

Vitenskapelig artikkel

## Deponering av avgangsmasser fra gruveindustrien – på land eller i vann?

Therese K. Flaathen Loe<sup>1,\*</sup> og Per Aagaard<sup>2</sup>

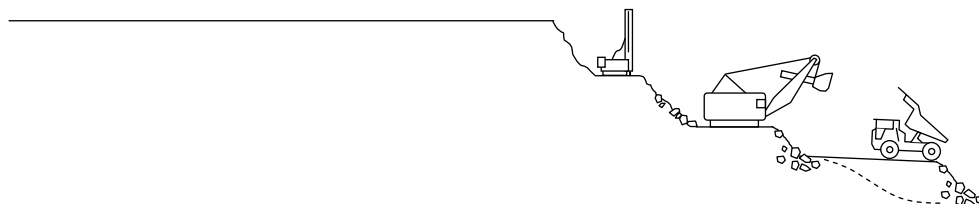
<sup>1</sup> Seksjon Miljøgeologi, Multiconsult, postboks 265 Skøyen, 0213 Oslo

<sup>2</sup> Institutt for geofag, Universitetet i Oslo, postboks 1047 Blindern, 0316 Oslo

\* Korresponderende forfatter: [tfl@multiconsult.no](mailto:tfl@multiconsult.no)

### SAMMENDRAG

Utvinningen av metaller og mineraler fører til produksjon av store mengder gråberg og avgang; slike masser må deponeres på en miljømessig forsvarlig måte. Mobilisering av forurensende stoffer krever både at de frigjøres fra avgangen, og at de transporteres vekk for så å bli eksponert for biota. Det er spesielt kisholdige gråbergdeponier og avgang fra kisholdige gruver som gir de største miljøutfordringene, hvor oksidering av pyritt ( $\text{FeS}_2$ ) gir forsurening og frigivelse av tungmetaller. For å unngå oksidasjon, må avgangen lagres i et reduserende miljø. Alternative lagringssteder med reduserende miljø er i en tett dam på land eller i et dypt fjorddeponi. En negativ konsekvens av en tett dam er at dammen kan være geoteknisk ustabil grunnet høyt poretrykk. Den høye konsentrasjonen av svovel i et dypt fjorddeponi vil hjelpe til med å binde tungmetaller som sulfider. I tillegg er et dypt fjorddeponi geoteknisk stabilt og porevanngjennomstrømmingen, dvs. transporten ut av deponiet, vil være minimal. Valget mellom ulike typer deponier må vurderes for hvert enkelt tilfelle. Her kommer både økonomiske, tekniske og miljømessige vurderinger inn. Det synes imidlertid klart, at hvis anoksiske dypere områder finnes i nærliggende fjorder og kystområder, kan deponering i slike steder være å foretrekke ut fra miljøhensyn.



### I. INNLEDNING

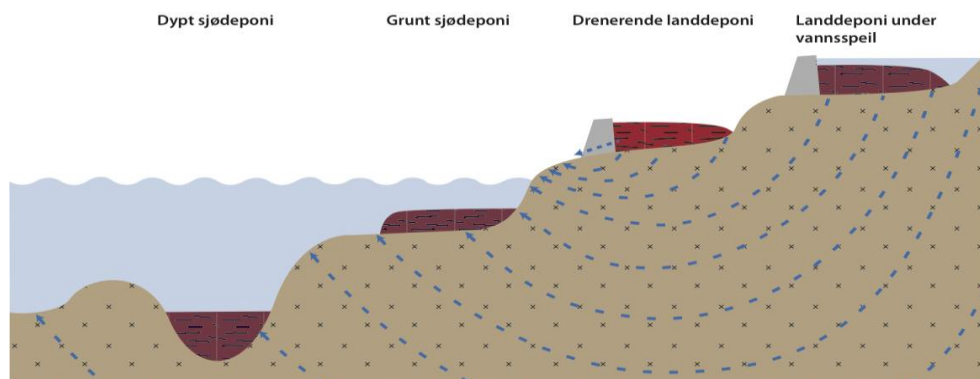
Det har pågått gruve drift flere tusen steder over hele Norge. De mest aktuelle metallene har vært jern, kobber, sink, bly, nikkel, kobolt, sølv og gull. Norge, og verden forøvrig, er avhengig av gruveindustrien, både for å opprettholde samfunnsstrukturene vi har i dag, men også for fremtiden med tanke på de sjeldne jordartene som trengs i fornybare energikilder, som solceller og batterier. Den store etterspørselen etter metaller og mineraler gjør at mange nedlagte gruver i Norge kan være lønnsomme og det er derfor mulig at flere vil gjenåpnes.

Menneskelig aktivitet på jorden er så omfattende at det ikke er mulig å unngå at den påvirker viktige naturlige prosesser. Denne påvirkningen omfatter forskjellige typer forurensning og inngrep i naturen. En viktig grunn til å opprettholde/øke gruveindustrien i Norge er at vi her har et strengt regelverk for gruvedrift, deriblant for deponering av avgangsmasser. Dette gjør gruveindustrien grønnere enn om uttaket av mineraler og metaller skulle foregå i land med færre restriksjoner.

Utvinningen av metaller og mineraler omfatter som oftest ekstrahering av kun noen få prosent av malmen. Det produseres derfor store mengder gråberg og avgang (ca 90 %). Lagring av disse overskuddsmassene har i flere tiår vært heftig diskutert i Norge. Lagring av gråberg er som regel ikke et miljøproblem hvis avrenningen taes hånd om, med unntak av kisholdig gråbergdeponier som gir større utfordringer miljømessig (Klif 2011). Konsentrasjonene av metaller i avrenning avhenger av malmtyper og deponeringsforhold. Alternative lagringssteder for det finkornige materialet, avgangen, er enten i en dam på land eller i en fjord. I Norge og i verden for øvrig har man etter hver fått betydelig erfaring med begge deponityper. Noen eksempler på dette er Folldal Verk (Miljøstatus i Norge 2012a) Grong Gruber (Miljøstatus i Norge 2012b), Løkken Verk (Klif 2011), Knaben molybdengruver (Klif 2011), Titania (Klif 2011), North Cape Minerals, Lillesand (Klif 2011) og Island Copper Mines, Canada (Poling et al 2002).

Formålet med denne artikkelen er å gjøre rede for de hydrologiske og geokjemiske prosessene som finner sted i deponier på land og i sjø slik at man i fremtiden kan ta avgjørelser på et best mulig faglig grunnlag.

Mobilisering av forurensende stoffer krever både at de frigjøres fra avgangen, at de transporteres vekk, og at biota kan bli eksponert. Gravende organismer og planterøtter kan være virksomme her, men viktigere for dette bidraget er de fysiske og kjemiske forholdene. Deponiene vil derfor være klart forskjellig om de er vannmettete (under et vannspeil eller i grunnvannssonen) eller ligger over grunnvannsspeilet med umettede forhold. Når porene har kommunikasjon med luft, er tilgangen på oksygen betydelig større enn i grunnvannet. Videre vil transport vekk fra kilden, gjennom markvann- eller grunnvannstrømning med tilsig til overflateresipient, være vesentlig ved umettede forhold. Figur 1 viser vurderte deponityper.



**Figur 1.** Skisse over de ulike deponityper som er vurdert: 1) dypt fjorddeponi i depresjoner i sjøbunnen, 2) grunnere sjødeponi, 3) drenerende landdeponi (over grunnvannsspeilet) og 4) deponeringer under et vannspeil (tett demning).

## 2. TEORETISK BAKGRUNN (KILDER, FRIGIVING OG MOBILISERING)

### 2.1 Geokjemisk stabilitet og mobilisering

#### 2.1.1 Mineralsammensetning

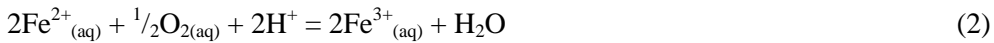
Forurensningspotensialet til overskuddsmasser fra gruveindustrien avhenger av mineral-sammensetningen og innhold av eventuelle rester av prosesskjemikalier. Bergverk drives i hovedsak på tre typer mineralske råstoffer: sulfidmalm, oksidmalm og industrimineraler. Sulfider har en svært høy reaktivitet og oppløsningshastighet som fører til forsurening av grunnvannet og utlaking av metaller. Det er derfor avfall fra sulfidmalmer gir de største miljøproblemene. Tungmetaller finnes også bundet i oksider eller silikatmineraler, men disse mineralene er som regel mer stabile. Et unntak er nikkell som frigjøres relativt lett under forvitringen av olivin.

I Norge opptrer metallene nikkell, bly, kobber og sink som sulfidmalmer. De fleste kisgruvene i Norge ble lagt ned pga ulønnsomhet på 1970-tallet (Klif 2011). Selv om deponeringen er avsluttet har forurensningen fortsatt, og i flere tilfeller økt med tiden. Det er avrenningen av surt sigevann med høye konsentrasjoner av metaller fra gruveganger, velter og deponier som har ført til forurensning av elver og innsjøer (Klif 2011). Det er særlig oksidering av pyritt ( $\text{FeS}_2$ ) som er årsaken til dette. Denne prosessen har vært grundig studert av blant andre Lawson (1982), Nordstrom (1982) og Rimstidt og Vaughan (2003). Prosessen kan deles inn i tre viktige reaksjoner. Den første reaksjonen er oksidering av pyritt som skjer når

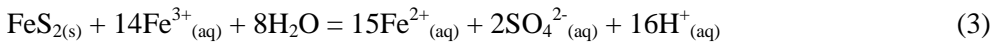
vann og oksygen er til stede. I denne reaksjonen frigjøres toverdig jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) og syre ( $\text{H}^+$ ):



Produksjonen av  $\text{H}^+$  senker pH-en i vannet og gjør det surt. Bakterien *A. ferrooxidans* bruker et elektron fra toverdig jern og omvandler det til treverdig jern. Bakterien driver pyrittoksidasjonen ved å danne treverdig jern:



Det treverdige jernet oksiderer pyritt:



Det hastighetbestemmende leddet i oksideringen av pyritt er omgjøringen av Fe(II) til Fe(III) (Singer and Stumm 1970). Det sure sigevannet kan inneholde en rekke grunnstoffer, men vanligvis er Fe og Al hovedkationene og  $\text{SO}_4$  hovedanionet. pH i vannet kan variere fra 3,5 til 5 (Nordstrom and Alpers 1999). Oppløsningshastigheten til de fleste mineraler øker med lav pH slik at potensielt giftige tungmetaller som for eksempel kobber, bly, kadmium og nikkel, og metalloider som arsenikk og antimon, lages ut med det sure sigevannet og forgifter bekker og elver. Kobber er akutt giftig for vannlevende organismer og er som regel det metallet som har størst betydning i forurensningssammenheng (Miljøstatus i Norge 2012a). Oppstrøms vil imidlertid utfellingen av jern- og aluminiumoksidere være et stort problem for fisk.

### 2.1.2 Kjemikalierester

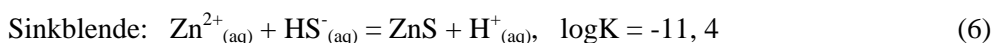
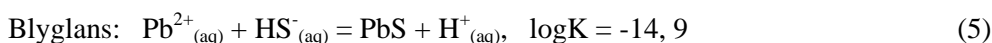
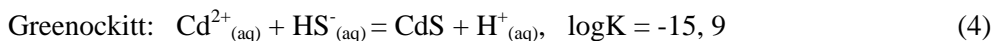
Prosesskjemikalier som brukes i gruveindustrien er organiske forbindelser og kan være giftige for vannlevende organismer. Kjemikaliene brukes for enklere å kunne skille de ønskede mineraler fra restmassen og på den måten oppnå et renere produkt. De to største kjemikaliegruppene er flotasjonskjemikalier og flokkuleringskjemikalier. Under flotasjonsprosessen binder kjemikaliene seg til de ønskede mineralpartiklene og gjør dem hydrofobe. Dette fører til at partiklene blir liggende som skum på toppen av karet som lett kan skilles fra avgangen. Flotasjonskjemikaliene separeres deretter fra malmen. Flokkuleringskjemikalier brukes til å øke sedimentasjonshastigheten av de fineste partiklene og følger med avfallet ut. Siden store mengder av kjemikaliene følger med avgangen er det viktig å vite hvor toksisk stoffene er og om forbindelsene er nedbrytbare. Oksidanter (elektronakseptorer) vil her være knyttet til nedbrytningen av prosesskjemikalierestene, slik at oksygenforbruket i sedimentert avgang vil kunne påvirkes.

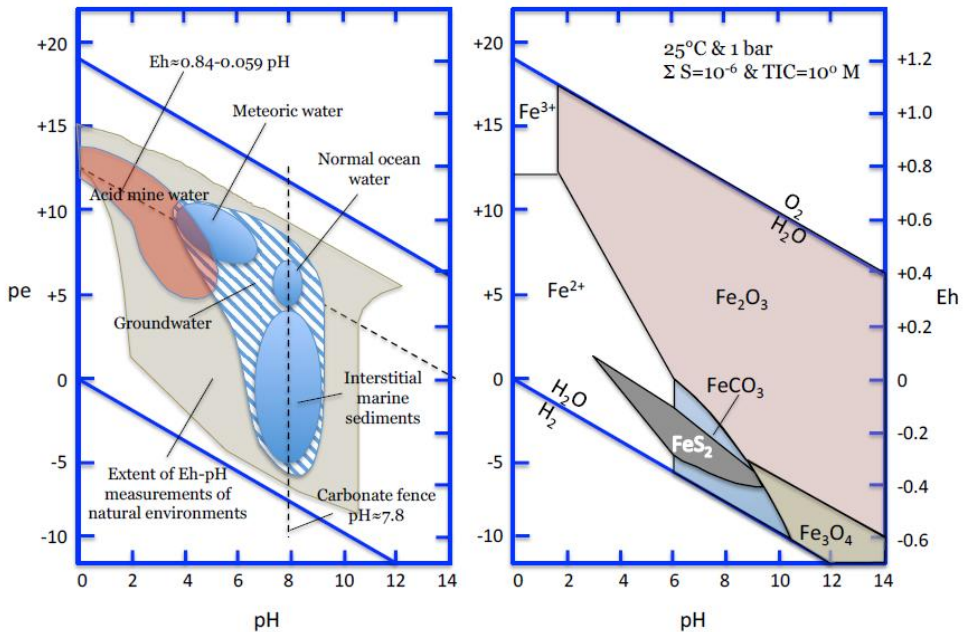
## 2.2 Geokjemiske miljø

Bindingsforholdene til og mobilisering av tungmetaller og prosesskjemikalier er i første rekke bestemt av reduksjons/oksidasjons-forholdene, pH og porevannets sammensetning, samt hvilke mineraler man har, dvs. det som utgjør det totale geokjemiske miljø. Det påvirker termodynamisk stabilitet (oppløsning/utfelling), reaktivitet (kinetikken til mineraloppløsning/utfelling), og sorpsjon/desorpsjon. Man må derfor karakterisere det geokjemiske miljøet.

### 2.2.1 Reduserende og oksiderende forhold

Reduksjons- og oksidasjonsprosesser styrer den naturlige konsentrasjonen av tungmetaller, være seg i sur avrenning fra gruvedrift eller i vannmasser/sedimenter. Redoksreaksjoner er reaksjoner hvor elektroner blir overført fra et atom til et annet. Disse reaksjonene er ofte trege når de foregår uten hjelp av organismer, men blir katalysert av enzymer produsert av bakterier (Appelo and Postma 2005). I grunnvann foregår som oftest redoksprosessen ved hjelp av en oksidant, som  $O_2$  og  $NO_3^-$ , i en akvifer som inneholder en reduktant, f.eks.  $Fe^{2+}$ . Grunnvann som er i kontakt med atmosfæren vil derfor være oksidert, mens grunnvann avskåret fra atmosfæren vil være redusert, se figur 2. Det vil være en serie oksygenforbrukende reaksjoner, slik at grunnvann ved lengere oppholdstid etter hvert blir anoksisk. I systemer som inneholder svovel vil det være av stor betydning for metallkonsentrasjonen i avrenningen om svovelet er i oksidert tilstand (som sulfat,  $SO_4^{2-}$ ) eller i redusert tilstand (som sulfid,  $H_2S$ ). Denne prosessen blir drevet av såkalte sulfatreduserende bakterier. Når sulfat dominerer kan konsentrasjonen av metaller være høy fordi det ikke finnes noen løselighetsbegrensinger som leder til utfelling av metaller. Det motsatte er tilfelle under reduserende forhold hvor innskuddsmetaller, som f.eks. Co, Ni, Pb og Cd, kan binde seg til sulfider og felles ut (Domenico and Schwartz 1998). Disse utfelte sulfidmineralene har ofte lav løselighet i vann (Parkhurst og Appelo 1999) og noen eksempler er:



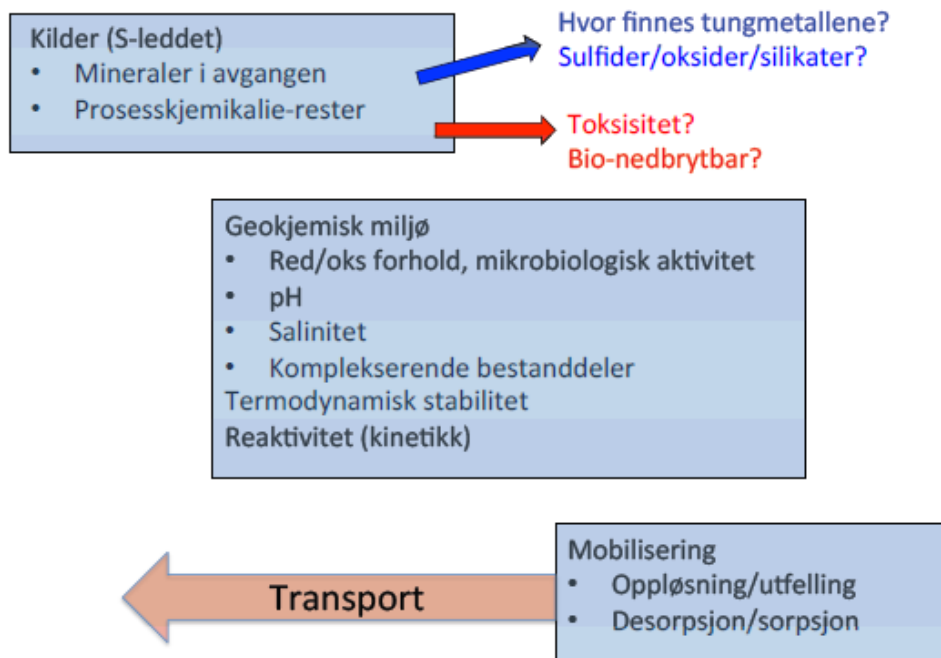


**Figur 2.** Redoks-pH diagrammer som viser geokjemiske variasjoner i oksidasjonsforhold (Eh eller pe) og surhet (pH). Diagrammene er basert på Garrels & Christ (1965) og Walther (2005). Diagram A viser naturlige variasjoner i overflatesystemer, grunnvann, sjøvann og marint porevann. Merk at sur avrenning fra gruveavfall både har oksiderende forhold og de sureste forhold. Diagram B viser stabiliteten til løselige  $Fe^{2+}$  - og  $Fe^{3+}$  - ioner og ulike jernmineraler.

### 2.2.2 Betydning av pH og salinitet

Lav pH i porevannet øker vanligvis løseligheten til mineraler betraktelig, og med høy hydronium ( $H_3O^+$ ) konsentrasjon fører dette også til raskere oppløsning. Samtidig er sorpsjonen av metall-kationer på leirmineraler og oksider liten. Sorpsjon deles inn i adsorpsjon, som er binding av stoff til en overflate og absorpsjon hvor stoffet bindes i krystallstrukturen. Dette er viktige reaksjoner med tanke på spredning av tungmetaller. Sorpsjonsevnen for metaller er lav ved lav pH, men stor over en viss pH. Dette gjør at man har stor mobilitet av tungmetaller under sure forhold. Øker pH derimot, ved syreforbrukende reaksjoner eller buffringsreaksjoner, blir metallene lettere sorbert og utfelt i sekundære mineraler (vanligvis medfelling); og vil i praksis ikke lenger være mobile. Sjøvann er alkalint, bufret mot en pH rundt 7,9-8,3, slik at man ville forvente lavere mobilitet her. Hvis marine deponimasser også inneholder kalsiumkarbonat, vil dette kunne opprettholde bufferevnen. Redusert mobilitet pga høy pH, kan imidlertid oppveies ved sjøvanns store kloridinnhold som vil kompleksbinde mange tungmetaller. Det er derfor viktig å se på den samlede effekt av pH og salinitet. Figur 3 viser en

oversikt over kilder til forurensning, mulige geokjemiske miljøer i deponiet og transportveier.



**Figur 3.** Oversiktsfigur som viser kilder til forurensninger, mulige geokjemiske miljøer i deponiet, og transportveier.

### 2.3 Transport

Det vil skje en begrenset mobilisering av tungmetaller og prosesskjemikalier uten at de transporteres i porevannet bort fra kilden. Både i umettet sone og i grunnvannet skjer dette gjennom adveksjon og diffusjon pga en hydraulisk gradient eller konsentrasjonsgradient.

#### 2.3.1 Umetta sone

Transporten av metaller i umetta sone skjer som flerfasestrømning (vann, luft), men forenklet ser man ofte kun på strømmingen av markvannet. Luften i porerommet er imidlertid svært viktig for de geo- og biogeokjemiske reaksjonene som foregår der. Med god tilgang til oksygen, har umetta sone stor kapasitet til oksidasjon. I grunnvannet derimot, har man kun en begrenset mengde løst oksygen tilgjengelig. I umetta sone siger vannet tilnærmet vertikalt nedover i grunnen. Den

årlige gjennomsnittlige hastigheten bestemmes av mengden nedbør og andelen vannfylte porer i undergrunnen

$$v_{H_2O} = P/\varepsilon_w \quad (7)$$

hvor  $v_{H_2O}$  er den vertikale hastigheten til vann (m/år),  $P$  er overskuddsnedbør (m/år) og  $\varepsilon_w$  er andelen av porevolumet som er fylt med vann ( $m^3/m^3$ ) (Allison et al. 1994, Philips 1994).

### 2.3.2 Metta sone

Transporthastigheten til vann i metta sone (grunnvannet) avhenger av den hydrauliske gradienten, helningsgraden på grunnvannspeilet, og den hydrauliske konduktiviteten til jordmassene, permeabiliteten. Disse parameterne er kombinert i Darcys lov:

$$v_D = -k (dh/dx) \quad (8)$$

hvor  $v_D$  er den spesifikke fluksen (volum vann per areal og tid), også kalt Darcys hastighet (m/år),  $k$  er den hydrauliske konduktiviteten (m/år) og  $dh/dx$  er den hydrauliske gradienten. Hastigheten til vannfasen, den gjennomsnittlige porevannhastighet,  $v$ , er midlertid gitt ved Darcy-hastigheten dividert med porøsiteten ( $\varepsilon$ )

$$v = v_D/\varepsilon = (-k/\varepsilon) (dh/dx) \quad (9)$$

Transport av ikke-reaktive kjemiske stoffer i en væskefase i metta sone kontrolleres av adveksjon (også kalt konveksjon) og dispersjon. Ved adveksjon transporteres det løste stoffet med grunnvannstrømmen. Den advektive transporthastigheten er lik den gjennomsnittlige lineære hastigheten til grunnvannet multiplisert med konsentrasjonen, og kan beskrives ved:

$$F_c = v * c \quad (10)$$

Hvor  $F_c$  er massefluksen ( $M/T/L^2$ ),  $v$  er gjennomsnittlig porevannhastighet ( $L/T$ ) og  $c$  er konsentrasjon ( $M/L^3$ ).

Selv om grunnvannstrømningen er laminær, vil løste stoffer bli spredt under strømning, sammenfattet med det man kaller hydrodynamisk dispersjon. Hydrodynamisk dispersjon referer til miksing og spredning av kjemiske stoffer ved molekylær diffusjon og variasjoner i gjennomstrømningshastigheten i det porøse materialet (mekanisk dispersjon). Ofte er den hydrodynamiske dispersjonen som skyldes strømning på poreskala ubetydelig i forhold til dispersjon forårsaket av storskala heterogeniteter i akviferen. Molekylær diffusjon har vanligvis liten



betydning i grunne miljøer hvor adveksjon og mekanisk dispersjon dominerer. Det motsatte er tilfelle ved langtidslagring i stabile geologiske miljøer med lav hydraulisk konduktivitet og lav hydraulisk gradient.

Ut ifra dette kan man si at fluksen av reaktive stoffer er bestemt av den reaktive transportlikninga som inneholder adveksjon, dispersjon og et kilde/tapsledd:

$$(\partial C/\partial t)_x = -v(\partial C/\partial x)_t + D_L(\partial^2 C/\partial x^2)_t - S \quad (11)$$

*Fluks* = *adveksjon* + *dispersjon* – *kilde/sluk*

Hvor  $D_L$  er den hydrodynamiske dispersjonskoeffisienten og  $S$  kilde/tapsleddet. Dersom det ikke er vanngjennomstrømning vil adveksjonen være null og vi står igjen med kun diffusjons transport:

$$(\partial C/\partial t)_x = (D_f/\theta^2)(\partial^2 C/\partial x^2)_t - S \quad (12)$$

Her står  $(D_f/\theta^2)$  for diffusjonskoeffisienten i det porøse mediet, angitt som forholdet mellom diffusjonskoeffisienten i vann,  $D_f$ , og kvadratet av tortusiteten,  $\theta$ .

For å vurdere ulike typer deponier trenger man derfor vite om transporten skjer i metta eller i umetta sone, og ved vanngjennomstrømning eller diffusjon. I tillegg må man vite hvordan forurensningene frigjøres og bindes.

### 3. ULIKE TYPER DEPONIER

#### 3.1 Sjødeponi

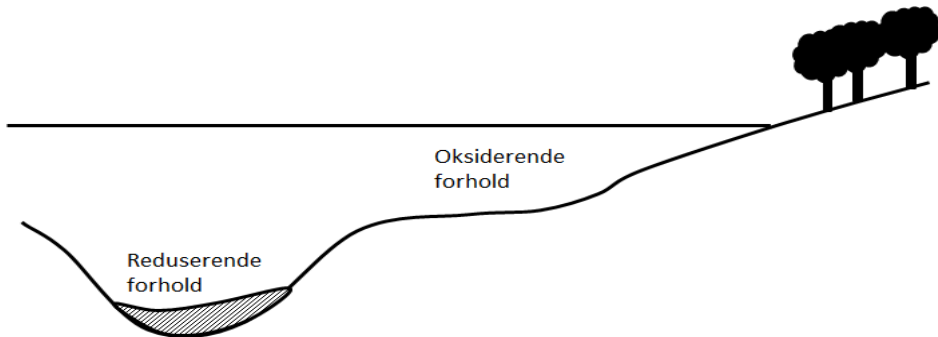
Deponering av gruveavgang i sjø eller i innsjøer/sedimentasjonsbassenger har funnet sted i over 30 år, og det finnes en betydelig erfaringsdatabase. Denne metoden har vært praktisert i Norge, Canada, USA (Alaska), Grønland, Tyrkia, Indonesia, Filipinene og Papua Ny-Guinea (Klif 2011). Deponering i sjø kan gjøres på vanddyp mindre enn 100 meter (Sea Tailings Placement) og på vanddyp større enn 100 meter (Deep Sea Tailings Placement). Det har vært et prinsipp å unngå at avgangen påvirker vannlaget hvor primærproduksjonen skjer (0-50 meter). Dette har man fått til ved å tilsette sjøvann til avgangen slik at partikler ikke transporteres oppover i vannmassene og ved å passe på at avgangsledningen ikke inneholder luftbobler (Klif 2011).

##### 3.1.1 Fjorddepresjoner

Fjorder som er dypere enn 100 meter, med finkornete sedimenter og med klare terskler, vil egne seg særlig godt for sjødeponering, se figur 4. Andre depresjoner på havbunnen kan også egne seg siden de vil ha de samme egenskapene. Utslippet må skje dypere enn 30–40 meter for å unngå gruveavgang til det vannlaget hvor

primærproduksjonen skjer, og der laksesmolt vandrer og fiskeoppdretterne har mærdar.

I dype fjorddepresjoner er det som oftest reduserende forhold i de nederste vannlagene pga dårlig sirkulering av vannmassene. Litt nede i sedimentene er det alltid reduserende forhold. Sjøvann inneholder mye sulfat (28 mmol/kg) og pga de reduserende forholdene i bunnen av fjorddepresjonene finnes svovelet her som sulfid. Sulfid binder seg som tidligere vist til metaller og hemmer på denne måten spredningen av tungmetaller. Fjorddepresjoner innehar derfor geokjemiske kvaliteter som er med på å gjøre det trygt å deponere metallholdige masser i slike områder. I tillegg til den geokjemiske stabiliteten, har sedimentene ubetydelig porevannsgjennomstrømning (kun kompaksjonsdrevet vannfluks), slik at kun diffusjonstransport er viktig. Med de konsentrasjons-gradientene man kan ha, vil diffusjonsdrevet metallfluks være minimal. Med reduserende bunnvannmasser over vil metallene felles som sulfider. Dette skjer f. eks. i terskelfjorden Framvaren i Vest-Agder (Millero 1991), og utgjør en ytterligere barriere mot spredning. Videre vil deponimassene være geoteknisk stabile og i depresjoner skjermet for erosjon og dermed påfølgende partikkeltransport opp i vannmassene.



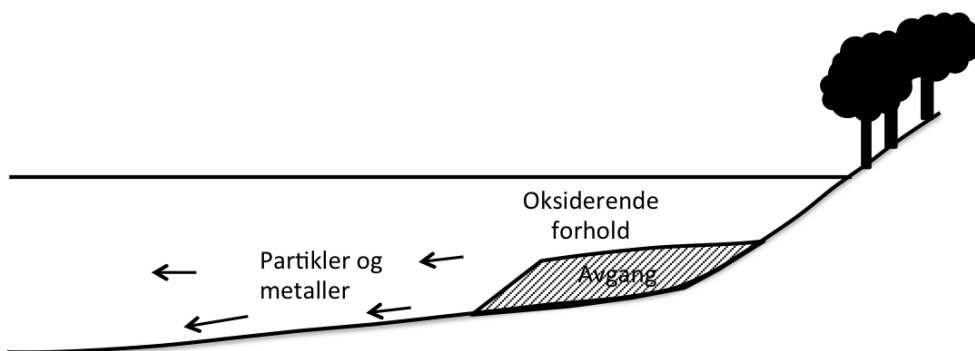
**Figur 4.** Prinsippkisse over et dypt skjermet fjorddeponi eller et deponi i en depresjon. Deponiet bør ligge på et vanddyb større enn 100 meter, og utslippet av deponimasser på et vanddyb over 50 meter.

Utslipp av restmasse fra gruver til fjorder kan også i noen tilfeller føre til miljøforbedring. Et godt eksempel er Ranafjorden, hvor restmassene fra Rana Gruver gradvis dekker til forurenset sjøbunn. Det er stor forskjell på fjordsedimenter forurenset av miljøgifter og restmasser fra gruvne. Overvåking av Ranafjorden viser at utlekking av miljøgifter fra den opprinnelige forurensingen er betydelig redusert. Dette gjelder blant annet innholdet av tjærestoffer (PAH) i overflatesedimentene. Deponeringen av forurensete masser fra Oslo havn ved

Malmøykalven, er et eksempel på hvordan dype fjordområder kan brukes som deponeringssted.

### 3.1.2 Grunnere sjødeponi

Ved deponering av avfall i en grunn fjord kan bevegelse av partikkelholdig vann erodere de lagrede massene, noe som vil kunne gi spredning av giftstoffer, se figur 5. Det vil være ytterligere ugunstig å legge deponier i strandkanten. I tillegg er det vanligvis oksiderende forhold i hele vannmassen samt i de øverste sedimentlagene på havbunnen. Dette vil føre til oksidering av mineraler og utslipp av tungmetaller. Dette kan til en viss grad bøtes på etter avsluttet deponering, ved tildekking av masser. Dette både hindrer erosjon og reduserer transporten av tungmetaller og andre forurensninger opp i vannmassene. Man har vellykkede eksempler på tildekking av forurensede havne- og fjordsedimenter (Ek et al. 2007, Näslund et al. 2012). Det må også tas hensyn til geoteknisk stabilitet, slik at deponimassene ikke bør utplasseres i en skråning. Oppadgående utstrømning av grunnvann gjennom deponiet er ytterst sjeldent i Norge, men dette bør sjekkes ut før deponiplass velges.



**Figur 5.** Prinsippskisse over et grunnere sjødeponi som ikke er så godt skjermet for erosjon og som dermed har partikkeltransport ut av deponiet.

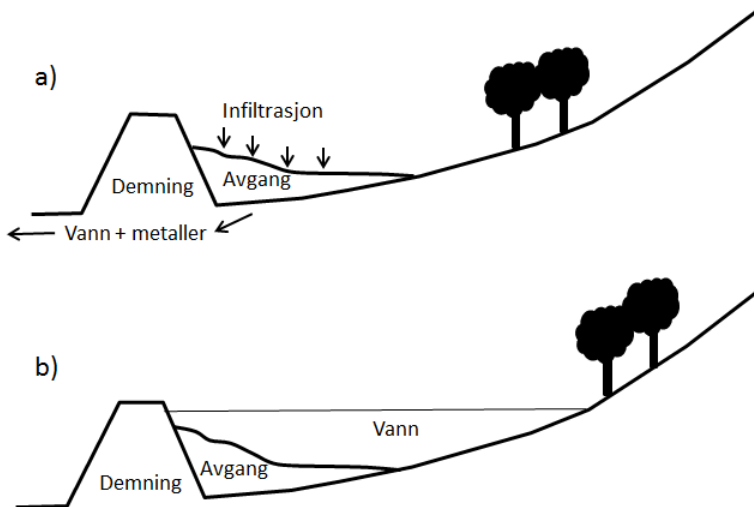
### 3.2. Landdeponi

Ved deponering av gruveavgang på land over grunnvannspeilet vil avgangen være utsatt for oksiderende og sure forhold. Hvis demningen er selvdrenerende (permeabel) vil oksygenrikt regn- og overflatevann kontinuerlig infiltrere de lagrede massene og løse opp mineralene, se figur 6a. Dette vil føre til en stor fluks av metaller ut av deponiet. Det er dette som skjer ved Titania og som fører til en kontinuerlig utlaking av metaller som forurensar områder nedstrøms. Enda mer

viktig er dette ved deponering av sulfidholdige bergarter siden sulfider har høy oksidasjonshastighet. Drenerte dammer vil dessuten tørke ut på overflaten og deponimassene vil dermed bli utsatt for vinderosjon, med sandflukt og støvproblemer for omgivelsene.

Dersom vannspeilet står over massene vil de lagrede massene være vannmettede. Dette vil gi liten gjennomstrømning av oksygenholdig vann, noe som betyr mindre oksidasjon og dermed mindre fluks av utlakede metaller, se figur 6b. Mens drenerte deponier har god geoteknisk stabilitet, kan dette være et større problem med neddykkede masser. Her kan stabiliteten både av demning og damfot bli redusert pga oppbygging av porevannstrykk. Dambrudd med påfølgende utslipp av slamstrømmer av deponimasser har skjedd gjentatte ganger i utlandet (<http://www.wise-uranium.org/mdaf.html>). Den mest kjente og katastrofale er kanskje Bolidens Aznalcóllar dambrudd i Spania i 1998 (Achterberg et al. 1999).

Før den politiske beslutningen om å kreve et landdeponi for avgangen fra Titanias gruver ble tatt, hadde lagring i dammer og innsjøer under vannspeil vært en anbefalt praksis fra NIVA. Den kunstig anlagte dammen ved Hjerkin for Follidal gruver er et godt eksempel på dette. Dette gir minimal oksidasjon av kismineraler, og hindrer sur avrenning.



**Figur 6.** Prinsippskisse over a) drenerte og b) vannfylt landdeponi. Et drenert deponi har god geoteknisk stabilitet, men dårligere geokjemisk stabilitet enn et vannfylt landdeponi. Oppsamling av avrenning og mulighet for rensing kan være vanskelig. Lagring under vannspeil med tette demninger gir god geokjemisk stabilitet, og mindre tungmetallavrenning. Dårligere geoteknisk stabilitet av demningen kan her være et problem.

#### 4. OPPSUMMERING

Valget mellom ulike typer deponier fra gruveaktivitet og hvor man skal plassere dem i terrenget på land eller i sjøen, må vurderes for hvert enkelt tilfelle. Her kommer både økonomiske, tekniske og miljømessige vurderinger inn. Man kan likevel trekke visse generelle slutninger med fordeler og ulemper. Dette er satt opp i tabell 1 under. Det synes imidlertid her klart, at hvis anoksiske dypere områder finnes i nærliggende fjorder og kystområder, kan deponering i slike steder være å foretrekke ut fra miljøhensyn.

**Tabell 1.** En sammenlikning av egenskaper knyttet til ulike deponityper for gruveavganger. Ved valg av en av disse hoveddeponityper, bør man ta spesielt hensyn til deres mindre heldige egenskaper for å minimere potensielle problemer.

Sjødeponi		Landeponi	
Dyp deponi i depresjoner	Grunnere deponi	Drenert deponi	Under vannspeil
Minimal gjennomstrømning	Minimal gjennomstrømning	Stor gjennomstrømning	Mulig gjennomstrømning
Kjemisk stabil	Relativt kjemisk stabil	Stor reaktivitet	Relativt kjemisk stabil
Minimal fluks	Relativ liten fluks	Stor fluks	Mindre fluks
Ingen erosjon	Utsatt for erosjon	Utsatt for vinderosjon	Mindre erosjon
Geoteknisk stabil	Mindre geoteknisk stabil	Stabil drenerbar dam	Mindre geoteknisk stabil demning

#### REFERANSER

Achterberg, EP., Braungardt, C., Morley, NH., Elbaz-Poulichet, F. and Leblanc, M., 1999: Impact of Los Frailes mine spill on riverine, estuarine and coastal waters in southern Spain (1999). Water Research, Vol. 33, p. 3387-3394

Allison, G.B., Gee, G.W. and Tyler, S.W., 1994. Vadose-zone techniques for estimating groundwater recharge in arid and semiarid regions. Soil. Sci. Soc. Am. J. 58, 6-14.

Appelo, C.A.J. and Postma, D, 2005. Geochemistry, groundwater and pollution, 2nd edition. ISBN: 0415364280.

Doménico, P.A. and Schwartz, F.W., 1998. Physical and chemical hydrogeology, volume 1. ISBN 0471597627.

- Eek E., Godøy O., Aagaard P. and Breedveld G.D., 2007. Experimental determination of efficiency of capping materials during consolidation of metal-contaminated dredged material. *Chemosphere* 69: 719–728
- Garrels, R.M. and Christ, C.L., 1965. *Solutions, Minerals and Equilibria*. Harper & Row, 450 pp.
- KLIF (Klima- og forurensningsdirektoratet), 2011. *Bergverk og avgangsdeponering: Status, miljøutfordringer og kunnskapsbehov*, TA-2715.
- Lowson, R.T., 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. *Chem. Rev.* 82, 461-497.
- Miljøstatus i Norge, 2012a. Avrenning av tungmetaller fra nedlagte kisser. <[http://www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Miljogifter\\_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/](http://www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/)> [lesedato 15.02.2013]
- Miljøstatus i Norge, 2012b. Grong Gruber. <[http://www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Miljogifter\\_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/Gruver-med-stor-avrenning/Grong-Gruber/](http://www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/Gruver-med-stor-avrenning/Grong-Gruber/)> [lesedato 22.05.2013]
- Millero, F.J., 1991. The oxidation of H<sub>2</sub>S in Framvaren Fjord. *Limnol. Oceanogr.* 36, 1007-1014.
- Nordstrom, D.K., 1982. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. In D.K. Nordstrom (ed.), *Acid Sulphate Weathering*. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub.* 10, 38-56.
- Nordstrom, D.K. and Alpers, C.N., 1999. Geochemistry of acid mine waters. In: Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. (eds) *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Reviews in Economic Geology* 6A: 133-160.
- Näslund, J., Samuelsson, G.S., Gunnarsson, J.S., Nascimento, F. J. A., Nilsson, H.C., Cornelissen, G. and Schaanning M.T., 2012. Ecosystem effects of materials proposed for thin-layer capping of contaminated sediments. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, Vol. 449: 27–39.
- Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J., 1999, *User's guide to PHREEQC (version 2) -A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259*, 312 p.
- Philips, F.M., 1994. Environmental tracers for water movement in desert soils in the American Southwest. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 58, 15-24.
- Poling, G.W., Ellis, D.V., Murray, J.W., Parsons, T.R. and Pelletier, C.A., 2002. *Underwater tailing Placement at Island Copper Mine – A success story*. Colorado, USA: Society for Mining, Metallurgy, And Exploration.
- Rimstidt, J.D. and Vaughan, D.J., 2003. Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochim. Cosmochim. Acta* 67, 873-880.
- Singer, P.C. and Stumm, W., 1970 The solubility of Ferrous Iron in Carbonate-Bearing Waters, *J. Am. Water Works Assoc.* 62, 198-202.
- Walther, J.V., 2005. *Essentials of Geochemistry*, Jones & Bartlett Publishers, 704 pp.