

Miljö- och vattenteknik

Aquatic and Environmental Engineering

UPTEC W 03 035
ISSN 1401-5765

Examensarbete
M. Sc. Thesis Work

Sulfidoxidation och metalltransport i gruvavfall – Fallstudie på planerad guldgruva i Svartliden

Sulphide oxidation and metal transport in mine waste
– Case study on a planned goldmine in Svartliden

ANNA JONSSON
September 2003



UPPSALA TEKNISKA HÖGSKOLA
UPPSALA UNIVERSITY SCHOOL OF ENGINEERING

UPTEC W 03 035
ISSN 1401-5765

Examensarbete
M. Sc. Thesis Work

Sulfidoxidation och metalltransport
i gruvavfall
– Fallstudie på planerad guldgruva
i Svartliden

Sulphide oxidation and metal transport in mine waste
– Case study on a planned goldmine in Svartliden

ANNA JONSSON
September 2003

SAMMANFATTNING

Sulfidoxidation och metalltransport i gruvavfall

– Fallstudie på planerad guldgruva i Svartliden

Anna Jonsson, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala universitet

I föreliggande examensarbete har en modell tagits för att uppskatta metallutsläppet från sulfidhaltigt gruvavfall i ett långsiktigt perspektiv. Arbetet har utförts som en fallstudie på en planerad guldgruva vid Svartliden, 5 mil NV om Lycksele och den simulerade tidsperioden sträcker sig från att verksamheten avslutats och 1000 år framåt. Det studerade området innefattar hela gruvområdet och nedströms liggande vattendrag. Det delas upp i delsystemen: Svartlidsjön (överdämt sandmagasin och Svartlidtjärnen), gråbergssupplag, dagbrottssjö och de nedströms liggande vattendragen Svartlidbäcken och Paubäcken.

Långsiktig miljöpåverkan från gruvverksamhet uppstår framförallt på grund av sulfidoxidation i anrikningssand och gråberg, vilket kan ge upphov till ett surt och metallhaltigt lakvatten. Modelleringen omfattar beräkning av vattenbalansen över området samt simuleringar av sulfidoxidation och metalltransport i gråbergssupplag, torv, morän och strömmande vatten. Simuleringarna har utförts i det stokastiska och dynamiska modelleringsverktyget GoldSim. För att uppskatta sulfidoxidationen (av arsenik-, bly-, koppar-, nickel-, zink- och järnsulfider) i gråbergssupplaget används två angreppssätt som båda baseras på försök i laboratorieskala, nämligen publicerade generella oxidationshastigheter och preliminära resultat från kinetiska test som utförts på material från Svartliden. För att kunna tillämpa resultaten från laboratorieförsöken i fältskala identifieras ett antal skalfaktorer som bl a tar hänsyn till skillnad i kornstorlek och temperaturförhållanden.

Sandmagasinet kommer att överdämmas med vatten så att en sjö bildas, vilket effektivt minskar oxidationshastigheten i anrikningssanden. Simuleringarna visar också att utlakningen av metaller från anrikningssanden kommer att vara försumbar i jämförelse med den från gråbergssupplaget. Enligt simuleringarna kan lakningen från gråbergssupplaget vara betydande trots att 20 vol.-% av det potentiellt mest syragenererande materialet kommer att få en efterbehandling som i modellen antas minska oxidationen i detta material ca 100 ggr. Simuleringarna visar att det framför allt är arsenikhalten som kan bli förhöjd jämfört med dagens läge.

Utlakningen av metaller från sandmagasin och gråbergssupplag styrs av vittrings- och buffringsreaktioner samt fastläggning och utfällning av sekundärt mineral i upplagen. I detta examensarbete har enbart lakning av metaller till följd av sulfidoxidation studerats och ingen hänsyn har tagits till buffrande reaktioner eftersom underlag för att utföra en sådan prediktion inte fanns tillgängligt vid arbetets utförande. Simuleringarna baseras på att hela gråbergssupplaget vittrar och att alla metaller frigörs efter en viss tid. Senare resultat från pågående kinetiska tester på gråbergsmaterial visar att ca 30 vol.-% av gråberget är netto-neutraliserande och att endast ca 10 vol.-% är nettosyraproducerande. Detta innebär att metaller som frigjorts vid vittring inte kommer att nå nedströms vattendrag i den omfattning som den framtagna modellen visar.

För att göra en mer rättvisande prediktion av metallhalter i nedströms liggande vattendrag bör nya simuleringar utföras där hänsyn tas till befintligt buffrande mineral. Då kan pH och därmed utfällning av sekundärt mineral och retardation i upplaget studeras mer ingående.

Nyckelord: gruvavfall, gråbergssupplag, anrikningssand, lakvatten, metalltransport, sulfidoxidation, modellering, GoldSim

ABSTRACT

Sulphide oxidation and metal transport in mine waste – Case study on a planned goldmine in Svartliden

Anna Jonsson, Department of Earth Sciences, Air and Water Science, Uppsala University

In this thesis, a model have been developed to estimate the long term metal load from sulphidic mine waste. The work has been performed as a case study of a planned gold mine in Svartliden, 50 kilometers north-west of Lycksele, and the time period studied is from the closing of the mine and the following thousand years. The studied area includes the entire mining area and downstream rivers. It is divided into the subsystems: Lake Svartliden (the flooded tailings and former small Lake Svartliden), the waste rock heap, the pit lake and the downstream water courses Svartlidbäcken and Paubäcken.

Long term environmental impact from mining is caused by oxidation of sulphides in the waste material, which can generate acid drainage water with elevated metal concentrations. The system modelling includes a water balance calculation over the model area and simulations of sulphide oxidation and metal transport in the waste rock heap, peat, till and running water. The simulations have been performed with the dynamic and stochastic modelling program GoldSim. To estimate the sulphide oxidation rate (of arsenic-, lead-, copper-, nickel-, zinc-, and iron sulphides) in the waste rock heap, two approaches were used that are both based on laboratory tests: published general oxidation rates and preliminary results from kinetic tests performed on material from Svartliden. To be able to apply results from the laboratory scale on field conditions, a number of scale factors were identified which, for example, take into account differences in particle size and temperature regimes.

The tailings will be flooded so that a lake is created which effectively decreases the oxidation rate in the sand. The simulations also show that the metal leaching from the tailings is negligible in comparison to that from the waste rock heap. According to the simulations, the metal leaching from the waste rock heap might be of greater concern, even though 20% of the potentially most acid-generating material will be encapsulated so as to decrease the oxidation by 100 times. The simulations show that it is above all the arsenic concentration that might be elevated in Paubäcken in comparison to present day levels.

Metal leakage from the tailings and waste rock heap is controlled by oxidation- and neutralization reactions as well as retardation and precipitation of secondary minerals. In this thesis, only oxidation of sulphides is studied and buffering reactions are not taken into account, since necessary data were not available during the work. The simulations are based on the assumption that the entire heap oxidizes, and that all metals eventually end up in the percolating water. Later results from on-going kinetic tests on the waste rock material show that approximately 30 vol.-% of the rock is net-neutralizing and only approximately 10 vol.-% is net acid generating, which implies that metals released from weathering reactions will not reach downstream water courses in the extent that the modelling shows.

To make a more correct prediction of the metal-concentrations in the downstream water courses, new simulations should be performed where buffering reactions are taken into account. Retardation and precipitation can thus be studied more thoroughly.

Key words: Mine waste, waste rock, tailings, acid mine water, metal transport, sulphide oxidation, modelling, GoldSim

FÖRORD

Denna studie av metallbelastningen från en eventuell guldgruva i Svartliden avslutar mina studier i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet (UU) och Svenska lantbruksuniversitetet (SLU). Efter att ha letat efter ett examensarbete på mycket grundligt och systematiskt sätt en tid så ramlade det här projektet framför fötterna på mig på tåget mellan Uppsala och Stockholm. Det som gjorde att jag fastnade för detta projekt var att det var komplext och innehöll många olika delar. Det är ett högaktuellt projekt och när detta examensarbete avslutas är det en dryg månad kvar tills tillåtligheten av projektet prövas i miljödomstolen.

Arbetet har utförts på uppdrag av Golder Associates AB i Uppsala och jag vill passa på att tacka alla där som på olika sätt hjälpt till i mitt arbete, inte minst för trevliga fikapauser och lotterivinster. Särskilt tack till Charlie Axelsson, min handledare som guidat mig igenom allt förarbete och varit bollplank sent på kvällarna och till Jonas Forsman, för din coola inställning och alla "GoldSim-tips"!

Examinator var docent Roger Herbert på institutionen för Geovetenskaper. En eloge till din förmåga att alltid svara snabbt och uppmuntrande på alla mina frågor!

Sist men inte minst, tack till Roger O, för att du alltid kan få mig att skratta, hur försjunken i tankar och funderingar jag än är!

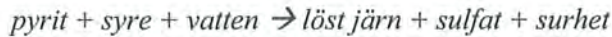
INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
ABSTRACT.....	4
FÖRORD	5
1 INLEDNING.....	9
1.1 EXAMENSARBETETS SYFTE	10
1.2 MODELLBEGRÄNSNINGAR.....	10
1.3 RAPPORTENS UPPLÄGG	10
2 OMRÅDESBESKRIVNING	12
2.1 SÄRSKILDA NATURVÄRDEN	12
2.2 METEOROLOGI	12
2.3 HYDROLOGI	13
2.4 JORDLAGER	14
2.5 BERGGRUND OCH MINERALFYNDIGHET.....	14
2.6 I MODELLERINGEN	16
3 VERKSAMHETSBEKRIVNING	17
3.1 AVFALLSTYPER.....	17
3.2 BRYTNING	17
3.3 ANRIKNING	18
3.4 CYANIDDESTRUKTION.....	18
3.5 ARSENIKUTFÄLLNING	19
3.6 AVFALLSPRODUKTION	19
3.7 DEPONERING.....	19
3.8 VATTENHANTERING.....	20
3.9 EFTERBEHANDLING.....	20
4 SYSTEMBEKRIVNING	22
4.1 DELSYSTEM: SVARTLIDSJÖN.....	22
4.2 DELSYSTEM: GRÅBERGSUPPLAG.....	23
4.3 DELSYSTEM: DAGBROTT.....	24
4.4 RANDVILLKOR: AVRINNINGSOMRÅDEN	24
4.5 DELSYSTEM: SVARTLIDBÄCKEN	24
5 TEORETISK BAKGRUND	25
5.1 VITTRING	25
5.1.1 Sulfidoxidation	26
5.1.2 Syretillgångens inverkan.....	28
5.1.3 Temperaturens inverkan	30
5.1.4 Bakteriers inverkan.....	31
5.1.5 Tillgänglig sulfidyta.....	31
5.1.6 Syraförbrukande processer	32
5.1.7 Modellering av sulfidoxidation	32
5.1.8 Kinetiska test.....	34
5.1.9 Skaleffekter.....	34
5.2 TRANSPORTTEORI	35
5.2.1 I öppna vattendrag.....	36
5.2.2 I gråbergsupplag.....	36
5.2.3 Immobilisering av metaller.....	37
5.2.4 Avrinningsområden.....	40
5.3 DAGBROTT	40
5.4 METALLER	41

6	MODELLERINGSVERKTYGET GOLDSIM	43
6.1	FÖRORENINGSTRANSPORT MED GOLDSIM	43
6.2	MONTE CARLO SIMULERING	44
6.3	DATA OCH FÖRDELNINGAR	44
7	ANTAGANDEN OCH MODELLERING AV SULFIDOXIDATION.....	46
7.1	MATEMATISK BESKRIVNING AV SULFIDOXIDATION	46
7.2	UPPSKATTNING AV MINERALOGISK SAMMANSÄTTNING	47
7.3	LITTERATURDATA	49
7.4	KINETISKA TEST	50
7.4.1	<i>Fuktkammarförsök</i>	<i>51</i>
7.4.2	<i>Kolonnförsök.....</i>	<i>51</i>
7.4.3	<i>Resultat från de båda kinetiska testen.....</i>	<i>52</i>
7.5	OXIDATION AV SULFIDER I GRÅBERGSUPPLAG	53
7.5.1	<i>Skalning</i>	<i>54</i>
7.5.2	<i>Angreppssätt 1: Modellering med litteraturdata.....</i>	<i>56</i>
7.5.3	<i>Angreppssätt 2: Modellering med oxidationshastigheter från kinetiska test</i>	<i>57</i>
7.6	ANRIKNINGSSAND	58
8	ANTAGANDEN OCH MODELLERING AV DET FYSISKA SYSTEMET	59
8.1	TIDSSKALA OCH TRANSPORTSIMULERING.....	59
8.2	METEOROLOGISKA DATA	59
8.3	VATTENBALANS.....	60
8.4	SVARTLIDSIÖN	61
8.4.1	<i>Anrikningssand</i>	<i>62</i>
8.4.2	<i>Initiala koncentrationer</i>	<i>62</i>
8.4.3	<i>Klarvattenmagasin.....</i>	<i>63</i>
8.4.4	<i>Dammläckage</i>	<i>63</i>
8.5	GRÅBERG.....	64
8.6	DAGBROTT.....	65
8.7	SUMMERING AV KRITISKA ANTAGANDEN.....	66
9	RESULTAT OCH DISKUSSION.....	67
9.1	HYDROLOGI	67
9.1.1	<i>Vattenbalans för dagbrott och Svartlidsjön</i>	<i>67</i>
9.1.2	<i>Flöden.....</i>	<i>67</i>
9.1.3	<i>Omblandning av porvattnet i anrikningssanden</i>	<i>69</i>
9.1.4	<i>Vattnets uppehållstid i gråberg.....</i>	<i>69</i>
9.2	SIMULERING UTAN SULFIDOXIDATION	69
9.3	OXIDATION AV SULFIDER I GRÅBERGSUPPLAG	70
9.3.1	<i>Diskussion runt de två angreppssätten.....</i>	<i>72</i>
9.4	INKAPSLAT ARSENIKRIGT GRÅBERG.....	72
9.5	OXIDATION AV SULFIDER I ANRIKNINGSSAND	73
9.6	RESULTERANDE HALTER I PAUBÄCKEN.....	73
9.7	INVERKAN AV PROCESSER SOM EJ TAGITS MED I SIMULERINGEN	76
9.8	PHREEQC-SIMULERING	77
9.9	FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE.....	78
10	SLUTSATSER	79
	REFERENSER.....	81
	BILAGOR A - E.....	

1 INLEDNING

Malmen i Svartliden, liksom merparten av malmer i Sverige, är en sulfidhaltig malm. Den långsiktiga miljöpåverkan vid gruvdrift uppkommer på grund av oxidation av sulfider i restprodukterna från gruvverksamheten, anrikningssand och gråberg, som vid kontakt med syre oxideras och ger upphov till ett surt, metallhaltigt vatten. Svavelkis (pyrit; FeS_2) är bland de vanligaste sulfidmineral som oxiderar i närvaro av syre:



Gruvdriften har blivit alltmer storskalig och den totala mängden restprodukter har följaktligen ökat. Däremot har brytnings- och anrikningstekniken förfinats, vilket har gjort att koncentrationen av metaller i avfallet minskat. Malmbrytning resulterar ändå i stora mängder restprodukter, som benämns gråberg och avfallssand. Gråberg är en ur mineralsynpunkt ointressant bergmassa som måste brytas och avlägsnas för att frilägga malmkroppen. Avfallssand är det som återstår av malmen när mineralen utvunnits i anrikningsverket.

Om inga förebyggande åtgärder utförs för att förhindra sulfidoxidation kan de väte- och metalljoner som frigörs vid oxidationen och transporteras nedströms gruvområdet medföra olika miljöproblem för recipienter. Även lakvatten med relativt låg metallhalt kan ge framtida skador tack vare vissa metallers förmåga att ackumuleras i organismer. Vid starkt sura och metallhaltiga vatten kan akuttoxiska effekter uppstå. Den tydligaste risken vid gruvdrift i Svartliden är att dessa förändringar kan störa livsvillkoren för flodpärlmusslan som har en unik population i Paubäcken, nedströms gruvområdet. Populationen av flodpärlmussla i Paubäcken är unik dels tack vare dess storlek men framför allt därför att det är en av ett fåtal reproducerande populationer i Sverige.

År 1995 upptäcktes guldmalmsfyndigheten i Svartliden, ca 5 mil nordväst om Lycksele. Omfattande undersökningar har gjorts av malmfyndighetens storlek och området i övrigt för att avgöra om malmen är lönsam att bryta och vilka konsekvenser en brytning kan få för miljön. Golder Associates AB, det företag som detta examensarbete utförs i samarbete med, har utarbetat en miljökonsekvensbeskrivning för brytning av guldmalm i området på uppdrag av Svartliden Guld AB. Detta bolag ägs i huvudsak av Dragon Mining, som är ett australiensiskt bolag. En månad efter att detta examensarbete avslutas (juni, 2003) hålls förhandlingar vid miljödomstolen i Umeå där tillåtligheten av gruvan ska prövas.

I detta examensarbete görs en genomgång av olika faktorer som påverkar frigörelse och transport av metaller och en modell tas fram för att simulera metallhalter i gruvområdet och nedströms liggande vattendrag efter avslutning av gruvverksamheten. Det är ett komplext system med många enheter som kan påverka den hydrologiska och geokemiska utvecklingen. Komplexiteten i det betraktade systemet är egentligen för stort för att kunna beskrivas på ett adekvat sätt under den tidsram som är given för ett examensarbete och därför har tyngden lagts vid att beskriva de viktigaste processerna, oxidation av sulfider och retardation av metaller i torv och morän.

1.1 EXAMENSARBETETS SYFTE

Målet med detta examensarbete är att öka förståelsen och identifiera de viktigaste processerna för den långsiktiga påverkan av gruvdriften på omgivande vattendrag och att med hjälp av modelleringsverktyget GoldSim upprätta en prediktiv modell som beskriver de viktigaste delarna i det studerade systemet. Den viktigaste frågeställningen är hur Paubäcken, med sitt innehåll av skyddsvärda flodpärlmusslor, påverkas. Arbetet delas upp i tre olika delar

- Identifiera de naturliga processer som påverkar föroreningskoncentrationen i vattendrag nedströms gruvområdet och därefter uppskatta vilka av dessa processer som har störst påverkan.
- Använda modelleringsverktyget GoldSim för att upprätta en modell där de viktigaste parametrarna och processerna finns med.
- Under olika förutsättningar simulera föroreningskoncentrationen i nedströms vattendrag, i ett tusenårsperspektiv.

1.2 MODELLBEGRÄNSNINGAR

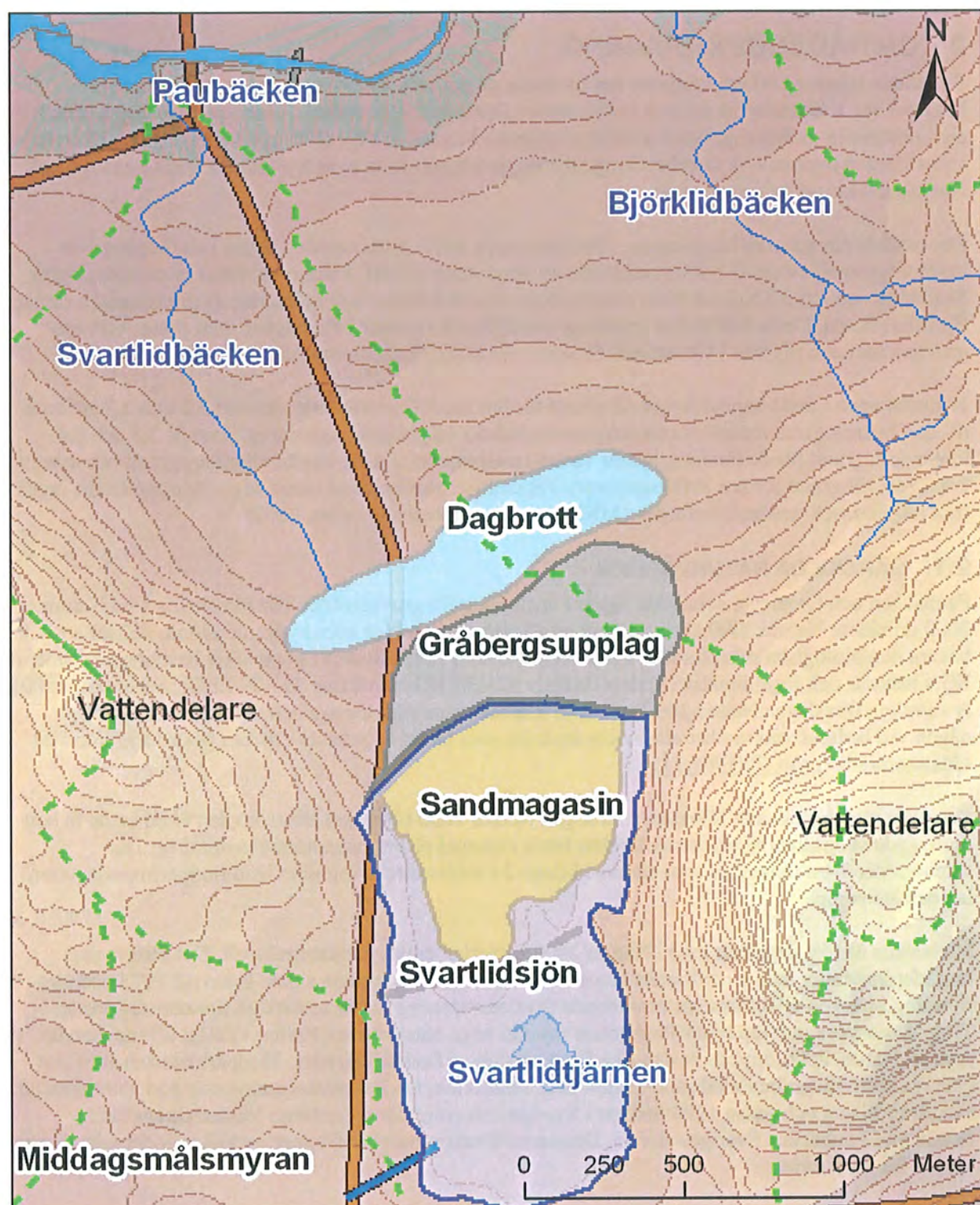
Modellen har tagits fram utifrån de förutsättningar som är kända idag och som är beskrivna i miljökonsekvensbeskrivningen för verksamheten. Men eftersom modellen tar vid då driften upphör är inte ens de förhållanden som utgör initialvärden för modellen kända med säkerhet. Vid prediktiv modellering är det dessutom en mängd antaganden som måste göras eftersom lite är känt om den långsiktiga utvecklingen hos vissa processer. Det studerade systemet är stort och detaljnivån måste därför läggas på en rimlig nivå. Detta innebär att vissa förenklingar måste göras och att vissa processer inte kan tas hänsyn till. Modellering har hela tiden skett med "worst case scenario" och en grundlig genomgång av antaganden och osäkerheter görs i samband med att modellen förklaras i kapitel 7 och 8.

1.3 RAPPORTENS UPPLÄGG

I rapporten ges inledningsvis en platsbeskrivning av hur området ser ut idag (kap 2) och därefter en beskrivning av hur guldbrytningen i Svartliden kommer att gå till (kap 3). Detta kapitel tas med för att ge läsaren en inblick i guldbrytarbranchen som jag själv inte visste särskilt mycket om när examensarbetet påbörjades. Dessa två kapitel baseras till stor del på innehållet i den miljökonsekvensbeskrivning som tagits fram för verksamheten (Golder, 2002). I kapitel 4 ges en översiktlig systembeskrivning för att kunna koppla teorin till det studerade systemet.

Därefter följer ett teorikapitel (kap 5) där processer som kan vara av betydelse för föroreningsbilden går igenom. Modelleringsverktyget GoldSim, beskrivs översiktligt i kapitel 6 för att ge en bild av dess förutsättningar och begränsningar.

Eftersom sulfidoxidation är den viktigaste källan till surt metallhaltigt lakvatten ägnas kapitel 7 åt att beskriva hur den har modellerats. I kapitel 8 beskrivs hur det fysiska systemet modellerats och vilka antaganden det grundar sig på. Därefter följer resultat och diskussion runt de erhållna resultaten.



Figur 1.1 Översiktlig bild över det eventuellt framtida gruvområdet vid Svartliden

2 OMRÅDESBESKRIVNING

Svartliden ligger ca 50 km nordväst om Lycksele på gränsen mellan Lycksele och Storumans kommuner i Västerbottens län och i utkanten av Stöttingfjällsområdet. Guldmineraliseringen sträcker sig i nordöstlig-sydvästlig riktning mellan topparna Svartliden i öst (595 m över havet) och Ekorrliden i väst (540 m över havet). Området är glesbebyggt och närmaste byar är Pauträsk 8 km nordväst och Norrbäck 7 km söder om området.

Det område där gruvdriften planeras, i fortsättningen kallat gruvområdet, ligger i en dalgång i ett avrinningsområde som är tydligt definierat av omgivande höjder. I den övre delen av området ligger Svarlidsjön (ca 2,5 ha) och ifrån denna rinner Svartlidsbäcken och i utkanten av gruvområdet rinner Björklidsbäcken. Dessa två bäckar avvattnar området och mynnar i Paubäcken som rinner norr om gruvområdet och mynnar i Umeälven. Ett antal våtmarker ligger inom och i utkanten av området.

Informationen i detta kapitel ligger till grund för hur modellen utformas. Avsnitt 2.2 och 2.3 används till den hydrologiska modellen och bakgrundsvärden i omgivande vattendrag. Avsnitt 2.3 och 2.4 ligger som grund för bedömning av hur vatten transporteras; i torv, morän eller berggrund och avsnitt 2.5 ligger till grund för hur avfallsupplagen karakteriseras. Om inget annat anges är uppgifterna tagna från miljökonsekvensbeskrivningen (MKB) för verksamheten (Golder, 2002).

2.1 SÄRSKILDA NATURVÄRDEN

Paubäcken och Öreälven, som båda ligger i anslutning till gruvområdet, har föreslagits som Natura 2000 områden. Natura 2000 är ett nätverk av värdefulla områden som byggs upp inom EU för att bevara den biologiska mångfalden. Vilka områden som ska inkluderas i nätverket bestäms med stöd av EG:s habitat- och fågeldirektiv (Rådets direktiv 92/43/EEG respektive 79/409/EEG). Sedan 1 juli 2001 är samtliga föreslagna Natura 2000-områden klassade som riksintresse och det krävs tillstånd om någon vill bedriva verksamhet eller vidta åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka miljön i ett sådant område (prop. 2000/01:111).

Öreälven med biflöden är föreslagen att ingå i Natura 2000 nätverket eftersom den är en av de få helt outbyggda skogsälvarna och en av landets bästa exempel på ett meandrande vattendrag. Där förekommer även flera arter som nämns i bilaga 2 i habitatdirektivet, nämligen flodpärlmussla, utter, lax och stensimpa.

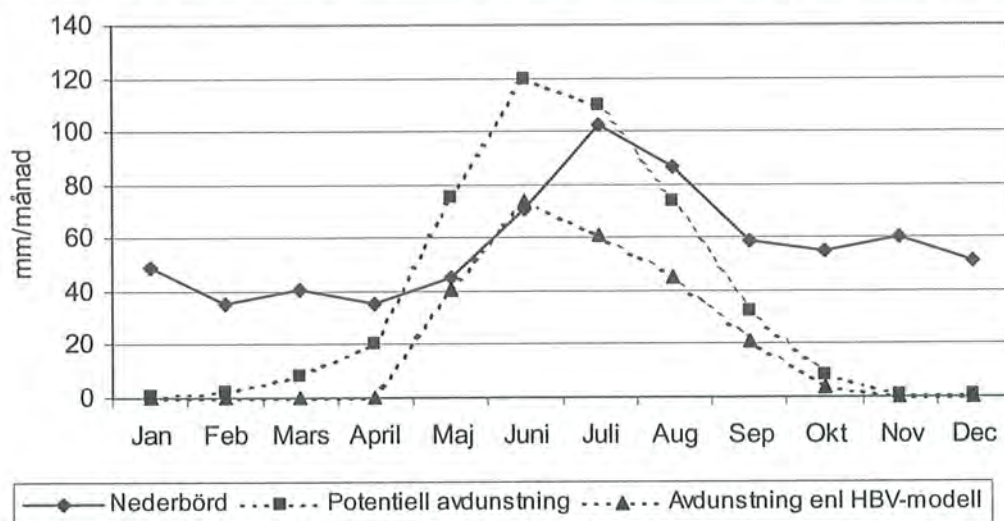
Paubäcken är föreslagen att ingå i Natura 2000 nätverket enligt habitatdirektivet. Det föreslagna området innefattar hela huvudfårens längd samt 100 meter på vardera sidan. Fram till 1975 bedrevs flottning i bäcken vilket innebar omfattande flottledsrensning för att underlätta timmertransporter. Trots dessa stora ingrepp hyser Paubäcken mycket höga naturvärden. Främsta skälet till utpekandet som ett Natura 2000-område är den rika förekomsten av flodpärlmusslor. Flodpärlmusslan återfinns enbart i kalla vattendrag med sand-, grus- eller stenbotten, bra genomströmning och god vattenkvalité. Den är rödlistad och sedan 1994 fridlyst i Sverige och enligt länsstyrelsen i Västerbottens län är beståndet i Paubäcken Sveriges största. Dessutom förekommer här föryngring vilket är det känsligaste stadiet för musslorna.

I miljökonsekvensbeskrivningen finns en mer detaljerad genomgång av området där aspekter såsom inverkan på rennäring, områden av riksintresse, naturreservat och naturvårdsområden, våtmarker mm diskuteras.

2.2 METEOROLOGI

Data från Gunnarns meteorologiska station, 30 km från gruvområdet bedöms vara mest representativa för Svartliden, då de ligger på samma isolinjer för korrigerad nederbörd, avrinning och avdunstning. Årsmedelvärde för korrigerad nederbörd (den uppmätta nederbörden korrigeras för mätfel såsom vind, vätning och avdunstning) var 690 mm för åren 1961-2000. Variationen mellan olika år kan dock vara

stor, 1976 var nederbörden endast 508 mm medan den under år 2000 var hela 1024 mm. Mest nederbörd faller under sommarmånaderna, då även avdunstningen är som störst, se Figur 2.1.



Figur 2.1. Meteorologiska data (mm per månad). Korrigerad nederbörd vid Gunnarn, SMHI's station 14757, 1961-2000. Potentiell avdunstning för Gunnarn, 1961-1978 och avdunstning enligt HBV-modellen för Lycksele meteorologiska station, 1961-1990.

Den potentiella avdunstningen har beräknats av SMHI baserat på data på instrålning, lufttemperatur, luftfuktighet och vindhastighet med data från Gunnarns meteorologiska station för åren 1961-1978. Beräkningarna har utförts med Penmans formel för en vegetationsyta med obegränsad tillgång till vatten. Den ger ett realistiskt mått på avdunstningen från blandade områden med skog och öppen mark utan någon vattenbrist. (Eriksson, 1981). Beräkningarna ger en potentiell avdunstning på i medeltal 451 mm per år. Dessa beräkningar överskattar dock den verkliga avdunstningen, eftersom markytan bara periodvis är mättad med vatten, och kan därför approximativt användas för att uppskatta avdunstningen från en vattenyta. Det är svårt att mäta den faktiska avdunstningen och SMHI driver inga avdunstningsmätningar utan utnyttjar vattenbalansberäkningar med en hydrologisk modell (HBV) för att ta fram den verkliga avdunstningen i olika delar av Sverige. I HBV-modellen beskrivs matematiskt de processer som påverkar vattnet i dess kretslopp. Den "verkliga" avdunstningen beräknas utifrån den potentiella evapotranspirationen och markfuktigheten för det aktuella området. Avdunstningsinformation kan erhållas för rutor om 25 x 25 km utspridda i landet. Detta ger en mer realistisk uppfattning av den verkliga storleken på evapotranspirationen från en vegetationsyta.

Den dominerande vindriktningen är nordvästlig enligt en vindros som erhållits från SMHI för Gunnarns meteorologiska station.

Tabell 2.1. Medeltemperatur (°C) vid Svartliden

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Medel
Temp	-12,4	-10,1	-5,5	0,5	7,0	13,1	14,5	12,2	6,9	1,9	-5,1	-9,9	1,1

2.3 HYDROLOGI

Flödet i bäckarna runt Svartliden varierar kraftigt under året. Data på karaktäristiska flöden kan ses i Tabell 2.2. Avrinningen är som störst under snösmältningen och lägst under sensommaren.

Tabell 2.2. Karaktäristiska flöden för vattendrag nedströms gruvområdet. Från Tabell 6 Golder, 2002

	Avrinningsområde (km ²)	Karaktäristiska flöden (m ³ h ⁻¹)		
		Medellågvatten	Medelvatten	Medelhögvatten
Svartlidbäcken	6,30	35	250	2 000
Björklidbäcken	4,75	25	200	1 500
Paubäcken	288	1 800	11 500	82 800

Ett antal stickprov har tagits på metallhalten i vattendragen runt gruvområdet. De visar på mycket låga till låga halter av metaller (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Wiederholm et al., 1999). I Svartlidbäcken utfördes provtagningar vid sju tillfällen i september och oktober 1999, mars-maj 2000 samt i juni 2001 och medelvärden av dessa mätningar redovisas i Tabell 2.3. I samma tabell ses nuvarande "normala" metallhalter i norra Sverige i vattendrag som inte är påverkade av lokala utsläpp och försurning (Wiederholm et al., 1999). I jämförelse med dessa visar halten i Svartlidbäcken av koppar, zink och bly en tydlig avvikelse och av arsenik en mycket stor avvikelse.

Tabell 2.3. Metallhalter i vatten (µg/l) enligt provtagningar i Svartlidbäcken och jämförelsevärden i mindre vattendrag i norra Sverige, från Naturvårdsverkets rapport 4913, samt avvikelse för Svartlidbäcken från jämförelsevärden

	Cu	Zn	Pb	Ni	As
Norra Sverige, mindre vattendrag	0.3	0.9	0.04	0.3	0.06
Svartlidbäcken	0.9	5.3	0.14	0.7	1.43
Kvot	3.0	5.9	3.5	2.3	23.8
Avvikelse från jämförelsevärden i Svartlidbäcken	Tydlig avvikelse	Tydlig avvikelse	Tydlig avvikelse	Liten avvikelse	Mycket stor avvikelse

2.4 JORDLAGER

Jordlagerföljden inom gruvområdet består överst av torv, som på vissa ställen underlagras av siltig sand, därefter kommer morän med varierande sammansättning. Torvens mäktighet varierar mellan 1 och 5 m och är som mäktigast i den södra, övre delen av området. Moränen har en mäktighet på upp till 20 m och dess vattengenomsläpplighet ligger i intervallet $3,0 \cdot 10^{-7} - 2,3 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ med ett medianvärde på $1 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$. Undersökningar har inte visat någon variation av vattensläpplighet i morän mot djupet och inte heller någon förekomst av grova, mer vattengenomsläppliga skikt.

Mätningar visar att grundvattenytan låg 0 – 0,5 m under markytan (april 2001). Den höga grundvattennivån och den rikliga förekomsten av våtmarker indikerar att dalgången utgör ett utströmningsområde för grundvatten med tillrinning från omgivande höjder. Grundvattenytan kan därmed antas följa topografin i dalgången och grundvattenströmningen sker norrut mot Paubäcken. Största delen av grundvattnet strömmar i gränsskiktet mellan torv och morän samt i de övre delarna av morän.

2.5 BERGGRUND OCH MINERALFYNDIGHET

För att få en uppfattning om berggrundens vattenförande egenskaper har de hydrauliska egenskaperna i brunnar i närheten av området undersökts inom ramen för miljökonsekvensbeskrivningen och man har även gjort kärnborrningar vid dagbrottet. Dessa mätningar indikerar att det är en relativt tät berggrund men det kan inte uteslutas att det kan förekomma mer vattenförande sprickor.

Berggrunden i området är en del av Skellefleserien och består i huvudsak av metamorfa, sedimentära och vulkanitiska bergarter samt granit. De metasedimentära bergarterna tillhör fyllitserien. Fylliten består av 70-90 % finkornig glimmer medan resten utgörs av kvarts (SiO₂), fältspat (K-NaAlSi₃O₈, CaAl₂Si₂O₈), grafit (C) och kalcit (CaCO₃). Den innehåller även mindre mängder sandsten som huvudsakligen består av kvarts och fältspat. (Gavelin, 1955)

Metavulkaniten är en magmatisk bergart som genomgått någon grad av omvandling. Metavulkaniten i Svartliden innehåller huvudsakligen lika delar plagioklas och hornblände samt 5-10 % av andra mineral, t ex biotit ($(\text{K}(\text{Mg},\text{Fe})_3(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2)$) och klorit (som ger den gröna färgen). Det finns också små mängder magnesium- och järnrik klorozoisit ($(\text{Ca}_2\text{Al}_3\text{O}(\text{SiO}_4)\text{Si}_2\text{O}_7(\text{OH}))$) och epidot.

Graniten tillhör revsundsgraniterna och den är kvartsrik (35-40%) och grovporfyttisk. (Gavelin S. 1955). I jämförelse kan nämnas att vanlig granit innehåller ca 30 % kvarts, 30 % plagioklas, 30 % kalifältspat och 10 % glimmer (pers. kommentar Lars Hansen, 2002).

Det brutna materialet definieras som malm om det har en guldhalt > 0.5 ppm, respektive som gråberg om det har en guldhalt < 0.5 ppm. Dessa karakteriseras i sin tur som granit, metasediment och metavulkanisk bergart. Fördelningen mellan dessa olika enheter i gråberg respektive malm kan ses i Tabell 2.4.

Tabell 2.4. Fördelning av granit, metasediment och metavulkanit i gråberg och malm (volym%)

Bergart	Gråberg	Malm
Granit	15	3
Metasediment	37	53
Metavulkanisk bergart	48	44

Sedan fyndigheten upptäcktes 1995 har mer än 12 km kärn- och hammarborrningar utförts i området. En subvertikal mineralisering bestående av flera ådror har definierats i sedimentära och vulkaniska bergarter, över en längd av mer än 1 000 m och ned till ett djup av ca 110 m. Medelhalten uppgår till 5,7 gram guld per ton malm.

Enligt en mineralogisk undersökning på malmen (Vaughn, 2000) är den dominerande sulfiden magnetkis (Fe_{1-x}S), med mindre mängder arsenopyrit (FeAsS), loellingit och mycket små mängder kopparkis (CuFeS_2). Arsenikrika bergarter utgör en stor grupp guldrika mineral och det är vanligt att malm förekommer tillsammans med effusiv grönsten (pers. komm. Lars Hansen). Kol finns i form av grafit (okänd kvantitet) vilket gör det svårt att ta reda på innehållet av karbonat och därmed att beräkna karbonats neutraliseringsförmåga.

Magnetkisen i malmen består av 48,25 atom% Fe vilket är en hexagonal form. Försök har visat att magnetkis med denna sammansättning är den minst reaktiva formen i försök med alkalina cyanidlösningar, troligen är det resultat som även avspeglar oxidationsbenägenheten (Vaughn, 2000).

Även på material som klassas som gråberg har en mineralogisk undersökning utförts. Separat karakterisering har utförts på bergartstyperna metasediment, metavulkanit respektive granit, se Tabell 2.5.

Tabell 2.5. Mineralogisk sammansättning hos gråberg (wt%)

Mineral	Metavulkanit SVMV01	Metasediment SVMS02	Granit SVGR03
Fältspat	33,2	27,5	53,6
Kvarts	12,0	34,8	31,7
Biotit	14,7	17,6	0,2
Muskovit	5,2	6,1	4,8
Kaolinit	4,7	3,5	5,9
Klorit	8,1	1,9	0,8
Andra silikater	14,7	3,9	1,1
Järnoxider	0,0	0,1	0,2
Järnsulfider	4,9	3,0	0,8
Kalcit	0,7	0,5	0,2
Andra sulfider	0,5	0,2	0,2
Övrigt	1,3	0,9	0,4
Totalt	100,0	100,0	100,0

Mineralogisk undersökning på representativt prov från Svartliden för respektive bergart, data redovisade i Camarmond, 2003a.

2.6 I MODELLERINGEN

I modelleringen används avrinningsområdenas storlek, idag och då driften upphör, månads- och årsmedelvärden för avdunstning och nederbörd samt flöde och sammansättning i bäckar i området. Arean hos de olika delarna i systemet bestäms och används bland annat till den hydrologiska modellen. Allt flöde antas ske i torv och morän medan hänsyn inte tas till eventuellt flöde i berggrunden. Vid modelleringen behandlas anrikningssanden som ett homogent material med avseende på sammansättningen medan gråberget definieras som ett heterogent material bestående av de olika bergarterna (metasediment, metavulkanit och granit). Fördelningen av de olika bergarterna ligger till grund för bestämning av den mineralogiska sammansättningen.

3 VERKSAMHETSBESKRIVNING

Malm är en ekonomisk term som anger att en mineralisering är lönsam att utvinna. Vid Svartliden kommer brytning att ske i öppet dagbrott, vilket innebär en större avfallsproduktion än brytning i underjordiska gångar, eftersom större mängder gråberg måste transporteras bort för att frilägga malmkroppen. Malmens utbredning i Svartliden, med höga halter ytligt och avtagande med djupet, medger dock inte att brytning kan ske på annat sätt än genom dagbrott. Malmbrytning planeras att ske under en period av sju år i ett sammanhängande dagbrott och driftprojekteringen anger en årlig malmproduktion på omkring 300 000 ton under fyra år, med en guldhalt på 5,7 g per ton. I denna etapp kommer brytning att ske ned till ett medeldjup av 70 m. Under de tre återstående åren kommer produktionen att ökas till 500 000 ton per år, och brytning kommer att ske till ett medeldjup av 110 m under markytan. Ytterligare borrhning är dock nödvändig för att bestämma malmens exakta utbredning och halt.

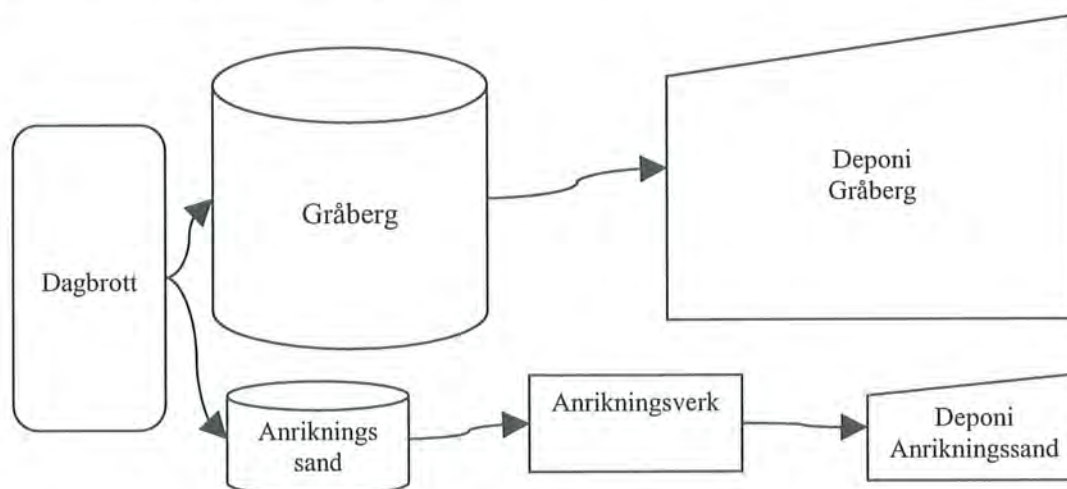
3.1 AVFALLSTYPER

Det är stor skillnad mellan de båda avfallstyperna avfallsand och gråberg. Framför allt är det kornstorleksfördelningen som skiljer dem åt. Gråbergsavfallet består till största delen av partiklar i grusstorlek, men även block och sand kan förekomma. Anrikningssanden däremot är mycket finkornig med partikelstorlekar på mindre än 1 mm (Younger et al., 2002). Anrikningssanden har även en högre potential att generera surt lakvatten eftersom malmen har ett högre sulfidinnehåll och större specifik yta.

3.2 BRYTNING

Det första som måste göras vid platsen för det blivande dagbrottet är att avlägsna det i medeltal 5 m tjocka lager av morän som överlagrar berggrunden. Denna morän kommer att komma till användning vid dammbyggnation och efterbehandling. Varje nytt stycke som ska brytas undersöks med avseende på halt och klassificering av sidoberg. Produktionsborrningen styrs sedan av undersökningen så att man får en så hög guldhalt som möjligt i anrikningssanden och en önskad släntstabilitet. Vid sprängning används ammoniumnitratbaserade sprängämnen. Berg som är ointressant ur mineralsynpunkt deponeras på gråbergsupplaget och malmen transporteras till anrikningsverket.

Malmen kommer sedan att genomgå flera kross- och malningssteg för att det ska få en tillräckligt liten kornstorleksfördelning så att lakningsprocessen blir effektiv. 80% av materialet har efter krossning en partikeldiameter på mindre än 53µm.



Figur 3.1. Flödesschema restprodukter från gruvverksamhet.

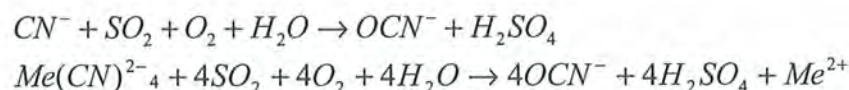
3.3 ANRIKNING

Metoden som i miljökonsekvensbeskrivningen (Golder, 2002) anges som bästa tillgängliga teknik för guldlakning av svartlidmalmen är en den s.k. CIP/CIL-metoden, vilket är den vanligaste metoden för guldutvinning och utbytet blir ca 96% vid 16 timmar i lakningsprocessen. Guldutvinns i laktankar med hjälp av en 100-700 ppm lösning av natriumcyanid, varvid det bildas svagt bundna metallkomplex. Kalk tillsätts för att hålla pH på kring 10,5, vilket begränsar bildning av vätecyanidgas och därmed utsläpp till atmosfären. Lösningen får passera genom en serie av 7 tankar där syre pumpas in för att lakningen ska bli så fullständig som möjligt. I den sista tanken tillsätts partiklar av aktivt kol och guldcyaniden adsorberas i dess porer. Silar i tankarna fångar upp kolen och flyttar det från tank till tank i motsatt riktning av slamflödet och slammet urlakas mer och mer på sitt guldinnehåll. Det guldbärande kolet separeras i den första tanken i serien och passerar genom en process som tar bort guldutvinns kolet så att det kan återanvändas i lakprocessen. I denna process används cyanid och soda (NaCO_3) för att lösa guldutvinns igen och därefter binds det elektrolytiskt till stålull. Efter rostning och smältning erhålles guld doré-tackor och därmed har en slutprodukt erhållits som kan säljas eller raffineras ytterligare.

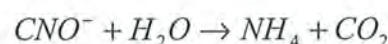
3.4 CYANIDDESTRUKTION

Från den sista tanken tappas det kvarvarande slammet som har en hög cyanidhalt efter anrikningsprocessen och därför måste renas. Försök på malm från Svartliden har visat att man kan använda den patenterade INCO-metoden eller Caro:s syraprocess. De två metoderna ger ungefär samma rening av cyanid_{WAD} (svagt syralöslig cyanid), den aktiva cyaniden reduceras från ca 100 mg/l till mindre än 0,5 mg/l. Caro:s syraprocess föreslås dock användas eftersom den är effektivare med avseende på att bryta ner tiocyanat (SCN).

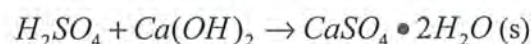
INCO-metoden går ut på att oxidera cyanid, med hjälp av svaveldioxid, syre och en kopparkatalysator.



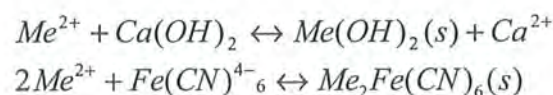
Produkten blir cyanat (OCN^-) och svavelsyra. I INCO-metoden ingår ingen ytterligare nedbrytning av cyanat. Det har dock rapporterats att cyanat är 3 000-5 000 gånger mindre toxiskt än cyanid. Cyanaten kan brytas ned till ammoniak genom mikrobiologisk aktivitet (US Environmental Protection Agency, EPA, 1994).



pH regleras till mellan 8 och 10 med tillsats av kalk.



Cyaniden kan även fällas ut i metallkomplex på formen $\text{Me}_2\text{Fe}(\text{CN})_6$, där $\text{Me}=\text{Cu}$, Zn eller Ni (Robbins, 2001).



Caro:s syraprocess har fått sitt namn från Heinrich Caro som var den första att producera syntetisk peroxymonosvavelsyra, H_2SO_5 , eller Caro:s reagens som den också kallas. Caro:s syra framställs genom att svavelsyra och väteperoxid får reagera. Den framställda syran utnyttjas sedan för att oxidera cyaniden till stabila salter varvid cyanidhalten i slammet minskar. Restprodukterna är stabila och slammet får ett pH på runt 8.

3.5 ARSENIKUTFÄLLNING

Slammet kommer fortfarande att ha för höga halter av arsenik och därför måste det passera ännu ett reningssteg. Genom att tillsätta en järnsulfatlösning (FeSO_4) fälls arseniken ut som stabila järn-arsenater (t ex $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Här bildas även stabila koppar-järn cyanider och metallhydroxider.

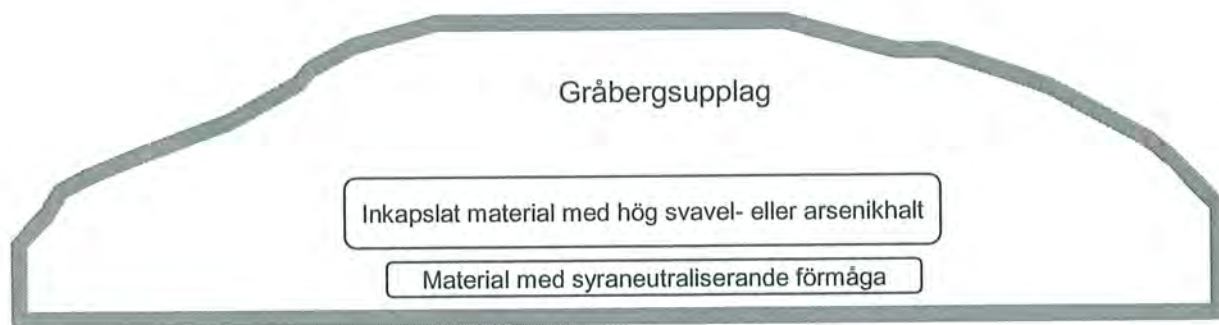
3.6 AVFALLSPRODUKTION

Massförhållandet mellan malm och gråberg uppskattas till 1:9. Vissa mätningar indikerar att förhållandet är 1:7, men eftersom det är mer konservativt att anta att volymförhållandet är 1:9, då avfallsmängden blir större, kommer beräkningarna att baseras på det. Gråberget antas få en svällfaktor på 40% då det brutits och lagts ut på gråbergsupplaget, vilket innebär att porositeten blir 30%. Denna porositet har även uppmätts vid andra gråbergsupplag (Lefebvre, 2001b). Den totala mängden malm som bryts är 2,7 Mton och den totala mängden avfallsand antas vara lika stor eftersom mängden guld som lakas ur malmen i anrikningsverket bara utgör 5,7 ppm. Mängden gråberg som bryts blir då nio gånger större, 24,3 Mton. Metasediment och metavulkaniten har en specifik densitet på 2.9 ton m^{-3} medan graniten har en specifik vikt på 2.71 ton m^{-3} . Med kännedom om porositet och volymandel av respektive bergart i malm och gråberg, se Tabell 2.4, kan den specifika vikten och skrymdensiteten för malm och gråberg beräknas. Gråbergsmaterialet får en specifik vikt på 2870 kg m^{-3} och skrymdensiteten i avfallsmaterialet blir då 2050 kg m^{-3} . Avfallsanden får en specifik vikt på 2890 kg m^{-3} vilket ger en skrymdensitet på 1600 kg m^{-3} . Detta resulterar i att det är $11,7 \text{ Mm}^3$ gråbergsmaterial och $1,7 \text{ Mm}^3$ avfallsand som kommer att deponeras.

3.7 DEPONERING

Anrikningssanden, ur vilken guld urvunnits, deponeras i slamform tillsammans med processvatten i ett sandmagasin beläget uppströms gråbergsupplaget och dagbrottet, se Figur 4.1. Sandmagasinet kommer att ligga på myrmark i övre delen av Svartlidbäckens dalgång och begränsas i öster, söder och väster av naturliga höjdryggar. Anrikningssanden kommer slutligen att överdämmas med vatten så att en sjö bildas och för att begränsa och dämna vattnet i sandmagasinet behöver en dammvall anläggas i dess norra del, mot gråbergsupplaget. Dammens tät kärna kommer att gå ned en bit i underliggande torv och morän och den kommer att byggas av den morän som grävts bort vid dagbrottet. Moränen kompakteras så att den får en låg genomsläpplighet och hög stabilitet. Deponeringen av gråberg planeras så att det hela tiden byggs upp ett stöd för dammen, vilket gör att risken för dammhaveri blir minimal.

Vid Svartliden avser man att separera den del av gråbergsmaterialet som har höga svavel och arsenikhalter eftersom detta material har högst potential att generera surt- och metallhaltigt vatten, ARD (Acid Rock Drainage). Gråbergsmaterial med högre svavel- och metallhalter förekommer huvudsakligen i närheten av malmkroppen och utgör övergång mellan mineralrik malm och ointressant gråberg. Det är inte slumpmässigt utspritt utan ett första urval av potentiellt syragenererande material kan göras redan på plats innan sprängning. Ytterligare undersökning görs med olika testmetoder för att karaktärisera gråbergsmaterialet för att kunna optimera deponeringen. Produktionen av surt lakvatten kommer att minimeras genom att gråberg med en hög sulfidhalt (över 0,5%, vilket utgör ca 20% av den totala mängden gråbergsavfall) placeras i de inre delarna av upplaget, där man genom att kapsla in det i ett tätskikt av morän, gör att vatten- och syretillgång är låg. Under detta material placeras gråberg med buffertkapacitet (material med högre karbonathalt). Då kommer det sura och metallhaltiga vattnet från det sulfidrika materialet att neutraliseras och metallerna fälls ut då pH ökar.



Figur 3.2. Konceptuell bild över gråbergssupplaget

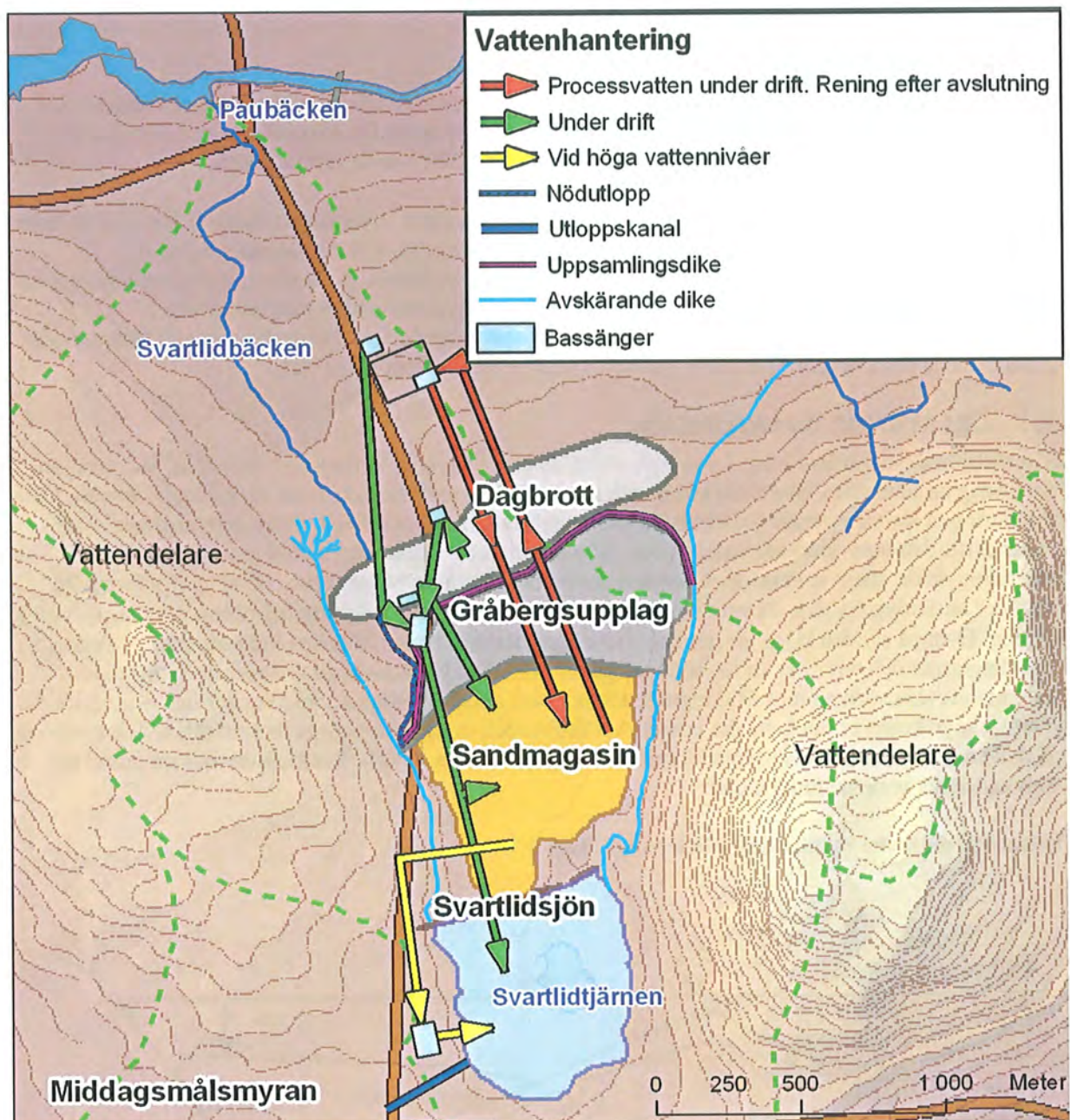
3.8 VATTENHANTERING

Innan driften drar igång kommer en dammvall att byggas vid nuvarande Svartlidtjärnen som kommer att fungera som klarvattenmagasin där en sista sedimentering sker innan vatten som använts i processen släpps ut till recipienten. Från klarvattenmagasinet anläggs ett utlopp, bort ifrån gruvområdet mot Middagsmålsmyran som mynnar i Öreälven. Uppsamlingsbassänger för vatten anläggs i anslutning till gråberg, dagbrott och industriområde. Diken anläggs för att leda naturlig avrinning från omgivande områden förbi verksamhetsområdet till Svartlidbäcken respektive klarvattenmagasin, för att minska den vattenmängd som kan behöva renas före utsläpp till recipient. Allt vatten från gråbergssupplag, industriområde och dagbrott samlas upp i respektive uppsamlingsbassäng där vattnet provtas med avseende på koppar, zink, kadmium, bly, krom, nickel och arsenik. Om metallhalterna är lägre än Naturvårdsverkets klass tre (se Tabell 5.7) pumpas vattnet till klarvattenmagasinet och om halterna är högre pumpas vattnet till sandmagasinet där det lagras. Läckagevatten från sandmagasinet samlas upp och pumpas tillbaka till sandmagasinet. Vatten som behövs i processen tas från sandmagasinet. Om vattennivån i sandmagasinet blir för hög pumpas en del vatten ur och renas till klass tre varefter det pumpas till klarvattenmagasinet. Ingen uppbyggnad av metallhalter antas ske i sanden eftersom 90% av allt processvatten kommer att återtas i produktionen. Ett nödutlopp kommer att finnas för att kunna leda vatten till dagbrott om ett extremt vattentillflöde skulle ske. En schematisk bild över hur vattenhanteringen kommer att utformas kan ses i Figur 3.3.

3.9 EFTERBEHANDLING

Då driften upphör kommer det vattnet som finns i sandmagasinet att renas med BauxolTM så att alla halter understiger Naturvårdsverkets klass tre (se Tabell 5.7). Det vatten som finns i klarvattenmagasinet behöver ej renas ytterligare eftersom inget vatten som har högre metallhalter än NV klass tre kommer att ledas dit. Restprodukten efter rening med BauxolTM är ett inert material under syrefattiga, syrerika samt under reducerande förhållanden och stabilt åtminstone ned till pH 2,9. Samtliga diken som anlagts för att avleda vatten kommer att läggas igen så att Svartlidsjön och dagbrottet fylls med vatten. Utloppet mot Middagsmålsmyran kommer att höjas så att det slutgiltiga vattenståndet i det som i fortsättningen kommer att kallas Svartlidsjön bli 476 m ö. h.. Sjön begränsas i tre väderstreck av naturliga höjdryggar och i den nuvarande utströmningsriktningen anläggs dammen med gråbergssupplaget som stöd.

Gråbergssupplaget bedöms ha en låg vittringspotential eftersom det har ett lågt sulfidinnehåll, se Tabell 7.3 och Tabell C1 i bilaga C. Det kommer dock att täckas av ett minst 0,3 m tjockt lager morän och besås för att gynna revegetation. Syftet är framförallt att dölja de fysiska spåren av gruvdriften men även att minska vittringshastigheten då syrediffusionen och mängden lakvatten genom upplaget begränsas något. Löpande under driften har svavel och arsenikhaltigt material kapslats in i ett tätt moräntäcke som nu kapslas in ytterligare och skyddas under ickereaktivt gråbergsmaterial.



Figur 3.3 Vattenhantering under drift

4 SYSTEMBESKRIVNING

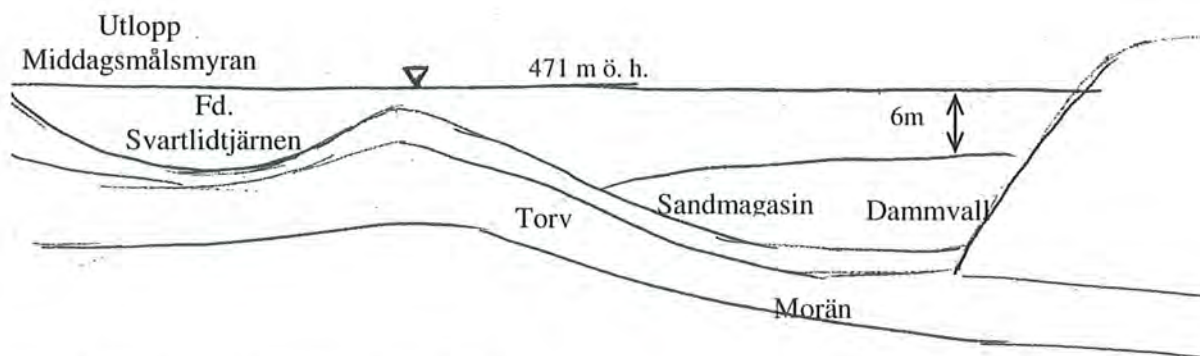
Det studerade systemet utgörs av avrinningsområdet uppströms dagbrottet samt Svartlidsbäcken och Paubäcken. Systemet delas in i delsystem i enlighet med de fysikaliska egenskaperna, se Figur 1.1. Varje delsystem och processer i detta beskrivs kortfattat under varsin rubrik nedan.

Simuleringen startar då gruvproduktionen avslutas och de diken som tidigare använts för att leda bort avrinning från omgivningen har lagts igen. Vid simuleringens start antas utpumpningen av inströmmande grund- och regnvatten ur dagbrottet just ha avslutats, så att den initiala mängden vatten i dagbrottet är noll. Mängden vatten i Svartlidsjön är summan av vattnet som ansamlats i sandmagasinet under drift och mängden vatten i klarvattenmagasinet. Då dagbrottet och Svartlidsjön fyllts till sina slutgiltiga nivåer antas vattenvolymer inte variera nämnvärt.

4.1 DELSYSTEM: SVARTLIDSJÖN

Svartlidsjön existerar inte idag. I den övre delen av området, som kommer att täckas av Svartlidsjön finns idag en liten tjärn, Svartlidjtjärnen, och resten är myrmark med ett lager torv ovanpå morän. Då simuleringen startar rymmer Svartlidsjön sandmagasinet och den mängd vatten som ansamlats där under drifttiden samt klarvattenmagasinet. Sjön kommer att fyllas med vatten genom naturlig tillrinning då de diken som tidigare använts för att avleda vattnet läggs igen. Då sjön är vattenfylld kommer anrikningssanden att vara övertäckt med 6 m vatten som effektivt begränsar syretransport till sanden. Ovanpå sanden läggs ett par cm tjockt lager BauxolTM som bildades vid reningen av vattnet i sandmagasinet och över det ett moränlager på ca 2 dm. Det huvudsakliga utflödet ur Svartlidsjön kommer att vara söderut mot Middagsmålsmyran, som är huvudrecipient både under och efter drift. Ett visst läckage kommer dock att ske norrut mot dagbrottet, under och genom dammvallen, och storleken på detta har uppskattats i en tidigare undersökning (se Golder, 2000). Svartlidsjön blir en grund sjö som kan antas vara väl omblandad.

Denna del delas in i mindre delsystem enligt Figur 4.1



Figur 4.1 Systembeskrivning Svartlidsjön

Tabell 4.1. Delsystem Svartlidsjön

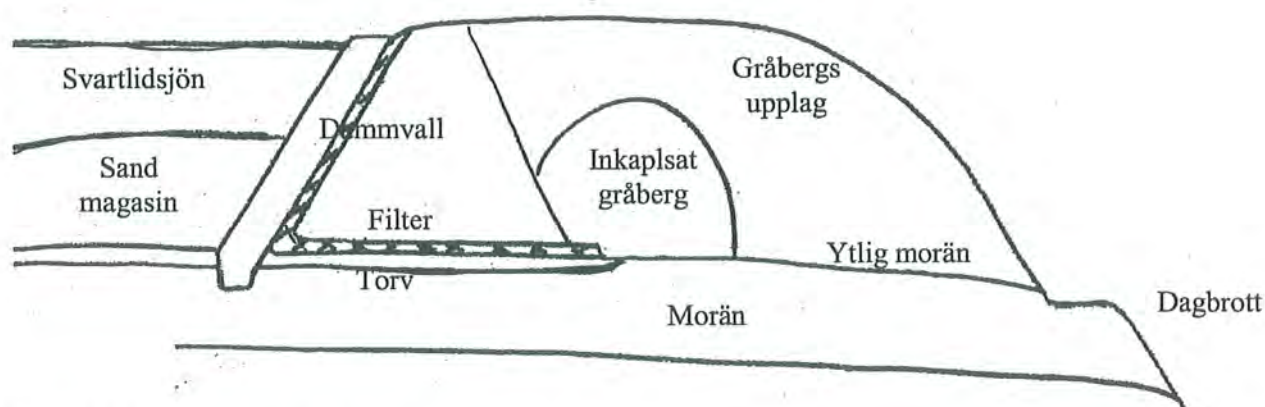
<i>Delsystem</i>	<i>Beskrivning</i>	<i>Karaktäristiska egenskaper/processer</i>
Sjövatten		Ombländning
Anrikningssand	Restprodukt från anrikning	Vittring, sorption
Porvatten	Vatten bundet i sandmagasinet	Hög initial metallkoncentration
Dammvall	Damm mot gråbergsupplag	Läckage
Torv	Torv under sandmagasinet	Sorption, transport
Morän	Morän under sandmagasinet	Sorption, transport

4.2 DELSYSTEM: GRÅBERGSUPPLAG

Gråbergsupplaget består av material som ansetts ointressant ur mineralsynpunkt och som brutits för att komma åt malmen. Materialet består av metavulkanit, metasediment och granit enligt Tabell 2.4. Det material som har potential att producera arsenikrikt lakvatten kommer att kapslas in för att minska tillgången på vatten och syre, och därmed oxidationen av gråbergsmaterialet.

Förekomsten av preferentiellt flöde i gråbergsupplaget gör att höga koncentrationer av oxidationsprodukter kan bildas i stagnanta zoner i upplaget. Erfarenheter från andra upplag visar att oxidationsprodukter inte transporteras ut från upplaget i den hastighet de bildas. I Aitik befanns 35-40% av upplaget utgöras av stagnanta zoner (Eriksson, 1996).

Retentionen av metaller på grund av sorption antas bli liten här eftersom materialet är grovkornigt med liten reaktiv yta. Utfällning av sekundärt mineral kan dock ske i områden där neutrala pH råder.

**Figur 4.2** Systembeskrivning gråbergsupplag

Tabell 4.2. Delsystem gråbergssupplag

<i>Delsystem</i>	<i>Beskrivning</i>	<i>Karaktäristiska egenskaper/processer</i>
Gråbergssupplag	Restprodukt gråberg	Vittring, utfällning av sekundärt mineral, transport
Inkapslat gråberg	Inkapslat för att minska tillgång på syre och vatten, har potential att generera surt arsenikhaltigt vatten	Vittring, utfällning av sekundärt material, transport
Filter	Filter för läckagevatten från Svartlidsjön	Transport
Torv	Torv under upplaget	Sorption, transport
Morän	Morän under upplaget	Sorption, transport

4.3 DELSYSTEM: DAGBROTT

Dagbrottet förväntas få en slutgiltig area på 27,8 ha, med en längd på omkring 1300 m, en bredd på 200-300 m och en omkrets på 2850 m. Det kommer då driften upphör att fyllas med vatten vilket begränsar vittring av dagbrottets sidor och ger en tröghet till systemet. Det kommer att minska effekterna av häftiga flöden och fungera som en utspädningsfaktor för lakvatten från sandmagasin och gråbergssupplag. Omblandningen förväntas bli ofullständig pga det stora djupet och då den dominerande vindriktningen är vinkelrätt mot dagbrottets huvudsakliga utbredning (se avsnitt 2.2). Detta medför att delar av vattenmassan kan ha reducerande förhållanden och metaller kan här bilda komplex och fällas ut som sediment, vilket minskar mängden löst metall i vattnet. Vittring av sulfider på dagbrottets sidor kan också ske i områden med oxiderande förhållanden.

Tabell 4.3 Delsystem dagbrott

<i>Delsystem</i>	<i>Beskrivning</i>	<i>Karaktäristiska egenskaper/processer</i>
Vatten, oxiderande	Övre delen av vattenmassan	Utfällning, omblandning
Vatten, reducerande	Bottenskikt	Utfällning
Dagbrottets sidor	Där oxiderande förhållanden råder	Vittring

4.4 RANDVILLKOR: AVRINNINGSOMRÅDEN

De delar av avrinningsområdet som bara påverkar genom att bidra med avrinning tas inte med i systemet. Tillskott från dessa områden antas bestå i flöde i proportion till dess area och med bakgrundskoncentrationer av metaller och andra lösta ämnen, enligt vad som uppmätts i området.

4.5 DELSYSTEM: SVARTLIDBÄCKEN

Vattenflödet kommer att minska i Svartlidbäcken då gruvdriften startas. När dagbrottet är fyllt kommer dock flödet att öka igen men det kommer inte att nå nuvarande storlek eftersom en stor del av avrinningen sker mot Middagsmålsmyran genom den anlagda utloppskanalen. Allt utflöde från dagbrottet kommer dock att rinna till Svartlidbäcken vilket ökar flödet jämfört med tidigare eftersom det går en vattendelare genom området där dagbrottet kommer att ligga. Området på andra sidan vattendelaren hör idag till Björklidbäckens avrinningsområde och flödet i Björklidbäcken kommer sålunda att minska något. Allt flöde utifrån dagbrottet antas gå som ytavrinning i Svartlidbäcken och flöde som grundvatten i morän och berggrund negligeras. Det är svårt att göra avvägningen av hur mycket vatten som går i morän/berggrund eftersom mätningar inte finns på det idag och dessutom kan det komma att ändras då området genomgått de förändringar som gruvdriften innebär.

Paubäcken har ett högt flöde relativt Svartlidbäcken och därför kommer en kraftig utspädning av vatten från Svartlidbäcken ske här. Det är i Paubäcken det är som mest intressant att kunna förutsäga koncentrationen av olika ämnen, eftersom det är utsett till Natura 2000 och därför inte får utsättas för någon större påverkan.

5 TEORETISK BAKGRUND

Produktion av surt metallhaltigt vatten, AMD (Acid Mine Drainage), kan förekomma i samband med brytning av sulfidhaltig malm. Lakvattnets sammansättning är resultatet av ett komplext samspel mellan olika biogeokemiska processer och fysikalisk transport av vatten och syre i gråbergssupplag och anrikningssand. Denna studie inkluderar även transport i torv, morän och vattendrag samt dagbrott. Eftersom det är processer som sker i ett multifasssystem är deras samverkan komplicerad och svår att kvantifiera (Lefebvre, 2001a). I detta kapitel görs ett försök att sammanfatta den viktigaste teorin som kan appliceras på systemets olika delar.

I avsnitt 5.1 behandlas teorin kring vittring och då främst oxidation av sulfider. Teorin i detta kapitel ligger till grund för hur sulfidoxidationen uppskattas i modellen. I avsnitt 5.2 behandlas transportteorier, dvs de processer som styr hur t ex metaller retenteras på sin väg genom olika medier. Detta är av stor betydelse då man studerar påverkan på en recipient på avstånd från föroreningskällan. Med hjälp av transportteori kan olika frågeställningar besvaras, t ex: Hur stor del av utsläppet når fram recipienten och hur lång tid tar det för föroreningen att transporteras dit?

5.1 VITTRING

Den relativa förekomsten av mineral som producerar respektive förbrukar syra, till exempel sulfider och karbonater, avgör pH och därmed även koncentrationen av lösta metaller i det vatten som kommit i kontakt med gruvavfallet. För miljön är därför den viktigaste geokemiska reaktionen oxidation av sulfider i anrikningssand, gråbergssupplag och dagbrottets väggar (Tempel, 1999).

Vittringshastigheten hos ett mineral i kontakt med vatten, påverkas av kontaktarean mellan de två faserna och lösningens sammansättning. För ett mineral som kan nå löslighetsjämvikt med vattenfasen minskar vittringshastigheten då koncentrationen närmar sig jämviktskoncentrationen. Då kan det vara motiverat att anta att reaktionshastigheten är proportionell mot avvikelsen från jämviktsläget (Strömberg, 1997). Den ytnormaliserade vittringshastigheten, r ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) kan då skrivas

$$r = k_m \left(1 - \frac{IAP}{K_{SP}} \right) \quad (5.1)$$

där k_m är hastighetskonstant ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), IAP är jonaktivitetsprodukten och K_{SP} löslighetsprodukten. För ett mineral långt ifrån löslighetsjämvikt är detta linjära förhållande missvisande. Dessutom löser sig vissa mineral irreversibelt utan att nå jämviktsförhållande, men de kan ändå påverkas av lösningens sammansättning. Vittringshastigheten är ofta en "fractional order dependency" av en eller flera ämnens koncentration. Detta beror på ett snabbt adsorptions- eller ytkomplexbildningssteg följt av en långsam upplösning av bildade vittringsprodukter. En ekvation som tar hänsyn till detta kan skrivas

$$r = k_m \prod_{i=1}^n C_i^{n_i} \quad (5.2)$$

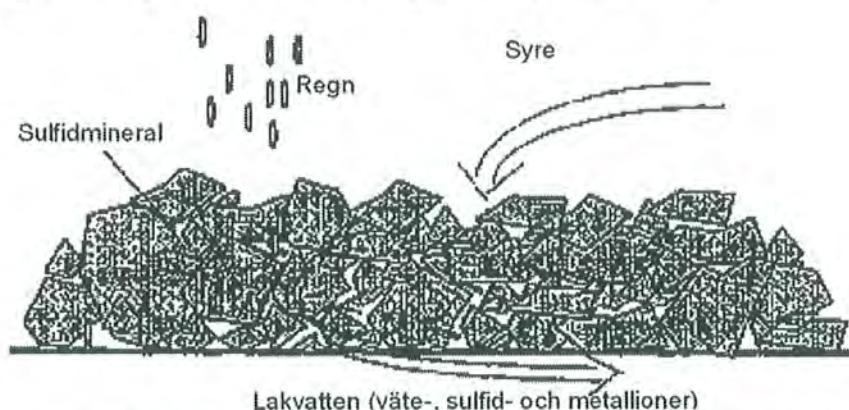
där C_i är en reaktantkoncentration och n_i reaktionsordningen (Strömberg, 1997).

Vittringsprocesser kan således delas upp i processer som begränsas av transport av reaktanter till och produkter från reaktionsplatsen och processer som är så långsamma att transport är av underordnad betydelse. Den långsamma vittringsprocessen kallas även ytkontrollerad vittring. Upplösningen är här så långsam att det inte blir någon ackumulering av joner nära ytan eftersom de transporteras bort fortare än de bildas och reaktionshastigheten påverkas således inte av flödeshastigheten. Vittring av

silikater tillhör till denna grupp och det gör även sulfider under förutsättning att syretillgången inte är begränsad. Om tillgången till syre är begränsad kommer istället diffusion av syre att vara den hastighetsbestämmande faktorn. Till mineral vars upplösning kontrolleras av transporthastigheten av reaktanter och produkter hör karbonater, som har en snabb upplösningshastighet och mättad lösning erhålles vid mineralytan och ytterligare upplösning sker inte förrän detta vatten transporterats bort från mineralytan (Sparks, 1989).

5.1.1 Sulfidoxidation

Sulfider är mineral som bildas under syrefattiga förhållanden. De innehåller svavel och minst en metall, t ex zink, koppar, järn, kadmium, kvicksilver, bly eller arsenik. I den naturliga berggrunden förhindrar jord, berg och grundvatten att sulfidmineralen kommer i kontakt med syre, men vid gruvbrytning placeras sulfidmineralen på markytan där den exponeras för luftens syre och fuktighet. Den reaktiva ytan blir också mycket större eftersom materialet är finfördelat. Då sulfider oxiderar frigörs metalljoner samt svavel och pH sänks (Werner, 1998).



Figur 5.1 Konceptuell bild över bildning av surt, metallhaltigt lakvatten från sulfidhaltigt avfall (från Strömberg 1997).

Storleken på sulfidoxidationen beror främst på tillgången till syre, men även på faktorer som pH, temperatur och förekomst av olika bakterier. De stökiometriska reaktioner som visas i Tabell 5.1 är därmed en förenkling av den komplexa följd av reaktioner som verkligen sker.

Tabell 5.1. Sulfidoxidation, stökiometriska reaktioner

Mineral Reaktionsformel ⁽¹⁾	Möjliga oxidanter ⁽¹⁾	Avgivande mol H ⁺ ⁽²⁾
Pyrit		
$FeS_2 + 3.5O_2 + H_2O \xrightarrow{R_{py}} Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+$	O ₂ , H ₂ O ₂	2
$FeS_2 + 14Fe^{3+} + 8H_2O \xrightarrow{R_{py,Fe}} 15Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 16H^+$	Fe ³⁺ ,	16
Magnetkis		
$Fe_{0.9}S + 1.95O_2 + 0.1H_2O \xrightarrow{R_{Mg}} 0.9Fe^{2+} + SO_4^{2-} + 0.2H^+$	O ₂	0.2
$Fe_{0.9}S + 7.8Fe^{3+} + 4H_2O \xrightarrow{R_{py,Fe}} 8.7Fe^{2+} + SO_4^{2-} + 8H^+$	Fe ³⁺ ,	8
Arsenopyrit		
$FeAsS + 3.25O_2 + 1.5H_2O \xrightarrow{R_{As}} Fe^{2+} + HAsO_4^{2-} + SO_4^{2-} + 2H^+$	O ₂ , Fe ³⁺	2
Kopparkis		
$CuFeS_2 + 4O_2 \xrightarrow{R_{Cu}} Cu^{2+} + Fe^{2+} + 2SO_4^{2-}$	O ₂ ,	0
$CuFeS_2 + 16Fe^{3+} + 8H_2O \xrightarrow{R_{Cu,Fe}} Cu^{2+} + 17Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 16H^+$	Fe ³⁺	16
Zinkblände		
$ZnS + 2O_2 \xrightarrow{R_{Zn}} Zn^{2+} + SO_4^{2-}$	O ₂ , Fe ³⁺	0
Blyglans		
$PbS + 2O_2 \xrightarrow{R_{Pb}} Pb^{2+} + SO_4^{2-}$	O ₂ , Fe ³⁺	0
Nickelkis		
$NiS + 2O_2 \xrightarrow{R_{Ni}} Ni^{2+} + SO_4^{2-}$	O ₂	0

¹ Plumlee (1998)

² Nordström och Alpers (1997)

Det finns mycket lite data i litteraturen på oxidationshastigheter för sulfider i gråberg (Ritchie, 1994) och det är dessutom ofta missvisande att använda data erhållna i laboratoriemiljö för att beskriva ett verkligt upplag. Därför är det viktigt att ta hänsyn till skalfaktorer mellan laboratorie- och fältmiljö (Malmström, 2000). Ritchie (1994) jämför data från mikrobiella och kemiska mekanismer med in situ mätningar i upplag. Det visade sig att reaktionshastigheterna baserade på mikrobiella och kemiska mekanismer i laboratoriemiljö gav tre respektive två potenser högre reaktionshastighet än den uppmätta i fält. De dominerande faktorerna som påverkar reaktionshastigheten är alltså inte kemiska eller biologiska, utan styrs av platsspecifika förhållanden. I litteraturen tas ofta pyrit upp som exempel på sulfid eftersom det är den vanligaste sulfiden i jordskorpan (Holmström, 1998) och det är den sulfid som oftast förorsakar problem med surt lakvatten.

För reaktionshastigheten används ofta beteckningen, r (mol m⁻² s⁻¹) dvs en hastighet per tillgänglig sulfidyta, se till exempel ekvation 5.2. I Tabell 5.2 redovisas en sammanställning av reaktionshastigheter erhållna i laboratorieförsök.

Tabell 5.2. Reaktionshastighet ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) för abiotisk sulfidoxidation med syre respektive Fe(III)

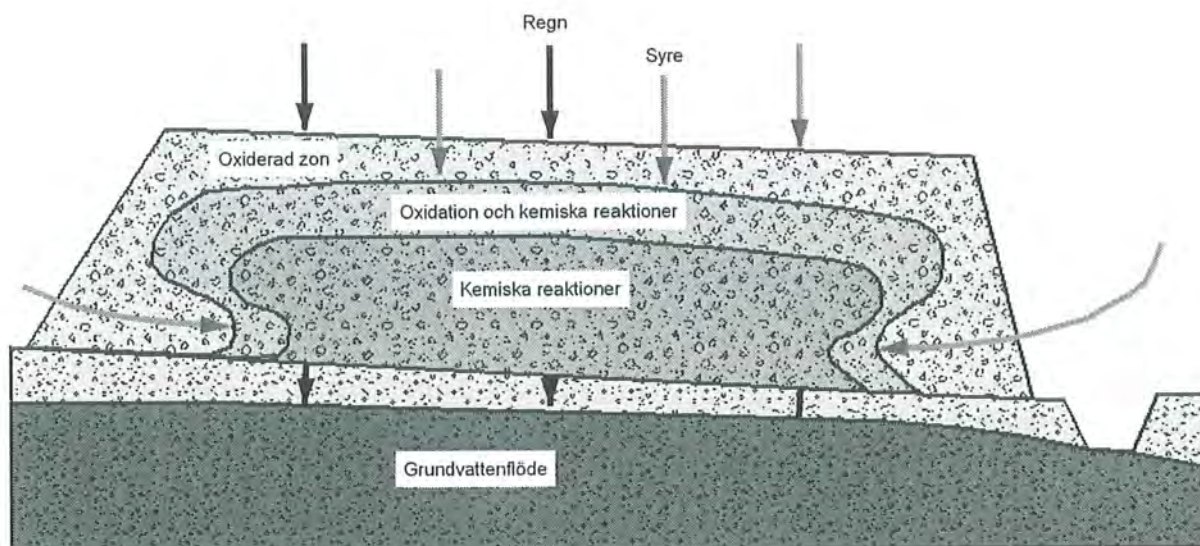
Sulfid	Syreoxidation	Fe(III)oxidation	Referenser
Pyrit	$3,1 \cdot 10^{-10}$		McKibben och Barnes (1986) ¹
	$5,3 \cdot 10^{-10}$		Nicholsson (1994) ¹
	$1,1 \cdot 10^{-10}$		Tervari och Campbell (1976) ¹
		$1,8 \cdot 10^{-8}$	Brown och Jurinak (1989) ¹
		$1,9 \cdot 10^{-8}$	Rimstidt et al. (1994) ¹
Magnetkis	$4,25 \cdot 10^{-9}$		Scharer et al. (1994)
	$1,4 \cdot 10^{-8}$		Nicholsson (1994) ¹
	$1,10 \cdot 10^{-8}$		Scharer et al. (1994)
	$4 \cdot 10^{-9}$	$3,5 \cdot 10^{-8}$	Janzen et al. (1998)
Arsenikkis		$1,7 \cdot 10^{-6}$	Rimstidt et al. (1994) ¹
Blyglans		$1,6 \cdot 10^{-6}$	Rimstidt et al. (1994) ¹
Zinkblände		$7,0 \cdot 10^{-8}$	Rimstidt et al. (1994) ¹
Kopparkis	$1,9 \cdot 10^{-13}$		Scharer et al. (1994)
	$6,92 \cdot 10^{-10}$		Scharer et al. (1994) ³
	$1,14 \cdot 10^{-9}$		Weisener et al. (2003)
		$9,6 \cdot 10^{-9}$	Rimstidt et al. (1994) ¹
	$1,34 \cdot 10^{-12}$		Scharer et al. (1994)
	$6,92 \cdot 10^{-10}$		Scharer et al. (1994) ³

¹ Från Nordström och Alpers (1997) som redovisar en sammanställning på vittringshastigheter för oxidation med Fe(III) respektive syre. Gäller för pH ~2.

³ Reaktionshastighet i kombination med pyritvittring. Vittringshastigheten ökar om pyrit och en annan sulfid interagerar och ett galvaniskt element bildas. Detta kan endast ske om de båda sulfidtyperna sitter invid varandra i samma partikel.

5.1.2 Syretillgångens inverkan

Oxidationen av sulfider är beroende av syretillgången. I ett upplag beläget på marken och utan övertäckning kommer oxidationen att vara högst på ytan och sidorna av upplaget eftersom syretillgången är störst där. Oxidationsfronten kommer sedan att röra sig mot centrum av upplaget varefter sulfider oxideras. Upplaget kan efter en tid delas upp i tre zoner. Den yttersta zonen där allt oxiderbart material är oxiderat och inget mer händer som är viktigt för genereringen av surt lakvatten. Den andra zonen är den zon där sulfider oxideras och oxidationsprodukter interagerar med andra beståndsdelar av avfallsmaterialet, till exempel att den genererade syran reagerar med buffrande material. Den nedre gränsen av denna zon definieras av att syrekoncentrationen där är nära noll. I den tredje/innersta zonen, där ingen oxidation sker eftersom inget syre finns tillgängligt, transporteras oxidationsprodukterna från den oxiderande zonen med det infiltrerade vattnet. I denna zon kan reaktioner ske, t ex utfällning och upplösning av karbonater. Utbredningen av zoner där allt material är oxiderat, zoner där oxidation pågår och dit oxidationsfronten ännu inte nått beror på förhållandet mellan "intrinsic oxidation rate" (IOR) och syrediffusionen. IOR kan översättas med verklig syrekonsumptionshastighet och utgör ett mått på hur mycket syre som förbrukas vid oxidation av sulfider i bergmaterialet per tidsenhet. Den anges vanligen i enheten $\text{kg}(\text{O}_2)\text{kg}^{-1}\text{s}^{-1}$ eller i $\text{kg}(\text{O}_2)\text{m}^{-3}\text{s}^{-1}$. Om IOR är väldigt låg kommer hela upplaget att utgöras av zon två (Ritchie, 1994).



Figur 5.2. Schematisk bild över gråbergssupplag där tre olika zoner utvecklats. En där alla sulfider är oxiderade, en där oxidation och kemiska reaktioner pågår och en syrefri zon där bara kemiska reaktioner sker (från Richie, 1994).

Massbalansberäkningar ger (Bozkurt, 2000) att oxidationsfronten rör sig nedåt i upplaget enligt ekvation 5.3.

$$\frac{dz}{dt} = \frac{J_{O_2}}{M_{O_2}} \sum_{i=1}^N \frac{M_i}{\eta^i_{O_2} \rho_i} \quad (5.3)$$

där z (m) är det djup fronten avancerat till, J_{O_2} ($\text{kg O}_2 (\text{m}_2 \text{ år})^{-1}$) är syreflödet in i upplaget, t (år) är tiden, ρ (kg m^{-3}) är upplagets skrymdensitet, M är molvikten (g/mol), indexet i symboliserar de olika sulfidmineralerna som vittrar och $\eta^i_{O_2}$ ($\text{mol O}_2 (\text{mol sulfid } i)^{-1}$) är den stökiometriska koefficienten för syre i oxidationsreaktionen.

Syrekoncentrationen kan upprätthållas i ett upplag genom ett flertal transportprocesser, varav de viktigaste är

- Diffusion - transport driven av koncentrationsskillnader
- Konvektion - transport driven av temperaturskillnader och
- Advektion - transport driven av tryckskillnader

Många forskare har kommit fram till att diffusion är den mest effektiva processen för transport av syre in i ett upplag som är täckt av ett marktäcke. (t ex Andersson och Rasmusson, 1983, Eriksson, 1986) Om täcket inte är helt perfekt kan dock även konvektiv transport (driven av temperaturskillnader) spela en viktig roll. Täckning av restproduktupplag gör att syrediffusionen genom täckningen, inte sulfidreaktionshastigheten, blir hastighetsbestämmande för vittringen.

Syretransporten kan beskrivas enligt följande differentialekvation (Scharer et al., 1994)

$$\frac{\partial C}{\partial t} + D_e \frac{\partial^2 C}{\partial t^2} + v K_H \frac{\partial C}{\partial z} - \eta \bar{R}_s = 0 \quad (5.4)$$

där R_s är oxidationshastigheten ($\text{mol m}^{-3} \text{ s}^{-1}$) för den dominerande sulfiden (vanligen pyrit), C är syrekoncentrationen i porutrymmet (mol m^{-3}), D_e är den effektiva diffusionskoefficienten för syre genom upplaget ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$), z är djupet ned i upplaget (m), v , är vatteninfiltrationen (m s^{-1}), η är en

stökiometrisk koefficient som beskriver syreförbrukningen vid sulfidoxidation och K_H Henry's konstant (här i enhet mol m⁻³ syre i vätskefasen per mol m⁻³ syre i gasfasen).

Diffusion av syre är 10 000 ggr högre i luft än i vatten och syre transporteras därför främst i icke vattenfyllda porer i gråberg och anrikningssand. Ett av de effektivaste sätten att förhindra syre att nå reaktionsytorna i materialet är därför att täcka det med vatten. Detta kan uppnås genom att överdämma det med vatten eller att deponera det i dagbrottet och låta det fyllas med vatten. I det senare fallet omöjliggörs ett återupptagande av malmbrytning på platsen. Gråbergssupplaget utgör en mycket stor volym som av praktiska skäl är svårt att hitta lämplig plats för till överdämning.

Övertäckning

Syftet med övertäckning av gråberg och anrikningssand är att förhindra transport av syre till avfallet. Det kan ske genom torr eller våt täckning.

Vid torr täckning är det vattenmättnadsgraden i täckskiktet som avgör syrediffusionens storlek som i sin tur avgör hur hög oxidationen kan bli. Torr täckning består vanligen av två skikt – tätskikt och skyddsskikt och det är också bra att ha ett dräneringslager (Öberg et al., 1998). Tätskiktet läggs närmast avfallet och det ska ha en låg genomsläpplighet och utgöra en vatten- och syrebarriär. Det kan tillverkas av t ex lera eller lerhaltig morän som packats till erforderlig täthet. Skyddsskiktet är till för att skydda tätskiktet som måste kunna behålla de tätande egenskaperna under en lång tidsperiod. Det ska skydda mot yttre påverkan såsom frost, erosion genom vatten och vind, uttorkning, växtrötter, påverkan av djur och människor samt mikrobiell verksamhet. Under tätskiktet kan man ha ett dränerande skikt som hindrar vatten att lämna tätskiktet och nå det sulfidhaltiga materialet. Det dränerande skiktet ska vara grovt för att den hydrauliska konduktiviteten ska vara hög men även för att förhindra igensättning. Hur skikten ska utformas måste bestämmas specifikt för varje upplag. Det är en mycket dyr efterbehandlingsmetod (Öberg et al., 1998). Teoretiska undersökningar har gjorts för att uppskatta nyttan av olika slags övertäckningar. Yanful (1990) visade att en 40 cm tjock övertäckning med en effektiv diffusivitet på 0,21 m² per månad reducerar syrediffusionen in i upplaget med 78% vilket innebär en minskning på 78% av syraproduktionen. Modelleringar med programmet RATAP har visat att en meter jordtäcke med samma hydrauliska konduktivitet som den anrikningssand den är avsedd att täcka minskar syraproduktionen med hälften och övertäckning med material med lägre hydraulisk konduktivitet kan minska höga topphastigheter med upp till 90%. Rasmusson och Collin (1988) visade att en avancerad övertäckning med kapillärbrytande skikt kan minska oxidationshastigheten i pyrithaltig anrikningssand från över 3000g pyrit m⁻² år⁻¹ (utan övertäckning) ned till 1 g pyrit m⁻² år⁻¹.

Våt täckning innebär att avfallet täcks/överdäms för att förhindra syretransporten in i upplaget. Det kan ske genom att konstruera en damm och bilda en sjö, använda en befintlig sjö eller höja grundvattennivån över materialet som ska täckas. Det viktigaste kravet vid våt övertäckning är att vattennivån alltid måste finnas sig ovanför materialets yta, även vid torrperioder. För att undvika påverkan av strömmar och vågor måste man ha ett vågbrytarsystem, skyddstäckning av avfallet eller ett tillräckligt vattendjup (Öberg et al., 1998). En nackdel med våttäckning är att vattenströmningen genom upplaget kan bli hög varför de vittringsprodukter som bildas transporteras ut fortare. Geokemiskt är detta en mycket effektiv metod, eftersom syretillgången blir väldigt låg. Om en konstgjord damm anläggs måste den dimensioneras så att det inte finns någon risk för dammhaveri, vilket annars kan få stora konsekvenser.

5.1.3 Temperatures inverkan

Ökad temperatur ger för de flesta processer en ökad reaktionshastighet. Förhållandet mellan reaktionshastigheten och temperatur kan beskrivas med Arrhenius ekvation (5.5).

$$k = A \exp^{-E_a / RT} \quad (5.5)$$

där k är en hastighetskonstant, A en frekvensfaktor, E aktiveringsenergi (J mol^{-1}), R , den universella gaskonstanten ($\text{J K}^{-1} \text{mol}^{-1}$) och T den absoluta temperaturen (K) (Sparks, 1989). Aktiveringsenergin för pyrit, magnetkis och zinkblände kan ses i Tabell 5.3. Om reaktionshastigheten är känd för en viss temperatur, till exempel från laborieförsök, kan denna information användas för att beräkna reaktionshastigheten för rådande temperatur. Arrhenius ekvation kan då istället skrivas om som

$$r(T_1) = r(T_2) \exp\left(-\frac{E_a}{R} \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2}\right)\right) \quad (5.6)$$

där T_2 är temperaturen vid vilken reaktionshastigheten $r(T_2)$ uppmättes och $r(T_1)$ är reaktionshastigheten vid temperaturen T_1 .

Tabell 5.3. Aktiveringsenergi, E_a , för sulfidoxidation

	pH	E_a (kJ mol^{-1})	Referens
Pyrit		52,7	Scharer et al., 1994
	2-4	57	Nicholson, 1994
	7-8	88	Nicholson, 1994
Magnetkis		44,7	Scharer et al., 1994
	4	52	Nicholson, 1994
	6	100	Nicholson, 1994
Zinkblände		47-63	Janzen et al., 2000
		34	Weisener et al., 2003

5.1.4 Bakteriers inverkan

Försök har visat att reaktionshastigheten för pyrit är högre vid låga pH, jämfört med neutrala pH-värden vilket kan höra ihop med att aktiviteten hos järn- och svaveloxiderande bakterier (*Thiobacillus ferrooxidans*) är högre vid lägre pH-värden. Olson (1991) visade att den biotiska oxidationshastigheten för pyrit vid närvaro av *Thiobacillus ferrooxidans* var 34 gånger högre än den kemiska hastigheten. Vid pH under 3 är oxidationen med Fe(III) tio till hundra gånger snabbare än med syre (Ritchie, 1994).

5.1.5 Tillgänglig sulfidyta

Oxidation av pyrit anses vara en ytkontrollerad reaktion och detsamma är troligt att gälla för övriga sulfider (Strömberg, 1997). Oxidationen av sulfider i stora partiklar är långsammare än i mindre korn, eftersom den molekylära diffusionen är långsammare in i en partikel. Vid koppargruvan i Aitik visade man i laborieförsök att partiklar med en diameter på mindre än 0,25 mm bidrog till ungefär 80% av sulfid- och silikatupplösningen trots att denna fraktion bara utgjorde 27% av den totala massan. En viktig faktor för sulfidvittringen är därför kornstorleksfördelningen.

Den specifika ytan beror av kornstorleksfördelningen, kornens form och upplagets porositet. Den uttrycks dock vanligen i enheten $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$, men även $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$ förekommer. Den specifika sulfidytan kan uppskattas enligt ekvation 5.7 (Salmon, 2000).

$$A_i = \gamma_i A_{tot} \quad (5.7)$$

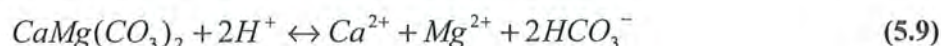
Där A_i är tillgänglig yta av sulfid i per g material, A_{tot} är total yta per g material och γ är volymprocenten av sulfid i ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) i det fasta materialet. Den specifika ytan har bestämts för anrikningssand i flera undersökningar men specifika ytan för gråberg har inte hittats vilken bland annat kan bero på att den är svår att bestämma tack vare att variationen i partikelstorlek är mycket större i ett gråbergsupplag än i ett sandmagasin.

5.1.6 Syraförbrukande processer

Gråberg och anrikningssand kan också innehålla mineral med buffrande (syraneutraliserande) verkan. Syraneutraliserande reaktioner är i allmänhet inte beroende av syretillgången och reaktionerna kan ske i upplaget där lakvatten transporteras och i de underliggande akvifärerna, begränsade bara av förekomsten av syraförbrukande mineral. Upplösningen av karbonatmineral, oftast i form av kalcit eller dolomit, är den viktigaste buffrande reaktionen i gråberg och anrikningssand på kort sikt. Eftersom karbonats upplösningshastighet är högre än oxidationshastigheten för sulfider kan man anta att den syra som genereras vid sulfidoxidation neutraliseras fullständigt av karbonat nära produktionsplatsen tills all karbonat är förbrukad (Ritchie, 1994). Medan det finns karbonat kvar kommer pH att hållas på en hög nivå. Silikatmineral löses upp långsammare men förekommer å andra sidan i stora mängder i gråbergsdeponier. Därför är silikatmineralernas upplösning en viktig pH-buffrande reaktion i ett längre tidsperspektiv.



Kalcit



Dolomit

Silikater i form av till exempel kvarts kan i praktiken betraktas som icke vittringsbara, men andra sorters silikater, såsom fältspat, amfibol, pyroxen och olivin måste räknas till vittringsbenägna mineral (Ollier, 1984). Grundbeståndsdelen i silikater är en Si atom i en tetraheder bildad av syreatomer. Tetrahederna kan sedan arrangeras på olika sätt, i enkla kedjor (pyroxen), dubbelkedjor (amfibol), skikt (glimmer) eller tredimensionella strukturer (fältspat). Stabiliteten hos strukturen bevaras genom ett komplext samspel mellan geometriska och elektrostatiske faktorer. Vid vittring byts i princip kationer mot vätejoner. Vittring av silikat i sin enklaste form kan skrivas som



där M representerar en metalljon och SiO en kiselgrupp Si_xO_y (Ollier, 1984).

5.1.7 Modellering av sulfidoxidation

Olika modeller, konceptuella och matematiska, har tagits fram för att beskriva sulfidoxidation, främst pyrit (till exempel Pantelis et al., 2000, Lefebvre et al., 2001a, Bozkurt et al., 1999, Bain et al., 1999). Det är dock inte självklart vilken som bör användas för att modellera sulfidoxidation vid Svartliden. De flesta modeller tar hänsyn till syrediffusion, eftersom det är den viktigaste begränsande faktorn, och att upplösningshastigheten är stor initialt då sulfider finns tillgängliga på färsk brottytor för att sedan avta.

Oxidation av finpartikulärt material som kan antas bestå av i princip ren sulfidmineral beskrivs vanligen med en "krympande radie" modell (shrinking radius) som tar hänsyn till att partikelns volym minskar då sulfidvittringen fortgår. För större partiklar och när sulfidmineralen finns mellan andra mineral i en partikel, beskrivs oxidationen med en "krympande reaktiv front" (shrinking core). I dessa modeller tas hänsyn till diffusion av syre genom vätskefilm runt partikeln och genom partikeln samt att den reaktiva fronten minskar då oxidationen fortgår. Små partiklar oxideras med denna modell snabbare än stora partiklar.

Strömberg (1997) föreslog följande hastighetsuttryck för utsläppshastigheten R (mol mineral (kg avfallsmaterial)⁻¹ s⁻¹) (modifierad).

$$R = \frac{\alpha k_m V_m}{a_{G,0}} C_{m0}^{1-x} C_m^x C_{O_2}^{1/2} \quad (5.11)$$

där α och χ är formfaktorer, V_m mineralens molala volym ($\text{dm}^3 \text{mol}^{-1}$), $a_{G,0}$ (dm) är den initiala kornradien, C_m och $C_{m,0}$ är faktisk och initial sulfidhalt ($\text{mol (kg avfallsmaterial)}^{-1}$) och C_{O_2} är syrekonsentrationen i vattenfasen. k_m är en hastighetskonstant som här har enheten $\text{dm}^{0.5} \text{mol}^{-0.5} \text{s}^{-1}$, χ sätts till 2/3 för sfärisk geometri men kan även sättas till lägre tal, 1/2 för cylindrisk geometri och 0 för plan geometri, vilket leder till en lägre minskning i reaktionshastighet då sulfidhalten minskar. Med χ som 2/3 och $\alpha = 1$, (ekvation 5.12) blir utsläppshastigheten:

$$R = \frac{\alpha k_m V_m}{a_{G,0}} C_{m,0}^{1/3} C_m^{2/3} C_{O_2}^{1/2} \quad (5.12)$$

Salmon (2000) redovisar för de två sulfiderna zinkblände och kopparkis två ekvationer där hon modifierar de reaktionshastigheter Sharer (1994) tidigare föreslagit,

för kopparkis

$$r_{Cu} = h \delta A_{Cu} k_{Cu} \alpha X [O_2(aq)]^{0.5} \quad (5.13)$$

och för zinkblände

$$r_{Zn} = h \delta A_{Zn} k_{Zn} \alpha X [O_2(aq)]^{0.5} \quad (5.14)$$

För kopparkis anges $k_{Cu} = 4 \cdot 10^{-13} \text{mol}^{0.5} \text{dm}^{-0.5} \text{s}^{-1}$, vilket med en syrekonsentration på $0,4 \text{mmol dm}^{-3}$ ger oxidationshastigheten $r_{Cu} = 8 \cdot 10^{-13} \text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. α och χ är formfaktorer vars produkt i avhandlingen är 1. För zinkblände anges k_{Zn} till $5,4 \cdot 10^{-14} \text{mol}^{0.5} \text{dm}^{-0.5} \text{s}^{-1}$, vilket med syrekonsentrationen $0,4 \text{mmol dm}^{-3}$ ger en oxidationshastighet på $1,08 \cdot 10^{-13} \text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. A_{Cu} och A_{Zn} står för den tillgängliga ytan av respektive sulfid ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$), beräknad enligt ekvation (5.7) och koncentrationerna anges i mol dm^{-3} .

För pyrit redovisar Williamson och Rimstidt (1994) följande ekvation som visar på ett svagt pH-beroende.

$$r_{Py} = 10^{8,19} [H]^{-0,11} [O_2(aq)]^{0,5} \quad (5.15)$$

som vid pH 5,5 och syrekonsentration på $0,4 \text{mmol dm}^{-3}$ ger en oxidationshastighet på $5,2 \cdot 10^{-10} \text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Andersson och Rasmusson (1983) har gjort en litteraturgenomgång för hur vittringsförloppet i gråbergsmaterial kan beräknas. Där har de kommit fram till att reaktionshastigheten för pyritvittring är direkt proportionell mot syrekonsentrationen och den tillgängliga pyritytan (ekvation 5.16). Samma resonemang kan antas gälla för samtliga sulfider.

$$R = k * \text{sulfidyta} [O_2] \quad (5.16)$$

där k är reaktionshastigheten i $\text{mol m}^{-2} \text{sulfid s}^{-1} \text{mol dm}^3$ och $[O_2]$ är koncentration syre i porutrymmet. Den tillgängliga sulfidyta uttrycker de i enheten $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$. Den beräknas enligt ekvation 5.17 under antagandena att densiteten är lika stor för sulfiderna som för bergmassan, att upplaget består av sfäriska partiklar med radien a och att porositeten är ϵ .

$$\text{sulfidyta} = \frac{3}{a} * (1 - \epsilon) \quad (5.17)$$

Det finns också exempel på att nollte ordningens reaktionsordning mot sulfidkoncentration används (Eriksson, 1996). Det innebär att utsläppshastigheten är konstant tills all sulfid är slut.

5.1.8 Kinetiska test

För att ta reda på sulfidoxidationen i ett specifikt gråbergsmaterial eller anrikningssand kan kinetiska test utföras på material från platsen. Kinetiska test ger en uppfattning om materialets utsläppshastighet av oxidationsprodukter och hur denna förändras över tid. Ett representativt prov av materialet krossas och utsätts för oxiderande förhållanden. Därefter låter man vatten infiltrera materialet så att oxidationsprodukter lakas ut och därefter mäts koncentrationen i lakvattnet. För en mer detaljerad beskrivning av utförande, se avsnitt 7.4.

5.1.9 Skaleffekter

Det pågår för närvarande forskning inom Mistra programmet *MiMi* (Mitigation of the environmental impact from mining waste) (Herbert, 1999) bland annat för att utreda hur försök i laboratorieskala, framförallt kinetiska test, kan skalas upp för att gälla ett naturligt avfallsupplag. Biogeokemiska reaktioner generellt sker snabbare vid försök i mindre skala än om man normaliserar till den massa som deltar i reaktionerna. Data på reaktionshastighet från laboratorieexperiment har därmed svag relevans för direkt prediktion av fältskaliga processer.

En omfattande utredning har gjorts på gråbergsupplaget i Aitik där man har tagit fram vissa parametrar som kan förklara skillnaden mellan fält och laboratorie samt ett verktyg för att skala om laboratorieresultat till fältförhållanden. De baseras på mätbara fysikaliska data och kan därför appliceras på andra avfallsupplag där liknande omständigheter råder (Malmström et al., 2000). Skalfaktorn mellan fält och laboratorie kan enligt denna undersökning skrivas enligt ekvation

$$R^F = A_{si} \alpha^F \beta_T^F \beta_{pH}^F \beta_{PS}^F k^B$$

där indexen F och B står för fält respektive fuktkammarförsök (batch studies). R^F är den resulterande utsläppshastigheten i fält, A_{si} är den specifika ytan för den betraktade sulfiden i och k^B är den ytnormaliserade reaktionshastigheten från laborieförsök. Betydelsen av de olika faktorerna kan ses i Tabell 5.4.

Tabell 5.4. Skalfaktorer för att kunna använda data från laboratieförsök i fältskala

1	α^F	Denna faktor tar hänsyn till eventuell förekomst av preferentiellt flöde och stagnanta zoner i upplaget som gör att oxidationsprodukter transporteras ut med olika hastighet beroende på var i upplaget de bildas. Denna faktor kan bestämmas med spårämnesförsök.
2	β_T^F	Tar hänsyn till temperaturskillnad mellan de olika försöken och kvantifieras med Arrhenius ekvation (5.6).
3	β_{pH}^F	Tar hänsyn till pH skillnaden och beräknas med nedanstående ekvation, där n är reaktionsordningen med avseende på protoner. $\beta_{pH}^F = 10^{(n(pH^b - pH^F))}$
4	β_{ps}^F	Korrektionsfaktorn för partikelstorlek beräknas enligt nedan och kan användas då reaktionshastigheten k_i har tagits fram för olika partikelstorlekar, x_i . Denna faktor kan också relateras till den specifika ytan. $\beta_{ps}^F = \sum_i x_i k_i / k^b$
5	A_{Si}^F	Denna faktor används för att ta hänsyn till olika sulfidinnehåll i de olika miljöerna och kan skrivas enligt nedanstående ekvation, där γ representerar volymandelen av sulfid i . $A_{Si}^F = A_{Si}^b \frac{\gamma_i^F}{\gamma_i^b}$

5.2 TRANSPORTTEORI

Det finns idag ingen grundläggande teoretisk modell som exakt kan förutsäga metallers transport och ackumulation i jord, oavsett hur mycket information det finns på mineralogi, pH- och redox förhållande, komplex-konstanter osv. I en sådan modell måste varje fast fas i marken karaktäriseras och kopplas till jämvikts- och/eller kinetiska konstanter med samtliga ämnen i den flytande fasen som samverkar med dem (Lundberg et al., 1994).

Medelhastigheten i marken för en icke-reaktiv förorening, dvs en förorening som är fullt löslig i vatten och inte interagerar med omgivande fasta medium, är under mättade förhållanden lika stor som den *advektiva transporthastigheten* (ekvation 5.19). Den kan beräknas ur Darcy's lag för mättat flöde (ekvation 5.18) och den *effektiva porositeten*. Den effektiva porositeten, ϵ_{eff} , definieras som kvoten mellan den sammanhängande porvolymen och den totala volymen.

$$q = \frac{\partial \Psi_{tot}}{\partial z} \quad (5.18)$$

$$v = \epsilon_{eff} * q \quad (5.19)$$

där q är den mättade flödes hastigheten ($m s^{-1}$) enligt Darcys lag, z är djupet ned i upplaget, Ψ_{tot} den totala hydrauliska potentialen (m) och v är den genomsnittliga flödes hastigheten per tvärsnittsarea.

En förorening som transporteras advektivt genom en jordvolym kommer att spridas ut på grund av *dispersion*, både i strömningsriktningen (longitudinell dispersion) och vinkelrätt mot den (lateral

dispersion). Dispersion uppstår eftersom strömningshastigheten varierar inom en jordvolym, eftersom porerna är olika stora, vilket beror på skillnader i kornstorlek och lagringsförhållanden.

Transport kan också ske genom *diffusion*. Diffusion är en långsam process som styrs av koncentrationsskillnader och kan beskrivas med Ficks lag, ekvation 5.20

$$F = -D \frac{dc}{dx} \quad (5.20)$$

där F är massflödet ($\text{kg m}^{-2}\text{s}^{-1}$) D är diffusionskoefficienten (m^2s^{-1}), C är koncentrationen av det studerade ämnet och dc/dx är koncentrationsgradienten som styr flödet och som är negativ i diffusionsriktningen. Diffusion kan även ske mellan olika faser, fast fas, vattenfas och gasfas. Det är till exempel diffusionen som gör att vatten i kontakt med atmosfären får en viss löst mängd syre och ett ämne löst i strömmande vatten kan tränga in i omgivande porösa material. Molekylär diffusion innebär spridning av massa pga molekylernas slumpmässiga rörelse.

Vid låga flödeshastigheter är diffusion den viktigaste spridningsprocessen men då flödeshastigheten ökar blir den mekaniska dispersionen allt viktigare. I en dimension kan ekvationen för advektivt- och dispersivt flöde för en ickeaktiv substans i ett mättat, homogent, isotropt material med konstant flödeshastighet skrivas som (Freeze och Cherry, 1979)

$$D_l \frac{\partial^2 C}{\partial l^2} - v_l \frac{\partial C}{\partial l} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (5.21)$$

där den första termen beskriver dispersionen och den andra termen advektionen. D_l är den longitudinella dispersionen, l är avstånd och v_l är den advektiva strömningshastigheten.

Slingringhet (tortuosity) är en reduktionsfaktor för diffusionskoefficienten och den beror på att molekylerna måste ta en omväg runt partiklar då de rör sig i den fasta fasens porutrymme. Det är empirisk koefficient som tar hänsyn till den fasta fasen i det porösa mediets inverkan på diffusionen och i laborieförsök har värden på mellan 0,5 och 0,01 observerats (Freeze och Cherry 1979).



Figur 5.3. Konceptuell bild av diffusion respektive dispersion.

5.2.1 I öppna vattendrag

I öppna vattendrag syresätts vattnet och utspädning sker med avrinning. Dessutom kan utbyte ske med poröst material i strömbädden och med stagnanta zoner. Dessa processer kan i vissa fall ha större inverkan på transport av lösta ämnen än dispersion (Forsman, 2000). Utbytet mellan vattendraget och det porösa materialet/stagnanta zoner styrs av koncentrationsskillnader enligt Fick's lag (5.20) och leder till spridning i tid och rum på samma sätt som för diffusivt flöde.

5.2.2 I gråbergssupplag

Vattnets huvudsakliga roll i ett avfallsupplag är utlakning och transport av vittringsprodukter. Vattenflödet kan också ge upphov till en inre erosion, vilken kan medföra en ökad uttransport av föroreningar men också frilägga färsk mineralyt för vittring (Qvarfort, 2001).

Gråbergssupplag är ofta en mycket heterogen formation, som kan bestå av alltifrån små partiklar av lerkornsstorlek till stora block. Detta gör att de hydrologiska flödesegenskaperna kan variera stort mellan olika delar av deponin, vilket bidrar till att det finns osäkerheter då man försöker förutsäga den framtida sammansättningen av lakvattnet. Det är ofta missvisande att anta att vittringsprodukterna utlakas ur deponin med samma hastighet som de upplöses, fördröjda av den genomsnittliga tid det tar för vattnet att transporteras genom deponin. Den kemiska sammansättningen av vattnet som lämnar upplaget ger därför bara begränsad information om föroreningsproduktionen i upplaget (Ritchie, 1994).

I en deponi kan det förekomma både stagnanta zoner och zoner dit det strömmande vattnet kanaliseras. Detta kallas även preferentiellt flöde och innebär att den största delen av vattnet transporteras med hög hastighet längs vissa flödesbanor och således inte kommer i kontakt med materialets hela kontaktyta. Det innebär också att en del av vattnet inte kommer i kontakt med denna snabbt flödande del och därmed kommer att röra sig långsammare eller vara immobilt. Förekomsten av preferentiellt flöde beror på upplagets heterogena uppbyggnad, vilket resulterar i att porerna har olika utseende och är sammankopplade på olika sätt. I Aitik har det visat sig att 30-45% av vattnet är immobilt och att resten rör sig längs preferentiella flödesbanor (Eriksson, 1996).

Upplagets vattenmättnadsgrad påverkas av upplagets uppbyggnad och infiltrationens storlek. Vattenmättnadsgraden påverkar oxidationshastigheten hos sulfider eftersom det krävs fukt för att oxidation ska kunna ske samtidigt som en vattenfilm begränsar samtidigt syrediffusionen. Vattenmättnadsgraden bestämmer även vattnets uppehållstid i upplaget och därigenom hur fort oxidationsprodukter transporteras genom systemet.

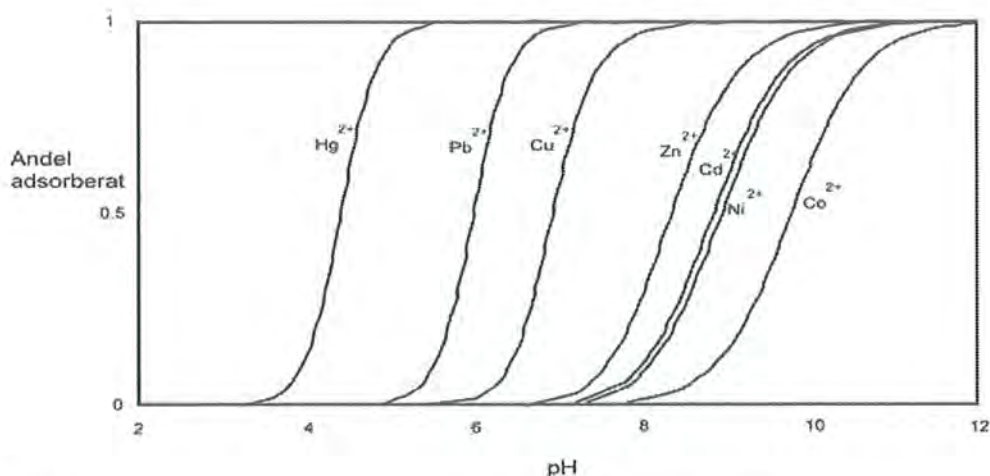
Överslagsmässigt kan vattnets uppehållstid i ett gråbergssupplag (Strömberg, 1997) beräknas enligt ekvation 5.22, eftersom vattnet i omättat flöde enbart kommer att flöda genom vattenfylld volym. Denna enkla ekvation tar dock inte hänsyn till inverkan av preferentiellt flöde utan ger den genomsnittliga uppehållstiden.

$$\tau = \frac{h\theta}{I} \quad (5.22)$$

där τ är vattnets genomsnittliga uppehållstid (år), h är upplagets höjd (m), θ är vattenmättnadsgraden (-) och I är den effektiva infiltrationen (m år^{-1}). Om all nederbörd antas infiltrera motsvaras den effektiva infiltrationen av nettonederbörden.

5.2.3 Immobilisering av metaller

Exempel på reaktioner och processer som immobiliserar metalljoner är *redoxreaktioner*, *utfällning*, *växtupptag* och *adsorption*. *Adsorption* kan i sin tur delas upp i *jonbyte* och *ytkomplexbildning*. Fördelningen av metaller mellan fast och flytande fas påverkas av pH, redoxpotential, närvaro av komplexbildare såsom klorider, sulfater, karbonater, organiska syror och det fasta materialets egenskaper. *Jonbyte* innebär att joner byter plats i det diffusa skiktet, dvs att en annan jon, vanligen en proton, frigörs. Om ytans laddning påverkas eller ej beror på skillnaden i laddning mellan de två inblandade jonerna. En vanlig form av komplexbildning är att Cu, Pb, Zn, Cd bildar komplex med hydroxidgrupper. Det är stor skillnad mellan olika katjoner hur starkt de binds till en yta och adsorptionen ökar med ökad valens (Lundberg et al., 1994).



Figur 5.4 Adsorptionens variation med pH (från Freeze och Cherry, 1979)

Material vars ytor har hög kemisk aktivitet, tack vare stor specifik yta och laddning, är

- Lermaterial, som har en permanent negativ laddning
- Humusämnen, som har många olika sorters reaktiva ytor (funktionella grupper), vars funktion varierar kraftigt med pH. Nettoladdningen är dock alltid negativ under naturligt förekommande pH..
- Oxider, (Fe-, Al-oxider) har variabel positiv/negativ laddning beroende på pH.

Kationer binds hårdast till jord vid pH över 4-5. Vid pH över 6 kan dock humusen lösas upp och det uppkommer lösta komplex i vattenfasen istället för på partikelytor. Adsorption kan i sin tur också påverka pH-värdet. För varje sulfatjon som adsorberas binds också 1,5-1,8 protoner vilket gör att pH höjs. Varje jord har en unik pH-beroende kurva över adsorptionen. Orsaker till variationer är t ex humushalten och konkurrens med andra joner med samma laddningstecken. (Langmuir, 1997)

Under oxiderande förhållanden och då pH sjunker, ökar i allmänhet metallers löslighet i lakvattnet och de transporteras fortare genom systemet. Vid relativt högt pH-värde kan de lösta metallerna åter fällas ut som sekundära mineral och även adsorberas på mineralytor. Att bibehålla ett högt pH i deponin minskar således både oxidation av sulfider och gör att de metaller som frigjorts adsorberas till partikelytor eller fälls ut som sekundära mineral. Järn och mangan kontrollerar den lösta koncentrationen av spårmetaller i oxiska vatten eftersom partiklar av järn (oxy-)hydroxider effektivt adsorberar spårmetaller och även denna adsorption ökar med ökat pH (Eary, 1998).

Det finns olika modeller för att beskriva adsorptionen. Den enklaste är linjär adsorption som förutsätter konstant pH, konstant konkurrens av andra joner, konstant jonstyrka samt att jonen förekommer i låga koncentrationer eftersom denna modell ej kan ta hänsyn till mättnad, dvs att tillgängliga sorptionsytor kan bli upptagna. Det finns ytterligare två modeller, Langmuir och Freundlich som tar hänsyn till mättnad.

Linjär adsorption

$$q = K_d C \quad (5.23)$$

där q den fasta fasens koncentration (mg g^{-1}) av det lösta ämnet, C är jämviktkoncentrationen av ämnet i lösningen (mg/dm^3) och K_d är jämviktskonstanten ($\text{dm}^3 \text{g}^{-1}$). Sorptionskvoten är inte beroende av lösningens koncentration utan kan bli oändligt stor om lösningens koncentration ökar, dvs att antalet bindningsplatser är oändligt.

Langmuir

Langmuir ekvationen beskriver sorption till en yta med ett ändligt antal bindningsställen. Varje sorption anses enligt denna beskrivning ha samma aktiveringsenergi, vilket inte alltid är rimligt. Vid låga koncentrationer följer Langmuir ekvationen Henry's lag.

$$q = \frac{K_L C}{1 + a_L C} \quad (5.24)$$

K_L är jämviktskonstanten ($\text{dm}^3 \text{g}^{-1}$) och a_L är Langmuir konstanten ($\text{dm}^3 \text{mg}^{-1}$). X_m , kvoten mellan a_L och K_L representerar materialets maximala bindningsförmåga (mg g^{-1}) av det studerade ämnet.

Freundlich

$$q = K_F C^m \quad (5.25)$$

där K_F är jämviktskonstanten ($\text{dm}^3 \text{g}^{-1}$) och storleken på m (-) är mindre än ett.

Sorption i morän

Morän är ett heterogent material vars egenskaper kan variera kraftigt mellan olika lokaler men även inom ett område. Sorptionens storlek är korrelerad till en mängd faktorer och sambanden är inte helt utredda. De viktigaste parametrarna är den organiska halten och lermineralens jonbyteskapacitet. Eilert (2001) har gjort en sammanställning över kända K_d -värden att använda vid modellering av olika platserns lämplighet som avfallsupplag. De värden som är givna är konservativa värden som riskerar att underskatta retardationen (pers. kommentar, Mark Eilert) och som kan användas för svenska förhållanden.

Tabell 5.5. Använda K_d för morän

Metall	K_d värde ($\text{dm}^3 \text{kg}^{-1}$)
Cu	500
Zn	100
Pb	500
Ni	100
As	50
Cd	20
Cr	30-2000

Värden från Eilert, 2001.

Sorption i torv

Torv bildas av döda träd och växtdelar som hamnat i vattendränkta områden där mikroorganismernas nedbrytning av materialet (metamorfos) går mycket långsamt på grund av syrebrist. Därför beror den kemiska sammansättningen på torven av faktorer såsom typ av vegetation, klimat, vattnets pH och grad av omvandling.

Torv har fått en stor kommersiell betydelse vid rening av vatten där metaller förekommer i låga koncentrationer, t ex i utsläpp från reningsverk och i dagvatten. Torv är billigt och genom sin höga förmåga att binda metaller koncentreras dessa i torven och kan tas om hand på ett effektivt sätt. Det är ett komplext material, bland annat bestående av lignin, cellulosa, humus och fulvosyror. Dessa beståndsdelar innehåller i sin tur polära funktionella grupper, såsom alkoholer, aldehyder, karboxylsyror, ketoner och fenoler - grupper som är aktiva vid sorption och jonbyte. Dessutom har torv en stor specifik area tack vare sin porösa struktur. Enligt Asplund (1976) har torv en ytaarea på $>200 \text{m}^2 \text{g}^{-1}$ och en porositet på 95%. Sammantaget gör detta att torv har en hög sorptions potential för lösta ämnen, t ex metalljoner.

Sorptionsisotermer för torv

Många studier har utförts för att fastställa torvs förmåga att binda metaller. Lancalette (1976) visade att torv binder de flesta metaller effektivt, upp till 4% av torvens torrsvikt. I flera studier (McKay et al. 1996, Ho et al. 1994) har man kommit fram till att Langmuirisotermer bäst beskriver hur metaller binds till torv. Försök har även gjorts att beskriva förloppet med Freundlich och Redlich-Petersons jämviktsisotermer vilka visade sig ha sämre korrelation till uppmätta värden.

Tabell 5.6. Sorptions isotermer för torv

Metalljon	K_L (dm ³ g ⁻¹)	a_L (dm ³ mg ⁻¹)	X_m (mg g ⁻¹)	Källa
Cu	6,85	0,549	12,48	Chen (2001)
Ni	1,30	0,046	28,26	Chen (2001)
Pb	381,48	3,09	103,07	Chen (2001)
Cd	0,132	2,629	5,642	McKay (1997) (trekomponent alt.) ¹
Cu	0,382	3,707	6,544	McKay (1997) (trekomponent alt.) ¹
Zn	0,0579	1,285	2,948	McKay (1997) (trekomponent alt.) ¹

¹Trekomponent alternativet innebär att fastläggning studeras under konkurrens med två andra joner.

5.2.4 Avrinningsområden

Den största delen av vattnet som når vattendrag har varit i kontakt med marklager/berggrund i tillrinningsområdet. Vattnets kvalitet är därför starkt påverkat av tillrinningsområdets och markens egenskaper, fysikaliska såväl som kemiska och biologiska. Avrinningens väg genom marken bestämmer hur lång kontakttiden blir med jordlagren och markens kemiska sammansättning påverkar vattenkemin.

5.3 DAGBROTT

Dagbrottssjöar utgör en speciell typ av sjö som bildas då nedlagda dagbrott fyllts med vatten. Under gruvdriften bryter man ofta långt under grundvattenytan och det inläckande vattnet pumpas ur gruvan för att produktionen ska kunna fortgå. Detta ger under drifttiden en påverkan på den lokala grundvattennivån. Då driften och pumpningen upphör fylls dagbrottet på av grund- och ytvatten samt direkt nederbörd. Hur lång tid det tar innan dagbrottssjön når sin slutgiltiga vattennivå varierar med de hydrologiska förhållandena.

Vattnet i svenska dagbrottssjöar har ofta högt metall- och sulfatinnehåll, eftersom malmer ofta förekommer i kombination med sulfidhaltiga mineral. Det vatten som når dagbrottet för med sig lösta metaller och sulfat. Även dagbrottets väggar ger metall och sulfattillskott då de för vatten och vind exponerade mineralen i väggarna vittrar. Koncentrationen och flödet av löst syre i vattnet och dagbrottsväggarnas mineralogiska sammansättning är därför de viktigaste parametrarna för att prediktera den initiala kemin i gränsytan mellan berg och vatten (Shevenell, 1999).

Dagbrottets geometri skiljer sig från naturliga sjöar på flera sätt. Framför allt har dagbrottssjöar ett mycket större relativt djup. Naturliga sjöar har ett relativt djup på runt 2 % medan det för dagbrottssjöar är 10-20% (Lu, 2002). Relativt djup beräknas enligt ekvation (5.26) på det sätt som föreslogs av Doyle och Runnels (1997),

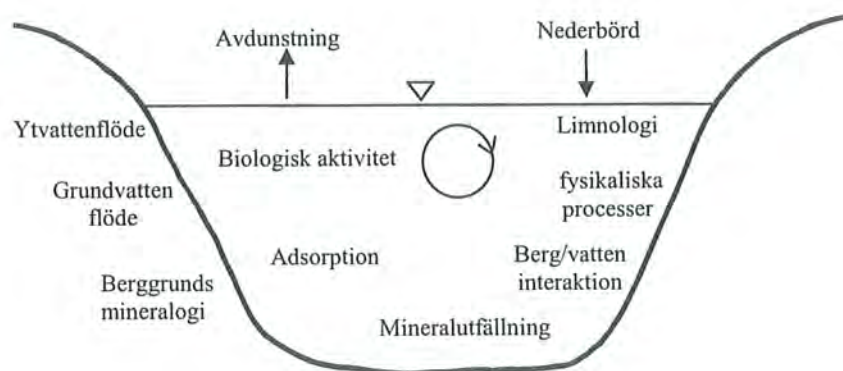
$$z_{rel} = 50z_m \sqrt{\frac{\pi}{A_0}} \quad (5.26)$$

där z_m är det maximala djupet och A_0 ytarean. Om en naturlig sjö har ett relativt djup på över 5% ses detta som en indikation på att sjön är stratifierad. (Doyle och Runnels, 1997). Därmed kan man sluta sig till att dagbrottssjöar generellt sett är stratifierade. Dagbrottssjöar kan ha termisk och kemisk stratifiering och de kan vara monomiktiska (omblandning en gång per år) eller dimiktiska (omblandning två gånger per år) liksom vanliga sjöar. Det stora relativa djupet gör dock att dagbrottssjöar ofta är meromiktiska (Tempel, 2000), vilket innebär att de har ett bottenkikt som aldrig

omblandas. Bottenskiktet är helt syrefritt och har ofta en förhöjd salthalt. Här är det möjligt att sulfat fälls ut som sulfider och därmed tas metaller och sulfat ur vattenmassan. Fe(III) dominerar under oxiderande förhållanden medan Fe(II) är stabil i anoxa förhållanden, dvs på större djup. Vidare är dagbrottets sidor branta och de omges ofta av branta väggar som skyddar från vindpåverkan vilket motverkar att strömmar genereras.

Biogeokemin påverkas av en rad limnologiska faktorer såsom latitud, ljusets penetreringsdjup (Secchi djup), grundvattenytans läge, vattnets uppehållstid och geometri. För att uppskatta en dagbrottsjö's geokemi är det också viktigt att känna till sammansättning och flöde av inkommande och utgående grund- och ytvatten (Shevenell, 1999).

Trots att två dagbrottssjöar ligger i liknande geologiska miljöer kan alltså variationer i hydrologi och geometri resultera i olika vattenkvalitet och påverka den geokemiska utvecklingen. Vanligtvis är den biologiska aktiviteten låg i dagbrottssjöar, tack vare den dåliga vattenkvaliteten och brist på näringsämnen eftersom stratifieringen förhindrar cirkulation. Då dagbrottssjöar är unga jämfört med naturliga sjöar har bara ett tunt lager sediment bildats.



Figur 5.5 Konceptuell bild av dagbrottssjö. Modifierad från Tempel et al. (2000)

5.4 METALLER

I modellen inkluderas metallerna koppar, zink, bly, nickel, järn, kadmium och krom. Till denna grupp läggs också arsenik fastän det inte är en metall i egentlig mening. Toxiciteten hos de olika metallerna varierar och följer i minskande ordning $Cd > Ni > Pb > Cr$, generellt kan man säga att toxiciteten är högre för substanser som förekommer i lägst halter naturligt. Naturvårdsverket har tagit fram riktvärden för metallhalter i olika vattensystem. I Tabell 5.7 finns deras riktvärden för halter i sjöar och mindre vattendrag.

Tabell 5.7. Bedömningsgrunder från Naturvårdsverkets rapport 4913 ($\mu\text{g l}^{-1}$)

Klass ¹	Cu	Zn	Pb	Ni	As
1 Mycket låga halter	<0.5	<0.5	<0.2	<0.7	<0.4
2 Låga halter	0.5-3	5-20	0.2-1	0.7-15	0.4-5
3 Måttligt höga halter	3-9	20-60	1-3	15-45	5-15
4 Höga halter	9-45	60-300	3-15	45-225	15-75
5 Mycket höga halter	>45	>300	>15	>225	>75

¹ Naturvårdsverkets klassifikation: Klass 1 motsvarar halter i naturliga system utan någon mänsklig påverkan. Klass 2 innebär små risker för biologiska effekter och det motsvarar områden utan mänsklig påverkan men där haltförhöjningar förekommer tack vare geologiska förutsättningar eller områden som har förhöjda halter pga utsläpp. I vattendrag med metallhalter enligt klass 3 kan effekter förekomma, särskilt i mjuka, närings- och humusfattiga vatten samt i vatten med lågt pH-värde. Med effekter menas här påverkan på arter eller artgruppers reproduktion och överlevnad i tidiga livsstadier. Klass 4 och 5 innebär ökande risker för biologiska effekter, dessa halter påverkar överlevnaden hos vattenlevande organismer redan vid kort exponering.

Metaller, som frigjorts till exempel vid sulfidvittringen, kan fällas ut som samma eller någon annan typ av sulfid under anoxa förhållanden (Bozkurt et al., 1999). Lösligheten hos sulfiderna ökar enligt $\text{CuS} < \text{PbS} < \text{CdS} < \text{ZnS} < \text{NiS} < \text{FeS} < \text{MnS}$ (Nordstrom, 1998). CuS kan alltså antas bildas i högre utsträckning än ZnS. Detta kräver dock att redoxpotentialen är tillräckligt låg för att sulfatreduktion ska kunna ske.

Arsenik kan förekomma som As(V) eller As(III), i båda fallen som oxyanjoner $\text{H}_n\text{AsO}_{3(n-3)}$ eller $\text{H}_m\text{AsO}_{4(m-3)}$ ($n, m=1, 2, 3$). Dessa kan adsorberas till Fe(oxy)hydroxider inom ett brett pH intervall (pH 3-10) fastän starkast vid låga pH (Ramstedt et al., 2002). Arsenik bildar inga stabila utfällningar under alkalina förhållanden och adsorberas inte heller till mineralytor.

6 MODELLERINGSVERKTYGET GOLDSIM

Goldsim är ett stokastiskt och dynamiskt modelleringsverktyg med en flexibilitet som gör det möjligt att simulera en mängd olika system. Det har använts för att modellera gruvsystem på flera håll i världen, bland annat en diamantgruva i Canada (DeVos, 2002)

Det har en objektorienterad uppbyggnad vilket ger förutsättningar att på ett grafiskt sätt beskriva och även bidra till förståelse för hur olika faktorer påverkar ett system (såsom det matematiskt är definierat av användaren) och för att förutsäga det framtida beteendet hos systemet.

Då man arbetar med GoldSim är det naturligt att dela upp systemet i delsystem som sedan kan delas upp i ännu mindre enheter. För att göra detta finns i GoldSim lådor (containers) vilka man kan öppna för att komma till en ännu högre detaljeringsgrad. Till GoldSim finns även en mängd mer generella element för att utföra olika beräkningar och man kan även länka till externa program. Det är ett enhetsmedvetet program som håller ordning på att dimensionerna i de ekvationer användaren definierar är konsekventa. Man kan även lägga in bakgrundsbilder och förklaringar vilket ger en god översikt av modellen.

Osäkerheter kan med GoldSim ansättas både på parametervärden och på processer. Om osäkerhet finns i till exempel den matematiska beskrivningen kan osäkerheter ansättas på beräkningsresultatet av en delprocess i systemet. Ett exempel är förekomsten av heterogeniteter i geologiska material. I GoldSim är det möjligt att beskriva sådana med geostatistiska metoder. Det kräver dock dataunderlag med avseende på mängd och kvalitet av materialet.

Vid körningarna görs en Monte Carlo simulering (se nedan, avsnitt 6.2) och resultatet blir en sannolikhetsfördelning för att en parameter ska anta olika värden. Svårigheten vid stokastisk modellering är att sannolikhetsfördelningarna sällan är kända (Grundfelt, 1997) och ett stort antal simuleringar krävs för att tillfredsställande noggrannhet i resultatets sannolikhetsfördelning ska uppnås.

Några utklipp ur modellen kan ses i bilaga A.

6.1 FÖRORENINGSTRANSPORT MED GOLDSIM

Till GoldSim finns ett antal moduler att arbeta med, beroende på vilken typ av system som studeras. I denna modellering har en föroreningsspridningsmodul använts som innehåller objekt som kan beskriva väl omblandade system och transport, där fastläggning kan göras i transportriktningen (en dimension). Denna typ av modell hör till familjen reaktiva transportmodeller, dvs där biogeokemiska processer kan kombineras med massbalansberäkningar i tid och rum. Den är dock framför allt lämplig för transportsimulering, då modelleringsverktygets förmåga att beskriva kemiska processer är begränsad till löslighetsvillkor, sorption och radioaktivt sönderfall.

Pipe



Med elementtypen *pipe* kan man simulera transport som domineras av advektion, till exempel vertikalt genom omättad jord eller horisontellt genom aqvifär eller i vattendrag. Med hjälp av Laplacetransformer beskriver denna typ av element endimensionell advektion, longitudinell dispersion, retardation och diffusion med immobil fas. Retardation representeras genom att ange jämviktsfördelningen mellan vattenfas och det fasta medium *pipe*n är fylld med.

En *pipe* definieras med dess geometri, tvärsnittsarea (A) och längd (L) och vad den består av. Det finns möjligheter att definiera om *pipe*n är fylld med något fast medium, vilka eventuella egenskaper det material som innesluter *pipe*n har och om det finns något partikulärt suspenderat material i vattenfasen. Man kan även ange att där finns en immobil fas som diffusivt kan fungera som en sänka eller källa för lösta ämnen i den mobila vattenfasen.

Nedan ges ekvationerna som används för att beräkna koncentration. Dessa ekvationer är förenklade genom antagandet att det inte finns något suspenderat material och att materialet i pipens väggar inte påverkar vattenfasen och att det inte finns någon immobil fas.

Flödeshastigheten för ett ämne då det lämnar pipen beräknas enligt

$$\frac{dm_s}{dt} = \left(Qc_s - \alpha Q \frac{\partial c_s}{\partial x} \right) \Big|_{x=L} \quad (6.1)$$

där m_s är massa av ämnet, Q är vattenflödet ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), c_s är koncentrationen av ämnet i vattenfasen, α är dispersiviteten (m) och L är pipens längd.

Koncentrationen av det lösta ämnet beräknas enligt

$$\frac{\partial c_{m,s}}{\partial t} = - \left[\frac{Q}{n^2 AR} \frac{\partial c_{m,s}}{\partial x} - \frac{Q\alpha}{n^2 AR} \frac{\partial^2 c_{m,s}}{\partial x^2} \right] \quad (6.2)$$

där t är tiden, n är porositeten hos det fasta materialet i transportvägen och θ är vattenmättnadsgraden. R representerar retardationsfaktorn, som för ett ickereaktivt ämne är 1. I en pipe, utan suspenderat material och där pipens väggar inte har någon påverkan, kan retardationen för en substans som adsorberas till det fasta materialet med linjär adsorption beräknas enligt

$$R = \frac{1 + \rho_p K_{p,s}}{n\theta} \quad (6.3)$$

Cell



Elementet *cell* används för att beskriva ett väl omblandat system, där koncentrationsutjämnningen är omedelbar. Till och från ett element kan man definiera advektiva och diffusiva flöden vilka beskrivs enligt ekvationerna 5.19-5.21.

6.2 MONTE CARLO SIMULERING

Då man använder GoldSim för att lösa ett stokastiskt problem används Monte Carlo simuleringar vilket innebär att modellen löses ett antal gånger med olika parametervärden. Vid varje anrop av parametern ges den ett nytt stokastiskt värde inom den angivna fördelningen. Parametervärdena beskrivs i modellen med en stokastisk fördelning som täcker in den troliga variationen i parametern. Vid varje ny lösning varierar parametrarna utifrån de givna stokastiska fördelningarna och resultatet blir i sig en sannolikhetsfördelning för att resultatet ska anta ett visst värde.

6.3 DATA OCH FÖRDELNINGAR

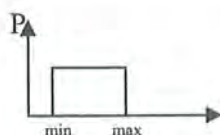
Probabilistiska fördelningar kan användas både för att beskriva osäkerhet och variabilitet fastän det egentligen är två vitt skilda saker. Osäkerhet beror på brist på kunskap, till exempel att för få mätningar gjorts för att utesluta påverkan från mätfel. Variabilitet beror på naturlig slumpmässighet och heterogenitet, till exempel flöden i mikroskala som inte går att förutsäga utan ett oändligt stort mätunderlag. I allmänhet finns ingen anledning att göra skillnad på om det är osäkerhet eller variabilitet eller en kombination av de båda som bidrar till osäkerheten.

För varje parameter måste avvägning göras för att uppskatta indatas giltighet för det studerade systemet och vilken sannolikhetsfördelning som är förknippat med värdet. I de fall då den sanna

fördelningen inte är känd är det ofta att föredra att ansätta en bred fördelning av parametern, dvs bevara entropin. Osäkerheten ska reduceras så mycket som möjligt men inte mer än att onödiga antaganden görs. Detta gör att resultatet blir maximalt osäkert med hänsyn till den kända informationen, men inte mer osäkert än det. GoldSim kan behandla de flesta stokastiska fördelningarna men med detta angreppssätt är det inte nödvändigt att använda andra än följande grundläggande fördelningar.

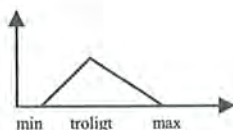
Uniform fördelning

Denna fördelning är den mest konservativa och bör användas då kunskapen om parametervärdet är mycket osäker till exempel på grund av att mycket få mätningar gjorts och man ej har någon säker uppfattning om dess sanna värde. Denna fördelning kan användas om max- och minvärden är kända men att alla värden mellan dessa kan antas med samma sannolikhet.



Triangulär fördelning

Detta är den "näst osäkraste" fördelning som kan användas då man inte vet parametrarnas sanna fördelning men har en uppfattning om dess troliga värde, samt att max och min värden har en lägre sannolikhet att inträffa (Michra, 2002). Den triangulära fördelningen kan vara symmetrisk runt det troliga värdet eller skevt fördelad.



Normalfördelning

Denna fördelning är den kanske mest kända och kan användas då fel i mätvärden kan antas vara additiva och slumpmässiga. En variabel kan antas vara normalfördelad om det s k centralteoremet är uppfyllt. Nämligen att summan av oberoende observationer asymptotiskt närmar sig en normalfördelning, oberoende av formen på den underliggande fördelningen (Michra, 2002). Fördelningen är framför allt lämplig för "lagrings" parametrar (till exempel porositet) och fysikaliska storheter men används standardmässigt för att ansätta osäkerheter (Michra, 2002). Eftersom fördelningen är teoretiskt obegränsad måste man tillse att standardavvikelsen inte är så stor att negativa värden (fysiskt omöjliga) erhålles. I GoldSim finns dock möjligheten att ange trunkerade fördelningar där till exempel ett lägsta värde kan ansättas.

Logaritmiska fördelningar

Används på samma sätt som ovanstående fördelningar (uniform, triangulär, normal) och används med fördel då parametern varierar inom ett stort intervall. I detta fall är det logaritmen av parametern beskrivs med den valda fördelningen.

7 ANTAGANDEN OCH MODELLERING AV SULFIDOXIDATION

Två angreppssätt kommer att användas för att uppskatta utsläppet av metaller från gråbergssupplaget, dels kommer utsläppshastigheten att uppskattas utifrån publicerade värden för oxidationshastigheter utförda i laboratorier på rena sulfidprov och dels från försök som för närvarande pågår med kinetiska test, sk ”humidity cell tests” på gråbergsmaterial från Svartliden. Båda används i kombination med erfarenheter från andra avfallssupplag, bl a skalfaktorer och med den mineralogiska sammansättningen i gråberg från Svartliden (uppskattad enligt avsnitt 7.2).



Erfarenheter från andra gruvor, främst Aitik i norra Sverige, används som underlag i modelleringen av gråbergssupplaget. På Aitiks gråbergssupplag har många studier utförts (till exempel Strömberg, 1997) och erfarenheter därifrån kan användas för att upprätta en modell över Svartlidengruvan eftersom gråbergssupplaget i Svartliden kan antas få liknande egenskaper som det i Aitik. De har liknande temperatur och nederbördsförhållanden men upplaget i Aitik har ett svavelinnehåll på $1,1 \pm 0,4$ wt% (Strömberg et al., 1997) och upplaget i Svartliden har ett lägre svavelinnehåll på i genomsnitt 0,6 wt% (lägsta uppmätta värdet är på 0,0wt% och max på 3,8wt%).

7.1 MATEMATISK BESKRIVNING AV SULFIDOXIDATION

Lättillgängliga sulfidytor kommer att oxideras först och det är därför rimligt att anta att oxidationshastigheten kommer att minska med tiden då de tillgängliga sulfidyterna minskar. Detta beskriver även samtliga matematiska modeller över oxidationens förlopp (ekvationerna 5.12-5.17, avsnitt 5.1). I Strömbergs modell (ekvation 5.12) är utsläppshastigheten en funktion av halten sulfid i avfallsmaterialet. Beroendet är dock inte direkt proportionellt vilket gör att avtagande blir långsammare än om direkt proportionalitet antas. Rasmussons ekvation (5.16) och Salmons (5.13-5.15) ekvationer ger att utsläppshastigheten är direkt proportionell mot sulfidhalten. I modelleringen används Strömbergs angreppssätt för att inte riskera att underskatta den långsiktiga utsläppshastigheten. Övriga modeller kräver så många inparametrar att de blir ointressanta i denna typ av modellering där antalet osäkra parametrar måste begränsas.

Strömbergs ekvation där utsläppshastigheten är proportionell mot sulfid- och syrehalt

$$R = \frac{\alpha k_m V_m}{a_{G,0}} C_{m0}^{1/3} C_m^{2/3} C_{O_2}^{1/2} \quad (5.12)$$

Strömbergs ekvation modifieras till en funktion av tillgänglig sulfidyta istället för sulfidhalt, eftersom den tillgängliga sulfidyten bättre beskriver med vilken hastighet reaktionen kan fortgå. Detta innebär ingen egentlig skillnad eftersom beräkningen av tillgänglig yta baseras på sulfidhalten. Skillnaden mellan att ha utsläppsfunktionen som en funktion av tillgänglig sulfidyta och sulfidhalt är en konstant faktor.

I modelleringen antas att tillgången till syre inte är begränsande för oxidation av gråbergsmaterial eftersom endast en enklare täckning planeras. Däremot kommer en delmängd av gråbergsmaterialet, det med förhöjd arsenikhalt, att kapslas in noggrant och oxidationen av detta material kommer att begränsas av tillgången till syre.

Med faktorerna skrivs ekvation 5.12 om enligt ekvation 7.1,

$$R_i = K A_{tot} r_i \gamma_{i0}^{1/3} \gamma_i(t)^{2/3} \quad (7.1)$$

där R_i är den resulterande utsläppshastigheten för sulfid i ($\text{mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$). A_{tot} är den antagna totala specifika ytan ($110 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, enligt avsnitt 5.1.5) och γ volymandelen av sulfid i , initialt och vid tiden t och r_i är oxidationshastigheten för sulfid i . (Tabell 7.2). Faktorn K inkluderar konstanter såsom syrehalt och partikelradie och är densamma för samtliga sulfider.

Utsläpp från sandmagasinet styrs helt av tillgången på syre och utsläppsmängden härifrån kan därför inte beräknas på samma sätt som för gråbergsmaterialet. Hur detta uppskattas beskrivs i avsnitt 7.6.

7.2 UPPSKATTNING AV MINERALOGISK SAMMANSÄTTNING

Ingen omfattande bestämning av den mineralogiska sammansättningen med avseende på sulfider finns att tillgå vare sig för sand eller för gråberg. 15 borrhälsborrarna av gråberg (5 borrhälsborrar per bergart, se Tabell 2.5) och ett malmprov (Vaughn, 2000) har analyserats, dock ej på den fullständiga mineralogin. Däremot finns omfattande undersökning på fördelningen av vissa grundämnen. Analyser av 43 malmprover och 158 gråbergsprover har utförts under grundstudien av området och varje prov baseras på 5 st enmetersborrhälsborrar som är tagna över hela utbredningen av malmkropp och omgivande gråbergsmaterial, både areellt och i djupled (Golder, 2001a). Proverna är dock inte helt representativa för gråberg eftersom fler provtagningar har gjorts nära malmkroppen där sulfidhalten är som högst. Analyser har utförts på förekomsten av metallerna guld, koppar, zink, bly, arsenik, nickel, kadmium samt svavel. För varje borrhälsbör har man vid analysen angett vilken bergart (metasediment, vulkanit respektive granit) provet består av. Dessa uppgifter används för att beräkna medelvärden för sulfidinnehåll i malm och gråberg fördelat på de tre bergarterna.

Eftersom data på mineralogin inte fanns att tillgå måste vissa antaganden göras för att uppskatta förekomsten av olika sulfidmineral. Den högsta produktionen av surt lakvatten fås under antagandet att allt svavel är bundet som sulfider och att metallerna Cu, As, Fe, Ni, Zn och Pb ingår i dessa. För att göra en uppskattning av sulfidinnehållet antogs därför att arsenik förekommer som arsenopyrit (AsFeS), all bly som blyglans (PbS), koppar som kopparkis (CuFeS_2), zink som zinkblände (ZnS) och nickel som nickelsulfid (NiS). Det svavel som ej "gått åt" till övriga sulfider antogs förekomma i form av magnetkis (Fe_{x-1}S), och pyrit (FeS_2), de vanligaste järnsulfiderna.

Kvoten mellan järn och svavel kan ses som en indikation på om pyrit eller magnetkis är den dominerande järnsulfiden (Salmon, 2000). En masskvot på 0,87 (g g^{-1}) indikerar att all järnsulfid förekommer som pyrit och en kvot på över 1,7 indikerar att all järnsulfid förekommer som magnetkis. Enligt den mineralogiska undersökningen som Vaughn (2000) gjort på malmen förekommer ingen pyrit i de malmprover han analyserade, bara magnetkis. Han fann vid sin undersökning att atomkvoten var 0,2485 vilket ger en masskvot på 1,6. Detta indikerar att malmen innehåller mer magnetkis än pyrit. Enligt en mineralogisk analys på gråbergsmaterial (Comarmond och Brown, 2003) förekommer även pyrit i gråbergsmaterial från Svartliden. Andelen magnetkis av den totala järnsulfidmängden anges i den mineralogiska undersökningen till 0,7 i metasediment, metavulkanit och granit. Vid uppskattning av den mineralogiska sammansättningen fördelas därför det överblivna svavlet så att samma kvot mellan magnetkis och pyrit erhålles som den uppmätta i analysen av gråbergsmaterial. Detta förhållande används både på anrikningssand och gråberg, dvs att 62% av resterande svavel antas bundet i magnetkis och resten i pyrit.

Som nämnts i kapitel 3.7 kommer det gråbergsmaterial som har högre potential att generera surt, metallhaltigt lakvatten att kapslas in, så att syrediffusionen in i materialet och således även sulfidoxidationen minskar. I modellen antas att man kommer att kapsla in material med avseende på arsenikhalten, då resultaten från vittringsförsöken (Comarmond och Brown, 2003) vid tiden för detta examensarbete utförande. Material som har en arsenikhalt över 500 ppm har nämnts i MKB'n som troligt att orsaka problem och detta material utgör 10% av de 158 provkärnor på gråbergsmaterial som det har utförts grundämnesanalyser på. För att ligga på den säkra sidan räknar man med att 20% av avfallet behöver kapslas in och noggrannare kännedom om den mineralogiska sammansättningen kommer att erhållas då produktionen kommit igång. 75% av det material som har en arsenikhalt på över 500 ppm är av metavulkanitiskt ursprung. För att uppskatta halterna i det ytterligare material som

kommer att kapslas in läggs slumpvis ytterligare 10% av metavulkaniten till detta urval, eftersom det material som kapslas in ”i onödan” troligen är sådant material som ligger nära det material man vill kapsla in, dvs av samma bergart. Det inkapslade materialet kommer enligt detta urval att ha en svavelhalt på 1,09%.

I modellen delas gråbergssupplaget således upp i fyra olika andelar eftersom olika bergarter har olika sammansättning och oxidationshastighet.

- Metavulkanit, icke inkapslat
- Metasediment, icke inkapslat
- Granit, icke inkapslat
- Inkapslat (85% av metavulkanitiskt ursprung)

I verkligheten kommer det dock bara att finnas två grupper, inkapslat och icke inkapslat, där de båda grupperna består av en blandning av granit, metavulkanitisk och metasedimentär bergart.

Anrikningssanden däremot betraktas som en massa med homogen sammansättning.

Volymprocenten för respektive sulfid, γ_i , beräknas enligt

$$\gamma_i = W_j^m \frac{1}{\eta_{ji}} \frac{M_i}{M_j} \frac{\delta_j}{\delta_i} \quad (7.1)$$

där W_j^m är halten i bulkmaterialet ($\mu\text{g g}^{-1}$), η_{ji} den stökiometriska mängden av ämne j i sulfid i (-), M_i sulfidens molmassa (g mol^{-1}) och M_j metallens molmassa (g mol^{-1}). δ_i är sulfidens specifika vikt (kg/m^3) och δ_b är bulkmaterialets specifika vikt (kg/m^3).

Massandelen av respektive sulfid beräknas enligt

$$m_i = W_j^m \frac{1}{\eta_{ji}} \frac{M_i}{M_j} \quad (7.2)$$

Den beräknade halten, volym och massandelen kan ses i Tabell 7.1 samt i bilaga C3. Den sammanlagde andelen sulfider i gråberg är 1,6 mass% eller 1,0 volym%. I sandmagasinet är den sammanlagda andelen sulfider 5,7 wt% eller 3,4 vol%.

Tabell 7.1 Beräknad volym- och massandel av respektive sulfid fördelat på respektive material, baserat på grundämnesanalyser

	Vulkanit	Sediment	Granit	Inkapslat	Gråberg (tot)	Anriknings sand
Grundämnesfördelning (ppm)						
Ag	0	0	0	0	0	1
As	194	148	131	536	248	1796
Cu	128	131	23	152	121	95
Pb	13	18	11	16	15	25
Zn	45	74	40	62	59	22
Cd	0	0	0	0	0	0
Ni	103	114	17	130	102	64
S	7268	5113	2398	10908	6733	23880
Volymandel (dm ³ m ⁻³)						
Kopparkis	0,25	0,26	0,045	0,30	0,24	0,19
Zinkblände	0,048	0,079	0,043	0,066	0,063	0,023
Blyglans	0,0059	0,008	0,0047	0,0072	0,0068	0,011
Nickelkis	0,083	0,092	0,014	0,10	0,082	0,052
Arsenikkis	0,20	0,15	0,13	0,55	0,25	1,8
Magnetkis	6,9	4,8	2,3	10	6,4	23
Pyrit	2,8	2,0	0,93	4,2	2,6	9,3
Massandel (ppm)						
Kopparkis	370	380	66	440	350	280
Zinkblände	67	110	60	92	88	33
Blyglans	15	21	12	19	18	28
Nickelkis	160	180	27	200	160	99
Arsenikkis	420	320	280	1200	540	3900
Magnetkis	11000	7700	3600	17000	10000	37000
Pyrit	5000	3400	1600	7400	4600	16000
Andel av gråberg	21%	31%	28%	20%		

Karbonatinnehållet är en viktig parameter för att uppskatta i vilken utsträckning det sura vattnet som genererats av sulfidoxidation kan buffras redan inne i upplaget, med utfällning av lösta metalljoner som följd. Undersökningar har visat (Camarmond, 2003) att det metavulkaniska och metasedimentära gråbergsmaterialet innehåller 0,6% karbonat och graniten 0,2%. Detta innebär att 87% av den genererade syran kan neutraliseras av den tillgängliga mängden karbonat (Camarmond, 2003). Buffrande reaktioner beskrivs dock inte i denna modellering.

7.3 LITTERATURDATA

Det finns som tidigare nämnts inte många publicerade data på oxidationshastigheter för andra sulfider än pyrit. Här uppskattas oxidationshastigheten utifrån de publicerade data som finns och med hjälp av den sammanställning J.L Jambor publicerat (Jambor, 1994) där han i fallande ordning räknar upp sulfidernas reaktionshastighet

$$\text{magnetkis} > \text{blyglans} - \text{zinkblände} > \text{pyrit} - \text{arsenikkis} > \text{kopparkis}$$

Det är svårt att avgöra vilken av de publicerade oxidationshastigheterna som är mest korrekt och därför används i modelleringen medelvärde av de angivna värdena för syreoxidation (Tabell 7.2).

Vissa antaganden måste göras för att uppskatta oxidationshastigheten hos arsenikkis, blyglans och nickelsis, eftersom det inte finns några uppgifter på oxidationshastighet med syre som oxidationsmedel för dem. Som kan ses i Tabell 5.2 så har arsenikkis 200 ggr högre oxidationshastighet än kopparkis då järn(III) fungerar som oxidationsmedel och detsamma antas gälla vid syreoxidation. För nickelsis har jag inte hittat någon reaktionshastighet men om man däremot tittar på löslighetsprodukten, som i alla fall säger något om den termodynamiska stabiliteten, ser vi att den bara är en storleksordning högre än för zinkblände ($K_{SP(nickelsis)} 4,0 \cdot 10^{-10}$ respektive $K_{SP(zinkblände)} 1,6 \cdot 10^{-11}$) och de antas därför ha samma oxidationshastighet. Detta resulterar i oxidationshastigheter som i storleksordning stämmer överens med Jambors sammanställning och därför kan antas vara rimlig. Blyglans antas ha samma oxidationshastighet som zinkblände enligt Jambors oxidationsserie. En sammanställning över de antaganden som gjorts kan ses i Tabell 7.2.

Tabell 7.2. Oxidationshastigheter använda i modelleringen ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

		Medelvärde (antal)	Antaganden	Används i modellen
Pyrit	r_{Py}	$3,17 \cdot 10^{-10}$ (3)		$3,17 \cdot 10^{-10}$
Magnetkis	r_{Mk}	$9,67 \cdot 10^{-9}$ (3)		$9,67 \cdot 10^{-9}$
Arsenikkis	r_{As}		$200 \cdot r_{Cu}$	$2,68 \cdot 10^{-10}$
Blyglans	r_{Pb}		r_{Zn}	$5,70 \cdot 10^{-10}$
Zinkblände	r_{Zn}	$5,70 \cdot 10^{-10}$ (2)		$5,70 \cdot 10^{-10}$
Nickelsis	r_{Ni}		r_{Zn}	$5,70 \cdot 10^{-10}$
Kopparkis	r_{Cu}	$1,34 \cdot 10^{-12}$ (1)		$1,34 \cdot 10^{-12}$

Data som detta baseras på kan ses i Tabell 5.2.

För att beräkna utsläppshastigheten utifrån litteraturdata behövs även information om den tillgängliga sulfidyten. Uppskattningen av den totala ytan A_{tot} ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$) från existerande gråberg, visade sig dock vara svår att hitta. Collin (1987) redovisar en minsta specifik yta för anrikningssand (baserad på Qvarfort, 1983) på $110 \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$ och detta värde kommer att användas för gråbergsupplaget. Gråbergsmaterial är mer grovkornigt än anrikningssand och borde därför ha en lägre specifik yta men här antas att gråbergsmaterialet har samma specifika yta som den grovkorniga anrikningssanden, vilket således är ett konservativt antagande.

7.4 KINETISKA TEST

För att få kännedom om ett materials långsiktiga vittringsegenskaper utförs kinetiska test där materialet utsätts för optimala oxideringsförhållanden och frigörelsen av olika substanser utvärderas som en funktion av tiden. En typ av kinetiskt test är fukt-kammarförsök (HCT, humidity cell test) HCT-test ger en god prediktion av vittringsförloppet hos icke-oxiderat finkorniga material (anrikningssand), om materialet är fullt exponerat för syre och fukt och det inte finns något karbonat som buffrar den producerade syran (Holmström, 1998, Ljungberg 1996). En annan typ av kinetiskt test är kolonnförsök. Det som skiljer fukt-kammarförsök från kolonnförsök är att en större yta är tillgänglig, tack vare den mindre partikelstorlek i försöksmaterialet, och att materialets yta sköljs fullständigt för att avlägsna reaktionsprodukter (Brown, 2003).

Fukt-kammarförsök utfördes på gråbergsmaterial från Svartliden i en 4.5 månader lång mätserie år 2001, på malm och gråberg och kolonnförsök utfördes under examensarbetets gång av ANSTO i Australien på gråbergsmaterial från Svartliden. Då detta arbete skrivs har försöken i Australien pågått i tre månader och de kommer att pågå minst ett halvt år för att prediktera det långsiktiga vittringsförloppet för materialet (Camarmond och Brown, 2003). Vid kolonnförsöken i Australien mäts även oxidationshastigheten, IOR (*Intrinsic Oxidation Rate*), dvs den hastighet med vilken syre förbrukas i upplaget. Om man antar att det inte sker några andra syrekonsumerande reaktioner i upplaget åtgår allt detta syre till att vittra sulfidmineral. Tidigare mätningar av oxidationshastigheten i kolonnförsök visar att de ger en relativt god uppskattning av oxidationen i upplaget (Strömberg och Banwart, 1999) om man även tar hänsyn till skaleffekter (se avsnitt 5.1.9)

Jämviktstillstånd har inte uppnåtts i något av försöken, fuktkammarförsöket avbröts efter 4,5 månader och kolonnförsöket pågår för närvarande. Resultaten från kolonnförsöket ska därför betraktas som preliminära och några egentliga slutsatser kan inte dras förrän jämvikt har uppnåtts i kolonnerna och testerna är avslutade. Tidigare erfarenheter visar att det kan dröja mellan 10 och flera hundra veckor innan jämvikt uppnås (Hollings et al., 2000).

7.4.1 Fuktkammarförsök

I Sverige analyserades fyra malmprover och sex gråbergsprover. För varje bergartstyp användes två försöksuppställningar, en med material med hög svavelhalt och en med låg svavelhalt. Försöksuppställningarna 1-4 rymmer malmprover och 5-10 rymmer gråbergsprov. Prov nr 5-6 är av granit, 7-8 av vulkanisk- och 9-10 av sedimentär bergart.

200 g krossat material placerades i en tratt i en plastbehållare försedd med in och utlopp för luft där det utsattes för cykler av luft och vatten för att uppnå optimala oxideringsförhållanden. En cykel motsvarar tre dagar i torr luft och tre dagar i fuktig luft. Därefter tillsätts 100 ml milli-Q vatten som dekanteras efter en timme, varefter det filtreras och analyseras.

7.4.2 Kolonnförsök

Till kolonnerna i ANSTO's försök användes material från femton borrhärdar från Svartliden, fem från vardera av de tre identifierade bergarterna metavulkanit (SVMV01), metasediment (SVMS02) och granit (SVGR03). De fem borrhärdarna från vardera bergart krossades och delades upp i två kolonner med representativt material för respektive bergart (SVMV01a respektive SVMV01b osv). På den ena av dessa kolonner utfördes lakttest och i den andra mättes syreförbrukningen.

Kolonnnerna som används är av plast och är försedda med in- och utlopp för vatten och luft. De har en diameter på 100mm och en höjd på 200mm. Luft blåses in från botten av röret och tas ut i toppen. Kolonnerna bevattnas uppförifrån med avjoniserat vatten och läckaget samlas upp i botten. Materialet krossas så att den största partikelstorleken motsvarar 10% av cylinderns diameter och 2 kg material placeras i vardera kolonn. 200ml vatten tillsätts per vecka vilket är dubbelt så mycket som nederbörden över Svartliden (670mm per år=13mm per vecka, nederbördsvolym per ytenhet). 200ml motsvarar 25mm per vecka i cylindern.

Mineralogisk sammansättning

En mineralogisk undersökning har utförts på materialet i kolonnerna i kolonnförsök, se Tabell 2.5. Metoden som användes är QemScan BMA (Bulk mineralogical analysis). Enligt sammanställningen består järnsulfiderna till största delen av magnetkis och pyrit. En separat undersökning gjordes även på just magnetkis och pyritinnehåll, vilken kan ses i Tabell 7.3. Där finns även den totala svavelhalten som mättes enligt samma metod och den totala svavelhalten mätt med CNS analys. Skillnaden i uppmätt svavelhalt är stor mellan dessa båda analysmetoder. CNS analysen ger enligt rapporten ett säkert värde medan större osäkerheter finns förknippade med den mineralogiska undersökningen enligt QemScan MBA. Materialet som används i kolonnerna har högre svavelhalt än genomsnittet enligt grundämnesanalysen av provborrhärdarna (se Tabell 7.3) utom för granit. Detta beror på att gråbergsmaterial med medelsvavelhalt saknas i ANSTO's försök.

Tabell 7.3 Sulfid och svavelinnehåll (wt%) samt syreförbrukningshastighet, IOR ($\text{kg m}^{-3} \text{s}^{-1}$)

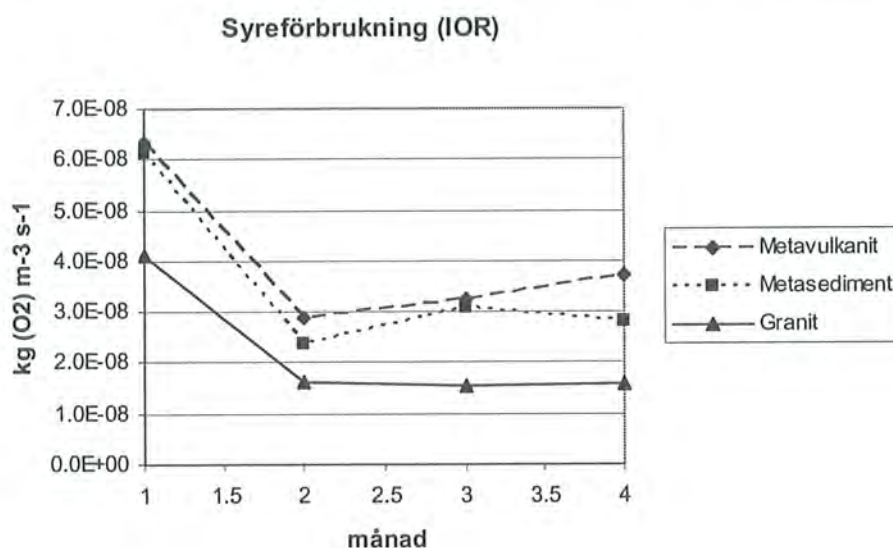
	Metavulkanit	Metasediment	Granit	Inkapslat
Pyrit ¹	1,4	1,0	0,3	
Magnetkis ¹	3,3	1,9	0,7	
Total S (MBA) ¹	2,1	1,5	0,4	
Total S (CNS) ¹	1,64	1,09	0,08	
Medel Svartliden ²	0,73	0,51	0,24	1,09
IOR ¹	$3,3 \cdot 10^{-8}$	$2,74 \cdot 10^{-8}$	$1,59 \cdot 10^{-8}$	

¹ Källa Camarmond och Brown (2003), medelvärde för månaderna 2-4.

² Grundämnes analys på 158 borrhärneprover (Golder 2001a), separerat material med hög arsenikhalt.

Syreförbrukning

Syreförbrukningen har mätts varje månad sedan försöken startade, se Figur 7.1. Den högsta syreförbrukningen fås första månaden och den minskar kraftigt till andra månaden där den bara är ca 60% av syreförbrukningen under första månaden. Detta gäller för alla tre material.

**Figur 7.1** Syreförbrukning enligt kolonnförsök (Camarmond och Brown, 2003)

I Aitik befanns 14% av upplaget vid in situ mätningar ha en oxidationshastighet på $1,4 \cdot 10^{-8}$ ($\text{kg O}_2 \text{m}^{-3} \text{s}^{-1}$) medan resterande 86% konsumerade syre med en 60 ggr lägre hastighet (Bennet m fl, 1994). Detta ger en medelhastighet på $1,5 \cdot 10^{-9}$ ($\text{kg(O}_2\text{)m}^{-3}(\text{avfall})\text{s}^{-1}$). Mätningarna utfördes på material som deponerats 10-15 år tidigare.

7.4.3 Resultat från de båda kinetiska testen

Resultaten från fuktkammarförsöket, visar att viss sulfidoxidation sker i både anrikningssand och gråberg. pH-sänkningen blir större i anrikningssanden där även mängden lakade metaller är större. Ett av gråbergsproverna hade en relativt stor lakbar andel arsenik vid försökets start och mängden arsenik i lakvattnet från det provet var 10-50 ggr högre än övriga gråbergsprov. Halten arsenik i ursprungsmaterialet var i detta prov 10 ggr högre än i övriga prov men bara hälften så hög som i anrikningssanden, som dock inte alls hade lika höga halter av arsenik i lakvattnet. De höga halterna i detta prov kan bero på att arseniken här förekom i lakbar form (Qvarfort, 2001), dvs inte bundet som sulfid.

I kolonnförsöket har man fortfarande efter tre månader inte sett någon pH-sänkning i materialet, troligtvis tack vare innehållet av buffrande material (kalcit). Järnhalten är låg i lakvattnet men sulfathalten är förhöjd vilket tyder på att järnsulfider oxiderats men fällts ut redan i kolonnen som

sekundärt mineral. Även andra metaller kan tänkas ha adsorberats till mineralytor vid det höga pH-värdet och en ökad koncentration kan förekomma i lakvattnet om pH sjunker.

Koncentrationen i det dekanterade vattnet är relativt lika i de båda försöken. Den massnormaliserade oxidationshastigheten, som beräknas enligt ekvation 7.3, visar dock på olikheter i oxidationshastigheter, se bilaga D.

$$U_j = \frac{C_j Q}{m} \quad (7.3)$$

där U_j är utsläppshastigheten i $\text{mg kg}^{-1} \text{vecka}^{-1}$, C_j är koncentrationen av substans j i det dekanterade vattnet, Q är flödet (ml vecka^{-1}) och m massan av bergsmaterialet i kolonnen.

Försökupställning och metod skiljer sig något mellan de olika försöken, vilket kan förklara denna skillnad. Den viktigaste orsaken till skillnaden är troligen partikelstorleksfördelningen eftersom den avgör den tillgängliga sulfidyten. Det har inte gjorts någon bestämning av partikelstorleksfördelning i något av försöken varför detta inte kan utredas ytterligare.

Som man kan se i bilaga D, överrensstämmer utsläppshastigheten bättre för de sista värdena i respektive mätserie, åtminstone för nickel och arsenik, vilket kan tyda på att en eventuell ultrafin fraktion i fuktkammarförsöket har bidragit till en hög initial oxidation men att denna nu är oxiderad.

Tabell 7.4 Jämförelse försökupställning

	massa (kg)	flöde (ml vecka ⁻¹)	flöde/massa (ml kg ⁻¹ vecka ⁻¹)
Fuktkammarförsök	0,2	0,1	0,5
Kolonnförsök	2	0,2	0,1

Utsläppshastigheten räknas om till oxidationshastighet genom att anta att all koppar kommer från oxidation av kopparkis, nickel från nickelkis, arsenik från arsenikkis, zink från zinkblände och att det sulfat som inte kommer ifrån oxidation av dessa sulfider kommer från oxidation av magnetkis och pyrit. Sulfat och järnhalter har bara uppmätts i kolonnförsöket och fördelningen mellan dessa två järnsulfider antas vara 98:2 då oxidationshastigheten enligt litteraturodata är minst 30 gånger högre för magnetkis än för pyrit och volymandelen magnetkis är ca 3 gånger större än för pyrit. Detta antagande är mycket osäkert men har inte någon större betydelse här då vi är mest intresserade av utsläpp av arsenik och metaller. I Tabell 7.5 ses den beräknade oxidationshastigheten för de båda försöken, där det sista mättillfället (3 mån) har använts som underlag.

Tabell 7.5. Oxidationshastigheter ($\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$) enligt kinetiska test, baserat på det sista provtagningstillfället i båda försöken

	Fuktkammarförsök			Kolonnförsök		
	Vulkanit	Sediment	Granit	Vulkanit	Sediment	Granit
Kopparkis	$1,3 \cdot 10^{-13}$	$1,3 \cdot 10^{-13}$	$1,3 \cdot 10^{-13}$	$2,6 \cdot 10^{-15}$	$1,8 \cdot 10^{-14}$	$5,2 \cdot 10^{-15}$
Zinkblände	$2,5 \cdot 10^{-13}$	$1,3 \cdot 10^{-13}$	$3,8 \cdot 10^{-13}$	$2,3 \cdot 10^{-14}$	$4,5 \cdot 10^{-14}$	$2,5 \cdot 10^{-14}$
Nickelkis	$1,4 \cdot 10^{-13}$	$4,2 \cdot 10^{-13}$	$1,4 \cdot 10^{-13}$	$5,1 \cdot 10^{-14}$	$1,4 \cdot 10^{-14}$	$5,6 \cdot 10^{-15}$
Arsenikkis	$1,5 \cdot 10^{-13}$	$2,2 \cdot 10^{-13}$	$1,1 \cdot 10^{-14}$	$5,3 \cdot 10^{-14}$	$1,1 \cdot 10^{-13}$	$3,1 \cdot 10^{-14}$
Magnetkis				$1,4 \cdot 10^{-9}$	$3,1 \cdot 10^{-10}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$
Pyrit				$1,4 \cdot 10^{-11}$	$3,2 \cdot 10^{-12}$	$1,2 \cdot 10^{-12}$

7.5 OXIDATION AV SULFIDER I GRÅBERGSUPPLAG

Gråbergsupplaget kommer, enligt de nuvarande planerna, att täckas av ett ca 2 dm tjockt moränlager för att ge en grogrund för växtlighet. Detta minskar inte syrediffusionen i i upplaget nämnvärt eftersom morän har låg vattenhållande förmåga och en hög hydraulisk konduktivitet. Att förhindra

syrediffusionen in i upplaget är inte heller marktäckets syfte, eftersom den del av gråberget som har en enkel täckning inte är nettosyraproducerande (Camarmond och Brown, 2003). Dvs att det finns tillräckligt med buffrande material för att neutralisera den genererade syran och därmed även minska metallers löslighet. Ett rimligt antagande är därför att syre inte kommer att förbrukas i högre takt än att jämvikt upprätthålls mellan koncentrationen av syre i porutrymmen och atmosfären. Då sulfiderna sammanlagt endast utgör mindre än 2% av upplagets totala massa (se avsnitt 7.2) kan även den totala massan antas vara konstant.

7.5.1 Skalning

Eftersom det är osäkert hur vittringshastigheter erhållna i laborieförsök korresponderar mot verkligheten, direkt användande av data erhållna från lab ger orimliga vittringshastigheter. En fingervisning om att dessa hastigheter är för höga kan fås genom att titta på den resulterande syreförbrukningen. Denna bör aldrig kunna överstiga syreförbrukning erhållen för det studerade materialet i kolonnförsök, se Tabell 7.3.

I Aitik erhöles lägre metallkoncentrationer samt lägre syra- och alkalinitets produktion i fält jämfört med vad som skulle kunna förväntas från labförsök (Werner, 1998). Man erhöles en tiopotens skillnad i vittringshastighet från stora kolonnförsök (partikelstorlek upp till 2 dm) och från mätningar på plats i gråbergsupplaget (Strömberg, 1997). Denna skillnad bedömdes bero på faktorerna som nämns i Tabell 7.6 och som definierats tidigare i Tabell 5.4 (samma numrering av faktorerna).

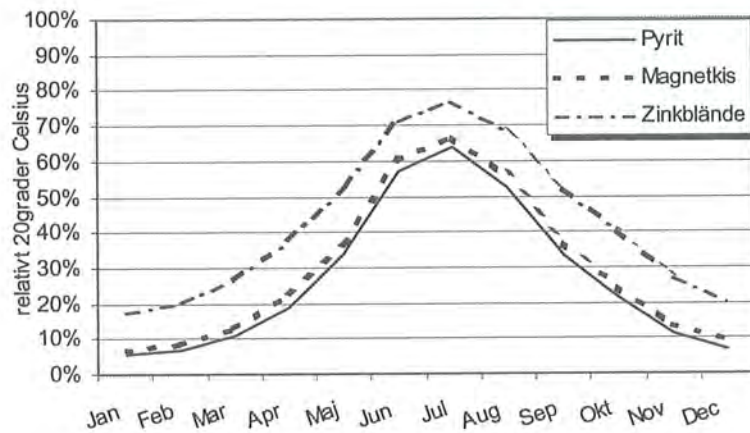
Tabell 7.6. Skalfaktorer som använts vid studier på Aitik koppargruva (Strömberg, 1997)

Nr	Förklaring	Faktor
1	Förekomst av preferentiellt flöde, vilket minskar uttransport av vittringsprodukter	0,55-0,70
2	Temperaturskillnad, kolonnförsök utförs vid en temperatur på 7°C och medeltemperaturen i upplaget är i medeltal 4°C vilket innebär att sulfidvittringen är 30% lägre. (Aktiveringsenergi på 88kJmol ⁻¹)	~0,7
4	Gråbergsupplaget innehåller en stor andel block och stenar med en partikelstorlek på över 2 dm, vilka uppskattas att utgöra 20-50 % av upplagets massa. I kolonnförsöket var den största partikelstorleken 2 dm och dessa stora partiklar antas inte bidra till vittring i någon större utsträckning.	0,50-0,80
5	Sammansättningen hos gråberget, 53% med lågt svavelinnehåll	~0,47
6	Lägre koncentration av syre i porluften i fält (3-21 vol %) jämfört med i kolonnerna där optimala oxidationsförhållanden upprätthålles.	0,50-1,0
	<i>Produkt</i>	0,05-0,18

Detta ger en kumulativ effekt på 5-18%. Dvs att den troliga oxidationshastigheten i fält ligger mellan 5% och 18% av oxidationshastigheten som erhållits i kolonnförsök på material från området.

För att uppskatta de skalfaktorer som behövs för att använda oxidationshastigheter erhållna i laborieförsök till modelleringen av det verkliga gråbergsupplaget i Svartliden användes dels platsspecifika data och dels erfarenheter från Aitik.

Preferentiellt flöde tas inte med som en skalfaktor utan det modelleras istället direkt i GoldSim som har en funktion för detta. Temperaturfaktorn beräknas mha Arrhenius ekvation (se Figur 7.2) under antagande att kinetiska test och laborieförsök utförts vid 20°C.



Figur 7.2. Temperaturens inverkan på oxidationshastigheten enligt Arrhenius ekvation.

Då inga data finns om kornstorleksfördelningen hos det blivande gråbergssupplaget och inte heller några uppmätta syrekonzentrationsprofiler används data från Aitik för att beskriva detta. pH skillnad och skillnad i tillgänglig yta tas inte hänsyn till eftersom dessa inte har gått att kvantifiera. Den resulterande faktorn borde därför vara ännu lägre än beräknad i Tabell 7.7.

Tabell 7.7. Skalfaktorer som används för modellering av sulfidoxidation i gråberg i Svartliden i denna studie

Nr	Förklaring	Faktor
1	α^F Preferentiellt flöde Tas ej hänsyn till detta som en faktor utan inför istället en stagnant zon i modelleringen av flödet genom upplaget	-
2	β_T^F Temperatur Medeltemperatur vid kolonnförsöket är ca 20° och vid Svartliden 1,1° enligt Tabell 2.1. Detta ger i genomsnitt för ett år en faktor 0,3 om aktiveringsenergin för pyrit används och 0,4 om aktiveringsenergin för zinkblände används (se Figur 7.2).	Pyrit och magnetkis 0,3, zinkblände 0,4.
3	β_{pH}^F pH skillnad Okänd, därför tas ej hänsyn till den.	-
4	β_{PS}^F Partikelstorlek I Aitik uppskattas andelen stora partiklar (>2dm) till 30-50%, vilka inte antas oxidera i någon stor utsträckning. De har dock mycket större partikelstorlekar i sina försök varför denna faktor borde ha större inverkan för Svartliden	0,5-0,7
5 a	A_{Si}^F Tillgänglig yta Den tillgängliga ytan är okänd, både i kolonnförsök och i det blivande upplaget. Uttrycks indirekt med partikelstorlek (faktor 4)	
5 b	γ_i^F Sulfidinhåll Se Tabell 7.3, material som undersökts i kolonnförsöket har högre svavelinhåll än gråbergsmaterialet i medeltal. Inkapslat material antas ha liknande egenskaper som metavulkaniten.	0,4 - 1
6	Syretillgång Enligt erfarenheter från Aitik har man bara en hög oxidationshastighet i 14% av upplaget, resterande har en oxidationshastighet som är ca 60 gånger lägre (Gibson et al., 1992).	0,15 - 1,0
Kumulativ effekt		0,009-0,28

Detta ger alltså en största skalfaktor på 0,28 (K_{Smin}) och en minsta på 0,009 (K_{Smax}). Faktorerna är enhetslösa och varje faktor uttrycker hur den faktorn påverkar skillnaden mellan laboratorie och fält. Den totala resulterande skalfaktorn är således produkten av samtliga faktorer.

7.5.2 Angreppssätt 1: Modellering med litteraturdata

Högre syreförbrukning än i kolonnförsök är det inte rimligt att erhålla i fält eftersom oxidationshastigheten i genomsnitt kan antas vara lägre i fält, enligt diskussionen i ovanstående stycke. Syreförbrukningshastigheten i kolonnförsök kan därför ses som ett tak för oxidationens storlek. Den används här för att få en rimlig uppskattning av sulfidoxidationen då litteraturdata används som angreppssätt för att uppskatta den initiala oxidationshastigheten. Samtliga sulfider skalas ner enligt samma faktor, k_{IOR} , så att den resulterande syreförbrukningshastigheten i modelleringen inte överskrider den från kolonnförsöket. k_{IOR} beräknas enligt ekvation 7.2 där övriga parametrar är kända.

$$J_{O_2} = k_{IOR} A_{tot} \sum_i \eta_{O_i} r_i \gamma_i(0)^{1/3} \gamma_i(t)^{2/3} \quad (7.2)$$

där J_{O_2} är den uppmätta syreoxidationshastigheten IOR i kolonnförsök på material från Svartliden (se Tabell 7.3, här angiven i $\text{mol m}^{-3} \text{s}^{-1}$), A_{tot} är upplagets specifika yta (sätts till $110 \text{ m}^2 \text{kg}^{-1}$, enligt avsnitt 5.1.5), r_i är oxidationshastigheten enligt Tabell 7.2, η_{O_i} är den stökiometrisk mängd syre, O_2 , som åtgår för att oxidera en mol av sulfid i och γ är volymandelen av respektive sulfid, initialt och vid tiden t .

Utifrån denna ekvation bestäms K_{IOR} som sedan används för att skala ner upplösningshastigheten hos sulfiderna. K_{IOR} beräknades till 0,037. Den initiala resulterande syreförbrukningen som erhålls med litteraturdata är ca 30 gånger högre än den erhållen från kolonnförsök.

I modelleringen används litteraturdata, k_{IOR} och skalningen enligt Tabell 7.7 och varje bergartstyp modelleras för sig. Högre oxidationshastigheter än med denna faktor borde inte vara möjligt, såvida inte pH sjunker och den bakteriella oxidationen ökar. För att ta hänsyn till bakteriellt accelererad oxidation sätts den högsta möjliga oxidationshastigheten till 35 gånger den hastighet som erhålls då litteraturdata skalats enligt syreförbrukningshastighet, enligt avsnitt 5.1.4. Trolig oxidationshastighet sätts till den största skalfaktorn (K_{Smin}) enligt Tabell 7.7. Alla sulfider antas ha samma temperaturberoende som zinkblände eftersom angivelserna för aktiveringsenergieskiljer sig kraftigt i olika källor och zinkblände har den lägsta aktiveringsenergin och detta därför är det mest konservativa antagandet. Lägsta oxidationshastighet är egentligen den mest sannolika oxidationshastigheten och sätts till den lägsta gränsen (K_{Smax}) enligt Tabell 7.7. På detta sätt bibehålls angreppssättet med värsta tänkbara (men fortfarande rimliga) scenario. Den sammanlagda största, troliga och minsta skalfaktorn som används i modelleringen med litteraturdata kan ses i Tabell 7.8.

Tabell 7.8. Resulterande skalfaktorer vid modellering med litteraturdata

Största	Trolig	Minsta
$K_{IOR} \cdot K_{SBio}$	$K_{IOR} \cdot K_{Smin}$	$K_{IOR} \cdot K_{Smax}$
1,3	0,010	0,00033

Med faktorerna skrivs ekvation 7.1 om enligt ekvation 7.3,

$$R_i = K_{IOR} K_S A_{tot} r_{i,litt} \gamma_i(0)^{1/3} \gamma_i(t)^{2/3} \quad (7.3)$$

där R_i är den resulterande utsläppshastigheten för sulfid i ($\text{mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$), K_{IOR} skalfaktorn enligt syreförbrukningshastigheten och K_S skalfaktorn enligt Tabell 7.7. A_{tot} är den antagna totala specifika ytan ($110 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, enligt avsnitt 5.1.5) och γ_i volymandelen av sulfid i , initialt och vid tiden t och $r_{i,litt}$ är oxidationshastigheten enligt litteraturdata (Tabell 7.2).

Inkapslat gråberg

Det inkapslade materialet antas få en 100 gånger lägre oxidationshastighet än övrigt material. Exakt hur inkapslingen kommer att utföras är idag inte bestämt och därför finns inget stöd för storleken på denna utan den kan komma att bli ännu högre (eller lägre). 100 gånger minskad syretillförsel är dock inget orimligt antagande då tidigare modelleringar visat att denna minskning är möjlig att uppnå (se avsnitt 5.1.2). I modellen implementeras detta som en normalfördelad faktor med medelvärde 100 och en standardavvikelse på 40.

7.5.3 Angreppssätt 2: Modellering med oxidationshastigheter från kinetiska test

Denna modellering utförs på i princip samma sätt som för litteraturdata. Som initial oxidationshastighet används underlag från kolonnförsök, se Tabell 9.4. Resultat från kolonnförsök används istället för resultat från fuktkammarförsök eftersom man här utför mer fullständiga analyser, dvs även på sulfat och järnlakning. Eftersom de inte nått ett jämviktsläge används medelvärdet av lakningen under de tre månaderna utom det första värdet, eftersom det första värdet kan ha påverkats av lakbara rester i materialet. Att använda medelvärdet är mer konservativt än att använda det sista värdet i mätserien, eftersom det är osäkert om halterna i lakvattnet kommer att minska med tiden, då lätttoxiskt material är förbrukat eller om det kommer att öka då pH sänks. Samma skalfaktorer används som vid simulering med litteraturdata, se Tabell 7.9.

Tabell 7.9. Resultaterande skalfaktorer vid modellering med litteraturdata

Största	Trolig	Minsta
K_{SBio}	K_{Smin}	K_{Smax}
35	0,28	0,0009

$$R_i = K_S A_{tot} r_{i,fukt} \gamma_i(0)^{1/3} \gamma_i(t)^{2/3} \quad (7.4)$$

där $r_{i,fukt}$ är oxidationshastigheten enligt kolonnförsök och övriga variabler enligt ekvation 7.3.

Den arsenikrika gråbergsandelen ges samma inkapsling som i modelleringen med litteraturdata.

7.6 ANRIKNINGSSAND

Anrikningssanden kommer slutligen att vara täckt av vatten, så att en sjö bildas med ett djup på minst 6 m från ytan till sanden. Detta är ett effektivt sätt att minska syretillförseln till materialet. Oxidationen av sulfider i anrikningssanden begränsas därmed av syretillgången och inte av den geokemiska oxidationshastigheten. Den högsta möjliga, men fortfarande rimliga, oxidationshastigheten erhålls om allt vatten som passerar anrikningssanden antas vara mättat med syre, för den rådande temperaturen, samt att allt detta syre förbrukas i oxidationsprocessen. Detta kan antas gälla om det inte finns någon biologisk eller annan aktivitet som konsumerar syre och att det vatten som lämnar anrikningssanden är helt syrefritt. Syrets löslighet i vatten ökar med minskande temperatur och därför antas vattnet vara nollgradigt där lösligheten för syre är $0.45 \text{ mmol dm}^{-3}$. För att bestämma med vilken hastighet de olika sulfiderna oxiderar utifrån det tillgängliga syret användes ekvation 7.5

$$J_{O_2} = k A_{tot} m_{SM} \sum_i \eta_{O_i} r_i \gamma_i(0)^{1/3} \gamma_i(t)^{2/3} \quad (7.5)$$

där J_{O_2} är den tillgängliga mängden syre att förbruka (mol s^{-1}), A_{tot} är upplagets specifika yta (sätts till $1000 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$), m_{SM} är den totala sandmassan, r_i är oxidationshastigheten enligt litteraturdata (Tabell 7.2), η_{O_i} är den stökiometrisk mängd syre, O_2 , som åtgår för att oxidera en mol av sulfid i och γ_i är volymandelen av respektive sulfid, initialt och vid tiden t . Utifrån denna ekvation bestäms k som sedan används för att skala ner upplösningshastigheten hos sulfiderna. Utsläppshastigheten för metall j , om den bara förekommer i sulfid i , blir då

$$U_j = M_j \eta_{ji} k A_{tot} r_i \gamma_i(0)^{1/3} \gamma_i(t)^{2/3} \quad (7.6)$$

där U_j är utsläppshastigheten för metall j (kg s^{-1}) M_j är metallens molmassa (g mol^{-1}) och η_{ji} är molförhållandet mellan metall j och sulfid i . k beräknas i varje simuleringssteg baserat på mängden läckagevatten, som varierar stokastiskt.

I sandmagasinet antas inga buffrande reaktioner förekomma, trots att grundämnesanalyser visat att här finns karbonat. Enligt fuktikammarförsök fås dock en pH-sänkning omedelbart i anrikningssanden då den utsätts för syre och fukt och därför verkar det osäkert att anta detta.

8 ANTAGANDEN OCH MODELLERING AV DET FYSISKA SYSTEMET

Resultaten från geokemisk, hydrologisk och fysikalisk modellering får begränsad noggrannhet oavsett hur komplex själva modellen är, såvida inte alla parametrar är kända i detalj (Grundfelt et al., 1997). Därför har en relativt enkel modell tagits fram, osäkerheter för vardera parameter uppskattats, och bara de dominerande reaktionerna och transportprocesserna i systemet tagits med.

Indata som används i modelleringen har i princip tre olika ursprung.

1. Data specifika för undersökningsplatsen: Till exempel mätningar av hydraulisk konduktivitet, flöden, vattenkemi och jordlager.
2. Litteratordata: Erfarenheter från liknande system och experimentellt erhållna parametervärden. Till exempel retentionsegenskaper hos morän och torv.
3. Resultat av andra numeriska simuleringar: Till exempel dammläckage (Golder, 2000) och uppfyllnadstid hos sjö och dagbrott (simulering inom detta projekt).

8.1 TIDSSKALA OCH TRANSPORTSIMULERING

Eftersom syftet med modelleringen är att utröna de långsiktiga effekterna av att anlägga en gruva vid Svartliden ligger tyngdpunkten på att beskriva de långsamma processerna i systemet. Snabba reaktioner har endast en liten påverkan på systemets utveckling. Hänsyn tas inte hellre till årstidsvariationer fastän det är troligt att till exempel utlakningen från gråbergssupplaget är störst vid snösmältningen då mättnadsgraden är störst och vatten sköljer ur bildade vittringsprodukter. Tidssteget sätts till ett år och årsmedelvärden används i stor utsträckning. Den dominerande föroreningstransporten antas vara med advektion eftersom det i hela systemet finns en hydraulisk gradient vilket medför att vattnet är i rörelse hela tiden och diffusionen därmed har en mindre inverkan.

8.2 METEOROLOGISKA DATA

Meteorologiska data har tagits från mätstationer i närheten av Svartliden, från Gunnarn (30 km från Svartliden) och Lycksele (51 km från Svartliden). Till vattenbalansen har månadsvisa medelvärden använts på nederbörd, potentiell avdunstning och verklig avdunstning. Till simuleringen av föroreningstransporten har årsmedelvärden använts.

Den potentiella evaporationen, beräknad enligt Penmans formel för avdunstning från en vegetationsyta med full tillgång till vatten, används till avdunstning från öppna vattenytor och den "verkliga avdunstningen" beräknad med HBV-modellen används för avdunstning från markytor och medelvärde har använts från åren 1951-1980. Årsnederbörden år 1951-80 är beräknad till 670 mm och används i simuleringen eftersom det är praxis att använda 30 års serier för meteorologiska data och perioden överensstämmer med den för evaporationen. Standardavvikelsen har dock beräknats för perioden 1961-2000 eftersom mer detaljerade data har funnits tillgängliga för denna period. Eftersom jag inte haft tillgång till standardavvikelsen för evaporationen förväntas nettonederbörden, dvs nederbörd-avdunstning, ha samma relativa standardavvikelse som nederbörden. Se Tabell 8.1.

Tabell 8.1. Meteorologiska data som används i modelleringen (mm/mån)

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	År
Nederbörd (mv)	43	36	32	39	44	70	104	88	58	43	60	51	670
Nederbörd (std)	27	22	19	22	20	34	50	51	28	27	29	23	109
Relativ std (std/mv)	0,62	0,61	0,60	0,57	0,45	0,49	0,48	0,58	0,48	0,62	0,49	0,46	0,16
Avdunstning vattenyta	1	2	8	20	75	120	110	74	32	8	1	1	450
Avdunstning mark	0	0	0	0	41	74	61	45	21	4	0	0	250

I modellen tas inte hänsyn till om vatten från omgivande avrinningsområden transporteras som grundvatten i morän, torv eller berggrund eller som ytaavrinning. Detta har heller ingen praktisk

påverkan på transportmodelleringen. Tillströmningen från omgivande tillrinningsområden beräknas baserat på nettonederbörd och områdets storlek.

Allt naturligt förekommande vatten i systemet, dvs sjö- och bäckvatten samt avrinning och direkt nederbörd, antas ha den koncentration som uppmätts i Svartlidbäcken, se Tabell 2.3.

8.3 VATTENBALANS

Med GoldSim simuleras ämnestransport men programmet håller inte reda på vattenmängder varför detta måste simuleras separat och resultaten används sedan i den stora simuleringen för att koncentrationsberäkningarna ska bli korrekta. En enkel vattenbalans utfördes därför för området för att bestämma hur lång tid det kommer att ta för Svartlidsjön respektive dagbrottet att nå sina slutgiltiga vattennivåer.

Den slutgiltiga vattennivån för Svartlidsjön bestäms av den anlagda kanalen mot Middagsmålsmyran, på 476 m ö.h.. För dagbrottet bestäms nivån av dagbrottsmynningens lägsta punkt, där Svartlidbäcken ligger idag, 452 m ö.h.. Vattenbalansen ser ut enligt ekvation (8.1)

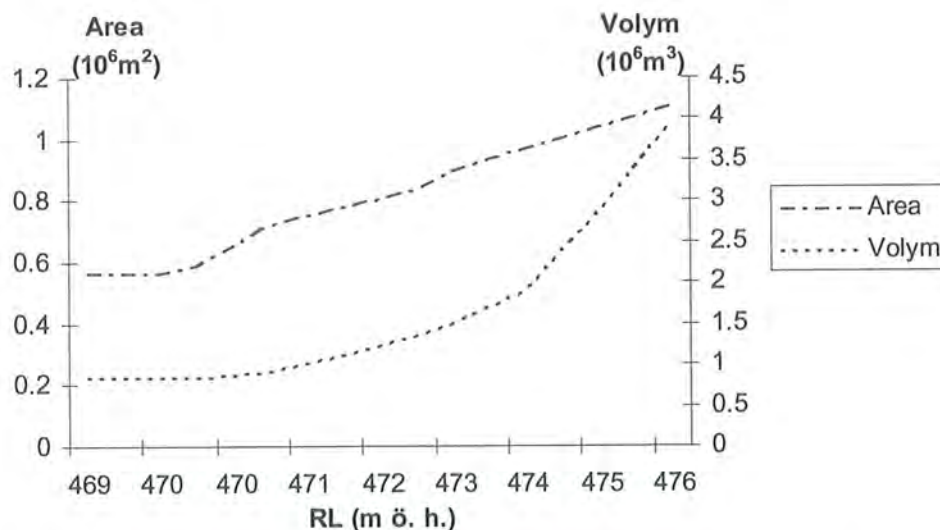
$$\Delta S = P - E + R + GW - L - Q_{ut} \quad (8.1)$$

Tillflöden är nederbörd (P) över vattenytan, grundvattenflöde (GW) samt ytavrinning från tillhörande tillrinningsområde (R). Skillnad görs inte på hur vatten flödar till området utan ytavrinning och grundvattenflöde slås ihop och beräknas som differensen mellan den korrigerade nederbörden över avrinningsområdet och den i området beräknade verkliga avdunstningen (SMHI, 2000). Utflöden är evaporation (E) och utflöde i vattendrag (Q_{ut}). Evaporationen sätts till den potentiella evaporationen eftersom det är en öppen vattenyta. Utflöde sker från Svartlidsjön mot Middagsmålsmyran och detta utflöde antas vara noll fram till att sjön nått sin slutgiltiga nivå. Läckaget under dammvallen (L) utgör ett utflöde från Svartlidsjön och samtidigt ett inflöde till dagbrottet och storleken på läckaget varierar beroende på vattendjupet i Svartlidsjön. Se avsnitt 8.4.4.

Vattenbalansen för Svartlidsjön kan alltså skrivas enligt ekvation (8.2) där Q_{in} är summan av grundvattenflöde och ytvattentillrinning och Q_{ut} , flöde till Middagsmålsmyran, är noll fram till att sjön nått sin slutgiltiga nivå.

$$\Delta S = P - E + Q_{in} - L - Q_{ut} \quad (8.2)$$

Sjöns area ökar under simuleringen eftersom arean ökar då volymen vatten ökar. Hur den varierar beror på geometrin i dalgången. Därför bestämdes arean av varje 0,5 m höjdkurva mha programmet MapInfo och den vattenvolym som ryms vid varje vattenstånd approximerades med arean av höjdkurvan multiplicerat med höjden, 0,5 m. Utifrån detta kunde den kumulativa vattenvolymen per sjöarea beräknas. En graf över hur sjöytans area varierar med volym kan ses i Figur 8.1. Dagbrottet anses däremot ha en konstant ytvattenarea då det har relativt branta slänter.



Figur 8.1. Hur arean och volymen vatten i Svartlidsjön varierar med vattennivån.

Vattenbalansen för dagbrottet kan skrivas

$$\Delta S = P - E + R + GW + L - Q_{ut} \quad (8.3)$$

ΔS antas vara noll då dagbrottet är fyllt, vilket innebär att vattenvolymen i dagbrottet är konstant. P är nederbörden, över dagbrottet och E , evaporationen, GW är inkommande grundvatten och R är ytavrinningen till dagbrottet. I beräkningarna görs, liksom för Svartlidsjön, ingen skillnad på inflödets fördelning mellan grundvatten och ytvatten. Inte heller görs någon fördelning mellan grundvattenflöde ifrån dagbrottet och utflöde i Svartlidbäcken. Allt flöde från dagbrottet antas ske som ytavrinning i Svartlidbäcken. Troligtvis är det så att en del transporteras ut med grundvattnet och därför rinner genom morän och andra adsorberande ytor, vilket minskar toppar i koncentrationen, men eftersom detta är svårt att uppskatta bortses från detta.

Tillrinningsområdet till dagbrottet utgörs av det område som definierats mha höjdkurvor. Till detta läggs ett område på 50 meters bredd norr om dagbrottet. Detta extra område tas med, trots att området lutar bort ifrån dagbrottet, eftersom det bidrar med ett grundvattenflöde då grundvattennivån sänks i morän och berggrund nedströms dagbrottet. Grundvattensänkningen i berggrunden nedströms dagbrottet har uppskattats till något hundratal meter och jordlagren bedöms få en liten eller ingen sänkning av grundvattenytan (Golder, 2001a). Flödes hastigheten är dock mycket lägre i berggrund än i morän (10-1000 ggr), under förutsättning att det inte finns några sprickor med högre hastighet, varför endast grundvattensänkning i morän tas hänsyn till. En förenklad vattenbalans kan då skrivas enligt ekvation (8.4).

$$\Delta S = P - E + Q_{in} - Q_{ut} + L \quad (8.4)$$

Där Q_{in} är grundvatteninflöde plus ytavrinning och Q_{ut} är utflöde till Svartlidbäcken.

8.4 SVARTLIDSJÖN

Svartlidsjön, som täcker sandmagasinet och den tidigare Svartlidtjärnen, kommer vid simuleringens början att rymma den mängd processvatten som ansamlats under drifttiden, utspädd med direkt nettonederbörd över sandmagasinet och områden innanför avskärande diken, samt det vatten som finns i klarvattendammen som anlagts under driftperioden över Svartlidtjärnen. Större delen av tillrinning från omgivande höjdområden har under drifttiden avletts i grävda diken men då driften

upphör läggs de igen och all nederbörd från tillhörande tillrinningsområden kommer att samlas i den nya sjön. I modellen delas Svartlidsjön in i delsystemen Sjövatten, Anrikningssand och Torv under sandmagasin. Morän och Bauxol™ som täcker sanden tas inte hänsyn till eftersom dess påverkan kan antas bli liten ur fastläggningssynpunkt, tack vare den begränsade mäktigheten (ett par centimeter Bauxol™ och ett par decimeter morän).

8.4.1 Anrikningssand

Mängden anrikningssand efter sju års brytning förväntas bli 2,7 Mton. Torrdensiteten för sanden är 2890 kg m^{-3} och porositeten förväntas bli 45% varför den totala volymen anrikningssand blir $1,7 \text{ Mm}^3$ och porvattnet utgör $0,75 \text{ Mm}^3$. Grundämneshöjningen i sanden antas vara densamma som innan den bearbetats i anrikningsverket och mängden sulfider i sanden har beräknats enligt avsnitt 7.2. Denna uppskattning överskattar dock sulfidinnehållet eftersom sanden genomgått anrikningsanläggningen där sulfider kan ha oxiderats.

8.4.2 Initiala koncentrationer

Deponeringen av anrikningssand sker under vatten och porvattnet i sanden utgörs av renat och utspätt processvatten. Under driftperioden och efter att driften avslutats dräneras porvattnet genom dammvallen och utgör en del av dammläckaget. Det porvatten som finns i sanden når därför inte sjövattnet, utan kommer att läcka ut via torv och morän under gråbergssupplaget. Det är viktigt att skilja på porvatten och sjövatten eftersom porvattnet antas ha en högre föroreningshalt då det är bundet i sanden och inte har renats på samma sätt som övrigt vatten.

Det kan antas att det finns kapillärt bundet vatten i anrikningssandens porer, som har bundits där då anrikningssanden i slurryform deponerats efter att den utvunnits på guld, detta vatten har då en hög metallhalt. Försök i laboratorieskala har utförts på malm från Svartliden där malmen har genomgått samma behandling som kommer att ske i verksamheten, med guldextraktion, cyaniddestruktion och arsenikfällning, enligt verksamhetsbeskrivningen i kapitel 3. Efter cyaniddestruktionen finns data på koncentrationen för samtliga ämnen som studeras i modellen, utom för krom som antas ha samma halt som innan reningsstegen. Efter arsenikdestruktionen har bara pH och arsenikkoncentration uppmätts men eftersom metallutfällning sker vid arsenikdestruktionen kommer metallkoncentrationen i returvattnet vara lägre än efter cyaniddestruktionen. Detta tas inte hänsyn till eftersom inga mätvärden finns på det. Antagen koncentration av metaller i returvattnet efter cyaniddestruktion respektive arsenikfällning samt i sandmagasinet (porvattnet) efter utspädning med direkt nederbörd och tillrinnande vatten kan ses i Tabell 8.2.

Tabell 8.2. Koncentrationer efter olika reningssteg och i sandmagasinet

		Från processen	Efter CN destruktion ⁴	Efter As fällning	Antagen konc. i returvattnet	Antagen konc. i sandmagasin
Cu	mg/l	17,4	1,11		1,11	0,89 ¹
Zn	mg/l	1,04	<0,02		0,02	0,016 ¹
Pb	mg/l	7-10			10	8 ¹
Ni	mg/l	0,47	<0,02		0,02	0,016 ¹
As	mg/l	5,72	1,2-1,5	0,4	0,4	0,32 ¹
Cd	µg/l	1,8-2,4			2,40	1,92 ¹
CN _{WAD}	mg/l	65,1	0,38		0,38	0,304 ¹
Fe	mg/l	15,3	0,2		0,2	0,16 ¹
N	mg/l				0,21 ²	0,21 ²
S	mg/l				0,6 ²	0,6 ²
pH		10,5	8,5	8,2	8,2	7,2 ³

¹ Använt en spädningsfaktor på 1,25.

² Dessa fanns ej analyser på. Istället används den uppmätta halten i Svartlidbäcken för svavel och kväve.

³ Resultaterande pH då en del vatten med pH 8,2 blandas med 0,25 delar vatten med pH 6,7 som har uppmätts i Svartlidbäcken.

⁴ Med INCO-reningsmetod

Spädningsfaktor

För att uppskatta porvattenkoncentrationen i sanden då driften upphör, baserat på kännedom om koncentrationen på vatten som lämnar anrikningsverket, beräknas en spädningsfaktor. Under de fyra första åren är mängden vatten som används i produktionen $40 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ och under de efterföljande tre åren $70 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Tillförsel via tillrinning och direktnederbörd är $17 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Utspädningsfaktorn blir då 1,39 respektive 1,25. Här används faktorn 1,25, dels därför att det ger en lägre utspädning och dels därför att det är denna spädning som gäller under de sista driftåren.

8.4.3 Klarvattenmagasin

Det vatten som under driften rinner genom klarvattensmagasinet är dels naturligt vatten från tillrinningsområdet och dels vatten från dagbrott och uppsamlingsdiken vid gråbergssupplag och industriområde. Endast vatten som analyserats och befunnits ha lägre metallhalter än Naturvårdsverkets klass 3 släpps ut här. Sammansättningen av vattnet påverkas bland annat av oxidation av sulfider i gråbergssupplag och dagbrott. Halten är dock svårt att kvantifiera och därför används konservativa värden. Metallhalten antas vara den högsta enligt NV klass 3, eftersom det är den högsta halt som kommer att släppas ut. Undantag är nickel, kadmium och järn. Nickel eftersom så höga nickelhalter inte ens kommer att finnas i processvattnet och kadmium och järn eftersom dessa inte nämns i Naturvårdsverkets klassificering. Övriga halter antas vara enligt de uppmätta i Svartlidbäcken utom cyanid som även den antas ha lika höga halter som i processvattnet. Att relatera halterna till processvatten är ett mycket konservativt antagande eftersom endast processvatten som läcker genom dammvallen och så småningom når uppsamlingsdiken vid gråbergssupplaget kommer att ledas hit. Inget vatten pumpas direkt från sandmagasin till klarvattenmagasin. Den antagna koncentrationerna kan ses i Tabell 8.3.

Tabell 8.3. Antagen koncentration i klarvattenmagasin

	NVV klass 3, övre gräns	Uppmätt konc i Svartlidbäcken	Konc i utspätt returvatten ¹	Antagen konc i klarvattensmagasinet
Cu	µg/l	9	0,9	890
Zn	µg/l	60	5,3	16
Pb	µg/l	3	0,14	8
Ni	µg/l	45	0,7	16
As	µg/l	15	1,43	320
Cd	µg/l		0,017	1,92
CN _{WAD}	mg/l		0,01	0,3
Fe	mg/l		0,35	0,16
N	mg/l		0,21	0,21
S	mg/l		0,6	0,6
pH			6,3	6,3

För metallerna Cu, Pb och As används den högsta halten enligt NV klass 3 och för övriga ämnen den högsta av koncentrationer i sandmagasin respektive uppmätt koncentration i Svartlidbäcken som får representera ett bakgrundsvärde.

¹Antar att returvattnet från processen späts med naturlig nederbörd med spädningsfaktorn 1,25.

8.4.4 Dammläckage

Läckagets storlek kan grovt uppskattas med hjälp av Darcy's lag för mättat flöde (ekvation 5.19). Beräkningen av läckagets storlek är dock osäker eftersom flödet inte är perfekt horisontellt eller vertikalt, moränen är heterogen och dess egenskaper inte i detalj kända. I simuleringen används data för läckage som redovisas i miljökonsekvensbeskrivningen (Golder, 2002, där troligt, högsta och lägsta läckage har beräknats, se Tabell 8.4. Samma storleksordning på läckaget erhöles då en tvådimensionell vattenflödessimulering utfördes (Golder, 2001c) varför beräkningarna som redovisas i MKB'n kan antas vara korrekta. En stor osäkerhet måste dock ändå ansättas för läckagets storlek. Variationen i läckage genom morän under dammvallen beror till största delen på att den hydrauliska konduktiviteten varierar och från de mätningar som gjorts är det inte möjligt att med säkerhet

bestämma ett representativt värde. Beräkningarna är baserade på den högsta och minsta uppmätta hydrauliska konduktiviteten i morän under dammkroppen. Det "troliga" värdet är baserat på medianen av mätningarna. Eftersom den hydrauliska konduktiviteten är en logaritmiskt fördelad variabel beskrivs läckaget under dammvallen med en log-triangulär fördelning.

Variationen i läckage genom dammkroppen beror dels på att tryckfallet inte kan uppskattas på ett tillräckligt säkert sätt och att genomströmningsarean är osäker. Läckaget genom dammkroppen beskrivs med en triangulär fördelning.

Mellan dessa två tidpunkter antas läckaget variera linjärt med vattenståndet, vilket är rimligt eftersom flödet är proportionellt mot den hydrauliska gradienten, vilken i sin tur är proportionell mot vattenståndet.

Tabell 8.4. Beräknat läckage (m³/dag) genom dammvall från Svartlidsjön

		Vid initial vattennivå	Vid slutlig vattennivå
Under dammvall	Troligt	100	180
	Minsta	60	100
	Högsta	430	770
Genom dammkropp	Troligt	50	90
	Minsta	10	20
	Högsta	70	130

Det totala utflödet av vatten från Svartlidsjön genom sandmagasinet utgörs dels av läckagevatten under dammvallen och dels av läckage genom dammvallen. Hur stor andel av läckagevattnet genom dammkroppen som utgörs av porvatten från sandmagasinet och hur mycket som utgörs av sjövattnet är svårt att uppskatta. I modellen ansätts en triangulär fördelning där det mest sannolika är att lika mycket läckage kommer ifrån vardera källa. Detta är rimligt eftersom genomströmningsarean är lika stor för de båda flödena.

Där sanden kommer att placeras finns ett torvlager med en mäktighet på 1-6 m. Läckagevatten som passerar under dammkroppen genom morän, måste först igenom detta torvlager innan det når moränen. Från torven passerar detta vatten genom moränen under gråbergssupplaget och därifrån till dagbrottet. Detta därför att det flödar på djupare nivåer under dammvallen samt att torvlagret effektivt hindrar vattnet att nå (den tidigare) markytan. I morän under Svartlidsjön antas ingen fastläggning ske. Läckaget genom dammkroppen förväntas samlas upp i ett filter under gråberget och transporteras därifrån till dagbrottet.

En frågeställning är vad som sker med torvens egenskaper då den kompakteras av sandmagasinet. Materialegenskaperna (framförallt K_d-värden) kan antas vara desamma medan porositeten minskar. Detta speglas i modellen där en mindre torvmäktighet än det uppmätta har angetts. Dimensionerna anges till 35 ha och ett djup på 0,5 meter istället för de 40 ha och 1-6 m som utbredningen är idag.

8.5 GRÅBERG

Vattnet kommer att perkolera ner genom upplaget, drivet av gravitationen och metallkoncentrationen kommer att öka med djupet i upplaget då vattnet kommer i kontakt med de ämnen som frigjorts vid vittring. Enligt de hydrologiska förhållandena kommer grundvattenytan att stå en bit upp i upplaget och det finns en uppåtriktad gradient tack vare nivån på Svartlidsjön uppströms upplaget. Under gråbergssupplaget närmast dammen kommer det dock att finnas ett filter som transporterar läckaget från Svartlidsjön genom dammvallen och infiltrerat vatten över filtret mot dagbrottet. Inget av gråbergsmaterialet antas därför vara mättat. Hela nettonederbörden antas infiltrera i upplaget, eftersom detta ger den högsta utlakningen.

Gråbergssupplaget vilar på ett moränlager som är 5-20 m tjockt och ovanpå moränlagret ligger ett 1-5m djupt lager av torv, på ungefär halva området. Torvens utbredning är dock främst där filtret kommer att placeras varför inget vatten antas passera detta och torven under gråberget tas därför inte med i modellen. Filtret antas läggas under halva gråberget, där den uppåtriktade hydrauliska gradienten är som störst. Här är fastläggningen försumbar och porositeten är högre varför vattnet effektivt transporteras igenom. Under resten av gråberget finns morän och där kommer vattnet dock inte att infiltrera särskilt djupt eftersom den hydrauliska permeabiliteten är lägre i morän än i gråberget. Större delen av flödet kommer att gå i ytskiktet mellan morän och upplag eller om där finns torv i dess övre skikt. Detta antagande får stöd i den undersökning som utförts i Aitik där man kunde se att vattnet under torvlagret var helt rent, medan förhöjda metallhalter förekom i det ytliga lagret av torven (Axelsson, 1993). Därför approximeras flödet ut från gråberget över moränen att transporteras i endast 0,2 m djup morän, på en fjärdedel av gråbergets utbredning. Detta är ett konservativt antagande och det är troligt att en större mängd lakvatten kommer att gå igenom morän eftersom dagbrottet bidrar med en hydraulisk gradient som motiverar transport genom morän i delarna närmast dagbrottet. Detta skulle innebära en retardation av metaller i lakvattnet.

Det inkapslade materialet antas utgöra 20% av den totala massan och antas ha en areell utbredning på drygt 20% av gråbergssupplagets eftersom detta material läggs ut flackare än gråberget. Vattenmättnadsgraden i gråberget antas vara 10% och ha en stagnant zon som utgör 30-45% av upplaget, enligt erfarenheterna från Aitik (Strömberg, 1997).

Morän under gråbergssupplaget kommer enligt tidigare diskussion att ta emot läckagevatten från sandmagasinet. Genom denna morän går också flöde från ett mindre avrinningsområde, A1 000.

Initial fastläggning

Under de sju driftåren kommer ett visst läckage och därmed fastläggning av metaller att ske i moränen under gråbergssupplaget. Detta vatten antas ha samma sammansättning som porvattnet har då driften upphört (se Tabell 8.2). Den totala mängden läckagevatten under de sju åren är 0,2 Mm³ enligt det beräknade läckaget och samtliga föroreningar i detta vatten antas ha fastlagts i moränen. Detta innebär en överskattning av mängden metall som initialt finns i morän eftersom läckagevattnet under drift kommer att samlas upp och pumpas tillbaka till sandmagasinet.

8.6 DAGBROTT

Dagbrottet är tomt då simuleringen börjar och fylls på med tillrinning från området söder om dagbrottet där sandmagasin och gråbergssupplag finns placerat samt direkt nederbörd över dagbrottet. Koncentrationen i dagbrottet bestäms således av sammansättningen i inkommande vatten. Dagbrottets relativa djup är större än i de dagbrottssjöar som undersökts i Sverige. Därför kan det antas att skiktningen är ännu mer utpräglad här med områden där den elektrokemiska (redox) potentialen, Eh, är låg. Det finns förutsättningar för att metaller fälls ut som sekundära mineral och detta simuleras separat med det geokemiska modelleringsverktyget PHREEQC (Parkhurst et al., 1980). Hela dagbrottet simuleras i modellen som ett omblandat system och koncentrationer härifrån utvärderas sedan i PHREEQC för att se om någon metall fälls ut här.

I modellen tas inte hänsyn till oxidation av sulfider på dagbrottets väggar eftersom bidraget härifrån kan antas vara mycket mindre än det från gråbergssupplaget, dels därför att bergmassa med högt svavelinnehåll i anslutning till malmen avlägsnats och dels därför att dagbrottet kommer att fylla med vatten enligt avsnitt 5.1.2, vilket är en effektiv barriär mot syrediffusion.

8.7 SUMMERING AV KRITISKA ANTAGANDEN

- Inga buffringsreaktioner tas med i modelleringen. Utfällning och fastläggning är pH beroende reaktioner men då pH inte har kunnat studeras tillräckligt antas ingen fastläggning eller utfällning ske i gråbergssupplaget, vilket innebär att oxidationsprodukter lakas ut i den hastighet de bildas. De resultat som erhållits från fuktkammarförsök efter att modellberäkningarna utförts visar dock att gråberget innehåller mineralerna kalcit, biotit, klorit och fältspat, som har en buffrande verkan. Den nettosyra generande delen bedöms uppgå till ca 10% (Brown och Comarmond, 2003). Det är även troligt att utfällning sker då halterna i det perkolerande vattnet är höga. Hög utlakning fås endast då pH är lågt men eftersom pH inte modelleras kan detta inte kvantifieras.
- Ingen oxidation av anrikningssand och gråberg antas ske under driftperioden. Oxidationsreaktionerna initieras dock i det ögonblick materialet bryts och exponeras för vatten och syre varför en mängd sulfider kan ha oxiderats redan innan materialet placerats på respektive upplag för slutdeponi och efterbehandling. Anrikningssanden har dessutom genomgått stora förändringar i anrikningsverket där den största delen av sulfiderna bör ha oxiderats. Eftersom lakningen är som störst initialt kan en icke försumbar mängd av de studerade metallerna ha lakats ur gråberget och omhändertagits i uppsamlingsdikena.
- Brytningsförhållandet mellan malm och gråberg antas vara 1:9. Troligt är att ett lägre förhållande kommer att kunna uppnås med mindre avfallsmängder som följd.
- Skalningen antas vara densamma för de olika sulfiderna.
- Att en stor del av gråbergssupplaget består av sten och block tas bara med på så sätt att oxidationshastigheten minskar, men samtliga sulfider antas vara tillgängliga för oxidation. Detta är inte troligt eftersom sulfider inbäddade i stora block inte kommer att oxideras. Fullständig oxidation av sulfider erhålls inte ens i laboratorieförsök på rent sulfidmineral (Janzen, 2000).
- Den mineralogiska sammansättningen baseras på grundämnesanalyser, vilket innebär en risk att överskatta mängden sulfider, eftersom metaller även kan förekomma i andra mineral vars vittring är långsammare eller inte genererar surt vatten.

Sammanfattningsvis medför de antagande som gjorts i modellberäkningarna att de metallmängder som beräknas läcka från det efterbehandlade gruvområdet är överskattade.

9 RESULTAT OCH DISKUSSION

9.1 HYDROLOGI

9.1.1 Vattenbalans för dagbrott och Svartlidsjön

En separat GoldSim-modell har tagits fram för att göra en enkel vattenbalans för systemet. Modellen användes för att ta reda på hur lång tid efter driftstopp som Svartlidsjön och dagbrottet kommer att nå sina slutliga vattennivåer. Tidssteget sattes här till en månad och 400 simuleringar utfördes. Månadsvisa medelvärden användes för nederbörd och avdunstning och läckaget genom dammvallen fick ett nytt stokastiskt värde varje månad. Resultatet från den simuleringen visade att det kommer att ta ca 3 år för Svartlidsjön att nå den nivå där bräddning sker mot Middagsmålsmyran, se Tabell 9.1. Simuleringen visade vidare att vattennivån kan approximeras att öka linjärt under denna tre-årsperiod. Detta medför också att läckaget kommer att variera linjärt, eftersom den är proportionell mot den hydrauliska gradienten som bestäms av vattenytans läge. I modellen för ämnestransport antas därför vattenmängden liksom läckaget att variera linjärt mellan de beräknade värdena. Simuleringen visade också att det kommer att ta ca 13 år att fylla dagbrottet till dess slutgiltiga nivå.

Tabell 9.1. Fyllnadstid för dagbrott respektive Svartlidsjön (år)

	Medelvärde (200)	Standardavvikelse
Svartlidsjön	3,1	0,4
Dagbrott	12,7	0,8

Denna uppfyllnadstid stämmer väl överens med den beräknade i miljökonsekvensbeskrivningen (Golder, 2002).

9.1.2 Flöden

I Tabell 9.2 redovisas en sammanställning över de flöden som beräknas i modellen. För en fullständig förklaring av vad de olika flödena står för och vart de går, se tabell B1 i bilaga B. Flödena QNB baseras fullständigt på nettonederbörd och avrinningsområdets storlek. Flödena QGB visar hur nederbörden som infiltrerar i gråberget fördelas på de olika elementen och baseras på de stokastiska parametrar som är definierade i tabell B2 i bilaga B. Summan av dessa motsvarar för varje tidssteg nettonederbörden över gråbergssupplaget. QL står för det totala läckaget från Svartlidsjön, av porvatten från sandmagasin och av sjövattnet. QL3 består av sjövattnet och QL1 och QL2 består av vatten som passerat genom anrikningssanden. Se även nästa avsnitt.

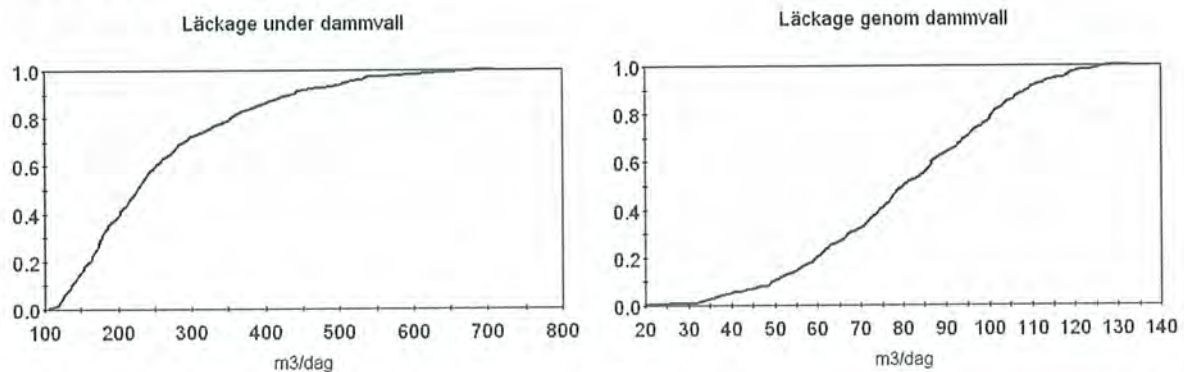
Tabell 9.2 Flöden i systemet (m³/dygn)

Beskrivning	Benämning	Kumulativ probabilitet		
		5%	50%	95%
Läckage under damm	QL1	130	230	530
Läckage genom damm, sand	QL2	10	36	73
Läckage genom damm, sjö	QL3	11	39	78
Utflöde Middagsmålsmyran	QSM1		2 160	
Nederbörd gråberg	QNBGB	400	560	700
Flöde inkapslat gråberg	QGB1	3	26	53
Flöde ytlig morän	QGB2	8	80	168
Flöde filter under gråberg	QGB3	310	440	600
Avrinning från A1	QNBA1	150	200	250
Nederbörd dagbrott	QNBDB	780	1 070	1 330
Avrinning från A2	QNBA2	1 480	2 030	2 540
Flöde i Paubäcken	QPau	90 000	277 000	488 000

För förklaring till de olika flöden och vart de leder, se bilaga B, tabell B1 och B4.

Läckagets storlek baseras på undersökningar som presenteras i miljökonsekvensbeskrivningen för verksamheten, se avsnitt 8.4.4. Beräkningarna baserade sig dock på läckage genom morän och anrikningssanden kommer att ha en lägre genomsläpplighet än morän (Golder, 2001c) och därför överskattas troligen flödet genom sanden. Den vertikala transporten i sandmagasinet kan antas bli långsammare än beräknat eftersom det är ett finkornigt material och sanden är utlagt i omgångar, vilket gör materialet lagrat och då bestäms det vertikala flödet, enligt Darcy's lag, till största delen av det tätaste skiktet.

Läckage från Svartlidsjön



Figur 9.1. Stokastisk beskrivning av läckage från Svartlidsjön. Tv, läckage under dammvallen, bestående av vatten som passerat sandmagasinet (QL1) och th läckage genom dammvall, bestående av sjövattnet och vatten som passerat sandmagasinet (QL2+QL3). Läckaget under dammen är drygt 3 ggr högre än genom dammen.

Genomströmningstiden för filtret under gråberget blir ca 60 dagar och för moränen 130 dagar, men då antas bara vattnet gå i morän i delen närmast dagbrottet där den hydrauliska gradienten är nedåtriktad. Flödes hastigheten i filtret är troligen överdriven och gör att ämnen transporteras genom systemet för fort. Både filtret och moränelementet är definierat så att inflödet sker genom hela elementets utbredning varför de nämnda genomströmningstiderna endast gäller för ämnen som når elementet ”längst bort”, övriga kommer att lämna elementet ännu fortare.

Bäckflöden

Modellen ger ett flöde i Svartlidbäcken på i medeltal 176 m³ h⁻¹, då dagbrottet är uppfyllt. Under antagandet att utflödet mot Middagsmålsmyran är 90 m³ h⁻¹ som anges i miljökonsekvensbeskrivningen stämmer detta väl med dagens flöde. Beräkningarna i GoldSim baseras på de olika

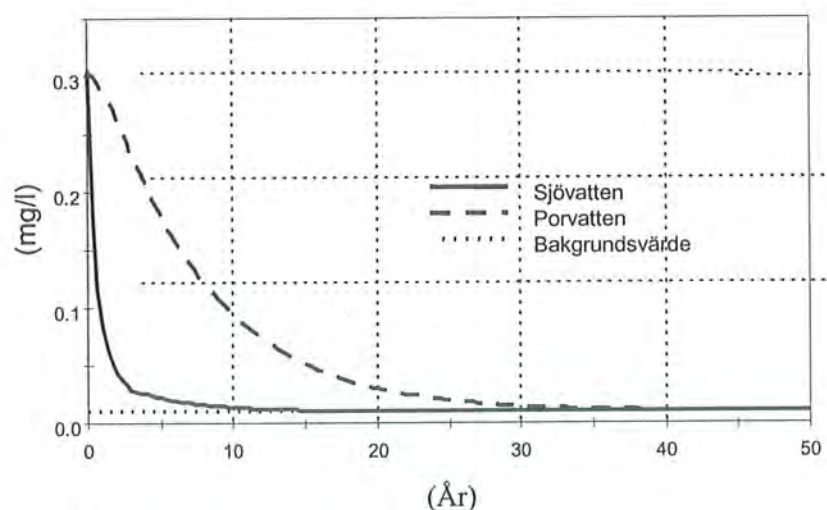
avrinningsområdenas storlek och nettonederbörd över mark respektive vattenytor, samt uppskattat läckage från Svartlidsjön. Att det sammanlagda flödet i Svartlidsbäcken och mot Middagsmålsmyran blir större efter att driften upphört än det är idag är rimligt eftersom en del av Björklidsbäckens avrinningsområde utgör ett tillflöde till dagbrottet och allt utflöde från dagbrottet kommer att ske som ytavrinning i Svartlidsbäcken, se tabell 9.3.

Tabell 9.3. Flöde i Svartlidsbäcken ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$), medelflöden enligt miljökonsekvensbeskrivningen (Golder, 2002) och enligt modelleringen

Idag	Golder (2002)	Svartlidsbäcken	250
		Middagsmålsmyran	0
		Summa	250
Efter att driften upphört	enligt modellering Golder (2002)	Svartlidsbäcken	176
		Middagsmålsmyran	90
		Summa	266

9.1.3 Omblandning av porvattnet i anrikningssanden

Genomströmningsarean i sandmagasinet är ca 40 ha och porositeten är ca 45%. Med det givna läckaget genom sandmagasinet blir genomströmningstiden ca 5,5 år vilket innebär att ett ickekreativt ämne tvättats ur systemet efter så lång tid om det transporterades advektivt. Cyaniden har definierats som ett ickekreativt ämne i modellen, i modellen tas således inte hänsyn till naturlig nedbrytning. Dess utlakning ur systemet kan därmed ses som ett mått på omblandningstiden i anrikningssanden. Som kan ses i Figur 9.2 tar det längre tid än 5,5 år innan porvattnet har samma koncentration cyanid som det uppmätta bakgrundsvärdet. Detta beror dels på att ett tillskott av cyanid kommer från sjövattnet men framför allt på grund av inverkan av utspädning och dispersion.



Figur 9.2. Helt svagt syralösigt cyanid i Svartlidsjön respektive i porvattnet i anrikningssanden.

9.1.4 Vattnets uppehållstid i gråberg

Nederbörden i området är 670 mm per år och avdunstningen från markområden är beräknad till 250 mm per år, vilket ger en nettonederbörd på 420 mm per år. Då gråbergets yta kommer att vara grovkornig beräknas ytavrinningen vara försumbar vilket innebär att den effektiva infiltrationen i gråberget motsvarar nettonederbörden. Detta vatten kommer enligt ekvation 5.22 att ha en uppehållstid i gråberget på 5-6 år.

9.2 SIMULERING UTAN SULFIDOXIDATION

Hela systemet, fram till Svartlidsbäcken, får en initial koncentrationstopp efter att driften upphör och dagbrottet fyllts med vatten. Detta på grund av att porvattnet i sandmagasinet och vattnet i Svartlidsjön initialt antas ha förhöjda metallkoncentrationer (se Tabell 8.2 och Tabell 8.3) som transporteras genom

det betraktade systemet med läckaget genom dammen. Höga initialkoncentrationer råder för koppar och arsenik i porvattnet, men den maximala arsenikkoncentrationen blir ändå som mest 40 µg/l i filtret under gråberget efter ca ett år och i dagbrottet blir den högsta halten 6,7 µg/l efter två år. För koppar blir den högsta koncentrationen i filtret under gråberget 80 µg/l efter ett år och 10 µg/l i dagbrottet efter två år. Detta vatten transporteras i filtret under gråbergssupplaget där ingen fastläggning antas ske. De föroreningar som tar vägen under dammvallen genom torv och morän kommer i stor utsträckning att fördröjas tack vare fastläggning där. Härifrån kommer istället ett långsamt frigörande av metaller att ske då koncentrationen i vattnet som passerar elementet minskar och istället tar med sig de metaller som tidigare fastlagts här. Ingen ökad halt kan identifieras av något ämne i Paubäcken trots dessa höga initialhalter. Den halt som blir mest förhöjd i Paubäcken är koppar som under en kort period ökar med som mest 10%.

9.3 OXIDATION AV SULFIDER I GRÅBERGSUPPLAG

Stora osäkerheter måste ansättas för sulfidoxidationens storlek i gråbergssupplaget eftersom det är en så osäker parameter. För oxidationen har antagits en skillnad med en faktor 100 mellan 5- och 95 percentilen vilket naturligtvis resulterar i stora skillnader i utsläppsmängder och predikterad koncentration. Den troliga oxidationshastigheten ligger någonstans mellan median och lägsta värdet enligt diskussionen i avsnitt 7.5.1.

Simuleringar utfördes både baserat på vittringshastigheter från litteratur (avsnitt 7.5.2) och på preliminära resultat från kinetiska test (avsnitt 7.5.3). De använda vittringshastigheterna innan skalning kan ses i Tabell 9.4. Med i Tabell 9.4 finns också vittringshastigheter enligt litteratordata, som i litteraturen är angivna i enheten mol m⁻² s⁻¹ men som här räknats om till vittringshastighet i mol kg⁻¹ s⁻¹ för att kunna jämföras med vittringshastigheter från kinetiska test. För att räkna om mellan enheterna har en total yta på 110 m² kg⁻¹ använts för litteratordata (enligt avsnitt 5.1.5) och denna siffra är osäker varför denna jämförelse inte säger så mycket. Skalning med syreförbrukningshastigheten (enligt avsnitt 7.5.2) medför dock att angivelsen av total yta inte blir viktig eftersom om en för stor yta angetts så kommer skalningen med IOR att bli större och vice versa.

Tabell 9.4. Initial vittringshastighet (mol kg⁻¹ s⁻¹), baserat på litteratordata och kolonnförsök

	<i>Litteraturhastighet</i> (total yta 110 m ² /kg)			<i>Litteraturhastighet</i> skalad med syreförbrukning			<i>Kinetiska test</i> (Medel tre mån utom första)		
	<i>Vulkanit</i>	<i>Sediment</i>	<i>Granit</i>	<i>Vulkanit</i>	<i>Sediment</i>	<i>Granit</i>	<i>Vulkanit</i>	<i>Sediment</i>	<i>Granit</i>
Kopparkis	3,7•10 ⁻¹⁴	3,8•10 ⁻¹⁴	6,7•10 ⁻¹⁵	3,8•10 ⁻¹⁶	4,0•10 ⁻¹⁶	6,9•10 ⁻¹⁷	2,6•10 ⁻¹⁵	1,8•10 ⁻¹⁴	5,2•10 ⁻¹⁵
Zinkblände	3,0•10 ⁻¹²	5,0•10 ⁻¹²	2,7•10 ⁻¹²	3,1•10 ⁻¹⁴	5,2•10 ⁻¹⁴	2,8•10 ⁻¹⁴	3,2•10 ⁻¹⁴	2,1•10 ⁻¹⁴	1,9•10 ⁻¹⁴
Blyglans	3,7•10 ⁻¹³	5,0•10 ⁻¹³	2,9•10 ⁻¹³	3,8•10 ⁻¹⁵	5,2•10 ⁻¹⁵	3,0•10 ⁻¹⁵			
Nickelkis	5,2•10 ⁻¹²	5,8•10 ⁻¹²	8,7•10 ⁻¹³	5,4•10 ⁻¹⁴	6,0•10 ⁻¹⁴	9,0•10 ⁻¹⁵	5,1•10 ⁻¹⁴	1,4•10 ⁻¹⁴	5,6•10 ⁻¹⁵
Arsenikkis	5,9•10 ⁻¹²	4,5•10 ⁻¹²	4,0•10 ⁻¹²	6,1•10 ⁻¹⁴	4,6•10 ⁻¹⁴	4,1•10 ⁻¹⁴	8,3•10 ⁻¹⁴	1,4•10 ⁻¹³	3,2•10 ⁻¹⁴
Magnetkis	7,4•10 ⁻⁹	5,1•10 ⁻⁹	2,4•10 ⁻⁹	7,6•10 ⁻¹¹	5,3•10 ⁻¹¹	2,5•10 ⁻¹¹	1,4•10 ⁻⁹	3,2•10 ⁻¹⁰	1,0•10 ⁻¹⁰
Pyrit	9,9•10 ⁻¹¹	6,8•10 ⁻¹¹	3,2•10 ⁻¹¹	1,0•10 ⁻¹²	7,1•10 ⁻¹³	3,4•10 ⁻¹³	1,4•10 ⁻¹¹	3,3•10 ⁻¹²	1,1•10 ⁻¹²

För att underlätta jämförelsen har omsättningstiden beräknats för respektive sulfid, bergartstyp och angreppssätt (baserat på kinetiska test- eller litteratordata), under antagandet att vittringen kommer att fortsätta med samma hastighet tills alla sulfider är oxiderade, se Tabell 9.5 och Tabell 9.6.

Tabell 9.5 Omsättningstid (år) för sulfider i respektive bergartstyp enligt kinetiska test

	<i>Fuktkammarförsök (medel utom första)</i>			<i>Kolonnförsök (medel utom första)</i>		
	<i>Vulkanit</i>	<i>Sediment</i>	<i>Granit</i>	<i>Vulkanit</i>	<i>Sediment</i>	<i>Granit</i>
Kopparkis	490	330	290	24500	2360	9000
Zinkblände	150	120	80	670	710	840
Blyglans						
Nickelkis	170	90	140	1100	2700	7300
Arsenikkis	170	55	5100	1000	380	1900
Magnetkis				3	9	30
Pyrit				90	270	900

Ingen detekterbar mängd bly har uppmätts i lakvattnet i något av de kinetiska testen och därför kan ingen hastighet anges för blyglans. I fuktkammarförsöket mättes heller inte sulfathalten i lakvattnet varför ingen omräkning till magnetkis och pyrit kan göras.

Tabell 9.6 Omsättningstid (år) för sulfider i respektive bergartstyp enligt litteraturdata

	<i>Litteraturdata (total yta 110 m²/kg)</i>			<i>Litteraturdata (troligt värde)</i>		
	<i>Vulkanit</i>	<i>Sediment</i>	<i>Granit</i>	<i>Vulkanit</i>	<i>Sediment</i>	<i>Granit</i>
Kopparkis	1700	1100	7000	166000	108000	673000
Zinkblände	7	3	6	700	280	570
Blyglans	6	3	5	530	270	490
Nickelkis	11	7	47	1030	600	4500
Arsenikkis	14	12	15	1350	1200	1500
Magnetkis	1	1	1	56	55	125
Pyrit	13	13	30	1280	1250	2860

Användande av litteraturdata ger orimligt höga oxidationshastigheter enligt Tabell 9.6 om inte hänsyn tas till att materialet inte borde kunna förbruka syre med en högre hastighet än den uppmätta syreförbrukningen under optimala oxiderande förhållanden i kolonnförsök. Samtliga sulfider, utom kopparkis, är enligt detta sätt att räkna förbrukade inom 50 år.

För nickelkis och zinkblände är vittringen enligt den skalade litteraturhastigheten och kolonnförsök mycket lika. Även arsenikkisens oxidationshastighet stämmer väl överens utom för den metasedimentära bergarten som visar en högre oxidationshastighet i kolonnförsök än enligt litteraturdata.

För blyglans kan ingen jämförelse göras eftersom inget bly har kunnat uppmätas i lakvattnet från de kinetiska testerna. Orsaken till det är endera att det inte finns någon blyglans i det undersökta materialet eller mer troligt att blyet adsorberats i kolonnen.

Oxidationshastigheterna för magnetkis och pyrit är något komplicerade att jämföra eftersom en rad antagande ligger bakom beräkningarna, både av den initiala halten i materialet och i den beräknade oxidationshastigheten. I den mineralogiska undersökningen av malmen hittades ingen pyrit (Vaughn, 2000), vilket man däremot gjorde i en senare mineralogisk undersökning av gråberget (Comarmond och Brown, 2003). Samma massförhållande mellan pyrit och magnetkis som erhöles i den mineralogiska undersökningen (Comarmond, 2003) antogs gälla för hela gråberget. Oxidationshastigheten beräknades utifrån uppmätt sulfathalt i lakvattnet från kolonnförsök och mängden sulfat som kom från vardera sulfiden uppskattades utifrån deras mängd och oxidationshastigheter enligt litteraturdata. En annan fördelning skulle dock inte förändra att oxidationen av järnsulfiderna enligt litteraturdata är ca tio gånger långsammare än enligt kolonnförsök.

Vittringshastigheten för kopparkis är den som skiljer sig mest mellan de två angreppssätten. För den metavulkaniska bergarten är den sju gånger lägre enligt litteraturskattningen än enligt kolonnförsöket och för graniten är den hela 75 gånger långsammare. Det tyder på att denna oxidationshastighet, relativt övriga sulfider, som är angiven i litteraturen är för låg. Eller så beror det på att koppar förekommer i annan sulfid än kopparkis, t ex kovellin, eller i någon annan mineral som har en högre vittringshastighet och därmed bidrar till de förhöjda halterna av koppar i lakvattnet från kolonnförsöket.

Enligt den uppskattade halten magnetkis i bergmassan och relativa oxidationshastigheterna enligt litteraturen står magnetkisen initialt för 97% av syreförbrukningen, både därför att dess oxidationshastighet är större än övriga sulfider och därför att dess volymandel är den största av sulfiderna. Det är alltså magnetkis som har störst inverkan på skalfaktorn enligt syreoxidationshastigheten, K_{IOR} . Underlaget i litteraturen för denna oxidationshastighet är dock bättre än för de övriga sulfiderna. Med antagandet att skalningen för IOR är densamma för alla sulfider, skulle en minskad oxidationshastighet för magnetkis innebära en ökad utsläppshastighet för de tungmetallförande sulfiderna.

Jämförelse med erfarenheter från Aitik

Oxidationshastigheten för pyrit är enligt kolonnförsöket, utan skalning, $10^{-10,3} \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$ vilket är en mycket lägre hastighet än den som erhållits vid kolonnförsök på material från Aitik, där oxidationshastigheten befanns vara $10^{-8,9} \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Oxidationshastigheten hos kopparkis skiljer sig ännu mer, $10^{-14,6} \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$ enligt kolonnförsöket på material från Svartliden och $10^{-9,5} \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$ enligt kolonnförsök på material från Aitik. Att utsläppshastigheten för kopparkis per massenhet är större i Aitik är rimligt eftersom halten koppar i gråbergsmaterialet är högre då det är en kopparmalmsgruva. Jämförelsen tyder dock ändå på att pyriten och kopparkisen i Svartliden har mycket lägre oxidationsbenägenhet än den i Aitik. Övriga sulfider har inte studerats i samma utsträckning och några jämförelser kan därför inte göras.

9.3.1 Diskussion runt de två angreppssätten

De största osäkerheterna vid användandet av oxidationshastigheter från kontrollerade laboratorieförsök på ett sulfidslag i taget, i rapporten benämnda litteraturdata, ligger i att de olika oxidationshastigheterna kommer från flera olika källor och att försöksupställningarna inte är exakt desamma. Skillnader kan därmed förekomma i temperatur, uppskattning av tillgänglig yta, vattenmättnadsgrad osv och det är därför inte säkert att de är direkt jämförbara. I modelleringen används litteraturdata för att bestämma den inbördes reaktionsordningen av sulfiderna, vid given syreoxidationshastighet och total yta. Den absoluta oxidationshastigheten används alltså inte eftersom alltför stor osäkerhet ligger i vilken den totala ytan kommer att bli vid det blivande upplaget.

Att använda upplösningssdata från kinetiska test är heller inte klart tillämpligt. Osäkerheten i lakningen på det materialurval som använts är stor, vilket kan ses i de två separata kinetiska test som utförts/utförs på material från Svartliden. Modellen har körts baserat på oxidationshastigheter enligt kolonnförsök och ett medelvärde har använts för de tre studerade månaderna utom det första lakningstillfället eftersom detta kan vara påverkat av lakbara rester i materialet. Försöket är ännu ej avslutat och det är egentligen för tidigt att dra några slutsatser från försöken. Endera kommer lakningen av metaller att öka då den buffrande förmågan är uttömd hos materialet och pH sänks men det finns också en möjlighet att lakningen minskar och att de värden som uppmätts i början av försöket beror på oxidation av finpartikulärt material som inte är representativt för materialet.

9.4 INKAPSLAT ARSENIKRIKT GRÅBERG

Den andel av gråberg (20%) som kommer att kapslas in antogs ha en hundra gånger lägre oxidationshastighet än det material som inte är inkapslat. Enligt simuleringen skulle detta material stå för 45% av mängden lakad arsenik om det inte kapslades in, men i och med inkapslingen är lakningen från detta material mycket liten och arsenikbelastningen minskar med nästan 45%. Motsvarande proportioner gäller även för övriga sulfider.

9.5 OXIDATION AV SULFIDER I ANRIKNINGSSAND

Sandmagasinet behandlas som ett väl omblandat system där flödet genom elementet bestäms av läckaget genom sanden som tidigare uppskattats (Golder, 2002). I modellen antas oxidationen av sulfider i anrikningssanden vara begränsad av mängden syre som finns löst i läckagevatten och enligt avsnitt 9.1.3, finns en risk att läckaget och därmed oxidationen överskattas. Antagandet kan även underskatta oxidationen eftersom det kan ske en diffusiv koncentrationsutjämning av syre mellan porvatten i sanden och syresatt sjövattnet. Det diffusiva utbytet begränsas dock av de lager av Bauxol och morän som läggs ovanpå sanden och dess inverkan borde vara försumbar. Den inbördes oxidationen av sulfiderna bestäms av sulfidernas volym och oxidationshastighet enligt litteratordata, vilket gör att syrets fördelning mellan de olika sulfiderna är osäker. Metallutsläpp och pH-sänkning, pga oxidation av sulfider i anrikningssanden är så liten att den inte påverkar koncentrationen i vare sig dagbrott eller Paubäcken. Den resulterande vittringshastigheten i anrikningssanden kan ses i Tabell 9.7.

Tabell 9.7 Resulterande vittringshastighet i anrikningssand ($\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$)

Kopparkis	Zinkblände	Blyglans	Nickelkis	Arsenikkis	Magnetkis	Pyrit
$2,9 \cdot 10^{-21}$	$1,5 \cdot 10^{-19}$	$7,0 \cdot 10^{-20}$	$3,3 \cdot 10^{-19}$	$4,5 \cdot 10^{-18}$	$2,6 \cdot 10^{-16}$	$1,7 \cdot 10^{-17}$

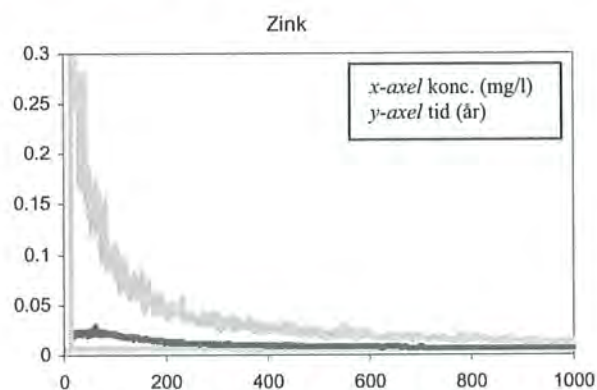
Syreförbrukningen i upplaget blir med det angivna läckaget $(1,5 \pm 0,2) \cdot 10^{-14} \text{ kg(O}_2\text{) m}^{-3} \text{s}^{-1}$ att jämföra med den uppmätta syreförbrukningen i kolonnförsöket som är ca 500 gånger högre.

9.6 RESULTERANDE HALTER I PAUBÄCKEN

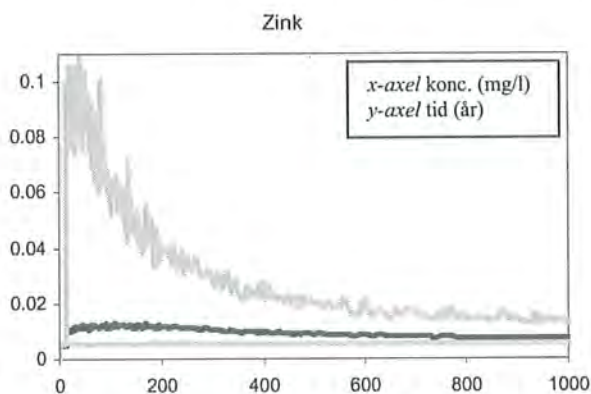
Resulterande halter i Paubäcken vid simulering med det sannolikt värsta fallet angivet som det troliga, kan ses i figurerna 9.1-9.13. Av datakapacitets skäl kunde bara 300 simuleringar köras vilket egentligen är ett för litet antal för att få ett tillräckligt statistiskt underlag. Trenderna är dock tydliga men de redovisade värdena vid 5 respektive 95 percentilen är något osäkra.

I figuren redovisas medianvärdet och percentilerna vid 5 och 95%. Halter anges i mg/l och på x-axeln är tiden i år. Modellerade halter i dagbrottet redovisas i bilaga E.

Om inverkan av biologisk oxidation är omfattande kommer halterna i Paubäcken att bli enligt 95 percentilerna i graferna nedan. Detta är dock ett extremt värsta fall och det är inte sannolikt att vi får en oxidationshastighet på 35 ggr den uppmätta i kolonnförsöket i hela upplaget samtidigt. Ett fortfarande konservativt fall motsvaras av medianvärdet. Där har endast mycket konservativa skalfaktorer använts, t ex antas här att tillgången till syre är obegränsad i hela upplaget. 5 percentilen motsvaras av ett mer sannolikt värde, även om skalfaktorerna är relativt konservativa här också, men de motsvarar det mest troliga av de redovisade värdena.



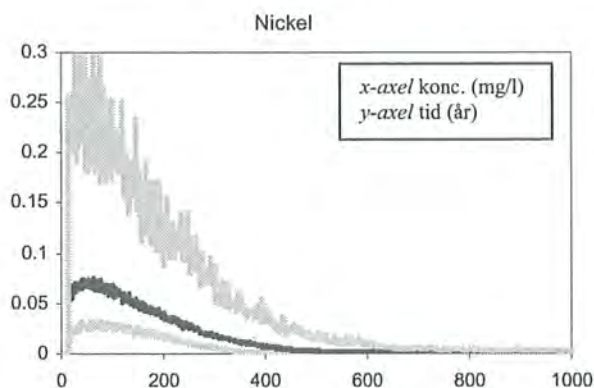
Figur 9.3 Zinkkoncentration i Paubäcken enligt litteratordata



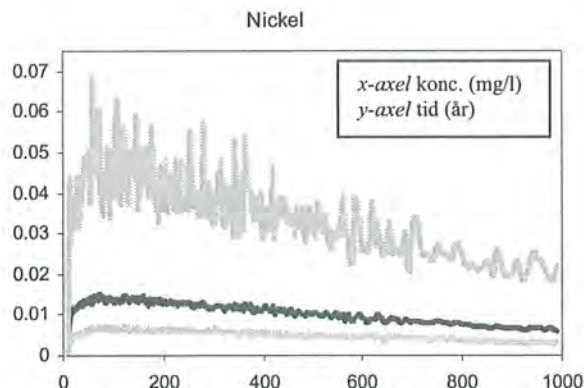
Figur 9.4 Zinkkoncentration i Paubäcken enligt data från kolonnförsök

Zink

Om inverkan av biologisk oxidation är omfattande, vilket motsvaras av halter enligt 95 percentilen, blir halterna i Paubäcken orimligt höga, för att avta inom ett par hundra år då all nickelsulfid är förbrukad. Enligt medianfallet och data från kolonnförsök kommer inte all zinkblände att vara förbrukad inom 1000 års-perioden vilket däremot är fallet för simulering med litteraturdata.



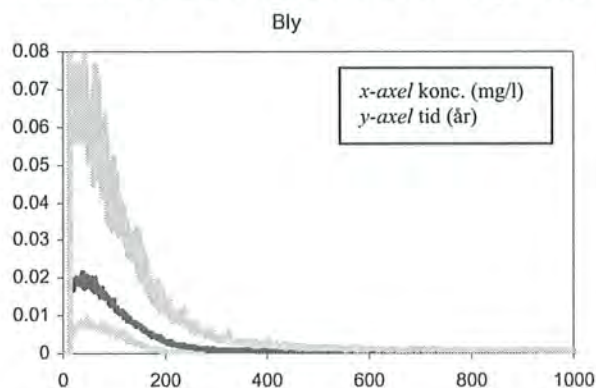
Figur 9.5 Nickelkoncentration i Paubäcken enligt litteraturdata



Figur 9.6 Nickelkoncentration i Paubäcken enligt data från kolonnförsök

Nickel

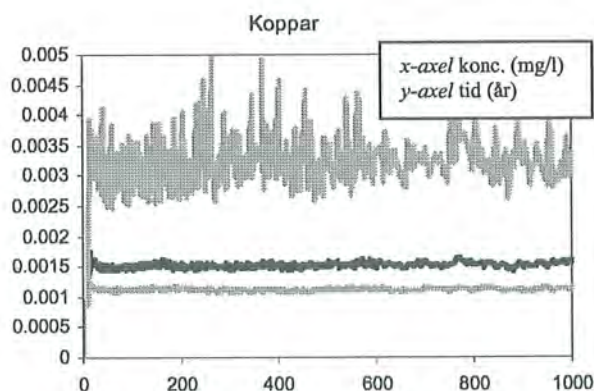
Även här är oxidationshastigheten högre med litteraturdata än med data från kolonnförsök. Även för 5 percentilen ser vi att utsläppsmängden kommer att minska med tiden och med hastigheter enligt litteraturen kommer nickelhalterna att återgå till bakgrundsvärden efter ca 500 år.



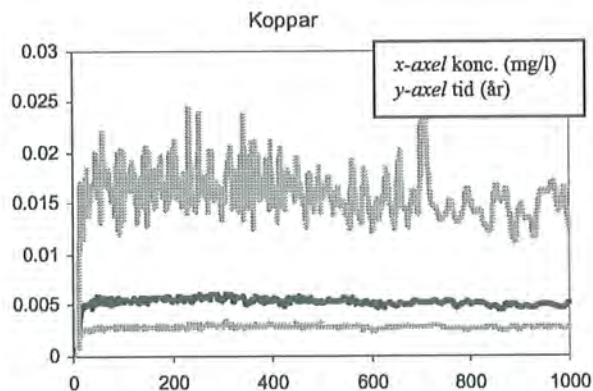
Figur 9.7 Blykoncentration i Paubäcken enligt litteraturdata

Bly

I de kinetiska testen kunde inget bly detekteras i lakvattnet varför ingen oxidationshastighet kunde beräknas för denna. Därmed blir blykoncentrationen enligt litteraturdata också tveksam eftersom den visar på höga utsläppshalter vilket borde ha syns något av de kinetiska testen. Bly har en hög adsorptionfaktor varför den blyglans som oxiderats i de kinetiska testen kan ha adsorberats redan i kolonnerna.



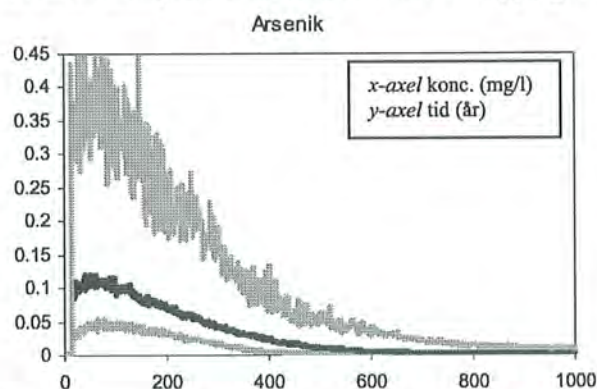
Figur 9.8 Kopparkoncentration i Paubäcken enligt litteratordata



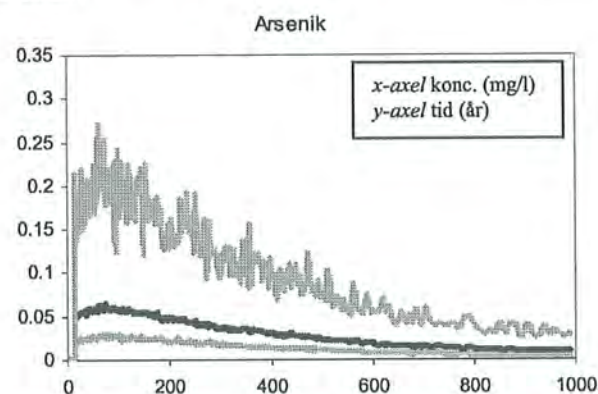
Figur 9.9 Kopparkoncentration i Paubäcken enligt data från kolonnförsök

Koppar

Koppar är den substans där störst skillnad har erhållits mellan de två angreppssätten för att bestämma sulfidoxidationens hastighet i gråberg. Enligt båda simuleringarna är dock oxidationshastigheten så låg så att utsläppet är relativt konstant under hela den studerade perioden. Vid modellering med kolonnförsök är oxidationshastigheten dock något högre och vi får en avtagande koncentration med tiden då mängden kvarvarande sulfider i upplaget minskar.



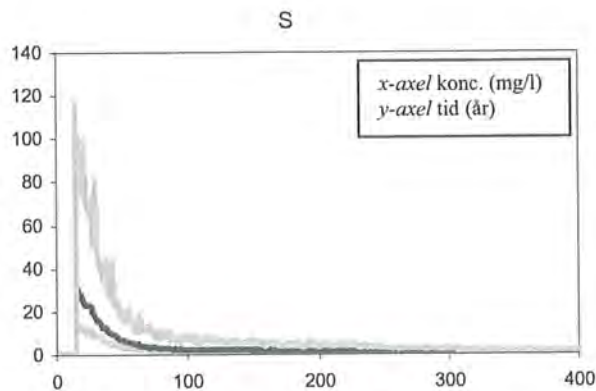
Figur 9.10 Arsenikkoncentration i Paubäcken enligt litteratordata



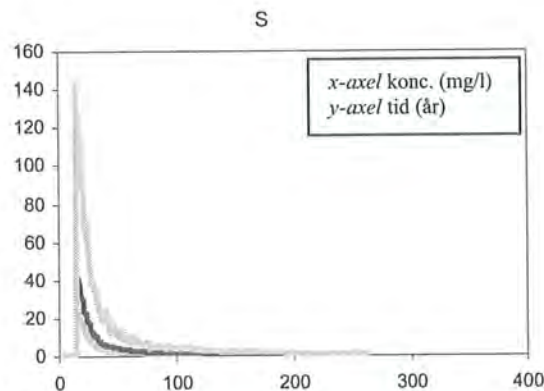
Figur 9.11 Arsenikkoncentration i Paubäcken enligt data från kolonnförsök

Arsenik

Fokus i miljökonsekvensbeskrivningen har legat på risken för förhöjda arsenikhalter i Paubäcken och denna farhåga bekräftas i denna modellering. I modellen antas ändå det mest arsenikrika materialet vara inkapslat och utan inkapsling skulle de uppmätta arsenikhalterna i Svartlidbäcken och Paubäcken vara ca 45 procent högre än de som ses i figurerna ovan. Däremot tas inte hänsyn till adsorption till järnhydroxider i dagbrottet. Enligt stycke 9.8 kan denna fastläggning bli betydelsefull för arsenikhalten. Arsenikhalten blir ungefär dubbelt så stor enligt simulering med litteratordata jämför med data från kinetiska test. Enligt modelleringen med data från kinetiska test ligger 5 percentilen på ca 0,03 mg/l som ovan.



Figur 9.12 Svavelhalt i Paubäcken enligt litteraturdata



Figur 9.13 Svavel i Paubäcken enligt kolonnförsök

Svavel

Då oxidationen av pyrit och magnetkis är högre i kolonnförsöket fås högre halter av svavel i Paubäcken med dessa data. Svavlet förekommer till största delen som sulfationer. Observera att en annan tidsskala används eftersom den största svavelmängden släpps ut under de första hundratalet år. Detta innebär att en pH-sänkning bara fås under en begränsad tidsperiod och om det finns tillräckligt med buffrande material kommer ingen pH-sänkning alls att ske.

Krom och kadmium

Inga förhöjda halter av krom eller kadmium erhöles i Svartlidbäcken med använda initiala koncentrationer i systemet.

Jämförelse med Aitik

Vid Aitik, som är den enda svenska gruvan där studier har gjorts på gråbergssupplag, har man mätt koncentrationen av bland annat koppar, zink och nickel, i två diken. Dike 1 som tar emot den största delen av lakvattnet från ett stort gråbergssupplag och dike 2 som är beläget på andra sidan dagbrottet och avvattnar ett mindre gråbergssupplag. Att jämföra dessa värden med Paubäcken är missvisande eftersom det är ett utspätt lakvatten som når Paubäcken. Jämförelse görs istället med koncentrationen i dagbrottet (se bilaga E).

Kopparhalterna i dike 1 och 2 har i Aitik uppmätts till 19 respektive 1,2 mg/l. Dessa halter ligger långt över halterna i dagbrottet i Svartliden. 95 percentilen för kolonnförsöket tangerar bara det lägsta av dess värden. Malmen vid Aitik är dock en kopparmalm så gråbergssupplaget innehåller också en större mängd kopparkis än det vid Svartliden.

Zinkhalten är i Aitik 5,8 respektive 0,4 mg/l. Den lägre av dessa halter överensstämmer väl med mediankoncentrationen enligt oxidation med kolonnförsök. För oxidation med litteraturdata är det snarare den högre av koncentrationerna (dike 1) som överensstämmer.

Nickelhalten är i Aitik 1,3 respektive 0,17 mg/l. Nickelhalterna i Svartliden blir högre än dessa koncentrationer, både vid simulering med litteraturdata och med data från kolonnförsök.

9.7 INVERKAN AV PROCESSER SOM EJ TAGITS MED I SIMULERINGEN

- pH. Adsorption och utfällning av sekundärt material är pH-beroende och pH påverkas i sin tur av dessa processer samt till exempel av oxidationsreaktioner och biologisk aktivitet. En enkel protonbalans utfördes där hänsyn enbart togs till sulfidoxidation och karbonatupplösning men eftersom resultatet från denna är så tveksamt presenteras det ej här. För att få en rimlig pH uppskattning bör åtminstone hänsyn tas till silikatupplösning, som är en buffrande reaktion.

- Utfällning av sekundärt mineral. Utfällning av sekundära mineral, vilket innebär att metalljoner binds i mineralform igen och inte lakas ur upplaget är pH beroende. Eftersom pH inte kunnat studeras har detta inte tagits med i modellen.
- Oxidation av sulfider på dagbrottets väggar. Svavel och arsenikhalten kan dock antas vara liten här eftersom den är som störst i närheten av malmkroppen. Oxidation av de sulfider som sitter på ytan av bergmassan kommer att ske under verksamhetstiden då det kommer att finnas god tillgång på syre och fukt. Men under hela driftperioden kommer inträngande grund- och nederbördsvatten att pumpats ur dagbrottet och det vattnet borde ta med sig större delen av vittringsprodukterna som skapats under denna period och det vattnet kommer att renas i samband med efterbehandlingen. Även under den tid då pumpningen har upphört och dagbrottet vattenfylls finns förutsättningar för oxidation. Då dagbrottet är uppfyllt kan dock oxidationen antas i princip upphöra eftersom vatten är en så effektiv barriär för syretransport. En del av dagbrottet kommer dessutom inte ha någon cirkulation och vattnet på de nivåerna kan antas vara syrefritt och inte bidra till oxidation.
- Retardation av metaller på grund av diffusion in i det porösa materialet i Svartlidbäckens sidor. Detta har inte tagits med i modellen eftersom under den långa tidsperiod som studeras är denna spridning i koncentrationstoppar inte signifikant.
- Adsorption av arsenik till järnhydroxider i dagbrottet. Se avsnitt 9.8.

9.8 PHREEQC-SIMULERING

För att utröna om utfällning av sekundärt mineral kommer att ske i dagbrottet utfördes modellering med det geokemiska modelleringsverktyget PHREEQC (Parkhurst et al., 1980). Som indata användes de koncentrationer som erhållits vid simuleringar med litteraturdata. Utfällningen är beroende av redoxpotential och pH och eftersom dessa parametrar ej är kända användes erfarenheter från arbete som utförts vid Udden och Rävlidmyrans dagbrott (Lu, 2002). Höga redoxpotentialen uppmättes vid ytan till ca 700 mV och det lägsta värdet på botten till 350 mV. Till PHREEQC finns ett antal databaser och här användes databasen som tillhör MINTEQA2 (Allison et al., 1991) eftersom den innehåller parametervärden för arsenik och nickel. Mättnadsindex för olika sekundära mineral som de studerade metallerna kan fällas ut som studerades. Mättnadsindex definieras som

$$S.I. = \log \left(\frac{\text{Jonaktivitetsprodukten}}{\text{löslighetsprodukten}} \right)$$

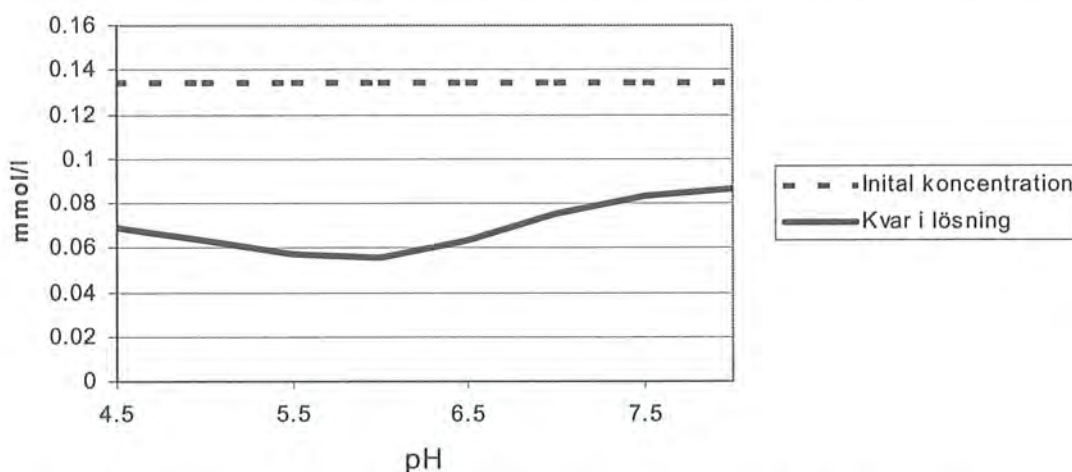
Enligt Strömberg (1997) innebär ett index nära noll ($\pm 0,5$ enheter) möjlig jämvikt med den aktuella mineralen. Ett högt positivt värde innebär att utfällning av sekundär mineral kan ske och ett högt negativt värde innebär att utfällning av den aktuella mineralen inte har förutsättningar att ske, utan den aktuella mineralen kan istället lösas upp.

För åren 0, 1, 5, 10, 20, 100, 200, 500 och 750 kördes PHREEQC simulering för beräknade mediankoncentrationer. Simuleringen ger att utfällning kommer att ske bland andra av järnoxiderna ferrihydrit ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), goetit (FeOOH), hematit (Fe_2O_3), jarosite ($(\text{H}_3\text{O})\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) och magnetit (Fe_3O_4). Fullständig utfällningen med koppar sker vid den låga redoxpotentialen och ingen alls vid den högre potentialen, medan järnutfällningen sker både vid låg och hög redoxpotential fast i större utsträckning vid den högre potentialen (95-99% respektive 0-7%). Ingen utfällning av zink, bly, arsenik eller nickel kunde iaktas vid de använda parametrarna, inte heller vid högre pH värden.

Simulering kördes även med koncentrationer erhållna från simulering med litteraturdata vid 95-percentilen. Vid den höga redoxpotentialen erhöles bara utfällning av järnhydroxider (99,9% fälldes ut). Vid den lägre potentialen erhöles istället utfällning av koppar som kopparsulfat (CuSO_4) till 99,9%

medan järn fällades i mindre utsträckning (1-8%). Utfällning av bly som anglesit (PbSO_4) erhöles för år 15 och 20 med 21-respektive 13%.

En stor mängd järnhydroxider kommer dock att finnas i dagbrottet till vilka bland annat arsenik kan adsorberas, därför kördes en simulering med adsorption till järnhydroxider, se Figur 9.14. De mest avgörande antagandena här är mängden bindningsplatser och mängden ferrihydrit att adsorbera till (g m^{-3}), antalet starka bindningsställen sattes till $5 \cdot 10^{-6} \text{ mol dm}^{-3}$ och antalet svaga till $2 \cdot 10^{-4} \text{ mol dm}^{-3}$, ytarean sattes till $600 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ och koncentration ferrihydrit $5 \cdot 10^{-6} \text{ g dm}^{-3}$. Ingående arsenikkoncentration var $1,35 \cdot 10^{-4} \text{ mol dm}^{-3}$ och högst adsorption erhöles vid pH 6 där koncentrationen var $5,5 \cdot 10^{-5} \text{ mol dm}^{-3}$. Det innebär att 60% av arseniken adsorberats. Den lägsta adsorptionen inom pH intervallet 4,5-7 är $8,6 \cdot 10^{-5}$ vid pH 7, vilket motsvarar att 40% av arseniken adsorberats. Det innebär således att en stor andel arsenik skulle kunna adsorberas till järnhydroxider och fällas ut i dagbrottet. Detta har inte tillgodosåknats i beräkningen av arsenikhalten i Paubäcken (Figur 9.10 och Figur 9.11)



Figur 9.14. Initial koncentration av arsenik och efter adsorption till järnhydroxid.

9.9 FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE

Den framtagna modellen för sulfidoxidation och föroreningstransport vid en eventuell framtida gruva i Svartlidenområdet kan i fortsättningen användas för att studera olika scenarier då fler platsspecifika förhållanden är kända. Den kan enkelt uppdateras då verksamheten kommit igång då definitiva resultat finns från de kinetiska testen och kännedom finns om avfallsmängder, partikelstorleksfördelning, mineralogisk sammansättning, syrediffusion, vattenmättnads grad, preferentiellt flöde i gråbergssupplag och läckage från Svartlidsjön. Då initialvärden och parametrar är kända bör en ny uppskattning av metallutlakning göras för att få en säkrare uppskattning och för att optimera efterbehandlingen

Även andra modeller för att beskriva oxidationen, t ex modellen för krympande reaktiv yta (shrinking core) kan användas. Förtjänsten av en mer komplicerad modell är dock liten då ingående parametrar har större osäkerhet..

Uppskattningen av sulfidoxidationen bör framför allt uppdateras då resultat erhöles från de pågående kolonnförsöken och kompletteras med en fullständig pH simulering. Då kan hänsyn tas till buffrande mineral i gråberget och modellen utökas för att hantera retardation och utfällning av sekundärt mineral i gråberget.

10 SLUTSATSER

Det finns idag inte tillräckligt med kunskap för att på ett tillförlitligt sätt prediktera sulfidoxidation i gråbergssupplag. Forskning pågår på området och i detta examensarbete har två tillvägagångssätt använts för att utföra en uppskattning av metallbelastningen från gruvavfall och verksamheten i övrigt.

Modellering med litteratordata visar att halterna av nickel, bly och arsenik kan bli förhöjda i Paubäcken. De sulfider som dessa grundämnen antas ingå i (nickelkis, blyglans och arsenikkis) är dock de sulfider där det i litteraturen inte fanns underlag på oxidationshastigheten med syre och oxidationshastigheterna bygger därför till stor del på antaganden (se avsnitt 7.3). Störst vikt bör läggas på resultat från kinetiska test eftersom de är utförda på material från Svartliden och ger en materialspecifik uppskattning. Modellering med oxidationshastigheter från kolonnförsöket visar att det inte är någon stor risk att halter av nickel, zink, bly, kadmium, krom eller koppar kommer att medföra mer än måttligt förhöjda halter i Paubäcken. Enligt modellering med oxidationshastigheter enligt kolonnförsök riskerar dock oxidation av arsenikkis att medföra arsenikhalter i Paubäcken som är mer förhöjda än övriga metaller. Upp till hälften av detta kan dock adsorberas i dagbrottet. Då slutgiltiga resultat har erhållits från kolonnförsöken och bör ställning tas till om ytterligare efterbehandling av gråbergssupplaget är nödvändig.

Gråberget i Svartliden har en låg oxidationshastighet i jämförelse med erfarenheter från andra undersökningar men i och med att det är en så stor mängd kan påverkan ändå bli stor. Omfattningen av de biologiska effekterna beror i hög grad på vattenkvaliteten och i vilken form metallerna uppträder. Vattenanalyser i Svartlidbäcken visar att där redan är förhöjda halter av framför allt arsenik, men även av koppar, zink och nickel, se Tabell 2.3. Detta beror på att det även idag förekommer vittring av berget, som har en högre halt av dessa metaller än generellt. Vidare innebär detta att ekosystemen vid recipienterna, Svartlidbäcken och Paubäcken, sannolikt är anpassade till de förhöjda halterna och inte kommer att påverkas i samma grad som ett ekosystem som ursprungligen har mycket låga metallhalter i vattnet.

REFERENSER

- Allison J D, Brown D S, Novo-Gradac K J (1991) MINTEQA2/PRODEF2, A geochemical assessment model for environmental systems: Version 3.0 users manual. US Environmental Protection agency, Athens
- Axelsson C L, Ekstam A., Eriksson Å., Hansen L, Holmén J (1993) Efterbehandling av sandmagasin i Aitik, Hydrogeologiska förutsättningar för åtgärdsplan. Rapport från Golder Associates AB på uppdrag av Boliden Mineral AB
- Berner R A (1980) Early diagenesis: A theoretical approach. Princeton university press
- Bozkurt S, Moreno L, Neretnieks I (2000) Long-term processes in waste deposits. The Science of the total environment. vol 250 pp 101-121
- Collin M, (1987) Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyretic mine tailings, Licentiate thesis, KTH
- DeVosss, K.J., Haley, D. F., Donald, S. B., 2003, GoldSim Enhances the Environmental Assessment of the DeBeers Snap Lake Diamond Mine Project. GoldSim Winter 2003 Newsletter.
http://www.goldsim.com/eNews/0301/Winter_2003_article.htm
- Doyle G A, Runnels D D, (1997) Physical limnology of existing mine pit lakes. Mining Engineering, Vol 49, pp 76-80.
- Eary L E (1998) Predicting the effects of evapoconcentration on water quality in mine pit lakes. Journal of Geochemical Exploration, Vol 64, pp 223-236
- Eary L E (1999) Geochemical and equilibrium trends in mine pit lakes. Applied Geochemistry, Vol 14, pp 963-987
- Eriksson N (1996) Coupling hydrological and chemical processes that affect field-scale metal leaching from mining waste rock. Licentiate thesis. KTH, AFR-report 107
- U.S. Environmental Protection Agency, EPA, 1994, Treatment of cyanide heap leaches and tailings, Technical report EPA530-R-94-037, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington
- Forsman K J (2000) Contaminant transport in non uniform streams and streambeds, Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of science and technology 595. 32pp
- Gavelin S, Kulling O (1955), Beskrivning till berggrundskarta över Västerbottens län, Sveriges Geologiska Undersökning, nr 37. Kungliga boktryckeriet P.A. Norstedt och söner.
- Gibson, D K, Pantelis G, Ritchie A I M (1992) An estimate of present and future pollution loads from the waste rock heaps at the Aitik mining site; assessment after first ten months of monitoring. Ansto report no C266
- Herbert, R. B. (1999) MiMi- Sulphide oxidation in mine waste deposits A review with emphasis on dysoxic weathering. MiMi-print, ISSN 1403-9478
- Hollings, P, Hendry, M.J. Nicholson, R.V, Kirkland, R.A (2000) Quantification of oxygen consumption and sulphate release rates for waste rock piles using kinetic cell: Cluff lake uranium mine, northern Saskatchewan, Canada. Applied Geochemistry, Vol 16, pp 1215-1230
- Holmström H (1998) Geochemical field and laboratory investigations of the sulphide tailings impoundments at Laver and Stekenjokk, Northern Sweden, Licentiate thesis, Luleå Universitet
- Hurlbut, C S Jr, Klein, Cornelis (1977) Manual of Mineralogy 19th edition, after James D. Dana, John Wiley & Sons
- Janzen, M. P., Nicholson, R. V., Scharer, J. M. (2000) Pyrrhotite reaction kinetics: Reaction rates for oxidation by oxygen, ferric iron and for nonoxidative dissolution. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol 64, 9, pp 1511-1522
- Karlsqvist, L, Qvarfort, U (1976) Torv vid lakvattenrening-laboratorieförsök, Forskningsrapport 67, Kvartärgeologiska avdelningen, Uppsala Universitet, ISBN 91 7376 010 2
- Langmuir D, 1997, Aqueous environmental geochemistry, Prentice- Hall Inc

- Lefebvre, R, Hockley, D, Smolensky, J, Gélinas, P (2001a) Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage 1: Conceptual model and system characterization, J. of contaminant hydrology, Vol 52, pp 137-164
- Lefebvre, R, Hockley, D, Smolensky, J, Gélinas, P (2001b) Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage 2: Application of numerical simulation, J. of contaminant hydrology, Vol 52, pp 165-186
- Lundberg, K, Lindmark, P, Abbasi, H (1994) Retention of Metals in geological materials. Sorption and desorption of heavy metals in Swedish soils. AFR-report 46
- Lu Ming (2002) Aqueous geochemistry of pit lakes - two case studies at Rävlidmyran and Udden, Sweden. [Licentiate thesis], Luleå university of technology
- Magnusson M, Rasmussen A (1982) Transportberäkningar på vittringsförloppet I gruvavfall Rapport till Statens Naturvårdsverk, KTH
- Malmström M, Destouni G, Banwart S A, Strömberg B (2000) Environmental science and technology, Vol. 3 no. 7.
- Mishra S (2002) Assigning probability distributions to input parameters of performance assessment models Technical report, SKB, TR-02-11
- Newbrough, P, Gammons, C.H. (2002) An experimental study of water-rock interaction and acid rock drainage in the Butte mining district, Montana, Environmental Geology, Vol 41, pp 705-719
- Nicolson, R, V (1994) Iron-sulfide Oxidations Mechanisms: Laboratory studies, in Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes, Jambor, J, L, Blowes, D, W, 1994
- Ollier, Cliff (1984) Weathering, 2nd edition, Longman inc. New York
- Olson, G. J. (1990) Rate of bioleaching by *Thiobacillus ferrooxidans*: Results of an interlaboratory comparison. Applied and environmental microbiology, March 1991. pp 642-644.
- Pantelis, G, Ritchie, A.I.M, Stepanyants, Y.A (2002) A conceptual model for the description of oxidation and transport processes in sulphidic waste rock dumps, Applied Mathematical modelling, Vol 26, pp 751-770
- Paktunc, A.D. (1999a) Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage, Environmental Geology, Vol 39
- Paktunc, A.D. (1999b) Discussion of "A method to calculate the neutralization potential of mining wastes" by Lawrence and Scheske, Environmental Geology, Vol 38
- Parkhurst D.L., Thorstenson D.C., Plummer L.N. (1980) PHREEQC – A computerized program for geochemical calculations. U. Geol. Surv. Water-Resources Invest 80-96
- Plumlee G S, Lodgson M J. (1998) The environmental geochemistry of mineral deposits. Part : Processes, techniques and health issues. IN reviews economical geology Volume 6A
- Ramstedt, M, Carlsson, E, Lövgren, L (2002) The aqueous geochemistry in the Udden pit lake, northern Sweden, Applied Geochemistry
- Robbins G, Devuyst E, Malevich A, Agius R, Iamarino P, Linvall M (2001). Cyanide Management at Boliden Using the Inco SO₂/AIR Process. Proceedings from the International Conference on Mining and the Environment, Skellefteå, Sweden. Volume 2.
- Salmon S U, Biogeochemical processes in mill tailings: Modelling and assessment of remediation effects, Licentiate thesis, KTH
- Schanen, O, Benjuodi, H, Levassor, A, Fustec, E (1998) Quantification des écoulements nappe-gravières, en zone alluviale, par optimisation du bilan hydrologique, Earth and planet sciences, Vol 326, pp 107-112
- Scharer, J, M, Petitt, C, M, Chambers, D, B, Kwong E, C (1994a) Mathematical simulation of a waste rock heap, in Proceedings from the International land reclamation and mine drainage conference and the third conference on abatement of acidic drainage, Pittsburgh, PA
- Scharer, J, M, Nicholsson, R, V, Halbert, B, Snodgrass, WJ (1994b) A computer program to assess acid generation in pyritic tailings. Kap 11 i, Environmental Geochemistry of sulfide oxidation.
- Shevenell, L, Connors, K.A, Henry, C.D (1999) Controls on pit lake water quality at sixteen open pit mines in Nevada, Applied Geochemistry, Vol 14, pp 669-687

Sparks, D, L (1989) Kinetics of Soil Chemical Processes Academic press Inc.

Strömberg, B (1997) Weathering kinetics of sulphidic mining waste, An assessment of geochemical processes in the Aitik mining waste deposits. Avhandling KTH, AFR report 159, TRITA-ÖÖK_1043. Innehåller sex stycken artiklar varav tre stycken är publicerade och nämns härunder

Strömberg, B, Banwart, S (1994) Kinetic modelling of geochemical processes in the Aitik mining rock waste site in northern Sweden. Appl. Geochem. 9, pp 583-595

Strömberg, B, Banwart, S, Bennett, J, W, Ritchie, A, I, M (1994) Mass balance assessment of initial weathering processes derived from oxygen consumption rates in waste sulphide ore. US department of interior, Bureau of Mines Special Publications SP06B-94, pp 363-370

Strömberg, B, Banwart, S (1995) Laboratory investigations of alkalinity producing reactions in sulphide containing waste rock. Proceedings of Sudbury '95 –Mining and the Environment Conference May 28-June 1, 1995, Sudbury, Ontario, Canada, pp 39-48

Strömberg, B, Banwart, S (1999) Weathering kinetics of waste rock from the Aitik copper mine, Sweden: scale dependent rate factors and pH control in large column experiments, Journal of contaminant hydrology 39, pp 5-89

Stumm W (1990) Aquatic chemical kinetics John Wiley and sons, Inc

Tempel, R.N, Shevenell, L.A., Lechler, P, Price J (1999) Geochemical modelling approach to predict arsenic concentrations in a mine pit lake, Applied Geochemistry, Vol 15, pp 475-492.

Weisner, C. G., Smart, R. St C., Gerson, A. R. (2003) Kinetics and mechanisms of the leaching of low Fe sphalerite. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol 67, No 5, pp 523-830

Wener, K, Destouni, G (1998) Tungmetallutsläpp från gruvavfall i ett långsiktigt perspektiv, Teknisk rapport, Inst för anläggning och miljö, KTH, TRITA-AMI_REPORT 3056, ISSN 1400-1306

Williamson, M. A., Rimstidt, J. D. (1994) The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol 58, No 24, pp 5443-5454

Yong, R.N., Mohammed, A.M.O., Warkentin, B.P. (1992) Principles of contaminant transport in soils, Developments in Geotechnical Engineering, 73, Elsevier

Younger P L, Banwart S A, Hedin R S (2002) Mine Water Hydrology, Pollution, Remediation, Kluwer Academic Publishers

Öhlander, B, Land, M, Ingri, J, Widerlund, A, (1996) Mobility of rare earth elements during weathering of till in northern Sweden, Applied Geochemistry, Vol 11, pp. 93-99

Naturvårdsverkets rapportserie

Collin, M, (1998) The Bersbo project, Numerical simulation of Water and Oxygen Transport in the Soil Covers at the Mine Waste deposits. Rapport 4763

Elert, M, Jones, C, Norman, F (1996) Development of generic guideline values, report 4693

Lindmark, P, Elander, P (1994) Lakvatten från avfallsupplag- Uppsamling och minimering, Naturvårdsverket, 4385

Öberg, K, Gustafsson, H, Westin, E (1998) Gruvavfall –Miljöeffekter och behov av åtgärder. Naturvårdsverket, 4948

Grundfelt, B, Follin, S, Liedholm, Petsonk, A, Rosén, B, et al. (1997) Modeller för miljögeotekniska tillämpningar. Naturvårdsverket, 4836

Södermark, B. (1986) Gruvavfall, Naturvårdsverket informerar

Wiederholm T, Johansson K et al. (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag Rapport 4913

Websidor

Naturvårdsverkets hemsida, Natura 2000, 2003-01-02, <http://www.torvproducenterna.se/basfakta.html>, 2002

Rapporter framtagna inom projektet

AMMTEC LTD (2001) Metallurgical testwork conducted upon a composite of samples from the Svartliden gold deposit. For Viking Gold and Prospecting AB. Report no A7753

Brown P L, Comarmond M J, 2003, Neutralisation of Acidity Generated by the Oxidation of Sulfide Minerals at the Svartliden Mine. Report from Ansto, Sulfide solutions, March 2003.

Comarmond M J, Brown P L (2002) Geochemical characterisation of RC material, Svartliden Gold project, Dragon Mining NL, Report Ansto/C718, by Sulfide Solutions An Ansto Business

Comarmond M J, Brown P L, Innes, E Q (2003) Column Studies, Svartliden Gold project, Dragon Mining NL, Report Ansto/C723, by Sulfide Solutions An Ansto Business

Golder (2001a) Konceptuell design av sandmagasin och gråbergsupplag samt påverkan på grund- och ytvatten vid brytning i dagbrott vid Svartliden. För: Svartliden Guld AB, Golder Associates AB, Carl Lennart Axelsson

Golder (2001b) Geologiska och hydrogeologiska förutsättningar vid sandmagasin och gråbergsupplag vid Svartliden. För Svartliden Guld AB, Golder Associates AB, Carl Lennart Axelsson och Anders Ekstav

Golder (2001c) Report on Design of Tailings storage facility Svartliden Gold Project, Sweden, for Dragon Mining NL

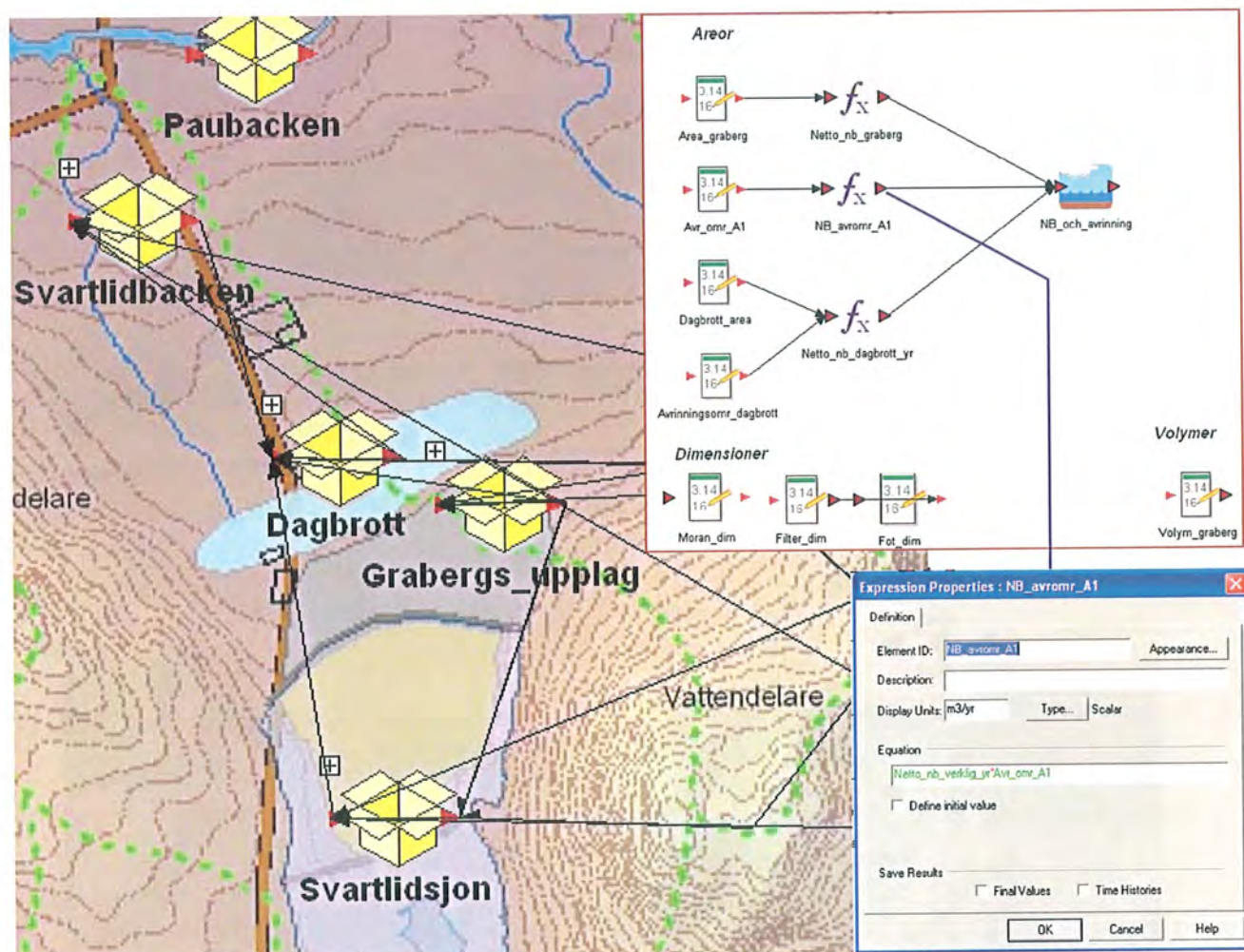
Golder (2002) Miljökonsekvensbeskrivning Gruvetablering vid Svartliden, Underlag till Svartliden GuldAB:s ansökan om tillstånd enligt miljöbalken för Svartlidengruvan. Mars 2002, Golder Associates AB, Carl Lennart Axelsson och Sigrid Rath

Menne, D. (2001) Comments on cyanide discharge at Svartliden, David Martin Menne, Consultant: Challenges in Gold Extraction

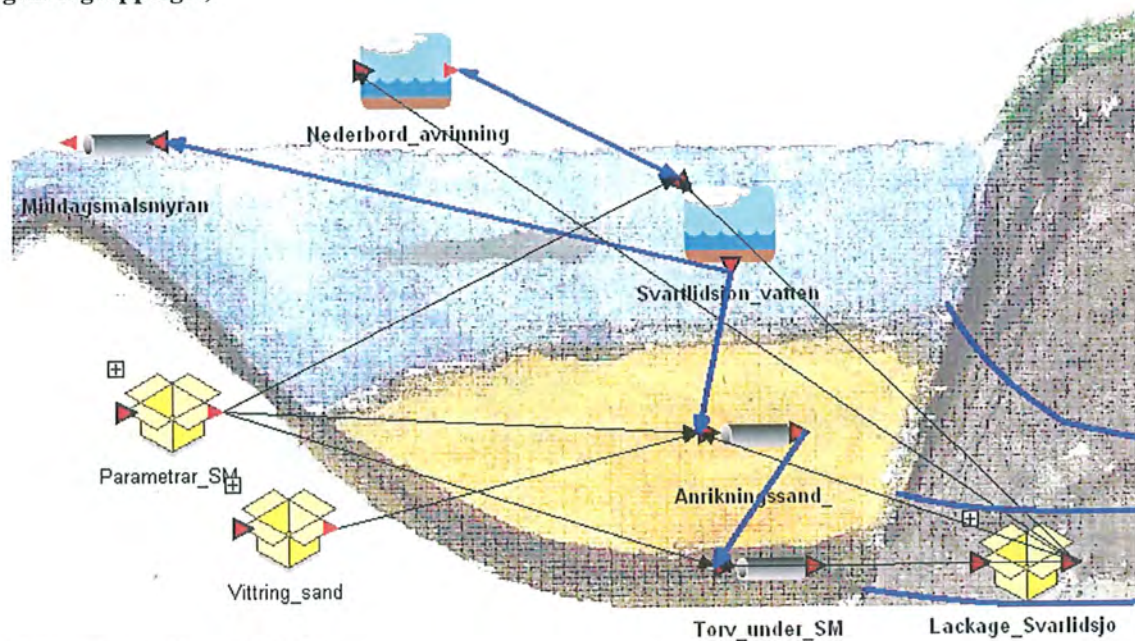
Qvarfort, U., (2001) Vittringspotentialen i avfallsmaterial från Svartliden, Ulf Qvarfort, Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet

Vaughn, J P. (2000) A mineralogical assessment of Svartliden Gold ore in terms of processing. Reference 00-0646, for Dragon Mining NL

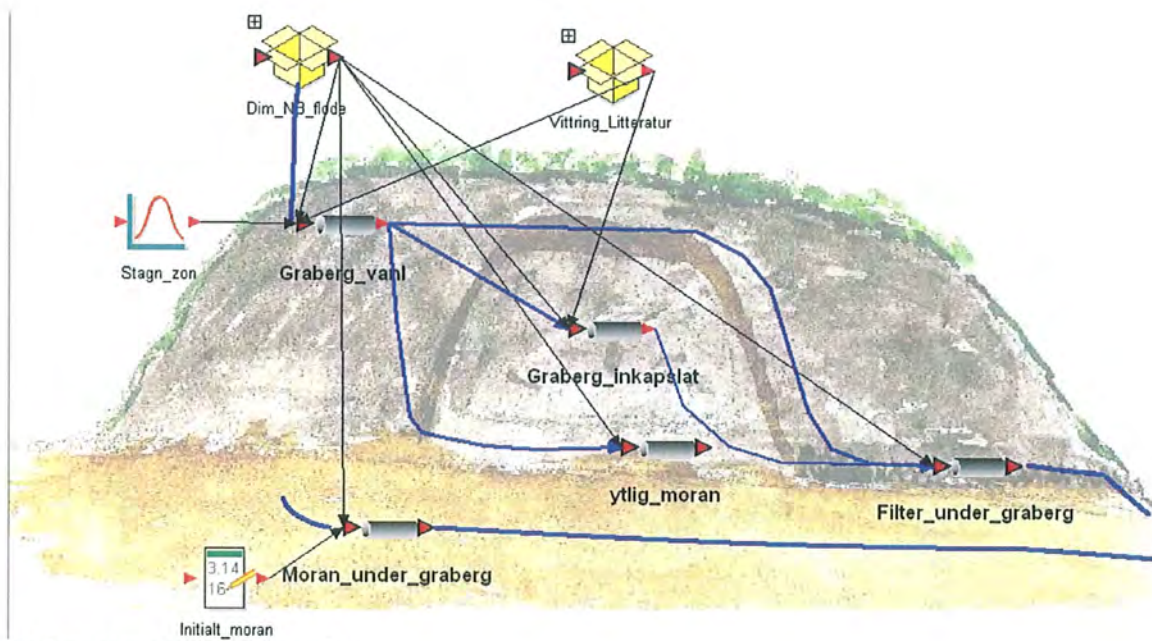
Bilaga A. Bilder ur GoldSim-modellen



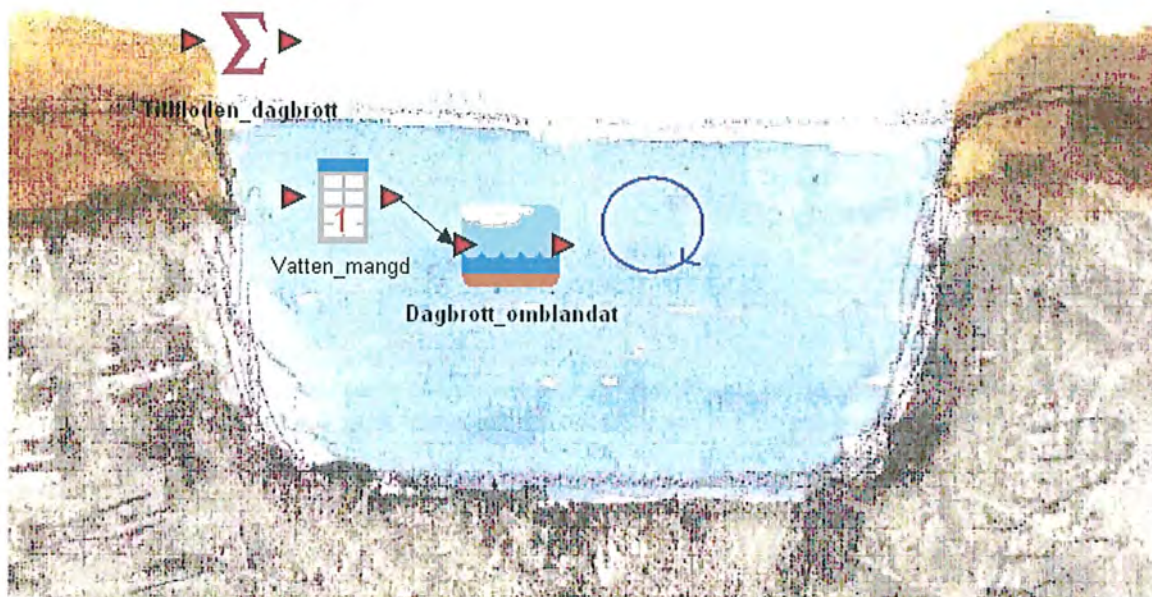
”Översta/Första” nivå i GoldSim modellen. På bilderna nedan visas hur det ser ut i vardera box. Ovan till höger syns även ett exempel på hur mer detaljerade lager kan se ut (i detta fall från gråbergssupplaget)



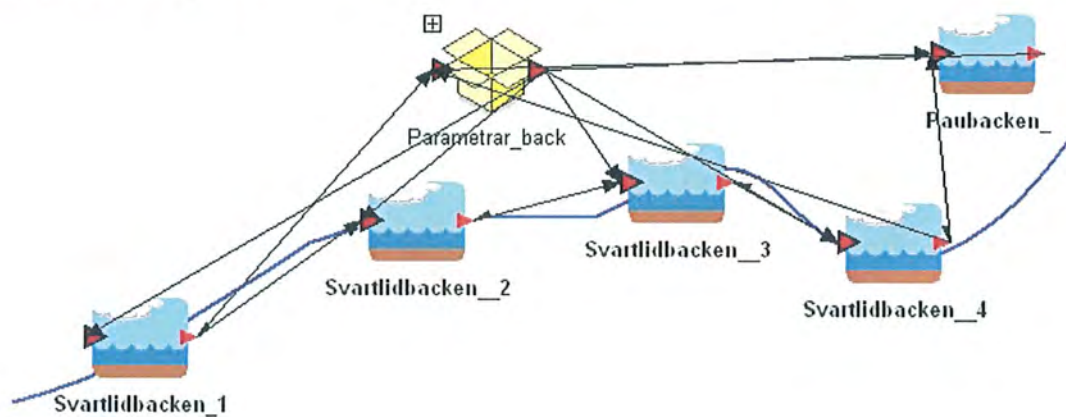
Delsystem: Svartlidsjön



Delsystem: *Gråbersupplag*



Delsystem: *Dagbrott*



Delsystem: *Nedströms vattendrag*

Tabell B.1. Flöden och dess benämning

Element	Benämning	Till/Från
Sandmagasin		
Inflöde	QL1+QL2	Sjövatten
Utflöde	QL2	Filter under gråberg
	QL1	Torv under sandmagasin
Sjövatten		
Inflöden	QNB1=QSM1+QL1+QL2 +QL3	Direkt nederbörd och avinning
Utfloiden	QL1+QL2	Sandmagasin
	QSM1	Middagsmålsmyran
	QL3	Filter under gråberg
Torv under SM		
Inflöden	QL1	Sandmagasin
Utfloide	QL1	Morän under gråberg
Vanligt gråberg		
Inflöde	QNBGB	Direkt nettonederbörd
Utfloide	QGB1	Inkapslat gråberg
	QGB2	Ytlig morän
	QGB3	Filter under gråberg
Inkapslat gråberg		
Inflöde	QGB1	Vanligt gråberg
Utfloide	QGB1	Dagbrott
Filter under gråberg		
Inflöde	QGB3	Vanligt gråberg
	QGB1	Inkapslat gråberg
	QL2	Sandmagasin
	QL3	Sjövatten
Utfloide	QGB1, QGB3, QL2, QL3	Dagbrott

Element	Benämning	Till/Från
Ytlig morän		
Inflöde	QGB2	Vanligt gråberg
Utfloide	QGB2	Dagbrott
Morän under gråberg		
Inflöde	QL1	Torv under SM
	QNBAl	Avinning från område A1
Utfloide	QL1	Dagbrott
	QNBAl	Dagbrott
Dagbrott		
Inflöde	QGB1, QGB3, QL2, QL3	Filter under gråberg
	QL1+QNBAl	Morän under gråberg
	QGB2	Ytlig morän
	QNBDB	Direkt nederbörd
Utfloide	QGB1-3, QL1-3, QNBAl, QNB1-3	Svartlidbäcken
Svartlidbäcken		
Inflöde	QGB1-3, QL1-3, QNBAl, QNB3, QSM1	Dagbrott
	QNBAl	Nederbörd över område A2, nedströms dagbrott
Utfloide	QGB1-3, QL1-3, QNBAl-2, QNB1-3	Paubäcken
Paubäcken		
Inflöde	QGB1-3, QL1-3, QNBAl-2, QNB1-3	Svartlidbäcken
	Qpau	Flöde i Paubäcken

Tabell B.2. Stokastiska parametrar

Parameter		Enhet	Fördelning			
Under dammvall,	Initial	m ³ dag ⁻¹	60	100	430	Logtriangulär
QL1	Slutlig		100	180	770	Logtriangulär
Genom dammkropp,	Initial		10	50	70	Triangulär
QLK	Slutlig		20	90	130	Triangulär
^A stokL		Faktor	0	0,5	1	Triangulär
Stagnant zon		Andel av area	0,30	0,45		Uniform fördelning
gråberg						
Flöde från gråberg	Till inkapslat	%	0	10		Uniform fördelning
	Till ytlig morän		0	30		Uniform fördelning
Skalning enligt IOR		Faktor	0,037	0,01		Normalfördelning
Total yta		m ² kg ⁻¹	10	110	520	Normalfördelning
Minskad oxidation pga inkapsling		Faktor	100	40		Normalfördelning
Flöde i Paubäcken		m ³ s ⁻¹	3,2	1,5	0-55	Trunkerad normalfördelning

^A QL2=stokL*QLK
QL3=(1-stokL)*QLK

Tabell B.3. Parametrar för sulfider

Sulfid		Molvikt (g mol^{-1})	Specific vikt (g cm^{-3}) ^A	O_2 för oxidation (mol mol^{-1}) ^B	Avgivande H^+ (mol mol^{-1}) ^B
Arsenikis	FeAsS	162,83	6,07	3,25	2
Kopparkis	CuFeS2	183,51	4,2	4	0
Blyglans	PbS	239,25	7,5	2	0
Zinkblände	ZnS	97,43	4	2	0
Nickelsulfid	NiS	90,77	5,5	2	0
Magnetkis	Fe _{0,9} S	82,325	4,6	1,95	0,2
Pyrit	FeS2	119,97	5,02	3,5	2

A Från Hurlbut et al 1977

B Nordström och Alpers, 1997

Tabell B.4. Beskrivning av element i modellen

Element	Referens	
Svartlidsjön		
Sandmagasin		
Elementtyp	Cell	
Sandmassa	2,7 Mton	Golder, 2001a
Sandvolym	1,7 Mm3	Golder, 2001a
Area	40 ha	Golder, 2001a
Porvattenvolym	0,75 Mm3	Beräknad från porositet och sandvolym
Material	Anrikningssand	
Sjövatten		
Elementtyp	Cell	
Vattenvolym, slutlig	3,9 Mm3	Höjd/areaberäkning enligt kapitel 8.
Vattenvolym, initial	0,8 Mm3	Vattenmängd i klarvattenmagasin, Golder, 2002
Area slutlig	108 ha	MapInfo
Avrinningsområde	198 ha	MapInfo
Torv under SM		
Elementtyp	pipe	
Genomströmningsarea	250m2 (0.5x500)	Uppskattning från torvkarta
Längd	700m	Uppskattning från torvkarta
Material	Torv	
Gråbergssupplag		
Vanligt gråberg		
Elementtyp	Pipe	
Volym	0.8*11.7Mm3	Golder, 2001a
Area	39 ha	MapInfo
Höjd	24 m	Uppskattad
Area för nederbörd	49 ha	MapInfo
Vattenmättnadsgrad	10%	Erfarenhet från Aitik
Dispersiv längd	5 m	Uppskattad
Material	gråberg	
Inkapslat gråberg		
Elementtyp	Pipe	
Volym	0.2*11,7Mm3	20% ska kapslas in, MKB
Area	11.7 ha	Beräknad
Höjd	20 m	Uppskattad
Vattenmättnadsgrad	10%	Erfarenhet från Aitik
Dispersiv längd	4 m	Uppskattad
Material	gråberg	
Ytlig morän		
Elementtyp	Pipe	
Genomströmningsarea	60 m2 (0,2m*300m)	Uppskattat, se kapitel 8
Längd	400 m	Uppskattad
Vattenmättnad	100%	
Dispersiv längd	100 m	Uppskattad
Material	morän	

<i>Element</i>	<i>Referens</i>	
Morän under gråberg		
Elementtyp	Pipe	
Genomströmningsarea	1250m2	Uppskattat, se kapitel 8
Längd	800 m	Uppskattad
Vattenmättnad	100%	
Dispersiv längd	200 m	Uppskattad
Material	Morän	

Filter under gråberg		
Elementtyp	Pipe	
Genomströmningsarea	90 m ² (300mx0.3m)	Uppskattad
Längd	800 m	Uppskattad
Vattenmättnad	100%	
Dispersiv längd	80 m	Uppskattad
Material	Filter	

Dagbrott

Dagbrott		
Elementtyp	Cell	
Vattenvolym initialt	300 m ³	Uppskattat
Vattenvolym slutlig	9.4 Mm ³	Golder, 2002

Bäcksystem

Svarlidbäcken		
Elementtyp	Cell	
Längd	2000 m	MapInfo
Volym	6000m ³	Uppskattat
Paubäcken		
	Cell	
Volym	60000	Uppskattat

Tabell B.5. Parametrar för olika material

Material	Referens	
Morän		
Densitet (g cm ⁻³)	2	Golder, 2001c
Porositet	0,45	Collin, M 1986
Anrikningssand		
Specifik vikt (g cm ⁻³)	2,89	Golder, 2001a
Densitet (g cm ⁻³)	1,6	Golder, 2001a
Porositet	0,45	Golder, 2001a
Gråberg		
Specifik vikt (g cm ⁻³)	2,89	Golder, 2001a
Densitet	2,05	Golder, 2001a
Porositet	30	Golder, 2001a
Torv		
Densitet (g cm ⁻³)	0,3	SCB (export och import av torv, 2002)
Porositet	0,6	0,95 enligt Asplund et al (1976) Här antas den ha kompakterats under sandtyngden

Bilaga C. Statistiska data

Tabell C.1. Statistiska data på metall- och svavelinnehåll i gråberg

Halter anges i ppm

	Antal prov	Volym andel (%)	Ag	As	Cu	Pb	Zn	Cd	Ni	S
<i>Granit</i>	49	15.5								
Medelvärde			0	159	25	11	40	0	18	2 481
Standardavvikelse			0	144	31	10	20	0	46	3 424
Max			2	646	145	70	98	0	253	14 500
Min			0	36	0	0	0	0	0	16
<i>Metasediment</i>	51	36.9								
Medelvärde			0	163	131	18	75	0	119	5 801
Standardavvikelse			0	136	52	11	39	0	68	7 535
Max			2	585	262	87	194	0	366	38 710
Min			0	11	48	0	0	0	17	192
<i>Metavulkanit</i>	59	47.6								
Medelvärde			0	342	145	15	52	0	116	8 839
Standardavvikelse			1	546	79	18	45	0	102	7 314
Max			11	4 040	447	139	232	0	414	31 000
Min			0	25	0	0	0	0	0	288
Aritmetiskt medelvärde			0	229	104	15	56	0	87	5 927
Standardavvikelse			1	360	79	14	40	0	90	6 941
Max			11	4 040	447	139	232	0	414	38 710
Min			0	11	0	0	0	0	0	16
<i>Viktat medelvärde</i>			0	248	121	15	59	0	102	6 733

Tabell C.2. Statistiska data på metall- och svavelinnehåll i anrikningssand

Halter anges i ppm

	Antal prov	Volyma andel (%)	Ag	As	Cu	Pb	Zn	Cd	Ni	S
<i>Granit</i>	5	3								
Medelvärde			0	667	66	6	13	0	30	15 519
Standardavvikelse			1	671	56	6	5	0	54	12 707
Max			2	1 790	138	12	17	0	126	28 810
Min			0	42	0	0	7	0	0	73
<i>Metasediment</i>	8	53								
Medelvärde			2	2 060	84	28	33	0	59	20 314
Standardavvikelse			2	2 720	23	46	30	0	57	12 572
Max			4	8 510	114	141	76	0	174	36 700
Min			0	231	54	8	0	0	10	5 280
<i>Metavulkanit</i>	29	44								
Medelvärde			1	1 553	112	22	9	0	73	28 889
Standardavvikelse			1	1 944	71	14	7	0	80	12 152
Max			2	6 050	276	54	21	0	265	51 700
Min			0	273	57	8	0	0	24	15 600
Aritmetiskt medelvärde			3	1 980	100	15	14	0	55	27 607
Standardavvikelse			4	2 004	55	22	17	0	56	14 196
Max			18	8 510	276	141	76	0	265	61 610
Min			0	42	0	0	0	0	0	73
<i>Viktat medelvärde</i>			1	1 796	95	25	22	0	64	23 880

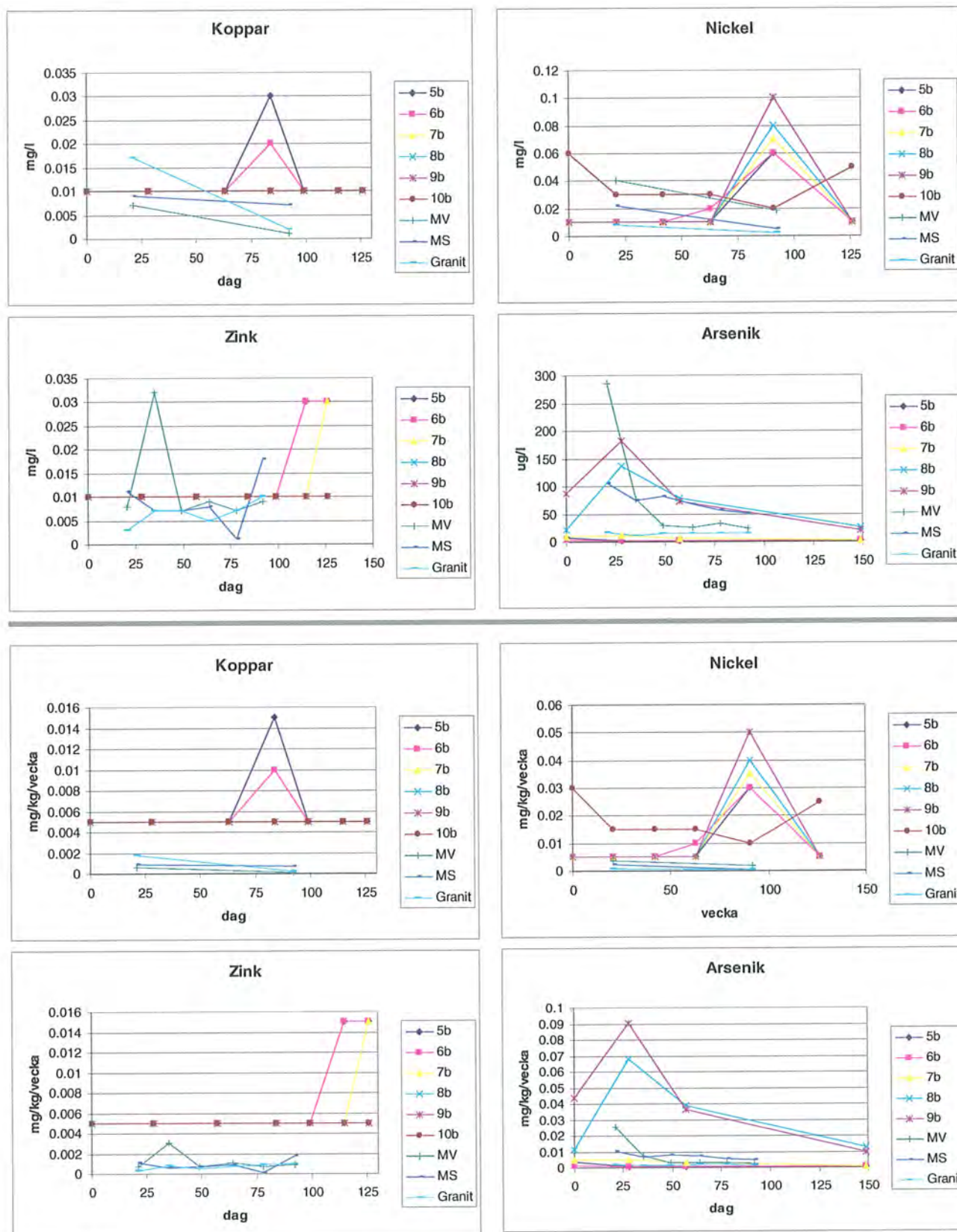
Grundämnesfördelning från memorandum "Summary of Metal and Sulphur content in 200 samples in Ore and Waste rock"

Tabell C.3. Grundämnesanalys och uppskattad halt, volym och massandel i medeltal i gråberg och anrikningssand samt i andelarna metavulkanit, metasediment, granit och material som kommer att kapslas in

	Vulkanit	Sediment	Granit	Inkapslat	Gråberg (tot)	Anriknings sand
Grundämnesfördelning (ppm)						
Ag	0	0	0	0	0	1
As	194	148	131	536	248	1796
Cu	128	131	23	152	121	95
Pb	13	18	11	16	15	25
Zn	45	74	40	62	59	22
Cd	0	0	0	0	0	0
Ni	103	114	17	130	102	64
S	7268	5113	2398	10908	6733	23880
Sulfidinhåll i respektive bergart (mol kg⁻¹)						
Kopparkis	2,0e-03	2,1e-03	3,6e-04	2,4e-03	1,9e-03	1,5e-03
Zinkblände	6,8e-04	1,1e-03	6,2e-04	9,4e-04	9,0e-04	3,4e-04
Blyglans	6,4e-05	8,7e-05	5,1e-05	7,9e-05	7,4e-05	1,2e-04
Nickelkis	1,8e-03	1,9e-03	2,9e-04	2,2e-03	1,7e-03	1,1e-03
Arsenikkis	2,6e-03	2,0e-03	1,7e-03	7,2e-03	3,3e-03	2,4e-02
Magnetkis	1,3e-01	9,3e-02	4,4e-02	2,0e-01	1,2e-01	4,4e-01
Pyrit	4,1e-02	2,9e-02	1,4e-02	6,2e-02	3,8e-02	1,4e-01
Volymandel (m³ m⁻³)						
Kopparkis	2,5e-04	2,6e-04	4,5e-05	3,0e-04	2,4e-04	1,9e-04
Zinkblände	4,8e-05	7,9e-05	4,3e-05	6,6e-05	6,3e-05	2,3e-05
Blyglans	5,9e-06	8,0e-06	4,7e-06	7,2e-06	6,8e-06	1,1e-05
Nickelkis	8,3e-05	9,2e-05	1,4e-05	1,0e-04	8,2e-05	5,2e-05
Arsenikkis	2,0e-04	1,5e-04	1,3e-04	5,5e-04	2,5e-04	1,8e-03
Magnetkis	6,9e-03	4,8e-03	2,3e-03	1,0e-02	6,4e-03	2,3e-02
Pyrit	2,8e-03	2,0e-03	9,3e-04	4,2e-03	2,6e-03	9,3e-03
Massandel (ppm)						
Kopparkis	370	380	66	440	350	280
Zinkblände	67	110	60	92	88	33
Blyglans	15	21	12	19	18	28
Nickelkis	160	180	27	200	160	99
Arsenikkis	420	320	280	1200	540	3900
Magnetkis	11000	7700	3600	17000	10000	37000
Pyrit	5000	3400	1600	7400	4600	16000
Andel av gråberg	21%	31%	28%	20%		

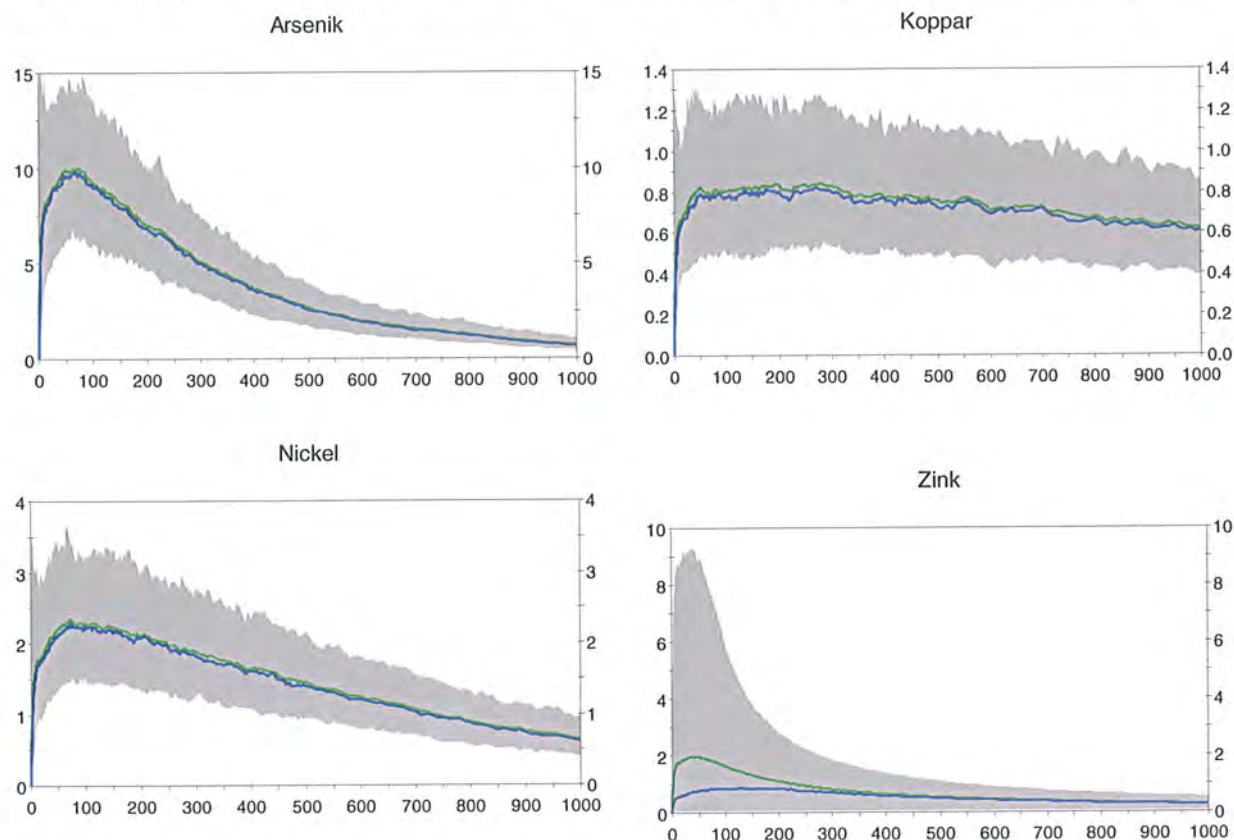
Grundämnesfördelning från memorandum "Summary of Metal and Sulphur content in 200 samples in Ore and Waste rock". Övriga data beräknade enligt avsnitt 7.1, under antagandet att metallerna As, Cu, Pb, Zn och Ni samt svavel, endast förekommer i form av sulfid. Halten metall är given i undersökningarna men har beräknats för järn.

Bilaga D. Lakvattenkoncentration och beräknad utsläppshastighet (mg/kg/vecka) från preliminära kinetiska test

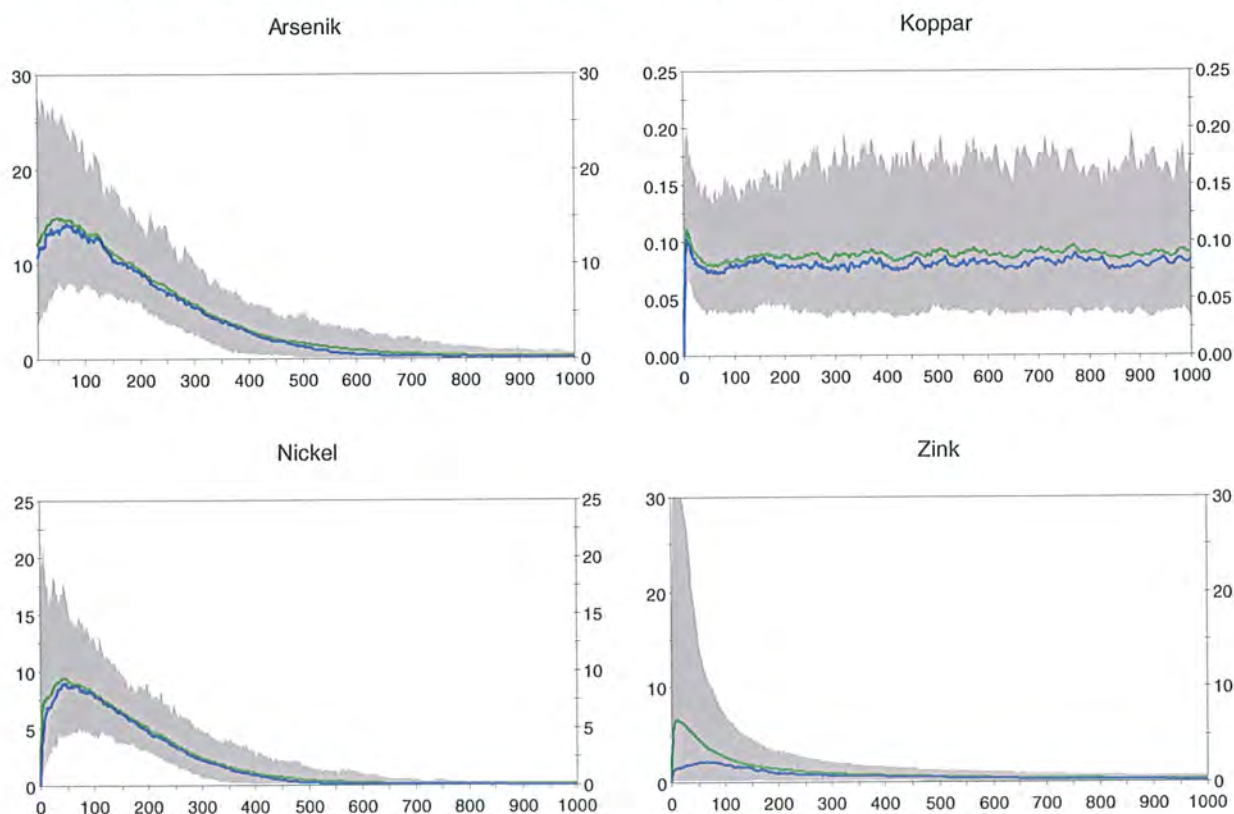


Prover 5b-10b är från fuktkammarförsök (Qvarfort, 2001) och prover MV, MS och granit är från kolonnförsöken (Comarmond, 2003).

Bilaga E. Metallhalter i dagbrott med data från kolonnförsök (300 simuleringar)



Metallhalter i dagbrott med litteraturdata (200 simuleringar)



Enheter:
y axel (mg/l)
x axel (år)

Median
5 / 95 Percentil
Medel

