

Att minimera sulfidoxidation vid gruvdrift – från anrikning till efterbehandling

Roger Hamberg

december 2021

SGU-rapport 2021:32



Omslagsbild: Dagbrott Svartlidengruvan.
Fotograf: Roger Hamberg

Författare: Roger Hamberg
Granskad av: Fredrik Mossmark
Ansvarig enhetschef: Erika Ingvald
Redaktör: Lina Rönnåsen
Sveriges geologiska undersökning
Box 670, 751 28 Uppsala
tel: 018-17 90 00
e-post: sgu@sgu.se
www.sgu.se

INNEHÅLL

Sammanfattning.....	4
Inledning.....	5
Metod.....	5
Anrikningsprocesser.....	6
Flotation.....	7
Cyanidlakning.....	9
Avfall från gruvbrytning.....	9
Gråberg.....	10
Anrikningssand och processvatten.....	10
Potentiella källor till surt lakvatten och kväveutsläpp.....	10
Karakterisering av gruvavfall.....	12
Provtagning.....	13
Metoder för karakterisering av gruvavfall.....	15
Tolkning av resultat från karakterisering.....	16
Hantering av sulfidrikt gruvavfall under drift.....	18
Deponering av gråberg.....	18
Deponering av anrikningssand.....	19
Behandling av processvatten under drift.....	20
Återfyllnad av gruvavfall.....	22
Efterbehandling.....	23
Planering inför efterbehandling.....	23
Metoder för efterbehandling.....	24
Våttäckning.....	24
Torrtäckning.....	25
Förhöjd grundvattenyta.....	27
Effekter av efterbehandling.....	28
Vattenrening i samband med efterbehandling.....	28
Användning av industriella restmaterial för efterbehandling av gruvavfall.....	29
Omanrikning av gruvavfall.....	30
Slutsatser.....	30
Referenser.....	31

SAMMANFATTNING

Studien beskriver malmens väg genom anrikningsprocesserna och hur detta kan kopplas till gruvavfallets miljöpåverkan, främst med fokus på sulfidoxidation som kan leda till uppkomsten av sura lakvatten. Rapporten tar även upp hur denna miljöpåverkan kan minskas genom olika anpassningar av processerna inom gruvdriften. Till grund för rapporten ligger studier av aktuell forskning samt miljörapporter från gruvor.

Redan under prospekteringen kan mängden gruvavfall minskas. Ofyndigt berg som behöver tas bort för att man ska nå den malm som ska brytas kallas gråberg eller varp. I prospekteringsfasen kan mängden gråberg som behöver uppföras minimeras genom uppförandet av blockmodeller som visualiserar gråbergets och malmens mängd/placering/kvalité.

Malmens egenskaper bestämmer hur anrikningsprocessen kan utformas, med avseende på både produktivitet (utvinningskapacitet) och framtida miljöpåverkan. Malmen mals och anrikas i en anrikningsprocess där värdemetaller/mineraler ansamlas. Restprodukten är en finkornig sand, kallad anrikningssand, vilken oftast transporteras uppblandad med processvatten som en så kallad slurry till sandmagasin för förvaring. Anrikningsprocesserna är aldrig helt effektiva, utan det finns alltid rester av sulfidmineral från malmen kvar i anrikningssanden. När sulfidmineral exponeras för syre och vatten kan det leda till att ett surt, metallrikt lakvatten bildas, vilket kan skada den omkringliggande miljön.

Anrikningsprocessen kan anpassas så att mängden sulfidförande avfall minimeras/koncentreras. Om sulfidförande berg ska uppföras, så bör detta karaktäriseras och undersökas, för att ta reda på om/när och i vilken omfattning ett surt lakvatten kan komma att genereras. Man bör också tänka på att använda rätt testmetoder utifrån den miljö som materialet kommer att befinna sig i efter att ha uppförats, detta för att kunna tolka testresultaten på ett adekvat sätt. Sulfidoxidation hämmas mest effektivt genom att hindra att sulfidförande berg exponeras för syre.

Karakteriseringen av gruvavfallet (gråberg och anrikningssand) bör göras fortgående under prospektering/gruvplanering och gruvans driftstid för att minimera mängden gruvavfall, men också för att utveckla effektiva efterbehandlingsmetoder. Utifrån detta kan gruvavfallet efterbehandlas med metoder som minimerar dess framtida miljöpåverkan. Metoder som använts vid efterbehandling av gruvavfallet bör sedan utvärderas kontinuerligt.

Framtida forskning bör inrikta sig på hur sulfidoxidation och efterbehandling kan predikteras på kort och lång sikt, detta då efterbehandlingslösningarna ska vara långsiktiga och inte kräva underhåll (tidsperspektiv: nästa istid).

INLEDNING

Gruvdrift leder till miljöpåverkan på olika sätt. Den viktigaste aspekten berör hanteringen av gruvavfall som innehåller sulfidmineral, eftersom det kan leda till att sura, metallhaltiga vatten bildas vilka kan förorena yt- och grundvatten om de inte hanteras korrekt. Enligt lagstiftaren ska verksamhetsutövare ”känna till gruvavfallens egenskaper med avseende på kemiska och mineralogiska egenskaper både för ursprunglig form och innehåll men även efter tillförda kemikalier och bearbetning, vid slutligt omhändertagande samt på lång sikt”. Strävan hos lagstiftaren är att miljöeffekterna från gruvavfall på omgivningen ska bli så liten som möjligt, och att efterbehandlingslösningarna ska vara långsiktiga och inte kräva underhåll (tidsperspektiv: nästa istid). Detta ställer höga krav på gruvdrift i stort, och inte minst på avfallshanteringen samt efterbehandlingen av avfallsupplagen. För att kunna hindra att ett surt lakvatten bildas i samband med gruvdrift är det viktigt att ha god kunskap om hur sulfidmineral oxiderar (vittrar) i olika skeden i en gruva. Syftet med denna studie är därför att beskriva processer inom gruvdrift (från anrikning till efterbehandling) och deras koppling till gruvavfallens miljöpåverkan.

I Sverige finns i dagsläget 13 gruvor i drift som främst bryter bly, guld, järn, koppar, silver och zink. De flesta aktiva gruvorna är belägna i Västerbottens och Norrbottens län med några få gruvor i drift även i Örebro och Dalarnas län (Garpenberg, Zinkgruvan och Lovisagruvan). Termen malm är ett ekonomiskt begrepp vilket definierar mineral eller bergarter som innehåller ett värdefullt ämne i tillräckligt hög koncentration och i lämplig form för ekonomiskt lönsam utvinning. Malmer i Sverige har en metallhalt som sträcker sig från gram/ton (guld och silver) till enstaka viktprocent (koppar, bly, zink), medan järnhalten i förekommande malmer är 15–60 viktprocent. Malmerna i Sverige kan indelas i oxidiska (järnoxider) och sulfidiska (sulfidmalmer). Lönsamheten i metallutvinning är tätt sammankopplad med gällande pris på metaller, men har också att göra med effektiviteten i anrikningsprocessen. Mängden malm från gruvor som uppfordrades i Sverige 2018 var ca 80 miljoner ton (33 miljoner ton järnmalm samt 47 miljoner ton icke-järnmalm). Mängden anrikningssand och gråberg som uppbördades år 2018, var ca 100 miljoner ton (varav ca 50 procent gråberg och 50 procent anrikningssand). Traditionellt sett uppfordras mer gråberg från dagbrott än i underjordsgruvor. Under perioden 1833–2017 har sammanlagt 1 300 miljoner ton anrikningssand och 1 800 miljoner ton gråberg genererats i Sverige (SGU 2019).

Vad gäller miljöaspekter kopplade till gruvbrytning går de att härleda till energiförbrukning (el, diesel och eldningsolja), utsläpp till luft (ex. rökgaser från transporter, damm från krossanläggningar och sprängningar) samt utsläpp till vatten (processvatten, förorenings-spridning etc.). Gruvors viktigaste miljöaspekt är dock kopplad till hanteringen av gruvavfall som innehåller sulfidmineral och kan skapa långsiktiga problem. Framför allt järnsulfidmineral som i kontakt med syre och vatten kan oxideras (sulfidoxidation) och bilda ett surt, metallhaltigt lakvatten. Med lakvatten menas i detta fall vatten (nederbörd eller processvatten) som kommit i kontakt med, eller trängt ut ur, ett fast material (gråberg, anrikningssand, slam) och extraherat (löst upp och transporterat bort) komponenter ur materialet. Den koppar, bly och zink som bryts i Sverige ingår i sulfidmineral som kopparkis, zinkblände och blyglans. Dessa mineral förekommer oftast i samband med andra icke brytvärda sulfidmineral såsom svavelkis och magnetkis. Guld, silver, koppar, zink och bly kan ingå som mindre andelar i dessa mineral. Järn bryts främst ur apatitjärnmalm med låga andelar sulfidmineral. I Sverige finns även skarnjärnmalmer (ex. Sahavaara) som till skillnad från apatitjärnmalmer kan innehålla en större mängd sulfidmineral.

Metod

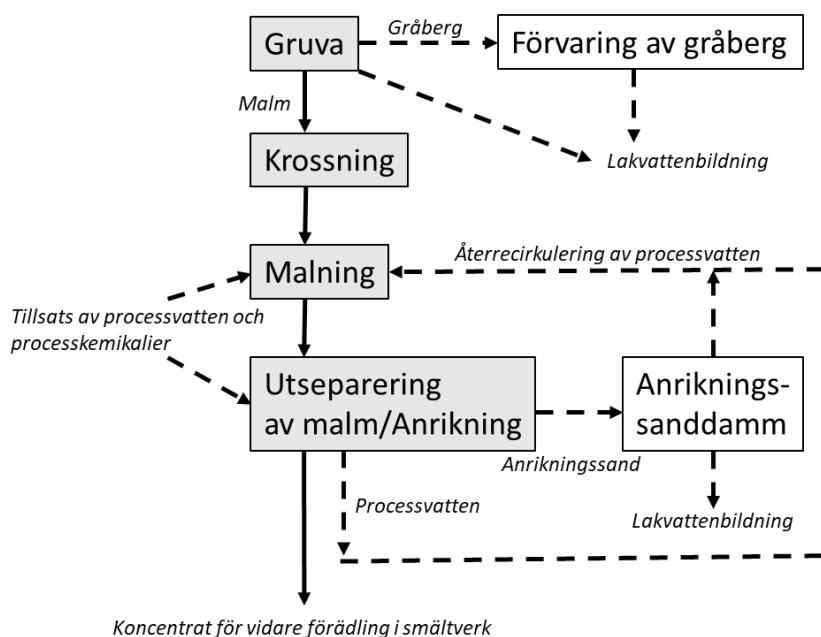
Litteraturstudie av aktuell forskning samt miljörapporter från gruvor (både nedlagda, efterbehandlade gruvor samt gruvor i drift). Studien beskriver endast metoder/processer som används vid svenska gruvor och samlar rekommendationer från aktuell forskning.

ANRIKNINGSPROCESSER

Innan anrikningsprocesserna i en gruva kan starta gäller det att i första hand lokalisera malmen. När detta skett behöver omkringliggande berg, kallat gråberg, sprängas bort för att blottlägga malmen som sedan krossas och mals. Sprängningen sker i dagsläget oftast med hjälp av ett flytande emulgeringssprängämne som innehåller höga andelar kväve (upp till ca 30 procent) (Forsyth m.fl. 1995). I de efterföljande anrikningsprocesserna mals först malmen och sedan utsepareras åtråvärda mineral och metaller. Efter anrikningen transporteras den resterande så kallade slurryn (anrikningssand + processvatten) till ett magasin för lagring (fig. 1).

I anrikningsprocessen separeras mineral och metaller av intresse med metoder som nyttjar deras fysikaliska och kemiska skillnader. Malning är det första steget i en anrikningsprocess och målet är att frilägga mineralkornen så pass mycket att deras skillnad i egenskaper kan utnyttjas vid en förestående anrikning. Vid malningen minskar kornstorleken i ingående malm men ytarean ökar, det vill säga den yta som kan exponeras för vatten och syre. Att exponera de mineral och metaller som är av intresse så mycket som möjligt i malningen är en förutsättning för en effektiv anrikning. Malningen gör också att syragenererande, ekonomisk ointressanta sulfidmineral exponeras. Detta gör att reaktiviteten i materialet ökar – eftersom en stor sten vittrar/oxiderar i mycket lägre takt än samma mängd förekommande som sand (förutsatt att all sand har kontakt med omkringliggande miljö). Kostnaden för malning är en betydande del i gruvdriften samt ökar med mindre kornstorlek, och måste därför tas med i lönsamhetsberäkningarna inför en gruvstart. Innan malningen tar vid undersöks malmens

- malbarhet – hur kan malmen malas med minsta möjliga energitillsats
- textur – hur sitter mineralet och vilken form har det
- befrielsestorlek (eng. *liberation size*) – vid vilken kornstorlek friläggs mineralet i högsta grad
- frimalningsgrad (eng. *degree of liberation*) – hur stor del av mineralet (i procent) friläggs i den kornstorleken.



Figur 1. Processchema anrikning.

Efter malningen koncentreras metaller/mineral med olika anrikningsmetoder. Vid varje mineralisering krävs en specifik utredning för att fastställa vilka metoder som är mest lämpad för att koncentrera metallerna/mineralerna där.

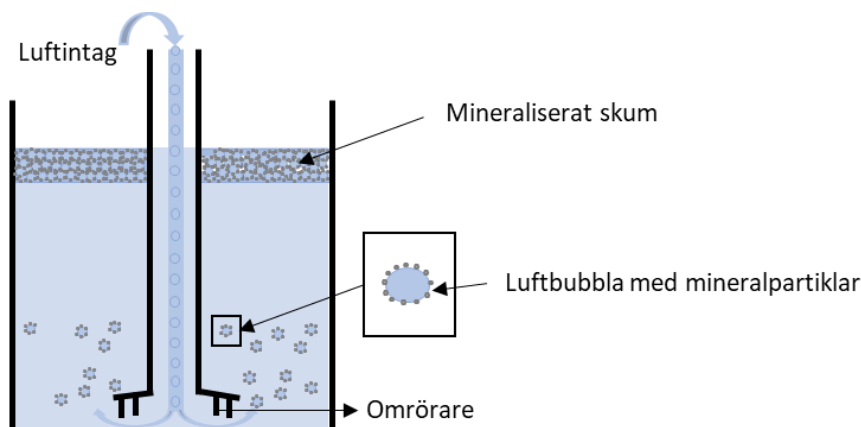
De järnmalmer som bryts i Sverige, består mestadels av magnetit vilket är ett mineral med magnetiska egenskaper som avskiljs via magnetisk separation. Anrikningsmetoder som används för koppar, bly, zink, guld och silver i Sverige är flotation, cyanidlakning och så kallad tyngdkraftsanrikning (densitetskillnader). I många fall används kombinationer av dessa för att utöka utbytet (SGU 2019). En skarnjärnmalm kan behöva genomgå flotation för att utseparera sulfider innan den magnetiska separationen tar vid. I guldgruvor där guld i stora andelar förekommer som fritt guld (i så kallade nuggets) används tyngdkraftsanrikning (gravimetrisk metod) i direkt anslutning till malningen. I detta fall är det viktigt att kornstorleken i materialet är anpassad så att densitetskillnaderna blir så stora som möjligt och mer guld kan avskiljas. Flotation kan användas för att separera ut finare guldpartiklar där inte gravimetriska separationsmetoder fungerar.

Vid anrikningen av malmen tillsätts vatten och processkemikalier. Det vatten som används i anrikningsprocesserna tas från omkringliggande vattendrag. Det är av största intresse för gruvbolagen att kunna återcirkulera så mycket vatten som möjligt i processerna, för att minska vattenintaget. Vattnet återcirkuleras via klarningsmagasin och processvattendammar där det vid behov behandlas innan det återgår till att användas i processerna (fig. 1). I slutet av anrikningsprocessen har metaller/mineral ansamlats i en förhållandevis hög koncentration och bildat ett så kallat koncentrat. Detta koncentrat transporteras från gruvan till ett smältverk där koncentrationerna av metall ökas ytterligare genom metallurgiska processer.

Vid perioder med höga flöden (vårflod eller regntunga perioder) kan gruvföretagen behöva avyttra en del vatten. Detta görs då igenom att vattnet bräddas via ett dike eller kanal till ett omkringliggande vattendrag (å eller älv).

Flotation

Flotation är en anrikningsmetod som används för att samla/avskilja metaller och mineral med hjälp av gasbubblor (fig. 2), och är det vanligaste sättet att anrika koppar, bly och zink från sulfidmalmer i Sverige. En optimal flotation utförs med malm som malts ner till en kornstorlek av 20–100 μm (Miettinen 2010). Flotation görs vanligtvis i flera omgångar där mineral utsorteras allt eftersom. I ett första stadie finfördelas den malda malmen i vatten för att bilda en slurry med ca 5–20 viktprocent fastmaterial (Malm 2019). Bubblorna bildas genom att man blåser luft genom slurryn.

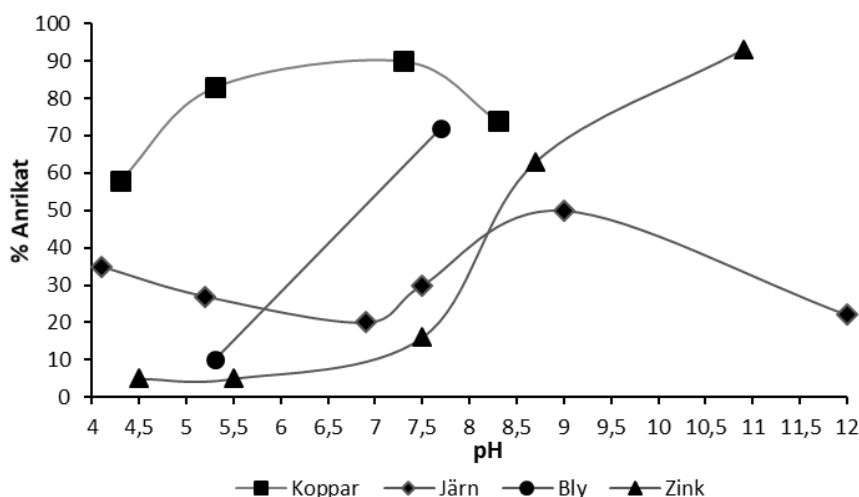


Figur 2. Flotation.

De tillsatser som används vid flotation kan delas in i tre huvudgrupper: samlare, skumbildare samt modifierande (aktiverande eller tryckande) reagens. För att utseparera ett specifikt mineral så tillsätts flotationsmedel (samlarreagens), som adsorberas på ytan av partiklarna. Detta gör att mineralytorna blir hydrofoba, det vill säga vattenavstötande. Mineral som väts (är hydrofila) stannar kvar i slurryn, medan hydrofoba partiklar fäster vid luftbubblorna och stiger till ytan där de bildar ett skum, som avskiljs (Malm 2019). Skumbildare tillsätts för att förbättra bubbelbildningen. En aktiverande reagens används för att skapa ett nytt ytskikt på mineralytan som då lättare binder samlare och därmed underlättar flotation. Tryckande reagens gör ett mineral mer hydrofilt och förhindrar samlare att binda sig till mineralytan vilket gör att mineralet i fråga ej ansamlas och floterar (fig. 2).

Flotation av sulfidmineral som innehåller bly, koppar och zink sker ofta vid ett relativt högt pH, från pH 7–10. (Zanin m.fl. 2019; fig. 3). Vid ett högt pH får dessa mineral en negativt laddad, hydrofob yta. Detta gör att dessa mineralytor stöter bort vatten och kan ansamlas i ett skum på ytan, därav så konsumeras en hel del kalk i processen. Flotation kan utföras i flera steg för att kunna separera olika mineral. Det är vanligt att koppar och bly separeras i ett steg och zink i ett annat, detta då zinkblände separeras ut mest effektivt i ett pH över 9 (Wills m.fl. 2006). Flotationsprocessen kan även innehålla ett steg som kallas omvänd flotation (exempelvis i Boliden Aitik). I detta steg avskiljs de sulfidmineral (såsom svavel- och magnetkis i så kallad avsvavling) som ej har något ekonomiskt värde, och då i syfte att minska andelen potentiellt syrabilddande sulfidmineral i anrikningssanden och därmed minska mängden surt lakvatten som kan bildas. Detta även för att lättare kunna koncentrera de värdefulla mineralen i senare steg om detta anses nödvändigt.

Även andra mineral kan avskiljas i dessa flotationsprocesser. Apatit är ett fosformineral som numer avskiljs i flotationsprocesser vid en del järnmalmsfyndigheter för att minska mängden fosfor i anrikningssanden och därmed också risken för övergödning i recipienten (mottagande vatten).



Figur 3. Samband mellan pH och flotationseffektivitet för bly, järn, koppar och zink (från Zanin m.fl. 2019).

Cyanidlakning

En stor andel av det guld som utvinns återfinns som så kallat ”osynligt” guld inneslutet i sulfidmineral som kan innehålla arsenik, koppar och andra tungmetaller (Hamberg m.fl. 2015).

I anrikningsprocesser såsom flotation och tyngdkraftsanrikning bör sulfidoxideringshastigheten dämpas, men vid cyanidlakning gäller i många fall det motsatta. Där är sulfidoxidering en förutsättning för att guldet ska kunna frigöras och lösas upp i en cyanidlösning. I dessa fall används oftast cyanidlösningar för att lösa upp guldet, som sedermera fastläggs på organiskt kol och återtas. Det är dock vanligt att guldet måste frigöras från sulfidmineralen i ett första oxideringssteg för att lösa upp de mineral som innesluter guldet innan cyanid tillsätts. Detta sker då vanligen med ett flotationssteg och/eller ett oxideringssteg, där guldbärande sulfidmineral samlas och för-oxideras. De guldbärande sulfidmineralen oxideras i oxideringssteget och frigör guldet så att det blir tillgängligt för cyanidlakning. Andelen cyanid i lakvatten är vanligtvis 100–500 ppm (Logdson m.fl. 1999) och cyanidlakning görs vid högt pH (10–13) för att bibehålla cyaniden i lösning (Estay m.fl. 2013).

AVFALL FRÅN GRUVBRYTNING

I gruvor uppstår generellt sett tre avfallsfraktioner: gråberg, anrikningssand och processvatten. Gråberg uppkommer när malmen ska blottläggas och separeras från omkringliggande berg (fig. 4). Anrikningssanden är som namnet antyder en rest från anrikningsprocesserna. Anrikningssanden är uppblandad med processvattnet och transporteras som en slurry ut till sandmagasin. Oxidation (vittring) av anrikningssand och gråberg innehållande sulfidmineral kan ge upphov till ett surt lakvatten. Detta, om inte det finns en tillräckligt stor mängd buffrande mineral (t.ex. kalcit) i gråberget eller anrikningssanden. Kalcit löses upp i kontakt med vatten med syra (H⁺) från sulfidoxideringen och kan bibehålla ett neutralt pH (ca 7) i utgående lakvatten.



Figur 4. Gråbergsdeponi på Björkdalsgruvan. Foto: Pontus Westrin, SGU

Gråberg

Vid malmbrytning medföljer oftast en del gråberg där mängden varierar mycket beroende på brytningsmetod och malmens geometri. I alla malmreservsberäkningar ingår en gråbergsinblandning. Gråberget är ett inhomogent material som kan ha en mycket varierande kornstorlek (fint material blandat med grovt, såsom stenar och block) och består ofta av olika bergartstyper (sedimentär, magmatisk, metamorf) vilket ger upphov till fraktioneringen (Lottermoser 2010). Gråbergsupplagen återfinns i nära anslutning till dagbrotten, för att minska transportkostnaderna, men även för att kunna återföra en del till dagbrottet när all malm är utbruten. I vissa underjordsgruvor återförs gråberget ner i den urbrutna gruvorten för att verka som grund att bryta ut nästa nivå av malmen (så kallad igensättningsbrytning eller *cut and fill*).

Anrikningssand och processvatten

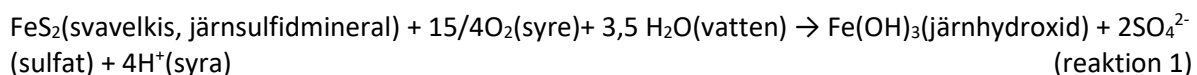
Efter anrikningen transporteras anrikningssanden som en slurry (finkornig sand + processvatten) med hög vattenhalt i så kallade pipelines till dammar där det fasta materialet tillåts sedimentera. Dessa dammar befinner sig lite längre bort från dagbrotten och kan uppta stora arealer. Anrikningssandens och processvattnets egenskaper varierar med malmmineralogin samt vilka kemiska och fysiska processer som har använts för att extrahera och ansamla åtråvärda mineral/metaller. Kalk används ofta för att justera pH i anrikningsprocesserna. I och med det bildas också ett kalkslam som med fördel utsepareras från det övriga avfallet.

POTENTIELLA KÄLLOR TILL SURT LAKVATTEN OCH KVÄVEUTSLÄPP

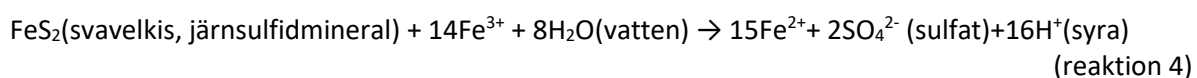
Vid gruvdrift och efterföljande hantering av gruvavfall uppstår på olika sätt potentiella källor till surt lakvatten och kväveutsläpp. Kväveutsläpp från gruvdrift har främst sitt ursprung i de sprängämnen som används för att blotta och krossa malmen innan malning. Kväve kan ge upphov till övergödning och syrebrist i recipienten, men kan även bli toxiskt för vattenlevande organismer i höga koncentrationer (Chlot 2013). Fisk och specifikt laxfiskar är extra känsliga för höga kvävekoncentrationer. Fosfor kan också bidra till övergödning. Fosfater, det vill säga föreningar med fosfor, finns i det bergartsbildande mineralet apatit som förekommer i vissa järnmalmsfyndigheter i Sverige. Vid upplösning av apatit frigörs fosfat.

Surt lakvatten kan bildas genom ett flertal reaktioner kopplade till vittring/oxidation av sulfidmineral, reaktioner som är direkt eller indirekt beroende av syre. När malm eller gråberg, som innehåller sulfidmineral, sprängs loss från omkringliggande berg så ökar syrabildningspotentialen i materialet, eftersom ytan som kan exponeras för luft och vatten ökar med en minskad kornstorlek. I den efterföljande malningen, då malmen mals till kornstorlekar ner till 20 µm, ökar syrabildningspotentialen markant. Framför allt vid anrikning av järnsulfidmineral riskerar ett surt, metallhaltigt lakvatten att bildas. Olika järnsulfidmineral vittrar dock olika snabbt i samma miljö. Svavel- och magnetkis är järnsulfidmineral som vittrar förhållandevis snabbt, medan kopparkis och molybdenit är relativt svårvittrade i jämförelse. Tidigare forskning visar oxidationshastigheten för de vanligaste sulfidmineralen: magnetkis > svavelkis > zinkblände (med järn) ≥ kopparkis > zinkblände > blyglans (Chopard m.fl. 2015).

När ett järnsulfidmineral oxideras vid ett pH-värde som överstiger 3 så bildas ett järnhydroxidskikt (sekundärt mineral, $\text{Fe}(\text{OH})_3$) på mineralytan som kan binda upp metaller (reaktion 1 och 11). Detta skikt kan till viss del hindra fortsatt sulfidoxidation, men ej stoppa den. I alkalina miljöer består detta skikt av amorfa (av oordnad, ej kristallin struktur) järnoxider som lätt omformas till mer kristallina former. Sekundära metallhydroxider, som exempelvis $\text{Fe}(\text{OH})_3$, är relativt stabila vid oxiderande, pH-neutrala förhållanden, medan sulfider endast är stabila vid reducerande förhållanden med begränsad syretillgång.



Det finns även andra sätt för surt lakvatten att bildas, som när förhållandevis amorfa järnhydroxider omformas till mer stabila (kristallina) former. Eller som när Fe-sulfater sönderfaller i kontakt med vatten och Fe^{2+} -joner bildas, som sedan oxideras och hydrolyseras till $\text{Fe}(\text{OH})_3$, vilket i sin tur genererar protoner (reaktion 2 och 3). Om pH sjunker under 4 så kan inte $\text{Fe}(\text{OH})_3$ bildas i någon stor utsträckning, och då är istället Fe^{3+} -jonen det primära oxidationsmedlet för sulfidoxidation (reaktion 4). Då accelererar även generering av syra (H^+) (reaktion 4, Dold 2017).



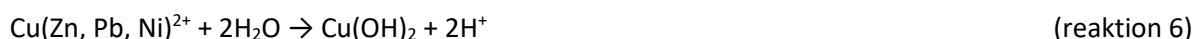
Oxidation av svavelkis med Fe^{3+} sker utan syre. Syre är dock nödvändigt för oxidationen av Fe^{2+} till Fe^{3+} (reaktion 2).

Under pH 4 genererar sulfidoxidationen 4 gånger så mycket aciditet (jämför reaktion 1 och 2). Omformning av amorfa till mer kristallina former sker över tid oavhängigt den omkringliggande miljön men accelereras om pH sjunker.

Alla metallsulfidmineral genererar dock inte syra vid oxidation (ex. zinkblände utan järn (ZnS) och blyglans (PbS)) (reaktion 5, Dold 2017).

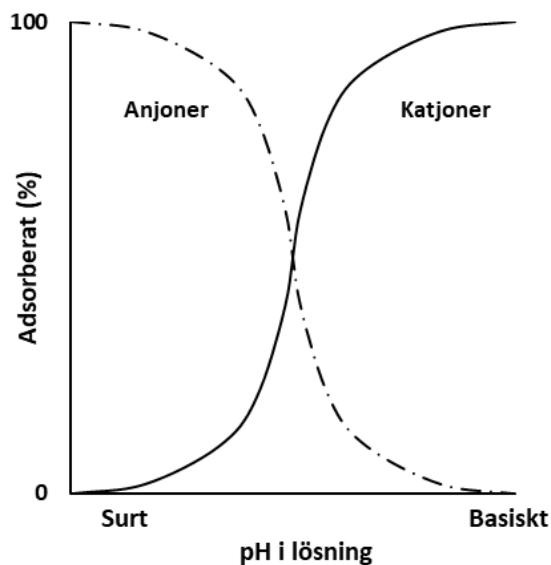


Metalljonerna (ex. Ni^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+}) från dessa reaktioner genererar dock syra när de hydrolyseras och faller ut (reaktion 6).



Utfällning av dessa metaller kräver dock ett högre pH i vattnet. Kopparrhydroxid ($\text{Cu}(\text{OH})_2$) kan bildas vid pH 5,5 och är relativt stabilt vid pH 7, medan $\text{Zn}(\text{OH})_2$ och $\text{Pb}(\text{OH})_2$ endast kan bildas och vara stabila i pH 9–11 (Karapinar 2016).

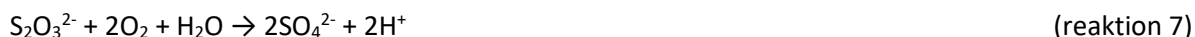
Järnhydroxider bildas, som tidigare nämnts, vid oxidation av järnsulfidmineral och har en stor specifik yta som kan binda metalljoner. Mängd och typ av metalljoner som dessa järnhydroxider kan binda till sig varierar starkt med pH. Järnhydroxidernas ytor är negativt laddade i miljöer med höga pH-värden (ett överskott av OH^- finns i lösningen) och kan då binda till sig katjoner (positivt laddade joner). Det omvända gäller vid miljöer med låga pH-värden (sura förhållanden), då anjoner (negativt laddade joner) kan bindas till järnhydroxydytorna (fig. 5). Detta för i sin tur med sig att anjoner bundna till järnhydroxydytorna kan frigöras om andelen OH^- -joner ökar i lösningen (pH ökar), detta gäller då också för katjoner om andelen OH^- -joner minskar i lösningen (pH sjunker). Detta betyder att lakvatten med både anjoner och katjoner kan komma att behandlas i två steg, där pH ändras från lågt till högt under reningsprocessens gång. Men det man



Figur 5. Adsorption av katjoner (eng. *cations*) och anjoner (eng. *anions*) till Fe-oxider i förhållande till pH (från Smith & Macalady 1991).

också ska tänka på är att de flesta järnhydroxiderna sönderfaller om pH sjunker under 3 samt vid reducerande förhållanden och då frigörs de metaller som bundits vid dess ytor. Som så mycket annat så finns det undantag vad gäller detta, när negativa järnoxidytor (vid högt pH) kan binda till sig katjoner (t.ex. Ca^{2+}) som i sin tur binder anjoner till sig (Wilkie & Hearing, 1996).

En annan källa till ett surt lakvatten är upplösning/omvandling av tiosalter, vilka bildas vid sulfidoxidation. Tiosalter är instabila, vattenlösliga svavelföreningar som långsiktigt omvandlas till sulfat (SO_4^{2-}) (reaktion 10), eller andra S-species beroende på den omkringliggande miljön (ex. pH, syretillgång). Vid denna omvandling så kan syra (H^+) bildas vilket i sin tur kan frigöra metaller (Verburg m.fl. 2009). Omvandlingen av tiosalter, och därmed syraproduktionen, sägs vara svår att förutspå och kan dessutom bidra till syrefria bottnar i recipienten. Syran som genereras i och med tiosaltomvandlingen kan sägas vara latent och därför är det önskvärt att tiosalterna kan tas bort innan utsläpp till recipient. Reaktion 7 visar ett exempel på oxidation av tiosulfat:



KARAKTERISERING AV GRUVAVFALL

En karakterisering av gruvavfallet är nödvändig för att kunna förutse den kemiska sammansättningen över tid i det lakvatten som avfallet ger upphov till. Karakteriseringen består i regel av en rad tester som ska ge svar på om avfallet är att betrakta som farligt eller syragenererande (på kort eller lång sikt). En karakterisering av gruvavfallet bör ha sin början redan under prospekteringen, innan gruvan ens har startat, för att sedan fortgå under gruvans alla faser (planerings-, anriknings-, stängnings- och efterbehandlingsfasen) (tabell 1).

Tabell 1. Karaktärisering av gruvavfall under en gruvas faser, från prospektering till efterbehandling (modifierad från Verburg m.fl., 2009).

Avfallstyp/ Gruvtyp	GRUVANS FASER				
	Prospektering	Planering och design	Anrikning/ Gruvstart	Stängning	Efterbehandling
Gråberg		Laboratorietest* borrkärnor avfalls- karaktärisering Lakförsök i fält (testytor)	Fortsatta laboratorietest* och fältförsök (på testytor, i tunnor etc)	Fortsatt prov- tagning och analys av vatten från gråbergs- deponi	Fortsatt prov- tagning och analys av vatten från efterbehandlad gråbergsdeponi
Anriknings- sand	Borrkärne- kartering (Petrologi, mineralogi)	Laboratorietest* sand och vatten från pilot- anrikningsverk	Analys av lakvatten från (anrikningssand)	Fortsatt prov- tagning och analys av vatten från anriknings- sandsdamm	Fortsatt prov- tagning och analys av vatten från efterbehandlad anrikningssands- damm
Malm	Utveckling av blockmodeller (borrhålsdata, mängd malm och avfall)	Laboratorietest* borrkärnor (malm)	Fortsatta laboratorietest* , provtagning och analys av vatten från malmupplag	Fortsatt prov- tagning och analys av vatten från malmupplag	Efterbehandling av malmupplag och dess underliggande material
Dagbrott	Översyn av historiska data	Laboratorie-test* borrkärneprov som motsvarar dagbrottsväggar	Analys av avrinningsvatten från dagbrotts- väggar	Fortsatt prov- tagning och analys av dagbrottsvatten	Fortsatt prov- tagning och analys av dagbrottsvatten
Underjords- gruva		Laboratorie-test* borrkärneprov som motsvarar väggar i underjordsgruva	Analys av vatten från avrinning, avvattnings- brunnar	Fortsatt prov- tagning och analys av vatten från avrinning och avvattnings- brunnar	Fortsatt prov- tagning och analys av vatten från avrinning och avvattningsbrunnar

*Partikelstorlek, totalhalt metaller, mineralogi, syrabildnings- och neutraliseringspotential, statistiska test, kinetiska test.

Provtagning

Gruvavfallet som provtas, analyseras och testas bör överensstämma med det avfall som uppkommer/har genererats. Detta innebär att det provtagna avfallet bör återspegla skillnader i ursprung och geokemiska/geologiska egenskaper i tillräckligt stor utsträckning. Enligt rekommendationer från kanadensiska och danska tillsynsmyndigheter samt Svenska Institutet för Standarder (SIS) så bör minsta mängd per fast prov vara 5 kg. Denna mängd är uppskattad utifrån de tester som bör utföras vid en karakterisering av gruvavfall. Det man också ska tänka på är att provmängden i standardiserade tester som används vid karakterisering av gruvavfall är mycket liten (1–1 000 gram) i förhållande till avfallsmängden som kommer att genereras. Detta ställer höga krav på att provet som används i testerna är representativt för det avfall som genereras. Antalet prov som bör tas inför en karakterisering kan beräknas utifrån ekvation 1:

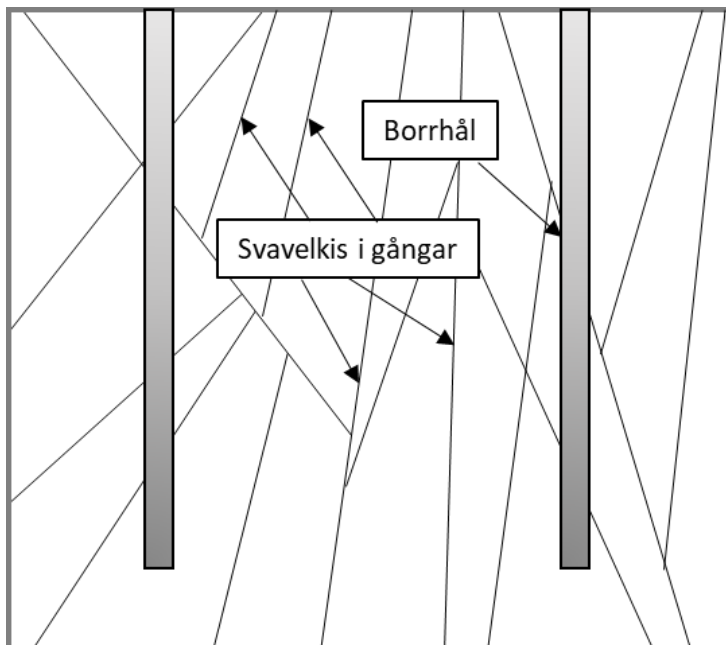
$$N = 0,026 \times M^{0,5} \quad (\text{ekvation 1})$$

N är minsta antalet prover som bör tas vid mängden M (i ton) avfall. Denna rekommendation gäller dock avfall som man inte har någon tidigare kunskap om. Om N räknas som ett samlingsprov så bör minst 15–30 prover/samlingsprov tas (Smith m.fl. 2000). Om mängden avfall är 100 000 ton bör 8 samlingsprov bestående av 15–30 delprov tas, motsvarande för 1 000 000 och

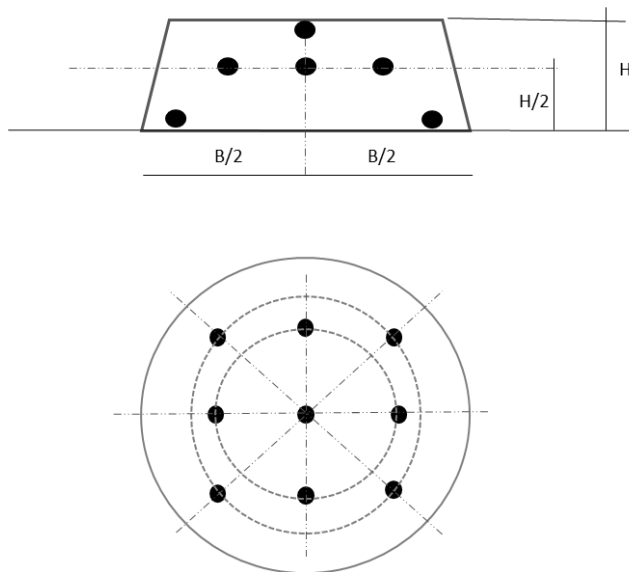
10 000 000 ton är 25 samt 80 samlingsprov (SIS 2013). I en studie av Bäckström och Sädbom (2018) rekommenderas att 15–30 prover (distribuerade i ett rutnät) är tillräckligt och därmed ett kostnadseffektivt sätt att provta en anrikningssanddamm. Om en anrikningssanddamm med en yta av 100 000 m² ska provtas innebär detta att varje prov representerar ca 3 300–6 700 m².

Gråberg är en blandning av alla kornstorlekar (från stora block till den finaste av sand). Det finns få riktlinjer om hur ett representativt gråbergsprov ska tas. En studie rekommenderar att gråbergsprover ska tas utifrån synliga skillnader i materialet (Sädbom & Bäckström 2018). Vid provtagning av gråberg från borrhåll så finns risken att en stor del av sulfidmineralen ej uttas. Detta då sulfidmineral ofta förekommer i gångar. Vid bortsprängning av gråberget spricker detta längsmed gångarna vilket gör att sulfidmineralen exponeras i högre grad än andra mineral (fig. 6). Detta gör att gråberg kan ha en större miljöpåverkan än anrikningssand, speciellt vid dagbrottsbrytning där mängden gråberg generellt är större än det vid underjordsbrytning. Smith m.fl. (2000) menar att man bör ta gråbergsprover från tre olika kornstorleksfraktioner (>12 mm, 2–12 mm och < 2 mm) för att sedan detektera mineralogiska skillnader i dessa. Om inga skillnader detekteras så ska den minsta kornstorleksfraktionen användas (< 2 mm) i tester/analyser. Samlingsprovet bör då bestå av minst 30 st. prov med en kornstorlek mindre än 2 mm, detta torde då representera ett så kallat ”*worst case scenario*” (Smith m.fl. 2000).

Provtagning av material från gråbergshögar bör vara utformad så att alla kornstorleksfraktioner finns representerade i samlingsprovet (fig. 7). Vid provtagning bör man också beakta hur länge avfallet har förvarats. I de fall då avfallet har förvarats lång tid innan provtagningen sker, så bör en ny (ej tidigare exponerad för vatten och syre) yta skapas och provtas. Man bör också identifiera hur stor del av avfallet som är att betrakta som oxiderat.



Figur 6. Svavelkis (ett järnsulfidmineral) i gångar i förhållande till borrhål (från Lottermoser 2010).



Figur 7. Utformning av provtagningsmönster i gråbergshög.

Metoder för karakterisering av gruvavfall

De vanligaste metoderna för att karakterisera gruvavfall innefattar varianter av ABA-tester (eng. *Acid-Base-Accounting*), som exempelvis NAG-test (eng. *Net Acid Generation*), och fukt-kammarförsök. ABA-test är ett så kallat statistiskt test som görs för att kunna uppskatta om avfallet kan vara potentiellt syrabildande och generera ett surt lakvatten. Ett gruvavfall ska enligt lagstiftaren räknas som potentiellt syrabildande om sulfidhalten är högre än 0,1 procent och om avfallets neutraliseringspotentialkvot (NPR) är mindre än 3, beräknad som kvoten mellan neutraliseringspotentialen (NP) och syrabildningspotentialen (AP). Ett annat sätt att utvärdera om ett gruvavfall kan komma att generera ett surt lakvatten är genom så kallade kinetiska test. Vanligtvis används ABA-test som så kallat ”*screening test*”, där de material som visar sig kunna vara syragenererande (har ett NPR mindre än 3) väljs ut för att genomgå kinetiska tester. I ett kinetiskt test vill man utröna när i tid som syra kommer att genereras, sulfidoxideringshastighet, takt för metallutlakning och upplösning av karbonater. Ett mycket vanligt använt kinetiskt test är i detta fall fukt-kammarförsök. I ett fukt-kammarförsök utsätts gruvavfallet för torr och fuktig luft i veckocykler och efter varje cykel spolat materialet ur med vatten som analyseras. Det finns även kolonntest som används för karakterisering, men dessa metoder är ej standardiserade.

De metoder för karakterisering som vanligtvis förespråkas av forskare är de som identifierar och kvantifierar mineral. I ett första steg identifieras speciellt mineral som kan påverka syrabildning, urlakning av metaller samt buffertkapacitet på lång och kort sikt. Detta med till exempel ljus- eller svepelektronmikroskop. Det finns dock utmaningar i att identifiera och kvantifiera sekundära mineral som uppkommit exempelvis vid sulfidoxideration. Dessa mineral är ofta amorfa (med oordnad struktur), innehåller hydroxid (OH-grupper) och blir därmed svåra att identifiera. Låga andelar sulfidmineral i ett gruvavfall kan också vara svåra att detektera/kvantifiera. Detta gäller även spårämnen som ofta återfinns i sulfidmineral, där exempelvis svavelkis (pyrit) kan innehålla arsenik, nickel och kobolt. Kopparkis kan innehålla ett stort antal spårämnen (Co, Zn, Ga, Se, Ag, Cd, In och Sn) och kadmium är ett vanligt förekommande spårämne i zinkblände (Chopard m.fl. 2019). Vid oxideration av sulfidmineralet så kan även dessa spårämnen lakas ut till omgivningen. Sekventiell lakning rekommenderas av vissa forskare (t.ex. Dold m.fl. 2017) eftersom det, om metoden används rätt, också tar hänsyn till spårämnen och sekundära mineral. Sekventiell lakning (extraktion) kan därför ge en generellt sett bättre (och snabbare bild) av vilka mineral och spårämnen som finns i materialet.

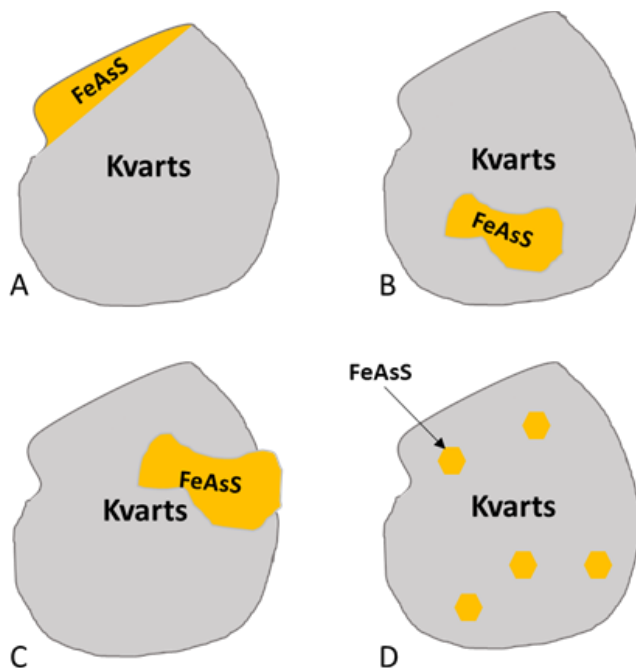
Tolkning av resultat från karakterisering

Resultaten från en karakterisering bör tolkas med tanke på vilken miljö som gruvavfallet kommer att befinna sig i, samt i vilken form det förekommer. Ett sulfidrikt avfall med låga halter av buffrande mineral behöver nödvändigtvis inte generera ett surt lakvatten, det finns nämligen många parametrar som kontrollerar sulfidoxidation. Sulfidmineralen i kornen kan vara exponerade i olika stor grad för vatten och syre eller vara helt eller delvis inneslutna i andra svårvittrade mineral (ex. kvarts) (fig. 8, Parbhakar-Fox m.fl. 2013).

Temperatur och fuktighet har en avgörande roll för bakterier som bidrar till sulfidoxidation. Generellt kan man säga att en mindre kornstorlek, högre temperatur och fuktighet leder till en högre sulfidoxidationshastighet. En för hög vattenmättnad i materialet begränsar dock syretransporten och dämpar därmed sulfidoxidationshastigheten. I de flesta tester som utförs så görs ett urval av vilka kornstorlekar som ska ingå i testmaterialet. I samband med detta kan materialet krossas varvid nya ytor skapas och friläggs. Det är då av yttersta vikt att egenskaperna hos det material som väljs bort är kända, då mineral kan ha olika exponeringsgrad och finnas i högre grad i vissa kornstorlekar jämfört med andra. Resultaten beror naturligtvis av representativiteten i provet. De tester som används för gruvavfallskaraktärisering innebär att mycket små provmängder analyseras/testas. Några exempel på provmängder i vanliga test:

- ABA-test, 2 gram
- sekventiella lakttest, 0,5–1 gram
- totalhalt, 1–10 gram

I fuktkammarförsök är mängden oftast 1 kg. I samtliga av dessa test görs ett urval av kornstorlekar. Detta gör sammantaget att provberedningen och den valda testdesignen kan få en stor inverkan på testresultaten.



Figur 8. Arseniksulfidmineralet arsenikkis (FeAsS) i olika grad av inneslutning i ett svårvittrat mineral (kvarts). **A.** Ej inneslutet. **B.** Helt inneslutet. **C.** Delvis inneslutet. **D.** Helt inneslutet.

På senare tid har forskning visat att ABA-tester kan vara bristfälliga vad gäller bedömning av om gruvavfallet kan anses bli syragenererande över tid (Dold 2017). Traditionella ABA-tester kan överskatta syrabildningspotentialen men också underskatta materialets buffrande kapacitet. Detta genom att anta att alla sulfider och karbonater är syrabildande respektive buffrande. Några exempel på detta är att oxidation av en del sulfidmineral (t.ex. zinkblände) inte är syrabildande samt att upplösning av siderit (ett karbonatmineral) ej är buffrande i vissa miljöer. Karbonater räknas som lättvittrade och dess upplösning kan buffra ett surt lakvatten upp till ett pH på ca 7. Det finns även andra typer av mineral som kan verka buffrande, exempelvis vissa silikatmineral (som aluminiumsilikater). Dessa är inte lika lättvittrade som karbonater och behöver därför mer tid på sig för att lösas upp och neutralisera den genererade syran. I situationer där flödet av ett surt lakvatten är relativt stort (som i en anrikningssanddamm) är därför silikatvittring inte den dominerande buffringsmekanismen. Om däremot flödet är mycket lågt kan silikatvittring buffra upp till ett neutralt pH.

Det finns studier som visar att resultat från fukt-kammarförsök och ABA-tester motsäger varandra. Detta då ABA-testerna visar på att materialet torde vara syragenererande men fukt-kammarförsöken visar på det motsatta. I många fall behöver fukt-kammarförsöken då mer tid för att generera syra, i vissa fall kan det ta upp till många år innan en sulfidoxidation accelererar (Dold 2017, Meast & Nordstrom 2017). Vid tolkningen av resultat från fukt-kammarförsök så kan korrelerande Fe- och S-halter (mol-förhållande 1:1) sägas vara ett tecken på att sulfidoxidation sker i materialet. Dock kan höga halter av svavel också komma från upplösning av gips, som därmed maskerar en sulfidoxidation. Upplösning av gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) i vatten ger ett molförhållande på 1:1 vad gäller kalcium och svavel, om inte andra lättlösliga kalciummineral (t.ex. kalcit) finns närvarande. I dessa fall kan sulfidoxidationshastigheten uppskattas genom att sulfatmängden reduceras med mängden kalcium i vattnet (Meast & Nordstrom 2017). Ett fukt-kammarförsök ska fortskrida under minst 20 veckor och/eller tills ett så kallat ”*steady state*” (stationära förhållanden) uppstår, detta kan innebära försökstider på flera år. Ett *steady state* innebär enligt Meast & Nordstrom (2017) att metall- och sulfathalterna samt pH ska ha varit stabila under minst 5 veckors tid.

Ett flertal studier använder så kallade skalfaktorer för att skala upp resultat från fukt-kammarförsök till verkliga förhållanden (från laboratorium till fält) (Morin och Hutt, 2001). Dessa skalfaktorer multipliceras med halterna i fukt-kammarförsöket (mg/kg, vecka). Ekvation 2 visar ett exempel på hur sulfidoxidationshastighet kan beräknas från resultat i fukt-kammarförsök av Morin och Hutt (2001):

$$\text{Sulfatproduktion (mg/kg och vecka)} = \text{Sulfat (mg/L)} \cdot \text{Volym vätska (L)} / \text{Prov-vikt} \cdot \text{Urspolningsintervall (vecka)} \quad (\text{ekvation 2})$$

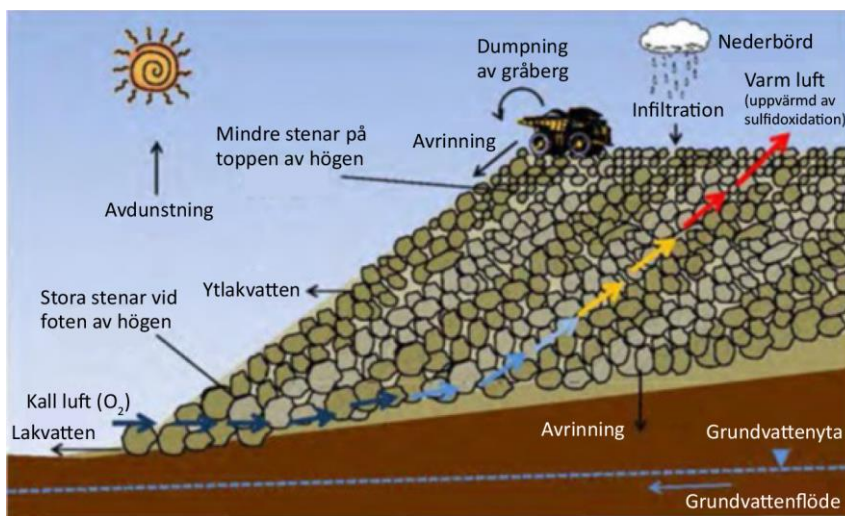
Det finns ett antal parametrar som antas påverka beräkningen av skalfaktorer, såsom förekomst av ett preferentiellt flöde, temperaturskillnad, partikelstorlek och syretillgång inuti upplaget. I Morin (2013) har man studerat hur skalfaktorer beräknats vid ett flertal lakvattenprediktioner i Kanada. Där har man kommit fram till att antalet använda skalfaktorer kan vara mycket stort, och att den sammanlagda skalfaktorn (beräknad genom att multiplicera alla skalfaktorer) varierade mellan 0,05 och 0,60. Det finns dock en del kritik vad gäller tolkning och uppskalning av fukt-kammarförsök i studier såsom Dold (2017) samt Meast & Nordstrom (2017). I dessa studier rekommenderar man bland annat att fält- och laborietest utförs parallellt, med start redan under prospekteringsfasen, för att förutse hur lakvatten från ett gruvavfall kan komma att utvecklas över tid. Detta underlättar för en framtida efterbehandling och lakvattenhantering (Meast & Nordstrom 2017). Om långtidsprediktering ska användas utifrån fukt-kammarförsök så rekommenderas att dessa bör ha pågått minst ett år samt uppnått en viss jämnhet i pH och i utlakning av metaller (Meast & Nordstrom 2017).

HANTERING AV SULFIDRIKT GRUVAVFALL UNDER DRIFT

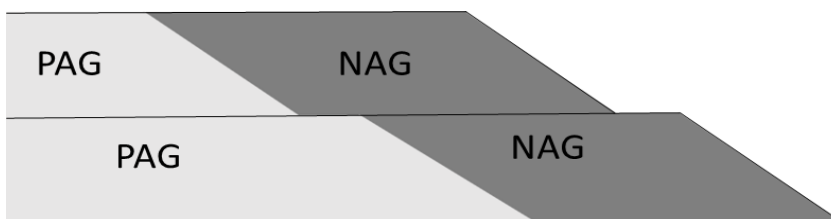
Deponering av gråberg

Gråberget förvaras i upplag och transporteras dit med stora truckar. Förvarings- och transportsättet medför att gråbergsupplaget skiktas där den finaste gråbergsfraktionen ansamlas på toppen och överlagrar grövre fraktioner (fig. 9). Sulfider sitter ofta ansamlade i gångar som vid sprängning friläggs till större del än andra mineral. Detta genom att berget spricker längsmed gångarna vid sprängning och frilägger en stor del av sulfiderna. Detta gör att syre kan tränga in i upplaget underifrån och oxidera sulfidmineral och skapa en så kallad skorstenseffekt i och med att sulfidoxidation är en exoterm (genererar värme) reaktion.

Om gråberget kan generera ett surt lakvatten med höga halter metaller och sulfat så bör gråbergsupplagen omgärdats av diken som kan samla upp lakvattnet till behandling. Att separera potentiellt syrabildande gråberg från icke-syrabildande begränsar mängden avfall som bör efterbehandlas. Ett annat sätt att förhindra bildandet av ett surt lakvatten från gråbergsupplag är att deponera gråberg som ansetts icke-syrabildande (eng. *Non Acid Generating, NAG*) ovanpå potentiellt syrabildande (eng. *Potential Acid Generating, PAG*). NAG-gråberget bör då innehålla så pass mycket sulfider att syret konsumeras vid dess sulfidoxidation, och så lite syre som möjligt därmed tränger ner till PAG-gråberget i upplaget. En annan fördel med denna metod är att gråbergsupplaget kan efterbehandlas kontinuerligt under drift. Den enda efterbehandlingen som görs vid stängning av gruvan är då att påföra ett lager av NAG högst upp på upplaget (fig. 10).



Figur 9. Deponering av gråberg (modifierad från Verburg m.fl. 2009).



Figur 10. Deponering av icke-syrabildande (NAG) gråberg ovan potentiellt syrabildande (PAG) (Verburg m.fl. 2009).

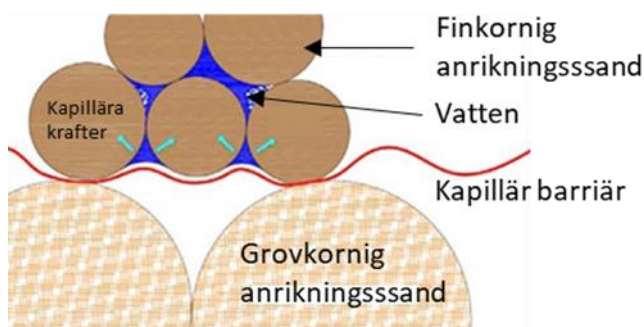
Deponering av anrikningssand

En anrikningsprocess är aldrig 100 procent effektiv. I avfallet från anrikningen återfinns alltid en rest av de sulfidmineral som funnits initialt i malmen. Anrikningssanden pumpas som en slurry till en damm. Om anrikningssanden anses som syragenererande så bör den deponeras så att den blir permanent vattenmättad, vilket saktar ner sulfidoxidationshastigheten. En vattenmättnadsgrad som är högre än 85 procent minskar syretransporten avsevärt genom materialet (Hamberg & Maurice, 2013). Man bör också särhålla kalkslammet med potentiellt stora mängder metallhydroxider från en syrabildande anrikningssand. Om dessa två fraktioner samdeponeras så kommer järnhydroxiderna lösas upp (av syran som bildats från sulfidoxidationen eller igenom att reducerande förhållanden uppstår). Detta gör att Fe^{3+} -joner bildas som i sin tur ökar sulfidoxidationshastigheten (reaktion 2–3).

Inom forskningen pågår försök med att använda avsvavlade anrikningssand (där icke önskvärda sulfidmineral utseparerats) som ett syreförbrukande lager ovan det potentiellt syragenererande avfallet (Pabst m.fl. 2018). Ett effektivt täckningsmaterial bör i detta fall innehålla tillräckligt med sulfider som förbrukar syret som tränger in, men tillräckligt låg halt för att inte producera ett surt lakvatten. Även organiska material (t.ex. avloppsslam) har använts som syreförbrukande lager (Nason m.fl. 2013). Ett annat sätt för att förhindra syre- och vattengenomträngning in i gruvavfallet är att skapa så kallade kapillära barriärer. Dessa konstrueras genom att ett lager av finkornigt material, med hög kapacitet att binda vatten, placeras mellan två lager av grovkornigt material, som inte har någon förmåga att suga upp och transportera vatten med kapillära krafter (fig. 11).

Det finkorniga lagret bör ha en hög vattenmättnadsgrad för att hindra syreinträngning. Under omättade förhållanden fungerar lagret även som en infiltrationsbarriär. Eftersom vattnet lättare rinner genom det finkorniga materialet uppstår ett lateralt flöde som leder bort vattnet (Aubertin m.fl. 2009). Den viktigaste egenskapen hos det kapillära lagret, för att det ska fungera som en effektiv infiltrationsbarriär, är att materialet har tillräckligt låg permeabilitet (genomsläpplighet).

Anrikningssand kan också med fördel deponeras i celler där det separeras utifrån sulfidinnehåll och ursprung. Detta gör att framtida miljöeffekter blir lättare att förutspå och att åtgärder/ändringar kan göras i ett tidigt stadium. Anrikningssand kan också gå igenom en så kallad förtjockad deponering där merparten av processvattnet pressas bort för att kunna recirkuleras i processen. En förtjockad deponering syftar också till att minska vatteninnehållet i slurryn och därmed också portrycket, vilket gör att trycket på dammkonstruktionen kan minskas och mer anrikningssand kan deponeras. Detta ökar ytavrinningen och minskar mängden vatten som kan strömma igenom anrikningssanden.



Figur 11. Kapillär barriär.

Behandling av processvatten under drift

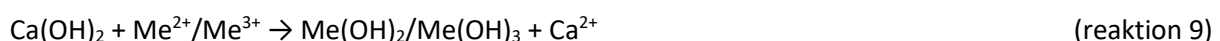
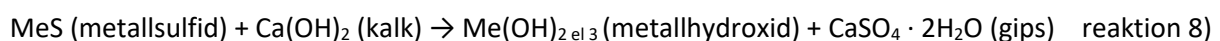
I samband med anrikningsprocesserna oxideras malmen i olika grad. Vid flotation eller tyngdkraftsanrikning så utsätts malmen för syre och vatten där sulfidmineral kan oxideras. Kalk tillsätts för att bibehålla ett neutralt pH i syfte att dämpa sulfidoxideringshastigheten eller effekten av den. Så länge oxiderande förhållanden råder fortsätter sulfidoxideringen, oavsett om pH är högt, men då i vissa fall under reducerad hastighet. Det finns dock vissa sulfidmineral där lösligheten ökar när pH överstiger 7, ett exempel på det är arsenikkis (ett arseniksulfidmineral) (Craw m.fl. 2003). Lösligheten hos en del zink-, nickel och bly-sulfidmineral (ex. zinkblände (ZnS), millerit (NiS) och blyglans (PbS)) minskar när pH ökar från 2 till 11 (fig. 13). Oxidationen av Zn, Cu, Ni och Pb-sulfider avstannar dock inte helt vid högt pH. Zink har en hög löslighet vid högt pH och stannar då i lösning (fig. 8). Vid flotation eller tyngdkraftsanrikning kan katjon-metaller (metaller vanligtvis förekommande som positivt laddade joner i löst form) i stort sett immobiliseras genom att förvara anrikningssanden i en pH-neutral, oxiderande miljö.

I en cyanidlakningsprocess där guld sitter insprängt i sulfidmineral (arsenikkis, svavelkis etc.) (vilket ofta är fallet) är oxidation en förutsättning för att lösa upp det sulfidmineral som innesluter guldet. I dessa fall tillsätts ofta syrgas och/eller väteperoxid i ett oxidationssteg för att öka sulfidoxideringshastigheten. Därför bildas en högre andel sekundära mineral i en cyanidlakningsprocess jämfört med i en flotationsprocess. I cyanidlakningsprocessen används stora mängder kalk för att bibehålla pH på en hög nivå (över 10) där cyaniden befinner sig i lösning. Under cyanidlakningen som sker vid oxiderande förhållanden och högt pH så faller Cu, Ni och Zn ut som hydroxider. Detta gäller inte arsenik som blir mer rörligt vid högt pH. Detta kan innebära att höga halter av arsenik lakas ut i slurryn under guldutvinningsprocessen. För att motverka att arsenik går ut med anrikningssanden (restprodukten från anrikningsprocessen) så tillsätts järnhydroxider (via ett järnsulfatsalt, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) i ett efterbehandlingssteg. I detta skede kan arsenik bilda stabila järn-arsenat-utfällningar (arsenik bundet/utfällt med/till järnhydroxider) vid lågt/neutralt pH (4–7), med tillräcklig mängd järnhydroxider och oxiderande förhållanden (Riveros m.fl. 2001).

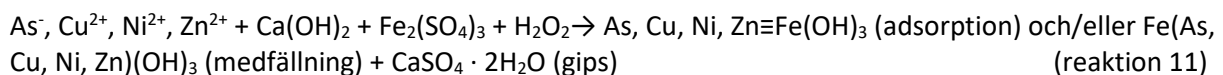
Genom att stora mängder kalk tillsätts i cyanidlakningsprocessen bildas stora mängder gips. Såsom i annat gruvavfall återfinns även i anrikningssanden en del sulfider från en cyanidlakningsprocess. I avfallen från cyanidlakningsprocessen återfinns därför både hydroxider och sulfider som blir rörliga vid reducerande respektive oxiderande förhållanden. Detta gör att järnhydroxid-slammet där framför allt sekundära former av arsenik, men även andra metaller återfinns, bör särhållas från det övriga avfallet i den fortsatta hanteringen. Om sulfiderna oxiderar utan närvaro av buffrande mineral så bildas ett surt lakvatten där järnhydroxider kan lösas upp. I samband med detta frigörs även de metaller som bundits upp av järnhydroxiderna.

Vattnet från cyanidlakningsprocessen bör också renas med avseende på cyanid innan utsläpp till recipient, detta utförs generellt genom att tillföra ett oxiderande ämne (ex. väteperoxid, syrgas) som påskyndar oxidationen av cyanidjoner till mindre farliga cyanatjoner (Dictor m.fl. 1997).

Efter det att malmen har gått igenom anrikningsprocessen, så behöver processvattnet i många fall renas innan det kan släppas ut till recipient. I de flesta vattenreningsprocesser tillförs vatten och kalk i slurry-form för att åstadkomma ett högre pH. I och med detta bildas mestadels metallhydroxider ($\text{Me}(\text{OH})_{2 \text{ el } 3}$) och gips (reaktion 8–10)

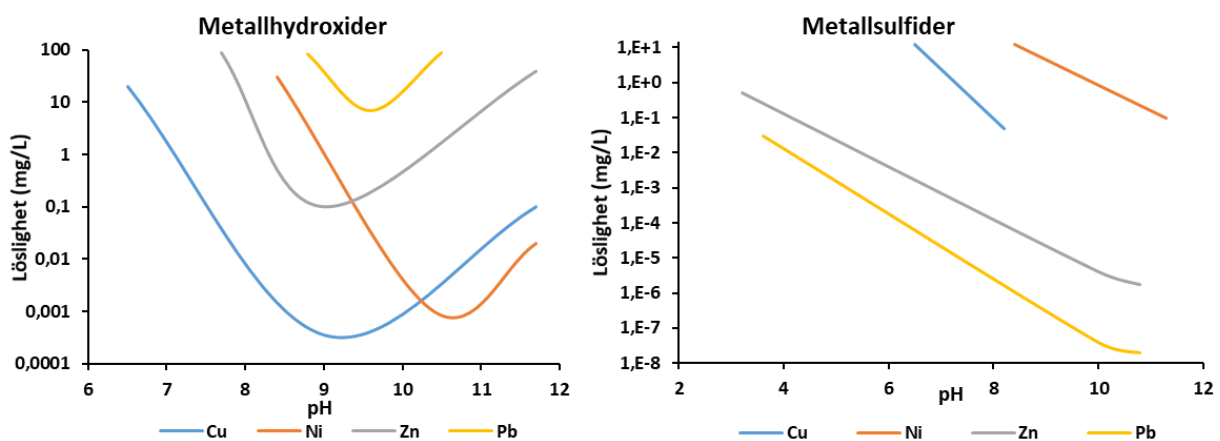


Förutom kalkning, så används i de flesta gruvindustrier idag en metod som kallas för Fenton-metoden. I denna metod tillsätts järnsulfat, väteperoxid och kalk till lakvattnet (Boliden 2018). Vid denna process så löser järnsulfat upp sig i det oxiderade vattnet och bildar järnhydroxider som kan binda metalljoner till sin yta. Vid denna process är det viktigt att tillräcklig mängd järnsulfat ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) tillsätts, i annat fall så kan mer lösliga metallformer bildas. Arsenik (uppträder som anjon, femvärd (As(V))) binder till järnhydroxydytor vid oxiderande förhållanden och ett pH mellan 4 och 7 (Riveros m.fl. 2001). Även andra metaller (ex. koppar, nickel och zink) bildar stabila utfällningar med järnhydroxider, men då vid ett högre pH (reaktion 9, tabell 2). En annan förutsättning för att tillräckligt mycket $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ska bildas är oxiderande förhållanden samt ett pH över 3. För att detta ska ske så tillsätts kalk (pH-höjande) samt väteperoxid (H_2O_2 , oxiderande) för att underlätta oxidation/utfällning av $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3$ (reaktion 3, 4 och 11).



Fördelen med metoden är att Pb, Cu och Zn som adsorberas på/fälls ut med järnhydroxider blir mindre rörliga (lösliga), detta i jämförelse med om de bildar metallhydroxider vilket sker vid en tillsats av enbart kalk (se fig. 12 och tabell 2). En större andel av dessa metaller kan också immobiliseras vid ett lägre pH (tabell 2, Karapinar 2016).

Tiosalter bör också borttas innan utsläpp till recipient. Detta görs också med hjälp av Fenton-reaktorer, då tiosalter oxideras till sulfat samtidigt som metaller fälls ut med Fe-hydroxider (Dinardo & Sally 1998).



Figur 12. Lösligheten hos vanliga metallhydroxider och metallsulfider i förhållande till pH (modifierad från Zainuddin m.fl. 2019).

Tabell 2. Utfällning (% av total) av bly, koppar och zink med och utan järnhydroxider ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) i förhållande till pH (omarbetad från Karapinar 2016).

Metall	pH	med $\text{Fe}(\text{OH})_3$	utan $\text{Fe}(\text{OH})_3$
Bly	5	42,0	2,0
	6	89,0	1,6
	8	98,5	22,7
Koppar	4,5	0,5	0,8
	6	75,1	0,7
	8	97,9	0,7
Zink	6	11,1	0,1
	7,5	80,4	0,1

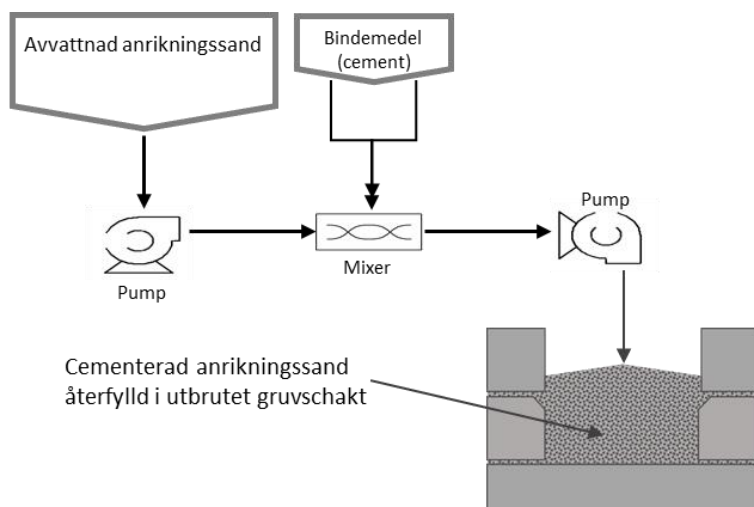
Vad gäller kväverening, så görs den framför allt på biologisk väg via bakterier som omvandlar kväveföreningar till kvävgas. Bakterierna behöver bland annat fosfor för att växa till, vilket kan behöva tillsättas vattnet från gruvverksamheten i fråga för att reningen ska fungera (Nilsson & Widerlund 2018).

Återfyllnad av gruvavfall

Anrikningssand och gråberg kan återfyllas i gamla avslutade dagbrott, om dessa finns i nog nära anslutning till den pågående driften (s.k. *in-pit disposal*). I denna metod kan anrikningssand blandas med gråberg för att fylla ut porvolymen så att syre/vattengenomträngning kan förhindras. Anrikningssanden och gråberget kan också blandas upp med kalk eller kalkliknande restprodukter för att förtäta bulkmaterial, men också för att behandla det vatten som ändå tränger igenom.

En efterbehandlingsmetod som används kontinuerligt under drift är så kallad ”*cemented paste backfill*” eller solidifiering. I denna metod avvattnas anrikningssanden och blandas med ett cementserande (puzzolant) material för att sedan återfyllas ner i gamla gruvorter. I underjordsgruvor används solidifiering av anrikningssand för att kunna utöka mängd brytbar malm, minska mängd vatten som kan perkolera genom materialet samt höja kvalitén på lakvattnet. En solidifiering av anrikningssand syftar dock främst till att förstärka redan urbrutna gruvorter vilket gör kommande brytning mer effektiv. Den vanligaste tillsatsen för att solidifiera anrikningssand är cement. I dessa blandningar används låga andelar cement (3–7 procent) men kostnaderna för denna behandling kan dock bli omfattande då mängden anrikningssand ofta överstiger 100 000-tals ton). I och med detta har cementen i många fall delvis ersatts av andra puzzolana restprodukter från industrin (Hamberg m.fl. 2015). Anrikningssanden avvattnas och blandas med cementen innan den fylls ner i ett utbrutet gruvschakt (fig. 13).

Kravet på den cementserade massan är att den ska kunna flyta genom en pipeline samt uppnå en viss hållfasthet när den stelnar. Hållfasthetskraven på den solidifierade anrikningssanden är generellt 0,5 MegaPascal (MPa) och uppåt, beroende på hur tätt man vill sätta gruvorterna, tätare avstånd ger högre hållfasthetskrav (Hamberg m.fl. 2015). Tidigare forskning visar att tekniken även skulle kunna användas för att deponera solidifierad anrikningssand ovan jord, i dessa fall kan hållfasthetskraven minimeras (Deschamps m.fl. 2011). Vattenperkolationen bör dock fortfarande kunna minskas i och med att en tät cementserad massa bildas.



Figur 13. Återfyllnad av cementserad anrikningssand (konceptuell bild).

Innan cementerad anrikningssand används i utbrutna gruvschakt bör detta också föregås av en utvärdering. När gruvbrytningen och pumpningen av grundvatten avslutas kommer den cementerade massan omges av vatten. Det så kallade ”tanktestet” är den vanligaste testmetoden som utvärderar hur metaller sprids från en cementerad anrikningssand omgiven av vatten (NEN 2004). Spridningen av metallerna från den cementerade anrikningssanden till det omgivande vattnet sker via diffusion (när en vätska med en egenskap skild från omgivningens sprids, blandas och jämnas ut) och testet sker i oxiderande förhållanden under en tidsperiod på 64 dagar. Testet utförs med cementerad anrikningssand som tillåtits härda under minst 28 dagar i en miljö som ska efterlikna ett utbrutet gruvschakt (hög fuktighet). Efter 28 dagars härdningstid sänks den cementerade anrikningssanden ner i en tank med vatten. Vattnet i tanken byts ut och analyseras 8 gånger under testperioden (64 dagar). Testet ska ge en indikation om hur metaller sprider sig, från en cementerad anrikningssand som fyller ut ett utbrutet gruvschakt, när grundvattenpumpningen avslutas och grundvattnet återtar sin naturliga nivå. I detta skede kommer den cementerade anrikningssanden att befinna sig permanent under vatten. Det finns dock flera potentiella betänkligheter med tanktestet:

- Egenskaperna hos det vatten som används vid testet skiljer sig från naturligt syrefattigt grundvatten som kommer att omge den cementerade, återfyllda anrikningssanden.
- Det tar oftast längre tid än 28 dagar innan en återfylld gruvort blir omgiven av vatten, detta gör att den cementerade massan kommer att utsättas för syre. Om anrikningssanden innehåller sulfider som då oxideras, kan syran och sulfater från sulfidoxidationen lösa upp cementen. Detta gör i sin tur att den cementerade massan förlorar sin hållfasthet.
- Mängden vatten som kan tränga igenom ökar när den cementerade massan förlorar sin hållfasthet. Det vatten som tränger igenom den cementerade massan kommer att lösa upp lättlösligt, alkalint innehåll i cementen och höja pH i porvattnet samt i omkringliggande vatten. Detta kan göra metaller/metalloider såsom arsenik och zink mer rörliga.
- Om anrikningssanden som ska cementeras innehåller sulfider och arsenik (eller andra metaller som blir mer rörliga vid högt pH) så bör en mer specifik karakterisering av gruvavfallet föregå användning (Hamberg m.fl. 2017).

EFTERBEHANDLING

Planering inför efterbehandling

En efterbehandling av gruvavfall har generellt som mål att minimera syre- och vattengenomströmning i avfallet. De efterbehandlingsmetoder som används i Sverige är torr- och våttäckning samt förhöjd grundvattenyta, som är en kombination av de tidigare. Generellt utförs efterbehandlingen efter det att gruvdriften har avslutats på platsen. Men på senare år har även kontinuerlig efterbehandling blivit ett alternativ, där avfallet täcks/efterbehandlas under gruvans drifttid. Inför efterbehandlingen bör gruvavfallet ha karakteriserats så att dess egenskaper är kända, då detta minskar risken för oväntade miljöeffekter vilket också minskar kostnaderna.

Under gruvans drifttid är det mycket vanligt att inflödande grundvatten måste pumpas bort för att göra driften möjlig. En brist vid planeringen av efterbehandlingar kan vara att grundvattenrörelserna endast har uppskattats när gruvan är i drift och grundvattnet pumpats/letts bort från gruvområdet.

I många fall saknas också en vattenbalansberäkning över gruvområdet innan/under/efter gruvdrift. Vattenbalansen beskriver hur stor mängd vatten som kommer till och försvinner från ett område under en tidsperiod. Man räknar på vattenbalansen med ekvation 3, där R = grundvattenpåfyllnad, P = nederbörd, Q = ytavrinning, ET = avdunstning och växters transpiration, ΔS = magasinförändring (förändring av vattenmagasin i mark, berggrund eller i grundvatten), GV_{ut} = grundvattenutflöde och GV_{in} = grundvatteninflöde:

$$P = Q + ET + R + GV_{ut} - GV_{in} \pm \Delta S$$

(ekvation 3)

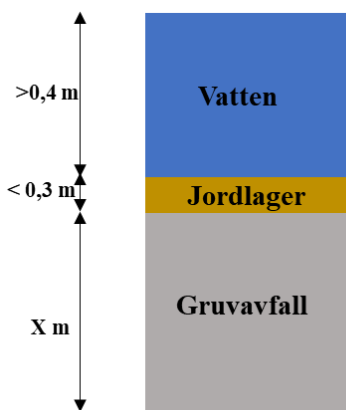
För att uppskatta vattenflöde genom en deponi eller ett sandmagasin bör en hydrogeologisk konceptuell modell upprättas. En sådan inkluderar hydrologiska och hydrogeologiska förhållanden, grundvattenbildning, hur mycket grundvatten som strömmar in till eller ut från det deponerade gruvavfallet samt relaterade ytvattensystem. Den konceptuella modellen ger en förståelse ur ett systemperspektiv och bör vara en iterativ (upprepad) process där modellen kompletteras när ny kunskap erhålls. En konceptuell modell kan användas som utgångspunkt för en vattenbalansberäkning enligt ekvation 2. För en bättre prediktion av vattenflöde genom en deponi kan en konceptuell modell användas som utgångspunkt för utveckling av datorbaserade grundvattenmodeller. I till exempel modelleringsprogrammet MODFLOW kan flöden beräknas. För att en sådan modell ska ge en bättre prediktion än manuell vattenbalansberäkning krävs att det finns tillräckliga indata för parametersättning m.m., se exempelvis Newman (2018).

När gruvan och därmed pumpningen av grundvatten avslutas så ändras förutsättningarna i området. Sprickbildningar i berget kan göra att grundvattenriktningen har ändrats och därmed göra att större/mindre delar av gruvavfallet vattenmättas. Detta kan ha både positiva och negativa effekter på lakvattenkvaliteten beroende på om gruvavfallet har tillåtits oxidera eller ej innan grundvattnet kommer i kontakt med det. Om avfallet har oxiderats till stor del så bör man ställa sig frågan om grundvattnet borde avledas från platsen via diken eller annat. I annat fall kan inflödande grundvatten spola bort oxidationsprodukter från det oxiderade gruvavfallet och generera stora mängder surt lakvatten. I ett så kallat ”*worst case*”-scenario har gruvavfallet deponerats i ett område med stora, fluktuerande grundvattennivåer. I ett sådant fall kan gruvavfallet oxideras vid låga grundvattennivåer, och när sedan grundvattennivåerna stiger så spolats oxidationsprodukterna bort och genererar ett surt lakvatten. Detta kan fortlöpa under långa tidsperioder och så länge som sulfider och instabila oxidationsprodukter finns kvar i det gruvavfall som växelvis vattenmättas/torrläggs. Vad gäller beräkningar av vattenbalanser efter avslutad gruvdrift, så bör de vara långtidspredikerande då det ofta tar lång tid innan en ny hydrologisk jämvikt infinner sig. En långtidsprediktering är också nödvändig då gruvbolagens ansvar sträcker sig tills acceptabla utsläppsnivåer ernås, och detta kan ta lång tid. Dessa beräkningar bör således inkludera förväntade framtida klimatförändringar där olika klimatscenarier kan användas. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) har listat nio olika klimatscenarier som kan användas vid långtidspredikerande vattenbalansberäkningar. Antaget klimatscenario motiveras utifrån lokalisering och tillförlitlighet.

Metoder för efterbehandling

Våttäckning

Våttäckning är en metod som går ut på att gruvavfallet täcks med vatten så att syretillgången stryps, i och med att syres löslighet i vatten är mer än 10 000 gånger lägre än det är i luft. Den lägre syrehalten i vatten bidrar till att sulfidoxidationen avstannar i anrikningssanden, men den upphör inte helt. Våttäckning utförs oftast på ställen där materialet som ska täckas återfinns under den omkringliggande grundvattennivån. Detta sker exempelvis i dagbrott som har sin botten under den naturliga grundvattennivån och där vattnet har pumpats bort under gruvans driftsperiod. När gruvdriften sen avslutas, upphör pumpningen av vattnet och grundvattnet återfår sin naturliga nivå. Det finns dock fall där yt- eller grundvattenströmmar har omdirigerats för att snabbare uppnå en total vattentäckning ovan avfallet. Avfallet täcks ofta av ett lager jord och/eller annat material innan vattentäckningen för att minska kontaktytan gruvavfall/vatten. Gruvavfallet bör påföras en vattenpelare som har ett tillräckligt stort djup för att förhindra



Figur 14. Våttäckning av gruvavfall.

syresättning och erosion till följd av vågrörelser. Geotekniskt sett så bör vattendjupet hållas över 0,4 m, då gruvavfallet i så fall aldrig kommer att ligga ovanför vattenytan till följd av tjällyftning under tinande (Länsstyrelsen Västerbotten 2012, fig. 14)

Forskning har däremot visat att en oxidation av sulfider i anrikningssand som deponerats under vatten kan fortgå, speciellt i de översta lagren (1–2 cm ner i materialet) där syrehalten är tillräckligt hög, och detta i vattendjup ner till 7–8 meter (Holmström & Öhlander 2001). I dessa fall kan påförandet av ett organiskt material ovan anrikningssanden stoppa syrediffusionen och därmed sulfidoxidationen. Nedbrytningen av det organiska materialet konsumerar då syret (Nason m.fl. 2013).

Om gruvavfallet som täckts med vatten är färskt så kan det innehålla processvatten (gäller främst anrikningssand) med oönskat innehåll. Processvattnet som återfinns i porvattnet i gruvavfallet kan då spridas till omkringliggande vatten. Om gruvavfallet har oxiderat innan vattentäckningen påförs så kommer vattnet att lösa upp en del av de från sulfidoxidationen bildade faserna. När dessa faser (oftast hydroxider eller hydroxy-sulfater) löses upp och fälls ut igen så bildas ett surt lakvatten. Detta kan fortgå så länge dessa faser finns och har kontakt med vattnet. I icke-oxiderad anrikningssand bör porvattnet undersökas inför en förestående vattentäckning, för att se hur mycket metaller som kan bli mer rörliga och spridas till den omkringliggande miljön. Om oxiderad anrikningssand ska vattentäckas så bör mängden sekundära, lättlösliga faser uppskattas för att i sin tur beräkna hur mycket aciditet som kan bildas. Således, om mängden oxiderad anrikningssand är stor så bör man överväga andra alternativ än vattentäckning.

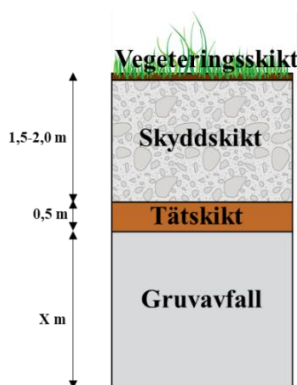
Torrtäckning

En torrtäckning används för att minska mängden vatten och syre som kan tränga ner till det underliggande gruvavfallet och därmed minska sulfidoxidationshastigheten. En torrtäckning är i de flesta fall dyrare att genomföra än en våttäckning och används när det ej anses möjligt att använda en våttäckning. En pågående sulfidoxidation i ett gruvavfall kan bidra till att det bildas ett skikt av Fe-, mangan (Mn)-hydroxider (reaktion 1) samt hydroxysulfater. Detta skikt kan fungera som en diffusionsbarriär som hindrar att porvattnet sprids och permeabiliteten minskar, men kan också komma att fungera som en metallfälla (metaller binder till hydroxydionerna). Ett sådant skikt brukar kallas ett ”*hardpan*”-skikt. Bildandet av ett hardpan-skikt sker vid den så kallade vittringsfronten på ett djup där vittrat, oxiderat gruvavfall gränsar till opåverkat (Elghali m.fl. 2019). Skiktet kan fortbildas så länge sulfidoxidation kan fortgå och då pH är högre än ca 3. Vid $\text{pH} < 3$ samt reducerande förhållanden löses de flesta hydroxiderna upp, och metallerna som bundits till skiktet kan frigöras. Reducerande förhållanden kan också uppnås om ett skikt med organiskt material påläggs ovan anrikningssanden. Detta organiska skikt konsumerar då syret via dess nedbrytnings-

process, så att mängden syre som kan tränga ner till gruvavfallet reduceras. Det har förekommit försök med att konstruera så kallade ”artificiella hardpans” genom att fräsa ner buffrande material (ex. kalk) i det översta skiktet av anrikningssanden, för att på så sätt fälla ut hydroxider och gips som fyller ut porerna i materialet och gör det mindre vattengenomsläppligt (Ahn m.fl. 2011).

Kvaliteten och omfattningen av en torrtäckning bestäms i lagstiftningen och är beroende av om gruvavfallet anses vara potentiellt syrabildande eller ej. Ett potentiellt syrabildande avfall har en otillräcklig mängd buffrande mineral i förhållande till den syrabildande potentialen (NP/AP är lägre än 3) och förväntas därför bilda ett surt lakvatten. Det motsatta gäller för ett nettobuffrande avfall. Om avfallet anses vara nettobuffrande behöver endast en så kallad enkel täckning utföras vid efterbehandlingen, detta innebär att 0,5 m jord av ospecificerad kvalitet kan läggas ovanpå gruvavfallet och vegeteras. I ett nettobuffrande avfall så bör det dock inte finnas stora andelar anjoner såsom arsenik eller selen, dessa har hög rörlighet i ett neutralt till alkalint vatten. Om gruvavfallet däremot anses vara potentiellt syrabildande ska en så kallad kvalificerad täckning användas. En kvalificerad täckning består av ett tätskikt, som överlagras av ett dräneringsskikt av grövre material samt ett skyddsskikt och ett vegeteringsskikt. De tekniska kraven på tätskiktet är att det ska ha en permeabilitet på 10^{-8} – 10^{-9} m/s, en hög vattenhållande förmåga (Nigéus 2018) samt en mäktighet på mer än 0,5 m. Tätskiktet ska motverka syrengångning ner till gruvavfallet, syrediffusionen bör vara lägre än $1 \text{ mol O}_2/\text{m}^2$ och år (Högberg & Herbert 2004). En hög vattenmättnadsgrad i tätskiktet hindrar syretransport ner till gruvavfallet, detta då syrediffusionshastigheten är 10 000 gånger lägre i vatten än det är i luft. Undersökningar har visat att vattenmättnadsgraden i tätskikt bör vara över 85 procent. En relativt liten minskning (några få procent) i vattenmättnadsgrad kan medföra att syrediffusionshastigheten överstiger det gängse kravet på $1 \text{ mol O}_2/\text{m}^2$ och år. Torrtäckningen bör därför vara konstruerad så att en hög vattenmättnadsgrad kan bibehållas i tätskiktet året runt. Tidigare undersökningar av torrtäckningskonstruktioner visar att regionala väderskillnader och små skillnader i val av jordmaterial får stor betydelse på tätskiktets funktion. Därav borde torrtäckningens funktion utprovas i en fältmiljö som liknar den faktiska.

Permeabilitet, det vill säga hur genomträngligt ett material är för vatten, kan mätas på flera olika sätt. I ett grovkornigt jordmaterial kan permeabiliteten mätas med en så kallad rörpermeameter. Om permeabiliteten ska mätas i en finkornig jord vars finmaterial kan spolats ur och sätta igen filtren används hellre en nippelpermeameter (SGI 2008). Således, om en rörpermeameter används i finkornig jord så kan uppmätt permeabilitet vara lägre än den faktiska. Detta gör att den faktiska permeabiliteten underskattas, vilket i sin tur kan få negativa konsekvenser för tätskiktets funktion. Dräneringsskiktet används som antyds av namnet för att dränera bort överflödigt vatten ovan tätskiktet. Skyddsskiktet används för att skydda tätskiktet från uttorkning, frost och rotgenomträngning. Vegetationsskiktet ska underlätta för växtlighet som binder upp jord (rotbildning) och därmed skyddar den från vind- och vattenerosion. Den växtlighet som ska etableras bör dock ha grunda rotsystem som ej riskerar att penetrera tätskiktet (Hamberg & Maurice 2013), detta är dock svårt att kontrollera. Mäktigheter på uppemot 2 m har använts för skyddsskikt (fig. 15).

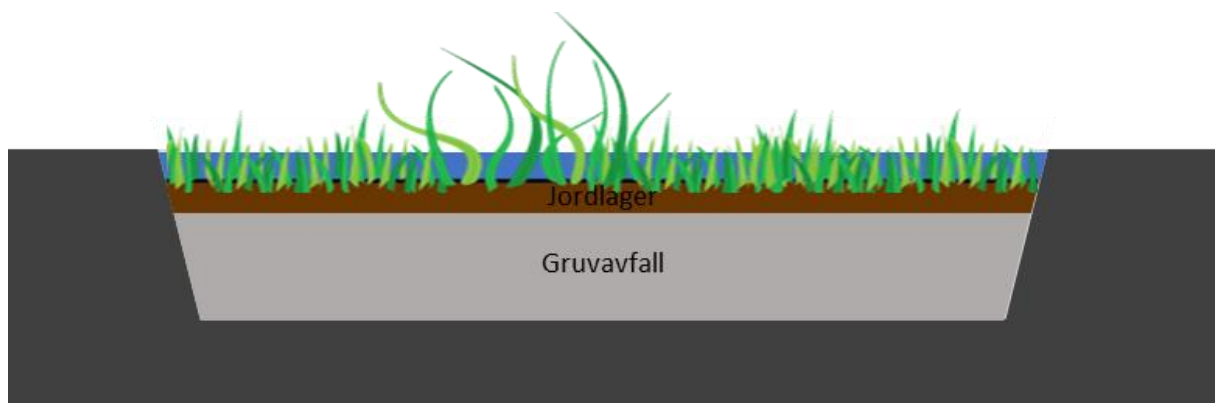


Figur 15. Kvalificerad torrtäckning av gruvavfall.

Stora mängder material går åt vid kvalificerade täckningar och gruvbolagen försöker därför hitta lämpliga material i närheten av gruvan så att transportkostnaderna kan minimeras. I Sverige består dessa material till största delen av leriga moränjordar, där man bör kontrollera att jorden i sig inte är syragenererande (vanligt i jordar som överlagrar ex. graniter) eller lakar ur för höga halter metaller. Tillgången på lerig morän som ska verka som ett syre- och vattenhindrande material kan vara begränsad i vissa gruvområden, därav måste andra material blandas in i den naturligt förekommande moränen för att förbättra dess egenskaper. Bentonit är en mycket finkornig jordart som expanderar till flera gånger sin egen storlek vid kontakt med vatten och bildar en mycket tät massa. Bentonit har vid enstaka tillfällen använts i tätskikt av gruvbolag. Den optimala andelen bentonit i tätskiktet provas ut i laboratorieskala innan inblandningen sker i fält. När ett tätskikt med bentonitinblandning ska anläggas måste vädret vara gynnsamt. Låga temperaturer och mycket nederbörd gör att tätskiktetsmaterial kan bli svårt att blanda och kompaktera. Enligt vad gruvindustrin erfar så finns det också stora utmaningar vid utläggningen av tätskiktet i fält, bland annat vad gäller kontroll av mäktighet och funktion. Svårigheten är att få till ett homogent (utan större stenar) tätskikt, som med god vattenhållningsförmåga och tillräcklig mäktighet överlagrar en ojämn yta (gruvavfallet). En torrtäckning är att föredra framför andra metoder då gruvavfallet har tillåtits oxidera innan efterbehandlingen påbörjats. I detta fall är målet att förhindra att vatten tränger ner till avfallet och löser upp de av sulfidoxidation skapade sekundära faser. Det är dock viktigt att de sekundära faserna inte utsätts för reducerande förhållanden där de lätt kan lösas upp.

Förhöjd grundvattenyta

Förhöjd grundvattenyta är en kombination av torr- och våttäckning och innebär att avfallet först täcks med jord för att sedan vattenmättas genom att omkringliggande vattenflöden omfördelas (fig. 16). Detta med målet att bilda en våtmark ovan gruvavfallet. I en våtmark fastläggs metallerna framför allt via sulfidbildning, och till mindre del via bindning till organiskt material som sedan sedimenterar. Metallerna binds då till största delen upp i sediment. För att en våtmark ska bibehålla sin funktion som metallfälla förutsätts stabila reducerande förhållanden samt att sedimenten inte spolats ut vid högflödesperioder.



Figur 16. Bildning av våtmark ovan vattenmättat gruvavfall: Förhöjd grundvattenyta.

Effekter av efterbehandling

Det är svårt att säga något generellt om effekter av efterbehandling av gruvor i Sverige. Vartefter lagkraven har ökat med tiden så har också efterbehandlingslösningarna blivit bättre och belagts med högre krav. Dokumentation från genomförda efterbehandlingar i Sverige visar dock att få av dessa har annat än generella krav, där målet är att halterna i utgående lakvatten ska minska. Det finns i några fall gränsvärden som statuerar när en åtgärd måste sättas in för att minska halterna, så att påverkan på den omkringliggande miljön ej blir för stor. Dessa krav finns dock inte statuerade i lagstiftning eller vägledning. Från regeringsuppdraget *Förslag till strategi för hantering av gruvavfall* (SGU & Naturvårdsverket 2017) framkommer:

”Idag finns ingen nationell, systematisk uppföljning av efterbehandlade gruvor. Syftet är att skapa en djupare kunskap om stängning och återställande av gruvverksamhet och kommunicera erfarenheter från dessa så att de kan tas till vara i framtiden, för att minimera miljöpåverkan från gruvavfall”.

Inom forskningen finns mycket få studier gjorda vad gäller långtidseffekter vid efterbehandling av gruvavfall. Speciellt när det kommer till fältstudier, detta då det oftast tar ganska lång tid innan man kan urskilja effekter av efterbehandlingen (förutom att lakvattnet minskar i omfattning). En tidigare studie (Nigéus 2018) visar att det kan ta mycket lång tid innan en torräckning som påförts ovan ett gruvavfallsupplag vattenmättas och släpper igenom vatten. Det är något som också framkommer vid den hitintills största pilotstudien som finns i ämnet – Diavik i norra Kanada (Bailey m.fl. 2016). I båda dessa fall har man använt sonder som mäter fukt/syre för att få en uppskattning om hur vatten och syre rör sig inom täckningen/avfallet. Det föreligger dock en del utmaningar vad gäller installation av syresonder i efterbehandlingskonstruktioner, där det är av största vikt att syre genomträngningen i materialet ej påverkas vid installation av sönerna. Kontinuerlig utvärdering av efterbehandlingsmetoder i form av sonder och mätinstrument är ovanlig i Sverige. Detta är dock nödvändigt för att kunna följa efterbehandlingen funktion och snabbt göra åtgärder.

På många gruvområden har en kombination av de vanligaste efterbehandlingsmetoderna (torr- och våttäckning) använts vid efterbehandlingen, då gruvavfallet täckts med en lerig (vattenhållande) jord och där dagbrotten samt underjordsgruvorna vattenfylls på naturlig väg. Det är också viktigt att syretillförseln till schakten stryps, för att minska sulfidoxideringshastigheten, detta har ofta åstadkommit med cement/cementliknande material som fyller ut ventilationsgångarna i det utbrutna berget. Ur ett miljöperspektiv går cementanvändning i dessa konstruktioner att ifrågasätta, detta då cement innehåller lättlösliga mineral som vid upplösning bildar ett alkalint lakvatten. De alkalina lakvattnet kan i sin tur öka rörligheten hos metaller/metalloider förekommande som anjoner i vatten (ex. arsenik och krom) (Hamberg m.fl. 2015). Cement har dock använts för att minska syretillförseln ner till gruvavfallet samt att öka säkerheten i det nedlagda gruvområdet, i och med att håligheter tätas och säkras.

Vattenrening i samband med efterbehandling

Miljömyndigheterna i Sverige kräver numer efterbehandlingslösningar som är långsiktiga och inte kräver underhåll (tidsperspektiv: nästa istid), och behandlingsmetoder som att "kalka för evigt" är inget alternativ. Detta uppnås inte i dagens läge då de allra flesta efterbehandlingar som utförts är av historiskt gruvavfall som lämnats utan täckning och som därmed blivit oxiderat. I dessa fall är kalkning nödvändig för att kunna behandla surt lakvatten som generats från det oxiderade gruvavfallet. Frågeställningen vid nedlagda gruvor handlar därför mycket om hur länge efterbehandlingen ska fortgå. Det vill säga hur lång tid det tar innan acceptabla utsläppsnivåer från gruvområdet ernås så att verksamhetsutövaren kan lämna området. En typisk tidsperiod som nämns i sammanhanget är att det tar minst 20–30 år att uppnå sådana nivåer. Om man betänker

situationerna i Sverige så är denna tidsperiod underskattad, då metallhalterna i lakvattnet från flera efterbehandlade gruvor är fortsatt höga efter 20–30 år. Ett vanligt antagande är att om ett gruvavfall inte har producerat ett surt lakvatten under en 50-årsperiod så kommer det aldrig att ske. Det finns studier som visat att de buffrande mineralen i ett avfall kan konsumeras under väldigt långa tidsperioder (Meast & Nordstrom 2017), och att det i en del fall kan ta mer än 50 år innan ett surt lakvatten kan bildas.

I samband med en del efterbehandlingar i Sverige har vattenreningsanläggningar anlagts i anslutning till diken som samlar upp det potentiellt sura lakvattnet. Vattenreningsanläggningarna består till största delen av kalkstationer där pH höjs, metaller fälls ut och anses stabila om oxiderande, pH-neutrala förhållande bibehålls. Detta är dock en sanning med modifikation då en del metaller/metalloider blir mer rörliga (ex. arsenik) när pH höjs i vattnet. Utfällningarna bör heller inte utsättas för reducerande förhållanden där de kan lösas upp. Det är därför mycket viktigt att veta sammansättningen på avfallet som ska behandlas. Vid kalkning är det också viktigt att veta hur kalken ska komma i kontakt med det metallrika, sura lakvattnet. Kontakttiden lakvatten/buffrande material måste anpassas så att metallerna kan fällas ut kontinuerligt. Metallutfällningarna bör ej heller kunna skapa ett täckande skikt ovanpå det buffrande materialet, vilket bidrar till att mer kalk än nödvändigt måste användas. I kontakt med kalken så ökar pH i lakvattnet där metallhydroxider och gips bildas (reaktion 11–13).

På senare år har dock natriumhydroxid (även kallat lut) använts i allt större utsträckning för att öka pH i lakvattnet. När luten löses upp bildas ett metallhydroxidslam som är mindre utrymmeskrävande än det som bildas om kalk används. Kalk/lut-dammarna töms på hydroxidslam som kan avvattnas i geotuber för att minska volymen som behöver deponeras. Slammet pumpas in i geotuben varvid ett lätt övertryck bildas och vatten pressas ut genom geotextilen. När geotuberna är fyllda så överlagras de av jord som ska verka för att vatten ej kan tränga ner i materialet. I de fall som arsenik återfinns i hög grad i gruvavfallet så bör andra lösningar än att höja pH:t i vattnet utvärderas. I dessa fall har så kallade Fenton-reaktorer använts för att skapa stabila järnarsenater.

Användning av industriella restmaterial för efterbehandling av gruvavfall

En kvalificerad torrtäckning av gruvavfall kräver ofta stora mängder jordmaterial, där materialets beskaffenhet är avgörande för att begränsa syrengomträngningen och vattenperkolationen genom tätskiktet. Vid en potentiell användning av industriella restmaterial i tätskiktet så spelar transportkostnaderna en stor roll då avstånden mellan restmaterialproducerande industrier och de nedlagda gruvorna kan vara långa. De material som har störst potential att kunna nyttjas är sådana som är täta och buffrande, samt kan transporteras/hanteras med god ekonomi (Hamberg m.fl. 2013).

Material som testats i efterbehandlingskonstruktioner är grönlutsslam (täta, buffrande material), avloppsslam (syreförbrukande) samt slagg och askor (cementerande, oxiderande och buffrande). Slagg och askor har med fördel använts för att ersätta kalk vid vissa efterbehandlingar, detta då de normalt sett är mycket reaktiva och oxiderar snabbt i kontakt med vatten. Detta är en stor fördel i till exempel arsenikrika lakvatten där arsenikjoner bör oxideras från dess trevärda form (arsenit) till dess femvärda (arsenat) för att kunna bilda stabila utfällningar med järn (Hamberg m.fl. 2017). Kalkliknande restprodukter kan också inlagras i de olika skikten för att öka pH på det vatten som ändå tränger igenom. Restprodukterna måste undersökas så att de ej lakar ut metaller eller andra föroreningar i för hög grad. Även i dessa fall utprovas den optimala inblandningen i laboratorieskala innan fältapplicering där vädret bör vara gynnsamt vid blandning, utläggning och kompaktering. En annan utmaning i dessa fall är att restprodukterna med de egenskaper som efterfrågas måste genereras i tillräcklig stor mängd för att komma i fråga för en användning i tätskikt (Alakangas m.fl. 2014).

OMANRIKNING AV GRUVAVFALL

De strategier som är framtagna för att förhindra oxidation av syragenererande gruvavfall inom gruvindustrin syftar främst till att skapa en effektiv efterbehandling av gruvavfallet. Det finns därför ett stort behov att utveckla metoder för att minimera uppkomst av gruvavfall och/eller för att utöka återanvändning av gruvavfall. I Sverige har gruvbrytning förekommit sedan 1200-talet, och det finns därför gott om historiskt gruvavfall. Detta gruvavfall kännetecknas ofta av relativt höga halter metaller och mineral på grund av mindre effektiva utvinningsmetoder och/eller relativt låga metallpriser vid tiden för gruvbrytningen. En del metaller och mineral som återfinns i historiskt gruvavfall hade dessutom inte något värde/användning vid tiden för brytningen. Många av dessa mineral/metaller är idag åtråvärda inom industrin, och anrikningsmetoderna har förbättrats över tid. Detta skapar incitament för att omanrika gruvavfallet. Men, i många fall finns utmaningar inom teknikutveckling, långa transporter till befintliga gruvor etcetera. Ytterligare ett hinder för omanrikning är att den svenska lagstiftningen skyddar historiskt gruvavfall då det i många fall betraktas som fornminnen som ej får flyttas eller åsamkas yttre påverkan.

SLUTSATSER

Rapporten behandlar hur gruvavfallets miljöpåverkan med avseende på sulfidoxidation kan minimeras/förhindras under en gruvans alla faser: från prospektering till efterbehandling.

I prospekteringsfasen undersöks de ekonomiska förutsättningarna för gruvdrift, där man undersöker huruvida en mineralisering kan betraktas som malm eller inte. Undersökningarna bör inrikta sig på att minimera mängden ofyndigt berg (s.k. gråberg eller varp) som behöver uppfordras. De prover som tas ut till analyser bör vara representativa för det bergmaterial som kommer att hanteras under gruvans driftstid. Förutom att uppskatta mängden värdemineral så bör i detta skede också mängden icke-värdefulla syragenererande (t.ex. sulfidmineral) mineral samt buffrande mineral uppskattas, för att kunna prediktera om ett surt lakvatten kan komma att bildas när materialet uppfordras från berget.

Om man konstaterat att mineraliseringen är en malm, så inleds planeringsfasen med metallurgiska undersökningar. I dessa undersöks hur värdemineral/värdemetaller bäst kan exponeras i en malningsprocess och hur dessa sedan kan ansamlas (anrikas) på bästa sätt i en anrikningsprocess. I dessa processer (malning och anrikning) bör man utreda hur sulfidmineral (både värdemineral och icke-värdefulla sulfidmineral) kan ansamlas/koncentreras så att mängden avfall och dess syrabildande potential kan minimeras. De pilotstudier som görs bör också fokusera på att förbättra kvalitén på/minimera mängden avfall. Vattenreningsprocessen bör optimeras så att mängden slam och dess miljöfarlighet kan minimeras, samt underlätta för ökad återanvändning. Det avfall som uppfordras i pilotstudier undersöks med avseende på framtida lakbarhet av metaller och syrabildningspotential, detta genom försök/test i laboratorie- och fältmiljö. Resultat från pilotstudierna jämförs med de från prospekteringsfasen, för överrensställning.

I driftsfasen blottas malmen genom att ofyndigt berg (gråberg, varp) tas bort, därefter mals och anrikas malmen, för att i slutändan bilda ett koncentrat med höga halter av värdemetaller. Avfallet från anrikningsprocessen, det vill säga den resterande anrikningssanden pumpas ut och förvaras på sandmagasin. För att undvika negativa miljökonsekvenser från sulfidförande avfall (gråberg och anrikningssand), så bör man i första hand agera preventivt genom att undersöka om avfallet kan ge upphov till ett surt metallrikt lakvatten. Om så är fallet, bör det sulfidförande avfallet så långt som möjligt undandras från syre-exponering. Detta kan göras genom att deponera avfallet under vatten (eller i ett vattenmättat tillstånd), eller på annat sätt täcka avfallet kontinuerligt under drift. Om avfallet täcks med vatten, så bör man undersöka hur oxiderat avfallet är och mängden av oxidationsprodukter som kan komma att lösas upp. Karaktäriseringen av avfallet fortgår och

jämförs mot data som inhämtas i planeringsfasen. Därav är det viktigt att anrikningssand, gråberg och processvatten provtas och analyseras regelbundet under driftsfasen, för att verifiera prediktioner gjorda i prospekterings- och planeringsfasen. Omkringliggande vatten kan med fördel omlodas så att dess kontakt med gruvavfallet minimeras.

När gruvan stängs upphör tillförseln av fast avfall och länshållningen (pumpningen av vattnet). I detta skede är det viktigt att kunna undandra allt resterande sulfidförande avfall från exponering av vatten och syre. Vanligtvis så görs detta genom att återfylla gråberget och/eller anrikningssanden i urbrutna gruvorter och dagbrott, samt att installera en syrebarriär ovan avfallet. Detta förfarande bör minska mängden lakvatten som behöver renas, men aktiva vattenreningsprocesser är i många fall nödvändiga under en lång tid (mer än 30 år) efter det att gruvan har stängts. I detta skede är det viktigt att kontinuerligt utvärdera syrebarriärens funktion samt att provtagning och analys av lakvatten fortsätter.

Forskning som syftar till att minimera sulfidoxidation vid gruvdrift, bör i första hand inrikta sig på att preventivt hindra att ett surt lakvatten uppkommer. I prospekteringsfasen kan detta innebära att man inbegriper avfallsbehandlingskostnader i lönsamhetsberäkningarna för den potentiella gruvan. Detta kräver dock att predikteringsmetoderna förändras/förbättras och specifikt att resultaten från laboratorieförsök kan skalas upp till att även gälla i den aktuella miljön där avfallet uppkommer och förvaras. Detta för att kunna förutse hur sulfidoxidation, och lakvattenbildning utvecklas på lång sikt. Studier och forskning som utvärderar tätskikt-konstruktioner (eller andra syrebarriärer), framför allt i ett längre tidsperspektiv, är få till antalet. Denna forskning borde vara en del av varje gruvassessering av dess framtida miljöeffekter.

REFERENSER

- Ahn, J.S., Song, H., Yim, G.J., Ji, S.W. & Kim, J.G., 2011: An engineered cover system for mine tailings using a hardpan layer: a solidification/stabilization method for layer and field performance evaluation. *Journal of Hazardous Materials* 197, s. 153–160. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.09.069
- Alakangas, L., Maurice, C., Macsik, J., Nyström, E., Sandström, N., Andersson-Wikström, A. & Hällström, L., 2014: *Kartläggning av restprodukter för efterbehandling och inhibering av gruvavfall. Funktion, tillgång och logistik*. Luleå Tekniska Universitet, Sverige.
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S.A., Bussière, B., Molson, J. & Chapuis, R.P., 2009: Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal* 46(10), s. 1146–1164. doi: 10.1139/T09-050
- Bailey, B.L., Blowes, D.W., Smith, L. & Sego, D.C., 2015: The Diavik Waste Rock Project: Geochemical and microbiological characterization of low sulfide content large-scale waste rock test piles, *Applied Geochemistry* 65, s. 54–72. ISSN 0883-2927, doi: /10.1016/j.apgeochem.2015.10.010
- Bäckström, M. & Sädbom, S., 2008: *Risk assessment of historical mine waste using chemical analysis and ocular mineral/rock classification*. I: 9th International Congress for Applied Mineralogy, Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Publication Series 8/2008, s. 85–90
- Chlot, S., Widerlund, A., Öhlander, B. & Ecke, F., 2013: Effects on nutrient regime in two recipients of nitrogen-rich mine effluents in northern Sweden, *Applied Geochemistry* 31, s. 12–24. doi: /10.1016/j.apgeochem.2012.11.016.
- Chopard, A., Benzaazoua, M., Plante, B.; Bouzahzah, H. & Marion, P., 2015: *Kinetic tests to evaluate the relative oxidation rates of various sulfides and sulfosalts*. I: Proceedings of the 10th ICARD Conference on Acid Rock Drainage, and IMWA, Santiago, Chile, 21–24 April 2015.

- Chopard, A., Marion, P., Royer, J.J., Taza, R., Bouzahzah, H. & Benzaazoua, M., 2019: Automated sulfides quantification by multispectral optical microscopy. *Minerals Engineering* 131, s. 38–50. doi: /10.1016/j.mineng.2018.11.005.
- Craw, D., Falconer, D. & Youngson, J.J., 2003: Environmental arsenopyrite stability and dissolution: theory, experiment, and field observations, *Chemical Geology* 199 (1–2), s. 71–82, ISSN 0009-2541, doi: /10.1016/S0009-2541(03)00117-7.
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B. & Aubertin, M., 2011: Laboratory study of surface paste disposal for sulfidic tailings: Physical model testing. *Minerals Engineering*, 24(8), s. 794–806. doi: /10.1016/j.mineng.2011.02.013.
- Dictor, M.C., Battaglia-Brunet, F., Morin, D., Bories, A. & Clarens, M., 1997: Biological treatment of gold ore cyanidation wastewater in fixed bed reactors, *Environmental Pollution* 97 (3), s. 287–294. ISSN 0269-7491, doi: /10.1016/S0269-7491(97)00077-8.
- Dinardo, O. & Salley J., 1998: *Treatment of thiosalts in milling effluents: A review of treatment processes*. CANMET- MMSL Report 97-060(CR).
- Dold, B., 2017: Acid rock drainage prediction: A critical review, *Journal of Geochemical Exploration* 172, s. 120–132. ISSN 0375-6742, doi: /10.1016/j.gexplo.2016.09.014.
- Elghali, M., Benzaazoua, M., Bussière, B., Kennedy, C., Parwani, R. & Graham, S., 2019: The role of hardpan formation on the reactivity of sulfidic mine tailings: A case study at Joutel mine (Québec), *Science of the Total Environment* 654, s. 118–128. ISSN 0048-9697, doi: /10.1016/j.scitotenv.2018.11.066.
- Estay, H., Ortiz, M. & Romero, J. A., 2013: Novel process based on gas filled membrane absorption to recover cyanide in gold mining, *Hydrometallurgy* 134–135, s. 166–176. ISSN 0304-386X, doi: /10.1016/j.hydromet.2013.02.012.
- Forsyth, B., Cameron, A. & Miller, S., 1995: *Explosives and water quality*. Sudbury '95, Mining and the environment, Sudbury Canada.
- Hamberg, R. & Maurice C., 2013: *Characterization of green liquor dredges for the remediation of mine waste*. (2013), Project report, Cooperation, Luleå University of Technology and Processum, Örnsköldsvik.
- Hamberg, R., Alakangas L. & Maurice, C., 2015: The use of low binder proportions in cemented paste backfill: Effects on As-leaching. *Minerals Engineering* 78, s. 74–82. doi: dx.doi.org/10.1016/j.mineng.2015.04.017.
- Hamberg, R., Maurice, C. & Alakangas, L., 2017: Lowering the water saturation level in cemented paste backfill mixtures – effect on the release of arsenic. *Minerals Engineering* 112, s. 84–91. doi: doi.org/10.1016/j.mineng.2017.05.005.
- Holmström, H. & Öhlander B., 2001: Layers rich in Fe- and Mn-oxyhydroxides formed at the tailings-pond water interface, a possible trap for trace metals in flooded mine tailings. *Journal of Geochemical Exploration* 74, s. 189–203. doi: /10.1016/S0375-6742(01)00184-4.
- Höglund, L. O. & Herbert, R. B.(red.), Lövgren, L., Öhlander, B., Neretnieks, I., Moreno, L., Malmström, M., Elander, P., Linvall, M., & Lindström, B., 2004: *MiMi – Performance assessment: Main report*. *MiMi Report 2003:3*. Print. Luleå, Stockholm.
- Karapınar, N., 2016: Removal of heavy metal ions by ferrihydrite: An opportunity to the treatment of acid mine drainage. *Water Air Soil Pollution* 227 (6). doi: /10.1007/s11270-016-2899-7.
- Lottermoser B.G., 2010: *Mine Wastes, 3rd ed.*, 335 C Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2010. doi: doi.org/10.1007/978-3-642-12419-8.
- Länsstyrelsen Västerbotten, 2012: *Tillsynsprojekt - Efterbehandling av sulfidmalmsgruvor*. ISSN: 0348-0291.

- Maest, A.S. & Nordstrom, D.K., 2017: A geochemical examination of humidity cell tests, *Applied Geochemistry* 81, s. 109–131. ISSN 0883-2927, doi: /10.1016/j.apgeochem.2017.03.016.
- Malm, L., 2019: *Sampling from large flotation cells - An investigation of spatial distributions*. Licentiatavhandling, Luleå Tekniska Universitet, Luleå, Sweden, 86 s. ISSN 1402-1757.
- Mancarella, D. & Simeone, T., 2012: Capillary barrier effects in unsaturated layered soils, with special reference to the pyroclastic veneer of the Pizzo d'Alvano, Campania, Italy. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 71, s. 791–801. doi: 10.1007/s10064-012-0419-6.
- Miettinen, T., Ralston, J. & Fornasiero, D., 2010: The limits of fine particle flotation. *Minerals Engineering* 23, s. 420–437. doi: /10.1016/j.mineng.2009.12.006.
- Morin, K.A., 2013: Scaling factors of humidity-cell kinetic rates for larger-scale predictions, *MDAG.com Internet Case Study* #38, 29 s.
- Morin, K. A & Hutt, N.M., 2001. *Environmental geochemistry of minesite drainage: practical theory and case studies*. MDAG Publishing. ISBN 0-9682039-0-6.
- Nason, P., Alakangas, L. & Öhlander, B., 2013: Using sewage sludge as a sealing layer to remediate sulphidic mine tailings: a pilot-scale experiment, northern Sweden. *Environmental Earth Sciences* 70, s. 3093–3105. doi: /10.1007/s12665-013-2369-0.
- NEN, 2004: *EA NEN 7375:2004, Leaching characteristics – Determination of the leaching of inorganic components from moulded or monolithic materials with a diffusion test – Solid earthy and stony materials*. The Royal Netherlands Standardization Institute (NEN), 39 s.
- Newman, C., 2018: Guidance for Hydrogeologic Groundwater Flow Modeling at Mine Sites. Nevada Division of Environmental Protection, Bureau of Mining Regulation and Reclamation. doi: /10.13140/RG.2.2.24091.41762
- Nigéus, S., 2018: *Green liquor dregs-amended till to cover sulfidic mine waste*. Licentiatavhandling. Luleå Tekniska Universitet, 84 s. ISSN 1402-1757.
- Nilsson, L. & Widerlund, A., 2018: Modelling tool for predicting and simulating nitrogen concentrations in cold-climate mining ponds, *Ecological Modelling* 380, s. 40–52. ISSN 0304-3800, doi: /10.1016/j.ecolmodel.2018.04.006.
- Pabst, T., Bussière, B., Aubertin M. & Molson J., 2018: Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology* 214, s. 39–53. doi: /10.1016/j.jconhyd.2018.05.006.
- Parbhakar-Fox, A., Lottermoser, B. & Bradshaw, D., 2013: Evaluating waste rock mineralogy and micro texture during kinetic testing for improved acid rock drainage prediction. *Minerals Engineering* 52, s. 111–124. org: /10.1016/j.mineng.2013.04.022.
- Riveros, P.A., Dutrizac, J.E. & Spencer, P., 2001: Arsenic disposal practices in the metallurgical industry. *Canadian Metallurgical Quarterly* 40(4), s. 395–420. doi: /10.1179/cmqr.2001.40.4.395.
- SGU, 2019: Bergverksstatistik 2018. *Periodiska publikationer 2019:02*, Sveriges geologiska undersökning, 90 s.
- SIS, 2013. Karaktärisering av avfall – Provtagning av avfall från utvinningsindustrin. *Teknisk rapport SIS-CEN TR 16365:2013*, Svenska institutet för standarder.
- Smith, K.S. & Macalady, D.L., 1991: *Water/sediment partitioning of trace elements in a stream receiving acid-mine drainage*: 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, Canada, Sept. 16–18, 1991, Proceedings, v. 3, s. 435–450.
- Smith, K.S., Ramsey, C.A. & Hageman, P.L., 2000: *Sampling Strategy for the Rapid Screening of Mine-Waste Dumps on Abandoned Mine Lands*. Open-File Report 00-016, US Department of the Interior & US Geological Survey. doi: /10.3133/ofr0016
- SGI, 2008: *Jords egenskaper*. Statens geotekniska institut, 58 s. ISRN: SGI-INF--08/1--SE

- Verburg, R., Bezuidenhout, N. & Chatwin, T., 2009: The Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide). *Mine Water and the Environment* 28 (305). doi: /10.1007/s10230-009-0078-4.
- Wilkie, J. A. & Hering, J. G., 1996: Adsorption of arsenic onto hydrous ferric oxide: Effects of adsorbate/adsorbent ratios and co-occurring solutes. *Colloids and Surfaces. A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 107, s. 97–110.
- Wills, B.A., Napier-Munn & Wills T., 2006: *Mineral Processing Technology 7th ed.*, Elsevier Science & Technology Books, 2006.
- Zainuddin, N.A., Mamat, T.A.R., Maarof, H.I., Puasa, S.W. & Yatim, S.R.M., 2019: *Removal of Nickel, Zinc and Copper from Plating Process Industrial Raw Effluent Via Hydroxide Precipitation Versus Sulphide Precipitation*. IOP Conf. Ser.: Materials Science and Engineering.
- Zanin, M., Lambert, H. & du Plessis, C.A., 2019: Lime use and functionality in sulphide mineral flotation: A review, *Minerals Engineering* 143, s. 105–122, ISSN 0892-6875, doi: /10.1016/j.mineng.2019.105922.