

## **KEMAKTA AR 2000-01**

**Frigörelse av kvicksilver, PCB och PAH från  
sediment i Örserumsviken,  
Västerviks kommun**

**Simulering av muddringsalternativ och nollalternativ**

**Mark Elert  
Gabriella Fanger  
Lars Olof Höglund**

**Kemakta Konsult AB**

**Januari 2000**

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>INLEDNING.....</b>	<b>3</b>
1.1	BAKGRUND .....	3
1.2	MÅLBESKRIVNING.....	3
1.3	OMFATTNING.....	4
1.4	FÖRORENINGSHISTORIK.....	5
1.5	TIDIGARE OCH PÅGÅENDE UTREDNINGAR .....	5
<b>2</b>	<b>MODELLUPPBYGGNAD.....</b>	<b>7</b>
2.1	TRANSPORTMEKANISMER FÖR KVICKSILVER, PCB OCH PAH I SEDIMENT .....	7
2.2	FYSIKALISKA OCH KEMISKA EGENSKAPER.....	9
2.2.1	<i>Löslighet.....</i>	9
2.2.2	<i>Sorption.....</i>	10
2.2.3	<i>Ångtryck och flyktighet från vatten.....</i>	11
2.3	INDELNING AV ÖRSERUMSVIKEN .....	11
2.4	MODELLDATA OCH ANTAGANDEN.....	12
2.4.1	<i>Vattenomsättning.....</i>	12
2.4.2	<i>Grundvattenuppströmning.....</i>	12
2.4.3	<i>Gasbildning.....</i>	12
2.4.4	<i>Sorptionsegenskaper .....</i>	13
2.4.5	<i>Diffusivitet.....</i>	14
2.4.6	<i>Sedimentation .....</i>	14
2.4.7	<i>Resuspension.....</i>	15
2.5	KALIBRERING.....	15
<b>3</b>	<b>MODELLERING AV FÖRORENINGSTRANSPORTEN.....</b>	<b>18</b>
3.1	MODELLERING AV ÅTGÄRDSALTERNATIV - MODELL I.....	21
3.1.1	<i>Kvicksilver.....</i>	21
3.1.2	<i>PCB.....</i>	22
3.1.3	<i>PAH.....</i>	23
3.2	ÅTGÄRDSALTERNATIV MED PARTIELL SANERING - MODELL II.....	24
3.2.1	<i>PCB.....</i>	24
3.2.2	<i>Kvicksilver.....</i>	24
<b>4</b>	<b>SLUTSATSER OCH DISKUSSION.....</b>	<b>25</b>
4.1	SAMMANFATTNING AV RESULTAT .....	25
4.2	DISKUSSION .....	28
4.3	MODELLOSÄKERHETER.....	29
<b>5</b>	<b>REFERENSER.....</b>	<b>30</b>

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Inom ramen för Projekt Örserumsviken som drivs av Västerviks kommun skall en sanering göras av Örserumsviken och industriområdet vid f d Westerviks pappersbruk. Kommunen har erhållit medel från staten för sanering av sediment förorenade med kvicksilver, PCB och PAH. En muddring utfördes 1978-79 av cirka 200 000 m<sup>3</sup> fibersediment, vilka deponerades på land inom industriområdet. Nya mätningar har konstaterat att halterna i vikens sediment fortfarande är förhöjda vilket leder till spridning till Östersjön via Tjusts skärgård. Den föreliggande saneringen innefattar att förorenade sediment muddras, avvattnas och deponeras i området. Saneringsmålen för den planerade saneringen innebär att spridningen av kvicksilver och PCB från Örserumsviken till Östersjön ska minskas med 70% respektive 90%. Därutöver ska avgången till luft från landområdena minskas med 99% av både kvicksilver och PCB.

En omfattande referensundersökning pågår för att kartlägga spridningen av föroreningar inom området vilken även ska utnyttjas för att följa upp resultatet av saneringen. Inom projektet pågår även olika sedimentkarteringar där sedimentens egenskaper undersöks, liksom modellering av vattenomsättningen i Örserumsviken med en hydrodynamisk modell.

Kemakta Konsult har på uppdrag av Projekt Örserumsviken, Västerviks kommun utfört en modellering av frigörelsen av kvicksilver, PCB och PAH från sediment i Örserumsviken. Syftet är att beskriva spridningen av dessa föroreningar i vatten/sedimentsystemet samt studera olika åtgärdsförslag för att utreda erforderlig omfattning av saneringen.

## 1.2 Målbeskrivning

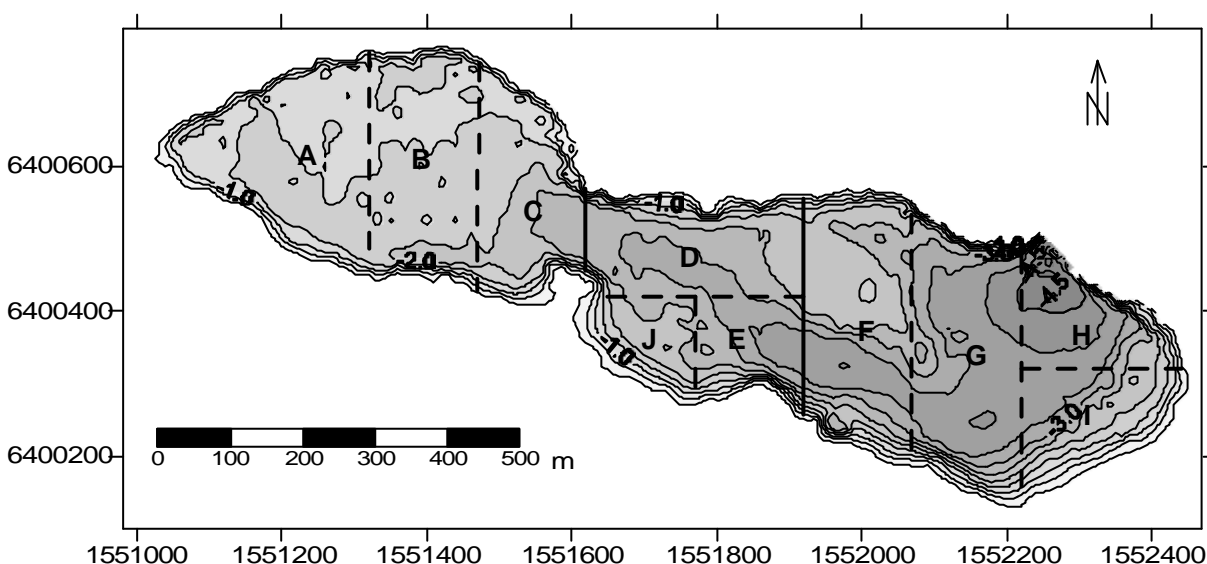
Utredningen av föroreningssituationen och efterbehandlingsbehovet i Örserumsviken har drivit fram frågeställningar kring huruvida hela viken måste saneras för att utsläppsmålen ska uppnås, eller om sediment i vissa delar kan lämnas utan åtgärd. En annan fråga är hur djupt sedimenten måste muddras. En minskning av mängden muddrade massor skulle minska hanteringsproblemen vid avvattning och deponering. För att svara på vilken effekt en partiell sanering av Örserumsviken har för det långsiktiga saneringsresultatet, har en utredning genomförts hur och i vilken omfattning olika föroreningar transporteras inom och mellan olika delsystem av Örserumsviken och dess sediment. Detta omfattar t ex spridning inom sedimenten via bl a diffusion samt transport mellan olika delar av viken via vattenströmmar och uppgrumlade sedimentpartiklar (resuspension). I en matematisk modell beskrivs dessa processer och spridningsförloppet för föroreningarna. Därefter har halter i sediment och vatten beräknats och effekter av olika åtgärdsalternativ på föroreningsutflödet från viken analyserats.

### 1.3 Omfattning

De föroreningar som har modellerats är kvicksilver, PCB och PAH. De sju PCB-kongener som ingår i summa PCB-7 har beaktats genom att viktade medelvärden för olika kemiska egenskaper har gjorts utifrån innehållet av olika kongener i tagna prover. Ur PAH-gruppen valdes fluoranten ut som representativ för spridningen i Örserumsviken.

Den dynamiska modellen beskriver föroreningstransporten i Örserumsviken baserat på de delområden som använts vid sedimentkarteringen, med en hopslagning av vissa delområden. I ett första skede (Modell I) gjordes en indelning i tre delområden; inre delen viken, mellandelen och en yttre del (se figur 1.1). Simuleringar med denna grövre indelning har gett svar på effekterna av åtgärder där stora områden muddras bort och gav samtidigt en indikation om möjligheten att uppfylla miljömålen med en begränsad muddring.

För att mer i detalj studera effekten av en begränsad muddring har även en förfinad modell satts upp (Modell II). I denna modell är Örserumsviken indelad i 10 delområden baserat på de 17 områden som användes vid den senaste sedimentkartläggningen [von Post, 1999]. Indelningen i delområden presenteras i figur 1.1.



*Figur 1.1 Områdesindelning av Örserumsviken. I Modell I utgör områdena A, B och C den inre viken, D, E och J mellanviken och F, G, H och I den yttre viken. I Modell II används alla 10 delområdena. Djupnivåer interpolerade från ekolodsdata.*

Vattenomsättningen mellan olika delar av sjön har tagits från de simuleringar SMHI utför för olika typiska vädersituationer. I dagsläget finns data på strömningshastigheter för en vädersituation; 8 m/s västlig vind och en avrinning från Vassbäcksån på 130 l/s. För denna vädersituation har olika åtgärdsscenarioer simulerats, först med Modell I och sedan med den förfinade Modell II. Eftersom utläppsmål enbart har satts upp för PCB och Hg, studerades endast dessa ämnen i den förfinade modellen.

I första hand har utflödet från Örserumsviken studerats, men även upplagring och omfördelning av föroreningar i sedimenten i vikens olika delområden har beaktats. Den relativa effekten av olika saneringsåtgärder på utflödet ur Örserumsviken har utvärderats.

## 1.4 Föroreningshistorik

Westerviks pappersbruk producerade papper och papp med returpapper som huvudsaklig råvara mellan 1915 och 1980 (med undantag av perioden 1919-1923). Avloppsvattnet släpptes till en början ut helt orenat, vilket innebär att stora mängder suspenderade pappersfibrer och mineraliska ämnen släpptes ut i viken. Det totala fiberutsläppet från fabriken har uppskattats till 38.000 ton [Bergström et al, 1975]. I mitten av 1950-talet invallades en del av den innersta viken och utnyttjades som sedimentationsbassäng. Den fylldes dock upp och utsläppen av suspenderat material fortsatte. Den inre delen av Örserumsviken skärmades av med en permanent bomläns, vilket orsakade att fiberbankar bildades i den inre delen av viken.

Från början av 1950-talet fram till 1966 användes fenylkvicksilveracetat för slembekämpning vid pappersbruket. Detta medförde att de fibrer som släpptes ut under denna period var förorenade med kvicksilver. Utsläppet av PCB härrör från returpapperet, framför allt självkopierande papper. PCB-haltigt papper började förmodligen att användas i Sverige på 1960-talet. Förbud mot användning av PCB i papper infördes 1972, dock tillkom PCB-haltigt returpapper långt senare, ofta i stora mängder i samband med arkivutrensningar. 1985 anvisade pappersbranschen att självkopierande papper ej skulle återanvändas. PCB-utsläppen har därför troligtvis pågått från mitten av 1960-talet till dess bruket lades ned 1980. Vad gäller de polyaromatiska kolväten (PAH) som förekommer finns inga uppgifter om utsläppskällor eller tidsperioder för utsläpp.

Under åren 1978 och 1979 muddrades den inre viken på fibersediment. Totalt muddrades 200.000 m<sup>3</sup> (30.000 ton). Innehållet av kvicksilver i det muddrade materialet uppskattades till 170 kg.

## 1.5 Tidigare och pågående utredningar

En sammanfattande rapport med åtgärdsförslag har sammanställts av en arbetsgrupp inom Projekt Örserumsviken [Projekt Örserumsviken Huvudstudie, 1998]. I rapporten ingår även en sammanställning av olika utredningar som legat till grund för åtgärdsförslaget.

Stockholms universitet har genomfört provtagning, analys, toxicitetstester och spridningsberäkningar för PCB och kvicksilver i Örserumsviken samt sammanställt en rapport som underlag för en fördjupad riskbedömning [Axelman et al, 1998]. Flera av resultaten i rapporten (t ex halter i vatten, ämnesspecifika data, etc) har utnyttjats i detta arbete för att kalibrera modellen och utvärdera simuleringsresultat.

En radiografisk undersökning av sedimentproppar från Örserumsviken har genomförts av AB Hydroconsult [Nilsson, 1999]. De uppskattningar av sedimentationshastigheter som gjordes har beaktats vid modellsimuleringarna i detta arbete.

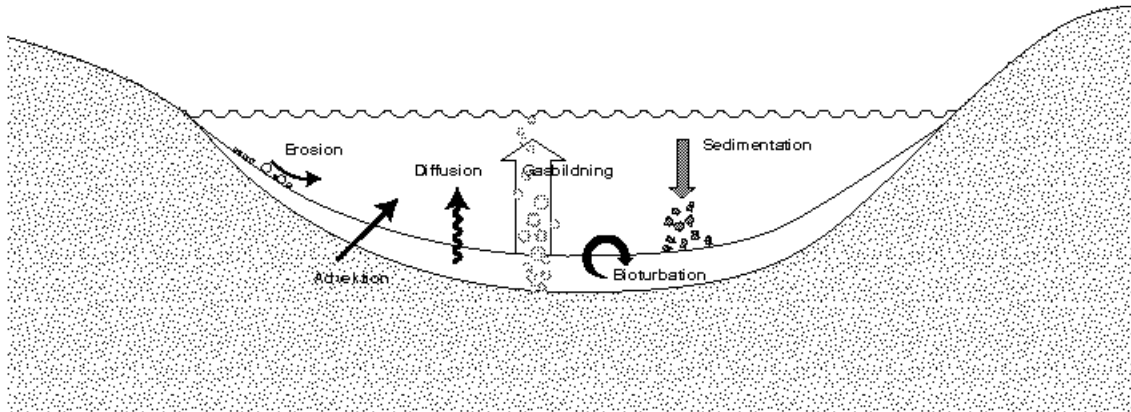
En omfattande referensundersökning pågår för att kartlägga spridningen av föroreningar inom området vilken även ska utnyttjas för att följa upp resultatet av saneringen. Inom projektet pågår även olika sedimentkarteringar där sedimentens egenskaper och innehåll

av PCB, Hg och PAH undersöks av MiljöManagement Svenska AB [von Post, 1999]. Vidare utför SMHI en modellering av vattenomsättningen i Örserumsviken med en hydrodynamisk modell, där resultat från en första stationär modellering är klara [Ivarsson, 2000]. Sedimentundersökningens analyser av föroreningshalter har använts vid modellkalibrering samt val av muddringsalternativ och resultaten från modellberäkningen av vattenomsättningen i Örserumsviken [Ivarsson, 2000] har använts som utgångspunkt i de beräkningar som presenteras i denna rapport.

## 2 Modelluppbyggnad

### 2.1 Transportmekanismer för kvicksilver, PCB och PAH i sediment

En mängd olika transportmekanismer kan leda till frisättning av föroreningar från sediment eller tillförsel till sediment. Föroreningarna kan transporteras lösta i vatten, bundna till partiklar eller i ångfas. Flera transportmekanismer kan verka parallellt, såsom diffusion, transport med uppströmmande grundvatten, erosion av fasta partiklar samt transport pga gasbildning i sedimentet, se figur 2.1.



Figur 2.1 Schematisk beskrivning av olika transportprocesser i ett sjösediment.

Uttransporten av föroreningar påverkas av eventuella vattenflöden genom sedimenten - **advektion**. Vattnet för med sig lösta föroreningar, men också föroreningar bundna till partiklar. Vattenflöde uppåt i sedimenten kan bl a bero på uppströmmande grundvatten.

**Hydrodynamisk dispersion** är i första hand en transportmekanism som sprider ut och blandar om. Detta beror på skillnaden i flödes hastighet för olika flödesvägar. I ett längre tidsperspektiv kommer den hydrodynamiska dispersionen att spela en försumbar roll för föroreningstransporten av ett stabilt ämne.

**Bioturbation** är omblandning och transport av sediment till följd av biologisk aktivitet. Processen orsakas av olika bottenlevande organismer.

**Diffusion** orsakas av termisk molekylrörelse som ger upphov till en spridningseffekt. Diffusion ger ett massflöde i motsatt riktning som koncentrationsgradienten. Massflödet ges av produkten av koncentrationsgradienten och diffusiviteten. Diffusiviteten påverkas av det diffunderande ämnets storlek och laddning, porositet, porstruktur och graden av vattenmättnad av porerna. Diffusion från ett sediment ut i vattenmassan kan delas in i två steg, intern och extern diffusion. Den interna diffusionen sker i sedimentets porvatten medan den externa diffusionen sker genom vattenskiktet precis ovanför sedimentytan till den överliggande vattenmassan. Den interna diffusion som sker i sedimentets porvatten påverkas av sedimentets sorptionsegenskaper. För ämnen som sorberar kraftigt förändras koncentrationsgradienten mycket lite med tiden. Detta gör att utsläpp genom diffusion ofta endast berör det allra översta skiktet av sedimentet. Den externa diffusionen beror av koncentrationsgradienten i ett vattenskikt med låg vattenhastighet precis ovanför sedimentytan. Storleken på den externa diffusionen påverkas av vattenströmmarna i sjön, längden på sträckan som vattnet flödar över och

diffusiviteten av ämnet i vatten. Både den interna och den externa diffusionen kan vara betydelsefull för utlakning från sediment.

Utsläppet genom diffusion från ett homogent förorenat sediment till den överliggande vattenmassan är initialt mycket högt, men kommer under ostörda förhållanden att avta med tiden. Utsläppstakten är omvänt proportionell mot roten av tiden. Efter 100 år är alltså utsläppstakten en tiondel av den som råder efter 1 år.

Föroreningens fördelning i djupled är viktig för utsläppstakten, speciellt den första tiden. Om koncentrationen initialt är förhöjd högst upp i sedimentet kan högre utsläpp förväntas under den första tiden. Efter något tiotal år har det kvicksilver som finns i de översta centimetrarna av sedimentet till stor del lakats ut. Om sedimentation av förorenat material pågår, såsom är fallet i Örserumsviken, sker dock inte samma minskning av utsläppstakten.

**Resuspension -Erosion** innebär frisättning och transport av sediment och adsorberade ämnen. Erosionen beror av strömningshastighet, partikelstorlek, partikeldensitet och sedimentens vatteninnehåll.

**Sedimentation** ger en transportbarriär och en kompaktering av sedimenten. Sedimentationshastigheten beror bl.a. av näringsstatus i sjön. I föroreningssammanhang är det viktigt att avgöra om suspenderat material i vattenmassan är fritt från föroreningar eller om det är resuspenderat förorenat material.

Nedbrytning av organiskt material i bottensediment kan leda till **gasbildning**, framförallt metan, koldioxid och vätesulfid. Vid hög gasbildning bildas bubblor i sedimentet som stiger mot vattenytan. Bubbelbildning kan påverka utsläppet av föroreningar på flera sätt:

- Ångfastransport: Flyktiga föroreningar ansamlas i de bildade gasbubblorna och följer med när dessa passerar sedimentet. När bubblorna stiger genom vattenmassan kan kvicksilver överföras till vattenfasen eller frigöras till atmosfären när bubblorna når vattenytan.
- Medryckning: Stigande bubblor kan röra om i sedimenten och ”dra med sig” sedimentpartiklar och vatten från sedimentet som innehåller föroreningar.
- Sjökbildning: Om stora gasfickor bildas i sedimentet kan stycken av sediment ryckas loss från botten och flyta upp till vattenytan. Dessa sönderdelas efter en tid och sjunker då åter mot botten.

Gasbildningen är temperaturberoende och kan variera avsevärt under året, med en högsta förväntad gasbildning under sensommaren.

Utsläpp till luften kan också ske direkt från vattenmassan. När det gäller kvicksilver sker frisättning till atmosfären i första hand av de flyktiga föreningarna  $\text{Hg}^0$  och  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ . Gasfrisättningen beror av transportmotståndet i gränsskiktet mellan luft och vätska. Transportmotståndet beror i sin tur av viskositet, diffusivitet för Hg och vattenytans längd i vindriktningen.



## 2.2 Fysikaliska och kemiska egenskaper

### 2.2.1 Löslighet

#### *Kvicksilver*

Kvicksilver kan existera i tre olika oxidationsstadier: Hg (0), Hg (I), samt Hg (II). Hg(I) förekommer i lösning som  $\text{Hg}_2^{2+}$  men disproportionerar till Hg (0) och Hg (II) vid  $\text{pH} > 3$  pga ökande hydroxidjonkoncentration samt förångning av Hg (0). Hg (0) är termodynamiskt instabil med avseende på oxidation men denna sker långsamt vilket innebär att Hg (0) bildat under reducerande förhållanden i akvatisk miljö passerar det oxiderade ytskiktet och förångas.

Kvicksilver förekommer i naturen som ånga, i oorganiska salter och i organiska föreningar, kovalent bundna till kolatomer. Specieringen av kvicksilver, dvs dess fördelning mellan olika kemiska former, i den akvatiska miljön är av stor betydelse för dess kemiska reaktivitet, geokemiska mobilitet och biologiska tillgänglighet.

De viktigaste kemiska formerna av kvicksilver som förekommer i miljön är

- elementärt kvicksilver,  $\text{Hg}^0$ ,
- tvåvärt oorganiskt kvicksilver som kvicksilverjon,  $\text{Hg}^{2+}$ , som har stark bindning till många oorganiska och organiska ämnen, särskilt sådana som innehåller svavel och
- metylerade kvicksilverformer,  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  och  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ .

I oxiderande miljö är lösligheten av kvicksilver begränsad av HgO eller  $\text{Hg}(\text{OH})_2$  till 20 – 60 mg/L ( $\sim 10^{-4} M$ ). I sötvattenmiljö är  $\text{Hg}(\text{OH})_2$  den dominerande formen. I reducerande miljö i närvaro av sulfidjoner begränsas lösligheten av HgS till cirka 0.02  $\mu\text{g/L}$  ( $10^{-10} M$ ). Vid sulfidöverskott i lösningen ökar kvicksilversulfidens löslighet måttligt med ökande pH-värde upp till ca pH 7, därefter sker en kraftig ökning. Om sulfidjoner inte förekommer begränsas lösligheten av elementärt kvicksilver  $\text{Hg}^0$  till 50  $\mu\text{g/L}$  ( $\sim 10^{-7} M$ ).

Hg(II) bildar komplex med OH, Cl, humus- och fulvosyror. Kvicksilver förekommer även som metallorganiska komplex i form av  $\text{CH}_3\text{-Hg}^+$  och  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ . Metylkvicksilver är huvudsakligen bundet till partiklar och därvid till svavelatomer.

Lindqvist et al [1991] rapporterar att andelen metylokvicksilver i naturliga system normalt är 1-10% av den totala mängden kvicksilver. Den biologiska betydelsen av metylokvicksilver är dock mycket stor. Uptaget av kvicksilver i biosfären ökar när kvicksilver är metylerat pga av dess högre fettlöslighet. De metylerade kvicksilverformerna är tämligen resistenta mot biologisk nedbrytning, anrikas snabbt men metaboliseras endast långsamt av levande organismer. Bildning av metylokvicksilver styrs huvudsakligen av mikrobiell aktivitet.

#### *PCB*

Polyklorerade bifenyler, PCB, är en beteckning för en grupp av ämnen med olika många kloratomer fästa vid en bifenyilmolekyl. De kommersiella produkter där PCB ingick bestod av blandningar av olika kongener med olika klorsubstitutionsgrad. De olika kongenerna är olika giftiga och har olika kemiska och fysikaliska egenskaper. PCB har mycket god stabilitet varför de inte bryts ner annat än mycket långsamt i naturen. De är endast begränsat lösliga i vatten (ca 0.01-1 mg/l) och lösligheten minskar med ökande

klorsubstitutionsgrad. I denna studie har sju olika PCBer (PCB<sup>1</sup> # 28, 52, 101, 118, 153, 138 och 180) beaktats i form av ett viktat medelvärde för de individuella egenskaperna.

### ***PAH***

Polyaromatiska kolväten är en stor grupp olika ämnen med varierande antal kondenserade ringar. De kemiska och fysikaliska egenskaperna för de olika PAHerna är tämligen olika. Lösligheten i vatten minskar med ökande antal aromatringer. Naftalen med 2 aromatringer är förhållandevis lös i vatten (ca 30 mg/l), fluoranten med 3,5 ringar är svagt lös (ca 0.2 mg/l), medan bens(a)pyren med 5 ringar är tämligen svårlös (ca 2 µg/l). Sammansättningen av PAH från analyser i sedimenten har i medeltal ca 3,5 ringar. Sammansättningen skiljer sig inte markant mellan olika delar i viken eller på olika djup i sedimentet. Därför har i denna studie fluoranten valts ut som representanter för PAH-gruppen.

### **2.2.2 Sorption**

#### ***Kvicksilver***

Den viktigaste fördröjningsmekanismen för kvicksilver vid koncentrationer 1 mg/l ( $>10^{-5}$  M) är troligen sorption till organiskt material och hydrolyserade järn- och manganoxider. Hg(0) binds till humus medan Hg(II) sorberar på lermineral. Kvicksilver som absorberats till organiskt material är mycket starkt bundet till detta. Endast <0.3% av kvicksilvret rapporteras lösa sig vid desorptionsexperiment. Ottawa River projektet [1979] visade att sorption på organiskt material medförde starkare bindning av kvicksilver än komplexbildning med humus och fulvosyror. Närvaro av kloridjoner minskar sorptionen.

Fördelningskoefficienten, eller  $K_d$ -värdet, är ett mått på ett ämnes fördelning mellan partiklar (t ex mineralitor) och vattenfas.  $K_d$ -värdet beror av i vilken form kvicksilvret föreligger, koncentrationen, den kemiska miljön, samt den fasta fasens sammansättning. Det har konstaterats att  $K_d$ -värdet ökar med ökande halt organiskt material i sedimentet samt ökande partikelstorlek. Värdet för fördelningskoefficienten,  $K_d$ -värdet finns i litteraturen för en mängd olika material.

#### ***PCB***

Till följd av sin hydrofoba karaktär fastläggs PCB i hög grad på partikulärt material, i synnerhet på organiskt material. Adsorptionen uttryckt som ett  $K_d$ -värde, ökar med ökande klorsubstitutionsgrad. I det aktuella fallet har ett viktat genomsnittligt  $K_d$ -värde uppskattats för de beaktade PCBerna.

#### ***PAH***

Sorptionsegenskaperna, uttryckt som  $K_d$ -värde, varierar till följd av PAHernas olika egenskaper. I beräkningarna där PAH-gruppen representeras av fluoranten har ett värde på 40 m<sup>3</sup>/kg använts.

---

<sup>1</sup> I enlighet med IUPACs numrering av PCB-kongener

### 2.2.3 Ångtryck och flyktighet från vatten

Ångtrycket för ett ämne är ämnets tryck över en vätskeyta av det rena ämnet vid en viss temperatur, medan Henrys konstant anger ett ämnets fördelning mellan vattenfas och ångfas då ämnet förekommer i låga koncentrationer i vattenfasen.

#### *Kvicksilver*

Ångtrycket för Hg(0) vid 20°C är  $1.2 \cdot 10^{-3}$  mm Hg och Henrys konstant är 0.29 vid 20°C. Även metylkvicksilver i form av  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$  kan betraktas som flyktigt då värdet på Henrys konstant är 0.31 vid 25°C [Lindqvist et al, 1984].

#### *PCB*

Ångtrycket hos PCB är lågt, men till följd av den låga lösligheten är Henrys konstant ändå relativt hög (0.0125), varför avdunstning från en vattenyta kan ha en viss betydelse i sammanhanget.

#### *PAH*

Med undantag för naftalen, vars värde för Henrys konstant ligger i nivå med PCB, kan PAHerna sägas ha låg flyktighet. Fluoranten och bens(a)pyren har rapporterats brytas ned av ljus, något som skulle kunna ha viss betydelse i ytnära vatten under sommaren, denna process har dock ej beaktats i denna studie [Gherini et al, 1989].

## 2.3 Indelning av Örserumsviken

Den modell som beskriver spridningen och ackumuleringen av kvicksilver, PCB och PAH i Örserumsviken är en dynamisk kemisk transportmodell, en så kallad box-modell. Den inkluderar vattenmassa inklusive suspenderat material, sediment, atmosfär, tillflöden och utflöden. Vattenmassan har delats in i två vertikala nivåer (0-50 cm samt 50 cm-botten) och sedimentet i 7 nivåer (0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm och 60-80 cm). Överföringen av föroreningar mellan de boxar som representerar sediment och vattenmassa beräknas genom att modellera de processer som är av dominerande betydelse.

I en första ansats sattes en enklare modell upp (Modell I) där Örserumsviken delades in i 3 delområden; inre viken, mellanviken och yttre viken. Delområdena utgörs i figur 1.1 av område A, B och C (inre), område D, E och J (mellan) samt område F, G, H och I (yttre). Syftet var att testa ut modellen i ett system med ett färre antal boxar, vilket förenklade utvärderingen av beräkningsresultaten. Modellen kalibreras i detta skede mot mätningar i sediment och vatten från 1998/99 [von Post, 1999 och Axelman et al., 1998], se avsnitt 3.5.

För PCB har simuleringar även gjorts med en mer detaljerad modell (Modell II). Delområden i denna modell baserar sig på den senaste sedimentundersökningen [von Post, 1999], men utgörs av 10 delområden (A-J i figur 1.1) istället för 17.

## 2.4 Modelldata och antaganden

### 2.4.1 Vattenomsättning

Vattenomsättningen mellan de olika delarna av Örserumsviken har tagits från en stationär modellberäkning utförd av SMHI [Ivarsson, 2000]. Modellberäkningen baserar sig på ett fall med en västlig vind på 8 m/s och en avrinning från Vassbäcksån på 130 l/s. Detta resulterar i ett utflöde ur viken på 0,7 m<sup>3</sup>/s. SMHI har även beräknat vattenflödet mellan 10 delområden i viken, se bilaga 1. Varje område är indelat i en yttlig del motsvarande vattenmassan ned till ett djup av 0,5 m samt en djupare del motsvarande vattenmassan från 0,5 m ned till botten. Vid beräkningarna av föroreningstransport med Modell I har de 10 delområdena slagits samman till tre områden motsvarande den inre delen av viken, mellandelen av viken respektive den yttre delen av viken. Volymen av de olika delområdena har beräknats genom interpolation av ekolodsdata med datorprogrammet Surfer.

Vidare har antagits att turbulensen i strömningen ger en viss omblandning mellan ytvattnet och det djupare vattnet. Omfattningen av denna omblandning har uppskattats motsvara ca 30 m<sup>3</sup>/s i uppåriktat och nedåriktat flöde inom vart och ett av de tre delområdena i viken. Beräkningarna bygger på antagandet om en så kallad Eddy diffusivitet i vertikal riktning på 10<sup>-5</sup> m<sup>2</sup>/s [Bowie et al., 1985].

SMHI har även beräknat strömhastigheter vid ytan och längs med botten av Örserumsviken. Strömhastighet och riktning redovisas i bilaga 1.

### 2.4.2 Grundvattenuppströmning

En möjlig orsak till transport av föroreningar genom sedimentbotten är uppströmning av grundvatten genom sedimenten. Uppströmning av grundvatten är vanligt förekommande nära stränder i sjöar och kustområden. Indikationer på uppströmmande grundvatten finns i vissa delar av Örserumsviken, men några mätningar av flödet har ej gjorts.

En grov uppskattning av mängden uppströmmande grundvatten har gjorts genom att beräkna nettoinfiltrationen (nederbörd - avdunstning) i tillrinningsområdet och anta att detta vatten strömmar upp genom botten på viken. Tillrinningsområdet är ca 2 km<sup>2</sup> och nettoinfiltrationen 200 mm/år, vilket ger en vattenmängd på 400.000 m<sup>3</sup>/år. Om detta fördelar sig jämt över botten (ca 380.000 m<sup>2</sup>) ger detta ett flöde av uppströmmande grundvatten på ca 1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>,a.

Detta är troligen en överskattning av flödet eftersom stora delar av avrinningen avbördas direkt till viken som ytavrinning.

### 2.4.3 Gasbildning

Vid de undersökningar som genomförts har noterats att gas förekommer i sedimentet. Inga mätningar har gjorts av mängden bildad gas. En uppskattning av gasbildningen har istället gjorts utifrån litteraturdata [Elert et al, 1992]. Gasbildningshastigheten är starkt beroende den biologiska aktiviteten i sjön, som i sin tur beror av såväl temperatur som föroreningshalt. I beräkningarna har antagits en gasbildning motsvarande 0,1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>,a, vilket motsvarar en relativt hög gasbildning.

Utsläppet av förångade föroreningar vid den antagna gasbildningshastigheten har beräknats genom att anta att koncentrationen av föroreningar i gasfas är i jämvikt med

koncentrationen i vattenfas enligt Henrys lag. Hela den lösta andelen kvicksilver har antagits föreligga som de mer flyktiga föreningarna  $Hg^0$  eller  $(CH_3)_2-Hg$ , för vilka den dimensionslösa Henrys konstant är 0,3. För PCB har kongenspecifika värden från Axelsson et al. (1998) använts. För de polyaromatiska kolvätena naftalen, fluoranten och bens(a)pyren har värden på Henrys konstant från USEPA (1996) använts.

Om de gasbubblor som innehåller föroreningar i ångfas är små kan en stor del av föroreningen tas upp i vattenmassan när bubblor stiger mot ytan. Tidigare beräkningar visar att nästan all förorening överförs till vattenfasen om gasbubblorna är mindre än 1 mm [Elert et al., 1992]. Är gasbubblorna ett par centimeter kommer däremot huvuddelen av föroreningarna att följa med bubblan och frigöras när den når vattenytan. Utsläppet av förorening sker i detta fall direkt till atmosfären.

#### 2.4.4 Sorptionsegenskaper

De föroreningar som förekommer i Örserumsviken har en kraftig förmåga att binda till fasta partiklar och framförallt organiskt material i sediment eller som suspenderat material i vattenmassan. Bindningsförmågan kan beskrivas med en parameter ( $K_d$ -värde) som anger kvoten mellan halt i fastfas (mg/kg) och halt i lösning ( $mg/m^3$ ) när jämviktsförhållanden råder.  $K_d$ -värdet kan uppskattas experimentellt i laboratorium eller utifrån fältdata. För organiska föroreningar relateras  $K_d$ -värdet ofta till halten organiskt kol i det fasta materialet.

$K_d$ -värdet för kvicksilver och PCB på suspenderat material i vattenmassan har uppskattats utifrån resultat från halter i uppsamlat material i sedimentfällor och uppmätta halter i filtrerade vattenprover. En uppskattning har också gjorts av halten av partikelbundna föroreningar i vattenmassan. Detta görs genom att beräkna ett  $K_d$ -värde för partikulärt organiskt kol (POC) som sedan multipliceras med halten POC i vattenproven och halten föroreningar i filtrerade prover. Resultatet av beräkningarna redovisas i tabell 2.1 och 2.2.

Tabell 2.1  *$K_d$ -värde för kvicksilver på suspenderat material samt halter partikelbundet i vattenmassan.*

Lokal	Halt i sedimentfällor	Medelhalt filtrerade prover	Kdsusp	POC	KdPOC	POC i vattenprover	Halt partikulärt	Andel partikulärt
	mg/kg TS	ng/L	m3/kg	andel	m3/kg	ug/L	ng/L	
Inre vik	7.5	1.07	7009	0.23	30475	440	14.3	93.1%
Mellanvik	4	1.015	3941	0.22	17913	390	7.1	87.5%
Yttre vik	2.5	1.225	2041	0.19	10741	307	4.0	76.8%
Utanför	0.67	0.31	2161	0.14	15438	301	1.4	82.3%
Referens	0.06	0.17	353	0.15	2353	279	0.1	39.6%
Medel vik	4.7	1.1	4330	0.21	19710	379	8.5	86%

Tabell 2.2 *Kd-värde för summa PCB-7 påsuspenderat material samt halter partikelbundet i vattenmassan.*

Lokal	Halt i sedimentfällor	Halt löst i vatten	Kdsusp	POC	KdPOC	POC i vattenprover	Halt partikulärt	Andel partikulärt
	mg/kg TS	ng/L	m3/kg	andel	m3/kg	ug/L	ng/L	
Inre vik	2.029	4.17	486	0.23	2115	440	3.9	48.2%
Mellanvik	0.948	2.57	368	0.22	1674	390	1.7	39.5%
Yttre vik	0.407	0.62	653	0.19	3438	307	0.7	51.4%
Utanför	0.054	0.41	131	0.14	935	301	0.1	21.9%
Referens	0.014	0.1	139	0.15	928	279	0.0	20.6%
Medel vik	1.1	2.5	4330	0.21	2409	379	2.1	46%

Vad gäller sorption av föroreningar i sedimentet finns inga mätdata tillgängliga för att beräkna Kd-värden. För kvicksilver och PCB har de Kd-värden som redovisats av Axelsson et al. (1998) använts. För naftalen, fluoranten och bens(a)pyren har Kd-värdet för suspenderat material och sediment beräknats utifrån data från USEPA (1996).

#### 2.4.5 Diffusivitet

Trots den kraftiga fastläggningen på fast material och de låga halterna av lösta föroreningar i sedimentet kan diffusion vara en betydelsefull transportmekanism på grund av den höga diffusiviteten i sedimenten och de stora ytor som exponeras. De parametrar som är av intresse är koncentrationen i sedimenten, fördelningskoefficienten och diffusiviteten. Diffusiviteten i sedimenten har tagits från de data som redovisas av Axelsson et al. (1998). Dessa värden ligger i intervallet  $4 \cdot 10^{-10} - 2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  och inkluderar effekten av diffusion av lösta föroreningar, diffusion av föroreningar bundna vid löst organiskt kol (DOC) samt bioturbation.

Diffusionsmotståndet i vattenfasen, den externa diffusionen, har beräknats utgående från strömningshastigheterna vid botten i Örserumsviken på 0,004 – 0,03 m/s, vilket skulle ge en effektiv tjocklek på den vattenfilm över vilken diffusionen sker på 0,002 – 0,02 m. Det lägre värdet har använts för att beräkna diffusionsmotståndet för att inte överskatta dess effekt.

#### 2.4.6 Sedimentation

Olika uppgifter har använts för att uppskatta sedimentationen i Örserumsviken. Den densitometriska utvärderingen av sedimentpropparna indikerar en diskordansyta (tidslucka i lagerföljden) för de proppar som tagits i den inre viken (O1 och O2). Denna ligger på ett djup av 18 respektive 20 cm [Nilsson, 1999]. Detta har tolkats av Nilsson som ett resultat av muddringen 1978-79. Baserat på sedimenttillväxten i dessa proppar uppskattas nettotillförseln av material till sedimentet till cirka 0,5 kg TS/m<sup>2</sup>,a. Detta värde anger sedimenttillväxten centralt i den inre delen av viken. Troligen är tillväxten mindre närmare stränderna, varigenom medelvärdet för hela den inre delen av viken blir lägre.

Sedimentfällor som legat ute i olika delar av viken under perioden 98-08-03 - 98-11-04 visar en sedimentationshastighet beräknat på årsbasis på 1,1 kg TS/m<sup>2</sup>,a i den inre viken, 0,26 kg TS/m<sup>2</sup>,a i den mellersta delen av viken och 0,36 kg TS/m<sup>2</sup>,a i den yttre

delen av viken. Sedimentation kan dock förväntas variera under året varför en extrapolering av perioden då fällorna var utlagda till ett årsvärde är osäker.

Sedimentationen kan även uppskattas utgående från halt partikulärt material och en fallhastighet. Halten partikulärt material har uppskattats till ca 2 mg/l. Fallhastigheten är i storleksordningen 200 - 400 m/år. Detta skulle ge en sedimentationshastighet på 0,4 - 0,8 kg TS/m<sup>2</sup>,a.

I beräkningarna har nettosedimentationen antagits vara 0,2 kg TS/m<sup>2</sup>,a i samtliga delar av viken.

#### 2.4.7 Resuspension

Borttransport av sedimentpartiklar kan ske på grund av resuspension skapad av strömmar eller vågrörelser. De resuspenderade partiklarna kan sedan sedimentera på andra ställen i eller utanför Örserumsviken. Föroreningar som är bundna till dessa partiklar frigörs på så sätt från sedimenten och kan transporteras iväg (eventuellt ut ur viken). Inga mätningar av resuspensionen i Örserumsviken har gjorts. Sedimenten framförallt i den inre delen av viken är kraftigt underkonsoliderade och därför flytbenägna och lättroderade [Nilsson, 1999]. Bottenvegetationen kan dock begränsa vattenrörelserna nära botten och därmed förutsättningar för erosion. Nilsson uppskattar att kritisk erosionshastighet 1 m ovanför botten är 5 - 12 cm/s. De uppskattningar av sedimentation och resuspension som använts i beräkningarna redovisas i tabell 2.3.

Tabell 2.3 Använda data för sedimentation och resuspension.

	Sedimentation kg TS/m <sup>2</sup> ,a	Resuspension kg TS/m <sup>2</sup> ,a	Netto sedimentation kg TS/m <sup>2</sup> ,a
Inre viken	0,7	0,5	0,2
Mellanviken	0,3	0,1	0,2
Yttre viken	0,5	0,3	0,2

## 2.5 Kalibrering

Spridningsmodellerna för Örserumsviken har kalibrerats mot uppmätta halter av Hg, PCB och PAH i sediment och vatten [Axelman et al., 1998; von Post, 1999].

Kalibreringen utfördes genom att de fysikaliska systemparametrarna (sedimentation, överlagring, etc) ställdes in för ett ämne (Hg) i treområdesmodellen (Modell I).

Modellen applicerades sedan på övriga ämnesgrupper med skillnaden att ämnesspecifika data ändrades (diffusivitet, K<sub>d</sub>, Henrys konstant, etc). När modellen utökades till 10 delområden antogs samma egenskaper gälla för de områden som tillhörde de tre ursprungliga områdena.

Som utgångspunkt för kalibreringen har antagits att de föroreningshalter som finns i de översta 20 cm av sedimentet är resultat av omlagring av sediment under de 20 år som gått sedan muddringen. Under denna 20-årsperiod har det skett en förflyttning av förorening från den inre viken till mellan och yttre delen. Detta antagande baseras på tidigare utredningar som visat på en trolig sedimentation av 20 cm sedan muddringen 1978 [Nilsson, 1999], att kvicksilver slutade användas i produktionen 1966 och att inflödet från omgivningen därmed är förhållandevis lågt [Axelman et al., 1998].

Bruttosedimentationshastigheten uppskattades i modellen till 0,9 kg/m<sup>2</sup>,a i den inre delen och 0,3 respektive 0,5 kg/m<sup>2</sup>,a i mellan- och yttre delen. Modellen beskriver en högre resuspension i den inre delen av viken vilket har lett till en nettosedimentation som är lika hög i hela viken (0,2 kg/m<sup>2</sup>,a).

Örserumsviken är grund och vattenomsättningen hög. Detta leder till aeroba sediment och förekomst av bottenfauna, vilka ger upphov till en omblandning av sedimentens övre skikt (bioturbation). Detta leder till ett större utflöde av föroreningar vilket i modellen beskrivs med en högre diffusivitet i sedimenten. Den inre viken har i modellen en högre diffusivitet än de yttre delarna vilket kan motiveras med en större påverkan av vågor och strömmar i detta grundare område eller en högre bioturbation. Diffusiviteten i sedimentet i de yttre delarna av Örserumsviken har valts baserat på data från Axelsson et al. (1998).

Kd-värden för respektive ämne för sediment och suspenderat material visas i tabell 2.4.

Tabell 2.4 Kd-värden för Hg, PCB och PAH

	Hg	PCB	PAH (Fluoranten)
Kd-sed (m <sup>3</sup> /kg)	30	135	7
Kd-susp (m <sup>3</sup> /kg)	4300	400	300

I tabell 2.5a-b visas resultatet av kalibreringen för Hg, PCB och PAH i form av föroreningsmängder i sedimentet i skiktet 0-20 cm. Modellresultatet har jämförts med uppmätta värden [von Post, 1999]. Mängder och koncentrationer är något överskattade i den inre viken för Hg och något underskattade i den yttre viken för fluoranten. I övrigt stämmer beräknade och uppmätta värden bra överens (differens < 8%). Beräknade vattenhalter av kvicksilver (totalhalter) ligger 1998 på ca 15 ng/l, 7 ng/l och 6 ng/l i inre, mellan och yttre delarna av viken. Detta är i överensstämmelse med beräknade totalhalter (löst och partikelbundet) som beräknats från uppmätta halter i filtrerade prover, se avsnitt 2.4.4. Dessa halter är dock högre än de halter som uppmätts under hösten 1999. För PCB är de beräknade halterna i dagsläget i inre, mellan och yttre delarna av viken ca 2,3 ng/l, 1,3 ng/l och 1,2 ng/l. Dessa halter är lägre än de beräknade totalhalterna för inre och mellanviken, men ungefär den samma för den yttre viken.



Tabell 2.5a Beräknade och uppmätta mängder av Hg och PCB

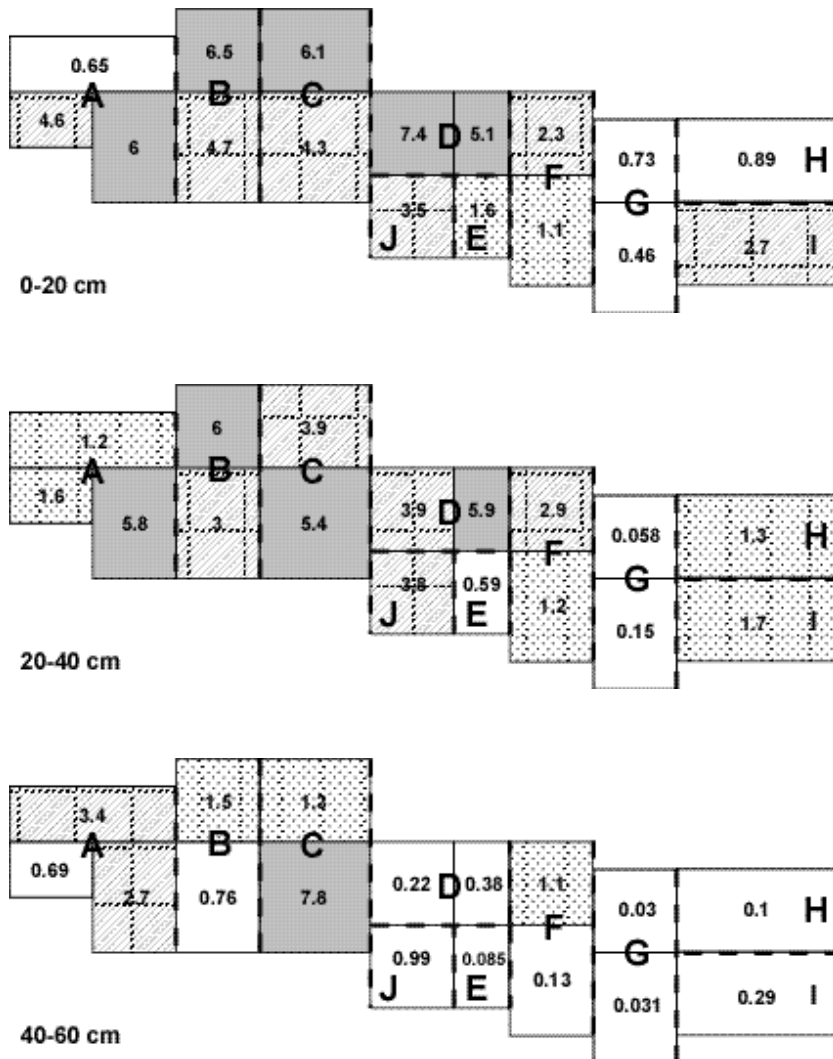
	<b>Kvicksilver</b>			<b>PCB</b>		
	<i>Beräknade mängder (kg)</i>	<i>Uppmätta mängder (kg)</i>	<i>Differens</i>	<i>Beräknade mängder (kg)</i>	<i>Uppmätta mängder (kg)</i>	<i>Differens</i>
Inre	20.7	17.1	17 %	7.4	7.1	3 %
Mellan	12.8	13.1	-2 %	2.2	2.3	-5 %
Yttre	12.5	12.3	2 %	1.5	1.5	-3 %

Tabell 2.5b Beräknade och uppmätta halter av fluoranten (PAH)

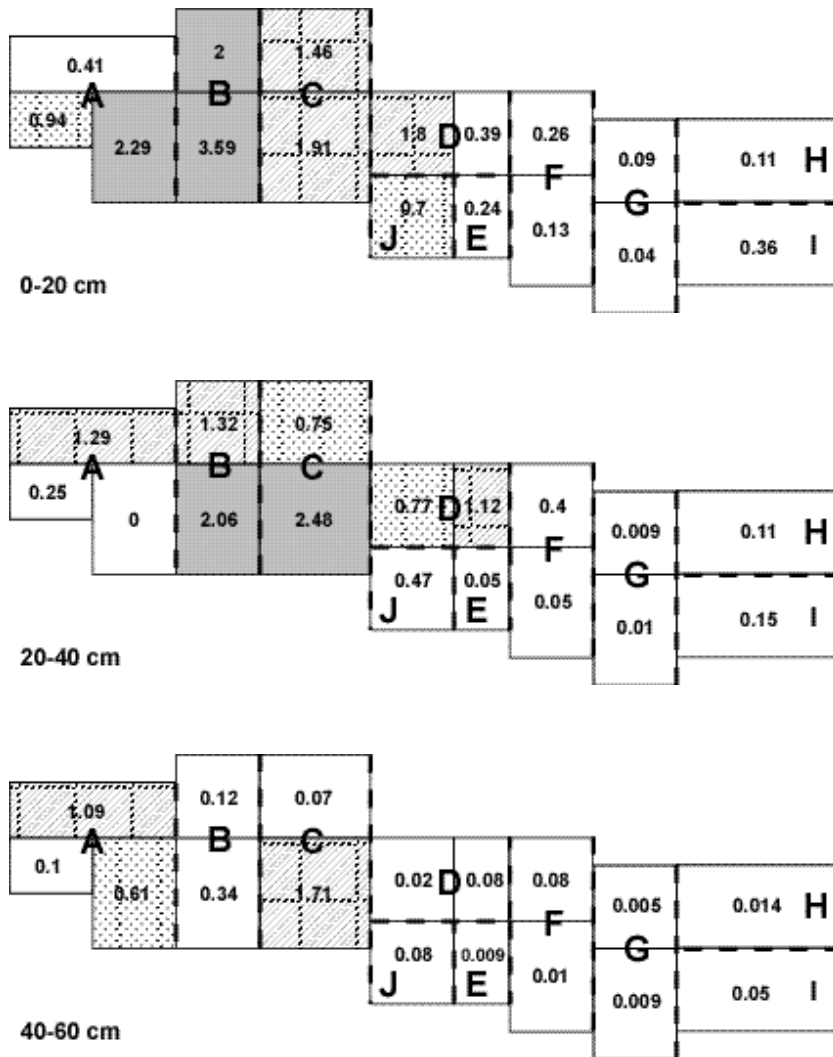
	<b>Fluoranten</b>		
	<i>Beräknade mängder (kg)</i>	<i>Uppmätta mängder (kg)</i>	<i>Differens</i>
Inre	19.80	21.35	-8 %
Mellan	4.99	5.05	-1 %
Yttre	5.99	6.58	-10 %

### 3 Modellering av föroreningstransporten

Olika åtgärdsalternativ har simulerats med modellerna för Hg, PCB och PAH-gruppen. I ett första steg användes Modell I (tre områden) för att studera effekterna av åtgärder där dessa stora delområden muddrades till olika djup. Vid definition av de studerade åtgärdsalternativen har uppmätta halter inom olika delområden av Örserumsviken beaktats, se figur 3.1 och 3.2 för kvicksilver respektive PCB.



Figur 3.1 Koncentrationer av kvicksilver på olika djup i sedimenten inom olika delområden av Örserumsviken.



Figur 3.2 Koncentrationer av PCB på olika djup i sedimenten inom olika delområden av Örserumsviken.

I samtliga simuleringar antas, i enlighet med vad som framkommit under projekt Örserumsviken, att den inre viken muddras till ett djup av 80 cm. De yttre delarna muddras till 20, 40, 60 cm eller inte alls. Utsläppet efter 5 år för olika åtgärdsalternativ jämförs med utsläppet för nollalternativet, d v s att Örserumsviken lämnas utan åtgärd. Åtgärdsalternativen visas i tabell 3.1.

Simuleringarna har gjorts under relativt lång tid (20-50 år) för att se om föroreningsutsläppet och sedimenthalter minskar kontinuerligt eller om en omfördelning kan ske med ökande halter i vissa delar av systemet och ett ökande utsläpp till kustvattnet.

Tabell 3.1 Simulerade åtgärdsalternativ för Hg, PCB och PAH (fluoranten studeras i modellen) med Modell I. Siffrorna anger muddringsdjupet i de olika delarna av viken

Modell I Delområden	Åtgärdsalternativ						
	0	A	B	C	D	E	F
Inre viken	-	0-80 cm	0-80 cm	0-80 cm	0-80 cm	0-80 cm	0-80 cm
Mellanviken	-	0-60 cm	0-40 cm	0-20 cm	0-40 cm	-	0-40 cm
Yttre viken	-	0-60 cm	0-40 cm	0-20 cm	0-20 cm	-	-
Total volym (m <sup>3</sup> )		246 000	199 000	151 000	167 000	104 000	135 000
Mängd TS (ton)		52 000	42 000	32 000	36 000	19 000	25 000

Utifrån resultatet av dessa simuleringar gjordes i ett andra steg körningar med den i 10 områden indelade modellen, Modell II. Eftersom inga utsläppsmål finns för PAH, och då marginalen till utsläppsmålen är mindre för PCB än kvicksilver, gjordes merparten av de mer detaljerade simuleringarna för PCB, samt exempelberäkningar för kvicksilver. I modell II antas samma kemisk-fysikaliska egenskaper (bulkdensitet, diffusivitet, sorption, etc) för de delområden som ligger inom samma ursprungliga delområde i Modell I ("inre", "mellan" och "yttre"). Vattenomsättningen för varje delvolym är framtagen av SMHI för samma vädersituation som simulerades med Modell I. Valda muddringsalternativ för simuleringar med Modell II visas i tabell 3.2.

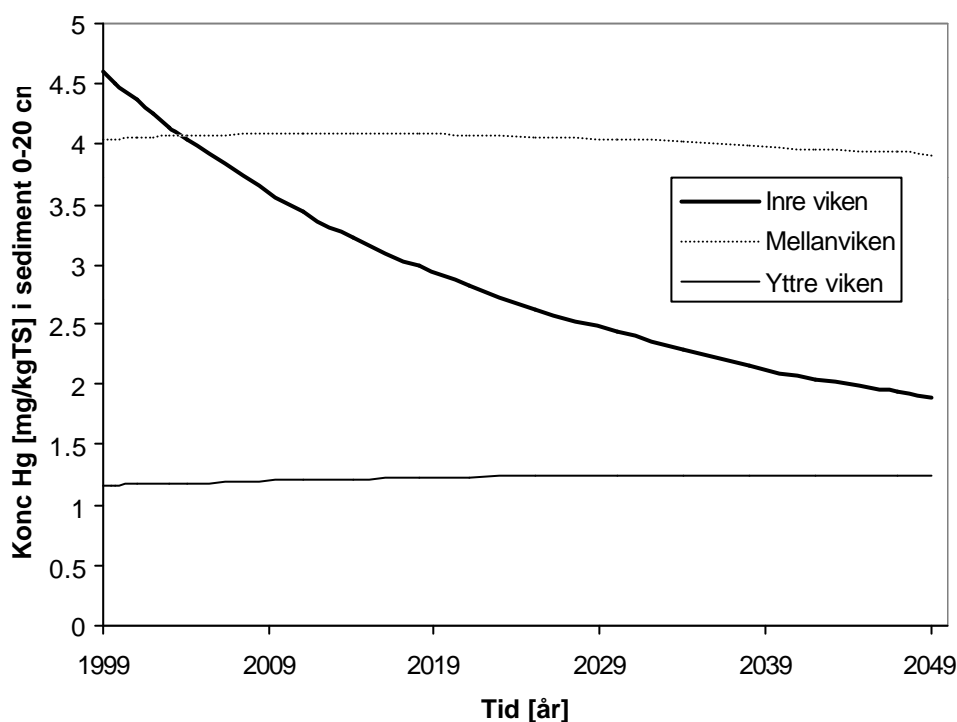
Tabell 3.2 Simulerade åtgärdsalternativ för PCB med modell II (partiell sanering av mindre delområden). Siffrorna anger muddringsdjupet i de olika delarna av viken

Modell II Delområden	Åtgärdsalternativ			
	0	G	H	I
A, B, C (inre)	-	0-80 cm	0-80 cm	0-80 cm
D, J (mellan)	-	0-20 cm	0-40 cm	0-40 cm
E (mellan)	-	0-20 cm	-	0-20 cm
F (yttre)	-	0-20 cm	0-40 cm	0-40 cm
G, H (yttre)	-	-	-	-
I (yttre)	-	0-20 cm	-	0-20 cm
Total volym (m <sup>3</sup> )	-	135925	148050	157800
Mängd TS (ton)	-	26811	28570	30705

### 3.1 Modellering av åtgärdsalternativ - Modell I

#### 3.1.1 Kvicksilver

En simulering gjordes med Modell I för nollalternativet, d v s att inga åtgärder genomförs i Örserumsviken. Trots att ingen muddring sker kommer sedimenthalterna i skiktet 0-20 cm på sikt att sjunka i systemet, där minskningen i den inre viken sker snabbast. För mellanviken och den yttre viken sker en initial ökning av halterna, men denna är mycket liten och halterna kan betraktas som relativt konstanta över de 50 år som simuleras (se figur 3.1). För den yttre viken ökar halterna fortfarande marginellt efter 50 år. Utsläppsmängderna från Örserumsviken till kustvattnet är för detta nollalternativ ca 120 g/år efter 5 år. Efter 50 år är utsläppet nere i 55 g/år.



Figur 3.1 Koncentrationen av kvicksilver i sedimentskiktet 0-20 cm i olika delar av viken 50 år framåt i tiden för nollalternativet

Vid simuleringarna för åtgärdsalternativ A-C uppvisar förändringen av kvicksilverhalter samma trender som vid nollalternativet, dvs att halterna sjunker kontinuerligt med tiden. Initialkoncentrationerna varierar dock i de olika delarna beroende på om och hur djupt muddringen skett. För åtgärdsalternativ E (endast inre viken muddras) visar simuleringarna att halterna i den inre delen kommer att stiga något relativt de initialt låga halterna efter muddringen. Det sker till följd av en transport från de yttre delarna till den inre. Ökningen är dock liten (från 0.1 mg/kg TS till 0.2 mg/kgTS) och halterna sjunker igen efter ca 15-20 år. Vid simuleringen av alternativ F (där yttre viken lämnas omuddrad) kommer halterna i både den muddrade mellandelen och inre delen att stiga under ca 20 år för att sedan sjunka igen. Ökningen är dock marginell i den inre delen

och relativt liten även i mittendelen (0.44 till 0.59 mg/kg TS). Sammanfattningsvis visar simuleringarna för olika åtgärdsalternativ att den omfördelning som sker av föroreningar i viken endast marginellt kan öka halterna i vissa delar efter en muddring.

Saneringsmålet för kvicksilver i Örserumsviken är att minska utsläppet till havet med 70%. Detta mål uppnås enligt simuleringarna med Modell I för åtgärdsalternativ A-D, vilka alla innebär att både de inre och yttre delarna muddras. Utsläppen för dessa alternativ ligger enligt simuleringarna mellan 2-20 g/år efter ca 5 år (se tabell 3.3). Utsläppsmängderna per år minskar kontinuerligt med tiden för samtliga fall. Enligt simuleringsresultaten med Modell I går det inte att lämna sedimentskiktet 0-20 cm i någon del om målen ska uppnås. En simulering med den förfinade modellen skulle kunna visa om det trots allt går att lämna mindre delområden i de yttre delarna av viken omuddrade. I tabell 3.3 ges utsläppet från viken efter 5 år för nollalternativet jämfört med övriga alternativ.

Tabell 3.3 Utsläpp av kvicksilver för olika åtgärdsalternativ och minskningen i % relativt nollalternativet (sedimenten lämnas orörda).

	Utsläpp kg/år vid t=5 år		Reduktion%
	Nollalternativ	Åtgärd	
A	0.12	0.002	98.3
B	0.12	0.0045	96.3
C	0.12	0.017	85.9
D	0.12	0.0095	92.1
E	0.12	0.059	51.1
F	0.12	0.039	67.8

### 3.1.2 PCB

Simuleringen för nollalternativet (ingen muddring) visar på liknande transportförlopp och koncentrationsförändringar som för kvicksilver, dvs att halterna av PCB i sedimentens skikt 0-20 cm minskar i den inre viken och att halterna i utanförliggande delar är relativt konstanta. För PCB är dock koncentrationen i den inre viken för nollalternativet hela tiden högre än i mellandelen och den yttre delen under den 50-årsperiod som simuleras. Utsläppsmängderna till kustvattnet blir enligt simuleringen ca 25 g/år. Efter 50 år är utsläppet nere i 9 g/år.

Simuleringarna för de olika åtgärdsalternativen visar att förändringen av PCB-halterna följer samma tendenser som kvicksilver, d v s minskar med tiden på sikt. De ökningarna som sker för att par av fallen till följd av en omfördelning av föroreningar efter muddring i viken är mycket begränsad och halterna ökar som mest med 0.02 mg/kg TS.

Saneringsmålet för PCB i Örserumsviken innebär att utsläppet till havet ska minska med 90%. Modellsimuleringarna med Modell I visar att detta mål för PCB uppnås för åtgärdsalternativ A-D, dvs att både de inre och yttre delarna måste muddras. Utsläppen för de olika åtgärdsalternativen är 0,3-2 g/år och minskar hela tiden. En simulering med Modell II har använts för att visa om det är möjligt att lämna mindre delområden i de yttre delarna av viken kan lämnas utan åtgärd. I tabell 3.4 ges utsläppet från viken efter 5 år för nollalternativet jämfört med övriga alternativ.

Tabell 3.4 Utsläpp av PCB för olika åtgärdsalternativ och minskningen i % relativt nollalternativet (sedimenten lämnas orörda)

	Utsläpp kg/år vid t=5 år		Reduktion%
	Nollalternativ	Åtgärd	
A	0.025	0.00033	98.7
B	0.025	0.00046	98.2
C	0.025	0.0017	93.0
D	0.025	0.00091	96.4
E	0.025	0.0086	65.7
F	0.025	0.0061	75.5

### 3.1.3 PAH

För PAH-gruppen valdes fluoranten ut som representativt ämne för spridningen i Örserumsviken. En uppskattning av utsläppsmängderna från Örserumsviken av samtliga PAH:er gjordes utifrån det relativa innehållet av fluoranten i sedimenten (ca 50% i skiktet 0-20 cm).

Även för fluoranten/PAH minskar halterna på sikt i Örserumsvikens sediment (0-20 cm). Simuleringen utfördes under en period av 20 år. Med antagandet att fluoranten utgör 50% av det totala PAH-utsläppet blir utsläppsmängderna från Örserumsviken ca 380 g/år efter 5 år. Efter 20 år är utsläppet nere i 280 g/år.

För PAH-föreningarna finns inga uttalade saneringsmål. Samma modellsimuleringar som för kvicksilver och PCB för Modell I har dock gjorts och effekten på utsläppet från viken vid olika åtgärdsalternativ redovisas i tabell 3.6.

Tabell 3.6 Utsläpp av PAH (utifrån simuleringar för fluoranten) för olika åtgärdsalternativ och minskningen i % relativt nollalternativet (sedimenten lämnas orörda)

	Utsläpp kg/år vid t=5 år		Reduktion%
	Nollalternativ	Åtgärd	
A	0.40	0.028	93.1
B	0.40	0.028	93.0
C	0.40	0.046	88.6
D	0.40	0.035	91.2
E	0.40	0.189	52.6
F	0.40	0.134	66.4

## 3.2 Åtgärdsalternativ med partiell sanering - Modell II

Vid jämförelse av kvicksilver och PCB var marginalen till saneringsmålen (reduktion av utsläppet från viken med 90%) mindre för PCB för de olika åtgärdsalternativen vid simulering med Modell I. PCB blir därför i högre grad styrande för vilket muddringsalternativ som kan väljas för att uppnå saneringsmålen. PCB är därför den ämnesgrupp som i första hand valts att studeras med Modell II. Modell II är uppbyggd så att det går att simulera en muddring av mindre delområden än i Modell I.

### 3.2.1 PCB

Simuleringarna för nollalternativet ger ett utsläpp från Örserumsviken på ca 20 g PCB/år, d v s något lägre än det som simulerades med Modell I. Simuleringarna för de olika åtgärdsalternativen visar att saneringsmålen inte riktigt uppnås för något av muddringsalternativen, men ligger nära för alternativ I. För alternativ H minskar utsläppet till kusten bara med drygt 80% (se tabell 3.5).

Tabell 3.5 Utsläpp av PCB beräknat med Modell II för olika åtgärdsalternativ samt minskningen i % relativt nollalternativet (sedimenten lämnas orörda)

	Utsläpp kg/år vid t=5 år		Reduktion%
	Nollalternativ	Åtgärd	
G	0.021	0.0028	86.5
H	0.021	0.0036	82.6
I	0.021	0.0023	89.2

### 3.2.2 Kviksilver

Eftersom saneringsmålen för PCB enligt simuleringarna med Modell II i stort sett uppfylls för åtgärdsalternativ I, är det intressant att studera effekten på utsläppet av kvicksilver för detta alternativ.

Enligt simuleringarna för nollalternativet släpps ca 77 g Hg/år ut till kustvattnet från Örserumsviken, d v s som för PCB ett något lägre utsläpp än det som simulerades med Modell I. Simuleringen för åtgärdsalternativ I visar att utsläppet reduceras med nära 90% och att saneringsmålen därmed uppnås med god marginal (tabell 3.6).

Tabell 3.5 Utsläpp av kvicksilver beräknat med Modell II för olika åtgärdsalternativ samt minskningen i % relativt nollalternativet (sedimenten lämnas orörda)

	Utsläpp kg/år vid t=5 år		Reduktion%
	Nollalternativ	Åtgärd	
I	0.105	0.0772	87.9



## 4 Slutsatser och diskussion

### 4.1 Sammanfattning av resultat

En dynamisk kemisk transportmodell har tagits fram för Örserumsviken där transporten av föroreningar beräknas utgående från de samverkande fysikaliska-kemiska processerna. Modellen har kalibrerats för en period från den föregående muddringen (1978-79) till dagsläget. Kalibreringen uppnås med rimliga antaganden för de ingående parametrarna. Den kalibrering som gjorts med avseende på spridning av kvicksilver ger också goda resultat för PCB och PAH när de ämnesspecifika parametrarna justerats för dessa ämnen. Vi drar därför slutsatsen att modellen ger en rimligt god beskrivning av de huvudsakliga transportprocesserna och att modellen därför kan användas för prediktioner av den framtida utvecklingen. De osäkerheter som föreligger gäller framförallt hur föroreningssituationen såg ut direkt efter den föregående muddringen, inverkan av varierande väderleks- och vindförhållanden samt partikeltransporten mellan olika delområden i viken.

De genomförda provtagningarna har visat att de olika föroreningarna till hög andel är partikelbundna. Resultaten från den kalibrerade modellen överensstämmer med detta.

Modellen visar att en signifikant omfördelning av föroreningar skett i viken sedan saneringen 1978-79. Föroreningar från den inre viken har frigjorts och ansamlats i den mellersta och yttre delen. Omfördelningen har varit störst för kvicksilver vilket kan bero på en kraftigare bindning av kvicksilver till suspenderat material än för PCB och PAH. Sedan 1978 uppskattas att mängden kvicksilver i de översta 20 cm av sedimenten i den inre viken har minskat med 25 kg, samtidigt har mängden i de översta 20 cm i yttre och mellersta viken ökat med 8 kg. Under perioden har 4 kg transporterats ut ur viken och 13 kg begravts i djupare sediment. Denna omfördelning fortsätter även i dagsläget. Detta resulterar i långsamt avtagande halter i ytsedimenten och en långsam minskning av utsläppet från viken. Föroreningshalterna i ytskiktet kommer under lång tid att vara höga vilket påverkar utläckaget och gör föroreningarna tillgängliga för biologiskt liv.

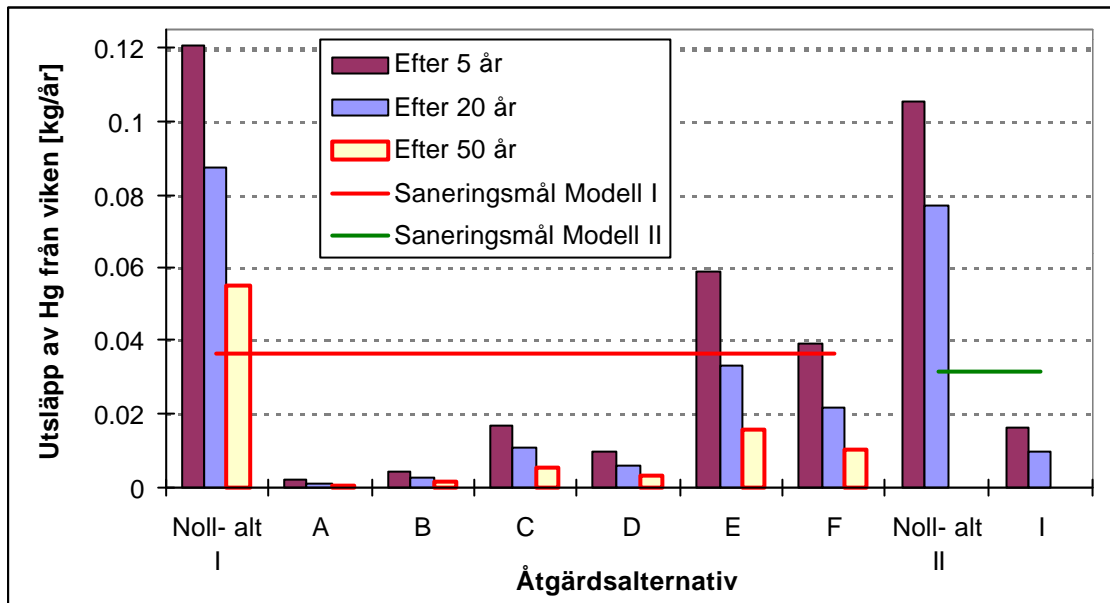
I dagsläget uppskattas bruttoutsläppet av kvicksilver till ca 150 g/a, av summa PCB-7 till ca 30 g/a och av PAH ca 400 g/a. Nettotflödena har beräknats vara 10-20% lägre. Det beräknade utsläppet ur Örserumsviken är mindre än det som uppskattats i den tidigare utredningen från Stockholms universitet [Axelman et al., 1998]. Där beräknades nettoutflödet av kvicksilver till 930 g/a och nettoutflödet av total PCB till 730 g/a. Uppskattade bruttotflöden är ca 1400 respektive 800 g/a, för Hg och total PCB. Total PCB-halt är ca 2 gånger högre än PCB-7. Skillnaden mellan de två uppskattningarna beror huvudsakligen på att olika data använts för vattenomsättningen i Örserumsviken. I Stockholms universitets uppskattning beräknades utsläppet utifrån en ca 10 gånger högre vattenomsättning i viken (ca 7 m<sup>3</sup>/s jämfört med 0,7 m<sup>3</sup>/s). Det högre flödet baserades på tidigare uppskattningar från SMHI [Ambjörnson et al., 1998].

Simuleringar av framtida utsläpp för nollalternativet visar att utsläppet av kvicksilver och PCB kommer att ha minskat med 20% efter 5 år. Om 50 år förväntas utsläppet ligga på en tredjedel av dagens nivå.

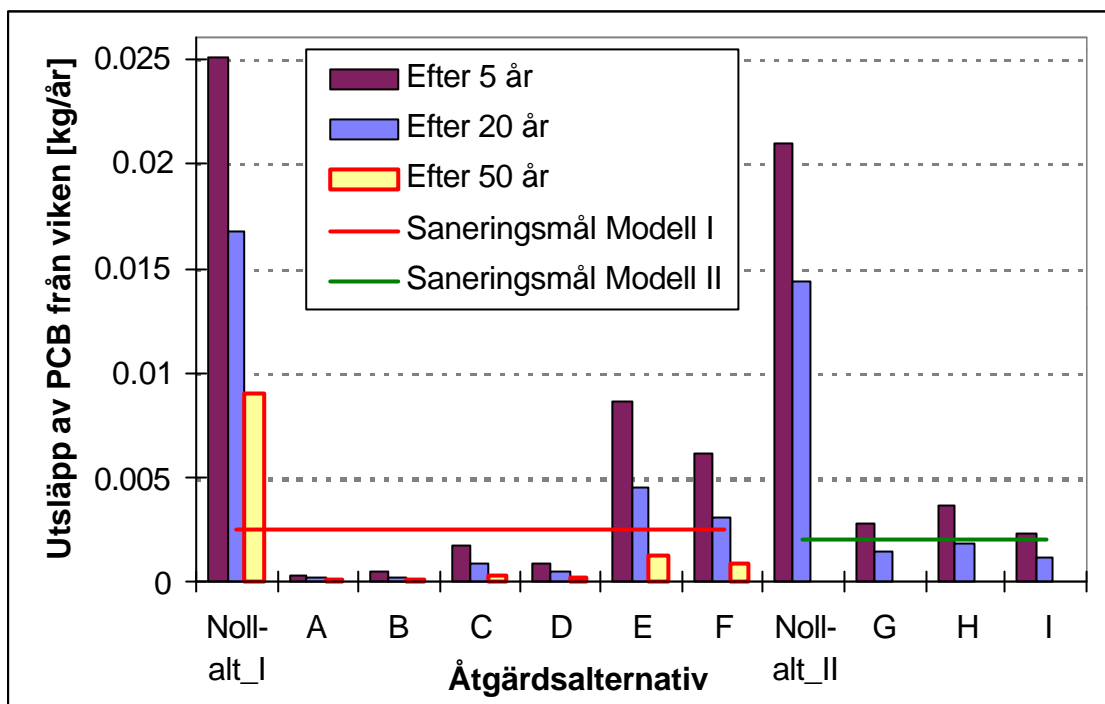
Avgången till luft från vattenmassan är liten i förhållande till övriga utsläpp.

Modellsimuleringar och beräkningar av utsläpp från Örserumsviken har utförts för kvicksilver, PCB och PAH med en modell som baseras på tre delområden (Modell I). Även koncentrationer i vatten och sediment har beräknats. Simuleringar har utförts för

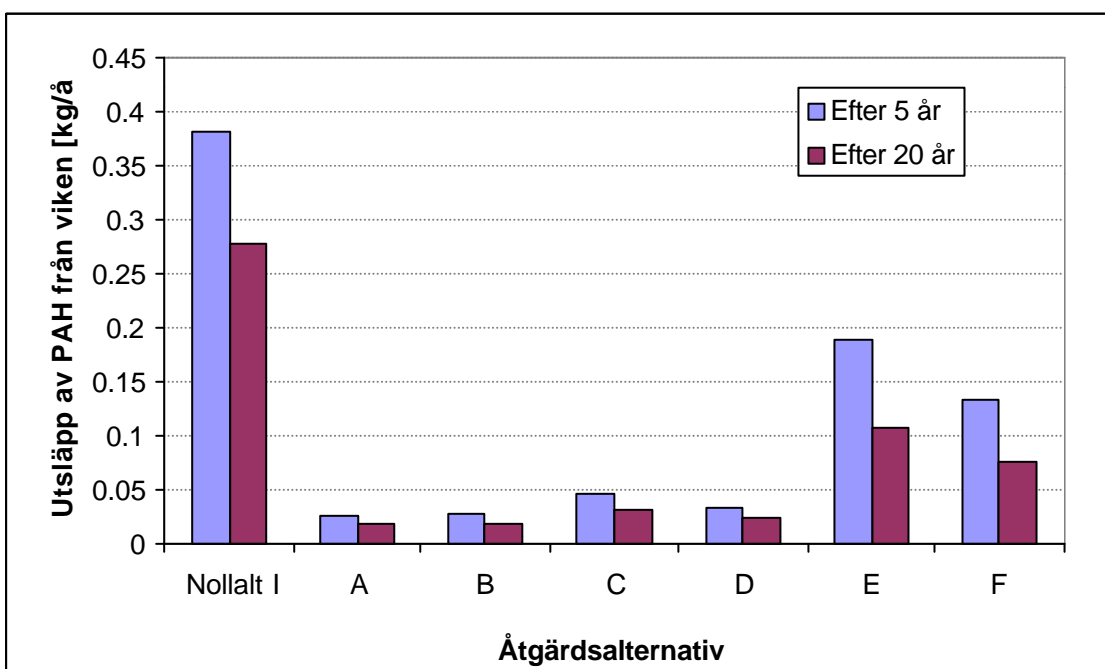
ett nollalternativ och ett antal alternativa åtgärder i form av muddring av de olika delarna till olika djup. För PCB, som var den ämnesgrupp för vilken satta saneringsmål var svårast att uppnå med Modell I, gjordes simuleringar med en mer detaljerad modell (Modell II). Som komplement genomfördes även exempelberäkningar med kvicksilver med Modell II. Med denna simulerades åtgärder där mindre delområden muddrades bort och den relativa effekten på utsläppet analyserades. En sammanställning av resultaten visas i figurerna 4.1-4.3. För kvicksilver och PCB har vi valt att jämföra utsläppen i Modell II med saneringsmålen relaterade till nollalternativen beräknade med Modell II.



Figur 4.1 Utsläppsmängder av kvicksilver efter 5, 20 respektive 50 år för de olika åtgärdsalternativen. En minskning av utsläppet med 70 % (saneringsmålet) innebär ett utsläpp på max 0.036 kg/år.



Figur 4.2 Utsläppsmängder av PCB efter 5, 20 respektive 50 år för de olika åtgärdsalternativen. En minskning av utsläppet med 90 % (saneringsmålet) innebär ett utsläpp på max 0.0025 kg/år.



Figur 4.3 Utsläppsmängder av PAH efter 5 respektive 20 år för de olika åtgärdsalternativen. Inget saneringsmål har angivits för PAH.

Beräkningarna visar att:

- Åtgärdsalternativ A, B, C och D uppfyller saneringsmålen för både kvicksilver och PCB (för PAH finns inga saneringsmål). Dessa alternativ innebär muddring till något djup i samtliga delar av viken.
- Saneringsmålen inte uppfylls för alternativ E och F, där mellersta och yttre viken, respektive enbart yttre viken inte åtgärdas.
- Av dessa åtgärdsalternativ är C, där hela inre viken muddras till 80 cm och de övriga delarna till 20 cm, det alternativ som innebär minst muddringsvolym (ca 150.000 m<sup>3</sup>) och skulle från denna synpunkt vara att föredra.
- Enligt de mer detaljerade simuleringar av åtgärdsalternativ i de yttre delarna av viken som simulerats med Modell II kan saneringsmålen för PCB mycket nära klaras för alternativ I, men inte för de övriga två (G, H). För kvicksilver uppfylls saneringsmålen för alternativ I. Muddring enligt åtgärdsalternativ I innebär att inre viken muddras till 80 cm, områdena "D", "F" och "J" muddras till ett djup av 40 cm, områdena "E" och "I" muddras till ett djup av 20 cm och områdena "G" och "H" lämnas utan muddring. Muddringsvolymen är i detta alternativ ca 158.000 m<sup>3</sup>.

## 4.2 Diskussion

Simuleringar av framtida utsläpp har gjorts med vattenflöden i och ut ur viken beräknade för en vädersituation, västlig vind med hastighet 8 m/s. Denna vädersituation har bedömts ge största utflödet av vatten ur viken. Detta innebär vissa osäkerheter vid kalibreringen, eftersom kalibreringen för 20-årsperioden sedan den senaste muddringen utförts för denna stationära vädersituation. Modellen kan i senare steg även användas för att simulera fler vädersituationer och sekvenser av olika vädersituationer. Tidsberoende flödesberäkningar från SMHIs vattenströmningsmodell kan utnyttjas som indata till modellen, i stället för att betrakta enskilda vädersituationer.

De simuleringar som gjorts tar inte hänsyn till inflödet av kvicksilver och PCB från landområdena. Inflödet av kvicksilver från landområdena i dagsläget har uppskattats till ca 3 g Hg per år och ca 6 g PCB per år [Axelman et al., 1998]. För Hg motsvarar tillskottet från landområdena endast ca 2,5% av utflödet från sjön. En simulering gjordes av effekten av ett inflöde på ca 3 g Hg/år från omgivande landområden och deponi, vilket gav upphov till en marginell ökning av halter och utsläpp i systemet (<0,5%). För PCB motsvarar tillskottet ca 25% av utflödet från sjön. Osäkerheten i uppskattningen av tillskottet från landområdena är stor. Eftersom saneringen även kommer att omfatta landområdena, bla genom en förbättrad täckning, kommer utsläppet från landområdena att minska. Uppskattningsvis skulle läckaget från landområdena minska i samma utsträckning som infiltrationen bedöms minska, dvs med en faktor 20 - 40. Detta innebär att det relativa bidraget från landområdena kommer att minska.

Modellen skulle även kunna utnyttjas för att studera om den ordningsföljd som olika delområden muddras påverkar det förväntade saneringsresultatet. Tänkbara frågeställningar är om man ska sanera inifrån och utåt i viken, om man ska sanera alla ytliga delar först och sedan selektivt gå djupare inom vissa delområden etc.

### 4.3 Modellosäkerheter

Modellerna som beskriver transporten och spridningen av Hg, PCB och PAH i Örserumsviken är behäftade med vissa osäkerheter. Vid kalibreringen fanns endast vattenomsättningsdata för en vädersituation vilket kan förväntas påverka resultatet. En simulering för andra vädersituationer skulle förbättra beslutsunderlaget. Eftersom de aktuella föroreningarna i stor utsträckning är partikelburna skulle fördjupade undersökningar av transporten av resuspenderat och sedimentterande material i de olika delarna av viken öka säkerheten påpredikteringarna.

Mätningar av föroreningshalter i löst fas och partikelbunden fas i såväl vattenmassan som sedimenten kan bidra till bättre underbyggda fördelningskoefficienter ( $K_d$ -värden). Detta kan ge säkrare prediktioner av effekten av olika saneringsalternativ.

## 5 Referenser

Ambjörn C, Johansson L and Svensson J (1998): Värdering av vattenomsättningen i Örserumsviken, SMHI.

Axelmann J (1997): Biological, physico-chemical and biogeochemical dynamics of hydrophobic organic compounds, Doctoral dissertation, Stockholm University.

Axelmann J, Åkerman G, Tjärnlund U, Balk L och Broman D (1998): PCB- och kvicksilverundersökning i Örserumsviken - Underlag för fördjupad riskbedömning, Stockholms universitet.

Bergström R, Ericsson G, von Post H och Svedung I (1975): Pilotförsök avseende upptagning och avvattnings av kvicksilverkontaminerat fibersediment ur Örserumsviken, Västervik, IVL B 265.

Bowie G L, Mills W B, Porcella D B, Campbell C L, Pagenkopf J R, Rupp G L, Johnson K M, Chan P W H och Gherini S A (1985): Rates, constants and kinetic formulations in surface water quality modeling (second edition), USEPA, EPA/600/3-85/040.

Gherini S A, Summers K V, Munson R K och Mills W B (1989): Chemical data for predicting the fate of organic compounds in water. Volume 1: Technical basis, Electric Power Research Institute, EPRI EA-5818 Vol 1.

Ivarsson M (2000): Mats Ivarsson, SMHI, Personlig kommunikation

Nilsson B (1999): Projekt Örserumsviken - Radiografisk analys av sedimentproppar, Rapport till Västerviks kommun, HC 99-1011.

Projekt Örserumsviken (1998): Huvudstudie – Arbetsgruppens sammanfattande rapport med åtgärdsförslag, Västervik 1998-06-08.

von Post H (1986): Metod och underlag för val av fiberbankar för vidare undersökningar, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, IVL, SNV PM 1119.

von Post H (1999): Hampus von Post, MiljöManagement Svenska AB, Personlig kommunikation.

USEPA (1996): Soil Screening Guidance: Technical Background document, EPA/540/R-95-128. PB96-963502.