



VÄSTERVIKS  
KOMMUN



---

## Åtgärdsutredning

Alternativ för efterbehandling av  
Gladhammars gruvor och förorenade sediment i Tjursbosjön



**Projekt Gladhammars gruvor delrapport 2004:12**

**Linköping 2005-10-20**

---

---

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>BAKGRUND</b> .....	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>SYFTE</b> .....	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>OMRÅDESBESKRIVNING</b> .....	<b>3</b>
3.1	GRUVOMRÅDETS LOKALISERING OCH UTBREDNING .....	3
3.2	GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN .....	5
3.3	TOPOGRAFI OCH MARKFÖRHÅLLANDEN .....	5
3.4	HYDROGEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN .....	5
3.5	KULTURMILJÖ .....	6
3.6	ÖVRIGA INTRESSEN .....	7
<b>4</b>	<b>RISKBEDÖMNING</b> .....	<b>7</b>
4.1	PROBLEMET - VITTRING AV SULFIDMINERAL .....	7
4.2	FÖRORENINGSKÄLLOR .....	7
4.3	FÖRORENINGAR OCH DERAS SPRIDNING .....	9
4.4	TIDSPERSPEKTIV.....	10
4.5	RISKBEDÖMNING.....	10
<b>5</b>	<b>FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR EFTERBEHANDLING</b> .....	<b>11</b>
5.1	MÄNGDBERÄKNINGAR .....	11
5.1.1	<i>Gruvavfall</i> .....	11
5.1.2	<i>Sediment</i> .....	12
5.1.3	<i>Förorenade vatten</i> .....	12
5.2	KLASSIFICERING AV AVFALL .....	13
5.2.1	<i>Avfallsklassificering</i> .....	13
5.2.2	<i>Deponeringsklassificering</i> .....	15
<b>6</b>	<b>TÄNKBARA EFTERBEHANDLINGSMETODER OCH MÖJLIGA KONSEKVENSER</b> .....	<b>18</b>
	ALLMÄNT .....	18
6.1	.....	18
6.2	SKYDDSBARRIÄRER.....	18
6.3	TRANSPORTBARRIÄRER - BEHANDLING AV VATTEN .....	19
6.3.1	<i>Uppsamling och behandling av förorenat lakvatten</i> .....	19
6.3.2	<i>Allt vatten från Tjursbosjöns avrinningsområde samlas upp och renas</i> .....	21
6.4	REDUCERING AV VATTENOMSÄTTNINGEN I GRUVAN.....	23
6.4.1	<i>Pluggning av gruvhål</i> .....	23
6.4.2	<i>Pluggning av stollgången</i> .....	23
6.5	KÄLLBARRIÄRER – GRUVAVFALL .....	24
6.5.1	<i>Övertäckning av gruvavfall på plats</i> .....	24
6.5.2	<i>Uppgrävning och omhändertagande av gruvavfall</i> .....	24
6.5.3	<i>Nyttiggörande</i> .....	25
6.5.4	<i>Behandling</i> .....	25
6.6	KÄLLBARRIÄRER - SEDIMENT.....	26
6.6.1	<i>Övertäckning på plats</i> .....	26
6.6.2	<i>Muddring av sediment</i> .....	27
6.6.3	<i>Nyttiggörande</i> .....	33
6.6.4	<i>Behandling</i> .....	33
6.7	DEPONERING AV GRUVAVFALL OCH MUDDERMASSOR .....	39
6.7.1	<i>Deponering på befintlig extern deponi</i> .....	39
6.7.2	<i>Lokal deponi på land</i> .....	39
6.7.3	<i>Deponering i vatten</i> .....	41

6.8	ÖVRIGA ÖVERVÄGDA EFTERBEHANDLINGSSALTERNATIV .....	42
<b>7</b>	<b>EFTERBEHANDLINGENS OMFATTNING OCH KONSEKVENSER.....</b>	<b>42</b>
7.1	ÅTGÄRDSMÅL BEROENDE PÅ VAL AV AMBITIONSNIVÅ.....	42
7.2	ÅTGÄRDER – OMFATTNING OCH UTFORMNING BEROENDE AV ÅTGÄRDSMÅL .....	44
7.2.1	<i>Nivå 1 - Områdesrestriktioner m.m.....</i>	<i>44</i>
7.2.2	<i>Nivå 2 - Åtgärder vid Tjursbosjöns utlopp.....</i>	<i>44</i>
7.2.3	<i>Nivå 3 - Åtgärder inom gruvområdet.....</i>	<i>45</i>
7.2.4	<i>Nivå 4 - Åtgärder inom gruvområdet och i Gruvviken.....</i>	<i>46</i>
7.2.5	<i>Nivå 5 – Fullständig efterbehandling.....</i>	<i>46</i>

---

## **Bilagor**

1. Sammanställning av åtgärdsalternativ med preliminära kostnadsberäkningar
2. Behandling av gruv- respektive sjövattnen (Aquakonsult)
3. Lokaliseringsutredning

## 1 Bakgrund

Västerviks kommun genomför, med bidragsmedel från Länsstyrelsen i Kalmar län en huvudstudie enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden, Projekt Gladhammar.

Gladhammars gruvfält i Västerviks kommun har utnyttjats för brytning av järn, koppar och kobolt i olika perioder från 1500-talet fram till 1800-talets slut. Verksamheten har orsakat stora utsläpp av metaller, främst koppar och kobolt, till det nedströms liggande sjösystemet. Utsläppen kvarstår fortfarande och den långvariga belastningen har bidragit till att metaller har anrikats i sedimenten, främst i Tjursbosjön som ligger överst i sjösystemet, men utsläppen kan spåras även längre ned i systemet, i Ekenässjön, Kyrksjön och Maren.

Projekt Gladhammar syftar till att utreda möjligheterna att minska belastningen av tungmetaller, framför allt koppar och kobolt, från gruvfältet till sjösystemet. I denna utredning ingår även att utreda situationen vad avser Tjursbosjöns sediment och betydelsen av föroreningsinnehållet i denna. Utredningarna leds av Västerviks kommun med Envipro Miljöteknik som teknisk stöd, samt upphandlade underkonsulter. I projektet deltar också miljöenheten och kulturmiljöfunktionen vid Länsstyrelsen i Kalmar.

Denna åtgärdsutredning utgör en del av huvudstudien.

## 2 Syfte

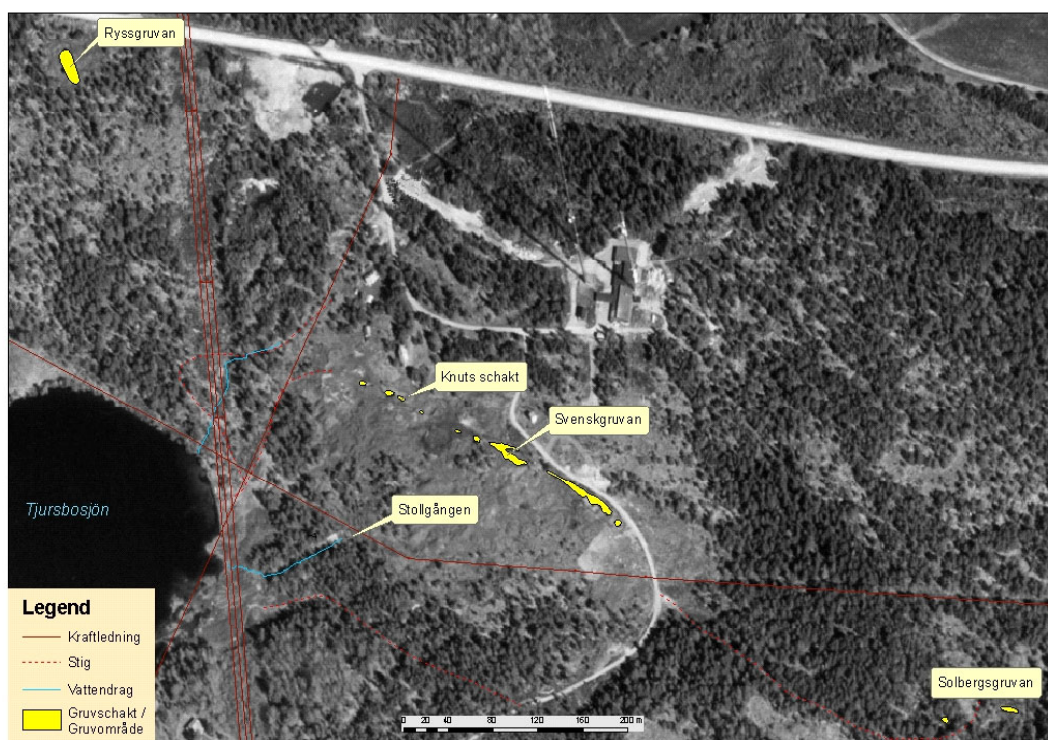
Åtgärdsutredningen skall belysa vilka åtgärder som kan vidtas för att minska belastningen från gruvområdet, men även vilka åtgärder som kan vidtas för att återställa Tjursbosjöns sediment till en mer normal sedimentmiljö. Dels har olika åtgärdsmetoder utretts, hur de kan tillämpas i Gladhammar och vilka typiska kostnader som är förknippade dessa, dels har den erforderliga omfattningen av åtgärder för att nå olika åtgärds mål (riskreduktion) till olika kostnader utretts.

Syftet med utredningen har varit att ta fram ett underlag som tillsammans med riskbedömningen och en sammanställning av andra samhällsintressen kan användas som underlag för en riskvärdering, där beslut skall tas om vilka åtgärds mål som bör eftersträvas och vilka åtgärder som bör genomföras, vid en samlad avvägning mellan miljö, teknik, ekonomi och andra samhällsintressen.

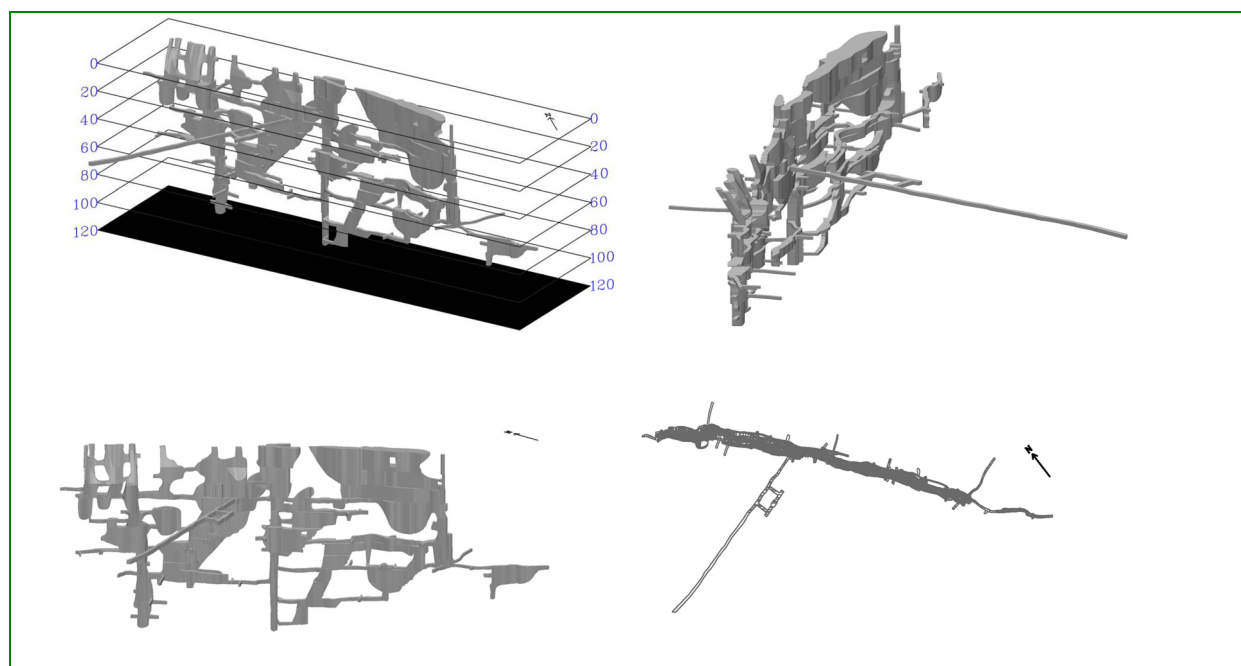
## 3 Områdesbeskrivning

### 3.1 Gruvområdets lokalisering och utbredning

Gladhammars gruvfält ligger cirka 12 km sydväst om Västervik och cirka 2 km väster om Gladhammar och Lunds by. Större delen av gruvfältet (främst Holländarefältet), se *Figur 1*, återfinns på 100-200 m avstånd från Tjursbosjön uppe på Käringryggen som är en bergrygg NO om Tjursbosjön. Gladhammars gruvfält är uppdelat på tre olika fält, i nordväst Ryssgruvefältet, 250 m längre åt sydost återfinns Holländarefältet med Svenskgruvan och längst i sydost Sohlbergsfältet. Hela gruvfältet är ca 1,5 km långt och det största djupet man har brutit på är cirka 120 m. Den mest betydande brytningen har skett inom Holländarefältet. Därifrån har också sprängts ett ca 150 meter långt nära horisontellt schakt – den s. k stollgången, avsett att dränera gruvan, se *Figur 2*. Stollgången kallas Sankte Pers nyckel och mynnar ca 100 m från Tjursbosjön där sedan en bäck leder vattnet till sjön.



*Figur 1 Plankarta över Gladhammars gruvområde. Kartan visar de olika gruvorna längs Käringryggen; Holländarefältet med bl. a Knuts schakt och Svenskgruvan samt Ryssgruvorna och Solberggruvan. Copyright Lantmäteriet 2000-05-08. Ur SverigeBilden.*



*Figur 2 Tvärsnitt av Holländarfältets gruvschakt från olika vinklar.*

### 3.2 Geologiska förhållanden

Området vid Gladhammars gruvor ingår i Västerviksformationen som har sin utbredning från Västerviks skärgård till nordväst om Gamleby. Formationen består av främst kvartsit som är en omvandlad sandsten. Den är kraftigt veckad och olika former av ren kvartsit till fältspatsrika och leriga sandstenar förekommer. Kvartsiten i området har även inlagringar av amfiboliska bergarter, sannolikt äldre basiska lavar och gångar. Den malmförande zonen i byggs till största delen upp av grovkornig kvartsit som lokalt har sin utbredning från nordväst om Fårhult mot ostsydost förbi Gladhammar kyrka. Strykning och stupning på ortokvartsiten i det f d gruvområdet har uppmätts till VNV/vertikal. Mineraliseringen består av järn-, koppar- och koboltmalm.

Enligt den geologiska kartan, SGU Ser Ba, nr 32, löper en tektonisk zon längs Tjursbosjöns västra sida och söderut i nord-sydlig riktning. Öster om gruvområdet löper en nordvästlig-sydöstlig tektonisk zon genom Gladhammars samhälle och vidare mot Fårhult.

Jordarterna vid Gladhammars gruvor domineras av en isälvsavlagring bestående av främst sand, grus och sten. Isälvsavlagringen sträcker sig i nordväst-sydöstlig riktning, från Sundsholm i sydost till Fårhult i nordväst. Längs isälvsavlagringens östra sida påträffas svallad morän, svallgrus. I området runt Smedjemåla består jorden huvudsakligen av sandig morän. Norr om Tjursbosjön utgörs jorden av sand. Mellan Tjursbosjön och Ekenässjön dominerar ytligt berg (granit), lera och morän.

### 3.3 Topografi och markförhållanden

Området öster om Tjursbosjön och norr om Ekenässjön karaktäriseras av höjdområdet Käringryggen som medför en kuperad och sluttande terräng ned mot båda sjöarna. De högsta partierna på Käringryggen ligger cirka 94 m.ö.h. Mot Tjursbosjön stupar berget brant från Käringryggen, medan sluttningen mot Ekenässjön är mer flack. Även norr om Tjursbosjön sluttar terrängen relativt brant ned mot Tjursbosjön, vars vattenyta ligger kring 51,4 m ö h. Omgivningarna runt Ekenässjön är flacka och hållar växlar med moränmark.

### 3.4 Hydrogeologiska förhållanden

Årsmedelnederbörden under perioden 1961-1990 uppgick till 532 mm vid SMHIs station i Västervik (SMHI, 1991). Den största nederbördsmängden faller normalt under sommar och höst. Mest nederbörd faller normalt under juli. Årsmedeltemperaturen för perioden 1961-1990 var +6,5°C och varmaste månaden är även den normalt juli. Under perioden december-februari ligger normalt temperaturen under 0°C och all nederbörd faller således som snö.

Årsmedelavrinningen av yt- och grundvatten i området uppgår enligt SMHI (1994) till 152 mm vilket motsvarar ett flöde på 4,8 l/s per km<sup>2</sup>. Angivet flöde är ett beräknat medelvärde inom kartbladet och den faktiska avrinningen i ett speciellt område beror på lokala förutsättningar och varierar mellan olika år samt beroende på årstid.

Eftersom fyndigheterna i Gladhammar främst ligger högt uppe på en sluttning utgör de till största delen ett inströmningsområde. Avrinningen sker mot Tjursbosjön i väster, dels som ytavrinning på berg, dels som grundvattenavrinning främst via två jordfyllda sänkor samt via berggrund. En betydande del av ytavrinningen på berg sker genom varphögar. Berggrunden dräneras i huvudsak av gruvan och dess stollgång. Två jordfyllda sänkor omsluter i princip hela det studerade gruvområdet och grundvattennivån styrs här av bergytans nivå. Utflödet av grundvatten (basflödet) har uppmätts till 20 l/min. I samband med nederbörd uppkommer en kraftig men kortvarig flödesökning som i

huvudsak kan förklaras av nederbörd direkt över schaktöppningar samt ytavrinning på berget mot schaktöppningarna. I samband med ett större regn sommaren 2005 uppmättes kortvarigt flödet i stollgången till hela 600 l/min.

Tjursbosjön ligger överst i det vattensystem som är recipient för utsläppen från gruvområdet. Sjön har en yta på ca 120 ha och ett avrinningsområde på cirka 9,7 km<sup>2</sup>. Medeldjupet är enligt genomförda sjömätningar ca 10 m och det största djupet ca 26 m (Myrica AB, 2004). Större delen av alla gruvhål och avfall i Gladhammarsfältet ligger inom Tjursbosjöns avrinningsområde.

Nedanför liggande sjöar i vattensystemet är i tur och ordning Ekenässjön, Kyrksjön och Maren, se figur 3. Tjursbosjöns utlopp är naturligt och rinner genom ett våtmarksområde till Ekenässjön. Från Ekenässjön rinner vattnet via en bäck, till Kyrksjön. Denna bäck är fördjupad genom grävning. Bäckerna mellan Ekenässjön och Kyrksjön mottar ytterliggare tillskott av metaller från gruvområdet via Sohlbergsbäcken. Från Kyrksjön sker vidare avrinning till Botorpströmmens huvudfåra i Maren.



Figur 3. Karta över området kring Gladhammars gruvfält. Copyright Lantmäteriet 2001-04-23. Ur Din Karta™.

### 3.5 Kulturmiljö

Gruvbrytning har pågått i Gladhammars gruvområde i olika perioder från 1500-talet fram till slutet av 1800-talet och har därmed ett särskilt kulturhistoriskt intresse. Kalmar läns museum har därför, inom ramen för projekt Gladhammars gruvor, genomfört en kulturhistorisk utredning.

Gladhammars gruvområde bedöms ha ett högt kulturhistoriskt värde. Området utgör fast fornlämning och är en del av ett riksintresseområde för kulturmiljövården. Gruvområdet hyser spåren av en månghundraårig industriell verksamhet och är en av de äldsta industriellt präglade platserna i Kalmar

län. I gruvområdet återfinns ett rikt och varierat spektrum av lämningar som tillkommit ur gruv- och bruksverksamheten. Det stora tidsdjupet, variationen i lämningstyper, den historiska representativiteten och de regionala sammanhangen stärker både de vetenskapliga och de upplevelsemässiga värdena vid Gladhammars gruvor och bidrar till att en mångfald av berättelser kan ta sin utgångspunkt i gruvmiljön.

Vid en eventuell efterbehandling av gruvområdet bör man främst värna om de äldsta beståndsdelarna av kulturmiljön, om den mångfald av lämningstyper som finns inom området, samt om de delar av miljön som besitter de starkaste upplevelsevärdena. Själva gruvorna, stollgången, gråbergsvärpen och den bevarade arbetarbostaden besitter höga eller mycket höga kulturhistoriska värden av både upplevelsemässig och vetenskaplig art. Även slaggvärp och husgrunder har höga vetenskapliga värden, men deras kulturhistoriska värden begränsas av deras lägre upplevelsevärden. Äldre väg- och kanalsystem inom området äger vissa kulturhistoriska värden, främst av upplevelsekaraktär. Avfallen i sjön och de 1900-talslämningar som finns inom området tillmäts ett relativt lågt kulturhistoriskt värde.

Då mångfalden av lämningstyper ses som central för gruvområdets övergripande kulturhistoriska värde bör man undvika att helt utradera någon lämningstyp vid efterbehandlingen. Det är ur antikvarisk synvinkel lämpligt att genomföra åtgärderna selektivt, så att vissa områden lämnas utan åtgärd. Holländarefältet, i synnerhet dess nordvästra del, utgör ett kulturhistoriskt kärnområde med en mängd olika lämningstyper som representerar gruvområdets hela driftstid. Utredningen pekar även ut ett centralt beläget parti av Sohlbergfältet med stora kulturhistoriska kvaliteter.

Då Gladhammars gruvfält med hyttområde utgör fast fornlämning kommer en efterbehandling av området medföra krav på vidare antikvariska insatser.

### **3.6 Övriga intressen**

Området är ett populärt rekreativområde, det är dock inte klassat som ett riksintresse när det gäller friluftsliv. Nedanför gruvorna går en vandringsled, Tjustleden, längs sjöstranden och genom områden med kvarlämnade avfall (vaskmull och lakrester).

En permanentbostad är belägen alldeles intill själva gruvområdet. I övrigt finns två till tre fritidshus inom en radie av ca 1 km.

## **4 Riskbedömning**

### **4.1 Problemet - vittring av sulfidmineral**

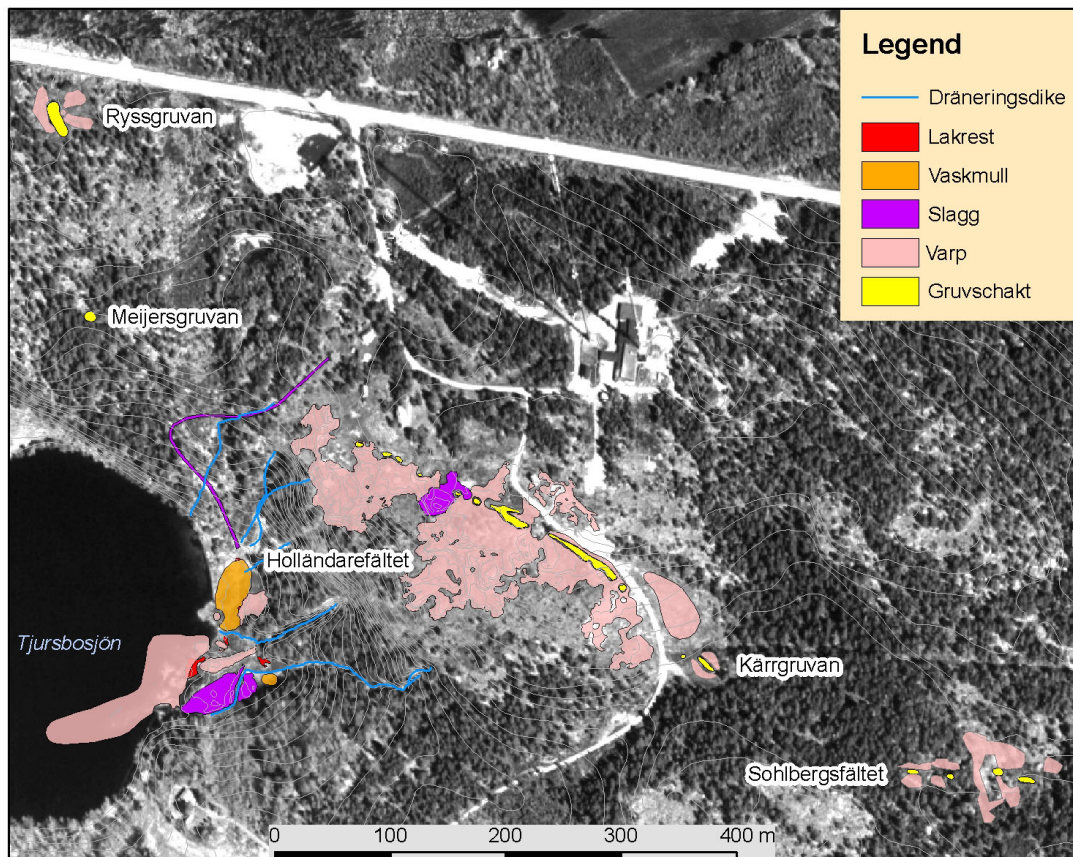
Den malm som brutits är en sulfidmalm vilket innebär att metallerna till stor del är bundna i sulfidmineral. Sulfider vittrar (oxiderar) vid tillgång till syre varvid metallerna frisätts. Genom det friläggande av mineralytor som skett i samband med verksamheten (brytning av malm och omgivande gråberg, finfördelning och uppläggning av gruvavfall innehållande sulfider ovan mark) har ytan av mineraler som exponeras för syre vittring ökat avsevärt jämfört med naturliga förhållanden i berg. Detta innebär att vittringshastigheten mångfaldigats i förhållande till den naturliga vittringen av mineralerna i berggrunden. Vittringen medför att metallerna lättare löses i vatten som kommer i kontakt med vittrade mineralytor och sköljs bort med detta. Konsekvensen blir att det vatten som avrinner genom området och kommer i kontakt med kvarlämnade avfall eller själva gruvan har höga metallhalter.

### **4.2 Föroreningskällor**

De typer av gruvavfall som förekommer inom området är (se även Figur 6):



- Varp (gråberg): bergmaterial som skräts bort för att komma åt malmen samt det material som förts bort vid drivning av orter och schakter. Återfinns främst i anslutning till gruvschakten samt vid och i Tjursbosjön nedanför gruvorna. Innehåller inslag av malm (sulfidmineraler).
- Vaskmull (anrikningssand): den restprodukt som bildats efter krossning av malmen och utvinning av malmmineralen. Återfinns på stranden till Tjursbosjön nedanför gruvorna.
- Lakrest: den restprodukt som bildats efter att malmmineralen behandlats med syra för utvinning av metaller. Återfinns på stranden nedanför gruvorna.
- Slagg: den restprodukt som kvarstår när metallerna avskiljts genom upphettning av malmmineralen. Återfinns främst på stranden till Tjursbosjön, nedanför gruvorna.



Figur 4 Gruvavfallets placering inom Hölländarefältet. Förutom inom Hölländarefältet återfinns begränsade mängder slagg vid Hyttan i Torsfall och begränsade mängder varp vid Sohlbergsgruvan och Ryssgruvan. Copyright Lantmäteriet 2000-05-08. Ur SverigeBilden™.

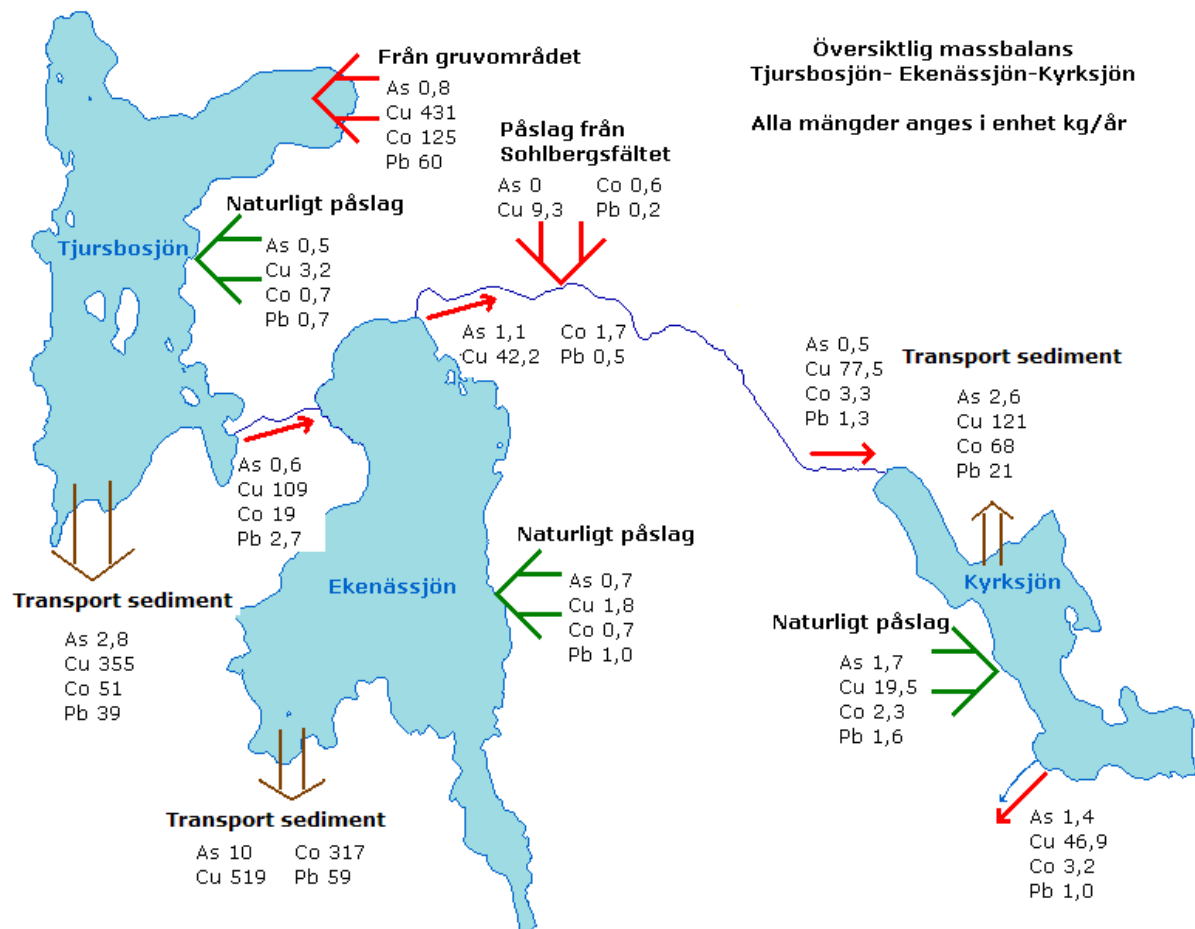
En annan väsentlig föroreningskälla är gruvgångarna. Orsaken till detta är att stollgången medfört en kraftig avsänkning av grundvattenytan i gruvan varvid gruvgångarnas väggar, tak och golv exponeras för syre, vittrar och bildar vittringsprodukter som sköljs bort av vatten som tränger in i gruvan.

Dessutom förekommer mycket höga halter av föroreningar i sedimenten i Tjursbosjön. Metallhalterna är klart högre i sedimentytan än längre ned i sedimenten, trots att gruvverksamheten pågått under mycket lång tid. Detta tolkas som att den uppåtriktade diffusionen i sedimenten är snabbare än översedimenteringen. Föroreningar som läcker från gruvområdet bedöms dock i dagsläget fastläggas i sedimenten, vilka därmed utgör en sänka för metalltransport i systemet. Denna fastläggningsprocess orsakas av att metallhalterna i Tjursbosjöns vatten är mycket höga och sedimenten bedöms i framtiden kunna utgöra en föroreningskälla om omgivningsförutsättningarna förändras (t.ex. om metallhalterna i sjön sjunker och/eller pH sjunker)..

### 4.3 Föroreningar och deras spridning

I Gladhammars gruva har koppar (Cu) och kobolt (Co) brutits. De geokemiska undersökningarna visar på ett högt innehåll i de kvarlämnade avfallen av Co, Cu men även bly (Pb) och i vissa fall även arsenik (As).

Vitringsprocesser frigör föroreningarna som lakas ut med infiltrerande nederbörd och genomströmmande grundvatten i såväl avfall som i gruvgångar. Det bildade lakvattnet avrinner till den intilliggande Tjursbosjön som på detta sätt belastas med stora utsläpp av främst koppar och kobolt medan bly tycks fastläggas i större utsträckning. Eftersom föroreningar fastläggs i sjöns sediment är de mängder som transporteras vidare nedströms i systemet lägre än de som strömmar in i Tjursbosjön. Belastningen på systemet nedströms Tjursbosjön är trots detta mångdubbelt högre än den naturliga bakgrundsbelastningen. En massbalans har upprättats för att beskriva förorenings-spridningen, se figur 5.



Figur 5. Översiktlig massbalans för spridningen av föroreningar i sjösystemet närmast nedströms Gladhammars gruvområde. Med transport sediment avses sedimentation minus diffusion.

I Tjursbosjön är halterna av koppar ca 70 µg/l och av kobolt ca 10 µg/l, vilket är ca 40 respektive 20 ggr högre än de naturliga halterna. Sjön är kraftigt påverkad och fortsatt spridning av föroreningarna till vattensystemet nedströms pågår.

#### 4.4 Tidsperspektiv

Om det antas att föroreningshalter och transporterade mängder i lakvatten/grundvatten och gruvvatten som avrinner genom stollgången motsvarar aktuell vittring, beräknas det nuvarande föroreningsläckaget av koppar och kobolt teoretiskt kunna fortgå i samma takt ytterligare 500-1500 år med hänsyn till mängden vittringstillgängliga föroreningar. Om jämförelsen i stället görs med totalmängden koppar och kobolt i avfallet blir motsvarande tid ca 4 500 år.

Halterna i stollgången och Tjursbosjön har varit i stort sett konstanta under en 10-årsperiod (den period för vilken mätdata finns tillgängliga) och bedömningen är att förhållandena i stort är sett stationära och kan förväntas kvarstå under mycket lång tid.

Eftersom sedimenten i Tjursbosjön för närvarande fungerar som en fälla för fastläggning av metaller ökar föroreningsmängden i sedimenten med tiden. För det fall metallhalterna i sjöns vatten skulle minska ned mot de naturliga bakgrundshalterna kommer sedimenten i stället att utgöra en sekundär källa för spridning av föroreningar till vattenmassan under mycket lång tid framöver. En sänkning av pH i vattenmiljön kan förväntas ge upphov till samma effekter.

#### 4.5 Riskbedömning

En riskbedömning syftar till att bedöma de risker som föreligger med det aktuella området för de skyddsobjekt som finns. Vid Gladhammars gruvor och i det nedströms belägna sjösystemet har följande skyddsobjekt identifierats:

- Människor som permanent bor i områdena.
- Människor som besöker områdena.
- Miljön i direkt anknytning till gruvområdena.
- Miljön i Tjursbosjön.
- Miljön i systemet direkt nedströms gruvområdena och Tjursbosjön.
- Den slutliga recipienten Östersjön.

Riskbedömningen visar att avfallen utgör en humantoxikologisk risk på grund av höga arsenikhalter. Denna risk är kopplad till intag av samt hudkontakt med avfallet och uppkommer således främst vid vistelse inom området. Sannolikheten för att individer skall exponeras i en omfattning som medför en sådan risk är främst kopplad till Tjursbosjöns strand, där Tjustleden går genom avfallsområden där t.ex. matlagning och bad förekommer bland avfall (vaskmull och lakrester) med höga lakbara halter. Vidare uppvisar avfallen så pass höga halter av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink att de också utgör en ekotoxikologisk risk för flora och markfauna inom området. Någon risk vid intag av bär och svamp som växer i området bedöms däremot inte finnas, även om halterna är förhöjda jämfört med referensprover.

Spridningen av metaller från gruvområdet har medfört att de kopparhalter som finns i Tjursbosjöns, Ekenässjöns och Kyrksjöns vatten samt Tjursbosjöns sediment är så pass höga att de utgör en ekotoxikologisk risk. Effekter kan redan idag ses, främst i Tjursbosjön men även i Ekenässjön och Kyrksjön. Även blyhalterna i Tjursbosjöns vatten är så höga att de skulle kunna utgöra en risk, om än mindre sannolik än för koppar. En mindre risk, avseende arsenik, bedöms även föreligga vid intag av vatten från Tjursbosjön (exempelvis via kallsupar). ”Normalt” intag (enligt Livsmedelsverkets rekommendationer) av fisk från Tjursbosjön, Ekenässjön eller Kyrksjön bedöms inte utgöra någon risk.

Sammanfattningsvis bedöms följande konsekvenser finnas idag:

- Höga halter av arsenik, koppar och kobolt samt bly i avfallen, vilka utgör ekotoxikologiska risker för flora och markfauna inom gruvområdet.
- Arsenikhalterna, i framförallt vaskmullen och lakresten, är så pass höga att de utgör en humantoxikologisk risk vid direktexponering.
- Oxidation/vittring och utlakning av avfallen samt från väggarna i gruvan medför ett stort utläckage av metaller till Tjursbosjön med haltförhöjningar i vatten och sediment som följd.
- Tydliga ekotoxikologiska effekter i Tjursbosjön, men även tydlig påverkan i nedströms liggande sjöar, framförallt Ekenässjön.
- Utläckaget bidrar till den regionala metallbelastningen på kustområdet och Östersjön.
- Halterna av kobolt och nickel i bär och svamp är förhöjda jämfört med referenser, men bedöms inte utgöra någon humantoxikologisk risk..

De framtida konsekvenserna bedöms vara desamma som kan iaktas idag, d.v.s. riskerna avseende direktexponering och ekotoxikologiska effekter kommer att kvarstå i framtiden. Några andra risker bedöms inte som troliga eftersom det inte är sannolikt att markanvändningen ändras i nämnvärd grad. Det bör dock säkerställas att inga okontrollerade borrhningar efter dricksvatten eller i övrigt oplanerad markanvändning sker i området. På mycket lång sikt (hundratals till tusentals år) kan dock försurningen tänkas ge konsekvenser. En framtida sänkning av pH skulle kunna medföra ett ökat utläckage av metaller. Det finns också en risk för att åtgärder som begränsar läckaget från gruvan men inte omfattar de förorenade sedimenten i Tjursbosjön kan ge lägre riskreducering än avsett. Sedimenten fungerar idag som en fälla för metaller från gruvan. När detta flöde upphör finns en risk att sedimenten börjar läcka metaller som en följd av att halterna i sjöns vatten minskar.

På längre sikt görs bedömningen att följande konsekvenser kan tilläggas:

- Möjlig försurning med ökad utlakning och metalltransport som följd. Detta skulle medföra en stor påverkan och stora risker på det nedströms liggande sjösystemet.
- Sedimenten börjar fungera som en källa och frigöra metaller till sjövattnet.

Tydliga och uppenbara konsekvenser finns således i dagsläget. Såväl human- som ekotoxikologiska effekter är sannolika, samtidigt som spridningen nedströms i systemet och vidare ut till Östersjön är omfattande och kommer att bestå under mycket lång tid framöver. I framtiden är det inte osannolikt att även de nedströms belägna sjöarna kommer att uppvisa liknande störningar som Tjursbosjön idag. Sammantaget bedöms större delen av gruvfälten (Holländarefältet, Sohlbergsfältet, och Hyttområdet) och Tjursbosjön utgöra risker. Samtliga bör placeras i den högsta riskklassen, riskklass 1 enligt den s.k. MIFO-modellen.

## 5 Förutsättningar för efterbehandling

### 5.1 Mängdberäkningar

#### 5.1.1 Gruvavfall

Av Tabell 1 nedan framgår att huvuddelen av gruvavfallet är placerat vid Holländarefältet samt vid stranden / i Tjursbosjön. Den totala mängden gruvavfall uppskattas till ca 50 000 m<sup>3</sup>.

Tabell 1 Gruvavfall vid Gladhammars gruvor, typ och mängd

	Varp		Slagg		Vaskmull		Lakrest	
	Yta (m <sup>2</sup> )	Volym (m <sup>3</sup> )	Yta (m <sup>2</sup> )	Volym (m <sup>3</sup> )	Yta (m <sup>2</sup> )	Volym (m <sup>3</sup> )	Yta (m <sup>2</sup> )	Volym (m <sup>3</sup> )
Holländarefältet	18761	19672	831	518				
Stranden	5976	18498 <sup>1</sup>	1989	2856	1391	999	251	237
Ryssgruvan		150						
Meijersgruvan		400						
Sohlbergsfältet		1700						
Skärpningar		150						
Hyttan vid Torsfallsån				2750				

<sup>1</sup> Varav större delen under vatten ute i sjön.

### 5.1.2 Sediment

En sedimentkartering av Tjursbosjön har visat att de översta 0,5 m är förorenade, i stort sett över hela sjöns yta om ca 120 ha. Mindre ytor kan dock undantas och den totala volymen förorenade sediment kan beräknas till ca 550 000 m<sup>3</sup>. Av denna volym återfinns ca 180 000 m<sup>3</sup> i Gruvviken, närmast Gladhammar, med högre föroreningsinnehåll än sediment i övriga sjön.

### 5.1.3 Förorenade vatten

En vattenbalans upprättad med hjälp av resultaten från den hydrogeologiska undersökningen resulterar i uppskattade flöden av förorenat vatten från olika områden enligt Tabell 2. Vattenkemin har analyserats för olika flöden inom avrinningsområdet. I Tabell 2 redovisas de data som är centrala vid val av reningsmetod, om ett åtgärdsalternativ som innebär vattenrening skulle väljas.

Tabell 2 Uppskattade flöden och halter

	Flöde	Cu	Co	HCO <sub>3</sub>	Ca+Mg	aciditet	susp	pH
	m <sup>3</sup> /år	µg/l	µg/l	mmol/l	mg/l	mmol/l	mg/l	
Avrinning från Stollgången	20 000	6 573	1 099	3,1	8,0	1,5	0,2	5,3
Ytavrinnande lakvatten från varphögarna kring gruvschaktet	18 000	10 093	3 873	-	3,1	-	låg	4,5
Tjursbosjöns utlopp	1 500 000	74	13	8,9	6,6	0,490	0,7	6,7
Naturlig halt i kringliggande sjöar	-	2	0,5					

De föroreningsmängder som når Tjursbosjön bedöms, utifrån mängdberäkningar, i huvudsak härstamma från varphögarna kring gruvschakten i Holländaregruvan, från själva gruvan/stollgången samt från strandområdet.

För att metallhalterna i Tjursbosjöns vatten på lång sikt skall kunna återställas till naturliga nivåer görs bedömningen att föroreningsstillförseln till sjön måste reduceras med ca 80-90%.

## 5.2 Klassificering av avfall

För det fall en efterbehandling av området skall genomföras som innebär uppgrävning och förflyttning av gruvavfallet och/eller muddring av förorenade sediment betraktas de uppgrävda eller muddrade massorna som ett avfall. Hanteringen av dessa massor beror delvis på hur massorna klassificeras med avseende på:

- Avfallsklassificering (huruvida massorna utgör farligt avfall), dels
- Deponeringsklassificeringen (avgör på vilken typ av deponi avfallet får deponeras; deponi för inert, icke-farligt eller farligt avfall).

Klassificeringen får konsekvenser avseende kostnaderna för en efterbehandling, då uppläggning på deponi för farligt avfall är mer kostsam än deponering på deponi för icke-farligt eller inert avfall, särskilt om massorna skall hanteras på externa anläggningar.

### 5.2.1 Avfallsklassificering

Med avfall avses varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med. Därmed utgör gruvavfall och eventuell annan förorenad jord som grävs upp, liksom muddermassor, avfall.

Generellt för avfall och hantering av avfall gäller avfallsförordningen (SFS 2001:1063). Förordningen innehåller bl a regler för klassificering av avfall (med urskiljning av farligt avfall). Beroende hur avfallet klassificeras gäller olika regler för hanteringen. Om avfallet utgör farligt avfall ställs t ex krav på att omhändertagande och transport ska ske av transportör med särskilt tillstånd och att massorna ska karakteriseras med bl a lakförsök för att klarlägga vid vilken typ av deponi som får ta emot avfallet (se vidare avsnitt 5.2.2 nedan).

Enligt klassificeringen i avfallsförordningen skulle avfallet kunna placeras i någon av följande avfallsklasser:

#### **VARP**

01	<i>Avfall från prospektering, ovan- och underjordsbrytning samt fysikalisk och kemisk behandling av mineral</i>
01 01	<i>Avfall från mineralbrytning</i>
01 01 01	<i>Avfall från brytning av metallhaltiga mineral</i>
01 03	<i>Avfall från fysikalisk och kemisk behandling av metallhaltiga mineral</i>
<b>01 03 04*</b>	<b><i>Syrabildande gruvavfall från bearbetning av sulfidmalm</i></b>
01 03 05*	<i>Annat gruvavfall som innehåller farliga ämnen</i>
01 03 06	<i>Annat gruvavfall än det som anges i 01 03 04* och 01 03 05*</i>
01 03 07*	<i>Avfall som innehåller farliga ämnen från fysikalisk och kemisk behandling av metallhaltiga mineral</i>
01 03 99	<i>Annat avfall</i>

#### **VASKMULL**

06	<i>Avfall från oorganisk-kemiska processer</i>
06 04	<i>Annat metallhaltigt avfall än det som anges i 06 03</i>
<b>06 04 03*</b>	<b><i>Arsenikhaltigt avfall</i></b>
06 04 05*	<i>Avfall som innehåller andra tungmetaller</i>
06 04 99	<i>Annat avfall</i>

#### **LAKREST**

06	<i>Avfall från oorganisk-kemiska processer</i>
06 04	<i>Annat metallhaltigt avfall än det som anges i 06 03</i>
<b>06 04 03*</b>	<b><i>Arsenikhaltigt avfall</i></b>
06 04 05*	<i>Avfall som innehåller andra tungmetaller</i>
06 04 99	<i>Annat avfall</i>

## SLAGG

10	<i>Avfall från termiska processer</i>
10 06	<i>Avfall från kopparsmältverk</i>
<b>10 06 01</b>	<b><i>Slagg från primär och sekundär smältning</i></b>
10 06 02	<i>Slagg och avdraget material från primär och sekundär smältning</i>
10 06 99	<i>Annat avfall</i>

## MUDDERMASSOR

17	<i>Bygg- och rivningsavfall (inkl uppgrävda massor från förorenade områden)</i>
<b>17 05 05*</b>	<b><i>Muddermassor som innehåller farliga ämnen</i></b>
17 05 06	<i>Andra muddermassor än de som anges i 17 05 05</i>

Asteriskerna (\*) i avfallsförteckningen innebär att avfallet klassificeras som farligt avfall. De avfallskoder som är tillämpliga på slaggen innebär att denna inte utgör ett farligt avfall. För att kunna avgöra vilken/vilka avfallsklasser som bör användas för övriga avfallslag måste det först fastställas huruvida avfallet utgör farligt avfall eller inte. Avfallet ska betraktas som farligt avfall om det uppvisar en eller flera av egenskaperna H1-H14 angivna i bilaga 3 till avfallsförordningen. I förordningen finns dock inga riktlinjer för bedömning av om avfallets egenskaper uppfyller kriterierna enligt H1-H14.

En vägledning till nivån för H-kriterierna kan fås genom den utredning som Kemakta har gjort för Renhållningsverksföreningen avseende klassning och deponering av förorenade massor (RVF Rapport Utveckling 02:09). Gränsvärdena baseras på föroreningsinnehållet i massorna, mg/kg TS. Följande farliga egenskaper ingår i bedömningen:

- H 4 Irriterande egenskaper
- H 5 Hälsoskadliga egenskaper
- H 6 Giftiga egenskaper
- H 7 Cancerframkallande egenskaper
- H 8 Frätande egenskaper
- H 10 Fosterskadande egenskaper
- H 11 Mutagena egenskaper
- H 14 Ekotoxiska egenskaper

Följande farliga egenskaper ingår inte i bedömningen:

- H 1 Explosiva egenskaper [ej relevant för aktuellt avfall]
- H 2 Oxiderande egenskaper [ej relevant för aktuellt avfall]
- H 3-A Mycket brandfarliga egenskaper [ej relevant för aktuellt avfall]
- H 3-B Brandfarliga egenskaper [ej relevant för aktuellt avfall]
- H 9 Smittförande egenskaper [ej relevant för aktuellt avfall]
- H 12 Ämnen och preparat som avger giftiga eller mycket giftiga gaser i kontakt med vatten, luft eller syra. [ej relevant för aktuellt avfall]
- H 13 Ämnen eller preparat som på något sätt, efter omhändertagande, kan ge upphov till ett annat ämne, t ex lakvätska, som har någon av de egenskaper som ovan uppräknats. [hänsyn till lakning tas i kriterierna för deponering, se nedan]

I Tabell 4 nedan redovisas analyserade totalhalter för gruvavfallen respektive de förorenade sedimenten med de gränsvärden som räknats fram för klassificering av förorenade massor. Samtliga avfall överskrider för en eller flera parametrar de gränsvärden för farligt avfall som anges i *RVF Utveckling Rapport 02:09*. Resultatet indikerar att det är rimligt att betrakta avfallen som farligt avfall. Varpen bedöms dessutom utgöra ett syrabildande sulfidmalmsavfall vilket innebär att det klassificeras som farligt avfall oberoende av föroreningsinnehållet.

Utifrån ovanstående görs bedömningen att det är rimligt att avfallen klassas i enlighet med ovan fetmarkerade EWC-koder för respektive avfall.

Som framgår av **Tabell 4** har inte alla parametrar, som bör vara med i en fullständig karakterisering, analyserats. De parametrar har prioriterats, som bedömts kunna utgöra hälso- eller miljöproblem. De organiska ämnena bedöms förekomma i låga halter med hänsyn till att avfallen har minerogent ursprung och att inga organiska ämnen som skulle kunna medföra en annan klassificering användes i dåtidens anrikningsprocesser.

**Tabell 4.** Föroreningsinnehåll i gruvavfall och sediment samt haltgränser för klassning av massor som farligt avfall enligt Renhållningsverksföreningen RVF Utveckling Rapport 02:09 (mg/kg TS).

	Varp	Vaskmull	Lakrest	Slagg Gladhammar	Slagg Torsfall	Morän	Sediment Tjursbosjön	Sediment Ekenässjön	Sediment Kyrksjön	Haltgräns farligt avfall
	medel	Medel	medel	medel	medel	medel	Medel	medel	medel	
	14 analyser	7 analyser	4 analyser	5 analyser	2 analyser	4 analyser	44 analyser	28 analyser	20 analyser	
Ämne										
As	191±232	<b>1185±1963</b>	<b>542±472</b>	73,5±58,5	53,1±59,8	2,28±0,76	31,5	12,1	4,77	<b>1 000</b>
Bi	2750±4951	e.a.	e.a.	302	e.a.	e.a.				
Ba	42,9±21,4	430±347	242±290	152±26	151±19	728±164	338	478	547	
Be							3,47	2,75	3,08	
Cd	0,17±0,13	0,20±0,15	0,16±0,09	0,11±0,07	0,09±0,04	0,10±0,04	1,34	1,49	0,95	<b>100</b>
Co	<b>947±698</b>	<b>378±453</b>	<b>2158±1574</b>	<b>1909±1242</b>	<b>1180±127</b>	4,55±1,83	<b>826</b>	<b>379</b>	<b>151</b>	<b>100</b>
Cr tot	63,9±18,7	58,5±16,1	58,1±15,8	107±17	71,8±20,5	53,4±7,2	53,7	64,7	74,2	
Cr (III)										
Cr (VI)										<b>1 000</b>
Cu	<b>5767±8552</b>	<b>1656±707</b>	<b>4075±3142</b>	<b>4248±2494</b>	<b>4165±728</b>	117±195	<b>4697</b>	895	516	<b>2 500</b>
Hg	<0,04	0,92±1,141	<0,04	<0,04	0,072	0,09±0,033	0,25	0,21	0,13	<b>500</b>
La							71,6	62,1	59,6	
Mo	214±587	18,8±11,4	20,8±2,7	21,3±10,0	20,8±8,3	<6				
Nb							8,11	11,1	10,7	
Ni	115±60	44,5±34,4	224±154	179±141	49,3±25,2	7,47±2,85	78,5	57,4	40,5	<b>2 500</b>
Pb	1247±683	<b>1368±2071</b>	1044±833	123±43	58,8±34,9	14,0±3,2	742	107	47,6	<b>2 500</b>
S	6757±4674	1761±1626	3007±3552	3118±1710	4375±488	729±544	5500	3582	2989	
Sc							8,68	10,9	12,5	
Sr	14,2±7,5	157±123	86,7±111,0	75,0±10,7	103±11	262±69	74,6	86,4	104	
V	79,5±31,4	60,7±40,3	75,3±39,4	282±62	83,1±28,2	54,5±16,5	76,1	73,4	87,6	<b>10 000</b>
Y							51,2	52,8	46,3	
Zn	90,7±34,2	131±222	149±105	<b>2151±1447</b>	<b>1122±1397</b>	34,0±4,9	246	239	217	<b>2 500</b>
Zr	353±142	287±163	679±311	1121±149	647±178	239±62	80,2	129	143	

<sup>1</sup> Endast två värden.

<sup>2</sup> Endast ett värde.

e.a. Ej analyserad

### 5.2.2 Deponeringsklassificering

Inför deponering skall ett avfall klassificeras enligt förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall. Klassificeringen avgör på vilken typ av deponi som avfallet får deponeras (deponi för inert, icke-farligt respektive farligt avfall). Förordningen är inte tillämplig på deponering av icke-farligt gruvavfall (avfall som uppkommer vid prospektering, utvinning, behandling eller lagring av mineraltillgångar). Som framgått av avsnitt 4.3.1 ovan måste avfallet vid Gladhammars gruvor dock klassificeras som farligt avfall. Ett särskilt direktiv för omhändertagande av gruvavfall är under



utarbetande inom EU, men det är oklart när detta kan träda i kraft. Till dess gäller förordningen om deponering även för gruvavfall som klassificeras som farligt avfall.

Enligt 4 § gäller förordningen inte deponering av icke-förorenad jord eller icke-farligt inert avfall som uppkommer vid prospektering, utvinning, behandling eller lagring av mineraltillgångar eller vid drift av stenbrott. Med hänsyn till avfallens föroreningsinnehåll och lakbarhet (se vidare nedan) bör avfallen inte kunna betraktas som inert avfall. Därmed bör avfallen omfattas av deponeringsförordningen.

Utöver förordningen gäller Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfarande för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10), som bl a innehåller kriterier för vilket avfall som får tas emot i olika deponiklasser (deponi för inert, icke-farligt respektive farligt avfall).

Vad deponeringsklassificeringen omfattar beror av hur avfallet har klassificerats enligt avfallsförordningen (se avsnitt 5.2.1 ovan). Om avfallet har klassats som farligt avfall skall karakterisering av detta omfatta bl.a. lakförsök. Detsamma gäller om man bedömer att avfallet skulle kunna tas emot vid en deponi för inert avfall i enlighet med definitionen i deponeringsföroreningen. Beroende på utfallet av lakförsöken och även totalinnehållet av föroreningar kan massorna hanteras enligt följande:

- Avfallet får inte deponeras utan måste behandlas på något sätt.
- Avfallet får tas emot vid en deponi för farligt avfall.
- Avfallet får tas emot vid en deponi för icke-farligt avfall.
- Avfallet får tas emot vid en deponi för inert avfall.

Om avfallet har klassats som icke-farligt avfall enligt avfallsförordningen, får det deponeras på deponi för icke-farligt avfall utan att det provas med avseende på utlakningen.

Utförda skakförsök på avfallen vid L/S 10 jämförs i Tabell 5 nedan med mottagningskriterierna i NFS 2004:10. Resultatet indikerar att avfallet, så när som på varpen, bör kunna få deponeras på en deponi för icke farligt avfall. Varpens lakvatten har så höga blyhalter att den enligt gällande gränsvärden inte får deponeras alls. Dock finns en möjlighet att få dispens om enstaka parametrar avviker upp till tre gånger gränsvärdet. Med en sådan dispens bör även varpen kunna deponeras på deponi för farligt avfall.

Som framgår av **Tabell 5** har inte alla parametrar, som bör vara med i en fullständig karakterisering, analyserats. De parametrar har prioriterats, som bedömts kunna utgöra hälso- eller miljöproblem. De organiska ämnena bedöms förekomma i låga halter med hänsyn till att avfallen har minerogent ursprung och att inga organiska ämnen som skulle kunna medföra en annan klassificering användes i dåtidens anrikningsprocesser.

En komplikation när det gäller muddermassor är dess naturligt höga innehåll av organiskt material. Enligt avfallsförordningen är det förbjudet att deponera organiskt avfall och enligt deponeringsföreskrifterna (NFS 2004:10 35§) får inte glödningsförlusten överstiga 10 % för att farligt avfall skall få deponeras. Från detta krav kan man få dispens med upp till 3 ggr gränsvärdet (d.v.s. 30 %) under förutsättning att utlakningen av organiskt material (DOC i det filtrerade lakvattnet) inte överskrider 1000 mg/kg TS vid L/S 10 (se **Tabell 5**). Glödningsförlusten varierar mellan 0,5 och 97 % för de olika sedimentprover som tagits upp, men varierar mellan 25 och 30 % vid medelvärdesbildningar för större prover vilket bedöms innebära att en dispens för deponering kan erhållas. Halten DOC i lakvattnet är dock inte analyserad eftersom det organiska innehållet vid riskbedömningen inte bedömts utgöra något problem ur hälso- och miljösynvinkel. Vid en eventuell

åtgärd som innebär muddring med efterföljande deponering behöver således en kontroll av halten DOC göras.

**Tabell 5.** Utlakade mängder i skakförsök (EN 12457-3) vid L/S 10 samt gällande gränsvärden för deponering enligt NFS 2004:10. Enhet mg/kg TS om inget annat noterats. < anger värde under detektionsgräns. Gul =FA som får deponeras vid IFA-deponi (för IFA finns inga gränsvärden), Röd = får deponeras vid FA-deponi, Cerise = får ej deponeras utan förbehandling

	Sediment Tjursbosjön 0- 50 cm	Sediment Tjursbosjön 0- 50 cm	Lakrest	Vaskmull	Varp	Slagg	Gränsvärden för deponering vid deponi enligt NFS 2004:10		
	Gruvviken 050118	Medelvärde S + N sjön 050118	SB 1 0-32	SB 14 50-100	Medelvärde 3 samlings- prover		deponi för inert avfall	farligt avfall på deponi för icke-farligt avfall *	deponi för farligt avfall
pH	5	4.65	5.1	4.7	4.7	5.7			
Kond. mS/m 25 °C	66	18.8	3.19	2.13	4.77	<1			
As	0.0305	0.01255	0.052	0.012	<0.02	0.0641	0,5	2	25
Ba	0.821	0.815	2	0.1	1.1656667	0.0066	20	100	300
Cd	0.0379	0.008305	0.0027	0.0034	0.00676	<0.003	0,04	1	5
Co	30.9	5.04	11	2.6	10.7	<0.322			
Cr	0.00614	0.007375	0.0008	0.001	<0.005	<0.005	0,5	10	70
Cu	2.26	0.93	35	12.4	62.733333	0.609	2	50	100
Hg	<0.003	<0.003	0.00003	0.00004	<0.003	<0.003	0,01	0,2	2
Mo			0.0006	0.0007			0,5	10	30
Ni	1.38	0.267	1.5	0.28	0.911	0.117	0,4	10	40
Pb	0.0326	0.01243	0.14	0.026	67.9***	0.0377	0,5	10	50
Sb	<0.003	0.004715			<0.003	0.00332	0,06	0,7	5
Se							0,1	0,5	7
Zn	7	1.4425	0.73	0.43	0.4078	0.125	4	50	200
Klorid							800	15 000	25 000
Fluorid							10	150	500
Sulfat							1 000	20 000	50 000
Fenolindex							1		
DOC							500	800**	1 000
TS för lösta ämnen							4 000	60 000	100 000
<b>TOTALHALTER</b>									
TOC							3%	5%**	6%
BTEX							6 mg/kg		
PCB							1 mg/kg		
Mineralolja							500 mg/kg		
Summa cancerogena PAH							10 mg/kg		
Summa övriga PAH							40 mg/kg		
pH								> 6	
ANC								X	X
Glödförlust									10%

\* avfall som inte klassificeras som farligt avfall enl avfallsförordningen får läggas på deponi för icke farligt avfall, gränsvärdena gäller om stabilt, ickereaktivt FA deponeras på en IFA-deponi.

\*\* avser även icke farligt avfall som deponeras med gipsbaserat avfall \*\*\* får deponeras med dispens

## 6 Tänkbara efterbehandlingsmetoder och möjliga konsekvenser

### 6.1 Allmänt

Generellt finns flera olika alternativ för efterbehandling som leder till minskade miljö- och hälsorisker. Alla syftar till att reducera riskerna genom att:

- hindra att skyddsobjekt exponeras för föroreningen (skyddsbarriärer),
- blockera spridningsvägarna (transportbarriärer)
- eliminera källan (källbarriärer).

För att nå sådana halter i Tjursbosjöns vatten som kan anses vara naturliga för sjöar i närområdet, vilket skulle stoppa den pågående spridningen till nedströms belägna sjöar, krävs en mycket stor minskning av föroreningstillflödet. En reduktion av föroreningstillflödet kan åstadkommas antingen genom minskad utlakning från gruva och gruvavfall, genom att minska lakvattenflödet till sjön eller genom rening av lakvattenflödet (eller en kombination av dessa åtgärder).

För att återställa den lokala miljön i Tjursbosjön till naturliga förhållanden krävs därutöver att de förorenade sedimenten i sjön åtgärdas.

Olika åtgärdsmetoder kan användas för att på olika sätt reducera de hälso- och miljörisker som gruvan, gruvavfallet och de förorenade sedimenten medför. Likaså kan olika åtgärds mål uppnås med de olika metoderna eller genom kombinationer av dessa, och genom val av omfattning vid tillämpningen av dessa.

### 6.2 Skyddsbarriärer

Skyddsbarriärer kan i första hand användas för att påverka exponeringssituationen för människor och därigenom begränsa hälsoriskerna. Denna typ av åtgärder förhindrar dock inte pågående föroreningsspridning till Tjursbosjön och nedströms liggande vattensystem.

*En typ av skyddsbarriärer är planrestriktioner avseende markanvändning och exploateringsåtgärder. Restriktionerna kan omfatta utnyttjande av området för nybyggnation, odling, utnyttjande av yt- och ytligt grundvatten för dricksvattenändamål samt nyttjande av gruvavfallet. Restriktionerna behöver även omfatta nyttjandet av sjön och verksamheter som berör de förorenade sedimenten.*

En möjlighet är att Länsstyrelsen (enligt MB 10, kap 10-14 §§) förklarar området som miljöriskområde. Då beslutar länsstyrelsen om inskränkningar i markanvändningen eller om att vissa åtgärder som avses vidtas på fastigheten skall vara förenade med villkor eller skall föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten.

Restriktionerna kan avse grävning, schaktning och markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning samt andra åtgärder som kan innebära

- att belastningen av föroreningar i och omkring området kan komma att öka,
- att den miljömässiga situationen annars försämras, eller
- att framtida efterbehandlingsåtgärder försvåras.

Länsstyrelsen får även besluta att sådana åtgärder inte får vidtas eller att fastighet inte får överlåtas förrän nödvändiga markundersökningar har utförts. Det finns möjlighet att ändra beslutet om miljöriskområde, t ex om området har efterbehandlats och restriktionerna inte längre är nödvändiga.

För att restriktionerna skall ha någon verkan måste de vara allmänt kända och för detta krävs återkommande informationsinsatser som riktar sig till såväl boende i närområdet som tillfälliga besökare. Informationen kan t ex ges via utskick, allmänna möten, skyltning på platsen etc.

En kompletterande åtgärd för att reducera exponeringsrisken är att begränsa tillgängligheten eller förhindra tillträde genom inhägnad eller dylikt. Inhägnad begränsar tillgängligheten till området och reducerar därmed områdets värde som strövområde och innebär därmed även en viss begränsning av områdets kulturvärde även om inga förstörande ingrepp genomförs. Inhägnad och skyltning kräver tillsyn och underhåll för att fungera långsiktigt. Med hänsyn till riskbilden bedöms det som mest angeläget att begränsa tillgängligheten till området med avfall vid Tjursbosjöns strand, där exponeringssituationen medför att de största hälsoriskerna föreligger. Bland annat bör en flyttning av Tjustledens sträckning därför ingå i ett åtgärds paket som bygger på principen om skyddsbarriärer.

En alternativ åtgärd för att begränsa exponeringssituationen vid Tjursbosjön är viss omflyttning av avfall och en enkel skyddstäckning av dessa som förhindrar direkt exponering för dessa. På detta sätt kan risken för exponering vid raster och matlagning inom området begränsas.

Miljöriskklassning innebär inskränkningar i möjligheten att vidare exploatera området samt begränsar nuvarande verksamhet. Brister i efterföljande av restriktioner leder till kvarstående risker. Kulturvärdena inom området bevaras eftersom inga fysiska ingrepp genomförs.

Kostnaderna för restriktioner, eventuell instängsling etc. är relativt. Behovet av regelbunden övervakning och information innebär dock att åtgärderna behöver upprätthållas i ett mycket långt tidsperspektiv. För att etablera åtgärder och fondera medel för framtida underhåll m.m. bedöms en total investering i storleksordningen 7 Mkr som lämplig avsättning. Storleken beror dock till stor del på vilken ambitionsnivå man vill upprätthålla vad avser åtgärder som fysiskt begränsar tillgängligheten (stängsel).

### **6.3 Transportbarriärer - behandling av vatten**

Föroreningarna från gruvan och gruvavfallet sprids i huvudsak via nederbördsvatten som perkolerar genom avfallet och gruvan och sköljer ut föroreningar. Genom att åtgärda lakvattnet reduceras föroreningsspridningen betydligt. Lakvattnet kan åtgärdas dels genom att begränsa den mängd som produceras (källbarriärer, se vidare avsnitt 6.5 nedan), dels genom att behandla det lakvatten som uppkommer (transportbarriärer). Transportbarriärer kan antingen anläggas vid gruvområdet för uppsamling och behandling av det lakvatten som avrinner till Tjursbosjön, dels vid Tjursbosjöns utlopp för att begränsa den vidare spridningen av föroreningar till nedströmssystemet.

Den stora fördelen med de åtgärder som omfattar uppsamling och rening av lakvatten i motsatsförhållande till de åtgärder som innebär åtgärder i avfall och gruva m.m. är att åtminstone de mest väsentliga bevarandebestånden ur kulturhistorisk synvinkel tillgodoses. Nackdelen är att dessa lösningar inte kan göras underhållsfria utan kräver återkommande insatser för drift och underhåll samt reinvesteringar i ett mycket långt tidsperspektiv.

#### *6.3.1 Uppsamling och behandling av förorenat lakvatten*

Detta alternativ innebär att det mest förorenade vattnet från gruvområdet på land renas, omfattande stollgången samt den ytliga avrinningen från varpområdet på höjden. Lakvattenmängden är begränsad till ca 40 000 m<sup>3</sup>/år. Vattnet har en hög koncentration av föroreningar, vilket normalt sett kan ge en högre reningsgrad än om halten är låg. Vattenflödet varierar mycket kraftigt över tiden (stora flöden vid nederbörd) och ett utjämningsmagasin måste anläggas för att flödena skall kunna hanteras i reningsanläggningen. Ett sådant magasin kan antingen utformas som en bassäng på land eller som en avgränsad lagun i Tjursbosjön. Ett annat alternativ är att använda gruvan som utjämningsmagasin, se

nedan. Utjämningsbehovet beräknas utifrån befintliga detaljerade flödesmätningar i Stollgången uppgå till ca 2 000 m<sup>3</sup>.

Det ytliga vattnet kan samlas upp i täckta dräneringar i jord nedströms Holländarefältet, i en uppsamlingslinje som är 500-600 m lång. Linjen följer i huvudsak avgränsningen för berg i dagen där bergryggen stupar mot Tjursbosjön. Antingen förs dräneringsledningen ned under grundvattenytan eller läggs den i en tätad ränna som ansluter tätt mot berget för att effektivt samla upp allt lakvatten som avrinner ytligt på berget. Vattnet kan sedan avledas i tät ledning till ett utjämningsmagasin. Om detta förläggs vid Tjursbosjöns strand kan såväl dränering som överledning ske med självfall. Om gruvan används som utjämningsmagasin måste överledning ske med pumpning, alternativt stollgången fördjupas kraftigt och lutningen förändras så att avrinning kan ske in mot gruvan.

Lakvatten som infiltrerar i berg bedöms utifrån resultaten i den hydrogeologiska utredningen tränga ned i gruvan, som avvattnar grundvattenmagasinet i berg p.g.a. den grundvattensänkning som stollgångens dränering medfört.

Vattnet från gruvan avrinner genom stollgången och kan enkelt samlas upp vid mynningen och avledas till ett utjämningsmagasin vid Tjursbosjöns strand tillsammans med vatten avrinnande ytvatten. Ett annat alternativ är att sänka av vattennivån i gruvan med hjälp av pumpning och att via pumpen leda ut vattnet till behandling. Genom att nivån hålls under stollgångens tröskel och gruvan kan fungera som ett utjämningsmagasin bortfaller behovet av ytterligare avledningskapacitet vid nederbördstoppar då flödet genom stollgången annars skulle ökar. På grund av gruvans stora yta blir nivåhöjningen även vid kraftig nederbörd endast några centimeter. Dock innebär avsänkningen att grundvattentillströmningen ökar något. För att behålla en stabil vattennivå i gruvan krävs enligt den hydrogeologiska utredningen en baspumpning på ca 1 500 l/h om ytan skall hållas på en nivå 5 meter under nuvarande vattennivå och ca 1 700 l/h, om ytan skall hållas på en nivå 15 m under nuvarande. Räknat på årsbasis ökar den totala mängden lakvatten i detta alternativ med ca 900 m<sup>3</sup>/år (5 meters avsänkning) respektive 2 600 m<sup>3</sup>/år (15 meters avsänkning) jämfört med om vattnet avleds via stollgången.

Den totala föroreningsmängden bedöms kunna öka något om alternativet med avsänkning av gruvan väljs. Det beror på att lakvattenmängden ökar och att en större yta av gruvans "väggar" görs tillgängliga för luftens syre, vilket troligen medför ökad vittring.

För rening av vatten från stollgången och varphögarna har två olika alternativ utretts; a1) kemisk fällning samt a2) jonbyte med kemisk fällning. I Tabell 6 nedan återfinns en sammanfattning av utredningen. Förutsättningar och resultat redovisas närmare i Bilaga 2.

Reningseffekten bedöms vara mycket god, men tillsynsbehovet stort för båda metoderna. Jonbytaralternativet innebär en något högre investerings- och driftkostnad samt ett något större yt- och tillsynsbehov, medan avfallsmängden (slam) blir betydligt mindre än för alternativet mer kemisk fällning.

Den totala reningseffekten (Cu + Co) hos det vatten som kan samlas upp bedöms alltså uppgå till minst 95%. Det skulle kunna medföra en total reduktion av föroreningstillförseln från gruvområdet till Tjursbosjön i storleksordningen 60-70 % såväl för koppar som för kobolt. Orsaken till att den samlade reningseffekten inte är högre är att en relativt stor del av tillförseln av föroreningar från Tjursbosjön till gruvområdet bedöms härröra från avfallet vid stranden (över vattenytan). Detta avfall är dock begränsat till sin mängd, har ett mindre skyddsvärde från kulturhistorisk synvinkel och kan därmed relativt enkelt omhändertas vilket medför att uppsamling och behandling av detta vatten bedöms som ett intressant alternativ.

Tabell 6 Sammanfattning av bedömningar avseende rening av lakvatten vid Gladhammars gruvområde.

	a1) Kemisk fällning	a2) Jonbyte med kemisk fällning
Metodbeskrivning	kemisk fällning med järn(III)sulfat, pH-justering, flockning, sedimentation, sandfiltrering	Jonbyte med kemisk fällning av koncentraterna från regenereringen av jonbytarna (eluat) genom pH-justering, flockning, sedimentering och sandfiltrering (på höga Me-halter bedöms ingen järnsalt behövas som hjälpkoagulant).
Utformning	Pumpgrop, inblandningstank för järnsalt och pH-justering med lut, flockningstank, lamellsedimentering, sandfilter, flödesstyrd provtagning på utgående vatten, filterpress för slamavvattning	Pumpgrop, flermediafilter för susp, jonbyttaranläggning med automatisk regenerering, pH-justering med lut, behandlingstankar för eluat, slamtank, filterpress, flermediafilter för susp, utsläppskontroll med flödesstyrd provtagning
Förväntad reningseffekt för Cu och Co	>95%	>97,5%
Avfall från reningsprocessen	Slam, ca 15 ton/år vid TS 30%	Slam, ca 3 ton/år vid TS 30%
Övriga krav	Inomhusplacering, ca 130 m <sup>2</sup> (olämpligt med behandling i laguner på svårigheter med slamhantering och väderkänsliga installationer)	Inomhusplacering, ca 150 m <sup>2</sup> (olämpligt med behandling i laguner på svårigheter med slamhantering och väderkänsliga installationer)
Tillsynsbehov	2 h/dygn	3 h/dygn
Kostnadsuppskattning		
Investeringskostnad:	ca 3,5 milj	ca 5,5 milj
Driftkostnad:	ca 500 000 kr/år	ca 600 000 kr/år
Tillkommande kostnader	Ca 5 Mkr omfattande: Grundläggningsarbeten, schaktningsarbeten, geoteknik, uppvärmning, belysning, utjämningsbassäng, ledningsdragnings utjämningsbassäng - reningsanläggning, el-försörjning	

### 6.3.2 Allt vatten från Tjursbosjöns avrinningsområde samlas upp och renas

I detta alternativ behandlas allt vatten som passerar Tjursbosjöns utlopp. Både föroreningar från gruvområdet och eventuella föroreningar som i framtiden skulle kunna avgå från sedimenten i Tjursbosjön omfattas av behandlingen. På detta sätt kan den pågående spridningen av föroreningar och miljöeffekter till systemet nedströms Tjursbosjön förhindras. Alternativet innebär dock att miljön i Tjursbosjön, som idag är mycket påverkad, inte förbättras. Den vattenmängd som behöver omhändertas är stor, ca 1 500 000 m<sup>3</sup>/år.

Vattnet kan relativt enkelt samlas upp för behandling genom anläggande av en fördämning mellan två bergklackar vid sjöns utlopp. Sjön utgör i sig ett jättelikt utjämningsmagasin, vilket medför att inget sådant behöver anläggas separat.

För rening av vatten från Tjursbosjön har tre olika alternativ utretts översiktligt; b1) kemisk fällning, b2) jonbyte med kemisk fällning samt b3) Membranseparering kombinerad med jonbyte och kemisk fällning. I Tabell 7 nedan följer en sammanfattning av utredningen. Förutsättningar och resultat redovisas närmare i bilaga 2.

Tabell 7 Sammanfattning av bedömningar för rening av vatten vid Tjursbosjöns utlopp.

	b1) Kemisk fällning	b2) Jonbyte med kemisk fällning	b3) Membranseparering kombinerad med jonbyte och kemisk fällning
Metodbeskrivning	som a1 + sulfidfällning	Jonbyte, med kemisk fällning av koncentraten från regenereringen av jonbytarna genom pH-justering, flockning, sedimentering och sandfiltrering (p g a höga Me-halter bedöms ingen järnsalt behövas som hjälpkoagulant).	Koncentrering av metaller i nanofilter, koncentratet behandlas som i b2.
Utformning	som a1 + sulfidfällning	Som a2	Se b2
Förväntad reningseffekt för Cu och Co	Erfarenhetsmässigt okänd, sannolikt låg (< 50 %)	Erfarenhetsmässigt okänd, sannolikt låg (< 50 %)	Erfarenhetsmässigt okänd, sannolikt bättre än för b1 och b2 (> 50 %)
Avfall från reningsprocessen	Slam, ca 300 ton/år oavsett reningsresultat	Slam, ca 30 ton/år oavsett reningsresultat	Slam, ca 1 ton/år vid TS 30%
Övriga krav	Som a1 + sulfidfällning	Som a2	Som b2
Tillsynsbehov	Som a1 eller mer	Som a2 eller mer	Mer än b2
Kostnadsuppskattning			
Investeringskostnad:	ca 20 milj	ca 25 milj	ca 30 milj kr
Driftkostnad:	ca 2 milj kr/år	ca 1,7 milj kr/år	ca 2 milj kr/år
Tillkommande kostnader	Ca 5 Mkr omfattande: Grundläggningsarbeten, schaktningsarbeten, geoteknik, uppvärmning, belysning, utjämningsbassäng, ledningsdragning utjämningsbassäng - reningsanläggning, elförsörjning		

Erfarenheten från den här typen av vattenrening (stora vattenvolymer med låga halter av metallföreningar) är begränsad och reningseffekten kan därför bara uppskattas. Föreningshalterna är lägre än om vattnet samlas upp närmare källan, vilket gör det svårare att avskilja föreningarna. Total reduktion av föroreningsutförelsen från Tjursbosjön uppskattas vid goda förutsättningar kunna uppgå till ca 90%. Detta förutsätter dock en koncentrering med en faktor tio i så väl nanofiltret

(sjövattnet → koncentrat) som jonbytaranläggningen (koncentrat → eluat). Osäkerheten kring nanofiltrets funktion/effektivitet i sammanhanget är stor.

## 6.4 Reducering av vattenomsättningen i gruvan

### 6.4.1 Pluggning av gruvhål

De vattenkemiska undersökningarna visar att halten av föroreningar är tämligen konstant över tiden och oberoende av flödet genom gruvan. Det innebär att ett minskat flöde genom gruvan skulle kunna minska den totala föroreningstransporten till Tjursbosjön. Vatten tillförs gruvan dels via de öppna gruvschakten, dels via sprickor i bergrunden. Ca 1/3 av vattnet bedöms tillföras gruva via de öppna schakten (i genomsnitt under en längre period, större andel vid häftiga regn). Totala flödet från stollgången har utifrån gjorda mätningar uppskattats till ca 20 000 m<sup>3</sup>/år. Genom att gjuta igen schaktöppningarna skulle lakvattenmängden kunna reduceras med knappt 7 000 m<sup>3</sup>/år. Förutom vattenflödet kan även syretransporten till gruvan minskas genom denna åtgärd. Detta innebär i bästa fall att även att vittringshastigheten kan begränsas.

För pluggning av gruvhål bedöms det som mest ändamålsenligt att utföra betonggjutningar som massiva pluggar av höghållfast betong utan armering som bär genom valvverkan. Möjligen kan fiberarmering (plastfibrer) utnyttjas. Normalt utförs denna typ av gjutningar som skalkonstruktioner med armerad betong (stålarmering). Denna typ av konstruktion bedöms dock som mindre lämplig eftersom korrosion i stålarmeringen sannolikt uppkommer vilket minskar konstruktionens livslängd. Att betongkonstruktioner utan armering kan ges en mycket hög beständighet visas av att ett stort antal liknande konstruktioner finns kvar från romartiden.

Åtgärden bedöms ge en betydande positiv miljöeffekt. En igengjutning och övertäckning av gruvhålen bedöms däremot som den sämsta åtgärdsmetoden sett ur kulturmiljöns synvinkel, eftersom den förstör de mest centrala kulturmiljövärdena i området.

Kostnaderna för en igengjutning av gruvhållen bedöms till mellan 1 Mkr och 2 Mkr.

### 6.4.2 Pluggning av stollgången

Stollgången som avleder gruvvattnet till Tjursbosjön är bestämmande för vattennivån i gruvan. Genom att plugga utloppet genom stollgången erhålls en högre vattennivå i gruvan. En reduktion av flödet via Stollgången med 90 % beräknas medföra en höjning av vattennivån med ca 20 m. Det kvarstående flödet från gruvan via stollgången blir då ca 1 200 m<sup>3</sup>/år.

En pluggning utförs lämpligen som en massiv betongplugg. För förankringen bör inte dragstag av stål utnyttjas med hänsyn till risken för att korrosion minskar livslängden, utan i stället anordnas gjutna klackar anordnas. För att effekten skall bli den avsedda (en flödesminskning om 90 %) behöver pluggningen sannolikt kompletteras med en omfattande ridåinjektering kring stollgången. Risken är annars stor att ett diffust flöde i sprickor kring stollgången uppkommer.

Över tiden förutsätts att vattennivån är konstant, vilket betyder att lika mycket vatten som rinner till gruvan också måste ta sig ut därifrån. En risk med att höja nivån i gruvan är att vattnet tar sig ut andra vägar än genom stollgången och att föroreningar sprids mer diffust på detta sätt. För att reducera risken för nya spridningsvägar är det lämpligt att kombinera pluggningen av stollgången med igengjutning av gruvschakten enligt ovan, vilket eliminerar tillförseln av drygt 6 000 m<sup>3</sup>/år ytvatten. En höjning med 20 m bedöms inte ge några större utläckage i kringliggande sänkor.

En höjning med 20 m bedöms inte heller kunna påverka vattenkvaliteten i de mest närliggande borrhållsbrunnarna på Torsfall 3:3 och 3:1.



En pluggning av stollgången eller en injekteringstätning är inte direkt synlig i anslutning till gruvschakten och avfallshögarna och har bedömts medföra mindre vittgående konsekvenser för kulturmiljön.

Kostnaderna för en pluggning med ridåinjektering bedöms hamna inom intervallet 1-2 Mkr.

## 6.5 Källbarriärer – gruvavfall

Gruvavfallet utgör en stor och långsiktig föroreningskälla. Genom att hindra förorenings-spridning från gruvavfallet bedöms miljöpåverkan kunna reduceras betydligt. Följande åtgärdsmetoder är tänkbara avseende gruvavfallet;

1. Övertäckning på plats
2. Uppgrävning och bortforsling av avfallet från platsen

Av en uppgrävning följer ett behov av omhändertagande av massorna, vilket skulle kunna göras på olika sätt;

3. Nyttiggörande – utvinning av metaller (i kombination med deponering)
4. Behandling – minskning av avfallets mängd och farlighet (i kombination med deponering)
5. Deponering (se avsnitt 0)

### 6.5.1 Övertäckning av gruvavfall på plats

Övertäckning av gruvavfallet på plats kan göras enligt två olika principer;

1. Enkel täckning med rena massor för att minska risken för direktexponering och vindspridning
2. Kvalificerad täckning med tätskikt för att begränsa syretransporten och fortsatt vittring men även vattengenomströmning och utlakning, samt minska risken för direktexponering och vindspridning

Eftersom direktexponering och vindspridning inte utgör något påtagligt problem, förutom direktexponering för avfallet vid stranden, är värdet av en enkel täckning begränsat. En kvalificerad täckning skulle däremot medföra minskat föroreningsläckage och därigenom en reduktion av riskerna för miljön. En täckning innebär samtidigt stor negativ inverkan på landskapsbilden och kulturvärdet. Åtgärden bedöms kunna ha effekt i ett långt tidsperspektiv (flera hundra år). En kvalificerad övertäckning med tätskikt bedöms vara mycket kostsam med hänsyn till de stora ytor som avfallet täcker.

Alternativet att samla massorna till en deponi inom området skulle begränsa ytan som är i behov av täckning (se vidare avsnitten 6.5.2 om schaktning samt 0 om deponering) och bedöms vara mer kostnadseffektivt. Någon separat bedömning för övertäckning utan flyttning av avfallet görs därför inte.

### 6.5.2 Uppgrävning och omhändertagande av gruvavfall

Genom bortgrävning av gruvavfall elimineras källtermen, dvs. källan till föroreningarna. Schaktningen kan avgränsas på olika sätt, beroende på vilken åtgärdsnivå som väljs.

Schaktning innebär att källtermen elimineras från platsen för all framtid, och är således en långsiktig funktionell åtgärd avseende såväl hälsa som miljö. En omfattande schaktning medför en kraftig

omdaning av landskapet, vilket i sin tur betyder en stor påverkan på såväl landskapsbilden som kulturmiljön.

Schaktning av gruvavfall kan utföras med hydrauliska grävmaskiner med skopa eller hjullastare som lastar avfallet direkt i dumprar eller på lastbilar för borttransport. Användning av hjullastare ger normalt lägre kostnader, men kan inte användas för massor som är svåråtkomliga eller innehåller för mycket block. Dumprar är kostnadseffektiva vid korta transportsträckor medan lastbilar måste användas för längre transporter. Oavsett maskinval måste provisoriska vägar anläggas i området för att förbättra tillgängligheten.

Uppgrävning av det avfall som ligger under vatten i Gruvviken är definitionsmässigt ett muddringsföretag. Eftersom avfallet tycks ha ändtippats från stranden och utåt i viken och därmed fyllts upp i princip ända upp till vattenytan och djupen till ursprunglig botten är begränsade i denna del av sjön bedöms det som möjligt att gräva upp detta avfall med hydrauliska grävare från landsidan. Provisoriska transportvägar byggs ut på avfallet fram till tippfronten. Grävmaskiner kan stående på dessa schakta sig bakåt. Vägarna iordningställs så att de även kan användas av de dumprar/lastbilar som används för borttransport av avfallet. Det är naturligtvis också möjligt att muddra avfallet genom uppgrävning från sjösidan, men detta bedöms medföra en lägre kapacitet och därmed högre kostnader. Vid muddring från sjösidan måste avfallet lastas i container som transporteras till land för att sedan omlastas och transporteras vidare.

Uppgrävning av avfall under vatten innebär stor risk för grumling. Av denna anledning kommer en avskärmning av muddringsområdet med geotextilskärmar att krävas.

Kostnaden för uppgrävning av avfallet är relativt begränsad och uppskattas variera mellan 20-40 kr/m<sup>3</sup> (inklusive lastning men exklusive borttransport) beroende på åtkomlighet. Uppgrävning av avfall under vatten är mer komplicerad och kostnaden för detta bedöms till 60-100 kr/m<sup>3</sup> inklusive provisoriska vägar etc. Den totala kostnaden beror av hur insatsen avgränsas. Kopplat till schaktningen följer också kostnader för omhändertagande av avfallet som normalt får den största betydelsen för totalkostnaden, se vidare avsnitt 6.5.3 nyttiggörande, 6.5.4 behandling och 0 deponering nedan.

### 6.5.3 *Nyttiggörande*

Att nyttiggöra avfallen som fyllning eller liknande bedöms inte som en lämplig åtgärd. I ett sådant nyttiggörande kommer vittringen och frisättningen av metaller att fortgå, om än på annan plats.

Det enda nyttiggörande som bedöms som lämpligt med hänsyn till miljön är utvinning av metaller ur avfallet. Avfallet härstammar från äldre tiders gruvbrytning då utvinningsmetoderna inte var särskilt effektiva. Med modern teknik är det tekniskt möjligt att utvinna merparten av de metaller som kvarlämnats i avfallen. Med hänsyn till metallinnehållet är det främst utvinning av koppar som är aktuell. En översiktlig utredning av möjligheterna att framställa en kopparslig som är möjlig att avyttra har därför genomförts (Boliden 2004). Denna utredning visar att innehållet av vismut kommer att medföra en förorening i kopparsligen som bedöms medföra att denna inte är möjlig att få avsättning för.

### 6.5.4 *Behandling*

Sulfidmalmsavfall är mycket svåra att behandla. De metoder som är kommersiellt utvecklade för behandling av förorenad jord kan uppdelas i:

- Destruktionsmetoder som omfattar metoder för nedbrytning eller omvandling av föroreningarna till ofarliga föreningar på biologisk, kemisk eller termisk väg. Eftersom metallerna är grundämnen kan de inte brytas ned och oskadliggöras på detta sätt och dessa metoder är inte tillämpliga.

- Koncentrationsmetoder med efterföljande omhändertagande av koncentratet. För metallföroreningar är jordtvätt och varianter av denna den enda tillgängliga metoden. Jordtvätt bygger vanligtvis på att föroreningarna sitter adsorberade till partikelytor och därmed kan avskiljas, främst genom avskiljning av finfraktionen som har den dominerande andelen av partikelytorna eller genom lakning med kemikalier. I gruvavfallet sitter metallerna inne i matrisen och är mycket svårlakade innan de vittrat. Vittringsprodukter är dock möjliga att laka ur med jordtvättsmetoder. Med hänsyn till att jordtvätt endast skulle laka ut vittringsprodukter och att fortsatt vittring skulle generera nya vittringsprodukter som kan laka ut bedöms denna typ av behandlingsmetoder inte som realistiska.
- Immobilisering genom kemisk fixering av föroreningarna. Metallsulfider är svårlakade om de inte utsätts för syre som oxiderar sulfiderna. Vissa kommersiella immobiliseringsmetoder utnyttjar sulfidbindning av metaller. För att bindningen skall vara stabil krävs att den stabiliserade produkten slutförvaras så att syretillträde förhindras. I gruvavfallet är metallerna redan sulfidbundna och svårlakade om syretillträde förhindras varför denna typ av immobilisering inte bedöms som meningsfull. Andra immobiliseringsmetoder utnyttjar fastläggningskapaciteten hos järnoxider och järnhydroxider. Dessa är lämpliga i första hand för att fastlägga arsenikföroreningar och bedöms inte som tillämpbara i Gladhammar.
- Immobilisering genom solidifiering. Solidifiering används kommersiellt bl.a. för rökgasreningsaskor från avfallsförbränning som innehåller stora mängder relativt lättlakade metaller, men även för behandling av förorenad jord. Metoden innebär i princip en inkapsling i en betongliknande struktur. Denna metod är teoretiskt tänkbar för gruvavfallet och skulle kräva en tillsats av solidifieringsmedel motsvarande minst avfallets porositet som bedöms vara ca 50 %, således en tillsats motsvarande halva avfallsvolymen. Därtill behövs en ytterligare tillsats så att alla avfallsytor blir täckta och vittringsangrepp förhindras. Solidifiering av gruvavfallet kompliceras också av att styckefallet delvis är grovt vilket fördyrar inblandningen. Kostnaden för solidifiering av gruvavfallet bedöms till storleksordningen 1000-1500 kr/m<sup>3</sup>.

Sekventiella lakningar visar att huvuddelen av föroreningarna i gruvavfallet är svårlösliga (i huvudsak sulfidbundna) och att syrefria miljöer begränsar vittringen och därmed utlakningen av föroreningar väsentligt. Det innebär att t.ex. deponering under vatten kan utgöra en mycket effektiv immobiliseringsmetod till en förhållandevis låg kostnad, under förutsättning att vattenomsättningen samtidigt begränsas, se vidare avsnitt 6.7.3 nedan.

## 6.6 Källbarriärer - sediment

Följande generella åtgärdsmetoder är tänkbara för förorenade sedimenten;

1. Övertäckning på plats
2. Muddring och omhändertagande

För omhändertagande av muddrade sediment kan tre olika alternativ komma i fråga;

3. Nyttiggörande – utvinna metaller
4. Behandling – minska avfallets mängd och farlighet
5. Deponering

### 6.6.1 Övertäckning på plats

Undersökningarna av processerna för föroreningsspridning från sedimenten indikerar att metallföroreningar vandrar uppåt p.g.a. att den uppåtriktade diffusionen är snabbare än pålagringen av

nya sediment. Sådana processer innebär att övertäckning på plats endast skulle effekter i ett kort eller medellångt tidsperspektiv. Övertäckning bedöms därför inte som ett intressant alternativ.

### 6.6.2 Muddring av sediment

För att eliminera material som avger, eller i framtiden kan komma att avge, föroreningar kan sediment på sjöbotten muddras. Omfattningen av muddringen kan anpassas efter vald åtgärdsnivå. Naturliga avgränsningar för en muddring är den s k Gruvviken, där föroreningskoncentrationerna är högst och de förorenade sedimenten mäktigast, respektive hela Tjursbosjön. Åtgärden måste utföras i kombination med andra åtgärder mot det pågående läckaget från landområdena för att inte återkontaminering skall ske.

En sanering av avfallen i sjön påverkar kulturmiljövärdena marginellt. Miljöförbättringen bedöms vara långsiktig, eftersom föroreningen elimineras.

De muddringsmetoder som kan bli aktuella är i första hand sugmuddring, grävuddring, skruvmuddring och frysmuddring (upptagning av sediment efter frysning).

#### **Sugmuddring**

##### *Allmänt om metoden*

Sugmuddring är en gemensam beteckning på muddringsmetoder som suger och pumpar bort sedimentet från botten som en slurry. Denna teknik medför en avsevärd inblandning av vatten; ofta behöver sedimentens naturliga vatteninnehåll ökas med 4-5 gånger. Vanligen sker vidaretransporten från mudderverket till landanläggningen genom pumpning i flytande, slutna ledningar. Sådan pumpning kan normalt ske upp till flera kilometer beroende på materialet som ska transporteras. Vid längre sträckor och/eller om större höjdskillnader ska överbryggas kan mellanpumpstationer användas. Flera olika typer av sugmudderverk finns.

Framdriften av muddringsfarkosten sker vanligen med vajrar som är förankrade i land och vinschar på farkosten. Med denna teknik räcker det med att muddringshuvudet kan positioneras i vertikalled i förhållande till farkosten. Den horisontella positionen relativt farkosten kan vara fixerad och avverkning åstadkommas genom farkostens rörelse. Muddringsskruven hos dessa har sin axel i farkostens längsled och avverkningen åstadkoms genom att hela muddarfarkosten med hjälp av vajrarna svingas fram och åter i långa svepande rörelser. I varje vändpunkt förflyttas farkosten framåt så att ett nytt stråk kan avverkas. Andra typer av mudderverk arbetar i stället med en svingande arm som förs fram och åter under det att muddarfarkosten endast förflyttas i en rak linje.

Positioneringen av muddringshuvudet kan med modern positioneringsutrustning ske med stor noggrannhet. Eftersom muddringshuvudet inte behöver lyftas utan avverkningen kan ske kontinuerligt är möjligheterna till avverkningskontroll stora. Vanligtvis arbetar mudderverken efter terrängmodeller av botten som tagits fram genom en inledande detaljerad ekolodning och muddringen kan hela tiden styras med hjälp av positioneringen och terrängmodellen.

Sugmuddring är överlägsen grävuddring när det gäller grumling samt metodens bättre möjligheter till avverkningskontroll. Även om grumlingen är mindre kan den dock inte helt undvikas varför andra skyddsåtgärder, t.ex. skyddsskärmar, kan behövas. Den stora nackdelen med sugmuddring är inblandningen av vatten som innebär att de muddrade sedimenten alltid kommer att behöva avvattnas och att stora kvantiteter returvatten därmed uppkommer, som måste hanteras och i de flesta fall renas. Förutsättningarna för sugmuddring i Tjursbosjön är relativt goda. En svårighet är de bitvis stora vattendjupen, upp till 26 m. De mudderverk som hittills använts för denna typ av muddringar i Sverige har en begränsning vid totaldjup kring 14 m. Sugmudderverk som arbetar från större muddringsplattformar kan dock utnyttjas även för större vattendjup.

### *Kapacitet*

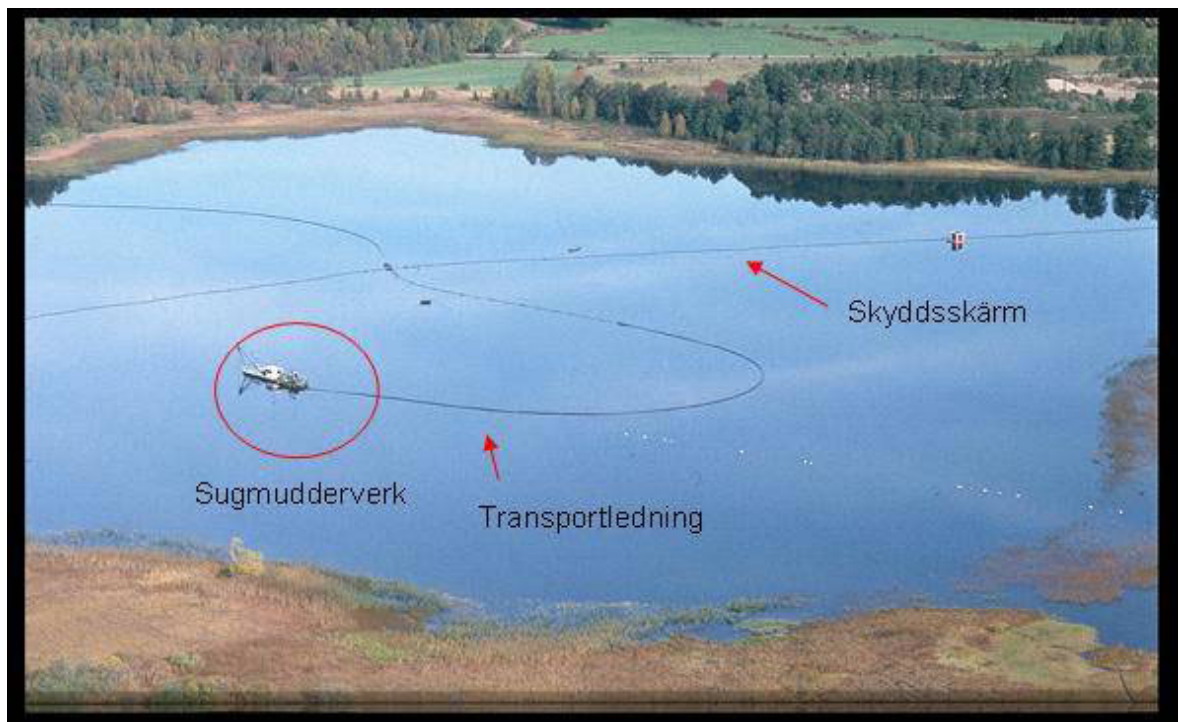
Kapaciteten för sugmuddring styrs inte sällan av kapaciteten på avvattnings- och vattenrening och är vanligen i storleksordningen 500 m<sup>3</sup> per timme inklusive det extra vatten som sugmuddringen kräver. Med en inblandning av vatten som är 5 gånger högre än sedimentmängden blir kapaciteten i storleksordningen 100 m<sup>3</sup> sediment per timme. Muddringsintensiteten kommer att variera över året och sannolikt kommer ingen muddring att ske under vissa månader med hänsyn till temperaturer m.m. Om det beräkningsmässigt antas att den genomsnittliga muddringstiden är 8 timmar om dagen under åtta månader per år medför detta att muddringen av samtliga sediment i sjön skulle kräva cirka 4 år medan Gruvviken teoretiskt skulle kunna muddras under en säsong. Med hänsyn till att denna typ av projekt erfarenhetsmässigt kräver en hel del tid i uppstartsskede för intrimning av processen bedöms det som lämpligt att beräkna ytterligare ett års entreprenadtid.

### *Kostnad*

Kostnaden för sugmuddring inklusive transport till avvattningsanläggning bedöms här ligga på 100 ± 20 kr/m<sup>3</sup> sediment (våtvikt) inom en normalfördelad kurva (standardavvikelse = 7 kr/m<sup>3</sup>).

### *Miljö*

Sugmuddringen väntas ge liten grumling och förorenings-spridning. Det bedöms inte som nödvändigt att avskärma muddringsområdet under genomförandet. Dock kan det vara lämpligt att ha en geotextilskärm i beredskap för det fall grumling i skadlig omfattning uppkommer.



Figur 8 Sugmuddring i Järnsjön i Emån, Hulfsfreds kommun, 1993-1994

## **Grävuddring**

### *Allmänt om metoden*

Grävuddring kan utföras med traditionella grävmaskiner både från land och från flytande arbetsplattformar. I princip kan alla typer av sediment avverkas, oberoende av typ, fasthet, förekomst av rotfilt etc. Olika typer och storlekar på skopor finns, varför man med grävuddring klarar av att ta upp skräp som dumpats, t.ex. cyklar och skrotliknande föremål. Med rätt maskinval kan man nå

relativt stora djup (storleksordningen 20 m). Grävmaskiner kan även utnyttjas för strandmuddring där åtkomligheten kan vara begränsad och inblandning av sten och block ofta utgör hinder.

En nackdel med grävuddring är grumling och risk för spridning av föroreningar med partiklar som frigörs. För att i någon mån motverka detta har slutna gripskopor utvecklats. Dessa består av två eller flera delar som kan öppnas och slutas med vajrar eller på elektrisk och hydraulisk väg.

Det finns ytterligare metoder som utvecklats för mekanisk muddring, t ex paternosterverk. Dessa har främst utvecklats för större underhållsmuddringar av farleder etc. och bedöms inte vara av intresse i detta sammanhang.

Förutom risken för grumling utgör också svårigheterna att enkelt kontrollera avverkningen under utförandet en nackdel med grävuddring i förhållande till sugmuddring eftersom skopan hela tiden behöver lyftas och sänkas medan sugmudderverkets muddringsverktyg hela tiden hålls nedsänkt i avverkningsposition. Detta har dock förbättrats något under senare tid genom användning av differentiell GPS-teknik som medger en snabb positionering med relativt hög noggrannhet och utveckling av skopor som medger att tämligen plana snitt erhålls. Kontrollerbarheten vid avverkning måste dock fortfarande anses vara sämre än för de bästa sugmudderverken.

Med hänsyn till risken för grumling torde det sannolikt vara nödvändigt att utföra eventuell grävuddring av förorenade bakom skyddsskärmar.



Figur 9 Grävuddring i Trondheims hamn, 2003

Förutsättningarna för grävuddring i Tjursbosjön är mindre goda eftersom de finkorniga sedimenten riskerar medföra omfattande grumling vid grävuddring. Några andra svårigheter vid upptagning bedöms dock inte förekomma.

#### *Kapacitet*

Kapaciteten för grävuddring kan variera kraftigt beroende på den muddringsutrustning och övrig utrustning som väljs. En rimlig siffra är 200 m<sup>3</sup> sediment per timme. Om muddringen slås ut som en genomsnittlig siffra med muddring 8 timmar om dagen under 240 dagar per år skulle därmed cirka 2 år behövas för muddring av samtliga sediment i sjön medan Gruvviken kan muddras under en säsong.

#### *Kostnad*

Kostnaden för grävuddring ligger normalt i storleksordningen 50-100 kr/m<sup>3</sup> beroende på hur man kan etablera utrustningen (från land, från pråm etc.). Inklusiv transport till avvattningsanläggning bedöms här kostnaden för grävuddring till 80 ± 20 kr/m<sup>3</sup> sediment (våtvikt) inom en normalfördelad kurva (standardavvikelse = 7 kr/m<sup>3</sup>).

## *Miljö*

Grävuddring medför grumling, vilket ökar risken för utsläpp från grävuddringen. Skyddsskärmar kan dock reducera spridningen påtagligt.

## **Frysmuddring**

### *Allmänt om metoden*

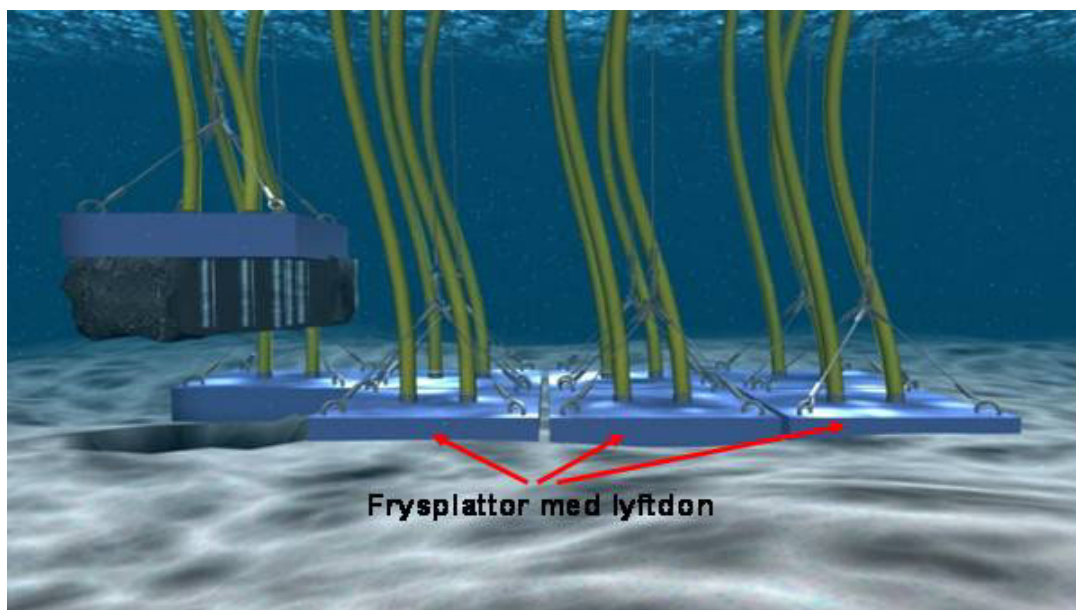
Markfrysning har sedan många år använts för att öka hållfastheten och minska inläckaget av vatten vid schaktning och byggande i jord och berg. Utveckling av denna teknik sker idag för att genom frysning stabilisera och föra bort förorenade sediment. Metoden har hittills endast används i mindre skala. Frysningen och upptagningen av sedimenten nyligen runt det flygplan (DC3) som försvann i Östersjön under spaningsuppdrag den 13 juni 1952, visar att metoden går att använda på stort djup; vattendjupet var vid detta tillfälle cirka 130 meter.

Frysmuddring är speciellt lämplig vid svårt förorenade platser i såväl sötvatten som marina miljöer samt för muddring av platser som är svåra att nå med stora maskiner. Frysmuddring utförs genom att det förorenade sedimentet fryses i sektioner. Frysningen induceras via en elektrisk driven kylanläggning eller med flytande kväve. En köldbärarvätska leds genom frysceller ned i sedimentet. Fryscellerna kan bestå av plattor eller av rör som sätts eller borraras ned i sedimenten. När sedimentet frusit lyfts det i sin stabila frusna form. Stabiliteten gör att små mängder förorenade sediment lösgörs till vattenmassan.

Frysmuddring kan användas med stor precision. Precisionen gör att mängden upptaget material minimeras, vilket sänker kostnaderna för slutligt omhändertagande. Det frusna materialet är stabilt, lätt att transportera och avvattnas via upptiningen. Upptinade sediment innehåller mindre mängd vatten än i naturligt tillstånd på grund av att frysningen överkonsoliderar sedimentet och vid upptiningen frigörs en del av det vatten som funnits i sedimentets porer. Avvattningseffekten kan vara betydande i de fall sedimentens vattenkvot är hög.

Frysningmuddringens främsta fördelar ligger i liten grumling, precision, ett bibehållande av TS-halten och flexibel uppställning (frysaggregatet behöver inte placeras omedelbart intill sedimenten). Största nackdelen ligger i kapaciteten även om stora områden kan frysas samtidigt. Frysmuddringen kräver också mer energi, man beräknar att 100 kWh per m<sup>3</sup> sediment åtgår för frysning. En stor del av denna energi kan dock återvinnas genom värmewäxling.

Befintligt underlag ger begränsad vägledning för att bedöma frysmuddringens förutsättningar i Tjursbosjön. Tekniken är dock enkel och den största osäkerheten ligger i kostnaderna. Frysmuddring bör föregås av pilottest. Vid detta test kan energiåtgång, grumling, TS-halt efter upptining m.m. klarläggas.



Figur 10 Frysmuddring

#### *Kapacitet*

Kapaciteten för frysmuddring beror på hur stor insats som görs med frysplattor, frysror och frysaggregat samt lyft- och borttagningsanordningar. Med ett stort frysaggregat på 500 kW (frysaggregat på 700 kW används för frysning av myrmark vid bygget av Botniabanan) och effektiv frystid under 8 000 timmar per år fås energimängden 4 MWh vilket omsatt i mängd sediment (100 kWh per m<sup>3</sup>) innebär att 40 000 m<sup>3</sup> sediment per år skulle kunna frysas och hämtas upp. För samtliga sediment i hamnen skulle det då ta cirka uppemot 15 år att sanera hela sjön med frysmetoden och ca 5 år att sanera Gruvviken.

#### *Kostnad*

Kostnaderna för frysmuddring omfattande installation, frysning och lyftning av sedimenten till pråm torde ligga på 200 ± 50 kr/m<sup>3</sup>.

#### *Miljö*

Risken för spridning via grumling bedöms som liten vid frysmuddring.

### **Övriga muddringsmetoder**

#### *Allmänt om några metoder*

En muddringsteknik som bör nämnas även om den inte är anpassad för muddring av förorenade sediment är muddring med grävande sugmudderverk. Denna teknik är en kombination av sugmuddring och grävuddring, där losstagnation av sediment sker med en grävskopa med skärhuvuden och ett sugmunstycke. Transporten från skopan sker hydrauliskt som vid sugmuddring.

Mudderverket förflyttas med hjälp av en kombination av stödben och pontoner som medger god framkomlighet mer eller mindre oberoende av vattendjup. Fördelen med denna typ av mudderverk är just framkomligheten i områden som annars kan vara svåra att nå, att avverkning kan ske selektivt i områden med hinder (block etc.) och att de flesta sedimenttyper kan avverkas, inklusive rotfält. Nackdelen med tekniken är att grumlingen blir betydande varför skyddsåtgärder (skyddsskärm) behöver vidtas. Metoden bedöms med hänsyn till detta, att de möjliga muddringsdjupen är begränsade samt att Tjursbosjön huvudsakligen är lättmuddrad som mindre intressant för Tjursbosjöns vidkommande.



En annan intressant teknik för muddring av förorenade sediment är en ”sug- och tryckmetod”. Metoden liknar sugmuddring i det avseendet att losstagnning av sediment sker i ett slutet muddringshuvud och transporteras till en muddarfarkost. Sedimenten förs därefter vidare till land via en ledning. Därmed begränsas grumlingen på samma sätt som vid sugmuddring. En viktig skillnad jämfört med sugmuddring är att någon inblandning av vatten vid avverkning och transport av de förorenade sedimenten inte behövs. I stället trycks de avverkade sedimenten från muddringshuvudet via muddringsfarkosten och vidare till land genom ledningen med stora kolvpumpar. Genom att inblandning av vatten undviks får de muddrade sedimenten en pastaliknande konsistens i stället för den slurry som fås vid sugmuddring. Beroende på transportavstånd kan mellanliggande tryckstegringsstationer fordras.

#### *Kapacitet*

Vid förfrågan hos utländska entreprenörer om kapacitet kring ovan nämnda metoder anges att kapaciteten kan väljas beroende av den utrustning som sätts in. Storleksordningar på några hundra kubikmeter per timme är sannolikt realistiskt att anta. Med antagandet om i medeltal 8 timmars muddring under 240 dagar om året skulle detta innebära en tid av cirka 2 år för muddring av samtliga sediment i Tjursbosjön medan Gruvviken skulle kunna muddras på en säsong.



*Figur 11 Muddermassor upptagna med ”sug- och tryckmuddringsmetoden”*

#### *Kostnad*

Förutsättningarna för nämnda metoder ovan bedöms som tämligen. Följande kostnadsalternativ är analyserade för ”sug-och tryckmetoden”:

#### Metod A

Grävning med förslutbar skopa till präm + präm till tryckanläggning + tryckning cirka 500 meter.  
Kostnad cirka  $190 \pm 20$  kr/m<sup>3</sup>.

## Metod B

Som A men med helt slutet system för upptagning till pråm.  
Kostnad cirka  $240 \pm 20$  kr/m<sup>3</sup>.

### *Miljö*

Metod A väntas ge grumling som för grävuddring, metod B väntas ge liten grumling, jämförbar med sugmuddring.

### 6.6.3 *Nyttiggörande*

I sedimenten förekommer sannolikt inte vismut i samma utsträckning som i gruvavfallet varför en metallutvinning som ger en avsättningsbar slig kan vara teoretiskt möjlig. Inom projekt Tisken i Falun har en utredning av möjligheterna att utvinna metaller ur förorenade sediment med mycket höga metallhalter genomförts tidigare (Envipro Miljöteknik 2001). Slutsatserna från denna utredning var att några anrikningsverk med processer som är anpassade till de aktuella avfallen/sedimenten inte finns, utan att ett mindre anrikningsverk med anpassade processer skulle behöva anläggas. Kostnaderna för uppbyggnad av ett nytt anrikningsverk är mycket höga i förhållande till den begränsade mängd metaller som kan utvinnas och metallutvinning skulle därmed bli en mycket dyr behandlingsmetod. Slutsatserna från denna utredning gäller sannolikt även sedimenten i Tjursbosjön.

### 6.6.4 *Behandling*

#### **Allmänt**

Muddermassorna innehåller, utöver de metalliska föroreningarna, i huvudsak organiskt material från sjöbottens sediment samt stora mängder vatten. Oavsett vilken muddringsteknik och vilket omhändertagande som väljs kommer avvattning att erfordras för att fortsatt behandling eller deponering skall vara möjlig eftersom sedimenten redan i sitt naturliga tillstånd har en låg TS-halt och ett stort vatteninnehåll.

Avvattningen medför att en mängd vatten avskiljs från sedimenten och måste föras tillbaka till recipienten. Detta innebär normalt också krav på rening av det vatten som återförs. Ofta är föroreningarna i sedimenten partikelbundna och det är då tillräckligt med avskiljning av partiklar (mekanisk avskiljning). Ibland förekommer vattenlösliga föroreningar som kan motivera en mer avancerad reningsteknik.

Omhändertagande av förorenade sediment efter muddring kan även omfatta behandling för koncentration av oorganiska föroreningar, på biologisk, kemisk eller termisk väg, immobilisering genom stabilisering/solidifiering av oorganiska föroreningar för att minska utlakningen av dessa i en deponi, samt slutligen deponering (se vidare nedan). Till skillnad från gruvavfallet är sedimenten finkorniga och metallerna är (huvudsakligen) inte sulfidbundna. Detta medför att metallerna är mer tillgängliga och teoretiskt behandlingsbara på ett annat sätt än i gruvavfallet.

Kostnaden för behandling inklusive transport till anläggningen och deponering av behandlingsresten varierar beroende på föroreningsinnehållet men torde röra sig mellan 1 500 - 4 000 kr/m<sup>3</sup> avvattnat sediment. Behandling på plats kan sannolikt utföras till något lägre kostnad, åtminstone vid behandling med stabilisering/solidifiering för vilken kostnaden kan bedömas till 500-1 000 kr/m<sup>3</sup> beroende på åtgången av stabiliseringsmedel.

### Avvattning och rening av returvatten

Man kan särskilja tre olika huvudprinciper för avvattning av muddrade sediment:

- mekanisk avvattning som utnyttjar maskinell utrustning
- passiv avvattning genom sedimentering i bassänger
- avvattning i sk geotuber

#### *Avvattningsmetoder*

De vanligaste utrustningarna för mekanisk avvattning av muddrade sediment är silbandspressar, men även centrifuger används. Silbandpressarna ger oftast ett bättre resultat, kräver mindre energi och är inte lika slitagekänsliga om friktionsmaterial förekommer i sedimenten. Sedimentens egenskaper kan dock ibland medföra svårigheter vid pressning varvid centrifuger måste användas. Det finns också mer avancerade utrustningar för avvattning, t ex kammarfilterpressar. Dessa utrustningar är dock kostsamma och blir sällan kostnadseffektiva vid avvattning av sediment.

Före avvattningssteget krävs en föravskiljning av grovmaterial som kan ske med galler samt en station för inblandning av polymer som flockningsmedel. I processen kan även ingå kompletterande förbehandling såsom försedimentering eller cykloner för avskiljning av sand och grus och förtjockare för att öka sedimentens torrsubstanshalt (TS) före slutsteget. Mekanisk avvattning med silbandspressar användes vid muddringarna av Järnsjön i Hultsfreds kommun 1993-1994 och Örserumsviken i Västerviks kommun 2001-2003, vilka båda utfördes med sugmuddringsteknik. Erfarenheterna av dessa projekt visar att det mekaniska avvattningssteget ofta blir begränsande för vilken kapacitet som kan uppnås i processen med bibehållen kostnadseffektivitet, och att en buffert i form av en utjämningsbassäng måste finnas så att muddring och avvattning kan ske utan att vara direkt beroende av varandra.



Figur 12 Avvattning med geotuber (till vänster), passiv avvattning i bassäng (till höger)

Passiv avvattning innebär att sedimentslurryn pumpas till en stor bassäng där sedimenten fås att sedimentera, vanligen med tillsats av polymer som flockningsmedel. Bassängen kan byggas på land och vara helt dränerad, eller som en invallning i vattenområdet. Framför allt dränerade bassänger kan grävas ur och återanvändas för återkommande muddringsskampanjer. Denna avvattningsteknik har bl a utnyttjats vid muddringar i Kalmar hamn. Bassänger för passiv avvattning kan också dimensioneras för att utgöra ett slutligt omhändertagande som deponi för de förorenade sedimenten. Detta har skett t ex vid muddringar av kvicksilverförorenade sediment för Stora Enso i Skutskärs hamn, där en vik vallades in och användes som kombinerad bassäng för avvattning och slutlig deponi för sedimenten. Överskottsvatten från bassängerna kan dekanteras av och omhändertas för rening. Rening kan också ske genom att invallningen utformas som ett filter med tillräcklig avskiljning av partiklar, en teknik som användes i Skutskär.

Avvattning i geotuber kan sägas vara ett mellanting mellan mekanisk och passiv avvattning. Med denna teknik pumpas sedimentslurryn in i stora tuber av geotextil, vilka fungerar som filter. Genom att ett övertryck byggs upp inne i rören pressas vatten ut genom textilväggarna medan sedimenten kvarhålls inne i tuberna. För att underlätta dräneringen kan polymer tillsättas sedimentslurryn som flockningsmedel. Tuberna läggs upp på ett dräneringslager som, genom val av kornstorlek, också kan utgöra ett ytterligare partikelfilter, på ett underliggande tätskikt för uppsamling och slutlig rening av avrinnande vatten. Genom val av geotextil och dräneringslager kan en god partikelavskiljning fås direkt i avvattningssteget och kraven på ytterligare rening begränsas, beroende på föroreningsinnehållet. Denna avvattningsteknik är upphandlad i projekt Svartsjöarna i Hultfreds kommun, Kalmar län.

Det vatten som avskiljs i en avvattningsanläggning måste tas om hand och renas innan det återförs till recipienten. Vid muddringar är det oftast tillräckligt med en reningsanläggning som avskiljer suspenderad substans från returvattnet. Ett exempel på en anläggning som bör ha förutsättningar att klara sådana krav är en traditionell flocknings-, flotations- och sedimenteringsanläggning kompletterad med en avslutande fränkskiljning av fina partiklar i tryckfilter eller påstryckfilter.

Mängderna returvatten varierar med muddringsmetod. Om naturliga TS-halten är t.ex. 15 % och kravet är att uppnå en TS-halt på 30 % i de avvattnade sedimenten innebär detta för grävuddringen att vattenmängden som behöver renas är lika med 0,5 gånger mängden sediment som muddras. Vid sugmuddring behövs en utspädning av sedimenten till 3-4 % TS. För att nå 30 % TS efter avvattningen i detta fall blir vattenmängden som behöver renas cirka 4 gånger mängden sediment som sugmuddras.

#### *Kapacitet*

Muddringen kan ske 8 timmar om dygnet medan avvattning och rening av returvatten kan ske 24 timmar om dygnet. I exemplet i förra stycket (15 % TS i sedimenten) balanserar en avvattning på 400 m<sup>3</sup> vatten per timme en sugmuddring med kapaciteten 100 m<sup>3</sup> sediment per timme.

#### *Kostnad för avvattning*

Kostnaden för avvattning kan uppskattas till 30-50 kr/m<sup>3</sup> beroende på val av metod och hur stor volym som skall behandlas.

Geotuber är sannolikt den mest kostnadseffektiva metoden för avvattning och nödvändig yta bedöms finnas för denna metod. Vid en eventuell deponering i Gruvviken kan geotuber läggas flytande och får sedan sjunka inom en invallning (avvattningen sker därefter i vatten).

Investeringarna i avvattningen dominerar kostnaden. Om ungefär samma kapacitet (m<sup>3</sup> per tidsenhet) ska tillhandahållas blir därför kostnaden för avvattningen mer eller mindre oberoende av totalt upptagen mängd. Investeringen består främst i en etablering av en tät invallad yta där sedimenten kan läggas upp för avvattning. För sugmuddring bedöms ytan behöva vara i storleksordningen 100 000 m<sup>2</sup> vid muddring av hela sjön och 50 000 m<sup>2</sup> vid muddring av Gruvviken. Dessa ytor utnyttjas då både för avvattning och för deponering och samordnas med deponering av gruvavfallet. Investerings- och driftkostnaden för avvattning vid sugmuddring bedöms till 60 Mkr (48-90 Mkr) respektive 30 Mkr (24-45 Mkr). Kostnaden normalfördelas mellan högsta och minsta värde.

#### *Kostnad för rening av returvatten*

Kostnaden för en sådan anläggning bedöms till 10-20 kr/m<sup>3</sup> omhändertaget vatten vilket för fallet sugmuddring kan omräknas till 40-80 kr/m<sup>3</sup> sediment som det ligger på botten.

Det är idag inte klart i vilken omfattning som rening av returvattnet behöver göras vid avvattning av sedimenten. Kostnaderna för olika alternativ har tagits fram. Alternativ 1 avser vatten där enbart partikelavskiljning är nödvändig, alternativ 2 avser rening av lösta ämnen via kemisk fällning. Kapaciteterna 100, 200 och 400 m<sup>3</sup> returvatten per timme har utretts avseende kostnaderna för de båda

alternativen. Investeringskostnaden varierar mellan 4 Mkr (alternativ 1 vid minsta kapaciteten) och 18 Mkr (alternativ 2 vid högsta kapaciteten). Driftkostnaden per år är i storleksordningen 10 % av investeringskostnaden.

Kostnaden för vattenrening vid sugmuddring bedöms till högst 22 Mkr och lägst till 8 Mkr inom en normalfördelad kurva (standardavvikelse = 2,5 Mkr). Kostnaden för vattenrening vid grävuddring bedöms till högst 15 Mkr och lägst till 5 Mkr inom en normalfördelad kurva (standardavvikelse = 1,2 Mkr)

### *Miljö*

Sugmuddringen ger högre utsläpp till recipienten (större vattenmängd) än grävuddringen om man antar att reningen i ett reningsverk är lika effektiv för båda metoderna. Grävuddringen kan dock ge en komponent av lösta föroreningar i det vatten där man muddrar (grumling innanför skärm, men skärmen tar inte lösta ämnen), vilket inte sugmuddringen ger.

## **Termisk behandling**

### *Allmänt om metoden*

Termisk behandling har i denna utredning tagits med eftersom sedimenten i Tjursbosjön innehåller organiskt material mot bakgrund av förbudet att deponera avfall med organiskt innehåll. Sedimenten måste i ett sådant fall destrueras avseende sitt organiska innehåll. Detta innebär också en koncentration av metallföroreningarna till en mindre volym (aska).

Under samlingsnamnet termisk behandling ryms ett flertal olika tekniker som utnyttjar principen om upphettning av massorna som ska behandlas för avdrivning av föroreningar. Metoderna är oftast anpassade för behandling av organiska föroreningar som kan avdrivas i gasform genom upphettning och sedan förbrännas i en efterbrännkammare, alternativt direktförbränning i en förbränningsugn. Grundämnen som metaller kan inte destrueras på detta sätt. Däremot kan volymen farligt avfall minskas genom att huvuddelen av metallerna drivs av i en förbränningsprocess och avskiljs i en rökgasreningstest medan den större mängden material faller som slagg eller bottenaska. Rökgasresten kommer att troligen att bedömas som farligt avfall medan slagg och bottenaska sannolikt bedöms som icke-farligt avfall. möjligen (men inte sannolikt) inert avfall. Bedömningen beror på lakningsegenskaperna och kan inte avgöras utan försök. Generellt gäller att ju mindre av metallföroreningar som finns i sedimenten desto bättre kvalitet får slaggen/bottenaskan.

Fasta förbränningsanläggningar finns inom landet och mobila anläggningar finns att tillgå. Metoden som sådan är beprövad och erkänd.

### *Kapacitet*

Förbränningskapaciteten är högst osäker. Mobila anläggningar har låg kapacitet i storleksordningen några tiotusentona ton per år. Vid transport till fast anläggning har transportkapaciteten betydelse. Mellanlager på upp till tre år kan dock tillämpas utan att mellanlagret betraktas som deponi (gäller vid behandling av sedimenten, vid deponering gäller ett år).

### *Kostnader*

Kostnaderna för förbränning varierar kraftigt beroende på de förorenade sedimentens karaktär och föroreningsinnehåll. Sannolikt varierar kostnaden mellan 2 000- 4 000 kr/ton inklusive transport och deponering av förbränningsrest. Generellt sett är det lönsamt att avvattna sedimenten så långt som möjligt före förbränning, eftersom kostnaden vid förbränning är väsentligt högre än avvattningskostnaden och räknas per ton inlevererad mängd. Vidare ökar energibehovet ju högre vattenhalt sedimenten har.

## *Miljö*

Förbränning av en större mängd sediment kräver transport till godkänd förbränningsanläggning eftersom en mobil anläggning har för låg kapacitet. Avståndet till närmaste fasta anläggning (SAKAB) är 35 mil.

## **Kemisk behandling**

### *Allmänt om metoden*

Kemisk behandling definieras här som metoder som utnyttjar tillsats av kemiska ämnen för att laka ut föroreningar ur de förorenade massorna, i syfte att de behandlade massorna inte ska behöva klassificeras som avfall, alternativt kunna tas om hand i en deponi av lägre klass. En effektiv lakning påminner i stor utsträckning om de anrikningsmetoder som kan tillämpas för att extrahera metallerna vid utvinning i kommersiellt syfte. De slutsatser som kan dras från tidigare utredningar är att denna typ av metoder sannolikt är möjliga att tillämpa men att kostnaderna blir mycket höga.

## **Stabilisering/solidifiering**

### *Allmänt om metoden*

Stabilisering och solidifiering kan ha flera syften:

- Att immobilisera föroreningar genom kemisk fixering (fastläggning i svårslakbara föreningar).
- Att immobilisera föroreningar genom solidifiering (fysikalisk inneslutning i täta monoliter som begränsar genomströmningen av vatten).
- Att fysiskt stabilisera massorna för att öka hållfastheten vid deponering.

Immobilisering av föroreningar tillämpas främst för metaller och kan ske t.ex. genom fastläggning i stabila komplex mellan en metallkation och liganderna i en komplexbildare eller genom fastläggning som en metallsulfid. Några försök med kemisk stabilisering har inte genomförts på de förorenade sedimenten, varför det är oklart vilka effekter som kan nås gällande lösligheten.

Med solidifiering avses en fysikalisk inneslutning av den förorenade jorden i en matris som görs så tät att utlakningen domineras av diffusion. Vattenmolekylernas rörelse är vid diffusion väsentligt mindre än rörelsen hos föroreningarnas joner och molekyler och transporten styrs därför av koncentrationsgradienten hos respektive ämne. Vanligast är att använda någon form av hydrauliskt bindemedel, t ex cement, vilket härdar och omvandlar jordens kornstruktur till en hård kropp. Monofill är en sådan metod baserad på cementbindemedel och utvecklade i Sverige. Metoden används bl.a. för att solidifiera rökgasreningsskivor från sopförbränning, vilka innehåller höga halter av tungmetaller. Inblandningen av Monofill innebär oftast också en stabiliseringseffekt (kemisk fixering). Basen i Monofill utgörs av cement som modifierats genom tillsatser av särskilda additiv. Efter solidifieringen (gjutningen) fås en tät matris med begränsad hydraulisk konduktivitet (vattengenomtränglighet). Tätheten minskar genomströmningen av vatten med flera tiopotenser och utlakningen av föroreningar begränsas därför. För solidifiering av förorenad jord fordras normalt en bindemedelstillsats på ca 30 % för att nå tillräcklig effekt. Lämplig inblandning måste dock undersökas i varje enskilt fall liksom utlakningen (sker i diffusionstest).

Riskerna med solidifiering är främst förknippade med långtidsbeständigheten, dvs att den gjutna massan bibehåller sin täthet på lång sikt och inte vittrar sönder. Det är därför av stor vikt att kända och prövade produkter används vid solidifieringen.

Någon volymökning fås normalt inte vid solidifieringen beroende på att jordpartiklarna packas ihop till en tät struktur vid blandningen. Densiteten ökar däremot, vid stor mängd finmaterial är ökningen betydande. Vid solidifiering av finkorniga sediment, kommer sannolikt en volymökning att fås. Solidifieringen ger ofta tillräcklig hållfasthet, vilket innebär att någon fysikalisk stabilisering inte blir nödvändig.

Fysisk stabilisering för att förbättra hållfastheten kan vara nödvändig för att en kvalificerad deponi skall kunna anläggas och täckas på ett bra sätt så att de krav som ställs bl.a. i förordningen om deponering skall kunna innehållas. För att erhålla en tillräcklig fysisk stabilisering åtgår normalt betydligt mindre mängder bindemedel än vid en solidifiering som syftar till immobilisering av föroreningar.

Osäkerheten kring stabilisering/solidifiering domineras av frågan om behovet av tekniken finns av hållfasthetsskäl eller om tekniken behövs av emissionsskäl (eller inte finns alls). För att få denna fråga hanterbar delas stabiliseringen/solidifieringen här upp i fysikaliskt baserad och emissionsbaserad.



Figur 13 Stabilisering av muddrade sediment med skruv och tillförsel av cementbaserat stabiliseringsmedel (Trondheim, 2003)

#### Kapacitet

Kapaciteten för stabilisering beror på stabiliseringsmetod och insats i mängd utrustning och maskiner. Tas exemplet i Figur 13 kan flera samtidigt gående maskiner utföra arbetet. Processteget stabilisering/solidifiering bedöms inte vara begränsande.

#### Kostnader

Kostnaden för solidifiering med Monofill uppskattas vara i storleksordningen  $600 \text{ kr/m}^3$  avvattnade sediment, beroende bl.a. på åtgången av bindemedel (Monofill kostar ca  $900 \text{ kr/ton}$ ). För den emissionsbaserade stabiliseringen/solidifieringen (Monofill eller motsvarande) bedöms högsta kostnaden till  $800 \text{ kr/m}^3$  avvattnade sediment och lägsta kostnaden till  $400 \text{ kr/m}^3$  inom en normalfördelad kurva.

Kostnaden för fysikalisk stabilisering för en deponering med höga krav på hållfasthet bedöms till högst  $90 \text{ kr/m}^3$  avvattnade sediment och lägst  $50 \text{ kr/m}^3$  inom en normalfördelad kurva (standardavvikelse  $7 \text{ kr/m}^3$ ). Behovet av en sådan stabilisering bedöms dock som tveksamt.

## *Miljö*

Miljömässigt innebär stabilisering/solidifiering små utsläpp till omgivningen, såväl under som efter genomförandet.

### **6.7 Deponering av gruvavfall och muddermassor**

I de fall gruvavfall skall grävas bort eller förorenade sediment skall muddras, kommer en deponi för slutförvaring att behövas. Föroreningarna utgörs av metaller som inte är destruerbara och därför kommer alltid en deponeringsrest att uppkomma, oavsett om avfallet förbehandlas eller ej. En förbehandling av avfallet före deponering kan vara lämplig om den leder till att avfallens mängd och/eller farlighet reduceras, under förutsättning att den ger väsentliga fördelar med hänsyn till miljön och är praktiskt genomförbar till en rimlig kostnad (se vidare avsnitten 6.5.4 och 6.6.4).

Slutligt omhändertagande av gruvavfall och/eller förorenade sediment i en deponi kan i princip ske på tre olika sätt:

1. I en befintlig extern deponi.
2. I en lokal nyanlagd specialdeponi på land.
3. I en invallad specialdeponi under vatten i Gruvviken.

En viktig faktor vid deponering är klassificeringen av avfallet (se vidare avsnitt 5.2 ovan), då denna avgör på vilken typ av deponi avfallet får deponeras.

#### *6.7.1 Deponering på befintlig extern deponi*

I Sverige finns det endast ett 20-tal befintliga deponier som kan eller har planer på att ta omhand andra typer av förorenade massor än de som är oljeförorenade. Oftast omfattar tillstånden mindre än 50 000 ton per år.

Befintliga deponier som kan ta emot förorenade massor finns eller kommer sannolikt att i framtiden finnas inom en radie av 10 - 15 mil. Tillstånden för dessa anläggningar kommer dock sannolikt inte att omfatta muddermassor av den typ som genereras från Tjursbosjön, med hänsyn till innehållet av organiskt material. Vid åtgärder av större omfattning kommer mängderna avfall att bli så stora att de sannolikt inte heller ryms inom de gällande tillstånden. Detta innebär i praktiken att man behöver söka särskilt tillstånd för deponering av de förorenade massorna, alternativt ett omhändertagande på en anläggning där avfallen behandlas, se avsnitt 6.5.4 och 6.6.4.

Utnyttjande av befintliga externa deponier blir därmed främst aktuellt vid efterbehandlingsåtgärder som begränsas till uppgrävning och omhändertagande av mindre mängder av gruvavfallen. Detta är främst aktuellt vid omflyttning av avfallen från stranden, vilket kan genomföras som en enskild åtgärd eller i kombination med t.ex. uppsamling och behandling av gruvvatten och lakvatten från Holländarefältet.

#### *6.7.2 Lokal deponi på land*

Ett alternativ till deponering på en befintlig extern deponi för förorenade massor är iordningställande av en specialdeponi i närheten av de områden som skall åtgärdas. Det finns stora fördelar med ett sådant alternativ om man kan finna en lämplig plats för lokalisering av deponin. En sådan fördel är att transportavstånden blir små, vilket t.ex. kan möjliggöra transport av muddermassor genom pumpning i slutna ledningar fram till deponin. Eventuell behandling av avfallen före deponering kan då förläggas till samma plats och omlastning med vidaretransport av behandlade massor kan undvikas. En annan fördel med en lokal specialdeponi är att denna kan utformas med hänsyn till de aktuella avfallens



särskilda egenskaper. En tredje fördel uppstår om deponin kan placeras i det avrinningsområde som redan är förorenat av aktuellt avfall. På så sätt tas ingen ny recipient i anspråk. Lämplig lokalisering för en behandlingsanläggning med specialdeponi i närheten av Tjursbosjön har utretts i en separat lokaliseringsutredning (bilaga 3). Denna utredning anvisar ett område sydost om Tjursbosjön vid Gustavsberg som det mest lämpliga vid en sammanvägning av alla beaktade faktorer. Denna lokalisering innebär att transportavstånden från Gladhammars gruvområde begränsas till ca 7 km medan muddermassor kan transporteras hydrauliskt i rörledningar.

Även om man väljer ett alternativ som innebär deponering vid en avfallsanläggning på annan ort kan det vara aktuellt att lokalt ombesörja viss förbehandling lokalt, t ex avvattning och omlastning av förorenade muddermassor.

Den miljömässiga karakteriseringen av avfallen visar att de enligt gällande kriterier för mottagning av avfall endast får tas emot vid en deponi för farligt avfall. De krav som ställs på en deponi framgår av förordningen om deponering av avfall, SFS 2001:512. I förordningen föreskrivs bl. a. hur en deponi ska vara utformad samt hur kontrollen under drift samt efter avslutning ska ordnas.

För att kraven skall uppfyllas kommer en konstgjord geologisk barriär, en botten tätning och ett system för uppsamling av lakvatten att behöva anläggas innan deponering påbörjas och en kvalificerad tätning att etableras över deponin i samband med sluttäckningen. På lång sikt är sluttäckningen det viktigaste konstruktionselementet eftersom dess effektivitet kommer att bestämma både syretransporten till avfallen och därmed vittringshastigheten och lakvattenbildningens storlek som bestämmer uttransporten av föroreningar.

Med hänsyn till att deponin till stor del kommer att innehålla sulfidmalmsavfall och att det bedöms som minst lika viktigt att begränsa syrediffusionen till avfallet bör tätskiktet vara relativt mäktigt och dräneringen uteslutas. Sannolikt innebär detta att tätskiktet kommer att utföras av BES (stenmjöl eller sand med inblandning av bentonit, en svällande lera som ger en mycket hög täthet under förutsättning att inblandningen är rätt dimensionerad och utförd). En sådan utformning innebär att täckningen kommer att hålla en högre vattenmättnadsgrad under en större del av året vilket är gynnsamt med hänsyn till syretransporten, men sannolikt kommer att medföra en högre lakvattenbildning. För det fall sedimenten ingår i efterbehandlingen och skall tas om hand är det förenat med stora svårigheter att anlägga och packa ett tätskikt av t.ex. BES eftersom sedimenten förmodas vara relativt lösa och inte tillräckligt styva för att packning skall fungera. I detta fall kan gruvavfallen läggas under sedimenten, som är finkorniga och vattenmättade och sannolikt kommer att utgöra en effektiv syrespärr varefter täckningen kan utföras med en s.k. kompositttätning (lergeomembran med ren bentonit överlagrad av ett helsyntetiskt geomembran typ HDPE).

#### *Kostnader*

Kostnaderna för nyetablering av en deponi, inklusive transporter och inläggning i deponin, behandling av lakvatten samt sluttäckning och miljöövervakning bedöms vara beroende av mängden där högsta kostnad vid maximal mängd avfall och sediment är 620 kr per m<sup>3</sup> deponerad volym och lägst 380 kr/m<sup>3</sup> med en normalfördelning mellan dessa värden. Vid muddring enbart av Gruvviken ökar kostnaderna med uppskattningsvis 25 %. En deponi för enbart gruvavfall, utan sediment, blir mindre men ändå inte dyrare per volymsenhet eftersom en sådan deponi kan göras tämligen yteffektiv.

#### *Miljö*

Den föreslagna lokaliseringen innebär ett relativt begränsat transportarbete. Med hänsyn till att vittringshastigheterna i avfallet måste begränsas kraftigt och de höga halterna i lakvatten ställs det höga krav på deponins konstruktion. Det bedöms dock som tekniskt möjligt att bygga en deponi som ger låga emissioner även i ett långtidsperspektiv med utnyttjande av den teknik som används vid täckning av gruvavfall.

### 6.7.3 Deponering i vatten

Ett alternativ till traditionell deponering på land, i närheten av avfallet, är fyllning i någon del av vattenområdet, där förorenade sediment/gruvavfall redan finns, och avskärmning av detta från Tjursbosjön. Det område som i första hand bedöms som aktuell för en sådan lösning är de inre delarna av Gruvviken.

Vid deponering i vatten kan en del av Gruvviken skärmas av med en tät vall. Lagunen fylls med gruvavfall/muddermassor och avfallet täcks med minst 1,5 m rena massor upp till en nivå strax över vattenytan. Uppströms deponin kan landområdet och kontakten mot Tjursbosjön utformas så att tillrinning av ytvatten undviks och grundvatteninströmning genom deponin minimeras. Vid behov kan slitsmurar (tätskärmar) användas för att i princip helt eliminera grundvattenströmningen. Därigenom bildas ett stagnant grundvattenmagasin inne i avfallet vilket dels innebär en effektiv barriär mot intransport av syre, dels att nederbörden som faller över deponin i huvudsak kommer att avrinna i täckningen över det deponerade avfallet.

Muddermassor kan transporteras till den avskärmade bassängen genom pumpning, för att sedan passivt avvattnas genom sedimentering i denna. Muddringen kan eventuellt avslutas med inpumpning av rena massor till en täckning som får sedimentera över de förorenade massorna.

Deponin bör inte medföra utsläpp av föroreningar som kan skada människa eller miljö. Vid deponering genom utfyllnad bakom täta vallar kan utsläppen, givet att partiklar inte kan erodera ur fyllningen, styrs utsläppen av en förorening från utfyllnaden av ekvationen:

$$u = c \cdot k \cdot i \cdot A, \text{ där}$$

$u$  = utsläpp av respektive förorening,

$c$  = koncentration i löst form av respektive förorening i fyllningens porvatten

$k$  = hydrauliska konduktiviteten ("tätheten mot vattengenomträngning") i materialet mellan avfallet och sjön,

$i$  = hydrauliska gradienten mätt mellan sjöns vattenyta och grundvattenytan i utfyllnaden,

$A$  = tvärsnittytan vinkelrätt gradientens riktning

Utöver ovanstående utsläpp, som baseras på vattenmolekylernas rörelse (konvektiv strömning till följd av tryckgradienten), finns även diffusion som är styrd av koncentrationsgradienten (skillnaden i koncentration av respektive förorening i porvattnet och havsvattnet). Diffusionen är dock vid en konstruktion av detta slaget underordnad konvektionen, varför diffusionen kan försummas i detta fall.

Den drivande kraften för utsläpp från deponin är således den hydrauliska gradienten ( $i$ ),  $d$   $v$   $s$  tryckskillnaden mellan sjöns nivå och grundvattenytan i deponin. Återhållande kraft är tätheten ( $k$ ) hos avfallet och vallen. Själva föroreningen i fyllningen ( $c$ ) utgörs av den mobila delen av respektive förorening, i detta fall koncentrationen av respektive förorening i löst form.

Den hydrauliska gradienten kan i viss mån styras genom utformning av omgivande landområden närmast uppströms deponin medan den hydrauliska konduktiviteten bestäms av tätheten hos det material som läggs i vallen mellan deponi och sjö och eventuell installation av vertikala tätskärmar för att förhindra inströmning av grundvatten.

#### *Kostnader*

Kostnaderna för en deponi under vatten blir lägre än för en deponi på land, främst eftersom inga horisontella konstruktioner av typen konstgjord geologisk barriär, tätskikt eller dräneringar behöver anläggas. Installation av vertikala tätningar (vallar och tätskärmar) blir mindre kostnadskrävande p.g.a. att mängden tätningsarbeten blir mindre. Kostnaden för deponering bedöms bli 30-40 % lägre för denna typ av deponi.

## *Miljö*

Fyllning i Gruvviken efter avskärmning innebär sannolikt att främst vittringshastigheten men även vattenomsättningen i avfallet blir mindre än i en deponi för farligt avfall på land. Samtidigt blir transportarbetet för flyttning av avfall mindre. Ur miljösynvinkel bedöms således en deponi i Gruvviken som ett bättre alternativ än deponering på land. Tillståndspröven försvåras dock av att ett antal tillståndspliktiga avsteg från gällande regler och förordningar behöver göras. Deponering under vatten är en väl etablerad metod för efterbehandling av gruvavfall och metodens effektivitet för att förhindra fortsatt vittring är väl dokumenterad. Deponering i naturliga sjöar är dock alltid omtvistad.

### **6.8 Övriga övervägda efterbehandlingsalternativ**

Nedanstående behandlingsmetoder har övervägts, men avskrivits som realistiska alternativ med hänvisning till följande motivering.

- Självfallslösningar vattenrening – för små höjdskillnader från uppsamlingspunkt till utsläppspunkt för att klara självfall genom reningsanläggning
- Behandlingsbassänger på land – ont om lämpliga ytor, mycket stort ingrepp i kulturmiljön, kostsamt
- Passiva metoder – inga metoder som fungerar i tusenårsperspektivet
- Övertäckning av avfallet – direktexponering ej den stora risken, liten effekt för miljöpåverkan
- Tätning av gruvavfallsytor på plats – mycket stora ytor = mycket dyrt, stort ingrepp i kulturmiljön
- Injektering av betong i gruvavfallshögarna – tekniskt svårt
- Utvinning av metaller ur avfallet / sedimentet – ej ekonomiskt intressant enligt gruvbolag
- Gruvan som utjämningsmagasin med aktivt reglerat utflöde ur stollgången – mekaniskt, styr- och regler, underhållskrävande

## **7 Efterbehandlingens omfattning och konsekvenser**

### **7.1 Åtgärdsområde beroende på val av ambitionsnivå**

Flera olika åtgärder kan bli aktuella. Dels kan omfattningen av åtgärderna övervägas, då man kan uppnå olika åtgärdsområden genom att åtgärda olika delar av det förorenade systemet, dels kan olika typer av åtgärder användas för den valda åtgärdsomfattningen. För att illustrera detta har tänkbara åtgärder delats upp på olika åtgärdsnivåer.

Flera åtgärder med olika omfattning kan användas för att åstadkomma en mer eller mindre omfattande reduktion av riskerna för hälsa och miljö i området. För att åskådliggöra detta har flera åtgärdsnivåer utarbetats, vilka är kopplade till riskreduceringens storlek. Effekten av åtgärder på de olika åtgärdsnivåerna har konkretiserats i form av åtgärdsområden med tillhörande mätbara åtgärdsområden. Fem olika åtgärdsnivåer har utarbetats, med successivt ökande riskreducering. En sammanställning av åtgärdsområden för de olika åtgärdsnivåerna återfinns i Tabell 8.

Tabell 8 Studerade åtgärdsnivåer med tillhörande åtgärds mål och mätbara åtgärds mål.

Åtgärdsnivå	Åtgärds mål	Mätbara åtgärds mål
0 – Inga åtgärder.	Nollalternativet innebär att konstaterade risker kvarstår oförändrade.	
1. Klassning som miljöriskområde med särskilda restriktioner	Människors fysiska hälsa skall inte påverkas.	Konstaterade miljöeffekter kvarstår oförändrade.
2. Spridningsbegränsande åtgärder nedströms Tjursbosjön.	a) Människors fysiska hälsa skall inte påverkas. b) Effekterna i vattendragen nedströms Tjursbosjön skall minska på längre sikt	a) Spridningen av koppar från Tjursbosjön till nedströmssystemet skall minska med 75 %.
3. Spridningsbegränsande åtgärder från gruvområdet	a) Människors fysiska hälsa skall inte påverkas. b) Effekterna i vattendragen nedströms Tjursbosjön skall minska på längre sikt c) Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall minska.	a) Spridningen av koppar från gruvområdet till Tjursbosjön skall minska med 75 %. b) Spridningen av koppar från Tjursbosjön skall minska med 75 %.
4. Spridningsbegränsande åtgärder från gruvområdet och Gruvviken	a) Människors fysiska hälsa skall inte påverkas. b) Effekterna i vattendragen nedströms Tjursbosjön skall minska på längre sikt c) Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall avsevärt minska. d) Effekterna på bottenlevande organismer i Gruvviken skall minska.	a) Spridningen av koppar från gruvområdet till Tjursbosjön skall minska med 90 %. b) Spridningen av koppar från Tjursbosjön skall minska med > 75 %. c) Kopparhalten i Tjursbosjön skall på sikt inte överstiga 8 µg/l.
5. Spridningsbegränsande åtgärder för hela det förorenade området.	a) Människors fysiska hälsa skall inte påverkas. b) Effekterna i vattendragen nedströms Tjursbosjön skall minska på längre sikt c) Effekterna på det akvatiska livet i Tjursbosjön skall på sikt elimineras d) Effekterna på bottenlevande organismer i Tjursbosjön skall minska.	a) Spridningen av koppar från gruvområdet till Tjursbosjön skall minska med > 90 %. b) Spridningen av koppar från Tjursbosjön skall minska med > 90 %. c) Kopparhalten i Tjursbosjön skall på sikt inte överstiga 4 µg/l.

Syftet med denna uppdelning i åtgärdsnivåer är att möjliggöra en värdering av nyttan av olika åtgärder gentemot kostnaderna för dessa. Som framgår av tabellen ökar antalet åtgärds mål (nyttan med åtgärderna) med ökande åtgärdsnivå. I normalfallet ökar också kostnaderna med ökande åtgärdsnivå, dock något beroende på valet av åtgärds metoder.

*Åtgärdsnivå 1* innebär endast att administrativa styrmedel används för att begränsa risken för att människor skall exponeras för föroreningarna på ett sådant sätt att hälsoeffekter kan uppkomma, medan riskerna för miljön inte åtgärdas.

*Åtgärdsnivå 2* innebär att man, utöver åtgärderna på nivå 1, vidtar åtgärder vid utloppet från Tjursbosjön i syfte att förhindra/begränsa den fortsatta spridningen av miljöeffekter till recipienterna längre nedströms. Därmed betraktas gruvområdet och Tjursbosjön som ”förlorade” i detta alternativ.

*Åtgärdsnivå 3* innebär att man vidtar åtgärder inom gruvområdet (gruva och allt avfall på land) för att minska spridningen till Tjursbosjön. Med dessa åtgärder förbättrar man situationen både för Tjursbosjön och för recipienterna nedströms denna (åtgärderna vid Tjursbosjöns utlopp från åtgärdsnivå 2 kan därmed utgå).

*Åtgärdsnivå 4* innebär en utökning av åtgärderna för gruvområdet (åtgärdsnivå 3) med omhändertagande även av det avfall som ligger under vatten och de förorenade sedimenten i Gruvviken. Med denna utökning kan man ytterligare förbättra situationen i Tjursbosjön och minska läckaget nedströms.

*Åtgärdsnivå 5*, slutligen, avser en efterbehandling som även omfattar förorenade sediment i övriga Tjursbosjön ("totalsanering"). Med dessa åtgärder närmar man sig i det naturliga bakgrundstillståndet, så långt som detta är möjligt.

## **7.2 Åtgärder – omfattning och utformning beroende av åtgärds mål**

För att uppnå respektive åtgärds mål för de olika ambitionsnivåerna (beskrivna i avsnitt 7.1) kan olika åtgärds metoder (beskrivna i kapitel 6) användas, eller kombinationer av åtgärder genomföras. För de fem åtgärdsnivåerna har sammanlagt tolv olika åtgärder eller kombinationer av åtgärder analyserats, vilka medför olika konsekvenser för effekterna på hälsa och miljö, ingrepp i kulturmiljön etc. En sammanställning av de olika åtgärds kombinationerna, deras konsekvenser och kostnader återfinns i Bilaga 1.

### *7.2.1 Nivå 1 - Områdesrestriktioner m.m.*

Fungerande områdesrestriktioner är ett sätt att eliminera risken att föroreningarna påverkar människors hälsa och miljö, utan att några egentliga fysiska ingrepp görs i gruvområdet eller dess omgivningar. Ett sätt kan vara att länsstyrelsen förklarar området som ett miljöriskområde enligt 10 kapitlet Miljöbalken.

Riskbedömningen visar att de hälsorisker som föreligger är förknippade med intag och hudkontakt med de avfall som har höga halter av arsenik. Någon risk för exponering för förorenat grundvatten (som dricksvatten) eller påverkan i samband med intag av t.ex. bär och svamp bedöms inte finnas. Därmed bedöms en tillräcklig åtgärd vara information till närboende och passerande om vilka hälsorisker som finns. Man kan också överväga att lägga om Tjustleden (en vandringsled) så att den inte passerar genom området. Vidare måste gruvhålen hållas instängslade för att begränsa risken för olycksfall.

Områdesrestriktioner kan behöva användas på alla åtgärdsnivåer, beroende på vilka övriga åtgärder som genomförs. På samtliga nivåer finns nämligen åtgärds alternativ som ger möjlighet att behålla gruvmiljön i huvudsak intakt, varvid hälsorisker i samband med exponering för avfallen måste begränsas med administrativa styrmedel.

För att denna typ av åtgärder skall fungera på lång sikt krävs regelbundet återkommande informationsinsatser, underhåll av skyltning, stängsel m.m. Med en genomsnittlig kostnad kring 200 000 SEK/år behövs en fondering i storleksordningen 6,7 Mkr vid en realränta på 3 % för att täcka samtliga framtida kostnader.

### *7.2.2 Nivå 2 - Åtgärder vid Tjursbosjöns utlopp*

Syftet med att genomföra åtgärder vid Tjursbosjöns utlopp är att reducera belastningen på recipientsystemet nedströms Tjursbosjön. För att genomföra detta krävs installation av någon typ av reningsanläggning för vattnet som lämnar Tjursbosjön. Även om metallhalter i Tjursbosjön är mycket höga vid en jämförelse med naturliga bakgrundshalter är de mycket låga ur reningsteknisk synvinkel, vilket innebär en svårighet för denna åtgärd. Den utredning som genomförts visar dock att det bör vara möjligt att åstadkomma en tillräcklig rening, men att närmare undersökningar måste genomföras för att klarlägga vilken reningsteknik som är bäst lämpad. Den teknik som bedöms ha bäst

förutsättningar att fungera är membranseparering (uppkoncentrering i nanofilter) kombinerad med jonbyte och kemisk fällning.

En nackdel med denna typ av åtgärd är att en reningsanläggning kräver kontinuerlig tillsyn med återkommande drift- och underhållsåtgärder, förbrukning av fällningskemikalier, omhändertagande av metallhydroxidslam m.m. På grund av detta blir kostnaderna också höga. För det fall membranseparering måste ingå (vilket bedöms som troligt) kan den totala investeringskostnaden uppskattas till 50-55 Mkr (inklusive byggherrekostnader m.m.) och driftkostnaden till ca 2 Mkr per år. Med en fondering för drift- och underhåll med en bedömd kostnad om 2 Mkr/år och en antagen reinvestering om 30 Mkr vart femtionde år krävs en fondering i storleksordningen 87 Mkr vid en realränta på 3 %. Den troliga totalkostnaden beräknas därmed uppgå till ca 140 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 125-155 Mkr. Vid uppskattning av variationsintervallet har dock ingen hänsyn tagits till variationer i räntan.

Åtgärder vid Tjursbosjöns utlopp behövs endast vid tillämpning av åtgärdsnivå 2. Med en högre ambitionsnivå åstadkommer man motsvarande, eller större, reduktion av utsläppen med åtgärder högre upp i avrinningsområdet (främst gruvområdet).

### 7.2.3 Nivå 3 - Åtgärder inom gruvområdet

Dessa åtgärder syftar till att begränsa läckaget från gruvområdet till Tjursbosjön och är aktuella inom åtgärdsnivåerna 3-5. För sådana åtgärder finns två huvudalternativ:

- a) Det första alternativet innebär att gruvområdet i huvudsak lämnas intakt, men att uppsamlingsledning, pumpar och en reningsanläggning för uppsamlat vatten anläggs mellan området och Tjursbosjön. Avrinningsförhållanden är sådana att en effektiv uppsamling av såväl gruvvatten (som avleds i Stollgången) och lakvatten från avfall kring gruvan (som i huvudsak avrinner ytligt eller dräneras till Stollgången) bedöms vara möjlig att åstadkomma. Dock måste avfallet vid stranden schaktas bort och omhändertas eftersom det inte bedöms vara möjligt att samla upp lakvatten från detta. Även området vid Torsfall åtgärdas genom urgrävning och omhändertagande. Alternativet innebär att en reningsanläggning kommer att behöva drivas och underhållas under mycket lång tid framöver, liksom information och restriktioner för utnyttjandet, men också att kulturmiljön i huvudsak kan bevaras.

Kostnaderna för ett genomförande av denna åtgärd (d.v.s. kostnaden för åtgärder på åtgärdsnivå 3) bedöms till storleksordningen 50 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 45-60 Mkr. Av detta utgör ca 15 Mkr fonderingar för framtida drift- och underhållskostnader samt reinvesteringar.

- b) Det andra alternativet innebär att allt avfall på land schaktas bort och omhändertas, omfattande ca 33 000 m<sup>3</sup> avfall (avfall som ligger under vatten i Gruvviken kvarlämnas). Detta kombineras med en pluggning av Stollgången och igengjutning av gruvschakten. För dessa tillämpas kraftiga, massiva betonggjutningar utan armering vars bärande funktion tillgodoses genom valvverkan. Hydrogeologiska modelleringar visar att grundvattenytan i gruvan kan förväntas stiga med ca 20 m varvid avrinningen till gruvan och därmed läckaget av metaller till Tjursbosjön avsevärt skulle minska. Med dessa åtgärder bortfaller behovet av restriktioner för området samtidigt som behovet drift- och underhållsåtgärder minimeras (ett visst tillsynsbehov kommer dock att finnas kvar, för området och för en trolig deponi). Denna åtgärd förstör dock större delen av de kulturhistoriskt intressanta lämningarna.

Kostnaderna för ett genomförande av denna åtgärd (d.v.s. kostnaden för åtgärder på åtgärdsnivå 3) bedöms till storleksordningen 40 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 35-50 Mkr (inklusive kostnader för omhändertagande av bortgrävt avfall i en lokal deponi).

#### 7.2.4 Nivå 4 - Åtgärder inom gruvområdet och i Gruvviken

Åtgärder mot gruvavfall under vatten och förorenade sediment genomförs på åtgärdsnivåerna 4 och 5, som komplement till åtgärderna för gruvområdet som beskrivs ovan (nivå 3). På åtgärdsnivå 4 omfattar åtgärderna Gruvviken.

De åtgärder som bedöms ge varaktig effekt är muddring av avfall i Gruvviken och förorenade sediment.

Muddring av avfallet under vatten kan (och måste) till stor del ske som grävuddring beroende på dess kornstorlek. Denna muddring omfattar ca 15 000 m<sup>3</sup> avfall i Gruvviken. För att förhindra partikelspridning under arbetet bör detta utföras bakom skyddsskärm.

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 avsevärda mängder vatten vid muddringen och att en anläggning för avvattning av sedimenten och rening av returvattnet måste byggas upp och drivas under genomförandetiden.

Vid genomförande av åtgärder på nivå 4 omfattas ca 180 000 m<sup>3</sup> förorenade sediment av muddring. Den totala kostnaden för genomförande av åtgärder på denna nivå beror på valet av åtgärder för gruvområdet och valet av omhändertagande av de förorenade massorna. För det minst kostnadskrävande alternativet bedöms totalkostnaden för alla åtgärder på nivå 4 till i storleksordningen 160 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 125-185 Mkr. För det mest kostnadskrävande alternativet bedöms kostnaderna till i storleksordningen 200 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 180-270 Mkr.

#### 7.2.5 Nivå 5 – Fullständig efterbehandling

Vid genomförande av åtgärder på nivå 5 omfattas gruvområdet enligt beskrivningen ovan (nivå 3), gruvavfall i sjön enligt beskrivning enligt ovan (nivå 4) samt ca 550 000 m<sup>3</sup> förorenade sediment i hela Tjursbosjön. Även på denna nivå blir den totala kostnaden för genomförande av åtgärderna beroende av valet av åtgärder för gruvområdet (se avsnitt 7.2.3) och valet av omhändertagande av de förorenade massorna. För det minst kostnadskrävande alternativet bedöms totalkostnaden för alla åtgärder på nivå 5 till i storleksordningen 360 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 270-420 Mkr. För det mest kostnadskrävande alternativet bedöms kostnaderna till i storleksordningen 430 Mkr med ett sannolikt utfall inom intervallet 490-590 Mkr.