

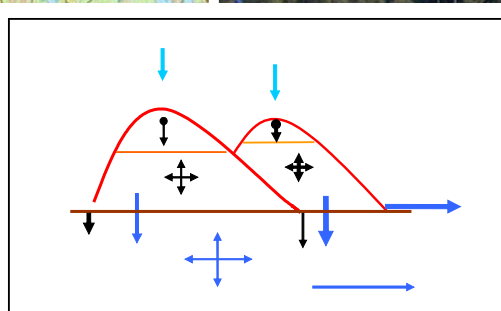
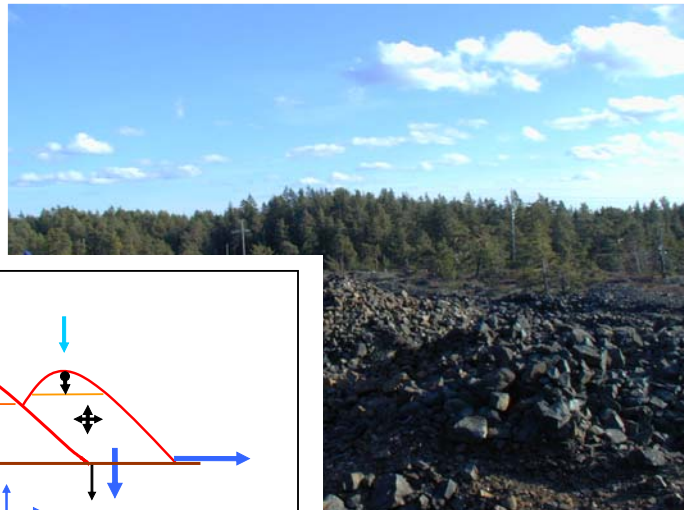


VÄSTERVIKS
KOMMUN



Systemförståelsen för Gladhammars gruvor och närområdet

Beskrivning av massbalanser och spridningsmekanismer vid
Gladhammars gruvor och sjöarna nedströms gruvområdet.



Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:08

Linköping 2005-07-06

FÖRORD

Västerviks kommun har under perioden maj 2003 till maj 2005 genomfört Projekt Gladhammars gruvor, en huvudstudie enligt Naturvårdsverket kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden. Arbetet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen i Kalmar.

Omfattningen av undersökningarna har utformats och drivits av en styrgrupp med Västerviks kommunalråd Harald Hjalmarsson som ordförande. Övriga medlemmar i styrgruppen har varit kommunstyrelsens vice ordförande Anita Bohman, tekniske chefen Per Allerth, miljö- och byggnadschefen Mariann Teurnell-Söderlund samt kommunchef Conny Jansson, som även fungerat som beställarombud. Tommy Hammar från Länsstyrelsen i Kalmar län och projektledaren Christer Ramström, Västerviks kommun, har varit adjungerade till styrgruppen. Tommy Hammar har även fungerat som projektstöd inom miljöstyrning.

Det löpande arbetet har utförts av en projektgrupp där Christer Ramström från Västerviks kommun varit projektledare. Christer Hermansson från Västerviks kommun har haft ansvar som delprojektledare för delprojekt Miljökontroll medan Henning Holmström, Envipro Miljöteknik AB har upphandlats som delprojektledare för delprojekt Utredningar. Länsstyrelsen i Kalmar har representerats av Anders Svensson från miljöenheten och Birgitta Eriksson från kulturmiljöfunktionen. I projektgruppen har även Barbro Friberg från Kultur- och Fritidsförvaltningen ingått samt Petra Rissmann från Tekniska kontoret.

Fältarbetena inom projektet har organiserats av delprojekt Miljökontroll som i huvudsak bemannats av Christer Hermansson och Christer Ramström. Ansvaret för upprättandet av undersökningsprogrammet samt för flera av delrapporterna har vilat på delprojektledare Henning Holmström.

I huvudstudien för Projekt Gladhammars gruvor ingår följande rapporter:

2004:01	–	Sammanfattande Huvudstudierapport
2004:02	–	Metodik för provtagning och analys
2004:03	–	Karaktärisering av avfallen vid Gladhammars gruvor
2004:04	–	Grundvattnets geokemi
2004:05	–	Resultat från miljökontroll
2004:06	–	Hydrogeologisk åtgärdsutredning
2004:07	–	Geokemin i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön
2004:08	–	Systemförståelsen för Gladhammars gruvor och närområdet
2004:09	–	Kulturhistorisk utredning för Gladhammars gruvområde
2004:10	–	Sedimentkartering av Tjursbosjön
2004:11	–	Riskperspektivet för gruvområdet vid Gladhammar och nedströms liggande sjösystem
2004:12	–	Åtgärdsutredning Alternativ för efterbehandling av Gladhammars gruvor och förorenade sediment i Tjursbosjön
2004:13	–	Undersökning av Bondegruvan, Knutsschaktet och stollgången vid Holländarefältet, Gladhammars gruvor
2004:14	–	Effekter av förorenings-spridningen från den tidigare gruvdriften vid Gladhammars gruvor
2004:15	–	Betydelsen av Holländarefältet för masstransporten till Tjursbosjön
2004:16	–	Mobilisering och immobilisering av bly och kadmium i sjösediment
2004:17	–	Undersökning av bottenfauna i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön

Denna rapport har i huvudsak utarbetats av Henrik Eriksson och Henning Holmström, Envipro Miljöteknik AB.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	2
1. INLEDNING	3
2. SYFTE	3
3. MASSBALANSER OCH PROCESSFÖRSTÅELSE – VARFÖR?	3
4. FÖRORENINGSKÄLLOR – BESKRIVNING AV KÄLLTERMER	5
4.1. GRUVAVFALL – VARP, SLAGG, VASKMULL OCH LAKREST	5
4.1.1. Halter i avfallen	5
4.1.2. Totalt upplagrade mängder i avfallen	6
4.1.3. Totala utlakbara mängder	8
4.2. TJURSBOSJÖNS SEDIMENT	9
4.2.1. Halter och utbredning	9
4.2.2. Totalmängder i sediment	10
4.2.3. Lättillgängliga mängder i sediment - försurningsmängder	11
4.3. TJURSBOSJÖNS VATTEN	11
4.3.1. Halter och mängder	11
4.4. NATURLIG OMGIVNING	13
4.4.1. Halter och utbredning	13
5. NUVARANDE TRANSPORTVÄGAR	14
5.1. LÄCKAGE, BETYDELSEN AV VITTRING OCH OXIDATION	14
5.1.1. Avfall – årlig oxidation och spridningsmekanismer	14
5.1.2. Intern vittring i gruvan – årlig oxidation och spridningsmekanismer	16
5.2. SPRIDNING I YTVATTEN	17
5.2.1. Spridning från gruvområdet till Tjursbosjön	17
5.2.2. Spridning från den naturliga omgivningen till Tjursbosjön	18
5.2.3. Spridning till övriga recipienter	19
5.3. SPRIDNING I GRUNDVATTEN – TRANSPORT FRÅN GRUVOMRÅDET	21
5.4. SPRIDNING TILL/FRÅN SEDIMENT	22
5.4.1. Sedimentfällor	22
5.4.2. Diffusion	23
6. POTENTIALEN FÖR FRAMTIDA VITTRING OCH UTLAKNING	23
6.1. OXIDATIONS OCH VITTRINGBERÄKNINGAR FÖR VARP	23
6.2. SPECIFIKA LAKFÖRSÖK	24
6.2.1. Statiska försök - Oxiderat tillgänglighetstest	24
6.2.2. Kinetiska undersökningar – Fuktkammarförsök	25
6.3. BEDÖMNING AV DEN FRAMTIDA POTENTIALEN FÖR UTLAKNING – TIDEN	26
7. SEDIMENTEN SÄNKA ELLER POTENTIELL KÄLLA?	28
7.1. STATUS IDAG, NETTOSÄNKA ELLER NETTOKÄLLA?	28
7.2. STATUS VID EN EFTERBEHANDLING, NETTOSÄNKA ELLER NETTOKÄLLA?	29
8. SAMLAD MASSBALANS ÖVER OMRÅDET – IDAG	30
8.1. HOLLÄNDAREFÄLTET OCH TJURSBOSJÖN	30
8.2. SJÖSYSTEMET NEDSTRÖMS TJURSBOSJÖN	33
8.3. HYTTAN VID TORSFALLSÅN	35
9. REFERENSER	36

SAMMANFATTNING

Syftet med denna rapport är att ge en helhetsförståelse för hur föroreningarna omsätts i gruvområdet och systemet nedströms. I rapporten beskrivs de processer som sker i avfallen, gruvan, i sedimenten och hur betydelsefulla dessa processer är för den totala omsättningen av föroreningar idag och i framtiden. Målet är att upprätta en massbalans över hela gruvområdet samt nedströms liggande sjöar, främst Tjursbosjön där spridningen från de olika källtermerna beskrivs och kvantifieras.

De avfall som förekommer i området är varp, slagg, vaskmull och lakrest. De huvudsakliga föroreningselementen är arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink. Generellt återfinns de största mängderna av respektive element vid Holländarefältet och nere stranden. Av de övriga delområdena står Sohlbergsfältet och Hyttan för de största mängderna. Den totala mängden av arsenik uppgår till knappt 13 ton. Koboltmängden i avfallen uppgår till cirka 132 ton. Varpen vid Holländarefältet och stranden bidrar med de största andelarna. Kopparmängden i avfallet uppgår till cirka 455 ton, återigen bidrar varpen vid Holländarefältet och stranden med de största mängderna. För bly står varpen vid Holländarefältet för det största bidraget, totalmängden uppgår till cirka 55 ton. Totalmängden av zink uppgår till 109 ton och varpen och slaggen vid stranden bidrar med de största mängderna. Inte allt detta är direkt tillgängligt för utlakning. Beräkningarna gjorda utifrån lakförsök visar att cirka 182 ton koppar och 14,5 ton kobolt är lakbart. Den framtida vittrings- och utlakningspotentialen uppgår med all sannolikhet till ett par tusen år. Baserat på den nuvarande uttransporten från gruvområdet uppgår tiden för utlakning för kobolt och koppar, till cirka 1500 år.

Den totala årliga frigörelsen genom vittring och oxidation för avfallen vid stranden, avfallen uppe på Käringryggen och gruvan tillsammans uppgår till 3 kg arsenik, 152 kg kobolt, 612 kg koppar och 210 kg bly. Spridningen av metaller från avfallet sker via ytavrinning och direkt ner i gruvschakten. En betydande fastläggning sker i avfallen och längs vägen mot Tjursbosjön, vilken fördröjer/förhindrar utlakningen av metaller. De mängder som frigörs inne i gruvan sprids via stollgången till Tjursbosjön. Via stollgången sprids också de mängder som frigjorts i avfallet på Käringryggen och som dräneras direkt ner i gruvschakten. Den direkta föroreningsspridningen från gruvområdet inkl. den interna vittringen i själva gruvan samt i avfallen till Tjursbosjön uppgår det till cirka 0,8 kg arsenik, 431 kg koppar, 125 kg kobolt och 60 kg bly. I verkligheten varierar mängderna sannolikt på årsbasis. Variationen beror på nederbörd, temperatur m.m. eftersom detta i sin tur styr vittring, oxidationen, fastläggning, utlakning m.m.

Spridningen från gruvområdet orsakar en haltförhöjning i Tjursbosjön och nedströms liggande sjösystem. Idag fungerar de nedströms liggande sjöarna som sedimentationsbassänger där metaller fastläggs. Vid en framtida efterbehandling med haltsänkning i Tjursbosjöns vatten finns risken för en ökad diffusion från sedimenten.

Via utloppet från Tjursbosjön sprids idag årligen cirka 0,6 kg arsenik, 109 kg koppar, 19 kg kobolt och 2,7 kg bly. Via Kyrksjöns utlopp transporteras årligen 1,4 kg arsenik, 47 kg koppar, 3,2 kg kobolt och 1,0 kg bly vidare nedströms. Ett påslag sker mellan Ekenässjön och Kyrksjön orsakat av läckaget från Sohlbergsfältet.

1. INLEDNING

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

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. Dessa gruvbrytningar har genererat stora utsläpp av metaller, främst koppar och kobolt, till det nedströms liggande sjösystemet och den långvariga belastningen har bidragit till att metaller har anrikats i sedimenten. Tjursbosjön ligger överst i systemet och efterföljande sjöar är Ekenässjön, Kyrksjön och Maren.

Projektets syfte är att utreda möjligheterna för att minska miljöbelastningen av tungmetaller, framför allt koppar och kobolt från gruvfältet, till intilliggande sjösystem. Inom ramen för huvudstudien genomförs därför omfattande undersökningar av förekomsten och spridningen av främst tungmetaller från gruvavfall och sediment, möjligheten till åtgärder m.m. Även de kulturhistoriska värdena utreds.

Undersökningarna inom ramen för projektet styrs av Västerviks kommun med Envipro Miljöteknik AB som stöd, samt upphandlade underkonsulter. I projektet deltar också miljöenheten och kulturmiljöfunktionen vid Länsstyrelsen i Kalmar.

Denna rapport är en del i Huvudstudien.

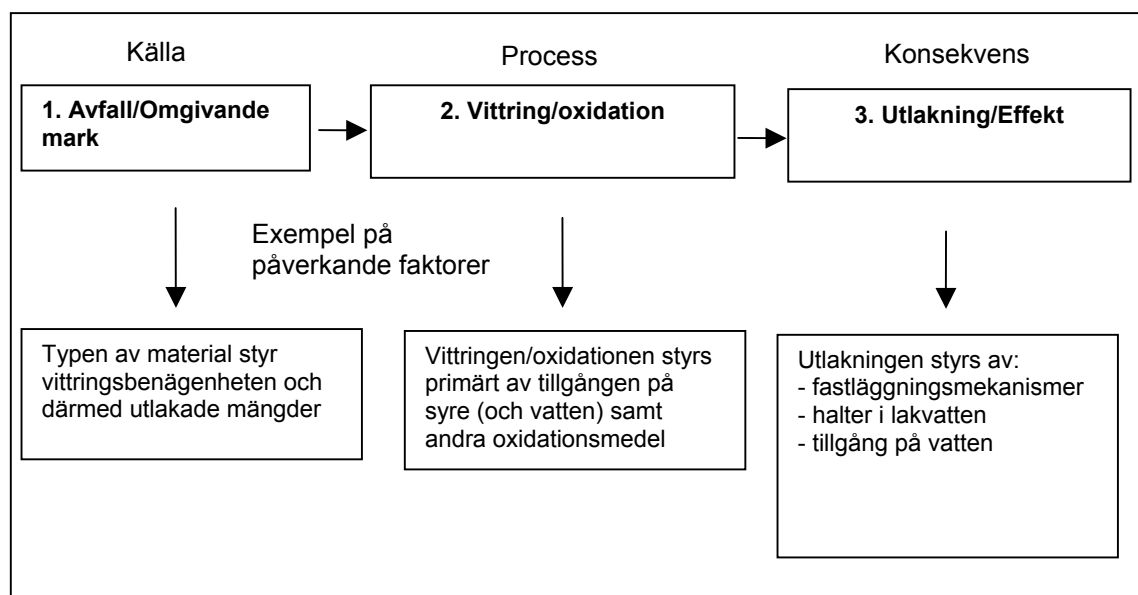
2. SYFTE

Syftet med denna rapport är att ge en helhetsförståelse för hur föroreningarna omsätts i gruvområdet och systemet nedströms. I rapporten beskrivs de processer som sker i avfallen, gruvan, i sedimenten och hur betydelsefulla dessa processer är för den totala omsättningen av föroreningar idag och i framtiden. Målet är att upprätta en massbalans över hela gruvområdet samt nedströms liggande sjöar, främst Tjursbosjön där spridningen från de olika källtermerna beskrivs och kvantifieras. Fokus i rapporten ligger på elementen arsenik, kobolt, koppar och bly.

3. MASSBALANSER OCH PROCESSFÖRSTÅELSE – VARFÖR?

I gruvavfall och andra sulfidhaltiga avfall är sulfider ursprunget till miljöproblemen. I de flesta fall och avfall är sulfidmineralet pyrit dominerande och styr till stor del beteendet gällande utlakningen från källan. Pyrit oxiderar i närvaro av syre och genom reaktionen erhålls en syraproduktion. I Gladhammar dominerar dock inte pyrit utan mineralen kopparkis (CuFeS_2) och koboltglans (CoAsS). Även dessa mineral ger ett viss tillskott av syra, även om det är något mindre jämfört med pyrit.

Olika buffringsreaktioner är därför viktiga i detta sammanhang. Dessa mekanismer medför att pH upprätthålls och inte sänks och därmed gynnas flera andra processer som minskar spridningen av föroreningar från källan t.ex. sorption. Olika karbonatmineral är viktiga för buffringen. I karbonathaltiga avfall kan pH ligga runt 7-8 trots en mycket hög oxidationshastighet. I Gladhammar är dock mängden karbonater i avfallen tämligen låg och andra mineral t.ex. silikater är mer betydelsefulla. Genom att även mängden syrabildande mineral i avfallen är tämligen lågt kan trots detta pH upprätthållas relativt högt i lakvattnen från avfallen.



Figur 1. Processschema för miljöproblematiken.

Olika fastläggningsmekanismer viktiga när det gäller kontrollen av metaller i området. Detta gäller inte enbart inom gruvområdet utan även i sjöarna och i sedimenten. De mekanismer som är aktuella är adsorption, d.v.s. reaktioner där element eller föreningar fastnar på ytor t.ex. tungmetaller som fastnar på olika minerals partikelytor, absorption eller samutfällning d.v.s. metaller som inkorporeras i nybildade mineral t.ex. tungmetaller som samutfälls tillsammans med järnhydroxid samt bildning av nya mineral s.k. sekundära mineral t.ex. malakit eller kopparkarbonat. Både malakit eller kopparkarbonat är exempel på mineral som påträffas i gruvan. Sorptionsprocesser och utfällning/upplösningprocesser har en stor inverkan på de lösta ämnens transport i mark, i yt- och grundvatten samt i sjöarnas sediment. Dessa mekanismer påverkar rörligheten och den vidare transporten av föroreningarna. Det är dock inte säkert att samma mekanismer är lika betydelsefulla i ett kortare tidsperspektiv som i ett längre.

Längs transportvägen från gruvavfallen d.v.s. från källan till recipienten och skyddsobjektet Tjursbosjön och vidare till objekten nedströms kan både fasförändringar, utspädning och fastläggning ske av föroreningarna. Detta samspel d.v.s. kedjan från källa till recipient och skyddsobjekt kan förenklat beskrivas enligt figur 1. Ursprunget till föroreningarna är källtermen. För Gladhammar är detta främst avfallen men även de förorenade sedimenten i Tjursbosjön. Inom källtermerna sker olika processer, t.ex. vittring och oxidation av sulfidmineral, upplösning av sekundära mineral, fastläggning i sedimenten och diffusion från dem m.m. Konsekvenserna av denna föroreningsspridning är utlakning, spridning och därmed förknippade effekter. Förståelsen för mängder och massflöden och jämförelsen mellan dessa är viktiga frågor. Detta kan med andra ord kallas massbalans, eller en massbalansförståelse.

Om åtgärder ska sättas in och var de ska sättas in beror på var de sedan är mest effektiva d.v.s. där de ger mest effekt på t.ex. spridningen och exponeringen, både idag och på sikt. Detta kan innebära att åtgärder måste vidtas för avfallen eller sedimenten i Tjursbosjön eller för båda. För att bedöma riskerna på sikt och även utlakningen på sikt krävs det även en processförståelse tillsammans med en massbalansförståelse. Saknas denna systemförståelse är det svårt att bedöma effekter i framtiden eller om eventuella åtgärder överhuvudtaget ger tillräcklig riskreduktion.

4. FÖRORENINGSKÄLLOR – BESKRIVNING AV KÄLLTERMER

4.1. Gruvavfall – Varp, slagg, vaskmull och lakrest

4.1.1. Halter i avfallen

Gruvavfallet som finns i området runt Gladhammars gruvor består av varp, vaskmull, lakrest och slagg. De olika avfallsslagen är lokaliserade till olika områden. Varp återfinns på flera platser, Holländarefältet, Ryssgruvan, Sohlbergsfältet, Meijersgruvan, vid Tjursbosjöns strand och slutligen i Tjursbosjön. Slagg återfinns vid Holländarefältet, längs stranden vid Tjursbosjön samt vid gamla Hyttområdet vid Torsfallsån. Vaskmull och lakrest finns främst längs Tjursbosjöns strand. Vaskmull har även påträffats ute i Tjursbosjön.

Tabell 1. Medelhalter och standardavvikelser för de olika avfallstyperna i Gladhammarsområdet. I tabellen redovisas även medelhalten för moränen runt Tjursbosjön.

Element	Varp medel±std.av. (14 analyser)	Vaskmull medel±std.av. (7 analyser)	Lakrest medel±std.av. (4 analyser)	Slagg Gladhammar medel±std.av. (5 analyser)	Slagg Hyttan medel±std.av. (2 analyser)	Morän runt Tjursbosjön medel±std.av. (4 analyser)
[%TS]						
Al ₂ O ₃	3,23±1,58	7,63±3,88	7,43±2,41	12,6±2,3	7,35±0,76	15,8±2,69
CaO	0,65±1,08	0,77±0,40	0,43±0,49	2,26±1	5,40±6,6	1,37±0,30
Fe ₂ O ₃	23,3±9,7	10,9±10,3	39,1±22,1	33,9±3,7	37,5±13,2	5,14±2,66
K ₂ O	0,30±0,13	1,91±1,48	1,13±1,28	0,82±0,38	1,09±0,45	3,16±0,75
MgO	1,15±0,44	0,70±0,57	0,73±0,18	4,22±0,55	1,76±0,22	0,58±0,20
MnO ₂	0,07±0,04	0,06±0,02	0,05±0,01	0,21±0,02	0,17±0,05	0,05±0,01
Na ₂ O	0,06±0,01	1,44±1,25	0,93±1,00	0,14±0,07	0,36±0,06	2,68±0,72
P ₂ O ₅	0,08±0,05	0,13±0,11	0,16±0,07	0,49±0,17	0,16±0,004	0,28±0,26
SiO ₂	69,2±10,5	72,3±6,9	41,5±20,8	45,8±1,7	45,3±5,9	61,5±14,4
TiO ₂	0,24±0,10	0,27±0,08	0,44±0,15	0,82±0,12	0,51±0,13	0,51±0,04
TS	99,8±0,1	83,6±14,8	91,6±9,1	99,9±0,2	76,3±9,8	77,4±15,0
[mg/kg TS]						
As	191±232	1185±1963	542±472	73,5±58,5	53,1±59,8	2,28±0,76
Bi	2750±495 ¹	e.a.	e.a.	30 ²	e.a.	e.a.
Ba	42,9±21,4	430±347	242±290	152±26	151±19	728±164
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
Co	947±698	378±453	2158±1574	1909±1242	1180±127	4,55±1,83
Cr	63,9±18,7	58,5±16,1	58,1±15,8	107±17	71,8±20,5	53,4±7,2
Cu	5767±8552	1656±707	4075±3142	4248±2494	4165±728	117±195
Hg	<0,04	0,92±1,14 ¹	<0,04	<0,04	0,07 ²	0,09±0,03 ³
Mo	214±587	18,8±11,4	20,8±2,7	21,3±10,0	20,8±8,3	<6
Ni	115±60	44,5±34,4	224±154	179±141	49,3±25,2	7,47±2,85
Pb	1247±683	1368±2071	1044±833	123±43	58,8±34,9	14,0±3,2
S	6757±4674	1761±1626	3007±3552	3118±1710	4375±488	729±544
Sr	14,2±7,5	157±123	86,7±111,0	75,0±10,7	103±11	262±69
V	79,5±31,4	60,7±40,3	75,3±39,4	282±62	83,1±28,2	54,5±16,5
Zn	90,7±34,2	131±222	149±105	2151±1447	1122±1397	34,0±4,9
Zr	353±142	287±163	679±311	1121±149	647±178	239±62

¹ Endast ett värde.

² Endast två värden.

³ o s v...

e.a. ej analyserad

I tabell 1 redovisas medelhalter och standardavvikelse för flertalet element i de olika avfallstyperna. Halterna i varpen varierar beroende på brytningsområde. Halterna är låga i varpen vid Meijersgruvan och även i de skärpningar som finns öster om Sohlbergsfältet. Detta är tydligt med tanke på att varpen i dessa områden är tämligen ovittrad och mer har karaktären ”stenkross”.

De huvudsakliga föroreningselementen som förekommer i högst halt i avfallen är arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink. Arsenikhalten varierar från cirka 50-70 mg/kg TS i slaggen till som mest 1185 mg/kg TS i vaskmullen. Den högsta halten arsenik som påträffats i ett enskilt prov är 4720 mg/kg TS. Halten återfinns i ett prov på vaskmull, strax utanför stranden. Kobolthalterna, ett av de element som utvunnits från malmen, varierar från cirka 378 mg/kg TS i vaskmullen till 2158 mg/kg TS i lakresten. Den högsta halten som påträffats är cirka 4000 mg/kg TS i lakresten. Blyhalterna varierar från cirka 60 mg/kg TS till som mest cirka 1370 mg/kg TS i vaskmullen och här ligger den högst påträffade halten på omkring 5000 mg/kg TS, åter i vaskmullen. Zinkhalten ligger runt 100 mg/kg TS för alla material, utom i slaggen där halten varierar från cirka 1000-2000 mg/kg TS. Den högsta halten som uppmätts är 3730 mg/kg TS i slagg nere vid stranden vid Tjursbosjön. Nickelhalten varierar från cirka 50 mg/kg TS till i medel cirka 220 mg/kg TS.

För att utreda innehållet av andra, mer ”ovanliga” element genomfördes även screeninganalyser på varp (från Holländarefältet) och slagg (från Tjursbosjöns strand). Materialen innehåller en hel rad andra element som t.ex. antimon (1,3-5,4 mg/kg TS), tallium (0,5-1,5 mg/kg TS), silver (3,6-20 mg/kg TS) och faktiskt även en del guld (0,1-3,1 mg/kg TS). Även uran finns i mindre mängder. Det enda elementen som förekommer i några högre halter och som kan tänkas vara dimensionerande utifrån miljö- och hälsosynpunkt är vismut. Halterna av vismut i varpen varierar mellan 2400-3100 mg/kg TS. Halterna bör vara snarlika även i vaskmullen och möjligen även i lakresten. I slaggen ligger halten på 60 mg/kg TS.

4.1.2. Totalt upplagrade mängder i avfallen

Mängden kvarlämnad varp i området runt Gladhammar har uppskattats till cirka 40 600 m³ (Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:03). Huvuddelen av detta, cirka 19 700 m³ ligger uppe på Käringryggen., Nere vid stranden och ute i vattnet finns ytterligare cirka 18 500 m³. Utspritt vid Ryssgruvan finns cirka 150 m³, vid Meijersgruvan cirka 400 m³, 1700 m³ vid Sohlbergsfältet samt ytterligare cirka 150 m³ i mindre skärpningar öster om Sohlbergsfältet.

Slagg finns upplagt dels uppe på Käringryggen, nere vid Tjursbosjöns strand samt vid Hyttan, där de äldsta hyttorna varit belägna. Slaggen som påträffats nere vid stranden vid Tjursbosjön, uppgår till cirka 2850 m³. Vid hyttområdet Hyttan vid Torsfallsån liknar slaggen den som är belägen nere vid stranden storleksmässigt. Mängden slagg har bedömts till cirka 2750 m³.

Vaskmull och lakrest är andra typer av avfall som förekommer. Lakresten har en karaktäristisk rödaktig färg och finns i mindre mängder längs Tjursbosjöns strand. Uppskattningsvis 237 m³ har påträffats av detta material. Detta är snarare i underkant eftersom vaskmull bitvis verkar vara begravt under varpen och även påträffas ute i sjön. Vaskmullen har ett sandigt-grusigt utseende och liknar naturliga grusmaterial, förutom att materialet har en kantig form. Den kvarlämnade vaskmullen har uppskattats uppgå till cirka 1000 m³, varav allt ligger längs stranden. Även detta bedöms vara i underkant. Vaskmull har sannolikt direkt spolats ut i den s.k. gruvviken och blandats med de naturliga sedimenten och kan därmed inte särskiljas.

Totalt uppskattas det kvarlämnade tonnage av avfall till nästan 50 000 m³ för hela området Hyttan vid Torsfallsån inkluderat.

I tabell 2 redovisas de totala mängderna av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i de olika avfallsslagen vid Gladhammar.

Tabell 2. Totalmängder (kg) av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i de olika avfallstyperna vid Gladhammars gruvfält.

Lokal/avfallstyp	As	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
[kg]						
Holländarefältet						
Varp	6868	34024	196178	4049	42909	3052
Slagg	20,2	655	1233	71,0	57,6	151
Stranden						
Varp	2279	75577	180503	7186	4644	85744
Slagg	432	11021	24840	1018	688	13232
Vaskmull	2556	815	3573	96,0	2952	282
Lakrest	197	782	1478	81,3	379	53,9
Ryssgruvan						
Varp	52,4	259	1496	30,9	327	23,3
Meijersgruvan						
Varp	e,b,	e,b,	369	281	99,9	143
Sohlbergsfältet						
Varp	12,1	75,7	12947	92,5	2228	239
Skärpn. ö Sohlberg.						
Varp	31,8	e,b,	944	e,b,	90,8	122
Hyttan						
Slagg	485	8305	31317	399	484	5724
TOTALT:	12933	131514	454877	13304	54860	108767

e.b. ej beräknad på grund av avsaknad av elementhalt

Beräkning av totalmängderna för respektive element (m_{element}) har genomförts med hjälp av ekvation 1.

$$\text{Ekv. 1} \quad m_{\text{element}} = V_{\text{Avfall}} \times \rho_{\text{Avfall}} \times c_{\text{element}}$$

Där V_{Avfall} anger volymen för den aktuella avfallstypen (m^3), ρ_{Avfall} är densiteten för den aktuella avfallstypen (ton/m^3) och c_{element} är halten av respektive element i avfallet ($\text{mg}/\text{kg TS}$). Densiteten på varpen uppgår till cirka $1700 \text{ kg}/\text{m}^3$, för slaggen $1750 \text{ kg}/\text{m}^3$, för vaskmullen $2160 \text{ kg}/\text{m}^3$ och slutligen för lakresten till $1530 \text{ kg}/\text{m}^3$. Elementhalter har för Holländarefältet, stranden, Sohlbergsfältet och Torsfall tagits från laboratorieanalyser. För Ryssgruvan har medelhalter för varpen vid Holländarefältet bedömts som jämförbara och därmed använts även där. För Meijersgruvan och skärpningarna öster om Sohlbergsfältet har värden från XRF-mätningarna använts, vilket medför att de sistnämnda kan vara något osäkra. Mängderna bedöms dock ligga i rätt storleksordning.

Generellt återfinns de största mängderna av respektive element vid Holländarefältet och nere stranden. Naturligt eftersom även de största mängderna finns där. Av de övriga delområdena står Sohlbergsfältet och Hyttan för de största mängderna. Den totala mängden av arsenik uppgår till knappt 13 ton. Den största andelen återfinns varpen vid Holländarefältet. Varpen och vaskmullen vid stranden innehåller också relativt betydande mängder arsenik. Koboltmängden i avfallen uppgår till cirka 132 ton. Varpen vid Holländarefältet och stranden bidrar med de största andelarna. Kopparmängden i avfallet uppgår till cirka 455 ton, återigen bidrar varpen vid Holländarefältet och stranden med de största mängderna. Detta gäller även för nickel, totalmängden uppgår till drygt 13 ton. För bly står varpen vid Holländarefältet för det största bidraget, totalmängden uppgår till cirka 55 ton. Totalmängden av zink uppgår till 109 ton och varpen och slaggen vid stranden bidrar med de största mängderna.

4.1.3. Totala utlakbara mängder

Utifrån genomförda lakförsök (Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:03) och volymsbestämningar har de totala utlakbara mängderna från respektive avfallstyp beräknats. Resultaten redovisas i tabell 3. Beräkningarna har utförts med data från oxiderade tillgänglighetstester. Beräkningarna har genomförts enligt ekvation 2.

$$Ekv. 2 \quad m_{element} = V_{Avfall} \times \rho_{Avfall} \times c_{element, utlakat}$$

Där V_{Avfall} anger volymen för aktuell avfallstyp (m^3), $\rho_{rödtyr}$ är densiteten för avfallstypen (ton/m^3) och $c_{element, utlakat}$ är den utlakade halten av respektive element (mg/kg TS) baserat på resultaten från oxiderade tillgänglighetstest. Samma densitetsvärden som vid totalmängdsberäkningen har använts. För varp används ett medelvärde av de tre proverna som utsatts för oxiderat tillgänglighetstest. Varpproverna antas representera all varp i området avseende lakbarhet och detsamma antas gälla för slaggen. Vaskmullen antas ha liknande lakbarhet som varpen (vaskmull=krossad varp).

Tabell 3. Total utlakbara mängder (kg) av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i de olika avfallstyperna vid Gladhammars gruvfält.

Lokal/avfallstyp	As	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
[kg]						
Holländarefältet						
Varp	6,69	5993	77107	1052	29064	673
Slagg	0,091	182	1843	60,8	18,1	54,4
Stranden						
Varp	6,29	5635	72505	989	27329	633
Slagg	0,502	1006	10161	335	99,6	300
Vaskmull	2,56	93,5	1530	15,9	1682	46,0
Lakrest	0,437	8,56	105	0,995	5,36	0,980
Ryssgruvan						
Varp	0,051	45,7	588	8,02	222	5,13
Meijersgruvan						
Varp	e,b,	e,b,	1568	21,4	591	13,7
Sohlbergsfältet						
Varp	0,578	518	6663	90,9	2512	58,2
Skärpn. ö Sohlberg.						
Varp	0,051		588		222	5,13
Hyttan						
Slagg	0,484	969	9787	323	95,9	289
TOTALT:	17,7	14451	182445	2896	61839	2078

e.b. ej beräknad

Beräkningarna visar att det finns betydande mängder i avfallen som är utlakbara. Totalt i hela området beräknas cirka 182 ton koppar och 14,5 ton kobolt finnas som är lakbart. Detta kan jämföras med totalmängderna av dessa element, 455 respektive 132 ton. Detta är sannolikt i underkant eftersom alla metaller är tillgängliga i ett längre tidsperspektiv (vittringen kommer alltid att pågå). Utlakningen av arsenik är betydligt lägre än vad som totalt finns upplagrad. Möjligen en effekt av metoden (oxiderade tillgänglighetstest) som sådan. Utlakningen av bly är större än vad som totalt beräknats finnas upplagrat, en effekt av den varierande blyhalten i avfallen.

4.2. Tjursbosjöns sediment

4.2.1. Halter och utbredning

Förutom gruvavfallet är sedimenten i Tjursbosjön en ytterligare källa för föroreningar, inte bara idag utan även möjligen på sikt p.g.a. den upplagrade mängden föroreningar i sedimenten. Sedimenten har under hundratals år fungerat som en sänka för föroreningar och många årsutsläpp finns upplagrade. Mängder som i framtiden är möjliga att frigöra.

Koppar och kobolthalterna är höga i Tjursbosjöns sediment (tabell 4). Kobolthalterna ligger i snitt på 826 mg/kg TS och kopparhalterna på 4607 mg/kg TS. De maximala halterna som påträffats ligger på 4830 mg/kg TS för kobolt (ytsediment) respektive nästan 2,1 % TS koppar (nivån 4-6 cm).

Tabell 4. Medelhalter och standardavvikelser för sedimenten i Tjursbosjön. Data för de övre 30 cm. Medelhalterna för Tjursbosjön baseras på fyra sedimentproppar spridda över sjön.

Element	Tjursbosjöns sediment	
	medel (44 analyser)	std.av
[% TS]		
Al ₂ O ₃	8,63	1,91
CaO	0,90	0,13
Fe ₂ O ₃	8,48	4,57
K ₂ O	1,18	0,34
LOI	29,4	5,43
MgO	0,69	0,20
MnO	0,48	0,94
Na ₂ O	0,49	0,17
P ₂ O ₅	0,57	0,10
SiO ₂	41,3	6,99
TiO ₂	0,36	0,08
[mg/kg TS]		
As	31,5	24,8
Ba	338	74,3
Be	3,47	1,58
Cd	1,34	0,75
Co	826	997
Cr	53,7	13,1
Cu	4697	4827
Hg	0,25	0,21
La	71,6	15,8
Nb	8,11	1,37
Ni	78,5	57,8
Pb	742	895
S	5500	4058
Sc	8,68	1,48
Sr	74,6	14,3
V	76,1	19,8
Y	51,2	9,0
Zn	246	106
Zr	80,2	33,4

Även andra element finns i sedimenten. Framförallt gäller det bly i Tjursbosjön, där medelhalten ligger på 742 mg/kg TS. Den högsta halten som påträffats är 3360 mg/kg TS.

De förorenade sedimentens utbredning i Tjursbosjön har undersökts i detalj (von Post, 2004; Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:10 Sedimentkartering). De översta 30 cm av sedimenten är förorenade på en areal av totalt 109 ha, vilket utgör cirka 92 % av sjöns totala areal på 119 ha. Föroreningsutbredningen sjunker sedan med djupet i sedimenten. Nivån 30-50 cm är förorenad på cirka 78,5 ha, d.v.s. 66 % av sjöytan. På nivån 50-70 cm upptar de förorenade sedimenten en yta på cirka 20 ha, vilket motsvarar 17 % av sjöarealen. På den djupaste nivån, 70-100 cm, har föroreningsutbredningen sjunkit till 7,5 ha, dvs 6 % av sjöns totala yta.

För de två översta nivåerna finns föroreningarna spridda över hela sjön. På de djupare nivåerna koncentreras föroreningsutbredningen generellt till Gruvviken och Tjursboviken.

4.2.2. Totalmängder i sediment

Utifrån de beräknade sedimentvolymerna (Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:10) och halterna i sedimenten kan de totala mängderna i de översta 50 cm av respektive element beräknas. Sedimentskiktet mellan 0- 50 cm djup räknas som det huvudsakliga förorenade sedimentet. Beräkningen har genomförts enligt ekvation 3. Det antas att varje prov (totalt 184 för nivån 0-30 cm och 140 för nivån 30-50 cm) motsvarar 1/184 av sjöytan för nivån 0-30 cm och 1/140 för nivån 30-50 cm. Vikten för varje delprov har sedan multiplicerats med delprovets TS-halt för att enbart kvantifiera sedimentens innehåll. Vikten på sedimenten (vid 100 % TS) multipliceras sedan med aktuellt delprovs halt för att erhålla den totala mängden i det aktuella delprovet. Delproverna summeras sedan för att få ett mått på hela sjöns innehåll.

$$Ekv. 3 \quad m_{element} = \sum_{delprover} V_{delprov} \times \rho_{sediment} \times TS_{delprov} \times c_{element,delprov}$$

Vid beräkningarna har värdet 1,04 ton/m³ på sedimentens densitet valts. Resultaten från beräkningen presenteras i tabell 5.

Koppar och kobolt är de föroreningselement som förekommer i störst mängder. Den totala kopparmängden i nivån 0-30 cm uppgår till cirka 68 ton och motsvarande för kobolt är cirka 13 ton. Även bly och zink förekommer i relativt stora mängder på den nivån, 8,5 respektive 7,3 ton.

Mängderna är generellt lägre på nivån 30-50 cm. Koboltmängden uppgår till 4,1 ton och kopparmängden till cirka 19 ton. Totalt i de översta 50 cm i Tjursbosjöns sediment finns cirka 1 ton arsenik, 17 ton kobolt, 87 ton koppar, 3 ton nickel, 11 ton bly och 12 ton zink.

Tabell 5. Totalmängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i Tjursbosjöns sediment.

	As	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
[ton]						
Tjursbosjön 0-30 cm	0,75	12,7	67,7	1,8	8,5	7,3
Tjursbosjön 30-50 cm	0,33	4,1	19,2	0,98	2,3	4,5
TOTALT:	1,1	16,8	86,9	2,7	10,8	11,8

Totalmängderna i sedimenten kan jämföras med totalmängderna i avfallet på land. Generellt är mängderna på land större. Mängderna av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink ligger i

storleksordningen 8-20 % av mängden av motsvarande element i avfallet på land. Högst andelar utgör koppar, nickel och bly, 19-20 %.

4.2.3. Lättillgängliga mängder i sediment - försurningsmängder

Utifrån genomförda sekventiella lakningar (Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:03) av sediment (nivå 0-3 och 3-10 cm) kan de totala lättillgängliga mängderna av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i Tjursbosjön kvantifieras. Det antas att det som är bundet till karbonater och/eller adsorberat, knutna till labilt organiskt material och amorfa järn- och manganhydroxidfraktioner är lättlakade. Element som återfinns främst i dessa fraktioner är till exempel mer lättillgängliga vid eventuella framtida miljöförändringar, som exempelvis försurning eller förändrad (sänkt) redoxpotential.

Beräkningen avser enbart de totala mängderna i översta 30 cm i sedimenten. Övriga sediment anses vara för djupa för att direkt kunna påverkas. De totala mängderna i nivån 0-30 har multiplicerats med andelen av respektive element som återfinns i en lättlakbar fraktion. Andelen lättlakbar metall har beräknats genom att bilda medelvärden av data från de fyra sekventiella lakningarna (0-3 cm och 3-10 cm). Det antas att de sekventiella lakningarna är representativa även för nivån 10-30 cm. Detta är sannolikt inte helt korrekt men det ger ändå en uppfattning om storleksordningarna på de lättlakade mängderna. Det antas också att resultaten från de sekventiella lakningarna är representativa för hela sjön. Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 6.

Koppar uppvisar den största mängden som är lättillgänglig, cirka 48 ton. Koboltmängden uppgår till cirka 11 ton. Bly och zink uppvisar mängder som är relativt lika medan mängderna av arsenik och nickel är klart lägre. Generellt sett är andelen av respektive element som är bundet i lättlakade fraktioner relativt stor, cirka 70-90 % av totalinnehållet.

Tabell 6. Lättillgängliga mängder i de översta 10 cm i Tjursbosjöns sediment.

	As	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
[ton]						
Tjursbosjön 0-30 cm	0,64	11,0	47,6	1,20	7,74	5,52

4.3. Tjursbosjöns vatten

4.3.1. Halter och mängder

Halterna i vattenpelaren i Tjursbosjön presenteras i tabell 7. Medelhalten för respektive element inkluderar prover tagna under olika säsonger och på olika djup. Värden under detektionsgräns har inte medräknats. Kobolthalten uppgår till knappt 11 µg/l och kopparhalten till cirka 71 µg/l. Kopparhalten i sjön är mycket hög.

De mängder som finns upplagrade i Tjursbosjöns vatten har kvantifierats utifrån vattenanalyserna och sjöns totala vattenvolym, vilken uppgår till 12 Mm³ (Myrica AB, 2004). Resultaten för arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink återfinns i tabell 8.

Tabell 7. Medelhalter och standardavvikelse för samtliga element i Tjursbosjöns vatten.

Element	Tjursbosjön	
	medel (104 analyser)	std.av.
[mg/l]		
Ca	4,94	0,21
Fe	0,040	0,022
K	0,92	0,30
Mg	1,46	0,05
Na	7,80	0,46
S	3,08	0,14
Si	2,79	0,25
[µg/l]		
Al	138	11,9
As	0,45 ²¹	0,12
Ba	13,3	0,84
Cd	0,05	0,03
Co	10,7	1,21
Cr	0,27	0,02
Cu	71,4	4,73
Hg	0,007 ³⁹	0,003
Mn	5,61	6,29
Mo	0,06 ⁸⁰	0,01
Ni	3,11	0,23
P	2,98	0,77
Pb	1,61	0,52
Sr	28,3	1,25
Zn	9,54	6,01

¹ En analys under detektionsgräns borttagen

² Två analyser under detektionsgräns borttagna

³ osv

Koppar är det element som förekommer i störst mängd, cirka 860 kg. Kobolt- och zinkmängden är ungefär lika stora, 110-130 kg. Arsenik, nickel och bly förekommer i mindre mängder.

Tabell 8. Totala mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i Tjursbosjöns vatten.

Element	Totalmängder Tjursbosjön
[kg]	
As	5,41
Co	128
Cu	856
Ni	37,3
Pb	19,4
Zn	115

4.4. Naturlig omgivning

4.4.1. Halter och utbredning

Moränprover har tagits från både den kvartsitiska och den granitiska berggrunden i området samt även i morän i direkt anknytning till själva gruvområdet. Gruvan är belägen i ett område med kvartsitisk berggrund. Halterna i de ingående delproverna visar att haltskillnaderna mellan de olika moränproven från de olika geologiska miljöerna är relativt små (tabell 9). Moränprovet nära gruvområdet, även om det ligger utanför dräneringsstråket från själva gruvan uppvisar dock en hög kopparhalt, 409 mg/kg TS, en halt som även höjer medelvärdet generellt för moränen. Halterna av koppar i övriga moränprover ligger mellan 12,8-27,8 mg/kg TS. Svavelhalterna i den morän som överlagrar den kvartsitiska berggrunden verkar även vara högre jämfört med övrig morän. Halterna ligger mellan 1060-1310 mg/kg TS jämfört med 169-385 mg/kg TS. Halten kalcium eller magnesium uttryckt som oxider skiljer sig inte mycket åt mellan de olika moränproverna. Buffringsförmågan antaget som karbonater skiljer sig således inte nämnvärt. Medelhalten för alla moränprover redovisas i tabell 6. Att notera är medelhalten arsenik, omkring 2,3 mg/kg TS som är relativt hög.

Tabell 9. Medelhalter och standardavvikelser för de olika avfallen i Gladhammarsområdet. I tabellen redovisas även medelhalten för moränen runt Tjursbosjön.

Element	Morän
	medel±std.av. (4 analyser)
[%TS]	
Al ₂ O ₃	15,8±2,69
CaO	1,37±0,30
Fe ₂ O ₃	5,14±2,66
K ₂ O	3,16±0,75
MgO	0,58±0,20
MnO ₂	0,05±0,01
Na ₂ O	2,68±0,72
P ₂ O ₅	0,28±0,26
SiO ₂	61,5±14,4
TiO ₂	0,51±0,04
TS	77,4±15,0
[mg/kg TS]	
As	2,28±0,76
Ba	728±164
Cd	0,10±0,04
Co	4,55±1,83
Cr	53,4±7,2
Cu	117±195
Hg	0,09±0,03 ³
Mo	<6
Ni	7,47±2,85
Pb	14,0±3,2
S	729±544
Sr	262±69
V	54,5±16,5
Zn	34,0±4,9
Zr	239±62

¹ Endast två värden.

² Endast ett värde.

³ Endast två värden.

Generellt sett är således halterna av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i avfallet betydligt högre än jämfört med den naturliga bakgrunden (moränen).

5. NUVARANDE TRANSPORTVÄGAR

5.1. Läckage, betydelsen av vittring och oxidation

5.1.1. Avfall – årlig oxidation och spridningsmekanismer

Utifrån genomförda fuktkammarförsök (se Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:03) har de totala mängder som årligen vittrar/frigörs från respektive avfallstyp beräknats. Vittringshastigheten har bestämts vid steady-state-förhållanden, utom för lakresten, där sådana inte kunnat erhållas. Beräkningen för vaskmullen baseras på data från varpen eftersom inget fuktkammarförsök utförts på vaskmull. Skillnaden i vittringshastighet mellan varp och vaskmull/anrikningssand har tidigare visat sig vara relativt liten för äldre gruvavfall, se exempelvis motsvarande beräkningar för Nautanens gruvområde (Envipro Miljöteknik AB, 2005). Resultaten redovisas i tabell 10a och b.

Tabell 10a. Totala årliga mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink som frigörs från varp, slagg, vaskmull och lakrest från respektive delområde samt totalt för Käringryggen.

Material	Element	Holländare-fältet	Stranden	Ryssgruvan	Meijersgruvan	Totalt Käringryggen
	[kg/år]					
Varp	As	1,4	1,3	0,01	0,03	2,75
	Co	60,1	56,5	0,458	1,22	118
	Cu	238	223	1,81	4,83	468
	Ni	10	10	0,08	0,21	20,4
	Pb	101	95	0,77	2,06	199
	Zn	11	11	0,09	0,23	22
Slagg	As	0,02	0,10			0,12
	Co	1,2	6,4			7,6
	Cu	2,5	13,8			16,3
	Ni	0,28	1,5			1,81
	Pb	0,03	0,15			0,03
	Zn	0,47	2,6			3,04
Vaskmull	As		0,09			0,09
	Co		3,88			3,88
	Cu		15,3			15,3
	Ni		0,67			0,67
	Pb		6,5			6,5
	Zn		0,73			0,73
Lakrest	As		0,13			0,13
	Co		5,09			5,09
	Cu		3,30			3,30
	Ni		0,66			0,66
	Pb		0,19			0,19
	Zn		0,55			0,55

Varpen är den avfallstyp som förekommer i störst utsträckning och bidrar således med de största mängderna. Beräkningarna visar att cirka 60 kg kobolt och 240 kg koppar årligen frigörs från varpen vid Holländarefältet. Motsvarande siffror för varpen vid stranden är cirka 57 respektive 220 kg/år. Detta avfall ligger delvis under vatten, men provtagning av ”porvatten” i varpen har visat halter upp till 624 µg/l koppar och 40 µg/l kobolt. Även den delvis vattenmättade varpen frigör således föroreningar. Möjligen beror detta på att vattenutbytet är tämligen stort, nytt syrerikt vatten tillförs konstant samt att den varierande vattenytan även medför att avfallen periodvis är mer torrlagda. Övriga områden uppvisar lägre frigjorda mängder från varpen. Slaggen vid stranden släpper cirka 42 kg kobolt/år och 90 kg koppar/år, vilket är något mindre än varpen i samma område.

Lakresten, som uppvisar den högsta vittringshastigheten för kobolt och koppar, frigör föroreningar i relativt liten omfattning. De utlakade mängderna från lakresten uppgår till ungefär 5 kg/år och 3 kg/år för kobolt respektive koppar. Från vaskmullen lakar cirka 4 kg kobolt respektive 15 kg koppar ut årligen.

Holländarefältet och stranden är de områden som ger de största bidragen till de totala frigjorda mängderna. Av de mindre områdena uppvisar Sohlbergsfältet de största frigjorda mängderna av kobolt och koppar, knappt 6 respektive 22 kg/år. Noterbart är de frigjorda blymängderna från Sohlbergsfältet, knappt 10 kg årligen.

Tabell 10b. Totala årliga mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink som frigörs från varp och slagg vid Sohlbergsfältet, skärpningar och slaggen vid Hyttan vid Torsfallsån.

Material	Element	Sohlbergsfältet	Skärpningar	Totalt Sohlbergsfältet	Hyttan, Torsfallsån
	[kg/år]				
Varp	As	0,1	0,01	0,13	
	Co	5,19	0,46	5,6	
	Cu	20,5	1,81	22	
	Ni	0,9	0,08	0,97	
	Pb	8,7	0,77	9,5	
	Zn	1,0	0,09	1,1	
Slagg	As				0,1
	Co				6,2
	Cu				13,3
	Ni				1,5
	Pb				0,14
	Zn				2,5

Även för frigörelsen av arsenik, nickel, bly och zink står varpen för de största mängderna. Cirka 3 kg arsenik, 20 kg nickel, 200 kg bly och 22 kg zink lakas årligen ut från varpen på och kring Käringryggen. Övriga avfallstyper uppvisar lägre mängder. Noterbart är de relativt höga blymängderna som lakas ut från vaskmullen, 6,5 kg/år.

Från slaggen vid Hyttan intill Torsfallsån frigörs årligen cirka 13 kg koppar och 6 kg kobolt. Mängderna är i paritet med motsvarande vid stranden och Holländarefältet.

Allt material som vittrar sprids inte vidare från avfallet till omgivande mark och vatten. Ett antal processer (källbarriärer) som begränsar halterna finns. Bland dessa är främst olika sorptionsprocesser viktiga, men även utfällning av sekundära mineral kan förekomma. I naturliga system adsorberar metaller mycket bra till järn- och manganhydroxider (Johnson, 1986). Dessa hydroxider har stor specifik yta och därmed stor potential att fördröja joner att spridas vidare (Kooner, 1993; Howell, 1994; Howell & Bruce, 1995; Coston *et al.*, 1995; Düker *et al.*, 1995). Eftersom metallhydroxiderna har en nettoladdning som beror av pH är adsorptionen således också pH-beroende (Benjamin och Honeyman, 2000; Bradl, 2004). Generellt innebär ett högt pH (negativ nettoladdning) att positiva joner (exempelvis, kobolt, koppar, bly och zink) adsorberar väl medan negativa joner (exempelvis arsenik) inte binder in speciellt bra (Bradl, 2004; Scracek *et al.*, 2004).

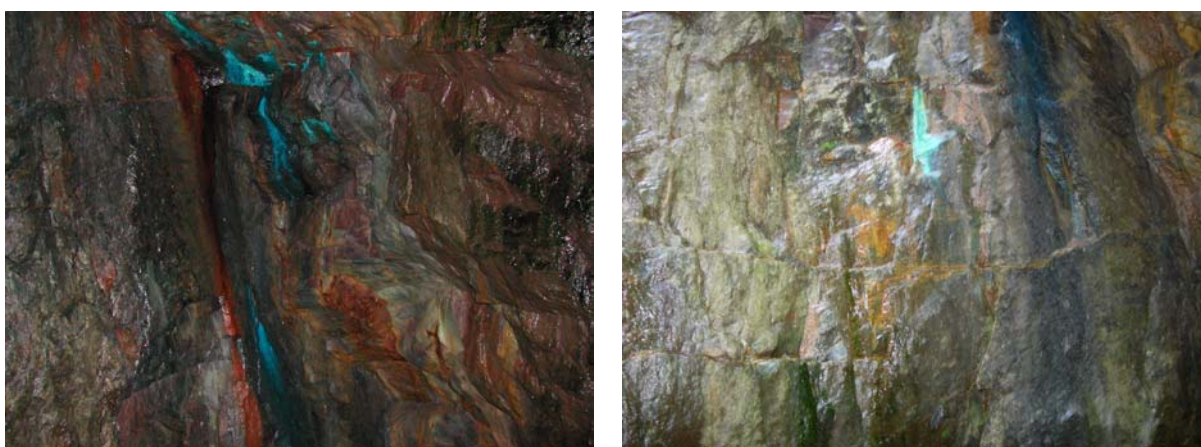
Adsorption kan även ske till organiskt material, exempelvis humus- och fulvosyror (exempelvis Kerndorff och Schnitzer, 1980). Dessa syror kan i sin tur adsorbera till partikelytor, till exempel järnhydroxid (Jönsson, 2003).

Att en fastläggning av metaller sker inses vid en jämförelse mellan halterna av kobolt och koppar i lakvattnet från varpen på Käringryggen och det ytliga grundvattnet vid Tjursbosjöns strand. Halterna i lakvattnet uppgår till 7,9 mg/l kobolt och 19 mg/l koppar och i det ytliga grundvattnet till 1-2 mg/l

kobolt och 5-7 mg/l koppar. Den process som sannolikt begränsar halterna främst är adsorption till partikelytor, främst i form av järnoxidhydroxider. Att dessa finns i området har bland annat konstaterats av varpens röd-gulaktiga färg, de rödgula sedimenten i vattensamlingarna vid stranden och vattnets rödaktiga färg. Järnoxidhydroxider, i form av bland annat götit (FeOOH), har även i geokemiska modelleringar av grundvattnet visat sig vara stabila, dvs de förekommer i utfälld form (Eriksson, 2005; Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:04).

Fastläggningen av metaller kan även påvisas med de sekventiella lakningarna. Flera element, främst arsenik och bly, uppvisar betydande andelar som är adsorberat eller bundet till järnoxidhydroxidfraktioner (se Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:03).

Det pH som råder i yt- och grundvatten i området är även gynnsamt för adsorptionen av positiva metalljoner. pH ligger generellt mellan 5 och 7.



Figur 2. Utfällningar i Knutsschaktet, till vänster azurit och till höger malakit. På båda bilderna syns även roströda utfällningar i form av järnhydroxider.

Även utfällning av sekundära mineral begränsar sannolikt spridningen från källan (avfallen). Sekundära mineral, i form av azurit ($\text{Cu}_3(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$) och malakit ($\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$) har konstaterats både i fält och geokemiska modelleringar. Utfällningarna har påträffats inne i gruvan (Knutsschaktet) och i bäckfåran utanför stollgången (se figur 2). Geokemiska modelleringar av grundvattnet visar att dessa mineral kan förekomma i utfälld form (Eriksson, 2005).

5.1.2. Intern vittring i gruvan – årlig oxidation och spridningsmekanismer

Den interna vittringen i gruvan har kvantifierats genom att subtrahera den årliga mängd som transporteras ut genom stollgången och bidraget från varpen som rinner ner direkt i gruvschakten. Bidraget från varpen har bestämts utifrån ett prov taget på vattnet som rinner längs schaktväggen i Knutsschaktet (se vidare Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2005:16). Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 11.

Tabell 11. Totala årliga mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink som frigörs inne i gruvan samt de mängder som sprids från varpen direkt ner i gruvschakten.

Element	Spridning från varp till gruva	Beräknad vittring i gruvan
[kg/år]		
As	0,001	0,002
Co	1,84	18,4
Cu	5,01	116
Ni	0,18	1,62
Pb	0,13	7,01
Zn	0,16	4,17

Generellt sett visar beräkningarna att den interna vittringen i gruvan är av stor betydelse. Det ska då beaktas att cirka 33 % av gruvans volym är torrlagd. De från vittringen frigjorda och utlakade mängderna av kobolt och koppar är relativt höga, 18 respektive 116 kg/år. Dessa mängder är större än vad som frigörs från slaggen, vaskmullen och lakresten inom området. Endast varpen bidrar med större mängder än gruvan. De frigjorda mängderna av kobolt och koppar från varpen (totalt vid Käringryggen) uppgår till 118 respektive 468 kg/år. Mängderna av kobolt och koppar som frigörs i gruvan uppgår således till 16 respektive 25 % av mängderna från varpen.

Beräkningen av den årliga vittringen i gruvan skiljer sig från motsvarande beräkning för avfallen. I fallet gruvan ger beräkningen de mängder som faktiskt transporteras ut från gruvan (via stollgången). Det vill säga att de mängder som årligen vittrar loss inne i gruvan egentligen bör vara något högre, eftersom det finns barriärer som förhindrar spridningen från källan (gruvan). En barriär utgörs av stollgången, vilken fungerar som en sedimentationsbassäng. Botten av stollgången är täckt av en röd-grön-svart slurry, sannolikt bestående av järnoxidhydroxidmineral och kopparsalter. En del av det som vittrar loss inne i gruvan fastläggs således sannolikt genom adsorption och sekundära utfällningar på stollgångens botten.

5.2. Spridning i ytvatten

5.2.1. Spridning från gruvområdet till Tjursbosjön

De frigjorda metallerna från avfallen vid Gladhammar kan spridas vidare via ytvatten i området. För avfallet uppe på Käringryggen finns två spridningsvägar, antingen ned längs bergsslutningen eller direkt ner i gruvschakten. Vattnet som rinner längs bergsslutningen når så småningom stranden där en uppdelning mellan ytvatten och ytligt grundvatten sker. Ytvattnet rinner direkt ut i Tjursbosjön medan det ytliga grundvattnet antingen bildar djupare grundvatten eller rinner ut i Tjursbosjön. Slutligen mynnar även det djupare grundvattnet i sjön. Det vatten som rinner ner i gruvschakten når via stollgången också Tjursbosjön. Via stollgången transporteras metaller som frigjorts både från varpen och från gruvan (se avsnitt 5.1). Det som frigjorts från avfallet vid stranden transporteras direkt via ytvattnet ut i Tjursbosjön.

Från Meijersgruvan och Ryssgruvan bedöms spridningen via ytvatten vara mycket liten. I båda fallen är avståndet till Tjursbosjön relativt långt och ytvattendrag av betydelse saknas. Transporten av föroreningar är betydelselös. Källtermerna är även tämligen små.

Beräkningen av de årliga mängderna som transporteras från varpen ned längs bergsslutningen baseras på halter från tre prover, på olika punkter nedanför varpen, under en nederbördsrik dag. Medelvärde från dessa tre prov har sedan multiplicerats med den årliga avrinningen. Den årliga avrinningen för området med varp som dränerar ner längs bergsslutningen uppgår till 17200 m³/år (Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:06). Naturligtvis finns fel behäftade genom detta angreppssätt.

Framförallt kan det föreligga funderingar om huruvida de använda halterna är representativt. Detta eftersom en halt till stor del beror på mängden vatten. Sannolikt är dessa halter representativa i detta fallet. Spridningen sker enbart i samband med nederbörd. Någon diffus avrinning finns inte med tanke på att varpen ligger på hållmark. Nederbördstillfället var heller inte ett extremt sådant.

De årliga mängderna som transporteras ut via stollgången har beräknats utifrån analyser av stollgångsvattnet och det årliga flödet. Flödet har bestämts till 18400 m³/år (Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:06). Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 12.

Koppar är det föroreningsselement som transporteras i störst mängd. Den årliga mängden uppgår till 174 kg via bergsslutningen och 121 kg via stollgången, vilket motsvarar knappt 70 % av mängden via ytavrinningen. Intressant är att jämföra mängden koppar som sprids på detta sätt, 174 kg/år med det som bedömts frigöras och spridas genom vittringen (fuktkammarförsöken), 238 kg. Diskrepansen är liten och kan förklaras med fastläggningsmekanismer. De stora likheterna mellan siffrorna och mängderna stöder dock varandra och därmed även beräkningssätten och antagandena. Transporten av koppar är således större via ytavrinningen än via stollgången. Även för arsenik, kobolt och nickel transporteras större mängder via ytavrinningen än via stollgången. För kobolt uppgår de transporterade mängderna till knappt 67 kg/år jämfört med cirka 20 kg/år. Mängden via stollgången uppgår således till cirka 30 % av mängden som transporteras via ytavrinningen. Motsvarande för arsenik och nickel är cirka 20 respektive 30 % av mängden som transporteras via bergsslutningen.

Mängderna av bly och zink, som transporteras ut via stollgången är högre än via bergsslutningen. Skillnaden är relativt stor för bly, drygt 7 kg/år via stollgången och 1,6 kg/år via ytavrinningen. Mängden via ytavrinningen utgör cirka 20 % av mängden via stollgången. För zink är skillnaden mindre, 4,4 kg/år via stollgången jämfört med 2,4 kg/år via ytavrinningen.

Tabell 12. Årliga mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink som transporteras med ytvattnet längs med bergsslutningen och via stollgången.

Element	Transporterade mängder nedför bergsslutningen	Transporterade mängder via stollgången
[kg/år]		
As	0,014	0,0030
Co	66,6	20,2
Cu	174	121
Ni	5,46	1,80
Pb	1,61	7,14
Zn	2,37	4,34

5.2.2. Spridning från den naturliga omgivningen till Tjursbosjön

Spridningen av metaller till Tjursbosjön från den naturliga omgivningen sker via tre mindre och två något större diken. Tillflödena är främst lokaliserade till sjöns västra kant (se Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:05).

Beräkningarna av de transporterade mängderna baseras på medelvärdet av halterna i bäckarna och den årliga avrinningen inom Tjursbosjöns avrinningsområde. Den årliga avrinningen har bestämts till 1,5 miljoner m³/år (Myrica AB, 2004). Resultaten presenteras i tabell 13.

Zink är det element som tillförs i störst mängder via den naturliga omgivningen. Mängden uppgår till cirka 7 kg/år. Denna mängd är större än vad som transporteras ut till Tjursbosjön via ytvattnet i

gruvområdet. För stollgången och ytavrinningen längs bergsslutningen uppgår den årliga mängden till 6,7 kg.

Även det naturliga bidraget av arsenik via ytvattnet är större än motsvarande för gruvområdet, 0,5 kg/år jämfört med cirka 0,02 kg/år för ytavrinningen och stollgången tillsammans. Kobolt, koppar, nickel och bly uppvisar lägre transporterade mängder från den naturliga omgivningen än från gruvområdet.

Tabell 13. Årliga transporterade mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink från den naturliga omgivningen till Tjursbosjön.

Element	Transporterade mängder från den naturliga omgivningen
[kg/år]	
As	0,46
Co	0,69
Cu	3,24
Ni	1,42
Pb	0,68
Zn	6,99

5.2.3. Spridning till övriga recipienter

Årsmedelavrinningen av yt- och grundvatten i området (kartblad 06GNO) uppgår enligt SMHI till 152 mm (Alexandersson och Karlström, 2001) vilket motsvarar ett flöde på 4,8 l/s per km². 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.

Tjursbosjön följs nedströms i sjösystemet av Ekenässjön och Kyrksjön. Från Tjursbosjön rinner vattnet via ett dike genom ett kärrområde in till Ekenässjöns nordvästra del. Ett mindre dike i Ekenässjöns östra del står för den naturliga omgivningens bidrag till sjön. Vatten från Ekenässjön rinner ut i dess norra del och vidare mot Kyrksjön. De mängder som rinner in till Ekenässjön från Tjursbosjön och de mängder som rinner ut från Ekenässjön har kvantifierats utifrån analyser på vattnet och flödesbestämningar. Det årliga utflödet från Tjursbosjön till Ekenässjön har bestämts till ca 1 468 300 m³/år, beräknat på ett flöde på 4,8 l/s per km². Den naturliga bakgrundens bidrag har kvantifierats på samma sätt som för Tjursbosjön. Den årliga avrinningen till Ekenässjön har bestämts till cirka 2,2 miljoner m³ (Myrica AB, 2004). Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 14.

Koppar är det element som transporteras i störst mängd till Ekenässjön. Mängden från Tjursbosjön uppgår till 109 kg/år och från den naturliga bakgrunden till cirka 1,8 kg/år. Ut från Ekenässjön transporteras cirka 42 kg koppar årligen. En betydande fastläggning av koppar sker således i sjön. En fastläggning verkar även ske för arsenik, kobolt, nickel, bly och zink, där inkommande mängder är högre än utgående. För kobolt kommer årligen knappt 19 kg från Tjursbosjön och den naturliga bakgrunden bidrar med cirka 0,7 kg/år. Ut från sjön rinner cirka 1,7 kg/år. Generellt kommer störst mängder av dessa element från Tjursbosjön. Undantaget är arsenik där den naturliga bakgrunden bidrar med något större mängder årligen.

Tabell 14. Årliga transporterade mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink till och från Ekenässjön.

Element	Utloppet Tjursbosjön	Naturliga bakgrunden	Utloppet Ekenässjön
[kg/år]			
As	0,60	0,74	1,07
Co	18,9	0,74	1,66
Cu	109	1,75	42,2
Ni	4,64	1,45	2,89
Pb	2,67	1,02	0,54
Zn	12,6	1,86	6,47

Från Ekenässjön rinner vattnet via den sk. Gladhammarsbäcken till Kyrksjön. Bäckens ytterliggare ett tillskott av metaller från gruvområdet då Sohlbergsbäcken mynnar i den. Sohlbergsbäcken dränerar Sohlbergsfältet och de mängder som lakar ut därifrån ses således som ett påslag först i Kyrksjön.

Två större diken står för transporten av metaller från den naturliga bakgrunden. Ett av diken (tillflöde 1) mynnar i Gladhammarsbäcken mellan Ekenässjön och Kyrksjön. Mängderna vid det slutliga inloppet till Kyrksjön utgörs således av en påverkad komponent (vattnet från Ekenässjön inkl. Sohlbergsfältet) och en naturlig komponent (tillflöde 1). Sjöns utlopp finns vid dess sydvästra kant. De mängder som rinner in till och ut från Kyrksjön har kvantifierats utifrån vattenanalyser och flödesbestämningar. Det årliga flödet har bestämts till 3 148 600 m³/år beräknat på ett flöde på 4,8 l/s per km². Bidraget från den naturliga omgivningen har bestämts på samma sätt som för Tjursbosjön och Ekenässjön. Den årliga avrinningen till Kyrksjön har bestämts till 3,3 miljoner m³ (Myrica AB, 2004). Resultatet från beräkningarna redovisas i tabell 15. I tabell redovisas även påslaget från Sohlbergsbäcken.

Tabell 15. Årliga transporterade mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink som transporteras till och från Kyrksjön. Kolumnen kallad Inloppet Kyrksjön inkluderar även mängderna från Sohlbergsbäcken och tillflöde 1.

Element	Sohlbergsbäcken	Inloppet Kyrksjön	Naturliga bakgrunden	Tillflöde 1 (naturlig)	Utloppet Kyrksjön
[kg/år]					
As	-	0,47	1,66	0,057	1,40
Co	0,55	3,34	2,32	0,049	3,18
Cu	9,30	77,5	19,5	0,31	46,9
Ni	0,11	4,28	11,1	0,13	4,25
Pb	0,24	1,28	1,61	0,039	0,96
Zn	0,78	13,0	17,4	0,63	13,9

- ej beräknad på grund av analys under detektionsgränsen

Att notera är att bidraget från Sohlbergsfältet avseende koppar faktiskt utgör cirka 12 % av det som transporteras in i Kyrksjön. Totalt förs mer föroreningar, främst koppar, in i Kyrksjön, jämfört med vad som förs vidare ut från Ekenässjön.

Från slaggen vid gamla Hyttområdet sker en spridning ut och via Torsfallsån. Torsfallsån dränerar inte till Tjursbosjön eller sjöarna nedströms utan tillhör ett annat avrinningsområde. Vattnet från Torsfallsån rinner via Hyttegöl, Närten, Långmalmen och Venerna (våtmarksområde) slutligen ut i Östersjön (Verkebäcksviken). De mängder som transporteras via Torsfallsån har beräknats utifrån vattenanalyser och ett beräknat årsflöde. Årsflödet bestämdes till 9 183 024 m³/år (SMHI, 2005). Resultatet från beräkningarna redovisas i tabell 16.

Koppar och zink är de element som uppvisar högst transporterade mängder. Kopparmängden uppgår till 30-38 kg/år och zinkmängden till 13-23 kg/år. De årliga mängderna av kobolt uppgår till 6-7 kg. Skillnaden i mängd mellan uppströms och nedströms är liten och i flera fall är även uppströmsmängden högre. Detta indikerar att påslaget från slaggområdet inte är av någon större omfattning. En viss osäkerhet föreligger dock i resultatet eftersom endast tre prover använts vid beräkningarna. Det har dock kunnat konstateras en halvförhöjning i grundvattnet i slaggområdet i samband med hög nederbörd. Utlakning sker således sannolikt direkt till ån i samband med högflödesperioder, men påslaget är ojämnt fördelat under året och kan inte uppmätas som en halvförhöjning i ån. I relation till mängderna som transporteras i ån är mängderna som frigörs från slaggen (fuktkammarförsök) dock betydelsefulla. Kopparmängden som frigörs uppgår till drygt 13 kg/år och koboltmängden till drygt 6 kg/år. En del av dessa mängder fastläggs således i slaggen och transporteras som tidigare nämnts ut ”stötvis”.

Tabell 16. Årliga transporterade mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i Torsfallsån vid Hyttan, uppströms och nedströms slaggen.

Element	Torsfallsån uppströms	Torsfallsån nedströms
[kg/år]		
As	4,83	4,60
Co	6,88	5,95
Cu	37,2	30,9
Ni	7,52	6,29
Pb	1,30	1,51
Zn	23,1	13,0

5.3. Spridning i grundvatten – Transport från gruvområdet

Metaller från gruvavfallet vid Gladhammar sprids även via grundvattnet. Ett i gruvavfallssammanhang förekommande spridningssätt till grundvattnet är desorption från sekundär anrikning (exempelvis Boorman och Watson, 1976; Öhlander *et al.*, 2001). Metaller som frigjorts genom oxidation och vittring fastläggs i marken. När sedan grundvattennivån höjs så desorberar de fastlagda metallerna och sköljs ut i grundvattnet. Genom sambanden mellan grundvattennivån och metallhalten i ett antal grundvattenrör är det sannolikt att denna process även sker vid Gladhammars gruvområde (Eriksson, 2005; Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:04).

De transporterade mängderna via grundvattnet vid stranden har kvantifierats utifrån vattenanalyser och en beräknad grundvattenbildning över strandområdet på 2000 m³/år. Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 17.

Tabell 17. Årliga transporterade mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i grundvattnet vid stranden.

Element	Transporterade mängder via grundvattnet vid stranden
[kg/år]	
As	0,00074
Co	2,60
Cu	8,02
Ni	0,22
Pb	0,0059
Zn	0,20

Koppar och kobolt är de element som transporteras i störst mängder via grundvattnet. Mängderna uppgår till 2,6 kg/år för kobolt och 8,0 kg/år för koppar. Arsenik, nickel, bly och zink uppvisar transporterade mängder lägre än 0,5 kg/år. Generellt sett är således bidraget av metaller från grundvattnet till Tjursbosjön relativt litet jämfört med andra källor, som till exempel stollgången och direkt uttrinnande ytvatten i samband med perioder med högt flöde. I denna ytvattenkomponent ingår då även ytligt grundvatten d.v.s. vatten som periodvis strömmar någon eller ett par meter under markytan.

5.4. Spridning till/från sediment

5.4.1. Sedimentfällor

Med hjälp av analyserna från sedimentfällorna kan de mängder av metaller som årligen sedimenterar i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön bestämmas. Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 18. I beaktande måste dock tas att det material och de mängder som erhålls i sedimentfällor även inkluderar material som resuspenderas (återsedimenterar). Även detta material kan vara betydande mängdmässigt. Framförallt kan detta vara av betydelse i grunda sjöar. Resuspension bedöms vara en tämligen betydelselös process i Tjursbosjön som är en djup sjö. En viss begränsad resuspension kan nog ändå ske i den grunda, södra delen av Tjursbosjön. Mer betydelsefull kan processen vara i Ekenässjön och Kyrksjön som båda är grunda sjöar. I ett massbalanshänseende kan detta medföra att mängder ”räknas” in dubbelt d.v.s. fastläggningen i sedimenten överkattas.

Tabell 18. Årliga mängder av arsenik, kobolt, koppar, nickel, zink och bly som sedimenterar i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön.

Element	Tjursbosjön	Ekenässjön	Kyrksjön
[kg/år]			
As	2,66	10,3	2,57
Co	58,1	321	68,4
Cu	355	519	121
Ni	4,52	34,3	12,5
Pb	53,0	62,8	20,7
Zn	31,6	195	112

Sedimentationen är på massbasis generellt störst i Ekenässjön. Mängden kobolt som sedimenterar uppgår till cirka 320 kg/år, vilket kan jämföras med cirka 58 kg/år i Tjursbosjön och cirka 68 kg/år i Kyrksjön. Kopparmängderna uppgår till cirka 520 kg/år i Ekenässjön och motsvarande för Tjursbosjön och Kyrksjön uppgår till 355 respektive 120 kg/år. Sannolikt kan en del av den höga sedimentationen av både koppar och kobolt i Ekenässjön förklaras med viss resuspension av förorenade sediment. Någon som i alla fall är sannolikt i den norra delen av sjön som är ett grunt område.

Alla sjöarna fungerar således delvis som ”sedimentationsbassänger”. Transporten vidare nedströms regleras och då inte bara genom utspädning. Som jämförelse är Ekenässjöns avrinningsområde cirka 1,4 ggr större än Tjursbosjöns, men minskningen i kopparhalt mellan sjöarna är 3-4 ggr d.v.s. betydligt mer än vad som kan orsakas av utspädning enbart. Utspädning är i så fall mer sannolikt mellan Ekenässjön och Kyrksjön. Konsekvenserna av detta är att fastläggningen är betydande i sjöarna d.v.s. en haltuppbbyggnad sker årligen i framförallt i sedimenten.

5.4.2. Diffusion

Genom analyser av porvatten i sedimenten kan diffusionen av respektive element till/från sedimenten uppskattas. Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 19. Ett positivt tal visar en nedåtriktad diffusion, dvs sedimenten fungerar som en sänka medan ett negativt tal visar på en uppåtriktad diffusion, dvs sedimenten fungerar som en källa.

Tabell 19. Årlig diffusion av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink till/från sedimenten i Tjursbosjön och Ekenässjön. Negativa värden visar en diffusion från sedimenten och upp till vattenpelaren (bottenvattnen).

Element	Diffusion Tjursbosjön	Diffusion Ekenässjön
[kg/år]		
As	0,051	-0,015
Co	-6,8	-4,33
Cu	-1,08	0,23
Ni	0,054	-0,17
Pb	-13,6	-4,26
Zn	-0,46	0,054

På årsbasis fungerar sedimenten som en källa för kobolt, koppar, bly och zink i Tjursbosjön. Cirka 7 kg kobolt, 1 kg koppar och 14 kg bly diffunderar årligen från sedimenten. Diffusionen sker både under våren och under sommaren. Teoretiskt ska diffusionen från sedimenten under våren inte vara speciellt stor eftersom vattenomrörningen syresätter hela vattenpelaren, vilket medför att järn- och manganhydroxider kan falla ut och bilda ett ”lock” (barriär) över sedimentytan (se vidare Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:07). För arsenik och nickel fungerar sedimenten som en sänka, över året sett. Under våren fungerar sedimenten som en sänka för arsenik medan under hösten sedimenten fungerar som en källa.

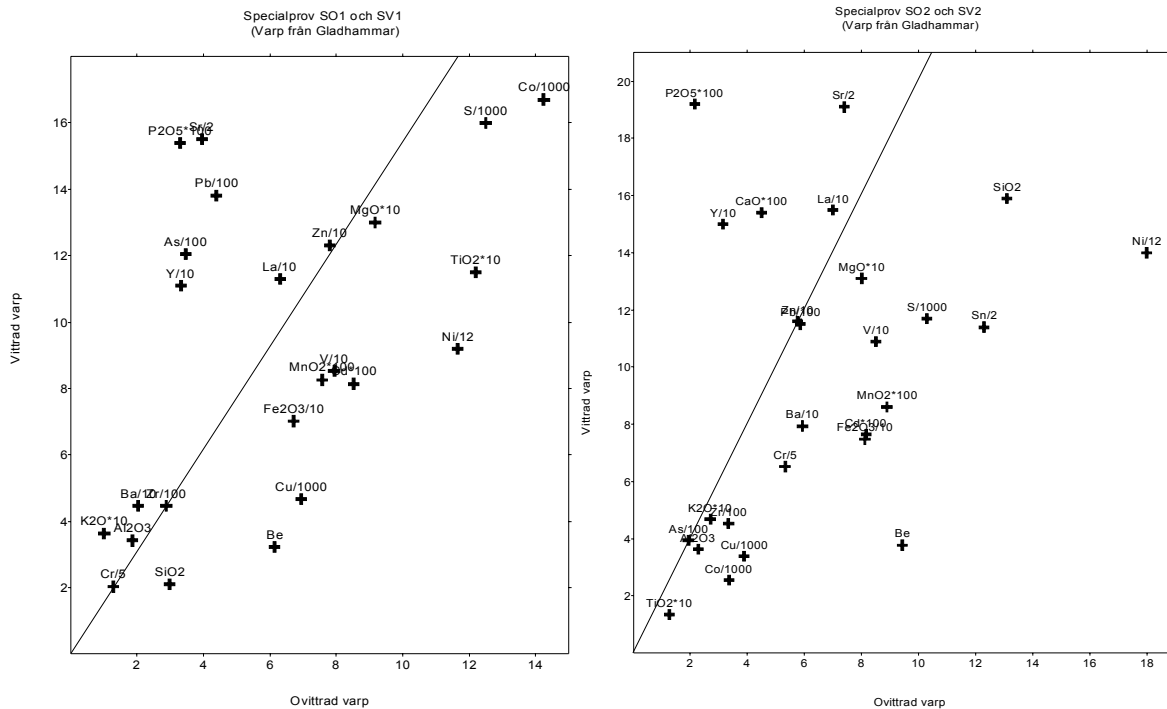
Sedimenten i Ekenässjön fungerar som en källa för arsenik, kobolt, nickel och bly. Sedimenten frigör årligen 4,3 kg kobolt och bly. Kobolt och bly är således de element som i störst utsträckning diffunderar upp från sedimenten i både Tjursbosjön och Ekenässjön. För koppar och zink fungerar sedimenten i Ekenässjön som en sänka. Cirka 0,2 kg koppar fastläggs årligen i sedimenten.

6. POTENTIALEN FÖR FRAMTIDA VITTRING OCH UTLAKNING

6.1. Oxidations och vittringberäkningar för varp

Utifrån specialprover på vittrad och ovittrad varp har den verkliga historiska totalförlusten för varpen samt för respektive element på grund av vittringen/oxidationen kunnat bestämmas. Vidare har även vittringsdiagram konstruerats för att visuellt åskådliggöra vilka element som minskat i halt på grund av vittring/oxidation. Vittringsdiagram för varpen vid Holländarefältet presenteras i figur 3. Element som faller under zirkoniumlinjen har minskat i halt på grund av vittring.

Figurerna visar att det främst är sulfidbundna element som exempelvis kadmium, kobolt, koppar, zink och svavel, som minskat i halt. Denna skillnad är tydlig när det gäller specialprov SO2 och SV2 men inte lika tydlig för proven SO1 och SV1 där arsenik, zink och bly verkar ha anrikats vilket snarare beror på ett alltför sparsamt datamaterial.



Figur 3. Vittringsdiagram för vittraded och ovittraded varp från Gladhammar (samlingsprov). Alla element som faller under zirkoniumlinjen visar på en massförlust och har vittraded och transporterats bort.

Den totala massförlusten för varpen uppgår till 26-35 % av den totala massan. Motsvarande mängd har således vittraded bort från varpen. Denna mängd är inte ekvivalent med den mängd som lakats ut, bland annat på grund av fastläggningsprocesser såsom adsorption och sekundära utfällningar.

De enskilda element som uppvisar de största relativa massförlusterna är generellt sulfidbundna element som koppar, kobolt, kadmium, nickel och svavel. Även huvudelement, som till exempel magnesium och kisel uppvisar massförluster. Detta indikerar att den producerade syran buffras genom upplösning av silikatmineral.

6.2. Specifika lakförsök

6.2.1. Statiska försök - Oxiderat tillgänglighetstest

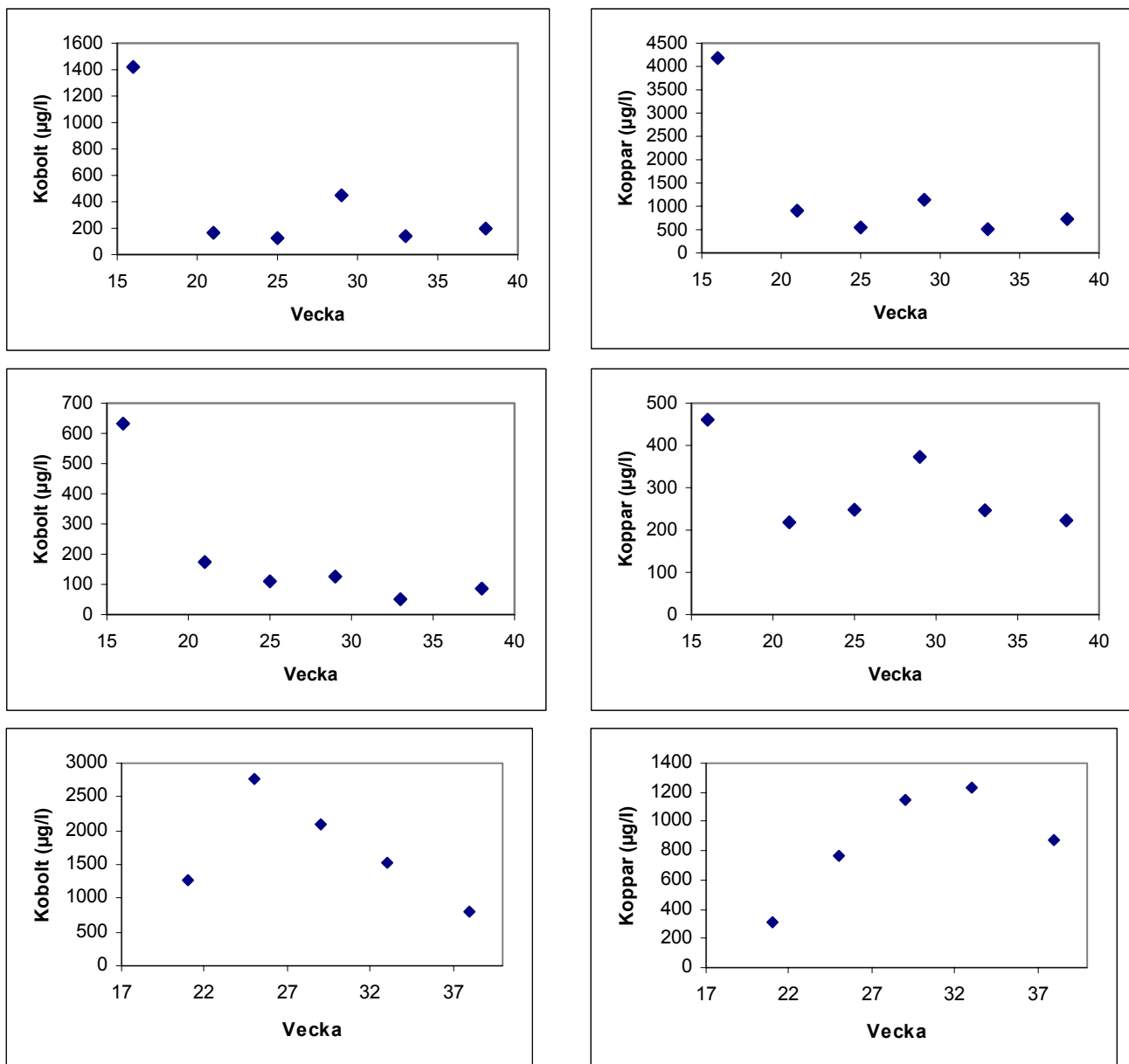
Oxiderade tillgänglighetstest kan användas för att uppskatta hur mycket av respektive element som är tillgängligt i ett längre tidsperspektiv (hundratals till tusentals år). De totala utlakbara mängderna redovisas i tabell 3, kapitel 4.1.3. Kopparutlakningen är relativt låg i alla materialen förutom slaggen. I varpen utlaknas cirka 18 % av det totala innehållet, i vaskmullen/lakresten lakas nästan 16 % ut och i slaggen cirka 48 %. En stor del av all koppar i slaggen är således utlakningsbar i ett längre tidsperspektiv. Slagg brukar annars vara relativt svårlakbart. Utlakningen av kobolt ligger på cirka 14 % av innehållet för varp, följt av cirka 7 % för slaggen och cirka 3 % för vaskmullen/lakresten. Kobolt verkar således vara något mer svårlakbart än koppar i det längre tidsperspektivet.

Försöken indikerar att lakbarheten för arsenik är relativt låg. Tidigare erfarenheter har visat att lakbarheten för arsenik ofta underskattas i oxiderade tillgänglighetstest (exempelvis Envipro Miljöteknik AB, 2004; Projekt Degerhamn, 2005). I detta fall är det dock sannolikt att lakbarheten för arsenik är relativt låg. Detta indikeras av bland annat de sekventiella lakningarna (Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:03) som visar att arsenik inte är speciellt mobilt i denna miljö. Vidare ligger pH i avfallen på mellan 4 och 7, vilket missgynnar arseniks löslighet. Lösligheten för

arsenik ökar generellt med ökat pH (till exempel Benjamin och Honeyman, 2000; Tyler och Olsson, 2001; Bradl, 2004).

6.2.2. Kinetiska undersökningar – Fuktkammarförsök

För att bedöma den verkliga utlakningen har fuktkammarförsök genomförts. Fuktkammarförsök är ett kinetiskt test som utförs för att kunna avgöra långtidsvittringen av ett material som funktion av tiden (British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, 1989). Resultaten för kobolt och koppar från försöken redovisas i figur 4.



Figur 4. Resultat för kobolt och koppar från fuktkammarförsök med varp (överst), slagg (mitten) och lakrest (underst) från Gladhammar.

Vittringshastigheten för arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i respektive avfall har beräknats vid steady-state-förhållanden (utplanade delen på tidskurvorna). Beräkningarna bedöms som relativt säkra för slagg och varp. Steady-state-förhållanden har inte helt uppnåtts för lakresten (se nedersta två graferna i figur 4). Vittringshastigheten i vaskmullen bedöms vara liknande den för varp (vaskmull=krossad varp). Resultaten redovisas i tabell 20.

Tabell 20. Vittringshastigheter för arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i de olika avfallstyperna vid Gladhammars gruvfält.

Element	Varp	Slagg	Lakrest	Vaskmull*
[kg/år]				
As	0,042	0,021	0,35	0,042
Co	1,80	1,29	14,0	1,80
Cu	7,11	2,76	9,11	7,11
Ni	0,31	0,31	1,82	0,31
Pb	3,03	0,029	0,51	3,03
Zn	0,34	0,51	1,51	0,34

* Antaget samma vittringshastighet som för varp.

Beräkningarna visar att vittringshastigheten i lakresten (ej steady-state) uppgår till 14,0 mg kobolt/kg och år respektive 9,1 mg koppar/kg och år. Motsvarande för slaggen är 1,3 mg kobolt/kg och år respektive 2,8 mg koppar/kg och år och för varpen 1,8 mg kobolt/kg och år respektive 7,1 mg koppar/kg och år. Hastigheten är således något högre för koppar än kobolt i varp och slagg. Detta är i linje med resultaten från de oxiderade tillgänglighetstesterna vilka visar att koppar är mer tillgängligt och lättlakat än kobolt.

6.3. Bedömning av den framtida potentialen för utlakning – Tiden

Utifrån de beräknade vittringshastigheterna från fuktkammarförsöket kan den teoretiska/potentiella tiden för att oxidera de totala mängderna av respektive element i respektive avfallstyp beräknas. Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 21a och b.

Resultaten visar att tiden för att oxidera all kobolt, koppar, nickel, bly och zink i varpen vid Holländarefältet uppgår till 250-850 år. Arsenik uppvisar en klart längre tid, cirka 4900 år. I varpen vid stranden är tiden något längre för kobolt, cirka 1300 år, medan tiden för bly är klart kortare, 49 år. Tiden för koppar ligger i paritet med motsvarande vid Holländarefältet.

Slaggen vid stranden uppvisar generellt längre tider för oxidation jämfört med slaggen vid Holländarefältet. Tiderna vid Hyttan intill Torsfallsån är längre för arsenik och koppar än vid stranden.

I vaskmullen och lakresten är tiderna generellt relativt korta. Speciellt gäller detta kobolt, koppar, nickel och zink och i fallet vaskmull även bly, där tiden varierar mellan 100 och 500 år för att oxidera det totala innehållet av respektive metall.

Ett mer realistiskt mått på hur lång tid det tar för metallerna i avfallet vid Holländarefältet att frigöras fås sannolikt genom att räkna på spridningen till Tjursbosjön. Genom denna beräkning fås även inverkan av fastläggning med i tidsuppskattningen. Beräkningen på data från fuktkammarförsöken förutsätter att allt som vittrar direkt lakas ut från avfallet, vilket inte är fallet. Beräkningen baseras på spridningen via stollgången, grundvattnet och ytvattnet. Resultaten från beräkningen redovisas i tabell 22.

Tabell 21a. Den teoretiska/potentiella tiden för att oxidera den totala mängden av arsenik, kobolt, koppar, bly och zink i avfallen vid Gladhammars gruvfält.

Material	Element	Holländare- fältet	Stranden	Ryssgruvan	Meijersgruvan
[år]					
Varp	As	4918	1735	4918	e.b.
	Co	566	1338	566	e.b.
	Cu	825	808	825	76
	Ni	391	737	391	1335
	Pb	424	49	424	49
	Zn	268	8018	268	620
Slagg	As	1064	4119		
	Co	562	1713		
	Cu	494	1804		
	Ni	255	664		
	Pb	2161	4689		
	Zn	324	5143		
Vaskmull	As		28365		
	Co		210		
	Cu		233		
	Ni		144		
	Pb		452		
	Zn		385		
Lakrest	As		1531		
	Co		154		
	Cu		447		
	Ni		123		
	Pb		2032		
	Zn		98		

Tabell 21b. Den teoretiska/potentiella tiden för att oxidera den totala mängden av arsenik, kobolt, koppar, bly och zink i avfallen vid Gladhammars gruvfält.

Material	Element	Sohlbergs- fältet	Skärpningar	Hyttan, Torsfallsån
[år]				
Varp	As	100	2984	
	Co	15	e.b.	
	Cu	630	521	
	Ni	103	e.b.	
	Pb	255	118	
	Zn	243	1401	
Slagg	As			4803
	Co			1340
	Cu			2361
	Ni			270
	Pb			3422
	Zn			2310

Tiden för utlakning är kortast för kobolt och koppar, cirka 1500 år. Även nickel uppvisar en tid i samma storleksordning, cirka 1800 år. Bly, zink och framförallt arsenik uppvisar betydligt längre tider. Återigen indikerar detta att fastläggningen har större betydelse för arsenik och bly jämfört med exempelvis koppar och kobolt.

Tabell 22. Den potentiella tiden för utlakning av de totala mängderna av arsenik, kobolt, koppar, nickel, bly och zink i avfallet vid Holländarefältet och stranden.

Element	Tid för utlakning
[år]	
As	726653
Co	1470
Cu	1504
Ni	1777
Pb	6272
Zn	15750

En jämförelse mellan de olika beräkningssätten är svår att göra rakt av då beräkningen utifrån fukt-kammarförsöket är uppdelad på delområden och avfallstyper medan beräkningen baserad på spridningen visar tider för allt avfall vid Holländarefältet sammantaget. Generellt är dock tiderna något längre enligt det senare beräkningssättet. Detta stämmer väl eftersom det sättet även tar hänsyn till den fastläggning som sker. Speciellt stor skillnad är det för arsenik, vilket stämmer väl med tidigare resultat som visar att fastläggningen av arsenik är mycket betydande.

7. SEDIMENTEN SÄNKA ELLER POTENTIELL KÄLLA?

7.1. Status idag, nettosänka eller nettokälla?

I tabell 23 redovisas de årliga mängder som diffunderar från sedimenten samt de mängder som sedimenterar till sedimenten i Tjursbosjön. Kobolt, koppar, bly och zink diffunderar från sedimenten till vattenpelaren i Tjursbosjön. Bly är det element av dessa som frisätts i störst omfattning, 13,6 kg/år. Arsenik och nickel fastläggs i sedimenten genom en nedåtriktad diffusion. 0,05 kg/år fastläggs av båda elementen.

Sedimentationsmängderna är generellt betydligt högre än diffusionsmängderna. Detta beror på bland annat på de höga metallhalterna i Tjursbosjöns vatten. Sedimentationen av koppar uppgår årligen till cirka 356 kg och för kobolt är motsvarande siffra cirka 58 kg.

Sammantaget, diffusion och sedimentation, fås att sedimenten i Tjursbosjön idag fungerar som en nettosänka för metaller. Fastläggningen av koppar i sedimenten uppgår till 355 kg/år och för kobolt till 51 kg/år.

Tabell 23. Årliga mängder som diffunderar från/till sedimenten i Tjursbosjön. En positiv siffra indikerar diffusion till sedimenten (sänka) och en negativ diffusion från sedimenten (källa).

Element	Diffusion	Sedimentation	Totalt
[kg/år]			
As	0,05	2,66	2,71
Co	-6,82	58,1	51,3
Cu	-1,08	356	354,9
Ni	0,05	4,52	4,57
Pb	-13,6	53,0	39,4
Zn	-0,46	31,6	31,1

Ekenässjöns sediment fungerar, i likhet med Tjursbosjön, som en nettosänka för metaller (tabell 24). Diffusionen är uppåtriktad för arsenik, kobolt, nickel och bly. Bly och kobolt är de element som

frisätts i störst mängder, cirka 4,3 kg/år. Koppar och zink fastläggs i sedimenten genom diffusion. De årliga mängderna som fastläggs genom nedåtriktad diffusion är små.

De sedimenterande mängderna är även för Ekenässjön betydligt högre än de som transporteras genom diffusion. Årligen tillförs 519 kg koppar och 321 kg kobolt sedimenten i Ekenässjön genom sedimenterande material. Åter igen beror dessa mängder sannolikt till viss del på resuspension.

Sammantaget, beräknat både för diffusion och sedimentation, fungerar sedimenten i Ekenässjön som en nettosänka för metaller. Fastläggningen i sedimenten verkar uppgå till 519 kg/år för koppar och 317 kg/år för kobolt.

Tabell 24. Årliga mängder som diffunderar från/till sedimenten i Ekenässjön. En positiv siffra indikerar diffusion till sedimenten (sänka) och en negativ diffusion från sedimenten (källa).

Element	Diffusion	Sedimentation	Totalt
[kg/år]			
As	-0,02	10	10
Co	-4,3	321	317
Cu	0,2	519	519
Ni	-0,2	34	34
Pb	-4,3	63	59
Zn	0,05	195	195

För Kyrksjön finns ingen beräkning av diffusionen utan endast en de sedimenterande mängderna är kvantifierade. Med tanke på att de diffunderande mängderna i Tjursbosjön och Ekenässjön är små i jämförelse med de sedimenterande så är det rimligt att detsamma gäller för Kyrksjön. Slutsatsen är således att även Kyrksjöns sediment fungerar som en nettosänka för metaller. Årligen fastläggs i storleksordningen 120 kg koppar och 68 kg kobolt (tabell 25).

Tabell 25. Årliga mängder som sedimenterar till sedimenten i Kyrksjön.

Element	Sedimentation
[kg/år]	
As	2,6
Co	68
Cu	121
Ni	12
Pb	21
Zn	112

Sammanfattningsvis fungerar sedimenten i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön som nettosänkor för metaller i dagsläget. Samtliga tre sjöar kan liknas vid sedimentationsbassänger på grund av de stora mängder som årligen sedimenterar. Diffusionen av metaller är i dagsläget mycket liten i förhållande till sedimentationen.

7.2. Status vid en efterbehandling, nettosänka eller nettokälla?

Idag är halterna av kobolt och koppar förhöjda i Tjursbosjöns vatten. Vid en eventuell efterbehandling av gruvan kan halterna i vattnet minska, vilket får effekt på diffusionen och sedimentationen. Under förutsättning att processerna i sedimenten är konstanta och att halterna av koppar och kobolt i vattenpelaren sänks till 4 respektive 1 µg/l för koppar respektive kobolt, d.v.s. i stort sett de halter som kan uppmätas naturligt i området har beräkningar av diffusionen och sedimentationen genomförts. Resultaten presenteras i tabell 26.

Resultaten visar att sedimenten vid en framtida haltsänkning i sjön kan börja frisätta kobolt och koppar till vattenpelaren, d.v.s. sedimenten övergår från att vara en sänka till att vara en källa. Beräkningarna visar att cirka 7,3 kg kobolt och 22,7 kg koppar skulle frigöras från sedimenten vid halter på 4 respektive 1 µg/l för koppar respektive kobolt.

Tabell 26. Årliga mängder som diffunderar respektive sedimenterar till från sedimenten i Tjursbosjön vid en kobolthalt på 1 µg/l och en kopparhalt på 4 µg/l i sjöns vatten. En negativ siffra visar en diffusion från sedimenten (källa) och en positiv siffra en diffusion till sedimenten (sänka).

Element	Diffusion	Sedimentation	Totalt
[kg/år]			
Co	-12,7	5,4	-7,3
Cu	-42,6	19,9	-22,7

8. SAMLAD MASSBALANS ÖVER OMRÅDET – IDAG

8.1. Holländarefältet och Tjursbosjön

I figur 5 redovisas en sammanfattande massbalans- och processfigur för Tjursbosjön och Holländarefältet. Grunden till problematiken är vittringen av det i området förekommande avfallet. Den årliga vittringen ligger i samma storleksordning för avfallet vid stranden och uppe på Käringryggen. Förutom avfallet bidrar också själva gruvan med betydande mängder av metaller. Exempelvis uppgår den interna årliga vittringen av koppar i gruvan till cirka 45-50 % av motsvarande för avfallet vid stranden och på Käringryggen. Den totala årliga frigörelsen för avfallet vid stranden, avfallet uppe på Käringryggen och gruvan tillsammans uppgår till 3 kg arsenik, 152 kg kobolt, 612 kg koppar och 210 kg bly.

Spridningen av metaller från avfallet på Käringryggen sker via ytavrinning längs med bergsslutningen och direkt ner i gruvschakten. De mängder som sprids från avfallet är generellt lägre än den årliga vittringen. Detta visar på att en betydande fastläggning sker i avfallen, vilken fördröjer/förhindrar utlakningen av metaller. Till exempel fastläggs årligen cirka nästan all arsenik som vittrar och cirka 25 % av den kopparmängd som vittrar loss. För kobolt är den årliga spridningen något högre än vittringen. Skillnaden är dock i sammanhanget mycket liten (cirka 10 %). De mängder som sprids via ytavrinningen antas rinna ut i Tjursbosjön (antingen som ytvatten eller som grundvatten).

De mängder som frigörs inne i gruvan sprids via stollgången till Tjursbosjön. Via stollgången sprids också de mängder som frigjorts i avfallet på Käringryggen och som dräneras direkt ner i gruvschakten.

Grundvattnet utgör ytterligare en spridningsväg för avfallet på Holländarefältet. Det antas att det grundvatten som bildas på stranden sprider metaller ut till Tjursbosjön.

De mängder som frigörs i avfallet på stranden antas rinna direkt ut i sjön. På grund av att en stor del av avfallet är beläget under vatten är det sannolikt att den beräknade årliga vittringen är något lägre. Ett antagande som gjorts är att det kan vara att cirka 50 % av den årliga vittringen vid stranden som sprids till sjön. Detta antagande ger att avfallet vid stranden på årsbasis i praktiken frigör släpper cirka 0,8 kg arsenik, 128 kg koppar, 36 kg kobolt och 51 kg bly.

Förutom gruvområdet bidrar den naturliga omgivningen med metaller till Tjursbosjön. Bidraget är generellt mycket lågt i förhållande till gruvan och gruvavfallens. Spridningen från omgivningen sker främst via ytvattendrag.

Beräkningen av förorenings-spridningen från gruvområdet inkl. den interna vittringen i själva gruvan samt i avfallen kan göras på flera sätt.

Först kan de direkta utläckagen till sjön från gruvområdet försöka kvantifieras (1). Sammantaget då alla spridningsvägar (ytavrinning, stollgången, grundvatten, avfallet vid stranden) uppgår det årliga läckaget till Tjursbosjön till *0,8 kg arsenik, 431 kg koppar, 125 kg kobolt och 60 kg bly*.

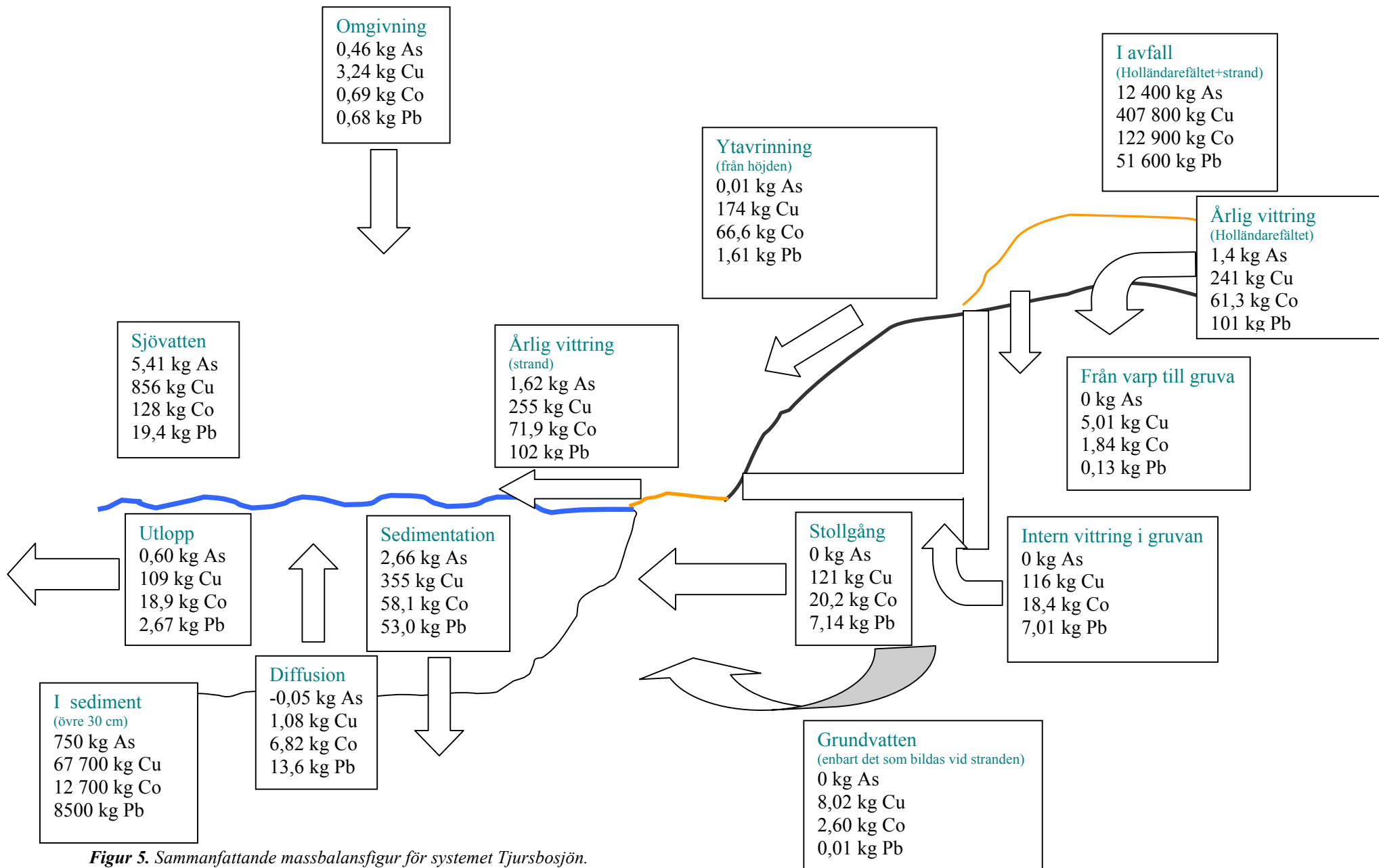
Ytterligare en uppskattning (2) kan göras genom att anta att Tjursbosjön är ett system, massa in måste vara lika med massa ut. Ut ur systemet (Tjursbosjön) sker spridning av metaller via utloppet till Ekenässjön och via nettosedimentation till sedimenten (sedimentation-diffusion). Sammantaget dessa två källor så "försvinner" 3,3 kg arsenik, 463 kg koppar, 70 kg kobolt och 42 kg bly ur systemet. Eftersom element inte nyskapas eller förintas i normala miljöer bör dessa siffror vara lika stora eller i paritet med det som tillförs systemet. Om bidraget från den naturliga bakgrunden subtraheras bör bidraget från gruvan och gruvområdet erhållas. Bidraget är *2,8 kg arsenik, 460 kg koppar, 69 kg kobolt och 41 kg bly*. I jämförelse med det första beräkningssättet är de mängderna av arsenik något högre medan mängderna av kobolt och bly är något lägre. De utgående kopparmängderna ligger i samma storleksordning. De skillnader som noteras får i sammanhanget med ett sådant komplext system betraktas som relativt små.

Vad är då de korrekta mängderna?

I verkligheten varierar de sannolikt på årsbasis. Variationen beror på nederbörd, temperatur m.m. eftersom detta i sin tur styr vittring, oxidationen, fastläggning, utlakning m.m.

Om några exakta siffror ska anges är det sannolikt det första sättet som ger de mest rimliga siffrorna. Det är uppskattningar baserade på beräkningar nära källan.

Det årliga utläckaget från gruvan och gruvområdet uppskattas således till *0,8 kg arsenik, 431 kg koppar, 125 kg kobolt och 60 kg bly*. Det måste dock betonas att variationen säkerligen kan variera flera tiotals kg, framförallt för koppar, kobolt men även bly.



Figur 5. Sammanfattande massbalansfigur för systemet Tjursbosjön.

8.2. Sjösystemet nedströms Tjursbosjön

I figur 6 redovisas en översiktlig massbalans för Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön. Vatten från Tjursbosjön rinner ut i Ekenässjön. Via utloppet från Tjursbosjön sprids årligen cirka 0,6 kg arsenik, 109 kg koppar, 19 kg kobolt och 2,7 kg bly. Metaller tillförs Ekenässjön även från den naturliga bakgrunden och genom diffusion från sedimenten. Det naturliga påslaget uppgår till 0,7 kg arsenik, 1,8 kg koppar, 0,7 kg kobolt och 1,0 kg bly årligen. I jämförelse med de mängder som tillförs Ekenässjön via utloppet från Tjursbosjön är mängderna från den naturliga bakgrunden klart lägre avseende koppar och kobolt. Sedimenten fungerar idag som en källa för arsenik, kobolt och bly och som en sänka för koppar. Årligen frigörs 0,02 kg arsenik, 4,3 kg kobolt och 4,3 kg bly från sedimenten. Cirka 0,2 kg koppar fastläggs årligen i sjöns sediment. Sammantaget ger dessa källor att 1,3 kg arsenik, 111 kg koppar, 24 kg kobolt och 8,0 kg bly tillförs Ekenässjön årligen.

Metaller förs ut ur systemet Ekenässjön via utloppet i sjöns norra strandkant samt genom sedimentation. Via utloppet transporteras årligen cirka 1,1 kg arsenik, 42 kg koppar, 1,7 kg kobolt och 0,5 kg bly. Sedimenten i sjön mottar årligen 10 kg arsenik, 519 kg koppar, 321 kg kobolt och 63 kg bly. Sammantaget ger detta att 11 kg arsenik, 561 kg koppar, 323 kg kobolt och 64 kg bly ”försvinner” ur systemet årligen genom olika fastläggningsmekanismer.

De mängder av koppar, kobolt och bly som rinner vidare från Ekenässjön till nedströms liggande sjöar i sjösystemet är mindre än de mängder som sjön mottar från Tjursbosjön (överst belägen i sjösystemet). Metaller fastläggs således i sjön. Ekenässjön fungerar ur ett sjösystemsperspektiv som en fälla för dessa metaller. För arsenik fungerar dock Ekenässjön som en källa.

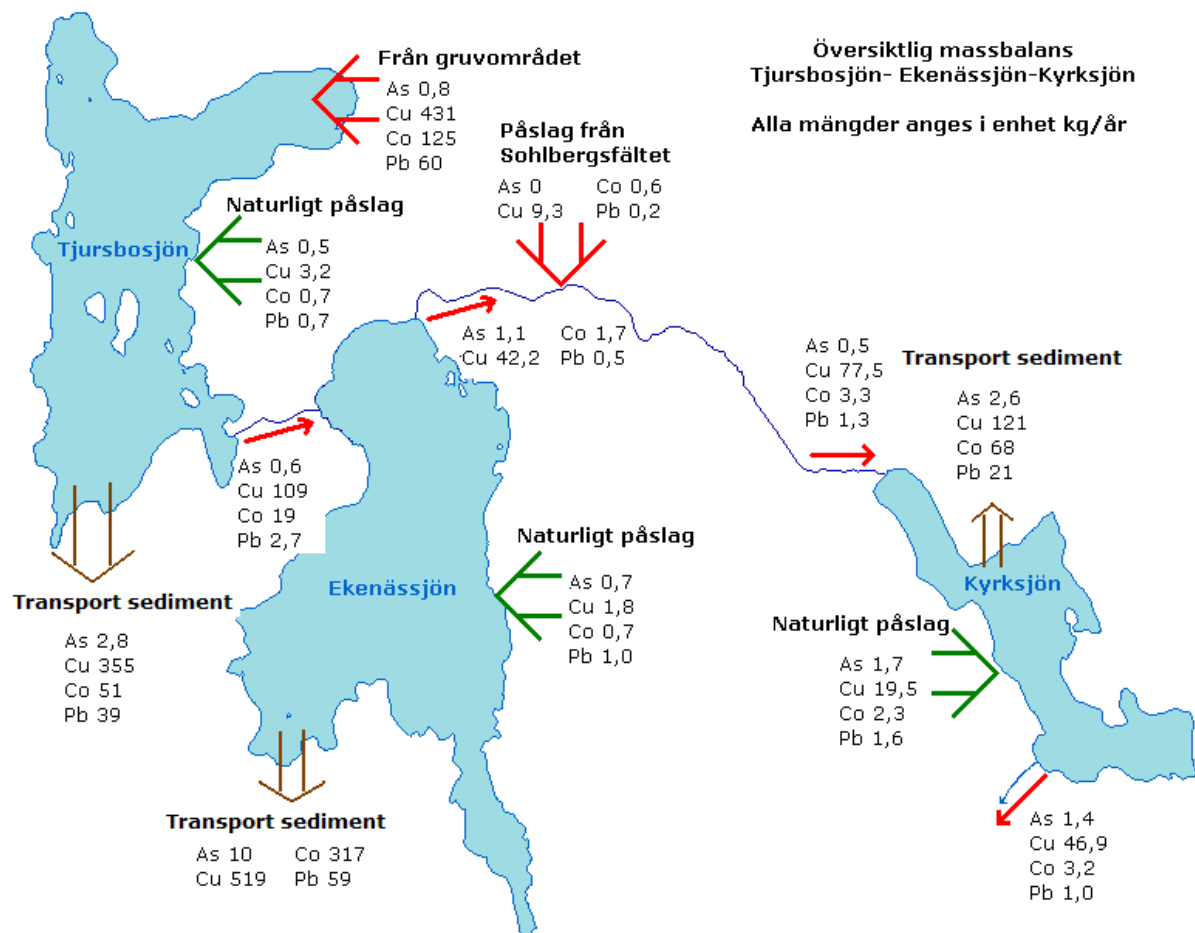
I ett massbalansresonemang ska skillnaden mellan vad som tillförs och lämnar systemet vara relativt lika. I fallet Ekenässjön är denna skillnad relativt stor. Beräkningarna visar på ett underskott för tillförseln. En förklaring till skillnaderna är sannolikt som tidigare nämnts resuspension av sediment. Genom resuspension frigörs sedimentpartiklar från sedimenten som kan fångas upp i sedimentfällorna och felaktigt räknas som fallande (sedimenterande) partiklar. Eftersom halterna av dessa element är mycket höga i ytsedimenten ger detta att de mängder som sedimenterar sannolikt är överskattade. Hur stor effekten av resuspension är har inte utretts i detalj. I Tjursbosjön är effekten av resuspension inte lika uttalad som Ekenässjön, vilket sannolikt beror på att Tjursbosjön är betydligt djupare än Ekenässjön.

Till Kyrksjön transporteras metaller från Ekenässjön via den sk. Gladhammarsbäcken. Gladhammarsbäcken mottar ett ytterligare tillskott från gruvområdet via Sohlbergsbäcken. Sohlbergsfältet påverkar således varken Tjursbosjön eller Ekenässjön utan dräneras ”direkt” till Kyrksjön. Årligen tillförs 0,5 kg arsenik, 78 kg koppar, 3,3 kg kobolt och 1,3 kg koppar via Gladhammarsbäcken till Kyrksjön. Det bör påpekas att i dessa siffror ingår ett mindre bidrag från den naturliga omgivningen, en bäck som mynnar i Gladhammarsbäcken strax väster om inloppet i Kyrksjön. Den naturliga bakgrunden bidrar årligen totalt med 1,7 kg arsenik, 20 kg koppar, 2,3 kg kobolt och 1,6 kg bly. Någon kvantifiering av diffusionen i Kyrksjön har inte genomförts. Sammantaget ger detta att 2,2 kg arsenik, 97 kg koppar, 5,6 kg kobolt och 2,9 kg bly tillförs Kyrksjön årligen.

Via utloppet i Kyrksjöns sydvästra strand transporteras metaller ut ur sjön. Den interna sedimentationen innebär också att metallhalter minskar i sjöns vattenmiljö. Via sjöns utlopp transporteras årligen 1,4 kg arsenik, 47 kg koppar, 3,2 kg kobolt och 1,0 kg bly. Genom sedimentation tillförs 2,6 kg arsenik, 121 kg koppar, 68 kg kobolt och 21 kg bly årligen till Kyrksjöns sediment.

Kyrksjön fungerar, precis som Ekenässjön, som en fälla för koppar ur ett sjösystemperspektiv. Den mängd som årligen tillförs är större än den som rinner ut. Koppar fastläggs således i sjön. För arsenik, kobolt och bly är skillnaderna små.

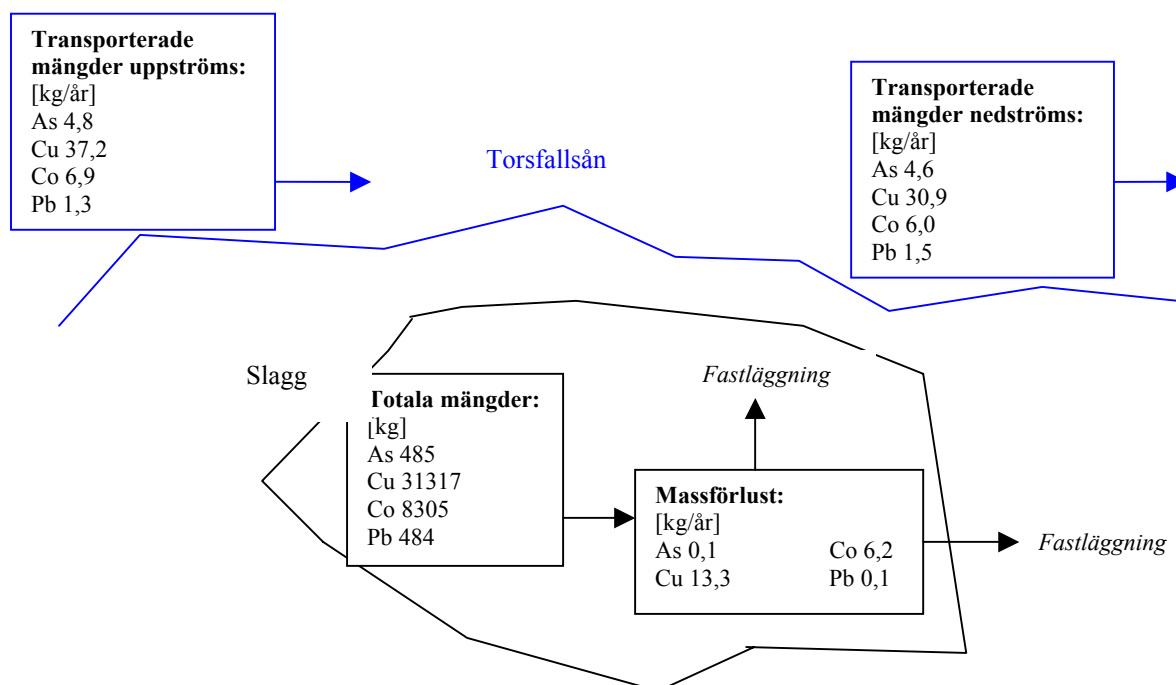
Även för Kyrksjön visar massbalansen att de mängder som förs ut ur systemet är större än de som transporteras in. Skillnaderna är dock något mindre för Kyrksjön jämfört med motsvarande för Ekenässjön. Förklaringen till skillnaderna är sannolikt även för Kyrksjön resuspension. Eftersom sedimenten är påverkade av metaller ger detta en överskattning av de sedimenterade mängderna. En förklaring till att skillnaderna mellan vad som tillförs och vad som försvinner är mindre för Kyrksjön än för Ekenässjön kan vara att halterna i ytsedimenten är lägre i Kyrksjön. Detta ger att överskattningen av de sedimenterade mängderna blir mindre (under förutsättning att resuspension sker), vilket således minskar de uttransporterade mängderna. Skillnaderna mellan inkommande och uttransporterade mängder påverkas också av åt vilket håll diffusionen är riktad. Då porvatten från sedimenten i Kyrksjön inte analyserats har inga diffusionsberäkningar kunnat utföras.



Figur 6. Översiktlig massbalans för sjösystemet Tjursbosjön-Ekenässjön-Kyrksjön. Alla mängder anges i kg/år. Med transport sediment avses sedimentationen minus diffusionen.

8.3. Hyttan vid Torsfallsån

I figur 7 presenteras en översiktlig massbalans för Hyttan intill Torsfallsån. Årligen frigörs cirka 0,1 kg arsenik, 13,3 kg koppar, 6,2 kg kobolt och 0,1 kg bly från slaggen vid Hyttan. Beräkningarna av de transporterade mängderna uppströms och nedströms slaggupplaget indikerar inte något påslag av metaller, mängderna uppströms ligger på samma nivå som mängderna nedströms. En viss spridning sker till det lokala grundvattnet, där höga halter av bland annat kobolt, koppar och zink uppmätts. I samband med perioder med högt flöde har det kunnat uppmätas förhöjningar i det lokala grundvattnet, vilket medför att utläckaget från området sannolikt sker ”stötvis”.



Figur 7. Översiktlig massbalans- och processfigur för Hyttområdet vid Torsfallsån.

9. REFERENSER

- Alexandersson och Karlström, 2001. *Temperaturen och nederbörden i Sverige 1969 – 1990. Referensnormaler – utgåva 2*. SMHI
- Benjamin M. M., Honeyman B. D. (2000) *Trace metals* in: Jacobson M., Charlson R., Rohde H., Orians G. (eds) *Earth System Science* Academic Press San Diego, 592 pp.
- Boorman R. S., Watson D. M. (1976) *Chemical processes in abandoned sulphide tailings dumps and environmental implication for Northeastern New Brunswick* CIM Bulletin 69:86-96.
- Bowell R. J. (1994) *Sorption of arsenic by iron oxides and hydroxides in soils* Applied Geochemistry 9: 279-286.
- Bowell R.J., Bruce I. (1995) *Geochemistry of iron ochres and mine waters from Levant mine, Cornwall*. Applied Geochemistry 10:237-250.
- Bradl H. B. (2004) *Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents* Journal of Colloid and Interface Science 277:1-18.
- British Columbia Acid Mine Drainage Task Force (1989) *Draft Acid Rock Drainage Technical Guide Volume 1* British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report.
- Coston J.A, Fuller C.C., Davis J.A (1995) *Pb²⁺ and Zn²⁺ adsorption by a natural aluminium and iron bearing surface coating on an aquifer sand*. Geochimica et Cosmochimica Acta 59:3535-3547.
- Düker A., Ledin A., Karlsoon S., Allard B. (1995) *Adsorption of zinc on colloidal (hydr)oxides of Si, Al and Fe in the presence of a fulvic acid*. Applied Geochemistry 10:197-205.
- Envipro Miljöteknik AB (2004) *Efterbehandling av sandmagasin i Stollbergsområdet – Huvudstudie*.
- Envipro Miljöteknik AB (2005) *Nautanen – Täckning av deponin*.
- Eriksson H. (2005) *Grundvattnets geokemi vid Gladhammars gruvfält, Västervik. Effekter av äldre tiders kobolt- och kopparbrytning*. LiU-Tema V-Ex-7. Examensarbete vid Linköpings Universitet.
- Johnson C. A. (1986) *The Regulation of Trace Element Concentrations in River and Estuarine Waters Contaminated with Acid Mine Drainage: The Adsorption of Cu and Zn on Amorphous Fe Oxyhydroxides* Geochimica et Cosmochimica Acta 50:2433-2438.
- Jönsson J. (2003) *Phase Transformations and Surface Chemistry of Secondary Iron Minerals Formed from Acid Mine Drainage*. Doktorsavhandling Oorganisk kemi, Umeå universitet.
- Kerndorff H., Schnitzer M. (1980) *Sorption of Metals on Humic Acid* Geochimica et Cosmochimica Acta 44:1701-1708.
- Kooner Z.S. (1993) *Comparative study of adsorption behaviour of copper, lead, and zinc onto goethite in aqueous systems*. Environmental Geology. 21:242-250.
- Myrica AB (2004) *Djupkartor Tjursbosjön, Ekenässjön, Kyrksjön*.

Västerviks kommun (2005). Inventering och karaktärisering av avfallen vid Gladhammars gruvor - *Undersökning av utbredning, halter, vittringsbenägenhet och lakegenskaper*, Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:03.

Västerviks kommun (2005). *Grundvattnets geokemi - Undersökning av halter och processer i grundvattnet runt Holländarefältet och vid hyttområdet invid Torsfallsån*, Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:04.

Västerviks kommun (2005). *Resultat från miljökontroll – referensprogram*, Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:05.

Västerviks kommun (2005). Hydrogeologisk åtgärdsutredning Gladhammars gruvfält, Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:06

Västerviks kommun (2005). Geokemin i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön - *Undersökning av nuvarande status och förståelse av geokemiska processer*, Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:07

Västerviks kommun (2005). Sedimentkartering av Tjursbosjön. Del 1 (*Undersökningdel*) och Del 2 (*Slutsatser och rekommendationer*). Miljömanagement Svenska AB, Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:10

Västerviks kommun (2004:16). Betydelsen av Holländarefältet för masstransporten till Tjursbosjön - *Undersökning av processer i gruvsystemen belägna ovan Tjursbosjön*, Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:16.

Projekt Degerhamn (2005) *Massbalanser och spridningsmekanismer. Process- och systemförståelsen för rödfyren och alunskiffen i Degerhamn, Mörbylånga kommun.*

Scracek O., Bhattacharya P., Jacks G., Gustafsson J.-P., von Brömssen M. (2004) *Behavior of arsenic and geochemical modelling of arsenic in aqueous environments* Applied Geochemistry 19: 169-180.

SMHI (2005) *PULS – beräkning av Torsfallsån*

SMHI (1991) *Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990* Rapport SMHI Meteorologi Norrköping, 87 sid.

Tyler G., Olsson T. (2001) *Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity* European Journal of Soil Science 52:151-165.

Öhlander B., Ljungberg J., Holmström H. (2001) *Desorption of metals retained secondarily after release by sulphide oxidation, the main mechanism for groundwater contamination in the tailings at the Laver mine, northern Sweden* GFF 123:153-162.