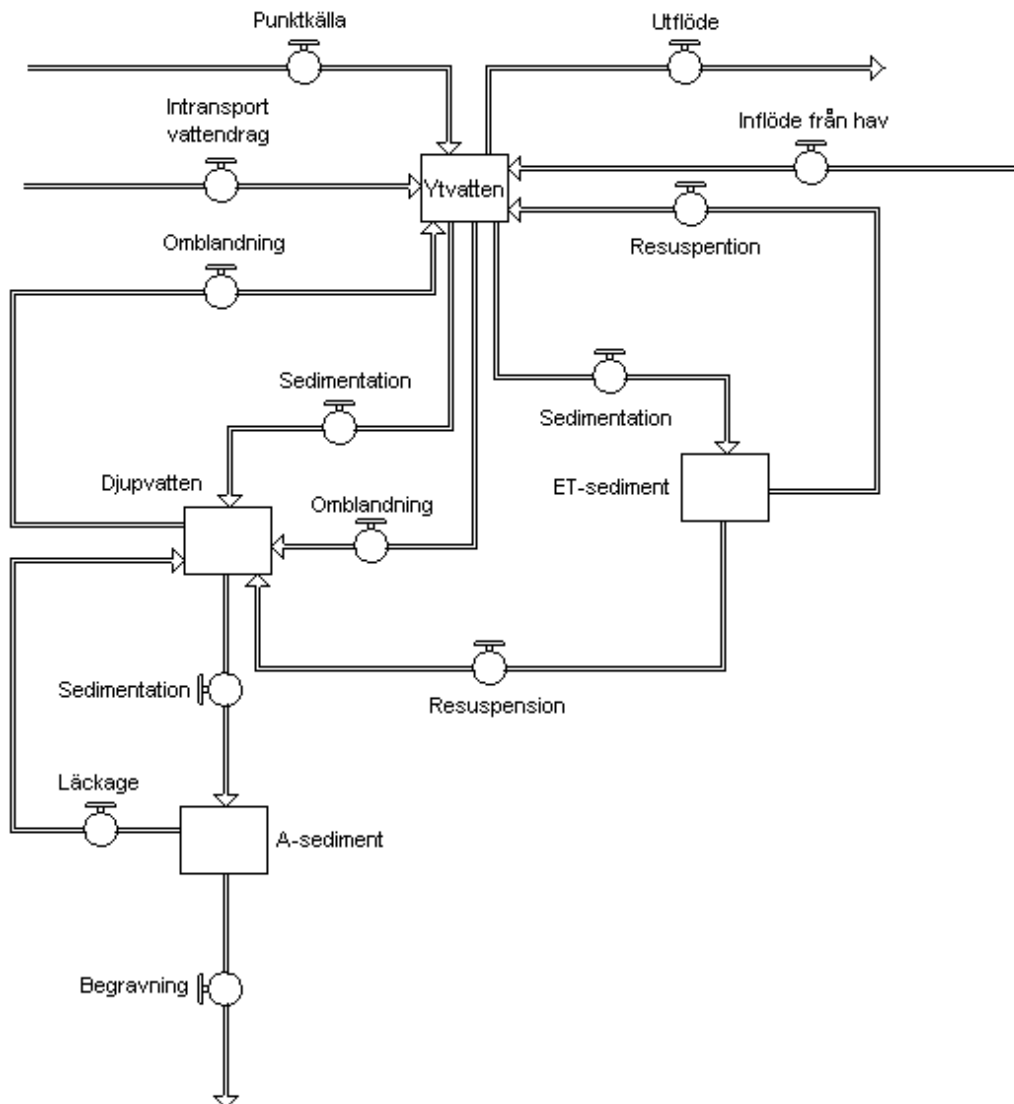
akkumulationsbotten innebär detta att mer än 80 ton mobil fosfor finns tillgängligt i dessa sediment. De två provpunkter som inte karaktäriserades som akkumulationsbottnar innehöll förvisso inte mindre mobil fosfor, men det är osäkert i vilken utsträckning dessa två prover representerar den övriga bottenarealen. Det mobila fosforförrådet på erosions- och transportbottnar är betydligt lägre än på akkumulationsbottnar eftersom sedimentlagren är tunnare och till större del består av grövre material med sämre förmåga att binda fosfor.

Modellering av fosforomsättning

Massbalansmodeller för Gävle Yttre fjärd i syfte att belysa effekter av utsläppen från Korsnäsverken har tidigare upprättats för organiskt material (Karlsson & Paulsson, 1999), fosfor (Karlsson & Håkanson, 2001; Karlsson, 2003) samt suspenderat material (Malmaeus & Karlsson, 2005). Modellen som applicerats på Yttre fjärden är en-dimensionell och 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** parameteriseras. Modellen över Yttre fjärden där fyra tillståndsvariabler för fosfor ingår redovisas principiellt i **Figur 7**. För närmare granskning av modellens grundläggande struktur, antaganden och osäkerheter hänvisas i första hand till Karlsson & Håkanson (2001) samt Malmaeus et al. (2008).



Figur 6. Principskiss över substansflöden i kustecosystem. Från Karlsson (2011).



Figur 7. 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.

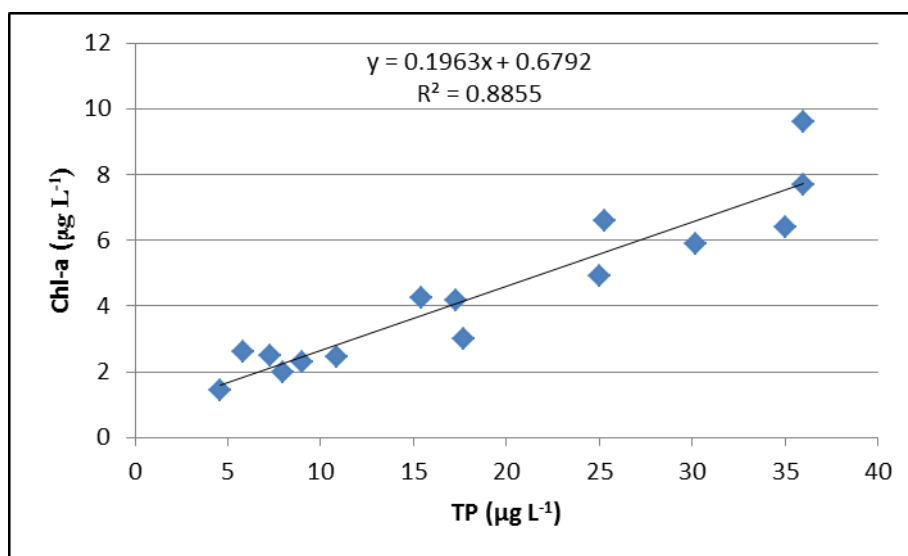
Fysikalisk/kemiska data över förhållandena i Gävle Yttre fjärd och tillförseln från punktkällor har erhållits från Gästriklands vattenvårdsförening. Dalälvens vattenvårdsförening har tillhandahållit vattenkvalitetsdata för Gävlebukten, vilka använts för att beräkna den av vattenutbyte orsakade materialtransporten mellan Gävle Yttre fjärd och Gävlebukten. Institutionen för Vatten och Miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet har tillhandahållit data över materialtransporten till Gävle yttre fjärd från tillrinnande vattendrag.

I **Tabell 4** sammanfattas beräknade och uppmätta flöden av näringsämnen (N och P) och organiskt material (TOC) till området.

Tabell 4. *Flöden av TOC, N och P till Yttre fjärden som årsmedelvärden huvudsakligen baserat på mätdata från 2007 och framåt. Siffror inom parentes anger procentuell andel av sammanlagd tillförsel. Med Gävlebukten avses den materialtransport som orsakas av vattenutbyte mellan kust och hav. Modifierad från Karlsson et al. (2011).*

	TOC (ton/år)	N (ton/år)	P (ton/år)
Testeboån	5 500 (17)	170 (8)	6 (7)
Gavleån	7 900 (24)	570 (26)	15 (17)
Gävlebukten	15 000 (45)	880 (40)	45 (51)
Korsnäsverken	4 000 (12)	210 (10)	16 (18)
Reningsverk	170 (1)	360 (16)	6 (7)
Summa	32 000	2 200	88

Med hjälp av modellen kan även ekologiska effektvariabler predikteras exempelvis klorofyllkoncentrationen, vilket är ett indirekt mått på produktionen av växtplankton och siktdjupet, ett mått vattnets klarhet. I **Figur 8** illustreras det grundläggande samband mellan totalfosfor och klorofyll som föreligger i Östersjöns kustområden. Ett samband mellan siktdjup och klorofyllhalt har tagits fram av Nordvarg (2001). Det är emellertid viktigt att poängtera att siktdjupet också påverkas av vattnets färg (humus) och innehåll av minerogena partiklar och inte enbart bestäms utifrån växtplanktonproduktionen.



Figur 8. *Regression mellan totalfosfor och klorofyll i Östersjöns kustområden. Från Karlsson (2011).*

En relevant fråga är vilka miljöförhållanden man vill uppnå i Gävle fjärdar genom att minska på näringstillförseln och vad som avses med begreppet ”god ekologisk status”. I dagsläget ligger fosforkoncentration som årsmedelvärde räknat på ca 18 µg/l och klorofyllhalten på drygt 4 µg/l. Mot bakgrund av att fosforhalten i utsjön ligger runt 13 µg/l och att denna nivå sannolikt kommer att bestå under kommande decennier bedömer vi att ett realistiskt lokalt miljömål kan vara att söka komma ned till en fosforkoncentration på 15 µg/l som årsmedelvärde för Gävle fjärdar. Då skulle den genomsnittliga klorofyllhalten minska till ca 3 µg/l och siktdjupet öka med cirka en halvmeter. De ekologiska konsekvenserna av detta skulle sannolikt bli att utbredningen av påväxtalger kommer att öka i vertikalled (Notini, 2010) samt att beståndet av gös (*Sander lucioperca*) kommer att minska (Bergström et al., 2007) till förmån för ökande bestånd av abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*).

Med hjälp av modellen går det att simulera vilken reduktion av tillförseln av fosfor som behöver göras för att uppnå detta tillstånd. Vi har därmed funnit att fosfortillförseln skulle behöva minska med storleksordningen 15 ton/år, vilket kan jämföras med den sammanlagda landbaserade tillförseln i dagsläget på ca 45 ton/år. I **Tabell 5** sammanfattas nuvarande miljöförhållanden respektive förhållandena vid scenariot att tillförseln minskar med 15 ton/år.

Tabell 5. Tillförsel av fosfor till Gävle fjärdar samt resulterande fosforkoncentration, klorofyllhalt och siktdjup vid nuvarande förhållanden och vid ett framtida scenario där fosfortillförseln minskar med 15 ton/år.

	Nuvarande nivå	Framtidsscenario
Tot-P tillförsel (ton/år)*	45	30
Tot-P koncentration (µg/l)	18	15
Klorofyllkoncentration (µg/l)	4	3
Siktdjup (m)	2	2.5

* Avser landbaserad tillförsel

Alternativa åtgärder för att minska fosfortillförseln

Förstärkt rening av processavloppsvatten vid Korsnäsverken

I samband med tillståndsärenden för verksamheten vid Korsnäsverken har alternativa reningstekniker utretts vid ett flertal tillfällen. Dessa utredningar samt några kompletterande fall med speciellt fokus mot fosforavskiljning sammanfattas i **Bilaga 2**. De alternativ som utretts omfattar konvertering av nuvarande biologisk reningsanläggning, och olika varianter av kemisk fällning. De alternativ som studerats ger en minskning av fosforutsläppen av storleksordningen 3- 13 ton/år, till kostnader som varierar mellan 5 000 och 39 000 kr per kg avskild fosfor.

Förbättrad fosforavskiljning vid Duvbackens kommunala reningsverk

Ett alternativ som skulle minska fosforutsläppet från Duvbackens reningsverk är att överge den biologiska fosforrening som idag tillämpas och återgå till normal kemisk fällning. Detta skulle kosta cirka 1 Mkr/år i form av kemikalier (doserutrustning och annan utrustning finns) och leda till att fosforhalten i utgående renat avloppsvatten minskar till 0,2 mg P/l. Detta innebär en minskning av fosforutsläppet med ca 2,6 ton år jämfört med dagens nivåer. Den specifika kostnaden uppgår till ca 400 kr/kg fosfor som man ytterligare avlägsnar jämfört med idag. För att ytterligare sänka fosforutsläppet till nivån 0,1 mg P/l behöver man dessutom installera en polering i sandfilter eller liknande. Med det skulle man kunna minska utsläppet ytterligare med ca 1,3 ton/år. En uppskattad kostnad för detta uppgår till cirka 6 Mkr, vilket skulle ge en specifik kostnad på ca 4 600 kr/kg P. Då är det ändå risk att man kommer över 0,1 mg P/l i samband med korta tillfällen med bräddning.

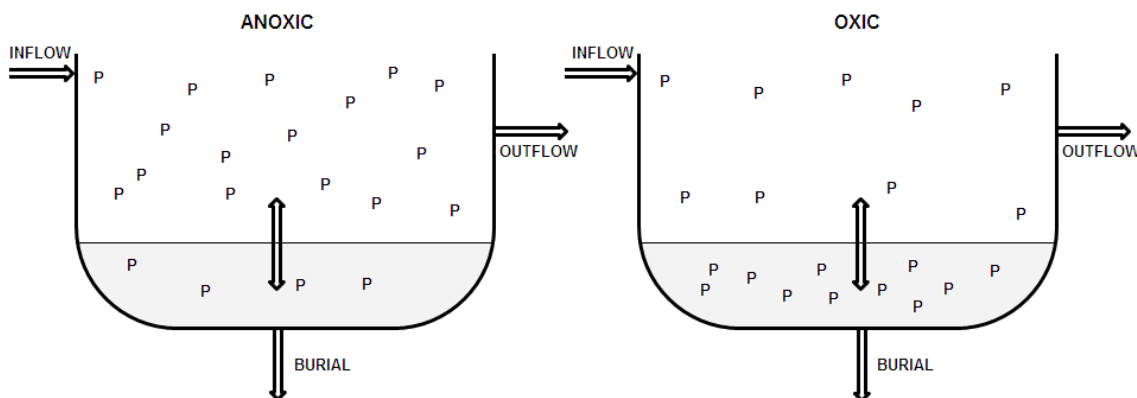
Aluminiumbehandling av sediment i Yttre fjärden

Att kemiskt behandla övergödda sjöar genom att dosera aluminiumsalter till sedimenten är en välbeprövad restaureringsmetod som bygger på att de tillförda aluminiumjonerna bildar ett hydroxidkomplex vilket binder fosfat som permanent fastläggs i sedimenten.. Samma princip tillämpas i reningsverk. Metoden är dock inte tidigare prövad i någon större omfattning i bräckt vatten men sedan sommaren 2012 pågår en pilotstudie i Stockholms skärgård på initiativ av stiftelsen BalticSea 2020, där man börjat aluminiumbehandla ett inneslutet kustområde (Emil Rydin, pers. komm.). Man har hittills kunnat konstatera att fosforkoncentrationen i bottenvattnet ovanför de behandlade ytorna snabbt har sjunkit. Förhoppningen är att åtgärden skall leda till en permanent fastläggning av eljest mobil fosfor motsvarande nivån 5 g P/m². Omräknat till situationen i Gävle fjärdar skulle detta innebära att 40 ton fastlades om hela ackumulationsbottenarealen på ca 8 km² behandlades.

Kostnaden för att genomföra detta kan grovt uppskattas till 32 miljoner kr (Rydin & Wänstrand, 2012), vilket ger en specifik kostnad på 800 kr per kg avskiljd fosfor. Man skulle kunna tänka sig att återupprepa aluminiumbehandlingen efter cirka ett decennium då det genom pågående sedimentation skapats en ny recent sedimentlagerföljd. Om man antar att varaktigheten för en aluminiumbehandling är av storleksordningen 10 år blir den genomsnittliga årliga fosforreduktionen 4 ton/år.

Syresättning

Nedpumpning av syrerikt ytvatten är en annan restaureringsmetod som bland annat har tillämpats som restaureringsmetod i ett femtiotal finländska sjöar samt under 1970-80-talen i ett tiotal svenska sjöar. Målsättningen är att återskapa en bottenmiljö med fungerande djursamhällen samt att öka fosforretentionen i ytsedimenten. I Östersjön har under de senaste åren några pilotprojekt initierats för att testa om metoden också är tillämplig i brackvattensystem. I Gävle fjärdar tyder inte de vattenkemiska mätningar som regelbundet utförs på att det råder sammanhängande perioder med ansträngda syrgasförhållanden i bottenvattnet. Även de sedimentundersökningar som genomförts i föreliggande studie indikerar ett välventilerat system med höga halter av fosfor i sedimenten. Det finns därför inga skäl att på artificiell väg ytterligare försöka höja syrenivåerna längs bottenarna i Gävle fjärdar då detta inte skulle öka fastläggningen av fosfor. För att ändå få en uppfattning om metodens potential har en tentativ beräkning utförts under antagandet av att bottenarna är syrefattiga, vilket var situationen fram till 1990-talet (Waltersson & Landner, 1999). Om man antar att fosforförrådet på bottenarna i de centrala delarna av Yttre fjärden är utarmat skulle en syresättning teoretiskt kunna överföra cirka 10 ton fosfor från bottenvattnet till de översta sedimentlagren enligt den principskiss som visas i **Figur 9**.



Figur 9. Principskiss över ett system som går från anoxiskt (vänster) med små mängder fosfor bundet till sedimenten till oxiskt (höger) med större mängder fosfor bundet till sedimenten. Från Malmaeus & Karlsson (2012).

Kostnaden för detta kan, baserat på en pilotstudie benämnd WEBAP som för närvarande pågår vid IVL Svenska Miljöinstitutet, grovt skattas enligt **Tabell 6**.

Tabell 6. Kostnadsuppskattning för installation och elektrisk drift av tre syrepumpar i Yttre fjärden under tre års tid

Kostnadspost	Belopp kr
Pumpar, 3 st.	1 500 000
Kabeldragning 5 km	700 000
Elförbrukning 6kW/pump, 3 års drift*	300 000
Tillsyn, utmärkning, transporter, övrigt	500 000
Summa:	3 000 000

*Antaget elpris 60 öre/kWh

Detta ger en specifik kostnad på 300 kr/kg avskiljd fosfor. Det är viktigt att poängtera att ansatsen förutsätter att systemet inte går tillbaka till de anoxiska förhållanden som rådde innan pumpningen startades. Då skulle snabbt den mängd fosfor som bundits in i sedimenten åter frigöras. Den permanenta fastläggningen av fosfor i Östersjöns kustsediment förefaller nämligen inte styras av redoxförhållandena (Malmaeus et al, 2012b). Att erhålla en positiv effekt av syresättning förutsätter således att andra åtgärder genomförs parallellt som minskar tillförseln av syretärande material alternativt att historiska utsläpp överlagras eller bryts ned. Givetvis finns också möjligheten att mer eller mindre permanent pumpa och vidmakthålla syresättningen

Reduktionsfiske av vitfiskbestånd

Målsättningen med reduktionsfiske, vilket innebär stora uttag av olika arter av vitfisk är dels att skörda närsalter, främst fosfor, genom att fisk som levt och vuxit upp i fjärdarna avlägsnas, dels förändra artsammansättningen mot stora rovfiskar. Högre andel stora rovfiskar leder till starkare predationstryck på små plankton- och bottendjursätande fiskar. Minskas tätheten av dessa arter kan man få mer djurplankton och mer bottendjur, vilket får följd effekter i form av nedbetning av växtplankton och påväxtalger. Konsekvensen blir ökat siktdjup och minskad påväxt på stenar och makroalger som blåstång, vilket i sig är en minskning av övergödningssymptomen. Metoden har tidigare tillämpats framförallt i inlandsvatten men i Finland har ett forskningsprojekt initierats för att utröna metodens applicerbarhet i Östersjön.

I det näringsrika systemet Gävle fjärdar har tidigare utförda provfisken (t.ex. Sangfors, 1995) indikerat att det finns stora biomassor av vitfisk som exempelvis braxen och mört, vilket talar för att reduktionsfiske skulle kunna vara en lämplig metod i området. I **Bilaga 3** redovisas en bakgrund till metoden samt ett förslag till hur ett reduktionsfiske skulle kunna utföras i Gävle fjärdar. I korthet föreslås att fiske med fasta redskap (ryssjor) utförs under

några veckor på våren i samband med lek på platser där vitfisk normal ansamlas i stora mängder. Det bedöms möjligt att per säsong kunna fiska upp motsvarande 40-50 ton fiskbiomassa, vilket motsvarar en bortförsel av fosfor med 400-600 kg. Den specifika kostnaden kan under antagandet att fiskeredskapen håller för fem säsongers användning uppskattas till cirka 1000 kr/kg P. Till detta skall läggas de positiva följd effekter i form av nedbetning av växtplankton och påväxtalger som reduktionsfisket också kan leda till.

Kostnads-nyttoanalys

En sammanställning av kostnadseffektiviteten och potentialen i de studerade alternativen för att minska fosfortillförseln till Gävle fjärdar visas i Tabell 5. Det kan konstateras att de åtgärder där potentialen för fosforrening är som störst också är de mest kostsamma. Syresättning är inget alternativ i Gävle fjärdar eftersom bottenarna redan är oxiderade. För att uppnå det miljömål vi föreslår i **Tabell 5** och som innebär att fosfortillförseln minskar med storleksordningen 15 ton/år fordras att ett flertal av de åtgärder som redovisas i **Tabell 7** genomförs. För att åstadkomma denna reduktion till minsta möjliga kostnad skulle man i princip behöva genomföra fyra åtgärder, förbättra fosforavskiljningen vid det kommunala reningsverket, aluminiumbehandla bottenarna i Yttre fjärden, genomföra reduktionsfiske samt konvertera reningsanläggningen vid Korsnäsverken till en långtidsluftad aktivslamanläggning. Detta ger i storleksordningen 15 ton reduktion av fosfor per år. De sammanlagda kostnaderna för att genomföra detta uppgår till cirka 60 Mkr/år, varav huvuddelen drygt 50 Mkr/år skulle åtgå för åtgärden vid Korsnäsverken. Den årliga totalkostnaden bedöms vara densamma även efter att kapitalkostnaden skrivits av under en 10 årsperiod då detta erfarenhetsmässigt kompenseras av ökade driftskostnader och behov av reinvesteringar i den befintliga anläggningen.

Tabell 7. Kostnadseffektivitet och potential i olika åtgärder för att minska fosfortillförseln till Gävle fjärdar.

Åtgärd	Specifik kostnad (kr/kg avskiljd fosfor)	Potential (ton/år)
Modifierad biologisk rening vid Korsnäs (LAS)	8 000	7
Kemisk fällning vid Korsnäs	10 000	12
Kemisk fällning kommunalt ARV	400	2,6
Polersteg sandfilter kommunalt ARV	4 600	1,3
Aluminiumbehandling av sediment	800	4
Reduktionsfiske	1 000	0,5
Syresättning*	300	0

* Ej tillämplig i Gävle fjärdar då systemet redan är oxiderat

Livscykelanalys

Livscykelanalyser (LCA) är en metod för att ur ett helhetsperspektiv belysa och bedöma miljöaspekter och potentiella miljöeffekter förknippade med en produkt eller ett system.

Bedömning görs genom att identifiera och sammanställa relevanta in- och utflöden för systemet, utvärdera potentiella miljöeffekter som är förknippade med dessa flöden samt tolka resultaten. En fullständig LCA omfattar studie av hela livscykeln hos det studerade systemet från utvinning av råvaror, förädling av råvaror och energi, tillverkningsprocesser, transporter, användning, återvinning till slutlig kvittblivning. De allmänna kategorierna av miljöeffekter som normalt beaktas är resursanvändning, mänsklig hälsa och ekologiska konsekvenser. I detta projekt har en grovt förenklad livscykelanalys utförts på de alternativa åtgärder som redovisats för att minska fosfortillförseln till Gävle fjärdar där syftet enbart varit att skatta de olika metodernas potential att generera koldioxidutsläpp.

För att uppskatta CO₂-emissionerna relativt fosforreduktionen för alternativa åtgärder vid Korsnäsverken har en tidigare utförd LCA-studie för Iggesunds Bruk använts (Mikaelsson, 2002). Bruken är inte helt jämförbara när det gäller produktion men de studerade reningsalternativen (LAS respektive kemisk fällning) är snarlika mellan de båda bruken och bägge bruken har en befintlig luftad damm i utgångsläget. Vid kemisk fällning blir det specifika CO₂-utsläppet 1 100 kg/kg P och kan huvudsakligen härledas till slamhanteringen. Vid LAS-alternativet blir specifika CO₂-emissionen avsevärt lägre ca 40 kg/kg P och uppkommer huvudsakligen genom den tillkommande energiförbrukningen.

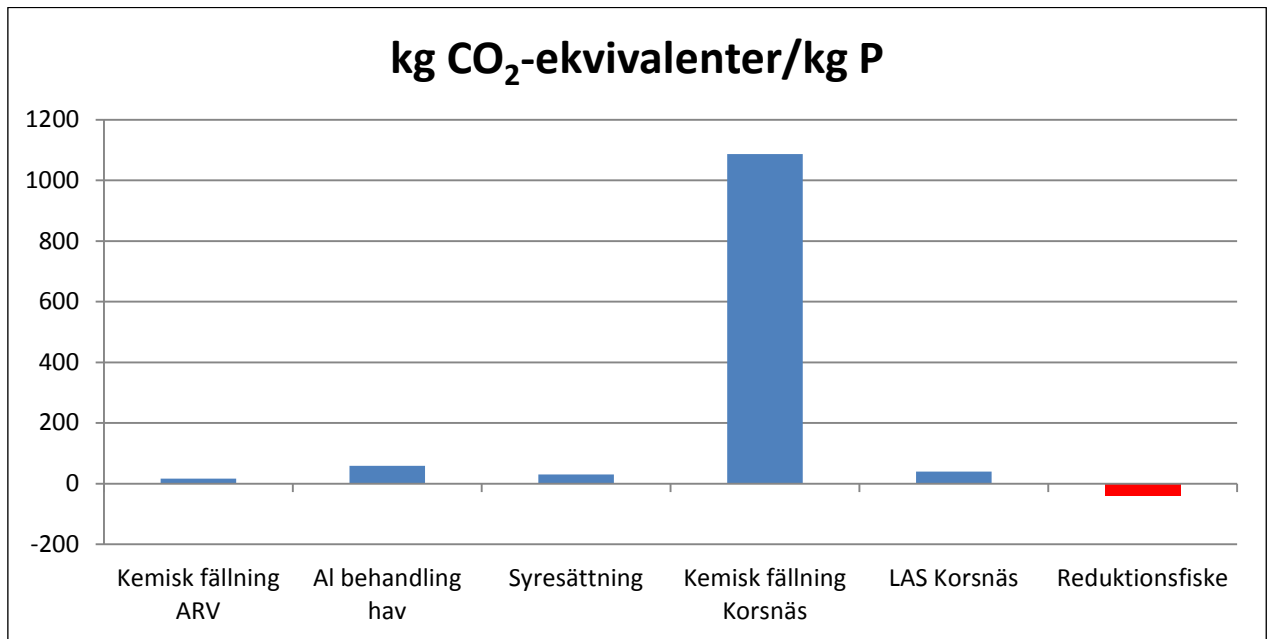
Vid kemisk fällning i såväl reningsverk som direkt i havet uppkommer CO₂-emissioner huvudsakligen vid tillverkning och transport av fällningskemikalier. Vi har använt oss av en programvara för LCA benämnd GaBi som bland annat innehåller en emissionsdatabas för ett stort antal tillverkningsprocesser och produkter. Resursförbrukning vid tillverkning skiljer sig avsevärt mellan olika fällningskemikalier. För alternativet att återgå till kemisk fällning vid det kommunala reningsverket har vi utgått från järnklorid (PIX-111) och vid direktfällning i Yttre fjärden har vi antagit att polyaluminiumklorid (PAX XL 100) doseras utmed bottarna (Rydin & Wänstrand, 2012). De beräknade CO₂-emissionerna för fällning i reningsverket uppgår till ca 15 kg/kg P medan motsvarande siffra för direktfällning i havet uppgår till 70 kg CO₂-ekvivalenter/kg P

Vid alternativet syresättning genereras CO₂-emissioner huvudsakligen vid produktion av den el som åtgår för att driva pumparna.

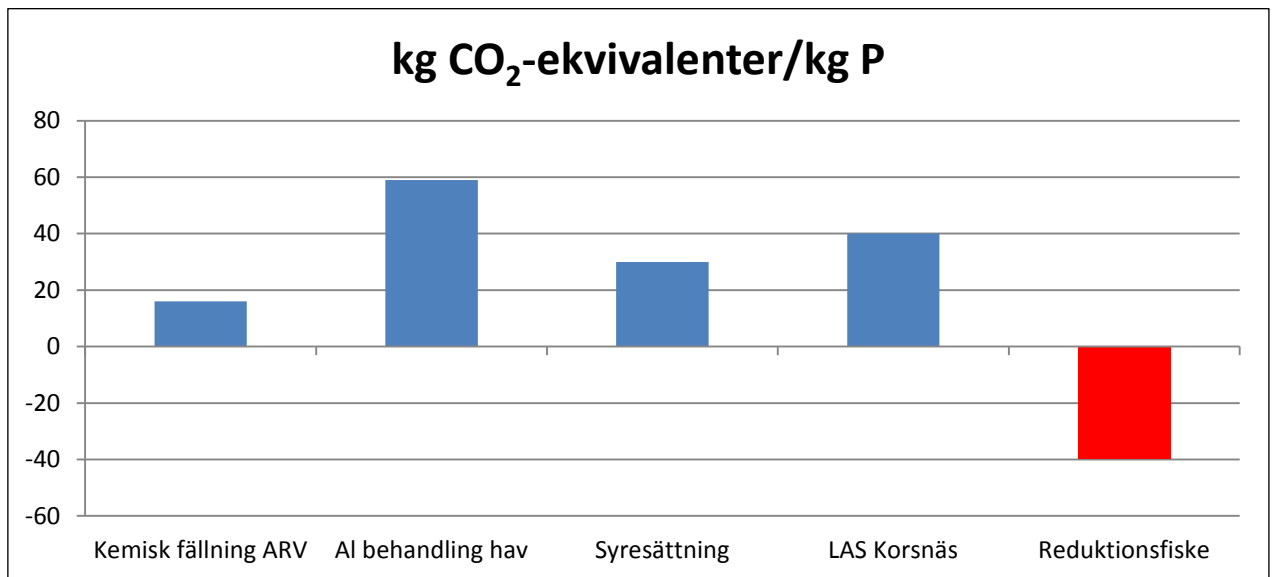
Vid alternativet reduktionsfiske och om man väljer att röta den erhållna fångsten genereras CO₂-emissioner i samband med båttransporter till och från fiskeplatserna, vid infrysning av fångsten samt vid transport av fisken till Uppsala biogasanläggning. Vid biogasanläggningen genereras ett bränsle, metangas vilket i denna analys betraktas som ett negativt CO₂-utsläpp då det kan ersätta fossila drivmedel, exempelvis bensin som fordonsbränsle. Vid ett försök vid KTH (Shi, 2012) med rötning av avloppsslam, fiskrens och bifångster från yrkesfiske erhöles ett utbyte motsvarande 0,5 m³ gas per kilo våtvikt. Omräknat till det uttag av fisk som bedöms realistiskt i Gävle fjärdar och med hänsyn till de transporter som tillkommer

erhålls en besparing av CO₂-emissioner av storleksordningen 40 kg/kg P. Om fångsten från reduktionsfisket istället skulle saluföras som livsmedel eller djurfoder erhålles också potentiellt en koldioxidbesparing genom att andra produkter ersätts.

I **Figur 10** och **Figur 11** sammanfattas de beräknade koldioxidemissionerna per kg avskiljd fosfor som de olika åtgärderna skulle ge upphov till. Det kan konstateras att införandet av kemisk fällning vid Korsnäs utmärker sig som kraftigt koldioxidgenererande, vilket förklaras av hög kemikalieförbrukning och en svårhanterlig kvittblivning av genererat slam genom förbränning i brukets barkpanna efter avvattning och med tillsats av olja och cellulosafiber som stödbränsle (Mikaelsson, 2002). Ett alternativ som möjligen skulle minska koldioxidemissionen vore att transportera det genererade kemslammet till en deponi. Syresättning i fjärden samt utökad biologisk rening (LAS) vid Korsnäs ger relativt små CO₂-emissioner av storleksordningen 40 kg/kg P huvudsakligen genom elförbrukning medan ett reduktionsfiske i händelse av att fångsten rötas till biogas, som ovan redovisats, ger ett negativt netto avseende koldioxidemissioner.



Figur 10. Sammanställning av beräknade specifika koldioxidemissioner för olika åtgärder.



Figur 11. Sammanställning av beräknade specifika koldioxidemissioner för olika åtgärder, kemisk fällning vid Korsnäs exkluderat.

Sammanfattande diskussion

I denna rapport har olika alternativa åtgärder för att minska fosfortillförseln till Gävle fjärdar studerats. Det kan konstateras att olika åtgärders kostnadseffektivitet och deras potentiella miljöpåverkan i form av koldioxidemissioner varierar avsevärt. För att åstadkomma en sänkning av fosforkoncentrationen som ger en mätbar förändring i ekologiska effektvariabler som klorofyllhalt och siktdjup fordras att ett flertal åtgärder genomförs till betydande kostnader. Samtidigt medför flertalet av de studerade åtgärderna en potentiellt negativ miljöpåverkan genom att de förbrukar energi och därmed genererar koldioxidutsläpp. En slutsats är därmed att det blir nödvändigt att värdera och prioritera mellan olika samhällsliga miljömål, vilket även diskuterats i Malmaeus et al. (2010).

Den genomförda studien visar också på betydelsen av att ha god kännedom om de specifika miljöförhållandena i områden där åtgärder sätts in. Gävle fjärdar är ett relativt instängt kustområde där betydelsen av utsläpp från landbaserade källor är relativt stor och därmed finns det förutsättningar för att lokala åtgärder ger en effekt. I majoriteten av Sveriges kustområden är vattenomsättningen betydligt snabbare (Engqvist, 1999). Det är intressant att notera att Gävle fjärdar återhämtat sig från tidigare period med syrgasbrist och att man idag har goda syrgashalter i vattnet och oxiderade sediment. Det innebär bland annat att syresättning genom pumpning inte är en metod som skulle ge någon ytterligare fosforfastläggning. Däremot innehåller sedimenten relativt stora mängder mobil fosfor som skulle kunna fastläggas permanent genom aluminiumbehandling. Det har funnits farhågor om att tillförsel av aluminium skulle kunna ge upphov till toxiska bieffekter. Aluminium är ett av de vanligast förekommande grundämnena i jordskorpan och en studie som utförts vid SLU tyder inte på att det föreligger någon risk för att aluminium som tillförs Östersjöns brackvattenmiljö skulle övergå i förekomstformer där den ger upphov till toxicitet (Huser & Köhler, 2012). Däremot är framställningen av de aluminiumsalter som sprids längs botten relativt energikrävande vilket ger utslag i livscykelanalysen av metoden.

Reduktionsfiske skulle inte leda till en betydande fosforreduktion men bedöms ändå av flera skäl vara intressant att gå vidare med. Den är förhållandevis billig och inte särskilt resurskrävande. Om man skulle välja att röta fisken erhålls ett positivt netto i koldioxidbalansen. Att manipulera näringsväven genom uttag av vitfisk bedöms dessutom kunna ge upphov till andra positiva effekter såsom nedbetning av växtplankton och påväxtalger. Slutligen innebär ett genomförande av åtgärden att det skulle skapa arbetstillfällen inom den lokala fiskerinäringen, vilket främjar miljömålet ”Hav i balans, levande kust och skärgård”.

Det har inte varit möjligt att inom ramen för föreliggande studie undersöka potentialen för åtgärder som minskar fosfortillförseln från Gavleåns och Testeboåns avrinningsområde. Transporten av fosfor till Gavleåns mynning har sjunkit med storleksordningen 40 % sedan slutet av 1960-talet (flodmynningsdata från SLU), vilket tyder på att de mest kostnadseffektiva åtgärderna redan är genomförda. Likväl bör det finnas vissa möjligheter att ytterligare reducera fosfortillförseln genom åtgärder i jordbruksområden inom avrinningsområdet. Malmaeus & Karlsson (2010) har på nationell basis uppskattat potentialen och kostnadseffektiviteten i olika åtgärder som minskar tillförseln av fosfor till

Östersjön från svenskt jordbruk. Det fanns ett stort spann i kostnadseffektivitet mellan förhållandevis billiga åtgärder som att optimera växtnäringsbalansen vid svingårdar (50-70 kr/kg P) till betydligt dyrare åtgärder som exempelvis att reglera dräneringen av åkermark (9 000 - 44 000 kr/kg P).

Det är viktigt att poängtera att huvuddelen av de beräkningar som redovisas i denna rapport är överslagsmässiga. Var och en av de ingående kalkylerna kan kritiseras och med största säkerhet förbättras. Vi är dock av uppfattningen att det är viktigt att övergripande analyser genomförs där kunskaper om grundläggande ekologiska samband och ingenjörsmässiga kalkyler ställs samman för ge en realistisk bild av vad åtgärder för att förbättra vattenmiljön leder till. Mot bakgrund av de stora insatser som sannolikt kommer att krävas för att uppfylla de åtaganden som följer av EUs ramdirektiv för vatten och andra miljöpolitiska beslut är det nödvändigt att i ett tidigt skede utvärdera nyttan, kostnaden och miljöbelastningen av olika åtgärder. Sammanfattningsvis kan följande indikativa slutsatser dras från det genomförda projektet:

- För att uppnå ett lokalt miljömål för Gävle fjärdar där märkbara ekologiska förändringar kan noteras behöver fosfortillförseln minska med storleksordningen 15 ton/år
- Om denna minskning av fosfortillförseln uppnås skulle sannolikt siktdjupet öka med ca en halvmeter, växtplanktonproduktionen minska, utbredningen av påväxtalger i vertikalled öka samt beståndet av gös minska till förmån för gädda och abborre
- Det lokala miljömålet kan uppnås genom en kombination av åtgärder för att minska den landbaserade tillförseln och direkta åtgärder i kustområdet. Kostnadseffektivitet och potential varierar avsevärt. Den sammanlagda kostnaden för att åstadkomma den föreslagna minskningen av fosfortillförsel uppgår till storleksordningen 60 Mkr/år.
- Med undantag för reduktionsfiske ger alla åtgärder upphov till en potentiell miljöbelastning genom att de förbrukar energi och därmed genererar koldioxidemissioner. Resursförbrukningen varierar avsevärt mellan olika åtgärder.

Referenser

- Bergström, U., Sandström, A. & Sundblad, G., 2007. Fish habitat modelling in a Baltic Sea archipelago region. BALANCE Interim report No. 11. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet.
- Blomqvist, S. & Rydén, E., 2009. Hur fosforbindningen i Östersjöns botten sediment kan förstärkas. Naturvårdsverket rapport 5914.
- Brask Bilén, S., 2010. Sammanställning resultat från analys av sediment Yttre fjärden och tippningsplatsen. COWI AB rapport för Sjöfartsverket, 7 sid.
- Elmgren, R. & Larsson, U., 2006. Kvävereningen gör nytta. I: Johansson, B., (red.), Östersjön – hot och hopp, Formas Fokuserar, Stockholm, sid. 65-80.
- Engqvist, A., 1999. Environmental quality criteria Coast and Seas background report. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4910.
- Hansson, L.-A., 2008. Kan Östersjön restaureras? Utvärdering av erfarenheter från sjöar. Del 1 Biomanipulering som restaureringsverktyg - kunskapssammanställning för limniska och marina system. Naturvårdsverket rapport 5860.
- Hansson, P., 2007. Bottenfaunan i Yttre fjärden – oktober 2007. Kustfilm Nord AB rapport för Sjöfartsverket, 12 sid.
- Hansson, P & Wijnbladh, 1998. Bottenfaunan i Yttre fjärden – oktober 1998. Hillevik Marina Fältstation.
- Huser, B. & Köhler, S. 2012. Potential toxicity and chemical processes of aluminium addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden. SLU Rapport 2012:2.
- Håkanson, L. & Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg.
- Håkanson, L., & Bryhn, A., 2007. Tools and criteria for sustainable coastal management. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg.
- Grahn, O., O. Sandström, J. Härdig, M. Notini & O. Sangfors, 2006. Undersökningar av fastsittande vegetation samt fortplantning hos fisk i recipienten till Korsnäsverken Gävle 2005.
- Grotell, C., 2010. Uppdatering av utredningar beträffande recipienten till Korsnäs AB, Korsnäsverken. ÅF-Engineering rapport 2010-10-07, 26 sid.
- Karlsson M., 2003. Ekologiska effekter av minskat fosforutsläpp. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S127502 för Korsnäs AB, 13 sid.
- Karlsson, M., 2011. Predicting ecosystem response from pollution in Baltic archipelago areas using mass-balance modelling. Doctoral thesis Uppsala University, ISBN 978-91-554-8012-7.
- Karlsson, M. & Paulsson, M., 1999. Korsnäsverkens påverkan på Gävle yttre fjärd - Simulering av alternativa utsläppsscenarioer. Rapport från kursen: Prediktiv limnologi 1999. Uppsala universitet, 23 sid.

- Karlsson, M. och Håkanson, L., 2001. Miljökonsekvensanalys av Korsnäsverkens fosforutsläpp till Gävle Yttre fjärd. Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper.
- Karlsson, M. & Malm, J. & Malmaeus, M., 2011. Materialbalanser för organiskt kol, kväve och fosfor i Gävle Yttre fjärd. IVL rapport U3358.
- Malmaeus, M. & Karlsson, M., 2005. Ökade utsläpp av suspenderade ämnen från Korsnäs - bedömning av eventuella miljöeffekter, ÅF-Process rapport för Korsnäs, 14 sid.
- Malmaeus, J.M. & O.M. Karlsson, 2010. Estimating costs and potentials of different methods to reduce the Swedish phosphorus load from agriculture to surface water. *Science of the Total Environment* 408: 473-479.
- Malmaeus, J.M. & Karlsson, O.M., 2012. Estimating the pool of mobile phosphorus in offshore soft sediments of the Baltic Proper. *Air, Soil and Water Research* 2012:5 1–13.
- Malmaeus J.M., O.M. Karlsson, D. Lindgren and J. Eklund, 2008. The optimal size of dynamic phosphorus models for Baltic coastal areas. *Ecological modelling* 216: 303–315.
- Malmaeus, M., Simon, O., Almemark, M., Sivard, Å., Karlsson, M. & Ericsson, T., 2010. Effekter av ytterligare reningssteg vid skogsindustrier. IVL-rapport B1953.
- Malmaeus, M., Karlsson, M. & Rahmberg, M., 2012a. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienter. IVL-rapport B2053.
- Malmaeus, J. M., Rydin, E., Jonsson, P., Lindgren, D. & Karlsson, O. M., 2012b. Estimating the amount of mobile phosphorus in Baltic coastal soft sediments of central Sweden. *Boreal Env. Res.* 17: 425–436.
- Martin, A.-L., 1986. Transport och spridning av föroreningar i vattenmiljön. IVL rapport B832.
- Mikaëlsson H., 2002. LCA-studie av utbyggd reningsanläggning, Iggesunds Bruk. ÅF-IPK rapport S124802.
- Nordvarg, L., 2001. Predictive Models and Eutrophication Effects of Fish Farms. Doctoral thesis Uppsala University. ISBN 91-554-4932-8.
- Notini, M., 2010. Hårdbotteninventering i delar av Gårdsfjärden, Agöfjärden och Enångersfjärden. Tronerud Miljö & Natur rapport för Iggesunds bruk, 40 sid.
- NV, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. Naturvårdsverket rapport nr 4914.
- Nyberg, E., Bignert, A. & Danielsson, S., 2011. Miljögifter i biota i: Lewander, M., Karlsson, M. & Lundberg, K. (redr), 2011. Havet 2011. Om Miljö tillståndet i svenska havsområden. Havsmiljöinstitutet, ISSN 1654-6741, 112.
- Rydin, E. & Wänstrand, I., 2012. Fosforfällning i en brackvattenfjärd – en förstudie i Östhammarsfjärden. Länsstyrelsen i Uppsala län rapport 2012:09.

- Rydin, E., Malmaeus, M., Karlsson, M. & Jonsson, P. 2011. Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediments as estimated from sediment profiles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92:111-117.
- Sandström, O., 2011. Uppgradering av farled till Gävle hamn. Konsekvenser för fisk och fiske. Skärgårdsutveckling SKUTAB AB rapport för Sjöfartsverket 2011-05-03, 17 sid.
- Sangfors, O., 1995. Provfiske i Gävlebukten 1995. Rapport från MiljöForskarGruppen, F95/57:3.
- Shi, C., 2012. Potential biogas production from fish waste and sludge. M.Sc.-thesis. Department of Land and Water Resources Engineering. Royal Institute of Technology (KTH). TRITA LWR Degree project 12:37.
- SMHI, 2003. Djupdata för havsområden 2003. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Oceanographical report no 73, 69 pp. ISSN 0283-7714.
- Stigebrandt, A. & Gustafsson, B.G., 2007. Improvement of Baltic proper water quality using large-scale ecological engineering. *Ambio* 36:280-286.
- Walterson, E. & Landner, L., 1999. Beskrivning av nuvarande tillstånd i vattenrecipienten – Gävle yttre fjärd samt bedömning av konsekvenser av olika åtgärder för avloppsvattenrening. MiljöForskarGruppen, Stockholm 1999-11-28.

Bilaga 1 – Primärdata från sedimentkartering

Positioner i WGS-84

Station	Latitud	Longitud	djup (m)	Anmärkning
GAV A	604336	171825	12	Oxiderad yta
GAV B	604314	171803	12	Oxiderad yta
GAV C	604255	171739	13	Oxiderad yta
GAV D	604224	171618	15	Oxiderad yta
GAV E	604118	171723	15	Oxiderad yta
GAV F	604145	171727	12	Oxiderad yta
GAV G	604153	171670	12	Oxiderad yta
GAV H	604193	171509	14	Oxiderad yta
GAV I	604106	171080	3	T-botten
GAV J	604191	171134	6	Oxiderad yta
Gav K	604089	171223	2	Oxiderad yta
GAV L	604161	171393	12	Oxiderad yta

Site	sub-sample (cm)	Water content (% ww)	LOI (% dw)	Tot-P (µg/g dw)
Gav A	2-4	52.8	5.9	1600
Gav A	4-6	56.3	9.0	890
Gav A	6-8	56.8	6.6	770
Gav A	8-10	52.5	5.0	640
Gav A	0-2	69.3	7.9	1200
Gav B	2-4	79.3	16.2	1900
Gav B	4-6	78.6	16.1	1200
Gav B	6-8	78.8	16.4	1100
Gav B	8-10	78.7	16.2	990
Gav B	0-2	85.5	17.0	3500
Gav C	2-4	81.8	16.9	2300
Gav C	4-6	79.2	16.5	1200
Gav C	6-8	78.7	16.9	1000
Gav C	8-10	78.4	16.9	950
Gav C	0-2	88.0	18.1	3100
Gav C	20-21	77.9	15.7	940
Gav D	2-4	84.2	17.9	1500
Gav D	4-6	82.9	18.6	1200
Gav D	6-8	81.4	18.9	1100
Gav D	8-10	81.1	19.1	980
Gav D	0-2	89.2	18.5	2100
Gav E	2-4	87.1	18.7	2300
Gav E	4-6	85.6	17.8	1400
Gav E	6-8	85.0	17.7	1200
Gav E	8-10	85.2	18.0	1100
Gav E	0-2	89.8	19	4000
Gav E	20-22	83.9	20.3	1200
Gav F	2-4	85.6	18.9	2200
Gav F	4-6	83.5	19.0	1800
Gav F	6-8	82.7	19.0	1400
Gav F	8-10	82.7	19.1	1200
Gav F	0-2	90.8	19.8	3100
Gav G	2-4	84.4	19.7	2600
Gav G	4-6	83.3	18.3	2800
Gav G	6-8	81.7	18.2	1500
Gav G	8-10	80.5	17.2	1200
Gav G	0-2	89.0	23.9	2900
Gav H	2-4	79.7	9.8	1100
Gav H	4-6	76.7	8.2	900
Gav H	6-8	75.0	9.7	870
Gav H	8-10	74.0	9.3	930
Gav H	0-2	86.0	12.5	1700
Gav H	20-22	73.7	8.8	1000
Gav I	2-4	42.7	4.2	1600
Gav I	4-6	41.6	4.3	1800
Gav I	6-8	56.7	6.5	1400
Gav I	8-10	69.5	10.0	900
Gav I	0-2	48.5	3.8	780
Gav J	2-4	84.1	17.4	1100
Gav J	4-6	81.8	17.8	1000
Gav J	6-8	79.0	17.8	2300
Gav J	8-10	77.6	17.2	2000
Gav J	0-2	88.9	19.1	1100
Gav K	2-4	71.0	10.9	1300
Gav K	4-6	71.0	11.4	1300
Gav K	6-8	71.8	13.4	1400
Gav K	8-10	66.9	10.8	1100
Gav K	0-2	79.2	10.6	1500
Gav L	2-4	77.5	11.0	3100
Gav L	4-6	73.2	9.7	1900
Gav L	6-8	70.5	9.2	1200
Gav L	8-10	71.3	10.8	970
Gav L	0-2	82.3	11.4	3600
Gav L	20-22	72.2	11.8	610



Bilaga 2 - Korsnäs, tänkbara reningsmetoder för reduktion av fosfor

Delrapport i ÅForsk-projektet ”Kostnadseffektivitet i åtgärder mot övergödning”, som genomförs av IVL. Utredningen har genomförts av Åsa Sivard och Tomas Ericsson, ÅF-Industry AB.

Sammanfattning

I detta PM redovisas en uppdatering av tidigare gjorda (2009-2011) utredningar för utökad biorening av avloppsvattnet vid Korsnäs AB, Korsnäsverken. Uppdateringen baseras på bedömning från 2011 med avseende på innehållet av COD m.m. i avlopp till reningsanläggningen.

I denna utredning har endast alternativ som bedömts medföra en minskning av fosforhalten tagits med. Dessutom har två nya alternativ med simultanfällning tagits med. Dessa alternativ har för låga reningseffekter på organiskt material för att i presenterad utformning vara intressanta för Korsnäs med hänsyn till presenterade villkorsnivåer i senaste dom (under överklagande).

De presenterade alternativen är

Alt 1. LAS (långtidsluftad aktivslamanläggning)

Alt 2. BAS för blekeriavloppet

Alt 3. BAS för totalavloppet

Alt 4. Kemisk fällning efter luftad damm

Alt 5. Ökad omrörning och slamretur samt simultanfällning

Alt 6. Simultanfällning i befintlig luftad damm med minimal slamretur

I rapporten presenteras kortfattade processbeskrivningar, utsläppsdata och kostnader.

Bakgrund och förutsättningar

ÅF har tidigare för Korsnäs AB, Korsnäs Gävle ("Korsnäs") tidigare utrett olika alternativ för en effektivare biorening av avloppsvattnet. I detta PM redovisas reningsmetoder som ger en reduktion med avseende på fosfor. Utöver de tidigare utredda metoderna redovisas två nya reningsalternativ, som förväntas ha god effekt med avseende på fosforreduktion men begränsad eller mycket låg effekt med avseende på organiskt material. De nya metoderna är "Ökad omrörning med slamretur och simultanfällning" samt "Simultanfällning i nuvarande luftad damm kompletterad med liten slamretur".

Utsläppen till extern rening baseras på data och bedömningar t.o.m. mars 2011 som uppräknats till lovgiven produktion. Bedömningen baseras på utsläppsnivå efter installation av ny indunstning, förbättrad fiberåtervinning och fortsatt separation av rena vatten.

Utsläppen av fosfor för alternativen med BAS (Biofilm+aktivslam) har reviderats något jämfört med tidigare redovisade siffror grundat på erfarenheter från fullskaleanläggningar. Vi anser att denna reningsmetod har möjlighet att ge bättre reningseffekter med avseende på fosfor än i tidigare uppskattningar.

Beskrivning av reningsalternativ

Tidigare utredda alternativ

Följande alternativ för utökad rening har utretts och redovisats till Miljödomstolen. Samtliga metoder har studerats i pilotskala i Korsnäs. I utredningarna ingick att het- och kylvatten separerades av varigenom vattenflödet till bioreningen begränsades till 5 500 m³/h.

Alt 1. LAS (långtidsluftad aktivslamanläggning)

En del av den luftade dammen byggs om till LAS. Ny mellansedimentering m.m. installeras i anslutning till dammen. Slutpolering av vattnet sker i resterande delar av den befintliga reningsanläggningen.

Alt 2. BAS för blekeriavloppet

Vatten från blekeribassängen kyls, pH-justeras och tillsätts närsalter. Det första bioreningssteget utgörs av en biofilmreaktor som fungerar både som selektorsteg (styrning av slamegenskaper) och kloratreduktionssteg. Vattnet vidarebehandlas i en luftningsbassäng med slamåterföring från ett mellansedimenteringssteg.

Övriga avloppsvatten leds till den befintliga dammen, som avlastas jämfört med nuläget.

Alt 3. BAS för totalavloppet

Den nya reningsanläggningen utformas i princip som alternativ 6 men anläggningsdimensionerna blir avsevärt större p.g.a. den ökade belastningen.

Den befintliga dammen kan avställas eller användas som polersteg (med marginell reningseffekt men sannolikt under ett antal år med visst fosforläckage).

Alt 4 a, b och c. Kemisk fällning efter luftad damm

Utgående vatten från dammens luftningszon pumpas till en flotationsanläggning. Fällningsmedel (t.ex. AVR och polyelektrolyt samt vid behov lut/syra för pH-justering) tillsätts för utfällning av löst organiskt material och fosfor. Det renade vattnet leds ut via befintlig slutsedimentering.

För att få optimal utfällning av COD, fosfor m.m. erfordras hög dos av fällningsmedel och det genereras mycket slam. Om dosen reduceras till 50 % av optimal dos minskar reningseffekten men mängden avskild COD per kg fällningsmedel ökar något. Detta illustreras med två fall, hög dos resp. låg dos. Dessutom redovisas ett tredje fall med fällning av halva avloppsvattenflödet.

I alla tre fallen är investeringen gjord för att kunna köra kemfällning med hög dos på hela avloppet och investeringskostnaden skiljer sig därför inte åt mellan de tre alternativen.

Nya reningsalternativ med fokus på fosforreduktion

I denna utredning har vi tagit fram två ytterligare alternativ med huvudfokus på att erhålla hög avskiljning av fosfor, men begränsad eller ingen reduktion med avseende på andra parametrar. Dessa alternativ har aldrig provats med försök vid Korsnäs, utan det är enbart teoretiska överväganden med grund i erfarenheter och försök på andra anläggningar.

Alt 5. Ökad omrörning och slamåterföring i LD samt simultanfällning

Den luftade dammen delas av med en ny vall samt kompletteras med omrörare och med en låg närsaltdosering. Utformningen gynnar uppbyggnad av en ökad andel sedimenterbar slamflock vilket innebär att närsaltutsläppet till recipient kan hållas oförändrat trots närsalttillförseln. Dessutom införs ett nytt mellansedimenteringssteg för avskiljning och återföring av bioslam. Den befintliga blekeribassängen byggs om till mellansedimentering. Till slamåterföringsströmmen doseras en relativt låg dos av fällningsmedel (t.ex. AVR och polyelektrolyt samt vid behov lut/syra för pH-justering) för utfällning av framför allt fosfor. Doseringen motsvarar mängden i alternativet med kemfällning låg dos och halva flödet.

Alt 6. Simultanfällning i nuvarande luftad damm och liten slamretur

Inga ombyggnader av befintlig luftad damm, men däremot kompletteras den med nya omrörare för att kunna hålla en ökad slammängd i suspension och eventuellt luftning i någon position. Med hjälp av en slamflotte i befintlig slutsedimentering förs en mindre delström tillbaka till inloppet av dammen och i denna position tillförs också en relativt låg dos av fällningsmedel (t.ex. AVR och polyelektrolyt samt vid behov lut/syra för pH-justering) för utfällning av framför allt fosfor. Doseringen motsvarar mängden i alternativet med kemfällning låg dos och halva flödet.

Utsläppsnivåer till rening

Nuvarande situation

Med utgångspunkt från data t.o.m. 2010 har utsläppen till biorening räknat vid lovgiven massaproduktion (700 000 ton/år sulfatmassa varav 400 000 ton/år blekt) beräknats till följande, se **Tabell 3.1**:

Tabell 3.1 Nuvarande utsläpp (2010) till biorening uppräknat till tillståndsgiven produktion av massa (700 000 ADt/år)

Avlopp	Flöde m ³ /h	COD		SÄ,GF/A		N		P	
		t/d	kg/t	t/d	kg/t	kg/d	kg/t	kg/d	kg/t
AVB ut	1 100	20		2		60		25	
Övrigt	6 100	40		4 – 5		340		25	
Totalt	7 200	60	30	6 – 7	3,5	400	0,20	50	0,025

Bedömd framtida situation

I **Tabell 3.2** ges beräknade utsläpp med horisont 2013.

Tabell 3.2 Framtida utsläpp (horisont 2013) till biorening med ny indunstning, förbättrad fiberåtervinning och separering av kylvatten

Avlopp	Flöde m ³ /h	COD		SÄ,GF/A		N		P	
		t/d	kg/t	t/d	kg/t	kg/d	kg/t	kg/d	kg/t
AVB ut	1 100	18		1		60		25	
Övrigt	4 400	30		5		340		20	
Totalt	5 500	48	24	6	3	400	0,20	45	0,023

Reningseffekter

Nuvarande nivåer på reningseffekten vid behandling av avloppsvattnet i den befintliga luftade dammen redovisas i **Tabell 4.1**:

Tabell 4.1 Reningseffekter över befintlig biorening med nuvarande sammansättning på avloppsvattnet

Reningsalternativ	COD	SÄ,GF/A	N	P
	----- % -----			
Ref (bef LD utan avloppssep)	37	10-15	a)	b)

a) Mängden ökar över bioreningen.

b) Ingen reduktion, på lång sikt kan eventuellt viss reduktion förväntas p.g.a. minskat fosforläckage

Fosforutsläppet har tidigare ökat med ca 10 % när vattnet passerar igenom dammen. Detta antas bero på utlösning av tidigare ackumulerad fosfor. Fosfortillskottet har successivt minskat och är nu nära 0. I denna rapport förutsätts vid beskrivning av de framtida

reningsalternativ där den luftade dammen drivs vidare att det på sikt är möjligt att istället uppnå 0 - 15 % reduktion över dammen.

Genom installationen av den nya indunstningen har mängden lättnedbrytbart COD via kondensat minskat. COD-reduktionen över den luftade dammen förväntas trots det bli nästan oförändrad p.g.a. minskat vattenflöde och minskad mängd svårnedbrytbart finmaterial. Kvävefixeringen i den luftade dammen beräknas minska p.g.a. minskad tillförsel av lättnedbrytbart organiskt material. I **Tabell 4.2** sammanfattas beräknade framtida reningseffekter vid olika föreslagna metoder.

Tabell 4.2 Bedömda framtida reningseffekter över bioreningen (inkl. kemisk fällning för Alt 4-6) med ny indunstning, förbättrad fiberåtervinning och avloppsseparering

Reningsalternativ	COD	SÄ,GF/A	N		P
			----- % -----		
Ref (bef LD)	37	10-15	- ^{a)}	0 ^{b)}	
Alt 1 LAS	60	60-70	ca 30	ca 40	
Alt 2 BAS blekeriavlopp	70				
D:o totalt	48	ca 30	- ^{a)}	10-20	
Alt 3 BAS totalt	60	ca 60	- ^{a)}	10-20	
Alt 4a LD+KF, hög dos	78	30-40	ca 30	70-80	
Alt 4b LD+KF, låg dos	65	30-40	- ^{a)}	40-50	
Alt 4c LD+KF, låg dos 1/2 flöde	51	15-20	- ^{a)}	20-25	
Alt 5 Ökad omr, slamretur+SimF	54	ca 15	- ^{a)}	40-50	
Alt 6 LD, liten omr+SimF	40	ca 15	- ^{a)}	25-40	

a) Mängden ökar över bioreningen

b) På sikt utan fosforläckage

För Alt 4, kemisk fällning, redovisas underalternativ med hög dos respektive med låg dos. Den totala reningseffekten minskar ytterligare något vid behandling av en delström i fällningssteget.

Utsläpp till recipient

Beräknade framtida emissioner till recipient sammanfattas i **Tabell 5.1** för olika reningsalternativ och typer av avlopp.

Tabell 5.1 Beräknade emissioner till recipient i ton/dygn (kg/d för N o P)

Reningsalternativ	COD	SÄ,GF/A	N	P
	----- t/d -----		----- kg/d -----	
Ref (bef LD)	30	5,2	600	ca 45
Alt 1 LAS	19	1,5–2,5	280	27
Alt 2 BAS blekeri	25	ca 4	500	36-40
Alt 3 BAS totalt	19	ca 2,5	450	36-40
Alt 4a LD+KF, hög dos	11	3,5–4,5	280	10-15
Alt 4b LD+KF, låg dos	17	3,5–4,5	400	ca 25
Alt 4c LD+KF, låg dos ½ flöde	24	4,5–5,5	500	ca 35
Alt 5 Ökad omr, slamretur+SimF	22	ca 5	550	ca 25
Alt 6 LD, liten omr+SimF	29	ca 5	600	25-35

Fosforutsläppet bör på sikt minska något i takt med att fosforläckaget från dammen avtar (i de alternativ där dammen utnyttjas).

I **Tabell 5.2** visas emissionerna omräknat till kg per ton massa.

Tabell 5.2 Beräknade emissioner till recipient räknat i kg per ton massa

Reningsalternativ	COD	SÄ,GF/A	N	P
	----- kg/ton massa -----			
Ref (bef LD)	15	2,6	0,30	ca 0,025
Alt 1 LAS	10	ca 1	0,15	0,014
Alt 2 BAS blekeri	12	ca 2	0,25	ca 0,020
Alt 3 BAS totalt	10	1-1,5	0,23	ca 0,020
Alt 4a LD+KF, hög dos	5	ca 2	0,15	0,005-0,007
Alt 4b LD+KF, låg dos	8	ca 2	0,20	0,010-0,015
Alt 4c LD+KF, låg dos 1/2 flöde	12	ca 2,5	0,25	0,015-0,020
Alt 5 Ökad omr, slamretur+SimF	11	ca 2,5	0,28	0,010-0,015
Alt 6 LD, liten omr+SimF	14	ca 2,5	0,3	0,012-0,020

I **Tabell 5.3** redovisas minskat utsläpp av fosfor i ton per år. Vi har räknat med 365 driftdygn för reningsanläggningen.

Tabell 5.3 Minskade utsläpp av fosfor med olika reningsmetoder

Reningsalternativ	P
	ton/år
Ref (bef LD)	0
Alt 1 LAS	6,5-7
Alt 2 BAS blekeri	2-3,5
Alt 3 BAS totalt	2-3,5
Alt 4a LD+KF, hög dos	12-13
Alt 4b LD+KF, låg dos	7-9
Alt 4c LD+KF, låg dos 1/2 flöde	3,5–5,5
Alt 5 Ökad omr, slamretur+SimF	7-9
Alt 6 LD, liten omr+SimF	3,5–5,5

Kostnader

Kostnaderna för de tidigare utredda alternativen har översiktligt uppdaterats till nu gällande förutsättningar beträffande framtida utsläpp till extern rening samt aktuell kostnadsnivå. Kostnaderna för de nya utredningsalternativen med simultanfällning har endast mycket översiktligt beräknats baserat på ansatta schablondata.

Kostnader för att separera de rena flödena från avloppet till reningsanläggningen ingår inte i nedanstående kostnader.

Kostnaderna sammanfattas i **Tabell 6.1**.

Tabell 6.1 Beräknade kostnadsnivåer för olika utbyggnadsalternativ

Reningsalternativ	Investerings-	Tillkommande
	kostnad	driftkostnad
	MSEK	MSEK/år
Alt 1 LAS	290	12,5
Alt 2 BAS blekeri	135	9,5
Alt 3 BAS totalt	350	16
Alt 4a LD+KF, hög dos	170	90
Alt 4b LD+KF, låg dos	170	52
Alt 4c LD+KF, låg dos ½ flöde	170	32
Alt 5 Ökad omr, slamretur+SimF	170	32
Alt 6 LD, liten omr+SimF	60	27

Investeringskostnaderna för alternativen LAS och BAS på totalavloppet, är förhållandevis osäkra beroende på besvärliga byggförhållanden respektive att kostnaden för en ny stor biorening påverkas av var anläggningen kan lokaliseras.

Driftkostnaderna för alternativen med kemisk fällning, beräknas bli förhållandevis höga. Enligt ÅF:s erfarenhet är denna typ av vatten mycket svårfällt, vilket innebär hög kemikalieförbrukning och hög slamproduktion. AVR-förbrukningen beräknas bli ca 50 ton/dygn vid hög dos, ca 25 t/d vid låg dos och ca 13 t/d vid fällning av halva flödet med

låg dos. Dosen fällningsmedel uttryckt i kg AVR per kg COD motsvarar 2,0 vid hög dos och 1,0 vid låg dos.

I driftkostnaderna ingår kemikalier, el, slamomhändertagande, personal och underhåll. Vi har räknat med ett elpris på 0,40 SEK/kWh och en kostnad för slamomhändertagande (efter avvattnings) på 1500 SEK/ton TS.

I **Tabell 6.2** redovisas årskostnader för de olika alternativen. Vid beräkningen har en avskrivningstid på 10 år och en ränta av 6 % använts, vilket ger annuiteten 13,6 %.

Tabell 6.2 Årskostnad för olika utbyggnadsalternativ

Reningsalternativ	Invest	Kapital-	Drift-	Total
	MSEK	kostn	kostn	kostnad
		----	MSEK/år	----
Alt 1 LAS	290	39	12,5	52
Alt 2 BAS blekeri	135	18	9,5	28
Alt 3 BAS totalt	350	48	16	64
Alt 4a LD+KF, hög dos	170	23	90	113
Alt 4b LD+KF, låg dos	170	23	52	75
Alt 4c LD+KF, låg dos ½ flöde	170	23	32	55
Alt 5 Ökad omr, slamretur+SimF	170	23	32	55
Alt 6 LD, liten omr+SimF	60	8	27	35

I Tabell 6.3 redovisas kostnader per kg avskilt fosfor. Vi har räknat med 365 driftdygn per år för reningsanläggningen.

Tabell 6.3 Kostnad per kg avskilt fosfor för de olika metoderna

Reningsalternativ	Total- kostnad	Avskiljd fosfor	Kostnad SEK/kg
	MSEK/år	kg/d	avskiljd P
Alt 1 LAS	52	ca 18	ca 8 000
Alt 2 BAS blekeri	28	4,5-9	8 500-17 000
Alt 3 BAS totalt	64	4,5-9	19 000-39 000
Alt 4a LD+KF, hög dos	113	30-36	8 000-11 000
Alt 4b LD+KF, låg dos	75	15-25	8 000-14 000
Alt 4c LD+KF, låg dos 1/2 flöde	55	5-15	10 000-30 000
Alt 5 Ökad omr, slamretur+SimF	55	15-25	6 000-10 000
Alt 6 LD, liten omr+SimF	35	10-20	5 000-10 000



Bilaga 3 - Reduktionsfiske av vitfisk

Projektförslag

Reduktionsfiske av vitfisk - ett bidrag till att förändra näringsväven och bortföra fosfor från Gävle fjärdar

Arvika den 1 november 2012

Olle Grahn

NordMiljö AB

Bakgrund

För att kunna uppfylla EU:s ramdirektiv för ytvatten kommer det under de närmaste åren att krävas åtgärder i ett antal inlands- och kustvatten vad gäller eutrofierande och miljöfarliga ämnen. Gävle fjärdar i södra Bottenhavet är exempel på vattenförekomster vars miljöstatus klassificerats som ”dålig” trots att avsevärda miljöförbättringar skett under de senaste decennierna genom minskade utsläpp från olika punktkällor.

Ytvattendirektivet kräver att alla ytvattenförekomster minst skall uppnå ”god” status 2015. Om detta bedöms som omöjligt skall åtgärdsplaner tas fram och tidsfristen kan då utsträckas till 2021.

Gävle Inre och Yttre fjärd är relativt avskärmade från Gävlebukten med en yta av ca 18 km². Yttre fjärden begränsas i öster av Limön, Leharen, Orarna och Karskär. I sunden mellan Yttre fjärden och Gävlebukten förekommer trösklar med ca 8 m djup i norra farleden och ca 5 m djup i södra farleden. Medeldjupet uppgår till 11-12 m och det maximala djupet till ca 17 m. Fjärdarna påverkas av sötvattentillförsel från Gavleån och Testeboån som mynnar i Inre fjärden vilka tillsammans har en medelvattenföring på ca 30 m³/s. Via åarna sker en betydande transport av näringsämnen och organiskt material från omgivande avrinningsområden.

I Yttre fjärden sker tillförsel av näringsämnen från Gävle kommunala reningsverk och Korsnäsverken som producerar blekt och oblekt pappersmassa och papper. Genom att utsläpp av närsalter och organiskt material skett under lång tid uppvisar sedimenten förhöjda halter inom djupområdena. Gävle hamn är en av Sveriges största hamnar vilket medför ett stort antal fartygsrörelser med åtföljande resuspension av sediment i farlederna. Dessutom förekommer kajer på långa sträckor i de inre delarna av fjärden och vid Korsnäsverken vilket innebär att vattenförekomsten kan betecknas som kraftigt modifierad.

Om EU:s ytvattendirektiv skall uppfyllas före 2021 krävs således en åtgärdsplan som leder till förbättrad vattenkvalitet. En sådan åtgärdsplan måste innefatta en rad olika åtgärder eftersom nuvarande utsläpp av närsalter liksom ”gamla synder” bidrar tillsammans med indirekt påverkan på grund av ekosystemets struktur och funktion.

Övergödning och algbloomning har till största delen förklarats av kemiska och fysikaliska förändringar medan växt- och djursamhällets (fisk, ryggradslösa djur, alger) sammansättning och funktion ansetts vara av underordnad betydelse. Senare års forskning visar emellertid att ryggradslösa djur och fisk kan ha en inverkan av betydelse på den interna omsättningen av närsalter i sjöar och därmed påverkan på övergödning och algbloomning. I Östersjöns kustområden är erfarenheterna av s k biomanipulation betydligt mindre men i Finska viken och i Åbolands skärgård har flera projekt med reduktionsfiske startats upp under senare år.

Genom att karpfisk konkurrensmässigt gynnas i näringsrika sjöar och kustområden ökar biomassan av småväxta individer. Karpfiskar som mört och braxen bidrar mer än rovfiskar som abborre och gös till den interna fosforbelastningen genom att de i större utsträckning gräver och letar föda i sedimenten. Dessutom utövar den stora biomassan av små karpfiskar (mört, braxen, björkna) ett stort betningstryck på djurplankton som annars skulle beta ned växtplanktonsamhället. Det har visats i ett antal undersökningar i övergödda sjöar att decimering av vitfiskbeståndet bidragit till att minska näringsnivån och tätheten av alger i vattnet.

En bland flera möjliga åtgärder för att motverka övergödningen är således utfiskning eller sk reduktionsfiske vilket innebär stora uttag av icke önskvärda arter främst vitfisk. Målet är dels att skörda närsalter, främst fosfor, genom att fisk som levt och vuxit upp i fjärdarna avlägsnas, dels förändra artsammansättningen mot stora rovfiskar. Högre andel stora rovfiskar leder till starkare predationstryck på små plankton- och bottendjursätande fiskar. Minskas tätheten av dessa arter kan man få mer djurplankton och mer bottendjur vilket får följd effekter i form av nedbetning av växtplankton och påväxtalger. Konsekvensen blir ökat siktdjup och minskad påväxt på stenar och makroalger som blåstång. Även om närsaltskoncentrationerna inte förändras på något påtagligt sätt kan man med denna åtgärd sannolikt minska eutrofieringssymptomen.

Effekterna av förändrade fisksamhällen har bl a studerats på ett stort antal lokaler efter den svenska östersjökusten från Kalmarsund till Gävlebukten samt i Ålands skärgård (Eriksson m fl 2009). I dessa delar av Östersjön har stora rovfiskar generellt sett minskat i täthet sedan mitten av 1990-talet samtidigt som algpåväxten ökat. Genom fältinventeringar och experiment har man kunnat visa, att en ökad predation på de fiskarter som lever av betande bottendjur kan leda till mindre algpåväxt. Manipulation av fisksamhället, antingen det sker genom hårt fiske på vissa arter eller i form av riktad fiskevård för att öka andelen rovfiskar kan således få positiva följd effekter på eutrofieringssymptomen.

Fisk kan också påverka närsaltdynamiken genom att de utsöndrar biotillgängliga närsalter via urin och avföring fritt i vattnet. Huvuddelen av fiskens konsumtion, och därmed också produktionen av ekskrementer, sker under den varma årstiden då också algpåväxten är mest påtaglig.

Utfiskning kan vara en åtgärd för att reducera fosfor. Förutsättningen är då, att man uthålligt kan fånga stora mängder fisk, som levt och vuxit upp inom det aktuella vattenområdet. Fiske på lekvandrande fisk minskar också belastningen av fosfor, då ca 20 % av fiskbiomassan avges i form av rom eller mjölke vid leken.

Föreliggande projektförslag bygger på en genomgång av rapporter där reduktionsfiske tillämpats samt en beskrivning av tillgänglig kunskap om fisk och fiske i Gävle fjärdar. Information har erhållits Olof Sandström SKUTAB, från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet i Finland samt från yrkesfiskare verksamma i Gävlebukten och angränsande vattenområden. I denna rapport föreslås fiskemetodik, logistiska lösningar, bedömning av kostnader och grov uppskattning av fångstmängder samt beräkning av storleksordningen av vilka närsaltmängder som kan bortföras vid reduktionsfiske som bedrivs under ett antal år.

Fiskbeståndets artsammansättning och täthet i Gävle fjärdar

Fiskbestånden i Gävle Fjärdar domineras av stationära varmvattenarter (abborre, mört, braxen björkna) mer eller mindre migrerande kallvattenarter (strömming, sik) och älvvandrande arter (öring, lax). Under senare år har inget provfiske genomförts i Gävle fjärdar varför några helt aktuella data om fisksamhällets täthet och artsammansättning inte finns att tillgå. De stationära varmvattenarterna har studerats genom provfiske i samband med tillståndprövningar för skogsindustrin. Undersökningarna genomfördes 1988 och 1995 i Gävle Yttre Fjärd och i delar av Gävlebukten på ett tiotal stationer (Grahm & Lehtinen 1989; Sangfors 1995). 1988 studerades även fiskfaunan på djuplokaler.

Dessutom har undersökningar av fiskens tillväxt, hälsotillstånd och fortplantning utförts vid flera tillfällen och den senaste undersökningen gjordes 2005.

Abborre och mört dominerande i provfiskefångsterna 1988. Jämförelsevis höga tätheter av mört, abborre, björkna och braxen erhöles på de inre stationerna i Yttre fjärden och i närheten av utsläppet från Korsnäsverken. På grunda stationer utgjorde mörten 40-50 % av fångsten med avseende på vikt och antal medan motsvarande siffra för abborre var 20-25 %, strömming 10-15 % och gers 5-10 %. Den förkommande sammansättningen och tätheten av fiskbeståndet pekade på en övergödningseffekt.

Vid fisket på djuplokalerna 1988 dominerade strömmingen och utgjorde ca 90 % av den totala fångsten medan norsfångsten uppgick till ca 5 %.

Vid en jämförelse med provfisket 1988 respektive 1995 konstaterades vissa förändringar i täthet och artsammansättning som kunde tillskrivas en minskad belastning av näringsämnen och organiskt material d v s minskad eutrofiering.

Även inventeringar av årsyngel har utförts i Gävle Yttre Fjärd 1988 och 1995. Abborre och mört dominerade bland varmvattenarterna 1995 (Sandström 1996). Tätheten av abborryngel var hög på flertalet lokaler i Yttre Fjärden, medan det fanns en tydlig gradient för mört från mycket hög täthet vid Fredriksskans till låga tätheter i den yttre delen av fjärden. Vid den undersökning som gjordes 1988 erhöles även stubbar, elritsa och storspigg i fångsterna. När inventeringen upprepades 1995 gjordes endast få observationer av dessa fiskarter.

Bland övriga varmvattenarter kan nämnas gös. Lekvandring av gös förekommer i de inre delarna av Gävle Fjärdar upp i de kustmynnande åarna Gavleån och Testeboån. Unga gösar fångades relativt ofta i de provfisken som gjordes i fjärdarna 1988 och 1995. Stora mängder karpfisk, främst mört, braxen och id, vandrar upp i åarna för lek under våren.

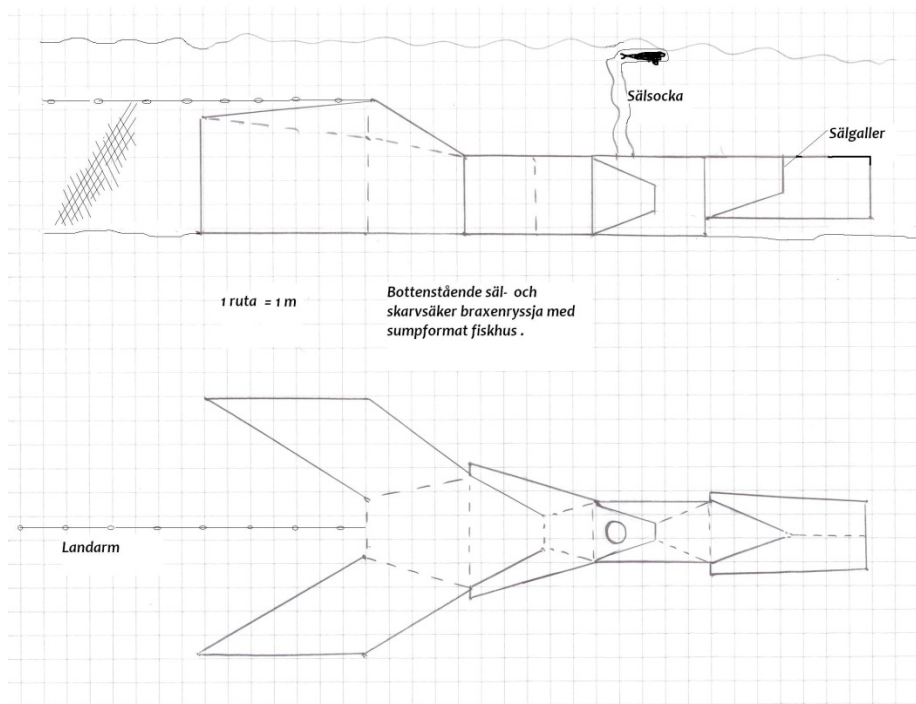
Länsstyrelsen uppger, att antalet yrkesfiskare som fiskar i Gävle Yttre fjärd ligger mellan åtta och tio. Det finns dessutom ett betydande sport- och husbehovsfiske. Fisket begränsas dock av att förbud råder för fiske med nät och fasta redskap högre än 1,5 m i den inre delen av fjärdarna. Förbudet har inrättats för att skydda bestånden av öring, lax, vandringsik och gös som leker i åarna. Dispens från förbudet har lämnats till vissa yrkesfiskare som fiskar abborre och gädda.

Gävlebukten och Gävle Fjärdar in till en linje från Ängeltofta till Kastet ligger i ett område som är klassat som riksintresse för yrkesfisket då området utgör fångstområde för lax, sik och strömming.

Förslag på metodik vid reduktionsfisket

Genom att närsaltbelastningen successivt minskat bör därmed produktionen av vitfisk minskat något i Gävle fjärdar sedan mitten av 1990-talet vilket bekräftas av yrkesfiskare verksamma i området. Det råder således en viss osäkerhet kring vilken täthet av vitfisk som förekommer i området idag. Fortfarande förekommer troligen en relativt hög täthet av vitfisk och därmed bör det finnas förutsättningar att genom ett riktat fiske efter vitfisk bidra till att minska den eutrofierande verkan som en hög fisktäthet medför. Vid ett reduktionsfiske föreslås att levandefångande flytande fällor används. Denna typ av fällor har använts i Östhammarsfjärden och liknar de redskap som använts i Finland för reduktionsfiske riktat mot främst braxen (Sandström 2011). Redskapet består av en fälla med ett fiskhus längst ut. En ledarm som förankras mot land är fäst i fällans ingång. Fällan är försedd med tak. I fiskhuset finns en nätstrut som kan öppnas vid vittjandet. När redskapet vittjas förs båten in under ingången varefter fällan dras över båten till dess att all fisk har samlats längst ut vid struten där den kan hävas upp (Figur 1). Om en storskalig insats med reduktionsfiske i framtiden skall genomföras bör minst nio fällor av denna typ användas i Gävle fjärdar samtidigt som 2-3 båtar av lämplig storlek samt draggar och annan nödvändig utrustning införskaffas. Denna typ av fällor är relativt säkra för sälangrepp då sälbeståndet är relativt stort i området.

Innan ett mer omfattande reduktionsfiske sätts i verket bör ett sonderande fiske med 1-2 fällor utföras under ett år under våren för att få underlag att bedöma potentialen vid ett mer omfattande fiske.



Figur 1. Skiss på bottenstående braxenryssja.

Fisket bör genomföras i Inre och Yttre fjärden under leken på våren på platser som erfarenhetsmässigt är goda fångstlokaler för vitfisk (mört, braxen, björkna). Dessa lokaler är främst mynningsområdena till Gavleån och Testeboån samt i anslutning till utsläppen vid Korsnäsverken då tidigare erfarenheter visat att det sker en anlockning av fisk på grund av den högre temperaturen i avloppsvattnet. Det förekommer troligtvis fler lokaler där vitfisk ansamlas under leken på våren varför lokalernas lägen bör fastställas i samråd med lokala fiskare som har lång erfarenhet av fiske i fjärdarna.

Gädda, abborre, gös samt sällsynta eller hotade arter, t ex ål, återutsätts levande och antalet fiskar av dessa arter bokförs. För övrig fisk vägs den totala dagliga fångsten på varje lokal.

Den fångade fisken bör transporteras till närmaste biogansanläggning som finns i Uppsala alternativt att fisken levereras till fiskfodertillverkare eller används som minkfoder.

Reduktionsfisket bör ske under våren i anslutning till mörtens och braxens lek. Erfarenheter vad avser användningen av fiskfällor, fiskemetodik, utrustning och logistik har erhållits vid fiske i bl a Östhammarsfjärden 2010 och 2011 samt i Finland och dessa erfarenheter bör användas om man beslutar genomföra reduktionsfiske i Gävle fjärdar.

Möjliga effekter på närsaltförrådet och närsaltdynamiken

Projektets huvudsakliga målsättning är att reduktionsfisket skall bidra till att föra bort fosfor, minska återföringen av fosfor från sedimenten samt öka zooplanktonproduktionen och predationen på fytoplankton.

Utifrån resultaten av de provfisken som utförts i Gävle fjärdar är det möjligt att få viss information om den relativa tätheten och artfördelningen av fisk i olika delar av fjärdarna medan det inte går att fastställa biomassan och produktionen per ytenhet. I ett arbete utfört av Randell et al. (1995) har data från litteraturen angående biomassa och produktion i sjöar och floder med olika näringsstatus sammanställts. Medelproduktionen i 55 floder var tre gånger större (273 kg/ha) än i 22 sjöar (82 kg/ha). Vattenområdenas näringsstatus varierade och resultaten visade att fiskproduktionen var positivt korrelerad med fosforhalten i både floder och sjöar. Om man utifrån resultaten från sjöarna, i form av fosforhalt i vattnet samt biomassa och produktion, gör en grov uppskattning leder detta till att biomassan i Gävle fjärdar borde uppgå till storleksordningen 50-100 kg/ha och produktionen i nivån 30-50 kg/ha år. Om man dessutom med stöd av provfisken 1988 gör antagandet att ca 60 % av biomassan utgöres av vitfisk skulle denna kunna uppgå till 75-100 ton och den årliga produktionen till storleksordningen 50 ton beräknat på ytan av Gävlefjärdar som uppgår till ca 18 km².

Litteraturuppgifterna vad gäller fosforhalten i fisk varierar något men ett rimligt antagande är att halten ligger runt 1 % av våtvikten. I finska reduktionsfisken används 0,7-0,8 % av våtvikten som normvärde vid beräkning av fosfor i vitfisk. Vid en stor fiskeinsats i Gävle fjärdar borde det vara möjligt att under ett antal år ta upp 40-50 ton/år vilket utgående från fosforhalten i fisk innebär en bortförsel av 400-500 kg/år.

Hansson m fl (1998) har sammanställt och utvärderat resultaten av reduktionsfisken i inlandsvatten. En viktig slutsats var, förutom borttransport av fosfor, att den pelagiska födokedjan från fisk till alger inte är det enda som påverkas av biomanipulation i form av reduktionsfiske. Även andra delar av ekosystemet påverkas av förändrad fiskbiomassa och artsammansättning. Ökad tillväxt av makrofyter, minskad intern närsaltsbelastning samt minskad resuspension av partiklar från bottensedimenten bedöms som väsentliga förändringar. Fiskar man ner bestånden alltför kraftigt, kan detta dock leda till ökad rekrytering av årsyngel, vilka huvudsakligen lever av djurplankton. Detta motverkar predationen på växtplankton, och anses vara den mest sannolika förklaringen till varför så många försök med biomanipulering misslyckats.

Rekommendationerna för reduktionsfiske är, att man minskar biomassan planktonätande fisk med minst 75 %, att reduktionen sker snabbt och effektivt, att man även minskar biomassan bottendjursätande fisk, att man minskar rekryteringen av årsyngel, att man förbättrar förutsättningarna för submers makrovegetation samt att man reducerar tillförseln av närsalter.

Vad gäller tillförseln av fosfor till Gävle fjärdar har Karlsson et al (2011) årliga bidrag från olika källor under perioden 2007-2010. Gavleån och Testeboån bidrar med ca 27 ton per år och det kommunala reningsverket med ca 6 ton per år. Utsläppen från Korsnäsverken

uppgick 2011 till ca 14 ton vilket innebär en total belastning av ca 45 ton totalfosfor per år från landbaserade källor till Gävle fjärdar. Ett reduktionsfiske, med beaktande av enbart den mängd fosfor som bortföres via fiskbiomassan skulle innebära en avlastning på fjärdarna med ca 1 %.

Såväl stationära som vandrande fiskar leker i Gävle fjärdar. Detta innebär, att könsprodukter avges inne i området och beräkningar som gjorts i Finland visar att ca 20 % av fiskens vikt före leken består av rom eller mjölke. Några uppgifter om fosfor- och kväveinnehåll i rom från mört och braxen har inte hittats i litteraturen. Om man antar att även könsprodukterna innehåller en fosforhalt på ca 1 % innebär detta att 10 ton könsprodukter från en fångst på 50 ton inte kommer att deponeras i området. Detta innebär att ytterligare 100 kg fosfor bortföres från fjärdarna delvis från migrerande fisk som växt upp i angränsande vattenområden.

Även om fosfor är det huvudsakliga problemet i Gävle fjärdar, innebär ett reduktionsfiske även att kväve tas bort ur systemet. Enligt litteraturuppgifter är kväveinnehållet i fisk ca 3 % av våtvikten. En fångst av 50 ton skulle innebära att ca 1,5 ton kväve skulle bortföras per år. I relation till den totala kvävebelastningen på fjärdarna, ca 1 300 ton/år från landbaserade källor, är detta försumbart (Karlsson et al 2011).

Resuspension av sediment och återföring av fosfor till vattenfasen är sannolikt en faktor av betydelse i Gävle fjärdar. Detta sker främst på grundområden vid hård vind och i samband med fartygstrafiken som är relativt frekvent i norra farleden. En annan faktor som diskuterats i samband med reduktionsfiske är den resuspension som främst vitfischen åstadkommer genom att böka och röra om i sedimenten. Exempelvis är braxens mundelar anpassade för födosök på mjuka bottenar. Käkarna kan skjutas ut till ett rör, som pressas långt ner i sedimentet varvid fisken suger upp det mjuka materialet. Efter att ätbara partiklar silats bort spottas sedimentresterna ut i vattnet. Den grumlande effekten som ett födosökande braxenstim åstadkommer är avsevärd och tydlig för blotta ögat.

De flesta fiskarter utsöndrar sina restprodukter av kväve (främst ammonium) direkt till vattnet via gälarna. Den totala kväveutsöndringen via denna mekanism uppgår till 75-90 % medan resterande del utsöndras som urin via analöppningen eller med faeces. Kvävet utsöndras således huvudsakligen i löst form och är därmed direkt växtlättillgängligt.

Bio-manipulation genom riktat fiske har i Sverige bl a. utförts i Ringsjön i Skåne. Stora övergödningssproblem med åtföljande algblomningar har förekommit under lång tid i denna sjö. Under åren 1989-90 genomfördes ett reduktionsfiske med trål. Resultatet blev klarare vatten, en effekt som kvarstod fram till mitten av 1990-talet då siktdjupet återigen började minska. Provfiske 2001 och 2002 visade att fisksamhället återgått till en oönskad sammansättning. Ett förnyat reduktionsfiske igångsattes 2005 med långsiktiga mål för näringshalt, siktdjup, fiske och rekreation (www.ringsjon.se)

Ett liknande projekt pågår för närvarande i Vallentunasjön. Trålfiske, kompletterat med andra fiskemetoder, görs för att åstadkomma en kraftig minskning av biomassan "vitfisk" samt förändra artsammansättningen mer mot rovfiskar. Projektet startade 2009 och reduktionsfiske har pågått under tre år. 2010 fångades ca 50 ton vitfisk och man kan se

sjunkande fångster, vilket indikerar att man lyckats åstadkomma ett högt fisketryck (Tengelin 2011).

Reduktionsfiske bedöms som en jämförelsevis billig och ändamålsenlig metod för vattenvård i övergödda sjöar och kustområden och har prövats främst i inlandsvatten. I Finland har utvecklingsprojekt startats där man börjat tillämpa utfiskning i skärgårdsområdena för att få bort näringsämnen ur havet genom att ta upp stora mängder fisk. Finska staten har satsat på ett storskaligt försök som Tvärminne Zoologiska Station (Helsingfors Universitet) genomfört i Pikkalaviken i Finska viken. Under 2009-2010 fångades 160 ton vitfisk men några tydliga förändringar vad gäller vattenkvalitet eller fiskbeståndets täthet och artsammansättning har ännu inte noterats vilket tyder på att uttaget av vitfisk varit otillräckligt (Jokinen & Reinikainen 2011).

Inom ramen för ett pilotprojekt har Vilt- och fiskeriforskningen i Finland bedrivit ett riktat fiske i norra skärgårdshavet. Olika metoder har utvecklats och kostnadsberäknats för att ta tillvara vitfisken som naturresurs. Försök har gjorts för att tillverka biogas, livsmedel (fiskbiffar), djurfoder och gödselmedel (Setälä 2011). Syftet är att ta fram vetenskaplig information om nyttan med reduktionsfisket samt skapa en grund för bedömning av metodens tillämpning på vattenvården i större kustområden.

Uppfattningen att reduktionsfiske är jämförelsevis kostnadseffektivt är ett huvudmotiv för de storskaliga finska försöken. Kostnad-nyttoanalys visar, att man med detta fiske får upp ett ton fosfor för 50 000 euro. Detta förutsätter dock trålning som är effektivare och billigare jämfört med fiskfällor. Enligt det finska jordbruksdepartementet finns det inget billigare sätt att få upp näringsämnen. Att åstadkomma motsvarande genom åtgärder i jordbruket eller via reningsverk bedöms vara betydligt dyrare.

Grov kostnadskalkyl

Reduktionsfisket bör, som ovan nämnts, genomföras under våren i mynningsområdet till Gavleån och Testeboån samt utanför Korsnäsverken och eventuellt ytterligare platser efter samråd med yrkesfiskare. Ett sonderande fiske med 1-2 fällor bör genomföras ett år under våren för att få underlag och bedöma om det är ändamålsenligt att genomföra en större fiskeinsats under flera år.

Vid ett beslut om en större fiskeinsats bör detta ske under maj-juni 8-10 veckor med två eller tre fiskelag om två personer i varje. Under gynnsamma förhållanden vad gäller fisklek och väder borde det vara möjligt att fånga 500 kg/dygn i varje fiskelag d v a 1,5 ton/dygn. Under 8-10 veckor ligger det inom rimliga gränser att fånga 40-50 ton.

Nedan redovisas en grov kostnadskalkyl för att genomföra ett sonderande fiske under ett år. Kalkylen bygger på uppgifter från reduktionsfiske i finska sjöar och Östhammarsfjärden.

Tabell 1. Grov kostnadskalkyl för reduktionsfiske med 1 båtlag i Gävle fjärdar under 8-10 veckor under vårleken.

Redskap	120 000
Båt + motor + trailer	50 000
Övrig utrustning	25 000
Drivmedel	1000
Reparationer, underhåll	2 000
Resor	4 000
Hantering av fisk, rötning alt foder	10 000
Arbetskostnad	50 000
Projektledning, administration	20 000
Summa	282 000

Efter att man genomfört ett sonderande fiske under ett eller två år kan man bedöma potentialen vilka mängder fisk som kan fångas liksom kostnaderna för ett reduktionsfiske i större skala under en längre period.

Litteratur

- Eriksson, B. K., Ljunggren L., Sandström A., Johansson G., Mattila J., Rubach A., Råberg S. och M. Snickars. 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications* 19:1975–1988.
- Grahn, O. & Lehtinen, K.-J. 1989. Fiskeribiologiska undersökningar Gävlebukten. Sammanfattning av undersökningar 1988. Rapport från MiljöForskarGruppen 1989-05-22.
- Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S. F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-Å., Söndergaard, M. & J. Strand. 1998. Biomanipulation as an Application of Food-Chain Theory: Constraints, Synthesis, and Recommendations for Temperate Lakes. *Ecosystems* 1:6, pp. 558-574.
- Jokinen, H. & Reinikainen. 2011. Potential ecological effects of cyprinid reduction fishery in Pikkala Bay. Report from Tvärminne zoological station.
- Karlsson, M. & Malm, J. & Malmaeus, M., 2011. Materialbalanser för organiskt kol, kväve och fosfor i Gävle Yttre fjärd. IVL rapport U3358.
- Neuman, E. & P. Karås. 1988. Fiskbestånd. I: Fiskeribiologiska Undersökningar. Gävlebukten 1988. Miljöforskargruppen 1989–05–22. Stencil.
- Randall, R.G., Kelso, J. R.M. & Minns, C. K. 1995. Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52 1995.
- Sandström, O. 1996. Studie av fiskrekrutereringen i Gävle Yttre Fjärd 1995. Fiskeriverkets kustlaboratorium. Stencil.
- Sandström, O. 2011. Uppgradering av farled till Gävle hamn. Konsekvenser för fisk och fiske. Rapport från SKUTAB AB.
- Sandström, O. 2011. Reduktionsfiske som metod för att minska övergödningen i Östhammarsfjärdarna. Rapport från SKUTAB AB.
- Sangfors, O. 1995. Provfiske i Gävlebukten 1995. Rapport från MiljöForskarGruppen F95/57:3.
- Setälä, J. 2011. Mat, foder, bioenergi av mörtfiskar. Det nationella pilotprojektet. Föredrag vid branschseminarium för fiskerinäringen. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Finland.
- Tengelin, B. 2011. Biomanipuleringsprojektet i Vallentunasjön verksamhetsåret 2010. Rapport från Structor 2011-02-18.