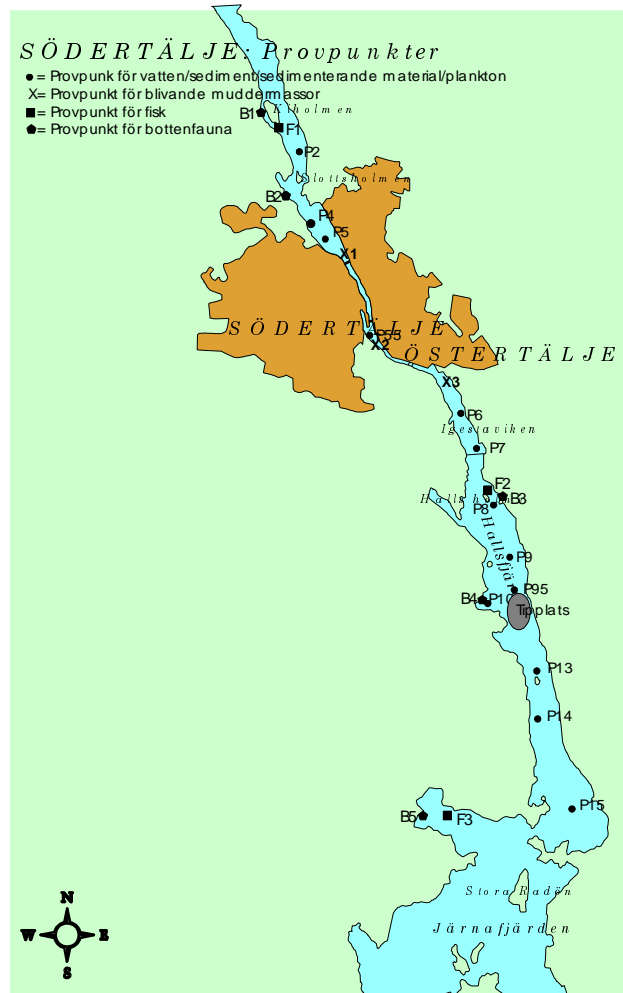




rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Miljöövervakningsprojekt i Södertälje kanalområde för bedömning av effekterna från muddring och tippning av förorenade sediment - lägesrapport 1997



Helena Parkman Mikael Remberger Tomas Viktor
B 1290
Stockholm, mars 1998

Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/Address Box 21060 100 31 STOCKHOLM	Projekttitel/Project title
Telefonnr/Telephone 08-587 563 00	Anslagsgivare för projektet/Project sponsor Naturvårdsverket, Astra AB, Söderenergi AB, Sjöfartsverket. Södertälje Kommun
Rapportförfattare, author Helena Parkman, Mikael Remberger, Tomas Viktor	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Miljöövervakningsprojekt i Södertälje kanalområde för bedömning av effekterna från muddring och tippning av förorenade sediment - lägesrapport 1997	
Sammanfattning/Summary De inledande undersökningarna om effekterna av muddring och tippning av ca 60.000 m ³ sediment i Södertälje trafikområde har avslutats under hösten 1997. Resultaten visar att muddringen i området samt tippningen av muddermassor i Hallsfjärden påverkade vattenkvaliteten samt det akvatiska ekosystemet från Linasundet i Mälaren ned till Hallsfjärden i Östersjön. De inledande analyserna av "blivande" muddermassor visade framförallt på förhöjda kvicksilverhalter (Hg) 3-4,5 mg/kg (TS) vilket skall jämföras med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder där >1 mg/kg (TS) sediment anses som höga. Muddringen och tippningen innebar följande: <ul style="list-style-type: none">- Förhöjd grumlighet i området och förhöjda Hg-halter i vattnet.- Sedimentfällor utplacerade under muddringsperioden visade att sedimentterande material innehöll förhöjda halter tungmetaller.- Registrering av bildning av metylkvicksilver (biologiskt aktivt) i bottenområdet runt tippningsplatsen- Förhöjda Hg-halter i ettårig abborre jämfört med fisk fångade före muddringen startade.- Indikationer om försämrade abborrlek i området runt tippplatsen- Sediment från tidigare samt den aktuella tippplatsen påverkade embryonalutvecklingen hos abborre från ett referensområde. Andelen deformerade yngel uppgick till mellan 20-50% vid muddrings- och tippplatserna jämfört med normala 0-6%.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område, näringsgren eller vattendrag/Keywords Södertälje kanal, muddring, tungmetaller, bioackumulering, abborreproduktion Södertälje kanal, dredging, heavy metals, bioaccumulation, perchreproduction	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data	
IVL Rapport B 1290	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm, Sweden	

Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
Summary	6
1. Inledning	7
2. Målsättning med projektet	8
3. Metoder	8
3.1 Förstudie	9
3.1.1 Provtagning	9
3.1.2 Analys	9
3.2 Provtagningspunkter	10
3.3 Huvudstudien	12
3.3.1 Provtagning och omhändertagande av prov	12
3.3.2 Metallanalyser	16
3.4 Ekotoxikologisk studie av abborre	17
4. Resultat och diskussion	20
4.1 Förstudie av blivande muddermassor	20
4.1.1 Torrsvikt, organisk halt, svavel, ammonium m.m.	21
4.1.2 Ftalatestrar	22
4.1.3 PCB och hexaklorbensen (HCB)	23
4.1.4 Pentaklorfenol (PCP)	24
4.1.5 PAH	25
4.1.6 Metaller	26
4.2 Huvudstudien	26
4.2.1 Sediment	27
4.2.2 Vatten	29
4.2.3 Sedimentfallor	36
4.2.4 Plankton	42
4.2.5 Bottenfauna	43
4.2.6 Fisk	45
4.3 Ekotoxikologisk studie av abborre	50
4.3.1 Studier av abborrom från Södertäljeområdet	50
4.3.2 Abborrom från referensområde exponerad för sediment från olika lokaler i Södertäljeområdet	51
4.4 Modellering	55
5. Sammanfattande slutdiskussion	56
6. Tillkännagivande	61
7. Referenser	62

Appendix I-III

A98047

Sammanfattning

Historik

Sjöfartsverket utförde under vintern och våren 1996-1997 muddringsarbeten norr och söder om Södertälje kanal. Avsikten med muddringen var att säkra djupgåendet för större fartyg till och från mälarhamnarna.

Muddringen innebar att ca 60.000 m³ sediment, belastade med gamla utsläpp från både kommunal samt industriell verksamhet, grävdes upp. Muddermassorna från Snäckviken, Mälarhamnen, kanalzonen samt norra Igelstaviken tippades, i enlighet med beslutad vattendom, i en djuphåla söder om Halls holme i Östersjön. För att bedöma en eventuell förändrad miljöbelastning i området initierades ett flerårigt undersökningsprogram för att främst följa upp förändringar i vattenkvaliteten men även effekter på biologiska system. Undersökningsprogrammet initierades av IVL och finansierades med medel från Naturvårdsverket, Sjöfartsverket, Astra AB, Söderenergi samt Södertälje kommun. Programmet startade med undersökningar före muddringarna. Syftet var att erhålla referensdata om bottenförhållanden och halter av miljögifter i sediment och organismer i det aktuella området. Tidigare undersökningar har t.ex. visat på förhöjda kvicksilverhalter i fisk fångade i området. I detta program ansågs det därför önskvärt att studera eventuell påverkan på fler organismer som förekommer i området.

Inledande undersökningar av "blivande" muddermassor visade på måttligt förhöjda halter av organiska miljögifter. Högsta funna halter av PCB, ftalater och PAH motsvarade 350, 1600 resp. 23 µg/kg torrsubstans (TS) sediment. Av de undersökta tungmetallerna förekom endast kvicksilver i höga halter i sedimenten. Kviksilverhalterna i de blivande muddermassorna varierade inom intervallet 3-4,5 mg/kg (TS) sediment vilket skall jämföras med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder där >1 mg Hg/kg (TS) sediment anses som mycket höga halter.

Sedimentfällor placerades ut på olika lokaler i området. Avsikten var att undersöka om muddrings- och tippningsarbetena medförde ökad uppgrumling av sediment samt dess innehåll av i första hand tungmetaller. Sedimentfällorna tömdes med jämna intervall under muddringsperioden samt slutligen ca 3 månader efter slutförd muddring. Analyserna visade på förhöjd grumlighet där muddringar utfördes. Analyser m.a.p. tungmetaller i sedimenterat material från fällorna visade på bl.a. höga kvicksilverhalter (upp till 40 mg/kg (TS) i Mälaren samt upp till 10 mg/kg (TS) i Östersjön). Förhöjda halter av koppar (1400 mg/kg) och zink (930 mg/kg) registrerades i sedimentfällorna i Hallsfjärden under juni dvs 2 månader efter slutfört arbete.

Vattenprover togs med jämna intervall under muddringsarbetena. Analyserna av vattenproverna visade bl.a. att halterna av metylkvicksilver ökade markant under muddringsperioden, framförallt i bottenvattnet vid tippplatsen. Metylkvicksilver, vilken bildas vid syrefattiga bottenförhållanden och vid närvaro av sediment med hög andel organiskt material, är den kvicksilver förening som är mest toxisk. Metylkvicksilver är biologiskt aktivt och anrikas därför snabbt i näringskedjan.

Plankton och bottenfauna samlades in vid ett flertal tillfällen och dess innehåll av framförallt metylkvicksilver undersöktes. Förhöjda halter av kvicksilver registrerades främst under muddringens första fas, dvs. när de mest kontaminerade sedimenten från Mälaren grävdes upp.

Provfisken utfördes före muddringsperioden hösten 1996 samt följdes upp med ett provfiske efter muddringen under hösten 1997. Ettårig abborre från Halls holme visade sig innehålla förhöjda halter kvicksilver (0,71 mg/kg våtsubstans, VS) i muskel redan före muddringarna. Halterna av kvicksilver i ettåriga abborrar från referenslokalerna i Mälaren samt i Östersjön var låga (0,09-0,22 mg/kg VS). Ettårig abborre fångad hösten 1997 visade på förhöjda halter vid alla lokaler utom referenslokalerna. Detta indikerar att muddringen och tippningen ökat omsättningen av kvicksilver i området. Kvicksilverhalterna i fisk fångad i Linasundet har ökat från 0,2 till 0,7 mg/kg VS och vid Halls holme har halterna ökat från 0,7 till 0,9 mg/kg VS. Vid Bränningeviken och Kungsdalen ökade kvicksilverinnehållet i abborrmuskel från 0,5 till 0,9 mg/kg VS respektive 0,4 till 0,55 mg/kg VS. Detta visar att biologiskt aktivt metylkvicksilver spridit sig över hela Hallsfjärden. Analyser av 0+ abborre fångad vid Halls holme under hösten 1997 visar även dom på förhöjda halter av kvicksilver. Redan när fiskarna är ca 5 månader gamla har de ackumulerat 0,8 mg/kg VS, dvs halterna är nära den gräns på 1 mg Hg/kg VS som utgör den övre gränsen för försäljning av fiskar för konsumtion.

Fysiologiska parametrar som undersökts på 0+ resp 1+ fiskar visar inga signifikanta skillnader, varken före och efter muddring eller mellan områdena. Innehållet av kvicksilver i 1 kg gädda understiger 1 mg/kg för alla individer fångade i hela undersökningsområdet. Större abborrar anrikas dock betydligt mer kvicksilver och halterna i muskel tangerar 1 mg/kg VS i hela undersökningsområdet.

Studier av påverkan på **reproduktionen** hos stationär fisk, i detta fall Abborre, bedömdes som en viktig del i projektet. Försök utfördes med nybefruktad abborrom från norra Uppland. Rommen tilläts utvecklas i nätkorgar placerade i brackvattenvattenfasen där sediment från olika lokaler placerats som botten substrat. Totalt undersöktes sediment från nio olika lokaler från Södertäljeområdet. Den nordligaste lokalen var Kiholmen i Mälaren. I övrigt togs sedimenten från lokaler där sedimentfällor funnits utplacerade. De parametrar som studerades var kläckningsförmåga samt mediankläckningstid. Vidare studerades överlevnad samt om eventuella deformationer kunde registreras på de ny-

kläckta ynglen. Resultaten från embryo/yngeltesterna visade på signifikanta effekter när de tilläts utvecklas i närvaro av sediment från Linasundet samt från alla lokaler söderut förbi Hallsfjärden. Den största påverkan på reproduktionen, jämfört med kontrollgrupper, gav sediment från Igelstaviken, Halls holme, Bränningeviken samt tipplatsen. Vid de nämnda lokalerna kläcktes embryona tidigare och en hög frekvens deformerade yngel registrerades speciellt runt tipplatsen där nära hälften av ynglen var skadade. En total bedömning av alla parametrar som registrerades vid embryo/yngeltesterna visade på att sediment söder om Halls holme gav de mest negativa effekterna.

Summary

In order to maintain the regulated depth for the seaborne traffic to Lake Mälaren, dredging in the Södertälje channel was necessary. The sediments in the area are polluted with i.e. heavy metals, PAH's, PCB's and ftalats from several antropogenic sources, most of them historical. The dredging produced approximately 60.000 m³ of sediment that were dumped in a grave in Hallsfjärden in the Baltic Sea south of Södertälje.

Analysis of the sediment, to be dredged, showed high quantities of mercury 3-4,5 mg/kg ds. In recommendations from Swedish EPA >1 mg/kg (ds) Hg is considered to be heavy polluted. The initial results showed that the dredging and dumping of sediment affected both the water quality and the aquatic ecosystem, especially in the dumping area. The initial results from this study show:

Increased turbidity and mercury levels in the water affected from dredging and dumping.

Suspended and resuspended material from sedimenttraps contained high amounts of heavy metals.

A positive indication of methylation of mercury near the bottom close to the dumping site.

Increased mercury levels in one-year old perch caught in the vicinity of the dumping site.

Indication of effects on the natural reproduction of perch in the affected areas.

The development of perch embryo, from a reference area was adversely affected when exposed to sediment samples, especially from the dumping area.

The deformation frequencies for newly hatched perch larvae increased from 0-6% in the control group to 20-50% when exposed for sediment from the dredging and dumping area.

1. Inledning

Sjöfartsverket genomförde under vintern/våren 1996/97 ett stort muddringsprojekt för att bredda och fördjupa farleden genom Södertälje. Muddringen innebar att ca 60000 m³ sediment togs upp i och i närheten av Södertälje kanal (Linásundet, Snäckviken, själva kanalen samt Igelstaviken), och tippades i en djuphåla i Hallsfjärden 4-5 km söder om Södertälje.

Sedimenten vid Södertälje innehåller mycket höga halter av föroreningar, framför allt kvicksilver (Hg). Kviksilverhalter på över 100 mg/kg TS har uppmätts. Bakgrundshalten av kvicksilver i icke förorenade sjösediment har uppskattats till 0,02-0,12 mg/kg TS, och bakgrundshalterna i oceaniska sediment är ungefär desamma. Enligt SNVs klassificering av metaller i sediment klassas halter >1 mg Hg/kg TS såsom mycket höga. Enligt beräkning som gjordes av Södertälje miljöförvaltning före muddringen skulle ca 200 kg kvicksilver komma att flyttas på under muddringsarbetet.

Kviksilverret i Södertälje kanal antas till stor del härstamma från utsläpp som gjordes under 1950 och 60-talen av en kemisk-teknisk fabrik. Fabriken, belägen vid Snäckviken, tillverkade då bl.a. fenyلكviksilver som användes som slembekämpningsmedel i pappersmassaindustrin. Fabriken köptes sedermera upp av Astra AB. Övriga källor till kvicksilverret i området är ej kartlagda. Förutom kvicksilver innehåller sedimenten i Södertälje andra tungmetaller (Pb, Cd, Cu, Zn) och persistenta organiska ämnen såsom t.ex. PCB. Höga halter av petroleumkolväten har påvisats i kanalen och i Igelstaviken (ELK AB, 1993). Dessa kolväten har ej specificerats men man kan misstänka att en viss del utgörs av PAH. Det är känt att vissa PAH kan ge carcinogena effekter.

Muddringsarbete i kanalen innebär en omrörning och en förflyttning av de förorenade sedimenten. Det förorenade materialet kommer därmed att spridas geografiskt. Omrörningen medför dessutom biologiska, fysikaliska och framför allt kemiska förändringar i muddermassorna, vilket kan innebära att föroreningarna däri frigörs i löst och partikulär form och/eller transformeras till andra mer biotillgängliga former. En ökad biotillgänglighet betyder att organismerna kan ta upp föroreningarna i ökad utsträckning. För kvicksilver är metylkvicksilver den form som framför allt tas upp, och halten ökar med ökande nivå i näringskedjan (biomagnifikation).

Man kan därför befara att muddringen direkt och/eller på lång sikt, kommer att medföra allvarliga följder för organismer, t.ex. fisk, både vid muddrings- och tippningsområdena.

Situationer liknande den aktuella problemställningen i Södertälje, där tidigare förorenade massor flyttas på och deponeras på annat ställe, finns och kommer troligen att uppkomma på många ställen i Sverige i framtiden. Det är därför av stor vikt och allmänintresse att kunna prognostisera hur en sådan åtgärd påverkar förekomst, upptag och

effekter av redan befintliga föroreningar. Därför initierades detta omfattande, samfinansierade forskningsprojekt för att följa upp effekterna av muddringen i Södertälje.

2. Målsättning med projektet

Det ursprungliga projekt förslaget var uppdelat i olika delprojekt vilkas övergripande målsättningar var

1. *Effekter av muddring och tippning*: Genom ett omfattande provtagningsprogram i fält kvantifieras muddringens och tippningens effekt på spridningen av kvicksilver. Både den geografiska spridningen och spridningen i olika näringskedjor studeras, liksom spridningen till följd av kemisk omvandling (bildning av metylkvicksilver). Några nya respektive sparsamt använda metoder för att studera effekter på organismer, framför allt fisk, appliceras i recipienten och dess användbarhet vid framtida recipientkontroller utvärderas.

2. *Sedimentens toxicitet efter avslutad muddring - kemisk karakterisering, toxicitetstester och modellering med hjälp av multivariat analys (MVA)*: Målet är att skapa en modell som beskriver hur toxiskt potentiella olika bottenområden är i recipienten efter avslutad muddring. Modellen kan sedan användas vid riskbedömningar av eventuella förändringar i det aktuella området samt i andra recipienter. Modellen tas fram genom att resultaten av kemisk karakterisering av sediment och toxicitetstester utvärderas med MVA, därefter görs kompletterande laboratorieförsök för att verifiera modellen.

3. *Modellering av metylkvicksilverspridning för bedömning av påverkansområdet vid muddringen - framtagande och verifiering av modell*: Målsättningen är att ta fram en spridningsmodell som kan användas för att bestämma påverkansområden vid kommande muddringar. Med hjälp av fältdata insamlade före muddringen tas en modell fram för spridningen av metylkvicksilver. Modellen används sedan för att förutsäga hur kvicksilvret kommer att spridas vid muddringen. Därefter verifieras och korrigeras modellen med hjälp av fältdata insamlade efter muddringen.

Projektet planeras att pågå under i 4 år.

3. Metoder

Arbetet under det gångna året utfördes i form av a) en förstudie av de tilltänkta muddermassorna b) en huvudstudie i form av omfattande fältprovtagningar före, under och efter muddringen, c) en ekotoxikologisk studie på fisk.

3.1 Förstudie

Vid planeringen av kontrollprogrammet för muddringsarbetet framkom det att kunskapen om sedimentens innehåll av organiska miljögifter var fragmentarisk. Huvudintresset var riktat mot kvicksilver eftersom halterna i de berörda sedimenten var mycket höga (ELK AB, 1993). Tidigare utförda analyser på sedimentens innehåll av PCB fanns dock tillgängliga (ELK AB, 1993).

I syfte att förbättra kunskapsläget genomfördes hösten 1996 en provtagning av sedimenten i tre av de områden som skulle muddras.

3.1.1 Provtagning

Sedimentprover togs med en Ekmanhuggare på tre stationer vid månadsskiftet oktober/november 1996. Stationerna var Mälarhamnen, Maren och Igelstaviken (Figur 1). Fem hugg togs från varje område och de översta 0-15 eller 0-5 centimetrarna av sedimenten togs av med slev och blandades, varefter prov togs ut. I Maren och i Igelstaviken togs prov från 0-15 cm. I Mälarhamnen var sedimenten så hårda att endast 0-5 cm erhöles. Vid ankomsten till laboratoriet homogeniserades provet och en delmängd togs ut och centrifugerades (3000 rpm, 10 min, under N₂-atmosfär), och porvattnet analyserades m.a.p. pH, ammonium och fosfat. Hersediment analyserades m.a.p. torrs substans, glödförlust, totalfosfor och total- (Kjeldahl) kväve. Ett delprov frystorkades och analyserades m.a.p. metaller och metylkviksilver.

Resterande sediment, som skulle analyseras m.a.p. organiska ämnen, överfördes till glasburkar vilka rengjorts genom upphettning till 400°C, vilka förslöts med plastlock med aluminiumfolie på insidan. Aluminiumfolien användes för att skydda provet från att bli förorenat med mjukgörare från locken. Dessa prov förvarades i kyl (4°C) fram till analystillfället (ca. en månad).

3.1.2 Analys

Torrvikten bestämdes genom torkning av provet i ugn (105°C) i 20 timmar. Glödningsförlusten bestämdes efter förbränning av provet vid 550°C i 2 timmar.

Sedimentprov vägdes in i provrör och interstitialvattnet avlägsnades genom centrifugering. Proven spikades med lämplig utbytesstandard och extraherades enligt följande:

(a) för analys av ftalatestrar extraherades proven med acetonitril/hexan vid provets naturliga pH. Extrakten renades genom kromatografering på en kort aluminiumoxid - Florosilkolonn.

(b) för analys av PCB och PAH extraherades provet med aceton. PCB separerades från PAH med hjälp av en kiselgelkolonn. Före analys avlägsnades elementärt svavel från PCB/pesticidfraktionen. PAH-fraktionen renades ytterligare genom att kromatografera på en aluminiumoxidkolonn. PCB-kongenerna med IUPAC nummer 28, 52, 53, 101, 118, 138, 153, och 180 kvantifierades (NV Rapport 3829). Ett urval av föreningar som representerar PAH gjordes enligt Naturvårdsverkets Rapport 3829: Fluoranten, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren och benso(g,h,i)perylen. Dessutom medtogs fenantren, chrysen och pyren.

(c) för analys av klorfenoler surgjordes provet före extraktionen med 2-propanol och hexan/*tert*-butylmetyleter (TBME). Klorfenolerna återextraherades till natriumhydroxidlösning för att på detta vis separera dem från neutrala opolära föreningar som annars skulle störa analysen. Lutfasen surgjordes och extraherades med hexan/TBME två gånger. Klorfenolerna i det sammanslagna extraktet acetylerades och kromatograferades på en kiselgelkolonn.

(d) för analys av elementärt svavel extraherades prov med varm aceton/c-hexan. Extrakten filtrerades, efter det att acetonet avlägsnats, via en kiselgelkolonn.

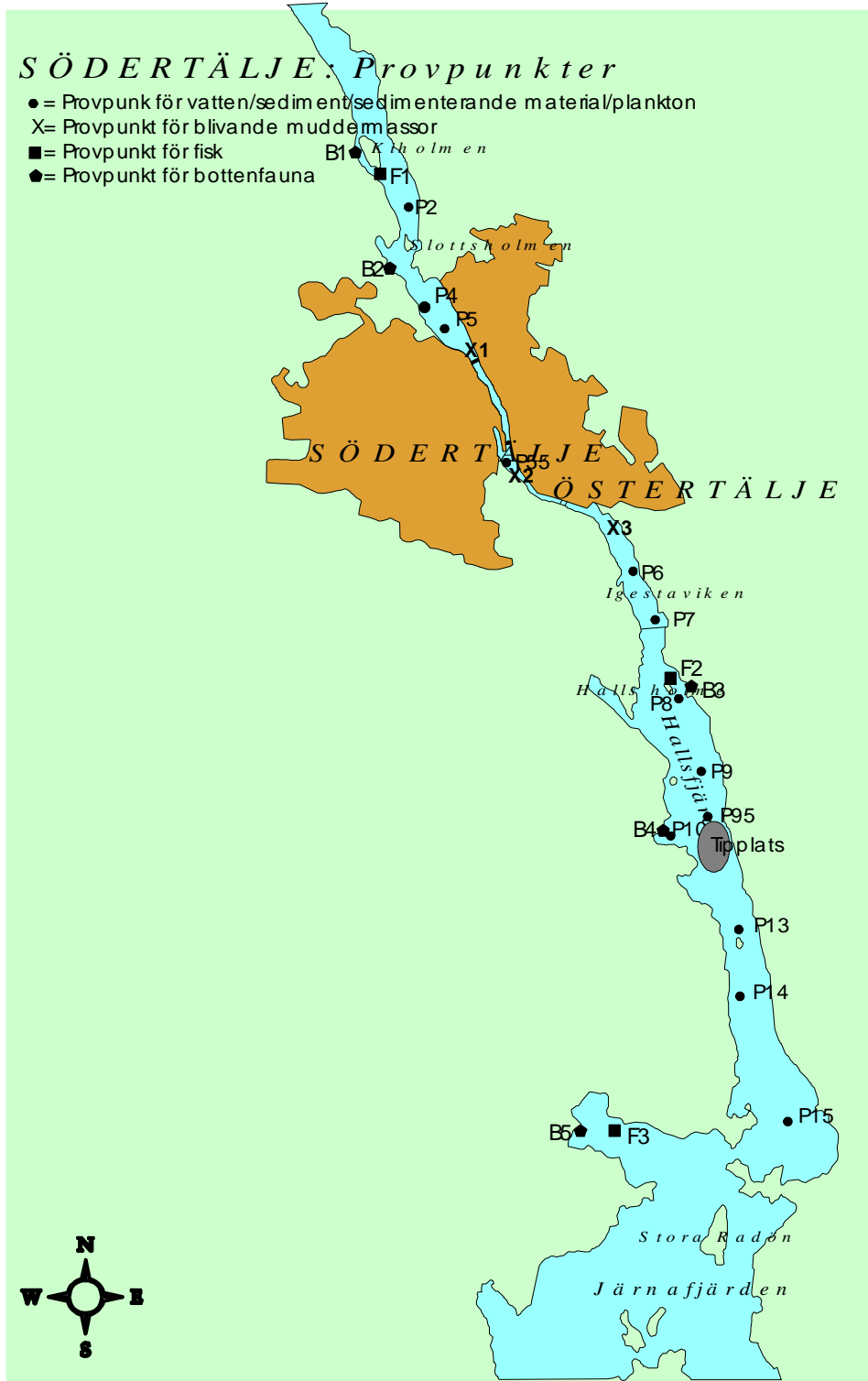
Instrument: Analys av pesticider, PCB, svavel, ftalatestrar och klorfenoler utfördes med hjälp av gaskromatograf (GC) med en elektron capture detector (ECD).

PAH analyserades med hjälp av gaskromatograf-masspektrometer (GC-MS).

För analyser m.a.p. metaller och metylkvicksilver, se huvudstudien.

3.2 Provtagningspunkter

Förstudiens och huvudstudiens provtagningspunkter redovisas i Figur 1.



Figur 1: Provpunkter för förstudiens sedimentprov (X1-X3) samt huvudstudiens provpunkter för vatten/sediment/sedimenterande material/plankton (P2- P95), bottenfauna (B1-B5) och fisk (F1-F3).

Provtagningspunkterna för vatten utvaldes i samråd med SMHI som inom ramen för projektet utfört en modellering över kvicksilverkoncentrationen i Hallsfjärden (SMHI, 1997, Appendix III). Provpunkterna valdes för att stämma med/komplettera de provtagningar som utfördes inom kontrollprogrammet och samstämmiga punkter har därför nummerats lika. Vi har dock lagt till två punkter: P55 i Maren och P95 precis norr om tippplatsen. På grund av att sedimentfällor skulle placeras ut krävdes att en del av punkternas läge modifierades något, jämfört med kontrollprogrammets. Detta för att erhålla tillräckligt djup och för att undvika farleden. Därför skiljer sig våra provtagningsstationer från kontrollprogrammets på följande punkter (se Figur 1): P2 är något närmare farleden (8 m djup), P4 är något närmare stranden, P7 är närmare järnvägsbron, P8 är närmare Halls holme och sedimentfällorna i P9 är närmare östra stranden (16 m vattendjup). Vattenproven i P9 togs dock på samma ställe som för kontrollprogrammet.

3.3 Huvudstudien

3.3.1 Provtagning och omhändertagande av prov

Sediment, fisk och bottenfauna insamlades vid ett tillfälle under hösten 1996, innan muddringsarbetet igångsattes. Vatten, plankton och sedimentterande material insamlades vid ett flertal tillfällen före, under och efter muddringsarbetet.

Sediment

Sedimentproppar togs med rörprovtagare (diameter ca 5 cm) i 10 punkter (P2, P5, P55, P6, P8, P9, P10, P95, P13 och P14, Figur 1) den 23-24 oktober 1996. Ytsediment, 0-2 cm, från 4-5 proppar från varje punkt tillvaratogs, sammanblandades och överfördes i syradiskade burkar av polypropen. Proven frystes in vid ankomsten till laboratoriet. Senare frystorkades proven innan de analyserades m.a.p. metylkvicksilver, metaller och glödningsförlust (550°C i 2 timmar).

Syrgashalten i vattnet, 1 m ovanför sedimentytan, mättes direkt i fält med en YSI (modell 58) syrgasmätare.

Fisk

Före muddringarnas start placerades regnbågslaxar (*Oncorhynchus mykiss*) ut i burar vid den planerade tippplatsen. 10 st regnbågslaxar placerades vardera i en bur på 3 m respektive en bur på 30 m djup. Fiskarna vistades i burarna under 4 veckor och deras anrikning av t.ex. metaller avsågs utgöra ett s.k. nollprov för upptag och anrikning innan muddrings- och tippningsaktiviteterna startade.

Den försenade starten av muddringsarbetet och den extremt kalla förvintern gjorde att issituationen blev så besvärlig att burfisk ej kunde sättas ut under tippningsperioden, som planerats. Det var tänkt att burarna skulle fästas vid geotextildukens flöten, men denna försvann med isen. Det kalla vädret innebar också att eventuella burfiskar troligen skulle ha haft en mycket låg metabolism, vilket skulle ha lett till ett förhållandevis lågt upptag av kvicksilver. Istället för utsättning av burfisk under tippningsperioden togs fler planktonprov för att få en bild av tippningens direkta påverkan på kvicksilverupptaget i organismer.

Provfisken utfördes på tre olika lokaler (se figur 1). Dessa lokaler valdes för att komplettera de 3 provfiskelokaler som ingår i det ordinarie kontrollprogrammet som bekostas av Sjöfartsverket. Provfiskena utfördes med biologisk länk dvs. översiktsnät med olika maskstorlek för att erhålla fångst av både mindre och stor fisk. Fiskena inriktades på att fånga minst 10 st 1 åriga abborrar per lokal samt om möjligt 0,2 kg abborre samt 1 kg gädda. De tidigare fiskena i recipienten har inriktats på 0,2 kg abborre och 1 kg gädda (Miljöförvaltningen i Södertälje 1993) Skälet till att fisket koncentrerades på 1 åriga abborrar är att de små fiskarna ger ett snabbare svar på förändringar i miljöbelastning t.ex. förhöjda kvicksilver halter. Dessutom är de förhållandevis stationära och befinner sig mitt i näringskedjan d.v.s. de utgör en viktig länk för större predatorer.

Provfiskena utfördes under oktober 1996 för att erhålla ett biologiskt referensmaterial före muddringarna startade. Under oktober-november 1997 utfördes provfisken för bedömning av muddringen och tippningens effekter.

Fisket utfördes över en natt och näten vittjades på morgon och fångsterna sorterades efter art- och storlek. Fiskarna transporterades därefter skyndsamt till laboratoriet där de frystes in för kommande analyser.

Fiskarna underkastades sedan följande analyser: ålder, längd och vikt, konditions- och leversomatiskt index, maganalyser för bedömning av födoval samt mängd, okulär besiktning av levern samt Hg-halter i muskulatur. Undersökningarna utfördes i enlighet med Sötvattenlaboratoriets rekommendationer (Filipsson, 1972).

I det ordinarie kontrollprogrammet ingår Hg analyser av samlingsprov på abborre baserat på längdintervall. Vid jämförelse av kvicksilverhalter i abborre från olika områden används medelvärde samt SE baserat på 10 st analyser av 1+ årig abborre från IVL's provfiske med närmaste liggande längdintervallet på abborre fångade inom det ordinarie kontrollprogrammet. För större abborre samt gädda jämförs så lika längder alternativt vikter som möjligt. Övriga analyser utfördes ej inom kontrollprogrammets ram varför inget jämförelsematerial föreligger för dessa parametrar.

Bottenfauna

Bottenfauna insamlades den 20-28 november vid fem lokaler (B1-B5 i Figur 1): Kiholmen (B1), Linasundet (B2), Hall (B3), Bränningeviken (B4) och Vaskhusviken (B5). Fjädermygglarver insamlades från båt genom att sediment togs med en Ekmanhuggare och djuren däri sållades fram med ett 0,5 mm såll. Övrig bottenfauna fångades genom att en handhåv sveptes genom vegetation och ytsediment i strandzonen. Djuren sorterades och placerades i sjövattnet i syradiskade burkar, vilka placerades svalt. Vid återkomsten till laboratoriet byttes vattnet i burkarna och djuren fick vistas i detta till påföljande dag för att de skulle tömma tarmarna på eventuellt kvicksilverhaltigt material. Djuren räknades därefter, torkades snabbt på filterpapper och vägdes, innan de avlivades genom infrysning. Proven frystorkades sedan innan de analyserades m.a.p. metylkviksilverinnehåll.

Vatten

Vattenprover togs vid 8 tillfällen mellan 1996-07-03 och 1997-06-02. Totalt togs prov vid 11 olika lokaler (P2, P4, P55, P6, P8, P9, P10, P95, P13, P14 och P15, Figur 1), men olika lokaler provtogs vid olika tillfällen (Appendix I). I några punkter togs yt- och bottenvattnet, medan endast ytvatten togs i vissa punkter. **Yt**vatten togs 1m under ytan och **botten**vatten togs 1 m över botten. Vattendjupet bestämdes med ekolod. Vid ett par tillfällen togs även ett prov på 10m djup i Hallsfjärden. I punkt 14 (söder om Fläsklösa) togs djupprov på 9 m eftersom inkommande saltvattenströmmar till Hallsfjärden begränsas av en tröskel på 10 m vid Fläsklösa.

Vid de första tre provtagningstillfällena togs vattenproven med hjälp av en peristaltisk pump och en lång syradiskad teflonslang (i den peristaltiska pumpen passerade vattnet en kort bit syradiskad silikon slang), vilken firades ned till rätt provtagningsdjup m.h.a. ett inplastat lod. Under vintern medförde den starka kylan att pump och slang frös igen. En syradiskad Ruttnerhämtare användes därför, och för att kontrollera att inte Ruttnerhämtaren medförde kontaminering av proven, togs prov med båda metoderna i en av referenspunkterna. Kviksilverhalterna i dessa prov skilde sig ej, varför Ruttnerhämtaren användes fortsättningsvis vid all vattenprovtagning.

För varje provtagning fylldes provvattnet försiktigt (för att ej syre skulle införas) i en specialdiskad teflonflaska för Hg-analyser, samt i en 250 ml plastburk. I plastburken mättes sedan syrgashalt och temperatur direkt i fält med en syrgasmätare (YSI, modell 58). Vid återkomsten till laboratoriet mättes pH (Radiometer, PHM 62, standard pH meter), turbiditet (Hach, 2100 AN IS Turbidimeter, ISO method 7027) och salinitet (WTW Microprocessor Conductivity Meter LF 196) på vattnet i plastburken. Teflonflaskorna skickades direkt till laboratoriet i Göteborg, där provet vid ankomst konserve-

rades med 0,5 ml HCl (Suprapur) och förvarades kallt tills det analyserades m.a.p. total- och metylkvicksilver.

Plankton

Planktonprov togs i samma punkter som vattenprov, men vid olika punkter vid olika tillfällena (och inte i alla punkter som det togs vatten vid respektive tillfälle, jämför Appendix I och II). Vid isbeläggning eller tät drivis gick det ej att ta plankton, eftersom dessa insamlades med håv (70 cm diameter, 250µm maskstorlek) som bogserades 10-20 m bakom båten under ca 15 min (ibland under betydligt längre tid). Håven rörde sig under bogseringen troligen mellan 0 och 5 meters djup. Maskstorleken 250 µm antas fånga in större djurplankton men skall släppa igenom planktoniska alger och bakterier.

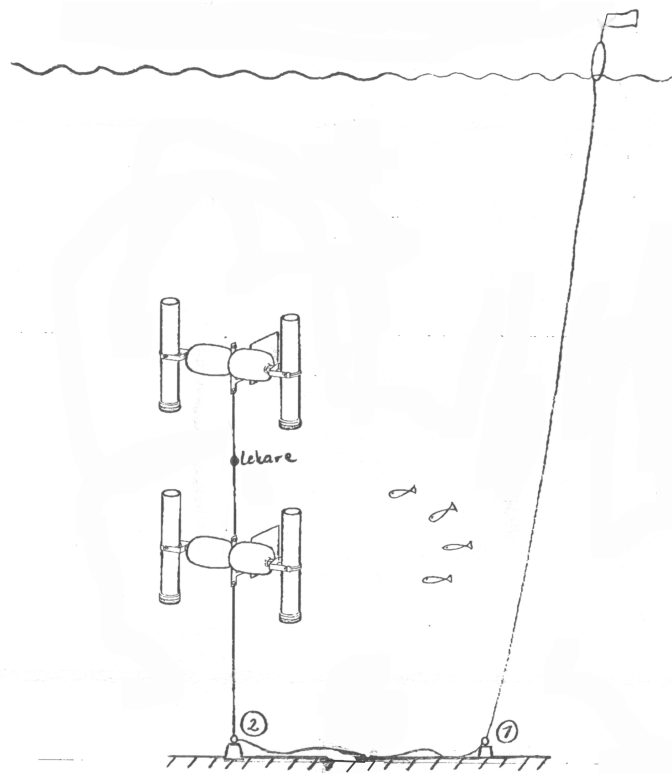
Planktonprovet överfördes till syradiskade polypropenburkar och förvarades svalt tills återkomsten till laboratoriet. Provet skakades då om och ett delprov togs ut och konserverades med KI-lösning för bestämning av artsammansättningen av provet med hjälp av lupp. Resten av planktonprovet frystes in för avlivning. Därefter tinades provet snabbt och de döda organismerna fick sedimentera till botten varefter vattnet dekanterades av. Provet frystes in på nytt och frystorkades innan det analyserades med avseende på metylkvicksilver.

Sedimenterande material

Sedimenterande material samlades in med hjälp av sedimentfällor som 971007 placerades vid de punkter och djup som redovisas i Tabell 1. Varje fälla var utrustad med flöten och roder samt två polykarbonatrör med höjden 400 mm och en inre diameter av 62 mm (H/D förhållandet är således 6,5). Principen för förankringen av fällorna visas i Figur 2.

Tabell 1. Utsättningsdata för sedimentfällor.

fälla	djup (m)	vattendjup (m)	fälla	djup (m)	vattendjup (m)
2	5	8	8 yta	3	13
4	5	10	8 botten	11	13
55	5	8	9 yta	5	16
7 yta	3	13	9 botten	11	16
7 botten	11	13	13 botten	29	34



Figur 2: Tillverkarens (LIMNOS AB, ÅBO) principskiss över sedimentfällornas utseende och förankring.

På grund av isläget kom flera av fällorna att försvinna och de kvarvarande fällorna kom att tömmas med olika intervall (se Resultat och diskussion). Vid vissa tömningstillfällen hade fällorna förflyttats i förhållande till den plats där de placerades ut. Detta berodde troligen på att flödet frusit in i isen och sedan transporterats med isflaken när isen bröts upp. Vid varje tömning togs hela fällan in i båten. Så mycket som möjligt av vattnet i de båda rören dekanterades försiktigt av och kvarvarande prov sammanfördes i en syradiskad polypropenburk. Rören diskades sedan av och fällorna sattes ut igen på den plats där de ursprungligen placerats ut.

Vid ankomsten till laboratoriet placerades burkarna med proven svalt över natt. Därefter dekanterades ytterligare vatten av och proven frystes in för att sedan frystorkas. Proven analyserades sedan med avseende på metaller och glödningsförlust (550°C i 2 timmar).

3.3.2 Metallanalyser

Sediment, sedimenterande material och fisk analyserades med avseende på totalkvicksilver genom flamlös atomadsorbtiionsspektrometri (AAS) efter uppslutning av provet med HNO₃ enligt Svensk Standard (SS028175).

Kadmium bestämdes med grafitugn enligt SS028184. Koppar, bly, zink och nickel bestämdes med AAS enligt SS028152-2.

Arsenik bestämdes genom inaskning, hydridgenerering och analys på AAS med gaskyvett.

Totalkvicksilver i vatten och metylkvicksilver i alla prov analyserades vid IVL i Göteborg. Vid totalkvicksilveranalysen koncentreras proven genom s.k. dubbel amalgamerings och bestämningen sker med atomfluorescensdetektor.

Metylkvicksilver i vatten bestäms efter etylering av metylkvicksilvret till metyletylkvicksilver, vilket är flyktigt och separeras ut med gaskromatograf innan det slutligen detekteras genom atomfluorescens.

Metylkvicksilver i sediment, bottenfauna och plankton överförs i vätskefas genom destillation och analyseras sedan enligt ovan.

3.4 Ekotoxikologisk studie av abborre

Studier rörande en eventuell påverkan av muddring och tippning på reproduktionen hos stationär fisk, i detta fall abborre (*Perca fluviatilis*), utfördes med utgångspunkt från två olika frågeställningar.

- **Delprojekt 1** : Påverkas den naturliga reproduktionen hos stationär abborre i muddringsområdena i Mälaren och Östersjön samt tippningsområdet i Hallsfjärden.
- **Delprojekt 2** : Kan effekter på embryonalutvecklingen hos abborre från ett referensområde (Forsmark, Norra Uppland) detekteras när rommen exponeras för sediment från de olika muddringslokalerna samt tiplatsen.

Delprojekt 1

För att bedöma eventuella effekter på reproduktionen hos abborre som är en stationär fiskart i området placerades ca 1 meters tall och granruskor ut på 8 olika visuellt lämpliga leklokaler från Kiholmen i norr till Vaskhusviken i söder. Ruskorna som placerades på 1-1,5 m djup var tänkta att fungera som leksubstrat för abborrarna. Vid leken lägger abborrarna sin rom i ca 4 cm breda och upp till 100 cm långa strängar över ruskorna, och rommen kan sedan lätt återfinnas och samlas in för studier i laboratoriet. De parametrar som studeras: kläckning, yngelutveckling samt uppkomst av eventuella deformationer täcker in hela det känsliga tidiga embryo-/yngelstadiet. Resultaten jämförs sedan med utvecklingen hos rom från referensområden. Metoden är väl etablerad och används av t.ex. Fiskeriverket vid kustvatten kontrollprogrammet (Karås et al., 1991) I Mälaren placerades ruskor vid Kiholmen, Linasundet samt vid Krutholmen i Snäck-

viken. Utplacering av ruskor i Östersjön skedde i norra delen av Igelstaviken, vid fundamenten till Igelstabron, samt runt Halls holme. Vidare placerades ruskor i höjd med tipplatsen på både östra och västra strandzonerna, samt vid ön Fläsklösa söder om densamma. Som referenslokal valdes Vaskhusviken sydväst Brandalssund. Utplaceringen av leksubstrat skedde den 30 april både i Mälaronrådet och Östersjön. Abborrleken startar när vattentemperaturen överstiger 6°C och pågår normalt under perioden slutet av april till mitten av maj. Abborrom utvecklas normalt vid temperaturer mellan $8\text{-}18^{\circ}\text{C}$ med ett temperaturoptimum på 13°C vilken är den mest gynnsamma temperaturen för abborrembyrons utveckling (Saat och Veersalu, 1996). Vid temperaturer understigande 6°C avstannar celledningen hos abborrembyron och dödlighet uppstår (Saat c.f.). Merparten av leken sker därmed under perioden då vattentemperaturen överstiger 8°C och upp till ca 14°C .

Delprojekt 2

Provtagningen av sediment från de olika lokalerna från Kiholmen i norr till Vaskhusviken i söder utfördes den 8/5 resp 13/5 1997. Lokalerna är jämförbara med de där sedimentfällor samt tidigare sedimentprovtagningar utförts. Vidare ligger de i anslutning till de lokaler som valdes för utplacering av leksubstrat för insamlande av naturligt lagd abborrom. Uppstartningen av försöken är så pass tidskrävande, att två olika provtagningsdagar valdes. Sedimentprover representerande de översta ca 10 cm hämtades upp med en Ponarprovtagare. Ungefär 10 kg sediment provtogs från varje lokal vilket motsvarade fyra till sex hugg per lokal. Proverna transporterades sedan till kylrum ($+ 4^{\circ}\text{C}$) där de förvarades över natten, för vidare transport till Forsmark nästa dag.

Insamlingen av abborrom skedde vid Trollgrund, i Öresundsgrepen söder om Forsmark, som används av Fiskeriverket i Öregrund som referenslokal för abborreproduktion och ingår i kustvattenkontrollprogrammet. Abborren leker där i den glesa vassen på ca 1 m djup vilket gör det relativt lätt att hitta rommen. Flera hannar kan närvara vid befruktningen av rommen Efter befruktningen sitter alla befruktade äggen hårt fästade vid varandra i en lång sträng. 10-15 olika romsträngar representerande lika många honor, samlades in inför varje försöksstart. Rommen transporterades snabbt till laboratoriet och åldersbestämdes.

Akvarieanläggningen i Forsmark är uppbyggd med genomströmmande brackvatten doserat via ett kapillärsystem till olika glaskvarier innehållande 80 liter. För dessa försök användes 28 olika akvarier i de olika försöksomgångarna. Genomflödet i akvarierna uppgick till ca 60 ml/min vilket ger ett teoretisk utbyte av 90% av volymen på 24 timmar (Sprauge, 1969). Vid laboratoriet i Forsmark delades sedimentet från varje lokal upp i två akvarier vilket gav ungefär 3 cm sedimentlager per akvarie. Därefter startade doseringen av brackvatten från Forsmarksfjärden till systemen för att oxidera sediment-

ytorna så inga akuta effekter av utlöst svavelväte skulle uppstå. Brackvatten doserades till akvarierna över natten samt under näst följande dag innan försöken startades.

Exponeringen av abborrom skedde i special tillverkade nätkorgar av 1 mm plastnät spända över en 5 cm hög PVC ram med en diameter av 30 cm, vilka placerades halvvägs mellan vattenytan och sedimentbotten. Korgarna är konstruerade för att erhålla ett maximalt utbyte av friskt vatten eftersom rommen kräver syrerikt vatten för att utvecklas normalt. **Rommen kommer m.a.o. aldrig i kontakt med sedimenten** utan endast med de substanser som löses ut till vattenfasen från sedimenten under försöken. För att täcka in eventuella effekter på tidiga celledelningsstadier, vilka bedöms känsliga, startades försöken med så nybefruktad rom som möjligt. De två till tre romsträngarna som innehöll så nybefruktad rom som möjligt användes för försöken.

Försöken startade när minst 90 % syremättnadsnivå uppmätts i vattenfasen i de olika akvarierna. Rom från en romsträng delades försiktigt upp i segment motsvarande ca 100-150 st nybefruktade ägg som slumpmässigt fördelades till alla akvarier inom en försöksomgång. Två till tre olika honors rom (2-3 replikat per akvarie) överfördes till separata nätkorgar vilket innebar att varje akvarie innehöll nybefruktad rom från minst två olika honor. Sediment från varje lokal testades i duplikat vilket ger 4-6 romreplikater per sedimentlokal.

Systemen kontrollerades minst två gånger per dag vilket innebar mätningar av flöden, syrehalter, pH och temperatur. Flödena korrigerades efter behov till ca 60 ml/ min per akvarie. I vissa akvarier innehållande kraftigt syretärande sediment behövdes ett något högre flöde under försökens första dagar för att bibehålla hög syremättnad i vattenfasen. De sediment som innehöll icke nedbrutet växtmaterial visade på den kraftigaste syrekonsumtionen. Den rikligaste förekomsten av icke nedbrutet växtmaterial fanns i sediment från Kiholmen, Linasundet samt Vaskhusviken. De "svarta" sediment som förekommer i Maren, Igelstaviken samt Halls fjärden oxiderades relativt snabbt och redan efter ca ett dygn påvisades ljusa oxiderade zoner i ytskiktet. Vidare kontrollerades nitrit (NO_2) och ammoniak (NH_4^+) regelbundet under försöksperioderna.

Abborrommen examinerades slumpvis minst en gång per dag under första veckan för att kontrollera att inga patogena bakterie- eller svampangrepp uppstod.

Vid de aktuella försöksbetingelserna (12-14°C) beräknades de första ynglen kläcka efter ca 10 dygn. Strax före kläckningen flyttades romsegmenten över till en 100 ml plastburk med grovt nät. Burken tilläts flyta med fritt vattenutbyte i akvariet. Två gånger per dag kontrollerades sedan antal kläckta samt eventuellt deformerade yngel i burken. Samtidigt skedde avläsning av antalet döda ägg/embryon. Dessa data användes sedan för beräkning av kläckningsfrekvens och mediankläckningstid. Kläckningstiden är beroende av vattentemperaturen så för att kunna jämföra de olika försöksomgångarna multipli-

cerades kläckningstiden med medeltemperaturen under försöket. Mediankläckningstiden uttrycks därmed i timmar x temperatur vilket ger sorten temperaturtimmar De utkläckta ynglens status registrerades i 10 gånger förstoring och deformerade yngel fixerades i Karnowsky's lösning för eventuell vidare histologisk examinering. Deformationer delades in i två olika grupper:

- ryggsträngskrökning
- vattenfylld bukhåla (osmoregulationsproblem)

Dessutom registrerades onormalt simbeteende för yngel som ej visuellt var deformerade.

Av de utkläckta ynglen överfördes 30 st per romsträng samt replikat till 100 ml plastburkar med grovt nät för överlevnadsförsök som utfördes i rent fjärdvatten. Ynglen kontrollerades dagligen och mortalitet och eventuella deformationer registrerades.

Registrerade data från försöken behandlades sedan med följande statistiska analyser:

- | | |
|------------------------|--------------------------|
| - Kläckningsfrekvens | Chi ² -analys |
| - Mediankläckningstid | Probitanalys |
| - Överlevnad | Probitanalys |
| - Deformationsfrekvens | Anova analys |

4. Resultat och diskussion

4.1 Förstudie av blivande muddermassor

Arbetet riktade in sig på att analysera ett antal kända föreningsgrupper som ingår i "priority pollutants" (Naturvårdsverket 1993). "Priority pollutants" är ett urval av välkända och vanliga miljöföroreningar med oönskade biologiska egenskaper såsom persistens, toxicitet eller bioackumulerbarhet.

Många av de föreningar som ingår i 'priority pollutants' används (t ex ftalatestrar) eller har används (t ex PCB) i stora mängder över hela världen och har genom medvetna utsläpp och genom olycksfall hamnat i miljön. Härigenom har dessa föreningar fått en global spridning (Wania and MacKay, 1996) vilket betyder att helt okontaminerade områden inte finns. Därför går det inte att diskutera nollhalter utan snarare bakgrundshalter. Av den anledningen är det viktigt att kunna ställa resultaten från denna undersökning i relation till den "normala" bakgrunden samt vad som är höga och låga halter.

Svårigheten med att bedöma resultaten i denna undersökning består i att inga gränsvärden för sediment ännu finns fastställda. Därför kommer resultaten att jämföras med

gränsvärden för förorenad mark och med rötslam från kommunala reningsverk. Några exempel från starkt förorenade jordar och sediment finns också med.

4.1.1 Torrsvikt, organisk halt, svavel, ammonium m.m.

Alla resultat anges på torrsviktsbasis för att underlätta jämförelser eftersom de flesta litteraturdata är angivna i denna sort.

I Tabell 2 redovisas torrsvikt, glödningsförlust samt kväve- och fosforinnehåll i sedimenten.

Tabell 2. Torrsvikt (TS), glödningsförlust (GF), halter av totalfosfor (tot-P), Kjeldahl-kväve (Kj-N) och ringformigt svavel (S_8) analyserat på helsediment samt pH, ammonium-kväve (NH_4-N) och fosfat-fosfor (PO_4-P) i porvatten.

Prov	TS %	GF %	tot-P mg/kg TS	Kj-N mg/kg TS	S_8 mg/kg TS	pH	NH_4-N mg/l	PO_4-P mg/l
Mälarhamnen (X1)	61,0	4,8	520	1000	72	6,8	1,7	1
Maren (X2)	46,9	4,9	680	2200	522	7,0	27	7,9
Igelstaviken(X3)	35,1	6,8	680	2700	72	-	13	5,8

Svavelhalterna som redovisas i Tabellen avser svavel i formen S_8 , som är den dominerande formen. Andra former av svavelkedjor detekterades i sedimenten men halterna var, relativt S_8 -formen, låga.

Svavel bildas naturligt i miljön av kemotrofa bakterier från sulfat eller via oxidation av svavelväte. Svavel återfinns därför i de flesta sediment, såväl påverkade som opåverkade. Detta gäller speciellt marina miljöer där förekomsten av sulfat är hög. Under speciella förhållande kan elementärt svavel i formen monomert S_8 vara toxiskt för en del organismer (Svenson *et al.* 1996a). Vid direkt exponering har elementärt svavel visats sig ge effekter på paddyngel (*Bufo bufo*) och brackvattenräka (*Mysis relicta*) i koncentrationer motsvarande ≈ 1 mg/l. Fiskar visade sig ännu känsligare och effekter på abborryngel detekterades ned till 50 $\mu\text{g/l}$ (Svensson *et al.*, 1996 b). Av den anledningen analyserades svavel i sedimenten. Forskningen kring svavlets roll som toxin i sediment är bara i begynnelsen varför dagens kunskap inte tillåter något uttalande om funna halter är låga eller höga och ännu mindre om riskerna, beroende på de speciella förhållandena som krävs för bildning samt monomerens instabilitet i syrerik miljö. Resultaten från Maren är dock ett av de högsta som vi har analyserat.

Toxiciteten av ammonium (NH_4^+) är helt knuten till pH värdet. Den toxiska formen ammoniak (NH_3) ökar med pH och vid ett pH på 9,2 finns 50% av vardera formen.

Sänker man pH 2 enheter till 7,2 förekommer endast 0,5% i form som ammoniak. Den akut toxiska koncentrationen vid pH 7,5 för t.ex. fisk uppgår för zebrafisk till 68 mg NH₄-N/l (Sörensen och Landner 1978). De halter i porvattnet som analyserats ger inga akuta skador på fisk.

4.1.2 Ftalatestrar

Ftalatestrar återfanns i alla sedimenten i förhöjda halter jämfört med halter i referensområden i andra undersökningar (Parkman och Remberger, 1995). Resultaten redovisas i Tabell 3.

Tabell 3. Innehåll av ftalatestrar i de blivande muddermassorna. Förklaringar: DME = di-metylfthalat, DEP = di-metylfthalat, DBP = di-etylfthalat, BBzP = Butyl-benzylfthalat, DEHP = di-(etylhexyl)-fthalat, DOP = di-oktylfthalat.

Prov	DME µg/kg TS	DEP µg/kg TS	DBP µg/kg TS	BBzP µg/kg TS	DEHP µg/kg TS	DOP µg/kg TS
Mälarhamnen	2,3	<	24	15	1400	13
Maren	46	<	22	26	1600	140
Igelstaviken	10	11	29	10	850	18

Som jämförelse anges halterna av ftalatestrar i rötslam i Tabell 4. NV bedömde dessa halter som relativt höga (NV Rapport 4085, 1993).

Tabell 4. Jämförande uppgifter på ftalatestrar i slamprover (NV Rapport 4085, 1993).

Prov	DMP µg/kg TS	DEP µg/kg TS	DBP µg/kg TS	DEHP µg/kg TS
Slam	1 000-19 500	< - 2 900	10 000-126 000	25 000-661 000
USA slam	11 700	50 000	17 300	168 000

Resultaten från föreliggande undersökning kan också jämföras med de omfattande undersökningen av ftalatestrar i sediment från Svenska insjöar som nyligen genomförts (Parkman and Remberger 1995, Parkman and Remberger 1996). I opåverkade sjöar återfanns halter på mellan 3-40 µg DEHP/kg TS och i sediment hämtade från vattendrag vid större städer återfanns mellan 790-2300 µg DEHP/kg TS. Starkt förorenade sediment tagna utanför fabriker som använder stora mängder ftalater, innehöll mellan 21 000-49 000 µg DEHP/kg TS.

Sammanfattningsvis betyder detta att halterna ftalatestrar är att anses som relativt höga men är typiska för sediment från storstadsområden.

4.1.3 PCB och hexaklorbensen (HCB)

Analyserna av PCB och vissa pesticider redovisas i Tabell 5. I tabellen anges enbart summan PCB. I denna summa ingår ovan nämnda kongener (se metoder). Den relativa sammansättningen av PCB-kongenerna stämmer bäst överens med den kommersiella blandningen Chlophen A50. I tabellen anges därför resultaten som Chlophen A50-ekvivalenser. I denna analys inkluderades även hexaklorbensen.

Tabell 5. Polyklorerade bifenylor och pentaklorfenol i sedimenten.

Prov	Chlophen A50 µg/kg TS	HCB µg/kg TS	PCP µg/kg TS
Mälardammen (X1)	270	2,4	0,55
Maren (X2)	350	1,6	1,3
Igelstaviken (X3)	310	3,5	1,9

Tidigare analyser har utförts på uppdrag av Sjöfartsverket (ELK AB, 1993). Halterna, omräknat till Chlophen A50 ekvivalenser, var som följer: Mälardammen 210, Maren 100 och Igelstaviken 360 µg/kg TS. Som framgår av Tabell 5 är resultaten från föreliggande undersökning mycket lika de tidigare resultaten vilket kan tolkas som att sedimenten är relativt homogena m.a.p. PCB innehåll.

Dessa värden kan jämföras med sediment från Göteborgs hamn, där halter på 9 900-43 000 µg PCB/kg TS uppmätts (Järnberg *et al.*, 1993). I den numera sanerade sjön Järnsjön i Småland uppmättes före saneringen halter på upp till 100 000 µg PCB/kg TS (NV, Rapport 4165, 1993).

Resultat från analys av sediment från hamnbassänger i de stora sjöarna i Nordamerika, Erie och Ontario, uppvisar halter på mellan 166-14 185 µg PCB/kg TS. För hamnen i Erie var medelvärdet 495 och för Ontario 3 927 µg/kg TS. Författarna ansåg att halterna var alarmerande höga speciellt i Ontario med det högsta värdet på 14 200 µg/kg TS (Mudroch *et al.*, 1989). Michigan Department of Natural Resources (MDNR) karakteriserade halter på mer än 5 000 µg/kg TS i sedimenten i floden Shiawassee som extremt höga (MDNR 1978 citerad i Rice and White, 1987). I Hudson floden, som är starkt förorenad med PCB innehåller sedimenten i medeltal 50 000 µg/kg TS, med en högsta uppmätta koncentration på $1 \cdot 10^6$ µg/kg TS (Brown *et al.*, 1985).

Ytsedimenten i Great Slave Lake i Kanada, som ligger i ett "lågurbaniserat" område, innehöll 6,43 µg/kg TS (Mudroch *et al.*, 1992). Författarna anser att luftdepositionen utgör mellan 60-90% av tillflödet av PCB till sjösystemet. Sediment från en sjö som endast tillförs PCB via luften, visade halter på 48 µg/kg TS (Swackhamer *et al.*, 1988). Dessa halter kan betraktas som bakgrundsnivåer.

Idag finns inga gränsvärden fastställda för organiska ämnen i sediment. Däremot finns gränsvärden för förorenad mark (NV Rapport 4638, 1996) vilka sammanställts i Tabell 6.

Tabell 6. Gränsvärden för organiska ämnen i mark. Förklaringar: KM = känslig markanvändning; MKM GV = mindre känslig markanvändning med grundvattenyta; MKM = mindre känslig markanvändning. Enligt Naturvårdsverkets Rapport 4638, 1996.

Förening	KM mg/kg	MKM GV mg/kg	KM mg/kg
Pentaklorfenol (PCP)	0,1	3	5
Hexaklorbensen (HCB)	0,06	20	30
Polyklorerade bifenyler (PCB)	0,02	4	7
ΣPAH (cancerogena)	0,3	7	7
ΣPAH (övriga)	20	40	40

PCB har uppmätts i slam från svenska kommunala reningsverk i vad som anses vara låga halter (NV Rapport 4085 1993). Variationen var dock stor <math><100 - 7\ 000\ \mu\text{g}/\text{kg TS}</math> med ett medelvärde på 1 000.

Mot bakgrund av ovan refererade resultat innehåller sedimenten från Södertälje kanal klart högre halter av PCB än helt opåverkade sediment men i relation till kända förorenade sediment är halterna låga. Även ur perspektivet reningsverksslam och förorenad mark är halterna låga. Resonemanget gäller även HCB.

4.1.4 Pentaklorfenol (PCP)

Av klorfenoler återfanns enbart pentaklorfenol i sedimentproven i halter mellan 0,55 och 1,9 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ (Tabell 5).

I sediment från Östersjön utanför en sulfatfabrik med klorblekning återfann Xie *et al.*, 1986, PCP i halter på mellan <math><0,1-3\ \mu\text{g}/\text{kg TS}</math>.

I opåverkade sjöar i Nya Zeeland (Gifford *et al.*, 1995) innehöll i sedimenten 0,6-1,3 $\mu\text{g PCP}/\text{kg TS}$. Andra undersökningar påvisar en bakgrund på 0,18-0,83 $\mu\text{g PCP}/\text{kg TS}$ (Hobbs *et al.*, 1993 citerad i Gifford *et al.*, 1995).

Halterna i sediment från en förorenad (dumpningsområde) Dansk marin vik varierade mellan <math><10-20\ \mu\text{g PCP}/\text{kg TS}</math> (Folke *et al.*, 1983). I Ketelmeer, en artificiell sjö som fungera som en sedimentationsbassäng till floden Rhen i Nederländerna, uppvisade sedimenten en medelhalter på 8,4 $\mu\text{g PCP}/\text{kg TS}$ (Sloff *et al.*, 1991 citerad i Gifford *et al.*, 1995). PCP i Rhene-sediment varierade mellan 9-23 $\mu\text{g PCP}/\text{kg TS}$ (Evers *et al.*, 1988). Sediment från Elbe innehöll 44,5 $\mu\text{g}/\text{kg TS}$, sediment från Weser 0,1-84,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$

TS (Eder, 1980). Missisippisediment, som är relativt förorenade, innehöll <5-1 600 µg/kg TS (DeLaune, 1983). Kanadensiska undersökningar från sjöar som påverkats av träimpregneringsverk uppvisar ett ”heta zoner” med upp till 590 µg PCP/kg TS. Analyser på jord från två träimpregneringsanläggningar i Finland innehöll 7-2 540 µg PCP/kg TS respektive 5-192 µg PCP/kg TS (Kalevi, 1995; Remberger, 1995).

NV (1993) anger att de 40-120 µg PCP/kg som uppmätts i svenskt rötslam kan anses som låga halter. Dessa halter är mer än 50 gånger så höga som de uppmätta halter i sedimenten Södertälje kanal.

I ljuset av ovan givna referenser kan PCP-halterna i Södertälje kanal betraktas som bakgrundshalter.

4.1.5 PAH

PAH-analyserna på de blivande muddermassorna i Södertälje finns redovisade i Tabell 7. Dessa halter kan jämföras med halter som bedömts som mycket låga för slam från kommunala reningsverks (NV Rapport 4085, 1993) (Tabell 8), och med gränsvärden för PAH i mark (Tabell 6).

Tabell 7. Resultat av PAH-analyser i sedimenten. ΣPAHc: Cancerogena PAH och utgörs av Krysen (Krys), Benso(b)fluoranten (Ben(b)), Benso(k)fluoranten (Ben(k)), Benso(a)pyren (Ben(a)) och Indeno(1,2,3-cd)pyren (Indo). Fen.= fenantren, Fla.= fluoranthen, Ben(ghi)= benso(ghi)perylene.

Prov	Fen.	Fla.	Pyr.	Krys.	Ben(b)	Ben(k)	Ben(a)	Indo.	Ben(ghi)	ΣPAHc	ΣPAH
Mälarhamnen (X1)	0,51	1,9	16	1,1	1,3	<	6,2	9,2	0,68	20	23
Maren (X2)	0,47	0,70	0,61	0,13	0,12	0,12	2,2	<	<	3,2	4,3
Igelstaviken (X3)	0,36	<	0,42	0,02	0,10	0,07	2,1	0,65	<	3,3	3,7

Tabell 8. Sammanställning av PAH i slamprover från Tabell 5 i NV Rapport 4085.

Prov	Pyren	Fluo	Bens(b)	Bens(a)	Krysen	Indeno	Bens(ghi)	Σ PAH
Slam Tabell 5	0,1-1,8	1-21	1,5-8,9	9,4-50	1,3-7,5	17	15	46-138

Utifrån Tabell 7 och 8 kan man sluta sig till att resultaten från Södertälje kanal är låga men om de ställs mot gränsvärden för förorenad mark (Tabell 6) är sedimenten måttligt förorenat.

4.1.6 Metaller

De blivande muddermassornas metallinnehåll redovisas i Tabell 9.

Tabell 9. Metallhalter i de blivande muddermassorna.

Prov	Hg	metylHg	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	As
	mg/kg TS							
Mälarhamnen (X1)	4,5	0,0032	0,35	38	42	120	13	3,7
Maren (X2)	3,1	0,0085	0,97	69	79	190	35	6,0
Igelstaviken (X3)	3,0	0,0054	1,1	62	53	190	27	5,4

I Tabell 10 redovisas NVs bedömningsgrunder för klassificering av metaller i sediment. Enligt dessa klassas de (total-)kvicksilverhalter som uppmättes i de blivande muddermassorna som mycket höga. Bakgrundshalten i sjö- och havssediment är ca 0,1 mg/kg.

Tabell 10. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller i ytsediment (0-1 cm).
(Den lägsta klassen ”mycket låga halter” visas ej).

Prov	Hg	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	As
	mg/kg TS						
Låga	0,05-0,15	0,2-0,7	10-30	5-15	70-175	10-25	5-30
Måttligt höga	0,15-0,3	0,7-2,0	30-75	15-75	175-300	25-75	30-100
Höga	0,3-1,0	2,0-5,0	75-300	75-250	300-1000	75-300	100-400
Mycket höga	>1,0	>5,0	>300	>250	>1000	>300	>400

Andelen metylkvicksilver i sediment är ofta <1 % men vid anaeroba förhållanden och hög organisk halt ökar denna andel. De metylkvicksilverhalter som uppmättes i de tilltänkta muddermassorna kan ej anses som anmärkningsvärt höga. Som jämförelse kan nämnas Svartsjöarna, vilka kontaminerats med kvicksilverhaltigt fiber till totalhalter runt ca 1 mg/kg TS. I dessa sjöar varierar metylkvicksilverhalten mellan 10 och 80 µg/kg TS.

Övriga metaller uppvisade låga eller måttligt höga halter. I Maren uppmättes måttligt höga halter för alla metaller utom arsenik.

4.2 Huvudstudien

Muddringen kom igång ca en månad senare än beräknat och den stränga vintern ställde till problem för såväl muddringsföretaget som för genomförandet av 'huvudstudiens' provtagningsprogram. Muddringen startade 1996-12-16 och fick avbrytas 1997-02-02.

Den skärm av geotextilduk som satts ut för att avskärma den sydgående ytströmmen vid tipplatsen skadades och revs bort av isen i mitten av januari. Skärmen återinstallerades ej.

Muddringsarbete återupptogs i mitten av mars och pågick till mitten av april.

4.2.1 Sediment

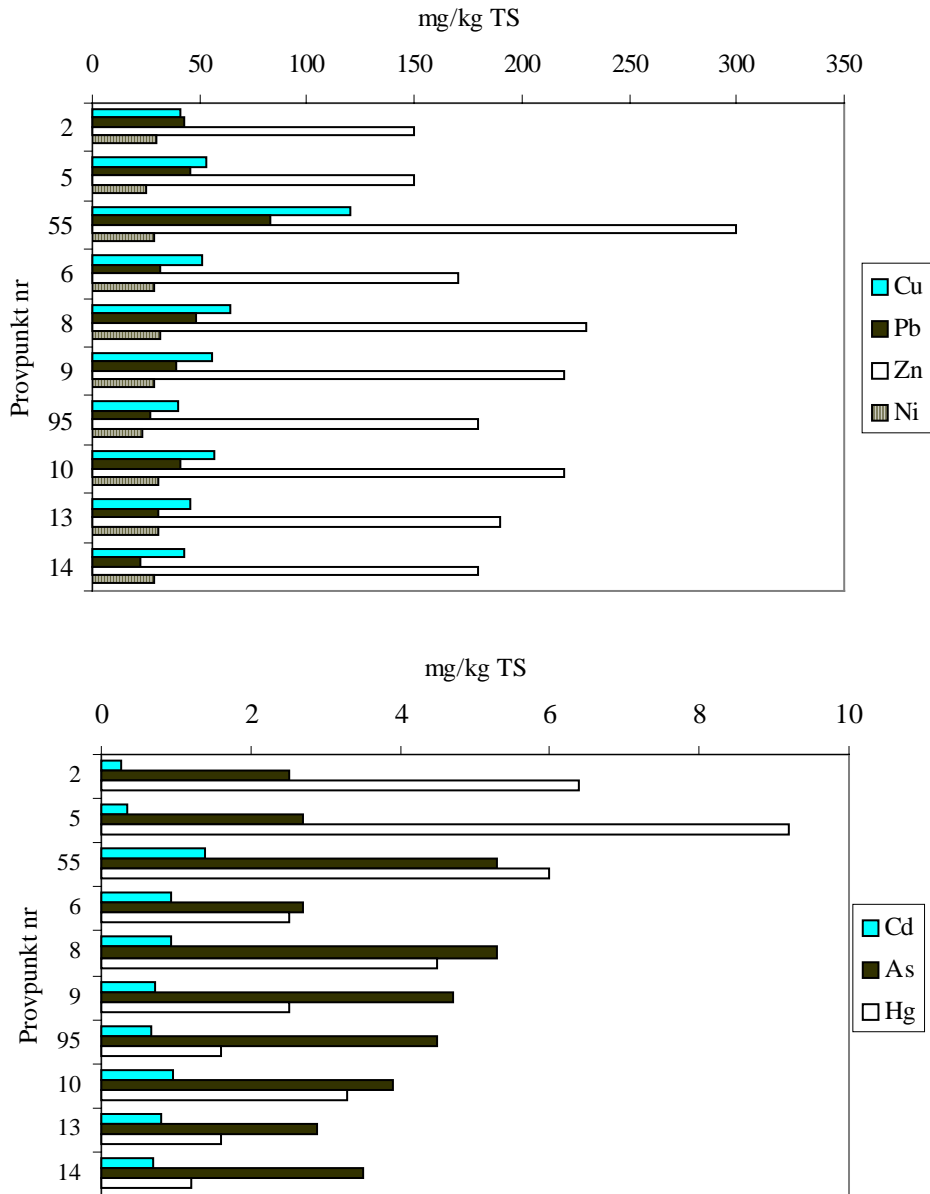
Resultaten från analyserna av ytsediment inhämtade i området före genomförandet av muddringen redovisas i Tabell 11, och Figur 3-4.

Tabell 11. Analysresultat från provtagningar av ytsediment (0-2 cm) i området före muddringen (1996-10-24). 'Djup' anger vattendjupet i provtagningspunkten, 'O₂' är syrgashalten 1 m ovanför sedimentytan och GF är glödgningsförlusten, dvs ett mått på den organiska halten i sedimenten.

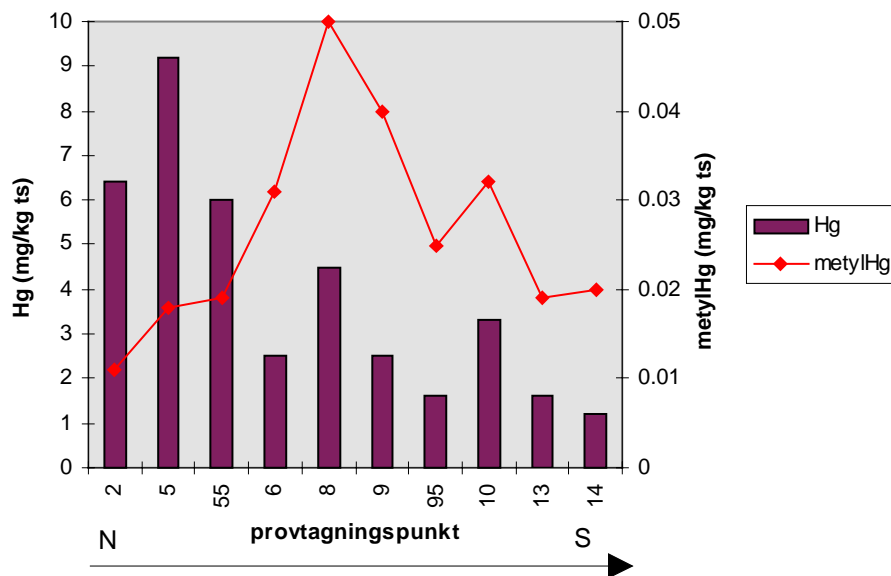
Punkt	Djup m	O ₂ mg/l	GF %					Cd	As	Hg	Metyl- Hg	Andel metylHg
				Cu	Pb	Zn	Ni					
2	8	-	5,6	41	43	150	30	0,28	2,5	6,4	0,011	0,2
5	12	-	6,3	53	46	150	25	0,35	2,7	9,2	0,018	0,2
55	8	4,3	12,8	120	83	300	29	1,4	5,3	6	0,019	0,2
6	12	3,0	7,2	51	32	170	29	0,94	2,7	2,5	0,031	1,2
8	13	6,2	13,0	64	48	230	32	0,94	5,3	4,5	0,050	1,1
9	20	0,7	15,7	56	39	220	29	0,71	4,7	2,5	0,040	1,6
95	34	0,6	16,4	40	27	180	23	0,67	4,5	1,6	0,025	1,6
10	11	4,9	12,6	57	41	220	31	0,95	3,9	3,3	0,032	1,0
13	32	0,8	12,5	46	31	190	31	0,79	2,9	1,6	0,019	1,2
14	30	0,5	12,3	43	22	180	29	0,7	3,5	1,2	0,020	1,7

Arsenik förekom i 'låga halter' (jmf. Tabell 10) och nickel i 'måttligt höga halter'. Låga halter av kadmium uppmättes norr om slussen (P2 & P5) medan halterna söder om slussen var måttligt höga. Koppar, bly och zink uppvisade 'höga halter' i Maren (P55) och i övriga punkter 'måttligt höga halter'. Att just dessa metaller uppvisade höga halter i P55 tyder på en kraftig påverkan av båttrafiken i denna punkt. För kvicksilver uppmättes i samtliga punkter 'mycket höga halter', och till skillnad från övriga metaller förekom de högst uppmätta halterna i punkterna norr om slussen (Figur 4), och i referenspunkten uppströms Snäckviken (P2) var kvicksilverhalten betydligt högre än vad vi förväntat. Å andra sidan var både den reella halten och den procentuella andelen metylkvicksilver högre i samtliga punkter söder om slussen, jämfört med i punkterna norr om slussen. De uppmätta metylkvicksilverhalten i sedimenten är höga i jämförelse med okontaminerade områden men ej extremt höga i jämförelse med andra kontaminerade objekt. Ett sådant exempel är jämförelsen med Svartsjöarna (se ovan), där metylkvicksilverhalten

var 10-80 µg /kg TS vid totalhalter runt ca 1 mg/kg TS (Regnell *et al.*, 1997). I sediment från sjöar som ej direkt påverkats av kvicksilverutsläpp har metylkvicksilverhalten på ca 0,0006- 0,0025 mg/kg TS uppmätts (Parkman, 1993).



Figur 3: Metallhalter i ytsediment (0-2 cm) i området före genomförandet av muddringen (1996-10-24). Punkterna är ordnade i nordsydlig riktning och halterna anges i mg/kg torrsubstans.



Figur 4: Total- (Hg) och metylkvicksilverhalterna (metylHg) i ytsediment (0-2 cm) i området före muddringen. Provtagningspunkterna är ordnade i nordsydlig riktning.

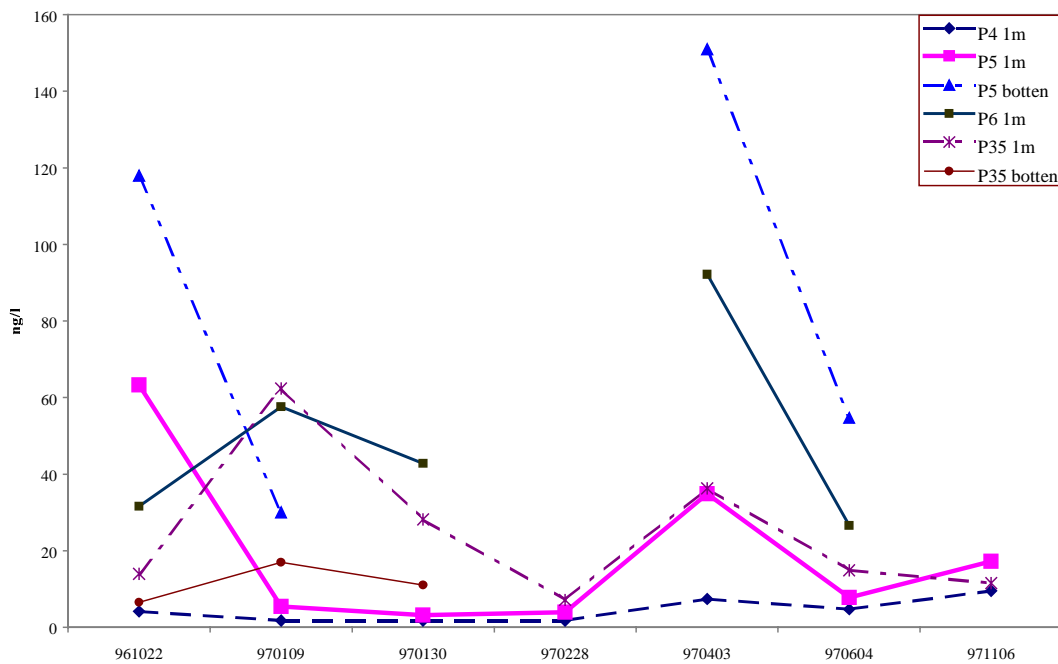
4.2.2 Vatten

Resultaten av vattenkemianalyserna redovisas i Appendix 1. Variationen i totalkvicksilverhalt visas i Figur 5-7. Halterna i alla punkter mättes inte vid alla tillfällen. Detta beror först och främst på att det ursprungligen planerade provtagningsprogrammet fick modifieras p.g.a. att starten av muddringen försenades samt att muddringsarbetet drog ut på tiden och utfördes i två omgångar. Det besvärliga isläget medförde också att vissa provpunkter ej kunde nå varken från båt eller från is vid vissa tillfällen.

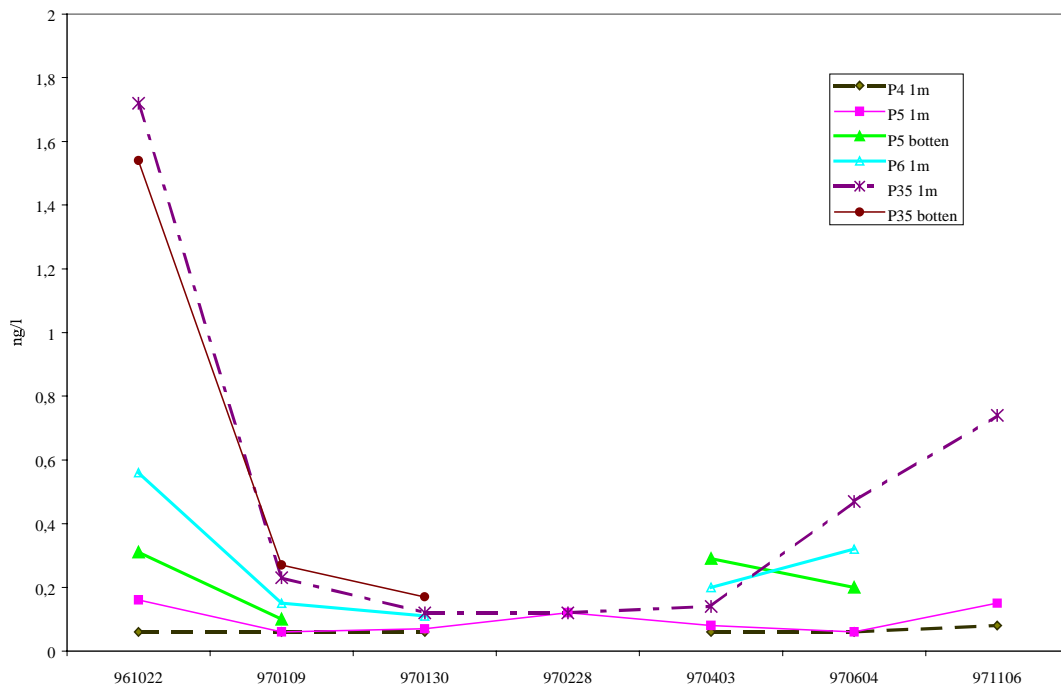
Halterna av totalkvicksilver (ofiltrerat) ökade drastiskt (utom i P2 & P4) direkt efter starten av muddringsarbetet. (Vid detta tillfälle mättes ej vattenhalten i alla punkter, eftersom det inte var tänkt som ett ordinarie provtagningsstillfälle). I P4 (Snäckviken) var kvicksilverhalten mycket hög, 60-120 ng/l, redan före starten av muddringen. Detta är troligen en effekt av att denna punkt låg nära den avskärmning inom vilken grävningar för tillvaratagande av ett gammalt kollager pågått sedan hösten -94. Av Figur 5-7 kan man se att hela området direkt efter igångsättandet av muddringen snabbt påverkades med avseende på grumlighet och kvicksilverhalt i vattnet. Detta indikerar att själva muddringsarbetet hade lika stor effekt som tippningen, på spridningen av kvicksilver, vilket också verifieras av de mätningar av turbiditet och suspenderat material som gjordes i området inom ramen för kontrollprogrammet (KM Lab, 1997).

Den geotextilduk som sattes upp norr om tipplatsen, i kombination med bottentopografin och de strömförhållanden som råder på platsen, skulle väsentligen förhindra sprid-

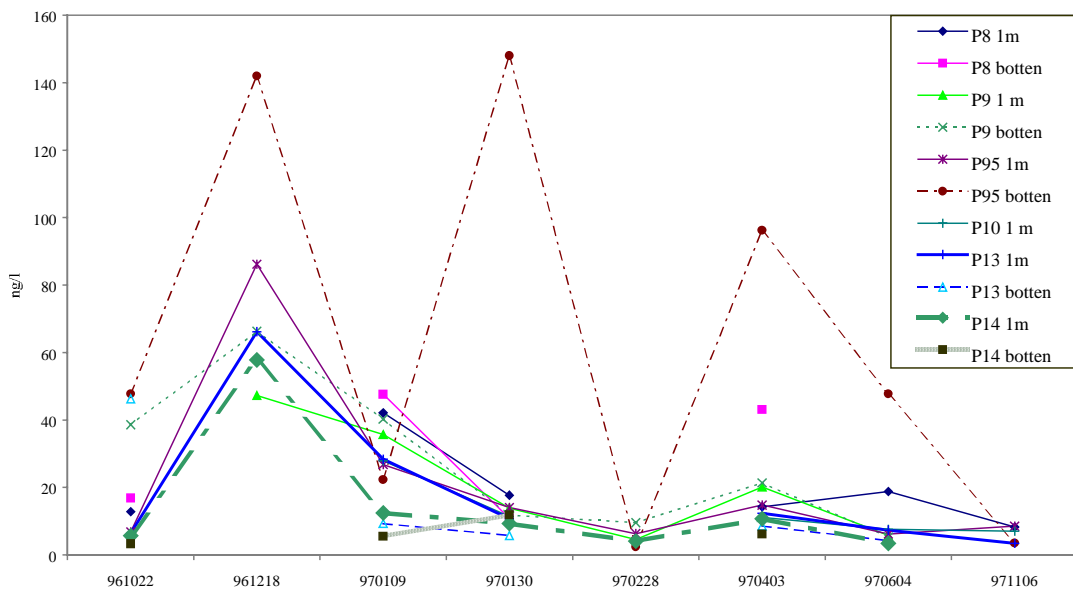
ning av kvicksilver och suspenderat material i samband med muddringen. Det visade sig dock att spridningen av kvicksilver (och suspenderat material) i sydgående riktning blev betydande även söder om tröskeln vid ön Fläsklösa. Som en följd av detta utökades provtagningsprogrammet med några prov från punkten P15, strax norr om Brandals-sund. Även i denna punkt uppmättes klart förhöjda halter av Hg under muddrings-perioderna, cirka 10 ng/l. Efter avslutad muddring sjönk halten i denna punkt till 3,7 ng/l.



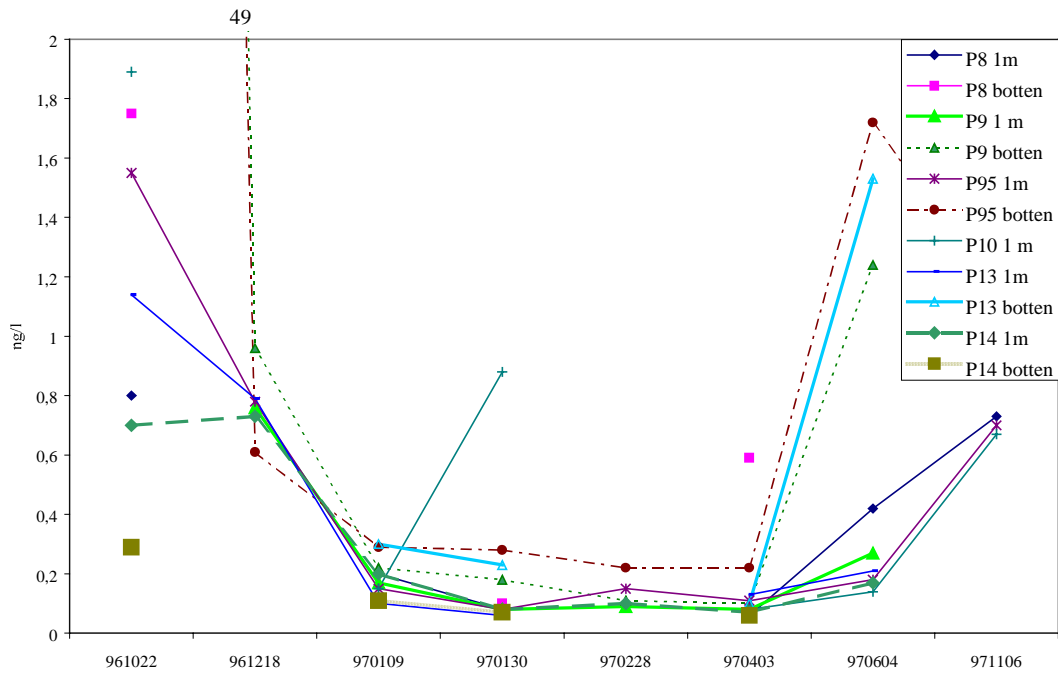
Figur 5a: Totalkvicksilverhalten i vatten vid olika provtagningspunkter och provtagningsdjup under året.



Figur 5b: Metylvicksilverhalten i vatten vid olika provtagningspunkter och provtagningsdjup under året.



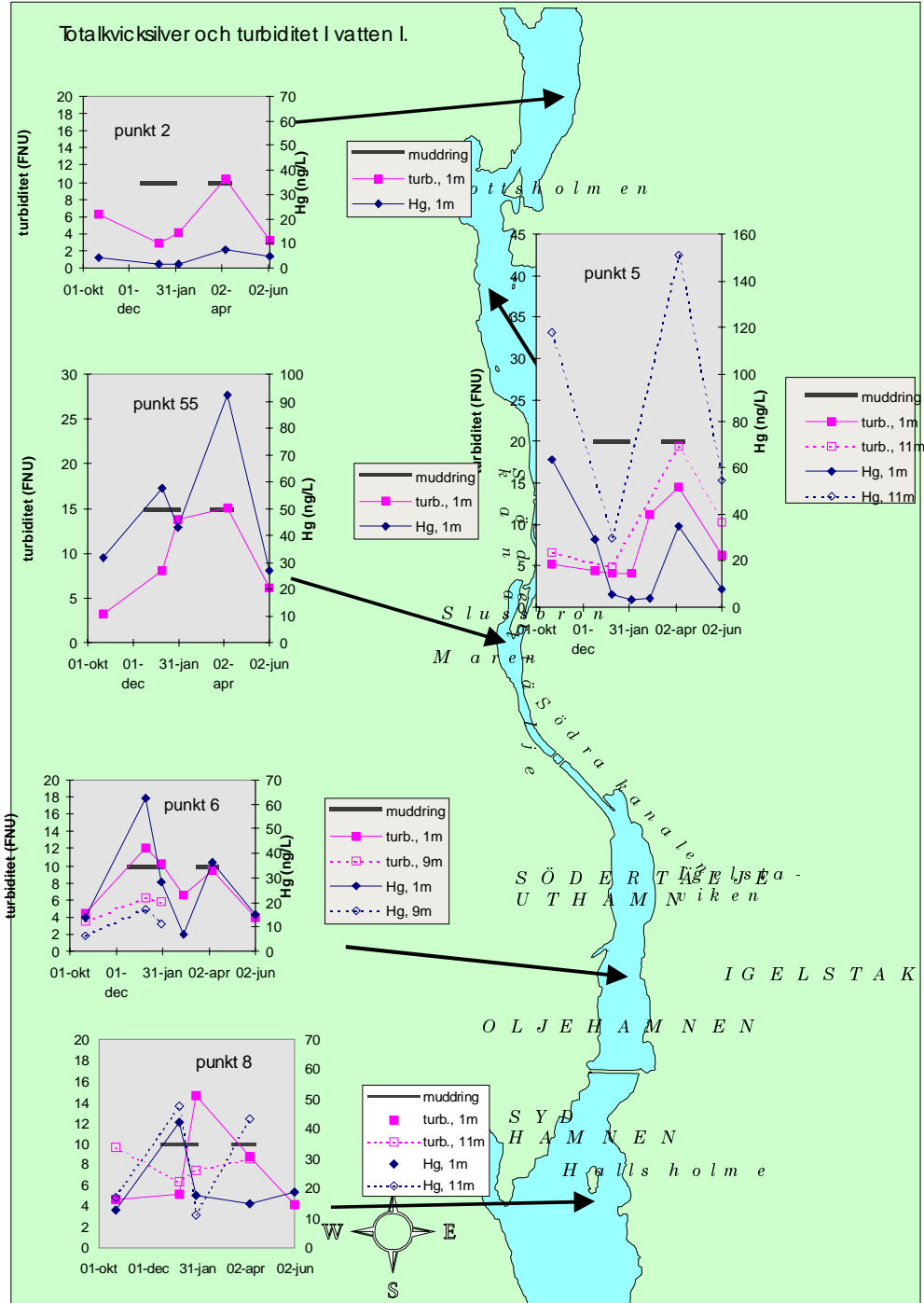
Figur 5c: Totalkvicksilverhalten i vatten vid olika provtagningspunkter och provtagningsdjup under året.

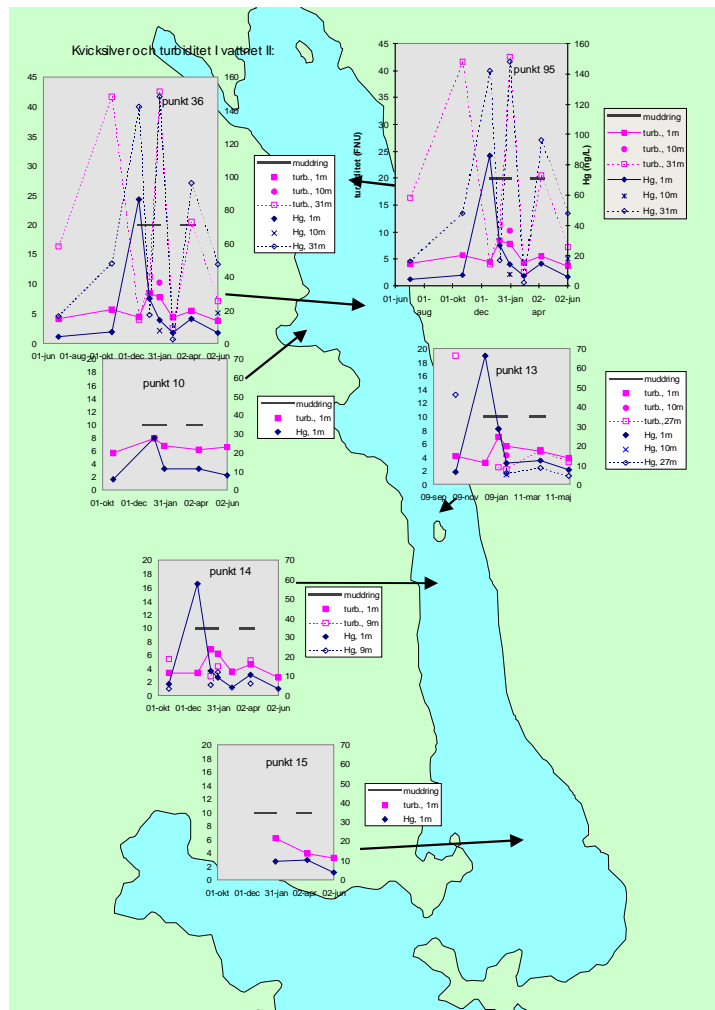


Figur 5d: Metylkvicksilverhalten i vatten vid olika provtagningspunkter och provtagningsdjup under året.

Kvicksilverhalten i Hallsfjärden var högst vid det första muddringstillfället, vilket återspeglar det faktum att man eftersträvade att muddra de mest förorenade massorna först, för att sedan avsluta med de minst kontaminerade massorna. De ytvattenhalter av kvicksilver som uppmättes i området under muddringen var mycket höga (upp till 90 ng/l). Normalhalter i ytvatten är < 5 ng/l. Bottenvattnet i Hallsfjärden uppvisade redan före muddringen höga halter av kvicksilver, vilket tyder på att bottarna där redan tidigare är kraftigt kontaminerade av kvicksilver som läcker till ovanstående vatten.

Figur 6-7: På följande sidor visas totalkvicksilverhalter och turbiditet i vattnet i de olika provtagningspunkterna.





Till skillnad från trenden för totalkvicksilver kunde någon ökning av metylkvicksilver i vattenmassan ej påvisas i samband med muddringsarbetet. Halterna minskade snarare i samtliga punkter under muddringarna för att sedan öka igen under våren, efter avslutade muddringsarbeten (Figur 8). Detta tyder på att de partiklar som spreds i vattenmassan under muddringen, adsorberade metylkvicksilvret som förekom i vattnet och på så sätt ökade sedimentationen av detta.

Vid ett tillfälle (1997-01-30) gjordes analyser på filtrerade prover ($0,45 \mu\text{m}$) från några av provtagningspunkterna. Resultaten av dessa visar att såväl total- som metylkvicksilver till största delen utgjordes av partikelbundna former (Tabell 12).

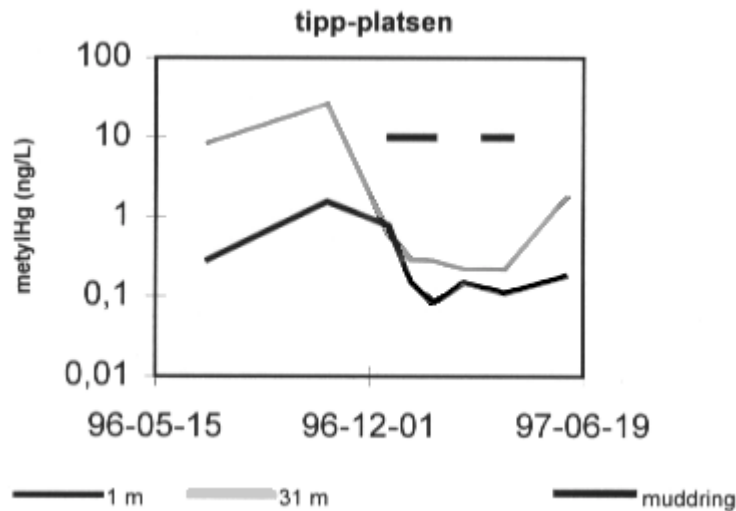
Tabell 12. Jämförelse av total- och metylkvicksilverhalter i icke filtrerat och filtrerat (<0,45µm) vatten från ett urval av proverna tagna 97-01-30. Muddring pågick då i Igelstaviken.

Station	Hg ng/l	Hg, filtrerat ng/l	metylHg ng/l	metylHg, filtrerat ng/l
p2, 1m	1,76	1,20	<0,06	<0,06
p4, 1m	3,14	1,20	0,07	<0,06
p6, 1m	28,2	5,06	0,12	<0,06
p9, 1m	13,9	1,02	0,08	<0,06
p9, botten (20m)	11,8	0,96	0,18	<0,06
p95, 1m	14,0	1,31	0,08	<0,06
p95, botten (31m)	148	1,11	0,28	<0,06
p10, 1m	11,4	2,47	0,88	<0,06
p13, 1m	10,9	1,34	0,06	<0,06
p13, 10m	4,95	1,15	0,11	<0,06
p13, botten (27m)	5,84	0,93	0,23	0,07
p15, 1m	9,46	1,30	0,06	<0,06

Vid provtagningarna före muddringen (juli och oktober) var Hallsfjärdens bottenvatten syrgasfritt ($< 1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), mjölkigt (medförde hög turbiditet) och luktade starkt av svavelväte, vilket indikerar en kraftig förekomst av sulfider. I detta vatten uppmättes extremt höga metylkvicksilverhalter, ca $25 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$, som utgjorde mer än 50% av totalt kvicksilver (Figur 8). Detta kan t.ex. jämföras de halter på max $10 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$, som uppmättes i ovan nämnda Övre Svartsjön under sommarstagnationen 1996 (Regnell *et al.*, 1997). Mellan provtagningen i oktober och starten av muddringsarbetet hade vattenmassan i Hallsfjärden cirkulerat vilket medförde att bottenvattnet blivit syresatt ($> 8 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) och ej längre luktade svavelväte. Dessa förhållanden rådde sedan under de följande provtagningarna (t.o.m. juni).

Bildningen och/eller frigörandet av metylkvicksilver från partiklar i sediment och i vattenmassan ökar kraftigt vid låga syrgasförhållanden (Regnell, 1995, Regnell *et al.*, 1997). Forskningsresultat från en konstant skiktad fjord, d.v.s. med ett aerobt (syrerikt) vattenlager ovanpå ett anaerobt (syrefattigt) vattenlager, visade att bildningen av metylkvicksilver var störst vid anaerobi medan förekomsten av metylkvicksilver var störst i gränsskiktet mellan anaeroba och aeroba förhållanden (Parkman *et al.*, 1994). I ett annat projekt visades att metylkvicksilverhalten i bottenvattnet i en näringsrik sjö ökade vid anaerobi och att halterna i sedimentet samtidigt minskade (Regnell, 1995) vilket tyder på läckage av metylkvicksilver från sedimentens ytskikt till ovanstående vatten vid anaerobi. Förekomst av sulfid i vattenmassan ökar lösligheten av metylkvicksilver (Dyrssen och Wedborg, 1991).

Man kan därför befara att metylkvicksilverhalterna i Hallsfjärdens bottenvatten kommer att bli ännu högre om muddringen och tippningen inneburit ökade totalkvicksilverhalter i ytsediment i bottenområden med dåliga syrgasförhållanden.



Figur 8: Variationen i metylkvicksilverhalt i vattnet vid tippplatsen. Observera att skalan på Y-axeln är logaritmisk.

4.2.3 Sedimentfällor

Av olika skäl decimerades antalet sedimentfällor kraftigt under tiden som de satt ute. Fällan i P2 tappades redan efter första referensprovtagningen. Fällan i P55 togs av mudderverket, trots att det ej skulle muddras vid denna punkt. Fällorna i P9 försvann med isen, medan fällorna i P4 och P8 vid vissa tidpunkter doldes av isen, eller ej kunde nå varken med båt eller från is. Fälla 4 försvann sedan helt vid de sista provtagningstillfällena. Uppskjutandet av muddringen medförde att fällorna fick vara ute i nästan två hela perioder innan muddringarna startades. Fällorna tömdes (nollades) den 18 december, två dagar efter att muddringarna startats. Resultaten av analyser på sedimenterande material redovisas i Tabell 13. Vid några tillfällen räckte mängden prov inte till för analys av glödrest. Eftersom fällorna satt ute mer än en månad för varje tömning, är metylkvicksilveranalys av det sedimenterade materialet relativt lönlöst eftersom metylkvicksilver både kan bildas och/eller brytas ned under tiden som materialet ligger i fällorna. Som översiktlig kontroll analyserades därför bara ett fåtal prov med avseende på metylkvicksilver (Tabell 14).

Tabell 13. Resultat av analyser av sedimentfällmaterial. Fällorna sattes ut 971007

Fälla nr/ datum	2	4	55	7 yta	7 botten	8 yta	8 botten	9 yta	9 botten	13 botten
mängd prov i fällan (g TS)										
05-nov	0,93	2,88	12,9	0,5	1,1	0,64	1,63	0,37	0,62	3,1
18-dec	tappad	3,9	10,7	0,55	1,9	0,43	0,49	0,27	0,46	1,6
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	1	1,3	0,59	1,1	tappad	tappad	0,77#
28-feb	-	3,56	-	3,5	3,9	2,88	5,5	-	-	2,3
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	16,5	-	3,77	5,51	1,76	2,34	-	-	8,03
02-jun	-	tappad	-	1,43	2,04	1,17	1,37	-	-	2,56
04-jul	-	-	-	3,01	1,83	1,04	1,44	-	-	3,53
antal dagar som fällorna varit ute										
05-nov	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29
18-dec	tappad	43	43	43	43	43	43	43	43	43
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	22	22	22	22	tappad	tappad	22
28-feb	-	72	-	50	50	89	89	-	-	50
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	63	-	63	63	24	24	-	-	63
02-jun	-	tappad	-	31	31	31	31	-	-	31
04-jul	-	-	-	32	32	32	32	-	-	32
sedimentationshastighet (g/m²/d)										
05-nov	5,0	15,4	69,2	2,7	5,9	3,4	8,7	2,0	3,3	16,6
18-dec	tappad	14,1	38,7	2,0	6,9	1,6	1,8	1,0	1,7	5,8
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	7,1	9,2	4,2	7,8	tappad	tappad	10,9
28-feb	-	7,7	-	10,9	12,1	5,0	9,6	-	-	7,2
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	40,7	-	9,3	13,6	11,4	15,2	-	-	19,8
02-jun	-	tappad	-	7,2	10,2	5,9	6,9	-	-	12,8
04-jul	-	-	-	14,6	8,9	5,1	7,0	-	-	17,2
glödförlust (%)										
05-nov	10	14	13	21	19	21	18	23	22	18
18-dec	tappad	19	13	-	17	-	-	tappad	tappad	15
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	11	11	-	11	-	-	13
28-feb	-	8	-	9	9	10	10	-	-	11
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	5	-	14	13	24	19	-	-	15
02-jun	-	tappad	-	26	19	29	21	-	-	10
04-jul	-	-	-	22	19	25	17	-	-	19

Tabell 13. Resultat av analyser av sedimentfällmaterial. Fällorna sattes ut 971007. Forts.

Fälla nr/ datum	2	4	55	7 yta	7 botten	8 yta	8 botten	9 yta	9 botten	13 botten
mängd prov I fällan (g TS)										
kvicksilver (mg/kg TS)										
05-nov	3	22	8,3	5,1	3,8	2,3	2,1	2,1	2,2	0,91
18-dec	tappad	40	9,6	7,9	6,1	5,5	6,1	5,1	4,8	2,4
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	10	8,5	7,4	7	tappad	tappad	4,2
28-feb	-	9,8	-	3,2	3,4	3,1	4,3	-	-	2,3
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	3,3	-	3,8	3,4	2,2	2,2	-	-	1,7
02-jun	-	tappad	-	1,8	1,9	0,84	1,5	-	-	4,6
04-jul	-	-	-	2,7	2,8	1,2	1,2	-	-	2,6
kadmium (mg/kg TS)										
05-nov	0,5	0,53	1,1	0,92	1	0,57	0,52	0,64	0,65	0,56
18-dec	tappad	0,57	0,98	0,71	0,59	0,4	0,64	0,41	0,65	0,92
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	2,2	1,9	1,5	1,5	tappad	tappad	1,1
28-feb	-	0,35	-	1,1	1,1	0,52	0,77	-	-	0,97
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	0,24	-	0,68	0,68	0,53	0,52	-	-	0,42
02-jun	-	tappad	-	0,44	0,48	0,37	0,47	-	-	0,54
04-jul	-	-	-	0,8	0,51	0,61	0,59	-	-	0,59
koppar (mg/kg TS)										
05-nov	52	69	100	65	58	37	380	790	37	29
18-dec	tappad	83	110	77	71	39	57	140	48	180
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	110	94	85	120	tappad	tappad	130
28-feb	-	61	-	69	69	57	63	-	-	54
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	35	-	62	57	38	43	-	-	39
02-jun	-	tappad	-	44	45	28	40	-	-	57
04-jul	-	-	-	210	62	1400	40	-	-	48
bly (mg/kg TS)										
05-nov	50	57	83	61	42	17	19	12	12	8,7
18-dec	tappad	92	84	73	49	48	46	19	43	31
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	70	65	51	170	tappad	tappad	43
28-feb	-	41	-	42	38	34	38	-	-	32
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	22	-	41	34	24	17	-	-	24
02-jun	-	tappad	-	30	28	24	13	-	-	48
04-jul	-	-	-	47	44	50	11	-	-	41

Tabell 13. Resultat av analyser av sedimentfällmaterial. Fällorna sattes ut 971007. Forts.

Fälla nr/ datum	2	4	55	7 yta	7 botten	8 yta	8 botten	9 yta	9 botten	13 botten
mängd prov i fällan (g TS)										
zink (mg/kg TS)										
05-nov	190	190	260	210	190	150	390	930	150	110
18-dec	tappad	220	280	260	220	160	200	140	180	250
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	270	240	230	210	tappad	tappad	190
28-feb	-	140	-	170	170	170	180	-	-	150
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	100	-	190	180	170	180	-	-	160
02-jun	-	tappad	-	180	160	150	170	-	-	520
04-jul	-	-	-	400	210	930	150	-	-	180
nickel (mg/kg TS)										
05-nov	39	28	26	19	21	19	18	16	22	16
18-dec	tappad	29	26	23	29	15	25	19	24	27
09-jan	-	hittade ej	bortmuddr.	26	26	25	36	tappad	tappad	50
28-feb	-	24	-	29	30	30	33	-	-	29
(08-apr, fälla 8)										
02-maj	-	19	-	27	28	23	22	-	-	27
02-jun	-	tappad	-	20	23	18	24	-	-	36
04-jul	-	-	-	29	30	23	30	-	-	29

Så länge fälla 55 fanns kvar var sedimentationshastigheten störst i denna punkt (Maren nedströms slussen). Halten av koppar och bly var hög och det sedimenterande materialet hade också en markant oljelukt. Detta återspeglar den kraftiga påverkan av fartygstrafiken i denna punkt.

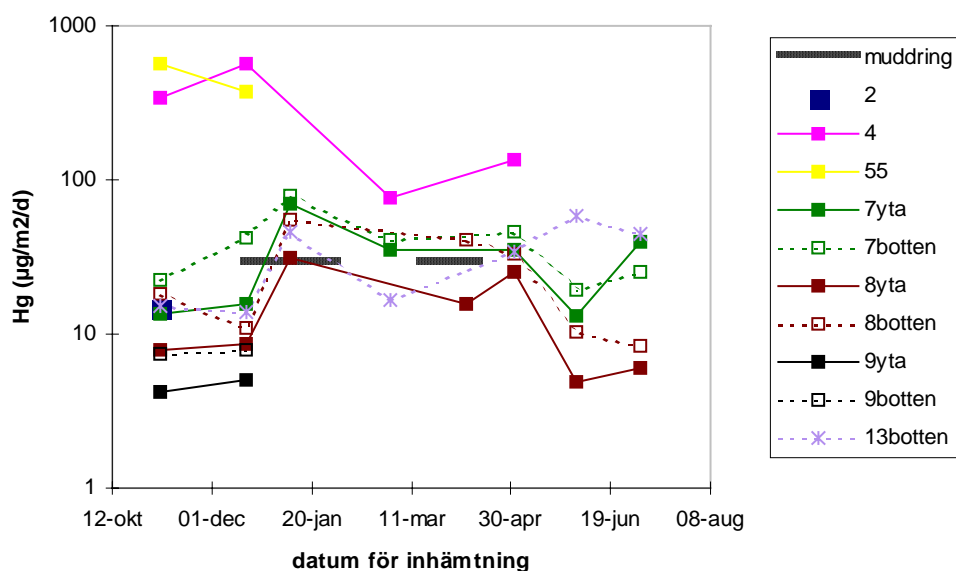
I fälla 4 (Snäckviken i höjd med kolupptagsplatsen) var kvicksilverkoncentrationen mycket hög, framförallt under referensmätningarna före muddringsstarten. Detta tillsammans med en relativt hög sedimentationshastighet under denna period medförde att en stora mängder kvicksilver ($601 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$) sedimenterade i denna punkt före muddringen. Mängden sedimenterande kvicksilver minskade sedan nästan till en tiondel ($80 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$) under den första muddringsperioden (Figur 9). Under den andra muddringsperioden, när områden uppströms punkt 4 muddrades, ökade mängden sedimenterande kvicksilver igen, men då till en halt av $143 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. Detta tyder på att grävandet efter kol hade större effekt än muddringen, på sedimentationen av kvicksilver i Snäckviken.

I provpunkterna i Igelstaviken och Hallsfjärden ökade dock mängden sedimenterande kvicksilver under muddringen, och var störst under den första muddringsperioden då det mest kvicksilverkontaminerade materialet togs upp och tippades. Ökningen jämfört med referensprovtagningarna var ca 5 gånger (Figur 9). Det är dock svårt att avgöra vad som

är ett sant referensprov, eftersom det sedimenterande materialet som insamlades före muddringen var mer eller mindre påverkat av arbetet vid koluptionen.

Mängden sedimenterande kvicksilver i yt- och bottenfällor från samma punkt följdes åt, men var i de flesta fall högre i bottenfällorna än i motsvarande ytfälla. Detta berodde på högre sedimentationshastigheter i bottenfällorna. Under perioden 18 december till 2 maj var kvicksilversedimentationen 14,8 mg per kvadratmeter i Snäckviken (P4), 7,1 mg i Igelstaviken (P7), 6 mg söder om Halls holme (P8) och 3,7 mg norr om Fläsklösa (P13).

Även sedimentationen av kadmium, koppar, bly, zink och nickel ökade generellt under den första delen av muddringsarbetet. Dock förekom extremvärden av koppar och zink under den första och sista provtagningsperioden i några av fällorna i Igelstaviken och Hallsfjärden (Tabell 13). Eftersom dessa metaller följs åt och extremvärdena förekommer i flera fällor vid båda tillfällena är det ej troligt att proverna förorenats under hanteringen. Dessa resultat tyder på någon okänd källa till dessa metaller.



Figur 9. Mängden sedimenterande kvicksilver i de olika punkterna $\mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. Varje punkt representerar ett tömningstillfälle och linjen mellan punkterna visar den tid under vilken material samlats för respektive tömning. Observera den logaritmiska skalan.

Tabell 14. Metylkvicksilverhalter ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ TS) i några av fälleproven.

Fälla nr/datum	4	55	7 botten	13 botten
05-nov		0,13	0,18	0,04
18-dec	0,18	0,11		0,15
28-feb			0,02	

Halten metylkvicksilver i det sedimenterande materialet före starten av muddringen var ca 0,05-0,2 mg/kg TS. Dessa halter är ca 2-10 ggr högre än halterna som uppmättes i ytsedimenten vid respektive punkt. Halterna är relativt jämna oberoende av fällans placering vilket skulle kunna tyda på att nedbrytningen/nybildningen av metylkvicksilver i fällorna inte varit så betydande. Den låga halten i fälla 13 i november kan bero på de syrgasfria förhållandena i botten under den perioden. Metylkvicksilver som förekommer medfällt med järn- och manganhydroxider i sedimenterande material i vattenmassan eller i ytsedimenten löses upp. Förekomst av "fri" sulfid kan därefter medföra att det bildas vattenlösliga metylkvicksilverkomplex (CH_3HgS^-) (Dyrssen & Wedborg, 1991). När syreförhållandena sedan förbättras kan metylkvicksilvret medfällas med t.ex. manganhydroxider igen, vilket stöds av den högre halten i fälla 13 i december. Vid muddringen tycktes metylkvicksilverhalten i det sedimenterande materialet minska (fälla 7, februari).

Glödförlusten för det sedimenterande materialet minskade under muddringen, vilket visar att de partiklar som spreds under muddringen var av mer minerogen karaktär, än det material som normalt sedimenterar i området.

Analyserna av metylkvicksilver i området före muddringen och tidigare analyser på sediment från Igelstaviken (ELK AB, 1993b) visade på jämförelsevis låga halter i de blivande muddermassorna och i provpunkterna för ytsedimenten i Mälaren. I dessa prov var den organiska halten också förhållandevis låg. Detta stämmer med låg metylkvicksilverhalt och låg organisk halt i det sedimenterande materialet under muddringen.

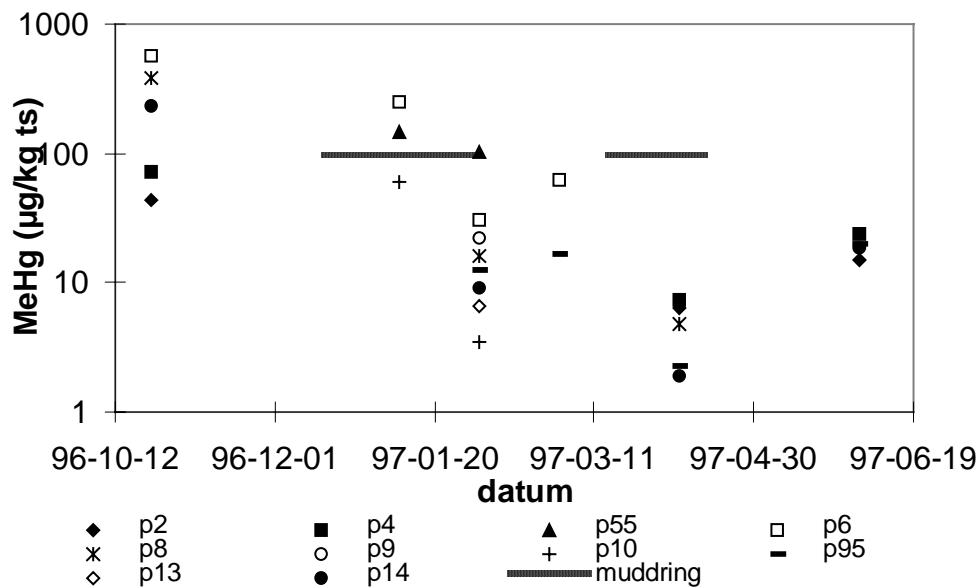
Organiskt material i sediment gynnar bakteriell aktivitet och ökar syretäringen, två faktorer som är väsentliga för metyleringen av kvicksilver. Det är därför inte konstigt att metylkvicksilverhalterna var låga i muddermassorna före muddringen. Det är dock troligt att kvicksilvret i de trippade muddermassorna frigörs från de minerogena partiklarna under sedimentationen genom syrerikt vatten (Hg bundet till sulfider frigörs) och när de når syrgasfritt bottenvatten (Hg medfällt med hydroxider frigörs). I Hallsfjärden är sedimenten av mer organisk karaktär och det är därför stor risk för att kvicksilvret i det tippade materialet kommer att metyleras i betydligt högre grad än vad som skedde där det tidigare låg.

4.2.4 Plankton

Halterna av metylkvicksilver i plankton var mycket höga i Igelstaviken och Hallsfjärden i oktober, vid referensprovtagningen före muddringen (Tabell 15, Figur 10). Däremot var halterna i plankton från Snäckviken (P4) och referenspunkten uppströms i Mälaren (P2) förhållandevis låga. När muddringarna sedan startade minskade halterna drastiskt i alla punkter. Mängden oidentifierbart material i håvproven, t.ex. grovt material från muddermassorna, kan ej förklara denna minskning (Sammansättningen i planktonproven redovisas i Appendix II). Brackvattenarten *Podon sp.* dominerade i oktoberproven med hög kvicksilverhalt. Denna art dominerade dock även i några av vårproven med mycket låg halt. Halterna i oktoberproven är jämförbara med den halt ($486 \mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{ts})^{-1}$) som uppmättes i plankton (håvprov $> 250 \mu\text{m}$) från Övre Svartsjön (se ovan) i samband med höstcirkulationen 1996. Det är därför troligt att de höga metylkvicksilverhalterna i oktoberproven från Hallsfjärden beror på att dessa utsatts för höga halter av löst metylkvicksilver som mobiliserats från Hallsfjärdens bottenvatten i och med begynnande höstcirkulation.

Tabell 15. Metylkvicksilverhalter ($\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{ts})^{-1}$) i plankton (håvprov $> 250 \mu\text{m}$) från de olika provtagningspunkterna,

Provpunkt/datum	96-10-23	97-01-09	97-02-03	97-02-28	97-04-07	97-06-02
p2	43				6,4	15
p4	71				7,2	24
p55		144	104			
p36	567	247	31	62		
p8	380		16		4,7	
p9			22			
p10	409		17		60	3,4
p95			12	17	2,3	20
p13			6,7			
p14	236		9,2		1,9	19



Figur 10. Metylkviksilverhalter i djurplankton (>250 µm) i de olika provtagningspunkterna under året, Muddringsperioderna är indikerade.

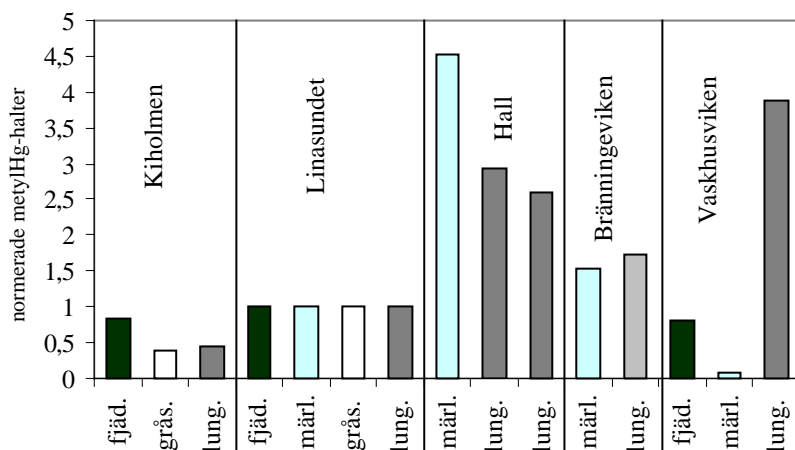
4.2.5 Bottenfauna

Metylkviksilverhalten i bottenfauna som insamlats i området före muddringsstarten redovisas i Tabell 16. I Linasundet återfanns alla de djurgrupper som insamlades för analys. Därför har halterna i respektive djurgrupp normerats mot halten för motsvarande prov från Linasundet. De normerade halterna visas i Figur 11.

Tabell 16. Metylkvicksilverhalter i bottenfauna insamlade vid fyra olika stationer i området under november 1996.

Station	Djurgrupp	Antal ind, per prov	metylHg ng/g dw	Relativt halter i Linasundet
Kiholmen (B1)	Fjädermygglarver (röda)	65	28	0,85
	Vattengråsugga	62	77	0,4
	Lungsnäcka (<i>Lymnea palustris</i>)	1	60	0,46
Linasundet (B2)	Fjädermygglarver (röda)	23	33	1,00
	Märkräftor	2	140	1,00
	Vattengråsugga	21	178	1,00
Hall (B3)	Lungsnäcka (<i>Lymnea peregra</i>)	2	130	1,00
	Märkräftor	4	634	4,53
	Lungsnäcka (<i>Lymnea palustris</i>)	1	382	2,94
Bränningeviken (B4)	Lungsnäcka (<i>Lymnea peregra</i>)	4	338	2,60
	Märkräftor	3	217#	1,55
	Lungsnäcka (<i>Lymnea peregra</i>)	1	225	1,73
Vaskhusviken (B5)	Fjädermygglarver (röda)	10	26	0,80
	Märkräftor	13	13	0,09
	Lungsnäcka (<i>Lymnea palustris</i>)	1	506#	3,89

mycket lite prov



Figur 11. Metylkvicksilverhalter i olika bottenfaunagrupper normerat mot halten för respektive djurgrupp insamlade vid Linasundet, (■ fjädermygglarver, □ märkräftor, □ vattengråsuggor, ■ lungsnäckor).

Resultaten visar att bottenfaunan innehöll mest metylkvicksilver vid Hall och att halterna i Linasundet och Bränningeviken var klart förhöjda jämfört med halterna i referens-

punkterna, Kiholmen och Vaskhusviken, (förutom ett mycket högt värde för en lungsnäcka, vilket troligen berodde på att provmängden var extremt liten vilket medförde en hög spänningsfaktor och därmed hög osäkerhet).

4.2.6 Fisk

I tabell 17 redovisas medelvärden av total Hg halter i muskel från 1+ abborre uttryckta i mg/kg våtvikt för 6 olika lokaler från norr till söder i Södertäljeområdet. Halterna från IVL's provfiske 1996 anges som medelvärden av 10 individer med SE. Analyserna från provfisket 1997 är baserat på 6 fiskar. Halterna i muskel från 0+ abborre fångad 1997 redovisas som jämförelse. Inom parentes anges de olika medellängderna alternativt längdintervallen i mm inom varje grupp.

Tabell 17. Medelvärden av total-Hg i muskel från abborre.

Lokal	Provfiske	1+ 1996	1+1997	0+ 1997
Kiholmen	IVL	0,088 ±0,03 (109)	0,068 ±0,02 (114)	0,054*
Linásundet	Kontroll	0,19 (70-90)	0,70 (101-128)	
	”	0,065 (88-98)		
Halls holme	IVL	0,71 ±0,06 (103)	0,89 ±0,09* (10,5)	0,84 ±0,05
Bränningev,	Kontroll	0,49 (101-115)	0,90 (100-128)	
	”	0,17 (70-90)		
Kungsdalen	”	0,38 (108-117)	0,55 (100-122)	
	”	0,14 (70-90)		
Vaskhusviken	IVL	0,22 ±0,06 (96)	0,24 ±0,04 (116)	0,15*

* Baserat på två analyser

Halterna av Hg i muskel från ettårig abborre fångad 1996 och 1997 visade på bakgrunds nivåer i norr vid Kiholmen. En ökad Hg koncentration i abborrmuskel detekterades i Linásundet 1996 här föreligger dock en stor spridning vilket kan beror på att även årsyngel ingått i samlingsprovet. I abborre fångad vid Linásundet 1997 har Hg halterna i muskel stigit till 0,7 mg/kg vs d.v.s. nära 4 gånger högre halt än 1996. I Östersjödelen söder om Halls holme innehåller muskler i 1+ årig abborre fångad 1996 nära 10 ggr högre Hg-halter jämfört med den norra Mälarlokalen, 0,7 mg/kg vs. Kvicksilver innehållet i de två 1+ abborrar som fångades vid Halls holme under fyra dygns fiske 1997 var högre än 1996. Ökningen från 0,7 till nära 0,9 mg/kg vs indikerar att mer kvicksilver finns tillgängligt i Hallsfjärden efter tippningen av muddermassorna. Halter som uppmätts i abborre fångad 1996 runt Bränningeviken och Kungsdalen var mellan 0,4-0,5 mg/kg för de samlingsprov som låg närmast 1+ årig i storleksintervall. Halterna i muskel var betydligt lägre i storleksintervallet 70-90 mm och även i dessa prov kunde stora årsyngel ha ingått. Analyserna utförda på 1+ abborre fångad 1997 visar att halterna stigit till 0,9 mg/kg vs i Bränningeviken samt 0,55 mg/kg vs i Kungsdalen. Hg-hal-

terna analyserade i muskel på 1+ årig abborre fångade i Halls fjärden tangerade eller översteg det nationella miljömålet på < 0,5 mg/ kg Hg och närmar sig den gräns på 1 mg/kg som finns för försäljning av fisk för konsumtion. I Vaskhusviken registrerades både 1996 och 1997 Hg halter i fiskmuskel som närmar sig bakgrunds nivåerna i Östersjön (0,2 mg/kg vs). Effekterna av muddringen och tippningen av sediment kan inte detekteras som förhöjda kvicksilverhalter i 1+ abborre fångad i Vaskhusviken. Som ett komplement fångades 1997 även årsyngel av abborre vid de tre lokalerna. Analyserna visar på en kraftig anrikning av kvicksilver i muskel hos fisk fångad i Hallsfjärden. Abborrar som är ca 5 månader gamla innehåller i medeltal 0,84 mg/kg vs. En så snabb anrikning tyder på att det finns föda som innehåller kraftigt förhöjda halter kvicksilver.

De uppmätta halterna i 1+ abborre från fisket 1996 vid Kiholmen, Halls holme och Vaskhusviken blir omräknat på torrviktsbasis 0,44, 3,5 respektive 1,1 mg/kg TS. Motsvarande halter av fisk fångad 1997 ger vid omräkning 0,34, 4,4 resp 1,2 mg/kg TS Dessa halter kan jämföras med de halter på maximalt ca 1 mg/kg TS som uppmättes för 1+ abborre i Svartsjöarna (Regnell *et al.*, 1997).

I tabell 18 redovisas total Hg halter (mg/kg vs) i muskel från större abborre (ca 0,2 kg) samt gädda (ca 1 kg) fångade vid IVL` s samt kontrollprogrammets (Kp) provfisken under 1996 och 1997. Resultaten redovisas för enskilda fiskar vid IVL` s fiske. Har fler individer analyserats anges min-max värden. Analyserna på fisk som fångats i kontrollprogrammet anges som medelvärden för samlingsprov för abborre av storleksklasser runt 0,2 kg. För gädda anges Hg halterna på individnivå.

Tabell 18. Kviksilver halter i muskel från abborre och gädda fångade vid IVL` s samt kontrollprogrammets provfisken.

Lokal	Provfiske	Abborre 0,2 kg		Gädda 1 kg	
		1996	1997	1996	1997
Kiholmen	IVL	0,74	1,42	0,31	-*
Halls holme	-:-	1,01	0,88-1,51**	-*	-*
Bränningev	Kp	0,85-0,94	-***	0,53-0,61	0,90-1,26
Kungsdalen	Kp	0,65-1,03	-***	0,32-0,75	0,45-0,87
Vaskhusv	IVL	1,15	0,52	0,35	0,41

* Ingen fisk av den aktuella storleken och arten fastnade i näten

** Min-Max värden för tre individer

*** Ingick ej i kontrollprogrammet under 1997

Inga signifikanta skillnader kan säkerställas vid jämförelser mellan de olika åren beroende på de fåtal fiskar som analyserats. Oroande trender syns dock för flera lokaler. En fördubbling av kvicksilverhalterna till nivåer överstigande försäljningsgränsen i stor abborre fångad i Mälaren vid Kiholmen. Fortsatt höga halter i abborre fångad vid Halls holme. Ökande Hg-halter i gäddmuskel registrerades främst i Bränningeviken.

För större abborre ger Hg analyserna ett mer svårtolkat mönster. Analyserna visar höga Hg halter oavsett var fiskarna fångats inom hela undersökningsområdet. Hg halterna varierade med $\pm 14\%$ och tre av sju analyser gav resultat som överskrider försäljningsgränsen och de övriga ligger nära. Liknande resultat redovisar Länsstyrelsen i Gävleborg där abborre i recipienterna norr och söder om Rolfstaån innehåller jämförbara Hg-halter trots stora skillnader i Hg-halt i bottenarna. Gäddor fångade i hela undersökningsområdet innehöll lägre Hg-halter än större abborre och alla fångade gäddor innehöll halter under försäljningsgränsen. I Mälaren utgör troligen växtätande vitfisk som t.ex. braxen och mört gäddornas basföda. Gäddor fångade i Östersjön livnar sig vissa perioder på strömming vilka innehåller låga halter av t.ex. kvicksilver. Det högsta halterna registrerades i gäddmuskel från Halls fjärden. Vid provfisken i Hallsfjärden fångas ytterst lite vitfisk som mört troligen beroende på att det finns dåligt med lämplig växtföda i området. Den föda som finns tillgänglig för gädda i Halls fjärden domineras av abborre. Gäddan är inte stationär på samma sätt som abborren och de fiskar som fångats i Hallsfjärden rör sig troligen över större områden där kvicksilver belastning inte är lika hög.

I tabell 19 redovisas övriga parametrar som undersökts på de 10 st åldersbestämda (9 st vid Kiholmen) 1+ åriga abborrarna per lokal som fångats 1996 inom projektet. Resultaten från provfisket 1997 är baserat på 6 individer, utom för Halls holme där endast 2 abborrar lyckades fångas. Resultaten är uttryckta som medelvärden för varje lokal.

Tabell 19. Fysiologiska parametrar undersökta på 1+ årig abborre fångade i Södertäljeområdet.

Parametrar		Lokaler		
		Kiholmen	Halls holme	Vaskhusviken
Längd (cm)	1996	10,9	10,3	9,6
	1997	11,4	10,5	11,6
Vikt (g)	1996	13,1	11,5	8,4
	1997	14,6	10,2	14,9
Konditionsindex %*	1996	99	104	98
	1997	102	113	107
Leversomatiskt index %**	1996	1,38	1,14	1,17
	1997	1,73	1,14	1,15
Leverparasiter (%)	1996	44	50	20
	1997	50	50	0
Maginnehåll (mg)	1996	218	197	105
	1997	203	113	165

* Konditionsindex = vikt (g) X 100000 / längd (mm)³

** Leversomatiskt index levervikt (g) / kroppsvikt (g) x 100

Tabell 19 visar att 1+ årig abborre fångad 1996 var störst i Mälaren följt av Halls holme. Däremot syns ingen skillnad när man jämför konditionsindex, vilket normalt ligger på ca 100 för mindre abborre. Detta visar att förhållandet mellan längd och vikt är det samma och tillväxten är störst i Mälaren och lägst i Vaskhusviken. Leversomatiskt index som normalt ligger runt 1,1% visade sig högre i Mälaren jämfört med Östersjön, skillnaden var dock ej signifikant. Ett förhöjt leversomatiskt index indikerar att levern vuxit mer än normalt vilket kan tolkas som att fiskarna i Mälaren exponerats för ämnen som aktiverar avgiftningssystemen i levern i högre grad än i Östersjön. Vidare registrerades höga frekvenser av leverparasiter som även kan tolkas som att dessa fiskar har ett försvagat försvar mot patogena parasiter. Parasiterna dödar inte fiskarna men de sätter ned leverfunktionen och kan på sikt leda till subletala effekter. Vid undersökning av 1+ abborre fångad 1997 erhöles likvärdiga resultat som för fisk fångad 1996. Noterbart är en sämre tillväxt i Hallsfjärden samt att LSI var högre i Mälaren jämfört med 1996. Leverförstoringen vid Kiholmen indikerar att någon typ av påverkan stammande från norra eller västra Mälaren ger denna typ av effekt. Maganalyserna visade inte helt oväntat att fiskarna i Mälaren innehöll störst mängd baserat på viktsbasis. Vid maganalyserna utfördes även analys av födojuren i magsäcken, vilka bestämdes till grupp och relativ mängd. I tabell 19 redovisas maginnehållet uppdelat på djurgrupper, som medelvärden för de analyserade fiskarna vid respektive lokal.

Tabell 20. Födoval uttryckt som % för 1+årig abborre vid tre olika lokaler i Södertäljeområdet.

Djurgrupp		Kiholmen	Halls holme	Vaskhusviken
Zooplankton	1996	79	100	70
	1997	71	0	0
Större kräftdjur	1996	0	0	6,3
	1997	0	33	80
Insekter, små	1996	7,1	0	17
	1997	14	33	20
Insekter, större	1996	14	0	1,7
	1997	0	33	0
Övrigt	1996	0	0	4,2
	1997	15	0	0

Maganalyserna visade att den dominerande födan för mindre abborre fångad 1996 utgjordes av zooplankton, i hela undersökningsområdet. Insektsdelar samt larver och puppor representerade ca 20% av födointaget vid Kiholmen och Vaskhusviken. Resultaten från Halls holme indikerar en dålig tillgång på lämpliga bottenlevande födoorganismer. Detta stöds av svårigheten att samla in bottenfauna i Hallsfjärdsområdet. För fiskar fångade i Mälaren 1997 visade sig den dominerande födan utgöras av zooplankton i jämförbar procentuell andel som 1996. För de få fiskarna som fångades vid Halls holme visar maganalyserna att zooplankton ej förekom som föda. Från att varit den helt

dominerande födan tyder detta på att mängden zooplankton minskat avsevärt runt Halls holme. Maganalyserna från Vaskhusviken visar också ett skilt mönster jämfört med 1996 då zooplankton dominerade. Föda under hösten 1997 består till 80 % av Mysider och Gammarider.

I en miljökonsekvensbeskrivning (AMFAB, 1994) som gjordes med anledning av Astra ABs planerade nya reningsverk, konstaterades att abborrar av den storlek som huvudsakligen äter bottenfauna hade något sämre kondition i norra Igelstaviken jämfört med likstora abborrar fångade längre söderut i Halls- och Himmerfjärden. Detta antogs bero på den dåliga förekomsten av bottenfauna i Igelstaviken. I samma undersökning konstaterades också högst skadefrekvens (ej signifikant) hos fisk fångad vid denna station (fenskador och sår). Miljö- och Hälsoskyddsförvaltningen i Södertälje har vid provfiske i Igelstaviken konstaterat en hög frekvens av skelett- och käkskador hos gäddor (baserat dock på ett litet underlag). Samma typ av skador, fenskador hos abborre och käkskador (underbett) hos gäddor, har konstaterats i förhöjda frekvenser i skogsindustrirecipienter (Södergren, 1993).

På de tre olika lokalerna fångades även några större abborrar (ca 0,2 kg)och gäddor (ca 1 kg) de biologiska parametrarna för dessa fiskar redovisas i tabell 21.

Tabell 21. Fysiologiska parametrar undersökta på större abborre (A) samt gädda (G).

Parameter	Art	Lokaler		
		Kiholmen	Halls holme	Vaskhusviken
Längd (cm)	A	26,6	24,7	22,6
	G	45,0	-	57,0
Vikt (g)	A	272	176	140
	G	596	-	1400
Konditions- index %	A	145	117	121
	G	75	-	76
Leversomatiskt index %	A	1,94	1,40	0,81
	G	1,02	-	1,18

För större abborre noterades högst konditionsindex på fisk från Mälaren vilket visar att den är grövre i förhållande till längden. Undersökningar utförda på större abborre fiskade i Östergötland under 1985 och 1986 visade på konditionsindex varierande inom intervallet 118-127 i Glan och 110-119 i Roxen (Landahl, C.C., 1986). Förstorad lever kan konstateras för fisken från Kiholmen där nära 2 % av kroppsvikten består av lever jämfört med 0,8 % vid Vaskhusviken. Tendensen är densamma som för mindre abborre. Vid provfiskena i Östergötland som nämnts ovan konstaterades förstorade lever i Glan där leversomatiskt index (LSI) varierade mellan 1,35 (1985)-1,60 (1986). I Glan släpptes avloppsvatten ut från en skogsindustri. Motsvarande LSI på fiskar fångade i "refe-

rens"-sjön Roxen gav värden på 0,93 (1985) och 1,00 (1986). Inga visuella leverparasi- ter konstaterades för någon av de större abborrarna. Ingen av de fångade gäddorna visade på några skillnader för de undersökta parametrarna. Materialet är litet och de redovisade resultaten får ses som indikationer.

4.3 Ekotoxikologisk studie av abborre

4.3.1 Studier av abborrom från Södertäljeområdet

Undersökningen för att belysa effekterna på reproduktionen hos naturligt förekom- mande abborre i området startades de 30/4 1997 när leksubstraten (tall- och granruskor) utplacerades i området. Vattentemperaturen uppgick till 4,7-5,0 °C i Mälaren, 4,3-5,9 °C i Halls fjärden samt 4,6-5,8 °C i området runt Vaskhusviken. De låga vattentempera- rerna i slutet på april, till följd av den kalla våren, innebar att abborrleken inte startade som normalt.

Leksubstraten kontrollerades under första veckan i maj. Temperaturen hade då stigit till mellan 6,5 -8,0 °C i Mälaren, 7,2-7,9 °C i Hallsfjärden samt 6,8 °C i Vaskhusviken, Ingen lek kunde dock konstateras. Under andra veckan i maj sjönk vattentemperaturen i både Mälaren och Östersjön till följd av kraftiga och för årstiden mycket kalla nordvin- dar. Vattentemperaturerna sjönk till mellan 6,0-7,5 °C i hela undersökningsområdet. De kraftiga nordvindarna med krabb sjö medförde även att flera av de utplacerade leksub- straten försvann. Nya tall och granruskor placerades ut och de som fanns kvar rensades på gammal grönslick som bildade mattor över ruskorna. Siktdjupet var endast ca 0,5 meter till följd av den kraftiga blåsten.

Först under tredje majveckan steg vattentemperaturen över 8 °C i undersökningsområ- det. Ingen naturligt lagd rom fanns på någon av de utplacerade leksubstraten.

I slutet av maj registrerades ingen abborrlek på leksubstraten i Mälaren trots att tempe- raturen översteg 8 °C. För att finna naturligt lagd rom undersöktes även vassområdena. Trots intensivt letande kunde ingen naturligt lagd rom påvisas i vassarna runt Kiholmen eller i Linasundet. Ingen abborrom kunde heller konstateras på leksubstraten i Öster- sjön. Letandet intensifierades i vassområdena runt Hallsfjärden och Vaskhusviken. Vassområdena borde vara lämpliga leklokaler men en kraftig ansamling av främst rutt- nade gammal grönslick låg i sjök inne i vassarna vilket säkert minskade attraktions- förmågan för lekande abborre. I vassområdena runt Bränningeviken konstaterades även kraftiga ansamlingar av ruttnade växtlighet samt svavelvätebildning vilket tyder på anaeroba bottenförhållanden En kraftig grumling till följd av kraftig blåst medförde dåligt siktdjup i hela undersökningsområdet.

I början på juni utfördes ett sista försök att finna naturligt lagd rom i Östersjön. Vattentemperaturen steg från 30 maj till 5 juni från 8,2 till 15 °C i Hallsfjärden och från 10,6 till 17 °C i Vaskhusviken. Detta innebar att den optimala temperaturen för abborrens lek i Hallsfjärden varade under en period motsvarande 1 vecka. Två romsträngar hittades vid fundamenten till Igelstabron den 30 maj. Dessa båda romsträngar var den enda verifierade abborrleken som konstaterades inom undersökningsområdet. Den planerade jämförelsen mellan kläckning och yngelutveckling hos naturligt lagd rom på olika lokaler kunde därför inte genomföras.

Det kan finnas flera förklaringar till att ingen naturligt lagd rom kunde återfinnas på mer än en lokal i hela undersökningsområdet. En bidragande orsak var med säkerhet det extremt kalla och blåsiga vädret vilket bl.a. ledde till kraftig grumling i hela undersökningsområdet. Vidare leker abborren troligtvis inte i vassarna beroende på de dåliga syreförhållandena utan väljer leklokaler på ett större djup med syrerikare vatten. Tippningen av muddermassor i Hallsfjärden tillsammans med blåsten ökade grumligheten i vattnet vilket kan ha inneburit att fiskarna sökte sig till andra områden under lekperioden.

4.3.2 Abborrom från referensområde exponerad för sediment från olika lokaler i Södertäljeområdet.

I tabell 22 sammanfattas de olika sedimentprovtagningslokalerna som ingått i undersökningen samt deras ungefärliga läge i förhållande till provpunkterna i undersökningsområdet. Se även figur 1.

Tabell 22. Sedimentprovtagningslokaler.

Lokal	Provpunkt nummer	Försöksomgång
Innanför Kiholmen	B1	1
Linásundet	B2	1
Krutholmen	P5	1
Nedre Maren	X2	1
Igelstaviken	P6	2
Syd Halls holme	P8	2
Bränningeviken	P10	2
Tippplatsen	P95	2
Vaskhusviken	F3	1
Forsmark	Referens	1 och 2

Exponeringen av abborrom från referensområdet i Forsmark startade den 9/5 1997 för prover betecknade försöksomgång 1. Av den insamlade rommen valdes en romsträng ut till replikat 1 vilken befanns sig i 16 cells delningstadium d.v.s. 4 delningar (2,4,8 och

16 celler). För replikat 2 valdes en romsträng ut vilken befann sig i 64 cells delningstadium motsvarande 6 delningar. Rommen befruktades tidigt på morgonen och försöken startade på eftermiddagen. Vid försöksomgång 2 som startade den 13/5 skedde romletningen senare på kvällen och temperaturen på leklokalen var högre. Den färskaste rommen som stod att finna var i 128 cellstadium (7 delningar) vilken användes för replikat 1. För replikat 2 användes en romsträng vilken uppnått 256 cells delningstadium motsvarande 8 delningar. Innan respektive försök startade kontrollerades syrehalterna i alla de olika akvarierna. Rommen från en romsträng delades sedan upp i segment om ca 100-150 till respektive replikat.

Betingelserna under försöken var mycket konstanta med små variationer i flöde och O₂ halter överstigande 90 % av mättnadsvärdet i alla akvarier. Medeltemperaturen under försöksomgång 1 uppgick till 12,4 °C och till 12,9 °C under försöksomgång 2 d.v.s. mycket nära det temperaturoptimum på 13 °C som Saat och Versatuula (1996) redovisar, pH varierade inom intervallet 7,5-8,1 och inga förhöjda halter av nitrit eller ammoniak kunde registreras.

Resultaten från exponeringen av abborrom redovisas i tabell 23 där kläckningsfrekvensen samt den mediana kläckningstiden för varje replikat redovisas. Kläckningsfrekvensen uttrycks som totalt antal kläckta i % per replikat. Mediankläckningstiden har beräknats fram för att kompensera för de något skilda medeltemperaturerna under respektive försöksomgång och uttrycks som temperaturtimmar från beräknad befruktning till 50 % kläckning registrerats. För att underlätta jämförelserna redovisas mediankläckningstiden som % av respektive kontroll. Eftersom varje replikat härstammar från en hona sker jämförelserna inom replikaten.

Tabell 23. Kläckningsfrekvens i % samt mediankläckningstid uttryckt i % av respektive kontroll för abborrembryon exponerade för sediment Inom parentes anges det verkliga kläckningstiden för kontrollerna uttryckt som timmar x °C.

Lokal	Kläckningsfrekvens %		Mediankläckningstid %	
	Replikat 1	Replikat 2	Replikat 1	Replikat 2
Försöksomgång 1				
Kiholmen	100	100	109	94
Linásundet	98	100	100	100
Krutholmen	97	100	105	98
Nedre Maren	93	96	105	97
Vaskhusviken	94	100	107	98
Forsmark	100	100	100	100
			(4060)	(4170)
Försöksomgång 2				
Igelstaviken	95	100	96	87*
Halls holme	95	96	89*	91*
Bränningeviken	100	96	89*	98
Tippplatsen	100	99	75*	86*
Forsmark	99	99	100	100
			(3890)	(4110)

* Signifikant förkortad kläckningstid $p < 0,05$ beräknat med probitanalys.

Abborrembryon kläcker normalt i mycket hög utsträckning i naturen och kläckningsfrekvensen bör överstiga 95% om inte yttre faktorer som t.ex. xenobiotika eller svamp påverkat utfallet Sandström och Abrahamsson, 1996. Resultaten i tabell 23 visar att kläckningsfrekvensen för abborrembryon inte påverkas signifikant av utlösta ämnen från sediment från de olika lokalerna. En svag påverkan på kläckningen kan registreras för replikat 1 och 2 exponerade för sediment från nedre Maren under försöksomgång 1 samt från Halls holme under försöksomgång 2. Den försämrade kläckningsfrekvensen är ej signifikant säkerställd (Chi^2 analys) beroende på variationen inom varje replikat (romsträng). Mediankläckningstiden uttryckt som timmar till 50 % kläckning multiplicerat med medeltemperaturen under respektive försöksomgång visar något skilt mönster. Kläckningstiden utsträcktes något för de embryon från replikat 1 som exponerats för sediment från Mälaren samt Vaskhusviken. Lokalerna från Igelstaviken ned till tippplatsen i Hallsfjärden visar på forcerad kläckning vilket kan registreras om embryona utsätts för t.ex. xenobiotika.

I samband med avläsningen av antalet kläckta yngel utfördes även en morfologisk bedömning av de kläckta ynglen. De parametrar som registrerades var krökt ryggräng, vattenfylld bukhåla till följd av störd osmoregulation samt onormalt simbeteende. Re-

sultaten redovisas i tabell 24 som ett medelvärde samt variationsbredd av den totala frekvensen skadade för varje lokal. För att få en uppfattning om de tidiga gulesäcksstadierna påverkats av exponeringen för de olika sedimenten studerades överlevnaden på en delpopulation bestående av 30 slumpmässigt visuellt friska utvalda yngel från varje replikat. I tabell 24 redovisas dödligheten efter 3, 5, 7, och 10 dygn som ett medelvärde för varje lokal.

Tabell 24. Deformationsfrekvens i % samt kumulativ dödlighet i % för abborryngel exponerade för sediment från olika lokaler i Södertäljeområdet.

Lokal	Deformations- frekvens %	Kumulativ dödlighet dygn efter kläckning			
		3	5	7	10
Kiholmen	10 (8-12)	3	13	13	18
Linasundet	13 (5-21)	3	13	20	32
Krutholmen	12,5 (8-17)	10	20	28	48
Nedre Maren	15 (14-16)	11	21	21	36
Igelstaviken	35 (32-37)	7	12	16	28
Halls holme	22 (24-20)	12	31	44	48
Bränningeviken	27 (39-15)	7	33	33	57
Tipplatsen	49 (68-30)	19	19	26	33
Vaskhusviken	10 (7-13)	0	3	3	23
Forsmark n=4	3,0 (0-6)	0	3	8	13

Abborrom från referensområdet i Forsmark påverkas av sediment från Södertäljeområdet. Deformationsfrekvensen för nykläckta yngel visade på ca 3 ggr förhöjning när de exponerats för sediment från Mälaronrådet samt från Vaskhusviken. I området från Igelstaviken ned till tippplatsen ger sedimenten en vattenfas som påverkar embryonal utvecklingen kraftigt och mellan 22-49% av de utkläckta ynglen var deformerade. Dessa värden bör betecknas som mycket höga och visar att sedimenten i området samt framförallt de tippade muddermassorna innehåller ämnen som löses ut i vattenfasen och ger skador på embryona vilket senare kan registreras som deformationer på yngelstadiet. Överlevnaden för yngel i rent brackvatten kan studeras till ca 10 dygn efter kläckningen därefter börjar ynglen dö av svält eftersom gulesäcken resorberats. En förhöjd yngel-dödlighet jämfört med kontrollen i Forsmark noterades för alla undersökta grupper. Överlevnaden för yngel exponerade för sediment från Kiholmen och Vaskhusviken skilde sig inte signifikant (ANOVA analys) vid jämförelse för yngel exponerade för referenssedimentet från Forsmark. Nykläckta yngel exponerade som rom för sediment från Krutholmen. Halls holme samt Bränningeviken påverkades kraftigast jämfört med kontroll-yngel. Den förhöjda dödligheten kan bero på ren förgiftning samt att utlösta substanser påskyndade energiåtgången i t.ex. levern så att fiskynglets energireserv (gulesäcken) förbrukades fortare.

För att få en bättre bild av de sammanlagda effekterna på utvecklingen av abborrom och yngel från ett referensområde som exponerats för sediment från olika lokaler från Södertäljeområdet har en rankingtest för alla parametrar utförts. Den lägsta ranken 1 ges för den kraftigaste effekten registrerad för varje parameter och den högsta 11 för minsta påverkan. I tabell 25 redovisas de sammanlagda rankingresultaten för parametrarna; kläckningsfrekvens samt tid, deformationer och överlevnad. Sedimenten tagna utanför Halls holme ger alltså den största sammanlagda effekten på abborrommen medan sediment från referenslokalen ger de minsta effekterna.

Tabell 25. Sammanlagda rankingresultat för testerna med abborrom exponerade för olika sediment från Södertäljeområdet.

Lokal	Ranking	Placering
Kiholmen	64,2	2
Linasundet	55,2	4
Krutholmen	44,6	5
Nedre Maren	36,2	6
Igelstaviken	31	7
Halls holme	21,5	10
Bränningeviken	30	8
Tiplatsen	25,7	9
Vaskhusviken	56,2	3
Forsmark	68,2	1

4.4 Modellering

Det var ursprungligen tänkt att vi skulle försöka modellera metylkvicksilverspridningen i systemet med s.k. fugacitetsmodellering. På grund av att projektet inte fick full finansiering har denna del fått utgå, SMHI har dock tagit fram en enklare modell över hur ett löst biologiskt inaktivt ämne som frigörs från sedimenten sprids i Hallsfjärden, vid varierande vattenomsättningen och frigörelsehastighet från sedimenten (SMHI 1997, Appendix III).

5. Sammanfattande slutdiskussion

Förstudien visade att de sediment som skulle bli muddermassor innehöll:

- * Kvicksilver i mycket höga halter och övriga metaller i låga till måttliga halter.
- * Relativt låg andel metylkvicksilver (relativt totalhalten).
- * Ftalatestrar i relativt höga halter men halter som är normala i jämförelse med andra recipienter till större städer.
- * Cancerogena PAH i låga halter.
- * PCB och HCB i halter som ligger över förväntade bakgrundshalter med kan anses som låga.
- * PCP i bakgrundshalter.

På grund av att de massor som skulle muddras visade sig innehålla förhållandevis låga halterna av organiska ämnen, gjordes inga fortsatta analyser av sådana ämnen under huvudprojektet.

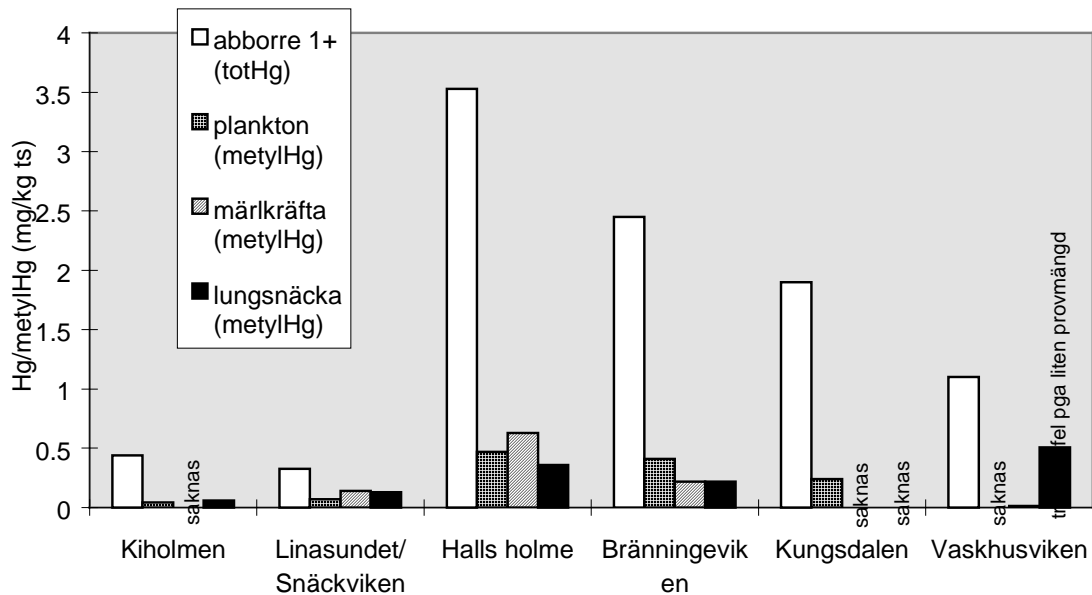
Ytsedimenten i området uppvisade för de flesta metallerna högre halter i provtagningspunkterna i Östersjön jämfört med punkterna i Mälaren, men för kvicksilver var förhållandet det motsatta. En jämförelse av halterna i ytsediment i Hallsfjärden med halterna i proven från de områden som skulle muddras (förstudien) visar att halterna av kadmium, zink, nickel och arsenik ej borde öka nämnvärt i Hallsfjärdens ytsediment, som följd av tippningen av muddermassor. En viss ökning av kopparhalten och en fördubbling av blyhalten kan förväntas. Kvicksilverhalterna kan förväntas att öka minst till det dubbla. I förstudien togs prov i tre av de områden som skulle muddras. Proven togs i de muddermassor som förväntades vara mest förorenade enligt tidigare undersökningar (ELK AB, 1993; 1993b). Inget prov togs därför i Linasundet eftersom muddermassorna därifrån förväntades innehålla lägst mängd föroreningar, och därför skulle läggas överst i tippområdet. Analyser av ytsediment norr och söder om Linasundet uppvisade dock de högsta halterna som uppmättes inom föreliggande undersökning d.v.s. högre än i de prov som togs i muddermassorna. Eftersom tidigare studier i området visat att djupare sedimentlager innehåller högre kvicksilverhalter än ytlagret (ELK AB, 1993; IVL, 1970) är det möjligt att de mest kvicksilverförorenade massorna kom att tippas i slutet av muddringsarbetet. Detta motsägs dock av det sedimentterande materialets kvicksilverhalt, vilken var högst under den första muddringsetappen.

Halten metylkvicksilver i ytsedimenten före muddringen var generellt högre i Hallsfjärden än i Mälaren och var högst vid Halls holme. I denna punkt var även kvicksilver-

halterna i biota kraftigt förhöjda redan innan starten av muddringsarbetet. Kvicksilverhalterna i olika organismgrupper uppvisade god samstämmighet m.a.p. geografisk trend. Halterna i biotan var förhållandevis låga i Snäckvikens norra del medan de var mycket höga vid Halls holme. Detta illustreras i Figur 12 där kvicksilverhalterna i 1+ abborre, plankton och två arter av bottenfauna avsatts i samma diagram. För att möjliggöra jämförelse redovisas halten i abborre här på torrviktsbasis. För de fiskdata som kommer från kontrollprogrammet fanns inga torrviktshalter. Halterna i dessa fiskar relaterades mot en torrvikts halt på 20 %, vilken beräknades från resultaten i föreliggande studie. Halten i fisk redovisas som totalkvicksilver medan övriga halter anges som metylkvicksilver. Andelen metylkvicksilver i små abborrar är dock >90 % av totalhalten (Regnell *et al.*, 1997).

I samband med tidigare muddringar i Igelstaviken har muddermassor tippats i en djuphåla NV om Halls holme (Larsson & Blomqvist, 1991). Södertälje kanal muddrades vid ett tidigare tillfälle, 1974. Inför utbyggnad av sydhamnen samt kolkaj vid Igelstaverket gjordes muddringar 1978 och 1991 muddrades det inför byggandet av Igelstabron. Före den senaste tippningen innehöll ytsedimenten i denna djuphåla ca 1,5 mg/kg TS och efter slutförd tippning hade halten i ytsedimenten sjunkit till 0,3-0,4 mg/kg TS.

De jämförelsevis höga kvicksilverhalterna i biota fångad vid Halls holme tyder på att kvicksilvret i detta område är mer biotillgängligt än i punkterna uppströms, där halterna i sediment är högre. Detta kan eventuellt vara en effekt av att kvicksilvret mobiliserats vid de tidigare tippningarna av muddermassor och understryker farhågan att det nu genomförda muddringsprojektet inneburit att kvicksilvret i sedimenten ifrån kanalområdet blir mer biotillgängligt i och med att det flyttas till tippålan.



Figur 12: Kvicksilverhalter i biota från de olika lokalerna hösten 1996, före muddringen. Observera att fiskhalten anges i mg totalHg/kg TS medan halten i övriga organismer anges som mg metylHg/kg TS. Lokalerna för fisk och bottenfauna överensstämmer i vissa fall sämre med provtagningspunkter för plankton. Fisk och bottenfauna från Kiholmen jämförs med plankton från P2. Linasundet <=> P4, Halls Holme <=> ett medelvärde av P6 och P8. Bränningeviken <=> P10. Kungsdalen <=> P14. Inga planktonprov togs i närheten av Vaskhusviken.

Muddringen medförde direkt en kraftig förhöjning av halten kvicksilver och partiklar i vattenmassan i hela det studerade området, ända ner till Branddalssund. Nästan allt kvicksilver var partikelbundet. Detta innebär att spridningsområdet av kvicksilverhaltigt partikulärt material blev betydligt större än vad som beräknades av Sjöfartsverket innan genomförandet. Detta kan delvis bero på att den geotextilduk som placerats ut för att skärma av den sydgående ytströmmen revs bort av is och sjöfart i ett tidigt skede av arbetena. Sjöfartsverkets beräkningar stödde sig bl.a. på resultat från en av de tidigare muddringarna i norra Hallsfjärden. Vid muddringen inför byggandet av Igelstabron kunde spridning av kvicksilverhaltigt sedimentterande material ej påvisas söder om ön Fläsklösa och huvuddelen av det resuspenderade materialet sedimenterade inom ett avstånd av 1 km från tippningsområdets centrum (Larsson & Blomqvist, 1991).

Det ovanligt bistra klimatet som rådde under muddringsarbetet medförde dock, förutom svåra arbets- och provtagningsförhållanden, att syrgasförhållandena var goda i vattnet och att den biologiska aktiviteten var låg. Dessa båda faktorer har troligen inneburit att kvicksilvret sedimenterat med partiklarna till botten och ej frigjorts och/eller metaboliserats av biotan. Partiklarna som spreds vid muddringen 'tvättade' istället ut eventuellt löst kvicksilver (och metylkvicksilver) ur vattenmassan. Detta återspeglar sig i metyl-

kvicksilverhalterna i plankton, vilka snarast tycktes minska som en direkt effekt av muddringsarbetet.

Kvicksilverhalterna i Hallsfjärdens bottenvatten var dock mycket höga redan innan muddringsarbetet. Speciellt metylkvicksilverhalterna var alarmerande höga när bottenvattnet var syrefritt. Detta beror troligen på omvandling och läckage av de redan tidigare förhållandevis stora mängder kvicksilver som finns i Hallsfjärdens bottensediment. Bildning och frigörning av metylkvicksilver gynnas av syrgasfria förhållanden och metylkvicksilver är den kvicksilverform som anrikas i näringskedjan. Det är därför troligt att en ökning av totalkvicksilverhalterna i Hallsfjärdens bottensediment, till följd av det nu genomförda muddringsarbetet, innebär att ännu högre halter metylkvicksilver byggs upp i Hallsfjärdens bottenvatten. Detta metylkvicksilver kan mobiliseras och bli tillgängligt för plankton och fisk vid cirkulation av vattenmasssan.

En stor mängd kvicksilver sedimenterade i Snäckviken, men sedimentationen var störst före starten av muddringen, troligen som en följd av grävandet efter kol i östra delen av viken. När muddringsarbetet kom igång hade arbetet i kolupptaget upphört och sedimentationen av kvicksilver i Snäckviken minskade. Under den period när muddringsarbeten pågick uppströms sedimentfällan i Snäckviken var sedimentationen av kvicksilver i området ungefär en fjärdedel av sedimentationen under referensperioden. Detta antyder att kolupptaget haft en större inverkan än muddringen på omsättningen av kvicksilver i Snäckviken.

I övrigt påvisades betydande förhöjd sedimentation (ca 5 ggr) av kvicksilver i samtliga mätpunkter. Förhöjningen var störst under den första muddringsperioden då det var tänkt att det mest kvicksilverkontaminerade materialet skulle tas upp och tippades (se ovan). Då vi inte vet hur stor den 'normala' sedimentationshastigheten är för kvicksilver i området får kommande års provtagning av ytsediment visa vad muddringen inneburit för halterna i ytsedimenten.

De ekotoxikologiska studierna av abborre i området visade dels att den naturliga reproduktionen i området var mycket låg våren efter muddringen. Det är vanskligt att i detta läge uttala sig om ifall muddringsarbetena var skälet till detta. Någon liknande studie har tidigare aldrig gjorts i området, varför resultaten måste jämföras med resultaten från en likadan studie under nästkommande reproduktionperiod. Den mycket kalla och blåsiga våren kan också ha varit skälet till låg reproduktion. Det är dock troligt att den grumling av vattnet som uppstod på grund av muddringen ökat syretäringen i vegetationszonen där abborrarna normalt lägger sina romsträngar.

De tester som utfördes med abborrom från Forsmark, vilka exponerades för sediment som hämtades in från Södertäljeområdet efter avslutad muddring, uppvisade alarme-

rande resultat med avseende på deformationsfrekvens och dödlighet hos ynglen. De mest toxiska sedimenten var de som inhämtats från Hallsfjärden.

Områdena runt Södertälje och vid tippningsplatsen är populära för fritidsfiske. Det är därför naturligt att det framför allt är effekter på fisk som oroar en bred allmänhet. Vid provfiske 1993 var halterna i en-kilos gädda, fångad i närheten av tippningsplatsen, ca 0,5 mg/kg dvs precis i nivå med det nationella miljömålet). Söder om Hallsfjärden har kvicksilverhalterna i fisk väsentligt förbättrats sedan slutet av 1970-talet (ELK AB, 1994).

Kvicksilver i fisk är fortfarande ett av de stora miljöproblemen i Sverige. Detta gäller framför allt fisk i skogssjöar, där den internationella atmosfäriska spridningen av kvicksilver är källan till de höga halterna. Problemet i skogssjöarna är därför väldigt svårt att åtgärda. En ytterligare förvärring av kvicksilversituationen genom medveten kontaminering av andra typer av recipienter, såsom den i Södertälje, bör därför undvikas.

Ett flertal olika nya frågeställningar samt aspekter har framkommit under projektets gång. I det kommande arbetet inom projektet finner vi, med utgångspunkt från den sammanfattande diskussionen, det angeläget att följande studier utförs.

Inom ett kortsiktigt perspektiv (1-2 år) genom fältstudier:

- undersöka tippmassornas utbredning i Hallsfjärden.
- undersöka om det är t.ex. den naturliga salthaltsvariationen i kombination med syrefattiga bottenar eller effekterna av denna och tidigare tippningarnas av muddermassor som påverkar bottenfaunan i området.
- undersöka den naturliga reproduktionen av abborre i främst Hallsfjärden för att bedöma om reproduktionen våren 1997 var ett extremt dåligt p.g.a. den ogynnsamma väderleken. Vidare undersöka kvicksilverhalter både i vuxen lekande fisk samt yngel och jämföra med t.ex. Mälardalen och referenslokaler i Östersjön.
- vidare undersöka de indicier som framkommit om förstörda leverar hos framförallt större abborre.
- utreda skälet till att större abborre har jämförbart höga halter kvicksilver i muskulaturen oavsett fångstplats i området.

Med laboratorieförsök undersöka:

- läckaget av (metyl-)kvicksilver från tippmassorna till ovanstående vatten under olika temperatur och syrgasförhållanden.

- påverkan på andra organismer av sediment från framförallt tippningsområdet. Organismerna bör representera de naturligt förekommande djurgrupperna i området t.ex. kräftdjur, mollusker och insekter.

Inom ett längre tidsperspektiv (2-5 år) i fält följa upp:

- om halten (metyl-)kvicksilver i vattnet i Hallsfjärden ökar till följd av tippningen av muddermassor.
- om halten kvicksilver i fisk förändras till följd av den nu utförda muddringen.

Det långsiktiga målet är att förbättra vattenkvalitén i Södertäljeområdet så att:

- den biologiska mångfalden förbättras i områden som i dag är starkt påverkade
- fisk fångad i området skall innehålla kvicksilver halter i muskulaturen understigande försäljningsgränsen på < 1 mg/kg färskvikt och i förlängningen miljömålet på $< 0,5$ mg/kg färskvikt och kunna användas som mänsklig föda.
- vattenmiljö förbättras så det kan användas för rekreation av befolkningen. i Södertälje med omnejd och på Södertörn. utan oro för hälsorisker.

6. Tillkännagivande

Författarna vill tacka följande personer vilka bidragit med insatser som varit ovärderliga för projektets genomförande.

Vatten, sediment och bottenfauna provtagning	Camilla Williams
Provfisken	Dag Cederborg
Försök med abborrom	Petra Adrup
	Markus Wetemaa
Analys av tungmetaller i vatten och sediment	Brita Dusan
	Kerstin Hommerberg
Metylkvicksilver analyser	Elsmarie Lord
Konstruerande av figurer samt manusbearbetning	Anna-Lisa Broström

Sjöfartsverkets personal vid Södertälje slussen vilka alltid ställt upp i alla lägen.

Författarna vill även rikta ett tack till referensgruppen för konstruktiva diskussioner samt berättigad kritik på tidiga manusutkast.

Följande personer har ingått i referensgruppen under första året:

Bengt-Erik Bengtsson	ITMx, även kvalitetsansvarig
Lars-Göran Bergqvist	Astra AB
Gisela Holm	Astra AB
Rolf Bertilsson	Sjöfartsverket, Södertälje
Thomas Åhsberg	Sjöfartsverket, Norrköping
Anders Johansson	Söderenergi AB
Ronald Bergman	Södertälje Kommun

7. Referenser

- Brown, P. M., Werner, B. M., Sloan, J. R. and Simpson, W. K., 1985, Polychlorinated biphenyls in the Hudson River, Environ. Sci. Technol., 19, 655-661.
- Dyrssen, D., & Wedborg, M., 1991. The sulphur-mercury (II) system in natural waters. Water, Air, and Soil Pollut., 56, 507-519.
- ELK (Ensteds Limnologiska Konsultbyrå) AB, 1993. Sedimentundersökningar i Mälardalen, Utfört på uppdrag av Sjöfartsverket. Rapport 1993-07-07.
- ELK (Ensteds Limnologiska Konsultbyrå) AB, 1993b. Igelstaviken, kompletterande sedimentundersökning. Utfört på uppdrag av Sjöfartsverket. Rapport 1993-12-03.
- ELK (Ensteds Limnologiska Konsultbyrå) AB, 1994. Sammanställning av resultat från kvicksilveranalyser på gädda mellan 1967 och 1993 från området runt Södertälje kanal.
- Evers, E. H. G., Ree, K. C. M. And Olie, K., 1988, Spatial variations and correlations in the distribution of PCDDs, PCDFs and related compounds in sediments from the river Rhine - western Europe. Chemosphere, 17, 2271- 2288.
- Filipsson, O. 1972, Sötvattenlaboratoriets provfiske och provtagningsmetoder. Information från sötvattenlaboratoriet Drottningholm nr 16 1972.
- Folke, J., Birklund, A. K., Sorensen, A. K. And Lund, U., 1983, The impact on the ecology of polychlorinated phenols and other organics dumped at the bank of a small marine inlet. Chemosphere, 12, 1169-1181.
- Gifford, S. J., Judd, C. M., McFarland, N. P. And Anderson, M. S., 1995, Pentachlorophenol (PCP) in the New Zealand environment: assessment near contaminated sites and remote freshwater lakes, Toxicological and Environmental Chemistry, 48, 69-82.
- Järnberg, U., Asplund, L., de Wit, C., Grafström, A.-K., Haglund, P., Jansson, B., Lexén, K., Strandell, M., Olsson, M. and Jonsson, B., 1993, Polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in Swedish sediments and biota: levels, patterns and time trends, Environ. Sci. Technol. 27, 1364-1374.
- Kalevi, K., 1995, Comparing methods for analysis of chlorophenols in soil samples by ringtest. Opublicerade resultat.
- Karås ,P.,Nueman, E. and Sandström O 1991, Effects of a pulp mill effluent on the population dynamics of perch *Perca fluviatilis* Can. J. Fish . Aquat. Sci., Vol 48 pp 28-34.
- Landahl C.C. 1986, För Skärblacka bruk Holmen AB. Undersökning av förekomst av klorerade fenolära föreningar i luftad damm, i biologiskt material och recipient-vatten samt undersökning av eventuella yttre förändringar och bestämning av leversomatiskt index hos abborre.

- Länsstyrelsen i Gävleborg rapport 1996:1. Kvicksilver och organiska miljögifter i Rolfstaån - Delångersån.
- Mudroch, A., Onuska, I. F. and Kalas, L., 1989, Distribution of polychlorinated biphenyls in water, sediment and biota of two harbours, *Chemosphere*, 18, 2141-2154.
- Naturvårdsverket, 1993, Slam, Innehåll av organiska miljöfarliga ämnen, Sammanställning och utvärdering av analysresultat, Rapport 4085, Norstedts Tryckeri AB.
- Naturvårdsverket, 1996, Generella riktvärden för förorenad mark, begränsningsprinciper och vägledning för tillämpning, Efterbehandling och sanering, Rapport 4638, Norstedts Tryckeri AB.
- Parkman, H., 1993. Mercury accumulation in Zoobenthos - an important mechanism for the transport of mercury from sediment to fish. *Acta Universitatis Upsaliensis*, Uppsala Dissertations from the Faculty of Science, No 492.
- Parkman, H & Remberger, M, 1996, Phthalate esters in water and sediments in major cities and remote lakes in Sweden, Arkiv nr140965.
- Parkman, H. and Remberger, M., 1995, Phthalates in Swedish Sediments, IVL Rapport 1167.
- Regnell, O., Helgeé, A., Hammar, T., och Parkman, H., 1997. Svartsjöprojektet 1996. Hultsfreds kommun. Manuskript under färdigställande.
- Remberger, 1995, Analys av PCP i jord från träinpregneringsverk. Opublicerade resultat.
- Riche, P. C. And White, S. D., 1987, PCB availability assessment of river dredging using caged clams and fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6, 259-274.
- Saat, T. and Veersalu, A. 1996, The rate of early development in perch *Perca fluviatilis* (L.) and ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.) at different temperatures. *Ann. Zool. Fennici* 33: 693-698.
- Sandström O. & Abrahamsson I., 1996, Ägg-, embryo- och larvstudie på naturligt deponerad abborrom i Gävle yttre fjärd. Fiskeriverket kustlaboratoriet Öregrund.
- SMHI, 1997. Modell för kvicksilverkoncentrationen i Hallsfjärden. SMHI Dnr 9610-1424/203. Delrapport inom projektet.
- Sprague, J. B 1969 Measurement of pollutant toxicity to fish Part 1 Bioassay methods for acute toxicity *Water Research* Vol 3 pp 793-821.
- Swackhamer, L. D., McVeety, D. B. and Hites, A. R., 1988, Deposition and evaporation of polychlorobiphenyl congeners to and from Siskiwite Lake, Isle Royale, Lake Superior.
- Svenson, A., Edsholt, E., Ricking, M., Remberger, M. And Röttorp, J., 1996a, Sediment contaminants and Microtox toxicity tested in a direct contact exposure test, *Environmental Toxicology and Water Quality*, 11, 293-300.
- Svensson, A, Viktor, T. and Remberger, M, 1996b, The role of sulphur in assessment of sediment toxicity. Poster presented at Proc 2nd Int. Symp. Sediment Quality Assessment, Pallanza, Italy, p 52.
- Sörensen, L. & Landner, L., 1978, The "ISO ringtest" on determination of acute toxicity to fish. IVL B-publ 425.
- Wania, F. and MacKay, D., 1996; Tracking the distribution of persistent organic pollutants, *Environ. Sci. Technol.* 30, 390A-395A.
- Xie, T.-M., Abrahamsson, K., Fogelqvist, E. and Josefsson, B., 1985, Distribution of chlorophenolics in a marine environment. *Env. Science and Technol.*, 20, 457-463.

Vattenkemiresultat vid de olika provtagningstillfällena

Punkt	Vatten- djup	Parameter	Datum							
			96-07-03	96-10-22	96-12-19	97-01-09	97-01-30	97-02-28	97-04-07	97-06-02
2	1m	turbiditet (FNU)	6,27		2,94	4,15		10,4	3,28	
		salinitet (‰)			0	0		0	0	
		Hg (ng/l)	4,11		1,74	1,76		7,38	4,7	
		meHg (ng/l)	0,06		<0,06	<0,06		<0,06	<0,06	
4	1m	turbiditet (FNU)	5,27	4,39	4,18	4,1	11,2	14,5	6,35	
		salinitet (‰)		0	0	0	0	0	0	
		Hg (ng/l)	63,3	29,3	5,44	3,14	3,89	34,9	7,78	
		meHg (ng/l)	0,16		<0,06	0,07	0,12	0,08	<0,06	
	botten	turbiditet (FNU)	6,68		4,85			19,4	10,2	
		salinitet (‰)			0			0	0	
		Hg (ng/l)	118		30			151	54,7	
		meHg (ng/l)	0,31		0,1			0,29	0,2	
55	1m	turbiditet (FNU)	3,19		8,08	13,7		15,1	6,08	
		salinitet (‰)			1,5	2,3		2,2	0,9	
		Hg (ng/l)	31,6		57,6	42,8		92,2	26,6	
		meHg (ng/l)	0,56		0,15	0,11		0,2	0,32	
6	1m	turbiditet (FNU)	4,48		12,1	10,2	6,54	9,45	4,03	
		salinitet (‰)			3,8	3,7	3,7	4,7	3,9	
		Hg (ng/l)	13,9		62,4	28,2	7,14	36,3	14,9	
		meHg (ng/l)	1,72		0,23	0,12	0,12	0,14	0,47	
	botten	turbiditet (FNU)	3,48		6,3	5,8				
		salinitet (‰)			5,5	5,7				
		Hg (ng/l)	6,49		17	11				
		meHg (ng/l)	1,54		0,27	0,17				
8	1m	turbiditet (FNU)	4,63		5,09	14,6		8,75	4,14	
		salinitet (‰)			3,5	4,4		5,1	4,8	
		Hg (ng/l)	12,8		42,1	17,7		14,6	18,8	
		meHg (ng/l)	0,8		0,2	0,08		<0,06	0,42	
	botten	turbiditet (FNU)	9,67		6,35	7,4		8,51		
		salinitet (‰)			5,6	5,9		5,7		
		Hg (ng/l)	16,9		47,6	10,9		43,1		
		meHg (ng/l)	1,75			0,1		0,59		
9	1m	turbiditet (FNU)		3	7,9	7,8	6,58	5,36	3,54	
		salinitet (‰)		4,4	3,6	4,7	4,3	5	4,2	
		Hg (ng/l)	10#	47,3	35,7	13,9	4,6	20,1	5,75	
		meHg (ng/l)		0,76	0,17	0,08	0,09	0,08	0,27	
	10m	turbiditet (FNU)				5,8		5,83		
		salinitet (‰)				5,8		5,6		
		Hg (ng/l)				8,98		25		
		meHg (ng/l)				0,13		0,065		
	botten	turbiditet (FNU)	12,4	41,5	4,88	8,67	9,1	3,05	7,62	3,05
		salinitet (‰)			5	5,7	6	5,8	5,9	5,9
		Hg (ng/l)	12,4	38,6	66,3	40,3	11,8	9,58	21,4	5,34
		meHg (ng/l)	5,47	23,9	0,96	0,22	0,18	0,11	0,1	1,24

Vattenkemiresultat vid de olika provtagningstillfällena. Forts.

Punkt	Vatten- djup	Parameter	Datum							
			96-07-03	96-10-22	96-12-19	97-01-09	97-01-30	97-02-28	97-04-07	97-06-02
95	1m	turbiditet (FNU)	4,12	5,63	4,48	8,42	7,8	4,36	5,51	3,74
		salinitet (‰)			4,1	3,6	4,7	4,7	5,1	4,2
		Hg (ng/l)	4,12	6,88	86,2	26,8	14	6,33	14,8	6,15
		meHg (ng/l)	0,288	1,55	0,78	0,15	0,08	0,15	0,11	0,18
	10m	turbiditet (FNU)					10,3			3,94
		salinitet (‰)					5,9			6
		Hg (ng/l)					7,6			18,1
		meHg (ng/l)					0,09			1,5
	botten	turbiditet (FNU)	16,4	41,7	4,02	11,3	42,6	2,58	20,5	7,12
		salinitet (‰)			5,6	5,8	6	5,9	5,9	6
		Hg (ng/l)	16,4	47,8	142	17	148	2,43	96,2	47,7
		meHg (ng/l)	8,5	26,4	0,61	0,29	0,28	0,22	0,22	1,72
10	1m	turbiditet (FNU)		5,64		7,79	6,7		6,15	6,57
		salinitet (‰)				2,6	4,9		5,1	3,3
		Hg (ng/l)		5,72		27,9	11,4		11,1	7,64
		meHg (ng/l)		1,89		0,15	0,88		0,08	0,14
13	1m	turbiditet (FNU)		4,2	3,19	6,96	5,67		4,84	3,92
		salinitet (‰)			4,2	4	4,7		5,1	4,5
		Hg (ng/l)		6,5	66,2	28,4	10,9		12,3	7,35
		meHg (ng/l)		1,14	0,79	0,1	0,06		0,13	0,21
13	10m	turbiditet (FNU)					4,3			
		salinitet (‰)					5,9			
		Hg (ng/l)					4,95			
		meHg (ng/l)					0,11			
	botten	turbiditet (FNU)		18,9		2,52	2,2		5,02	3,31
		salinitet (‰)				5,9	6		5,9	6
		Hg (ng/l)		46,3		28,4	5,9		8,6	4,25
		meHg (ng/l)		25,2		0,3	0,23		0,1	1,53
14	1m	turbiditet (FNU)		3,27	3,33	6,84	6,1	3,52	4,63	2,64
		salinitet (‰)			4,2	4,2	4,7	4,4	5,2	4,5
		Hg (ng/l)		5,7	57,8	12,5	9,33	4,09	10,7	3,48
		meHg (ng/l)		0,7	0,73	0,2	0,08	0,1	0,07	0,17
	9m	turbiditet (FNU)		5,41		2,85	4,3		5,18	
		salinitet (‰)				5,9	6		6	
		Hg (ng/l)		3,28		5,51	11,9		6,18	
		meHg (ng/l)		0,29		0,11	0,065		<0,06	
15	1m	turbiditet (FNU)					6,1		3,89	3,25
		salinitet (‰)					4,6			4,4
		Hg (ng/l)					9,46		10,1	3,73
		meHg (ng/l)					0,06		<0,06	0,14

extrapolerat värde utifrån halterna i närliggande punkter

Punkt	Copepoder	<i>Podon</i>	Andra cladocerer	Alger	Oidentifiziert material	metylHg µg/kg TS
	%	%	%	%	%	
2	82	0	18	0	0	43,3
4	81	0	19	0	0	71,4
6	20	67	13	0	0	567
8	13	86	1	0	0	380
10	38	63	0	0	0	409
14	5	95	0	0	0	236
55	59	0	7	0	33	144
6	100	0	0	0	0	247
55	95	0	0	0	5	104
6	100	0	0	0	0	30,7
8	75	0	0	0	25	15,8
9	71	0	0	0	29	22,2
95	91	0	0	0	9	12,4
10	100	0	0	0	0	17,3
13	80	0	0	0	20	6,71
14	92	0	0	0	8	9,24
6	100	0	0	0	0	61,5
95	45	0	0	0	55	16,9
2	40	0	0	60	0	6,39
4	60	0	0	35	5	7,22
8	75	0	0	5	20	4,71
95	75	0	0	5	20	2,28
10	40	0	0	0	60	59,9
14	40	0	0	0	60	1,89
2	75	0	20	0	5	15,2
4	65	0	15	0	20	23,7
95	15	80	0	0	5	19,8
10	17	67	17	0	0	3,44
14	30	0	65	0	5	18,8

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbete för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forsknings- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie).

IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden.

IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt.

IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsserie registreras i IVLs A-serie.

Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 20 75
Fax: +46 472 26 20 04