



MILJØGEOKJEMISK VURDERING AV AVGANG FOR DEPONERING I LANGVATNET, NYE SULITJELMA GRUVER

UTARBEIDET AV
SARB CONSULTING NORGE AS
VED
INGAR F. WALDER, PHD, PE
DAGLIG LEDER / GEOKJEMIKER

Vers. 1.0,
30. JANUAR, 2020

SARB Consulting Norge AS

SAMMENDRAG

SARB Consulting Norge AS har hatt i oppdrag av Nye Sulitjelma Gruver AS å vurdere miljøgeokjemiske effekter ved deponering av avgang i Langvatnet. Denne rapporten gir en sammenfatning av geokjemisk karakterisering av avgangen og vil inngå som et underlagsdokument til en søknad om utslippstillatelse.

Rapporten bygger på langtids utlakningsanalyser (utført av KREC, Norge) av avgang produsert av malm gjennom flotasjonsprosess (utført av SGS Canada) som har vurdert optimalisering av flotasjon for både kobber og sink. Utlakingstestene er basert på deponering av avgang i Langvatnet, mens fuktkammeranalyser har ikke vært utført da det er velkjent fra tidligere analyser av avgangen i Sandnesdeponiet at avgangen vil være sterkt syredannende med høy metallutlaking ved deponering over vann i et standard landbasert deponi. Det er også vel kjent at tidligere 100 år med gruvedrift på de massive sulfidmalmen i Sulitjelma gruvedistrikt og deponering av avgang i strandsonen av og i Langvatnet og har påvirket og fortsatt påvirker miljøet i Sulitjelma området og vassdraget ned mot Fauske.

NSG planlegger drift på tre malmer med total uttak av ca. 15 Mton malm med ca. 1,5 vekt% kobber og 0,5 vekt% sink. Denne malmen vil komme fra:

- Rupsi med tilslag fra Rupsistollen
- Diamanten og Sagmo med tilslag via Aylon-Sagmo stollen
- Giken/Charlotte med mulig tilslag fra Rupsistollen

Flotasjonstestene ble utført på en ca. 40 kg malmprøve som var høy i kobber (3,5 vekt%) og sulfidinnhold (ca. 60 vekt%). Flotasjon var basert på en optimaliseringstesting av kjemikalier for flotasjon og en større test hvor optimal flotasjonprosessering ble anvendt. Resultatene viser ca. 95 % ekstraksjon av kobber og ca. 50 % ekstraksjon av sink ved pH rundt 10,5-11,5 i flotasjonsvannet. Analysene av flotasjonsvann etter flotasjonen viser lave tungmetall innhold (0,5 µg/L kobber; 20 µg/L sink), godt under det som er dagens tungmetallkonsentrasjoner i Langvatnet.

Langtids laktesting av avgangen ble kjørt i resirkulerende kolonner, hvor prøver fra Langvatnet ble brukt. Kolonnene inneholdt ca. 1,6 kg avgang og 4 L vann. De ble kjørt i 3,5 måneder. Avgangen ble fuktet med vann først og så helt i kolonnene for å enkelt representere avgangsdeponering i Langvatnet. pH gikk svakt ned i kolonnevannet ca. 0,5 enheter fra innsjøvannet med rask utlaking av kobber til ca. 300 µg/L og 20.000 µg/L for sink. Etter få uker var pH økt til ca. 7-7,5 og kobber gehalten gått ned til 5-7 µg/L, mens sink hadde sunket til litt over 2000 µg/L. Kobber stabiliserte seg etter 8-10 dager, mens sink har fortsatt å gå sakte nedover. Kobberkonsentrasjonen i testkolonnene er svært lik Langvatnetprøver som ble

tatt i oktober 2019 (10 µg/L) og det som var brukt for kolonnetestene (8 µg/L) fra juli 2019. Sinkkonsentrasjonen er derimot betydelig høyere i lakvannet fra kolonnetestene sammenlignet med Langvatnetprøver som ble tatt i oktober 2019 (16-22 µg/L) og det som var brukt for kolonnetestene (27 µg/L) fra juli 2019.

Den svakt økende pH i eksperimentene reduserer løseligheten for tungmetallene gjennom felling av oksid-mineral og absorpsjon. Dette vises også ved den meget lave metallkonsentrasjonen i prosessvannet i flotasjonstestene, sammenlignet med konsentrasjonen fra lakvannet i langtidseksperimentene i begynnelsen. Sink, nikkel kobolt og kadmium krever høyere pH enn kobber for å felles ut eller absorberes, og har derfor relativt høye konsentrasjoner i lakvannet fra langtidseksperimentene relativt til Langvatnet og prosessvann.

Hoveddelen av prosessvannet som går med avgangen vil i stor grad bli låst inne i avgangssedimentene ved deponering og vil derfor ikke være tilgjengelig for utlaking ved deponering. De vil heller ikke være tilgjengelig for utlaking etter at deponeringen er avsluttet.

Lett tilgjengelig kobber og sink og som kommer i lakvannet ved begynnelsen av eksperimentene skylles sannsynligvis rester av kobbersulfat og sinksulfat tilført under flotasjonen. Sinksulfat er nødvendig for effektivt å unngå at sinkblende følger med i kobberflotasjonen, og med påfølgende å reaktivere sinkblende med tilførsel av kobbersulfat. Det er derfor naturlig å arbeide videre med en reduksjon av spesielt sinksulfattilsetning under flotasjonsprosessen.

Selv med full utlaking av kobber til Langvatnet slik som observert i langtids-eksperimentene er dette et meget beskjedent bidrag av kobber til Langvatnet. Kobbertillegget vil maksimalt kunne være på rundt 288 kg/år ved en drift på 375.000 tonn malm/år. Dette utgjør et tillegg på ca. 0,5%. For sink derimot vil økningen kunne være betydelig høyere med maksimal utlaking på ca. 27 tonn/år. Det er derfor avgjørende å minimere blandingen av avgangsvannet med innsjøvannet under drift. Etter avsluttet drift vil tungmetallene ikke være tilgjengelig for utlaking. Prosessvannet som har en pH på 10,5-11 har meget lave konsentrasjoner av kobber og sink, og vil tilføre ca. 0,5 kg/år kobber og 38 kg/år sink basert på vannanalysene fra prosesseringstestene.

INNHALDSFORTEGNELSE

1	INNLEDNING	6
1.1	Sulitjelma gruvedistrikt	6
1.1.1	Geologi.....	7
1.1.2	Miljøvurderinger.....	7
1.2	Prosessering.....	9
2	Avgang og Gråberg	11
2.1	Avgangssanden.....	11
2.2	Gråberg.....	11
2.3	Avgangsdeponering.....	13
3	Analysemetoder	14
3.1	Utlakingstester	14
3.2	Metallanalyser i vann.....	16
3.3	Anion-analyser	16
3.4	Alkalinitet.....	16
3.5	Fysikalske Analyser	17
3.6	Fast stoff Analyser	17
4	Resultater	18
4.1	Flotasjon - malm- og avgangskjemi.....	18
4.2	Vannkjemi	19
4.2.1	Utlakingstester.....	20
4.2.2	Langvatnet.....	21
4.2.3	Flotasjon	24
5	Diskusjon og Konklusjoner	25
5.1	Utlaking.....	25
5.2	Kilder og prosesser for utlaking	26
5.3	Konklusjoner.....	28
6	Referanser.....	30

FIGURER

Figur 1.	Lokalisering av Sulitjelma gruvedistrikt.....	7
Figur 2.	Geologiske kart med markering av Nordfeltet og Sørfeltet.	8
Figur 3.	Sulfat vs. pH for fire av kinetiske tester	9
Figur 4.	Kart over østre del av Langvatnet, Basseng 1.....	8
Figur 5.	Vannstrømkontakt mellom gruver på nordsiden av Langvatnet	10
Figur 6.	Flytskjema for flotasjon.....	11
Figur 7.	Oppsett for deponeringstester for utlaking	14
Figur 8.	To ferskvannstester i egen kjøledisk.....	14

Figur 9. Testekolonner i egen kjøledisk etter 90 dager.....	15
Figur 10. Bilde av materialet som ble brukt til å utføre flotasjonstestene.	18
Figur 11. Prøvepunkt for vann brukt i utlekkingsstestene og for to profiler.....	19
Figur 12. pH og TDS utvikling relativt til tid for lakttestene	20
Figur 13. Konsentrasjoner av Cu, Zn, Cd og Ca i lakvannet over tid.....	22
Figur 14. Dybdeprofil målinger for DO og temperatur i Langvatnet.....	22
Figur 15. Dybdeprofil målinger for Eh (mvolt) i Langvatnet.....	23
Figur 16. Dybdeprofil analyser for Cu, Zn, Mn, Ni, As og Co i Langvatnet.....	23
Figur 17. Eh-pH diagram fasediagram for kobber- og sink.....	26

TABELLER

Tabell 1. Oversikt over mengde avgang og innsjøvann i lakttestene.	15
Tabell 2. Elementer og deteksjonsgrenser oppgitt av ALS	16
Tabell 3. Konsentrasjoner av hoved- og sporelementer i malm	18
Tabell 4. Analyser av flotasjonsvannet fra prosesseringen.	24
Tabell 5. Oversikt over deponeringsmengder ifølge driftsplanene.	25
Tabell 6. Estimert utlekking fra prosessvann og fra kolonnetestene.	25

VEDLEGG

- Vedlegg 1 Total Analyser av inngående malm
- Vedlegg 2 KREC analyser av lakvann og Langvatn data
- Vedlegg 3 KREC kontinuerlig profilanalysedata
- Vedlegg 4 a og b ALS Global, Vannanalyser

1 INNLEDNING

SARB Consulting Norge AS (SARB) har fått i oppdrag av Nye Sulitjelma Gruver AS (NSG) å vurdere miljøgeokjemiske effekter ved deponering av avgang i Langvatnet. Denne rapporten gir en sammenfatning av geokjemisk karakterisering av avgangen og vil inngå som et underlagsdokument til en søknad om utslippstillatelse.

1.1 Sulitjelma gruvedistrikt

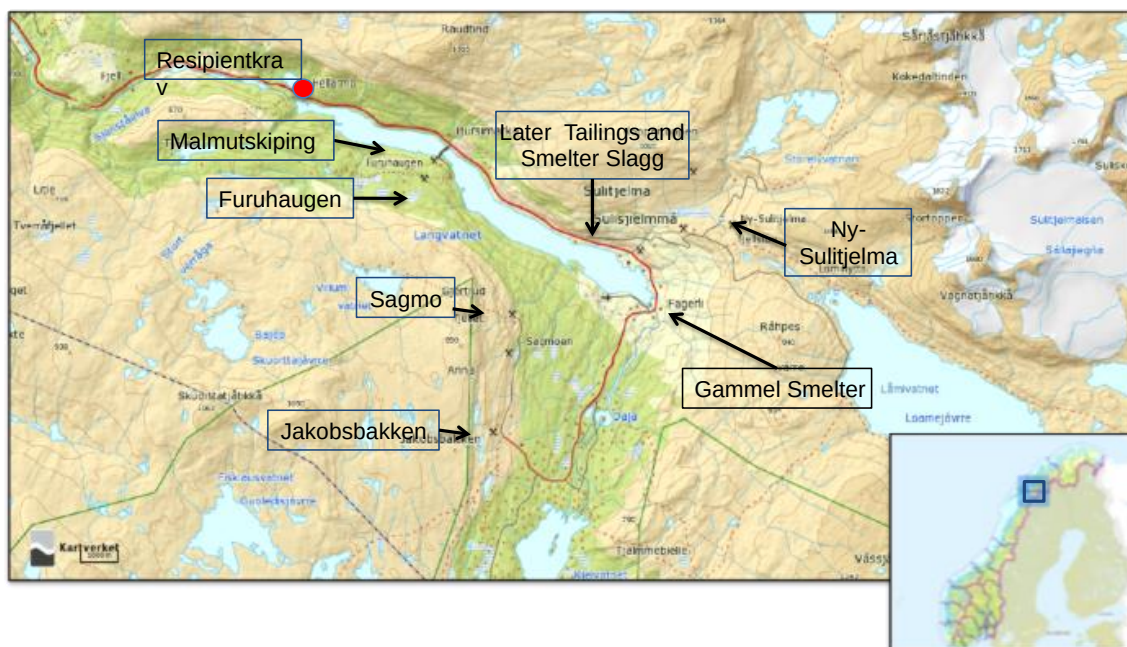
Sulitjelma gruvedistrikt har en lang historie hvor den første kobbermalmen ble tatt ut i 1885. Gruven var under flere eiere og i de siste 40 årene eiet av Den Norske Stat til nedleggelsen i 1991. Nedleggelsen skyldtes primært de lave metallprisene. Det var fremdeles mer kjent kobber- og sink-mineralisering igjen. Ca. 2/3 av den kjente malmen i distriktet var tatt ut ved nedleggelsen.

Et 20-talls malmkropper hadde vært drevet i den over 100 års lange gruehistorien både på nordsiden og sørsiden av Langvatnet (Figur 1). Kobber var hovedmetallet som var utvunnet, med mindre mengder sink. I den først tiden var også uttak av svovel et viktig element.

De mange malmkroppene med egne gruveinnganger produserte velter ved alle disse malmuttaksstedene. Malm ble så transportert til Fagerli for prosessering og malmkonsentrat ble videreført i et smelteverk. Avfall fra gruvedriften ble plassert nære oppredningsverket og til dels i Balmi-elven. Metallrik sur avrenning fra velter og avgang, og drenering av grunnvann ut av et utall av stoller har gitt mange miljøeffekter i nærområdet. Det har vært utført mange miljøundersøkelser siden gruen stengte i 1991.

Nye Sulitjelma Gruver har i utgangspunktet ca. 11 millioner tonn malm uten tømning av Giken/Charlotta, som skal brytes. Det var utført mange undersøkelser mens Sulitjelma gruve var i drift, og Nye Sulitjelma Gruver (NSG) har arbeidet videre med noen av disse forekomstene.

Miljødirektoratet har satt grenseverdi for kobber i utløpet av Langvatnet. Kobberkonsentrasjonen i dette punktet er normalt 2-4 ganger høyere enn grenseverdien. Tiltak ble installert på midten av 90 tallet og hadde en virkning den gang, men det har vært en økende konsentrasjon over de siste årene. Det er Direktoratet for mineralforvaltning som er ansvarlig for tiltak.



Figur 1. Lokalisering av Sulitjelma gruvedistrikt med lokaliseringen av noen av gruvene i det nordlige og sørlige malmfeltene. Lokalisering av gammelt og nytt smelte- og oppredningsverk er markert samt målepunkt (rød markering) for grenseverdi. Kart kopiert fra Statens Kartverk.

1.1.1 Geologi

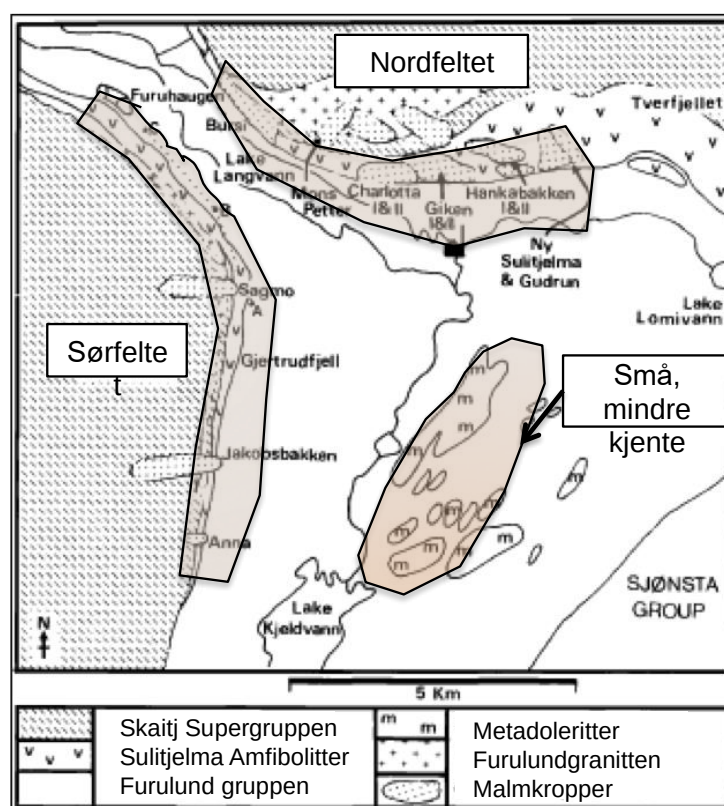
Geologien i Sulitjelma distriktet er beskrevet av flere (Cook m.fl., 1990). Området regnes å være en del av et ofiolitt kompleks hvor grønnsteinen som er vertesbergarten til sulfidforekomstene ble dannet nær en spredningssone (vulkanogen massive sulfidmalm). Underliggende gabbroiske bergarter og sedimentære bergarter over forekomsten. Malmforekomstene viser liten eller ingen oksidering etter at de ble dannet, men det er betydelig mineralomvandling under de metamorfe prosessene.

Malmene er stratiforme og lagbundne å følger stort sett amfibolitten i et ofiolitt-kompleks (Figur 2). Malmene er ofte omsluttet av klorittiserte amfibolitter. Svovelkis (FeS_2) er det dominerende sulfidmineralet, mens kobberkis (CuFeS_2) er det dominerende malmmineralet. Sinkblende (ZnS) er også vanlig i mange av malmkroppene. Gangmineralene magnetkis (FeS) og arsenkis (AsFeS_2) er også vanlig i mange av mineraliseringene (Cook m.fl., 1990).

1.1.2 Miljøvurderinger

I perioden 2014-2017 har det vært utført mange utredninger av Norsk Geoteknisk Institutt (NGI) og COWI på oppdrag for Mineraldirektoratet. Før dette har NIVA (Norsk institutt for Vannforskning) utført et utall av utredninger som vesentlig har fokusert på vannkjemi. De siste studiene av NGI har sett på kildene til potensiell

forurensing, vurdert påvirkningen av innsjø og vassdrag og vurdert mulige tiltak. Det er ikke foreslått noen tiltak, men å heve tiltaksgrensen for kobber fra 10 µg/L til 20 µg/L ved Hellarmo, utløpet av Langvatn.

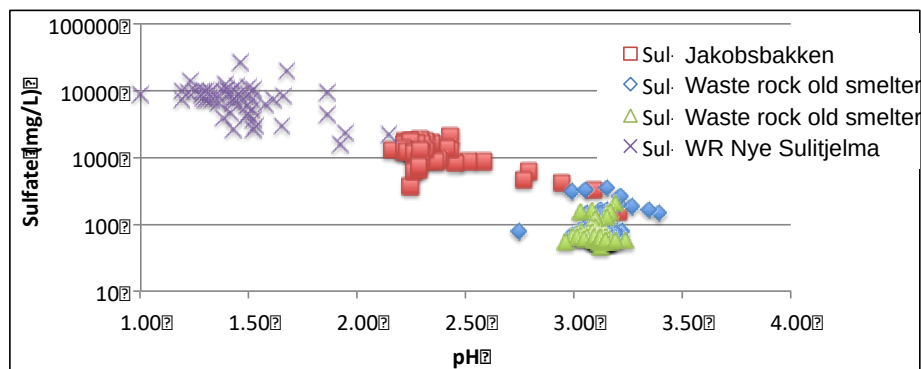


Figur 2. Geologiske kart med markering av nordfeltet og sørfeltet samt et område med mindre kjente mineraliseringer.

New Mexico Tech (NMT) i samarbeide med Kjeøy Research & Education Center (KREC) har undersøkt potensiell forurensing/forurensingskilde for mange av de mindre gruvetippene og prøvetatt mange av elvene som renner inn i Langvatnet. Det er kjørt et 20 talls kinetiske tester (6-24 måneder) av gruveavfall fra forskjellige gruver, samt 2 kinetiske tester av avgang fra Sandnes.

Undersøkelsene fra NMT/KREC viser at det er betydelig syredannelse i alle de 10 undersøkte gruvetippene (tre på nordsiden og 7 på sørsiden) med jord-pH på 2,5-4 (Stopa, 2018). Det var også betydelig kobber- og sink-utlakning fra langtids kinetiske tester fra materiale fra disse gruvetippene (Figur 3). Det var også påvist betydelig utlakning av disse elementene i simulerte regnfalls-tester i felt. Det er også sterkt syredannelse ved avgangsdeponiet som ligger over vann nær oppredningsverket. Det er også påvist betydelig kobber og sink (1-10 mg/L nivå) i den sure avrenningen fra disse deponiene (Walder m. fl., 2017, Stopa 2018). Avgangen viser meget lav pH 1,5-2,5 med betydelig kobber innhold (Figur 3, Walder. m.fl., 2017).

Avilon stollen drenerer Sagmo gruver og renner ut i Basseng 2. Dette er en kilde for kobber (0,1-1,5 mg/L) og sink (0,3-3,5 mg/L) med surt vann pH 2,5-3,5 med et utslipp året rundt, men med relativt lavt vannvolum (5-10 L/min).



Figur 3. Sulfat vs. pH for ukentlige vannprøvetagning fra fire av de kinetiske tester som ble utført på gråberg ved diverse gråbergstipper i Sulitjelma gravedistrikt (fra Walder m.fl., 2017).

Granhellbekken som drenerer hoveddelen av vannet fra Jakobsbakken og Anna er sterkt forurensset og renner ut i nærheten av området foreslått for deponering. Gamle målinger fra tidlig på 1980 tallet viste over 500 µg/L. Analyser utført i 2016 og 2017 (Stopa, 2018) viser noe lavere konsentrasjoner.

1.2 Prosessering

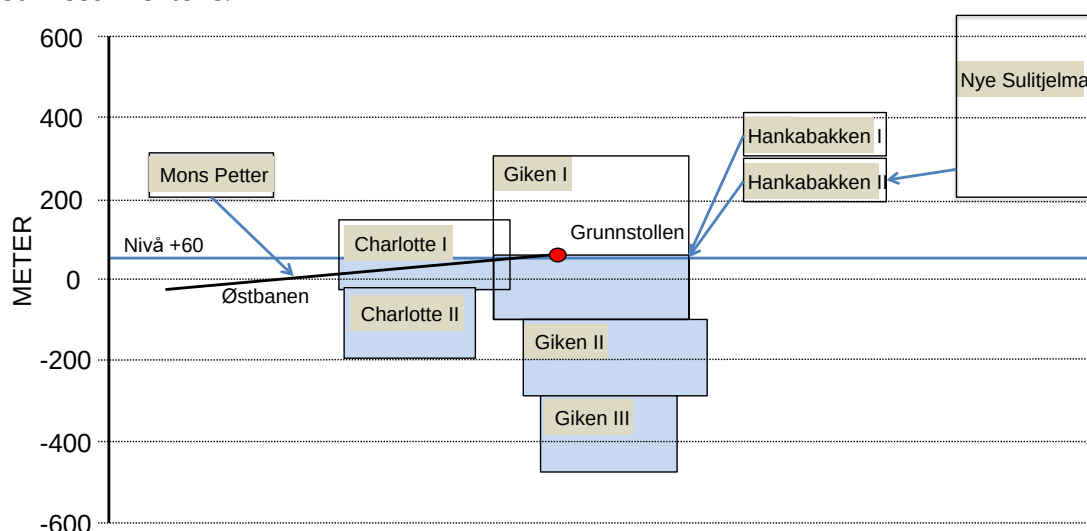
Det var tidlig i Sulitjelmas gruehistorie anlagt et smelteverk ved Fagerli. I begynnelsen var denne fyrt med ved, og ble senere erstattet med elektrisk oppvarming, som den første elektriskdrevet smelteovn. Avgang fra oppredningsverket og avfall fra smelteverket ble plassert ved siden av verket. Avfallet ble i tillegg skyllet ut med Balmielven. Det ble i 2008 tatt to vannprøver i Balmielven nedenfor det gamle smelteverket som viste kobberkonsentrasjoner på 170 µg/L og 52 µg/L mens sinkkonsentrasjonene var 42 og 15 µg/L (Norconsult AS, 2015).

I 1960 ble det bygget et nytt opprednings- og smelteverk ved Sandnes. Flotasjonsavgang og avfall fra dette opprednings- og smelteverket ble brukt til å bygge opp et anleggsområde ut i Langvatnet. Etter hvert ble avgangen deponert i Langvatnet hvor indre deler av Basseng 1 i Langvatnet ble fylt til ca. 10 meter dyp (Figur 4).



Figur 4. Kart over østre del av Langvatnet, Basseng 1, som har vært hovedområdet for Sulitjelma gruvers avgangsdeponering. De dypere delene av dette bassenget er foreslått av Nye Sulitjelma Gruver som deponeringsområde ved ny drift.

Giken som renner på nord-og vestsiden av Sandnes industriområde er den største kjente kilden til dagens forurensning inn i Langvatnet. Forurensningene i Gikenelven kommer fra drenering av Nye Sulitjelma, Hankabakken I, Hankabakken II, inn i Giken I og utslipp gjennom grunnstollen til Gikenelven (NGI, 2018; Sweco, 2014) (Figur 5). NGI (2017) estimerte at 50-60% av kobbertilgangen til kommer fra Giken elven. Det er også estimert at ca. 80-90 % av kobbertilgangen til Langvatnet passerer utløpet av Langvatnet, hvilket tilsier at resten (10-20 %) utfelles / absorberes og havner i bunnsedimentene.



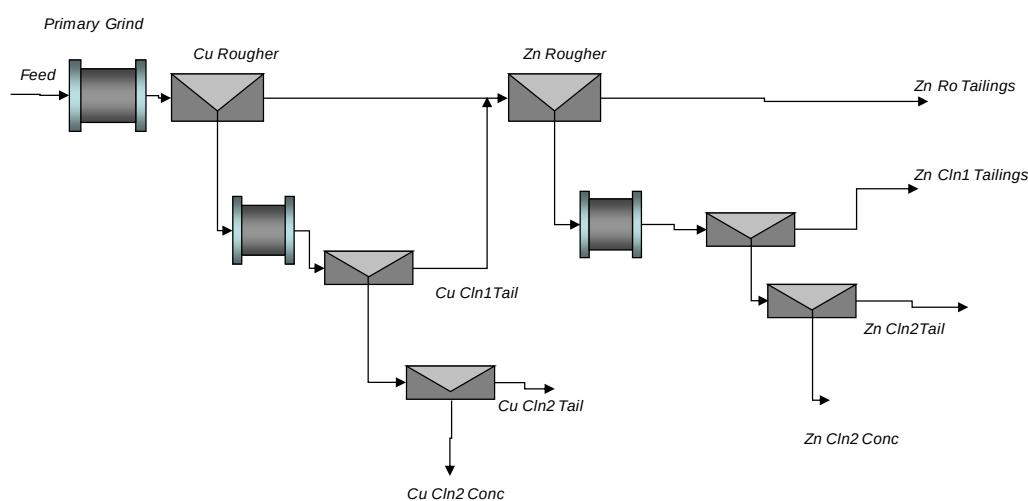
Figur 5. Vannstrømkontakt mellom gruver på nordsiden av Langvatnet. Dette er laget av Direktoratet for Mineralforvaltning og er en del av et kontrollert utslipp fra gruvene i Sulitjelma. Langvatnet er referansenivået på 0 meter.

2 Avgang og Gråberg

Den planlagte gruvedriften (underjordsdrift) baserer seg i stor grad på den gamle infrastrukturen, hvor deler av stollene for å nå malmkroppene allerede er tilrettelagt. Dette resulterer i en lav produksjon av gråberg. Uten tømning av gruvene blir dette noe endret fra det opprinnelige planforslaget. Gråberget er i stor grad fra heng- og ligg bergarter: metasedimenter og intrusiver i et ofiolitt-kompleks. I nærheten av malmkroppene er det sannsynlig sulfidholdige metavulkanitter (basalter omvandlet til grønnstener). Det er disse metavulkanittene med betydelig sulfidinnhold som er påvist i de fleste tippene fra både Nordfeltet og Sørfeltet (Stopa, 2018; Walder et al, 2017).

2.1 Avgangssanden

Prosesseringen av malmen vil foregå ved bruk av flotasjon hvor kobbersulfider separeres først fra sinksulfid og silikater. Her brukes flotasjonskjemikalier (skummdanner, samler, deaktiverer og pH regulerer). Avgangen fra kobberflotasjonen (Cu Rougher og Cu Cln 1) går til sinkflotasjonen (Figur 6).



Figur 6. Flytskjema for flotasjon som ble brukt i forbindelse med testing av malm og produksjon av avgang for utlakingstester (SGS, 2019).

Sinksulfider ekstraheres fra avgangen fra kobbersulfidflotasjonen hvor det tilsettes ytterligere flotasjonskjemikalier for å danne et sinksulfidkonsentrat (Figur 6). Kobbersulfat tilsettes for å reaktivere sinksulfid. Konsentratene vil bli sendt til smelteverk i Europa. Avgangen som utgjøre ca. 90% av inngående malm, kommer fra flere av disse flotasjonsstegene, men samles i ett utslippsrør. Hoveddelen av denne avgangen kommer fra "Zinc Rougher" steget.

2.2 Gråberg

Gråberg som tas ut er i stor grad sammensatte bergarter av gneis (av sedimentær og vulkansk opprinnelse). Den inneholder både mafiske (amfibol, kloritt) og felsiske

mineraler (feltspat og kvarts). Gråberget kommer fra transporttuneller drevet for å komme til malmen på de ulike nivåer. Tunneler som drives i grønnstener/amfibolitter kan ha betydelig innhold av sulfider og være potensielt syredannende slik det er observert i mange av gråbergstippene.

Mengde gråberg som tas ut er i størrelsesorden 120.000ton/år i normalår ifølge driftsplanen. Størstedelen av dette gråberget kommer fra gruvegangene som må anlegges for å komme til malmkroppene. Mengden av gråberg vil derfor i stor grad være produsert i tunneldriftperioden. Følgende malmer trenger tuneller:

- Adkomst til Rupsimalmen med tunell via Bursi gruver på nordsiden av Langvatnet. Inkludert utstrossing av eksisterende adkomst til Bursi, og flytting av påhugg ca 150 m mot vest vil produsere ca. 50.000 m³ gråberg (Norconsult, 2015). Denne tunellen vil være ca. 1300 m lang.
- Adkomst til Giken/Charlotta vil produsere 160.000 m³ gråberg (Norconsult, 2015). Denne tunellen vil være ca 4000 m lang.
- Diamanten på sydsiden av Langvatnet via Aylon stollen og Sagmo gruver. Denne tunellen vil være ca 6000 m lang. Dette vil produsere 240.000 m³ gråberg.

Det totale uttaket av gråberg er estimert til ca. 1.137.000 tonn. Størstedelen av disse stollene/tunellene vil gå gjennom umineraliserte bergarter: skifer og gneiser av sedimentære bergarter. Disse bergartene er dog lite egnet til veibygging pga dårlig slitestyrke, men materialet kan brukes til utfyllinger slik som planlagt ved Aylon området.

Den planlagte Rupsitunellen vil i hovedsak gå gjennom umineralisert Furulundskifer. Først i de indre deler nærmere malmkroppen skjærer den gjennom potensielt mineralisert Sulitjelmaamfibolitter ved grensen for NSG utvinningsrettigheter (Kjell Nilsen, 2018).

Den planlagte tunnel til Diamanten fra Sagmo er ikke vurdert i forhold til de geologiske formasjonene. Det antas dog at også denne i hovedsak vil gå gjennom umineraliserte Furulundgruppens sedimentære bergarter.

Stollen til Giken/Charlotta vil bli påbegynt noen år etter at uttak av Rupsimalmen er kommet i gang. Dette vil gi anledning til å forberede en stoll primært gjennom sedimentære bergarter for å redusere mengde syredannende gråberg.

Det er ikke samlet inn gråbergsprøver fra potensielle tuneller da slike prøver ikke foreligger på det nåværende tidspunktet. Det er viktig at dette blir vurdert når tunneldrift starter slik at potensiell syredannende gråberg kan holdes separert fra material som kan

brukes for fylling. Det potensielt syredannende material kan tilføres kalk for å redusere syredannelsen og etter noe år transporteres inn i gruvne igjen når det er plass til igjenfylling av dette materialet.

2.3 Avgangsdeponering

Avgangsdeponeringen vil forgå via et PVC rør hvor enden av røret blir liggende på ca. 2 meter over sjøbunnen (Driftsplaner). Røret vil være senket ned til ca. 2 meter fra overflaten fra Sandnes til utslippsområdet, slik at det ikke fryser eller forstyrrer båttrafikk. Volumforholdet vann til avgang vil være på ca. 70:30. Deponeringen foregår kontinuerlig året rundt.

Avgangen er i utgangspunktet mye tyngre enn innsjøvannet, men inneholder tre faser (sand, vann og luftbobler) som kan skilles og forandre dette forholdet. Det kan derfor forekomme noe oppvelling av avgang under deponering. Dette vil vanligvis skyldes at (Walder, 2014):

- Avgangsvannet er varmere og derved lettere enn vannet hvor avgangen deponeres;
- Avgangsvannet inneholder luftbobler (luftbobler) som stiger opp og trekker med seg finmateriale.

Avgangsvannet vil ha betydelig høyere saltinnhold (700-800 mg/L; se flotasjonsdata dette studiet) enn innsjøvannet (TDS 15-20 mg/L; se profildata dette studiet) og av den grunn, redusere muligheten for betydelig vannblanding under deponeringen.

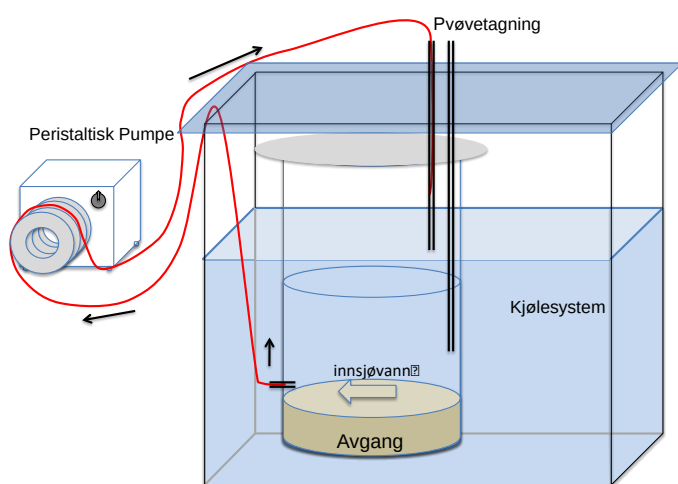
Mulige tiltak for reduksjon av oppvelling vil bli vurdert om dette skulle forekomme. Luftbobler kan forekomme som et resultat av rester av skummdanner. Avskumming bør derfor skje i fortykkeren før deponering.

3 Analysemetoder

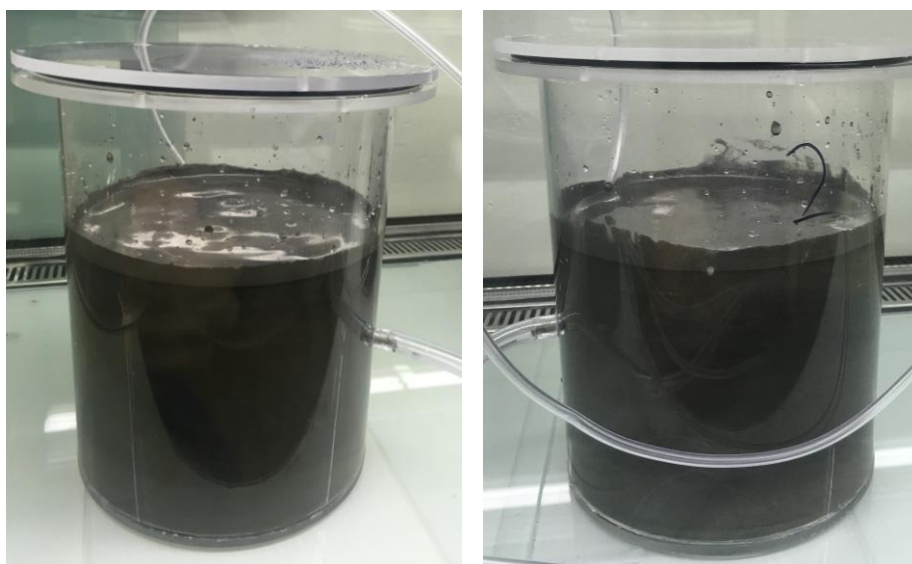
I dette avsnittet beskrives de eksperimentelle og analytiske metoder som er brukt i denne undersøkelsen.

3.1 Utlakingstester

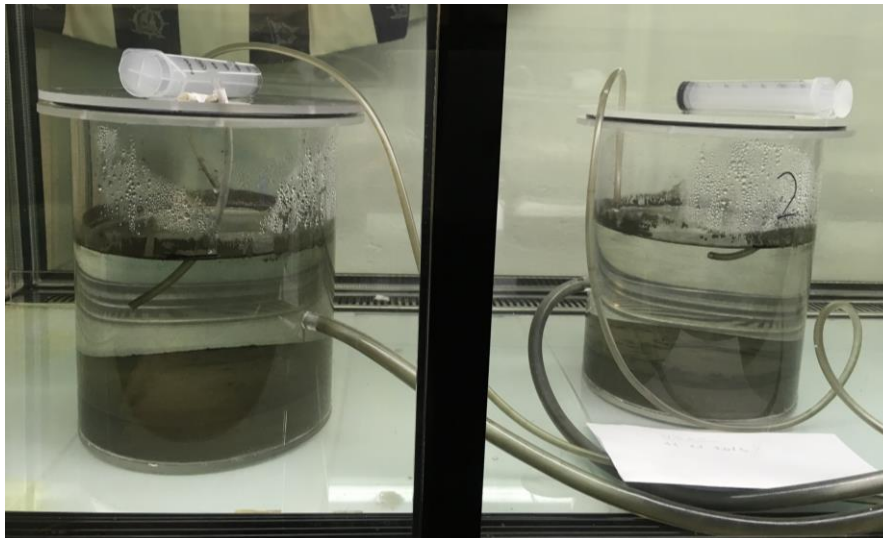
For å simulere forholdene av avgang deponert i Langvatnet ble avgang lagt i kolonner med vann fra Langvatnet. Dette testvannet ble tatt i to 25 liters kanner ved begynnelsen av testene. Avgangsprøvene ble tilsatt innsjøvann og helt i kolonnene som våt masse. Etter ca. 3 timer når det meste av finpartiklene har satt seg, starter resirkulering av innsjøvannet via en peristaltisk pumpe med en pumpehastighet på 15 mL/min. (Figur 7, 8 og 9). Dette resulterer i en strøm av innsjøvann over avgangen.



Figur 7. Oppsett for ferskvannsdeponeringstester.



Figur 8. To testkolonner i egen kjøledisk to timer etter deponering. Bildene viser finmateriale som flyter på toppen av kolonnene.



Figur 9. To testkolonner i egen kjøledisk etter 90 dager.

Kolonnene inneholder 4 L vann (hentet fra Langvatnet) og 1,6 kg prøvemateriale (Tabell 1). Eksperimentene ble utført i et eget rom for å redusere muligheten for forurensing fra annen aktivitet i laboratoriet. Vannet holdes kjølig i 5-7 °C i en egen kjøledisk. For å unngå forurensinger har kolonnene et lokk, men med lufttilgang. Det resirkulerende vannet dryppes ned i kolonnen for å opprettholde lufttilgang og oksiderende forhold.

KOLONNER		
PRØVE	VEKT (gr)	VANNMENGDE (L)
SUL-01	1600	4
SUL-02	1600	4

Tabell 1. Oversikt over mengdeavgang og innsjøvann i lakttestene.

Det ble tatt ut 200 ml vannprøve fra et eget prøvepunkt i kolonnene for hver prøvetaking. Prøvetagningen var med få timers mellomrom den første dagen og deretter utvidet tid mellom hver prøve. Eksperimentene ble kjørt i ca. 100 dager med totalt 13 vannprøver fra hver kolonne.

Rent innsjøvann fra Langvatnet tilsvarende mengde uttatt vannprøve (200 ml) ble tilsatt eksperimentene etter hver prøvetagningen. Dvs. en uttynning for mange av spormetallene, mens totalvolumet på 4L ble opprettholdt. Ved beregning av utlaking er effekten av denne uttynningen/blandingen medtatt.

Lakvannet ble tatt ut ved hjelp av en spryng som var forhåndsvasket i avionisert vann og salpetersyre. Et engangsfiler med 0.2 µm ble brukt for alle prøvene. Deretter ble prøvene satt på kjølerom inntil utsendelse til ALS laboratoriet i Oslo for ICP analyser.

De uttatte prøvene ble analysert for pH, salinitet, konduktivitet, totalt oppløst fast stoff (TDS) redox potensialet (Eh) og temperatur.

Følgende kjemiske analyser ble utført på lakvanns-prøvene

- Sporelementanalyser ved bruk av ICP-MS, (utført av ALS Norge),
- Anion-analyser ved bruk av ione-kromatograf (utført av KREC),
- Alkalinitet ved titrering (ISO 9963-1) (utført av KREC).

3.2 Metallanalyser i vann

Sporelementer ble analysert på syretilsatte prøver med bruk av konsentrert ultraren salpetersyre forhold prøve/syre på 99:1. Prøvene ble sendt til ALS i Oslo og loggført der og videresendt til analyselaboratoriet ved ALS i Luleå, Sverige. Analysepakken for ferskvann følger V-2 for 22 metaller. Deteksjonsgrense for analysene er gitt i (Tabell 2).

Analysene utføres i henhold til europeiske standarder: ICP-SFMS iht ISO 17294-1,2; ICP-AES iht ISO 11885; og Hg iht ISO 17852.

FERSKVANN			
Element	Detek.	Element	Detek.
Al, aluminium	0.2 µg/l	Mg, magnesium	90 µg/l
As, arsen	0.05 µg/l	Mn, mangan	0.03 µg/l
Ba, barium	0.01 µg/l	Mo, molybden	0.05 µg/l
Ca, kalsium	100 µg/l	Na, natrium	10 µg/l
Cd, kadmiium	0.002 µg/l	Ni, nikkel	0.05 µg/l
Co, kobolt	0.005 µg/l	P, fosfor	1 µg/l
Cr, krom	0.01 µg/l	Pb, bly	0.01 µg/l
Cu, kobber	0.1 µg/l	Si, silisium	30 µg/l
Fe, jern	0.4 µg/l	Sr, strontium	2 µg/l
Hg, kvikksølv	0.002 µg/l	Zn, sink	0.2 µg/l
K, kalium	400 µg/l	V, vanadium	0.005 µg/l

Tabell 2. Elementer og deteksjonsgrenser oppgitt av ALS. Usikkerheten ligger på 10-20 % høyere usikkerhet når konsentrasjonene nærmer seg deteksjonsgrensen.

3.3 Anionanalyser

Anioner ble analysert ved KREC laboratoriet ved bruk av ione-kromatograf (IC) Metrohm 760 og ASUP-5, 150 mm kolonne. Det ble analysert for fluorid, nitrat, fosfat, og sulfat. Kun sulfat var over deteksjonsgrensen på ca 0.1-0.3 mg/L.

3.4 Alkalinitet

Alkalinitet ble bestemt ved KREC laboratoriet ved bruk av Metrohm Titrando. 40 mL filtrert prøve ble titrert med 0.001 mol HCl til pH 5.4 og 4.5 ved bruk av kontinuerlig automatisk pH måling. Alkaliteten blir beregnet utifra hvor mye syre som må tilsettes

inntil pH nivåene 5.4 og 4.5 nås. Alkaliteten er i stor grad et mål på karbonatmengden (karbonat og bikarbonat) i vannet og er gitt i mille-mol/L.

3.5 Fysikalske Analyser

Elektrisk konduktivitet, pH, temperatur, redoks-potensialet (Eh) måles direkte ved bruk av diverse instrumenter i laboratoriet. Total oppløst fast stoff (TDS) og saltgehalt beregnes utifra den elektriske konduktiviteten/ledningsevnen. Instrumentene som brukes er Okaton 2100 for pH og Eh, og Hatch for TDS/EC. Kalibrering foregår hver dag instrumentene brukes.

I felt brukes et multianalyse system Aquatroll fra Insitu, Inc. AS som i tillegg til de overfor nevnte parametere, også måler oksygeninnhold og trykk sammen med GPS posisjonering. Kalibrering gjøres i felt før instrumentet brukes ved hjelp av en multi-standard kalibreringsløsning fra Insitu.

3.6 Fast stoff Analyser

Analyser av fast stoff (malm, konsentrat og avgang) ble utført av SGS, Vancouver, Canada i forbindelse med flotasjons-eksperimentene. Materialet ble oppløst i en fire syre oppløsning før analysert ved hjelp av ICP-scan.

4 Resultater

Materialet som ble brukt for flotasjonstesten besto vesentlig av massiv sulfidmalm, med noe bergarter som indikerer at det er mafiske og felsiske mineraler i tilknytning til malmen (Figur 10).



Figur 10. Bilde av materialet som ble brukt til å utføre flotasjonstestene. Dette består i hovedsak av sulfidmalm med noe innslag av sideberg. Bilde to viser avgang etter flotasjonstesten.

4.1 Flotasjon - malm- og avgangskjemi

Malmen som ble kjørt gjennom flotasjonen ble analysert ved fire syre oppløsning og ICP. Dette gir en kobberkonsentrasjon på ca 3,2 vekt% og 0,4 vekt% sink (Tabell 3). Svovel utgjør ca. 35 vekt%, hvilket tilsier ca. 65 vekt% sulfidinnhold. Dette materialet inneholder nærmere det dobbelte av kobber og sannsynligvis betydelig mer pyritt enn det som er forventet av malmen under drift.

PARAM.	ENHET	FEED	Cu Cln2	Cu Cln2	Zn Cln2	Zn Cln2	Zn Cln1	. Zn Ro
		Malm	Kons.	Tail	Kons.	Tail	Tail	Tail
Mengde	gram	1890	224	19,2	9,7	5,8	22,2	1610
Cu	Vekt %	3,2	32,0	6,71	7,73	4,18	0,86	0,17
Zn	ppm	4110	1,6	3,37	45	2,19	0,46	0,08
Fe	Vekt %	33	29,6	29,4	11,4	29,2	32,8	30,8
Ca	Vekt %	1,15	0,12	0,52	0,12	1,19	1,41	1,44
K	Vekt %	0,44	0,26	0,27	0,36	0,37	0,72	0,57
Mg	Vekt %	1,34	0,20	3,06	0,40	2,62	1,84	1,53
Ni	ppm	<300	<300	<300	<300	401	<300	<300
SiO2	Vekt %	13,4						
Sr	ppm	40	<10	14	25	31	448	2635
As	ppm	<1200	<1200	<1200	<1200	<1200	<1200	<1200
Pb	ppm	<800	<800	903	1181	<800	<800	<800
Se	ppm	<2000	<2000	<2000	<2000	<2000	<2000	<2000
S	Vekt %	35,4						
Cd	ppm	<40	<40	133	1605	73	<40	<40
ZnSO4 til.	mg/kg	850						
CuSO4 til.	mg/kg	250						

CaO	mg/kg	1000						
-----	-------	------	--	--	--	--	--	--

Tabell 3. Konsentrasjoner av hoved- og sporelementer i malm (feed) konsentrat, og avgang (tail; hele listen av parametere finnes i vedlegg A). Siste tre radene viser hvor mye som ble tilført av kalk, kobbersulfat og sinksulfat per kg prøve i flotasjonstesten.

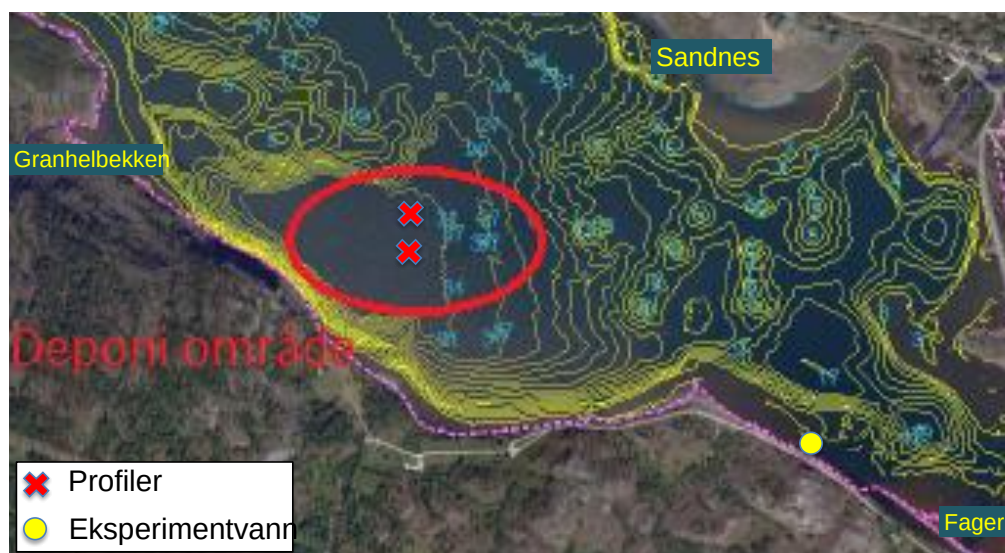
Etter flotasjonen ble avgang og konsentrat analysert for metallinnhold fra de forskjellige flotasjonsstegene (Tabell 3). Dette viser en sterk reduksjon av kobber og sink og en svak økning av elementene som er silikatbunnet: magnesium; kalium; og kalsium. Jern viser en svak reduksjon som skyldes at sink- og kobbersulfid er fjernet, mens svovelkis er gått til avgang.

Tabell 3 viser også den betydelige mengden av sinksulfat som tilsettes for å redusere absorpsjonseffekten for sinksulfid i forbindelse med kobbersulfidflotasjonen. Det er betydelig mindre mengde kobbersulfat som tilsettes enn sinksulfat for å igjen forbedre flotasjonen av sinksulfid i de senere stegene i flotasjonen.

I tidlige laktester ble det prøvd med et avgangsmateriale som var produsert under de siste årene av driften. Sulfidmineraler var separert fra silikatmineraler. Dette ga umiddelbart surt vann med pH på 2,5-3. Sulfidene var lagret tørt for å unngå oksidering, men tydeligvis ikke tørt nok. Sekundære mineraler var dannet (det var et relativt hardt materiale men som delte seg lett opp i vann) som ga surt vann straks det ble lagt i testvannet.

4.2 Vannkjemi

Det ble tatt en 50 liters prøve på sørbredden av Langvatnet for bruk i kolonneeksperimentene (Figur 11). Det ble også brukt en multisonde for å måle fysikalske parametere i to profiler i område for mulig deponering. Det ble også tatt fire vannprøver i et profil i deponeringsområdet. Disse vannanalysene er beskrevet i dette avsnittet sammen med vannprøvene fra flotasjonstesten og lakvannet fra testene.

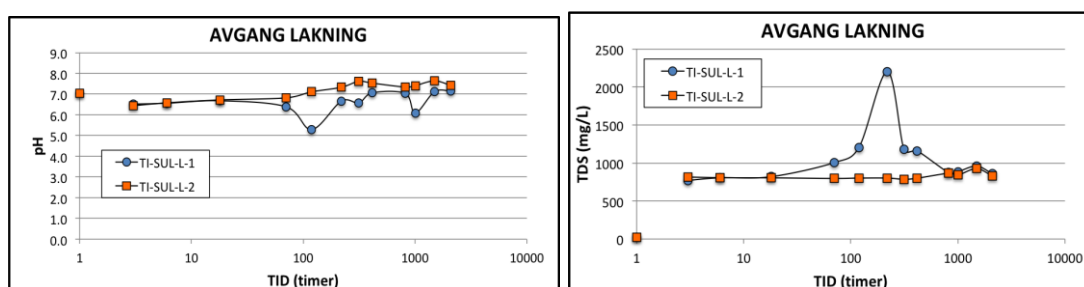


Figur 11. Prøvepunkt for vann brukt i utlekkningstestene (gult punkt) og for to profiler målt i Langvatnet i området for planlagt deponering (rød eks).

4.2.1 Utlakingstester

Da utlaknings (kinetiske) testene var kjørt i ca. 15 uker hadde kjemien stabilisert seg, dvs. utlakningraten er stabilisert. Det ble tatt 13 prøver fra hver kolonne i denne perioden og resultatene av disse testene finnes i vedlegg 1.

pH har holdt seg nær nøytral gjennom hele testperioden (Figur 12). Det var mye finmateriale som ble liggende på toppen av vannet inntil dette stort sett sank ned til bunnen. Dette materiale bar tydelig preg av å inneholde flotasjonskjemikalier; skummdanner. Prøvene var ikke vasket før de ble tørket og dette kan ha medført at det var gjenværende skummdanner i avgangen.



Figur 12. pH og TDS utvikling relativt til tid for laktestene for duplikatkolonnene. Det første punktet ved tid 1 er innsjøvannet før tilsetting av avgang.

Resultatene viser et dropp fra pH 7 til 6.5 for innsjøvannet med deponering av avgang i kolonnen. Etter dette har det vært en svak økning av pH til ca 7.5, dvs høyere pH enn det vannet som tilsettes etter hver prøvetagning. Ca. 60% prosent av vannet er skiftet ut i løpet av analyseperioden.

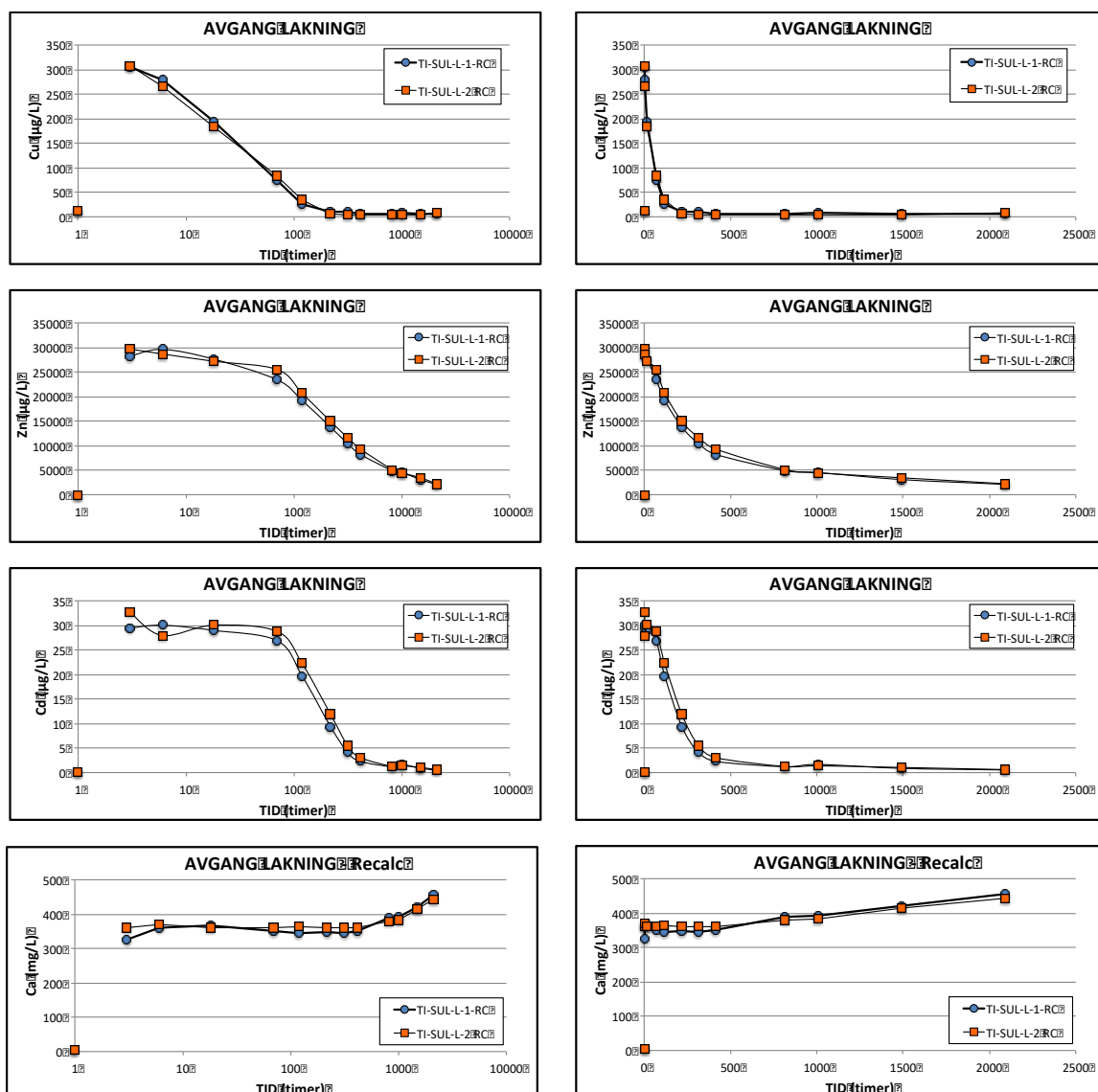
Totalt oppløste faste stoffer (TDS) har holdt seg relativt stabil i hele analyseperioden, dvs. det er en konstant tilgang på oppløsning av mineraler da TDS for vannet som skiftes ut etter hver prøvetagning har TDS på ca. 20 mg/L mens TDS for lakvannet ligger på 800-1000 mg/L. I mellomperioden av eksperimentene er det en divergens mellom eksperimentene.

Kobberkonsentrasjonene starter umiddelbart med ca. 300 µg/L og synker til omkring 5-8 µg/L over de neste 9 dagene (Figur 13). Kobber ligger stabilt på dette nivået for resten av testperioden.

Sinkkonsentrasjonene starter med ca. 29000 µg/L og synker til ca. 2200 µg/L etter 90 dager (Figur 13). Sinkkonsentrasjonen har vært synkende gjennom hele testperioden. Testing vil fortsette i en periode for å vurdere hvor mye lavere sinkkonsentrasjonen vil gå.

Kadmiumkonsentrasjonen starter på ca 30 µg/L og synker ned til 3 µg/L etter i underkant av 20 dager (Figur 13). Kadmium konsentrasjonen fortsetter å synke også etter dette og er på ca. 0,6 µg/L etter 90 dager.

Kalsium er relativt stabil de første 20 dagene, men har en jevn økning etter dette (Figur 13). Strontium følger kalsium i denne konsentrasjonsutviklingen (Vedlegg 2).



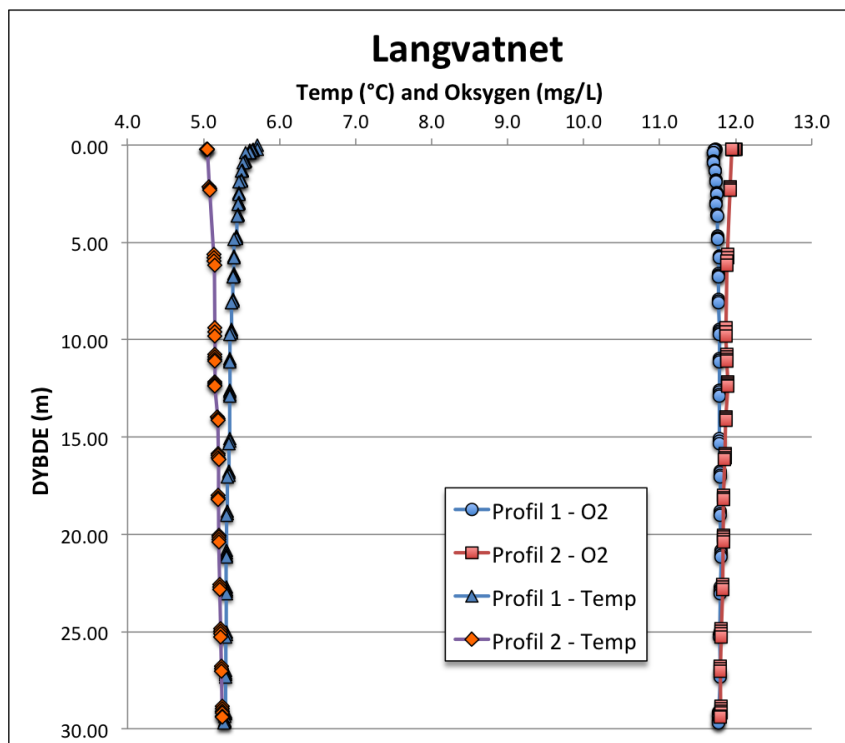
Figur 13. Konsentrasjoner av Cu, Zn, Cd og Ca i lakvannet over tid, hvor tid også er plottet på logaritmeskala for de to duplikateksperimentene.

4.2.2 Langvatnet

Det ble tatt profilvannprøver 16. oktober, 2019 i det området som er planlagt for avgangsdeponering. Sammen med profilprøvene ble det også tatt profilmålinger med elektrisk konduktivitet, redokspotensialet (Eh), temperatur, løst oksygen (DO), pH sammen med dybdemålinger (målt med Insitu Aquatroll).

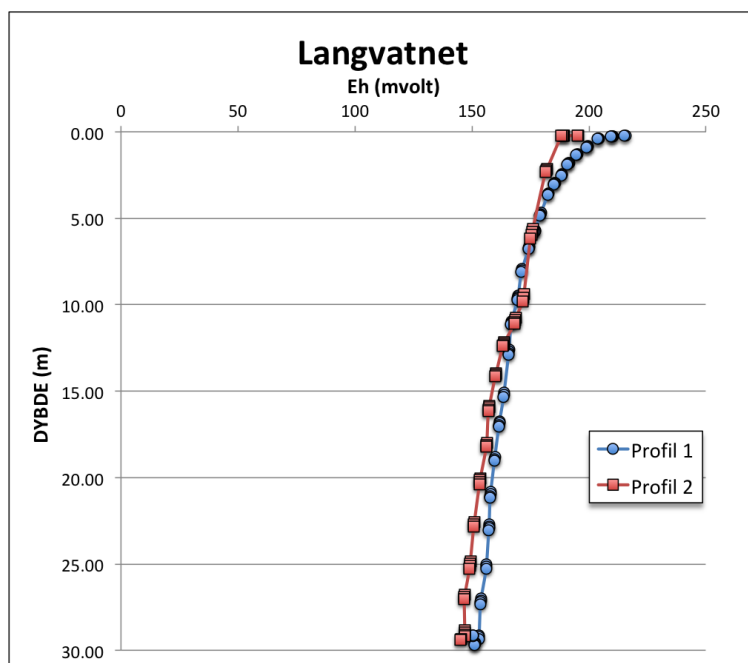
Disse målingene viser et konstant forhold fra topp til nære bunnen (Figur 14). Dybden i dette området er 32-33 meter. Temperaturen varierer mellom 5,0 °C og 5,6 °C, hvor

det ene profilet har ca 0,5 °C høyere temperatur nær overflaten, men som utlignes med dybden. Oksygen er $11,7 \pm 0.3$ mg/L uten signifikante forskjeller mellom profilene eller med dybde. Disse konsentrasjonene av oksygen tilsvarer nær oksygenmetning i hele profilet.



Figur 14. Dybdeprofil målinger for DO og temperatur i Langvatnet i det området som er planlagt brukt til avgangsdeponering.

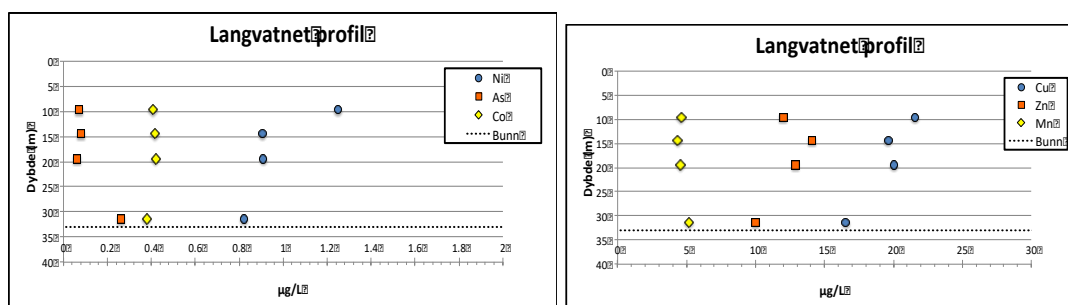
Redokspotensialet viser en svakt nedadgående trend for begge profilene hvor det nære overflaten er ca. 200 ± 25 mV med noe forskjell mellom profilene (Figur 15). Mot dybden har profilene stort sett sammenfallende redokspotensiale.



Figur 15. Dybdeprofil målinger for Eh (mV) i Langvatnet i det området som er planlagt brukt til avgangsdeponering.

Det ble tatt fire prøver i forskjellige dybder, 9,6, 14,5, 19,5 og 31,3 meter i Langvatnet 16. oktober 2019. Prøvene ble fylt i 1 liter PVC flasker og transportert til KREC laboratoriet. Her ble prøvene filtrert og målt, syresatt og sent til ALS, Oslo for metallanalyser. Den dypeste prøven hadde noe grumsete vann, hvilket tyder på at denne var tatt nære bunnen.

Kobber, sink, nikkel og kobolt viser noe lavere konsentrasjoner i den dypeste prøven, mens arsen har noe høyere konsentrasjon i den dypeste prøven (Figur 16). Også hovedkomponentene i vannet; sulfat, kalsium og karbonat, er betydelig lavere i innsjøvannet i forhold til konsentrasjonene i kolonnene.



Figur 16. Dybdeprofil analyser for Cu, Zn, Mn, Ni, As og Co i Langvatnet i det området som er planlagt brukt til avgangsdeponering.

Arsen, Cr og V er i samme størrelsesorden i lakvannet og innsjøvannet.

4.2.3 Flotasjon

Det ble foretatt en testflotasjon på malmen for optimalisering av kobber- og sink-flotasjonsprosessen og for å produsere avgang som ble brukt i lakttestene. pH var holdt til mellom 10,8 og 11,5 i flotasjonen, og vil være pH området i vannet som ledes ut med avgangen. Kalk (CaO) ble brukt for å justere pH hvor totalt ca. 1000 mg/kg var tilsatt i flotasjonsprosessen. I tillegg ble det tilsatt flotasjonskemikalier: kobbersulfat (250 mg/kg), sinksulfat (800 mg/kg), reagens 3418A (30 mg/kg), reagens 3894 (20 mg/kg) og MIBC (35 mg/kg). Tilførsel av sinksulfat var gjort i kobberflotasjonsdelen av prosesseringen for å deaktivere sinksulfid. Kobbersulfat derimot var tilsatt prosessen etter kobberrekstraksjonen for å reaktivere sinksulfid.

Fire vannprøver fra forskjellige deler av flotasjonen ble analysert for total kjemi, samt alkalinitet, elektrisk konduktivitet og hardhet. Disse vannstrømmene (med avgang) vil under produksjon samles til et felles utslipp. Det ble tatt vannprøver av disse fire vannstrømmene sammen med prøver av avgangen.

Vannanalysene viser at det er svært lave kobber- og sinkkonsentrasjoner i disse vannstrømmene. Konsentrasjonene ligger på under 0,7 µg/L for kobber og 50 µg/L for sink (Tabell 4). Avgangsvannet fra Zn_Ro_Tail utgjør over 97% av den totale strømmen og vil derfor være mest avgjørende for kvaliteten av utslippsvannet.

Sink, arsen, kalsium og sulfat har de høyeste konsentrasjoner i Zn_Ro_Tail, hvor sulfat er ca. 40% lavere i flotasjonsvannet relativt til lakttestene, mens kalsium er ca. halvparten av lakttestvannet (Tabell 4). Konsentrasjonene relativt til brukt vannmengde er dog ikke tatt med i disse vurderingen i de siste to avsnitt.

PARAMETERE	ENHET	Cu Cln2	Zn Cln2	Zn Cln1	Zn Ro	AVG
Konduktivitet	µS/cm	301	650	862	1233	
Alkalinitet	mg (CaCO ₃)/L	10,8	95,1	82,6	116	103
TDS	mg/L	116	215	637	877	781
Arsen	µg/L	0,5	0,9	1,7	4,1	3,6
Kadmium	µg/L	0,004	0,003	0,004	0,007	0,007
Kalsium	mg/L	45,8	85,8	140	212	191
Kobber	µg/L	3,8	3,5	5,9	0,2	0,71
Nikkel	µg/L	0,2	<0,1	0,1	0,1	0,11
Sink	µg/L	3	2	56	57	50
Sulfat	mg/L	143	149	343	646	580

Tabell 4. Analyser av flotasjonsvannet fra prosesseringen foretatt ved SGS Canada. Sulfat er omregnet fra ICP analyser for svovel. Siste kolonne AVG er et veiet gjennomsnitt av de fire avgangsstrømmene basert på vekt-forholdene av avgangssand (se vedlegg 1 for alle komponenter).

5 Diskusjon og Konklusjoner

Det er relativt høye konsentrasjoner av sporelementer som lages ut umiddelbart ved utslipp av avgangen i innsjøvannet i eksperimentene (Cu - 300 µg/L; Zink - 30000 µg/L). pH går noe ned (6,5) i forhold til innsjøvannet (7,0) mens det med tid øker og blir høyere (7,5) enn utgangspunktet for innsjøvannet. I denne perioden synker også konsentrasjonene av sporelementene kraftig (Cu - 5 µg/L; Zink - 2000 µg/L). Kobber synker mer drastisk og raskere enn sink og har stabilisert seg på konsentrasjoner mellom 3 og 8 µg/L, mens sink har hatt konsentrasjonsreduksjon i hele periode. Kobberkonsentrasjonen i lakvannet er en størrelsesorden høyere sammenlignet prosessvannet fra flotasjonen for kobber og 2 ½ gang høyere for sink.

5.1 Utlaking

Ved siden av kobber og sink er malmen også anrikt i blant annet nikkel, kobolt, kadmium og mangan. Disse elementene vil derfor være høyere i avgangen enn i naturlige bergarter og sedimenter i Sulitjelma området. Da Sulitjelmadistriktet har mange mineraliseringer i dagen er også sedimenter og jord anrikt i disse elementer relativt til områder som ikke har mineraliseringer. Pga den lange gruvehistorien i Sulitjelma kan det være vanskelig å bedømme hva som er naturlig bakgrunnsverdier og hva som er forurensing.

Lakvannet fra langtidsutlakingstesting viser at det er kun kobber som har lavere konsentrasjoner etter 2-3 måneder enn vannprøver fra Langvatnet. De andre elementene har 1-3 størrelsesordener høyere konsentrasjoner i lakvannet fra testene enn i innsjøvannet. Prosessvannet fra flotasjonstestene har dog like lave konsentrasjoner som prøver fra Langvatnet.

Dette gir en mulighet for å beregne utlaking fra materialet ved deponering. Tabell 5 viser omtrentlige tall for planlagt produksjon. Dette inngår for beregning av en årlig utlaking ved deponering (Tabell 6). Tabell 6 viser at så lenge pH holder seg høyt, dvs 10-11 er det årlige tilskuddet til vannfasen for kobber og sink svært lav henholdsvis 0,5 kg og 38 kg.

Deponering		
År deponering		20
Areale etter 20 år	m ²	190.000
Dybde	m	20
Egenvekt		4
Porøsitet	Fraksjon	0,3
Årlig deponering sand	ton	375.000
Årlig deponering sand	m ³	122.000
Årlig deponering prosessvann	m ³	300.000

Tabell 5. Oversikt over deponeringsmengder ifølge driftsplanene og et estimat fra NSG for arealet ved avslutning etter ca. 20 års drift.

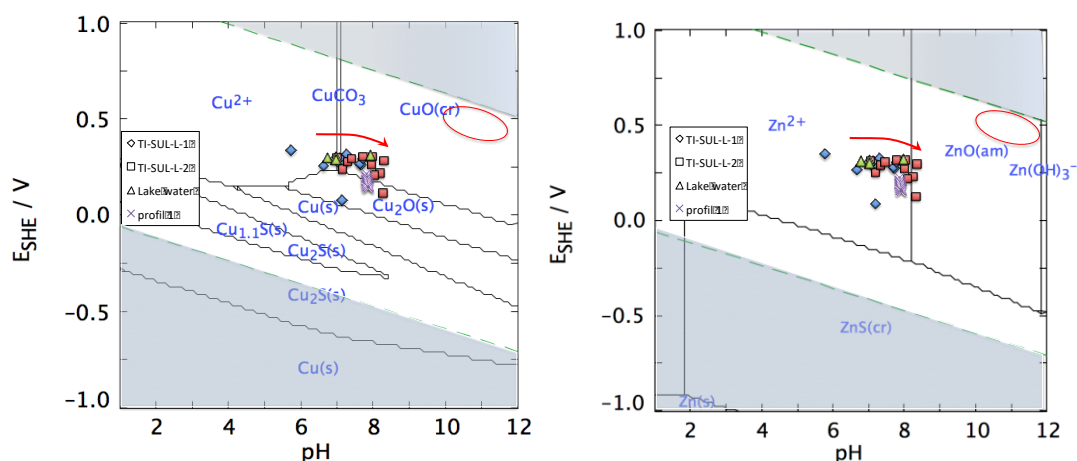
	ENHET	PROSESS- VANN	LAKVANN- SLUTT	LAKVANN- START	Deponert Avgang
Tørr mengde avgang eksp.	kg		1,6	1,6	
Vann tilført eksperimentene	L		4	4	
Cu konsentrasjon	ug/L	0,7	6,5	307	
Zn konsentrasjon	ug/L	50	2.060	28.950	
Cu utlekking pr kg avgang	ug/kg	1,8	16	768	
Zn utlekking pr kg avgang	ug/kg	125	5.150	72.375	
Årlig utlekking Cu	tonn	0,00053	0,006	0,29	
Årlig utlekking Zn	tonn	0,038	1,9	27	
Årlig deponering Cu	tonn				225
Årlig deponering Zn	tonn				266

Tabell 6. Estimert utlekking fra prosessvann og fra kolonnetestene både for slutt etter utfelling/absorpsjon i kolonnene (START) og rette etter fylling av kolonnene (SLUTT). Årlig utlekking og metallmengde deponert er basert på deponering av 375.000 tonn avgang/år. Årlig deponering i fast fase er basert på analyser av avgang fra flotasjonsekspeimentene (SGS. 2019) Cu-0,06 vekt%, Zn 0,07 vekt%

Utlekking til vannfasen kan også beregnes utifra det som er i lakvannet etter tre måneder med vannsirkulering. Ved denne beregningen vil det årlige bidraget for kobber og sink være henholdsvis ca. 6 kg og 2000 kg. Hvis derimot alt tilgjengelig kobber og sink løses opp tilsvarende starten av eksperimentene vil det årlige tilskuddet være 300 kg kobber og 27 ton sink. De store forskjellene fra de forskjellige beregningsmåtene trenger derfor en videre vurdering.

5.2 Kilder og prosesser for utlaking

Sinksulfat tilsettes i flotasjonen for å redusere flotasjonen av sinksulfid under kobbersulfidflotasjonen, mens kobbersulfat tilsettes for å aktivere sinksulfidflotasjonen. I flotasjonen holdes pH mellom 10,8 og 11,5. Under disse forhold vil både sink og kobber være stabile som metalloksider, karbonat- eller sulfat-mineraler (Figur 17). Hvilke faser er avhengig av sulfat og karbonatkonsentrasjonene i tillegg til kobber og sink. Det analyserte flotasjonsvannet har lave kobber- og sink konsentrasjoner (henholdsvis 0,2 µg/L og 60 µg/L) og viser at disse to elementene er bundet i fast form selv etter at det ble tilført store mengder kobbersulfat og sinksulfat i prosessvannet.



Figur 17. Eh-pH diagram for kobber- og sinkfaser i vann med karbonat og sulfat. De røde pilene viser utvikling med tid i kolonneeksperimentene. De røde sirklene viser sansynligvis hvor flotasjonsvannet ligger (ingen redokspotensial måling) (diagrammene er konstruert med Medusa programvare og er basert på $Zn_{tot} = 0.01$ mmol; $Cu_{tot} = 0.03$ mmol/L; $S_{tot} = 1$ mmol/L; $C_{tot} = 0.5$ mmol/L; $T = 25$ dC).

Avgangen fra flotasjonseksperimentene ble tørket inn over en kortere periode (24-48 timer) ved SGS laboratoriet, Canada og sendt til KREC laboratoriet i Norge. Inntørking av vannfasen resulterer i dannelsen av salter. Tørkingen og perioden for transport kan ha resultert i noe oksidering av sulfider som utgjør over 50 vekt% av avgangen. Når dette materiale legges i innsjøvannet med lavere pH (7) enn prosessvannet løses de sekundære mineralfasene. Den noe reduserte pH kan skyldes at en sekundær oksideringsprosess av sulfider kan ha gitt noen mineraler som er syredannende. Små mengder sammen med et svakt nøytraliserende potensiale i innsjøvannet gir en svak pH reduksjon. Dette pH-nivået destabiliserer de faste faser og medfører økte konsentrasjoner i det sirkulerende vannet i eksperimentene.

En økende pH gjennom reaksjon med silikatmineralene i avgangen resulterer i en felling av metalloksider, som kan være jern- og aluminiumhydroksider med absorpsjon av kobber, sink, kobolt, nikkel, samt direkte felling av metall oksider/hydroksider av disse metallene. Sinkkonsentrasjonen er fortsatt på vei nedover etter 3 måneder, mens kobberkonsentrasjonen er stabilisert etter ca 10 dager (Figur 13).

Geokjemisk modellering med PhreeqC (Pankhurst and Apallo, 2016) gir undermetning for manganoksid, kobberoksid og sinkoksid ved de målte pH verdiene, mens jernhydroksid og gips er mettet. Dette kan tyde på fjerning av metallene pga sorpsjonsprosesser mer enn kobber/sinkoksid felling.

Testoppsettet for utlaking av avgang ved deponering i vann simulerer ikke særlig godt selve deponeringen, men viser heller geokjemiske prosesser etter deponeringen. Ved flotasjonsdrift vil avgang deponeres fortløpende sammen med prosessvannet hvor størstedelen av avgangssanden ikke blandes med det vannet den deponeres i. I disse testene var avgang først tørket så tilført innsjøvann ved deponering i kolonnene.

En resirkulering av prosessvannet som en del av prosesseringen med tilførsel av ferskt vann (ev. fra Langvatnet) vil resultere i en lavere pH enn det som er avgangs pH og dermed destabilisere mineralfaser som var stabile under prosesseringen. Ved deponering av avgangen er det derfor viktig at pH holdes relativt høy med lav innblanding under deponeringen.

Vannet i kolonnene er oksiderende relativt til sulfidmineraler, men det er allikevel ingen synlig effekt av denne oksideringen dvs reduksjon i pH, økende sulfatinnhold etc. Det er derimot det motsatte som skjer i testene hvor pH er svakt økende, sulfat konsentrasjonen er stabil (med noe variasjoner gjennom perioden), og sterk reduksjon i kobber, sink, kobolt, nikkel etc.

Alkalinitet, kalsium og kaliumkonsentrasjonen er økende, hvilket kan tyde på at silikatminerale reagerer og dermed gir en svakt økende pH. Dette gir økt stabilitet av metallene (felling – absorpsjon) med synkende konsentrasjoner. Arsen, krom, molybden og vanadium er potensielt noe økende i testvannet og er ikke påvirket av denne pH og alkalinitet-forandringen da de som anioner har lavt potensiale for absorpsjon (Maurice, 2009).

Hvis tilsvarende mengde sink og kobber løses opp fra deponering av flotasjonen som var løst i eksperimentene vil dette tilsvare et årlig tilskudd på 288 kg kobber og 27 tonn sink ved 375.000 tonn deponering i året. Dette vil være et ubetydelig tilskudd av kobber sammenlignet med dagens årlige tilskudd på 20 tonn kobber, men et betydelig tilskudd for sink, en dobling. Dette tilsvarer at all sink og kobber som er relativt lett løselig i svakt surt vann, blandes med vannet i deponeringen og at innsjøvannet har en pH rundt 6.5. pH i Langvatnet ble målt til 7.2 i oktober hvilket forandrer løseligheten for kobber og sink betraktelig. I tillegg er det kun mindre mengder av avgangen som vil blande seg og derfor vil det være betydelig mindre sink som er tilgjengelig for vannmassene under deponeringen.

Det høye sulfidinnholdet resulterer i en rask reduksjon av porevannet som kan resultere i en oppløsning av jernhydroksid og en økt tilgang på kobber i porevannet. Kobber vil da ha en galvanisk reaksjon med svovelkis og ny utfelling av kobber, mens jern går i løsning. Når jernet når overflaten av avgangen vil den oksidere og igjen felles ut som jernhydroksid. Dette vil derfor redusere migreringen av kobber, men ha noe mindre effekt på sink. Hvis sink stiger i avgangssedimentene, vil det igjen absorberes i nydannet jernhydroksid i overflaten og derved ikke bli tilgjengelig for vannfasen.

5.3 Konklusjoner

Utlekkingsproblematikken ved ny deponering av avgang i Langvatnet er håndterbar, men det er noen viktige forutsetninger som må følges for å redusere potensialet for forurensing av spesielt kobber og sink:

- Det er viktig å holde pH høyt under utslippet og ha minst mulig blanding av avgang med innsjøvannet.
- Tilførsel av flokkuleringsmiddel kan sannsynligvis redusere utlakingen ved deponeringen.
- Det er også viktig at deponeringen foregår slik at det blir minst mulig spredning og en rask overdekning.
- Tidligere utførte kinetiske tester av avgangen fra Sandnes (hvor det har vært lagt et jordlag) viser hvor viktig det er at avgangen holdes i basisk/alkalisk vann med begrenset tilgang på oksygen og at risikoen for sur avrenning fra et landdeponi med Sulitjelmaavgang er høy.

6 Referanser

- Parkhurst, D. and Apello, C.A.J. 2016, Description of input and examples for PHREEQC version 3: a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Techniques and methods 6-A43. www.pubs.er.usgs.gov/ <https://doi.org/10.3133/tm6A43>
- Cowi (2016a) Prøvetaking Øvervatnet og Nervatnet i Sulitjelma juni 2016 Prosjektnr: A079346
- Cook, N, Halls, C., and Kaspersen, P., 1990, The Geology of the Sulitjelma Ore Field, Northern Norway - Some New Interpretations. *Economic Geology*, 85(1988), pp.1720–1737.
- M-608 – 2016, Miljødirektoratet. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.
- Maurice, P. A., 2009: Environmental surfaces, and interface from nanoscale to global scale, Wiley,
- Norconsult AS, 2015: Områderegulering med konsekvensutredning for ny drift i Sulitjelma gruver. Utslipp til vann. Rapport 5134749 fra 16.3.2015. 100 pp
- Nilsen, Kjell. 2018: Tunnel vurdering Rupsi. Promin AS rapport laget for Nye Sulitjelma Gruver. 6pp.TA2715, 2010: Bergverk og avgangsdeponering, status, miljøutfordringer og kunnskapsbehov. Miljødirektoratet – Klif rapportserie. 109 pp.
- SGS, 2019: The flotation of a sample from Sulitjelma mine, Rapport laget for SARB Consulting. 14 pp
- Stopa, R., Tinsley, M., Embile, R., and Walder, I.F., Characterization of waste rocks in the Sulitjelma VMS mining district, Norway. Abstract for poster at the SME Annual, meeting Minneapolis, MN. Feb. 2018
- Stopa, F. 2018: Characterisation of waste rocks in the Sulitjelma mining district, Northern Norway. MSc thesis, New Mexico Tech. Socorro NM, USA. 123 pp.
- Walder, I.F. 2014: Sub-sea tailings deposition evaluation guideline – prSN/TR-9432. Norsk Bergindustri, Report No 2. 110 pp.
- Walder, I.F., Stopa, F, Clark, A., Tinsley, M., Embile, R.F., and Donatelli, J., 2017: Metal leaching from the Sulitjelma VMS mining district, Norway, 2017: Abstract for Norwegian Geol. Soc. Winter meeting, January 2017
- Stopa, F. 2018: Characterization of waste rock in the Sulitjelma mining district, Northern Norway. MSc thesis, New Mexico Institute of Mining and Technology, Socorro, NM, USA. 209 pp.

VEDLEGG 1: KJEMISKE DATA AV INNGÅENDE MALM

Analyte	Scheme	Detection Limit	Unit	Assays
Cu	GO_ICP90Q	0.01	%	3.22
Cu	GC_ICP93A	40	g/t	34387
Zn	GO_ICP95A	5	ppm	4110
Zn	GC_ICP93A	300	g/t	4987
Fe	GO_ICP90Q	0.05	%	33
S	GC_CSA06V	0.01	%	35.4
Ag	GC_ICP93A	200	g/t	<200
Al	GC_ICP93A	400	g/t	22915
As	GC_ICP93A	1200	g/t	<1200
Ba	GC_ICP93A	3	g/t	69
Be	GC_ICP93A	0.8	g/t	<0.8
Bi	GC_ICP93A	400	g/t	<400
Ca	GC_ICP93A	800	g/t	11499
Cd	GC_ICP93A	40	g/t	<40
Co	GC_ICP93A	200	g/t	<200
Cr	GC_ICP93A	40	g/t	148
Fe	GC_ICP93A	500	g/t	317994
K	GC_ICP93A	400	g/t	4414
Li	GC_ICP93A	800	g/t	<800
Mg	GC_ICP93A	30	g/t	13419
Mn	GC_ICP93A	20	g/t	324
Mo	GC_ICP93A	300	g/t	<300
Ni	GC_ICP93A	300	g/t	<300
Pb	GC_ICP93A	800	g/t	<800
Sb	GC_ICP93A	400	g/t	<400
Se	GC_ICP93A	2000	g/t	<2000
Sn	GC_ICP93A	800	g/t	<800
Sr	GC_ICP93A	10	g/t	40
Ti	GC_ICP93A	8	g/t	2244
Tl	GC_ICP93A	2000	g/t	<2000
V	GC_ICP93A	80	g/t	<80
Y	GC_ICP93A	8	g/t	<8
Al ₂ O ₃	GO_ICP95A	0.01	%	4.85
Ba	GO_ICP95A	0.001	%	0.006
CaO	GO_ICP95A	0.01	%	1.78
Cr ₂ O ₃	GO_ICP95A	0.01	%	0.03
Fe ₂ O ₃	GO_ICP95A	0.01	%	21.7
K ₂ O	GO_ICP95A	0.01	%	0.55
MgO	GO_ICP95A	0.01	%	2.48
MnO	GO_ICP95A	0.01	%	0.04
Na ₂ O	GO_ICP95A	0.01	%	1.13
Nb	GO_ICP95A	0.001	%	<0.001
P ₂ O ₅	GO_ICP95A	0.01	%	0.37
SiO ₂	GO_ICP95A	0.01	%	13.4
Sr	GO_ICP95A	0.001	%	0.005
TiO ₂	GO_ICP95A	0.01	%	0.39
Y	GO_ICP95A	0.001	%	0.002
Zr	GO_ICP95A	0.001	%	0.007

VEDLEGG 2, KREC ANALYSEDATA FRA LAKINGS-EKSPERIMENTER

Page 2

Report Data

OFFERSØYVN. 12, 13412/ESTBYGD

KJØYERESERCHEREDUCATIONCENTER, 1

SULITJELMAEACHING

SAMPLENAME	KREC#	AB#	DATE	TIME	PH	EH	TDS	Conduc.	Alk. 4	Alk. 5	Sulfate
Ti-Sul-L-1-01	11897		19.07.2019	19:00	6.52	302	770	1539	0.5	0.5	890
Ti-Sul-L-2-01	11898		19.07.2019	19:20	6.44	298	816	1632	0.35	0.4	1019
Ti-Sul-L-1-02	11899		19.07.2019	22:00	6.56	262	805	1611	0.53	0.53	979
Ti-Sul-L-2-02	11900		19.07.2019	22:00	6.58	246	806	1613	0.39	0.43	1002
Ti-Sul-L-1-03	11901		21.07.2019	10:00	6.68	317	819	1639	0.75	0.75	940
Ti-Sul-L-2-03	11902		21.07.2019	10:00	6.72	280	804	1607	0.43	0.43	1006
Ti-Sul-L-1-04	11909		22.07.2019	18:00	6.39	297	1004	2000	0.57	0.64	907
Ti-Sul-L-2-04	11910		22.07.2019	18:00	6.82	295	796	1592	0.51	0.56	984
Ti-Sul-L-1-05	11920		24.07.2019	12:00	5.29	335	1205	2410	0.37	0.46	1167
Ti-Sul-L-2-05	11921		24.07.2019	12:15	7.11	305	801	1603	0.79	0.89	2273
Ti-Sul-L-1-06	11946		28.07.2019	16:00	6.66	276	2200	4400	0.72	0.89	2021
Ti-Sul-L-2-06	11947		28.07.2019	16:15	7.33	263	801	1601	1.03	1.19	1913
Ti-Sul-L-1-07	11960		01.08.2019	15:00	6.58	91	1177	2350	1.13	1.21	1795
Ti-Sul-L-2-07	11961		01.08.2019	15:15	7.62	126	785	1570	1.21	1.29	2052
Ti-Sul-L-1-08	11967		05.08.2019	20:15	7.06	265	1159	2320	1.41	1.41	1984
Ti-Sul-L-2-08	11968		05.08.2019	20:30	7.53	222	799	1597	1.14	1.31	1922
Ti-Sul-L-1-09	11969		22.08.2019	15:55	7.03	267	874	1749	1.13	1.24	2046
Ti-Sul-L-2-09	11970		22.08.2019	16:00	7.34	307	864	1728	1.11	1.28	2003
Ti-Sul-L-1-10	11971		30.08.2019	8:15	6.09	258	886	1773	0.87	0.87	1063
Ti-Sul-L-2-10	11972		30.08.2019	8:30	7.41	215	842	1685	0.98	1.06	1026
Ti-Sul-L-1-11	11986		19.09.2019	15:55	7.11	296	959	1919	0.88	0.88	
Ti-Sul-L-2-11	11987		19.09.2019	16:00	7.64	286	925	1850	0.75	0.88	
Ti-Sul-L-1-12	12031		14.10.2019		7.16	248	860	1724	0.61	0.73	
Ti-Sul-L-2-12	12032		14.10.2019		7.42	245	830	1661	0.71	0.85	
Ti-Sul-L-1-13	12261		11.11.2019	16:00	6.82	312	975	1950	0.46	0.57	

Ti-Sul-L-2-13	12262	11.11.2019	16:00	6.62	249	987	1973	0.32	0.41
Ti-Sul-L-1-14	12360	09.12.2019	16:00	7.7	310	851	1703	0.51	0.67
Ti-Sul-L-2-14	12361	09.12.2019	16:00	6.85	248	806	1612	0.43	0.57
Wa-Sul-01-19	11896	19.07.2019	16:00	7.22	221	19.9	39.8	0.63	0.63
Wa-Sul-01-19	11973	30.08.2019	11:00	7.05	229	22.5	44.9	0.25	0.29
Ti-SUL-WaterInput	12263	11.11.2019	16:00	7.84	289	75.1	150	0.22	0.28
WL-Sul-01-D-9.6	12126	15.10.2019	9:30	6.91	308	48	96.1	0.17	0.21
WL-Sul-02-D-19.45	12127	15.10.2019	9:50	7.19	300	19.7	39.4	0.17	0.2
WL-Sul-03-D-14.5	12128	15.10.2019	10:10	6.92	313	17.1	34.3	0.2	0.21
WL-Sul-04-D-31.35	12129	15.10.2019	10:30	6.96	289	16.8	33.6	0.17	0.21

VEDLEGG 3, KREC LANGAVATN PROFILDATA

VEDLEGG 4, ALS ANALYSEDATA FRA LAKINGS-EKSPERIMENTER