

Sätragruvan

Nr/SGU	213	Koordinater	6501350 1501100
Kommun	Finspång	Kartblad	9G SV
Avfallsmängd	40 000 m ³	Malmtyp	Sulfid
Riskklassning	Klass 1		

Gruvan och tillhörande verksamheter

Sätragruvan ligger i Finspångs Kommun väster om sjön Glan, 1,5 km söder om Doverstorp på vägens östra sida. Järnmalm har brutits i Doverstorpområdet troligen redan på 1300-talet, och definitivt från mitten av 1600-talet. År 1917 startades svavelbrytning vid Sätragruvan.

Gruvan, som är ett dagbrott, är ca 80 m lång 20 m bred och 15-20 m djup. Mineraliseringen finns huvudsakligen knuten till två mer eller mindre parallella zoner som är ungefär 2 m breda. Här finns rikligt med svavelkis, magnetkis, något kopparkis samt mycket små mängder zinkblände och blyglans. Blottat berg både i och utanför dagbrottet är starkt missfärgat pga. vittring.

Mellan 1917 och 1919 bröts enligt Tegengren (1924) uppemot 80 000 ton berg. Under de första månaderna levererades skradd kismalm till ett närbeläget pappersbruk (Skärblacka Bruk?). Hösten 1917 påbörjades anrikning vid Sätra i det nya anrikningsverket. 54 300 ton anrikningsmalm erhöles. Bearbetning av malm gav 10 300 slig¹ med en svavelhalt mellan 35 och 42 %. Detta svavelkis haltiga material rostades för att framställa svaveldioxid. Denna process skedde förmodligen vid pappersbruket (*Källa: I handling från Billerud Skärblacka AB, dnr 555-10336-00, inkommen till Länsstyrelsen 2004-06-02*). Rödfärgproduktion däremot kom igång i Sätra. 1919 fick man problem med malmkvalitén och tekniska problem med anrikningsverket vilket bidrog till att bolaget som drev verksamheten, AB Kis, gick i konkurs.

Bebyggelse från denna verksamhet finns välbevarat inom området. Bland annat finns arbetar- och tjänstemansbostäder, ruin efter en kalkugn samt ruiner och grunder efter fabriksbyggnaderna. Industrianläggningen bestod av ett krosshus, ett anrikningsverk och rödfärgsfabriken. Från anrikningsverket byggdes en 1 km lång vattenledning ner till Glan där ett pumphus byggdes. Totalt arbetade ca 100 personer vid gruvor och industrianläggningen.

Följande beskrivning har hämtats från http://www.finspong.se/1900/ind_hand/satrag.htm (2004-06-22)

”Under hösten 1916 bildades AB Kis, som vid årsskiftet 1917 började bryta kiselmalmen, som man sedan skulle använda till framställning av svavelsyra och sulfid. Behandlingsprocessen av malm gick till så att man med trallvagn förde malmen till ett anrikningsverk, där man tömde malmen i ett fack som rymde 60 ton. Där överpolades malmen med vatten och fördes vidare till en kross som pulveriserade den. Till sist lades malmen på stora bord där man avskiljde den slutliga produkten. Anrikningsverket stod

¹ I anrikningsverket mals malmen. Från den finfördelade malmen kan man lättare rensa bort oönskade beståndsdelar. Anrikad malm i finfördelad form kallas för slig

färdigt under hösten 1917. Man fick ut biprodukterna nickel och guldockra, som man använde till att tillverka Doverstorps rödfärg, som var mörkare än Falu rödfärg. AB Kis drev verksamheten vid Sätragruva fram till den 1 oktober 1919, då stoppades all produktion och 100 man sades upp. Företaget gick sedan i konkurs den 1 december 1919.”

Områdesbeskrivning

Området som har påverkats av gruvdriften, vilket omfattar gruvan, avfallsupplag och husgrunder, sträcker sig från själva gruvan och ca 500 m i NO riktning till en å. Nuvarande markanvändning inom och utanför gruvområdet domineras av skog. Den avfallstäckta marken intill ån nästan helt saknar vegetation.

Gruvan och dess avfall ligger inom ett område (Glanförkastningen) som enligt Finspångs Kommuns naturvårdsprogram har mycket stort skyddsvärde (Klass 1). Motivering till objektets naturvärdesklassning bygger huvudsakligen på områdets geologi och inte biologi (Pro Natura, 1999). Området kring gruvan befinner sig inom ett kulturmiljöområde (Säterhyddan) av regionalt intresse. Merparten av gruvavfallet ligger dock utanför detta område.

Ett parhus med flera inneboende ligger mindre än 100 m från gruvområdet. Husen var förmans- och ingenjörsbostäder under verksamhetstiden. Två stycken brunnar tillhör fastigheterna. En brunn är borrhälad till ett djup av 96 m. Jorddjup är 7 m och jordarterna består av lera, sand och grus. Den andra brunnen har ett djup på 51 m.

Topografi, geologi och hydrogeologi

Området är ganska kuperat. Dagbrottet är belägen i högre terräng på 65 m höjd. Marken sluttar brant ned i NO riktning mot ån på 25 m höjd. Höjdskillnaden är 40 m inom ett avstånd av 330 m. Den genomsnittliga lutningen är 12 %. Gruvavfallet ligger mestadels i den flacka terrängen mellan sluttningen och bäcken.

Enligt SGU (1995a) är bergarten i området en mörkgrå, kvartsig leptit rika på sulfidmineral. Även grafit förekommer. Glanförkastningen följer ån norr om gruvan i NV-SO riktning. Kring själva gruvan är jordtäcket tunt med mycket hållmark. Jordarterna på sluttningen nordost om gruvan domineras av sandig morän. Intill bäcken där det mesta avfallet finns består jordarterna huvudsakligen av lera, men svallsediment i form av grus och sand förekommer omedelbart nedströms det avfallstäckta området.

Dagbrottet dräneras av ett par stollgångar som håller gruvan mer eller mindre vattenfri. Vatten rinner ut i små bäckar. Avrinningen sker därefter huvudsakligen via grundvatten åt NO mot den lägre liggande terrängen och ån. Ån flödar åt sydöst genom sankmark och mynnar ut i Glan efter ca 800 m, en av de största sjöarna i Östergötland och vattentäkt för Norrköpings kommun.

Storegruvefältet ligger ett par kilometer väster om Sätragruvan och befinner sig inom samma avrinningsområde.

Gruvavfall

Varp

Gruvavfall i form av varp eller gråberg förekommer på flera platser: kring dagbrottet, mellan gruvan och grunder efter industrialläggningen, och på sluttningen strax norr om grusvägen. Varpen kring gruvan är kraftigt vittrade. Sulfidinnehållet är högt, oftast >10 %.

Materialet i de limpformade högarna ovanför anläggningen är gråberg, vilket innehåller mindre sulfider och verkar mindre påverkat av vittringen. Enligt Tegengren (1924) innehöll det bortskrädda gråberget högst 7 % svavel. Den totala mängden varp/gråberg överstiger inte 2 000 m³.

Utifrån de förekommande sulfidmineralerna kan det finnas koppar, bly och zink, förutom mycket Fe, i avfallet. En analys genomförd 1918 på malm (SGU 1995a) visar följande halter: S (20,53 %), Fe (21,56 %), Ni och Co (0,04 %), Zn (0,28 %) och As (0,05 %).

Avfallssand

Finare material, mestadels sand, förekommer i små högar dels kring byggnaderna och dels på ”sluttningen”, medan stora mängder avfallssand förekommer i ett ca 4 ha stort sandmagasin i det flacka området mellan grusvägen och ån. En del avfallssand har schaktats bort från detta område.

En bäck rinner igenom sandmagasinet och möter en annan bäck som avgränsar sandmagasinet åt NO. Även ett par mindre dräneringsdiken finns inom avfallsområdet. Järnutfällningar täcker botten på vattendragen och bidrar till igenslamning.

Grundvattennivån ligger ganska ytligt speciellt i den östra delen av området (0 – 30 cm). Ytavrinning sker med hjälp av ovannämnda diken samt på markytan där grundvattennivån är ytlig.

Mer än hälften av sandmagasinets yta är utan växtlighet. Enstaka björk växer på sina ställen. Marknära vegetation saknas nästan helt. Mossa växer sparsamt men har ingen stor utbredning. Påtagliga vegetationsskador förekommer i övergångszonen mellan sandmagasinet och intilliggande trädbevuxna områden. Undersökningen av flygbilden över området från 1968 visar att en större yta jämfört med idag saknade skogstäckte. I den östra kanten av sandmagasinet (6501429/1501625) har ett par gropar grävts. Det har visat sig att humusjord 10-15 cm mäktig täcker en underliggande lager av grus som tolkas som gruvavfall. Här är den översta delen vittrade (gulbrun färg) och den understa delen ovittrade (grå färg). pH var 2,8 i gropvattnet.

Mäktigheten på avfallsanden har inte undersökts noggrant, men är minst 1 m på vissa ställen i den NV delen av området. Avfallsvolyten uppskattas grovt till 40 000 m³. Detta stämmer väl överens med uppgifter om mängden brutet berg vilket enligt SGU (1995a) var ca 80 000 ton. Kornstorleken på avfallet varierar. Det är i allmänhet finare längre från gruvbyggnaderna.

Vittringen är mycket påtaglig över hela området. I regel är sanden vittrad ner till grundvattenytan och kännetecknas av röda, bruna och gula skikt. I den östligaste delen är materialet vittrat endast till 15-20 cm djup. I de delar av sandmagasinet som ligger närmast gruvan är vittringszonen betydligt mäktigare, ca 50 cm. Under den vittrade zonen är sanden gråfärgad. Skikt eller linser av till synes ovittrat material förekommer inom den vittrade zonen. En närmare granskning av detta material har visat att det består av mycket finkornigt material. Sådant material har en större förmåga att hålla kvar vatten och är således inte lika öppen för syreinträngning. Små partiklar av malmineraler syns tydligt i detta material.

Vid grävning med trädgårdsspade har skenhällor observerats på många ställen. En skenhälla utvecklas på grund av stora mängder sekundär utfällningar. Johnson et al (2000) förklarar bildningen av skenhällor i gruvavfall genom utfällning av järnhydroxider, t.ex. goethite $\text{FeO}(\text{OH})$ och jarosite $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$.

Geokemiska undersökningar

Fyra gruvavfallsprover, 1 jordprov, 1 sedimentprov och 5 vattenprover har analyserats.

Gruvavfall

Prov A2 är ett samlingsprov bestående av ca 20 delvis vittrade varpbitar tagna vid ytan på varphögarna som omringar dagbrottet. A16, A17 och A18 togs i sandmagasinet, de två förstnämnda i samma provgrop. pH-värdet i vattnet i denna grop var 2,7. Prov A16 består av ovittrat material; A17 av vittrat material och A18 mestadels vittrat men med en mindre del ovittrat material. Resultaten redovisas i tabellen nedan. Beräkningar av metallmängder har utförts baserat på mängder avfallssand (60 000-80 000 ton) och på uppmätta metallhalter. 75 % utav avfallssanden uppskattas fortfarande vara ovittrad.

Tabell 1: Metallhalter i gruvavfall (mg/kg om inget annat anges)

Gruva	Sätra					
	A2	A16	A17	A18	KM/MKM	Mängd- uppskattningar
Provrnr.	A2	A16	A17	A18	KM/MKM	Mängd- uppskattningar
Beskrivning	varp	Avfallssand ovittrad	Avfallssand vittrad	Avfallssand vittrad		
Provdjup	ytan	25-30 cm	5-15 cm	30-40 cm		
Fe_2O_3	36,9 %	7,76 %	14,9 %	15,1 %		
S	18,0 %	6,44 %	0,55 %	0,85 %		3000 – 4000 ton
As	76,6	53,1	48,4	49,9	15/40	3 – 4 ton
Cd	0,744	0,864	0,096	0,115	0,4/12	50 – 70 kg
Co	34,5	25	0,45	0,46	30/250	
Cu	285	325	26,4	53	100/200	15 – 20 ton
Hg	0,108	0,539	0,074	<0,04	1/7	
Ni	126	30,5	2,47	5,63	35/200	
Pb	108	182	210	269	80/300	13 – 17 ton
Zn	255	214	48,6	109	350/700	11 – 15 ton

Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
-------------------	---------------------	------------	-------------------

Indelning av tillstånd för förorenad mark; Naturvårdsverket (1999b).

KM/MKM = riktvärden för känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning Naturvårdsverket (1996). Markerat med lila där nivån överskrider i en eller fler av avfallssands prover.

Det finns stora skillnader i kemisk sammansättning mellan de olika typerna av avfall. Varpmaterial har mycket höga halter svavel och järn på grund av den stora andelen svavelkis i det brutna berget. Även nickel är förhöjda i varpprovet jämfört med den ovittrade sanden. Om man jämför vittrad och ovittrad sand från samma grop finns de största skillnader för svavel, kadmium, kobolt, koppar, kvicksilver, nickel och zink, dvs. sulfidbunda mineraler. Halterna av dessa ämnen är mycket högre (2 – 50 gånger) i det ovittrade provet. Mest sannolik är att en stor del av metallerna redan har frigjorts från den vittrade sanden medan de finns kvar i det ovittrade materialet. Arsenik och bly bryter mot

detta mönster då de uppvisar ungefär lika halter i både vittrad och ovittrad sand. I avfallssand vid Laver gruva i Norrbotten är innehållet av arsenik och bly något högre i den vittrade sanden jämfört med det ovittrade materialet (Holmström et al 1999). För arsenik är lösligheten mer kopplad till redoxförhållanden än till pH-värden. Bly är inte lika mobil som övriga tungmetaller, t.ex. zink, nickel, m.m. Högre metallhalter i den ovittrade zonen kan även orsakas av återutfällning av metaller. Metaller som frigörs vid sulfidoxidation kan transporteras nedåt och fastläggas då pH-värdet stiger med djupet (Holmström et al 1999). Kornstorlek på avfallet kan också påverka sammansättningen men på vilket sätt är svårt att bedöma med det begränsade dataunderlaget som finns till hands.

Vittringsbenägenheten bedöms som stor pga. att innehållet av sulfider i det ovittrade avfallet är högt, men avsevärt lägre i det vittrade avfallet. Själva avfallssanden kan i viss mån betraktas som förorenad mark och då är det lämpligt att jämföra halterna med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för tillstånd för förorenad mark. Enligt denna jämförelse förekommer arsenik, koppar, kadmium och bly i halter som anses vara *måttligt allvarliga* eller *allvarliga*. Riktvärdena för olika typer av markanvändning, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM), anges i en separat kolumn. Arsenik, koppar, kadmium och bly förekommer i halter som överskrider nivån för känslig markanvändning. Både koppar och arsenik överskrider riktvärden för mindre känslig markanvändning.

Flera prover av avfallssand behövs för att kartlägga geografisk och vertikal variationerna i metallhalter. Zink har till exempel uppmätts i relativt låga halter i samtliga avfallsprover trots att det finns indikationer att högre halter kan förekomma. Bevis för detta indikeras av kemiskanalysen av malmen 1918. Denna tolkning stödjas av vattenkemin (se nedan)

Vatten

Flera vattenprover har tagits både i området kring själva gruvan samt i och kring sandmagasinet. I tabell 2 och 3 redovisas metallhalter tillsammans med svavel och pH.

Tabell 2. Ytvattenkemi ($\mu\text{g/l}$ om inget annat anges)

Gruva	Sätra				
	Provrnr.	YV4	YV5	YV36	Tillstånd för förorenat vatten [±]
Provplats	I dagbrottet	Bland gruvvarp vid brottet	Dike inom sandmagasinet		
pH	2,9	2,5	2,6		
S	260 mg/l	240 mg/l	540 mg/l		
Fe	63 mg/l	130 mg/l	310 mg/l		
Al	47000	29000	28000		
As	1,2	8,5	0,68		<i>Mindre allvarligt</i>
Cd	4,4	4,5	1,5		<i>Allvarligt - mycket allvarligt</i>
Co	70	67	25		<i>(stor till mycket stor påverkan av punktkälla)</i>
Cu	120	230	83		<i>Allvarligt - mycket allvarligt</i>
Ni	180	91	57		<i>Måttligt allvarligt - allvarligt</i>
Pb	19	14	6,4		<i>Måttligt allvarligt - Allvarligt</i>
Zn	2000	1800	660		<i>Mycket allvarligt</i>

Indelning av tillstånd för sjöar och vattendrag; Naturvårdsverket (1999a).

Mycket låga halter	låga halter	måttliga halter	höga halter	mycket höga halter
--------------------	-------------	-----------------	-------------	--------------------

± Indelning av tillstånd för förorenat vatten, Naturvårdsverket (1999b), Tabell 4, Bilaga 4.

Lakvattnet, som proverna YV4, YV5 och YV36 utgör exempel på, är extremt surt, och innehåller mycket höga halter aluminium. Vid jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag finner man att bly, koppar, kadmium och zink förekommer i mycket höga halter; koppar, kadmium och zink uppvisar mycket allvarliga halter jämfört med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för förorenat ytvatten (Naturvårdsverket 1999b). Kobolt finns i halter som tyder på en stor till mycket stor påverkan av punktkälla baserade på jämförvärdet för förorenade små vattendrag i södra Sverige (Naturvårdsverket 1999b).

Vatten har provtagits i bäckarna som rinner igenom eller som avgränsar sandmagasinet. pH-värdena i bäckarna har varit relativt normala (6,5-7,2) under besökstillfällena. Vegetation i och längs bäckarna verkar också normal. Resultaten av analyserna samt tillståndsklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999a) visas i tabell 3 nedan.

Tabell 3. Ytvattenkemi ($\mu\text{g/l}$ om inget annat anges)

Provnr.	YV33	YV34	Tillstånd för förorenat vatten \pm	Avvikelse från jämförvärde*
Provplats	Bäck vid norra gränsen av sandmagasinet	Några m från stora diket		
pH	7,1	6,2		
S	18,0 mg/l	61 mg/l		
Fe	4800	8900		
Al	750	2600		
As	0,52	0,41	Mindre allvarligt	Ingen/liten påverkan
Cd	0,21	0,14	Mindre allvarligt	Ingen/liten påverkan
Co	3,1	2,6		Trolig påverkan
Cu	5,9	7,1	Mindre allvarligt	Trolig påverkan
Ni	10	9,0	Mindre allvarligt	Trolig påverkan
Pb	0,2	0,4	Mindre allvarligt	Ingen/liten påverkan
Zn	81	84	Måttligt allvarligt	Trolig påverkan

Indelning av tillstånd för sjöar och vattendrag; Naturvårdsverket (1999a).

Mycket låga halter	låga halter	måttliga halter	höga halter	mycket höga halter
--------------------	-------------	-----------------	-------------	--------------------

\pm Indelning av tillstånd för förorenat vatten, Naturvårdsverket (1999a), Tabell 4, Bilaga 4.

* Avvikelse från jämförvärde för förorenade små vattendrag i södra Sverige, Naturvårdsverket (1999a), Tabell 11, Bilaga 5

Zink förekommer i höga halter medan koppar och kadmium återfinns i *måttligt höga* halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Aluminium också förekommer i halter som kan medföra risker för miljön. Till exempel vid halter på 75-200 $\mu\text{g/l}$ och högre kan aluminium vara giftigt för fisk (Bydén et al, 2003).

Vattenprovtagningen utfördes efter en längre period utan nederbörd. Vattnet i vattendrag/diken bedöms innehålla en relativt liten inblandning av lakvatten från gruvavfallet. Därför borde provtagning utföras under en längre period med varierande nederbördsmängder för att få en bättre bild av hur ytvattenrecipienten påverkas av metalläckage från sandmagasinet.

Jord

Övervägande låga metallhalter har uppmätts i ett jordprov (tabell 4). Provet togs i naturlig lerjord i bäckkanten vid norra gränsen av sandmagasinet. Halterna av de analyserade tungmetallerna är lägre än riktvärden för känslig markanvändning (KM) (Naturvårdsverket 1996). Halterna ligger långt under jämförvärden som har tagits fram för området. Jämförvärden motsvarar de högsta värdena bland ett 15-tal provpunkter från närområdet analyserat med ICP av SGU i deras markgeokemiska kartering.

Tabell 4: Metallhalter i jordprov (mg/kg TS om inget annat anges)

Gruva	Sätra	KM mg/kg TS	Jämförvärde mg/kg TS
Provrnr.	J1		
Provdjup	10 – 15 cm		
Beskrivning	Lera (mindre del mo/sand)		
TS	66,3 %		
As	<10	15	
Cd	<2	0,4	
Co	5,53	30	8
Cu	21,6	100	76
Ni	10,4	35	23
Pb	<10	80	78
Zn	95	350	2197 (186) ¹

Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
-------------------	---------------------	------------	-------------------

Indelning av tillstånd för förorenad mark; Naturvårdsverket (1999b). KM: riktvärden för känslig markanvändning.

Jämförvärde: SGU markgeokemiska data, GIS skikt, ICP analys av morän (15 prover inom närområdet; högsta värdet används som jämförvärdet. ¹ - näst högsta värdet).

Sediment

Ett sedimentprov har tagits i bäcken som rinner igenom sandmagasinet. Provet visar låga metallhalter (se tabell 5).

Tabell 5: Metallhalter i sediment (mg/kg TS om inget annat anges)

Provrnr.	S2
Provdjup	5 cm
Beskrivning	Grovlera/gyttja
TS	60,7 %
As	<10
Cd	<2
Co	3,92
Cu	13,9
Ni	8,14
Pb	16,1
Zn	51,2

Mycket låg halt	Låg halt	Måttligt hög halt	Hög halt	Mycket hög halt
-----------------	----------	-------------------	----------	-----------------

Tillståndsklasser för sediment i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999a)

Varken jord- eller sedimentprovet kan antas vara representativa för det påverkade området eftersom provtagningspunkten för både prover befinner sig på en plats som bedöms vara mindre påverkad. Flera prover behövs.

Biogeokemiska analyser

Analys av bäckvattenväxter (SGU biogeokemiska databasen) från en bäck ca 300 m nedströms sandmagasinet visar inga tydliga förhöjda metallhalter trots att vatten från sandmagasinet rinner förbi denna provpunkt. Endast kopparhalten är något förhöjda i jämförelse med ett 20-tal punkter inom en radie av 10 km från Sättragruvan. Men halten (186 mg/kg Cu) kan inte anses vara onaturligt högt eftersom liknande halter är allmänt förekommande på många opåverkade platser inom länet.

Kvantifiering av läckaget per år

För att beräkna metallutflöden från sandmagasinet behöver man representativa analyser av både grundvatten och ytvatten. Dessutom behöver man veta hur avrinningen är uppdelad mellan grundvatten respektive ytvatten. Med det begränsade dataunderlaget som finns är det omöjligt att beräkna metalläckaget med någon större noggrannhet. En viss uppfattning kan urskiljas genom att multiplicera den totala avrinningen med de uppmätta metallhalterna i ytvattenprovet YV36. Beräkningen grundas på följande antaganden: Avrinning är ca 400 mm/år. Sandmagasinet täcker en sammanlagd yta på 40 000 m² vilket ger en årlig avrinning på 16 000 m³. Metalläckaget från dagbrottet eller varpen har inte tagits med i beräkningen.

Tabell 4. Metalläckage från gruvområdet

Metall	Uppmätta koncentrationer µg/l	Läckage kg/år
Al	28000	448
As	0,68	0,01
Cd	1,5	0,024
Co	25	0,4
Cu	83	1,3
Ni	57	0,91
Pb	6,4	0,10
Zn	660	10,4

Baserat på dessa beräkningar är den totala uttransporterade mängden av tungmetaller från sandmagasinet ca 13 kg per år. Denna mängd kan jämföras med ca 1,2 kg/år från sandmagasinet i Baggetorp (Envipro Miljöteknik AB, 2000).

För att bedöma den historiska metallutlakningen kan man jämföra koncentrationer av metaller i både det ovittrade materialet och det vittrade materialet. Genom att multiplicera haltskillnaden med mängden vittrat material kan man få fram mängderna utlakade metaller. Det antas att det ovittrade provet A16 inte innehåller betydande mängder metaller som har lakats ur den vittrade zonen och som sedan har anrikats i den ovittrade zonen genom fastläggningsprocesser. Dessutom antas det att mellan 10 och 25 % av sandmagasinet redan har utsatts för oxidation och vittring. Resultatet från denna beräkning tyder på att i genomsnitt mellan 20 och 70 kg koppar per år under de senaste 85 åren har transporterats bort. Det är väsentligt högre än det nuvarande kopparflödet enligt beräkningarna som har gjorts ovan.

Bedömning av resultat

- Cirka 40 000 m³ gruvavfall inom gruvområdet innehåller uppskattningsvis 3000 - 4000 ton svavel, 50 – 65 ton tungmetallerna, Cu, Pb, Zn, Co, Ni, As och Cd.
- Lakvattnet från gruvavfallet är mycket surt och innehåller måttligt höga halter av dessa tungmetaller, vilket tyder på en utlakning av i storleksordning 13 kg metaller per år. Uppskattningsvis en halv ton aluminium lakas ut från sandmagasinet varje år.
- På grund av vittring har flera metaller minskat i koncentration med mellan 70 och 90 % i den vittrade avfallsanden. Detta gäller främst Cd, Co, Cu, Ni och Zn. Detta tyder på att 100-tals kilo tungmetaller per år har lakats ut sedan 1919 när gruvdriften upphörde. Om metallerna har stannat i sandmagasinet på grund av återutfällning eller har transporterats iväg från sandmagasinet är omöjligt att säga med det nuvarande dataunderlaget.
- Analyser av bäckvattnet tyder på att zink sprids längre nedströms än övriga tungmetaller p.g.a. ämnets större löslighet.
- Jorden söder om sandmagasinet visar skador på marknära vegetation troligen på grund av lakvattnets låga pH.
- Föroreningssituationen i sediment både i bäcken nedströms upplaget och i sjön Glan är okänd i dagsläget.
- Flera metaller i avfallssanden överskrider riktvärden för känslig markanvändning och några även för mindre känslig markanvändning. Därför bör inte markområdet användas för t.ex. bostäder, daghem, kontor, industrier, vägar eller grundvattenuttag.

Spridningsförutsättningar

Spridningen i grundvatten inom sandmagasinet bedöms som stor på grund av avfallssandens genomsläpplighet. De underliggande jordlagarna, mestadels lera, bör å andra sidan vara ganska tät. Mer genomsläppliga jordarter förekommer nedströms sandmagasinet men deras roll i föroreningstransport är inte klarlagd. Den närmaste ytvattenrecipienten är bäcken som dränerar sandmagasinet. Risk för spridning till denna recipient är mycket stor både via grundvatten och via ytavrinning. Risk för spridning i ytvatten är stor, men beroende på säsong och nederbörds mängder varierar utspädningseffekten. Under perioder med mycket nederbörd, i synnerhet på sommaren när vattenståndet i vattendrag är mestadels lågt, kan lakvattnet från sandmagasinet utgöra en relativt stor andel av vattnet i bäcken. Det föreligger även en risk för att metallerna bundna till partiklar i bäcksediment kan spridas i framtiden. Detta skulle kunna ske om pH-värdet i bäckvattnet sänktes, eller genom muddring/utdikning. Sammanlagt bedöms spridningsförutsättningarna som stora.

Känslighet/Skyddsvärde

Området är relativt lättillgängligt. Människor bor mindre än 100 m från gruvområdet. Boende har tillgång till grundvatten via två brunnar som dock ligger uppströms avfallsupplaget. Glan används som vattentäkt av Norrköpings kommun. Känsligheten för människor bedöms således som stor.

Gruvan och sandmagasinet ligger inom ett område (Glanförkastningen) som har bedömts som mycket skyddsvärt (Klass 1) i Finspång kommuns naturvårdsprogram. Motiveringen beror till största delen på områdets geovetenskapliga värde.

Riskbedömning

Arsenik, bly och kadmium har mycket hög farlighet. Koppar har hög farlighet. Aluminium och zink har måttlig farlighet. Mängden föroreningar med mycket hög farlighet är mycket stort; totalt kilo kadmium och flera ton arsenik och bly. Uppskattningsvis minst 15 ton koppar finns kvar i avfallet. Avfallsvolymerna är stora. Risken för en ökad uttransport från sandmagasinet av metaller i framtiden bedöms vara stor eftersom en sänkning av grundvattennivån skulle ge upphov till en ökad vittringstakt. Ett stort markområde är påverkat av försurning och förmodligen förhöjda metallhalter, samt visar vegetationsskador. Den närmaste recipienten är tydligt påverkad av metallföroreningar. Spridningsförutsättningar i mark och grundvatten samt till ytvatten är mycket stora. Känslighet bedöms som stor och skyddsvärde som måttligt. Den sammanvägda bedömningen är att objektet utgör en mycket stor risk och bör placeras i Riskklass 1 enligt MIFO-modellen.

Diskussion

Risken för framtida metalläckage från sandmagasinet är stor beroende på den höga urlakningspotentialen. Dock är för närvarande grundvattennivån ganska ytlig över större delen av sandmagasinet och en betydande del av upplaget ständigt vattenmättat, vilket förhindrar syreinträngning och vittring. Troligtvis har vittringstakten och urlakningen av metaller varit av större omfattning tidigare eftersom den vittrade zonen ovanför grundvattenytan har blivit kvitt stora mängder metaller. Detta betyder att under vissa förhållanden kan en stor del av de kvarstående metallerna lakas ur avfallet under en kort tid, och således belastar miljön starkt under denna tid. En sänkning av grundvattennivån skulle skapa förutsättningar till detta. Denna aspekt har beaktats i riskbedömningen.

Jämfört med gruvvarp är fastläggning av bildade vittringsprodukter mer påtaglig i finkornigt avfallsmaterial som sand. Sulfidoxidationen sker huvudsakligen inom de ytliga delarna av upplagen där tillgång till syre är god. Bildade vittringsprodukter transporteras nedåt där de sedan kan återutfällas om pH-värdet stiger med djupet. I vilken utsträckning denna process är aktiv i Sätras sandmagasin har inte utretts.

Fastläggning av metaller i marken motverkas av att en stor del av föroreningarna troligen transporteras ut genom det horisontella grundvattenflödet i magasinet samt via ytavrinning i samband med stora nederbörds mängder. I Sätras fall kan den horisontella transporten i upplaget vara betydande. Detta beror dels på att sandmagasinet ligger i vad som betraktas som ett utströmningsområde, dels på skiktning orsakad av skenhälla.

Upplaget täcker en stor yta i förhållande till den totala volymen avfall. Detta betyder att merparten avfallet har utsatts för och kan fortsätta att utsättas för omfattande oxidation. Dessutom leder detta till bildning av stora lakvattens mängder. Både dessa faktorer gynnar utlakning och uttransport av föroreningar.

Ytterligare en anledning till oro är de stora mängder syraproducerande mineralerna, svavelkis och magnetkis, i avfallet. Försurningen av mark och vatten leder till ökad rörlighet för tungmetaller.

Buffrande mineraler som karbonater har en förmåga att neutralisera den sura lakvattnet som oxidationen ger upphov till. Sådana mineraler har inte observerats vid Sätragruvan.

Bäcken i vilken sandmagasinet avvattnas orsaker en utspädning och en pH-höjning vilket resultera i att metallernas löslighet begränsas med fastläggning och sedimentation som följd. När det sura och metallrika lakvattnet från sandmagasinet möter oförorenat ytvatten i bäcken faller järnmineral ut som genom sorption eller medfällning kan fungera som sänka för tungmetaller.

Ett liknande sandmagasin i Ervalla utanför Örebro har under 1990-talet täckts med aska och rötslam för att försöka minska utlakning av tungmetaller (Bäckström och Johansson, 2003). Svavel har brutits här under samma period som för Sätra. Likvärdiga metallhalter i avrinnande vatten från respektive avfallsupplag har uppmätts. Efter täckningen av Ervalla har ett flertal tungmetaller, bl.a. kobolt, nickel, bly och zink, i avrinnande ytvatten minskat medan det för koppar, arsenik, m.m. har urskiljts en förhöjning. Det ökat utläckaget av arsenik förklaras av ett förhöjt pH orsakat av innehållet i täckmaterialet. Mer forskning krävs för att bedöma lämpligheten med aska och slam som täckmaterial för gruvavfall.

Kvarstående undersökningsbehov

Sätragruvan är så pass viktig ur ett föroreningsperspektiv och det nuvarande kunskapsläget är så bristfälligt att ytterligare undersökningar är välmotiverade. Dessa undersökningar behövs för att beräkna föroreningsmängder i avfallet och nuvarande metallutflöden från sandmagasinet samt lakningspotential under olika förhållanden. Beräkningarna av metallmängder och metallutflöden som har gjorts i denna studie är behäftade med stora osäkerheter. Dessutom är det viktigt att få klarhet i hur sandmagasinet skulle uppträda i framtiden om grundvattennivån sänktes betydligt. I denna studie togs jord- och sedimentproverna endast vid ett ställe. Dessa prover visade övervägande låga metallhalter. Flera prover behövs för att bestämma huruvida dessa är representativa.

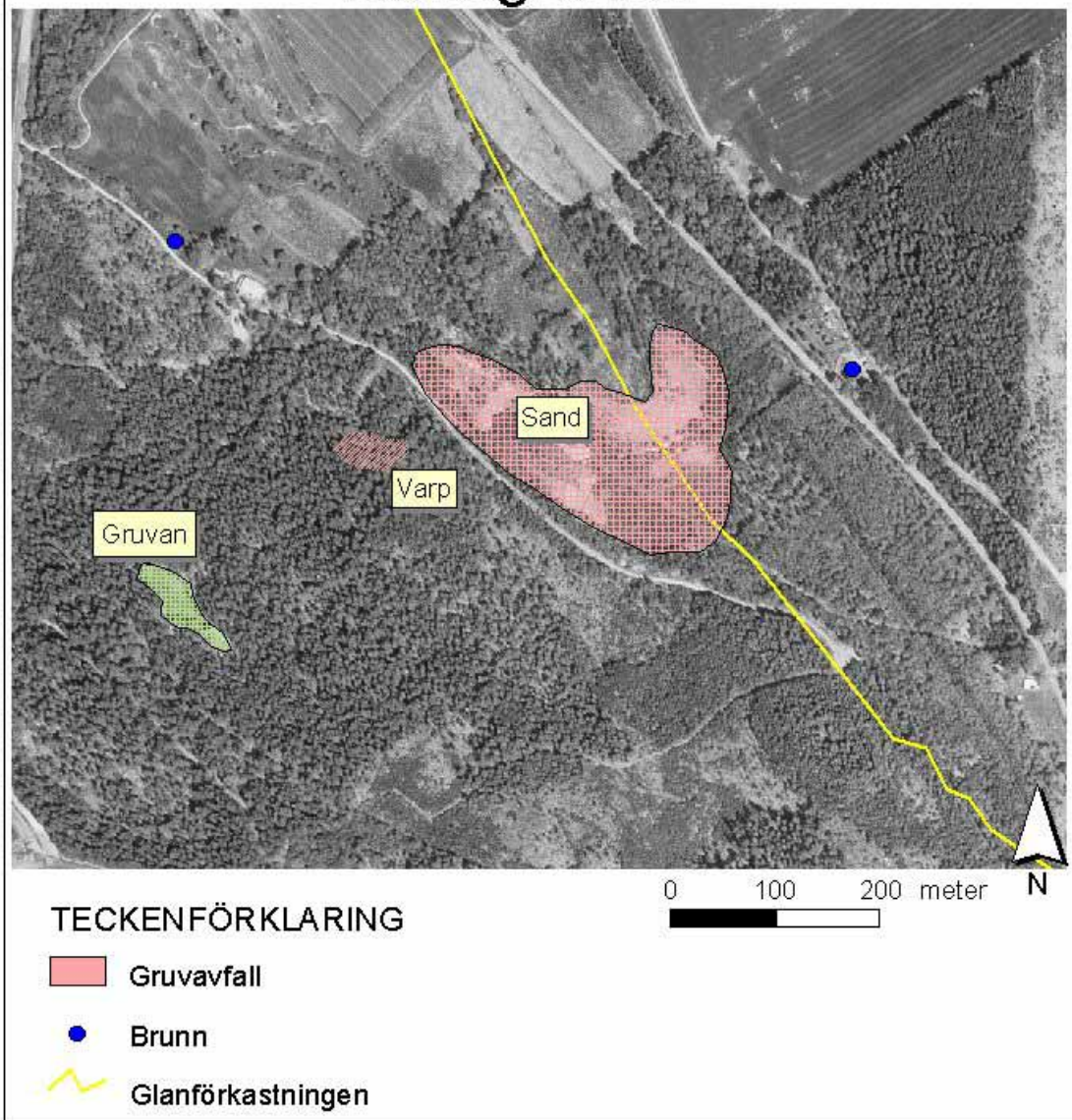
Flera frågor som bör besvaras är:

- Hur påverkad är ytvattenrecipienten? Hur påverkar variationer i nederbörds mängder metallhalter och pH-värden i ytvatten nedströms upplaget?
- Hur varierar sandmagasinets innehåll horisontellt och vertikalt?
- Vilken roll har grundvattnet med avseende på transport av metaller till ytvatten?
- Hur utbredd är markområdet som har påverkats av surt, metallhaltigt lakvatten?
- Är brunnsvattnet vid bostadshusen påverkat?
- Vad är mängdförhållandet mellan ovittrat avfall och vittrat avfall?
- Hur mäktigt är sandavfallet?

Övriga källor

http://www.finspong.se/kultur_fritid/historia/gruvor_hyttor.htm#vanga

Sätragruvan



Sättagruvan

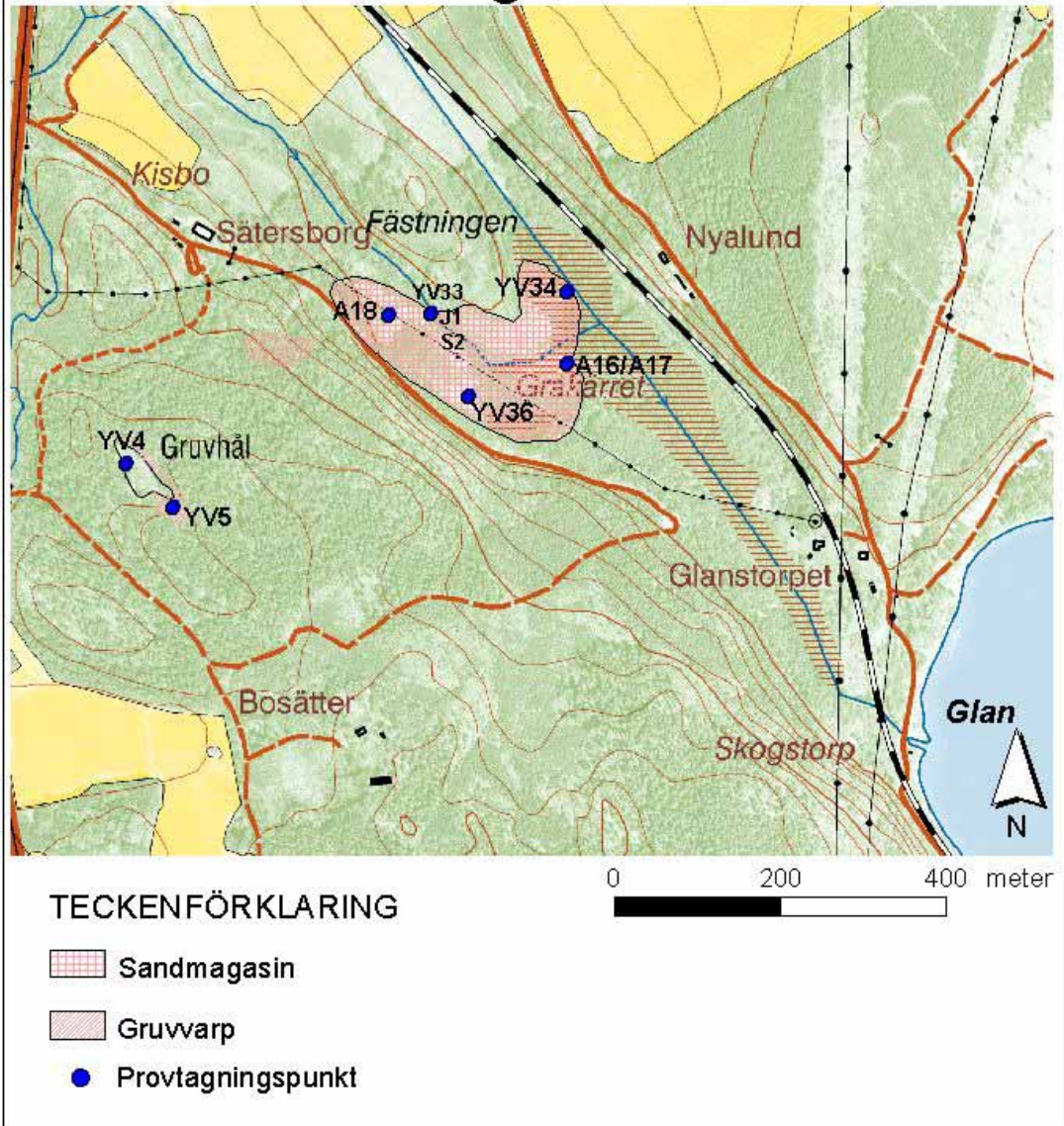




Foto 1. En av Sättragruvans två stollgångar



Foto 2. Gråberg



Foto 3. Sandmagasinet



Foto 4. Sandmagasinet



Foto 5. Avfallssand



Foto 6. Bäckens intill sandmagasinet



Foto 7. Dike inom sandmagasinet



Foto 8. Vegetationsskador



Foto 9. Vittrad och ovittrad avfallssand



Foto 10. Skador på marknära vegetationen