

# PROJEKT ÖRSERUMSVIKEN, VÄSTERVIKS KOMMUN

## Åtgärdsförslag

Statens geotekniska institut

Dnr: 2-9510-465

Projektledare: Bengt Rosén

Handläggare: Pär Elander, Miljöteknik

---

### Innehåll

1	BAKGRUND .....	1
2	FÖRUTSÄTTNINGAR .....	3
3	ÅTGÄRDSMÅL OCH ÅTGÄRDSKRAV .....	5
4	EFTERBEHANDLINGSLTERNATIV .....	6
4.1	Allmänt.....	6
4.2	Muddring av förorenade sediment .....	6
4.2.1	Muddringsutrustning .....	6
4.2.2	Skyddsåtgärder vid muddring.....	7
4.3	Destruktion av föroreningar .....	7
4.4	Separering av föroreningar.....	8
4.5	Stabilisering av förorenad jord/sediment .....	9
4.6	Deponering av förorenad jord/sediment.....	9
4.6.1	Övertäckning av sediment .....	9
4.6.2	Deponering på land .....	10
4.7	Val av efterbehandlingsalternativ .....	10
5	ÅTGÄRDSFÖRSLAG .....	13
5.1	Muddring och avvattning av sediment i viken .....	13
5.2	Deponering .....	14
5.2.1	Lokalisering och utformning.....	14
5.2.2	Åtgärder mot föroreningsspridning från deponin.....	16
5.2.3	Övriga åtgärder .....	19
5.3	Åtgärder för industriområdet.....	19
5.4	Kostnader .....	20
5.5	Övrigt.....	20

---

### 1 Bakgrund

På uppdrag av Västerviks kommun har Statens geotekniska institut (SGI) utrett lämpliga efterbehandlingsalternativ för PCB- och kvicksilverförorenade sediment i Örserumsviken och förorenade markområden inom industriområdet vid f d Westerviks Pappersbruk AB.

Västerviks kommun genomför inom ramen för Projekt Örserumsviken en utredning med fördjupad riskbedömning och förslag till efterbehandling för området kring f d Westerviks Pappersbruk. Vid bruket användes returpapper som råvara, bland annat självkopierande papper som innehöll PCB. Under en period användes också fenylkvicksilver för slembekämpning i pappersmaskiner och rörledningssystem. Detta fick till följd att de fibrer som släpptes ut med processavloppsvatten från bruket var förorenade med såväl PCB som kvicksilver. Sådana utsläpp skedde först direkt till Örserumsviken och därefter till en sedimentationsbassäng som anlades genom invallning av ett område i den inre delen av viken.

Innan brukets verksamhet upphörde genomfördes en muddring av fiber som sedimenterat i den inre delen av Örserumsviken, se figur 1. Muddrad fiber avvattnades och lades upp i en deponi intill sedimentationsbassängen. Båda dessa områden innehåller fiber med höga halter av både PCB och kvicksilver.

Inom industriområdet finns också en utfyllning av diverse avfall i viken. Stickprov har visat att denna innehåller mindre mängder PCB och kvicksilver. Tester har dock visat att toxiciteten hos materialet i fyllningen ställvis kan vara hög.



Figur 1. Översikt över området kring Örserumsviken.

Undersökningar har visat att transporten av PCB och kvicksilver i vatten från sedimenten i Örserumsviken utgör en betydande belastning på de utanförliggande kustområdena medan läckaget från landområdena till vatten för närvarande är relativt litet. Däremot är läckaget av PCB och sannolikt också kvicksilver till luft stort både från vattenområdet och från landområdena (deponin och sedimentationsbassängen).

Med hänsyn till de framkomna resultaten har det bedömts som angeläget att efterbehandla området för att reducera pågående läckage. Föreliggande rapport omfattar en genomgång av tänkbara alternativ och ett principförslag till åtgärder.

## 2 Förutsättningar

Som framgått ovan finns idag fyra olika källor inom området som kan bidra till läckage av PCB och kvicksilver till luft och vatten, nämligen bottensedimentet i Örserumsviken, fibersediment i deponin, fibersediment i sedimentationsbassängen och industriavfall i utfyllnadsområdet. Nedanstående sammanställning av geohydrologiska och geotekniska förhållanden för dessa samt innehåll och spridning av PCB och kvicksilver från områdena har hämtats från andra underlagsrapporter inom projektet (Mark & Vatten Ingenjörerna AB 1997, SMHI 1997, Stockholms Universitet 1998). De geotekniska undersökningarnas omfattning, läge för provpunkter, markdisposition etc framgår av ritning 1.

*Sediment i Örserumsviken* bör enligt undersökningarna innehålla ca 110 kg PCB och 120 kg kvicksilver vid 25 cm "föroreningsdjup". Vikens totala yta är ca 365.000 m<sup>2</sup> varav den inre delen, ca 140.000 m<sup>2</sup>, muddrades 1978-1979 då fibermassor som sedimenterat i denna del av viken avlägsnades. Följande egenskaper har utvärderats för de översta bottensedimenten:

- *Volym:* ca 150.000 m<sup>3</sup> (0,4 m sedimentmäktighet)
- *TS-halt* ca 25 %
- *Halt TOC:* 11-25 %
- *Halt  $\Sigma$ PCB* 0,1-22 mg/kg TS (högst halter i inre viken)
- *Halt Hg:* 0,5-10 mg/kg TS
- *Halt metyl-Hg* ca 0,02 mg/kg TS

Någon fullständig sedimentkartering har dock inte utförts varför mängdangivelserna måste betraktas som osäkra. Från sediment i viken beräknas den årliga nettotransporten av PCB och kvicksilver i vatten till utanförliggande kustområde vara ca 730 g/år respektive ca 930 g/år medan ca 280 g respektive 60 g beräknas avgå från vattenytan till luft.

Geotekniska undersökningar av sediment har som utförts längst in i viken. Sedimenten har här klassificerats som lös gyttja. Skjuvhållfastheten har utvärderats till ca 4 kPa.

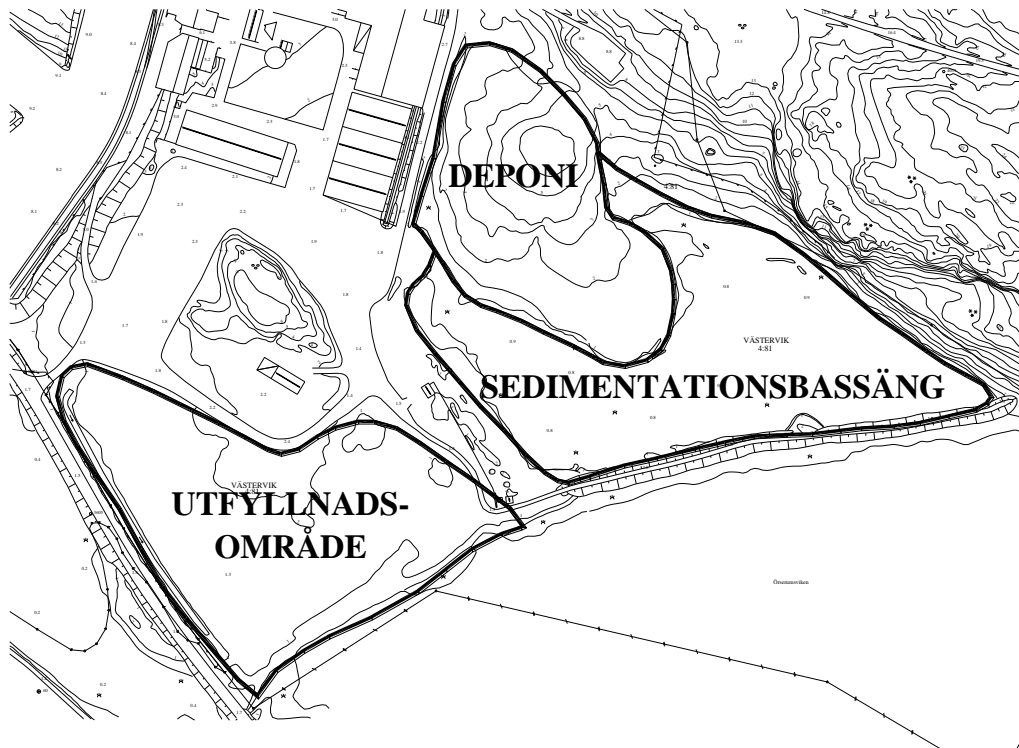
*Sedimentationsbassängen* omfattar ett ca 22.500 m<sup>2</sup> stort område som avskiljs från viken av en jordvall av grovt friktionsmaterial, se figur 2. Bassängen innehåller ca 45.000 m<sup>3</sup> fibersediment med höga koncentrationer av PCB och kvicksilver. De totala mängderna av dessa föroreningar i sedimentationsbassängen uppskattas till ca 600 kg PCB och ca 300 kg kvicksilver. Följande egenskaper för sediment i sedimentationsbassängen har utvärderats från undersökningarna:

- *Volym:* ca 45.000 m<sup>3</sup>
- *TS-halt:* ca 17 %
- *Halt TOC:* 25-30 %
- *Halt  $\Sigma$ PCB:* 20-130 mg/kg TS (halterna minskar med djupet)
- *Halt Hg:* 6-30 mg/kg TS
- *Halt metyl-Hg:* ca 0,02 mg/kg TS

Bassängen är i stort sett plan med en markhöjd på +0,6 - +0,8 m. Sedimentens mäktighet i bassängen varierar mellan 1,7 och 2,1 m. Sedimenten underlagras av gyttja och lera på friktionsjord. Gyttje- och lerlagret är diskontinuerligt och lokalt vilar sedimenten på friktionsjorden (morän). Grundvattenytan i

bassängen återfinns endast 0,1-0,3 m under markytan och sedimenten är under större delen av året vattenmättade upp i ytan.

Bärigheten och hållfastheten hos sedimentet i bassängen är mycket låg, medan kompressibiliteten är hög. Vid utläggning av yttäckande fyllning i bassängen kan således mycket stora sättningar påräknas. Vid utfyllning av begränsningsvallen har gyttjelagret undanträngts så att vallen i huvudsak vilar på lera. Stabilitetsförhållandena är idag tillfredsställande, men om området skall belastas ytterligare behöver stabilitetsförhållandena analyseras för de nya lastförutsättningarna. Sannolikt måste grundförstärkningsåtgärder vidtas.



Figur 2. Plan över de förorenade landområdena.

Deponin med muddrad fiber upptar en yta av 16.000 m<sup>2</sup> och innehåller enligt undersökningarna ca 220 kg PCB och 130 kg kvicksilver i en total volym av ca 50.000 m<sup>3</sup>. Deponin ligger omedelbart innanför sedimentationsbassängen och angränsar till denna. Från sedimentationsbassängen stiger deponiytan till en högsta nivå av +6,5. Mäktigheten hos de deponerade sedimenten är som mest ca 6 m. Även deponin underlagras huvudsakligen av gyttja och lera. I randzonerna vilar sedimenten direkt på friktionsjord.

Fibersedimenten i deponin uppvisar betydligt högre hållfasthet och lägre kompressibilitet än sedimenten i sedimentationsbassängen. Fastheten avtar mot deponins kanter. Följande egenskaper har utvärderats för sedimenten i deponin:

- Volym: ca 50.000 m<sup>3</sup>
- TS-halt 28-35 % (högre i de övre delarna)
- Halt TOC: 25-30 %
- Halt  $\Sigma$  PCB 20-40 mg/kg TS
- Halt Hg: 10-25 mg/kg TS
- Halt metyl-Hg ca 0,02 mg/kg TS

Utfyllnadsområdet omfattar ca 22.500 m<sup>2</sup>. Fyllningen består av jord och industrisopor med en mäktighet som varierar mellan 2,8 och 4,5 m. Medelmäktigheten uppskattas till 3,6 m och volymen till ca 80.000 m<sup>3</sup>. Fyllningens innehåll varierar kraftigt men består huvudsakligen av jordmassor, nystan av järntråd, plastremor och plastdukar, träavfall och sotaska (flygaska och sotsand). Endast små mängder fiberrester har påträffats. Det översta lagret om 0,5-1 m mäktighet består av grovkornigt friktionsmaterial utan inblandning av avfall. Grundvattenytan är belägen 0,5-1 m under markytan och är i de centrala delarna högre än vattennivån i Örserumsviken. Vattenomsättningen i fyllningen bedöms vara relativt stor till följd av inflöden från Örserumsviken vid vattenståndshöjningar.

Innehållet av PCB och kvicksilver i utfyllnadsområdet är enligt undersökningarna litet, mindre än 10 kg PCB och enstaka kg kvicksilver. Dock återfanns höga koncentrationer av PCB och kvicksilver, ca 100 ng/l respektive ca 20 ng/l, i grundvattenprover i den sydvästra delen av området (GV 106 och 108, se ritning 1). Ett prov av den fasta matrisen från denna del av fyllningen (provgrop 105) visade också hög toxicitet. Eftersom fyllningen är inhomogen och såväl materialegenskaper som föroreningsinnehåll varierar kraftigt är det inte möjligt att utvärdera några ”typiska egenskaper” hos materialet.

Avgången av PCB och kvicksilver med vatten till Örserumsviken från landområdena ovan är enligt undersökningarna förhållandevis liten, tillsammans endast ca 6 g/år respektive 3 g/år. Sannolikt är avgången till luft från deponin och sedimentationsbassängen av större betydelse. Avgången av PCB från deponin till luft har uppmätts till ca 100 g.

### 3 Åtgärds mål och åtgärds krav

Den fördjupade riskbedömning (Stockholms universitet 1998) har visat att spridningen av föroreningar från sedimenten till vattenmassan innebär en ekotoxikologisk risk för kustområdet utanför viken som är av riksintresse för fiske och naturvård. På lång sikt utgör även de stora föroreningsmängderna i fibrerna i deponin och sedimentationsbassängen ett hot mot den lokala och regionala miljön. Detta eftersom en ökad rörlighet hos föroreningarna kan förväntas till följd av nedbrytningsprocesser, oxidering etc, om inga åtgärder vidtas.

Luftavgången från området bedöms inte utgöra något akut hot mot människors hälsa. Däremot ligger halterna av PCB klart över gränsvärdet för direktkontakt vid mindre känslig markanvändning. Åtgärder för att förhindra direktkontakt med fibrer inom området bör därför vidtas.

Utgående från den fördjupade riskbedömningen och en bedömning av vad som är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt att åstadkomma har arbetsgruppen för projekt Örserumsviken satt upp följande åtgärds mål:

- att transporten av PCB och kvicksilver i vatten från viken till utanförliggande kustområde skall minskas med 90 % respektive 70 %,
- att avgången av såväl PCB och Hg till luft från landområdena skall minskas med 99 %.

Utgående från dessa åtgärds mål skall specifika åtgärds krav tas fram. Dessa definieras dels av de tekniska krav som anges i beskrivningen av efterbehandlingsåtgärderna, dels av riktvärden och gränsvärden för vissa nyckelparametrar varav kvarstående föroreningshalter och -mängder i vikens bottensediment är den viktigaste. Dessa gräns- och riktvärden kommer att fastställas på basis av en heltäckande sedimentkartering som skall genomföras vid projekteringen av åtgärderna.

## 4 Efterbehandlingsalternativ

### 4.1 Allmänt

Det finns idag ett flertal metoder och principer som utvecklats för att behandla förorenade jordar och sediment:

Metoder för *destruktion* som omfattar

- Termisk nedbrytning (förbränning, pyrolys)
- Kemisk nedbrytning
- Biologisk nedbrytning

Metoder för *separering* som omfattar

- Termisk extraktion
- Kemisk extraktion (jordtvätt med organiska lösningsmedel)

Metoder för *förvaring* som omfattar

- Stabilisering
- Deponering

Många behandlingsmetoder är främst anpassade till organiska föroreningar vilka kan destrueras genom t ex förbränning eller nedbrytning. Sådana metoder kan tillämpas på PCB-föroreningen. De aktuella massorna innehåller emellertid även kvicksilver, vilket innebär en komplikation för behandlingen. Kviksilver kan inte destrueras och en destruktion av PCB måste således kompletteras med särskild behandling med avseende på kvicksilver. Även de metoder som utvecklats för separering av PCB måste anpassas med hänsyn till kvicksilverinnehållet, och t ex separering av PCB och kvicksilver ske i olika steg med olika lösningsmedel.

Flertalet av ovanstående metoder innebär att sediment och deponerade massor måste muddras respektive grävas upp före behandling. I princip kan kemisk och biologisk nedbrytning genomföras *in situ* (på plats). För att kemisk nedbrytning skall vara ett lämpligt alternativ krävs dock att massornas hydrauliska konduktivitet är tillräckligt hög för att vatten skall kunna fås att strömma genom massorna inom rimlig tid och att vattenströmningen är lätt att kontrollera. För att en fullständig biologisk nedbrytning av PCB skall kunna ske krävs först anaeroba förhållanden för nedbrytning av högklorerad PCB till lågklorerad, därefter aeroba förhållanden för nedbrytning av lågklorerad PCB. Med hänsyn till de platspecifika förhållandena, som innebär svårigheter att kontrollera såväl vattenströmningen som syretillgången, bedöms behandling *in situ* inte vara genomförbar, vare sig för de förorenade sedimenten i viken eller de förorenade områdena på land. Vid en behandling av sedimenten för att destruera eller avskilja föroreningarna bedöms det därför som nödvändigt att först genomföra en muddring av viken oavsett vilken slutlig efterbehandlingsmetod som väljs.

Följande genomgång av metoder för efterbehandling av förorenade sediment har huvudsakligen baserats på ännu inte publicerat material som sammanställts av Naturvårdsverket (Winell 1998).

### 4.2 Muddring av förorenade sediment

#### 4.2.1 Muddringsutrustning

Muddring kan ske som mekanisk muddring (enligt principen grävning) med öppen eller sluten skopa, hydraulisk muddring (enligt principen sugning med hydraulisk transport) eller pneumatisk muddring (enligt principen pumpning med pneumatisk transport).

Vid muddring av förorenade sediment är hydrauliska mudderverk (sugmudderverk) ofta väl lämpade eftersom partikelspridningen, och därigenom föroreningsspridningen, begränsas genom den sugverkan som uppkommer. För miljömuddringar har en särskild typ av sugmudderverk utvecklats, där sediment avverkas med en liggande skruv som transporterar sediment till sugmunstycket varifrån den fortsatta transporten till land sker hydrauliskt. För att minimera partikelspridningen skyddas skruven av en justerbar sköld så att den enbart exponeras för de sediment som skall muddras. Dessa mudderverk är väl beprövade och har använts bl a vid muddringen av Järnsjön i Emån. Nackdelen med dessa mudderverk är att sedimenten blandas med vatten vilket medför att avvattning oftast måste tillgripas före behandling eller deponering.

Vanlig grävuddring lämpar sig normalt inte för muddring av förorenade sediment eftersom partikelspridningen och därmed risken för föroreningsspridning blir relativt stor. Mekaniska mudderverk med gripskopa som särskilt anpassats för muddring av förorenade sediment med minimalt spill har dock konstruerats och provats i pilotförsök med gott resultat (Pelletier 1994).

Även en typ av pneumatiskt mudderverk har utvecklats för muddring av förorenade sediment (Herbich 1994). Även från detta mudderverk har partikelspridningen varit liten i pilotförsök.

Väl beprövad teknik för muddring av förorenade sediment finns således genom hydrauliska mudderverk med liggande skruv. Även ny teknik för muddring av förorenade sediment med begränsad partikelspridning, men som undviker inblandning av vatten vid avverkningen, kan bli aktuell.

#### 4.2.2 Skyddsåtgärder vid muddring

För att ytterligare begränsa partikelspridningen kan muddring utföras i skydd av en så kallad geotextilskärm. Denna består i princip av en geotextil med lämplig porstorlek som är upphängd i en flytkropp (läns) så att den följer med vattenståndsförändringar. Textilskärmen förankras i botten så att den inte kan förflyttas i sidled. Eftersom textilskärmen släpper igenom vatten kan utbyte av vatten ske mellan det avskärmade området och utanför liggande vattenvolym, medan partiklar kvarstannar innanför skärmen. Strömningsmotståndet genom skärmen begränsar dock även vattenutbytet i viss utsträckning.

Eftersom vattenomsättningen i Örserumsviken är snabb kan det inte uteslutas att avskärmning kan behövas. Det bedöms dock som mindre sannolikt. Behovet av avskärmning av hela eller delar av viken under muddringen avgörs vid detaljprojekteringen, bl a med hänsyn till resultatet av sedimentkarteringen.

### 4.3 Destruktion av föroreningar

*Förbränning* är en vanlig metod för nedbrytning av organiska ämnen i industriavfall. Processen innebär att organiska föroreningarna förbränns eller oxideras till oskadliga föreningar. Däremot sker ingen nedbrytning av oorganiska föroreningar varför en bra emissionskontroll är viktig. Kvicksilver som är en relativt lättflyktig metall kommer därmed att avskiljas i en finkornig rökgasreningsaska som måste omhändertas särskilt. Risken för höga kvicksilverutsläpp är dock stor. En ytterligare nackdel är att kvicksilver sannolikt kommer att föreligga i en betydligt mer lättlös form i rökgasreningsaskan efter förbränning än i de ursprungliga sedimenten.

Med hänsyn till de höga krav som ställs på förbränningens effektivitet och emissionskontroll vid förbränning av farligt avfall kan endast vissa förbränningsanläggningar användas. I Sverige finns för närvarande endast SAKABs anläggning i drift för sådana ändamål. En ytterligare möjlighet är att utnyttja någon av de roterugnar som används för bränning av cement, kompletterad med en anläggning för rökgasrening. Det mest realistiska alternativet är dock sannolikt en mobil förbränningsanläggning

särskilt utvecklad för förbränning av förorenade massor. Sådana förbränningsanläggningar finns i t ex Tyskland och Holland.

Förbränning kräver normalt att sedimenten har en hög torrhalt. Torrsubstanshalten hos sedimenten i sedimentationsbassängen är ca 17 %, medan TS-halten hos uppmuddrade sediment från viken kan förväntas variera mellan 5 % och 10 %. Detta innebär höga krav på avvattning eller torkning av dessa sediment om en förbränning skall kunna genomföras, vilket medför att kostnaderna blir höga.

*Pyrolys* innebär upphettning till hög temperatur i frånvaro av syre. Pyrolys har större destruktionseffekt än konventionell förbränning men kräver långtgående torkning och sållning vilket medför samma problem med våta sediment som vid förbränning. Metoden är för närvarande på utvecklingsstadiet.

Vid *förglasning* hettas materialet upp till höga temperaturer. Organiska ämnen förbränns i ett första steg, därefter förglasas det kvarvarande materialet varvid oorganiska föroreningar kapslas in och immobiliseras. Metoden kombinerar således destruktion med stabilisering. Det kan möjligen ifrågasättas i vilken mån kvicksilver, som är en lättflyktig metall, förglasas i smältan eller avdrivs. Metoden är dyrare än förbränning.

*Högtrycksoxidation* innefattar våtluftoxidation och superkritisk vattenoxidation. Dessa metoder använder en kombination av hög temperatur och tryck för att bryta ned organiska ämnen. Avvattning och torkning av sedimenten erfordras ej. Kostnaden är också lägre än för förbränning. Våtluftoxidation har i laboratorium givit 99 % nedbrytning av PAH, men endast 35 % nedbrytning av PCB. Superkritisk vattenoxidation har däremot givit en i stort sett fullständig nedbrytning av PCB och andra svårnedbrytbara ämnen. Metoden är nyutvecklad och har hittills endast provats i laboratorium och i pilotskala. I vilken utsträckning kvicksilver påverkas av oxidationen och t ex övergår i en mer löslig form är inte klarlagt.

*Kemisk nedbrytning* innebär tillsättning av ett reagens i syfte att bryta ned föroreningen. Ett flertal olika metoder finns, t ex dehalogenering, kelatering och kemiska oxidationsmetoder. Goda resultat på PCB har i flera fall erhållits vid försök i liten skala. Erfarenheterna av storskalig behandling är begränsade. En betydande nackdel för detta fall är att kvicksilverinnehållet inte påverkas.

*Biologisk nedbrytning* används normalt inte på PCB. Detta beror bl a på det tidigare omnämnda förhållandet att nedbrytning måste ske i två steg, först ett anaerobt och sedan ett aerobt, men även på andra förhållanden som toxicitet etc. Utveckling av system för sådan behandling pågår dock. För behandling av sediment lämpar sig ett sk bioslurrysystem som är anpassad för behandling av finpartikulärt material som lätt kan hållas i suspension och därför med fördel kan kombineras med muddring. Vid sådan behandling har 35-55 % nedbrytning av ursprunglig mängd av PCB erhållits under en tioveckorsperiod.

#### 4.4 Separering av föroreningar

*Termisk desorption* innebär att ämnen som är flyktiga eller delvis flyktiga avskiljs genom upphettning. Vatten, organiska ämnen och flyktiga metaller förångas och kan sedan kondenseras och samlas upp, alternativt adsorberas på en sorbent. Organiska ämnen kan förbrännas i en efterbrännkammare. Termiska separationsprocesser har flera fördelar jämfört med termiska destruktionsprocesser. De kräver mindre energi, risken för bildning av toxiska emissioner är mindre och de avger mindre volymer gaser. En ytterligare fördel är att både PCB och kvicksilver kan drivas av i samma process. Nackdelarna är främst att kraven på emissionskontroll och omhändertagande av flyktiga ämnen är höga, att torrhalten hos sedimenten bör överstiga 40 % för att inte alltför stora energimängder skall krävas vid upphettningen och att kohesionsmaterial (lera och gyttja) kan aggregera och orsaka ”kakkbildning”.



*Kemisk extraktion* innebär att ett lösningsmedel blandas noga med det kontaminerade sedimentet varefter sedimentet separeras i tre fraktioner; partiklar, vatten och en koncentration av organiska ämnen. Efter extraktionen erhålls en föroreningsfas med betydligt mindre volym än tidigare. I princip kan både PCB och kvicksilver avskiljas med denna metod, dock med olika extraktionsmedel varför behandlingen måste ske i två steg. Metoden är dock mindre lämplig för behandling av finkorniga material och det är tveksamt om den kan användas för behandling av fibersediment. För de aktuella fibersedimenten bedöms vinsten i form av volymsreduktion som begränsad eftersom det organiska innehållet är stort och föroreningarna följer denna fraktion.

En generell nackdel med separering av föroreningarna är att den bildade restprodukten kräver en kvalificerad deponering, eventuellt efter stabilisering. För organiska ämnen typ PCB kan separering även kombineras med destruktion, t ex förbränning. Dock kvarstår kvicksilverinnehållet i restprodukten efter en destruktion.

#### 4.5 Stabilisering av förorenad jord/sediment

Stabilisering innebär att avfallets kemiska och/eller fysikaliska egenskaper ändras så att föroreningarna immobiliseras och föroreningsläckaget minskar. Stabilisering är i princip möjligt att åstadkomma såväl *in situ* som vid förflyttning till deponi. Fysikalisk stabilisering förbättrar de tekniska egenskaperna genom inkapsling i en fast matris med hög hållfasthet, god beständighet mot yttre påverkan och låg hydraulisk konduktivitet (genomtränglighet för vatten). Kemisk stabilisering innebär att föroreningarnas förekomstform förändras så att lösligheten i vatten blir låg. För fysikalisk stabilisering används också termen solidifiering och för kemisk stabilisering används termen fixering för att skilja metoderna åt med hänsyn till de principiellt olika effekterna.

Vanligen använda bindemedel för stabilisering är cement, pozzolaner och termoplaster. I de flesta fall innebär stabiliseringen endast en fysikalisk stabilisering av föroreningarna. Även om kemiska reaktioner används för att en hållfast och tät matris skall bildas innebär detta sällan att föroreningarnas kemiska förekomstform förändras så att en beständig immobilisering erhålls. Däremot åstadkoms ofta en förändrad kemisk miljö, t ex genom att pH förändras.

Det höga innehållet av organiskt material i Örserumsvikens sediment innebär att bindningsreaktionerna påverkas och stabilisering försvåras. Erfarenhetsmässigt krävs i sådana fall stora tillsatser av bindemedel för att en beständig stabilisering skall erhållas.

#### 4.6 Deponering av förorenad jord/sediment

Det förorenade materialet på land är i princip redan upplagt i tre separata deponier varav två, sedimentdeponin och sedimentationsbassängen i princip utgör en enhet. En förbättring av denna deponering så att den motsvarar de krav som ställs kan antingen utföras genom installation av erforderliga barriärer direkt på plats, eller efter omDispositionering av massorna. På samma sätt kan deponering av de förorenade sedimenten i viken ske antingen genom övertäckning på plats (*in situ*) eller genom upptagning (muddring) och efterföljande deponering.

##### 4.6.1 Övertäckning av sediment

Övertäckning av sediment under vatten med erosionsbeständigt mineraliskt material är en beprövad och vanligtvis kostnadseffektiv teknik. Metodens lämplighet beror dock på karaktären hos de sediment som skall övertäckas, geohydrologiska och andra omgivningsförhållanden. Enligt de geotekniska undersökningarna utgörs de ytliga jordlagren i viken av lös gyttja som överlagrar lera. Undersökningar har visserligen endast utförts i de inre delarna av viken, närmast industriområdet, men sannolikt täcker gyttjelagret hela vikens botten. Den lösa gyttjans skjuvhållfasthet har uppmätts

till ca 4 kPa. Denna låga hållfasthet medför svårigheter vid utläggning av ett täcksikt som innebär att bottensedimenten belastas. Risken är stor för lokala genombrott med åtföljande uppgrumling av förorenade sediment och diskontinuiteter i täckningen. Sådana risker kan begränsas genom att täckningen armeras med jordarmeringsnät eller vävda geotextiler, genom att täcksiktets mäktighet begränsas och genom en omfattande kvalitetssäkring av arbetet.

#### 4.6.2 Deponering på land

Deponering av muddrade sediment på land kräver vanligtvis att sedimenten avvattnas före deponering. Avvattning kan åstadkommas antingen genom sedimentering och dränering i en sedimentationsbassäng eller genom mekanisk avvattning (i centrifug, filterpress etc). Fördelen med dränering/självavvattning är att kostnaderna normalt är lägre, särskilt om de avvattnade sedimenten kan täckas på plats. Nackdelen är att dräneringen tar lång tid och att effekten är begränsad vilket leder till att självavvattnade sedimenten blir sättningsbenägna och får låg bärighet. Denna teknik är oftast inte lämplig för deponier som skall förses med kvalificerade täckningar vars funktion kan skadas om stora sättningar uppkommer.

Den befintliga sedimentationsbassängen är ett exempel på en ”deponi” där självavvattning har tillämpats med mindre lyckat resultat trots att lång tid förflutit sedan uppläggningsen. Sannolikt kan dock högre TS-halter uppnås för de aktuella sedimenten med en bassäng som dräneras i botten. Sedimenten i sedimentationsbassängen är idag mycket sättningsbenägna och om bassängen skall förses med en kvalificerad täckning krävs någon form av förstärkningsåtgärder. Dessutom underlagras bassängen till stor del av lösa och sättningsbenägna sediment (gyttja och lera).

Den befintliga deponin med fibersediment är ett exempel på muddrade sediment som deponerats efter avvattning. I detta fall avvattades sedimenten med centrifuger, vilket ger en begränsad effekt. Efter uppläggningsen har sedimenten avvattnats ytterligare genom naturlig dränering och konsolidering.

#### 4.7 Val av efterbehandlingsalternativ

Det finns idag inga metoder för efterbehandling av PCB- och kvicksilverförorenade sediment *in situ*. Detta innebär att de förorenade sedimenten i Örserumsviken måste muddras eller övertäckas om det pågående läckaget av PCB och kvicksilver med vatten från viken skall kunna begränsas.

En övertäckning av sedimenten bedöms kunna utföras genom utläggning av en vävd geotextil på vilken sand successivt spolats ut. Täckningen kompletteras med erosionskydd vid Örserumsåns utlopp. Kostnaden för en sådan täckning bedöms till ca 60 kr/m<sup>2</sup>, totalt ca 22 Mkr för hela viken.

En övertäckning med sand (eller annat mineraliskt material) innebär att en mer eller mindre steril botten skapas och det kommer troligen att ta lång tid innan en ny bottenfauna etablerats. Viken omvandlas i princip till en deponi för förorenade sediment. En konsekvens av detta är att åtminstone vikens inre och grunda delar bör avlysas för båttrafik och annan verksamhet som genom ankring eller annan typ av bottenpåverkan kan orsaka skador på täckningen.

Skall föroreningarna destrueras eller avskiljas ur sedimenten måste dessa först muddras. En muddring av sedimenten medför samtidigt en restaurering av viken. Bottenfaunan återhämtar sig vanligtvis snabbt efter en muddring och inga restriktioner behöver gälla för vikens framtida utnyttjande. Kostnaderna för en muddring blir dock sannolikt högre än för en övertäckning. En muddring till 0,4 m djup (vilket motsvarar en normal pallhöjd för ett sugmudderverk) med efterföljande avvattning och uppläggningsen av sediment i deponi bedöms kosta ca 30 Mkr för hela viken.

En muddring av sedimenten i viken förordas oavsett om sedimenten skall behandlas eller enbart deponeras. Merkostnaden för en muddring bedöms som motiverad med hänsyn till att den innebär en sanering av viken som vid en övertäckning i stället blir att betrakta som en undervattensdeponi.

En efterbehandling av sedimenten (inklusive fiber i sedimentationsbassängen och deponin) som innebär att föroreningarna destrueras på ett säkert sätt är i princip att föredra framför en deponering eftersom föroreningspotentialen slutgiltigt tas bort. En sådan destruktionslösning är genomförbar med avseende på PCB, men inte för kvicksilver. Däremot kan kombinationer av metoder där PCB destrueras och kvicksilverföroreningar avskiljs från sedimenten genomföras. Vid en behandling måste också hänsyn tas till övriga platsspecifika förhållanden. De förhållanden som främst påverkar valet av behandlingsmetod för sedimenten i Örserumsviken (inklusive fiber i sedimentationsbassängen och deponin) är sedimentens låga torrsbstanshalt och höga organiska halt samt den stora volym som behöver behandlas.

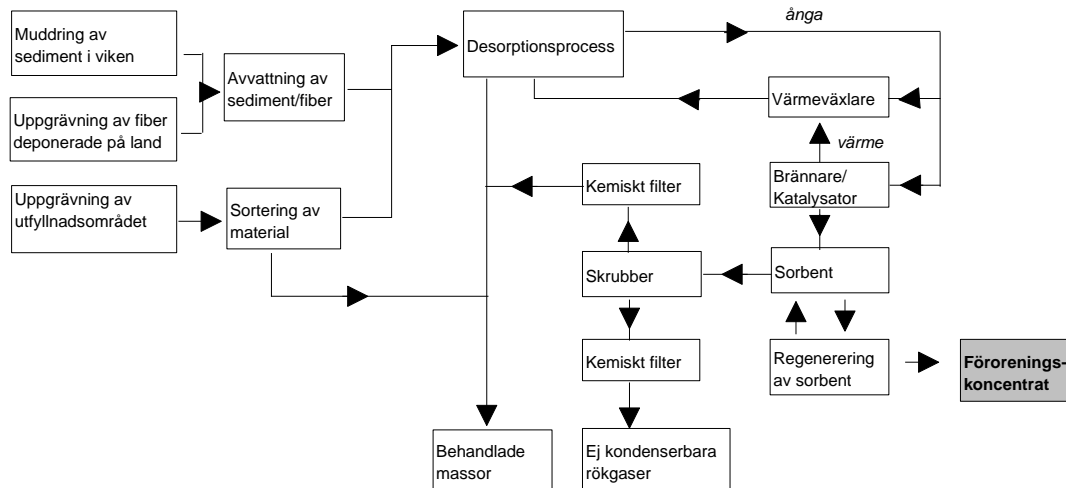
Utifrån dagens utvecklingsnivå bedöms de termiska behandlingsmetoderna som de mest aktuella för föroreningarna i Örserumsviken. Såväl termisk desorption som förbränning är etablerade tekniker för efterbehandling av förorenad jord och sediment. Vid behandling genom termisk desorption kan både kvicksilver och PCB avskiljas. Efter avskiljningen kan PCB antingen förbrännas eller kondenseras medan kvicksilver måste kondenseras till en slutprodukt med mindre volym men med hög föroreningshalt. Denna slutprodukt kan sedan deponeras på ett kvalificerat sätt. Även de behandlade sedimenten måste deponeras, men de kvarstående föroreningshalterna i dessa blir låga varför mindre kvalificerade skyddsåtgärder fordras för en sådan deponi. Vid förbränning kan PCB destrueras direkt i förbränningssteget medan kvicksilver avskiljs från rökgaserna i princip på samma sätt som vid termisk desorption. Förbränning kräver dock ett större energitillskott än termisk desorption, liksom förglasning. Mot bakgrund av vad som framkommit i genomgången av olika behandlingsmetoder bedöms termisk desorption som den mest intressanta metoden för behandling av föroreningarna.

Följande moment behöver genomföras vid en efterbehandling med termisk desorption:

- Muddring av sediment i viken (ca 150.000 m<sup>3</sup>, beroende på resultatet av sedimentkarteringen).
- Uppgrävning av fiber från sedimentationsbassängen och deponin (ca 100.000 m<sup>3</sup>).
- Avvattning av de muddrade och delar av de uppgrävda sedimenten.
- Uppgrävning av utfyllnadsområdet (ca 80.000 m<sup>3</sup>).
- Behandling av sediment och fiber och eventuella ”hot spots” från utfyllnadsområdet (ca 200.000 m<sup>3</sup>).
- Deponering av kvicksilverkondensat i en kvalificerad deponi inom området.
- Deponering av material från utfyllnadsområdet och behandlade massor i en enkel deponi inom området.

Behandlingsprocessen illustreras i princip av flödesschemat i figur 3. Processen kan se något olika ut beroende på leverantör.

Totalkostnaderna för detta åtgärdsalternativ uppskattas till mellan 250 och 400 Mkr. Av denna kostnad utgör ca 60 Mkr kostnader för muddring och avvattning, uppgrävningar och deponering. Den dominerande delen av kostnaderna är således kostnader för den termiska behandlingen. Kostnaderna för denna bedöms på basis av prisuppgifter från entreprenörer till mellan 1.000 och 1.500 kr/ton. Den stora osäkerheten i kostnadsuppskattningen beror på att det för närvarande inte finns några erfarenheter av att behandla så stora mängder förorenat material och inte heller behandling av material med de låga TS-halter som sedimenten och fibrerna kommer att ha även efter avvattning.



Figur 3. Flödesschema för ett åtgärdsalternativ som inbegriper termisk desorption av PCB och kvicksilver (efter RDP, Ranator Detoxification Process).

Den termiska behandlingen kan jämföras med ett alternativ som omfattar enbart deponering inom området som ”slutligt” omhändertagande. Ett sådant alternativ omfattar:

- Muddring av sediment i viken (ca 150.000 m<sup>3</sup>, beroende på resultatet av sedimentkarteringen).
- Avvattnings av de muddrade sedimenten.
- Uppgrävning av utfyllnadsområdet (ca 80.000 m<sup>3</sup>).
- Deponering av material från utfyllnadsområdet och avvattnade sediment i anslutning till den befintliga deponin och sedimentationsbassängen.
- Kvalificerad sluttäckning av samtliga förorenade massor.

Kostnaden för detta alternativ uppskattas grovt till ca 70 Mkr, varav en stor del, ca 30 Mkr, utgörs av kostnader för muddring och avvattnings av sediment i Örserumsviken.

Prisskillnaden mellan de båda åtgärdsalternativen är således mycket stor. Ur effektsynpunkt bedöms skillnaderna mellan alternativen *på kort och medellång sikt* vara liten. Undersökningarna av PCB- och kvicksilvertransporten inom området har visat att de dominerande transportmekanismerna är frisättning av PCB och kvicksilver från sediment i viken följt av en uttransport med vatten samt avgång till luften både från landområdena och från vikens vatten. Transporten från landområdena ut till viken är försumbar jämfört med dessa flöden. Luftavgången kan relativt enkelt begränsas genom täckning av områdena. Den mest kritiska faktorn för att uppnå efterbehandlingsmålet på kort sikt blir därmed hur effektivt förorenade sediment från vikens botten kan avlägsnas, inte hur sedimenten efterbehandlas. *På lång sikt* är det mera oklart hur en deponeringslösning fungerar. Flera processer kan tänkas medföra skador på en kvalificerad täckning vilket kan leda till att läckaget från deponin så småningom ökar. Vid en sådan utveckling är det naturligtvis en stor fördel om PCB-föroeningen destruerats och volymen av kvicksilverförorenat material reducerats. Dels blir risken för skador mindre om deponins utsträckning kan begränsas, dels blir eventuella kostnader för reparationer av tätningar m m mindre. Båda alternativen medför dock att deponier skapas vilka måste övervakas i framtiden.

Mot bakgrund av detta bedöms åtgärdsalternativet som inbegriper behandling av förorenade sediment och fibrer samt deponering av ett kvicksilverkondensat i en särskild deponi som det bästa alternativet med hänsyn till de långsiktiga effekterna. Kostnaderna för behandlingssteget bedöms dock vara alltför höga för att alternativet skall vara ekonomiskt rimligt att genomföra. Vid en samlad bedömning där hänsyn tas till såväl effekterna som kostnaderna framstår alternativet som inbegriper deponering i en

kvalificerad deponi som det mest kostnadseffektiva alternativet. För att undvika belastning på tidigare ej belastade områden bör deponin för muddrade sediment lokaliseras i anslutning till den befintliga deponin. Lämpligen byggs denna ut över sedimentationsbassängen så att en lämplig geometrisk form erhålls med hänsyn till avrinning av nederbörd etc. Med hänsyn till den höga föroreningspotentialen i deponin bör kraven på täckning och infiltrationsbegränsning motsvara klass 1 enligt Naturvårdsverkets förslag till allmänna råd för deponering (Naturvårdsverket Rapport 4610).

## 5 Åtgärdsförslag

### 5.1 Muddring och avvattning av sediment i viken

Muddring av sediment är en väl beprövad metod som rätt genomförd innebär att föroreningskällan i princip avlägsnas från platsen. På basis av de begränsade undersökningarna av sedimentens beskaffenhet bedöms denna metod utgöra ett fördelaktigt alternativ. Sedimenten består sannolikt av lös gyttja över hela det aktuella området, vilket innebär att de relativt enkelt bör kunna muddras med t ex sugmudderverk. Muddringen bör utföras med mudderverk som särskilt konstruerats för att grumlingen skall begränsas vid muddringen, likvärdigt med den typ av sugmudderverk som användes vid saneringen av Järnsjön. Konventionell grävuddring bör inte användas med hänsyn till risken för grumling, om inte särskilda skyddsåtgärder vidtas.

Vid muddring blandas sedimenten normalt med en avsevärd mängd vatten vilket innebär att de muddrade sedimenten måste avvattnas före deponering. Två principiellt skilda vägar kan väljas:

- *Passiv avvattning* genom sedimentation i dammar, eventuellt i kombination med dränering av överskottsvatten. Metoden innebär att sedimenten pumpas in i en eller flera dammar med tillräcklig volym för att rymma hela den muddrade sedimentmängden inklusive överskottsvatten. Muddermassorna får sedimentera i dammarna och klarvattenfasen dekanteras, eventuellt genom ett filter. Processen är långsam och det tar normalt flera år innan deponin har nått en sådan fasthet att täckningsarbeten kan inledas. Avvattningen kan dock påskyndas genom att dräneringar läggs in i muddermassorna genom vilka vatten sedan kan sugas ut på samma sätt som grundvattensänkning med wellpoints. Passiv avvattning tar stora ytor i anspråk. Efter avvattningen kan muddermassorna grävas upp och läggas i särskild deponi, alternativt kan dammarna fungera som deponi och täckas på plats. Sedimentationsbassängen inom området utgör ett exempel på enklast möjliga tillämpning av denna metod. Placeringen av sedimentationsbassängen i vattenområdet har dock inneburit att fibersedimenten inte dränerats effektivt och tillväxa i hållfasthet. Fördelen med passiv avvattning är dess enkelhet och att kostnaderna blir relativt låga, särskilt om deponering kan ske direkt i dammarna. Nackdelarna är främst att processen tar lång tid och att stora ytor måste tas i anspråk.
- *Mekanisk avvattning* vilket innebär att muddermassorna avvattnas maskinellt, vanligtvis med hjälp av centrifuger och/eller pressar. Efter avvattning kan massorna transporteras direkt till deponi, läggas upp och täckas. Den befintliga deponin inom området utgör ett exempel på hur denna metod har tillämpats. Vid den muddring som genomfördes 1978-1979 avvattnades muddermassorna med hjälp av centrifuger och transporterades till deponin med hjälp av transportband. Massorna, som även efter avvattningen hade relativt låg torrsubstanshalt och låg hållfasthet, fick sedan "flyta ut" varvid deponin antog sin nuvarande form. Därefter har hållfastheten tillväxt efterhand som deponin dränerats på överskottsvatten. Högre hållfasthet hos sedimenten kan erhållas direkt efter avvattning genom val av effektivare avvattningsutrustning, t ex silbandspressar, högtryckssilbandspressar eller kammarfilterpressar. Fördelen med mekanisk avvattning är att tillräcklig torrsubstanshalt för deponering och täckning av deponin kan erhållas direkt och att endast små ytor behöver tas i anspråk utöver deponin. Nackdelen är de oftast högre kostnaderna. I princip gäller att ju högre krav som ställs på sluttorrhalt, desto högre kostnader för avvattning.

De tillgängliga utrymmena på land inom och i närheten av industriområdet är begränsade och medger inte att dammar för passiv avvattnings anläggs. Passiv avvattnings kräver därmed antingen en utbyggnad av dammar i vattenområdet i anslutning till nuvarande sedimentationsbassäng, eller att ett landområde utanför industriområdet tas i anspråk. Den kostnadsbesparing som kan erhållas med passiv avvattnings bedöms inte uppväga nackdelarna och alternativet med mekanisk avvattnings rekommenderas. Med hänsyn till sedimentens karaktär och de krav på avvattnings som ställs för att en konventionell deponi skall vara stabil måste sannolikt höga krav ställas på avvattnings, som därmed blir relativt kostsam. Vilka krav på TS-halter som behöver tillämpas utreds i samband med sedimentkartering och detaljprojektering och kommer att bli avgörande för valet av avvattningsutrustning.

## 5.2 Deponering

### 5.2.1 Lokalisering och utformning

Med mekanisk avvattnings av muddrade sediment kan deponering ske som en utbyggnad av den befintliga deponin med utfyllning över sedimentationsbassängen och eventuellt mot den angränsande bergryggen i norr. Deponins geometriska utformning styrs av flera faktorer, bl a:

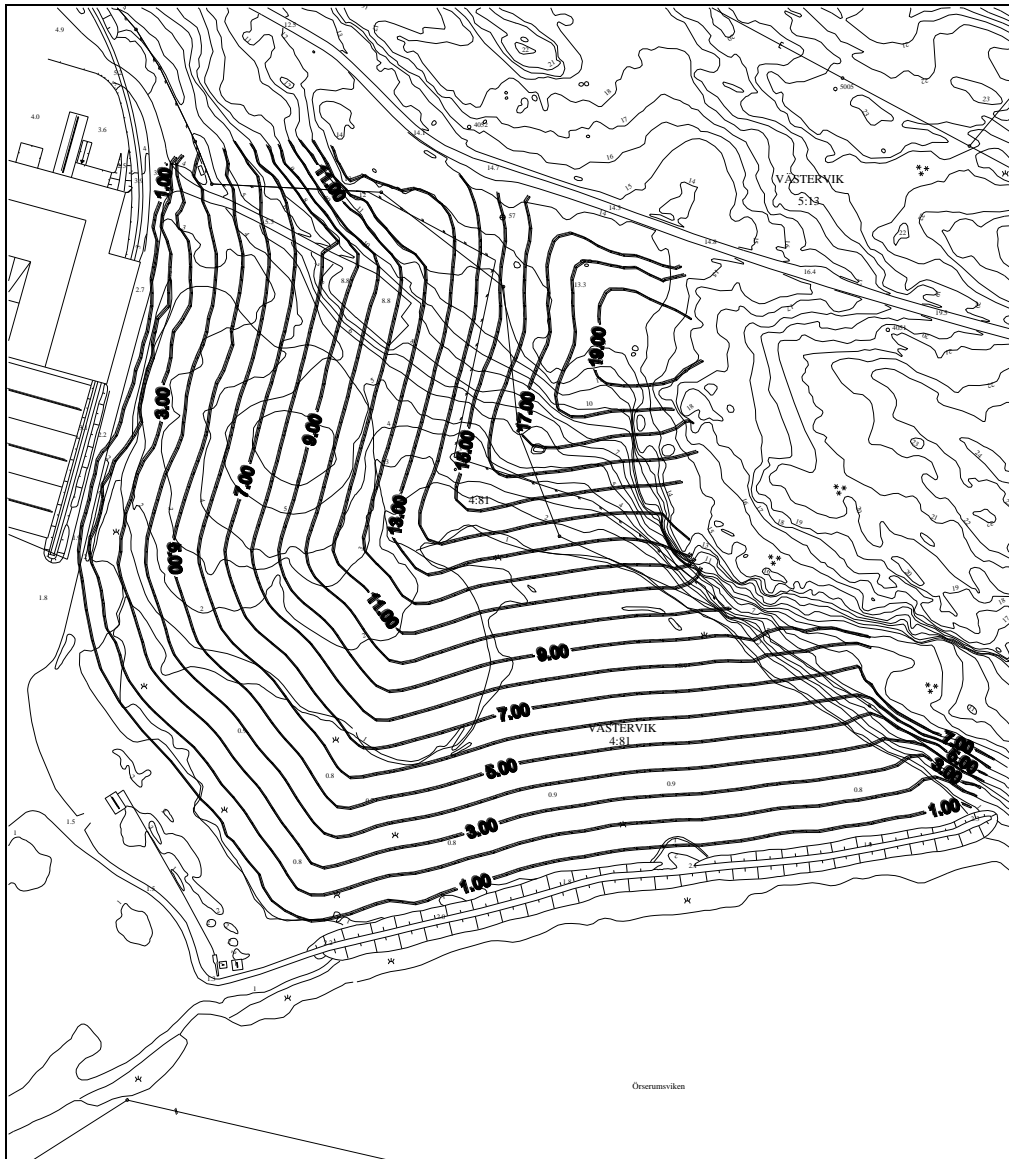
- vilka volymer som skall rymmas i deponin,
- deponimassornas hållfasthet,
- att ytvatten från omgivningen skall undvikas,
- att ytavrinning från deponin skall underlättas.

Lokalisering av deponin till samma område som de redan deponerade massorna innebär flera fördelar. Koncentration av alla massor till en deponi är yteffektivt vilket medför att nederbördsområdets storlek och därmed lakvattenmängderna begränsas. Kostnaderna begränsas genom att transportererna blir korta och etablering av en ny deponeringsplats undviks. Vidare kommer inga nya områden att belastas av föroreningarna. Nackdelen med det befintliga området är att strömningstiden för lakvatten genom marken till recipienten är kort eftersom avstånden är små. I Naturvårdsverkets förslag till Allmänna Råd för deponering anges krav på hur långa strömningstiderna genom mark bör vara innan den första recipienten nås. För deponier i klass 1 skall den teoretiska strömningstiden vara 200 år och för deponier klass 2 50 år. Inget av dessa krav är uppfyllt i Örserumsviken. Fördelarna med en deponering till det redan belastade området bedöms dock som så stora att ett avsteg från kraven på den geologiska barriären kan motiveras.

Den befintliga deponin och sedimentationsbassängen rymmer för närvarande närmare 100.000 m<sup>3</sup>. Volymen av de tillkommande deponimassorna beror främst på vilken omfattning som muddringen av viken kommer att få. Som mest bedöms muddringen komma att omfatta 150.000 m<sup>3</sup> sediment, motsvarande muddring av hela viken i en pall med djupet 0,4 m. I deponin bedöms volymen av dessa sediment att bli mindre eftersom torrsbstanshalten ökar vid avvattnings och deponering. På basis av erfarenheterna från Järnsjön, och med hänsyn till aktuell TS-halt, bedöms behovet av deponeringsvolym för dessa sediment till drygt 100.000 m<sup>3</sup>. Vidare skall massorna från utfyllningsområdet, ca 80.000 m<sup>3</sup> kunna inrymmas. Den totala volymen som skall deponeras kan således komma att uppgå till ca 180.000 m<sup>3</sup>. Därtill kommer volymen av täckningen, som kan uppskattas till ytterligare ca 80.000-100.000 m<sup>3</sup> beroende på hur stor yta som tas i anspråk. Det totala volymsbehovet kan alltså maximalt uppgå till 260.000 - 280.000 m<sup>3</sup>.

Inledningsvis kan man förvänta att de muddrade och avvattnade sedimenten har en relativt låg skjuvhållfasthet. För att deponin skall vara stabil i detta skede bedöms det som nödvändigt att begränsa släntlutningen till 1:10. Med hänsyn till ytavrinningen från deponin bör släntlutningen inte heller vara för flack, varför denna släntlutning kan tillämpas över större delen av deponin. Ett exempel på en utformning baserad på dessa principer, och som inrymmer 287.000 m<sup>3</sup>, visas i figur 4. Med detta deponeringsalternativ erhålls relativt stora reservvolymer i deponin. Förutom det direkta överskottet på närmare 30.000 m<sup>3</sup> erhålls också ett ”dolt” tillskott genom de sättningar som kommer att utbildas i

sedimentationsbassängen. Vid fyllning av tungt material från utfyllnadsområdet på sedimentationsbassängen kan dessa beräknas till minst 1,0 m, vilket innebär en ytterligare volym på ca 20.000 m<sup>3</sup>.



Figur 4. Exempel på placering och utformning av en deponi med maximal volym. Detta alternativ rymmer ett tillskott av 287.000 m<sup>3</sup> inklusive täckning.

Vilken volym som kommer att erfordras i deponin klarläggs i samband med sedimentkarteringen. Beroende på volymsbehovet kan deponin utformas på olika sätt, se bilaga 1. Sedimentkarteringen bör också omfatta avvattningsförsök och hållfasthetsbestämningar på avvattnade sediment, vilket ger underlag för detaljutformningen av deponin och vilka krav som måste ställas på avvattning av sedimenten med hänsyn till erforderlig hållfasthet.

Det bör också påpekas att resultaten från sedimentkarteringen även kan påverka valet av deponiutformning. Är sedimenten mycket lösa och finkorniga försvåras avvattningen och det kan bli svårt att uppnå den hållfasthet som krävs för uppläggning i en konventionell deponi. Andra lösningar kan då bli aktuella, t ex uppbyggnad av stödvallar och dräneringar i deponin, indelning av arbetena i etapper med mellanliggande konsolidering i deponin m m. Sådana förhållanden kan också innebära att

det blir nödvändigt med en tids förbelastning av deponin innan tätskiktstrukturen anläggs. Detta kan i så fall åstadkommas genom att i en första etapp enbart skyddstäckning påförs som en så kallad förbelastning och att denna belastning får verka tillräckligt länge för att konsolideringssättningarna skall utbildas. Därefter görs en avschaktning varefter tätskikt, dräneringar m m anläggs. Slutligen återförs skyddstäckningen och vegetation etableras. Dessa frågor måste utredas närmare inom ramen för detaljprojekteringen.

### 5.2.2 Åtgärder mot förorenings spridning från deponin

Med hänsyn till det stora föroreningsinnehållet i deponin bör denna täckas och förses med barriärer som motsvarar kraven för en deponi klass 1 (deponier för farligt avfall) enligt Naturvårdsverkets förslag till Allmänna råd för deponering. Motiven för detta är framför allt säkerheten i ett långt tidsperspektiv. I det korta tidsperspektivet kan spridningen av PCB och kvicksilver förväntas vara begränsat även med en enklare täckning av deponin. Detta visas av att läckaget från landområdena idag är litet. I det längre tidsperspektivet ("tusenårs perspektivet") förväntas emellertid läckaget öka, vilket visas i modelleringar av andra, liknande deponier med fibersediment förorenade med PCB och kvicksilver (Elert et al 1992). Ökningen är långsam och med hänsyn till föroreningsinnehållets storlek kommer läckaget att pågå under mycket lång tid.

Täckning i klass 1 innebär att deponin måste förses med en kvalificerad tätning. En komplikation är att relativt stora sättningar kan förväntas efter det att täckningen lagts ut, då de deponerade fibersedimenten skall konsolidera för egenvikt och last av täckningen. På lång sikt kan även sättningar till följd av nedbrytning av fibersediment uppstå. Stora sättningar kan medföra spänningar och deformationer i tätningarna i en sådan omfattning att dessa skadas. Den största risken är förknippad med ojämna sättningar, då stora deformationer utbildas över en kort sträcka och dragspänningar kan uppstå i tätningarna. Fibersedimenten är dock relativt homogena, och med en riktigt planerad utläggning bör större differenssättningar kunna undvikas. Homogen konsolidering bedöms utgöra en mindre risk mot tätningarnas beständighet eftersom det är mindre sannolikt att detta ger upphov till några betydande dragspänningar i tätskikten.

Med hänsyn till de sättningar som förväntas bör tätningarna utföras med material som har förutsättningar att klara deformationer av viss storlek. Vidare måste man ta hänsyn till att sedimenten kommer att vara vattenmättade och relativt lösa när tätskiktet skall läggas ut. Sedimentens konsistens innebär att konventionell packning av t ex en lertätning sannolikt inte är genomförbar eftersom underlaget kommer att fjädra och absorbera packningsenergin. Med hänsyn till dessa speciella omständigheter bedöms prefabricerade tätskikt typ bentonitmattor och geomembran vara att föredra framför packade jordtätningar.

Bentonitmattor består i princip av bentonit, en starkt svällande lera, mellan två geotextilier. Mattorna levereras i våder som läggs ut med överlapp. Beroende på mattans konstruktion kan särskild tätning av skarvar behövas. Vid kontakt med vatten kan bentonitleran svälla kraftigt. Under förutsättning att bentonitmattan är belastad förhindras volymsutvidgningen och lerans svällning resulterar i stället i ett mycket tätt, men tunt, skikt. I olika tester av bentonitmattors beständighet har det visats att flertalet mattor klarar relativt stora differenssättningar, 5-10 %, utan att deras täthet nämnvärt försämras. Dessa bentonitmattor kan således klara lokala sättningar med mellan 0,5 m och 1 m som utbildas på en sträcka av 10 m. Sättningskillnader i denna storleksordning är ovanliga i homogena material utsatta för jämnt fördelade belastningar. Bentonitmattor har också uppvisat gynnsamma egenskaper vid upprepad frysning och tining samt vid uttorkning. Även om bentoniten påverkas och torkas ut av dessa processer behålls svällningsförmågan, varför tätheten återutbildas vid förnyad kontakt med vatten. Eftersom bentonitmattornas aktiva komponent är en mineralisk lera kan ett sådant tätskikt heller inte brytas ned. Nackdelen med bentonitmattor är den begränsade mäktigheten, normalt endast 6-7 mm. Detta innebär att mattan trots de fördelaktiga egenskaperna i övrigt blir relativt känslig för penetrations skador.



Geomembraner är täta dukar av plast eller gummi som läggs ut i våder vilka svetsas eller limmas samman på plats. Beroende på vilket material som väljs kan egenskaperna variera. Flertalet geomembraner klarar ojämna sättningar lika bra eller bättre än bentonitmattor. Den hydrauliska konduktiviteten hos geomembraner är mycket låg. I praktiken kommer läckaget genom ett geomembran inte att bestämmas av dukens vattengenomtränglighet utan av skadefrekvensen. Ett visst antal skador uppkommer alltid, i någon mån vid tillverkningen i fabrik, men framför allt vid utförandet av tätskikt i fält. Erfarenheterna har visat att skadefrekvensen kan begränsas kraftigt med en ändamålsenlig kvalitetssäkring av arbetet, som bl a innebär en omfattande kontroll. Vid kvalificerade tätningar med höga krav på infiltrationsbegränsning bör geomembraner inte användas som enda tätskikt med hänsyn till skaderisken. I kombination med andra tätskikt (packad lera, bentonitmattor etc) erhålls däremot en mycket god infiltrationsbegränsning även vid en relativt hög skadefrekvens. Geomembranet läggs då med direkt anliggning mot detta tätskikt varvid en sk kompositttätning erhålls. Den främsta nackdelen med geomembraner är att beständigheten på lång sikt inte är klarlagd. Beständigheten beror bl a på vilken typ av polymer som membranet är tillverkat av, och varierar således med membrantyp. Den hittills bäst utprovade typen med hänsyn till beständigheten är membraner typ HDPE (High Density PolyEthylene). Accelererade laboratorietester indikerar att beständigheten hos sådana membraner kan vara flera hundra år (Tisinger och Giroud 1993). Sådana livslängder förutsätter dock en korrekt installation så att omfattande skador inte uppkommer på grund av mekaniska påkänningar, och en skyddstäckning som innebär att membranet skyddas mot UV-strålning och att syretillgången begränsas.

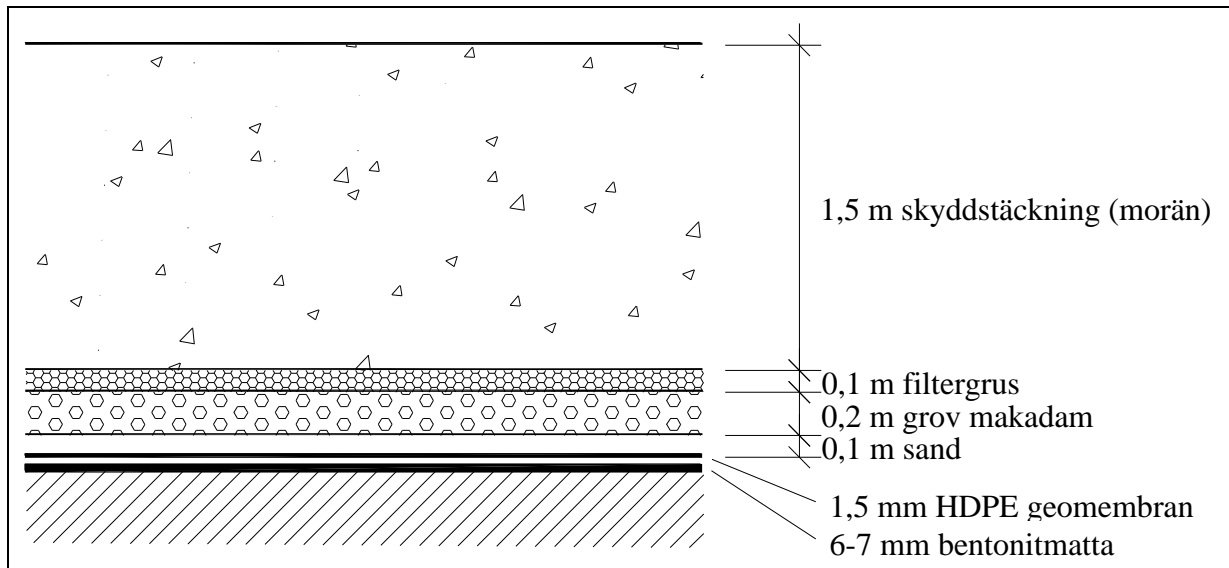
Funktionskravet på en deponi i klass 1 är att lakvattenbildningen får motsvara högst  $5 \text{ l/m}^2$  och år. Enligt de geotekniska undersökningarna är infiltrationen av grundvatten liten och kan försummas i förhållande till infiltrationen av nederbörd. Det bedöms därför som tillräckligt att begränsa infiltrationen av nederbörd i deponin till 5 mm per år, samt tillse att ytvatten från bergryggen norr om deponin kan avrinna utan att infiltrera i deponin.

Med hänsyn till ovanstående föreslås en tätning med kompositttätskikt bestående av ett geomembran av minst 1,5 mm HDPE som läggs direkt på en bentonitmatta, se figur 5. Med en sådan tätning i kombination med en överliggande dränering blir läckaget erfarenhetsmässigt försumbart. Modellberäkningar med datormodellen HELP3 visar att läckaget vid en korrekt utförd installation beräkningsmässigt blir mindre än 1 mm per år. Vid dessa låga flöden kommer den föroreningstransporten med strömmande vatten sannolikt att vara lika låg som diffusionen av föroreningar ut från deponin. Båda dessa tätskikt bedöms dessutom ha goda förutsättningar att klara de sättningar som kommer att uppstå med bibehållen funktion.

Mycket höga krav ställs också på tätningarnas beständighet. Faktorer som kan medföra risk för skador på längre sikt är påverkan av erosion, tjälprocesser, uttorkning, rotnedträngning, borrhingsarbeten, grävning etc.

Erosion motverkas dels genom att släntlutningarna är måttliga, dels genom att ett dräneringslager läggs in i täckningen vilket förhindrar att hela täckningen vattenmättas så att ytavrinning uppkommer. De valda tätskikten är mindre känsliga för påverkan av tjälning eller uttorkning än tätskikt av naturliga jordar. Dessa processer kan också motverkas genom en tillräckligt mäktig skyddstäckning med hänsyn till dimensionerande tjäldjup. Riskerna för rotnedträngning är ofullständigt klarlagda och svårare att skydda sig mot. Det finns dock indikationer på att skikt med grov sten kan fungera som rotspärr (Lundgren 1995). Skyddstäckningens mäktighet är naturligtvis också väsentlig för att begränsa nedträngningen av rötter och kanske framför allt konsekvenserna av rotvärtor m m. Dessa åtgärder skyddar också mot grävande djur, och i viss mån även oavsiktliga intrång av människor. Ett skikt med grov sten är svårforcerat utan maskinell hjälp och utgör en signal om att lagerföljden inte är naturlig.

Med hänsyn till ovanstående föreslås följande deponikonstruktion (se också figur 5):



Figur 5. Föreslagen konstruktion för tätning och täckning av deponin.

- Bentonitmatta:** Lämpligen används en nålfiltad bentonitmatta med hänsyn till de relativt gynnsamma egenskaperna vid deformationer. Vid kontakt med vatten medför svällningsreaktionerna att leran hos en belastad bentonitmatta får en mycket låg hydraulisk konduktivitet, i storleksordningen  $5 \cdot 10^{-11}$  m/s. En belastning motsvarande 0,3 m jordtäckning måste påföras innan bentonitleran hydratiseras för att full tätningseffekt skall uppnås.
- Geomembran:** Ett geomembran av minst 1,5 mm HDPE. Livslängden hos denna typ av geomembraner förväntas vara god under förutsättning att konstruktion och installation utförs på rätt sätt.
- Skyddsskikt:** Minst 0,1 m sorterad sand/stenmjöl med kornstorlek 0-4 mm. Detta lager är mycket viktigt för geomembranets funktion eftersom direkt kontakt mellan geomembran och grovt grus eller sten kan ge punktvisa belastningar som medför att polymerens flytgräns överskrids lokalt, vilket med tiden leder till skador.
- Dräneringslager och spärrskikt:** Minst 0,2 m makadam med kornstorlek 16-64 mm som medför en snabb lateral avbördning av perkolerande vatten. Den grova kornstorleken medför också att lagret är mer svårforcerat och fungerar som en varningssignal vid eventuell grävning i upplaget och utgör dessutom ett hinder för rotnedträngning.
- Materialskiljande lager:** Minst 0,1 m grus som skall förhindra transport av finmaterial från skyddstäckningen ner till dräneringslagret. Lämplig kornstorlek kan vara 4-16 mm men måste slutligt avgöras med hänsyn till kornstorleksfördelningen hos ovanförliggande skyddstäckning (och dräneringslagret).
- Skyddstäckning och vegetationslager:** Minst 1,5 m erosionsbeständig morän med kornstorlek 0-300 mm som bredds ut i två lager.

Med denna konstruktion skyddas tätskikten av totalt 1,9 m täckning, vilket med den föreslagna konstruktionen bedöms vara tillräckligt för att uppfylla mycket högt ställda krav på beständighet. Den

främsta svagheten hos konstruktionen är att beständigheten hos de ingående syntetskikten, dels geomembranet men även geotextilierna hos bentonitmattan, är ofullständigt kända. Även vid omfattande skador på geomembranet uppfylls dock kraven på infiltrationsbegränsning så länge som bentonitleran är intakt. Denna är ett naturligt mineraliskt material med god beständighet. Med hänsyn till den långa tid som föroreningarna kommer att kvarstå i deponin kan dock risken för att skador så småningom uppkommer och läckaget ökar aldrig uteslutas.

### 5.2.3 Övriga åtgärder

Stabilitetsförhållandena för den nya deponin har beräknats översiktligt vad avser risken för utglidning i Örserumsviken. Därvid har så kallad kombinerad analys använts, vilket innebär att hänsyn tas till såväl effektivspänningsanalys som totalspänningsanalys och den lägsta hållfastheten används som dimensionerande parameter. Om ingen hänsyn tas till konsolidering av underliggande gytta och lera erhålls en beräkningsmässig säkerhetsfaktor  $F_{\text{komb}}=1,21$  (se bilaga 2). Detta innebär att stabilitetsförhållandena blir otillfredsställande med hänsyn till de variationer som kan förekomma. Säkerhetsfaktorn vid en kombinerad analys bör vara minst  $F_{\text{komb}}=1,30$  samtidigt som säkerhetsfaktorn vid totalspänningsanalys minst  $F_C=1,50$  för att säkerheten skall anses vara tillfredsställande. Detta medför att vissa grundförstärkningsåtgärder, t ex stödfyllning utanför den befintliga begränsningsvallen, måste vidtas innan deponin fylls upp, alternativt att deponins höjd måste begränsas. Med hänsyn till resultaten av stabilitetsanalysen bedöms sådana åtgärder vara möjliga att genomföra. En fördjupad stabilitetsutredning med dimensionering av förstärkningsåtgärder bör genomföras inom ramen för en detaljprojektering då även andra förutsättningar som volymsbehov m m klarläggs närmare.

## 5.3 Åtgärder för industriområdet

Den fördjupade riskbedömningen (Axelman et al 1998) tyder på att åtminstone den sydvästra delen av fyllningen behöver åtgärdas. Halterna av PCB och kvicksilver i grundvatten från denna del av området var höga, och den fasta matrisen visade hög toxicitet. Fyllningen är emellertid mycket inhomogen varför det är svårt att avgränsa det område som kräver åtgärder. Det kan heller inte uteslutas att material med högt föroreningsinnehåll och hög toxicitet förekommer mellan provpunkterna. För att en sådan avgränsning skall kunna göras krävs en tätare provtagning.

Med hänsyn till inhomogeniteterna och därmed förknippade osäkerheter, och att en relativt stor yta ändå kräver åtgärder föreslås att hela området åtgärdas. Detta kan i princip ske på två sätt:

- antingen genom en tätning på plats, som då måste omfatta dels en tätning mot viken för att eliminera vattenomsättning i fyllningen vid vattenståndsförändringar, dels en tätning mot infiltrerande nederbörd på samma sätt som för deponin,
- eller genom uppgrävning och flyttning av massorna till deponin.

Oavsett om åtgärderna kommer att omfatta hela eller endast delar av utfyllnadsområdet bedöms alternativet uppgrävning och förflyttning till deponin som det mest kostnadseffektiva.

## 5.4 Kostnader

En översiktlig kostnadsuppskattning har gjorts för det åtgärdsalternativ som skisserats ovan. De kostnadsberäknade åtgärderna omfattar:

- kompletterande utredning och detaljprojektering,
- grundförstärkning av sedimentationsbassängens begränsningsvallen,
- uppgrävning av utfyllnadsområdet och uppläggning av massorna på deponin,
- muddring och avvattning av sediment i viken,
- deponering av avvattnade sediment och
- åtgärder på deponin motsvarande klass 1 enligt Naturvårdsverkets förslag till Allmänna råd för deponering.

Totalkostnaden för dessa åtgärder uppskattas till mellan 50 och 70 Mkr med följande fördelning:

	<u>Mängd</u>	<u>å-pris</u>	<u>Kostnad</u>
Projektering, byggledning, miljökontroll m m:			12 Mkr
Etablering av arbetsområden, utrustning m m			9 Mkr
Grundförstärkning av begränsningsvallen:	250 m	4.000 kr	1 Mkr
Uppgrävning och deponering av fyllnadsmassor:	80.000 m <sup>3</sup>	60 kr	5 Mkr
Muddring och avvattning av sediment Alt 1 (hela viken):	150.000 m <sup>3</sup>	130 kr	20 Mkr
Uppläggning av sediment i deponi Alt 1:	100.000 m <sup>3</sup>	20 kr	2 Mkr
Täckning m m av deponi Alt 1:	50.000 m <sup>2</sup>	300 kr	15 Mkr
Oförutsett			6 Mkr
<b>Summa alternativ 1:</b>			<b>70 Mkr</b>
<u>Om muddringen kan begränsas till inre viken:</u>			
Muddring och avvattning av sediment Alt 2 (inre viken):	60.000 m <sup>3</sup>		8 Mkr
Uppläggning av sediment i deponi Alt 2:	40.000 m <sup>3</sup>		1 Mkr
Täckning m m av deponi Alt 2:	40.000 m <sup>2</sup>		12 Mkr
<b>Summa alternativ 2:</b>			<b>54 Mkr</b>

## 5.5 Övrigt

De föreslagna åtgärderna motsvarar i huvudsak kraven vid deponering av farligt avfall. Dessa syftar till att deponierna skall konstrueras på ett sådant sätt att spridningen av föroreningar till omgivningen begränsas kraftigt. Detta innebär samtidigt att sådana deponier kommer att utgöra en potentiell risk för miljön under mycket lång tid.

Med hänsyn till detta är det viktigt att alla åtgärder som vidtas dokumenteras på ett ändamålsenligt sätt och att kunskaperna om deponin bibehålls, att deponins funktion övervakas och hänsyn tas till föroreningspotentialen vid framtida överväganden om exploatering m m.

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT  
Avdelningen för miljögeoteknik

Bengt Rosén  
Projektledare

Pär Elander

## Referenser

Ambjörn C, Johansson L och Svensson J (1997): Värdering av vattenomsättningen i Örserumsvik. SMHI, Oceanografiska laboratoriet, 1997-12-18.

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

Elert M, Höglund L-O och Lindgren M (1992): Release of PCB and mercury from fibre sediments. Naturvårdsverket Rapport 4076.

Herbich J B (1994): Removal of contaminated sediments: equipment and recent field studies. American Society for testing and Materials ASTM STP 1293. Dredging, Remediation and Containment of Contaminated Sediments.

Lundgren T (1995): Sluttäckning av avfallsupplag. Krav, material, utförande och kontroll. Naturvårdsverket Rapport 4474.

Mark- och Vatten Ingenjörerna (1998): Geologiska och geotekniska undersökningar. Slutrapport. Växjö 1998-01-15.

Naturvårdsverket Rapport 4610 (1996): Deponering av avfall. Förslag till Allmänna råd.

Pelletier J P (1994): Demonstrations and commercial applications of innovative sediment removal technologies. American Society for testing and Materials ASTM STP 1293. Dredging, Remediation and Containment of Contaminated Sediments.

Tisinger L G and Giroud J P (1993): The durability of HDPE geomembranes. Geotechnical Fabrics Report, September 1993.

Winell B (1998): Sammanställning av efterbehandlingsalternativ. Koncept. Naturvårdsverket