

Projekt Örserumsviken

Huvudstudie



**Arbetsgruppens sammanfattande
rapport med åtgärdsförslag**

Västervik 1998-06-08

PROJEKT ÖRSERUMSVIKEN
HUVUDSTUDIE

INNEHÅLL

1	INLEDNING.....	4
1.1	Bakgrund.....	4
1.2	Projektets syfte och mål.....	5
2	GENOMFÖRDA UTREDNINGAR.....	6
3	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER.....	6
3.1	Ansvaret för undersökningar och efterbehandling.....	6
3.2	Miljöeffekter.....	7
3.2.1	<i>Förekomst och spridning av PCB.....</i>	7
3.2.2	<i>Förekomst och spridning av kvicksilver.....</i>	8
3.2.3	<i>Föroreningarnas toxicitet.....</i>	8
3.2.4	<i>Riskbedömning.....</i>	9
3.2.5	<i>Efterbehandlingsbehov.....</i>	10
3.3	Åtgärdsförslag.....	10
3.4	Kvarstående undersökningsbehov.....	12
4	ANSVARSFÖRHÅLLANDEN.....	12
4.1	Allmänt.....	12
4.2	Adressaten för efterbehandlingskrav.....	13
4.3	Skäligheten för efterbehandlingskrav.....	14
4.4	Framtida verksamheter och åtgärder.....	14
5	OMRÅDETS GEOTEKNISKA OCH HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN.....	14
5.1	Örserumsviken.....	15
5.2	Sedimentationsbassängen.....	16
5.3	Deponin.....	17
5.4	Utfyllnadsområdet.....	17
6	FÖRORENINGSSITUATIONEN.....	18
6.1	Förekomst av PCB och kvicksilver.....	18
6.2	Föroreningsspridning med grundvatten.....	19
6.3	Föroreningsspridning med vatten i viken.....	20
6.4	Föroreningsspridning med luft.....	22
6.5	Halter i fisk.....	23
6.6	Toxicitet.....	23
7	RISKBEDÖMNING.....	24
7.1	Allmänt.....	24
7.2	Påverkan.....	24
7.2.1	<i>Farlighet.....</i>	24
7.2.2	<i>Känslighet/skyddsvärde.....</i>	24
7.2.3	<i>Föroreningsnivå.....</i>	25
7.2.4	<i>Toxicitet.....</i>	25
7.2.5	<i>Spridningsförutsättningar.....</i>	25
7.3	Åtgärdsbehov.....	26
8	ÅTGÄRDER.....	26
8.1	Metoder för efterbehandling.....	26
8.2	Val av efterbehandlingsmetod.....	27
9	ÅTGÄRDERNAS UTFORMNING.....	29
9.1	Muddring och avvattning av sediment i viken.....	29
9.2	Deponering.....	29
9.2.1	<i>Lokalisering och utformning.....</i>	29

9.2.2	Åtgärder mot föroreningsspredning från deponin.....	31
9.2.3	Övriga åtgärder.....	33
9.3	Åtgärder för industriområdet.....	33
9.4	Kostnader.....	33
10	REFERENSER.....	35

BILAGOR

Bilaga 1. Situationsplan – geotekniska undersökningar och provtagningsplatser

PROJEKT ÖRSERUMSVIKEN HUVUDSTUDIE

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Örserumsviken är en vik av Östersjön och ligger omedelbart söder om Västerviks tätort. Avståndet till närmaste bostadsområde är några hundra meter och viken gränsar närmast till Solbergs udde, som tillsammans med Lysingsbadet och Korpaholmarna utanför Örserumsvikens mynning utgör ett välbesökt rekreationsområde. Söder om viken ligger Hornslandet med ett stort antal fritidshus. Utanför Örserumsviken börjar Tjust skärgård som klassas som riksintressant både för naturvård och rörligt friluftsliv.

Vid Örserumsvikens inre strand ligger f d Westerviks pappersbruk som bedrev verksamhet här mellan åren 1915 och 1980 (med undantag för perioden 1919-1923). Produktionen utgjordes av papper och papp med returpapper som huvudsaklig råvara. Verksamheten har inneburit utsläpp av stora mängder PCB- och kvicksilverförorenade fibrer till Örserumsviken.

Avloppsvattnet från bruket släpptes till en början ut utan egentlig rening. Detta vatten innehöll suspenderade ämnen (pappersfiber och mineraliska ämnen) som sederade i viken, främst i dess inre del. I mitten av 1950-talet invallades ett begränsat område i vikens innersta nordvästra del och utnyttjades som sedimentationsbassäng för avloppsvattnet innan detta släpptes vidare till Örserumsviken. Efter det att sedimentationsbassängen var fylld fortsatte utsläppen av suspenderade ämnen till Örserumsviken, vars inre del avskärmades med en permanent bomläns. På detta sätt utbildades med tiden ansevärliga fiberbankar i den inre delen av Örserumsviken.

Från början av 1950-talet och fram till 1966 användes fenylkviksilver i produktionen vid pappersbruket för slembekämpning i pappersmaskiner och rörsystem. Kviksilverbaserade preparat användes inom cellulosaindustrin också för konservering av slipmassa. Användningen medförde att den fiber som släpptes ut under denna period förorenades av kvicksilver.

PCB tillfördes med returpapper som utnyttjades som råvara i produktionen. PCB användes i självkopierande papper fram till 1972, då öppen användning av PCB förbjöds.

Inför pappersbrukets nedläggning rensades viken från fiberbankar. Under åren 1978 och 1979 muddrades ca 200.000 m³ fibersediment upp, varefter de avvattades genom centrifugering och deponerades i en öppen deponi på fabriksområdet i anslutning till den tidigare uppfyllda sedimentationsbassängen.

Saneringen kontrollerades med avseende på avskiljningen av kvicksilver i avvattning och returvattenrening och följdes upp under en tioårsperiod med provfiske och analyser av kvicksilverhalter i fisk. Däremot hade förekomsten av PCB inte uppmärksamats vid tiden för saneringens genomförande och inga uppföljningar genomfördes med avseende på dessa. Undersökningar som utförts efter saneringen tyder på att föroreningar kvarstår i bottensedimenten.

Senare har också ett mindre område i vikens innersta sydvästra del fyllts ut med fast avfall bestående av skrot, omalt papper och rens från reningsverket.

Som en följd av den verksamhet som bedrivits inom området finns idag fyra olika källor inom området som kan bidra till läckage av PCB och kvicksilver till luft och vatten. Dessa är (se också figur 1):

1. Förorenade sediment i Örserumsviken.
2. Fiber i sedimentationsbassängen.
3. Fiber i deponin.
4. Avfall i utfyllnadsområdet.



Figur 1 Örserumsviken och de förorenade områdena.

Mot bakgrund av den konstaterade föroeningen och spridningen från området av PCB och kvicksilver har Länsstyrelsen i Kalmar län erhållit medel från Naturvårdsverket för undersökningar av området. Västerviks kommun har av Länsstyrelsen utsetts till huvudman för genomförandet som resulterat i denna huvudstudie.

1.2 Projektets syfte och mål

Syftet med denna huvudstudie för sanering av Örserumsviken har varit att

- kartlägga förekomsten av, spridningen av och risken med PCB och kvicksilver inom industriområdet och i Örserumsvikens sediment,
- utreda ansvarsförhållandena,
- föreslå ett lämpligt tillvägagångssätt för sanering och/eller efterbehandling av föroreningskällorna.

För genomförande av projektet har en arbetsgrupp med representanter från Västerviks kommun, Länsstyrelsen i Kalmar län och Naturvårdsverket ansvarat. Arbetsgruppen rapporterar till en projektstyrelse i vilken Västerviks kommun, Länsstyrelsen och markägaren är representerade.

2 Genomförda utredningar

Huvudstudien har föregåtts av en *förstudie* (Västerviks kommun 1994) som omfattade en genomgång av historiken såsom pappersbrukets verksamhet i området, vilka tillstånd som gällt för verksamheten etc. Vidare sammanfattades resultaten från de uppföljningar och andra undersökningar som genomförts efter saneringen och ett förslag till fortsatt arbetsgång lämnades. Detta har legat till grund för utformning av huvudstudien.

Inom ramen för huvudstudien har följande aktiviteter genomförts:

- En utredning om ansvaret för undersökning och efterbehandling av pappersbruksområdet vid Örserumsviken i Västervik (Jan Darpö Juridik & Miljö 1996).
- Geologiska och geotekniska undersökningar omfattande bestämning av jordlagerföljder, hållfasthet och deformationsegenskaper hos deponerat material och underlagrande naturlig jord, stabilitetsberäkningar samt installation av grundvattenrör (Mark & Vatten Ingenjörerna AB 1998).
- Värderingar av vattenomsättningen i deponi, sedimentationsbassäng och utfyllnadsområde (Statens geotekniska institut 1997).
- Värderingar av vattenomsättningen i Örserumsviken (SMHI 1997).
- PCB- och kvicksilverundersökningar omfattande provtagningar, analyser och toxicitetstestningar med efterföljande värdering av förekomsten inom industriområdet och i Örserumsviken, spridningen till luft och omgivande vattenområden och därmed förknippade risker (Stockholms universitet 1998).
- Åtgärdsförslag omfattande en genomgång av möjliga metoder för efterbehandling och utformning av ett förslag till åtgärder (Statens geotekniska institut 1998).

Resultat och slutsatser från dessa utredningar och undersökningar sammanfattas i denna slutrapport och har legat till grund för de rekommendationer och förslag som redovisas. De utförda undersökningarna och utredningarna redovisas i detalj i separata underlagsrapporter enligt bilagda referensförteckning.

3 Slutsatser och rekommendationer

3.1 Ansvaret för undersökningar och efterbehandling

Westerviks Pappersbruks AB som bedrev den verksamhet vid Örserumsviken som givit upphov till

avsåg att motverka olägenheter till följd av kvicksilverspridning men inte uppmärksammade risken för miljöpåverkan av PCB.

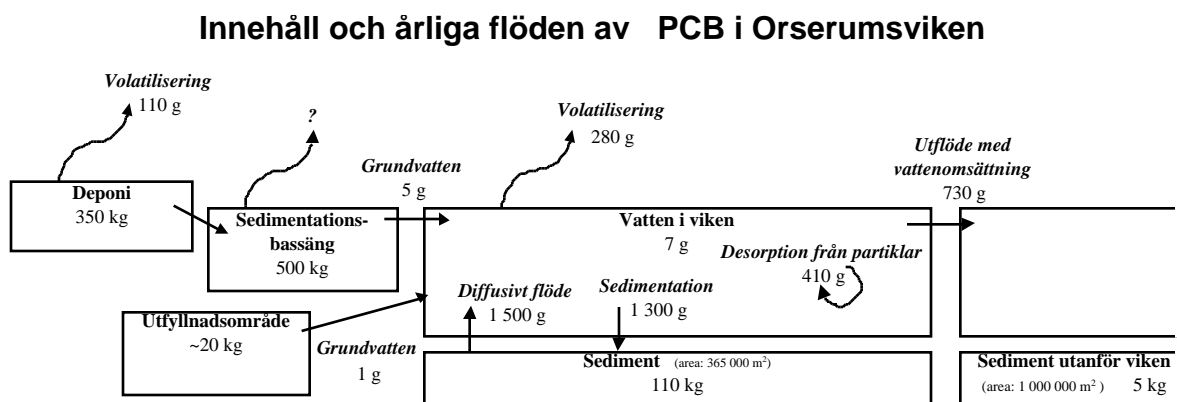
Efter det att utredningen avslutats avgjorde regeringsrätten det s k Klippanmålet. PLM anser att denna dom innebär att man inte kan hållas ansvarig för föroreningen av pappersbruksområdet och Örserumsviken eftersom verksamheten var nedlagd långt före 1989, då Miljöskyddslagens lydelse ändrades. Emellertid innebär denna dom ett brott mot tidigare rättspraxis. För närvarande är ett förslag till ny miljöskyddslagstiftning, den s k Miljöbalken, under utarbetande. Antas Miljöbalken kommer förmodligen att återställa rättsläget beträffande ansvarsförhållanden för tidigare verksamheter till vad som gällde före Klippandomen.

Ansvarsutredningen visade också att det knappast kan vara skäligt att ålägga nuvarande markägare något efterbehandlingsansvar. Däremot kan krav på undersökningar och efterbehandling ställas mot den som med sin verksamhet på något sätt kan påverka föroreningarna i området.

3.2 Miljöeffekter

3.2.1 Förekomst och spridning av PCB

De utredningar som har genomförts visade att det finns ca 1.000 kg PCB i området, varav ca 85 % i deponi och sedimentationsbassäng. Resterande 15 % återfinns i vikens bottensediment och i viss mån i sediment utanför viken. Innehållet av PCB i utfyllnadsområdet bedömdes som jämförelsevis litet (ca 20 kg). Dock konstaterades höga halter av PCB, 100 ng/l, i grundvatten i en punkt i fyllningen (GV 106, se bilaga 1). Den uppskattade fördelningen mellan de olika föroreningskällorna framgår av figur 2, liksom storleksordningar för spridningen av PCB till omgivningen.



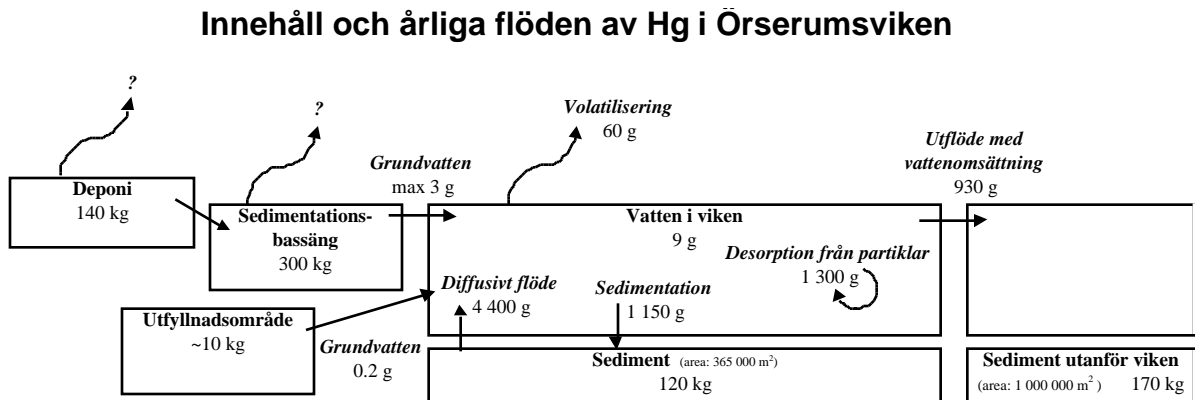
Figur 2. Budget som visar uppskattad förekomst av PCB fördelad på de olika källorna och den uppskattade spridningen till omgivningen.

Som framgår av figuren sprids relativt stora mängder PCB såväl via avgång till luft som via transport i vatten från viken ut till angränsande vattenområden. Även från sedimentationsbassängen avgår PCB till luft. Denna avgång har dock inte uppmätts och är svår att uppskatta utifrån övriga mätningar då förhållandena skiljer sig från förhållandena på deponin, främst genom högre koncentrationer och genom att vattenmättnad råder större delen av året. Den luftburna spridningen av PCB utgör ett bidrag till den globala spridningen men bedöms inte ha så stor betydelse för den lokala och regionala belastningen på miljön. Däremot medför spridningen med vatten som strömmar ut från viken sannolikt ett betydande bidrag till belastningen i det angränsande kustområdet.

Spridningen av PCB till viken från de förorenade områdena på land bedömdes som relativt liten, i storleksordningen några gram per år, varav merparten härrör från deponin och sedimentationsbassängen. Som indikeras i figur 2 transporteras lakvattnet från deponin huvudsakligen genom sedimentationsbassängen innan det når viken. Läckaget från deponi och sedimentationsbassäng till viken uppskattades till ca 5 g/år medan läckaget från utfyllnadsområdet bedömdes bidra med maximalt 1 g/år. Detta är en effekt av de högre halterna i deponi- och sedimentationsbassängen. Vattenomsättningen bedömdes vara högre i utfyllnadsområdet på grund av in- och utflöde av vatten från viken vid höga vattenstånd.

3.2.2 Förekomst och spridning av kvicksilver

Totalmängderna av kvicksilver i området bedöms uppgå till ca 600 kg, varav merparten, 440 kg, återfinns i deponi och sedimentationsbassäng. Innehållet i vikens sediment uppskattas till ca 120 kg medan innehållet i sedimenten i närområdet utanför viken bedöms vara något högre, se figur 3. Totalinnehållet av kvicksilver i utfyllnadsområdet bedöms som jämförelsevis litet (storleksordningen 10 kg). Den uppskattade fördelningen mellan de olika föroreningskällorna framgår av figur 2, liksom storleksordningar för spridningen av kvicksilver till omgivningen.



Figur 3. Budget som visar uppskattad förekomst av kvicksilver i området fördelat på de olika källorna och den uppskattade spridningen till omgivningen.

Precis som för PCB är den uppskattade spridningen av kvicksilver från de förorenade områdena på land med vatten ut till Örserumsviken liten. Utflödet från deponi och sedimentationsbassäng uppskattades till ca 3 g/år medan utflödet från utfyllnadsområdet uppskattades till endast ca 0,2 g/år.

Betydligt större mängder kvicksilver transporteras med vattenflödet till utanförliggande kustvatten varje år. Huvuddelen av detta läckage kan kopplas till förekomsten av kvicksilver i vikens sediment.

Mätningar av kvicksilverspridningen till luft ingick inte i undersökningsprogrammet eftersom tidigare mätningar med LIDAR-teknik indikerat att kvicksilverhalten i luften ovanför deponin är låg. Den höga avgången av PCB föranleder dock en omprövning av slutsatserna från dessa mätningar.

3.2.3 Föroreningarnas toxicitet

Toxicitetstester visade att giftigheten i vikens inre del var hög. Giftigheten visade en avtagande trend med ökande avstånd härifrån. Detta gäller främst sedimenten och material som infångats i sedimentfällor, men även i viss mån den fria vattenmassan.

Giftigheten var hög även hos materialet i sedimentationsbassängen och i deponin, samt i ett av proverna från utfyllnadsområdet. För deponin och utfyllnadsområdet korrelerade dock inte toxiciteten med koncentrationen av högttoxisk PCB, vilket var fallet för de två prover från sedimentationsbassängen som testades.

Testningen visade också att PCB inte ensamt kan förklara den observerade toxiciteten. Analyser av toxicitet delade i en opolär och en polär fraktion visade att den polära fraktionen, som inte innehåller PCB, gav en många gånger högre toxicitet än den opolära fraktionen. De polära fraktionerna är dock mindre hydrofoba än de opolära och bioackumuleras därmed inte lika effektivt. Resultaten behöver därför inte betyda att risken med de polära fraktionerna är större. Med tanke på de koncentrationer av PCB som förekommer i den inre delen av viken är det möjligt att nedbrytningsprodukter av PCB, t ex metylsulfon-PCB, står för en stor del av den polära toxiciteten.

Även vid testning av enbart opolära fraktioner som delades i monoaromatiska kolväten, diaromatiska kolväten och polyaromatiska kolväten visade det sig att toxiciteten hos diaromatfraktionen (som innehåller PCB) inte ensamt kunde förklara den totala toxiciteten. Även polyaromatfraktionen (PAH) bidrog till toxiciteten.

Slutsatsen av toxicitetstestningen är att de djur som lever i Örserumsviken sannolikt har märkbara effekter av miljögifterna i området.

3.2.4 Riskbedömning

Även om avgången till luft av såväl PCB som kvicksilver är relativt stor föreligger knappast några direkta hälsorisker med denna spridning. Utspädningen i luftmassan är stor redan på relativt låg höjd över markytan och riskerna för att hälsofarliga koncentrationer skall kunna uppstå bedöms som mycket små. Den uppmätta koncentrationen av PCB i luft över deponin låg under mätperioden på 3 ng/m^3 vilket är långt under det svenska gränsvärdet för arbetsmiljö. Koncentrationen av kvicksilver har i tidigare undersökningar uppmätts till $<1,5 \text{ ng/m}^3$ över deponin och viken samt till $1,5\text{-}2,0 \text{ ng/m}^3$ över sedimentationsbassängen. Även dessa halter är låga i ett hälsoperspektiv.

Grundvattnet inom industriområdet är förorenat av såväl PCB som kvicksilver. Grundvattnet strömmar dock ut mot Örserumsviken dit avstånden är korta och riskerna för påverkan på vattentäkter är därmed mycket liten.

Halterna av PCB och kvicksilver som uppmätts i gäddor fångade i viken avvek inte på något väsentligt sätt från tidigare undersökningar. De uppmätta halterna var klart högre än normala halter i gädda från opåverkade områden men inte direkt hälsofarliga. Anmärkningsvärt var att det inte förelåg några signifikanta skillnader mellan halterna av PCB i gädda fångad inne i viken och halterna i gädda fångad i området utanför viken trots de stora skillnader i koncentrationer som uppmättes mellan dessa lokaler. Detta tyder på att de gäddor som fångades inne i viken inte var stationära utan har levt en stor del av sitt liv utanför viken. Med hänsyn till den höga föroreningsgraden förväntades högre halter i fisk som lever i viken.

Utifrån ovanstående undersökningsresultat bedöms hälsoriskerna med föroreningarna inom området för närvarande som små. Dock bedöms det inte som lämpligt att äta fisk som lever i viken.

I en riskbedömning vägs föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån, förutsättningarna för spridning av föroreningarna och de drabbade områdenas känslighet/skyddsvärde samman till en samlad bedömning, t ex med hjälp av den s k MIFO-modellen (Naturvårdsverket 1996).

Både PCB och kvicksilver tillhör de mest potenta miljögifterna som är kända idag. Resultat från andra undersökningar av förorenade sediment (projekt Svartsjöarna, Hultsfreds kommun) visar dessutom att kvicksilver i fibersediment i ovanligt hög grad riskerar att omvandlas till

Känsligheten/skyddsvärdet hos markområdet (utfyllnadsområdet, deponi och sedimentationsbassängen) som under lång tid utnyttjats som industritomt får anses vara litet. Dock finns det ett allmänt intresse av att kunna utnyttjad detta område intill Örserumsviken för fritids- och rekreatiönsändamål.

Örserumsviken representerar den typ av grunda havsvikar som har stor betydelse som reproduktionsplats för fisk och även generellt stor betydelse för den biologiska mångfalden i Östersjön. Viken i sin helhet bedöms därför ha en hög känslighet och ett högt skyddsvärde. Vid den yttre delen av viken finns ett trettiotal fritidshus. Utanför viken vidtar Tjusts skärgård som är av riksintresse för naturvård och friluftsliv. Den yttre delen av viken bedöms därför ha en stor känslighet och ett högt skyddsvärde även med hänsyn till dessa faktorer.

För föroreningar i mark finns riktvärden som är baserade på områdets markanvändning (Naturvårdsverket Rapport 4638). Tillämpas dessa för markområdena framstår föroreningsnivån som mycket hög både i deponin och sedimentationsbassängen medan föroreningsnivån i utfyllnadsområdet som helhet måste betraktas som låg. Inom utfyllnadsområdet är dock förhållandena mycket inhomogena och höga nivåer förekommer troligen ställvis.

För sediment saknas riktvärden. Om i stället riktvärdet för "mindre känslig markanvändning" används framstår dock föroreningsnivån som hög. För den yttre delen av viken bör riktvärdet för "känslig markanvändning" användas vilket innebär att föroreningsnivån här klassificeras som mycket hög.

Området utgör en betydande källa för spridning av PCB och kvicksilver till omgivningen. Mot bakgrund av de höga halter och stora mängder av dessa föroreningar som finns i sediment, framför allt i inre delen av viken, i sedimentationsbassängen och i deponin kan spridningen förväntas fortgå under lång tid.

3.2.5 Efterbehandlingsbehov

Riskbedömningen visar att åtgärder för att begränsa spridningen av PCB och kvicksilver till omgivningen är motiverade. Med hänsyn till föroreningsnivåer och spridningsförutsättningar bör åtgärderna i första hand omfatta sedimenten i hela viken, sedimentationsbassängen och deponin. Mot bakgrund av de stora variationerna i utfyllnadsområdet och att hög toxicitet påvisats i en av provpunkter bedöms det som motiverat att åtgärda även detta område även om föroreningsnivåerna här är lägre. Merkostnaden för att inbegripa detta område i en kommande sanering bedöms dessutom som begränsad.

3.3 Åtgärdsförslag

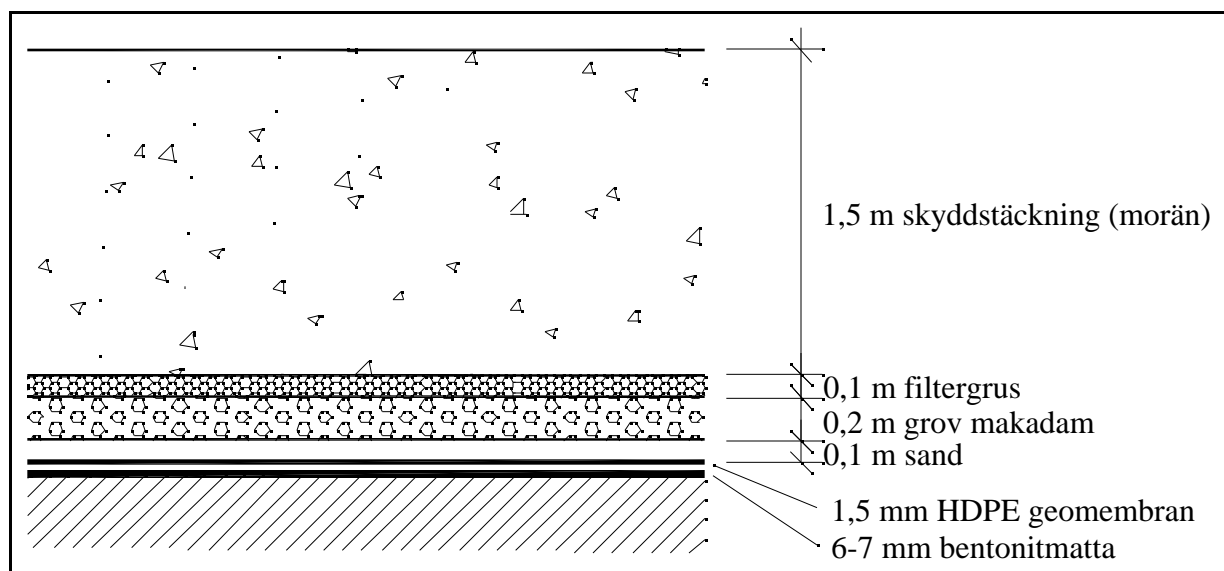
Mot bakgrund av en genomgång och värdering av tillgänglig teknik för efterbehandling av PCB- och kvicksilverförorenade sediment föreslås ett alternativ som omfattar muddring av sediment i viken, mekanisk avvattning och deponering på sedimentationsbassängen i anslutning till den befintliga deponin. Vidare inbegrips uppgrävning och uppläggning av de förorenade massorna inom utfyllnadsområdet i den utökade deponin. Hela deponeringsområdet efterbehandlas därefter som en deponi i klass 1 i enlighet med Naturvårdsverkets förslag till allmänna råd för deponering (Naturvårdsverket Rapport 4610).

Någon sedimentkartering som ger underlag för en bedömning av hur stora volymer som behöver muddras har ännu inte genomförts. Preliminärt uppskattas volymen till ca 150.000 m³, vilket motsvarar en pall med höjden 0,4 m räknat över hela vikens yta.

Avvattningen av sedimenten bedöms preliminärt reducera volymen med en tredjedel vilket innebär en deponeringsvolym av ca 100.000 m³. Till detta kommer volymen av de massor som grävs upp inom utfyllnadsområdet, ca 80.000 m³. Det totala tillkommande deponeringsbehovet blir därmed ca 180.000 m³. Denna volym kan rymmas genom utfyllning på

sedimentationsbassängen och genom en höjning av den befintliga deponin över större delen av dess yta. Den totala deponeringsytan efter utbyggnaden av deponin uppskattas till ca 50.000 m².

I deponiklass 1 ställs höga krav på sluttäckning och infiltrationsbegränsning. Anläggandet av kvalificerade tätskikt kommer att försvåras av att deponin till stor del består av kompressibla fibersediment vilket innebär att packningsarbeten försvåras och att sättningar på sikt kommer att uppstå. Av denna anledning föreslås att en så kallat kompositttätning anläggs, bestående av ett geomembran av HDPE (polyeten med hög densitet) utlagt direkt på en bentonitmatta. Över tätningen anläggs en dränering av grov makadam som underlättar avrinning av nederbörd och även i viss mån skyddar mot rotnedträngning. Täckningen avslutas med 1,5 m erosionsbeständig skyddstäckning av friktionsjord. Den föreslagna täckningens konstruktion framgår av figur 4. Tillsammans med nödvändiga skydds- och materialskiljande lager blir täckningens totala mäktighet närmare 2 m.



Figur 4. Föreslagen principutformning av täckningen på den utbyggda deponin.

På kort sikt medför den föreslagna täckningen att nederbördsperkolationen och därmed lakvattenbildningen reduceras till en mycket låg nivå. Eventuellt kan sättningsskador medföra en viss ökning av nederbördsperkolationen i ett medellångt tidsperspektiv. På mycket lång sikt kommer nederbördsperkolationen sannolikt att öka ytterligare till följd av att geomembranet åldras. Även i ett långt tidsperspektiv bedöms dock lakvattenbildningen underskrida 5 l/m²/år, som är kravet för deponiklass 1 (deponier för farligt avfall) enligt Naturvårdsverkets förslag till Allmänna råd för deponering.

Täckningen måste eventuellt kompletteras med särskilda tätnings- och/eller dräneringsåtgärder i deponins randzoner för att infiltration av ytvatten från omgivningen skall undvikas. Behovet av sådana åtgärder är beroende av detaljutformningen av deponin och hur det tillgängliga deponeringsområdet utnyttjas och måste utredas vid detaljprojekteringen.

I åtgärderna ingår även en grundförstärkning av den befintliga invallningen för sedimentationsbassängen. En grundförstärkning måste troligen utföras eftersom deponin kommer att medföra ökade belastningar på vallen och på de lösa jordlager som underlagrar sedimentationsbassängen. Översiktliga beräkningar visar visserligen att en deponiutbyggnad inte bör äventyra områdets stabilitet, men att stabilitetsförhållandena sannolikt inte kommer att vara tillfredsställande om inga grundförstärkningsåtgärder utförs. Dimensionering av förstärkningsåtgärder och detaljutformning av deponiutbyggnaden får utredas inom ramen för detaljprojekteringen.

Med genomförande av dessa åtgärder bedöms den årliga transporten av PCB och kvicksilver i vatten från Örserumsviken begränsas med åtminstone 90 % respektive 70 % medan luftavgången från landområdena bör begränsas med mer än 99 %.

Totalkostnaderna för åtgärderna beräknas till mellan 40 och 70 Mkr beroende på muddringens omfattning. Innan denna fastställs måste en sedimentkartering genomföras.

3.4 Kvarstående undersökningsbehov

Inom ramen för de resurser som anslagits till huvudstudien har det inte varit möjligt att klarlägga alla de frågor som måste klarläggas innan åtgärder vidtas. Följande utredningsbehov kvarstår:

- Komplettering av PCB- och kvicksilverundersökningen med ett antal ytterligare analyser av halter i vatten i och utanför viken behövs för en noggrannare kvantifiering av föroreningstransporten. Slutsatserna grundas för närvarande endast på halter från ett enda provtagningstillfälle.
- Analyser av mörthomogenat för klarläggande av tillståndet för fisk i viken. De gäddor som analyserats är sannolikt inte representativa för fisk som lever i Örserumsviken.
- En sedimentkartering krävs för att muddringsbehovet i viken skall kunna avgränsas och preciseras. Även förhållandena utanför viken behöver klarläggas, särskilt vad gäller kvicksilverförekomsten.
- Luftavgången av PCB och kvicksilver från sedimentationsbassängen bör mätas för att en referensmätning skall erhållas för senare uppföljningar av åtgärds mål.
- Betydelsen av den konstaterade toxiciteten hos polära organiska ämnen samt PAH för miljösituationen, och åtgärdernas effekt på dessa bör utredas.
- Detaljprojektering av åtgärderna.

Samtliga dessa utredningar utförs lämpligen inom ramen för detaljprojekteringen av åtgärderna.

4 Ansvarsförhållanden

4.1 Allmänt

Förorening i mark och vatten regleras i första hand genom miljöskyddslagen (ML, SFS 1969:387). Även plan- och bygglagen (PBL), naturresurslagen (NRL), hälsoskyddslagen (HskL) och lagen om kemiska produkter (LKP) kan vara av intresse. I praktiken har dock den rättsliga regleringen av förorenade mark- och vattenområden med anknytande efterbehandlingsfrågor nästan uteslutande skett genom tillämpning av ML. Kravreglerna i ML återfinns i 4-7 §§. När det gäller efterbehandling är det främst 5 § som blir aktuell. Enligt denna paragraf skall den som utövar en miljöfarlig verksamhet vidta de skyddsåtgärder, tåla den begränsning av verksamheten och iaktta de försiktighetsmått i övrigt som *skäligen* kan fordras för att förebygga eller avhjälpa olägenhet. Vid skälighetsavvägningen skall hänsyn tas till vad som är tekniskt möjligt, ekonomiskt rimligt och miljömässigt motiverat. Skyldigheten att avhjälpa olägenheter kvarstår även efter det att verksamheten avslutats.

För verksamheter som bedrivs med tillstånd enligt ML kan nya krav endast ställas vid omprövning av tillstånd. Krav på reparativa åtgärder (t ex efterbehandling) kan ställas även gentemot nedlagd verksamhet som bedrivits med tillstånd enligt ML. Omprövning av villkor kan endast komma till stånd efter initiativ från Naturvårdsverket (A-verksamheter) eller länsstyrelsen (B-verksamheter).

Något entydigt svar på frågan om hur långt tillbaka i tiden efterbehandlingsansvaret sträcker sig har inte givits vare sig i lagstiftning eller i rättspraxis. På senare tid har ett rättsfall med liknande förhållanden som i Örserumsviken avgjorts i Regeringsrätten, det sk Klippanmålet. I detta fall ansåg rätten att ML i dess lydelse fr o m den 1 jul 1989, då reglerna ändrades, inte kan tillämpas på företag som överlätit sin verksamhet långt innan de nya reglerna trädde i kraft, och att stöd för retroaktiv tillämpning saknas. Om förslaget till ny lagstiftning på miljöskyddsområdet, den sk Miljöbalken, tas kommer dock dessa förhållanden sannolikt att ändras.

Vid en beskrivning av rättspraxis angående efterbehandlingsansvaret för förorenade områden är det viktigt att skilja på två olika frågeställningar. Den första är vem som över huvud taget kan vara *adressat* för kraven. Först när denna fråga är besvarad kan man gå vidare till frågan om vad som *skäligen kan fordras* av denne i den aktuella situationen.

4.2 Adressaten för efterbehandlingskrav

Adressatfrågan är ofta komplicerad när det gäller förorenade områden. I den typiska efterbehandlingsituationen är flera parter inblandade, såväl i tiden som i rummet. Främst är det naturligtvis fråga om den som genererade föroreningen, men även markägaren är berörd. Slutligen kan andra, som genom aktiviteter i det förorenade området utlöser risk för spridning av föroreningarna betraktas som utövare av miljöfarlig verksamhet. Grundprincipen i ML är dock att man främst skall söka den som stod för själva föroreningen i enlighet med den allmänt vedertagna principen att förorenaren betalar – ”Polluters Pay Principle (PPP)”.

I fallet Västerviks pappersbruk kompliceras adressatfrågan av att den juridiska person som bedrev verksamheten – Westerviks Pappersbruks AB – har upphört. Vid nedläggningen av verksamheten var bolaget helägt av PLM. Från civilrättslig synpunkt kan PLM troligen inte utkrävas betalningsansvar för den verksamhet som utövades vid pappersbruket. De koncernregler som finns i aktiebolagslagen syftar till gemensam redovisning, inte betalningsansvar. De civilrättsliga reglerna har emellertid mindre betydelse när det gäller de offentlighetsrättsligt grundade ansvaret enligt ML. Avgörande för om PLM skall kunna vara efterbehandlingsansvarig enligt dessa är inte vad som framgår av aktiebolagslagen, utan om bolaget kan anses vara verksamhetsutövare enligt 1 § ML.

Den ledning för ett ställningstagande i ansvarsfrågan som lämnas av underlaget i lagstiftningsarbetet och i senare tillämpning är litet. Det finns dock en del viktiga faktorer som pekar på att PLM ska anses ha varit verksamhetsutövare där. PLM ägde Westerviks pappersbruk AB mellan åren 1974 och 1987. WPAB var ett helägt dotterbolag som ingick i PLMs pappersdivision. Moderbolaget tillsatte styrelse och verkställande direktör. Som tillståndshavare stod visserligen WPAB, men alla beslut torde ha fattats av PLM. Detta är tydligt vid genomförandet av saneringen av Örserumsviken 1978-79, vid vilken PLM aktivt deltog. Det är viktigt att notera att det inte var enbart ett miljöengagemang som styrde detta engagemang, utan även ett affärsmässigt intresse av återvinning av muddrad fiber. Detta framgår av att alternativet med återvinning levde kvar långt in i de senare diskussionerna med samrådsgruppen. Vidare var nedläggningen av pappersbruket, utförsäljningen av fastigheterna och sedermera WPAB naturligtvis beslut på koncernnivå, och resultatet av transaktionerna tillföll PLM. *Sammantaget pekar detta mot att PLM bör anses som utövare av den miljöfarliga verksamheten vid Västerviks pappersbruk.*

När det är fråga om förvaring av ämnen som kan leda till mark- eller vattenförorening kan även markägare som inte haft något att göra med den ursprungliga, förorenande verksamheten betraktas som utövare av miljöfarlig verksamhet. Exempel på typiska sådana förvaringsfall ur rättspraxis har varit avfallsupplag, gruvhögar, kemikalieförvaring i tunnor m m, dock ej allmän markförorening. I enlighet med detta synsätt är alltså de nuvarande markägarna verksamhetsutövare i MLs mening vad gäller själva fiberupplaget. En annan grundprincip är emellertid att markägarens ansvar subsidiärt är förorenarens ansvar. Om en förorenare finns skall man alltså främst söka denne för åtgärder av reparativ natur.

4.3 Skäligheten för efterbehandlingskrav

Tidigare avgöranden i Koncessionsnämnden för miljöskydd (KN) talar för att skälighetsutrymmet vad gäller efterbehandlingsåtgärder i fall som detta inte är särskilt stort. Exempel utgör domarna vad gäller efterbehandling av fiberbankar från Ncb i Hörnefors (KN 60/90 och 141/91) och Klippan i Nyboholm (KN 144/92). I Klippanfallet har dessutom Regeringsrätten efter överklagande av domen konstaterat att den ändring av ML som gjordes 1989 inte är tillämplig på verksamheter som upphörde långt dessförinnan. Om denna som skall anses prejudicerande kan ML inte heller tillämpas på fallet Västerviks pappersbruk.

En ytterligare faktor som man måste ta hänsyn till är den sanering som genomfördes 1978-79, och som bekostades av PLM. Denna sanering var visserligen ett villkor kopplat till de tillstånd som gällt för verksamheten alltsedan 1968, men faktum kvarstår att en sanering genomförts i samråd med miljömyndigheterna och att dessa godkänt åtgärderna. Detta talar för att utrymmet att kräva ytterligare åtgärder av PLM vad gäller kvicksilverkontamineringen är begränsat. När det gäller åtgärder med inriktning på PCB-sanering bör dock utrymmet vara något större. Man bör också komma ihåg att vare sig sedimentationsbassängen eller den sydvästra utfyllningen i viken varit föremål för vare sig undersökningar eller åtgärder från företags sida.

Sammantaget bedöms utrymmet för att kräva ytterligare efterbehandlingsåtgärder av PLM som mycket begränsat. I ännu mindre utsträckning kan det anses skäligt att kräva sådana åtgärder av den nuvarande markägaren. När fastigheten såldes var den förorenade verksamheten avslutas, kommunen hade godkänt efterbehandlingen av området och markägarna har inte haft något med verksamheten att göra.

4.4 Framtida verksamheter och åtgärder

Helt annan blir bilden för det framtida ansvar som kan komma att åläggas fastighetsägaren i samband med exploatering eller andra åtgärder i marken. Som ovan konstaterats blir var och en som genom sin verksamhet påverkar eller riskerar att påverka föroreningarna utövare av miljöfarlig verksamhet. Skälighetsavvägningen i sådana fall brukar vara brutal. Exploatören får stå för hela kostnaden för undersökning och efterbehandling, eller avstå från exploateringen. En naturlig avgränsning utgörs dock av att de åtgärder som exploatören åläggs att bekosta skall vara motiverade av just hans åtgärder. Dessa krav kan i alla situationer ställas av miljönämnden i kommunen med stöd av 40 § 1 st och 43 § ML. Vidare gäller att ingen bindande plan enligt PBL finns i området. Detta innebär att byggnadsnämnden får ta ställning till eventuell exploatering i den mån åtgärderna är bygglovspliktiga. Inför ett sådant ärende kan nämnden med stöd av 8 kap 20 § PBL begära full utredning av exploatören.

Miljösituationen kan innebära att myndigheterna väljer att utföra åtgärder i området på eget initiativ och finansiering. Markägarens ställning i sådana fall är i vissa avseenden oklar och dåligt belyst i rättspraxis. De flesta markägare är positiva till att sådana åtgärder vidtas på deras mark. Strikt juridiskt kan ändå noteras att det i ML saknas rätt för miljömyndigheterna eller för någon som är efterbehandlingsansvarig att gå in och utföra åtgärder på annans mark. Den rätt till tillträde som finns i ML är kopplad till tillsyn respektive undersökningar av miljöfarlig verksamhet.

Även när markägare är positiva till åtgärder och tillträdesfrågan är löst kan efterbehandlingen komma att inkräkta på fastighetsägarens verksamhet. Det går knappast att undvika att pågående verksamheter påverkas på något sätt. Dessa frågor bör lösas på förhand genom avtal med fastighetsägaren.

5 Områdets geotekniska och hydrologiska förhållanden

De geotekniska förhållandena har undersökts för de förorenade områdena på land samt i viken närmast utanför dessa. Syftet har varit att klarlägga de förorenade områdenas utsträckning i plan

med CPT, ostörd provtagning med kolvborr, störd provtagning med skryseborr (deponi) och provgrovsgrävning (utfyllnadsområdet), bestämning av skjuvhållfasthet med vingsondering och portrycksobservationer i BAT-spetsar och öppna grundvattenrör. Laboratorieundersökningarna på upptagna prover har omfattat rutinundersökning samt på utvalda prover även CRS-försök.

De geohydrologiska förhållandena har undersökts genom långtidsobservation av grundvattennivåer i öppna grundvattenrör samt bestämningar av de olika jordlagrens hydrauliska konduktivitet genom utströmningsförsök i grundvattenrören.

5.1 Örserumsviken

Örserumsviken är ca 1,3 km lång och bredden varierar mellan 200 och 400 m. Vikens yta är ca 365.000 m² och medeldjupet är ca 3 m. Uppmätta djup varierar mellan 1,5 och 3,9 m, med de större djupen närmare mynningen. I mynningen smalnar viken av och bredden är här ca 90 m.

Någon sedimentkartering har inte utförts varför bottenförhållandena är ofullständigt kända. Ett antal sedimentprover har dock tagits vilka indikerar att de ytliga jordlagren består av lösa organiska sediment. Geotekniska undersökningar har utförts längst in i viken. De översta sedimenten har här klassificerats som lös gyttja. Skjuvhållfastheten för denna har uppmätts till ca 4 kPa i översta delen stigande mot 10 kPa i nedersta delen. Gyttjan underlagras av lera med uppmätta skjuvhållfastheter mellan 10 och 15 kPa. Under leran återfinns friktionsmaterial, troligen sandiga sediment.

I den inre delen av viken mynnar Örserumsån som kommer från Vassbäcksån via Hästhasjön ca 300 m uppströms viken. Flödet i Vassbäcksån har beräknats av SMHI med en hydrologisk modell som ger veckomedelvärden av flödet. För den studerade perioden varierade de beräknade flödena ofta mellan 0,003 och 0,3 m³/s. Flöden upp till 1 å 2 m³/s förekom enstaka år. Sötvattnet blandas med saltare vatten på sin väg ut ur bassängen och flödet växer successivt mot mynningen. Detta ger upphov till ett utåtriktat flöde av vatten i mynningen och medför en intransport av saltare kustvatten längs botten..

Andra faktorer som påverkar vattenomsättningen i viken är vindens friktionseffekt på vattenytan vilken kan driva ytvatten genom mynningen när vinden är riktad parallellt med denna, och in- och utflöden som orsakas av vattenståndsvariationer.

För var och en av de tre drivande mekanismerna ovan har utbytestiden för vatten beräknats. För beräkningen har data för år 1987 använts eftersom variationsbredden hos sötvattenflödet var representativt och beräkningar av sötvattentillrinningen fanns att tillgå.

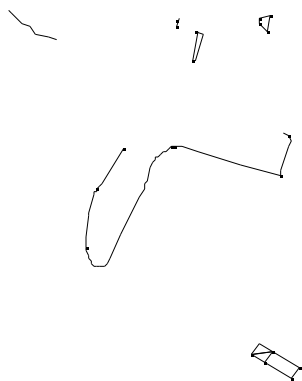
Beräkningarna visar att sötvattentillrinningen är den enskilda faktor som har störst betydelse för vattenomsättningen. Den beräknade utbytestiden, dvs den tid det tar innan en volym motsvarande hela vikens vattenvolym strömmat ut genom mynningen ligger oftast mellan 1 och 2 dygn. Vindpåverkan ger beräkningsmässigt utbytestider som huvudsakligen varierar mellan 1 och 4 dygn medan utbytestiderna till följd av vattenståndsvariationer oftast ligger över 10 dygn.

De olika processerna som driver vattenutbytet kan inte utan vidare adderas. För en beräkning av flödena ut ur viken får i stället utbytestiden beräknad för sötvattentillrinning betraktas som ensamt dimensionerande, eftersom denna process ger de största flödena genom mynningen.

Sötvattentillrinningen orsakar en bottenström som är riktad in i bassängen. En övervikt av inströmning vid botten medför att bottennära transport av eroderat sediment inte ofta tränger ut genom mynningen. Beräkningarna visar också att bottenströmmen under nästan hela året är riktad in mot viken.

5.2 Sedimentationsbassängen

Sedimentationsbassängen har fyllts ut inom en invallning i den inre delen av Örserumsviken. Denna omfattar ett ca 22.500 m² stort område som avskiljs från viken av en jordvall av grovt friktionsmaterial, se figur 5. Bassängen innehåller ca 45.000 m³ fibersediment med höga koncentrationer av PCB och kvicksilver.



Figur 5. Förorenade områden på land

Bassängen är i stort sett plan med en markhöjd på nivån +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. Gytte- och lerlagren är diskontinuerliga 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.

Inströmning av ytvatten och grundvatten till de deponerade massorna kan ske främst från den angränsande deponin. Eventuell inströmning från höjdområdena norr om deponin bedöms som liten på grund av de underlagrande sedimentens täta karaktär och det begränsade grundvattentrycket i underlagrande friktionsjord. Den hydrauliska konduktiviteten (vattengenomträngligheten) hos sediment i sedimentationsbassängen har uppmätts till mellan $2 \cdot 10^{-6}$ och $4 \cdot 10^{-6}$ m/s. Vattengenomträngligheten är tillräckligt låg för att grundvattenytan skall däckas upp bakom vallen. Detta medför att inströmning av vatten från Örserumsviken endast kan ske vid extrema högvatten och har därmed försumbar omfattning. Genomströmningen av vatten genom sedimentationsbassängen bestäms därmed i huvudsak av nederbördsperkolationen i deponi och sedimentationsbassäng. Denna har för ett normalår uppskattats till ca 170 respektive 200 mm per år vilket ger nettoflödet 7.500 m³, varav ca 2.700 m³ härrör från deponin (se nedan). Från sedimentationsbassängen avrinner vattnet huvudsakligen som ett ytligt vatten. Transportkapaciteten på större djup är begränsad på grund av den måttliga hydrauliska konduktiviteten.

Bärigheten och hållfastheten hos sedimentet i bassängen är mycket låg, medan kompressibiliteten är hög. Vattenkvoten i sedimenten har på 1 m djup uppmätts till 491 % medan skjuvhållfastheten

har uppmätts till mellan 3 och 5 kPa (oreducerade värden). Även gyttjans uppvisar låg skjuvhållfasthet med 4 kPa i översta delen och 10 kPa i den nedersta delen. För gyttjan har uppmätts vattenkvoter varierande från 375 % (övre delen) ned till 293 % (undre delen). I den underlagrande leran har skjuvhållfasthetsvärden mellan 10 och 15 kPa uppmätts. Jordlagerförhållandena under sedimentationsbassängen överensstämmer således med förhållandena hos jordlagren utanför begränsningsvallen.

Vid utfyllning av begränsningsvallen har gyttjelagret undanträngts så att vallen i huvudsak vilar på lera. Stabilitetsförhållandena är idag tillfredsställande, men om ytterligare fyllning skall ske i sedimentationsbassängen behöver stabilitetsförhållandena analyseras för de nya lastförutsättningarna.

5.3 Deponin

Deponin består av avvattnade fibersediment från den muddring som utfördes i de inre delarna av Örserumsviken. Dessa lades på slutningen ner mot viken och utgör nu en kulle med en högsta höjd på nivån +6,5. Denna ansluter mot en höjdrygg norr och nordost om området och sluttar ner mot sedimentationsbassängen i söder och sydost och mot industritomten i väster. Fibersedimenten har inte täckts med annat material, men deponin är idag beväxt med lövsly och fläckvis gräsvegetation. Stora ytor med fibersediment är dock exponerade och vid torra och blåsiga väderleksförhållanden sprids nedbruten fiber med vinden.

Deponin upptar en yta av 16.000 m² och innehåller enligt undersökningarna ca 220 kg PCB och 130 kg kvicksilver i en total volym av ca 50.000 m³. Mäktigheten hos de deponerade sedimenten är som mest ca 6 m. Huvudskaligen underlagras deponin av gyttja och lera. I randzonerna vilar sedimenten direkt på friktionsjord.

Nederbörd som infiltrerar i deponin och bildar grundvatten avrinner sannolikt till största delen till sedimentationsbassängen. Infiltrationen till underlagrande friktionsjord bedöms som förhållandevis liten eftersom tätande gyttja och lera förekommer under större delen av deponin. Den hydrauliska konduktiviteten för leran under deponin har uppmätts till ca $2 \cdot 10^{-9}$ m/s. Nederbördsperkolationen under ett normalår bedöms till ca 170 mm vilket motsvarar ett flöde av ca 2.700 m³.

Fibersedimenten i deponin uppvisar betydligt högre hållfasthet än sedimenten i sedimentationsbassängen. Skjuvhållfastheten har uppmätts till 50-70 kPa i de centrala delarna och 20-30 kPa i kanterna av deponin. Vattenkvoten varierar mellan 200 och 250 %.

5.4 Utfyllnadsområdet

Fyllningen består av jord och industrisopor med en mäktighet som varierar inom intervallet 2,8-4,5 m, med en medelmäktighet av 3,6 m. Utfyllnadsområdets yta är 22.500 m² och den totala volymen ca 80.000 m³. Överst består fyllningen av täckmassor av grovkornigt friktionsmaterial med sten. Ställvis är täckmassorna mullhaltiga, men de innehåller inget avfall. Mäktigheten varierar vanligtvis inom mellan 0,5 och 1,0 m.

de yttre delarna av fyllningen. Den hydrauliska konduktiviteten varierar kraftigt mellan olika mätpunkter. Den stora variationen medför svårigheter att beräkna vattenomsättningen, men de uppskattningar som gjorts indikerar flöden på mellan 10.000 och 15.000 m³ under ett normalår, varav ca 5.0000 m³ är nederbördsperkolation och resterande del utgörs av in- och utflöden av vatten från viken som endast penetrerar de yttre delarna av fyllningen.

6 Föroreningssituationen

6.1 Förekomst av PCB och kvicksilver

Förekomsten av PCB och kvicksilver har undersökts genom provtagning och analys av material i deponin, sedimentationsbassängen, utfyllnadsområdet och sediment i Örserumsviken.

För sedimentationsbassängen analyserades nivåvisa samlingsprover eftersom fibrerna i denna bör vara kronologiskt avsatta. För sediment i viken kartlades i stället variationen med avståndet från utsläppspunkten i den inre delen av viken.

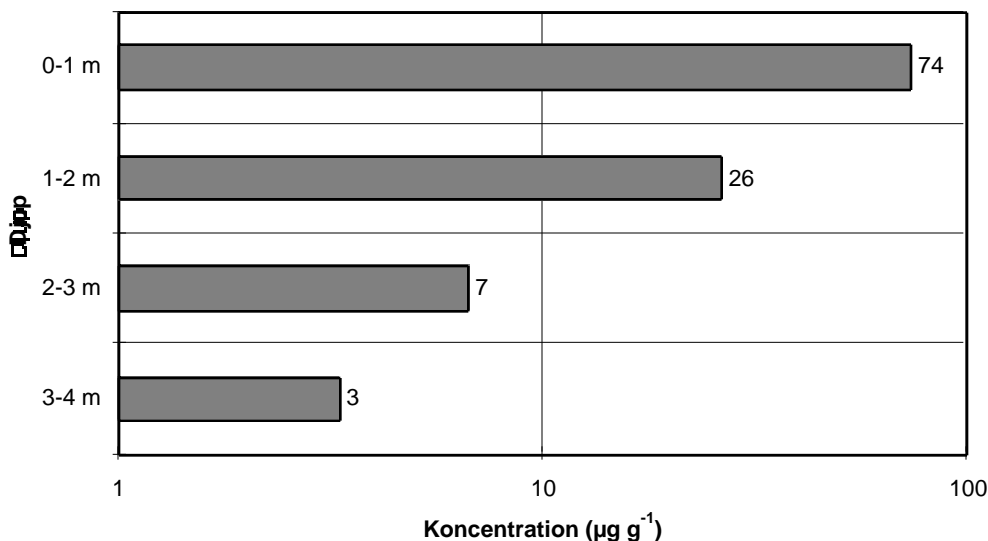
Koncentrationerna av PCB i sedimenten var höga längst inne i viken med halter huvudsakligen i intervallet 10-20 mg/kg TS. Längre ut i viken var halterna lägre, i den yttre delen av viken mellan 0,2 och 1,4 mg/kg. Kvicksilverhalterna varierade mellan 0,5 och 16 mg/kg TS. Den avtagande trenden för kvicksilverförekomsten var inte lika tydlig. Kvicksilver förekom med relativt höga halter även i sediment utanför viken. Med antagandet att de kontaminerade sedimenten i viken omfattar ett 25 cm mäktigt lager beräknades det totala innehållet av PCB till 110 kg och av kvicksilver till 120 kg.

Innehållet av föroreningarna i ett ca 100 ha stort område närmast utanför viken beräknades till ca 5 kg PCB och 170 kg kvicksilver. I detta fall antogs det kontaminerade lagrets mäktighet till 10 cm.

I deponin uppmättes koncentrationen av PCB till 20-43 mg/kg TS, med medelvärdet 34 mg/kg TS. Kvicksilverhalterna uppmättes till 11-14 mg/kg TS. De totala mängderna i deponin beräknades till 350 kg PCB och 140 kg kvicksilver.

Koncentrationen av PCB i sedimentationsbassängen avtog signifikant med djupet, se figur 6. Fibermäktigheten i bassängen är ca 2 m vilket också tydligt avspeglas i koncentrationsskillnaderna.

Koncentration av PCB i sedimentationsbassängen



Figur 6. Koncentration av PCB i sedimentationsbassängen.

Kvikksilverkoncentrationerna varierade på samma sätt som PCB-koncentrationerna. Även för kvikksilver avspeglades gränsen mellan fiber och underliggande gyttja tydligt i koncentrationsskillnaderna, med halter i intervallet 22-27 mg/kg TS i fibrerna och 2-5 mg/kg TS i underliggande gyttja. Resultaten ger dock anledning att förmoda en viss inblandning av fibrer i gyttjan.

Mängderna av PCB och kvikksilver i sedimentationsbassängen beräknades till ca 500 kg respektive 300 kg.

6.2 Föroreningsspridning med grundvatten

Föroreningstransporten med grundvatten och ytvatten från utfyllnadsområdet och deponin/sedimentationsbassängen kartlades genom provtagning och analys av grundvatten samt beräkning av vattenomsättningen utifrån resultaten av de geohydrologiska undersökningarna (se avsnitt 5.2-5.4).

De högsta halterna PCB i grundvatten uppmättes under deponin och i sedimentationsbassängen, med halter varierande från ca 25 ng/l (i moränakviferen under deponin) till ca 700 ng/l (i sedimentationsbassängen). I utfyllnadsområdet var halterna generellt lägre och varierade från ca 2 ng/l till knappt 100 ng/l. De angivna halterna avser den lösta delen. Medtas den partikulära fasen i proverna måste de angivna halterna ökas med en faktor 2-4. Det partikulära materialet bedöms dock som mindre relevant för en beräkning av vad som i verkligheten transporteras med grundvattnet.

För kvikksilver uppmättes de högsta halterna löst kvikksilver i grundvatten, drygt 20 ng/l, i utfyllnadsområdets sydvästra del (punkt 106 och 108, se bilaga 1) medan halterna under deponin och sedimentationsbassängen var 2-8 ng/l. Med hänsyn till fibrernas innehåll av kvikksilver borde halterna i grundvatten i sedimentationsbassängen teoretiskt vara ca 50 ggr högre.

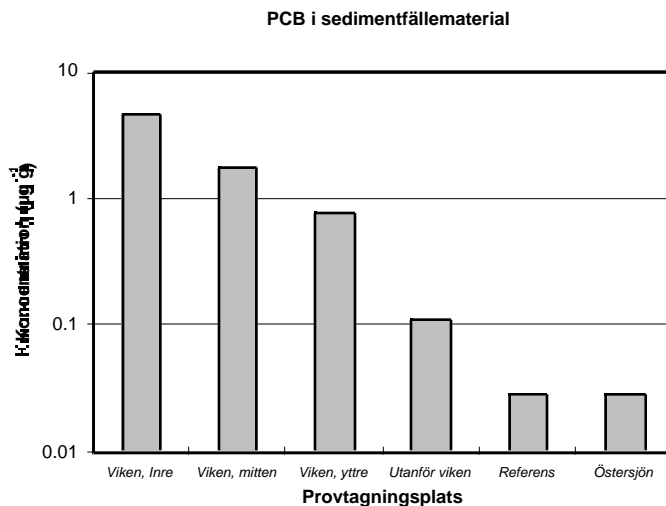
Det vatten som infiltrerar i deponin avrinner sannolikt till Örserumsviken via sedimentationsbassängen och genom den vall som avgränsar denna från viken. Därmed kan den halt som uppmättes i sedimentbassängen användas tillsammans med beräkningar av vattenomsättningen för en beräkning av föroreningstransporten. På detta sätt beräknas transporten av PCB och kvikksilver från deponi och sedimentationsbassäng till ca 5 g/år respektive ca 3 g/år.

Motsvarande beräkning av transporten från utfyllnadsområdet indikerar en utströmning av ca 1 g PCB och 0,2 g kvicksilver per år. För beräkning av kvicksilvertransporten från deponi/sedimentationsbassäng har inte de uppmätta halterna utan de teoretisk beräknade använts.

6.3 Föroreningsspridning med vatten i viken

Föroreningstransporten i vattenfas ut ur viken kartlades genom provtagning och analys av halterna i vatten och i suspenderat material (samlat i sedimentfällor) som transporteras ut ur viken i kombination med beräkningar av vattenomsättningen i viken (se avsnitt 5.1).

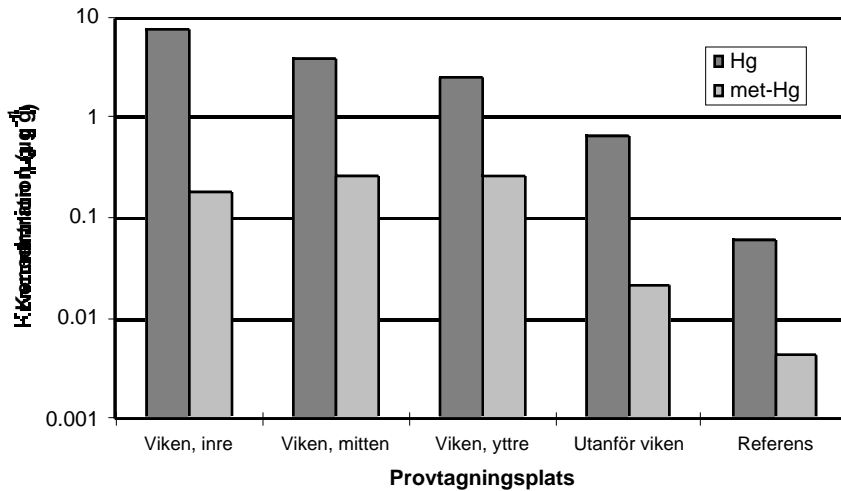
I sedimentfällematerialet kunde en tydlig trend observeras. Koncentrationen av PCB minskade kraftigt från den inre delen av viken till området utanför, se figur 7. Det går inte att statistiskt fastställa att koncentrationen av PCB i sedimenterande material i området utanför viken är högre än i referensviken men eftersom halterna visar på en stadig trend nedåt och att PCB i området utanför viken ligger ca 4 ggr högre än i referensviken är det troligt att det föreligger förhöjda koncentration utanför viken till följd av kontamineringen Örserumsviken.



Figur 7. Koncentration av PCB i sedimentfällematerial i Örserumsviken, utanför Örserumsviken, i referensviken och för jämförelse; i Östersjön. (från Axelman et al., 1998)

Även koncentrationerna av kvicksilver och metylkvicksilver minskade kraftigt med ökande avstånd från vikens inre del, se figur 8. Andelen metylkvicksilver var relativt hög och varierade mellan 2 och 10 %.

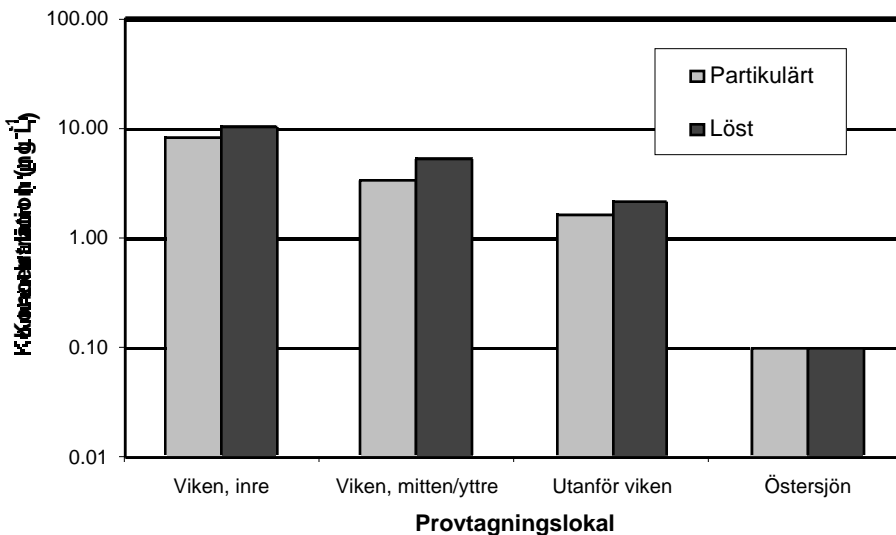
Koncentration av Hg och met-Hg i sedimentfällematerial



Figur 8. Koncentration av Hg och met-Hg i sedimentfällematerial.

Koncentrationen av PCB i löst fas mättes efter filtrering av vikens vatten på filter med $<1\mu\text{m}$ avskiljningsgrad. Även dessa mätningar gav en tydlig gradient som antyder att koncentrationerna i viken är förhöjda med en faktor 10 jämfört med området utanför, se figur 9.

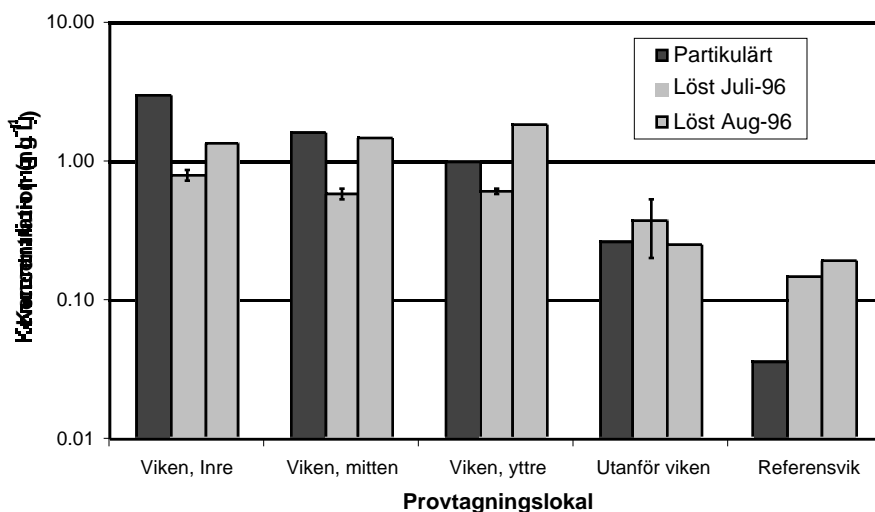
Koncentration av PCB i löst och partikulär form



Figur 9. Koncentration av PCB uppmätt med PUF i och utanför Örserumsviken med öppna Östersjön som jämförelse.

Även för kvicksilver tycks något förhöjda värden föreligga inne i viken, se figur 10, även om skillnaderna är mindre än för PCB.

Koncentration av Hg i löst och partikulär form



Figur 10. Koncentrationer av kvicksilver (Hg) i vatten från viken och utanför.

Utbytestiden för Örserumsvikens vatten är vanligtvis ca 1,75 dygn (se avsnitt 5.1). Detta innebär att ca 600.000 m³ vatten transporteras ut varje dag. Beräkningar av föroreningstransporten med denna vattenström har baserats på de uppmätta halterna löst PCB och kvicksilver, samt beräknade halter av partikulärt bundet PCB och kvicksilver. Beräkningen av partikulärt bundna föroreningar har utgått från halterna i sedimentfällematerialet och uppmätta halter av partikulärt bundet kol i vattenpelaren, vilket mättes vid tio tillfällen under året. Transporterade mängder PCB och kvicksilver ut ur viken uppskattas på detta sätt till 730 g/år respektive 930 g/år.

Mot bakgrund av den förhållandevis låga tillströmningen av föroreningar från landområdena är det uppenbart att sedimenten i viken utgör den dominerande källan till denna transport. Utbytet av föroreningar mellan sedimenten och sker dels genom ett diffusivt utbyte, dels genom att resuspenderade partiklar jämviktas med vattenmassan. Resultat av beräkningar av dessa processer redovisas ovan i figurerna 2 och 3.

6.4 Föroreningsspridning med luft

Koncentrationen av PCB i luft mättes över deponin samt en referensstation på 1,5-2 m höjd. Den direkta avgången av PCB till luft uppmättes från deponin genom uppsamling av PCB i särskilda huvar med absorberande filter medan avgången av PCB och kvicksilver från vikens vatten till luft beräknades utifrån halterna i vikens vatten och halterna i luft.

Nettoavgången av PCB från vikens vatten beräknades till ca 280 g/år. Vid beräkningen antogs att medelvinden under året är 5 m/s och att PCB-halten i luft över viken är en tredjedel av halterna över deponin. På samma sätt beräknades nettoavgången av kvicksilver från vikens vatten till ca 60 g/år. Denna beräkning baserades på en antagen kvicksilverkoncentration i luft av 1,5 ng/m³. Vidare antogs att 30 % av kvicksilvret i vattenfasen föreligger som Hg⁰, vilket är den form som kan förångas.

Utifrån mätningarna av avgångsluft uppskattades avgången av PCB från deponin till luft vara i storleksordningen 110 g/år. Detta värde kan ses som ett maxvärde eftersom mätningarna utfördes under augusti månad med relativt höga temperaturer, vilket gynnar förångningen av PCB.

Avgången från sedimentationsbassängen har inte uppmätts, och är svår att beräkna eftersom förhållandena skiljer sig radikalt från deponin. Sedimentationsbassängen är vattenmättad under

större delen av året vilket kraftigt begränsar diffusionen av PCB och försvårar avgången. Å andra sidan är koncentrationerna högre i sedimentationsbassängens material, samtidigt som avdunstning av vatten också kan bidra till en större avgång.

Ingen uppskattning av avgången av kvicksilver från deponi eller sedimentationsbassäng har gjorts. Tidigare mätningar av koncentrationerna i luft med LIDAR-teknik tyder på en begränsad avgång men behöver verifieras med mätningar av avgångsluft.

6.5 Halter i fisk

I undersökningarna ingick kemiska analyser av 15 st gäddor. Ur gäddorna togs ett stycke ryggmuskulatur och analyserades med avseende på kolinnehåll, fettinnehåll, PCB och kvicksilver.

Tidigare undersökningar har visat att koncentrationen av PCB i gädda fångad i Örserumsviken har varierat inom intervallet 0.09-1.8 mg/kg (1987), samt 0.43 och 0.97 mg/kg (1993). I denna studie var koncentrationerna mellan 0.02 och 0.36 mg/kg (våt vikt) vilket är något lägre än de tidigare studierna. Skillnaden är dock så liten att den kan bero på olika analys- och redovisningmetoder. Koncentrationen av PCB i gädda inne i viken tycks ej ha förändrats det senaste decenniet.

Utanför viken var 1987 koncentration PCB 0.20-0.37 mg/kg (ww) vilket är att jämföra med 0.02 mg/kg. Även om dessa värden antyder att en minskning har skett så var antalet gäddor som kunde fångas utanför viken så litet (2 st) att det är vanskligt att dra några bestämda slutsatser om detta med tanke på den stora variation som analyser av gädda ger.

Tidigare undersökningar av metylkvicksilver i Örserumsvikens gäddor visade på halter mellan 0.15 och 0.95 mg/kg (1979). I denna studie analyserades 5 st gäddor med avseende på metylkvicksilver bland vilka koncentrationerna låg mellan 0.26 och 0.90 mg/kg (medelvärde 0.70). Det tycks alltså inte ha skett någon större förändring sedan 1979.

Med hänsyn till att undersökningarna visat att omsättningen av såväl PCB som kvicksilver i viken är hög borde högre halter av åtminstone PCB förväntats hos gäddor fångade i inne i viken. Det är möjligt att de gäddor som fångats inte är stationära och således inte avspeglar föroreningssituationen på ett riktigt sätt.

6.6 Toxicitet

Parallellt med de kemiska analyserna har toxiciteten undersökts i de olika matriserna insamlade i Örserumsviken. De matriser som undersökts omfattar fibrer från deponin och sedimentationsbassängen samt bottensediment och sedimentfällematerial från viken. Även sedimentfällematerial från en referenslokal har undersökts.

Samtliga fasta matriser extraherades med toluen. För att i första hand undersöka de toxiska substanser som är fettlösliga och därmed kan anrikas i näringskedjan har extrakten i flertalet fall renats från polära, mindre fettlösliga ämnen genom passage genom en kiselpelare. Vidare uppdelades extrakten i grupperna alifater/monoaromatiska kolväten, diaromatiska kolväten (som bl a innehåller PCB) samt polyaromatiska kolväten. I ett försök undersöktes toxiciteten hos extrakten före och efter rening med kiselpelare.

De viktigaste resultaten från toxicitetstesterna är att:

- ❑ Den största toxiciteten återfanns i sedimentationsbassängen. I Örserumsviken noterades successivt avtagande toxicitet med ökande avstånd från sedimentationsbassängen både i bottensediment och sedimentfällematerial.
- ❑ Alifater/monoaromatiska kolväten svarade för en mycket liten andel av mortalitet och utvecklingskador i toxicitetstesterna.

- Polyaromatiska kolväten och inte diaromatiska kolväten (till vilka PCB räknas) svarade för huvuddelen av utvecklingsskador/mortalitet i toxicitetstesterna. Polyaromaterna kan tillsammans med diaromaterna ge upphov till en ytterligare ökad mortalitet. Synergistiska effekter förekommer således i Örserumsviken mellan substanser/substansblandningar.
- Nedbrytningsprodukter (ex. mikrobiella) av PCB kan stå för olika typer av toxicitet i och utanför Örserumsviken. Det återstår att undersöka om potensen i polyaromatfraktionen är indirekt beroende av PCB kontamineringen eller om den utgörs av en helt fristående substans eller substansblandning.
- En pilotstudie visade att mycket stor toxicitet fanns i den mindre fettlösliga fraktionen (polära kolväten) som i normalt renades bort från proverna innan toxicitetstesterna genomfördes.

7 Riskbedömning

7.1 Allmänt

Riskbedömningar av ett förorenat mark- eller sedimentområde baseras främst på vilken påverkan föroreningarna kan orsaka på människors hälsa och den omgivande miljön. Risken för påverkan beror på flera faktorer, främst föroreningens farlighet, områdets och recipienters känslighet och skyddsvärde, föroreningsnivå och toxicitet samt spridningsförutsättningarna.

7.2 Påverkan

7.2.1 Farlighet

Både PCB och kvicksilver tillhör de mest potenta miljögifterna som är kända idag. Resultat från andra undersökningar av förorenade sediment (projekt Svartsjöarna, Hultsfreds kommun) visar dessutom att kvicksilver i fibersediment i ovanligt hög grad riskerar att omvandlas till metylkvicksilver, som är den farligaste förekomstformen eftersom den anrikas i näringskedjan.

7.2.2 Känslighet/skyddsvärde

Både deponin och sedimentationsbassängen ligger nära industrier och är kraftigt förorenade. Människor vistas mycket sällan eller inte alls på dessa områden. Bassängen är farlig att beträda eftersom den ofta saknar fast yta. Något uttag av grundvatten förekommer inte. Känsligheten/skyddsvärdet för deponin och sedimentationsbassängen bedöms därför som litet.

Utfyllnadsområdet ligger också nära industrier men är inte lika kraftigt förorenat som deponin och sedimentationsbassängen. Grundvattenuttag sker ej. Det finns ett intresse att kunna använda området t ex som marina eller för industrier. Känsligheten bedöms som måttlig-stor och skyddsvärdet som litet.

Den inre delen av viken gränsar till sedimentationsbassängen, har endast sporadiska besök av båtar och sedimenten är kraftigt påverkade av föroreningar. Ur humantoxikologisk synvinkel bedöms därför känsligheten som måttlig och skyddsvärdet som litet. Emellertid representerar Örserumsviken den typ av grunda havsvikar som har stor betydelse som reproduktionsplats för fisk och som generellt också har stor betydelse för den biologiska mångfalden i Östersjön. Örserumsviken bedöms därför i sin helhet ha en stor känslighet och ett högt skyddsvärde.

Vid den yttre delen av viken ligger ca 30 fritidshus. Området utnyttjas för bad och har privata båtplatser i anslutning till fritidshuset. Alldeles utanför viken ligger Tjusts skärgård som är klassad som riksintresse för naturvård och friluftsliv. Den yttre delen av viken bedöms därför ha en stor känslighet och högt skyddsvärde även ur humantoxikologisk synvinkel.

7.2.3 Föroreningsnivå

Halten av PCB är mer än fem ggr högre än riktvärdet för mindre känslig användning (7 ppm) både i deponin och i sedimentationsbassängen. Kvicksilverhalten i sedimentationsbassängen är drygt fyra ggr högre än riktvärdet för mindre känslig användning (7 ppm) men mindre än två ggr högre i deponin. Eftersom båda föroreningarna är mycket hälso- och miljöfarliga räcker det att en av dem har mycket höga nivåer för att föroreningsnivån som helhet bör betraktas som mycket hög både i deponin och i sedimentationsbassängen.

Vid beräkningen av riktvärdena för mark analyserades sju olika exponeringsvägar, bl a hudkontakt. För PCB är riktvärdet vid hudkontakt 11 mg per kg för mindre känslig användning. Detta värde överskrids i ytskiktet både vid deponin och sedimentationsbassängen. Medelkoncentrationen i deponin är 34 ppm. Deponin ligger nära ett bostadsområde och en campingplats. Det är därför tänkbart att både vuxna och barn ibland vistas på deponin. Vid beräkning av riktvärdet för hudkontakt har man räknat med en exponeringstid på 27 dygn för barn. Den bör korrigeras till 13 dygn med en fördubbling av riktvärdet till 22 ppm. Man måste dessutom räkna med en risk för att barn kan äta jord vilket sänker det aktuella riktvärdet till ca 15 ppm. Slutsatsen blir att deponin inte är lämplig att beträda för människor eftersom PCB-halterna ligger klart över riktvärdet.

I utfyllnadsområdet ligger både PCB- och kvicksilverhalterna under riktvärdena för mindre känslig användning. För kvicksilver är halten även lägre än riktvärdet för känslig användning. Området har idag nyttjandeförbud men kan framdeles vara intressant som industritomt eller marina. Med tanke på de stora haltvariationerna och fyllnadsmaterialets inhomogenitet är det inte otänkbart att det finns "hot spots" men totalt sett får föroreningsnivån betraktas som låg.

För sediment saknas riktvärden. Om riktvärdena för mark används är PCB-nivån i den inre delen av viken 3,5 ggr högre än riktvärdet för mindre känslig användning medan kvicksilvernivån ligger alldeles över riktvärdet. Med hänvisning till resonemangen om vikens känslighet bör den delas in i en yttre och en inre del. Den inre delen av viken bör betraktas ha en mindre känslig användning. Föroreningsnivån blir då hög.

Med tanke på den nuvarande och framtida användningen av den yttre delen bör dess användning betraktas som känslig. PCB-nivån är då 100 ggr över motsvarande riktvärde för mark medan kvicksilvernivån är 2,5 ggr högre än riktvärdet. Föroreningsnivån är således mycket hög.

7.2.4 Toxicitet

Den största toxiciteten fanns inte oväntat i sedimentationsbassängen men även sedimenten uppvisade toxicitet med en avtagande gradient utåt i viken. Extrakt från en provpunkt i utfyllnadsområdet har en anmärkningsvärt hög toxicitet. Extrakten från de inre delarna av viken visade även kraftigt ökad mortalitet och tydligt ökad frekvens av utvecklingskador hos regnbåge.

7.2.5 Spridningsförutsättningar

SMHIs beräkningar visar att bottenströmmen nästan alltid går in genom sundet medan sötvattentillrinning och lokala vindar ger ett utåtriktat ytvattenflöde med vilket både PCB och kvicksilver sprids till utanförliggande områden. Som framgått ovan uppskattas denna spridning till i storleksordningen 700 g/år respektive 900 g/år.

Såväl PCB som kvicksilver sprids också genom avgång till luft från såväl deponi och sedimentationsbassäng som från vikens vatten. Omfattningen av denna spridning är inte fullständigt känd, men spridningen av PCB från deponin (exklusive sedimentationsbassäng) och vikens vatten uppskattas till tillsammans ca 400 g/år medan spridningen av kvicksilver från enbart vikens vatten uppskattas till ca 60 g/år.

En annan spridningstyp är genom vinderosion från deponin. Damning från de ytliga, torra fibrerna har konstaterats. Det finns inga mätningar av denna emission, men den är sannolikt begränsad till

Utfyllnadsområdet innehåller inte särskilt stora mängder PCB och kvicksilver men provpunkten i områdets sydvästra del uppvisar höga toxicitetsvärden samtidigt som halterna i grundvatten i denna del av fyllningen är höga.

Spridningen av PCB och kvicksilver både från deponi/sedimentationsbassängen och från sedimenten är lokalt och regionalt betydande. Spridningen kan förväntas pågå under flera hundra år om än med avtagande mängder.

7.3 Åtgärdsbehov

Sammanfattningsvis är både deponin och sedimentationsbassängen betydande källor för spridning av PCB till luft samt även en viss avgång av kvicksilver. Detsamma gäller för sedimenten i den inre delen av viken som dessutom sprider PCB och kvicksilver utåt i viken genom vattentransport. För sedimentationsbassängen tillkommer risken för vinderosion som inte kan negligeras. Halter och mängder av både PCB och kvicksilver är mycket stora i deponi, sedimentationsbassäng och sediment i framför allt inre viken vilket gör att de transporter som förekommer troligen kommer att fortgå under lång tid. Extrakt från deponin, sedimentationsbassängen och från sedimenten i den inre viken uppvisar dessutom hög toxicitet.

Det innebär att deponin, sedimentationsbassängen och viken bör åtgärdas i första hand. Hur stor del av området som skall omfattas av åtgärder avgörs av de åtgärdskrav (acceptabla halter av PCB och kvicksilver) som fastställs.

Mängderna av PCB och kvicksilver i utfyllnadsområdet är inte så stora men dess tänkbara framtida användning, de höga halter av PCB och kvicksilver och den höga toxicitet som uppmätts i den sydvästra delen av området innebär att även detta område bör åtgärdas.

Med hänsyn till dels vad som är önskvärt att åstadkomma, dels vad som bedöms vara möjligt att åstadkomma föreslås att följande *åtgärds mål* tillämpas:

- Transporten av PCB och kvicksilver med vatten till kustområdet utanför Örserumsviken skall reduceras med 90 % respektive 70 %.
- Avgången av PCB och kvicksilver från landområdena till luft reduceras med 99 %.

Åtgärdskrav kan fastställas först efter en mer detaljerad sedimentkartering.

8 Åtgärder

8.1 Metoder för efterbehandling

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

- Deponering

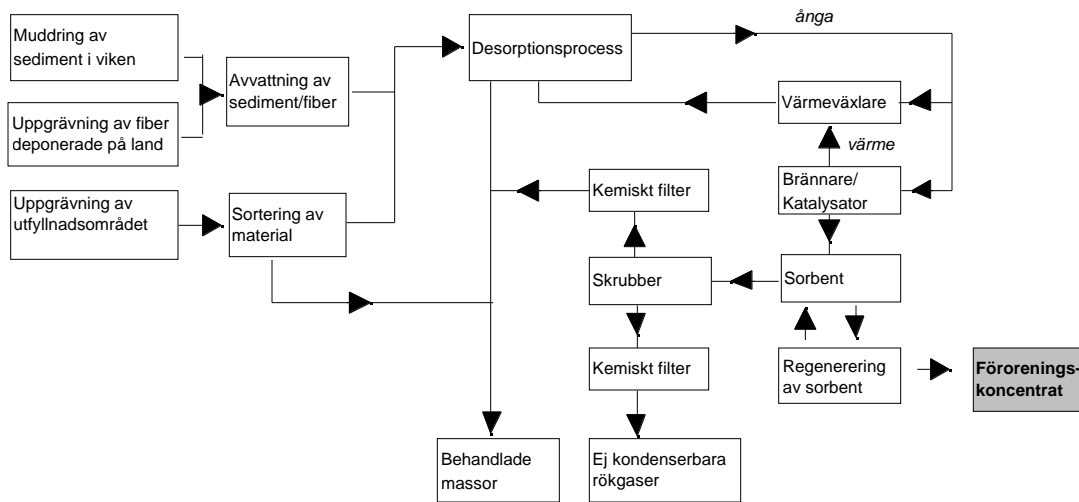
Många behandlingsmetoder är främst anpassade till organiska föroreningar vilka kan destrueras genom t ex förbränning eller nedbrytning. Sådana metoder kan tillämpas på PCB-föroreningen. De aktuella massorna innehåller emellertid även kvicksilver, vilket innebär en komplikation för behandlingen. Kviksilver 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 platsspecifika 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.

8.2 Val av efterbehandlingsmetod

En efterbehandling som innebär att föroreningarna destrueras på ett säkert sätt är i princip att föredra eftersom föroreningspotentialen slutgiltigt tas bort. En sådan lösning är teoretisk tänkbar för föroreningen av PCB, men inte för kvicksilver. Däremot kan kombinationer av metoder där PCB destrueras och kvicksilverföroreningar behandlas på annat sätt i princip bli aktuella. Vid en behandling måste också hänsyn tas till övriga platsspecifika förhållanden. De förhållanden som främst påverkar valet av behandlingsmetod 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 efterbehandling av sediment i Örserumsviken och fibrer i deponi och sedimentationsbassäng (efter muddring av sediment och eventuell avvattning av sediment och fibrer). Såväl termisk desorption som förbränning är etablerade tekniker. Vid behandling genom *termisk desorption* kan både PCB och kvicksilver avskiljas. Efter avskiljningen kan PCB antingen förbrännas eller kondenseras, medan kvicksilver måste kondenseras till en slutprodukt med mindre volym men 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 en mindre kvalificerade deponeringslösning kan användas 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, liksom förglasning, kräver dock ett större energitillskott än termisk desorption och kommer sannolikt att vara en dyrare lösning. Mot bakgrund av vad som framkommit i genomgången av olika behandlingsmetoder bedöms termisk desorption som den mest intressanta metoden för efterbehandling av sediment och fibrer i Örserumsviken. Processen kan utformas på olika sätt beroende på entreprenör. Ett exempel framgår av figur 11.



Figur 11. Flödesschema för ett åtgärdsalternativ som inbegriper termisk desorption av PCB och kvicksilver (efter RDP, Ranator Detoxification Process).

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 efterföljande deponering. Kostnaderna för behandling genom termisk desorption utgör således den helt dominerande andelen och uppskattas till 1.000-2.000 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 så låga TS-halter som sediment och fibrer i Örserumsviken har, och kommer att ha även efter avvattning.

Den termiska behandlingen kan jämföras med ett alternativ som omfattar muddring och avvattning och därefter enbart deponering inom området som "slutligt" omhändertagande. Vid en sådan lösning utformas hela deponin med en kvalificerad sluttäckning i enlighet med kraven på deponier i klass 1 enligt Naturvårdsverkets förslag till allmänna råd för deponering (NV rapport 4610). Kostnaden för detta alternativ bedöms till ca 70 Mkr.

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-föroreningen 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).

9 Åtgärdernas utformning

9.1 Muddring och avvattning av sediment i viken

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. Sedimenten består sannolikt av lös gyttja över hela det aktuella området, vilket innebär att de relativt enkelt bör kunna muddras med t ex sugmudderverk. 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. Avvattning kan ske antingen passivt genom sedimentation i dammar till vilka muddermassorna pumpas, eller mekaniskt genom behandling i t ex centrifuger eller filterpressar. Mekanisk avvattning är normalt det dyrare alternativet, men är också betydligt effektivare och snabbare. Vid passiv avvattning av finkorniga muddermassor kan ofta flera år krävas för konsolidering av massorna.

De tillgängliga utrymmena på land inom och i närheten av industriområdet är begränsade och medger inte att dammar för passiv avvattning anläggs. Passiv avvattning 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 avvattning bedöms inte uppväga nackdelarna och alternativet med mekanisk avvattning rekommenderas. Med hänsyn till sedimentens karaktär och de krav på avvattning som ställs för att en konventionell deponi skall vara stabil måste sannolikt höga krav ställas på avvattningen, 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.

9.2 Deponering

9.2.1 Lokalisering och utformning

Med mekanisk avvattning 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 ytatten från omgivningen skall undvikas,
- att ytvärning 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

1998-06-08

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.

Det totala volymsbehovet i deponin bedöms uppgå till 260.000 - 280.000 m³. Detta behov uppkommer vid muddring av hela viken och vid uppgrävning och deponering av samtliga massor i utfyllnadsområdet. 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 m³, visas i figur 12.

Det bör 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.

1998-06-08



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. Geomembraner är täta dukar av plast eller gummi som läggs ut i våder vilka svetsas eller limmas samman på plats.

Båda dessa material har god deformationstålighet och bedöms klara sättningsskillnader mellan 0,5 och 1,0 m utbildade på en sträcka av 10 m. Sättningsskillnader i denna storleksordning är ovanliga i homogena material utsatta för jämnt fördelade belastningar.

Funktionskravet på en deponi i klass 1 är att lakvattenbildningen får motsvara högst 5 l/m² 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.

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, borrhnsarbeten, 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 rotspär (Lundgren 1995). Skyddstäckningens mäktighet är naturligtvis också väsentlig för att begränsa nedträngningen av rötter och kanske framför allt konsekvenserna av rotvältor 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 4 ovan):

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 överskrider 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.

ger: stäckningen ner till dräneringslagret. Lämplig kornstorlek kan vara 4-16 mm men måste slutligt avgöras med hänsyn till kornstorleksfördelningen hos ovanförbyggande skyddstäckning (och dräneringslagret).

Skyddstäckning och vegetationslager: Minst 1,5 m erosionsbeständig morän med kornstorlek 0-300 mm som breddas 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.

9.2.3 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 gyttja och lera erhålls en säkerhetsfaktor $F_{komb}=1,21$. Detta innebär att stabilitetsförhållandena blir otillfredsställande med hänsyn till de variationer som kan förekomma. Säkerhetsfaktorn vid en kombinerad analys bör vara minst $F_{komb}=1,30$, samtidigt som säkerhetsfaktorn vid totalspänningsanalys bör vara 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 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.

9.3 Åtgärder för industriområdet

Riskbedömningen 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.

9.4 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 ³	60 kr	5 Mkr
Muddring och avvattning av sediment Alt 1 (hela viken):	150.000 m ³	130 kr	20 Mkr
Uppläggning av sediment i deponi Alt 1:	100.000 m ³	20 kr	2 Mkr
Täckning m m av deponi Alt 1:	50.000 m ²	300 kr	15 Mkr
Oförutsett			6 Mkr
Summa alternativ 1:			70 Mkr
<u>Om muddringen kan begränsas till inre viken:</u>			
Muddring och avvattning av sediment Alt 2 (inre viken):	60.000 m ³		8 Mkr
Uppläggning av sediment i deponi Alt 2:	40.000 m ³		1 Mkr
Täckning m m av deponi Alt 2:	40.000 m ²		12 Mkr
Summa alternativ 2:			54 Mkr

10 Referenser

Projektets underlagsrapporter

Ambjörn, C., Johansson, L. och Svensson, J. (1998-12-18). Värdering av vattenomsättningen i Örserumsvik. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, Oceanografiska laboratoriet.

Axelmann, J., Åkerman, G., Tjärnlund, U., Balk, L. och Broman, D. (April 1998): PCB- och kvicksilverundersökning i Örserumsviken – Underlag för fördjupad riskbedömning. Akvatisk Kemisk Ekotoxikologi, Zoologiska institutionen och Akvatisk Ekotoxikologi., Institutet för Tillämpad Miljöforskning vid Stockholms Universitet.

Jan Darpö Juridik och Miljö (29 maj 1996): Om ansvaret för undersökning och efterbehandling av pappersbruksområdet vid Örserumsviken i Västervik.

Mark-och Vatteningenjörerna AB (1998-01-15): Örserumsviken. Geologiska och geotekniska undersökningar. Slutrapport. Objekt 0883.002, Hans Bruch och Bo S Malmberg.

Statens geotekniska institut (1997-11-17): Projekt Örserumsviken. Vattenomsättning i deponi, sedimentationsbassäng och utfyllnadsområde Dnr 2-9510-465, Pär Elander och Bengt Rosén.

Statens geotekniska institut (1998-05-14): Projekt Örserumsviken. Åtgärdsförslag. Dnr 2-9510-465, Pär Elander och Bengt Rosén.

Övriga referenser

Axelmann, J., Näf, C., Bandh, C., Ishaq, R., Pettersen, H., Zebühr, Y. och Broman, D. (1998): Dynamics and distribution of hydrophobic organic compounds in the Baltic Sea. A systems analysis of the changing Baltic Sea, Redakt. Wulff, F., Larsson, P. och Rahm, L. (under redigering).

Naturvårdsverket (1996): Vägledning för översiktliga inventeringar och riskklassningar. Preliminär version.

Naturvårdsverket (1997): Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638.

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

Regnell, O., Parkman, H., Hammar, T., Helgée, A. och Troedsson, B. (1998): Svartsjöprojektet. Miljöbedömning av fiber och kvicksilverförekomst i Pauliströmsån.