Riskvärdering

- Redovisning av beslutsunderlag samt motiv för val av åtgärd -

Projekt Valdemarsviken

2006-10-10

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING 4

2. RISKBEDÖMNING OCH BEHOV AV RISKREDUKTION 4

2.1. ÖVERSIKTLIG OMRÅDESBESKRIVNING 4
2.2. MILJÖ- OCH HÄLSORISKER IDAG OCH I FRAMTIDEN 5
2.3. BEHOV AV RISKREDUKTION 7

3. MÖJLIGA EFTERBEHANDLINGSALTERNATIV 8

3.1. ÅTGÄRDSNIVÅER OCH ÅTGÄRDSMÅL 8
3.2. ÅTGÄRDSMETODER OCH ÅTGÄRDSOMFATTNING 9
3.2.1. Administrativa styrmedel – Nivå 1 9
3.2.2. Åtgärder i hamnområdet inklusive fyllningen vid Gränas – Nivå 2 9
3.2.3. Utökade åtgärder i inre viken – Nivå 3 11
3.2.4. Åtgärder i hela källområdet inklusive Grännäsfjärden – Nivå 4 12
3.2.5. Åtgärder i hela viken – Nivå 5 14
3.2.6. Omhändertagande av muddrade sediment 14

4. FÖRANKRINGSPROCESS 16

4.1. BESKRIVNING AV FÖRANKRINGSPROCESS 16
4.1.1 Projektets organisation 16
4.1.1 Förankringsprocessen inom Valdemarsviks kommun 17
4.1.3 Artiklar i dagspressen och övrig information till allmänheten 17
4.2. ÖVRIGA INTRESSEN 17

5. RISKVÄRDERING - EFTERBEHANDLINGSALTERNATIV 18

5.1. ALLMÄNT – BESKRIVNING AV UPPLÄGG 18

6. VAL AV SLUTLIGT ÅTGÄRDSALTERNATIV 18

FÖRORD

Länsstyrelsen Östergötland har tillsammans med Valdemarsviks kommun från 2002 till 2006 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Östergötland.

Huvudstudien har genomförts etappvis med möjlighet att anpassa det fortsatta arbetet inför varje etapp utifrån vad som framkommit i tidigare etapper. Om den successivt förbättrade riskbedömningen visar på att föroreningarna inte utgör något problem har arbetet varit möjligt att avbrytas.

Arbetet har drivits av en styrgrupp bestående av Torvald Karlsson (ordförande), Hans Jonsson, Britt Olausson, Göran Karlsson och Thomas Örnberg från Valdemarsviks kommun samt Magnus Kviele och Markus Gustavsson från Länsstyrelsen Östergötland.

En projektgrupp under ledning av Magnus Kviele, Länsstyrelsen Östergötland har haft ansvarat för det löpande arbetet. I ett tidigare skede leddes arbetet av Nina Eskilson, Valdemarsviks kommun. I projektgruppen har också Markus Gustavsson (bitr. projektledare), Länsstyrelsen Östergötland, Carsten Petersen och Marie Magnusson, Valdemarsviks kommun, Henning Holmström (beställarstöd), SGU och Pär Elander (tekniskt stöd), Envipro Miljöteknik AB ingått. Valdemarsviks kommun har ansvarat för löpande provtagningar. För genomförande av utredningar har konsulter med särskilda specialistkompetenser handlats upp.

Riskvärderingsprocessen har genomförts av projektgruppen under ledning av projektledare Magnus Kviele. Själva riskvärderingsrapporten har sedan utarbetats av Pär Elander och Henrik Eriksson, Envipro Miljöteknik AB.

1. INLEDNING

Länsstyrelsen Östergötland genomför tillsammans med Valdemarsviks kommun en huvudstudie av de områden som förorenats av f d Lundbergs läder. Huvudstudien genomförs i enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Garveriverksamheten vid Lundbergs läder startade 1873 och pågick fram till 1960. Vid fabriken fanns både ett kromgarveri och en kromläderverkstad. Från fabriken leddes processvatten ut orenat till Fifallaån som mynnar i Valdemarsviken. Detta har lett till att Valdemarsvikens sediment blivit kraftigt förorenade med framförallt krom. Föroreningarna har spridits utåt i viken och påträffas idag ända ute vid tröskeln vid Krogsmåla.

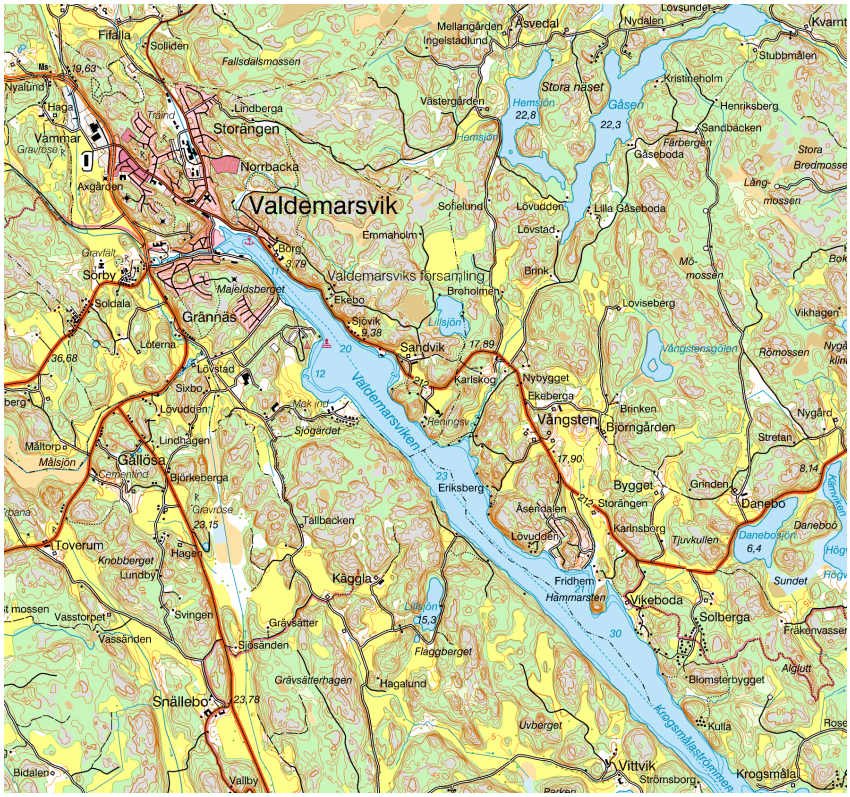
Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av tungmetaller från de förorenade områdena. Inom ramen för huvudstudien har undersökningar av sediment och vatten i Valdemarsviken, deponin vid Grännäs samt fabrikstomten genomförts.

Syftet med denna rapport är att redovisa beslutsprocessen samt i detalj redovisa underlagen och motiven för slutligt val av efterbehandlingsalternativ.

2. RISKBEDÖMNING OCH BEHOV AV RISKREDUKTION

2.1. Översiktlig områdesbeskrivning

Valdemarsviken är belägen i Valdemarsviks kommun i sydöstra delen av Östergötlands län. Viken sträcker sig från tätorten Valdemarsvik ut till Östersjön, ett avstånd på cirka 11 km.



Figur 1. *Karta över Valdemarsvik och Valdemarsviken. Copyright Lantmäteriet 2001-04-23. Ur Din Karta™.*

Valdemarsviken utgör ostkustens enda fjord. Området är ett mycket populärt fritidsområde, framförallt under sommaren, och utnyttjas frekvent som turistmål och för rekreation. I viken finns bland annat flera populära badplatser (bland annat vid Grännäs) men även längre ut i viken finns sommarstugor med egna bryggor. Valdemarsviken utgör riskintresse båda vad gäller naturvården och friluftslivet och i vikens yttre delar finns flera naturreservat.

2.2. Miljö- och hälsorisker idag och i framtiden

En riskbedömning syftar till att bedöma de risker som föreligger med det aktuella området för de skyddsobjekt som finns. Ett antal skyddsobjekt som kan utsättas för riskerna kopplade till den f d verksamheten vid Lundbergs läder har identifierats nedan:

- Människor som badar i Valdemarsviken
- Människor som intar fisk som fångats i viken
- Miljön i vikens vatten och sediment
- Östersjön

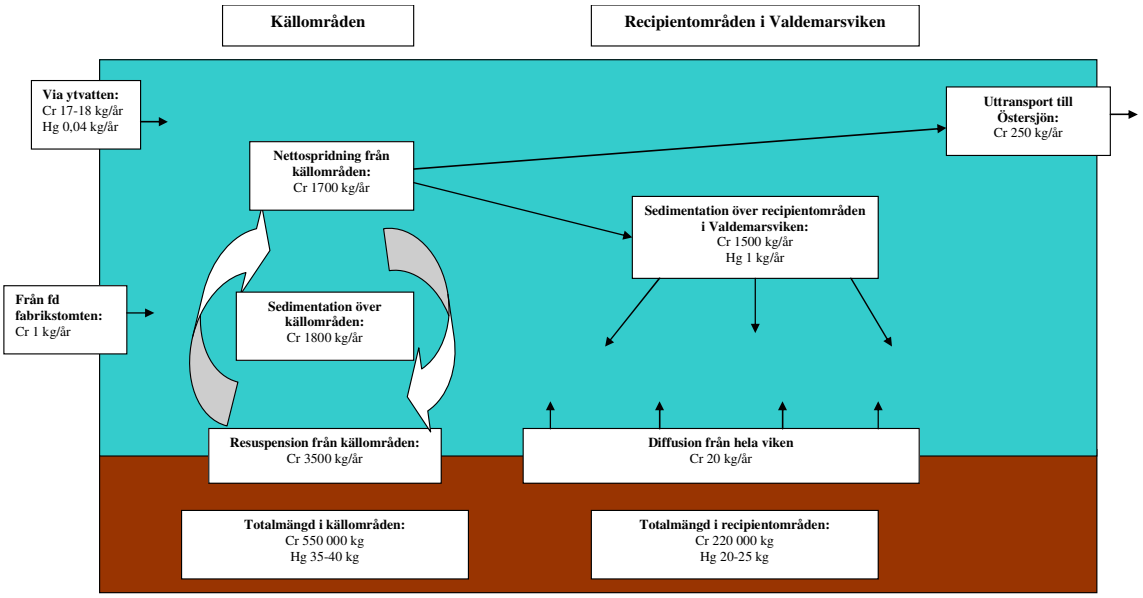
Med hänsyn till resultaten från tidigare undersökningar har det inte bedömts som motiverat att identifiera specifika skyddsobjekt för fabrikstomten och Grännäsdeponin (d.v.s. markmiljön och människor som vistas inom dessa områden). Riskerna med fabrikstomten har i tidigare undersökning bedömts som små och utreds inte vidare. För Grännäsdeponin är stabilitetsförhållandena otillfredsställande har dålig stabilitet med en uppenbar skredrisk. På grund av detta samt de höga kromhalterna har tidigare utredningar konstaterat att åtgärder för detta objekt bör vidtas.

Undersökningarna av sediment och vatten i Valdemarsviken visar på att framförallt sedimenten är kraftigt förorenade. De element som främst förekommer i höga halter är krom och kvicksilver. Förorenade sediment förekommer över hela undersökningsområdet, dvs från hamnen och ut till tröskeln. Generellt förekommer de högsta halterna av krom från hamnen och ut till Grännäs samt i sydvästra delen av Grännäsfjärden. Dessa områden fungerar idag också som källområden för spridning av krom. Mäktigheten på de förorenade sedimenten i dessa områden varierar mellan 50 cm och 120 cm och här återfinns sammanlagt cirka 210 000 m^3 förorenade sediment innehållande i storleksordningen 550-600 ton krom. Även utanför dessa områden finns stora volymer förorenade sediment. Dessa bedöms dock i dagsläget inte utgöra någon källa för fortsatt spridning utan fungerar snarare som ackumulationsbottnar där föroreningar som sprids från inneområdena kan sedimentera.

Spridningen och interncirkulationen av krom i viken bedöms vara mycket stor. Utredningarna visar på att orsaken till detta sannolikt är en omfattande resuspension av sediment från källområdena. De främsta källområdena är hamnområdet delar av området mellan hamnen och Grännäs samt sydvästra delen av Grännäsfjärden. En bidragande orsak till resupensionen i framförallt hamnen bedöms vara båttrafiken. Inom dessa områden beräknas resuspensionen svara för en spridning till vattenpelaren av ca 3,5 ton per år. Av dessa bedöms ca 1,8 ton per år återsedimentera inom källområdet. Sediment som frigjorts genom resuspension från källområdena transporteras också utåt i viken till recipientområden där det sedimenterar. Beräkningar visar att spridningen från källområdena ut till övriga recipientområden (yttre delen av Valdemarsviken och områdena utanför viken) uppgår till cirka 1,5 ton krom/år. Spridningen över tröskeln till övriga Östersjön är ca 250 kg/år enligt de beräkningar som bedöms som mest tillförlitliga. Denna delmängd är svår att beräkna till sin storlek och olika beräkningsmodeller och datauppsättningar ger en spridning som varierar från 50 kg/år upp till 500 kg/år.

Inga motsvarande undersökningar i Sverige har haft krom som huvudsakligt problemelement och därmed är underlaget vad gäller jämförelsedata för spridning sparsamt. Som jämförelse anges istället utsläppstillstånden för två industrier där stora mängder krom används i processerna. Sandvik i Sandviken som tillverkar produkter i rostfritt stål släpper årligen ut mindre än 50 kg/år. Elmo Leather i Svenljunga som är Sveriges största garveri där krom hanteras har ett tillstånd på att släppa ut 0,2 kg krom/dygn. Detta ger i storleksordningen 60-70 kg krom/år. Spridningen från källområdet i Valde-

marsviken är således mer än tjugo gånger högre än Elmos tillstånd och ca trettio gånger högre än utsläppet från Sandvik.



Figur 2. *Massbalans för krom i Valdemarsviken. Från källområdet i inre delen av viken sker en nettospridning av drygt 1,7 ton krom per år till recipientområdena, varav 1,5 ton sedimenterar i de yttre delarna av viken och 250 kg fortsätter ut till de utanförliggande skärgårdarna och Östersjön. Därutöver sker en interncirkulation i källområdet som omfattar ytterligare 1,8 ton krom per år.*

De höga kromhalterna i sedimenten bedöms idag inte utgöra någon humantoxikologisk risk vid direktintag eller hudkontakt i en omfattning som kan anses rimlig med hänsyn till exponeringssituationen. Den humantoxikologiska risk som bedöms kunna ge konsekvenser är vid intag av fisk som fångats i viken. Fisken innehåller höga halter av såväl krom som kvicksilver. Kromhalterna utgör inte någon risk för hälsan vid konsumtion av fisk. Däremot kan kvicksilverhalterna utgöra en risk för hälsan vid stor fiskkonsumtion. Undersökningar av referensområden liksom undersökningar i andra recipienter visar dock att detta inte är unikt för Valdemarsviken och sannolikt inte kan kopplas till de tidigare utsläppen från Lundbergs läder. De förorenade sedimenten utgör däremot en ekotoxikologisk risk med hänsyn till de höga halterna av krom. Sannolikheten för konsekvenser av detta bedöms som stor och sådana effekter har också konstaterats, bland annat i form av förhöjda kromhalter i fisk och musslor och mundelsskador på fjädermygglarver.

De konsekvenser som bedöms finnas i dagsläget är således följande:

- Höga kromhalter i sedimenten, vilka utgör ekotoxikologiska risker (påverkar främst bottenfaunan).
- Höga kvicksilverhalter i matfisk, vilka utgör humantoxikologiska risker (troligen dock ej specifikt för Valdemarsviken).
- Den mycket stora spridningen av krom från källområdena till skyddsobjekten övriga Valdemarsviken och Östersjön.

De konsekvenser som bedöms finnas idag gällande human- och ekotoxikologiska risker bedöms även finnas i framtiden om inga åtgärder vidtas eller betydande förändringar i markanvändningen genomförs. Sedimenten bedöms även framledes vara toxiska för biota och de höga metallhalterna i bland annat fisk och musslor bedöms kvarstå. Risken för att spridningen av krom från sedimenten genom resuspension i framtiden ökar bedöms som liten. Detta gäller dock under förutsättning att inga stora förändringar sker, exempelvis vad gäller båttrafiken. En ökad trafik i hamnen och med större båtar skulle sannolikt kunna öka resuspensionen av sedimenten där. Kemiska förändringar, som till exempel för-

sämrade syreförhållanden, som en följd av ökad algblomning, bedöms också kunna påverka spridningen av krom.

En ökad spridning kan även bli aktuell i framtiden på grund av de otillfredsställande stabilitetsförhållandena för utfyllningen vid Grännäs. Fyllningen består till stor del av olika avfall, bland annat läderrester från f.d. Lundbergs läder. För det fall ett skred skulle utbildas bedöms en relativt stor spridning ske vid ett tillfälle. Sannolikt pågår också en viss kontinuerlig spridning från fyllningen p.g.a. slänterosion. Omfattningen av den pågående spridningen bedöms dock som försumbar vid en jämförelse med spridningen från övriga källområden i viken.

Sammanfattningsvis bedöms följande konsekvenser, i tillägg till dem som bedöms finnas idag, kunna bli aktuella i framtiden:

- En ökad resuspension och spridning av partikelbundet krom från källområdena som en följd av ökad båttrafik i hamnen.
- Algblomningens påverkan på syreförhållandena kan bidra till en ökad spridning av löst krom alternativt en ökad sedimentation av krom.
- En ökad spridning av krom vid enstaka tillfällen som en följd av skred vi fyllningen vid Grännäs.

Sammanfattningsvis bedöms spridningen och cirkulationen av krom samt riskerna för ekotoxikologiska effekter vara de största konsekvenserna i dagsläget. I framtiden finns risker för att spridningen av krom kan öka, bland annat som en följd av ökad båttrafik eller skred vid Grännäsdeponin.

2.3. Behov av riskreduktion

Mot bakgrund av riskbedömningen bedöms att behovet av en riskreduktion är stort för sedimentmiljön i Valdemarsviken. Då inga direkta humantoxikologiska risker har visats föreligga med sedimenten bör den högsta prioriteten vara att minska spridningen av krom från källområdena. Valdemarsviken bedöms ha ett mycket högt skyddsvärde då den är ett populärt fritidsområde sommartid och bland annat utnyttjas av fritidsbåtar, fritidsfiske och bad. Viken är även mycket viktig för samhället Valdemarsvik, bland annat genom gästhamnen som genererar en betydande turisttrafik. Genom att åtgärda spridningen förhindras att påverkan i de yttre områdena av viken ökar. I stället gynnas återhämtningen till naturligare nivåer (p.g.a. översedimentering med renare material). En reducering av kromhalterna i källområdena skulle minska spridningen av material med höga kromhalter. En rent naturvetenskapligt eftersträvandvärd riskreduktion borde vara att minska kromhalterna i sedimenten till de nivåer som återfanns före verksamheten vid Lundbergs läder, d.v.s. cirka 100 mg/kg.

Genom att åtgärda källområdena minskas eller elimineras även de ekotoxikologiska effekterna i sedimenten i dessa områden. Riskerna kommer på kort sikt att kvarstå i områden som inte åtgärdas. På längre sikt kommer den minskade spridningen innebära att även dessa områden återhämtas och därmed de ekotoxikologiska riskerna reduceras.

Åtgärder mot föroreningarna kan även motiveras som ett steg i arbetet mot att uppnå de nationella miljömålen ”hav i balans samt levande kust och skärgård” och ”giftfri miljö”. Stora mängder krom skulle isoleras från kust- och havsmiljön, men åtgärder skulle även innebära att en signifikant mängd (i storleksordningen 35-40 kg) av det prioriterade miljögiftet kvicksilver skulle omhändertas.

3. MÖJLIGA EFTERBEHANDLINGSALTERNATIV

3.1. Åtgärdsnivåer och åtgärdsmål

Flera åtgärder med olika långtgående ambitionsnivåer/åtgärdsmål är tänkbara för att åstadkomma en riskreduktion. De ambitionsnivåer som främst bedöms vara aktuella i Valdemarsviken återfinns i Tabell 1 nedan

Tabell 1 Sammanställning av ambitionsnivåer och åtgärdsmål för dessa

Ambitionsnivå	Åtgärdsmål	Mätbara åtgärdsmål
0. Inga åtgärder	Nollalternativet innebär att konstaterade risker kvarstår oförändrade.	
1. Klassning som miljöriskområde med särskilda restriktioner	Spridningen av föroreningar skall inte öka till följd av avsiktliga eller oavsiktliga ingrepp.	Konstaterade effekter på miljön kvarstår oförändrade.
2. Åtgärder för att minska fortsatt spridning	Spridningen av föroreningar skall minska utan att restriktioner behöver tillgripas.	Spridningen från källområdena i inre viken skall minska med 50 %.
3. Utökade åtgärder för att minska fortsatt spridning	Spridningen av föroreningar skall minska ytterligare.	Spridningen från källområdena i inre viken skall minska med 70 %.
4. Åtgärder för att eliminera fortsatt spridning	Konstaterade effekter i Valdemarsviken skall minska på lång sikt.	Spridningen från källområdena i inre viken skall minska med 90 %.
5. Åtgärder för att återställa sedimentmiljön i hela viken	Konstaterade effekter i Valdemarsviken skall elimineras.	Halterna av krom i ytsediment i Valdemarsviken skall begränsas till regionala bakgrundsnivåer (100 mg/kg TS).

Syftet med denna uppdelning i åtgärdsnivåer är att möjliggöra en värdering där nyttan av olika åtgärder kan vägas mot kostnaderna för dessa och även andra konsekvenser. Som framgår av tabellen ökar nyttan med åtgärderna med ökande åtgärdsnivå, liksom kostnaderna ökar då omfattningen ökar.

Nollalternativet innebär att inga åtgärder vidtas utan dagens situation kvarstår oförändrad. I detta alternativ vidtas heller inga andra administrativa åtgärder än de allmänna regler för vattenverksamhet som redan gäller enligt miljöbalken och som innebär att åtgärder som innebär arbeten i vatten (exempelvis muddring av hamnen och byggande i vatten) måste tillståndsprövas.

Åtgärdsnivå 1 innebär att administrativa styrmedel används för att begränsa risken för att spridningen av föroreningar skall öka i framtiden på grund av olika ingrepp eller aktiviteter som påverkar de förorenade sedimenten, exempelvis trafik med större båtar i de grunda inre delarna av viken, muddringar och utbyggnader i vatten etc.

Åtgärdsnivå 2 omfattar åtgärder mot de förorenade sedimenten inom hamnområdet längst in i viken. De sediment som åtgärdas är de som har högst föroreningshalter och återfinns i de grundaste områdena och där omfattande småbåtstrafik förekommer. Genom en sådan begränsad åtgärd bedöms spridningen av föroreningar kunna minskas med minst 50 %. Belastningen på de yttre delarna minskas därmed samtidigt som behovet av restriktioner i hamnområdet bortfaller. Föroreningshalterna i ytsedimenten längre ut i viken bör på lång sikt minska men bedöms inte återställas till ett naturligt tillstånd under överskådlig tid.

Åtgärdsnivå 3 innebär att åtgärderna på nivå 2 utökas så att en större andel av de förorenade sedimenten åtgärdas. Med denna utökning bedöms spridningen minska med ytterligare 20 %, d.v.s. med minst 70 % från dagens nivå. Dock bedöms inte heller detta alternativ innebära att sedimentmiljön i viken helt återställs till ett naturligt tillstånd under överskådlig tid.

Åtgärdsnivå 4 innebär att hela det område i inre viken där de mest förorenade sedimenten återfinns och som bedöms fungera som källa för spridning utåt åtgärdas. Genomförs dessa åtgärder bortfaller behovet av åtgärder på åtgärdsnivå 1 och den fortsatta spridningen av föroreningar begränsas kraftigt. Även de yttre delarna av Valdemarsviken bedöms därmed kunna återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd. Detta bedöms dock kunna ske först på lång sikt.

Åtgärdsnivå 5 omfattar åtgärder i större delen av Valdemarsviken. Detta innebär att sedimentmiljön i hela viken bedöms kunna återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd på relativt kort sikt.

3.2. Åtgärdsmetoder och åtgärdsomfattning

3.2.1. Administrativa styrmedel – Nivå 1

Om inga fysiska åtgärder vidtas kan administrativa styrmedel vara ett sätt att säkerställa att kunskapen om de förorenade sedimenten vidmakthålls och att inga ingrepp vidtas i vattenområdet som kan förvärra situationen. Det område som främst är aktuellt att omfattas av sådana restriktioner är den inre delen av viken. Detta för att de mest förorenade sedimenten finns här och att vattendjupen är begränsade vilket innebär att spridningen från detta område är stor och att ingrepp här kan få stora konsekvenser för spridningen. Det är även i detta område som det finns störst risk för ingrepp som kan påverka spridningen, t.ex. vid underhållsmuddringar eller framtida utbyggnader i hamnen.

De restriktioner som främst kan bli aktuella är reglering av båttrafiken. Mätningar av resuspension och föroreningsspridning i samband med angöring av större båtar har visat att sådan båttrafik avsevärt kan bidra till spridningen av föroreningar. I övrigt behövs regler för skyddsåtgärder som bör vidtas i samband med muddringar och utbyggnader i hamnen, dels för att förhindra spridning av föroreningar i samband med sådana åtgärder, dels för att säkerställa att muddermassor etc. som utgör farligt avfall omhändertas på rätt sätt.

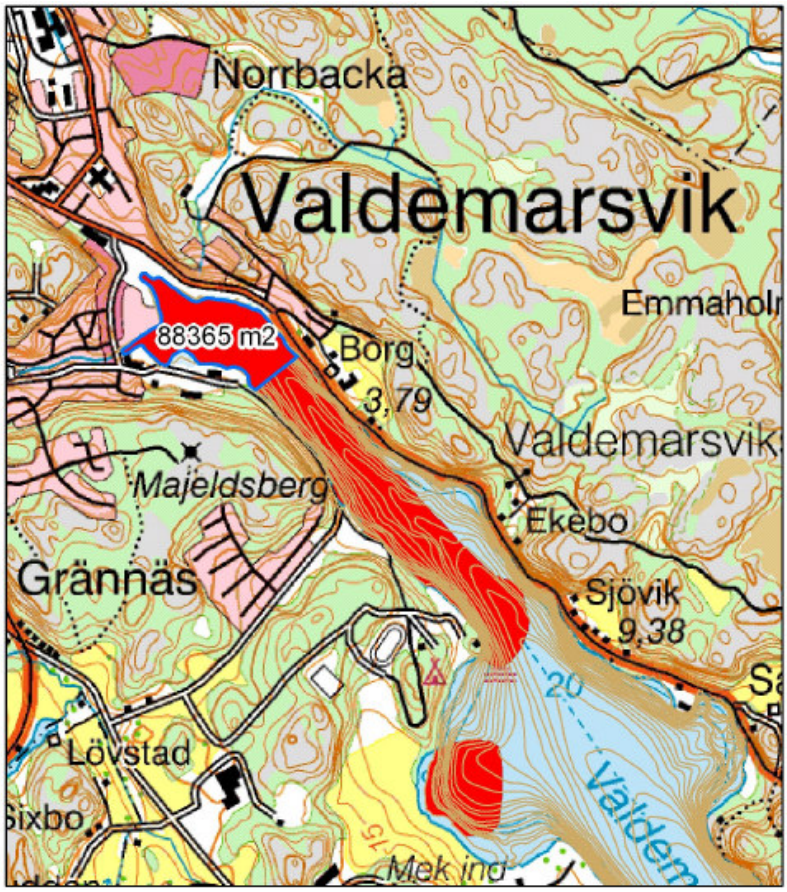
Det styrmedel som ligger närmast till hands är att länsstyrelsen förklarar området som ett miljöriskområde enligt 10 kapitlet i Miljöbalken och kopplat till detta utfärdar restriktioner som reglerar vilken verksamhet som får bedrivas inom området och hur detta får utnyttjas. Detta ger området ett starkt skydd mot ingrepp som kan förvärra situationen.

En annan möjlighet är att användningen av området regleras i kommunens detaljplan. Det skydd som detta ger är inte lika starkt eftersom en detaljplan relativt lätt kan ändras i framtiden.

3.2.2. Åtgärder i hamnområdet inklusive fyllningen vid Grännas – Nivå 2

Den lägsta nivån som omfattar fysiska åtgärder och bedöms ge varaktiga effekter utan att restriktioner behöver tillgripas är åtgärder mot de förorenade sedimenten i hamnen samt deponin vid Grännäs. De områden som ingår i detta förslag framgår av Figur 3.

För förorenade sediment finns i princip två olika åtgärdsmetoder, dels muddring med efterföljande omhändertagande av de förorenade sedimenten, dels täckning. Muddring innebär att föroreningskällan avlägsnas medan täckning innebär att den isoleras från vattenpelaren. I hamnen är vattendjupen begränsade och täckning av sedimenten här bedöms inte som lämplig med hänsyn både till att konflikter kan uppstå med båttrafik m.m. och att täckningen kan påverkas av denna (erosion). För denna åtgärdsnivå bedöms således muddring som den mest ändamålsenliga åtgärden.



Figur 3 Omfattning av muddringsåtgärder på ambitionsnivå2 (inom blå begränsningslinje). Det röda området utgör hela källområdet för spridning.

De förorenade sedimenten utgörs av lösa och finkorniga massor som måste muddras med utrustning som är särskilt anpassad för förorenade sediment och eventuellt bakom skyddsskärmar. Idag finns det relativt mycket erfarenheter från denna typ av muddringar. Vanligtvis innebär miljökraven att muddring utförs med sugmudderverk utrustade med avskärmade skruvar för att förhindra partikelspridning. Detta medför att sedimenten blandas med relativt stora mängder vatten vid muddringen och att en anläggning för avvattning av sedimenten och rening av returvattnet måste byggas upp och drivas under genomförandetiden. Alternativa metoder som innebär en mindre omfattande hantering av vatten finns, men har ännu inte använts i stor skala i Sverige. En sådan metod som utvecklats i Sverige men ännu inte kommit till användning i större skala är frysmuddring som innebär att sedimenten fryses i block som sedan lyfts upp. När blocken tinas erhålls en ”självavvattning” av porvatten som tjälat i samband med frysningen som oftast är effektivare än avvattning av sugmuddrade massor. En annan metod är s.k. tryckmuddring som liknar sugmuddring såtillvida att muddermassorna avverkas med en avskärmad skruv men inte blandas med vatten utan trycks med hjälp av kolvpumpar genom en tryckledning in till land. Sannolikt kan en viss inblandning av vatten inte undvikas men vattenhanteringen blir av betydligt mindre omfattning än vid traditionell sugmuddring. Utrustning för denna typ av muddring finns bl.a. i Tyskland.

Gemensamt för sugmuddring och tryckmuddring är att muddringshuvudet opereras från en muddringsfarkost som bör drivas med vajrar förankrade i land. På så sätt undviks uppgrumling av stödben eller propellerdrift. Nackdelen med detta är att hamnområdet måste vara avstängt under den tid muddring pågår. Sannolikt behövs en liknande anordning vid framdrift av frysmuddring.

Stabilitetsförhållandena för strandområdena längs Valdemarsviken är ofta otillfredsställande där de ytliga jordlagren utgörs av gyttja och/eller lera. En muddring nära sådana strandområden innebär att stabilitetsförhållandena försämras ytterligare. Längs dessa områden måste åtgärderna anpassas så att stabilitetsförhållandena inte försämras. I första hand görs detta genom att muddringen längs dessa strän-

der byts ut mot täckning med sand och grus på en armering av geotextil. I de områden där täckning skulle innebära för stora intrång på vattendjupet eller av andra skäl inte kan utföras görs återfyllning efter muddring för att säkra stabiliteten. Även i Valdemarsviks hamn återfinns en sträcka med otillfredsställande stabilitetsförhållanden. För att möjliggöra muddring längs denna kaj behöver en mer omfattande grundförstärkning utföras.

Genom att de grundaste områdena åtgärdas, där resuspensionen är som störst och de mest förorenade sedimenten återfinns, bedöms spridningen kunna minskas avsevärt även om muddringen begränsas till en mindre del (ca 20 %) av källområdet. Av de sedimentprover som tagits återfinns ca 45 % av de profiler som är tydligt störda (påverkade av resuspension) inom detta område samtidigt som 250 ton eller 50-60 % av den totala mängden krom inom källområdet åtgärdas. Sammantaget bedöms att spridningen av krom kommer att minska med ca 50 % om detta alternativ genomförs.

En nackdel med att åtgärda endast en begränsad del av källområdet är att det åtgärdade området på lång sikt sannolikt kommer att återkontamineras till följd av spridning från den del av källområdet som inte muddras. Kromhalterna i ytsedimenten inom det åtgärdade området bedöms dock inte kunna bli högre än 1 000 mg/kg TS, d.v.s mindre än 10 % av dagens haltnivåer.

Muddring av detta område innebär att ca 85 000 m^3 sediment muddras inom en yta av knappt 90 000 m^2. De muddrade sedimenten kan antingen nyttiggöras som fyllning i Grännäsfjärden, vilket innebär att ytterligare förorenade sediment åtgärdas genom täckning, eller omhändertas i en lokal deponi, se avsnitt 3.2.6.

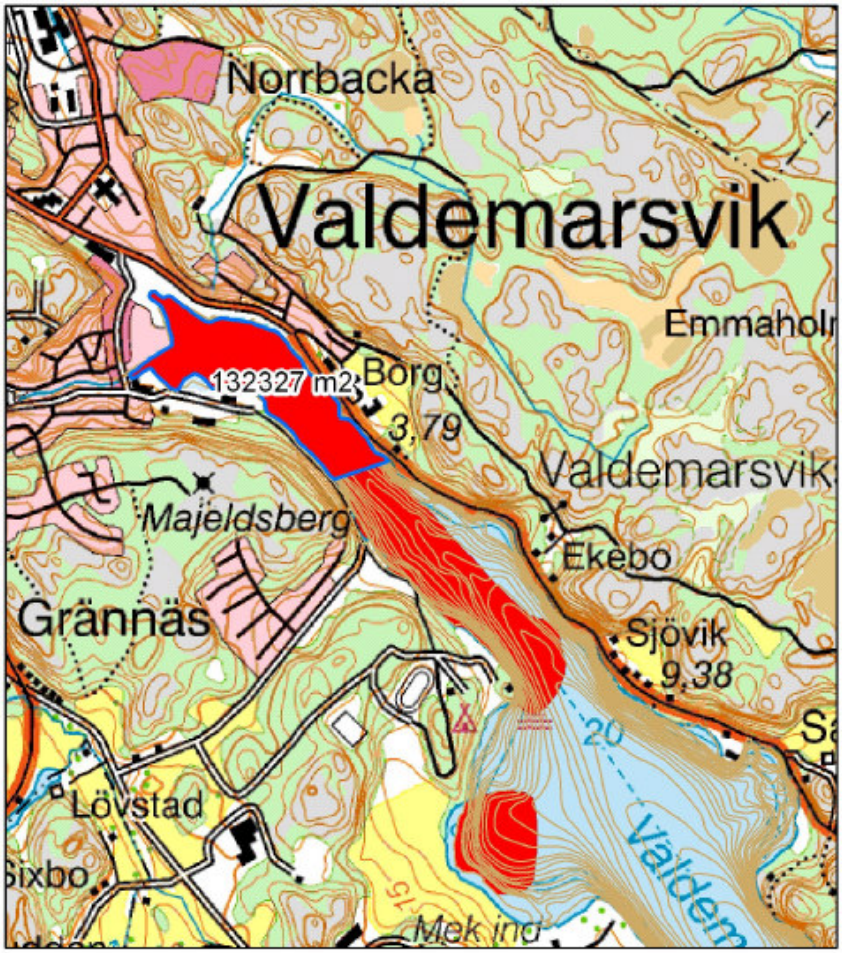
I åtgärdsförslaget ingår även bortgrävning av fyllningen vid Grännäs för vilken skredrisken är påtaglig. Volymen av denna är begränsad i förhållande till muddringsvolymen och de bortgrävda massorna kan omhändertas på samma sätt som muddrade sediment efter bortsortering av fraktioner som trä, skrot, större sten och block vilka bör omhändertas på annat sätt. Efter bortgrävning utförs viss återfyllning som kan behövas med hänsyn till strandlinjens utformning och den befintliga cykelvägens fortbestånd.

Totalkostnaden för dessa åtgärder bedöms till 88-110Mkr med ett sannolikt utfall omkring 95 Mkr. Av detta utgör entreprenadkostnaden 65-70 % medan övriga kostnader hänförs till projektledning, projektering och en omfattande miljökontroll under entreprenaden, samt uppföljning av resultatet. Kostnaden bedöms endast i mindre utsträckning påverkas av omhändertagandet av sedimenten. Vid nyttiggörande av sedimenten ställs höga krav på stödfyllningar och barriärer för fyllningsområdet. Kostnaden för dessa bedöms vara i samma storleksordning som kostnaden för transport till extern deponi och anläggande av barriärer för denna (se nedan, avsnitt 3.2.6).

3.2.3. Utökade åtgärder i inre viken – Nivå 3

Detta alternativ omfattar i princip samma åtgärder som åtgärderna på nivå 2 men med en utökad omfattning av muddringsåtgärderna. Den yta som berörs är ca 132 000 m^2 och den förorenade sedimentvolymen uppskattas till ca 120 000 m^3. Inom den yta som omfattas av åtgärderna återfinns knappt 70 % av de sedimentprofiler som visar tydlig påverkan av resuspension. Denna åtgärd omfattar ca 300 ton eller 65-70 % av den totala mängden krom inom källområdet. Den pågående spridningen av krom bedöms minska med ca 70 % om dessa åtgärder genomförs. Skredrisken för den förorenade fyllningen vid Grännäs elimineras i detta alternativ liksom i föregående alternativ.

Även i detta alternativ förekommer en viss risk för återkontaminering av de sanerade ytorna eftersom hela källområdet inte åtgärdas. Man måste därför räkna med att kromhalterna i ytsedimenten kommer att öka igen efter muddringen. Ökningen blir dock mindre än vid val av alternativ 2 och halterna i ytsediment bör följaktligen inte bli mer än några procent av de som idag förekommer.



Figur 4. Omfattning av åtgärder på ambitionsnivå 3 (inom blå begränsningslinje). Det rödmarkerade området utgör hela källområdet för spridning.

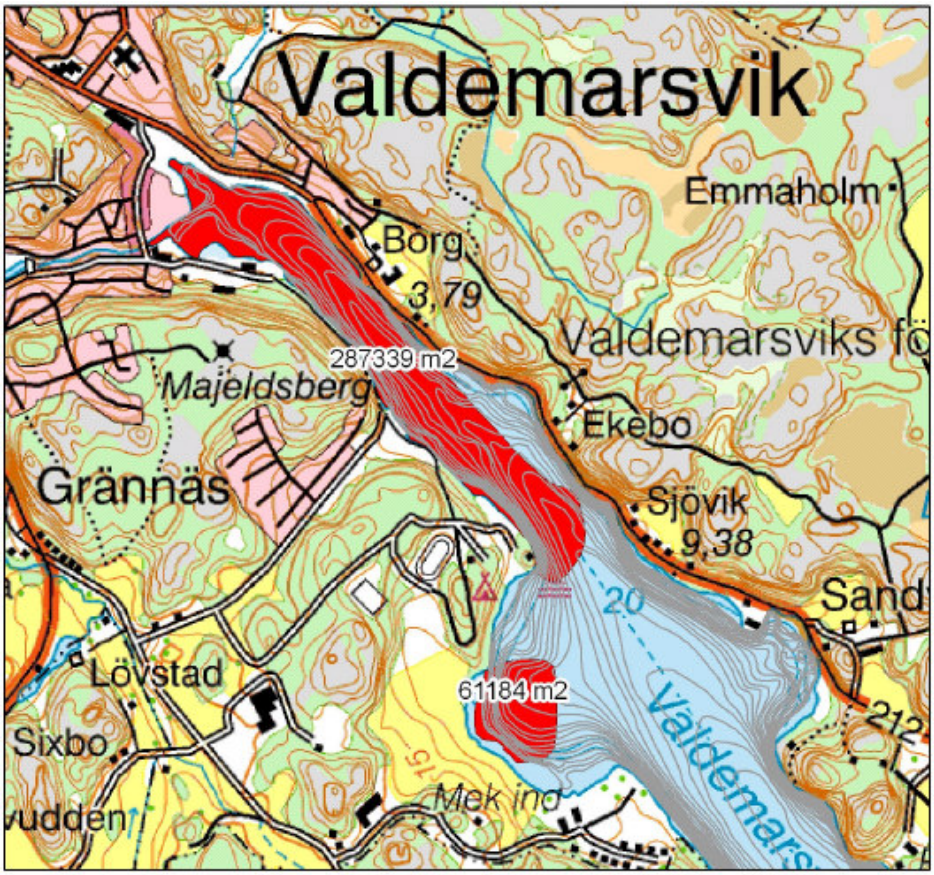
Samma teknik och metoder som för åtgärderna på nivå 2 föreslås. Det är i och för sig möjligt att förse den yta som tillkommer i detta alternativ med en täckning med friktionsmaterial (sand och grus) utlagd på en armerande geotextil i stället för att muddra de tillkommande sedimenten. Detta bedöms dock som ett mindre säkert alternativ. De sediment som skall täckas är mycket lösa vilket ställer stora krav på val av metoder och utförande för att skjuvbrott (”skred”) skall förhindras vid utläggning av täckningen. Tekniken är oprövad i Sverige även om det finns exempel på framgångsrik täckning av lösa sediment på andra platser (hamnen i Hamburg, pilotförsök i på ett par platser i Norge). Åtminstone i Tyskland finns särskild utrustning utvecklad för utläggning av täckningar i tunna skikt vilket möjliggör täckning av mycket lösa sediment. Täckningen måste vara kvalificerad med hänsyn till området idag är utsatt för erosion (resuspension) och därmed blir kostnaden relativt hög, uppskattningsvis i samma storleksordning som för muddring. Under alla omständigheter bedöms det som nödvändigt att utnyttja täckning längs de strandområden som uppvisar otillfredsställande stabilitetsförhållanden idag, och där stabilitetesförhållandena skulle förvärras genom muddring. Detta måste särskilt beaktas i projekteringen av åtgärderna, se avsnitt 3.2.2.

Totalkostnaden för att genomföra detta åtgärdsförslag bedöms till mellan 100 Mkr och 125 Mkr med ett sannolikt utfall omkring 110 Mkr.

3.2.4. Åtgärder i hela källområdet inklusive Gränäsfjärden – Nivå 4

Denna ambitionsnivå innebär att åtgärderna utökas till att omfatta hela källområdet för spridning av krom. Området omfattar en yta av totalt ca 350 000 m^2 och en bedömd volym om ca 235 000 m^3 för-

orenade sediment. Med denna omfattning åtgärdas ca 95 % av de ytor där sedimentprofilerna visar tecken på att vara utsatta för resuspension och ca 400-450 ton krom. Skredrisken för den förorenade fyllningen vid Grännäs elimineras i detta alternativ liksom i föregående alternativ.



Figur 5. Åtgärderna vid tillämpning av ambitionsnivå 4 omfattar hela källområdet (rödmarkerat).

Genom att hela källområdet åtgärdas i detta alternativ bedöms risken för återkontaminering som liten. I stället bedöms de förorenade ytor som återfinns på större djup (ackumulationsbottnar) på lång sikt komma att återfå mer naturliga förhållanden till följd av översedimentering med sediment som inte är förorenade.

Preliminärt föreslås att hela den förorenade sedimentvolymen muddras. För t.ex. konventionella sug-mudderverk utrustade för muddring av förorenade sediment är det möjligt att muddra på de vattendjup som det här är frågan om. Eventuellt kan de i Sverige befintliga mudderverken behöva kompletteras med en förlängd arm, något beroende på var den slutliga gränsen för muddring väljs. Större mudder-verk klarar större djup och kan utrustas med mudderhuvuden anpassade för muddring av förorenade sediment.

Vid val av denna åtgärd bör det i projekteringsskedet närmare utredas om täckning kan tillämpas för delar av det förorenade området. Eftersom vattendjupen på den yta som tillkommer i förhållande till föregående alternativ är större kan lägre krav på täckningens erosionsbeständighet ställas. Det innebär att täckningar kan utföras med finkornigare material, vilket minskar risken för skjuvbrott (”skred”) i samband med utläggningen. Dock visar undersökningarna att resuspension förekommer även inom detta område och täckningsmaterialet måste vara erosionsbeständigt vid de strömhastigheter som före-kommer. Vid val av åtgärd i strandområdena måste också stabilitetsförhållande beaktas, som påpekats tidigare.

Totalkostnaden för åtgärder på denna ambitionsnivå bedöms till i storleksordningen 130-170 Mkr med ett sannolikt utfall kring 145 Mkr vid muddring av hela volymen. Om projekteringen visar att täckning kan utföras med likvärdigt resultat till lägre kostnad kan en åtgärd som kombinerar muddring av grundare områden med täckning av djupare områden ge en lägre totalkostnad. Med hänsyn till att mäktigheten hos de förorenade sediment som skall muddras är begränsad bedöms preliminärt att endast mindre kostnadsbesparingar kan erhållas, om några.

Däremot bedöms ett nyttiggörande av sedimenten som fyllning medföra en kostnadsbesparing för detta alternativ, även vid relativt omfattande grundförstärkningsåtgärder. Orsaken är att delar av de förorenade massor som ingår i denna åtgärd ligger inom det område där muddermassorna kan nyttiggöras som fyllningsmaterial. Därmed minskar mängderna som behöver muddras och en kostnadsbesparing på upp till 20 Mkr kan erhållas. Möjligheterna till en sådan besparing beror dock på de geotekniska förutsättningarna och måste utredas bättre inom ramen för en projektering.

3.2.5. Åtgärder i hela viken – Nivå 5

Den högsta ambitionsnivån innebär att förorenade sediment i hela viken åtgärdas vilket innebär att en snabbare återhämtning av sedimentmiljön erhålls i hela viken. Eftersom förorenade sediment är utbredda och återfinns över en stor yta, ca 1,5 km^2, och de förorenade sedimentvolymerna är stora, ca 800 000 m^3, innebär detta alternativ också omfattande och kostnadskrävande åtgärder.

För detta alternativ föreslås att efterbehandlingen av ackumulationsbottnarna, d.v.s. i stort sett samtliga ytor som tillkommer utöver åtgärderna på ambitionsnivå 4, utförs som täckning och inte muddring. Orsakerna till detta är dels att vattendjupen bitvis är stora vilket försvårar muddring, dels att kraven på täckningens erosionsbeständighet kan ställas betydligt lägre på ackumulationsbottnarna än på erosions- och transportbottnarna vilket möjliggör att enklare täckningar kan användas, med lägre kostnader som följd. En intressant teknik i detta sammanhang är den typ av ”geltäckning” som användes vid efterbehandling av sjön Turingen. Uppföljningarna av detta objekt får utvisa om denna typ av täckning lämpar sig för Valdemarsviken. Det bedöms också som möjligt att utnyttja spridare som kan sprida sand eller silt i vattenmassan på ett visst avstånd över botten på ett sådant sätt att en jämn sedimentering erhålls. Genom att upprepa detta förfarande flera gånger bedöms att en täckning kan läggas ut till en rimlig kostnad.

Detaljavgränsningen mellan de områden som täcks och de som muddras bör utredas i projekteringsskedet. Vissa delar av de tillkommande ytorna i detta alternativ kan behöva muddras p.g.a. att vattendjupen är små närmare stränderna, alternativt krävs täckning med bättre erosionsbeständighet. Vid denna utredning måste också strandområdenas stabilitetsförhållanden beaktas innan slutlig åtgärd väljs, precis som i föregående alternativ.

Även om täckningskostnaderna kan begränsas innebär de stora ytor som måste täckas ändå relativt höga kostnader. Totalkostnaden för en åtgärd som kombinerar muddring av källområdena med en täckning av djupområdena bedöms till i storleksordningen 250-300 Mkr. Bedömningen måste tills vidare betraktas som relativt osäker eftersom lämplig teknik för täckning behöver utredas vidare.

3.2.6. Omhändertagande av muddrade sediment

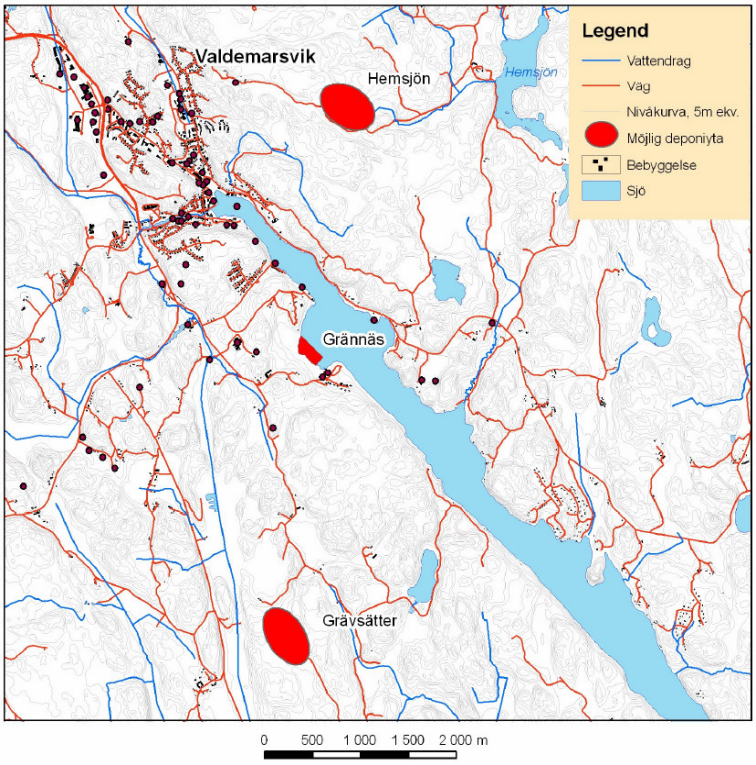
De muddermassor som behöver omhändertas är finkorniga (gyttja och lera) och kan förutsättas ha relativt låg TS-halt. De utmärks vidare av extremt höga kromhalter. Med hänsyn till dessa bör massorna klassificeras som farligt avfall enligt RVF:s bedömningsgrunder för förorenade massor (RVF Utveckling 2:09).

Eftersom föroreningen i Valdemarsvikens sediment främst utgörs av krom och i viss mån kvicksilver, vilka är grundämnen är det inte möjligt att destruera föroreningen genom behandling. De behandlingsmöjligheter som finns utöver deponering begränsas därmed till separerings- eller koncentrations-

metoder, alternativt stabilisering. Separering av föroreningar sker vanligen med jordtvätt. Denna metod är anpassad för förorenad jord som domineras av grövre korn (sand och grus) och bedöms inte som lämplig för Valdemarsvikens sediment. Uppkoncentrering genom förbränning bedöms som en möjlig, men inte lämplig metod. Dels innebär förbränning en risk för att krom, som ligger bundet som krom (III) i sedimenten vid en förbränning oxideras till krom (VI) som är både giftigare och mer lättrörligt, dels blir volymsreduktionen begränsad (sedimentens organiska halt är i storleksordningen 15 %) och dels är kostnaderna för en förbränning mycket höga. Slutligen bedöms inte stabilisering (kemisk fixering) som en motiverad åtgärd ur miljöskyddssynpunkt eftersom krom (och kvicksilver) redan ligger i en förekomstform som innebär att det till största delen är hårt bundet till sedimentpartiklarna och utlakningen av dessa ämnen med genomströmmande vatten blir liten.

Med hänsyn till ovanstående bedöms det som mest lämpligt att omhänderta muddermassorna i en specialdeponi (monocell) som minst uppfyller kraven för deponering av icke-farligt avfall, alternativt nyttiggöra massorna på ett sätt som medför att föroreningen immobiliseras på motsvarande sätt.

En översiktlig lokaliseringsutredning för en specialdeponi för muddermassor inom Valdemarsviks kommun har genomförts. Av de totalt sex möjliga platser som identifierades finns de två som bedömdes som mest intressanta vid en sammanvägd bedömning på ca 1,5 km respektive ca 3 km avstånd från eventuella muddringsområden i Valdemarsviken, se Figur 6. Vilken av dessa platser som är det bästa alternativet får avgöras efter detaljerade undersökningar i samband med en projektering.



Figur 6. Två tänkbara deponeringsområden i närheten av Valdemarsviken och ett möjligt fyllningsområde i där massorna kan nyttiggöras i viken.

Med hänsyn till Valdemarsviks kommuns utbyggnadsplaner finns också möjligheten att nyttiggöra de deponerade massorna som fyllning i Valdemarsviken. Ett sådant objekt där hela den muddrade volymen (vid muddring av hela eller delar av källområdet) kan nyttiggöras är som fyllning i ett område i Grännäsfjärden, se Figur 6. Vid ett sådant nyttiggörande anläggs först en invallning med invändig tätning. Muddermassorna fylls inom det invallade området samtidigt som undanträngt vatten tas om hand och renas. Efter det att muddermassorna fyllts täcks dessa med sand eller annat lämpligt friktionsmaterial och får konsolidera under en tid. Konsolideringsprocessen innebär att vatten trängs undan. Detta

vatten får passera ett filter och kontrolleras. Därefter utförs stabilisering av fyllningen på samma sätt som vid stabilisering av organisk jord i anläggningssammanhang. Efter det att denna process är avslutad skall hela fyllningen ligga under vatten vilket förhindrar direkt infiltration av nederbörd. Eftersom sedimenten är finkorniga och täta och gradienterna små kommer genomströmningen av grundvatten att bli mycket liten. Invallningen dimensioneras dessutom så att varierande vattenstånd i Valdemarsviken inte kan påverka vattenomsättningen. Med denna utformning bedöms den framtida utlakningen av föroreningar från muddermassorna i fyllningen inte bli större än om de omhändertas i en deponi för farligt avfall. Utgående från utförda lakförsök kan spridningen av krom och kvicksilver för detta fall uppskattas till i storleksordningen några gram krom och mindre än 0,1 gram kvicksilver per år.

Alternativet deponering kräver en dispens från de s.k. mottagningskriterierna (NFS 2004:10) eftersom den organiska halten i muddermassorna (medelvärde ca 15 %) överstiger gränsvärdet (10 %). Det finns dock möjligheter att erhålla dispens från gränsvärdet under förutsättning att utlakningen av lösta organiska ämnen inte är för hög. Ett nyttiggörande omfattas inte av dessa föreskrifter utan fyllningen prövas enbart enligt miljöbalkens regler.

Med hänsyn till att avancerade skyddskonstruktioner krävs såväl vid nyttiggörande som fyllning som vid omhändertagande i en deponi bedöms skillnaden i kostnad mellan omhändertagandealternativen som liten. För en deponi bedöms preliminärt att en konstgjord geologisk barriär behöver anläggas, liksom bottentätning och bottendränering, även om deponin kommer att sluttäckas på kort tid. Med hänsyn till det långsiktiga tidsperspektivet bedöms sluttäckningen som den viktigaste konstruktionen eftersom den dimensionerar den framtida utlakningen av föroreningar. Preliminärt föreslås att denna utformas med en tätning av lergeomembran, skyddslager för tätningen, dränering, materialskiljande lager av jord och skyddstäckning. Genomförd karakterisering visar att muddermassorna även om de utgör farligt avfall kan omhändertas enligt kraven för deponier för icke-farligt avfall . Vid nyttiggörande läggs i stället stor vikt vid invallningens utformning, dels med hänsyn till tätning av vallkonstruktionen men även med hänsyn till stabilitetsförhållandena. Dessutom kommer stabilisering av muddermassorna att erfordras. Täckningens utformning får inte lika stor betydelse vid nyttiggörande eftersom fyllningen efter konsolidering kommer att ligga under grundvattenytan.

De höga kromhalterna innebär en möjlighet att utvinna metalliskt krom från massorna i en anrikningsprocess. En analys av de ekonomiska förutsättningarna visar dock att det ekonomiska utbytet skulle bli mycket mindre än kostnaderna, samtidigt som de tekniska förutsättningarna att lyckas är tveksamma. Alternativet har därför bedömts som orealistiskt.

4. FÖRANKRINGSPROCESS

4.1. Beskrivning av förankringsprocess

4.1.1 Projektets organisation

För huvudstudien har en styrgrupp tillsatts med representanter från Länsstyrelsen Östergötland och Valdemarsviks kommun enligt nedan. Torvald Karlsson har fungerat som styrgruppens ordförande.

Länsstyrelsen	Valdemarsviks kommun
Magnus Kviele (projektledare)	Torvald Karlsson (ordförande i kommunstyrelsen och kommunalråd)
Markus Gustavsson (bitr. projektledare)	Hans Jonsson (1:e vice ordförande i kommunstyrelsen)
	Britt Olausson (2:e vice ordförande i kommunstyrelsen)
	Göran Karlsson (ordförande miljö- och byggnadsnämnden)
	Thomas Örnberg (teknisk chef)

Det praktiska huvudstudiearbetet har genomförts av en projektgrupp med representanter från Länsstyrelsen Östergötland, Valdemarsviks kommun och SGU (beställarstöd). Därtill har länsstyrelsen handlat upp tekniskt stöd som varit adjungerade till projektgruppen. Sammansättningen i projektgruppen har varit:

Länsstyrelsen	Valdemarsviks kommun	Adjungerade
Magnus Kviele (projektledare)	Marie Magnusson (Miljö- och hälsoskyddskontoret)	Henning Holmström (SGU)
Markus Gustavsson	Carsten Peterson (VA-chef)	Pär Elander (Envipro Miljöteknik)
	Thomas Örnberg (teknisk chef)	Henrik Eriksson (Envipro Miljöteknik)

Till projektgruppen har även Hans Noack, planchef i Valdemarsviks kommun adjungerats när frågor med anknytning till kommunens planarbete berörts. Utredningarna har dels utförts av Valdemarsviks kommun med egen personal, dels handlats upp av länsstyrelsen efter beslut i projektgruppen. Den slutliga utvärderingen med riskbedömning och förslag till åtgärder och förslag till riskvärdering har genomförts i projektgruppen med hjälp av det adjungerade tekniska stödet.

4.1.1 Förankringsprocessen inom Valdemarsviks kommun

Styrgruppen för Projekt Valdemarsviken har under huvudstudiens genomförande haft sex stycken möten samt genomfört ett studiebesök i Västervik. Vid tre sammanträden för kommunfullmäktige (2004-03-29, 2006-02-27 och 2006-08-28) har information om projektet givits.

Samråd med närmast berörda av eventuella åtgärder hölls 2006-08-17 och informationsutbyte med allmänheten i Valdemarsvik 2006-08-28. Inställningen till genomförande av åtgärder uppfattades vid dessa samråd som positiv.

Projektgruppen har haft tolv stycken möten.

4.1.3 Artiklar i dagspressen och övrig information till allmänheten

Information till allmänheten har givits via flertalet olika medier vid ett antal tillfällen. Information om projektet har under hela genomförandetiden funnits på Länsstyrelsen Östergötlands hemsida (http://www.e.lst.se/e/amnen/Miljo/fororenade_omraden/valdemarsviken_lundbergs_lader.htm).

Länsstyrelsen Östergötland informerade om Projekt Valdemarsviken i samband med Skärvårdsföreningen i Gryts årsmöte 2005-06-17. Ytterliggare informationsmöte planeras efter sommaren för allmänheten och för politiker.

Artiklar om Valdemarsviken och framkomna resultat har publicerats i Norrköpings Tidningar under huvudstudiens hela genomförande. På Norrköpings Tidningars hemsida (http://www.nt.se) kan samtliga artiklar samt ett videoinslag laddas ner.

Via TV har information om projektet sänts vid två tillfällen. Programmet Östnytt visade 2004-09-12 ett inslag som handlade om SGUs bottenkartering i viken och bevakade också informationen som hölls 2006-08-28.

4.2. Övriga intressen

De övriga intressen som man måste ta hänsyn till i riskvärderingen för projekt Valdemarsviken, utöver miljö- och naturskyddsintressen samt ekonomiska aspekter, är främst fritidsintressen och rekreations-

möjligheter samt Valdemarsviks kommuns möjligheter att nyttja och utveckla Valdemarsvikens resurser.

Valdemarsvikens yttre delar ingår i ett område – Östergötlands skärgård - som är av riksintresse både för naturmiljön och för friluftslivet. Några betydande konflikter med kulturhistoriska eller andra intressen förväntas inte uppkomma om åtgärder skulle genomföras. Inga ingrepp i industrihistoriska eller andra kulturhistoriskt intressanta områden planeras.

5. RISKVÄRDERING - EFTERBEHANDLINGSALTERNATIV

5.1. Allmänt – Beskrivning av upplägg

En riskvärdering skall leda fram till ett val av vilka åtgärder som skall vidtas, om några. Denna värdering kan genomföras på olika sätt. Den kan dels vara textbaserad, dels bygga på en poängsättning. Viktigt är att graden av öppenhet, tydlighet och förståelse för bakomliggande faktorer görs så stor som möjligt. Alla metoder har dock ett mått av subjektivitet eller ett mått av ”personlig värdering” i sig. En poängsättning kan tyckas vara det mest objektiva sättet att genomföra en riskvärdering. Vid poängsättningen görs dock en värdering av varje enskilt alternativs påverkan på varje enskild faktor. Det är då också viktigt att genom en värdering av de olika faktorernas betydelse relativt varandra (viktning) skapa ”rätt” förhållande mellan dessas inflytande på slutresultatet. Detta kan vara svårt eftersom olika intressenter fäster olika stort avseende vid en och samma faktor. I detta fall har i stället de olika alternativens konsekvenser för en rad olika faktorer sammanfattats i text, mycket kortfattat, i en s.k. riskvärderingsmatris. De faktorer som beaktats är:

- Riskreduktion
- Teknik (hur beprövad/säker tekniken är med avseende på att åtgärdsmålen skall uppnås, framtida behov av drift och tillsyn m.m.)
- Kostnader
- Miljörisker under genomförandet
- Friluftsliv
- Konsekvenser för samhällsutvecklingen
- Oro och acceptans i samhället
- Uppfyllande av miljömål

Den beskrivande riskvärderingsmatrisen bifogas i bilaga 1.

6. VAL AV SLUTLIGT ÅTGÄRDSALTERNATIV

Det åtgärdsalternativ som förordas i första hand är åtgärderna på åtgärdsnivå 4, d.v.s. åtgärder i hela källområdet. Åtgärderna föreslås omfatta muddring av hela källområdet ned till ett djup där halterna av krom underskrider 100 mg/kg TS. Omhändertagande av sedimenten föreslås i första hand ske som nyttiggörande i en fyllning i södra delen av Grännäsfjärden intill ett område där kommunen planerar framtida utbyggnad, i andra hand deponering vid en specialdeponi vid någon av de två lämpliga platser som lokaliserats (se Figur 6). Alternativet innebär att den fortsatta spridningen av föroreningar elimineras och att hela Valdemarsviken på sikt kommer att återhämta sig till ett mer naturligt tillstånd. Den sannolika totalkostnaden för att förbereda, genomföra och följa upp detta alternativ är i storleksordningen 130-150 Mkr, bl.a. beroende på hur muddermassorna skall omhändertas.

I andra hand förordas efterbehandling enligt åtgärdsnivå 3 där omfattningen av muddring reduceras. Dock föreslås att omfattningen utökas till att även omfatta de inre delarna av den södra delen av Grännäsfjärden, dels eftersom detta är ett tydligt spridningsområde, dels för att vattendjupen är begränsade och fritidsintressen (båtbryggor, badplats och campingplats) finns i eller gränsar till området. Genom att nyttiggöra massorna som fyllning bortfaller behovet av muddring i stora delar varför kostnadsök-

ningen blir begränsad. Alternativet innebär att den pågående spridningen bedöms minska med ca 70 %. Valdemarsvikens återhämtning kommer att ske betydligt långsammare än vid val av ambitionsnivå 4. Den sannolika totalkostnaden för att förbereda, genomföra och följa upp detta alternativ är i storleksordningen 100-120 Mkr.

I tredje hand förordas efterbehandling enligt åtgärdsnivå 2 där omfattningen av muddring reduceras. Även i detta alternativ föreslås att omfattningen utökas till att även omfatta de inre delarna av den södra delen av Gränäsfjärden. Kostnadseffektiviteten (mätt som minskning av spridningen i förhållande till insatskostnaden) bedöms vara likvärdig med åtgärderna på ambitionsnivå 3 men något högre än åtgärderna på ambitionsnivå 4. Den sannolika totalkostnaden för att projektera, genomföra och följa upp detta alternativ är i storleksordningen 90-100 Mkr.

Kostnadseffektiviteten hos åtgärderna kan mätas på olika sätt. Tre olika sätt att analysera kostnadseffektiviteten redovisas i ***Tabell 2***. Det framgår att den ovan indikerade rangordningen mellan åtgärdsalternativen stöds av dessa mått på kostnadseffektiviteten.

Tabell 2 Olika mått på kostnadseffektiviteten hos de olika alternativen

Moment	Alternativ 2 Mkr	Alternativ 3 Mkr	Alternativ 4 Mkr
Kostnadseffektivitet uttryckt som kostnad per muddrad mängd (kr/m^3)	1083	938	630
Kostnadseffektivitet uttryckt som kostnad per avlägsnad enhet krom (kr/kg Cr)	310	292	262
Kostnadseffektivitet uttryckt som kostnad för erhållen spridningsminskning (kkr/kg årligen minskad spridning av Cr)	112	91	88

Åtgärder på ambitionsnivå 5 – fullständig sanering i hela Valdemarsviken – förordas inte. Kostnadseffektiviteten bedöms som alltför liten för att en sådan skall vara motiverad samtidigt som en återhämtning av sedimentmiljön i hela viken kommer att erhållas redan vid åtgärder på ambitionsnivå 4, även om det kommer att ta längre tid.

Åtgärder på ambitionsnivå 1 - restriktioner i stället för efterbehandling – förordas inte heller. Den reduktion av spridningen som kan förväntas blir relativt liten i förhållande till den pågående spridningen samtidigt som konsekvenserna för Valdemarsviks kommuns utvecklingsmöjligheter blir stora.

Eftersom samtliga föreslagna åtgärder omfattar erosions- eller transportbottnar förordas muddringsteknik framför täckningsteknik utom i de områden där täckning måste utnyttjas av stabilitetsskäl. Dessa områden är strandnära och därmed enklare att täcka på ett kontrollerat sätt.