



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Status, miljøutfordringer og kunnskapsbehov

Bergverk og avgangsdeponering

TA
2715
2010



Bergverk og avgangsdeponering

Status, miljøutfordringer og kunnskapsbehov

TA-2715



Island Copper Mine, British Columbia. Oppfylling av dagbruddet med sjøvann fra fjorden Rupert Inlet etter avvikling av gruvedriften i 1995. Verdens høyeste fossefall med sjøvann!

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) å utarbeide en statusrapport over kunnskapsnivå på bergverk og miljøutfordringer, med hovedfokus på sjødeponering og kjemikaliebruk.

Et rapportutkast ble utarbeidet for en ressursgruppe nedsatt av Klif. Dette innebærer at rapporten i sin helhet ikke nødvendigvis uttrykker de enkelte medlemmenes syn.

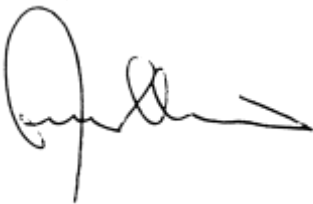
Ressursgruppen har bestått av følgende medlemmer:

Harald Sørby, Klif (leder)
Glenn Storbråten, Klif (sekretær)
Grethe Braastad, Klif
Mads Løkeland, Norges Naturvernforbund
Marius Dalen, Bellona
Maria Thornhill, NTNU
Reidulv Bøe, NGU
Henrik Rye, SINTEF
Jan Helge Fosså, Havforskningsinstituttet
Trygve Dekko, Multiconsult AS
Tor Jensen, DNV
Jens Skei, NIVA

Alle takkes for sin innsats.

Det gjøres oppmerksom på at innsatsen til ressursgruppen har begrenset seg til å bidra innenfor hvert av de enkelte medlemmene sine kompetanseområder. Det kan derfor være at synspunkter i rapporten ikke nødvendigvis representerer de samme synspunkter som deres respektive institusjoner.

Oslo, oktober 2010



Jens Skei
redaktør av rapporten

Innhold

Sammendrag	7
Summary	10
1. Innledning	13
2. Rammene for arbeidet	13
3. Oversikt over relevant regelverk	14
3.1 Forurensningsloven	14
3.2 Produktkontrollloven	14
3.3 Avfallsforskriften kap. 9 – deponering av avfall	14
3.4 Mineralavfallsdirektivet	15
3.5 Vannforskriften	15
3.6 Forurensningsforskriften kapittel 30	15
3.7 Kjemikalierregelverk	15
3.8 Plan- og bygningsloven	16
3.9 Naturmangfoldloven	16
3.10 Nasjonale laksefjorder	16
3.11 NVEs regelverk	17
3.12 Matloven	17
4. Status vedrørende deponering av gråberg og avgang	17
4.1 Deponering av gråberg og avgang på land i Norge	17
4.2 Sulfidmalmgruver i Norge	18
4.2.1 Folldal Verk	19
4.2.2 Grong Gruber	20
4.2.3 Sulitjelmafeltet	22
4.2.4 Løkken Verk	23
4.2.5 Skorovas Gruber	24
4.2.6 Røros Kobberverk	25
4.2.7 Bleikvassli Gruber	27
4.2.8 Bidjovagge Gruber	28
4.2.9 Nikkel og Olivin	28
4.2.10 Knaben molybdengruver	29
4.2.11 Kjøli og Killingdal gruver	29
4.3 Ikke-sulfidiske gruver i Norge	30
4.3.1 Titania	30
4.3.2 North Cape Minerals, Lillesand	31
4.4 Internasjonale erfaringer deponering av gråberg og avgang på land	31
4.4.1 Equity Silver Mines, BC, Canada	31
4.4.2 Idaho Springs – Leadville, Colorado, USA	32
4.4.3 Zlate Hory – Tsjeckia	33
4.4.4 Aitik, Gällivare, Sverige.	34

4.5 Status vedrørende deponering av avgang i sjø	34
4.5.1 Sjødeponering av avgang i Norge	36
4.5.2 Sjødeponering av avgang i Canada	40
4.5.3 Sjødeponering av avgang i USA	45
4.5.4 Sjødeponering av avgang på Grønland	47
4.5.5 Sjødeponering av avgang i Asia	48
5. Oppsummering av lærdom fra eksisterende og planlagt virksomhet	52
5.1 Deponering av avgang på land	52
5.1.1 Fysisk og kjemisk stabilitet	52
5.1.2 Økologiske effekter	53
5.1.3 Effekter på naturressurser	57
5.1.4 Uhellsrisiko	59
5.1.5 Overvåking og miljødokumentasjon	60
5.1.6 Eksempler på deponier som har virket etter sin hensikt	61
Hjerkinndammen	61
Bjønndalsdammen	62
Dausjødeponiet	63
Huddingsvatn-deponiet	64
5.1.7 Eksempler på deponier med uforutsette miljøproblemer	65
Røros Kobberverk	65
Knaben Molybdengruber	65
Titania	66
Nikkel og Olivin AS – Ballangsløira deponi	66
5.2 Deponering av avgang i sjø	67
5.2.1 Fysisk og kjemisk stabilitet	67
5.2.2 Spredning og sedimentasjon	67
5.2.3 Økologiske effekter	70
5.2.4 Effekter på marine ressurser	80
5.2.5 Uhellsrisiko	80
5.2.6 Overvåking og miljødokumentasjon	80
5.2.7 Eksempler på sjødeponering som har virket etter sin hensikt	81
5.2.8 Eksempler på sjødeponering med uforutsette miljøproblemer	82
5.2.9 Sammenfatning - sjødeponering	82
6. Status vedrørende bruk av kjemikalier	85
6.1 Flotasjonskjemikalier	85
6.2 Flokkuleringskjemikalier	86
6.3 Sprengstoffrester	87
6.4 Miljøutfordringene	87
6.4.1 Erfaringer fra beslektede aktiviteter på norsk sokkel	88
7. Avfallsminimering	90
8. Forskningsbehov	91
8.1 Deponering i ferskvann – forskningsbehov	92
8.2 Deponering i sjø – forskningsbehov	93
9. Referanser og bibliografi	96

Sammendrag

Utvinning av metaller, mineraler og naturstein medfører miljøutfordringer. Det er spesielt behov for å komme fram til gode og langsiktige løsninger for disponering av restavfall i form av gråberg (grov masse) og avgang (finkornet masse). Ettersom utvinningen av metaller og mineraler ofte omfatter ekstrahering av noen få prosent av malmen, så blir mengde restavfall stor. Historisk har gråberg vært deponert på land i nærheten av forekomsten, i den grad massen ikke kan nyttegjøres (for eksempel til pukk). Hvis avrenning fra deponiet tas hånd om representerer gråberg i liten grad et forurensningsproblem, med unntak av kisholdig gråbergsdeponier som gir større miljøutfordringer.

Finkornig avgang har tradisjonelt vært deponert i kunstige dammer eller naturlige innsjøer. Norge og Canada har lang erfaring med deponering av avgang fra kisgruver under vann og erfaringen er at deponering under vann reduserer oksidasjon av sulfidene og generering av syre og løste metaller. Deponering av avgang på land bak selvdrenerende demninger (f.eks. landdeponiet til Titania A/S på Telnes) har vist seg å kunne skape problemer både med sandflukt i tørrvårsperioder og utlekking av metaller i nedbørsperioder.

I Norge tok vi forholdsvis tidlig fatt i problemene knyttet til deponering av sulfidholdig avgang på land. Allerede på 1960-tallet ble de første planene laget for å ta i bruk ny teknikk som innebar å deponere avgangen i et vanddekket deponi. Anlegget til Folldal Verk på Hjerfoss var det første deponiet (1969). Senere ble teknikken tatt i bruk ved samtlige norske sulfidmalmgruver som var i drift (Grong Gruber, Sulitjelma Gruber, Løkken Verk, Skorovas Gruber, Røros Kobberverk, Bleikvassli Gruber).

Hensikten med å ta i bruk denne deponeringsteknikken var å redusere omfanget av forvittringsprosessene i deponiet ved å bruke vann som oksygenbarriere. I internasjonal sammenheng var dette nytt på den tiden. Som deponiområder ble det tatt i bruk anlagte dammer, innsjøer og deler av innsjøer. I årene som har gått siden oppstart har en innhentet mange erfaringer mht effekter både under driften og i en rekke år etter at deponering opphørte. Erfaringene gjelder både avgang med lavt svovelinhold (<5 %) og høyt svovelinhold (>30 %). Utvikling av modeller for beregning av hvordan vannkvaliteten vil utvikle seg etter stans i deponering har vært nødvendig. Ved flere deponier har en nå flere års erfaringsdata som er benyttet til å sammenligne beregnede data med målte.

Som en konklusjon kan sies at deponering i ferskvann ikke er problemfritt. Men den største fordelene er at erfaringen har vist at en greier å ha kontroll med tungmetallutløsningen vha denne teknikken og særlig etter opphør av deponering. Tungmetalltransporten fra deponiet er imidlertid svært avhengig av avfallets sammensetning, egenskaper og vannkvalitet i deponiet. Av de problemer en har hatt må nevnes de som er knyttet til partikkelforurensning. Erfaringen viser at det er enklest å kontrollere partikkeltransporten når deponeringen foretas i dammer. Dersom innsjøer skal benyttes bør det være liten vannutskifting i innsjøen og påvirkningen av vindkrefter bør ikke være for stor.

Undersøkelser har vist at store metall- og mineralressurser i Norge befinner seg nær kysten. Det er derfor at alternativet med sjødeponering av avgang vurderes og utredes. Dette krever omfattende konsekvensutredninger som favner de vesentligste utfordringene i forhold til

miljørisiko. Det krever bredspektret kompetanse og kunnskap både innenfor naturfaglige og tekniske områder. Hvis sjødeponering av avgang velges er det behov for god kunnskap om stedsspesifikke naturforhold. Det bør etableres et sett med kravspesifikasjoner i forhold til miljø. Ett åpenbart krav er å bruke til en hver tid best tilgjengelig teknologi.

Sjødeponering av gruveavgang har pågått nasjonalt og internasjonalt i mer enn 30 år, slik at det er allerede etablert en betydelig erfaringsdatabase. Dette gjelder både design av utslippsarrangementer, konsekvensutredninger og overvåking. Likevel er det identifisert en rekke sentrale kunnskapsbehov knyttet til sjødeponering. De aller fleste sjødeponeringsprosjektene som er rapportert har blitt vurdert som miljømessig akseptable i de tilfellene resipienten har vært egnet og at best tilgjengelig teknologi er brukt ved design av utslippsarrangement. De prosjektene som har vært mislykket har manglet en konsekvensutredning som har som mål å fange opp miljørisikoaspektene og alle usikkerhetene på forhånd.

Det eksisterer en stor kunnskapsdatabase knyttet til Island Copper Mine på Vancouver Island som praktiserte deponering av avgang til en fjord over en periode på 23 år. Et omfattende overvåkningsprogram har gitt oss mye innsikt i hvordan finkornet avgang spres og hvordan avgang influerer på det marine økosystemet. I forbindelse med planlagt utvinning av molybden i Quartz Hill i Alaska ble sjødeponering av avgang utredet. Det ble gjort en meget omfattende konsekvensutredning og resultatene fra denne vil være nyttig ved fremtidige utredninger om sjødeponering.

Begge disse prosjektene omfatter deponering av svært store mengder masse, henholdsvis 12 mill tonn og 24 mill tonn avgang pr. år til fjordsystemer som er svært likt norske fjorder. Utslippene i disse tilfellene var på ca. 50 m dyp (relativt grunt), sammenlignet med for eksempel utslippet fra Titania til Dyngadjupet (-113 m) og det planlagte utslippet til Førdefjorden fra Nordic Mining (- 300 m).

De viktigste forutsetningene for sjødeponering av avgang er at:

1. Avgangsmassen tilsettes sjøvann slik at forholdet mellom ferskvann, sjøvann og avgang gir en egenvekt på suspensjonen i avgangsledningen som er høyere enn egenvekten i sjøvannet avgangen ledes ut i. Følgelig vil avgangsskyen ("plumen") synke mot sjøbunnen. Det er en forutsetning at finfraksjonen i avgangen beveger seg som en tetthetsstrøm langs bunnen i stedet for at transporten skjer høyt oppe i vannmassen.
2. Suspensjonen i avgangsledningen må ikke inneholde luftbobler. Det vil føre til at luftboblene stiger oppover i vannmassen fra utslippsrøret og vil frakte små partikler helt til overflaten. På avgangsledningen må det derfor monteres en avluftningsenhet.
3. Det forutsettes at innholdet av sulfid (og dermed tungmetaller) i avgangen er lavt
4. Avgangen bør ikke inneholde vannløslige toksiske komponenter, og ved oppredningen av malmen bør det anvendes kjemikalier som er lett nedbrytbare. Gruveselskapene bør også tilstrebe å optimalisere tilsatsen slik at minst mulig kjemikalier følger avgangen.
5. Slurryen med avgang bør ha en høy faststoff- prosent (> 30 %).
6. Deponeringsstedet må være geoteknisk stabilt (for eksempel unngå oppbygning av undersjøiske deponier på skrånende bunn).

Disse forutsetningene bidrar til at sjødeponeringen blir mest mulig forutsigbar med hensyn til miljøeffekter. Det er også noen andre kritiske faktorer som bidrar til å redusere negative miljøeffekter av sjødeponering:

- valg av utslippsdyp i forhold til tetthetssjikt i vannmassen
- kjennskap til naturgrunnlaget i utslippsområdet (bunnforhold og hydrofysiske forhold slik som saltholdighet, temperatur og strøm, oksygeninnhold, økologiske forhold (arts mangfold, rødlistarter) og brukerinteresser (gyte- og oppvekstområder for fisk, fiskeri- og oppdrettsinteresser))
- bruke egnethetskriterier og akseptkriterier
- gjennomføre konsekvensutredninger og overvåking

Overvåking er en sentral forutsetning fordi det gir muligheter for å justere og optimalisere utslippet av avgang for å minimere miljøeffektene. Et overvåkningsprogram bør være så omfattende at det levner liten tvil om resipientforholdene blir slik som forutsatt og utviklingen i resipienten blir som forventet. Hvis overvåkingsresultatene viser helt andre trender, og at denne utviklingen ikke lar seg endre ved avbøtende tiltak, bør i verste fall virksomheten opphøre og utslippet stoppes.

Det er en betydelig mengde kjemikalier i bruk i forbindelse med virksomheter hvor flotasjon inngår. Dette omfatter både organiske og uorganiske forbindelser. Med få unntak er kjemikalierne som nå tillates brukt lett nedbrytbare og lite toksiske. Men volumene av kjemikalier som brukes er store og selv om langt fra alt følger avgangen til resipienten så er det viktig å modellere eller i beste fall måle hvilke resipientkonsentrasjoner man kan forvente i forskjellig avstand fra utslippspunktet.

Videre bør behovet for å gjøre økotoksikologisk testing av kjemikalier vurderes hvor man tar i bruk testorganismer som er mest mulig relevant for de lokale forhold og hvor man tester på realistiske resipientkonsentrasjoner. Lærdom fra kjemikaliehåndteringen og rutiner og systemer i offshoreindustrien bør også vurderes i mineralindustrien.

Summary

Title: Mining industry and tailing disposal. Status, environmental challenges and gaps of knowledge

Year: 2010

Authors: Jens Skei, Eigil Iversen, Torstein Kristensen, Karl Jan Aanes, NIVA

Jan Helge Fosså, Terje van der Meeren, HI

Tor Jensen, DNV

Henrik Rye, SINTEF

Mads Løkeland, Norges Naturvernforbund

Maria Thornhill, NTNU

Reidulv Bøe, NGU

Trygve Dekko, Multiconsult AS

Marius Dalen, Bellona

Harald Sørby, Glenn Storbraaten, Grethe Braastad, Klif

Source: Norwegian Institute for Water Research

Mining of metals, minerals and precious stones creates environmental challenges. There is need of comprehensive and long lasting environmental solutions regarding management of waste products such as waste rock (coarse material) and tailings (fine grained material). Mining of metals and minerals includes extraction of a few percent of the ore, causing a large volume of waste material. Historically, waste rocks have been disposed on land, close to the mine, assuming that the waste rock cannot be utilized. If seepage from the pile of waste rock is handled, waste rock is not considered a problem assuming that the waste rock does not contain sulfidic ores.

Fine grained tailing has traditionally been disposed in artificial dams or natural lakes. Norway and Canada has a long tradition concerning sub aquatic disposal of tailings from sulfidic mines and the lessons learned is that sub aquatic disposal reduces the oxidation of sulfides and formation of acid water and elevated levels of dissolved metals. Disposal of tailings in artificial dams which are permeable has shown to cause problems regarding dust during dry seasons and leakage of metals during wet seasons.

In Norway the problem regarding disposal of mine tailings from sulfidic ores was early recognized. About 1960 the first plans for sub aquatic disposal were made. The disposal site at Hjerkinns was established in 1969. Later the technique was implemented at all mines in Norway with sulfidic ores. The objective of sub aquatic tailing disposal was to slow down the weathering process, using water as an oxygen barrier.

Internationally, this was a new approach. As disposal sites artificial dams and natural lakes, or part of lakes, were used. During many years of experience a lot of data on effects have been collected through monitoring programmes, also after closing of the mines. The experience is related both to sulfidic ores with low sulphur content (<5 %) and high sulphur content (> 30%). Development of model tools to predict the water quality has been a necessity.

As a conclusion, it should be emphasized that sub aquatic disposal in dams and lakes is not straight forward. The largest benefit is related to control of metal mobilization. The transport of metals from disposal sites depends on the chemical composition of the tailings and other physio- chemical properties. Problems regarding transport of particles are a challenge which is managed more easily in dams compared to lakes. Shallow lakes exposed to wind create often problems.

Investigations have shown that several ore deposits are located near the Norwegian coastline. As a consequence sea disposal of tailings has to be considered and evaluated. Comprehensive environmental impact assessments (EIAs) are required. There is a need of multidisciplinary competence within natural as well as technical science. If sea disposal will be accepted, site specific knowledge and use of best available techniques (BAT) will be crucial.

Sea disposal of tailings has been implemented nationally and internationally for more than 30 years. Experience regarding outfall design, EIAs and monitoring has been collected. However, gaps of knowledge have been identified. A majority of the sea disposal projects has been considered acceptable from an environmental point of view in those cases where disposal has taken place in locations which are suitable and BAT has been implemented regarding outfall systems. Non-successful projects lack EIAs, which are supposed to identify environmental risks and uncertainty ahead of the project implementation.

The largest database connected to sea disposal of mine tailing is the Island Copper Mine (ICM) at Vancouver Island, where tailings were disposed in a fjord during a period of 23 years (annual disposal of 12 mill tons tailing per year). The monitoring programme has provided a lot of information about dispersal of fine tailings and ecological impacts in the fjord. The most comprehensive EIA for mining industry was carried out in Alaska related to plans of establishing a molybdenum mine at Quartz Hill (planned for disposal of 24 mill tons tailing per year). The disposal at ICM took place at – 50 m (relatively shallow) compared to the sea disposal from Titania in Norway at – 113 m and a planned sea disposal project on the west coast of Norway at – 300 m depth.

The most important suppositions for sea disposal are:

- The tailing should be mixed with seawater to achieve a density of the suspension exceeding the density of the seawater where the tailing is disposed. Accordingly, the tailing plume will sink towards the bottom. It is a supposition that the fine particles in the tailing moves as density current along the sea floor instead of dispersal higher up in the water column.
- The tailing suspension should not contain air bubbles. A system to reduce entrainment of air into the tailing pipe should be installed to avoid air bubbles bringing fine particles to the surface.
- It is assumed that the level of sulfides and metals in the tailing are low.
- The tailing should not contain soluble toxic compounds. The flotation reagents and flocculation compounds to be used should be easily degradable. The mining companies should put an effort into minimizing the use of chemicals.
- The tailing slurry should contain minimum 30 % solids.
- The site where the disposal takes place should be geotechnically stable to avoid unexpected submarine slides.

These suppositions contribute to predictable sea disposal with respect to environmental risks. There are also some additional critical factors which contribute to reduction of environmental risks:

- Selection of depth of disposal with respect to water stratification.
- Knowledge of site specific conditions (bottom topography, hydro- physical conditions like salinity, temperature, currents, oxygen levels and ecological status like biodiversity and threatened species as well as user interests like spawning areas, fishery and aquaculture).
- Use of criteria for suitability and accept criteria.
- Carry out EIAs and monitoring.

Monitoring is an important element as monitoring results allow adjustments and optimisation of discharge design to minimize environmental effects. A monitoring programme should be comprehensive to assure that the effects of the sea disposal develop as planned. If the environmental responses develop differently actions should be taken and if necessary the disposal should terminate.

The mining industry uses large quantities of chemicals, if flotation is involved in the process. The chemicals include both organic and inorganic substances. Except from a few chemicals, the majority of the chemicals are degradable and non-toxic. However, the volumes involved are large and it is important to model the concentrations of chemicals in the influence zone. Ecotoxicological tests at realistic recipient concentrations in the water will document the environmental risk.

1. Innledning

Norsk bergindustri har en lang historie som strekker seg flere hundre år tilbake. Aktiviteten på kisgruver varte fram til 1970-tallet, den siste ble lagt ned i 1995. Bergindustrien for øvrig, med bl.a. sand, pukk, stein, industrimineraler, jernmalm og kull på Svalbard, har vært preget av stor aktivitet.).

I løpet av den siste 10-årsperioden har oppmerksomheten rundt metaller og mineraler økt, og det er en optimisme i bransjen med tanke på framtida. Dette skyldes økt etterspørsel og periodevis gode priser. Dette har ført til økt letevirksomhet og antall mutinger (eller undersøkelsesrett, som det heter i henhold til den nye Mineralloven) har økt kraftig i Norge. Dette gjelder både norske og utenlandske gruveselskaper.

Ved etablering av ny virksomhet eller revitalisering av nedlagt virksomhet er det viktig å tilrettelegge slik at denne virksomheten kan skje i harmoni med samfunn og natur og andre næringer. Det er blitt påpekt i en rekke sammenhenger den siste tiden at prinsippet om samfunnsaksept er den viktigste forutsetning for at bergverksbransjen skal lykkes. Det innebærer at bransjen må finne gode løsninger for håndtering av avfall som er miljøakseptable og teknisk gjennomførbare. Her er spesielt håndtering av de store volumene av reststoffer (gråberg og avgang) og bruk av kjemikalier (flotasjons- og flokkuleringskjemikalier) en stor miljøutfordring. Muligheten for verdiskapning i denne bransjen er avhengig av miljøløsninger som er langvarige (evighetsperspektiv). Driftsperioden for en rekke foretak innen bergverk kan begrense seg til noen 10-år, i de tilfeller ressursen har begrenset omfang. Da er det viktig at den teknologien som anvendes for å ta ut ressursen og håndtere avfallet gir færrest mulig miljøproblemer.

For å velge de riktige miljøløsningene trengs kunnskap og innsikt i bergindustriens tekniske utfordringer. Kunnskap kan erverves gjennom bruk av eksisterende viten fra nasjonale og internasjonale virksomheter. I den grad erfaringsgrunnlaget ikke er godt nok må ny viten framskaffes gjennom FoU- programmer. Beslutningstagerne er avhengig av å ta beslutninger som er forsknings- og kunnskapsbaserte. Vanligvis vil store prosjekter i bergindustrien utløse konsekvensutredninger (basert på størrelsen av masseuttaket eller arealer som vil bli berørt). Slike prosesser er kunnskaps- og ressurskrevende, men helt nødvendige for at konsekvenser for miljø, samfunn og naturressurser kan belyses tilstrekkelig.

2. Rammene for arbeidet

I forbindelse med Klifs håndtering av bergverkssaker er det viktig å sammenstille kunnskapen om miljøløsninger for gruve- og bergverksbransjen i en rapport som kan brukes som et referansedokument i Klifs saksbehandling. I tillegg vil etableringen av en ressursgruppe være en faglig støtte i Klifs arbeid.

Rapporten og ressursgruppens engasjement skal i hovedsak begrense seg til *ny virksomhet*. Fokuset skal være på avgangsdeponering, og spesielt vektlegge sjødeponering, ettersom erfaringer med sjødeponering er mer begrenset enn deponering i ferskvann. I tillegg skal arbeidet ta for seg bruken av kjemikalier i bransjen og konsekvenser for miljøet. Det er således hovedsakelig de vannrelaterte miljøutfordringene som er belyst.

Det er likevel viktig å samle erfaringer fra miljørelatert arbeid generelt i tilknytning til nedlagte gruver og bergverk. Ettersom det er ingen kisgruver i drift i Norge i dag kommer erfaringsmaterialet fra nedlagt virksomhet. I den grad det vil være aktuelt med landdeponering av kisholdig avgang i

fremtiden er det viktig å ha en oversikt over alternative metoder for å håndtere miljøproblemene på (for eksempel ulike teknikker for å ta hånd om avrenning av surt og metallholdig vann). Dette er et komplekst og stort felt som ikke er drøftet i detalj i denne rapporten, men som krever en egen utredning.

Avfallsminimering og renseteknologi for avrenning er viktige tema i denne bransjen og dette bør flagges som et forsknings- og innovasjonstema innenfor miljøteknologi.

Arbeidet skal identifisere de viktigste miljøutfordringene og samtidig vurdere om det er tilstrekkelig kunnskap til å kunne rangere dem med hensyn til miljørisiko. I tillegg skal arbeidet vurdere alternative tekniske løsninger (for eksempel utslippsarrangementer, bruk av flokkuleringsmidler for å begrense spredning av finstoff i vann etc.) som vil være nyttig både for bransjen og forvaltningen.

Rapporten inneholder også en omfattende referanseliste i tillegg til en bibliografiliste om deponering av gruveavgang og kjemikalibruk.

3. Oversikt over relevant regelverk

3.1 Forurensningsloven

Forurensningsloven av 13. mars 1981 nr. 6 har til formål å verne det ytre miljø mot forurensning og forsøpling. Tilførsel av fast stoff, væske eller gass til luft, vann eller i grunnen samt støy og rystelser som er eller kan være til skade eller ulempe for miljøet, anses som forurensning. Med forsøpling menes kasserte løsøre, gjenstander eller stoffer som er skjemmende, til skade eller ulempe for miljøet. Utgangspunktet i forurensningsloven er at det er forbudt å forurense og forsøple med mindre det er lovliggjort enten gjennom tillatelse eller unntak i forskrift gitt i medhold av forurensningsloven. Forurensningsmyndigheten kan fastsette vilkår i tillatelsen. Tillatelsene som gis etter forurensningsloven fastsetter normalt utslippsgrenseverdier for forurensende stoffer, der hvor virksomheten har utslipp av betydning av disse stoffene.

Se <http://www.lovdata.no/all/hl-19810313-006.html>

3.2 Produktkontrollloven

Produktkontrollloven av 11. juni 1976 nr. 79 skal forebygge at produkter medfører helseskade eller miljøforstyrrelse i form av forstyrrelser i økosystemer, forurensning, avfall, støy o.l. Loven kommer til anvendelse på produksjon, herunder utprøving, innførsel, omsetning, bruk og annen behandling av produkt. Med produkt menes råvare, hjelpestoff, halvfabrikat og ferdig vare av ethvert slag. Alle som har befatning med produkter skal vise aktsomhet og treffe rimelig tiltak for å unngå helseskade eller miljøforstyrrelse. Loven skal blant annet sikre at samfunnet får tilstrekkelig kunnskap om helse- og miljømessige virkninger av ulike produkter, og produsent er nærmest til å kjenne disse virkningene. Det er derfor en plikt for produsent å skaffe seg slik kunnskap om sitt produkt slik at denne kan vurdere om det medfører uheldige helse og miljøvirkninger. Virksomhet som bruker produkt med innhold av kjemisk stoff som kan medføre de nevnte virkninger, skal vurdere om det finnes alternativ som medfører mindre risiko for slik virkning. Dette omtales som substitusjonsplikten.

Se <http://www.lovdata.no/all/hl-19760611-079.html>

3.3 Avfallsforskriften kap. 9 – deponering av avfall

Det fremgår av § 9-2 at bestemmelsene i dette kapitlet ikke gjelder for

..

b) ... ordinært inert gruve- og steinbruddsavfall.

Se <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20040601-0930.html>.

3.4 Mineralavfallsdirektivet

Mineralavfallsdirektivet er under implementering i norsk rett, og det er foreslått at direktivet kommer inn som et kapittel i avfallsforskriften. Direktivet skiller mellom deponering i sjø og på land og vil omfatte begge disse formene for deponering. Deponering av mineralavfall i sjø/vannforekomst skal reguleres i henhold til miljømålene etter vannforskriften. For landdeponier skal deponiene klassifiseres bl.a. etter type avgangsmasse.

Se <http://www.regjeringen.no/nb/sub/europaportalen/eos-notatbasen/notatene/2004/nov/mineralavfallsdirektivet.html?id=523719>

3.5 Vannforskriften

Formålet med forskriften er å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene. De ulike vannregionmyndighetene skal sørge for karakterisering av vannforekomstene og utarbeide forvaltningsplaner. Målsetningen er at vannforekomstene minst skal ha god økologisk og god kjemisk tilstand. Forskriften åpner for i § 12 for ny aktivitet eller nye inngrep. Dette kan gjennomføres selv om det medfører at miljømålene i § 4 - § 6 ikke nås eller at tilstanden forringes, dersom dette skyldes a) nye endringer i de fysiske egenskapene til en overflatevannforekomst eller endret nivå i en grunnvannforekomst, eller b) ny bærekraftig aktivitet som medfører forringelse i miljøtilstanden i en vannforekomst fra svært god tilstand til god tilstand – nærmere definerte vilkår må i tillegg være oppfylt.

Se <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20061215-1446.html>

3.6 Forurensningsforskriften kapittel 30

For bedrifter som produserer pukk, grus, sand og singel gjelder forurensningsforskriftens kapittel 30. Der er satt krav til skjerming og støvdempende tiltak, herunder at borerigger skal ha støvavsug med rensing. Utstyr skal være innebygget eller ha vannpåsprøyting. Videre er det satt grenser for støvnedfall og utslipp av suspendert stoff til vann, og det er krav som gjelder resipienten. Bedriftene har støykrav, og skal gjøre målinger og føre journal. Dersom virksomheten genererer mineralavfall som lagres i mer enn 3 år eller deponeres skal det lages en plan for håndtering av dette avfallet. Planen skal kunne forelegges forurensningsmyndigheten ved tilsyn.

Se <http://www.lovdata.no/for/sf/md/xd-20040601-0931.html#map084>

3.7 Kjemikalierregelverk

Farlige kjemiske stoffer og produkter som produseres eller innføres til Norge i mengder på 100 kg eller mer per år for privat eller yrkesmessig bruk, skal meldes inn (deklarerer) til Produktregisteret. Opplysningene gir myndighetene oversikt over de kjemiske stoffene som brukes i Norge. Opplysningene brukes i arbeidet med å redusere bruk, eksponering/skade og utslipp av helse- og miljøfarlige stoffer. Offentlig informasjon fra produktregisteret finnes på <http://www.pib.no/>

1. juni 2007 trådte REACH-forordningen i kraft. Hovedformålet med forordningen er å oppnå bedre beskyttelse av helse og miljø i EU/EØS ved å få bedre kontroll med

produksjon, import, bruk og utslipp av kjemiske stoffer. Dette skal oppnås ved en systematisk registrering av kjemikalier som er på markedet, der det stilles krav til kjemikaliers helse- og miljøeffekter. Bruken av de farligste kjemikaliene er det enten satt begrensninger på, eller de underlegges strenge krav til godkjenning. Industrien får hovedansvar for å vurdere sine kjemikalier, foreslå og sette i verk sikkerhetstiltak ved bruk og sørge for informasjon gjennom alle leddene i forsyningskjeden (produsenter, importører, distributører og nedstrømsbrukere).

Se <http://www.klif.no/naringsliv/Kjemikalier regelverket-REACH/Mer-om-REACH/>

3.8 Plan- og bygningsloven

Forskrift om konsekvensutredninger etablerer en plikt om konsekvensutredning for uttak malmer, mineraler osv. (etter nærmere angitte terskelverdier).

Tiltak som omfatter større deponier på land og i sjø skal nærmere vurderes for konsekvensutredninger, jfr. forskrift om konsekvensutredninger § 4.

Tillatelse etter forurensningsloven kan ikke gis i strid med vedtatte arealplaner/reguleringsplaner i den aktuelle kommune, og uten samtykke fra kommunen.

Se <http://www.lovdata.no/all/nl-19850614-077.html>

3.9 Naturmangfoldloven

Naturmangfoldloven av 1. juli 2009 har som formål å ta vare på og sørge for bærekraftig bruk og vern av det biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold, i tillegg til økologiske prosesser. §8 sier at offentlige beslutninger som berører naturmangfoldet så langt det er rimelig skal bygge på vitenskapelig kunnskap om arters bestandssituasjon, naturtypers utbredelse og økologiske tilstand, samt effekten av påvirkninger. Kravet til kunnskapsgrunnlaget skal stå i et rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet. I §§ 9 og 10 presiseres føre var prinsippet. Foreligger en risiko for alvorlig eller irreversibel skade på naturmangfoldet, skal ikke mangel på kunnskap brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate å treffe forvaltningstiltak. En påvirkning av et økosystem skal vurderes ut fra den samlede belastning som økosystemet er eller vil bli utsatt for.

Se <http://www.lovdata.no/all/nl-20090619-100.html>

3.10 Nasjonale laksefjorder

Det er opprettet 29 nasjonale laksefjorder. Formålet er å gi et utvalg av de viktigste laksebestandene i Norge en særlig beskyttelse mot skadelige inngrep og aktiviteter i vassdragene og mot oppdrettsvirksomhet, forurensning og munningsinngrep i de nærliggende fjord- og kystområdene.

3.11 NVEs regelverk

NVEs regelverk kan være relevant i tilknytning til en del tiltak ved gruvevirksomhet. Dette gjelder bl.a. krav til sikkerhet og klassifiseringssystemer som følger av damforskriften. Mer informasjon finnes på www.nve.no.

3.12 Matloven

Matloven er relevant i den grad virksomheten påvirker matressursene. Dette kan være aktuelt i forhold til mattrygghet knyttet til sjømat generelt, og helse og velferd for dyr i akvakulturanlegg.

4. Status vedrørende deponering av gråberg og avgang

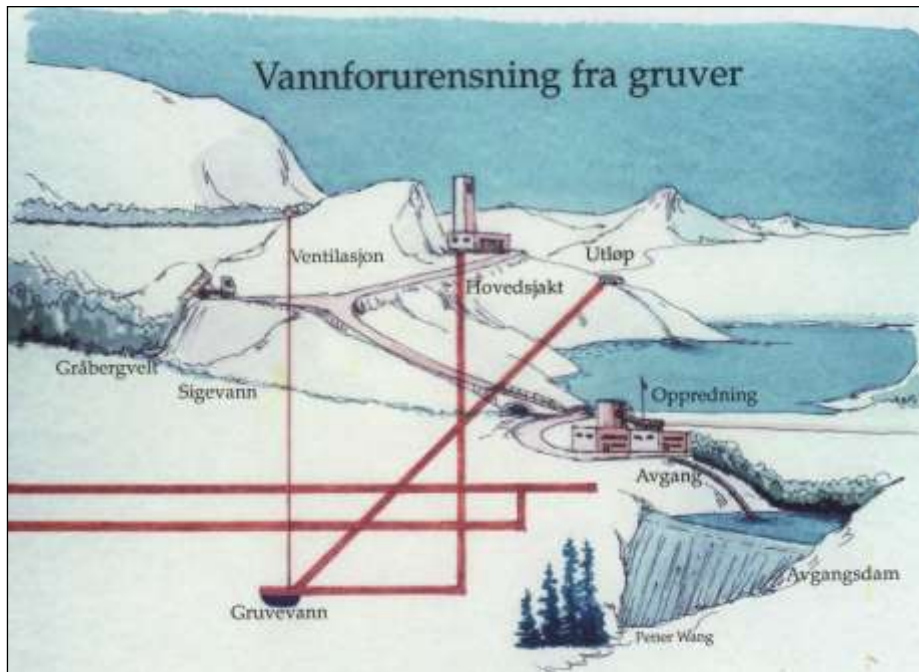
Med status menes vår kunnskapsplattform og erfaringer (nasjonalt/internasjonalt) om avfallshåndtering i bergverksindustrien (stein og puk, metaller og mineraler). Statusen omfatter vår erfaring fra deponering av gråberg (vrakstein) og avgang (definert her som finere enn grus, - <20 mm) i innsjøer eller kunstige dammer på land og i grunne eller dype sjøresipienter.

4.1 Deponering av gråberg og avgang på land i Norge

Bergverksdrift medfører et behov for deponering av ikke utnyttbart materiale enten i form av såkalt gråberg (vrakstein) eller som nedmalt prosessavfall fra en oppredningsprosess. Avfallet kalles oppredningsavgang eller bare avgang. Sige vann fra slike deponier kan ha svært forskjellige egenskaper avhengig av en rekke forhold som har sammenheng med type bergverk, oksidmalm, sulfidmalm eller industrimineraler. Deler av bransjen, slik som for eksempel byggeråstoff- og natursteinsbransjen, har også utfordringer å finne gode anvendelser og deponiløsninger for gråberg, finstoff og vrakstein.

Avrenning fra gråbergdeponier kan være en stor forurensningskilde i mange områder og særlig der hvor det er dagbruksdrift. Slik drift innebærer behov for å deponere store avfallsmengder. I Norge har driften ved sulfidmalmgruvene stort sett pågått som underjordsgruver. Av den grunn er det relativt lite avfall som er deponert. Miljøproblemene har vært knyttet til avrenning fra bergvelter. Dette gjelder en type bergvelter som vi ikke vil få ved en moderne gruve idet problemavfallet kommer fra gamle teknikker med dårlig virkningsgrad som ikke lenger er i bruk. Avfallet har et forholdsvis høyt innhold av sulfider. De områdene hvor det er størst problemer knyttet til metallavrenning fra bergvelter i Norge er Løkken Verk, Folldal Verk, Killingdal gruve og Kjøligruve. Ved de to siste er det gjennomført tiltak. Det er svært kostbart og komplisert å gjennomføre effektive tiltak i etterkant dersom en får problemer med utviklingen i vannkvaliteten i sige vannet fra en bergvelte. Av den grunn er det meget viktig å lage gode prognoser for hvordan vannkjemien vil utvikle seg ved slike kilder. Det pågår omfattende forskningsprosjekter på dette feltet og en har etter hvert også fått gode verktøy for å lage slike prognoser (MEND, 2009). I hht Mineralavfallsdirektivet er det et krav i forbindelse med konsekvensutredninger å gjennomføre slike prognoser.

Figuren nedenfor viser en prinsippskisse for forurensningskilder ved et bergverk (underjordsgruve).



De største miljøproblemene er knyttet til virksomheter der det har vært drift på sulfidmineraler. Dette har sammenheng med sulfidmineralenes forvitringsegenskaper som forårsaker frigjøring av metaller. I Norge har også noen andre typer bergverk forårsaket ulike miljøproblemer. I Norge har en etter hvert fått god oversikt over miljøsituasjonen ved de viktigste bergverkene både ved de som i dag er nedlagte og de som fortsatt er i drift. Miljøundersøkelsene ved de fleste startet på 1960-tallet, men en har også eksempler på at enkelte gruveselskaper foretok miljøundersøkelser langt tidligere i egen regi som en følge av den skade virksomhetene forårsaket. I løpet av de siste 50 år har en således innhentet mye dokumentasjon om miljøeffekter i forbindelse med avfallsdeponering med avløp til ferskvannsresipienter.

Når en skal vurdere bergverksindustriens miljøproblemer er det viktig å være klar over den store teknologiske utviklingen det har vært innenfor denne bransjen. Dette gjelder spesielt innenfor sulfidmalmdrift. Det avfallet som genereres i dag er svært forskjellig fra det som ble generert bare for noen tiår tilbake. Oppredningsprosessene har blitt mer effektive og en søker også å utnytte større andeler av avfallet. Nye direktiver setter i mye større grad krav til planlegging, drift og ved nedleggelse av virksomhetene.

For nedlagt virksomhet har forholdet til kulturminneinteresser etter hvert også blitt et vanskelig tema å ta stilling til. Slike problemstillinger er satt på dagsorden både nasjonalt og internasjonalt. Dette stiller nye krav til håndtering av miljøutfordringer.

I det følgende vil vi foreta en kort gjennomgang av forurensningssituasjon og erfaringer som er gjort ved noen sentrale norske bergverk.

4.2 Sulfidmalmgruver i Norge

Metaller som nikkel, kobber, bly og sink forekommer i stor grad som sulfidmalmer (kis) i berggrunnen. I Norge har vi en rekke kisgruver som har eksistert i mer enn 100 år og som i flertall ble lagt ned på 1970-tallet – hovedsakelig på grunn av dårlig lønnsomhet. Selv om gruedriften har vært

avviklet har forurensningsproblemene vedvart og i mange tilfeller økt. Avrenning av surt og metallholdig gruvevann og sigevann fra velter og deponier har vært et stort problem for vannkvaliteten i mange elver og innsjøer og har hatt stor negativ innflytelse på økosystemet, og spesielt fisk, i disse vannforekomstene.

Nedenfor er det laget en beskrivelse av noen av de klassiske kisgruvene i Norge.

4.2.1 Folldal Verk

Kobbergruve, med driftsperiode 1748 – 1941 (Folldal sentrum)

Miljøutfordringene ved Folldal Verks anlegg er mangesidige. De største problemene er knyttet til avrenningen fra de eldste anleggene ved Folldal Hovedgruve i Folldal sentrum. Gjennomførte tiltak i 1992-1994 ga ingen effekt av betydning mht metallavrenning. De to største kildene er avrenning fra avfall i dagen (se foto nedenfor) og gruvevann (Iversen, 2009 a).



Folldal Hovedgruve i Folldal sentrum.

Foto: Eigil Iversen 2005

Gruveområdet er fredet av Riksantikvaren som et kulturminne. Dette begrenser tiltaksvalget i betydelig grad. Siden en ikke kan fjerne eller overdekke avfall i dagen eller tette det gamle dagbruddet der driften startet i 1748 (Tyskhole) gjenstår bare behandling av drensvann som eneste tiltaksmulighet. Tilførslene fra gruveområdet forurensar en forholdsvis lang vassdragsstrekning og kan følges et stykke nedover i Glåma.

Valg av behandlingsteknologi vil være avhengig av hvor langt en vil gå mht virkningsgrad og hvor stor økonomisk innsats en er villig til å sette inn.

Ved Folldal Verks siste gruve ved Tverrfjellet på Hjerkin er situasjonen en helt annen. Denne gruva var i produksjon fra 1968 til 1993. Folldal Verk var under planleggingen av det nye anlegget på Hjerkin klar over de tunge miljøproblemene i Folldal sentrum. De ønsket derfor å ta i bruk en helt ny deponeringsteknikk på Hjerkin ved å deponere avgangen under vann i en anlagt dam på den tidligere Hjerkinmyra. Hensikten var å begrense omfanget av forvitningsprosessene og ha bedre kontroll på spredningen av avgangspartikler. Dette viste seg å være et heldig og fremtidsrettet valg. På den tid var dette en helt ny deponeringsteknikk både i Norge og internasjonalt. Hjerkinndammen ble derfor det

første vanddekkede deponiet for sulfidholdig avgang i Norge. Sulfidinnholdet ble etter hvert lavt og under 5 % da verket produserte konsentrater av kobber, sink og svovelkis.

Det var forholdsvis små miljøproblemer under driften og i tiden etter at driften ble nedlagt på Hjerkin. Deponeringen foregikk hele tiden under akseptable rammer. Partikkeltransporten var ca 300 tonn/år fra deponiet under driften. Sett i forhold til den deponerte mengden på 300.000 tonn/år synes tapet beskjedent, men det forårsaket likevel effekter på bunndyrsamfunnene over en strekning på ca 2 km nedstrøms deponiet (Iversen et al., 1999 og 2005). Kjemikalieutslippet gjorde også at vannkvaliteten i Folla var meget forskjellig fra den opprinnelige ved at kalsium- og sulfatkonsentrasjonene var langt høyere enn naturlig på hele elvestrekningen i Folla ned til samløpet med Glåma. Utslipet av tungmetaller var beskjedent under driften og var for en stor del bundet til partikler. Etter at deponering opphørte ble vannkvaliteten raskt nær den opprinnelige også ved den nærmeste stasjonen i Folla nedstrøms Hjerkinndammen (se foto nedenfor).



Hjerkinndammen under driften. Foto: Rolf Tore Arnesen, 1990.

Den metalltransporten en har hatt fra deponiet i årene etter at deponering opphørte har hatt sin årsak i kilder utenfor dammen ved at det hele tiden har vært en tilførsel fra Jernbanestollen der lasteanleggene er. Etter at gruva fikk overløp på Jernbanestollnivå har bidraget herfra økt en del. Det pågår for tiden tiltaksvurderinger her. Det ble satt ut fisk i dammen allerede i 1993. Dammen har i årene etter vært benyttet som bade- og sportsfiskedam og betraktes i dag som en perle i landskapet. For å stabilisere overflatelaget ble avgangen i det siste året tilsatt store mengder kalk. Sedimentet er nå fast å gå på.

NIVA utviklet en beregningsmodell for å vise hvordan metallkonsentrasjonene i dammen ville utvikle seg over tid (Arnesen et al., 1993 og 1997). Modellen tar utgangspunkt i at forvittringsprosessene i avgangen er begrenset av transporten av luft gjennom vannfasen og at transporten av forvittringsprodukter fra sedimentet ut i de frie vannmassene foregår vha diffusjon. I dette tilfelle er imidlertid de utenforliggende kildene vesentlig større enn bidraget fra avgangen.

4.2.2 Grong Gruber

Grong Gruber i Røyrvik kommune var den andre sulfidmalmgruva der en deponerte avgang under vann. Det var drift ved to gruver Joma gruve ved østenden av Huddingsvatn som var hovedgruva og Gjersvika gruve ved Limingen. Driften pågikk i årene 1972-1997. Avgangen fra verket ble deponert i østre Huddingsvatn. Det ble bare produsert konsentrater av kobber og sink. Svovelkisen ble deponert i

østre Huddingsvatn sammen med den øvrige avgangen. Svovelinnholdet i avgangen ble derved omkring 30 %. Bildet nedenfor viser Huddingsvatn sett fra østenden av innsjøen.



Huddingsvatn. Deponiområdet i østre Huddingsvatn nærmest. Foto: Eigil Iversen, 2002.

Da driften ble startet i 1972 visste en lite om konsekvensene av en slik deponeringsløsning. En regnet med at ved å deponere under vann ville en ha kontroll på tungmetallutløsningen. En hadde lite med praktisk erfaring mht teknisk løsning av deponeringen og virkningene av en slik deponering på et innsjøsystem. Før gruvedriften startet var Huddingsvatn et meget godt fiskevann kjent for sitt gode ørretfiske. En forutsatte at avgangen ville sedimentere i den østre delen delvis pga av grunne terskler mellom østre og vestre Huddingsvatn.

Få år etter at deponeringen startet ble det konkludert med at en hadde store problemer med partikkeltransport fra deponiområdet og ut til vestre Huddingsvatn og Huddingselva. Undersøkelser med elektronmikroskop med EDAX viste at relativt store partikler (250 μm) ble transportert flere kilometer nedover vassdraget til utløpet av neste innsjø Vektarbotn. Det ble gjort endringer i utslippsarrangementet og testet settlingskjemikalier. En av ulempene med Huddingsvatn sett i deponeringssammenheng er at innsjøen er meget vindpåvirket. Ofte går vinden i øst-vestlig retning og rører opp vannmassene helt ned til største dyp, ca 30 m. I deponiområdet er største dyp ca 20 m. Det ble konstatert en snikende forurensningseffekt som artet seg slik at vegetasjonen i de grunne områdene forsvant (brasmegras) og at marfloa som var et viktig bunndyr også forsvant. Det var alltid fisk i innsjøen både østre og vestre Huddingsvatn, men fangstene avtok og det ble ikke lenger fanget stor fisk etter 1975. En merket etter hvert at det også festet seg avgangsslam på garnene.

Utviklingen i priser og kostnader gjorde at produksjonen ble doblet i løpet av noen år. Utviklingen førte til at gruveselskapet ble nødt til å gjennomføre et avstengningstiltak der tersklene mellom østre og vestre Huddingsvatn ble fylt igjen. Det ble bare åpning over en flytende luke ved terskelen som lå lengst vekk fra utslippsstedet, det såkalte Vestersundet. De to største tilløpselvene til østre Huddingsvatn ble ledet utenom østre Huddingsvatn og direkte til vestre Huddingsvatn.

Partikkeltransporten til vestre Huddingsvatn var aldri spesielt stor. Siktedypet ble redusert fra ca 15 meter til ca 6-7 meter, men mengdene var tilstrekkelige til å forårsake effekter som i alle år før tiltaket viste seg å være økende.

Fra 1990 etter at tiltaket var gjennomført ble det en gradvis forbedring av miljøtilstanden. Situasjonen ble fulgt opp fram til 2002, 5 år etter nedleggelse av driften. Situasjonen i Huddingselva var da tilnærmet normal, men en kunne fortsatt ikke påvise marflo i magen på fisk tatt i vestre Huddingsvatn. En observerte at vegetasjonen var i ferd med å komme tilbake i de grunne områdene i vestre Huddingsvatn (Iversen et al., 2004). Det ble aldri konstatert hva som var den egentlige årsaken til de skadelige effekter som ble påvist fram til 1990. Det ble antatt at en hadde med rent fysiske effekter å gjøre idet de knuste avgangspartiklene forårsaket biologiske effekter.

Tungmetallkonsentrasjonene i Huddingsvassdraget var aldri spesielt høye, men en observerte at de avtok etter at driften opphørte. I østre Huddingsvatn var metallkonsentrasjonene noe høyere enn i den vestre delen. Dette skyldes at avgangen forvitrer og avgir noe toverdig jern og sink. Hydrolyse av jernet forårsaker et mindre pH-fall i deponiområdet. Metallkonsentrasjonene var avtakende fram til siste observasjonsår i 2004 (Iversen, 2006).

NIVA gjennomførte en vurdering av å gjennomføre en overdekking av sedimentene i østre Huddingsvatn. I dette arbeidet ble modellen benyttet som nevnt foran. Denne kan også simulere effekten av en overdekking. Det ble konkludert med at kostnadene ved et slikt tiltak ikke ville stå i forhold til nytteverdien (Arnesen, 1998).

4.2.3 Sulitjelmfeltet

Kobber og svovelkis-gruve, driftsperiode fra 1887 – 1991.

Forurensningsproblemene er mangesidige og kompliserte i Sulitjelmfeltet i Fauske kommune.

Gruvene er lokalisert på begge sider av innsjøen Langvann i Sydgruvefeltet og Nordgruvefeltet (se foto under).



Gråbergvelte ved Jakobsbakken gruve, Sydgruvefeltet. Foto. Eigil Iversen, 2008.

Gruvene er i hovedsak vært drevet som underjordsgruver. Det er av den grunn relativt lite avfallsberg i området. Det avfallsberget som finnes produseres sur avrenning, men disse kildene er av liten betydning sett i forhold til tilførselene av gruvevann til Langvann. De største problemene er knyttet til gruvevannet i Nordgruvefeltet som er sterkt surt og metallholdig. Oppredningsprosessen ble lagt om i 1973. Fra 1974 ble det valgt å deponere avgangen under vann i Langvann. Det ble produsert konsentrater av kobber og sink, samt også svovelkis når det var mulig å få solgt den. Deponeringen foregikk tilfredsstillende fram til nedleggelsen i 1991. Det er vanskelig å vurdere hva avgangsdeponiet betyr i dag da andre kilder betyr vesentlig mer for forurensningssituasjonen. Det er likevel riktig å si at

forurensningsproblemene ville ha vært større dersom bedriften hadde fortsatt den deponeringspraksis de benyttet før 1974 ved at den sulfidholdige avgangen ble deponert på land rett utenfor oppredningsverket.

I dag er det fisk i Langvann (se foto nedenfor). Kobberkonsentrasjonene i innsjøen har avtatt noe siden nedleggelsen og så vidt mye at fisk overlever (Iversen et al., 2009). Under vannflaten er det en "ørken" biologisk sett. Næringsgrunnlaget for fisken er det som blir tilført fra overflatene og via noen rene tilløpselver.



Fangst av ørret og røye fra Langvatn, Sulitjelma. Foto: Torstein Kristensen, 2008

4.2.4 Løkken Verk

Kobbergruve med driftsperiode fra 1654 – 1987.

Løkken Verk i Meldal kommune har i ca 100 år vært den mest forurensende av sulfidmalmgruvene i Norge. Området har således en lang forurensningshistorie. Gruvevannet var fram til 1984 den i særklasse største forurensningskilden i området. Gruvevannet ble fram til 1984 pumpet direkte til Orkdalsfjorden gjennom en 3 mil lang rørledning for å avlaste Orkla. I 1984 ble pumpene stoppet og Wallenberg gruve ble fylt med vann ved naturlig tilsig. Det ble overløp i 1992. Bidraget fra gruva har etter den tid utgjort en mindre kilde. Avrenning fra avfallsberg og prosessavfall i gruveområdet er i dag den største forurensningskilde. Det er mange typer gruveavfall i området deponert over et lengre tidsrom på flere århundrer. Området er det område der det er deponert mest sulfidholdig gråberg og prosessavfall i Norge.

Det avfallet som har størst forurensningspotensial i området er avfallet fra siste driftsperiode fra 1974 til nedleggelsen i 1987. Dette avfallet er avgang fra oppredningsprosessen der en benyttet selektiv flotasjon for produksjon av konsentrater av kobber og sink, mens svovelkisen ble deponert sammen med den øvrige avgangen under vann i en kunstig anlagt dam, Bjønndalsdammen. Dette var det første deponiet i Norge der en deponerte avgang med høy sulfidinnhold (36 % S) under vann. Avgangen er meget reaktiv i luft. NIVA har fulgt opp vannkvaliteten i dammen mens deponering pågikk og i flere år etter at deponering opphørte. En har benyttet deponeringsmodellen som NIVA har utviklet for beregning av den fremtidige utvikling av vannkvalitet i deponiet etter opphør av deponering og sammenlignet med hva den virkelige utviklingen i vannkvalitet ble. Det ble funnet en meget god overensstemmelse (Arnesen et al., 1997, Iversen, 2001; 2006 og Thornhill og Bjerkeng, 2006).

Erfaringene fra deponiet i Bjønndalen er et godt eksempel på den store forskjellen mellom tidligere tiders deponeringspraksis som ble benyttet på Løkken og moderne deponeringsteknikk som deponering under vann i dag anses å være. I forurensningsbudsjettet for Løkken gruveområde betyr tilførslene fra avgangsdeponiet i Bjønndalen svært lite sammenlignet med de andre kildene til tross for at deponiet har det største forurensningspotensial i området.



Bjønndalsdammen sett fra damkronen. Foto: Maria Thornhill, NTNU, 2003.

4.2.5 Skorovas Gruber

Skorovas Gruber, som ble drevet av Elkem AS, ligger i Namsskogan kommune. Driften pågikk i årene 1952-1984. Fra 1976 ble oppredningsprosessen endret ved at en produserte konsentrater av kobber og sink vha selektiv flotasjon mens svovelkisen ble deponert sammen med den øvrige avgang i nærmeste innsjø, Dausjøen som opprinnelig var en naturlig tungmetallbelastet innsjø.

Forurensningssituasjonen nærmest eksploderte etter kort tid. Det viste seg at gruvevannskvaliteten utviklet seg i den sure retningen meget raskt. I tillegg produserte Gråbergtippen utenfor Grunnstollen et sigevann med betydelig surhet og metallinnhold. Dette ble hovedproblemene i den tiden driften varte og i 10 år etterpå. Problemet ble løst ved at vannstanden i gruva ble hevet nesten til toppen. Avløpet ble da tatt ut til en bekk som fører mot Skorovasselve. Tunnsjøen ble derved avlastet.

En besluttet også å flytte Gråbergtippen ned under vann i Dausjøen (se bildet under).



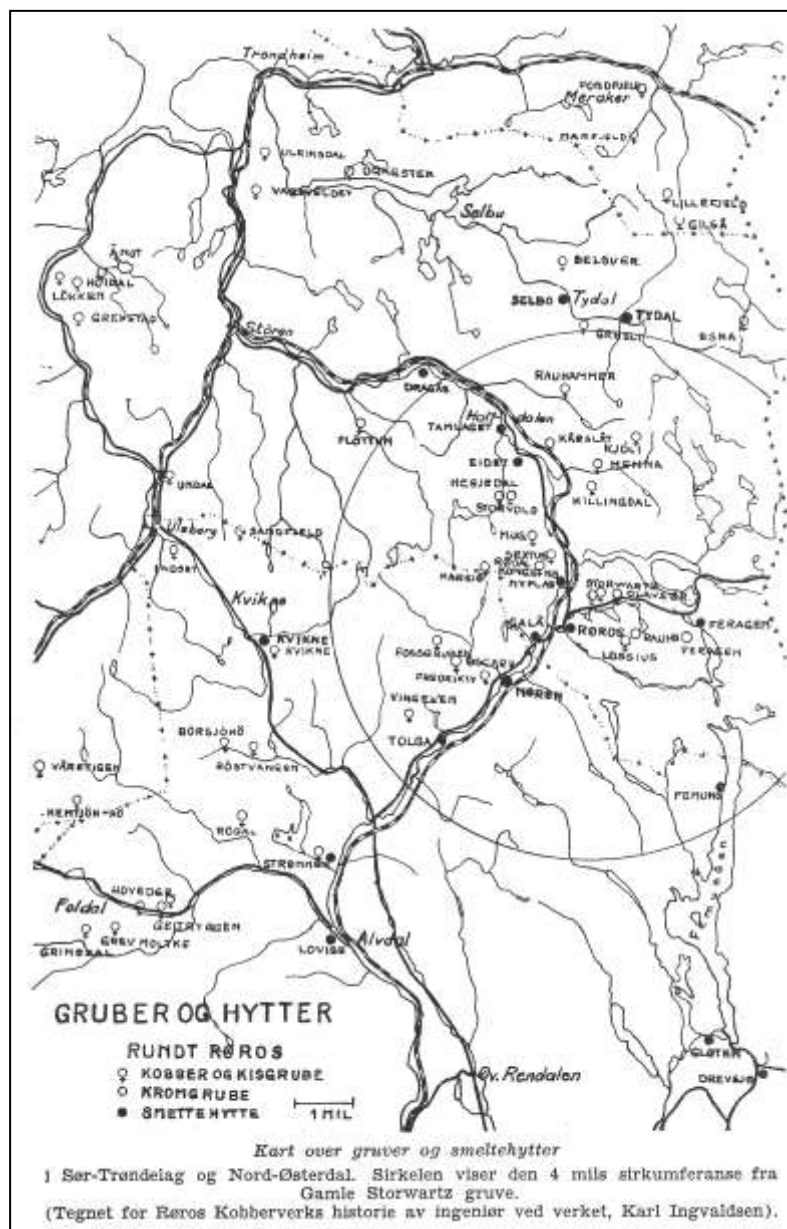
Gruveanlegget i Skorovatn med Gråbergstippen. Foto: Rolf Tore Arnesen, 1988.

Tiltakene ved Skorovas gruve ble endelig avsluttet i 1995. En avrenningsundersøkelse foretatt i 2002 viste at samlet avrenning fra området mht kobber var redusert med ca 95 % (Iversen, 2004).

Etter at oppredningsprosessen ble endret i 1976 var det også interessant å legge merke til hvor mye metallkonsentrasjonene i Dausjøen avtok. Avrenningen fra Gråbergstippen ble blandet med den alkaliske avgangen. En oppnådde derved en meget effektiv fjerning av tungmetaller ved at de ble adsorbent på bergartsmineraler og svovelkisflater. Sistnevnte effekt er spesielt godt egnet til å fjerne kobber ved at kobber- ionene tas opp på jernsulfidflatene. Mens deponeringen pågikk i Dausjøen var pH-verdiene omkring 9 i innsjøen. Dette førte til en effektiv utfelling av metaller. En oppnådde periodevis lavere kobberkonsentrasjoner enn de en oppnår ved kjemisk felling av kobber med kalk, noe som viste at en også hadde en tilleggseffekt som følge av adsorpsjon av kobber- ioner på mineralflater.

4.2.6 Røros Kobberverk

Driften ved Røros Kobberverk pågikk i 333 år (fra 1644 – 1978) ved en rekke gruver spredt over et stort område (se kartet nedenfor).



Gruver og smeltehytter i Rørosfeltet med markering av Circumferensen (sentrum Storwartz).

Avrenning fra avfallsberg og avgangsdeponier forårsaker de største miljøproblemene i dette området. De to største kildene er Nordgruvefeltet der avrenning fra bergvelter ved Sextus og Kongens/Arvedalens gruve samt en avgangsdam ved Kongens gruve er hovedkilder (Iversen, 2009b). I Storwartzfeltet er avrenning fra deponert avgang fra oppredningsverket største kilde (Iversen, 2004).

Verdensarven Røros vil nå omfatte hele området innenfor Circumferensen. Dette begrenser mulighetene for effektive forurensningsbegrensende tiltak i betydelig grad.



Avgang og velter ved oppredningsverket ved Storwartz, Røros. Foto: Eigil Iversen, 2002.

4.2.7 Bleikvassli Gruber

Bleikvassli Gruber i Hemnes kommune var i drift i årene 1957-1997. Gruva var en sulfidmalmgruve der det innledningsvis bare ble tatt ut svovelkis, men etter hvert ble det også produsert konsentrater av kobber, bly og sink. I de siste driftsårene var hovedproduktene bly- og sinkkonsentrat.

I området er et mindre dagbrudd, men etter at normal drift kom i gang i 1957 ble gruva drevet som underjordsgruve fram til høsten 1997 da driften brått måtte avsluttes pga ras i gruva. Avgangen fra verket ble innledningsvis deponert i en anlagt dam i Lille Bleikvatn. Fra 1981 ble avgangsutslippet flyttet til Kjøkkenbukta som er en del av Bleikvatnet. Det ble deponert på ca 40 meters dyp. Kjøkkenbukta er velegnet for slik deponering idet bukta er delt inn i dypere bassenger med forholdsvis grunne terskler mellom. Dette er naturlige hindre for partikkelspredning ut i vannmassene i Bleikvatnet. Bleikvatnet er kraftig regulert med overføring av vann gjennom en tunnel til Røssvassbukta i Røssvatnet.

Mens driften pågikk kunne en påvise at vannmassene i Bleikvatnet var påvirket av avgangsdeponeringen, tydeligst av sinkkonsentrasjonene, men også bly. Etter at deponering opphørte ble vannkvaliteten fulgt opp til 2002. En fant at metallkonsentrasjonene var synkende i hele innsjøen. Ved en prøvetakingsrunde foretatt høsten 2008 (Aanes et al., 2009) var det knapt mulig å spore noen effekter i den kjemiske vannkvalitet i innsjøen. En medvirkende årsak til dette er virkninger av den omfattende reguleringen som medfører erosjon i løsmasseavsetningene i den sterkt varierende strandsonen. Avgang og forurensede sedimenter får over tid en betydelig overdekking med rene masser.

4.2.8 Bidjovagge Gruber

Driften ved Bidjovagge Gruber i Kautokeino kommune pågikk i to perioder, 1975-1980 og 1985-1991. I den første perioden ble det bare produsert kobberkonsentrat. Da det senere ble oppdaget at sideberget inneholdt gull ble driften tatt opp igjen i 1985. Fram til driftsstansen i 1991 ble det produsert et gullholdig kobberkonsentrat. I første driftsperiode ble gruva drevet som underjordsgruve. I siste driftsperiode ble det også tatt ut malm i en rekke mindre dagbrudd, men det var også noe underjordsdrift.

Avgangen fra verket ble deponert i anlagte slamdammer der grunnvannstanden står nesten til overflaten. Overflaten ble til slutt sikret ved å gi den en overdekking med gråberg. Som avgangsdeponier ble også benyttet utdrevne dagbrudd som ble avsluttet på samme måte.

I området ble det etter hvert lagt opp en del gråbergtipper, masser som ble fjernet fra dagbruddene.

Det ble ikke påvist problemer med sur avrenning fra området verken fra gråbergtipper, gruver eller avgangsdeponier. Samlet transport av kobber fra området ble anslått til ca 100 kg/år (Iversen og Efraimesen, 1995). Avrenningen forsvinner i løsmassene nedenfor gruveområdet. Det ble aldri påvist noen effekter av tilførselene fra gruveområdet i nærmeste vassdrag, Sieidasjokka som er sideelv i Alta-/Kautokeinovassdraget.

4.2.9 Nikkel og Olivin

Nikkel og Olivin AS i Ballangen kommune var i drift i perioden 1988-2002. Det ble produsert nikkelkonsentrat. Det var ikke mulig å få solgt olivinen som ble deponert sammen med den øvrige avgangen i to landdeponier nær fjorden Ballangen. Det største deponiet ble bygget på Ballangseira og dekker over gammel sulfidholdig avgang fra den nedlagte Bjørkåsen gruve. Det ble i alt deponert ca 7 mill. tonn (se foto nedenfor).



Deponiet til Nikkel og Olivin AS på Ballangseira. Foto: Eigil Iversen 2007.

Gruva ble drevet som en underjordsgruve, men det ble også tatt ut noe malm fra et mindre dagbrudd. Det er lite avfallsberg i gruveområdet. Det er imidlertid lagt opp en tipp med løsmasser som ble fjernet før driften i dagbruddet tok til. Avrenning fra de naturlige løsmassene er største kilde for metallavrenning i området (nikkel).

Da deponeringen på Ballangseira tok til hadde bedriften en del problemer knyttet til støvplager om sommeren. Dette ble etter hvert løst vha et vanningsanlegg. Etter at deponeringen opphørte ble overflaten gitt en tynn overdekking med myrjord, tilsådd og tilført kunstgjødsel. Gjødslingen er helt nødvendig for å kunne etablere et vekstsjikt slik at en unngår erosjonskader. Den største utfordringen i årene framover blir å sikre at det vekstsjiktet som er etablert ikke tar skade. Trolig må en tilføre kunstgjødsel i lang tid framover. Lekkasjen av metaller fra deponiet til fjorden er beskjeden (Iversen, 2007).

4.2.10 Knaben molybdengruver

Knaben molybdengruver i Kvinesdal kommune var i drift fra 1885 til 1970. Avgangen ble deponert i terrenget rett utenfor verket (se foto nedenfor).



Avgangsmasser ved Knaben molybdengruver. Foto. Eigil Iversen 1996.

Avgangen avgir noe molybden og kobber. Det største problemet i området er likevel transport av avgangsmasser nedover vassdraget. Nærmeste tjern, Store Knabetjern, er i ferd med å bli fylt igjen. Det medfører også fare å bevege seg ut på deponiflaten. Det vil derfor bli gjennomført tiltak for å stabilisere sandflukten.

4.2.11 Kjøli og Killingdal gruver

Kjøli (1766 – 1941) og Killingdal gruver (1674 – 1986) er to relativt små sulfidmalmgruver (kobber og sink) nord i Gauldalen i Holtålen kommune. De største problemene ved disse gruvene var avrenning fra bergvelter som genererte surt vann. Begge gruvene er gode eksempler på at relativt små massemengder kan forårsake store effekter i vassdragene. Øvre Gaula var fisketom over en strekning på flere mil pga avrenning fra disse bergveltene. Bergveltene besto av gråberg med forholdsvis høyt innhold av sulfider, en type avfall som en ikke vil få ved et moderne bergverk.

Veltene ble overdekket i 1989 (Kjøli) og i 2000 (Killingdal). Ved Kjøli ble det brukt en plastmembran som tettesjikt, mens ved Killingdal ble det brukt naturlig morene fra området og som var egnet for formålet. Begge tildekkingsprosjektene ga en virkningsgrad på mer enn 90 % og var således tilsynelatende vellykkede. Det lyktes imidlertid ikke ved noen av prosjektene å redusere lufttilførslene inn i deponimassene fullstendig. Ved begge deponiene kan en måle et betydelig oksygeninnhold inne i deponiet. Dette fører til en viss lekkasje av metaller fra deponiet. Dette viser at det kan være en stor teknisk utfordring å gjennomføre en god overdekkingsstrategi. Dette er et felt det forskes en del på internasjonalt. Når en bruker plastmembran som tettesjikt kan det være problematisk å gjennomføre en tett avslutning mot grunnen.



Overdekket velte ved Killingdal gruve. Foto: Eigil Iversen 2000.

4.3 Ikke-sulfidiske gruver i Norge

Mineralindustrien omfatter utvinning av illmenitt, rutil, marmor, olivin, grafitt, kvarts, anorthositt, kalkstein og nefelin syenitt, for å nevne noen eksempler. Industrimineraler utvinnes for diverse industriell bruk. Metallinnholdet i industrimineraler er vanligvis lavt, slik at utfordringene i miljøsammenheng i stor grad vil være knyttet til disponering av reststoffer som så langt ikke kan betraktes som en ressurs. Mengde reststoffer (avgang og gråberg) varierer mye. Ved utvinning av rutil utgjør ressursen kanskje 5 % av totalen, mens ved utvinning av kalkstein er det meste en ressurs og mengden reststoffer blir derfor liten i forhold til total mengde berg som tas ut.

Nedenfor er nevnt et par eksempler på uttak av industrimineraler og miljøutfordringer

4.3.1 Titania

I 1989 ble bedriften etter en politisk beslutning pålagt å bygge et landdeponi for avgangen. En har nå ca 20 års driftserfaring fra dette deponiet og har etter hvert fått et godt grunnlag for å ta stilling til konsekvensene av å fortsette deponeringen på land. Et av problemene med dette deponiet er at det ble valgt å benytte en drenerende dam. Dette har som konsekvens at deler av avgangsmassene får tilgang til luft og blir utsatt for forvitring. Avgangen inneholder noe sulfid der nikkel inngår. En har oppdaget at deponiet etter en tid begynte å avgi en del nikkel.

Titania er beskrevet grundigere i kap. 4.5.1.

4.3.2 North Cape Minerals, Lillesand

Avgangen fra denne mineralgruva blir samlet i en avgangsdam. Overløpsvannet blir avslammet i flere klaredammer nedenfor. En tid var en bekymret for skadelige effekter av det relativt høye innholdet av fluorid i avløpet. Forsøk med gjenvinning av flussyre var mislykket. Årsaken til dette er at fluoridinnholdet er bundet i meget sterke silisiumkomplekser. Dette er også årsaken til at en ikke kan påvise skadelige effekter av fluoridutslippet. Fluoridbestemmelsen skjer som kjent som totalfluorid der en først tilsetter en meget sterk kompleksdanner som frigjør fluorid- ionene slik at de kan analyseres, f.eks vha ioneselektiv elektrode.

4.4 Internasjonale erfaringer med deponering av gråberg og avgang på land

Produksjonen ved norske bergverk har vært av et relativt beskjedent omfang sett i forhold til de en finner i en rekke andre land selv om det der også finnes relevante eksempler på de produksjonsvolumer vi er vant med i Norge. Problemstillingene kan ofte være meget forskjellige når en har med et bergverk å gjøre der årsproduksjonen er flere millioner tonn. Når det gjelder sulfidmalmgruver har vi i Norge vært i den situasjonen at vi har kjent til utfordringene på forhånd ved at vi i utgangspunktet visste omfanget av forvittringsprosessene. Det kan være vanskeligere å planlegge for ny drift i et nytt område der en ikke har noe erfaringsgrunnlag fra før å støtte seg på.

Det er kanskje mest relevant å presentere noen erfaringer som er innhentet i sammenlignbare land i Europa og i Nord-Amerika. Erfaringene er at det er gjort tabber pga manglende kompetanse i de fleste land. Det internasjonale samarbeidet ble først startet etter den første ICARD-konferansen som var på Røros i 1988.

4.4.1 Equity Silver Mines, BC, Canada

Gruveområdet ligger nord for Vancouver ved byen Smithers. Det ble drevet på en kompleks malm som inneholdt en rekke metaller og edelmetaller. Det ble bl.a. tatt ut gull og det ble brukt cyanid i den forbindelse. Årsproduksjonen var omkring 20 mill tonn råmalm som ble tatt ut i et dagbrudd. Driften pågikk over en 20-årsperiode fram til midten av 1990-tallet.

Da driften ble planlagt ble det brukt flere konsulenter til å beregne hva slags sigevann gråbergtippen ville produsere. Det ble flertall for at sigevannet ville bli uproblematisk. Det gikk bra lenge, men så eksploderte forurensningssituasjonen idet tippen begynte å produsere surt, sterkt metallholdig sigevann i økende grad (se bildene nedenfor).

I dette området hadde myndighetene ansvar for urbefolkningen som brukte vassdraget nedenfor til næringsfiske. Det var nødvendig å bygge et renseanlegg der en felte ut metallene med kalk. Etter nedleggelsen ble gråbergtippen overdekket med en velegnet morene, som fantes i store volumer i nærheten. Det ble montert en rekke instrumenter i tippen for måling av oksygenforbruk, vannbalanse osv. Det ble funnet at det ville ta ca 40 år før en fikk tilstrekkelig effekt av overdekkingen. Tippen var stor og det foregår fortsatt med kalking av avrenningen fra tippen, som er et svært kostbart tiltak. En fikk en periode også problemer med vannkvaliteten i det vanndekkede avgangsdeponiet pga oksidasjon av cyanid i porevannet til ammonium. Kompleksdanning med ammonium forårsaket en økt lekkasje av bl.a. kobber fra deponiet. Resultatene fra forskningsprogrammene i området er publisert.



Den overdekkede gråbergtippen med oppsamling av sigevann (Equility Silver Mine, B.C., Canada).

4.4.2 Idaho Springs – Leadville, Colorado, USA

Idaho Springs er i dag et lite samfunn oppe i et høyfjellsområde utenfor Denver. Det er lange og kalde vintre og stedet kan på mange måter sammenlignes med Folldal. Som i Folldal var de meget opptatt å bevare restene etter gruvedriften som startet på midten av 1800-tallet med et gull-rush. Det er satset mye på å bevare miljøet og vise det fram. Mange av de små gruvene ble tidlig knyttet sammen i et tunnelsystem som samlet alt gruvevannet til et felles utslipp til vassdraget. Problemet er at vassdraget fører inn i drikkevannsforsyningen til Denver by. Siden metallutslippet var stort var det nødvendig å gjøre noe. Med midler fra de føderale myndighetene ble det bygget et renseanlegg der en felte ut metallene med lut. Anlegget var planlagt og bygget som demonstrasjonsanlegg. Slammet ble deponert på et landdeponi i nærheten. Anlegget må drives i lang tid framover.

Lenger opp i fjella finner en Leadville som er den høyest liggende byen i USA. Området er kjent for en omfattende gruvedrift og har enorme forurensningsproblemer pga dårlige deponeringsløsninger. Sigevannet går mot Arizona River. Nabostaten er lite interessert i å motta store tilførsler av forurenset sigevann. Climax er verdens største molybdengruve og de hadde store tungmetall-lekkasjer fra avgangsdeponiet. De valgt å samle avgangen bak en drenerende dam som ved Titania. Dette førte til omfattende forvitring i de deler av avgangsmassene som har tilgang på oksygen ved at de ikke ligger under grunnvannsspeilet. De planla omfattende overdekkingsalternativer av deponiet. I mellomtiden kalkes avrenningen og dette er svært kostnadskrevenende. Vassdraget nedenfor deponiet blir kalket direkte og kjørt som et renseanlegg der slammet sedimenterer i bassenger.

I selve Leadville er det en rekke nedlagte gruver. Det er bygget et stort gruvemuseum (se <http://www.leadville.com/>). Da det var nødvendig å gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak startet man med overdekking av gamle deponier. Da lokalbefolkningen så konsekvensene av disse tiltakene ble det store konflikter mellom den delen av befolkningen som var opptatt av kulturminneinteresser og de som arbeidet med miljøvern. Det endte med et kompromiss ved at en

valgte å ta vare på noe. Det ble derfor bygget et stort renseanlegg for behandling av sigevann. Dette var et kalkfellingsanlegg der det ble foretatt etterpolering i et våtmarksfilter.



Foto fra Idaho Springs. Renseanlegget og Argo Tunnel der gruvevannet renner ut.



Foto fra Leadville. Avgangsdeponiet ved Climax og Leadville med gruver i omegnen.

4.4.3 Zlate Hory – Tsjekkia

I forbindelse med et gammelt nedlagt gruveområde nord i Tsjekkia ved Zlate Hory (Gullfjellet), som er et høyfjellsområde, drenerer avrenningen til et vassdrag som fører inn i Polen. Gruvedriften i området har pågått siden 800-tallet. Lokalisering av gruveområdet er ugunstig fordi avfallet, bergvelter og avgangsdeponi produserer en betydelig mengde metallavrenning som transporteres over landegrensen til Polen. De bruker vassdraget som vannkilde for landbruket.

Avgangsdeponiet var ikke bygget med tett dam slik at store deler av avgangen blir utsatt for forvitring. Deponiet ligger dessuten i meget bratt terreng. Sigevannet fra hele området blir samlet opp i et anlagt grøftesystem og pumpet opp til et stort kalkfellingsanlegg. Slammet blir avvannet og lagt oppå avgangsdeponiet. Beliggenheten til avfallet begrenser mulighetene for andre forurensningsbegrensende tiltak (Arnesen, 1993).

4.4.4 Aitik, Gällivare, Sverige.

Aitik- gruva eies av Boliden og er Europas største kobbergruve. Gruva drives som et dagbrudd og produksjonen planlegges utvidet opp mot ca 50 mill tonn råmalm i året. I tillegg må betydelige mengder gråberg også brytes. Ny prosess er utviklet der en tar sikte på å kunne drive på kobbergehalter ned til 0,34 %. Det blir følgelig store mengder avfall å disponere.

For tiden kjøres det store forskningsprosjekter på utvikling av sigevannskvalitet i gråbergstippene, tildekkingsalternativer på gråbergstippene, utvikling av vannkvalitet i dagbruddet etter nedleggelse med vannfylling, samt avslutning av deponiet med overdekking. Deponiet dekker i dag et areal på ca 11 km².



Inntrykk fra Aitik. Dagbruddet – overdekking av gråbergstipp – deponiet – overdekkingsforsøk på avgang. Foto: Eigil Iversen 2005.

4.5 Status vedrørende deponering av avgang i sjø

Sjødeponering av gruveavgang har pågått i ca. 30 år, slik at det eksisterer allerede en betydelig erfaringsdatabase. De landene hvor sjødeponering har vært praktisert er foruten Norge; Canada, USA (Alaska), Grønland, Tyrkia, Indonesia, Fillipinene og Papua New Guinea. Planlegging av sjødeponering har vært gjort i flere andre kyststater, men planene har vært stoppet i første rekke som følge av betydelig motstand fra miljøorganisasjoner og politikere. I USA og Canada er det ikke et

generelt forbud mot sjødeponering, men det har vært komplisert å få et politisk aksept på tillatelser. I en del tilfeller har US EPA gitt dispensasjon for sjødeponering. I Canada må dispensasjon gis fra Federal Metal Mining Effluent Regulations. Det settes krav om at avløpsvann til det marine miljø eller innsjøer ikke må inneholde mer enn 15 mg/l partikler og det setter en effektiv stopper for utslipp av gruveavgang til vann. Men også dette kravet kan omgås ved dispensasjon fra loven. Dumping av mudrede masser omfattes ikke av dette lovverket selv om forurensede muddermasser kan utgjøre et større miljøproblem enn gruveavgang.

I de tilfeller i Canada hvor sjødeponering av gruveavgang er blitt tillatt er det tatt i bruk en regel om habitat- kompensasjon. Hvis det kan påvises at et areal av et fiskehabitat er påvirket av gruveutslipp så blir gruveselskapet bedt om å kompensere dette tapet, med for eksempel å bygge et klekkeri for fisk.

De aller fleste gruveområder i både USA samt Canada er lokalisert innlands, og for åpenbare grunner blir da sjødeponering ikke relevant. Dette kan bidra til å forklare hvorfor det har vært lettere for politikere i USA og Canada å avvise sjødeponering og se bort fra de faglige kunnskaperfaringene. Det er viktig å påpeke at situasjonen med hensyn til lokalisering av de norske forekomstene er helt annerledes, siden svært mange viktige ressurser ligger nær kysten.

Deponeringen til sjø har vært utført både på dypt vann (> 100 m), såkalt Deep Sea Tailings Placement (DSTP) og på vanddyp < 100 m (Sea Tailings Placement (STP)). Det har vært et prinsipp å unngå at avgangen influerer på det øvre vannlaget hvor primærproduksjonen skjer (de øvre 50 m). Det har også vært lagt vekt på at selve deponeringen via rørsystem skal foregå slik at suspensjonen med gruveavgang ikke transporteres oppover i vannmassen fra utslippsrøret. Det er derfor to viktige prinsipper knyttet til sjødeponering som er en forutsetning.

Prinsipper for best praksis for sjøutslipp av gruveavgang

- 1 Avgangsmassen må tilsettes sjøvann slik at forholdet mellom ferskvann, sjøvann og avgang gir en egenvekt på suspensjonen i avgangsledningen som er høyere enn egenvekten i sjøvannet avgangen ledes ut i. Følgelig vil avgangsskyen ("plumen") synke mot sjøbunnen.**
- 2 Suspensjonen i avgangsledningen må ikke inneholde luftbobler. Det vil føre til at luftboblene stiger oppover i vannmassen fra utslippsrøret og vil frakte små partikler helt til overflaten. På avgangsledningen må det derfor monteres en avluftningsenhet.**

Det er viktig å sørge for bruk av all tilgjengelig informasjon og kunnskap i forbindelse med design av utslippsarrangement for avgang for å sikre at avgangen spres mest mulig forutsigbart. Det er viktig at det skjer en transport av avgang bort fra utslippsområdet for å hindre uønsket oppbygging av kjegler med avgang på sjøbunnen hvor skråningen er så stor at uforutsette og store utrasninger kan skje. Undersjøiske ras kan transportere løsmasser lange strekninger i form av turbiditetsstrømmer som eroderer sjøbunnen. Store ras kan også gi tsunami-effekter.

BAT (Best Available Techniques) er et begrep som vil få enda større tyngde i forbindelse med implementeringen av EUs Mineralavfallsdirektiv. Dette vil også gjelde tekniske løsninger for utslipp av avgang til sjø. Det krever at man kjenner til hva som er å betrakte som de beste tekniske løsningene til en hver tid. Samtidig bør de løsninger som velges være lokalt tilpasset, for å gi best mulig miljøgevinst. Livsløpsanalyser er et verktøy som nå brukes i forbindelse med BAT- prinsippet, hvor man sikrer nødvendig dokumentasjon om forholdene før en virksomhet iverksettes (forstudier), karakterisering av den avgangen som skal deponeres, valg av deponeringssted, konsekvensutredning, ROS-analyse, deponeringsplan, vannbalanseplan og utfasing og plan for avslutning/opprydding av virksomheten. Livsløpsanalysen dekker alle faser fra design til lukking av en bergverksaktivitet.

4.5.1 Sjødeponering av avgang i Norge

Det er begrenset erfaring med deponering av gruveavgang i det marine miljø i Norge. Dette til tross for at Norge har en lang kyst og en rekke ressurser knyttet til stein, pukk, sand- og grus, metaller og mineraler som ligger langs kyststripen.

Det er registrert i overkant av 20 lokaliteter hvor sjødeponering er blitt praktisert (Kvassnes et al., 2009), men de fleste operasjonene har begrenset omfang og det er lite dokumentasjon av miljøeffekter. Unntaket er sjødeponeringen som pågikk i henholdsvis Jøssingfjorden og Dyngadjupet over en periode på til sammen ca. 30 år og hvor overvåking har pågått regelmessig (Bakke og Jensen, 2004). Utslipp til Bøkfjorden ved Kirkenes ble praktisert i perioden 1981-1997 og hvor nå sjødeponering er tatt i bruk igjen i forbindelse med oppstart av gruvevirksomheten ved Sydvaranger as. En tredje lokalitet er Hustadmarmor i Elnesvågen hvor sjøutslipp og overvåking har pågått siden 1982.

Det som er spesielt med norskekysten er trange, dype fjorder, ofte med bassenger avgrenset av terskler og med vannmasser som er lagdelte på grunn av ferskvannstilførsler og topografiske forhold. I enkelte fjorder er vannutskiftningen i dypvannet begrenset og i en del tilfeller er oksygenforholdene på bunnen svært dårlige (råttent bunnvann). Langs vår kyst er tidevannsforskjellen liten sammenlignet med for eksempel Canada og Alaska. Det som er mest typisk med norske fjorder er at det er kort avstand fra land til dype bassenger (> 100 m) og at sjøbunnen er flat som følge av store mengder sedimenter som er avsatt siden istiden (Syvitski et al., 1987).

Norge har ikke vedtatt noe prinsipielt forbud mot deponering av gruveavgang i sjø. Forurensingsmyndighetene vurderer slike tillatelser fra sak til sak og avgjørende vekt blir lagt på type avgangsmateriale (kjemisk/fysisk), mengde, utslippsarrangement og resipientens egnethet. Dokumentasjon av miljøforholdene i resipienten og eventuelle potensielle brukerkonflikter er viktige deler av beslutningsgrunnlaget. Krav om konsekvensutredning vil sørge for at alle sider knyttet til et tiltak kommer frem og bidrar til at beslutning om utslippstillatelse blir kunnskapsbasert. Dette kan være spesielt viktig hvor det står mellom valg av deponering av gruveavfall på land eller i sjø.

Årsaken til at det er relativt begrenset med erfaring fra norsk bergindustri hvor sjødeponering er tatt i bruk er at bransjen har vært preget av avvikling en del år (fra 1970 og utover). I tillegg ligger en rekke av kisleforekomstene inne i landet (f.eks. Røros, Folldal, Hjerlinn). Nå er imidlertid optimismen tilbake og det planlegges nye virksomheter og revitalisering av nedlagt virksomhet. De planer som berører utnyttning av ressurser langs kysten vil måtte omfatte i mange tilfeller sjødeponering av avgang. Det er derfor viktig å legge vekt på egnetskriterier knyttet til bruk av fjordbassenger og en grundig analyse av fordeler og ulemper med alternative deponeringsløsninger (land eller sjø).

Utvinning av ilmenitt ved **Titania as i Soknedal** ble praktisert med avgangsdeponering i Jøssingfjorden i perioden 1960 – 1984 (se bildet nedenfor). Et utslipp av ca. 2,5 mill tonn avgang pr. år medførte at Jøssingfjorden ble fylt opp fra bassengdypet på 70 m til terskeldypet på 20 m og selskapet fikk tillatelse til å deponere avgang i et basseng litt utenfor Jøssingfjorden (Dyngadjupet) i perioden 1984 – 1994. Her var bassengdypet 170 m og utslippsdypet 113 m. Bassengdypet ble redusert til 140 m dyp etter de 10 årene deponering pågikk. Protester fra miljøvernorganisasjoner, lokale fiskere og Havforskningsinstituttet medførte at sjødeponeringen opphørte og avgangen ble deponert på land bak en kunstig demning (se bildet nedenfor). Begrunnelsen var at avgangen i Dyngadjupet spredte seg til et større område enn forutsatt og at dette hadde konsekvenser for fisk og skalldyr.



Jøssingfjorden. Foto: Tor Jensen, DNV.



Bildet ovenfor viser deponering av avgang fra ilmenitt- produksjonen på Titania via rør til landdeponiet. Foto: Ann-Heidi Nilsen, Titania as.

Bildet nedenfor viser hvordan landdeponiet på Tellnes ser ut i 2009.



Foto: Ann-Heidi Nilsen, Titania as.

Et problem som er rapportert knyttet til landdeponiet er utlekking av nikkel som transporteres med sigevann til sjø. Et annet problem er sandflukt i perioder hvor overflaten av deponiet tørker ut (se bildet nedenfor).



Foto: Ann-Heidi Nilsen, Titania as.

Hovedårsaken til at utslippet av avgang på 113 m dyp i Dyngadjupet spredte seg oppover i vannmassen var at man på den tiden ikke blandet sjøvann inn i avgangsledningen og heller ikke hadde noe lufting av avgangsledningen. Dermed var de viktigste forutsetningene for en vellykket sjødeponering ikke til stede. Ferskvann med små partikler, og sannsynligvis også luftbobler, beveget seg oppover i vannmassen på grunn av lav tetthet og spredningen av finstoff var et faktum. Dessuten var faststoffprosenten i avgangsutslippet bare 20-25% og det er lavt sammenlignet med mange andre tilsvarende utslipp i utlandet (40- 45 % faststoff).

Overvåking av Jøssingfjorden og Dyngadjupet har pågått siden 1983 (Det Norske Veritas). Et problem som ble observert i forbindelse med deponering i Dyngadjupet var misfarging av gjeller på reker (og fisk) som følge av sorte avgangspartikler (se bildet under).



Foto: Tor Jensen, DNV.

Overvåkingen for øvrig viser at rekolonisering av bunnfauna startet umiddelbart etter at deponeringen av avgang opphørte, men at det tok i størrelsesorden 5-10 år før faunaen ble restituert.

En annen fjord hvor sjødeponering av avgang har pågått er **Bøkfjorden ved Kirkenes** (se bildet under). Her ble det sluppet ut fra 1,7 til 3,5 mill tonn avgang pr. år i perioden 1971- 1997 på 20-25 m dyp. Det ligger i alt lagret ca.56 mill tonn avgang i Bøkfjorden før oppstart av ny produksjon i 2009. Dette er altså et gruntvannsutslipp hvor sjøvann blandes inn i avgangsledningen for at slamskyen skal bevege seg mot bunnen og ikke oppover i vannmassen. Ved ny virksomhet vil utslippet øke til 4 mill tonn pr.år. Undersøkelser som NIVA gjorde i 1994, mens det var produksjon ved Sydvaranger, viste at partikkelskyen fra utslippspunktet beveget seg utover på ca. 30-40 m dyp (utslippsdypet var 20 m) (Skei et al., 1995). Undersøkelser av sjøbunnen i 1988 viste at 26 km² var påvirket av avgang (basert på bunnsedimentenes sammensetning), men at bunnfaunaen var moderat påvirket i ca. halvparten av dette arealet (Skei og Rygg, 1989). Avstanden fra utslippet hvor det var mulig å spore avgangspartikler i vannmassen var ca. 7 km. Et såpass stort influensområde skyldes mest sannsynlig at utslippet skjedde på grunt vann med betydelig tidevannsdrevet strøm.



Kirkenes med prosessanlegget til Sydvaranger gruve AS.

I likhet med bunnfaunaundersøkelser ved Titania så viser tilsvarende undersøkelser i Bøkfjorden at etter en periode med 10 år uten utslipp så var det lite effekter å se på faunaen av sedimentert avgang (Skaare et al., 2007). Den tydeligste påvirkning er at sjøbunnen er hard der hvor det ligger store mengder avgang og at den faunaen som etablerer seg må tilpasse seg et bunnsubstrat som er noe spesielt. Det henger sammen med at sandig avgang med finstoff pakker seg og får et svært lavt vanninnhold.

I **Elnesvågen ved Molde** er det siden 1982 sluppet ut gruveavgang (kalsiumkbonat) fra Hustadmarmor (se bilde under). Utslippet i 2008 var på ca. 460.000 tonn avgang. Faststoffprosenten i utslippet er lav (ca. 10 %), sammenlignet med mange andre sjøutslipp. Sjøvann blandes inn i avgangsledningen for å øke egenvekten på plumen og det er laget en anordning for lufting av avgangsledningen. Det som er spesielt i forbindelse med tillatelsen til utslipp her er at det ikke er regulert i forhold til tonn utslipp pr. år, men i henhold til et sett akseptkriterier. De viktigste akseptkriteriene er størrelsen på influensområdet (størrelsen av arealet av sjøbunn hvor nedslammingen er over en viss størrelse og som kan påvirke bunnfaunaen), samt turbiditeten i vannmassen.



Foto: Tor Jensen, DNV.

Utslippet (gruntvannsutslipp) består av finfordelt marmor i suspensjon (se bildet nedenfor) og avgangen bygger seg opp som en kjegle med en rasvinkel på 1:20. Undersøkelser av sjøbunnens topografi og morfologi viser at det skjer ras i deponivifta som transporterer avgang utover i fjordbassenget. Bassengdypet utfor utslippet er ca. 40-50 m.



Bildet viser slamskyen av finfordelt kalsiumkarbonat som kommer ut av avgangsrøret på ca. 22 m dyp. Foto: Tor Jensen, DNV.

De eksemplene som er nevnt i forbindelse med større utslipp av avgang til norske fjorder er alle gruntvannsutslipp (< 100 m), med unntak av utslippet fra Titania i Dyngadjupet (- 113 m).

4.5.2 Sjødeponering av avgang i Canada

Canada er et av de landene som har praktisert sjødeponering helt fra begynnelsen av 1920-tallet. I 1977 kom det en ny kanadisk lov (Metal Mine Liquid Effluent Regulations) hvor det ble satt grenser for gruvevannets metallinnhold (i væskefasen) som kunne deponeres i sjø. I tillegg kom det krav om at det ikke skulle tillates utslipp som overskred et partikkelinnhold på 15 mg/l til vann. Dette setter en effektiv stopper for alle utslipp til vann, være seg ferskvann eller fjordvann. Dette gjaldt da gruver som ble etablert etter 1977, mens i tilfeller hvor sjødeponering allerede var tatt i bruk kunne fortsette.

Den best kjente og undersøkte lokaliteten er Island Copper Mine, British Columbia som opererte sin virksomhet fra 1971 til 1995. Gruveselskapet fikk tillatelse til å slippe ut 33.000 tonn gruveavgang pr.dag (tilsvarende 12 mill tonn pr.år) til fjorden Rupert Inlet på Vancouver Island. Gjennomsnittlig

kornstørrelse på avgangen var 20 µm og avgangen ble blandet med sjøvann i blandingsforholdet 2:1. Det var i utgangspunktet et kontroversielt prosjekt, men kom i gang som følge av at selskapet forpliktet seg til å gjennomføre et omfattende overvåkningsprogram som gikk i de 24 årene som virksomheten varte, og som har fortsatt i ytterligere 14 år etter at gruva ble lukket. Det eksisterer derfor en meget stor database knyttet til miljøkonsekvenser fra gruvedriften for det marine miljø (Ellis et al., 1995).

Malmforekomsten inneholdt bare 2 % kobber slik at 98 % av forekomsten ble å betrakte som avfall. Totalt i løpet av 24 års produksjon ble det generert 800 mill tonn gråberg som ble deponert i strandområdet og 400 mill tonn avgang som ble deponert i sjøen. Malmen var sulfidisk og deponering av avfallet under vann var betraktet som en fordel fordi på land vil avfallet generere surt og metallholdig sigevann. Sjøvann er som kjent en god buffer for sure utslipp. I utslippstillatelsen ble følgende krav nedfelt: "Underwater disposal should not be permitted where settling characteristics of the tailings, or underwater currents, preclude rapid and complete settlement". Land- deponering kontra sjø-deponering ble debattert, og bl.a. fiskeforskere konkluderte med at land- deponering ville representere en større risiko for det marine miljø enn sjødeponering. Begrunnelsen var at avrenning fra landdeponi ville påvirke det øverste vannlaget hvor bl.a. laksen vandrer (Ellis, 2002).

Avgangen, etter å ha passert fortykkeren (fjerner vann), ble blandet med sjøvann og pumpet ut på ca. 50 m dyp i fjorden utenfor. Det var således et gruntvannsutslipp. Det ble ikke brukt flokkuleringsmiddel (med unntak av bruk av Magnafloc i fortykkeren) fordi sjøvann ble vurdert å være et godt flokkuleringsmiddel. Som en del av utslippstillatelsen ble det krevd at hvis det skulle vise seg at sjøvannsflokkulering ikke var effektivt nok skulle det brukes en kjemisk flokkulant. Det ble aldri tilfelle.

Hovedkonklusjonen etter at gruva var lukket var at avgangen hadde spredd seg til et større område enn forutsatt, spesielt på grunn av den store tidevannsforskjellen i området og "upwelling" som førte til at avgang kom helt opp i fjærområdet. Men mindre enn 1 % av avgangen ble spredd lenger enn ca. 8 km fra utslippspunktet. Dette forårsaket imidlertid ikke et kobber- problem i fjorden. Det tok mindre enn fem år å få etablert en ny bunnfauna i de områdene hvor avgangen var sedimentert etter at gruva var lukket. Den største påvirkningen på det marine miljø som ble påvist var at bunn-dypet ble redusert med 40-50 m i det utslippsnære området (Moore et al., 1998). Det ble imidlertid påpekt at det skulle vært brukt enda større ressurser på å dokumentere før- tilstanden i fjorden, for med enda større sikkerhet kunne dokumentere effekten av gruvevirksomheten.

Oppsummeringen fra en rapport som ble laget av Moore et al., (1998) etter at gruvedriften ved Island Copper Mine var avviklet var følgende:

- Nedslamming og ødeleggelse av bunndyrsamfunnet i det utslippsnære området skjedde som forutsatt. Men det ble ikke påvist 100 % død sjøbunn, selv i det utslippsnære området. Stedvis ble det registrert økt biodiversitet på bunnen, sannsynligvis på grunn av etablering av sandig bunn (avgangssand) hvor det tidligere var mudderbunn
- Etablering av ny bunnfauna i løpet av en 5-årsperiode (ført og fremst opportunistiske polychaeter (Burd, 2002))
- Det ble ikke registrert noen negative effekter på bestanden av fisk og krabbe i området
- Det ble ikke registrert økning av metaller i marine organismer
- Vannkjemien i fjorden ble ikke endret vesentlig som følge av avgangsutslippet
- Økt turbiditet i de øvre vannmasser som følge av "upwelling" i forbindelse med store tidevannskrefter hadde ingen innflytelse på primærproduksjonen i fjorden (plankton)
- Det ble ikke påvist påvirkning på dyreplankton verken med hensyn til mengde eller artsdiversitet i fjorden.

Figuren under viser bildet av Island Copper Mine ved avvikling etter 24 år med kontinuerlig drift.



Bildet ovenfor viser gruva den siste måneden den var i drift 1995.

Ved avslutning ble dagbruddet fylt med sjøvann ved at det ble laget en kanal fra fjorden (Rupert Inlet) og inn i dagbruddet. Ved avslutning av gruva var bunnen på dagbruddet 370 m under havnivå. Det ble således etablert en dyp innsjø (Pit Lake) med saltvann på bunnen (2 x 1,5 km). Alt surt drensvann har i ettertid blitt ledet til innsjøen som fungerer som et naturlig renseanlegg for metaller (utfelling av metallsulfider som følge av dannelsen av H_2S -holdig bunnvann).



Oppfylling med sjøvann (Pit Lake)

I forbindelse med påfylling med sjøvann ble det etablert en foss som ble verdens høyeste foss med saltvann! Dette ble en stor turistattraksjon.



Av andre gruvelokaliteter i Canada hvor sjøvannsdeponering ble brukt kan nevnes Jordan River koppergruve som opererte i en kort periode (1972-1974). Dette var et gruntvannsutslipp i et svært bølgeutsatt kystområde og hvor problemer oppstod i forbindelse med ledningsbrudd. Ledningsbrudd førte til store mengder avgang i overflaten. Dette er et eksempel på et prosjekt som aldri burde ha vært iverksatt, fordi det ikke ble gjort et grundig nok forarbeid eller at lokaliteten valgt for sjøutslipp ikke var egnet.

Brittania Beach gruve (kopper og sink) deponerte gruveavgang til fjorden Howe Sound, British Columbia på grunt vann (like under tidevannssonen i starten og senere på 30 m dyp) i 47 år (1927-1974). Ca. 44 mill tonn med avgang ble deponert i fjorden. Fjorden har et dybbasseng på 285 m på innsiden av en terskel på 55 m. Bunnvannet er tidvis anoksisk (oksygenfritt og sulfidholdig). Sedimentasjonsraten av avgang var ca. 2 cm pr.år i dybbassenget. Avgangen bygde seg opp i en vifte i

skråningen utenfor gruva og små ras har transportert avgangen ut i dybbassenget. Også her er det rapportert relativt rask reetablering av bunnfauna i områder hvor avgangen sedimenterte.

Kisault molybdengruve på vestkysten av Canada opererte med sjøutslipp av avgang i perioden 1981 - 1982. Resipienten var fjorden Alice Arm som har et dybbasseng på vel 300 m. Avgangen ble ledet i rør på samme måte som ved Island Copper Mine og avgangen ble avsatt i fjordbassenget slik som forutsatt. Målinger av molybden i porevannet i sedimentet hvor avgangen befant seg viste forhøyede nivåer i forhold til sjøvann. Det ble således målt en fluks av molybden fra avgangen til sjøvannet over. Det ble slått fast at denne fluksen var så liten at det ikke kunne påvirke nivåene av molybden i sjøvannet over avgangen. Dette viser hvor viktig det er å kunne kvantifisere miljøeffektene ved å ta i bruk raffinerte overvåkningsmetoder. Overvåkning for øvrig i fjordresipienten utenfor gruva viste ellers at bunnfaunaen bare var påvirket i selve deponiområdet for avgang (Pedersen et al., 1995).

Utslippsarrangementet var konstruert slik at sjøvann fra 20 m dyp ble blandet inn i avgangsslurrien. Lav temperatur i sjøvannet bidro til å redusere temperaturen og øke egenvekten i slurrien. Det ble konstatert at en innblanding med sjøvann i forholdet 2:1 økte sedimentasjonen av avgang med en faktor på 4, fra 11 cm/time i ferskvann til 49 cm/time med sjøvannsinnblanding (Pedersen et al., 1995). For å fjerne luftbobler fra avgangen er det viktig å sørge for at slurrien har lang nok oppholdstid i tanken hvor avluften skal finne sted. Helningen på avgangsrøret var et dropp på 40 m over en lengde på 110 m (20 graders helning). Utslipet skjedde på 50 m dyp og røret gikk langs den skånende bunnen. Mellom 92 og 98 % avgangen avsatte seg på skråningen ned mot dybbassenget. En partikkelsky ble observert i dybdeområdet 65-125 m og som kunne identifiseres inntil 5 km fra utslippet. Partikkelinnholdet i denne skyen var imidlertid lavt (< 5 mg/l). Ved å øke faststoffprosenten i avgangsledningen, samt redusere hastigheten i ledningen ble omfanget av den omtalte slamskyen redusert. Reduksjon i strømningshastigheten i røret reduserte oppvirvling av sedimenter nær utslippspunktet. Det ble dessuten besluttet å rette utslippsledningen langs etter fjorden i stedet for på tvers av fjorden.

Det bør påpekes at gransking av tubiditetsdata som var innsamlet før gruveutslippet ble etablert viste en vannmasse med høyere turbiditet i same dybdeintervall (65-125 m). Det er således mye som tyder på at dette var i noen grad et naturlig fenomen i Alice Arm som ikke hadde noe med gruve driftens å gjøre. Dette viser hvor viktig det er å gjøre grundige studier før at utslipp etableres. Det ble også gjort grundige oseanografiske målinger i Alice Arm for å kunne predikere hvordan et stort partikkelutslipp ville oppføre seg i fjorden. Det er spesielt viktig å vurdere egenvekten av slurrien i forhold til egenvekten av sjøvannet hvor utslippet skjer. En viktig prediksjon som ble gjort vedrørende utslippet fra Kisault Mine var "even if --- over half the tailings solids would settle out of the effluent plume, its density would continue to be greater than that of the seawater and hence the plume would continue to descend to the bottom of the fjord" (Burling et al., 1981). Ut fra dette kan et viktig prinsipp vedrørende utslipp av gruveavgang til det marine miljø slås fast:

Prinsipper for best praksis for sjøutslipp av gruveavgang

- 1. Det er en forutsetning at finfraksjonen i avgangen beveger seg som en tetthetsstrøm langs bunnen i stedet for at transporten skjer høyt oppe i vannmassen.**
- 2. Det er derfor viktig å sørge for at tetthetsforskjellen mellom avgangsplumen og det omgivende sjøvann er tilstrekkelig stor.**

Det var også en annen viktig observasjon vedrørende utslippet til Alice Arm. I forbindelse med dypvannsutskiftning i fjorden ble det ikke observert transportert av avgangspartikler opp i de øvre vannlag (Pedersen et al., 1995). Økologiske undersøkelser konkluderte dessuten med at det var lite effekter på vannlevende organismer og at bunnfaunaen var restituert etter 2-3 år fra stopp i utslippene.

Det som kjennetegner alle disse områdene på Canadas vestkyst er at sjøutslipp av avgang har skjedd på relativt grunt vann (< 100 m dyp). I noen områder har utslippene funnet sted helt i overflaten

og dette fører til helt andre konsekvenser enn dypvannsutslipp (> 100 m). Men til tross for dette, og det faktum at dette har vært kisgruver hvor gruveavgangen har hatt et forhøyet nivå av metaller og sulfid, så rapporteres det få store negative konsekvenser for miljøet (Poling et al., 2002). I tillegg rapporteres det med en rask nyetablering av bunnfauna i de områdene hvor massiv nedslamming av avgang har funnet sted (2-5 år etter opphør av utslipp). Det er heller ikke rapportert negative effekter på marine ressurser og bestander (fisk, inkludert laks og skalldyr). Effekter av sprengning i gruva på fisk i fjordene (trykkbølger) har ikke vært noe tema i noen av prosjektene som er omtalt.

4.5.3 Sjødeponering av avgang i USA

Det har vært vurdert tillatelse til sjødeponering i to fjorder i Alaska; Qartz Hill molybdengruve (planlagt, men ikke iverksatt gruvedrift av økonomiske årsaker) og Alaska – Juneau gullgruve. Tillatelser for utslipp til sjø reguleres av Clean Water Act (CWA) som setter grenser i forhold til vannkvalitetskriterier.

Tilfellet **Qartz Hill molybden gruve** er tatt med her fordi det ble gjort en meget grundig konsekvensutredning av sjødeponering i fjordene Wilson Arm, alternativt Boca de Quadra. Det ble gjort et stort arbeid både med forundersøkelser og modellering og erfaringene fra dette arbeidet har stor betydning som kunnskapsbase.

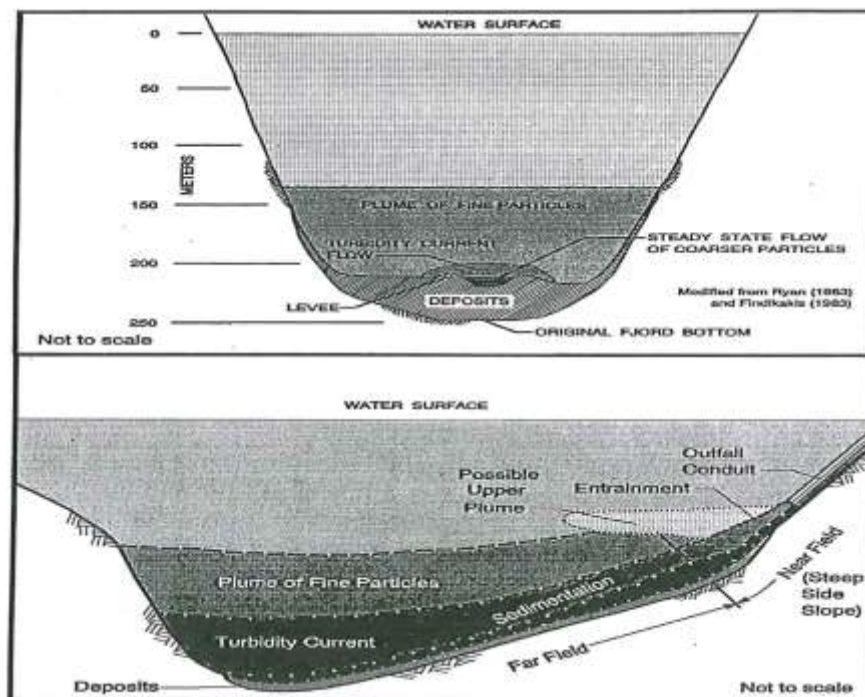
EPA mente i utgangspunktet at marin deponering i dette tilfelle ville være å foretrekke. Men i 1990 bestemte EPA seg for avslag søknaden. Det var planlagt en deponering på opp til ca. 24 mill tonn pr.år. Planleggingsfasen, inkludert utredningsfasen, strakk seg over 20 år, og resultatene fra dette arbeidet vil være nyttig for fremtidig planlagt sjødeponering. Det ble gjort et omfattende arbeid med utslippsdesign (sjøvannsinnblanding og avlufting) og modellering av spredning av partikler både nært og i stor avstand fra utslippet. Det ble brukt 100 mill US dollar i planlegging, hvorav 31 mill var relatert til miljø. Det ble konkludert med at landdeponering ville være mer skadelig for miljøet enn sjødeponering (Hesse and Reim, 1993).

Planen gikk ut på å ta ut 12 mill tonn malm pr.år fra en dagbruddsoperasjon for så å øke til 24 mill tonn etter noen år. Det ble planlagt en driftsperiode på 55 år. I forbindelse med konsekvensutredningen ble det lagt stor vekt på lakseressursene i fjorden hvor avgangen ble planlagt deponert. Fiskeeksperter hevdet at laks og smolt kun ville være avhengig av vannkvaliteten i de øvre 20-30 m av fjorden (Wilson Arm/Smeaton bay) og at sjødeponering på dypet ville ikke ha noen betydning (Hesse and Reim, 1993). Hvis Wilson Arm ble valgt som deponeringssted ble det beregnet at 1 % av avgangen ville bli transportert lenger enn 18 km fra utslippspunktet (maksimalbetraktning). Det ble også påpekt i konsekvensutredningen at på grunn av at fjordene er lagdelt som følge av ferskvannstilførsel vil ikke gruveavgang kunne komme til overflaten. Det er påpekt at det ikke er forventet at avgang vil kunne transporteres høyere opp enn planlagt utslippsdyp (- 50 m). Det ble planlagt tilsatt av sjøvann til avgangen i forhold mellom 1:1 og 4:1 (sjøvann: slurry). Malmforekomsten inneholdt lite spormetaller og avgangen er karakterisert som hovedsakelig inert og lik i kjemisk sammensetning det som allerede befinner seg på sjøbunnen i de to fjordene som var aktuelle som deponeringsområder. Det ble derfor konkludert med at deponeringen kun ville gi potensielle negative effekter på de marine miljøet som følge av store avgangsmasser. 18 % av avgangen hadde en kornstørrelse $< 10 \mu\text{m}$ (og som her ble definert som finfraksjonen) som kan transporteres i suspensjon. Det ble gjort giftighetstester på flotasjonskjemikaliene som var planlagt brukt og det ble konkludert med at ingen av kjemikaliene (som var de vanlige som brukes i mineralindustrien) ble karakterisert som giftige.

Det ble også gjort tester for å slå fast hvor høye konsentrasjoner av finstoff suspendert i vannfasen nært bunnen som måtte til for å gi negative økologiske effekter. Det ble konstatert ved forsøk at konsentrasjoner over 560 mg/l suspendert stoff ved 40 dagers eksponering ga negative utslag på økosystemet. Det betyr at så lenge avgangen ikke inneholder giftige komponenter så er toleransen for

partikler i sjøvann overfor vannlevende organismer høy. Dette er også i samsvar med resultater gjengitt i Smit et al., (2008).

Det var planlagt at slurryen med avgang skulle ha en faststoffprosent på 45 for å få en optimal strøm i rørsystemet. Modellering av spredning av finfraksjonen nært utslippet og langt fra utslippet ble gjort. I tillegg ble det brukt vannsirkulasjonsmodeller for å kunne forutsi hvor høyt opp i vannmassen finfraksjonen kunne bre seg. Det ble sannsynliggjort at det ville danne seg en tetthetsstrøm nær bunnen med en tykkelse på 5-25 m med et varierende forhold mellom fast stoff og vann (høyst faststoffprosent nær bunnen). Over dette laget vil det danne seg en partikkelsky med lavt partikkelinnhold, hvor konsentrasjonen av partikler vil være lavere enn 5 mg/l. Disse to lagene (turbidity current og plume of fine particles) er illustrert i figuren nedenfor.



Øverste figuren illustrerer tverrsnittet av fjorden og nederste figuren viser fjordens lengderetning. Utslippet er på 50 m dyp og øvre grense for "plume of fine particles" er på ca. 130 m dyp (80 m under utslippsdypet) (kilde: Hesse and Ellis, 1995).

Dypvannsutskiftning ble også modellert for å kunne predikere om det var nok energi til å virvle opp avgang fra bunnen og om dette kunne transporteres til overflaten (upwelling). Konklusjonen var at det ikke kunne skje. Derimot kunne små ras i selve deponikjeglen føre til kortvarig oppvirvling, men på grunn av sjiktningen i vannmassen ville partikler ikke kunne bringes opp i overflatelaget (Hesse and Ellis, 1995).

Det andre tilfellet med sjødeponering av gruveavgang i USA er Alaska – Juneau gullgruve ved Berners Bay. Gruvedriften startet i 1937 med deponering av gruveavgang på land. I 2004 ble det gjennomført en konsekvensutredning for å vurdere sjødeponering som alternativ.

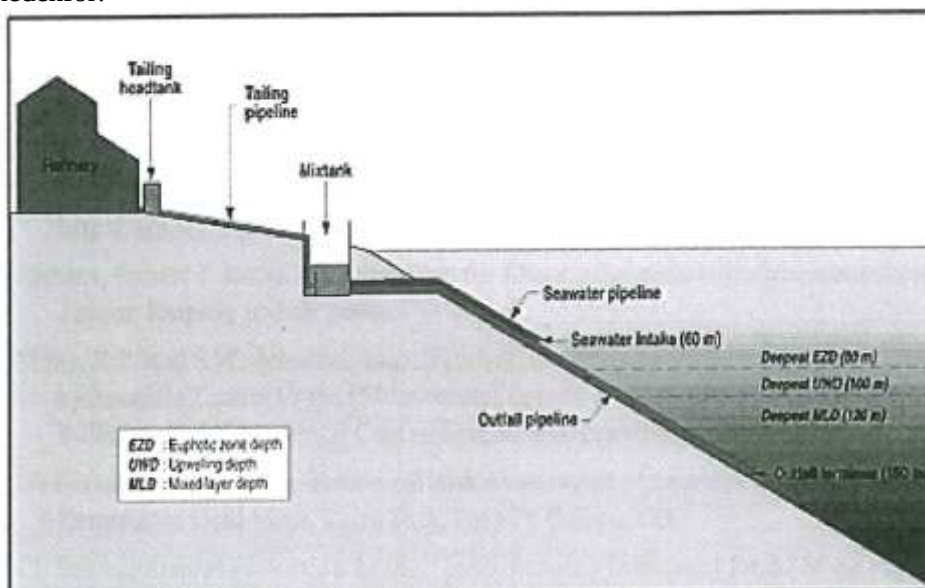
Gruvedriften i 2004 bestod av uttak av 12000 tonn malm pr. dag og deponering i en naturlig innsjø. 25 % av avgangen ble blandet med sement til en pasta som så ble fylt tilbake i gruva (underjordsdrift). I den forslåtte alternative planen skulle avgang deponeres på ca. 180 – 200 m dyp i fjorden Berners Bay som har et bassengdyp på 200 – 300 m dybde. Tidevannsforskjellen i fjorden er på ca. 7 m og det er således betydelige tidevannsstrømmer. Det ble gjort undersøkelser og vurderinger av konsekvenser av

avgangsdeponeringen på bunnfisk. Det ble dokumentert at bunnfisk hadde ingen preferanse for valg av habitat (naturlig sediment – avgang), dersom avgangen var dekket med 2 cm med naturlig sediment (Johnson et al., 1998). Det betyr at jo større naturlig sedimentering det er i et område hvor sjødeponering av avgang foregår jo raskere vil sjøbunnen som habitat for bunnfisk restitueres. I mange fjorder vil naturlig sedimentasjonsrater variere mellom 2-10 mm pr. år.

Undersøkelser utført av U.S. Bureau of Mines i forbindelse med planene om sjødeponering av avgang i Berners Bay konkluderte med følgende forutsetninger som bidrar til små negative konsekvenser for det marine miljø:

- 1. At innholdet av sulfid i avgangen er lite**
- 2. At avgangen inkludert kjemikalier ikke inneholder toksiske komponenter som er vannløslig**
- 3. At selve oppredningen ikke genererer sekundære toksiske stoffer som følger avgangen**
- 4. At slurrien med avgang har en høy faststoff- prosent (>30%)**
- 5. At avgangen luftes og tilsettes sjøvann**
- 6. At egenvekten av vannfasen i slurrien ikke er lavere enn i sjøvannet hvor utslippet finner sted**
- 7. At deponeringsstedet er stabilt (geoteknisk)**

En prinsippsskisse av utslippsarrangementet slik det var planlagt i Berners Bay er vist i figuren nedenfor.



Kilde: Robinson et al., 2004

4.5.4 Sjødeponering av avgang på Grønland

Det er store mineral- og metallrikdommer på Grønland og en rekke av disse ligger langs kysten. Som følge av topografiske og klimatiske forhold er det vanskelig å drifte landdeponier og av den grunn har fjorder i noen grad blitt brukt i forbindelse med deponering.

Det mest kjente gruveprosjektet med fjorddeponering er Den **Sorte Engel (Black Angel) bly og – sinkgruve** i Maarmorilik som ble åpnet i 1973 og ble lukket i 1990 (Poling and Ellis, 1995). Dette var en gruve som brukte sjøvann i selve flotasjonsprosessen, noe som er nokså uvanlig. Det ble klart ganske tidlig i driftsperioden at deponering av avgangen i fjorden utenfor forårsaket en betydelig metallkontaminering av vannet og marine organismer. Et utslipp av 1350 tonn avgang pr. dag med et

innhold av 6 tonn bly og 12 tonn sink medførte betydelige problemer ettersom disse metallene var til stede dels som oksider som var løselige i sjøvann. Faststoff- prosenten i avgangsslurrien var ca. 25 og slurrien hadde en egenvekt på 1,215. Avgangen ble sluppet ut på 30 m dyp og bunndypet i fjorden var ca.80- 100 m. Et avluftingssystem ble montert etter noen år. Sjøvann ble ikke blandet inn i avgangen fordi sjøvann ble brukt i selve flotasjonsprosessen.

Fjordene på Grønland er sterkt lagdelte om sommeren på grunn av stor ferskvannstilførsel. Om vinteren blir fjordene dekket av is. Når ferskvannet fryser på toppen vil det dannes vann med høy saltholdighet og egenvekt som synker til bunnen og medfører blanding i vannsøylen og vann med høy saltholdighet og høyt innhold av metaller strømmer over terskelen til neste fjord. Dette er eksempel på prosesser som ikke var klarlagt på forhånd og som hadde negative effekter på miljøet. I tillegg ble gråberg deponert i strandkanten (se bildet nedenfor). Dette skulle vise seg ved overvåking å være den største kilden for metallforurensningen i fjorden, og ikke avgangen. Dette var heller ikke forutsatt. I løpet av de årene gruveaktiviteten pågikk ble det gjort en rekke avbøtende tiltak slik at omfanget av forurensning avtok.



Bildet viser gråbergsdeponiet i fjorden Affarlikassaa ved Maamorolik, Grønland.
Fot: Gert Asmund, DMU, Danmark.

Konklusjonen er at på grunn av manglende grundig mineralogiske analyser av avgangen i starten ble det ikke kjent at avgangen innholdt løselige bly- og sinkforbindelser, mens man antok at metallene var bundet som lite vannløslige sulfider. Utlekkingstester i sjøvann ville ha avslørt dette. Likeså var ikke de oseanografiske forholdene godt nok undersøkt på forhånd, spesielt i forbindelse med fenomener knyttet til islegging om vinteren. En konsekvensutredning ble ikke gjennomført fra starten av. Den kom først mange år senere.

4.5.5 Sjødeponering av avgang i Asia

I flere asiatiske land (Indonesia, Papua New Guinea, Filippinene) har gruver praktisert sjødeponering av avgang i lengre tid. Det er her vi også har de mest åpenbart feilslåtte prosjektene, enten fordi det

ikke har ligget til rette for sjødeponering fra naturens side eller at det ikke er gjort grundig nok konsekvensutredninger på forhånd eller at man ikke har tatt tilstrekkelig hensyn til faglige råd. En rekke gruveselskaper som opererer i Asia er blitt sterkt kritisert for å ha satt i gang store prosjekter uten at dette har vært kunnskapsbasert og uten at hensynet til miljø og lokalbefolkning har vært omfattende nok.

Avgangsdeponering i gruveindustrien har åpenbart enda større utfordringer i den tropiske delen av verden hvor bl.a store nedbørsmengder kombinert med jordskjelvsaktivitet gjør det vanskelig å deponere avgang i dammer på land. Det har bl.a. ført til at avgang er blitt deponert direkte i elver, med den følge at store ødeleggelser er skjedd nedstrøms utslippene og avgang er blitt ukontrollert transportert til havet og har påvirket det produktive overflatelaget i kystområdene. Nedslamming av korallrev har vært et problem som har fått stor oppmerksomhet.

Som følge av de store miljøproblemene som er oppstått i forbindelse med deponering av avgang på land har en rekke gruveselskaper søkt om å få tillatelse til å deponere i sjø, og da fortrinnsvis deponering på dypt vann.

En av de mest kjente gruveprosjektene er **Minahasa gullgruve** i Indonesia som kom i drift i 1998. Det ble bygget en 8,4 km lang avgangsledning fra oppredningsområdet til kysten og ytterligere 1 km til deponeringsstedet på 80 m dyp. Mengde avgang som er sluppet ut er 2000 tonn pr. dag, dvs. mengdemessig moderat. Det største problemet har vært gjentatte ledningsbrudd i overflaten (< 10 m dyp). Avgangen inneholder kvikksølv og arsen og det er blitt hevdet at dette har påført miljøet og lokalbefolkningen skader. Uansett om det er påviselig eller ikke så vil utslippsarrangementer som medfører ledningsbrudd være uakseptabelt.

En annen gullgruve på Papua New Guinea, **Misima gullgruve** (se bildet under), er et klassisk sjødeponeringsprosjekt hvor avgangen slippes ut på 112 m dyp i en skråning og forutsetningen er at avgangen skal ved hjelp av en turbiditetsstrøm transporteres videre til et dypbasseng på 1000-1500 m dyp. Gruvedriften startet i 1989 og drives som dagbrudd. Dette prosjektet var det første med sjødeponering av gruveavgang utenfor Canada og det første med dypvannsdeponering. Utslippet omfatter 18000 tonn avgang pr. dag. Sjøvann tas opp fra 82 m dyp og blandes med avgangen i en blandetank (en del avgang til 7 deler sjøvann). Vannmassene i utslippsområdet er lagdelt og det er ikke påvist at avgang transporteres oppover i vannmassen fra utslippsdypet. Det var en forutsetning i forbindelse med utslippstillatelsen at avgang ikke skulle påvirke de øvre 0-100 m av vannmassen (Jones and Ellis, 1995). Avgangen innholdt cyanid og fiskedød som følge av utslippet har vært dokumentert.

Gruva opererte til 2001 og etter den tid har det vært gjort opprydningstiltak, bl.a. revegetering av dagbruddet (se bildet under).

Avgangens faststoff- prosent i ledningen var 50 % før innblanding av sjøvann, og skulle bidra til å sikre at avgangen strømmes som en turbiditetsstrøm langs bunnen. Egenvekten på slurryen var 1,08 og betydelig høyere enn i vannmassen som avgangen ble sluppet ut i. Undervannsbilder har vist at plumen er homogen og at det er lite tegn på oppsplitting. Det ble registrert sedimentasjonsrater på 1-2 cm/år i deler av bunnområdet og opp til 10 m/år i dypbassenget og undersøkelser har vist at så mye som 20 km² av sjøbunnen på > 100 m dyp er dekket med opp til 1,5 m med gruveavgang. Dette er høye avsetningsrater i oseaniske bassenger, med unntak i områder hvor det skjer hyppige utrasninger i kontinentalskråninger som medfører store ras og høye sedimentasjonsarter i dypbassengene.

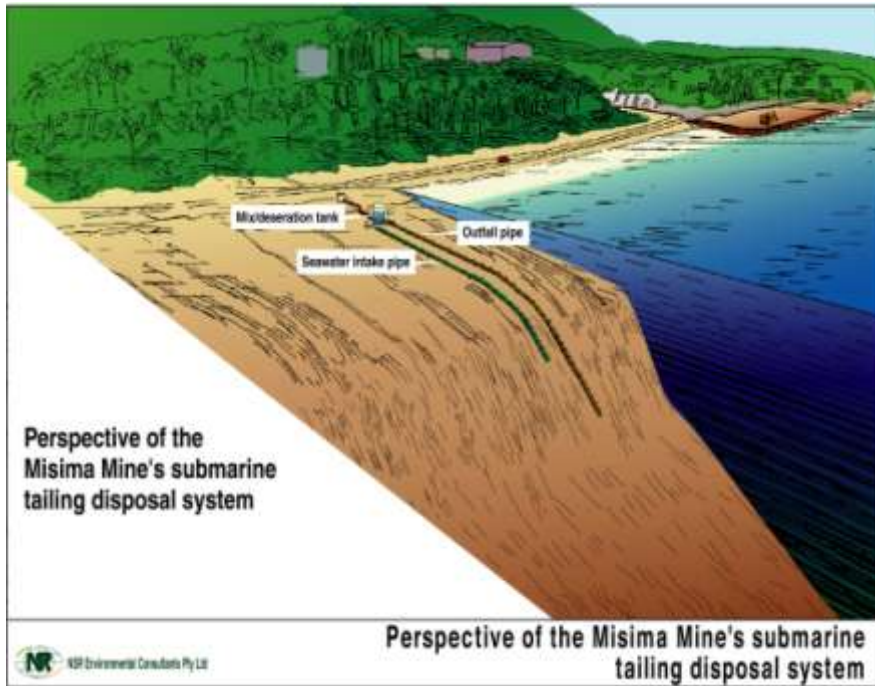


Misima gullgruve på Papua New Guinea.

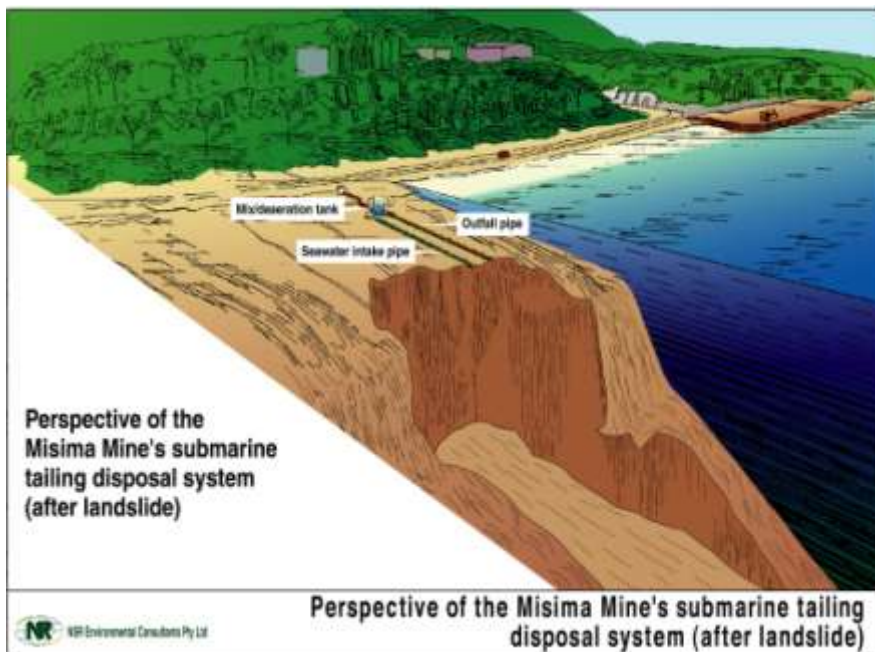


Revegetering i dagbruddet.

Ett av problemene som oppstod i forbindelse med dette sjødeponeringsprosjektet var ledningsbrudd forårsaket av jordskjelv (se bildene nedenfor).



Bildet viser avgangsledningen med utslipp på 112 m dyp og sjøvannsinntaket på 82 m dyp. På avgangsledningen er det montert en blandetank for sjøvann og et avluftingssystem.



Undersjøisk ras forårsaket av jordskjelv tok med seg både avgangsledningen og sjøvannsledningen.

Dette illustrerer hvilke utfordringer det kan være med undersjøiske ledninger i områder med jordskjelvsaktivitet.

Overvåkningsprogrammer har vist at selve utslippsarrangementet har fungert som forutsatt, dvs. forutsetningen om at avgang ikke skulle transporteres fra utslippsdypet og oppover i vannmassen. Det har vært noen problemer med forurensning av overflatelaget som skyldes gråbergdeponering nær strandkanten og avrenning til sjøen. Problemet skyldes at disse bergartene er svært bløte i sin konsistens, slik at det blir mye finstoff i gråbergstippen som vaskes ut.

5. Oppsummering av lærdom fra eksisterende og planlagt virksomhet

Målsettingen med denne rapporten er å sammenfatte hva vi vet om landdeponering (både under vann og tørt land) og ved sjødeponering av restmasser og kjemikalier fra bergindustrien. Ved nyetablering av gruveindustri er det viktig å fatte beslutninger om miljøløsninger som er basert på rapporterte fakta og konkrete erfaringer fra gjennomførte prosjekter.

Det finnes mye lærdom, men for en stor del befinner denne lærdommen seg i rapporter og utredninger og i noe mindre grad i publiserte arbeider.

5.1 Deponering av avgang på land

Landdeponering av gruveavfall har vært praktisert helt siden gruvedrift ble etablert. Det er tre typer landdeponier som har vært brukt:

1. Bruke naturlige forsenkninger i terrenget (deponi med eller uten vanndekke).
2. Bygge demninger rundt deponiet (deponi med eller uten vanndekke).
3. Deponere massene i en eksisterende innsjø.
4. Tilbakefylling i gruverom.

Valg av type landdeponi og funksjonalitet vil således være naturbetinget. Det er flere faktorer som virker inn på konsekvenser av landdeponier:

1. Nedbørsmengder (klimatiske forhold).
2. Avgangsmassens fysiske konsistens (kornfordeling) og kjemiske sammensetning/stabilitet og forvitningspotensial.
3. Grad av sårbare vannforekomster nedstrøms deponiet.
4. Grad av areal- og brukerkonflikter.

I tillegg til de mer tradisjonelle landdeponiløsningene vil det i en del tilfeller også være mulig med tilbakefylling av avgang i tomme gruverom. Dette vil avhenge av hvilken brytningsteknologi som brukes. Det bør være et prinsipp at tilbakefylling bør vurderes i all planlegging knyttet til ny virksomhet. Men det bør samtidig gjøres en vurdering av effektene av vannfylling av gruva når driften har opphørt og hvilke konsekvenser det vil få for miljøet på sikt når forurenset gruvevann strømmer ut av gruva. Tilbakefylling er ikke aktuelt hvis det er potensial for senere utvinning av råstoffer i gruva.

I tillegg til deponering av finkornet avgang kan det være behov for å deponere gråberg som er grov masse fra pukke til store steiner som ikke inneholder drivverdige forekomster av det som skal utvinnes. Vanligvis deponeres gråberg i nærområdet til gruva, for å unngå lange transportstrekninger. Mengden gråberg ved dagbrudd kan være stor, mens underjordsbrudd gir små volumer gråberg. I miljøsammenheng vil utfordringen være knyttet til avrenning av sigevann fra deponiområdet, spesielt når det gjelder gråbergsvelter fra kisgruver (surt og metallholdig vann). I tillegg kan sigevannet i mange tilfeller inneholde mye steinstøv. Dette betyr at sigevann fra gråbergsvelter oftest må tas hånd om for å unngå forurensning av vannforekomster.

5.1.1 Fysisk og kjemisk stabilitet

Oppredning for å separere de ulike mineralene fra hverandre krever nedknusning av bergarten. I de fleste tilfellene vil største mengde av mineralfraksjonen som skal deponeres bestå av forholdsvis ensartede fraksjoner av finsand-silt.

Ved sedimentasjon av steinpartikler med tilnærmet lik egenvekt og med lik form og størrelse i vann vil det dannes en avsetning med stort porevolum, og et sediment som er permeabelt. Det vil være liten friksjon mellom kornene som sammen med de vannfylte porer gjør at sedimentet vil få en ustabil struktur som gjør at det lett kan rase ut inntil det gradvis skjer en konsolidering av massene. Et sandig sediment vil i tillegg ha en nokså høy permeabilitet, av betydning for utlekking av stoffer i porevannet. Selv om avgangen omfatter ulike fraksjoner vil det ved strømming og avsetning i vann skje en sortering av partiklene etter kornstørrelse, form og egenvekt, og som gjør at det kan oppstå ustabile sjikt/lag i de deponerte massene. Dette kan f. eks skje hvis utløpet flyttes slik at det oppstår en vekslings mellom fine og grovere lag.

Bedre mekanisk stabilitet av sedimentet vil teoretisk sett kunne oppnås ved en blanding av grovere og finere fraksjoner, og ved å sørge for at massen bunnfelles raskt, uten at det skjer en separasjon i ulike kornfraksjoner. I praksis er dette trolig vanskelig å oppnå.

Ved dannelsen av bergarter er det en mer eller mindre stabil kjemisk likevekt mellom mineralene som bergarten består av. Siden de fleste bergarter er dannet ved utkrystalliserings- eller sementeringsprosesser som foregår under helt andre trykk og/eller temperaturforhold enn det vi vanligvis har på jordoverflaten er nesten alle mineraler kjemisk ustabile, når de utsettes for luft og vann samt ulike mekaniske prosesser på tørt land, i elver og i havet. Mekanisk forvitring fører til at mineraler løsner fra hverandre og knuses til mindre partikler. Kjemisk forvitring gjør at mineraler går i oppløsning, helt eller delvis, og at elementer fra mineralene løses opp og transporteres med vann. Bortsett fra noen få mineraler som er både harde og kjemisk stabile under de fleste kjemiske forhold på jordskorpen, så som zirkon, rutil og kromitt, vil de fleste mineraler over tid brytes helt ned eller omdannes til andre, mer stabile mineraler, f. eks leirmineraler. I sammenheng med deponering under vann vil imidlertid også vanlig mineraler som kvarts og feltspat mm. være meget stabile mot kjemisk forvitring.

Mineraler som er ustabile i kontakt med vann og/eller luft omfatter sulfater og karbonater (bl. a vanlig kalkstein) og særlig sulfider av ulike metaller. Sulfidmineraler som svovelkis (pyritt) er ustabile i kontakt med fuktig luft, og ved forvitringen dannes svovelsyre som får forvitringsprosessen til å akselerere. Under vann, med svært liten tilgang til oksygen vil den kjemiske forvitringen gå svært langsomt, og hvis det oppstår anaerobe forhold vil det kunne felles ut jern og andre tungmetaller som sulfider.

Kjemisk forvitring og oppløsning i vann og transport til havet fører til at havvannet inneholder større eller mindre mengder av nær sagt alle stoffer i det periodiske system (i tillegg til høyt innhold av vanlig salt). Oppholdstiden for kjemiske stoffer i havet er likevel svært forskjellig, avhengig av hvor raskt stoffet felles ut eller adsorberes på leirpartikler eller kolloider i havvannet. Eksempelvis er oppholdstid i havet (residence time) for aluminium og jern oppgitt til hhv 100 og 140 år og for kvikksølv $4,2 \times 10^4$ år, mens natrium og klor har oppholdstider på hhv $4,5 \times 10^7$ og $1,1 \times 10^7$ år. (Mason, 1966).

5.1.2 Økologiske effekter

Erfaringer fra nedlagte gruver

Vi har i Norge mange 100 års historie når det gjelder gruveaktivitet på fastlandet med utvinning og oppredning av malmer og mineraler (Arnesen, 1999). Dette har ført til at mange vassdrag i dag er påvirket av denne aktiviteten selv om selve gruvedriften opphørte for lenge siden. Avrenning fra gråbergsvelter, avgangsdeponier og gruver skaper forurensingsproblemer mange steder (Iversen og Arnesen, 2003). Fra de gamle sulfidmalmgruvene er problemene først og fremst knyttet til avrenning av surt vann med et høyt metallinnhold. Resipientene i nærområdet får en karakteristisk rødbrun farge av jernutfelling (se foto nedenfor) og omtales ofte som Raubekken og lignende. Vannkvaliteten er dårlig og bruksegenskapene til vannet er sterkt redusert. De biologiske effektene i slike resipienter kan

ofte være markerte med bortfall av mange dyre- og plantearter som normalt skulle være tilstede. Dette har en negativ betydning for det biologiske mangfoldet, for fisken og dens næringsgrunnlag og for mye av det dyre og fuglelivet som finnes langs vassdraget. Tiltak for å redusere/fjerne disse problemene, som har en svært lang varighet om tiltak ikke blir iverksatt, er ofte både vanskelige og kostbare.

I dag er det ingen aktive sulfidmalmgruver i drift i Norge, den siste ble nedlagt i 2002 (Nikkel og Olivin AS, Ballangen), men for 20-30 år siden var det mange i drift (Løkken, Folldal, Grong, Sulitjelma m.fl.). Erfaringene fra disse er mange da de alle var underlagt et kontrollprogram fra forurensingsmyndighetene i driftsfasen. Dette gir oss mye kunnskap om hvordan ny tilsvarende gruvedrift med utslipp til ferskvannsresipienter skal utvikles i fremtiden for å redusere/fjerne de effektene vi i dag ser fra tidligere tiders gruvedrift på sulfidholdige malmer. Samtidig har det internasjonalt i den samme perioden vært et stort fokus på å komme frem til best mulige teknikker og løsninger for å redusere miljøproblemene i resipientene.



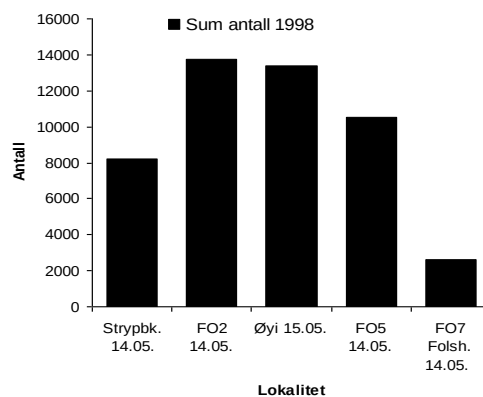
Fotografiet viser kanalen som ble anlagt forbi Bleikvassli Gruber mens overføringstunellen fra Bleikvann til Røssvann ble reparert. Kanalen bærer tydelig preg av å ha mottatt store mengder gruvevann i perioden 2005 – 2008. (Aanes et al., 2009).

Norge var tidlig ute med deponering av avgangen fra oppredningsprosessen av sulfidmalmer under vann. Dette ble gjort for å redusere oksidasjon og derved produksjonen av svovelsyre og utlekking av giftige metaller og således minke de biologiske effektene i resipientene. Til dette ble det enten tatt i bruk naturlige innsjøer i nærområdet til gruven (Grong, Bleikvassli, Sulitjelma) eller det ble anlagt kunstige avgangsdamper som ved Løkken og Folldal Verk på Hjerkin.

Erfaringene er delte, små kunstige damper har vist seg å fungere bra, men mye fokus må settes på utslippsløsning og forhold som sedimentasjonsegenskaper, oppholdstid og tiltak for å redusere effekter av vindpåvirkning. Hjerkinndammen er ett eksempel på en langt på vei vellykket løsning hvor det var mye fokus på å optimalisere sedimentasjonsforholdene i driftsfasen. Ulike tiltak ble gjennomført for å redusere tap av avgangspartikler til resipienten Folla og derved de uheldige effektene dette hadde på de biologiske samfunnene i denne delen av Folla. Dammen har et lite nedbørfelt noe som er viktig mht oppholdstid og gjennomstrømning. Overvåkning av vannkvaliteten i øvre deler av Folla (Iversen og

Aanes, 2005) viste noe partikkelpåvirkning i driftsfasen og da særlig under vårløsningen om våren. Dette avtok sterkt når driften opphørte og forholdene i Folla kom her stort sett tilbake til det normale kort tid etter. Forholdene i dammen ser også til å ha utviklet seg positivt ved at det nå har etablert seg en bestand av ørret her som gir grunnlag for et vist fritidsfiske og landskapsmessig virker dammen nå som en naturlig del av området. Lengre nede i vassdraget mottar Folla avrenning fra det gamle gruveområdet rundt Folldal tettsted hvor gruvedriften startet allerede i 1748. Forholdene her er fremdeles preget av alvorlige og forurensingsproblemer som strekker seg mange km nedstrøms tettstedet.

Resultater fra undersøkelser av bunnfaunaen (antall dyr) i Folla (mai 1998), fem år etter at gruen på Tverrfjellet ble lagt ned (se figuren nedenfor). Strypinbekken drenerer Hjerkindammen. Stasjonene Fo 2 og Øyi er lokalisert henholdsvis oppstrøms og nedstrøms samløp med denne bekken. Stasjonene Fo 5 og Fo 7 er lokalisert oppstrøms og nedstrøms de gamle gruvene i Folldal (Iversen et al., 1999 a)



Bruk av større innsjøer har vist seg å være noe mer problematisk. Østre Huddingsvatn ble tatt i bruk som deponeringsområde da Grong gruver startet opp, men avgangen spredte seg gradvis videre i vassdraget og langt utover det som opprinnelig var antatt skulle være influensområde. Løsningen for å oppnå akseptable forhold ble å bygge en dyr demning som delte vannet og føre elven fra vassdraget oppstrøms utenom den nye avgangsdammen. Bleikvassli Gruber valgte når kapasiteten i den opprinnelige avgangsdammen var oppbrukt å lede avgangen til et nytt vassdrag og benytte en relativt skjermet del av dette som deponi. Innsjøen Bleikvatn som ble valgt var sterkt regulert til vannkraftformål noe som ga en økt spredning av avgangsmateriale. Påvirkningen i de biologiske forholdene var tydelig og metallinnholdet i fisken bl.a. bly økte markant. Ved at innsjøen var utsatt for store vannstandsvariasjoner er det også en erosjon og utvasking av finstoff fra strandsonen, noe som over tid vil tildekke avgangen og redusere utlekkingen av metaller.

Undersøkelser som ble gjort i 2008 viser at metallinnholdet i fisken fremdeles var over det som er naturlig, men betydelig lavere enn det som var mens gruen var i drift (Aanes et al., 2009). Undersøkelsene som ble gjort av fisken mht bly og kadmium i fiskekjøttet konkluderte hele tiden med at de ikke var så høye at det var noen fare å spise fisken.

I tillegg til at avgang lekker metaller til omgivelsene vil avgangspartikler endre bunnforholdene i innsjøen. Det oppstår en nedslammingseffekt og deler av bunnfaunaen forsvinner også som følge av at de fysiske-kjemiske forholdene i sedimentet endres. Effekten er avhengig av i hvilken grad de syre-nøytraliserende egenskapene i avgangen er i stand til å nøytralisere oksidasjonsproduktene og de fysiske-kjemiske forholdene i vannet like over avgangen. Dette er forhold som vil styre lekkasjen av metaller fra avgangen til vannfasen over, og videre biotilgjengeligheten (miljøfarligheten) av disse metallene. Dette vil være bestemmende for hvordan bunnfaunaen påvirkes og hvordan tungmetaller

tas opp i dyrene og videreføres til fisken i vassdraget. Tidligere var det i mange sulfidmalmgruver vanlig å pumpe det sure metallrike gruvevannet som dannet seg inne i gruen inn på avgangsledningen. Tanken var at den sterkt basiske avgangen ville nøytralisere gruvevannet og binde de løste metallene til avgangen. Effekten av dette var positiv, men samtidig ville dette bruke opp noe av bufferkapasiteten i avgangen. Enkle tester med avgang fra Bleikvassli kunne tyde på at en over tid fikk noe mindre utlekking av giftige metaller fra den avgangen som ikke hadde mottatt surt gruvevann (Aanes, 1996) enn den med. De biologiske effektene var også langt større i vannet over den avgangen som hadde mottatt surt gruvevann. Dette temaet, nemlig håndtering av gruvevann som etter en tid blir sterkt surt og rikt på metaller, bør en ha særlig fokus på ved etablering av ny gruvedrift på sulfidiske malmer.

En annen viktig påvirkning fra brytning og oppredning av malmer og mineraler er forurensing fra uorganiske partikler. Når disse kommer ut i elver og bekker vil det ha en nedslammingseffekt som kan ødelegge gyteområder og redusere næringsgrunnlaget for fisken i vassdraget. Dette fører til at hele eller deler av bunnsfaunaen som lever av å filtrere næringspartikler fra vannet blir borte og derved forsvinner også en viktig del av vassdragets selvrensingsevne. Avhengig av avgangspartiklenes form vil de kunne gi gjelleskader på dyrelivet i vassdraget. Nåleformede partikler har vist seg som svært skadelige og kan gi store skader i vassdraget (Jakobsen et al., 1987).

For å redusere produksjonen av surt gruvevann i nedlagte gruver har vi de siste årene hatt en praksis i Norge å tette gruen og la den naturlig fylle seg med vann. Dette reduserer oksidasjonen av eksponerte sulfidmineraler i gruen, men når gruen er full får vi et avrenningsvann som må håndteres før det ledes til en resipient for å unngå de problemene vi er vant med fra tidligere utslipp av surt gruvevann. Mens det i driftsfasen var pågående overvåkning av de biologiske effektene, deres størrelse og utstrekning i vassdragene som var påvirket, har det vært liten oppfølging i de samme resipientene av økologiske forhold etter at driften ble lagt ned.

Det ble i 1990 foretatt en sammenstilling og vurdering av resultater som da var samlet inn fra NIVAs undersøkelser vedrørende effekter av metaller fra gruveforurensninger på biologiske forhold i vassdrag (Grande et al., 1991). Hovedvekten var lagt på effekter på fisk. Kobber, sink og kadmium er de av tungmetallene som forekommer vanligst i gruveresipienter og som kan tenkes å utøve giftvirkninger i noe større omfang, og av disse har kobber størst betydning. Dataene kunne tyde på at Cu-verdier gitt som årsmiddel (totalverdier) hadde ubetydelige skadevirkninger overfor fisk og invertebrater/bunndyr når disse var under ca 20 µg Cu/l. Spesielt følsomme arter i samfunnene av begroing og invertebrater kan være påvirket ved lavere konsentrasjoner av kobber. I enkelte lokaliteter viste dataene også at det var gode bestander av laksefisk i konsentrasjoner fra 30-50 µg Cu/l, men da gjerne i en vannkvalitet med noe høyere ledningsevne og organisk innhold (humus). Det ble ikke påvist i de lokalitetene som da var undersøkt at sink, kadmium eller andre metaller utøvde giftvirkning av betydning.

Nyetablering av sulfidmalmgruver

Mye kunnskap er samlet de siste årene og særlig da ute i verden om hvordan en skal håndtere vannrelaterte resipientproblemer fra f. eks. sulfidmalmgruver. Nye forskrifter og regler er kommet, ”best available technologies” er utviklet og en vugge til grav tankegang er innarbeidet. Dette er med allerede i planleggingsfasen. Likeledes skal det i henhold til EUs Mineralavfallsdirektiv avsettes midler i driftsfasen nok til å håndtere fremtidige miljøkrav når forekomsten er tømt og området skal tilbakeføres til en nær før situasjon. Legges dette til grunn skulle det være mulig å åpne nye gruver uten de forurensingsproblemene vi er vant med fra tidligere tiders gruvedrift.

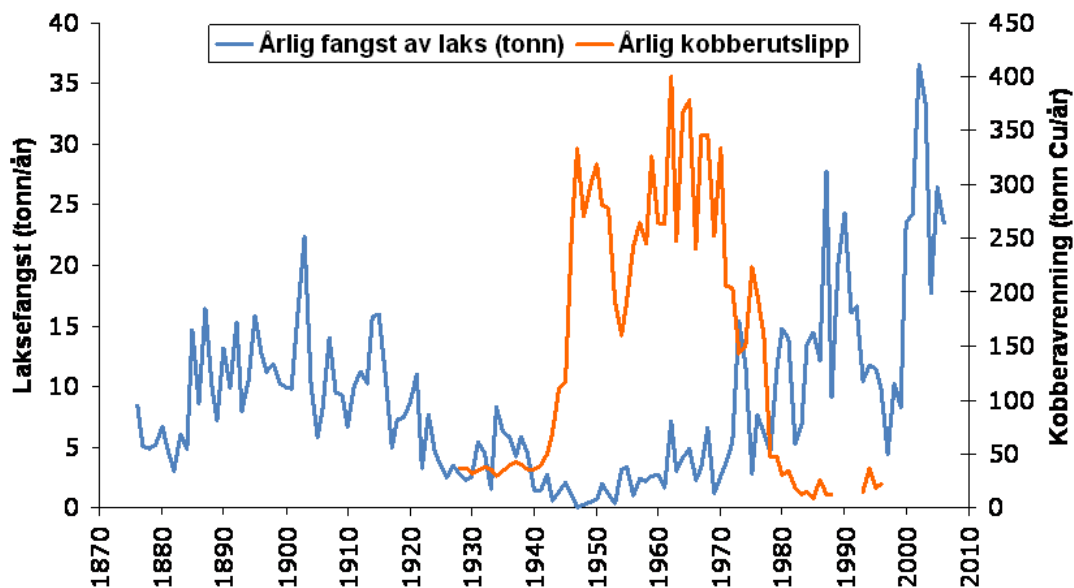
5.1.3 Effekter på naturressurser

Bakgrunn

Fisk, og da spesielt laksefisk, representerer en stor naturressurs. På landsplan skaper laksefisket trolig verdier i størrelsesorden 500 - 1000 millioner årlig. Laksen i våre elver representerer derfor en stor naturressurs og i en del områder skaper avrenning fra nedlagte kisgruver konflikter med laksenæringen (f.eks. i Orkla).

Skadelige effekter av avrenning fra gruveaktivitet på fisk er godt kjent og dokumentert fra langt tilbake i tid. Det finnes historiske datasett som dokumenterer sammenhengen mellom avrenning og populasjonsreduksjoner, og en rekke norske vann og deler av vassdrag er enda så påvirket av gruveavrenning at de er fisketomme eller har reduserte bestander. Mye er kjent om enkeltmetallers toksiske mekanismer på fisk, og en god del om ulike fiskeslags toleransegrenser for metaller. Det gjøres stadige framskritt også på å overføre denne kunnskapen til modeller som kan predikere effekter på populasjonsnivå i naturen. Likevel er det fortsatt kunnskapsmangel og/eller dokumentasjonsbehov på en del felter. Kompleksitet knyttet til både vannkjemi og ulike fiskearters –og livsstadiers følsomhet gjør at universelle grenseverdier vanskelig kan settes. Nåværende praksis med å benytte seg av en fast grenseverdi for ett metall (kobber, 10 µg/L) vil i mange tilfeller virke villedende. Det finnes eksempler på at fiskepopulasjoner godt klarer seg i et miljø med høyere kobberkonsentrasjoner, samtidig som vi vet at langt lavere konsentrasjoner har negativ effekt under naturlige vannkjemiske forhold på følsomme livsstadier.

Figuren nedenfor viser sammenhengen mellom årlig fangst av laks i Orkla (kilde: Direktoratet for Naturforvaltning) og utslipp av kobber fra Løkken verk (Iversen, 2009 c)



For å unngå at pålegg om miljøtiltak knyttet til bergverksdrift og deponier enten blir unødige kostbare, eller ikke oppnår den ønskede beskyttende effekt, er det behov for stedspecifikke vurderinger av grenseverdier, samt en økt innsats på å finne tålegrenser for spesielt sårbare livsstadier hos fisk.

Bergverksdrift, deponier og fisk

To hovedkomponenter i avrenningen knyttes til effekter på fisk: frie metallioner og partikler. Av disse to er det den direkte gifteffekten av metaller som er mest framtrædende og vektlagt i effektstudier og

overvåking knyttet til tradisjonell bergverksdrift. Imidlertid vil også partikkelforurensing være en viktig komponent i tilknytning til bergverksdrift og deponier i fremtiden.

Metaller

Frigjøring og utlekking av metaller til vannfase, regnes som hovedproblemet i mange deponier, og design/nedstrøms tiltak rettes mot å minimere slik utlekking. Avhengig av den aktuelle avgangens kjemiske og fysiske sammensetning, samt deponiets utforming, vil konsentrasjon og sammensetning av metaller som tilføres det ytre miljøet være stedsspesifikk. For å være giftige for fisk må metaller være i en biotilgjengelig form, og frie metallioner regnes for å være mest biotilgjengelig, og dermed mest giftig. Tilstandsformen (og dermed biotilgjengelighet/toksisitet) er avhengig av hvert enkelt metalls kjemiske egenskaper (Lydersen et al., 2002), samt andre vannkjemiske faktorer som vannets pH, alkalinitet/hardhet, saltholdighet, mengden oppløst organisk materiale og tilstedeværelsen av kompleksdannende substanser (Niyogi and Wood, 2004). En ytterligere kompliserende faktor er de ulike kjemiske reaksjonenes hastighet. Oksidasjon, hydrolyse, polymerisering, kompleksbinding og utfelling forekommer når frigjorte metaller introduseres til det ytre miljø. Metaller kan være langt mer toksiske før disse reaksjonene har gått til en likevektssituasjon, noe som kan ta timer og dager i enkelte tilfeller (Kroglund et al., 2001, Teien et al., 2004; 2008). Avhengig av de ulike metallenes kjemiske egenskaper, er også konsentrasjonen som skal til for å gi en toksisk effekt på fisk svært ulik. Tradisjonelt har man i Norge forholdt seg til grenseverdier på kobber alene, selv om også andre metaller i avrenningen har toksisk effekt.

Giftighet av metaller for fisk

En god del arbeid gjort under norske forhold beskriver de toksiske virkningsmekanismene av metaller fra gruveavrenning (Olsvik et al., 2001; Hansen et al., 2007). Siden toksisitet av metaller er sterkt avhengig av vannkjemiske faktorer, er det vanskelig å trekke noen generelle grenseverdier ut av litteraturen. I EU's risikovurderinger av enkeltmetaller søker man å introdusere korreksjonsfaktorer for effekten av ulike vannkjemiske komponenter som organisk materiale (ferskvann og sjøvann) og hardhet (ferskvann). Norske ferskvannsforekomster er generelt meget fattige på kalsium og magnesium (Skjelkvåle et al., 2001), hvis karbonater utgjør vannets hardhet/bufferkapasitet. Flere forsøk er derfor utført med representativ norsk vann for å få tilstrekkelig kunnskap om den modifierende effekten av lav hardhet på giftighet av metaller (Källqvist et al., 2003; Haugen et al., 2007). Det er likevel problematisk å lese for mye ut av data fra forsøk med enkeltmetaller når en står ovenfor en situasjon med komplekse metallblandinger med mulighet for agonistiske og antagonistiske effekter. En risikoevaluering bør gjøres i hvert enkelt tilfelle, hvor kunnskapen om den aktuelle vannkvaliteten brukes til å modifisere toksisiteten av en gitt metallkonsentrasjon.

Det er utviklet flere analytiske metoder for å bestemme andelen biotilgjengelige metaller som er utprøvd (Røyset et al., 2005). For ferskvann har det blitt utviklet ulike biotilgjengelighetsmodeller for å beregne toksisitet, eksempelvis "Biological ligand model" (BLM) (Niyogi and Wood 2004, Deleebeeck et al., 2007), og denne typen modeller brukes nå av et økende antall organisasjoner f.eks i EU. Både spesieringsteknikker og kjemisk modellering bør tas i bruk i større grad også i Norge.

Partikler

Begrepet ”partikler” benyttes om mange typer ikke-løste aggregater av variabel størrelse. I bergverkssammenheng vil avrenning/utslipp bestå av uorganiske partikler med en steds karakteristisk kjemisk sammensetning, størrelsesfordeling og form. Partikler vil kunne påvirke fisk direkte gjennom effekter på slimlag, skinn og gjeller, og indirekte gjennom økosystem-effekter. Den indirekte effekten av partikler kan oppsummeres i tre hovedelementer:

- Nedslamming av bunns substrat med ødelagt/reduerte gyte og oppvekstområder som resultat
- Redusert primærproduksjon som følge av redusert lysgjennomtrengning i vannet
- Redusert visibilitet med redusert fødeopptak som konsekvens

Effekter av partikler på fisk

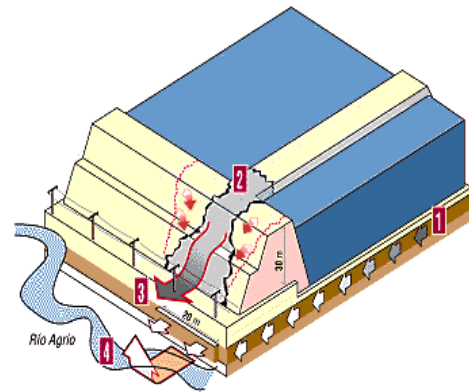
Kunnskapsstatus på direkte effekter av partikler på fisk er oppsummert i Dale et al., (2008), der det påpekes at hoveddelen av kunnskap om effekter på fisk i ferskvann stammer fra stillehavsarter av laksefisk. Det mangler dermed spesifikke grenseverdier for de vanligste fiskearter i norsk ferskvannsf fauna. For estuarin/marin fisk er antallet effektstudier svært lavt, og det er dermed mangelfull kunnskap om effekten av partikkelutslipp til marint miljø og marine deponier på fisk (Dale et al., 2008). Turbiditetsmålinger må suppleres med informasjon om partiklenes størrelsesfordeling og form for å oppnå en bedre forståelse av effekter og mer nøyaktige grenseverdier for fisk (Bilotta and Brazier, 2008).

Livsstadier og følsomhet

Generelt er livsstadier hos fisk der det skjer store morfologiske og fysiologiske endringer mest sårbare for alle typer påvirkning. Tidlige livsstadier, med utvikling fra egg til fritt svømmende yngel stadium, er kanskje det mest illustrerende eksemplet på dette. Flere forsøk med metalleksponering på dette stadiet er gjennomført. Kjønnsmodning og gytestadiet er et annet livsstadie der følsomhet øker, og dette er vist i felt for bl.a. aluminium (Pettersen et al., 2007). Hos anadrom laksefisk (vandrer til sjøen etter oppvekst i ferskvann) er smoltstadiet svært følsomt for metalleksponering. Smoltifisering innebærer en kompleks fysiologisk og morfologisk preadaptasjon til å håndtere salt og vannbalansen ved overgang til liv i sjøen (Hoar, 1988). Under smoltifisering øker følsomheten for en rekke miljøforhold. Økt følsomhet for lav pH og aluminium under smoltifisering er godt dokumentert (Staurnes et al., 1996; Kroglund et al., 2007a), og konsentrasjoner som gir liten effekt under eksponering i ferskvann, er vist å gi redusert overlevelse i påfølgende liv stadium i det marine miljøet (Kroglund et al., 2007b). Mekanismene knyttes til forstyrrelse i sentrale enzymesystemer for opprettholdelse av saltbalansen (Kroglund et al., 2007b, Nilsen et al., 2010). Ut i fra dagens forståelse av metallers virkningsmekanisme, er det all grunn til å anta at økt følsomhet også gjelder andre metaller. For gruveavrenning fra Meråker er det påvist at smolt dør hurtigere enn yngel, og med store forstyrrelser i saltreguleringsenzymene (Kristensen et al. 2009). Pilotforsøk med avrenning fra Løkken gruver har gitt lignende resultater (Kroglund et al., upublisert). Også forstyrrelser i sanseapparatet blir svært viktig hos fisk som vandrer mellom ulike habitater, og effekter av kobber på luktesans hos laksefisk er påvist ved svært lave konsentrasjoner (Baldwin et al., 2003; Sandahl et al., 2007).

5.1.4 Uhellrisiko

Den mest aktuelle risiko knyttet til landdeponier er damanlegg som svikter. Det er en utvikling i klima som går mot større nedbørsmengder og økt hyppighet i flommer. Dette vil sette store krav til damanlegg. Det er flere eksempler fra utlandet fra de siste 10 år om landdeponier av gruveavgang hvor demninger har kollapset med den følge at avgangsmasser har påført naturen store ødeleggelser og hvor det også har vært problemer i forhold til liv og helse. I 1998 brast en avgangsdam knyttet til til en bly-sinkgruve eid av Boliden i Los Frailes i Spania som medførte at 5-7 mill m³ avgangsmasse rant ut i elva Rio Agrio (se figur nedenfor). Årsaken var at en utlidning under avgangsdammen (se bildet til høyre nedenfor). Store områder med jordbruksland ble dekket av gruveslam.



Dambruddet i Los Frailes, Spania 25. april 1998. Bildet til høyre viser hva som forårsaket dambruddet
Foto: Google.

Det som ofte skjer er at når deponiet er i ferd med å fylles opp til kapasitetsgrensen blir det besluttet at demningen skal bygges på i høyden for å øke kapasiteten. Dette setter store krav til damkonstruksjonene. I og med at klimaendringer kan føre til større nedbørmengder enn forutsatt da dammene ble konstruert utgjør dette en potensiell risiko.

5.1.5 Overvåking og miljødokumentasjon

Som nevnt i avsnittene foran vil det være behov for videre overvåking og dokumentasjon ved flere av deponiområdene. Dette kan grunngis ut fra flere betraktninger:

1. Damkonstruksjon og forurensningspotensial gjør det nødvendig å ha en evigvarende kontroll og dokumentasjon på at noe utvikler seg i negativ retning.
2. Situasjonen i flere deponier er ustabil med hensyn til vannkvalitet.
3. Mineralavfallsdirektivet setter krav til nedlagte deponier (artikkel 20 og 21). Kravene omfatter bl.a. dokumentasjon, oppfølging av tekniske løsninger og at opplysningene skal være vitenskapelig basert. Dette innebærer at det alltid må være relevant kompetanse tilgjengelig og at denne oppdateres løpende. Kontakt med miljøer i andre land der forskningsaktiviteten er større enn i Norge er viktig (Canada, USA, Sverige og EU, Australia m.fl.).
4. Et nasjonalt forskningsprogram knyttet til bergindustri og miljøutfordringer vil sikre at Norge har kompetanse til å tilfredsstille Mineralavfallsdirektivets krav.
5. Norge var tidlig ute med å ta i bruk deponeringsløsninger for avgang som i dag betraktes som framtidsrettede. Vi har lange observasjonsserier i deponiene og resipientene, noe som er viktig i forbindelse med kalibrering av beregningsmodeller for metallutlekking.
6. Stikkprøvetaking alene har begrenset verdi. Vurdering av resultater sett i forhold til beregningsmodeller som er benyttet vil gi sikrere informasjon om prosessene som pågår i et deponi.
7. Oppfølging av situasjonen i deponiene på vitenskapelig grunnlag vil være svært nyttig i forbindelse med konsesjonsbehandling av nye utslippssøknader.
8. Erfaring med overvåking av ferskvannsdeponier videreutvikles til også å omfatte deponering i marint miljø der erfarings- og kunnskapsnivå er dårligere.

Et viktig prinsipp knyttet til vannkjemisk overvåking i gruveområder er at det i tillegg til måling av konsentrasjoner av partikler og metaller også måles vannføring slik at transport (fluks) kan beregnes. Konsentrasjoner er viktig i forhold til biologiske effekter, men for å forstå de prosesser som skjer vil må transport av forurensning dokumenteres. Og for å kunne beregne for eksempel årlig transport må det måledata fra alle hydrologiske situasjoner til for å få et representativt bilde.

Ved etablering av ny gruvevirksomhet som medfører deponering av avgang på land er det viktig å få en god oversikt over miljøforholdene i de vannforekomstene som kan bli berørt av virksomheten for å kunne skille mellom hva som skyldes gruvedriften og hva som skyldes naturlige variasjoner.

5.1.6 Eksempler på deponier som har virket etter sin hensikt

Det kan være svært vanskelig å skille mellom vellykkede og mindre vellykkede deponeringsløsninger. All deponering medfører effekter på miljøet i en eller annen form. Av den grunn kan en karakterisering av den enkelte deponeringsløsning ofte være avhengig av situasjonen i det enkelte gruveområde og resipientforholdene der. En løsning som karakteriseres som akseptabel ett sted kan kanskje forårsake større effekter ved en annen lokalitet. Valg av løsning vil derfor alltid bli sett i forhold til naturmiljøet der hvor virksomheten planlegges. I det følgende vi vise noen sentrale eksempler på vellykkede og mindre vellykkede deponeringsløsninger i Norge. Det er også noen eksempler på løsninger som det kanskje er riktig å karakterisere som en tredje kategori, dvs. som en ennå ikke har oversikten over langtidseffekten av, og som en trenger følge opp over lengre tid før en trekker den endelige konklusjon og for å kunne ta stilling til eventuelle tiltak.

Hjerkinndammen

Hjerkinndeponiet var det første vanndekkede deponiet i Norge for sulfidholdig avgang (kap. 4.2.1). Deponiet var i drift fra 1968 til 1993. Avgangen hadde lavt svovelinnhold (<5 %) og avtakende svovelinnhold fram til deponering opphørte etter hvert som oppredningsprosessen ble forbedret.

Da deponiet ble planlagt omkring 1964 var det motstand mot å ødelegge Hjerkinnsmyra som da var et våtmarksområde med et rikt fugleliv. Etter at deponering opphørte våren 1993, er den nåværende Hjerkinndammen benyttet som bade- og fiskedam og betraktes i dag som en perle i landskapet som folk setter pris på. Dammen glir naturlig inn i terrenget og selve damkonstruksjonen er lite synlig for folk der de ferdes langs E6 og riksveg 29 fra Folldal opp til Hjerkinnkrysset (se figur nedenfor).



Hjerkinndammen i juni 2010. Foto: E.R. Iversen.

I dag ville det kanskje vært vanskelig å etablere en gruvevirksomhet på Hjerkinns slik som lokaliseringen er i et sårbart høyfjellsområde og på terskelen til Dovre og Rondane nasjonalparker. Når en ser tilbake til driftsperioden var det ingen alvorlige uhell under driften. Deponeringen foregikk

tilfredsstillende. Tilførslene fra Hjerkinndammen endret imidlertid den kjemiske vannkvaliteten i betydelig grad på hele vassdragsstrekningen ned til Alvda som følge av bruk av kalk og sulfater (svovelsyre) i oppredningen. Øvrige flotasjonskemikalier (xantater) var også merkbare et stykke nedover i Folla. Partikkeltransporten fra deponiet var relativt beskjeden og varierte i området 10-60 tonn/år. Det ble deponert ca 300.000 tonn avgang pr. år i dammen. Utslippene hadde likevel en effekt på bunndyrbestanden et par km nedover Folla. Om våren før vårflommen kom kunne en på denne strekningen også observere avsetninger av avgangspartikler i bunnsedimentene i elva. Totalt sett ble situasjonen betraktet som akseptabel og det skjedde ingen forverring i den tiden driften pågikk.

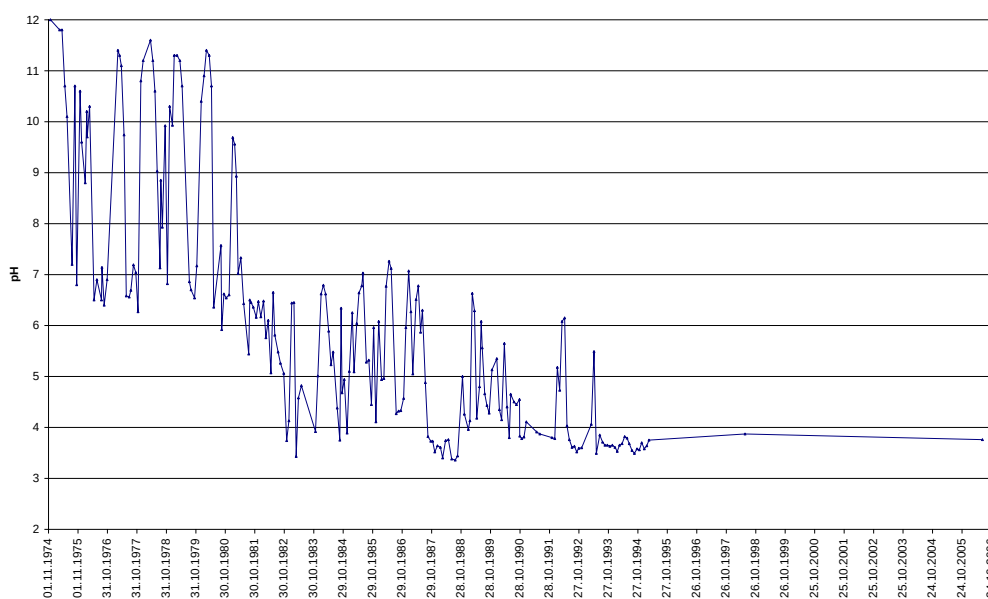
Etter at driften opphørte ble vannkvaliteten i vassdraget nedstrøms Hjerkinndammen nær den opprinnelige etter relativt kort tid. Det ble påvist noe sink i overløpsvannet fra deponiet, men dette ble satt i sammenheng med tilførsler fra gruveområdet under Tverrfjellet (Jernbanestollen).

Totalt sett må gruveprosjektet på Tverrfjellet karakteriseres som et vellykket prosjekt hva deponering angår (Iversen et al., 1999 a; Iversen og Aanes, 2005). Deponeringen gikk greit selv under vanskelige klimatiske forhold. Partikkeltransport og tungmetalltransport fra deponiet var relativt beskjeden under driften og i årene etterpå.

Bjønndalsdammen

Bjønndalsdammen ved Løkken Verk (kap. 4.2.4) var det første deponiet i Norge der en deponerte avgang med høyt sulfidinnhold (36 %) under vann i en anlagt dam. Deponering pågikk i perioden 1974-1987. I alt er det deponert ca 3,2 mill tonn meget reaktiv avgang i dammen. Kobberinnholdet er ca 0,2 %, noe som betyr at dette avfallet er den kilden på Løkken som har størst forurensningspotensial når en sammenligner med annet avfall som er deponert i området.

Under driften hadde vannkvaliteten i dammen en forholdsvis høy pH-verdi som følge av at avgangen hadde en pH-verdi omkring 9. Vannfasen inneholdt imidlertid en del tiosulfat/polytionater. Nedenfor dammen oksiderte disse forbindelsene til sulfat etter hvert som vannet ble luftet, noe som medførte syredannelse og pH- fall i de to innsjøene nedenfor, Fagerlivatn og Bjørnlivatn. Partikkeltransporten ut av dammen var beskjeden. Av og til kunne en også observere pH- fall i selve dammen av samme årsak og som følge av at oksidasjonsprosessene i avfallet bl.a medførte frigjøring av toverdige jern- ioner som oksiderte til treverdige jern i dammen. Hydrolyse av treverdige jern avgir syre. Sistnevnte prosess ble mer fremtredende etter at deponering opphørte, noe som figuren under viser.



pH-målinger i Bjønndalsdammen 1974-2006.

Vannkvalitet og forurensningstransport ble fulgt opp tett under driften og i årene etterpå. Det ble bl.a. laget en beregningsmodell for hvordan tungmetallnivåene ville utvikle seg i årene etter deponioppheving (Arnesen et al., 1997). Hittil har beregnede konsentrasjoner stemt godt med situasjonen i dammen (Thornhill og Bjerkeng, 2006) og (Iversen og Arnesen, 2001).

Slik situasjonen er på Løkken må avgangsdeponiet i Bjønndalen karakteriseres som vellykket og viser tydelig de store forskjellene mellom moderne deponeringsteknikk og tidligere tiders deponeringspraksis. I forurensningsbildet på Løkken betyr tilførselene fra Bjønndalsdeponiet svært lite i dag. En må imidlertid legge til at slik deponiet er konstruert vil en alltid måtte føre kontroll med damkonstruksjonen og vannstand/vannkvalitet i deponiet. Dammen er ikke vedlikeholdsfri sett i et lengre tidsperspektiv. Tatt i betraktning det store forurensningspotensial som innholdet i dammen har og det verdifulle vassdraget nedenfor er det viktig å ha et regelmessig tilsyn med deponiet. En må også tenke på at denne deponeringsløsningen ikke er forurensningsfri. I et annet miljø der en kanskje har en annen situasjon i området og i resipienten er det viktig også å ta i betraktning de negative sidene ved et slikt deponi til tross for at en har kontroll på lekkasjen av tungmetaller.

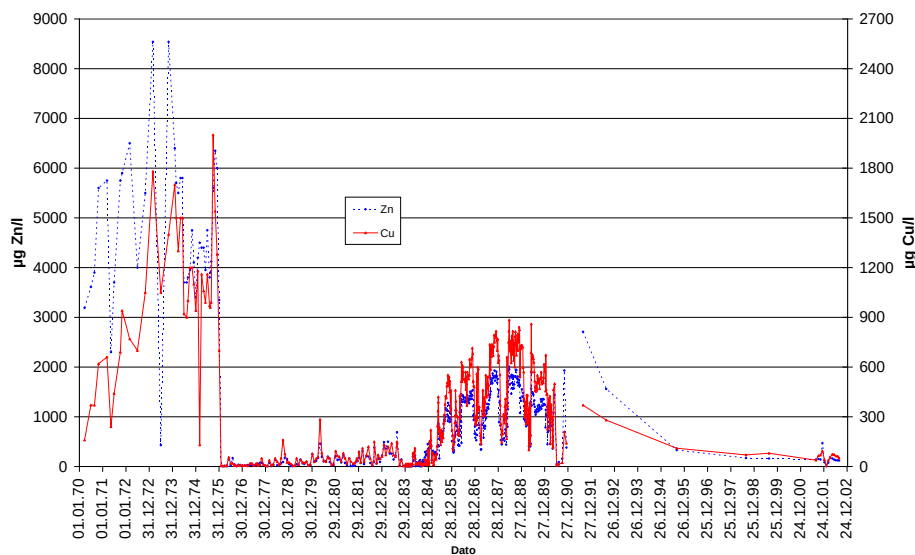
Dausjødeponiet

Elkem AS – Skorovas Gruber (kap. 4.2.5) var i drift i perioden 1952-1984 og utviklet seg raskt til å bli en av de mest forurensende sulfidmalmgruvene i Norge. De to største forurensningskildene var gruvevannet og sigevann fra Gråbergtippen. Bedriften benyttet Dausjøen like nedenfor oppredningsverket som avgangsdeponi. Fram til høsten 1976 var vannkvaliteten i deponiet sterkt sur og betydelig forurenset. Dette hadde sammenheng med pH-verdien i avgangen fra den prosessen som ble benyttet, samt at en del avgang var deponert i strandsonen ved Dausjøen.

Høsten 1976 ble oppredningsprosessen endret til selektiv flotasjon der en produserte konsentrater av kobber og sink. Pyritten ble deponert sammen med den øvrige avgangen på ca 20 meters dyp i Dausjøen. Mye av den gamle avgangen ble også etter hvert deponert under vann i Dausjøen.

Den nye prosessen medførte et utslipp med pH-verdi omkring 9 som på Løkken. Dette førte til et betydelig forbedring i vannkvaliteten ut av Dausjøen. En oppnådde to effekter. Den høye pH-verdien medførte i seg selv en utfelling av metallhydroksider. I tillegg hadde mineralpartiklene i avgangen også evne til å adsorbere tungmetaller. I perioder ble det for eksempel påvist lavere kobberkonsentrasjoner i Dausjøen enn hva løselighetsproduktet for kobberhydroksid skulle tilsi (se figuren nedenfor). Dette førte igjen til at ørreten kom tilbake i nedre del av Grøndalselva. Som på Løkken hadde en også her virkninger av dannelse av tiosulfat/polytionater under oppredningsprosessen. I bekken fra utløpet av Dausjøen og ned til Store Skorovatn fikk en et fall i pH som følge av oksidasjon av tiosulfat til sulfat. Om vinteren var oksidasjonen av og til ufullstendig, noe som førte til sulfiddannelse i Store Skorovatn når innsjøen var islagt. Dette hadde imidlertid ingen konsekvenser for nedre del av vassdraget.

I 1989-1990 ble til slutt Gråbergtippen vedtatt flyttet til et undervannsdeponi i Dausjøen. Man har således ti undervannsdeponier i Dausjøen. Tiltakene i Skorovatn har ført til en reduksjon av avrenningen av kobber med ca 95 % (Iversen, 2004). Selv om det fortsatt er en del forurensningsproblemer i området, må en karakterisere deponeringsløsningene i Skorovatn som meget vellykkede, særlig når en tar i betraktning den vanskelige forurensningssituasjonen en hadde i 1984 da gruvedriften ble nedlagt.



Kobber- og sinkkonsentrasjoner ved utløpet av Dausjøen 1970-2002.

Huddingsvatn-deponiet

Grong Gruber var i drift i perioden 1972-1997 (kapittel 4.2.2). Bedriften produserte konsentrater av kobber og sink, men måtte deponere svovelkisen sammen med den øvrige avgang av markedsmessige årsaker. Før oppstart ble det diskutert mulige deponeringsalternativer, men man endte opp med å benytte Østre Huddingsvatn som deponeringsområde. Man antok at det ville bli liten spredning av partikler fra dette området fordi det kun var et par grunne terskler mellom Østre og Vestre Huddingsvatn.

Etter kort tids drift ble det oppdaget at deponeringen ikke gikk som planlagt. Det ble påvist en økende spredning av avgangspartikler fra deponeringsområdet og en snikende negativ effekt på hele vassdragsstrekningen ned til Vektaren der Huddingsvassdraget blandes med vannmassene fra Namsvatn. Overraskende store partikler opptil 250 µm ble påvist flere km fra utslippsområdet nede i Vektarbotn.

En kan selvsagt diskutere om deponeringsløsningen som Grong Gruber valgte var vellykket. Etter at man gjennomførte et kostbart, men effektivt avstengningstiltak i 1989-1990 greide man imidlertid å snu trenden. En kan derfor betrakte deponeringen ved Grong Gruber som to forskjellige perioder. Den første delen fram til 1990 var ikke vellykket mht partikkelspredning. Tiltaket som ble gjennomført var imidlertid vellykket. Med den teknikken som ble valgt greide en å stoppe partikkelspredningen i betydelig grad og slik at den biologiske situasjonen i vassdraget nedenfor forbedret seg hele tiden fram til 2004 som var siste observasjonsår.

Situasjonen i Vestre Huddingsvatn var ikke fullt restituert i 2004. Trolig vil det ta lengre tid å reparere skadevirkningene. En så i 2004 at bunnvegetasjonen var i ferd med å komme tilbake og at utviklingen var positiv, men det viktige næringsdyret marflo var ennå ikke kommet tilbake. Det kan være flere årsaker til dette. En mulig årsak til at det går tregt er at på 1970-talet ble en ny fiskeart, ørekyte, introdusert i vassdraget. Denne opptrådte etter hvert i store stimer i de grunne områdene, noe som kan ha skadelige effekter på bunndyrbestanden (Iversen et al., 2004).

En erfaring fra Huddingsvatn er at selv små mengder avgangspartikler kan gjøre skade. Før tiltaket kunne f.eks siktedypet i Vestre Huddingsvatn utenfor deponiområdet ligge i området 6-7 meter. Etter tiltaket økte siktedypet til det antatt normale nivå 12-14 meter. Mengde suspendert slam pr. liter var i alle år relativt beskjedent, men effektene var likevel tydelige.

Totalt sett må likevel deponeringen i Huddingsvatn til slutt karakteriseres som vellykket etter hvert som en fikk kontroll på partikkelspredningen. Deponering i et innsjøsystem setter større krav til operatøren enn ved deponering i en dam. Undervannsdeponeringen viste også her at dette prinsippet er godt egnet for å ha kontroll med tungmetallutløsningen. Sammenligning av observasjoner med beregnede verdier for tungmetallutløsning viste god overensstemmelse. Det ble konkludert med at selv om en forbedring kunne være mulig ved å gjennomføre en overdekking av avgangen under vann, ville kostnadene ved et slikt prosjekt ikke stå i forhold til nytteverdien (Arnesen, 1998).

5.1.7 Eksempler på deponier med uforutsette miljøproblemer

Røros Kobberverk

Driften til Røros Kobberverk (1644-1977), (kap.4.2.6), var på ingen måte i samsvar med de krav en slik virksomhet ville ha fått i dag. Det ble den gang lagt mer vekt på økonomisk utbytte og historiske tradisjoner enn miljøet. Avgangsdeponeringen var katastrofal. Bare det faktum at virksomheten tross alt hadde begrenset omfang og avfallsmengdene relativt beskjedne har reddet oss fra større miljøkonsekvenser i ettertid.

Problemene i forbindelse med avgangsdeponeringen er størst i Storwartz-feltet. Her strømmet avgangen fritt ut fra oppredningsverket og ligger i dag eksponert for forvitring på strekningen fra selveverket og ned til Djupsjøen (se figuren nedenfor). Avgangen avgir betydelige mengder forvittringsprodukter, noe som påvirker vannkvaliteten på hele vassdragsstrekningen (Hittervassdraget) ned til Glomma (Arnesen, 1996; Grande et al, 1996; Iversen, 2004 b).

Området er nå vernet mot alle inngrep og er en del av Verdensarven Røros.



Avgang ved oppredningsverket ved Storwartz. Foto: E.R Iversen, 2009.

Knaben Molybdengruber

Driften ved Knaben ble lagt ned i 1970. Avgangen fra oppredningsverket (kap.4.2.10) ble i alle år ført rett ut fra oppredningsverket slik som praksis også var ved Storwartz-verket på den tid. Avgangsmengdene var imidlertid betydelig større enn ved Storwartz-verket.

Tungmetallproblemene knyttet til avrenning fra deponimassene er vurdert som beskjedne (Iversen, 1998). De største problemene er knyttet til partikkelspredning fra massene. De er ikke stabile slik de er deponert, og vil etter hvert fylle igjen Store Knabetjern uten tiltak. Derfor vil tiltak bli gjennomført. Dette er teknisk vanskelige og kostbare tiltak.

Mens deponering pågikk førte dette til betydelige effekter nedover vassdraget da avgangen ble avsatt i roligere elvestrekninger helt ned til Fedafjorden. Det er ingen problemer knyttet til disse massene i dag (Traaen og Bækken, 2002).

Eksemplet Knaben er et typisk eksempel på en dårlig deponeringsløsning som er svært kostbar å reparere i ettertid. Hadde dette vært en kobber-/sinkgruve og ikke en molybdengruve ville dette ha ført til betydelig høyere tiltakskostnader da en også måtte ha gjennomført en overdekking i tillegg.

Titania

Deponeringsløsningen ved Titania ble endret i 1994 ved at en måtte deponere på land i et anlagt landdeponi. Tidligere ble avgangen deponert i Jøssingfjorden og på Dyngadjupet utenfor Jøssingfjorden (se kap. 4.5.1). På grunn av manglende kontroll med partikkelspredningen ble bedriften pålagt å bygge landdeponi. Det ble prosjektert en damkonstruksjon for ca 30 års drift.

Deponiet begynner nå å bli fullt og en har etter hvert fått en del erfaringer fra driften og fått en bedre forståelse av de utfordringene en står over for når deponiet eventuelt skal avsluttes.

Da en valgte å bygge en drenerende dam har en etter hvert erfart at deponiet lekker nikkel (ca. 1-1,2 tonn pr år). Dette skyldes at deler av avgangsmassene som er deponert over grunnvannsspeilet i deponiet er utsatt for forvitring. Tungmetallproblematikken var ikke i fokus da deponiet ble planlagt. Det var partikkelspredning til det marine miljø som var i fokus. Det er ennå for tidlig å si noe om hva som vil skje på lengre sikt etter at deponering er opphørt. Da vil en være i en annen situasjon ved at deponimassene ikke lenger vil få tilført vann via avgangsledningen. Det er mulig at grunnvannstanden da vil synke.

En annen utfordring knyttet til selve overflaten av deponiet, i tillegg til støving og luftforurensning, er at det kan bli vanskelig og kostbart å få til en revegetering.

Dette deponiet vil det bli behov å følge opp i lang tid framover. Det er derfor vanskelig i dag å gi en endelig vurdering om dette var en vellykket løsning eller ikke.

Nikkel og Olivin AS – Ballangслеira deponi

En tilsvarende situasjon som ved Titania har en ved deponiet til Nikkel og Olivin på Ballangслеira (kap. 4.2.9), bortsett fra at Ballangслеira er et strandkantdeponi.

Innledningsvis hadde gruveselskapet en del problemer i forbindelse med deponeringen. Etter hvert greide en å få kontroll på avgangsspredning og sandflukt og fikk små problemer med deponeringen på Ballangслеira. Etterundersøkelsene viste at lekkasjen av nikkel fra deponiet var beskjedent og ingen vesentlige negative effekter i fjorden som følge av dette deponiet (Iversen, 2007) og (Berge et al., 2008).

Deponiet ble gitt en beskjedent overdekking med myrjord og tilsådd. Man har greid å få etablert en vegetasjon på deponioverflaten, men foreløpig er det bare mulig å beholde vegetasjonen så lenge overflaten blir tilført kunstgjødsel. Det er foreløpig usikkert når en kan avslutte gjødslingen.

Det store arealet på deponiet gjør det veldig utsatt for vinderosjon og en kan lett få sandflukt igjen dersom vegetasjonen svekkes. Det er nødvendig med langsiktig oppfølging av deponiet før en kan trekke den endelige konklusjon om deponiløsningen.

5.2 Deponering av avgang i sjø

Det eksisterer således mer enn 30 år med overvåkingsdata og dette gir omfattende informasjon om grad av miljøforstyrrelser under drift og hvor lang tid miljøet har brukt på å ta seg inn etter lukking.

5.2.1 Fysisk og kjemisk stabilitet

Hovedforskjellen mellom å deponere gruveavgang i ferskvann sammenlignet med saltvann er den ulike kjemiske sammensetningen mellom ferskvann og sjøvann. Sjøvann har gode bufferevner slik at utslipp av surt gruveavfall til det marine miljø i liten grad skaper forsureningsproblemer. I tillegg er giftigheten av metaller overfor vannlevende organismer større i ferskvann enn i sjøvann. Det henger sammen med at metallene i sjøvann ofte danner uorganiske komplekser med salter som er mindre giftige enn metaller på ionisk form i ferskvann. Men saltvann har en korroderende effekt på f.eks. kismaterialer slik at metaller lett frigis fra avgangen i sjøvann.

De hydrodynamiske forholdene er også betydelig forskjellig i ferskvann og sjøvann. Sirkulasjonsmønsteret i innsjøer er oftest vindstyrt, spesielt i grunne sjøer. I tillegg vil utskiftning av bunnvann i innsjøer være styrt av temperaturgradienter hvor kaldt vann om vinteren synker til bunns og varmere bunnvann strømmer opp mot overflaten.

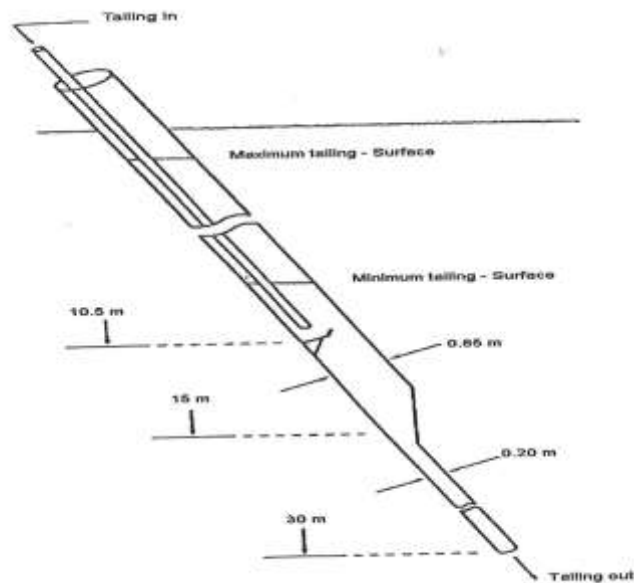
I sjøvann og da spesielt i terskelfjorder, er sirkulasjonsmønsteret bestemt av ferskvannstilførsel, vind, tidevann og dypvannsutskiftninger, hvor tungt kystvann strømmer inn i fjordbassengene og erstatter den gamle bunnvannet. Sirkulasjonsmønsteret i fjorder er således mer komplekst enn i innsjøer.

5.2.2 Spredning og sedimentasjon

Det er enighet om at det er en fordel at utslipp foregår på dypt vann og under den delen av vannmassen som er lagdelt som følge av tetthetssjiktning. Vannmassenes sjiktning i forhold til utslippsdyp er av stor betydning. Dette er et prinsipp som ikke bare gjelder utslipp av gruveavgang, men gjelder alle typer industriutslipp og kloakkutslipp. Når dypvannsutslipp velges er det fordi man ikke ønsker at avløpsvannet skal påvirke de øvre vannlag, men at spredning og fortykning i størst mulig grad skal foregå i en homogen vannmasse og at innlagringen av avløpsvann skjer under sprangsjiktet. Det mest vanlige i forbindelse med utslipp av industrielt og kommunalt avløpsvann er at det som slippes ut er blandet med ferskvann. Ettersom ferskvann er lettere enn saltvann vil avløpsvannet stige et stykke oppover og gradvis blandes med saltvann til at tetthetsforskjellen mellom avløpsvannet og det omgivende sjøvannet er utlignet. Dette er innlagringsdypet og dette bør ligge på undersiden av den sjiktede vannmassen. Tetthetssjiktningen vil normalt fungere som en falsk bunn eller et lokk som i stor grad hindrer vertikal transport av vann og små partikler.

Det er en klar forutsetning med sjødeponering av avgang at deponeringen skal foregå mest mulig kontrollert og forutsigbart. Målet er å sørge for at avgangen raskest mulig når bunnen mens plumen er homogen (minst mulig oppsplitting), samtidig som de groveste avgangspartiklene synker ut nærmest utslippet og finfraksjonen transporteres noe lengre som en turbiditetsstrøm som i stor grad følger bunntopografien. Det er ingen fordel at hele avgangsmassen synker ut i nærområdet til utslippet. En viss spredning er en forutsetning for å unngå at det bygger seg opp bratte kjegler på sjøbunnen som blir ustabile og fører til større ras. Målet er å bygge opp deponivifter med en rasvinkel < 10 grader, hvor det foregår små og hyppige ras som stabiliserer vifta og rasvinkelen.

Et annet prinsipp er å sikre at avgangsmassen avluftes før den kommer ut i sjøen for å unngå at luftbobler følger avgangstrømmen og at luftbobler river med seg små partikler som transporteres helt opp i overflaten. Det er valgt forskjellige løsninger for å avlufts massene, men oftest skjer det i tilknytningen til blandetanken for sjøvann. Sjøutslippet fra Black Angel gruve på Grønland hadde en spesiell anretning for avluftning som vist på figuren nedenfor.



Figuren viser et rørsystem hvor avgangen går i et indre rør og hvor luft unnviker gjennom det ytre røret. Figur: Poling and Ellis, 1995.

Det er av avgjørende betydning å skaffe seg god kunnskap om natursystemet i det området hvor utslipp planlegges. Det betyr at det er et omfattende arbeid som må gjøres tidlig i planleggingsfasen. Et sjøkart basert på moderne opploddingsmetoder er en forutsetning for å kunne få et detaljert bilde av bunntopografien. Helningsvinkler og terskler er viktige naturelementer som må inngå i planleggingsarbeidet knyttet til sjødeponering og design av utslippsarrangement.

Sedimentenes beskaffenhet i det området hvor deponering er planlagt vil fortelle noe om de naturlige sedimentasjonsforholdene. Består sedimentene hovedsakelig av silt og leire er området preget av sedimentasjon av finstoff og som indirekte indikerer lave strømhastigheter. Er sedimentene preget av grov silt og sand indikerer dette at vi har med en transportbunn å gjøre, hvor strømhastighetene er så høye at finstoffet er transportert vekk. Er sedimentet preget av enda grovere materiale er det mest sannsynlig en erosjonsbunn. Verken transportbunn eller erosjonsbunn er egnede deponeringsområder for finkornet gruveavgang.

Oksygenforholdene i dypvannet sier mye om vannutskiftningen i et marint basseng. Lave oksygenverdier tyder på dårlig vannutskiftning og bunnsedimentene har vanligvis et høyere innhold av organisk materiale. I noen fjordbassenger som er omgitt av grunne terskler kan bunnvannet være stagnert i lang tid og i verste fall kan oksygenet forbrukes 100 % og erstattes med sulfid. Dette er unntakene. Vanligvis skjer dypvannsutskiftning i fjordbassenger årlig, avhengig av terskeldypet.

Strømmålinger som dekker alle årstider vil gi innblikk i hvilke hastigheter og retninger strømmen går i ulike vandedyp. Hvis strømdata i tillegg er koblet til målinger av turbiditet vil det være mulig å estimere naturlig partikkeltransport i ulike vannmasser, samt variasjoner over tid. Dette er viktige grunnlagsundersøkelser når sjødeponering av gruveavgang planlegges. Strømforholdene vil være grunnleggende for spredning av finstoff i avgangen og er en forutsetning for å kunne modellere spredning og sedimentasjon (se Kolluru et al., 1998).

I tillegg til strøm så vil også sjiktforholdene i resipienten være av stor betydning og en viktig informasjon i forbindelse med planlegging av utslipp. Profilering av salt og temperatur og beregning av tetthet er en viktig forutsetning for å kunne velge riktig utslippsdyp. Vanligvis er det et primært og

et sekundært sprangsjikt i vannmassene i dype fjorder. Det primære sprangsjiktet befinner seg vanligvis i de øvre 10-20 m (varierer mye over året) og er styrt av ferskvannstilførselen. I tillegg er det et sekundært sprangsjikt som vanligvis er bestemt av topografiske forhold (for eksempel terskler) eller storskala hydrografiske forhold i kystvannet (100-150 m dyp). I den grad en fjord er dyp nok vil det være å foretrekke utslipp under det sekundære sprangsjiktet.

Alle disse faktorene som er nevnt ovenfor omfattes av konsekvensutredninger, som er en forutsetning for at alle konsekvenser av store utslipp blir belyst. Alle forutsetningene som ligger til grunn for å kunne akseptere sjøutslipp viser også at det er behov for å utarbeide et sett med *egnethetskriterier* og et sett med *akseptkriterier*. I utgangspunktet kan disse kriteriene være av generell og prinsipiell art, men det er viktig at de kan modifiseres ved å ta hensyn til lokale forhold og omstendighetene rundt utslippet (mengde, sammensetning, varighet etc.).

Bruk av nærsone modeller

Både innen offshore og innen bergverk benyttes ”nærsonemodeller” som beskriver oppførselen til utslippet umiddelbart etter at det har forlatt utslippsrøret. Nærsonen til utslippet er begrenset til innenfor noen 100 meter (maksimalt) fra utslippsstedet. Innenfor denne sonen er utslippets egenvekt og sammensetning av stor betydning.

Modeller for nærsonen er i dag utviklet som gir en ganske komplett beskrivelse av hva som skjer i nærsonen under hensyntagen til

- Lagdeling i resipienten (dybdeavhengig)
- Strøm (dybdeavhengig)
- Utslippets hastighet og orientering
- Innhold av partikulært materiale (partikkel størrelsesfordeling inkludert)
- Innhold av sjøvann
- Innhold av ferskvann
- Innhold av vannløselige kjemikalier (lav logPow)
- Innhold av oljeholdige kjemikalier som binder seg til partikler
- Innhold av luft/gass
- Tidsvariable forhold i resipienten (strøm)

Forskjellige ingredienser i utslippet bestemmer skjebnen i resipienten. Innhold av ferskvann og luft gir utslippet oppdrift (ved utslipp til sjøvann), mens innhold av partikulært materiale gir utslippet stor egenvekt og trekker derfor utslippet ned.

Et annet forhold er at forskjellige ingredienser i utslippet har en tendens til å ”løsrive seg” fra selve utslippet. Eksempler her er luft (bobler som stiger ut av utslippet) og partikulært materiale (som synker ut av utslippet dersom partiklene er store nok og tunge nok).

Utslipp fra bergverksaktivitet inneholder ofte ferskvann som kan gi oppdriftseffekter når utslippet går ut til sjøresipient. Dersom de grovere fraksjonene i utslippet faller ut av utslippet, vil det oppstå en balanse (nøytral likevekt av utslippet i sjøresipient) når partikkelinnholdet i utslippet oppveier tetthetsdifferensen mellom sjøvann (rundt 1025 kg/m³) og ferskvann (rundt 1000 kg/m³). Ved et partikkelinnhold på ca. 25 kg/m³ (eller 25 000 mg/L) i utslippet vil det være likevekt mellom tettheten på utslippet og tettheten til sjøvannet (det bør påpekes at konsentrasjonen av partikler i avgangsutslipp fra gruveindustrien oftest er en faktor 20 høyere). Sjøvann tilsettes utslippet for å motvirke oppdriftseffekter av ferskvannet i utslippet.

Ved deponering av forurensede masser i fjordområder (ved mudring) løses dette problemet ved å tilsette salt til utslippet slik at man sikrer at tettheten til vannet i utslippet er tyngre enn resipientens vannmasser der utslippet finner sted.

5.2.3 Økologiske effekter

Foruten de fysiske forholdene i en marin resipient hvor utslipp av avgang er planlagt så er det viktig å vurdere både de lokale økologiske forholdene, marine ressurser og brukerinteresser. Det er enighet om at utslipp bør foregå under det vannlaget hvor primærproduksjonen foregår (den eufotiske sonen). Stort sett defineres dette vannlagets nederste grense hvor 1 % av sollyset når ned. Dette vil avhenge av en rekke faktorer, så som naturlig turbiditet i brakkvannslaget og stabilitet av vannmassene. I norske fjorder vil vannlaget hvor primærproduksjon skjer, og hvor planteplankton produseres, begrense seg stort sett til de øvre 20-30 m. Derfor anbefales det at avgang føres ut dypere enn dette dypet i norske fjorder. I tropiske områder, avhengig av avstanden fra kysten, kan imidlertid denne sonen strekke seg ned til 100 m. Av den grunn er det en internasjonal oppfatning om at sjødeponering av gruveavgang skal i prinsippet foregå under 100 m dyp. Men her kommer de lokale forholdene inn og behovet for egnethetskriterier som er stedbundne.

Omfattende økologiske grunnlagsundersøkelser er nødvendig for å kunne vurdere om det er spesielle sårbare dyre- og plantesamfunn eller arter i en resipient. I så fall vil det være viktig i den grad det er mulig å unngå deponering i slike områder. Kartlegging av marine ressurser slik som gyte- og oppvekstområder for fisk og skalldyr er også nødvendig for å kunne vurdere konsekvenser av et utslipp, likeså vandringsruter for anadrome fisk (laks, sjø-ørret).

Deponering av gruveavfall på havbunnen vil føre til store konsekvenser for dyre og plantelivet i det området som blir tildekt. Hvilke effekter en vil få og omfanget av disse avhenger av mange faktorer, så som:

- hva som deponeres (sammensetningen av avgangen, fordeling av finstoff, innhold av andre stoffer enn mineraler)
- hvor mye som deponeres (mengde avgang pr tidsenhet)
- utslipps- og deponeringsdyp
- strømforhold (bl.a. knyttet til periodisk vannutskifting)
- varighet
- biologiske mangfoldet i fjorden

Dette kapitlet behandler først og fremst de negative effektene det er med tilførsel av store mengder gruveavgang til fjorder. Eksempler på fjorder i Norge hvor det er eller har vært deponering av større mengder gruveavgang er Bøkfjorden (Sydvaranger Gruver), Jøssingfjord (Titania) og Frænfjorden (Hustadmarmor). Videre sammenstilles forventede økologiske virkninger av selve deponeringsprosessen og etter at deponiet er avsluttet. Beskrivelsen er hovedsakelig basert på erfaringer fra faktiske deponier, men det er også tatt med noe hva en kan forvente ut i fra en generell kunnskap.

Kapitlet dekker økologiske forhold i de bunnområdene som direkte påvirkes av deponeringen, omkringliggende bunnområder, økosystemet i vannmassene i fjorden og bunnsamfunn på grunnere vann (flora og fauna). Det er gjennomført en god del undersøkelser i de ovennevnte fjorder, og det er lagt størst vekt på effekter på sedimentlevende organismer, men også effekter på alger er inkludert i noen undersøkelser. Effekter av kjemikalier mens utslippene pågår på dyr som lever på og i bunnen (benthos) og annet dyreliv er så godt som ikke studert. Det er gjort noen ganske få undersøkelser i Frænfjorden hvor overflateaktive flotasjonskjemikalier slippes ut sammen med avgangen. Her ble det påvist klare effekter på bløtbunnssamfunnet (som består av børstemark, krepsdyr, muslinger og krepsdyr), men nedslammingen overskygger eventuelle effekter forårsaket av flotasjonskjemikalier ute i naturen.

I forbindelse med å vurdere hvordan dyre- og plantelivet etableres på nytt etter avslutting av deponeringen brukes begrepet rekolonisering. Dette betyr at dyr kommer tilbake og gradvis bygger opp et nytt samfunn i et deponi og tilhørende influensområde. Siden den nye bunnen oftest ikke er lik den naturlige sjøbunnen, vil man nødvendigvis ikke få et samfunn som er helt likt det som var før deponeringen startet. Det nye samfunnet vil være tilpasset beskaffenheten til den nye bunnen.

Effekter i deponeringsperioden

Denne fasen innebærer vedvarende tilførsel av avgangspartikler (uorganiske partikler) først og fremst til bunnen, men også finere partikler til deler av vannsøylen. I et deponiområde er det forventet betydelige effekter på dyrelivet, men det vil variere innenfor deponiområdet avhengig av hvor aktiv deponeringen er og hvor store mengder som blir tilført. Effekter i deponeringsperioden er som oftest relatert til nedslammings- problematikk, og de vil også kunne overskygge eventuelle effekter som kan relateres til kjemikalier med negative effekter. I figuren nedenfor er det gitt en oversikt over mulige effekter relatert til overkonsentrasjon av uorganiske partikler.

Større partikler vil sedimentere raskt og innenfor det som defineres som deponiet, mens de finere partiklene, spesielt leirfraksjoner, vil holde seg i vannmassene lenge (avhenger av grad av flokkulering) og kan transporteres med strømmene ut over området som er definert som deponi. Turbulens ved utslippspunktet og ras ved ustabil deponioppbygging kan føre til høyt nivå av suspenderte partikler over bunnen. Erfaringer fra sjødeponeringen viser også at det er stor forskjell på spredning av partikler hvorvidt avgangen inkluderer sjøvann eller ferskvann. Det er mye større spredning av partikler hvor avgangen går med ferskvann.

I de etterfølgende kapitlene beskrives mulige effekter på alger, dyreplankton, bunnlevende organismer og fisk i områder som mottar store mengder avgang. I de studiene som har blitt gjennomført de siste 25 årene i Norge er det lagt vekt på vannkvalitet, effekter på makroalger og på bunnlevende dyr. Effekter på plankton og fisk er sjeldent inkludert i overvåkingssammenheng og inngår heller ikke i tilstandsovervåkingsparametere utviklet av Klif. Overvåkingen har hovedsakelig vært relatert til de områdene med potensiell størst effekt (vannkvalitet, makroalger og bløtbunnsfauna).

Effekter på alger

Det er få effektstudier som inkluderer planteplankton eller alger. Med økt turbiditet i vannmassene vil en forvente mindre lysgjennomgang som igjen kan redusere det laget hvor primærproduksjonen vil finne sted. Dette kan igjen teoretisk sett påvirke næringssalt absorpsjonen. Det er ikke påvist økt eutrofiering i

Definisjon av deponi

Det er vanskelig å beregne et deponeringsområde areal før en har definert hva som begrenser et deponi. Det vil også være viktig å definere hva som er randsonen-/overgangssonen mellom deponiet og det området som ikke mottar avgang. En definisjon kan være (DNV, 2010):

Deponi

Et avgrenset område som er avsatt for deponering av avgangsmasser. Deponiet er avgrenset i utstrekning og dybde.

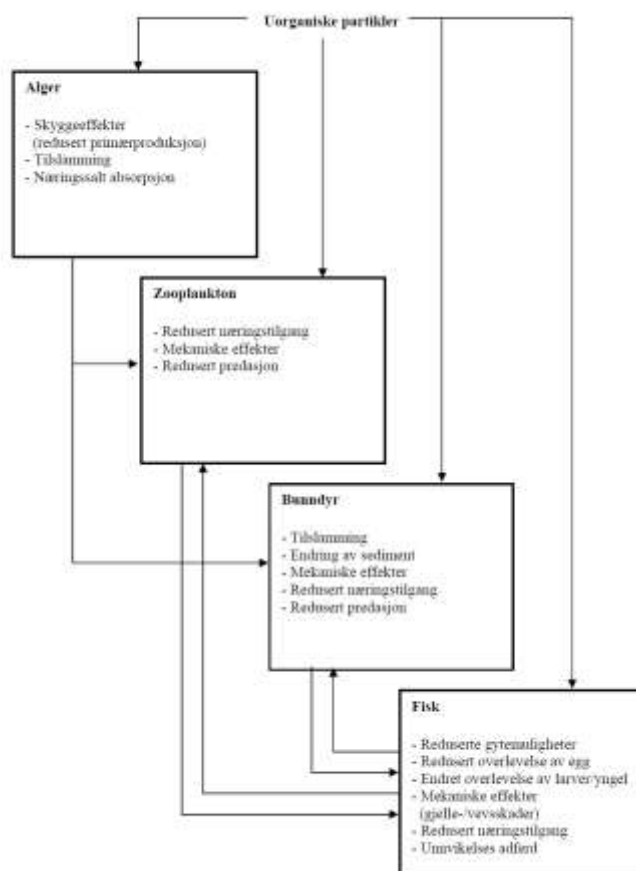
Randsone/overgangssone

Området utenfor deponigrensen som mottar partikler spredt med vannstrømmen.

Utenfor randsonen

Området utenfor randsonen hvor påvirkning av partikkelspredning er under grensen for negative økologiske konsekvenser, og som ikke vil forårsake brukerkonflikter.

Deponiet + randsone = influensområdet



de eksempelfjordene som er gjennomgått her. Derimot vil det kunne være en betydelig nedslamming av makroalger (tang og tare) i et

Generalisert skjema som viser mulige effekter av inerte partikler på ulike biologiske nivå. Pilene mellom boksene viser effekter via næringskjedene (modifisert fra Hessen, 1992).

deponi. Dette vil både redusere tilgjengelig hardbunn (mindre områder hvor alger kan vokse), økt nedslamming på selve tarebladene (som vil kan tenkes påvirke omsetningen i algene), men viktigst redusert dybdeutbredelse av alger. Både stortare (*Laminaria hyperborea*), sukkertare (*L. saccharina*) og Fagerving (*Delesseria sanguinea*) fikk redusert dybdeutbredelse i perioden med aktiv deponering inne i Jøssingfjorden, som igjen førte til et endret algesamfunn. Slike effekter vil være typiske for områder hvor avgangsmassene kan nå overflaten eller svært høyt opp i vannmassene. De oppfølgende undersøkelsene i Jøssingfjorden viste også en veldig rask etablering på større dyp etter at deponeringen opphørte i Jøssingfjorden (DNV, 1994).

Effekter på zooplankton

Det er også få studier som inkluderer plankton og det er vanskelig å bedømme hvor sårbart dyreplanktonet er for hypersedimentering og høy partikkeltetthet i bunnvannet, men en kan regne med at det vil være en større eller mindre ekskluderingszone rundt selve utslippet. Plankton antas å "reagere på utslipp av partikler så en lokal adferdsmessig reaksjon på utslipp og økte partikkelmengder er å forvente" (Poling et al., 2002).

Effekter på bunndyr

Utslipp av gruveavgang kan ha flere negative effekter på bunnfaunaen. Kontinuerlig nedslamming virker som en fysisk stressfaktor. Enkelte arter kan kveles som følge av klogging av filterapparat og gjeller (Miljøplan, 1981). Utslipp av finkornet slam fører til en generell reduksjon i bunnsedimentets kornstørrelse og gjør sedimentet mer homogent med færre økologiske nisjer. Dette gir opphav til et fattigere bunndyrssamfunn (Kathman et al., 1983).

I deponifasen er det først og fremst den raske og store tilførselen av gruveavgang som vil påvirke dyrelivet på sjøbunnen. Om dyrene lever nede i sedimentet eller oppå sedimentene vil den høye sedimentering begrave eksisterende fauna slik at dyrene dør, eller gjør bunnen uegnet for ny- etablering. Bildet til høyre viser et snitt inn bunnen (de øverste 25cm av avgangen) og viser at det er svært få dyr som har vært aktive i bunnsedimentet (få vertikale striper) (bildet er tatt av NIVA i Frænfjorden, DNV, 2010). Mektigheten av avgangsmassene varierer betydelig innenfor et deponiområdet slik at en kan forvente ulike effekter også innenfor selve deponiet.

Hvorvidt dyrene lever nede i sedimentene eller lever oppå sedimentene spiller nok mindre rolle i de områdene som får massiv tilførsel av avgang. Bunnen vil være uegnet både for voksne dyr og larver som prøver å slå seg ned der.



Bildet viser bunnprofilen av et deponi i Frænfjorden (et kamera som er senket ned i selve deponiet). DNV, 2010.

Valg av bunns substrat

Valg av bunns substrat er ofte en komplisert prosess der larvene tester sedimentets fysiske og kjemiske egenskaper, for eksempel kornstørrelse, innhold og type av organisk materiale, og tilstedeværelse av voksne dyr av samme art. Man kan derfor regne med at avgangsmassene, som er et fremmed sediment uten naturlig organisk materiale, vil gi andre stimuli enn et naturlig sediment. Dette vil høyst sannsynlig og naturlig nok føre til et samfunn med andre arter enn i et naturlig sediment. Litteraturen har mange eksempler på dette. I deponeringsfasen vil sannsynligvis slike faunaendringer helt overskygges av at dyr som slår seg ned, blir begravd.

I bildet på side 79 er det vist at avgangen i dette området avsettes i ulike hauger på bunnen, og effektene vil da være mest fremtredende i og ved disse haugene. Noen typer bunndyr vil i noen grad tåle vedvarende hypersedimentering (unaturlig høy sedimentering). Man kan også forvente at dyr som graver i sedimentet har størst toleranse ved at de kan holde tritt med den nye sedimentoverflaten, mens dyr i rør vil måtte forlenge rørene eller bygge nye. Det vil si at noen dyregrupper er mer følsomme for nedslamming enn andre (Burd, 2002). De fleste bunndyrene har larver som lever en periode i de frie vannmassene der de spres til nye områder. Rekrutteringen til bunnfaunaen skjer i hovedsak ved at disse larvene slår seg ned og endrer form og livsførsel. I våre områder skjer rekrutteringen ofte en gang i året i forbindelse med en "gyteperiode".

Erfaringen fra overvåking rundt et avgangsdeponi ved Island Copper Mine, Vancouver Island, er at en avsetning på < 1 cm pr år ikke hadde påviselig effekt på lokal sedimentfauna (Ellis et al., 1995). For deponeringen fra Hustadmarmor i Frænfjorden ved Molde (DNV, 2010) ble det satt en akseptgrense på 5 cm avgang avsatt over tid (over flere år). Dette var basert på undersøkelser i områder hvor det var avsatt ca. 5cm avgang, sammenlignet med områder som var lite berørt av avgangen. Artsmangfoldet og artssammensetningen kunne ikke skilles mellom disse områdene. Mer enn 10cm avgang viste klar indikasjon på et stresset samfunn. Selv i områder med mange meter med avgang (dvs. helt i nærområdet til utslippet) var det etablert organismer. Dette er nærmere forklart i eksempelkapitlet fra ulike deponier.

I forbindelse med risikovurdering av utslipp av boreavfall fra offshore-installasjoner er det utarbeidet en generell toleransegrense hos makrofauna for begraving med nytt sediment (Smit et al., 2008). En enkelt episode som gir et lag på 5.4 cm vil slå ut anslagsvis 50 % av dyreartene, mens 95 % av faunaen ville kunne tåle et 1 cm lag (et bunnfaunasamfunn regnes å kunne tåle et tap på opp til 5 % av artene uten å endres vesentlig). Vi må kunne anta at toleransen overfor en gradvis sedimentering er høyere enn om den skjer brått.

Avgangen vil innholde rester av prosesskjemikalier (se kap.6). Noen av disse er lett nedbrytbare, mens for andre finnes ingen opplysninger om hvordan nedbrytningen foregår og noen er i utgangspunktet giftige for vannlevende organismer. Nedbrytningen av organiske kjemikalier krever oksygen og kan føre til oksygensvikt dersom den overstiger bunnens oksygenkapasitet. Videre vil et sediment bestående av partikler med unaturlig størrelse og struktur, samt mangelen på naturlig organisk materiale, kunne virke negativt på bunnslåing av larver av bunnfauna.

Samlet vil vi derfor forvente at et deponi i praksis har svært redusert fauna så lenge deponeringen foregår. Man kan regne med proporsjonalitet mellom tap av bunnområder og tap av fauna. I praksis kan man allikevel få flekkvis rekolonisering i deponiet hvis sedimenteringen varierer mye (det vil si at tilførsel av avgang ikke deponeres over hele deponiområdet på en gang).

Effekter på fisk

På samme måte som for alger og plankton finnes det lite dokumentasjon om direkte effekter på fiskebestander (Poling et al., 2002). Effekten på bunnlevende fisk vil også variere med mange faktorer. De viktigste effektene vil være endrede bunnforhold, lite tilgang til mat og at deponiområdet blir uegnet som gyteområder. Hvor store deler av en fjord dette vil være gjeldene er usikkert. Effekter kan være både direkte og indirekte, og omfatte alle livsstadiene hos fisk.

Det er gjennomført svært få studier med hensyn på effekter på fisk og gruveavgang. I forbindelse med overvåking av Titanias avgang til Dyngadypet ble områdene rundt fulgt opp med hensyn til bifangst av fisk i reketrålning. Det ble kun registrert hvor mye fisk og hvilke arter som ble fanget i løpet av periode på ca 20 år. Undersøkelsene fulgte ikke vitenskapelige kriterier mht hyppighet, sammenlignbarhet i redskap osv. Men det ble aldri påvist tydelig endring i artssammensetningen. Artsfordelingen varierte mye mellom trålinger (avhengig når på året, når på døgnet det ble trålet). I

løpet av den lange perioden overvåkingen pågikk ble det ikke påvist klare effekter på artssammensetningen.

Generelt vil høy sedimentasjon av finpartikulært uorganiske materiale ha effekter på eventuelle gyteområder ved at bunnsedimentet blir modifisert og dermed uegnet som gyteområde for fisk som legger egg på bunnen (bentiske egg), eller ved at lagte egg begravnes. Gyte- og oppvekstområdene er spesielt sårbare fordi disse representerer rekrutteringen til fiskebestandene. Små men varige endringer i faktorer som er viktige for egg og larvers overlevelse (mattilgang og predatortetthet) i disse områdene vil kunne få store konsekvenser for rekrutteringen til fiskebestandene. Deponering av gruveavgang i et gyte- og oppvekstområde hos marin fisk, forventes å kunne påvirke på flere måter som endring av atferd hos gytefisk som er på vandring mot gytefeltene, direkte effekter på larver og yngel, samt indirekte effekter på larver og yngel. Omfanget og hvordan dette skjer er det lite data på, og resultater fra laboratoriestudier kan vanskelig overføres til fisk ute i naturen (Meager and Batty, 2007). Dette er et område hvor vi har en del generell kunnskap men lite spesifikk kunnskap. I faktaboksen til høyre er det gitt noen betraktninger rundt dette tema.

Det finnes lite litteratur som beskriver effekter av uorganiske partikler på større fisk, spesielt i det marine miljø. Det er likevel klart at eventuelle effekter vil være avhengige av partikkeltype og partikkelkonsentrasjon. Forskjellige fiskearter har varierende evne til å tåle høye konsentrasjoner av suspendert materiale (Grande, 1987). Ut i fra undersøkelser av marin fisk og feltobservasjoner i marint miljø, konkluderte Moore (1977) at de mest tolerante artene ble funnet blant bunnfisk, mens filterfødende arter var mest sensitive. Innen den enkelte art, var juvenile (ikke kjønnsmoden) fisk mer sensitive for suspendert materiale enn voksen fisk (Moore, 1977).

Effekter av gruveavgang på marin fisk forventes derfor å være størst i forbindelse med reproduksjon og rekruttering (gyting og overlevelse av de tidlige livsstadier). Det er også naturlig å anta at dypvannsfisken forsvinne fra områder der egnet bunnhabitat forsvinner. Dette vil være områder der bunndyrene begravnes av avgangsmasser slik at mattilbudet forsvinner.

I forbindelse med utslipp av finpartikulært avfall fra utvinning av porselensleire i Cornwall, ble det utført en undersøkelse (tråltrekk og linefiske) for å sammenligne forekomsten av fisk i de berørte områdene med nærliggende uberørte områder. Rødspette (*Pleuronectes platessa*), sandflyndre (*Limanda limanda*) og tungeflyndre (*Solea solea*) var de kommersielt viktigste artene. Wilson and Connor (1976) fant ingen store forskjeller i de kommersielle fangstene i de to områdene og makrell (*Scomber scombrus*) ble fanget i området med høyt innhold av suspendert materiale. Makrellen hadde tilsynelatende ikke problemer med å lokalisere byttedyr i den turbide vannmassen til tross for at den fortrinnsvis bruker synet i lokaliseringen. På den annen side ble det i samme undersøkelse registrert at enkelte fiskearter syntes å unngå den turbide vannmassen. En stim av ikke-kjønnsmodne sild (*Clupea harengus*) ble observert, visuelt og ved hjelp av ekkolodd, aktivt å unngå fronten av den turbide vannmassen (Wilson and Connor, 1976). De observerte videre at fisk som ble fanget i området som var berørt av porselensleire-avfallet (lyst av farge), hadde blek dorsal pigmentering. De fleste av fiskene hadde små partikler i munn- og gjellehulen og mellom de primære og sekundære gjellelamellene, men forfatterne fant ikke tegn til lokal irritasjon av vevenes epidermis. Maveinnholdet til flatfisk reflekterte forskjellene i bunnfaunaen mellom det berørte og uberørte området, og antall arter spist av flatfisken var mindre i området som var berørt av porselensleire-avfallet, mens gjennomsnittlig antall individer spist var høyere (Wilson and Connor, 1976).

Av eksperimentelle studier på marin fisk kan det nevnes at betydelige skader ble observert på gjellepitelet til torsk ved langvarig eksponering i høy partikkelkonsentrasjon (550 mg/l, Humborstad et al., 2006). I forsøk med økt turbiditet ble det funnet at juvenile torsk hadde høyere energikostnad ved for å skaffe seg mat, evnen til å unngå predatorer ble redusert, mens habitatvalg ikke var influert av høy turbiditet (Meager et al., 2005, Meager et al., 2006, Meager and Batty, 2007, Meager and Utne-Palm, 2008).

Effekten på laks av partikulært materiale i vannet er også lite undersøkt. I et tilfelle er skader på lakseyngel i et settefiskanlegg dokumentert i forbindelse med slam i elvevannet fra anleggsarbeid (Haarstad og Jacobsen 1987, Jacobsen et al., 1987). Typen av partikler var sannsynligvis den viktigste årsak til skaden ved siden av mengde slam. En betydelig andel av partiklene var nålformede kloritt- og amfibolpartikler og elektromikroskopibilder av gjellene til laks fra anlegget viste at disse var penetrert av de nålformede partiklene. Partiklene hadde en mer kantet skarpere form enn normale eroderte korn. Slaminnholdet i vannprøver var 0,2 g/l, mens det ble antatt at den maksimale slamføringen var ca. 3 g/l i flomperioder. Dette tilsvarer mellom 200 og 3000 ppm.

I forbindelse med en utredning av spredning av partikler fra en vegfylling inn i nærliggende oppdrettsanlegg, ble det satt opp en oversikt over mulige effekter på laks i oppdrettsanlegg ut fra generell erfaring fra algeoppblomstringer, smittespredning og annen relevant informasjon.

Mulige effekter av partikulært materiale i vannet på laks i oppdrett (omarbeidet fra Dragsund og Thendrup, 1990).

Årsak	Effekt	Kommentar
Nedsatt sikt i vannet p.g.a. store mengder slam i vannet	Økt stress, som generelt fører til økt sannsynlighet for utbrudd av sykdom.	Terskelnivået er ukjent. Partikkeltypen kan være avgjørende for stressnivået, med høyest stress med skarpe partikler og lavest stress ved eroderte, avrundede.
Skader på gjeller av skarpe partikler.	Nedsatt evne til osmoregulering.	Nålformede, skarpe partikler (asbestliknende fibre) synes å gi størst skade.
	Økt sannsynlighet for inntak av smitte fra vannmassene.	Sår på gjellene vil fungere som en inngang for bakterier og virus i vannmassene.

Langtidseffekter etter avsluttet deponering

Det finnes en god del kunnskap om gjenvækt av bunnsamfunn etter fysisk forstyrrelse som mudring og deponering av forskjellige typer avgang (DNV, 2010; DNV, 2008). Gjenvæksthastigheten er avhengig av hvor fort sedimentkvaliteten forbedres gjennom nedbrytning av skadelige utslippsstoffer og naturlig sedimentering, og av biologiske forhold som reproduksjonsstrategi, veksthastighet og generasjonstid hos de artene som slår seg ned. Tilgang på rekrutter fra omkringliggende områder via larvespredning og aktiv immigrasjon er også viktig.

Etter at deponeringen er avsluttet vil det skje en gradvis nyetablering av et bunnfaunasamfunn på deponiet. De sentrale spørsmålene er:

- Hvor fort vil denne gjenvæksten skje?
- Hva slags samfunn etableres?
- Hvor egnet er den nye bunnen som gyte- og oppvekstområde for fisk?

Restitusjonstid for bunnfauna varierer fra økosystem til økosystem. For å belyse dette samt erfaringer fra forskjellige deponeringer er det gitt noen eksempler fra Titania som deponerte i Jøssingfjord/Dyngadjupet, Hustadmarmor som deponerer i Frønfjorden og for Island Copper Mine, Vancouver Island, som deponerte i fjorden Rupert Inlet.

Erfaring fra konkrete prosjekter

Jøssingfjord/Dyngadjupet

Avgangsmasser fra ilmenittproduksjon ble deponert i Jøssingfjorden til 1984 og deretter i Dyngadjupet (ca.130m dyp) og til dels Knubedalsdypet lenger ute. Det var årlig overvåking av miljøforholdene fra

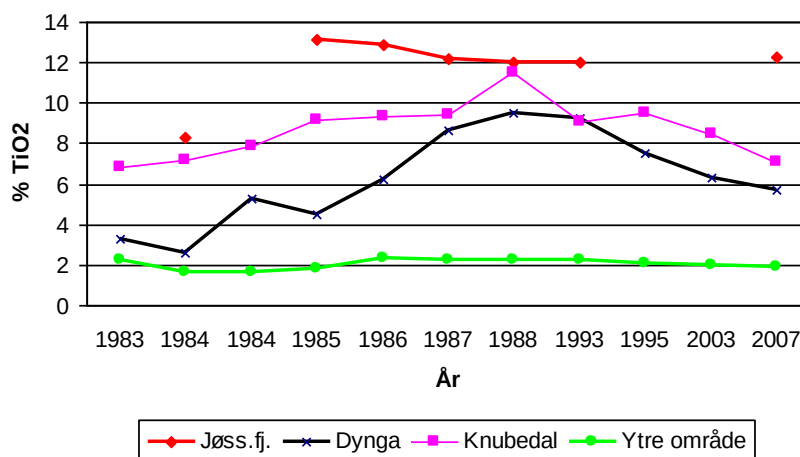
1984 til 1993. Sjødeponeringen ble avsluttet i 1994 ved beslutning om et landdeponi. Etter at sjødeponiet ble avsluttet har det vært tre kjemisk-biologiske undersøkelser i 1995, 2003 og 2007 (DNV, 1996; DNV, 2004 og DNV, 2008).

De viktigste erfaringene med hensyn til spredning av partikler og effekter på bunnfaunen i forbindelse med deponering av avgang til Dyngadypet har vært at topografien og strømforhold er viktig for spredning av partikler, samt utslippsarrangementet (bruk av ferskvann i avgangen som øker spredningen av partikler). Imidlertid viste alle undersøkelsene som ble gjennomført at effektene på bløtbunnsfauna og hardbunnsorganismer er lokal. Det er i selve deponiet, og i nærliggende områder at en fant betydelige effekter. Dyrelivet kom imidlertid raskt tilbake etter at deponeringen opphørte.

Innholdet av ilmenitt (FeTiO_3) målt som titan i overflatesedimenter er analysert for å spore avsetning av gruveavgang. Titan-innholdet benyttes til å vurdere graden av nedslamming, mens innholdet i finfraksjonen benyttes til å spore spredningen. Konsentrasjonene av titan i Jøssingfjorden var høy i hele undersøkelsesperioden. I Jøssingfjorden ble det deponert ti-talls meter med avgang, og fjorden er sterkt preget av avgangsmassene. I Dyngadypet økte TiO_2 -innhold (dvs. avgangen) betydelig fra området ble tatt i bruk til deponeringen stoppet i 1994. Etter at deponeringen har stoppet har også innholdet av titan gått ned i overflatesedimentet. Ved Knubedalsdypet (nærliggende område til Dyngadypet) var det en topp av titan i 1988, for deretter å gå nedover. I områder utenfor deponiet (dvs. det ytre område som ligger ca 3 km fra deponiet) var det en meget svak økning 1984 til 1986, deretter avtok konsentrasjonen frem til 2007. Konsentrasjonen i 1983 og 2007 er på samme nivå. Sammenlignet med Dyngadypet og Knubedalsdypet var konsentrasjonen lav med små endringer fra år til år.

Nedslamming med gruveavgang utenfor Titania har vist seg å gi lavere innhold av organisk materiale i overflatesedimentet.

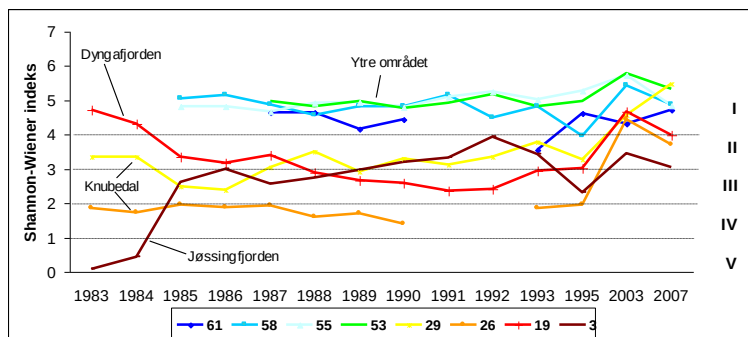
Dette har endret tilgjengeligheten av næring for bunndyr og medført endring i bunnfaunaen. Partiklene i gruveavgangen har skarpere kanter enn naturlig sedimenterende materiale (Gray, 1974). Dette kan også tenkes å ha negative effekter på bunnfaunaen.



Totalt TiO_2 -innhold i overflatesediment (0-2 cm) fra Dyngadypet (selv deponiet), Knubedalsdypet (innenfor influensområdet) og områder utenfor deponiet (=ytre området)

Etter at deponeringen av gruveavgang ble flyttet fra Jøssingfjorden til området utenfor (Dyngadypet) ble det registrert en gradvis og etter hvert tydelig påvirkning av bunnfaunaen der, samtidig med at faunaen inne i Jøssingfjorden, som ikke lenger fikk tilført avgangsmasser, raskt ble rikere. Etter at sjødeponeringen ble avsluttet i 1994 skjedde det en tilsvarende rask bedring av bunnfaunaen i Dyngadypet og Knubedal (se figuren under).

Helt opplagte effekter ved deponering i fjord er tap av reke-, kreps- og fiskefelt hvis de finnes i området. Det ble gjennomført noen enkle tidsstudier i forhold til tilslamming av reke (gjellene) i områder Knubedal, Boen, Nesvåg-Rekefjord, som alle ligger i nærheten av Dyngadypet hvor avgangen gikk ut). Undersøkelsen som pågikk i perioden 1985 til 2008 har vist at reker kan bli tilslammet, men avhengig av i hvilket miljø de lever. Det ble påvist tilslammede reker i enkelte områder (inne i deponiområdet), men over tid var det liten tilslamming av reker. Viktigste var at det aldri ble påvist forskjeller verken i lengde eller andel reker med rogn i forhold til om de var nedslammede eller ikke (DNV, 2008).



Diversitetsindeksen H' , i perioden 1983 til 2007. SFTs tilstandsklasser er tegnet inn som stiplede linjer.

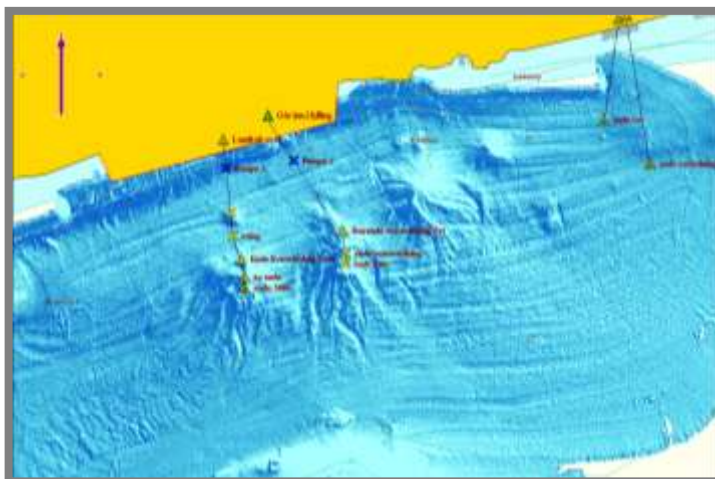
Frænfjorden

Det har vært deponert finknust kalkstein til Frænfjorden siden begynnelsen av 80-tallet. Frænfjorden har en maksimal dybde på ca. 70 m. Avgangen ledes ut i fjorden i rør til et utslippsdyp på ca. 20 m. Det meste av avgangen "faller" ned på bunnen lokalt ved enden av avgangsrørene, mens en liten andel av avgangen, som består av svært fine partikler, holder seg svevende et godt stykke ut i Frænfjorden. Det har jevnlig vært gjennomført kjemisk-biologisk overvåking av Frænfjorden siden 1989. Utslippstillatelsen fra KLIF er utformet slik at det er definert en grense for deponiets størrelse og dermed for kapasiteten. I følge Hustadmarmor er det i bedriftens interesse å redusere avgangsmengden for å kunne øke deponiets levetid. I 2006 ble levetiden beregnet til ca. 70 år

I utslippstillatelsen er det i tillegg definert hva som er akseptabel miljøpåvirkning i grensesonen for deponiet, gjennom definering av akseptkriterier. Miljøundersøkelsene gjennomføres årlig og skal gi svar på om akseptkriteriene overholdes. I tillegg viser miljøundersøkelsene hvordan forholdene er både innenfor og utenfor deponiets grenser. Undersøkelsene har vist at vannkvaliteten i Frænfjorden er god med god vannutskifting og gode oksygenforhold. Det registreres tidvis "skyer" av partikler i vannmassene i selve deponiområdet. Mengde partikler i vannsøylen utenfor deponiområdet er normale for området, og langt under akseptgrensen som er satt for partikkelspredning i vannmassene.

Sedimentet i sentrale delene av deponiet domineres av kalkavgangen med over 90 % kalk. Visuelt måles kalk i kjerneprøvene til over 30 cm sedimenttykkelse. I enkelte områder er det fylt opp mer enn 10m med avgang. Det er en svak økning av kalk i sedimentet utenfor det som er definert som selve deponiet. Imidlertid er ingen klare effekter påvist i området utenfor deponiet og kalkinnhold/tykkelse i sedimentet er innenfor grensen for akseptkriteriene.

I figuren til høyre er det vist et bathymetri kart som viser hvordan opphopning av avgang her skjedd i løpet av en periode på ca. 25 år. Avgangen danner hauger rundt selve avgangsrøret. Siden spredningen av avgangsmassene er svært lokal har det vært behov for å forlenge rørene etter hvert.



Figur som viser bunntopografien i Frænfjorden. Avgangen danner lokale hauger ved utslippstedet

Bløtbunnsfaunaen har vært klart påvirket i den aktive delen av deponiet. Med økende avstand fra avgangsrørene bedres forholdene, og ved deponiets ytre grense blir det ikke påvist redusert arts mangfold.

Gruntvannsamfunnet (dvs. dyre og plantelivet en ser i fjære og ned til ca. 25, dyp) er generelt lite påvirket, selv inne i deponiet. Men i områder som mottar større mengder partikler (slik at det legger seg på bunnen) vil en kunne forvente en reduksjon i areal med hardbunn (blir mer og mer bløtbunn) som igjen vil kunne påvirke utbredelse av flora og fauna, lokalt. Det er imidlertid ikke påvist endringer i arts sammensetning mellom stasjoner eller mellom år som skulle tilsi raske endringer av gruntvannssamfunnet.

For å vurdere rekoloniseringen på deponimassene har det blitt satt ut åpne kasser på sjøbunnen utenfor deponiet med avgangsmasser. Kassene sto ute i 3 år som substrat for larvenedslag. Allerede første året ble det etablert et rikt dyreliv/samfunn. Dette samfunnet endret seg noe over de tre årene, og samfunnet som ble etablert på avgangsmasser viste stor likhet etter tre år sammenlignet med naturlig sjøbunn.

Island Copper Mine

Bunnfaunaen i og rundt deponering av avgang fra Island Copper Mine, Vanvouver Island, har blitt hyppig overvåket siden virksomheten startet rundt 1970 (Ellis et al., 1995). Burd (2002) konkluderer i sin artikkel "Evaluation of mine tailings effects on a benthic marine infaunal community over 29 years" (oversatt og noe forkortet gjengitt her:)

Avgangsmasser kan skilles inn i tre soner: nær-sone (innen 5 km), mellom-sone (> 5-16 km) og fjærnsone (> 20 km) basert på forskjeller i avgangsmasser tykkelse, kobber nivået i sedimentet og univariate og multivariate biotiske faktorer. En nedgang i nær-og mellom-feltets artsrikhet var sammenfallende med kobber nivået i sediment høyere enn 300 ug/g. Nedgang i arts mangfoldet var ikke en gradient med avstand fra deponiet, men heller en brå endring på dette kobber nivået. På Island Copper Mine synes artssammensetning av bløtbunnsfauna i nær-feltet fortsatt å være dominert av opportunistiske børstemark, med andre arter økte i mengde i løpet av 3 år etter nedleggelsen. Rekolonisering var raskest hos børstemark. Amfipoder (krepsdyr) og slangestjerner var mest berørt av avgangsmassene. Deponering av gruveavfall i Rupert Inlet Systemet har gitt effekter på

bløtbunnssamfunne tdelvis relatert til toksisitet av kobber, noe som påvirker de mest følsomme dyregruppene, men også til mekaniske forstyrrelser.

5.2.4 Effekter på marine ressurser

Brukerinteresser slik som fiskeoppdrettsanlegg vil også måtte vurderes. Her vil det i stor grad være å sikre at utslippet skjer på stort dyp og at det som slippes ut ikke transporteres oppover i vannmassen og at vannkvaliteten i oppdrettsanleggene ikke påvirkes. Det er viktig å gjøre nøye vurderinger knyttet til risiko for påvirkning på oppdrettsanlegg. Kartlegging av overflatestrøm vil kunne indikere hvor avgangspartikler transporteres i tilfelle et uhell skulle inntreffe som påvirker kvaliteten på overflatevannet.

Effekter på marin villfisk og skalldyr som er viktige marine ressurser må også konsekvensutredes. Grad av problem varierer fra ett område til et annet, avhengig om det i utgangspunktet er kommersielle arter som er til stede i mengder som gjør at de utgjør en økonomisk ressurs. I tillegg til områder hvor fisk og fangst utøves er det også viktig å ta hensyn til oppvekst- og gyteområder.

I gruveområder i Norge som har praktisert sjødeponering (for eksempel Frænfjorden og Bøkfjorden) er det ikke rapportert effekter på marine ressurser. Men det bør påpekes at det er komplisert å påvise slike koblinger og derfor er det gjort få forsøk på å påvise slike effekter. Undersøkelser som er gjort i Canada ved Island Copper Mine og intervjuer med fiskere og oppdrettere (8 km fra gruveutslippet), ble det påpekt at det ikke var registrert klager fra fiskere i løpet av de 24 årene gruva opererte (Moore et al., 1998).

5.2.5 Uhellssrisiko

Uhell knyttet til sjødeponering av avgang er ledningsbrudd som blant annet kan forårsakes av jordskjelvaktivitet og som igjen fører til undersjøiske ras. Det er eksempler på at dette har skjedd i Indonesia (se kap. 4.5.5.). Undersjøiske ras kan i tillegg til ledningsbrudd og utilsiktet spredning av avgang også i verste fall gi tsunami-effekter forutsatt at masseforflytningen på bunnen er stor. Det er viktig å designe sjødeponier på en slik måte at det skjer små og hyppige utrasninger. På den måten unngås at det bygger seg opp bratte skrenter i deponiet som ved utrasninger medfører stor masseforflytning. Det er derfor viktig å regelmessig overvåke deponiene for å kontrollere at oppbygningen skjer som forutsatt. I tilfelle det ikke skjer bør det gjøres avbøtende tiltak (endre på utslippsarrangementet, framprovosere ras).

I Norge ble det påvist problemer med avgangsledningen til Titania og utslipp på Dyngadjupe på 1980-tallet, som medførte lekkasje (Aure et al., 2002). Hovedårsaken til dette problemet var at avgangen ikke ble luftet slik at ledningen fløt opp, noe som førte til ledningsbrudd.

5.2.6 Overvåking og miljødokumentasjon

I forbindelse med ny bergverksvirksomhet over en viss størrelse med hensyn til masseuttak og arealbeslag så er reguleringsplan med konsekvensutredning (KU) lovpålagt. KU bidrar til bl.a. at miljø integreres i prosjektene helt fra planleggingsfasen. Dette sikrer at miljøhensyn får en naturlig plass på lik linje med teknisk prosjektering. Det bidrar også til å vri innsatsen fra å avbøte problemene når disse er et faktum til å forebygge miljøproblemer. En grundig KU og en solid grunnlagsundersøkelse er derfor en forutsetning for å kunne lykkes.

Nytteverdien av en KU forutsetter at det fokuseres på de områdene hvor det er en reell miljørisiko. For å sikre dette er scoping- verktøy viktig hvor et team med ulik bakgrunn og forutsetninger enes om hvilke områder KU- en skal belyse ut fra antatt viktighet. Så lenge KU- prosessen er åpen vil en slik prosess være konfliktdepende og det vil være lettere å få samfunnsaksept for å drive bergverk – og

gruvevirksomhet. I tillegg vil fordeler og ulemper bli stilt mot hverandre slik at det er mulig å gjøre en vekting som beslutningstagerne i første rekke må ta stilling til.

I alle eksisterende prosjekter som omfatter sjødeponering viser erfaring nødvendigheten av solide overvåkningsprogrammer. **Det krever omfattende grunnlagsundersøkelser som beskriver miljøforholdene før oppstart**, overvåking i de ulike faser av driftsperioden og overvåking etter at virksomheten er avsluttet for å dokumentere hvordan naturen henter seg inn. Innholdet i overvåkningsprogrammet må være tilpasset prosjektets utforming og anbefalinger i KU-en og høringsuttalelser. Det er også viktig med fortløpende rapportering til tiltakshaver slik at avbøtende tiltak kan gjøres raskt hvis utviklingen i miljøpåvirkning går i feil retning i forhold til det som var forutsatt. Det er også viktig med web-basert rapportering slik at alle interessenter har innsyn i det som skjer. Sentrale spørsmål som krever avklaring ved planlegging av deponering av gruveavgang i sjø er:

- 1. Hvor langt spres gruveavgangen fra utslippsrøret?**
- 2. Kan avgangen transporteres oppover i vannmassen mot overflaten?**
- 3. Hva er konsekvensen av økt turbiditet i vannmassen?**
- 4. Hva er konsekvensen av nedslamming pga. avgang på bunnen og hvilket omfang av nedslamming fører til at bunnfaunaen tar skade?**
- 5. Vil nedslamming påvirke de marine ressursene (fisk og skalldyr)?**
- 6. Hvor stor er risikoen for uhell i forbindelse med utslipp av avgang og hva vil konsekvenser av ulike typer hendelser være?**
- 7. Hvor lang tid tar det før miljøforholdene i et deponiområde normaliseres etter at gruvevirksomheten er slutt og hvilken miljørisiko representerer et undersjøisk deponi?**

Konsekvensutredningen skal belyse disse spørsmålene og gi svar basert på grunnlagsundersøkelser i resipienten, tester og eksperimenter, eksisterende erfaringsdata og prediksjoner ved hjelp av modellering. Overvåkingen skal validere resultatene og konklusjonene presentert i KU- en og gi grunnlag for å foreta endringer og justeringer knyttet til utslipp slik at miljøkonsekvensene blir minst mulig. Det vil alltid være behov for optimalisering når fullskala drift iverksettes og da vil omfattende overvåking i startfasen være av stor viktighet.

Undersøkelsene før oppstart og overvåking vil være et viktig grunnlag for å sette akseptkriterier for utslipp. Forundersøkelsene bør omfatte kjemiske og geokjemiske forhold i naturlige sedimenter og bunnfaunakartlegging. Metallinnhold i sjøvannet bør undersøkes, for å etablere kunnskap om lokale bakgrunnsverdier. I stedet for at utslippskonsesjonen skal være tradisjonelt basert på utslippsmengde pr. tidsenhet så kan det være mer relevant å bruke konsentrasjoner og størrelsen på influensområdet når det gjelder utslipp av avgang som ofte er tilnærmet inert og som normalt ikke har et giftighetspotensial.

5.2.7 Eksempler på sjødeponering som har virket etter sin hensikt

Det best dokumenterte sjødeponeringsprosjektet er Island Copper Mine (ICM) på Vancouver Island som opererte mellom 1971 og 1995. Dokumentasjonen er oppsummert i Poling et al., (2002).

Til tross for utslipp av store mengder finkornet avgang (ca. 400 mill tonn i løpet av driftsperioden på 24 år) i en terskelfjord med et maksdyp på 180 m og et utslippsdyp på 50 m viser overvåkningsresultatene overraskende små negative effekter. I startfasen av gravedriften gikk mye galt. Tidevannsforskjellen i området er flere meter og det er et upwellingsområde som førte avgang fra 50 m dyp og helt opp i overflaten og på strendene. Dette var i utgangspunktet undervurdert. Det må påpekes at kunnskapen om sjødeponering av gruveavgang i 1971 var svært begrenset. De benyttet bl.a. ikke en avluftingsenhet på avgangsledningen (som er vanlig praksis nå) slik at luft fulgte med

avgangen og luftbobler og finstoff steg opp til overflaten. . I tillegg oppstod rasproblemer på grunn av skrånende sjøbunn.

Etter at oppstartproblemene ble løst ved hjelp av justeringer i design av selve utslippet fungerte dette sjødeponeringsprosjektet som tilsiktet. En omfattende overvåking av fjorden ble gjennomført i hele driftsfasen. Det er påpekt i rapporter at det gjerne kunne vært gjort mer undersøkelser før gravedriften startet for å lette tolkingen av overvåkningsdata. Dette er en viktig erfaring. Overvåkingen har fortsatt etter at driften ble avviklet slik at det eksisterer mer enn 10 år med overvåkningsdata etter at utslippene opphørte. Overvåkingen er utført av universitetsforskere i samarbeid med miljøkonsulenter.

5.2.8 Eksempler på sjødeponering med uforutsette miljøproblemer

Deponering av gruveavgang i det marine miljø egner seg ikke nødvendigvis alle steder. Hvis det ikke er gjort omfattende konsekvensutredninger på forhånd hvor blant egnetheten av lokaliteten for sjødeponering er vurdert kan det oppstå uforutsette miljøproblemer.

Eksemplene på sjødeponier som har ført til ikke-akseptable miljøvirkninger er i stor grad gruver i asiatiske land. De spesielle klimatiske forholdene med periodevis store nedbørsmengder setter store krav til landbaserte installasjoner som også kan gi uventede effekter på det marine miljø (f.eks. ledningsbrudd på land som medfører at gruveavgang strømmer fritt ut i sjøen). I mange tilfeller befinner gruvene og oppredningsverkene seg flere km fra sjøen, slik at det er behov for svært lange ledningstracèr på land.

Et annet problem som ofte gir uforutsette miljøproblemer ved sjødeponering er områder hvor det er stor jordskjelvaktivitet som kan føre både til uforutsette utrasninger og ledningsbrudd (se kap.4.5.5.).

Et typisk eksempel på en gruve hvor sjødeponering ble valgt, men som skulle vise seg å være en feilvurdering, er Jordan River Copper Mine i Canada. De fikk tillatelse i 1972 til å deponere gruveavgangen på grunt vann i et svært bølgeeksponert område, med den følge at avgangsledningen brakk ved flere tilfeller og finkornet avgang var synlig i overflatevannet (Ellis and Robertson, 1999).

På Grønland er sjødeponering av avgang og gråberg praktisert i mange år (Asmund and Johansen, 1999). Spesielle utfordringer var knyttet til islegging av fjorder hvor avgang ble deponert, samt problemstillinger knyttet til gråberg som ble deponert i strandkanten og delvis i fjærområdet. Disse problemstillingene ga uforutsette miljøproblemer. Black Angel Lead/Zinc gruve var i drift i perioden 1973 til 1986. Gruveavgangen ble deponert på 25 m dyp i en grunn terskelfjord. På grunn av islegging oppstår spesielle hydrografiske forhold slik at metallholdig vann fra gruveutslippet strømmet utslippet opp til overflaten og ut over terskelen. Det andre uforutsette miljøproblemet oppstod i forbindelse med deponering av gråberg i fjærområdet. På grunn av gråbergets innhold av metaller skjedde det en utvasking av metaller med sjøvann og en betydelig kontaminering av organismer i de øvre vannlag. Dette problemet ble spesielt klarlagt da utslippet av avgang opphørte, mens nivåene av metaller i organismer fortsatt forble høye på grunn av utvasking av metaller fra gråbergsdeponiet. Se ellers kap.4.5.4.

5.2.9 Sammenfatning - sjødeponering

Gjennomgangen av det viktigste erfaringsmaterialet som finnes nasjonalt og internasjonalt på sjødeponering av gruveavgang viser at det er etablert en brukbart datagrunnlag knyttet til de tekniske løsningene og de fysiske forholdene i forbindelse med transport, spredning og sedimentasjon av gruveavgang i det marine miljø. Det er mer spinkelt erfaringsgrunnlag knyttet til økologiske konsekvenser, spesielt på lang sikt ettersom erfaringene i stor grad er blitt høstet i løpet av de siste 20-30 år.

Mest erfaring er knyttet til utslipp på dyp < 100 m i kystnære områder (hovedsakelig fjorder, estuarer og bukter) og noe knyttet til dyphavsdeponering (utslipp på grunt vann nær kysten og spredning via turbiditetstrøm til dypbassenger på > 1000 m dyp).

Nedenfor er oppsummert forutsetninger som bør ligge til grunn for sjødeponering, hvilke sentrale spørsmål som trenger avklaring ved planlegging av deponering av gruveavgang i sjø og hva som betraktes som best praksis i forbindelse med utslippsarrangement.

De viktigste forutsetninger som bør ligge til grunn for sjødeponeringsprosjekter er:

- 1. Forstå betydningen av å kjenne naturgrunnlaget i utslippsområdet (havbunnens geologi inkludert bunntyper, sedimentasjonsrater, opptreden av gass i sedimentene, naturlige geokjemiske bakgrunnsverdier i bunnsedimentene og hydrofysiske forhold slik som saltholdighet, temperatur og strøm, oksygenforhold, økologiske forhold etc.)**
- 2. Forstå betydningen av valg av utslippsdyp i forhold til lokalisering av tetthetssjikt i vannmassen**
- 3. Forstå betydningen av korngradering og vanninnhold og fasthetsparametere for bl. a å vurdere stabilitet mot utrasning**
- 4. Sørge for at avgangen inkludert kjemikalier ikke inneholder toksiske komponenter som er vannløslig**
- 5. Sørge for at selve oppredningen ikke genererer sekundære toksiske stoffer som følger avgangen**
- 6. At innholdet av sulfid i avgangen er lavt**
- 7. At deponeringsstedet er stabilt (geoteknisk)**
- 8. Forstå behovet for egnethetskriterier og akseptkriterier**
- 9. Forstå behovet for konsekvensutredninger og overvåking**

Dernest være klar over følgende sentrale spørsmål som trengs avklaring ved planlegging av deponering av gruveavgang i sjø:

- 8. Hvor langt spres gruveavgangen fra utslippsrøret?**
- 9. Kan avgangen transporteres oppover i vannmassen mot overflaten?**
- 10. Hva er konsekvensen av økt turbiditet i vannmassen?**
- 11. Hva er konsekvensen av nedslamming av avgang på bunnen og hvilket omfang av nedslamming fører til at bunnfaunaen tar skade?**
- 12. Vil nedslamming påvirke de marine ressursene (fisk og skalldyr)?**
- 13. Hvor stor er risikoen for uhell i forbindelse med utslipp av avgang og hva vil konsekvenser av ulike typer hendelser være?**
- 14. Hvor lang tid tar det før miljøforholdene i et deponiområde normaliseres etter at gruvevirksomheten er slutt og hvilken miljørisiko representerer et undersjøisk deponi?**

For å lykkes med et sjødeponi er følgende prinsipper for best praksis vedrørende utslippsarrangement nødvendig:

- 1 Avgangsmassen må tilsettes sjøvann slik at forholdet mellom ferskvann, sjøvann og avgang gir en egenvekt på suspensjonen i avgangsledningen som er høyere enn egenvekten i sjøvannet avgangen ledes ut i. Følgelig vil avgangsskyen ("plumen") synke mot sjøbunnen. Det er en forutsetning at finfraksjonen i avgangen beveger seg som en tetthetsstrøm langs bunnen i stedet for at transporten skjer høyt oppe i vannmassen. Slurryen med avgang bør ha en høy faststoff- prosent (>30%).**
- 2 Suspensjonen i avgangsledningen må ikke inneholde luftbobler. Det vil føre til at luftboblene stiger oppover i vannmassen fra utslippsrøret og vil frakte små partikler helt til overflaten. På avgangsledningen må det derfor monteres en avluftningsenhet.**

6. Status vedrørende bruk av kjemikalier

Med kjemikalier i denne sammenheng forstås kjemiske stoffer som tilsettes i forbindelse med utvinning og oppredning av metaller eller mineraler og som i større eller mindre grad følger avgangen til resipient. Det er to hovedtyper kjemikalier som brukes i gruveindustrien:

1. Flotasjonskjemikalier, som brukes for å anrike det metallet eller mineralet som skal utvinnes.
2. Flokkuleringsmidler, som brukes for gjenvinning av vann i fortykker og for å redusere vanninnholdet i avgangen og bidra til økt flokkulering av finfraksjonen.

I tillegg til ovennevnte stoffer, som er av typen virkestoffer, bør nevnes nitrogen- forbindelser som brukes i sprengstoff og hvor restmengder av nitrogen tilføres gråberg og avgang.

Klassifisering av kjemikalier baseres på eksperimentelle dyreforsøk med eksponering av forsøksdyret/organismen under kontrollerte forhold, epidemiologiske data og feltobservasjoner. Forsøkene er standardiserte og det benyttes et begrenset utvalg arter. Artene som benyttes i slike forsøk er ikke relevante for alle resipienter de eventuelt slippes ut til.

Det kan derfor være nødvendig å utføre forsøk med relevante arter for å finne ut hvordan en spesifikk resipient påvirkes av et spesifikt kjemikalie.

Det kan også være fysisk-kjemiske forhold (for eksempel pH, oksygen- og lystilgang) som påvirker kjemikaliets toksiske egenskaper i resipienten.

Kjemikaliets klassifisering gir viktig informasjon om fareegenskapene, men bør i tillegg utredes under forhold som er mest mulig like dem i resipienten.

6.1 Flotasjonskjemikalier

Flotasjonskjemikalier er en forutsetning for effektiv drift av flotasjonsverk for oppredning av malmer og mineraler. Flotasjonsprosessen ble innført i Norge allerede i 1909 (Wathne, 1990).

Flotasjonsprosessen benyttes for å skille mineraler, og på den måten oppnå en anrikning. Prinsipielt kan en skille alle mineraler hvor det er forskjeller i overflateegenskaper.

Det er i hovedsak 3 typer flotasjonskjemikalier som brukes, og som har forskjellige funksjoner:

1. Skummere (letter dannelsen av luftbobler).
2. Samlere (adsorberes til overflaten og gjør hydrofile (vanntiltrekkende) partikler hydrofobe (vannavstøtende)).
3. Regulerende substanser (tilsettes for å få full effekt av skummere og samlere).

Organiske flotasjonskjemikalier vil i stor grad skummes av med mineralpartiklene og følge dem, mens uorganiske kjemikalier følger avgangen. Det betyr at de organiske flotasjonskjemikaliene prinsipielt sett ikke skal komme ut i resipienten, men fordi det ofte er slik at flotasjonskjemikalier tilsettes i overskudd vil noe komme ut med avgangen. Der det benyttes omvendt flotasjon, vil skummet utgjøre avgangen, og flotasjonskjemikaliene vil følge denne (slik at kun overskuddskjemikalier følger produktet).

Typiske skummere er terpinbaserte forbindelser (f.eks. Flotol B), etere og alkoholer (for eksempel ulike Flotanol- produkter). Kjemikalier som har vært brukt som samlere er ulike typer xantater (effektive sulfid-samlere), tallolje og kationsamlere (for eksempel kvartære ammoniumsalter som "Lilaflo"). De regulerende substansene som har vært mest vanlig er pH- regulerende stoffer (kalk, natronlut eller svovelsyre), aktivatorer eller trykkere (flussyre, jernklorid, vannglass etc.) og organiske forbindelser slik som dekstrin (potetstivelse).

Flotol B som framstilles av destillasjon av tjære fra furu består i alt vesentlige av terpinalkoholer og giftigheten er vurdert som lav ved moderate konsentrasjoner og er lett nedbrytbar. Alkoholeterne (f.eks. Flotanol) er vannløslig og er først giftig ved konsentrasjoner som er langt over det som kan forventes i resipienter og de nedbrytes relativt lett.

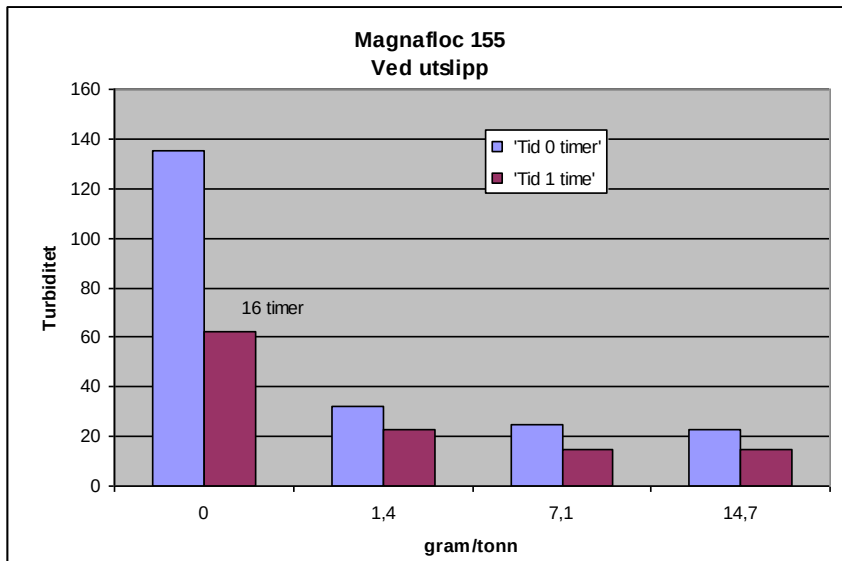
Samlere, som også omfatter Lilaflot (kationsamler), har fått stor negativ oppmerksomhet i norsk gruvebransje fordi den inneholder aminer som er dokumentert giftig over for vannlevende organismer. Aminer brukes først og fremst til silikatflotasjon.

De regulerende substansene som er uorganiske er stort sett uproblematisk kjemikalier så lenge de ikke introduseres i miljøet med høye konsentrasjoner. Både syre og lut bufres lett i sjøvann og de negative virkningene vil kunne opptre helt lokalt ved utslippsrøret. Ved tilsats av sjøvann i avgangsledningen vil noe av buffringen skje allerede i utslippsrøret. Utslipp av organiske forbindelser som dekstrin vil kun influere på resipienten som en organisk belastning (oksygenforbruk). Oppsummert så er det en rekke ulike kjemikalier som brukes i gruveindustrien, og som går under ulike produktnavn, men som kan samles i noen få kjemiske grupperinger. Deres kjemiske sammensetning og egenskaper framgår av produktblad, men i en del tilfeller kan det være vanskelig å finne relevant dokumentasjon når det gjelder miljøeffekter i det marine miljø.

6.2 Flokkuleringskjemikalier

Flokkuleringskjemikalier brukes av gruveindustrien for å øke sedimentasjonen av finpartikulært materiale. De er spesielt anvendt i fortykkere for avgang for å kunne gjenvinne ferskvann i oppredningsprosessen. Ved å flokkulere finfraksjonen oppnås en sekundær effekt knyttet til spredning av finstoffet i resipienter (fjorder eller innsjøer). Flokkulert finstoff sedimenterer mye raskere enn enkeltpartikler på grunn av at Van der Waalske krefter mellom enkeltpartikler bidrar til at det dannes store fnokker med høy sedimentasjonsrate (Syvitski et al., 1987). I sjøvann vil naturlige partikler som har en diameter mindre enn 10 µm sedimentere som fnokker. På 5m dyp vil synkehastigheten kunne være 30m/døgn, mens den øker vertikalt i vannsøylen. Ved 30 m vanddyp kan synkehastigheten være 100 m /døgn (Syvitski et al., 2006). En enkeltpartikkel på 10 µm har i følge Stokes lov en synkehastighet på 8 cm /døgn til sammenligning. Dette illustrerer at naturlig flokkulering av mineralske partikler i sjøvann er meget effektiv på grunn av sjøvannets ionestyrke. Det innebærer at utslipp av gruveavgang som inneholder finstoff vil sedimentere mye bedre i sjøvann enn i ferskvann, uavhengig om flokkuleringskjemikalier brukes.

Det finnes en rekke typer kjemiske flokkuleringsmidler. De som har vært mest i bruk er av typen Magnafloc hvor den virksomme substansen er polyakrylamid. Det finnes en rekke ulike typer Magnafloc, men Magnafloc 155 er kanskje det produktet som har vært mest brukt. NIVA har gjennomført laboratorietester av flokkuleringseffekten av Magnafloc 155 på finpartikulær gruveavgang ved forskjellig dosering. Materiale fra nedknust eklogitt er brukt i forsøkene. Figuren under viser effekten av tilsats av ulike mengder Magnafloc til gruveavgang sammenlignet med effekten av naturlig utsynking i sjøvann. En flokkuleringseffekt på 76- 81 % sammenlignet med utsynking uten Magnafloc oppnås når det tilsettes 1,4 – 7,1 gram pr. tonn avgang og flokkuleringen er spontan. Det bør presiseres at dette er forsøk i liten skala og det kan være usikkerhet om det gir et helt riktig bilde av flokkuleringseffekten i full skala. Flokkuleringseffekten kan også variere med type avgang.



6.3 Sprengstoffrester

Sprengstoff som er vanlig å bruke i gruveindustrien inneholder ammoniumnitrat og kalsiumnitrat. Sprengstoffet ANFO- anolitt består av ca. 90 % ammoniumnitrat og 5-6 % oljeblanding. Slurry-sprengstoff har bl.a. kalksalpeter som virksomt stoff. Felles for de ulike sprengstoff- typene som brukes er at de inneholder nitrater. Ved sprengning blir store deler av nitrogenet omdannet til nitrose gasser, men i tillegg vil det bli en del nitrat- rester. Rester fra sprengstoffet som inneholder nitrater kan tilføres både avgangen og gråberget. Hvis nitraten følger avgangen vil det kunne gi et økt tilskudd av nitrogen i dypvannet. Dette vil neppe ha noen negativ betydning. Sige vann fra gråbergsdeponiet kan ha et høyt innhold av nitrogenforbindelser og det kan føre til økt algevekst i de øvre lag av vannforekomsten. Så lenge sige vann fra gråbergsvelter tas hånd om og resirkuleres vil dette neppe bli vurdert som et stort miljøproblem.

6.4 Miljøutfordringene

Kjemikalier, og da spesielt flotasjonskjemikalier, brukes i store mengder og det er derfor viktig at de ikke er giftige (akutt eller kronisk), tungt nedbrytbare eller kan bioakkumuleres. Det er uansett alltid et ønske om at alle utslipp av kjemikalier til vann begrenses mest mulig, og i den grad det ikke kan unngås, tas i bruk kjemikalier med lavt giftighetspotensial og som brytes lett ned i naturen.

I og med at det er et så stort utvalg av kjemikalier i bruk er det viktig å innhente opplysninger om hvert enkelt stoff og hva som er kjent om miljøeffekter i det marine miljø. Og her kan det være mangelfull informasjon. Spesielt gjelder det testing på organismer som er relevant for norske forhold og som omfatter tester av organismer på ulike nivå i det marine økosystemet. Dette gjelder ikke bare toksisitetstesting, men også tester som går på nedbrytning av kjemikalier under relevante forhold f.eks. i en fjord (saltholdighet, temperatur, oksygen m. m).

Det er en rekke industribransjer som har et stort kjemikaliforbruk (f.eks. tekstilindustrien og oljeindustrien). Det er derfor viktig å kunne bygge på erfaringer fra andre bransjer når miljøutfordringene knyttet til bergindustriens kjemikalibruk skal vurderes.

Effektene av utslipp av kjemikalier fra gruveindustrien i det vandige miljø er sparsommelig studert. De aller fleste kjemikaliene forventes ut fra kjemisk sammensetning å ikke representere noe stort problem, men det finnes unntak. Ett av disse unntakene er bruken av Lilaflo.

Lilaflot D817M

Lilaflot tilhører en kjemikaliegruppe kalt ”langkjedede alkyloxydiaminer”, og all tilgjengelig dokumentasjon tilsier at disse stoffene er giftige for vannlevende organismer, og at fisk, dyreplankton og planteplankton dør ved vannkonsentrasjoner på 0,75-170 µg/L (EPA, 2003).

Når Lilaflot i tillegg er meget langsomt biologisk nedbrytbart (< 20 %, OECD standardtest) og har stor fettløslighet ($\text{Log}_{\text{Kow}} > 5$), og dermed potensial for bioakkumulering, så oppfyller det samtlige kriterier for å komme på listen over stoffer som ikke er tillatt å bruke eller slippe ut i naturen i Norge. Tilsvarende stoffer så som kvartære ammoniumforbindelser som har vært brukt som kationiske detergenter (for eksempel: DODMAC) er allerede satt på listen over forbudte miljøgifter.

Lilaflot oppfyller derfor flere av de nedenstående krav til prioriterte miljøgifter som Stortinget har definert i **St.meld.nr.14 (2006-2007) ”Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid”**. Kriterier for prioriterte miljøgifter der utslippene skal reduseres vesentlig innen 2010 og stanses innen 2020:

- Lite nedbrytbare stoffer som hoper seg opp i levende organismer, og som
 - har alvorlige langtidsvirkninger for helse, eller
 - er svært giftige i miljøet.
- Svært lite nedbrytbare stoffer som svært lett hoper seg opp i levende organismer (uten krav til kjente giftvirkninger).
- Stoffer som gjenfinnes i næringskjeden i nivåer som gir tilsvarende grunn til bekymring.
- Andre stoffer, slik som hormonforstyrrende stoffer og tungmetaller, som gir tilsvarende grunn til bekymring.

Nye analyser fra NIVA viser at det fremdeles kan måles Lilaflot i sedimentene i Bøkfjorden, og beregningene tilsier at ca 1 % av det totale utslipp ennå finnes i fjorden, 13 år etter at utslippene opphørte (Berge, 2009). Dette viser at Lilaflot har en lang levetid i naturen (selv om verdiene nå er svært lave og sannsynligvis ikke skadelige).

Lilaflot har lav vannløslighet (estimert til 2,6 mg/L => faktor x 20 over giftigheten) og vil derfor akkumuleres i sedimentene. Dette kan bety at stoffet er lite biotilgjengelig for organismer i vannsøylen (det kan være biotilgjengelig for sedimentlevende organismer). Det er meget begrenset dokumentasjon på effektene av Lilaflot i norske fjorder og det er et åpenbart kunnskapsbehov knyttet til dette kjemikaliets.

Hvis man bruker vurderingsreglene fra offshoreindustrien (se PLONOR-figuren i kap. 6.4.1.) vil Lilaflot havne på rødt eller sort, mest sannsynlig sort. Kjemikalier med tilsvarende egenskaper som Lilaflot D817M var i bruk i offshoreindustrien på midten av 1990-tallet, men er nå faset ut.

6.4.1 Erfaringer fra beslektede aktiviteter på norsk sokkel

Enkelte av aktivitetene på norsk sokkel har paralleller til aktivitetene knyttet til deponering av masser fra bergverksaktivitet nær sjø. Begge henter opp ressurser fra grunnen. For bergverk brukes kjemikalier for å skille ressursen ut fra massene. Dette fører til store volumer av reststoffer (avgang) som må deponeres, sammen med deponering av gråberget. For petroleumsaktivitetene benyttes kjemikalier blant annet i selve boreprosessen samt for å skille oljen fra vannet som følger med fra reservoaret. Utboret masse blir enten sluppet på havbunnen, injisert i grunnen eller tatt til land for deponering i egnet deponi.

Et annet aspekt er at forvaltningsregimene er forskjellige. Plan- og bygningslov gjelder ikke på sokkelen. I stedet gjelder OSPAR-konvensjonen og HMS-regelverket (forskrifter om helse miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten).

Et forhold som også kan nevnes er at offshoreaktiviteten i norske farvann er av ganske ny dato (fra slutten av 1960 tallet), mens bergverksaktivitetene i Norge har foregått i mange hundre år. Dette kan være en av forklaringene på at praksis knyttet til vurdering av miljøforhold ser ut til å være ganske forskjellig mellom bergverksvirksomhet (nær sjø) og offshore-virksomhet.

I det følgende er betraktet forhold og erfaringer knyttet til petroleumsvirksomheten som kan være av interesse for bergverksaktiviteter nær sjø.

Bruk av kjemikalier offshore

Som for bergverksaktivitetene benyttes det kjemikalier i petroleumsvirksomheten. De viktigste kjemikaliegruppene her er de som benyttes under boring (borekjemikalier) og under produksjon (produksjonskjemikalier). I 2008 var det totale forbruket av kjemikalier offshore på 452 000 tonn, hvorav 130 000 tonn ble sluppet til sjø. Det meste av kjemikaliene som slippes til sjø er knyttet til borevirksomheten, og i 2008 utgjorde disse utslippene 72 % av de totale utslippene.

Alle kjemikalier som planlegges brukt i petroleumsvirksomheten skal testes med hensyn til iboende egenskaper som bionedbrytbarhet, bioakkumulering og akutt giftighet. I henhold til HMS-forskriftene for petroleumsvirksomheten deles kjemikaliene på grunnlag av disse egenskapene inn i fire kategorier; svart, rød, gul og grønn. Kjemikaliene i svart kategori er de mest miljøfarlige og kjemikalier i rød kategori er slike som skal prioriteres spesielt for substitusjon. Kjemikaliene i grønn kategori er de som står på OSPARs PLONOR-liste (OSPAR list of substances /preparations used and discharged offshore which are considered to Pose Little or No Risk to the Environment). I henhold til regelverket er det operatørene som er ansvarlige for testing, kategorisering og miljøvurdering av kjemikaliene. Operatørene er pålagt å velge de kjemikaliene som i følge miljøvurderingene gir lavest risiko for miljøskade. Kjemikalier i svart og rød kategori skal kun velges dersom de er nødvendige av tekniske eller sikkerhetsmessige grunner.

PLONOR			
BOD ≥60%	If toxic => red	If toxic => red	
BOD <60%			If toxic => red
BOD <20%		If toxic => black	If toxic => black
	log Pow >5	log Pow >3	log Pow ≤3
Black = Disposal to sea not allowed.			
Red = To be replaced.			
Yellow = Acceptable			
Green = PLONOR list or water.			
If toxic: Measured toxicity in an EC-50 or LC-50 test is less than 10 mg/l.			

Samtlige felt på norsk sokkel har hatt høy fokus på substitusjon av kjemikalier og det er oppnådd gode resultater. Nullutslippsmålet for miljøfarlige tilsatte kjemikalier har derfor i flere år blitt ansett som oppfylt. I 2008 var utslipp av svarte stoffer 2450 kg, dette er en reduksjon på 93 % i forhold til 2002. Det totale utslipp av stoffer innen rød kategori på norsk sokkel er redusert med 98,5 % siden 2002. Utslipp av rødt stoff var 15 tonn i 2008. En ytterligere nedgang i utslipp av stoff i svart og rød kategori er ventet, da det fortsatt er høy fokus på substitusjon. Av sikkerhetsmessige og tekniske hensyn vil det fortsatt være noe utslipp av disse stoffene til sjø også i årene som kommer. Noen stoff i rød og svart kategori som har blitt faset ut til gult har vist seg å ikke fungere tilfredsstillende over tid, og operatørene har i disse tilfellene vært nødt til å gå tilbake til miljøfarlige stoff.

Borekaks og borevæske

Den beste analogien mot bergverksaktiviteten må være hvordan boreavfallet blir håndtert.

Boreoperasjoner offshore medfører to typer boreavfall; borekaks som er utboret steinmasse, og brukt borevæske. Det vil alltid være et vedheng av borevæske på borekaksen når den slippes ut eller på

annen måte blir tatt hånd om. Myndighetsinnførte krav til oljevedheng i forbindelse med utslipp av borekaks fra 1991 har i praksis ført til at utslipp av borekaks tilknyttet boring med oljebasert borevæske er opphørt. Dette kravet som ikke tillater utslipp av kaks medoljevedheng som overskrider 1 vektprosent, har blant annet ført til utvikling og bruk av vannbaserte borevæsker. Disse borevæskene inneholder i dag stort sett bare kjemikalier i gul eller grønn kategori. Utslipp av borekaks med slike vannbaserte borevæsker er i utgangspunktet tillatt og blir ikke spesifikt regulert i feltenes utslippstillatelser. Unntatt er boreoperasjoner i Barentshavet og i områder med sensitiv bunnfauna. Vannbaserte borevæsker inneholder gjerne leire, diverse salter og ved boring i seksjoner under topphullet også vektstoffer som barytt. Disse stoffene er klassifisert i Klifs gule og/eller grønne kategori. Mineralbaserte kjemikalier som f. eks barytt inneholder også små mengder tungmetaller som forurensning.

Sedimentovervåking offshore

Det er få områder hvor havbunnen er så godt undersøkt som rundt de norske petroleumsinstallasjonene. Operatørene har etter krav fra myndighetene overvåket kjemisk innhold og biodiversitet i sedimentene siden tidlig på 1980-tallet. Mye av fokus har vært rettet mot de installasjonene som har hatt utslipp av kaks og oljebasert og syntetisk borevæske. Den finkornige kaksdelen, med vedheng av det oljebaserte boreslammet spredte seg langt vekk fra plattformene. Det ble da målt forhøyede konsentrasjoner av barium (Ba) og totale hydrokarboner (THC) flere mil fra plattformene. En kombinasjon av kjemisk og fysisk (slampartikler) påvirkning førte videre til forstyrrelser i bløtbunnsfaunaen. Etter at det ble forbudt å slippe ut oljebaserte/syntetiske borevæsker har sedimentovervåkingen offshore vist en bedring av miljøforholdene i flere av regionene som overvåkes. Rapporten "Offshore sedimentovervåking på den norske sokkel 1996 – 2006" konkluderer med at mindre enn 0,1 % av sokkelens areal er kontaminert og områdene med påvirket bunnfauna er ennå mindre.

Utslipp av kaks med vedheng av vannbaserte borevæsker gir ikke tilsvarende miljøeffekter på bunnsedimentene som de tidligere brukte oljebaserte. De vannbaserte borevæskesystemene har høyt saltinnhold og inneholder lett nedbrytbare organiske komponenter. Kjemikaliene som brukes gir derfor minimal virkning på det marine miljø. Risiko for effekter knyttet til utslipp av vannbaserte borevæsker er lite sannsynlig. I tidligere undersøkelser er det funnet at organismesamfunn i en radius på om lag 50 meter fra borehullet er lett forstyrret. Dette innebærer at arts mangfoldet avviker fra nærliggende og antatt uforstyrrede områder. Dette er mest sannsynlig effekter av den fysiske nedslammingen. Erfaringer fra overvåkingsundersøkelser i etterkant av boringer viser imidlertid at nedslammede områder raskt rekoloniseres etter avsluttet boring.

Den tradisjonelle sedimentovervåkingen viser at det er en gjennomgående tendens til noe forhøyede THC konsentrasjoner rundt felt som startet opp på slutten av 1990-tallet og etter 2000. Dette er felter som kun har hatt utslipp av kaks med vedheng av vannbasert borevæske. De forhøyede konsentrasjonene sees imidlertid kun på de nærmeste stasjonene (500 – 250 meter), og flere av feltene som har hatt oppstart i samme periode viser en rask nedgang etter noen år med borestans. Man observerer ikke noen effekt på bunnfaunaen rundt nye felt, heller ikke på de innerste stasjonene ved 250 m.

7. Avfallsminimering

Utvinning av metaller og mineraler medfører store restmengder med faststoff (vrakstein, gråberg og finkornet avgang), i tillegg til kjemikalierester. Det er et ønske både i gruvebransjen, miljøforvaltningen og i befolkningen at restmengdene som til nå i stor grad er definert som avfall

reduseres til et minimum. Det innebærer i så fall et de store mengder med fast avfall som genereres i størst mulig grad brukes til nyttige formål eller produkter. Det bør imidlertid påpekes at mengdene fast avfall som genereres er så store at det er urealistisk å tro at det skal finnes anvendelse for alt. Det bør likevel etterstrebes å utnytte så mye som mulig av reststoffene til nyttige formål, selv om det fra bedriftsøkonomisk synspunkt er lite regningssvarende.

Mulige alternativer for anvendelse er mest realistiske for de grove massene (vrakstein og gråberg). Gråberg eller vrakstein er steinmasse som produseres ved uttak av malm i gruvedriftsfasen, og som på grunn av et lavt innhold av mineral eller metall ikke anses som malm, men som et restprodukt som må deponeres. Avgang er et restprodukt fra selve oppredningsprosessen, og er ikke-økonomiske mineraler som skilles fra de økonomiske gjennom ulike separasjonsprosesser. En tradisjonell anvendelse for gråberg er produksjon av pukk som brukes til veibygging, flyplasser etc. Hvor anvendbar pukken vil være avhenger av mineralogien (knusbarhet/slittestyrke, hårdhet, egenvekt etc.). Ved bruk av pukk i forbindelse med tildekking av rørledninger til sjøs vil egenvekten spille en stor rolle. Enkelte typer finpartikulære reststoffer kan være anvendbare som jordforbedringsmidler, som tilsetningsstoffer til betong (hvis mineralene ikke er alkalieraktiv) og til keramiske produkter. Erfaringsmessig viser det seg å være lettere å anvende pukk og avgang fra ikke-sulfidiske bergarter som har et lavt tungmetallinnhold og hvor bruken ikke genererer et nytt miljøproblem.

Et nytt anvendelsesområde for visse typer avgang kan være i forbindelse med lagring av CO₂. En annen mulighet er bruk av avgang for å dekke til forurensede sedimenter. Her har Klif utarbeidet en kravspesifikasjon og en godkjennelsesordning for hvilke typer avgangsmasser som egner seg som dekkmasse på forurensede sedimenter.

I tillegg til potensielle anvendelser nevnt ovenfor er det viktig å kartlegge forekomsten for biprodukter som utvinnes og som er med på å redusere mengden reststoffer. Dette vil også oftest være økonomisk fordelaktig for industrien.

Foruten de nevnte måtene å bidra til avfallsminimering på så vil tilbakefylling av gråberg og avgang i gruva bidra til å minske spredning av forurensing til omgivelsene. For å lykkes med dette er det en rekke forutsetninger som må være til stede (for eksempel planer for hva som skal skje i forbindelse med fremtidig vannfylling av gruva). Rensing av gruvevann og gjenvinning av metaller er også en del av avfallsminimeringskonseptet.

8. Forskningsbehov

Det eksisterer ca. 30 års erfaring, nasjonalt og internasjonalt, om miljøkonsekvenser knyttet til deponering av gruveavgang i sjø og ca. 50 års erfaring med deponering i ferskvann. Den nasjonale erfaringen er i stor grad dokumentert i ulike typer forskningsrapporter og konsulentrapporter. En god del erfaringer fra utenlandske gruveprosjekter med avgangsdeponering i vann er imidlertid publisert i internasjonale tidsskrifter med review ordning (se kap.9 Referanser og bibliografi). Mye av kompetansen knyttet til avgangshåndtering sitter i det enkelte gruveselskap og hos de konsulentene som har jobbet for bransjen. Det er således en nokså uoversiktlig situasjon. Det er komplisert å få overblikk over kunnskapsstatusen og dermed er det også vanskelig å konkretisere hva vi ikke vet, men som vi burde vite, dvs. kunnskapsmangler.

Den forskningen som er gjort knyttet til bergverk og miljø er i Norge blitt finansiert av det enkelte gruveselskap og i noen grad Bergvesenet (nå Direktoratet for mineralforvaltning). Resultatene av denne forskningen forblir derfor hos oppdragsgiverne og det nasjonale forskningsmiljøet vil ikke nødvendigvis nyte godt av dette. Av den grunn har det lenge vært savnet et offentlig

forskningsprogram i regi av NFR som fokuserer på de viktigste kunnskapsmanglene og som kan bidra til at bergverksbransjen kan drive på en miljøakseptabel måte.

NGU har utarbeidet et geokjemisk atlas for Norge som inneholder data basert på flomsedimenter, dvs. den mest forvitrede og utvaskede delen av jordartene, men bortsett fra de nordligste delene av Nord-Norge finnes det ikke data for morener og marine leirer når det gjelder innhold av tungmetaller. Man har derfor ikke data til å ”ekstrapolere” geokjemiske forhold til sedimentene som ligger på bunnen av fjordene. Kjemiske analyser av bl.a. marin leire i forbindelse med forurensningskartlegging for byggeprosjekter etc. har vist at NGUs ”bakgrunnsverdier” fra flomsedimenter svært ofte overskrides. og det samme gjelder for Klifs normverdier som heller ikke er forankret i naturlige bakgrunnsverdier.

I områder der det finnes mineralisering av for eksempel kobber, er det all grunn til å tro at fjordsedimentene er påvirket av de samme metallene som det er interessant å utvinne. Uten kunnskap om ”lokale bakgrunnsnivåer” er det umulig å vurdere hva som er konsekvenser av utslipp.

8.1 Deponering i ferskvann – forskningsbehov

Ved deponering i ferskvann har vi etter hvert innhentet en rekke erfaringer. Likevel er det mange forhold en har dårlige teoretiske kunnskaper om. Vi vil her kort gå igjennom noen:

Fysiske egenskaper

Avgangens sedimenteringsegenskaper og tiltak for å begrense partikkelspredning..

Forvittringsprosesser under vann

Erfaringene viser at de geokjemiske forholdene i avgangsdeponier er kompliserte. Avgangens egenskaper endrer seg over korte avstander i deponier, trolig som følge av heterogene forhold. Det er derfor vanskelig å predikere forvittringsprosessene og hvilke kjemiske likevekter som gjelder

Det gjøres forskning internasjonalt, men i mange tilfeller er betingelsene og naturgitte forhold lite relevant for norske forhold.. En rekke teoretiske modeller er i bruk for predikere forvittringsforløpet under vann. NIVA har etablert en deponeringsmodell som fortsatt er under utvikling. Målet vil være å etablere en modell som kan benyttes helt fra planleggingsstadiet og som en kan mate med teoretiske verdier fra den planlagte oppredningsprosessen. Foreløpig er data fra Bjønndalsdammen på Løkken brukt. Ved å ta i bruk såkalte DGT-prøvetaker (passive prøvetakere for metaller) kan metall og svovelp profiler i tynne sjikt framstilles. Målet har vært å kunne kalibrere modellen å kunne gi en bedre prognose for hva som foregår i deponiet og hvordan tilstanden vil utvikle seg fremover i tid. Selve teknikken er enkel og tidsbesparende sett i forhold til tidligere praksis der lagringsforsøk over mange døgn ble gjennomført.

Flotasjonskjemikalier

Vi mangler fortsatt kunnskap om en del flotasjonskjemikalier med hensyn til nedbrytning og biologiske effekter.

Tålegrenser og laks

Det er behov for å avklare tålegrenser for metallavrenning for særlig sårbare livsstadier av anadrom laksefisk, spesielt smoltstadiet hos Atlantisk laks. Etablerte kjemiske spesieringsteknikker og biologiske endepunkter kan anvendes, og studier bør fortrinnsvis utføres i stedsspesifikk vannkvalitet.

Deponier i innsjøer og rehabilitering

Det er viktig å få dokumentert hvor lang tid det tar før innsjøen er rehabilitert etter opphør av gruvedriften. Det er en rekke innsjøer i Norge hvor deponering av avgang for lengst er opphørt og som kunne egne seg som studieobjekter.

Det finnes mange deponier og erfaringene fra hvert enkelt deponi er viktig å sette i en større sammenheng. Observasjonene fra enkelte deponier kan være vanskelig å tolke fordi deponiet er forstyrret av en rekke utenforliggende forhold som tilførsler av forurenset sigevann fra andre kilder, reguleringseffekter osv. Det er likevel to deponier der forholdene er så vidt entydige at de egner seg for videre studier av effekter av avgangsdeponering under vann i ferskvann; Bjønnaldsdammen på Løkken og Huddingsvatn- deponiet.

8.2 Deponering i sjø – forskningsbehov

Det er to overordnede tema som trenger mye kunnskap:

- 1. Hvordan man skal lage *egnethetskriterier* for å bedømme om en marin resipient er egnet for sjødeponering av gruveavgang. Hvilken basisinformasjon om de lokale forhold som er nødvendig for å gjøre den vurderingen (kritisk informasjon).**
- 2. Hvordan man skal etablere *akseptkriterier* for avgangsutslipp. Hva er akseptable negative miljøpåvirkninger. Hvordan skal det dokumenteres at kriteriene overholdes.**

Gruveavgang består hovedsakelig av mineralske partikler i størrelsesfraksjonen leire- silt- sand. En slurry som består av ferskvann, sjøvann og fast stoff kommer med relativ høy hastighet ut gjennom et rør og fortsetter som en tung slamstrøm ned mot bunnen. Her går den over til å være en turbiditetstrøm som beveger seg langs bunnen bort fra utslippsstedet ved hjelp av gravitasjon. Samtidig foregår det en utsynking av partikler, først de grove og deretter de fineste. Hvor langt partiklene transporteres avhenger av strømforholdene i bunnvannet, bunnens helningsgrad, kornstørrelsesfordeling og grad av flokkulering av finstoffet. Det er behov for et godt modelleringsverktøy for å beskrive hvordan denne slurryen transporteres og i hvilken grad det skjer en oppsplitting av slamskyen slik at de fineste partiklene innlagres i vannmassen over selve turbiditetstrømmen. En kombinasjon av modellering og storskala eksperimenter ville kunne tilføre ny kunnskap om dette fenomenet. Det er behov for forskning som kan bidra med kravspesifikasjoner til utslippsarrangement, slik at slurryen som kommer ut av avgangsledningen brer seg forutsigbart og optimalt i forhold til miljøpåvirkninger.

Den viktigste kunnskapskilden om sjødeponering av avgang befinner seg i konsekvensutredningen som ble laget i forbindelse med planene for Quartz Hill molybdengruve i Alaska i 1993, med et avgangsutslipp på 25 mill tonn pr. år på 50 m dyp i en fjord (Hesse and Reim, 1993), samt erfaringsmateriale fra 25 år med sjødeponering ved Island Copper Mine i British Columbia (utslipp av 12 mill tonn avgang pr. år til en fjord på 50 m dyp) (Pedersen et al., 1995). Når kunnskapsmangler skal identifiseres så vil disse dokumentene være viktige kilder.

På to områder stilles fortsatt kritiske spørsmål om vi har nok kunnskap. Det ene området omfatter fysiske forhold knyttet til spredning og sedimentasjon av finstoff, det andre gjelder kjemiske og toksikologiske forhold og det tredje gjelder økologiske effekter av nedslamming av gruveavgang på sjøbunn på kort og lang sikt. Det siste gjelder spesielt randområdene til deponier hvor nedslammingen er moderat.

Prediksjon av spredning og sedimentering av finstoff kan baseres på modellering (near-field og far-field modellering, sirkulasjonsmodeller) og /eller eksperimenter i store tanker (simuleringsforsøk). Viktige kunnskapsmangler er knyttet til hvordan plumen oppfører seg etter at den kommer ut av utslippsrøret. Vil den opptre som en homogen sky som strømmer ned mot bunnen eller vil det skje en oppsplitting av plumen, hvor deler av plumen med de fineste partiklene vil danne sin egen sky som innlagres høyere oppe i vannmassen? I følge KU- en for Quartz Hill skjer oppsplitting bare i de tilfeller hvor det ikke er konstruert en avluftingsenhet på avgangsledningen som hindrer at luftbobler i plumen drar med seg finfraksjon oppover i vannmassen (Hesse and Reim, 1993).

Et annet tema knyttet til spredning av finstoff er betydningen av små tetthetsforandringer i vannmassen som motvirker spredning av finstoff oppover i vannsøylen fra utslippsdypet. Det er behov for kunnskap om hvor store disse tetthetsbarrierene må være for at de effektivt stopper vertikal transport. Videre er det behov for å se nærmere på mekanismer knyttet til dypvannsutsiftning i fjorder og i hvor stor grad dette bidrar til transport av finstoff ut av det området som betraktes som deponiområde. Oppholdstiden til bassengvannet og vannet ved midlere vanddyp vil ha stor betydning for utsynking av finstoff. Det er derfor behov for å modellere dypvannsutsiftning og partikkelspredning.

Det kan også være behov for å studere i felt dypvannsutsiftningen i en typisk terskelfjord hvor det ikke er utslipp fra punktkilder og måle turbiditetsprofiler gjennom hele vannmassen under vannutsiftningen. Vanligvis er det et vannlag nært bunnen i marine områder som alltid har et høyt naturlig innhold av partikler (et nefeloid lag) og det har aldri vært studert i hvilken grad dette turbide vannlaget påvirker turbiditeten i midlere vannlag når bunnvannet presses oppover og strømmer ut av fjorden over terskelnivå. Ved et dypvannsutslipp av avgang i en fjord vil plumen bre seg som en turbiditetsstrøm langs bunnen og det vil være et vannlag nær bunnen hvor turbiditeten vil være høy. Det er derfor viktig å kunne dokumentere om en dypvannsutsiftning vil føre til konsentrasjoner av finstoff i midlere vanddyp som representerer en miljørisiko for vannlevende organismer (fisk, dyreplankton). Det eksisterer nå en god del ny kunnskap om hvilke konsentrasjoner av mineralske partikler i sjøvann som er akseptable i forhold til negative effekter på fisk og plankton (Smit et al., 2009). Her fremgår at laveste konsentrasjon for negative påvirkning synes å være ca. 50 mg/l, mens store negative utslag først melder seg ved en konsentrasjon som er minst 10 ganger denne grensen. Det bør påpekes at negative effekter avhenger ikke bare av konsentrasjon, men også av eksponeringstid. En situasjon hvor høyt partikkelinnhold i vannet varer i årevis kan være nokså forskjellig fra en episodisk påvirkning.

Nedslamming av gruveavgang og påvirkning på bunnfaunaen er trolig den mest omtalte miljøkonsekvensen av sjødeponering av avgang. I og med at årlig utslipp av avgang fra større gruvevirksomhet ofte er i størrelsesorden noen millioner tonn pr. år blir sedimentasjonsraten i det utslippsnære området ofte flere meter pr. år i motsetning til en naturlig sedimenttilvekst på noen mm pr. år. I tillegg til den fysiske nedslammingen som begraver eksisterende bunnfauna består gruveavgang av mineralsk materiale som er nærmest fritt for organisk karbon (med unntak av det som måtte følge avgangen av organiske flotasjonskemikalier, f.eks. potetstivelse eller dekstrin). Det betyr at bunnfaunaen er utsatt for en overdekning av materiale som ikke har noen næringsverdi. Det er derfor stor usikkerhet om at i det utslippsnære området hvor nedslammingen er størst, og hvor det som synker ut i stor grad er sand, vil faunaen i produksjonsperioden være nærmest utryddet. Der hvor det kan være noe kunnskapsmangel er hvordan randsonen til selve deponiet påvirkes av nedslammingen. Hvor stor sedimenttilvekst som kan tolereres vil avhenge av hvilke organismer som befinner seg i bunnsedimentene og deres evne til å forflytte seg vertikalt i sedimentet.

Et annet sentralt tema som også er beheftet med kunnskapsmangel er reetablering av fauna etter at et avgangsutslipp opphører. Erfaringer fra både inn- og utland hvor sjødeponering har vært anvendt er at det kan ta fra 2-10 år før det er etablert en ny bunnfauna i de områdene hvor sedimenttilveksten har vært størst (nært utslippet). Det som det kan være delte meninger om er hvor forskjellig den nyetablerte faunaen er i forhold til den som var der opprinnelig og i hvilken grad en endring i artssammensetning nødvendigvis er en negativ effekt. I noen tilfeller vil dybdeforholdene nær utslippet ha endret seg betydelig på grunn av oppfylling og med mindre vanddyp kan artsmangfoldet og biomassen kanskje øke etter hvert som naturlig sedimentasjon overtar. I en del tilfeller vil substratet endre seg ved at sedimentet blir grovere enn det som var der opprinnelig og det gir grunnlag for andre typer organismer. I mange tilfeller blir bunnssubstratet der hvor nedslamming har pågått hardt og kompakt og det kan føre til at det etablerer seg i større grad dyr som lever på overflaten av sedimentet

i stedet for nede i sedimentet. I det hele tatt er det behov for mer kunnskap om de langsiktige økologiske effektene av deponering av gruveavgang til sjø.

Konkret savnes mer kunnskap om følgende spørsmålsstillinger knyttet til fysio- kjemiske forhold:

- Etablering av modellverktøy knyttet til spredning av finstoff fra avgang og som også tar med utsynking av partikler (sedimentering) (near-field and far-field modellering)
- Studier av flokkuleringsprosesser – med og uten kjemiske flokkuleringsmidler. Stabiliteten til fnokker dannet av finstoff i avgang og hvordan avgangens mineralogi influerer på flokkulering, samt samvirke mellom mineralske partikler og naturlig organiske partikler
- Geokjemiske, mineralogiske og geotekniske prosesser i undersjøiske avgangsdeponier (bakgrunnsverdier, porevannskjemi, utlekking av metaller, kompaksjon, geoteknisk stabilitet)
- Studier av resuspensjonsfenomener (forhold mellom strømhastigheter og partikkelstørrelser). I stor grad brukes i dag et diagram som ble etablert i 30-åra (Hjulstrøm) og som egentlig ble laget for partikkeltransport og erosjon i elver
- Studier av naturlige nefeloide lag (bunnære lag med høy partikkelkonsentrasjon) i fjorder (hvordan de dannes og hva de består av)
- Studier av den naturlige vertikale partikkelfordelingen i fjorder og betydningen av små endringer i tetthetsprofilen
- Studier av naturlig partikkeltransport i ulike vannlag i fjorder (kobling mellom strømdata og turbiditet) og variasjoner over året
- Storskala modellforsøk (tankforsøk) med oppbygging av deponikjegler og dokumentasjon av rasvinkler for avgang med ulik kornstørrelse og kornfordeling
- Studere hvordan bruk av organiske kjemikalier i oppredningsprosessen påvirker oksygenforbruket i sedimentert avgang.

Av konkrete problemstillinger knyttet til biologiske/økologiske effekter av avgangsdeponering i fjorder, hvor mer kunnskap er nødvendig, kan nevnes:

- Effekter av forhøyede konsentrasjoner av mineralske partikler i sjøvann på planteplankton og dyreplankton
- Mineralske partikler i sjøvann og deres effekt på adferden hos fisk
- Nedslamming av bunnfauna og effekten av tynne lag med mineralisk materiale
- Rekoloniseringsforsøk på gruveavgang– reetablering av fauna med naturlig sedimentasjon av organisk materiale
- Bioturbasjonsstudier i gruveavgang avsatt på fjordsedimenter
- Effekter på bunnfisk (først og fremst); tap av habitat, gyteområde, høy turbiditet nær bunnen
- Effekter av kjemikaliebruk (nedbrytning omsetning i det marine miljø)

Ettersom hovedproblemet knyttet til avgang og deponering er de store volumene, er avfallsminimering et sentralt forskningstema i miljøteknologisk sammenheng.

9. Referanser og bibliografi

- Aanes, K. J. (1996). Tester med blyholdige sedimenter fra Store Bleikvann, Nordland Fylke. : (Bioassays and toxicity tests with lead/zinc tailing and metal contaminated lake sediments. Studies carried out to investigate the remobilization and bioavailability of heavy metals from a Pb/Zn mine recipient in northern Norway.) NIVA-rapport OR-3430. 83 s. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT).
- Aanes K. J. og M. A. Bergan (2009). Kartlegging av miljøtilstanden Bleikvasselva, Røssåvassdraget Tema: Miljøgifter. NIVA-rapport, O-28329, L. nr. 5887-2009. 43 s.
- Arnesen, R.T. og Bjerkeng, B. (1993). Fremtidig utvikling i avgangsdeponier under vann. Hjerkinndammen, Hjerkinns – Bjønndalsdammen, Løkken. NIVA-rapport, L. nr. 2962, O-92186, 49 s.
- Arnesen, R.T. (1993). Water Pollution Abatement Programme. The Czech Republic. Project 3.4. Improvement of the Environment Deteriorated by Metal Mining Activity. NIVA-Report. O-920964, Serial no. 2813-1993. 33 pp.
- Arnesen, R.T., (1996). STORWARTZ-PROSJEKTET. Dokumentasjon av gruvedriftens påvirkning av miljøet. Del. I. Fysisk/kjemiske undersøkelser. NIVA-rapport. O-94196, l.nr. 3476-1996. 36 s.
- Arnesen, R.T, Bjerkeng, B. and Iversen, E.R. (1997). Comparison of Model Predicted and Measured Copper and Zinc Concentrations at Three Norwegian Underwater Tailings Disposal Sites. Proc. Fourth Int. Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver, B.C. Canada. May 31 – June 6, 1997.
- Arnesen, R. T. (1998). Avgangsdeponering under vann. Utlutning av forurensninger fra avgangsdeponiet i Huddingsvatnet. NIVA-rapport, L.nr. 3780-98. O-69120. 26 s.
- Arnesen, R.T.(1999). Loadings of Heavy Metals from Sulphide Ore Mines on Norwegian Freshwater Recipients. Norwegian Pollution Control Authority. TA-no. 1610/99. ISBN 82-7655-151-3. Report 99:2. 152 pp.
- Asmund, G., Johansen, P. (1999). Short and Long Term Environmental Effects of Marine Tailings and Waste Rock Disposal from a Lead/Zinc Mine in Greenland, in Rubio, R.F., Rubio, R.F. (ed.), *Mine, Water & Environment*, International Mine Water Association, pp. 177-181.
- Aure, J., E. Ona og S. Sundby 1985. Spredning av gruveavfall i kystområdet utenfor Jøssingfjord fra Titania A/S. Rapport nr FO 8502, Havforskningsinstituttet.
- Bakke, S.M. og Jensen, T. (2004). Titania A/S. Miljøundersøkelser i Jøssingfjorden 2003. Rapport 2004-0083. Høvik: Det Norske Veritas.
- Berge, J.A, Rygg, B., Skaare, B.B. og Schøyen, M. (2008). Resipientundersøkelser i Ballangsfjorden, 2007. Bløtbunnsfauna og metaller i vann, bunnsedimenter, tang, blåskjell og fisk. NIVA-rapport, O-27082, l.nr. 5528-2008. 93 s.
- Berge, J.A. (2009). Gruvekjemikalier i sedimentene i sjøområdene utenfor Kirkenes i 2009. NIVA-rapport nr. 5860, 34s.

Baldwin, D. H., Sandahl, J. F., Labenia, J. S. and Scholz, N. L. (2003), Sublethal effects of copper on coho salmon: Impacts on nonoverlapping receptor pathways in the peripheral olfactory nervous system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22: 2266–2274.

Berkun, M.(2005). Submarine tailings placement by a copper mine in the deep anoxic zone in the Black Sea. *Water Res.*, 39, 5005-5016

Blanchette, M.C., Hynes, T.P., Kwong, Y.T.J., Anderson, M.R., Veinott, G., Payne, J.F., Stirling, C. and Sylvester, P. (2001). A chemical and exotoxicological assessment of the impact of marine tailings disposal. In: *Tailings and Mine waste '97*, Balkema, Rotterdam, pp.323-331.

Bilotta, G., Brazier, R. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Resources*, 42, 2849-2861.

Burd, B.J. 2002. Evaluation of mine tailings effects on a benthic marine infaunal community over 29 years. - *Marine Environmental Research* 53:481-519.

Burd, J. B. (2002). Evaluation of mine tailings effects on a benthic marine infaunal community over 29 years. *Marine Environmental Research*, 53, 481-519.

Burling, R.W., McInerny, J.E. and W.K.Oldham (1981). A continuing technical assessment of the Amax/Kisault molybdenum mine tailing discharge to Alice Arm, B.C. Report for Minister, Department of Fisheries and Oceans, Canada.

Dale, T., Kvassnes, A.J.S., og Iversen E.R. (2008). Risikoen for skader på fisk og blåskjell ved gruveaktivitet på Engebøneset: En litteraturstudie om effekter av metaller og suspenderte partikler. NIVA rapport 5689-2008, ISBN 978-82-577-5424-2, 38 s.

Deleebeeck, N., De Schamphelaere, K. and Janssen, C., (2007). A bioavailability model predicting the toxicity of nickel to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and fathead minnow (*Pimephales promelas*) in synthetic and natural waters. *Ecotox. Environ. Safe.*, 67, 1-13.

DNV (1996). Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord – Dyngaområdet 1995.

DNV(2004). Miljøundersøkelse i Jøssingfjord 2003. Rapport nr. 2004-0083

DNV (2008). Resipientundersøkelse Jøssingfjorden 2008. DNV ref. 11Z1QGH-2

DNV (2008). Miljøundersøkelse i Frønfjorden 2007.

DNV (2010). Miljøovervåking av Frønfjorden 2009. Ref. 12AOW7F-5.

Dragsund, E. og A. Thendrup (1990). Vegforbindelsen Fjellværøy – Hitra. Spredning av silt og leirpartikler fra anleggsarbeider. Konsekvenser for havbruk. Oceanor Rapport OCN R-90107, 21 s.

Ellis, D.V., Pedersen, T.F., Poling, G.W., C. Pelletier and I. Horne (1995). Review of 23 years of STD: Island Copper Mine, Canada. *Marine Georesources and Geotechnology*, 13, 59-99.

Ellis, D.V. and Robertson, J.D. (1999). Underwater placement of mine tailings: case examples and principles. Ch.9, pp 123-141 in Azcue, J.M. (editor) 1999 *Environmental impacts of mining activities*. Springer, 399 pp.

Ellis, D.V (2002). Fisheries, tailings bioassays, trace metal bioaccumulation in benthos, and settling plates. In Poling et al. Underwater tailing placement at Island Copper mine. A success story. Society of Mining, Metallurgy and Exploration, p. 147-160

Grande, M., S. Andersen, R. T. Arnesen, T. Bækken, E. R. Iversen og K. J. Aanes (1991). Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT). NIVA rapport nr.2562-91. 141 s.

Grande, M., Andersen, S., Brettum, P. og Hylland, K. (1996). STORWARTZ-PROSJEKTET. Dokumentasjon av gruedriftens påvirkning av miljøet. Del. II- Biologiske undersøkelser i Hittervassdraget. NIVA-rapport, O-94196, l.nr. 3473-1996. 72 s.

Gray, J.S. (1974). Animal-sediment relationships. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*,12,223-261

Hansen, B. H., Garmo, Ø. A., Olsvik, P. A. and Andersen, R. A. (2007), Gill metal binding and stress gene transcription in brown trout (*Salmo trutta*) exposed to metal environments: The effect of pre-exposure in natural populations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, 944–953.

Haugen, T., Kristensen, T., Kroglund, K., Håvardstun, J. and Kleiven, E. (2007). Study of the effect of cadmium on the early life stages of brown trout (*Salmo trutta*) at different levels of water hardness NIVA Report, Serial No. 5468-2007, 47 pp. ISBN 978-82-577-5203-3

Hessen, D. (1992). Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapport O-89179, 42 s.

Hoar, W. S. (1988). The physiology of smolting salmonids. In *Fish Physiology*. p. 275-343. W. S. Hoar and D. J. Randall (ed.). London, Academic press.

Humborstad, O.-B., Jørgensen, T. and Grotmol, S. (2006). Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 309,247–254.

Haarstad, K. and T. Jacobsen (1987). Vurdering av årsak til fiskedød ved oppdrettsanlegg. SINTEF Rapport F87064, 19 s.

Hesse, C.A. and Ellis, D.V. (1995). Quartz Hill, Alaska: A case history of engineering and environmental requirements for STD in the USA. *Marine Georesources and Geotechnology*, 13, 135-182.

Hesse, C.A. and Reim, K.M. (1993). Regulatory aspects of submarine tailings disposal. The Quartz Hill case history. U.S. Bureau of Mines, OFR 66-93

Iversen, E. R. og Efraimsen, H., (1995). Norsulfid AS, avd. Bidjovagge Gruber. Undersøkelse i forbindelse med nedleggelse av driften. NIVA-rapport. O-85273. L.nr. 3267-1995. 35 s.

Iversen, E.R.(1998). Vannforurensning fra nedlagte gruver. Del IV. NIVA-rapport, O-96100, L.nr. 3787-98. 63 s.

Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J., (1999). Norsulfid as, avd. Folldal Verk. Kontrollundersøkelser etter nedleggelse av driften. NIVA-rapport. O-64120, L. nr. 4036-1999. 91 s.

Iversen, E. R. and Arnesen, R. T.(2001). Monitoring Water Pollution from Loekken Mines after Mitigative Measures. The Swedish Mining Association, Proc. Securing the Future, Int. Conf. on Mining and the Environment, Skellefteå June 25 - July 1, 2001.

Iversen, E.R. og Arnesen, R.T.(2003). Elvestrekninger påvirket av gruveforurensning. SFT-rapport, TA 1986/2003. ISBN 82-577-4402-6, 81 s.

Iversen, E. R., Grande, M., Brettum, P., Løvik, J. E. og Bækken, T. (2004). Kontrollundersøkelser i vassdrag. Norsulfid AS avd. Grong Gruber. NIVA-rapport. O-69120. L. nr. 4871-2004. 97 s.

Iversen, E. R. (2004 a). Skorovas gruve, Namsskogan kommune. Kartlegging av avrenning fra gruveområdet. NIVA-rapport. O-21097, L. nr. 4799-2004. 38s.

Iversen, E. R. (2004 b). Forurensningstransport i Stortvartfeltet, Røros kommune. Undersøkelser i 2002/2003. NIVA-rapport. O-21261. L. nr. 4792-2004. 28 s.

Iversen, E.R. and Aanes, K.J. (2005). A Case Study on Folldal Mines, Norway, 1748-1993. Impacts of Drainage from the Old Mining Area and from Modern Tailings Disposal under Water. The Swedish Mining Association, SweMin. Proc. Securing the Future. Int. Conf. on Mining and the Environment, Metals and Energy Recovery, Skellefteå June 27-July 1, 2005. ISBN: 91-975190-1-4.

Iversen, E. R. (2006). Oppfølgende undersøkelser etter vannfylling av Joma gruve. Fysisk-kjemiske undersøkelser i perioden 1999-2006. NIVA-rapport. O-99215. l.nr. 5297-2006. 29 s.

Iversen, E. R. (2006). Kontroll av massebalanse i Løkken gruveområde i Meldal kommune. Undersøkelser i 2005-2006. NIVA-rapport. O-25176. L.nr. 5306-2006. 66 s.

Iversen, E. R.(2007). Oppfølgende undersøkelser etter nedleggelse av gruedriften ved Nikkel og Olivin AS, Ballangen kommune. Fysisk/kjemiske undersøkelser i gruveområdet i 2002-2007. NIVA-rapport. O-26469. L.nr. 5489-2007. 46 s.

Iversen, E. R., Kristensen, T. og Aanes, K.J. (2009). Oppfølging av forurensningssituasjonen i Sulitjelma gruvefelt, Fauske kommune. Undersøkelser i 2008. NIVA-rapport. O-28155 og 28323. L. nr. 5750-2009. 67 s.

Iversen, E. R. (2009 a). Avrenning fra Folldal Verk, Folldal kommune. Undersøkelser i 2008-2009. NIVA-rapport. O-28380, L.nr. 5852-2009. 30 s.

Iversen, E. R. (2009 b). Avrenning fra Nordgruvefeltet, Røros kommune. Undersøkelser i 2008-2009. NIVA-rapport. O-28379. L.nr. 5871-2009. 21 s.

Iversen, E.R.(2009 c). A Case Study on Grong Pyrite Mines, Norway. Impacts of Underwater Tailings Disposal and Flooding the Mine after Closure. Marine and Lake Disposal of Mine Tailings and Waste Rock. Egersund Norway, Sept 7-10, 2009.

Iversen, E.R.(2009 d). Kontroll av massebalanse i Løkken gruveområde, Meldal kommune. Undersøkelser i perioden 1.9.2008 – 31.8.2009. NIVA-rapport, O-28381, l.nr. 5855-2009. 60 s.

Jacobsen, P., Aanes, K. J., Grande, M., Kristiansen, H. og S. Andersen (1987). Vurdering av årsaker til fiskedød ved G.P. Jægtvik A.S., Langstein. NIVA-rapport no. 2038. 103 s. Oppdragsgiver: Gudmund P. Jægtvik A.S.

- Johnson, S.W., Rice, D.S., and D.A.Moles (1998). Effects of submarine mine tailings disposal on juvenile yellowfish sole (*Pleuronectes asper*): A laboratory study. *Mar.Pollut.Bull*, 36,278-287.
- Jones, S.G. and Ellis, D.V.(1995). Deep water STD at the Misima gold and silver mine, Papua New Guinea. *Marine Georesources and Geotechnology*, 13, 183- 200.
- Kathman, R.D., Brinkhurst, R.O,m Woods, R.E and Jeffries, D.C. (1983). Benthic studies in Alice Arms and Hastings Arm, B.C., in relation to mine tailings dispersal. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.*, 22. VII
- Källqvist, T., Rosseland, B.O., Hytterød, S. and Kristensen, T. (2003). Effects of zinc on the early life stage of brown trout (*Salmo trutta*) at different levels of water hardness. NIVA Report, Serial No. 4678-2003, 34 pp. ISBN 82-577-4344-5
- Kolluru, V.S., Buchak, E.M. and J.E.Edinger (1998). Integrated model to simulate the transport and fate of mine tailings in deep water. *Tailings and Mine Waste `98*, Balkema, Rotterdam, 599-609.
- Kristensen, T., H. A. Urke, H. C. Teien, P. Adolfsen, B. Salbu, S. Stefansson, T. O. Nilsen, B. O. Rosseland, F. Kroglund and Å. Åtland. (2009). Increased susceptibility to metal mine discharges during the smolt stage of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) Proceedings 8 ICARD International Conference on Acid Rock Drainage. Skellefteå Sweden June 2009.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., and Salbu, B. (2001). Time and pH-Dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water Air and Soil Pollution*,130,905-910.
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T.O., Kristensen, T. Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B. (2007). Exposure to moderate acid water and aluminum reduces Atlantic salmon postsmolt survival. *Aquaculture*, 273, 360-373.
- Kvassnes, A.J.S., Sweetman, A.K., Iversen, E. and Skei, J.(2009). Waste management in the Norwegian Extractive industry. Pee-reviewed paper presented at the ICARD Conference in Skellefteå, Sweden. <http://www.proceedings-stfandicard-2009.com>
- Lottermoser, B. (2007). *Mine wastes. Characterization, treatment and environmental impacts.* Springer, 304 p.
- Lydersen, E., Lofgren, S. and Arnesen, R.T. (2002). Metals in scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32, 73-295.
- Mason, B.(1966). *Principles of Geochemistry*, 3. Ed.. John Wiley & Sons Inc.
- Meager, J.J., Domenici, P., Shingles, A. and Utne-Palm, A.C. (2006). Escape responses in juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* L.: the effects of turbidity and predator speed. *The Journal of Experimental Biology*, 209, 4174-4184.
- Meager, J.J. and Batty, R.S. (2007). Effects of turbidity on the spontaneous and prey-searching activity of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Phil. Trans. R. Soc. B*, 362, 2123–2130.
- Meager JJ, Solbakken T, Utne-Palm AC, and Oen T (2005). Effects of turbidity on the reaction distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can J Fish Aquat Sci*, 62,1978–1984.

MEND, (2009). Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND-Report 1.20.1. Dec 2009. 579 pp.

Miljøplan (1981). Spredning av slam i sjøen ved deponering av avgang fra Titania A/S I Dyngadypet.

Moore, P.G. (1977). Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 15, 225-363.

Moore, P. Pelletier, C. and I. Horne (1998). The environmental impact of submarine tailings disposal at the Island Copper mine on Vancouver Island: a case history in environmental policy. *Greenspirit essays on important environmental issues*, 16 p.

Nilsen, T.O., Ebbesson, L.O.E., Kverneland, O.G., Kroglund, F. Finstad, B., Stefansson, S.O., (2010). Effects of acidic water and aluminum exposure on gill Na⁺, K⁺ ATPase – α subunit isoforms, enzyme activity, physiology and return rates in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Toxicology*, 97, 250-259.

Niyogi S and Wood CM. (2004). The Biotic Ligand Model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environmental Science & Technology*, 38, 6177-6192.

Olsvik, P.A., Gundersenb, P., Andersen, R.A. and Zachariassen, K.E. (2001). Metal accumulation and metallothionein in brown trout, *Salmo trutta*, from two Norwegian rivers differently contaminated with Cd, Cu and Zn. *Comparative Biochemistry and Physiology C*, 128, 189-201.

Pedersen, T.F., Ellis, D.V., Poling, G.W. and C. Pelletier (1995). Effects of changing environmental rules: Kisault Molybdenum Mine, Canada. *Marine Georesources and Geotechnology*, 13, 119- 134.

Pettersen, R.T., Hytterød, S., Mo, T. A., Hagen, A.G., Flodmark, L.E.W., Høgberget, R., Olsen, N., Kjøsnes, A.J., Øxnevad, S., Håvardstun, J., Kristensen, T., Sandodden, R., Moen, A. og Lydersen, E. (2007). Kjemisk behandling mot *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva 2005/2006 – Sluttrapport. NIVA rapport 5349, ISBN: 978-82-577-5084-8, 27 s.

Poling, G.W. and D.V. Ellis (1995). Importance of geochemistry: The Black Angel lead-zinc mine, Greenland. *Marine Georesources and Geotechnology*, 13, 101- 118.

Poling, G.W., Ellis, D.V., Murray, J.W., Parsons, T.R. and C.A. Pelletier (2002). Underwater tailing placement at Island Copper mine. A success story. *Society of Mining, Metallurgy and Exploration, INC.* 204 p.

Rankin, M., Miller, T., Petrovic, S., Zapfj-Gilje, R, Davidson, S., Drysdale, K. and Van Zyl, D. (1997). Submarine tailings discharge: optimizing and evaluation of monitoring processes. In: *Tailings and Mine waste '97*, Balkema, Rotterdam, pp.303-316

Røyset, O., Rosseland, B.O, Kristensen, T., Kroglund, F., Garmo, Ø.A. and Steines, E. (2005). Diffusive Gradient in Thin Films sampler predict stress in brown trout (*Salmo trutta* L.) exposed to aluminium in acid fresh waters. *Environmental Science and Technology*, 39, 1167 – 1174.

Robinson, B., Bus, A, Diebels, B., Froelich, E. and R.Grayson (2004). Tailings disposal options for the Kensington Mine at Berners Bay near Juneau, Alaska. *Alaska Ocean Sciences High School Competition Paper*.

Sandahl, J.F., Baldwin, D.H., Jenkins, J.J. and Scholz, N.L. (2007) A Sensory System at the Interface between Urban Stormwater Runoff and Salmon Survival. *Environmental Science & Technology*, 41, 2998-3004.

Skei, J. og B. Rygg (1989). Miljøundersøkelser i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark.1. Bløtbunnfauna og sedimenter. NIVA-rapport, l.nr. 2213, 80s.

Skei, J., Rygg, B. og K. Sørensen (1995). Miljøundersøkelser i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark. Bløtbunnfauna, sedimenter og partikler i vann i juni 2004. NIVA-rapport, l.nr.3281, 66s.

Skaare, B.B., Oug, E. og H.C.Nilsson (2007). Miljøundersøkelser i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark 2007. Sedimenter og bløtbunnfauna. NIVA-rapport, l.nr. 5473, 69s.

Skjelkvale, B.L., T. Andersen, E. Fjeld, J. Mannio, A. Wilander, K. Johansson, J.P. Jensen, and T. Moiseenko, (2001). Heavy metal surveys in Nordic lakes: Concentrations, geographic patterns and relation to critical limits. *Ambio*, 30, 2-10.

Smit, M.G.D., Holthaus, K.I.E., Trannum, H.C., Neff, J.M., Kjeilen-Eilertsen, G., Jak, R.G., Singaas, I., Huijbregts, M.A.J. and A.J.Hendriks (2008). Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial, and grain size change in the marine environment. *Env. Toxicol. and Chem.*, 27, 1006-1012.

Staurnes, M., Hansen, L., Fugelli, K. and Haraldstad, O. (1996). Short-term exposure to acid water impairs osmoregulation, seawater tolerance, and subsequent marine survival of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 1695-1704.

Syvitski, J.P.M. Burrell, D.C. and Skei, J.M. (1987). *Fjords: Processes and Products*. Springer – Verlag, 379 p.

Syvitski, J.P.M., Asprey, K.W., Clattenburg, D.A. og G.D.Hodge (2006). The prodelta environment of a fjord: suspended particle dynamics. *Sedimentology*, 32, 83-107.

Teien, H.C., Salbu, B., Kroglund, F., and Rosseland, B.O. (2004). Transformation of positively charged aluminium-species in unstable mixing zones following liming. *Science of the Total Environment*, 330, 217-232.

Teien, H.C., Garmo, O.A., Åtland, Å. and Salbu, B. (2008). Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills. *Environmental Science & Technology*, 42, 1780-1786.

Thornhill, M. og Bjerkeng, B. (2006). "Faglig rapport" for NFR research project No. 153828/S30. Development of a modelling tool for pollution transport from subaqueous tailings deposits.

Traaen, T.S. og Bækken, T.(2002). Tungmetallforurensning i Kvina. Undersøkelser av vannkjemi og bunnfauna. NIVA-rapport, O-21134, L.nr. 4550-2002. 27 s.

Wathne, B. (1990). Flotasjonskemikaliers virkning på resipienter. NIVA- rapport, l.nr. 2488, 38 s.

Welsh, P.G., J. Lipton, G. A. Chapman, and T. L. Podrabsky. (2000). Relative importance of calcium and magnesium in hardness-based modification of copper toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1624-1631.

Wilson, K.W. & P.M. Connor (1976). The effect of china clay on the fish of St. Austell and Mevagissey bays. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 56, 769-780.

Relevant bibliografi – marin deponering

Relevante nettsteder:

- <http://www.mineralresourcesforum.org>
- <http://www.tailings.info>
- <http://technology.infomine.com/tailingsmine>
- http://en.wikipedia.org/wiki/2000_Baia_Mare_cyanide_spill
- ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/mmr_adopted_0109.pdf

Apte, S.C. and Kwong, Y.T (2004). Deep sea tailings placement: Critical review of environmental issues. Joint ACMER/CSIRO/CANMET Report, 94 p.

Baer, R.L., Sherman, B.E. and P.D.Plumb (1992). Submarine Disposal of Mill Tailings from Onland Sources- An Overview and Bibliography. U.S. Bureau of Mines Open File Report, 89-92.

Burd, B.J., Macdonald, R. and J.Boyd (2000). Punctuated recovery of sediments and benthic infauna: a 19 year study of tailings deposition in a British Columbia fjord. Mar. Env. Res., 49, 459- 464.

Caldwell, J.A. and J.D.Welsh (1982). Tailings disposal in rugged, high precipitation environments. An overview of comparative assessment. Marine Tailings Disposal. Ann Arbor Science, 6-62.

Castilla, J.C. (1983). Environmental impact in sandy beaches of copper mine tailings at Chanaral, Chile. Mar. Pollut. Bull., 14, 459-464.

Castilla, J.C. and Nealler, E. (1978). Marine environmental impact due to mining activities of El Salvador copper mine. Mar. Pollut. Bull., 9, 67-70.

Correa, J.A., Ramirez, M., de la Harpe, J.P., Roman, D. and L.Rivera (2000). Copper, copper mining effluents and grazing as potential determinants of algal abundance and diversity in northern Chile. Env. Monitoring Assessment, 61, 265-281.

Coumans, C. (2002).The case against submarine tailings disposal. Mining Env. Management, September 2001, 14-18.

Das, D.K. and G.W.Poling (2000). Deep sea tailings placement systems. Asian Journ. of Mining, 31-34.

Ellis, D.V. (2000). Effect of mine tailings on the biodiversity of the seabed: Example of the Island Copper Mine, Canada. Ch.123, pp235-246 in Sheppard, C. (ed.) Seas at the Millenium: an Environmental Evaluation. 3vols, Elsevier press.

- Ellis, D.V. (2003). The concept of “sustainable ecological succession”; and its value in assessing the recovery of sediment seabed diversity from environmental impact. *Mar. Pollut. Bull.*, 46, 39-41
- Ellis, D.V. (2005). Biodiversity reduction on contaminated sediments in the sea: contamination or sediment mobility? *Mar. Pollut. Bull.*, 50, 244-246.
- Ellis, D.V and C.Heim (1985). Submersible surveys of benthos near a turbidity cloud. *Mar. Pollut. Bull.*, 16,197-204.
- Hay, A.E. (1982). The Effects of Submarine Channels on Mine Tailing Disposal in Rupert Inlet, BC pp: 139-182, Ch. 5 In: Ellis, D.V. (Ed). 1982. *Marine Tailings Disposal*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich.
- Hay, A.E., R.W. Burling, and J.W. Murray (1982). Remote Acoustic Detection of a Turbidity Current Surge. *Science*, 217, 833-835.
- Hoff, J.T., J.A.J. Thompson and C.S. Wong (1982). Heavy Metal Release from Mine Tailings into Seawater - a Laboratory Study. *Marine Pollution Bulletin* ,13, 283-286.
- Johansen, P. and G. Asmund (1999). Pollution from mining in Greenland: Monitoring and mitigation from environmental impact. Ch.15, pp. 245-262 in Azuce, J.M.(ed,) *Environmental impact of mining activities*. Springer, 300 p.
- Jones, D.S.G. (2000). Deep sea tailing placement (DSTP). *Australian Journal of Mining*, Dec., pp 38-42.
- Kline, E.R. (1998). Biological impacts and recovery from marine disposal of metal mining waste. Ph.D.thesis, University of Alaska, Fairbanks
- Kline,E.R. and Stekoll, M.S. (2001). Colonization of mine tailings by marine invertebrates. *Mar. Environ. Res.*, 51, 301-325.
- Lacerda, L.D. and Salomons,W. (1998). *Mercury from Gold and Silver Mining. A Chemical Time Bomb?* Springer, New York.
- Lagos, G. and Velasco, P. (1999). Environmental policies and practice in Chilean mines. In *Mining and the Environment: Case studies from the Americas*. Int. Develop. Res. Centre (IDRC), Canada.
- Littlepage,I.L., Ellis, D.V. and Mcinerney, I. (1984). Marine disposal of mine tailings. *Mar. Pollut. Bull.*, 15 (7).
- Macdonald, R.W. and O'Brien, M.C. (1996). Sediment- trap evaluation of mine tailings transport. *Mar. Georesources and Geotechnology*, 13, 97-109.
- Ostenson, O. (1997). Mining and the environment: the economic agenda. *Industry and the Environment*, 20, 20-31

- Parsons, T.R., T.A. Kessler and L. Guanguo (1986). An Ecosystem Model Analysis of the Effect of Mine Tailings on the Euphotic Zone of a Pelagic Ecosystem. *Acta Ocean Sin.*, 5 , 425-436.
- Parsons, T.R., P. Thompson, W. Yong, C.M. Lalli, H. Shumin and X. Huaishu (1986). The Effect of Mine Tailings on the Reproduction of Plankton. *Acta Ocean Sin.*, 5, 417-423.
- Pedersen, T.F. (1984). Interstitial Water Metabolic Chemistry in a Marine Mine Tailings, Rupert Inlet, BC *Canadian Journal Earth Science*, 21, 1-9.
- Pedersen, T.F. (1985). Early Diagenesis of Copper and Molybdenum in Mine Tailings and Natural Sediments in Rupert and Holberg Inlets, British Columbia. *Canadian Journal Earth Science*, 22 , 1474-1484.
- Pedersen, T.F. and A.J. Losher (1988). Diagenetic Processes in Aquatic Mine Tailings Deposits in British Columbia. Ch. 10: 238-258 in Salomons, W. and U. Förstner (Eds). 1988. *Chemistry and Biology of Solid Waste*. Springer, Berlin.
- Pelletier, C.A. (1982). Environmental Data Handling and Long-term Trend Monitoring at Island Copper Mine. Ch. 6 pp: 197-238 In: Ellis, D.V. (Ed). *Marine Tailings Disposal*. Ann Arbor Science Press, USA , 368 pp.
- Poling, G.W. (1995). Mining/Milling Processes and Tailings Generation. *Mar. Georesources and Geotechnology*, 13, 19-35.
- Tauli-Corpuz, V. (1996). The Marcopper toxic mine disaster- Phillipines biggest industrial accident. Third World Network website, <http://www.twinside.org.sg/title/toxic-ch.htm>
- Tesaker, E. (1978). Sedimentation in recipients. Disposal of particulate mine waste. VHL-rapport (SINTEF). STF 60 A 78105, 71 p.

Utførende institusjon Ressursgruppe for bergverksdrift	
--	--

Oppdragstakers prosjektansvarlig Jens Skei	Kontaktperson i Klif Harald Sørby	TA-nummer 2715/2010
--	---	-------------------------------

Utgiver Klif	År 2010	Sidetall 104	Klifs kontraktnummer 4010016
------------------------	-------------------	------------------------	--

Forfattere

Jens Skei, Eigil Iversen, Torstein Kristensen, Karl Jan Aanes, NIVA
Jan Helge Fosså, Terje van der Meeren, HI
Tor Jensen, DNV
Henrik Rye, SINTEF
Mads Løkeland, Norges Naturvernforbund
Maria Thornhill, NTNU
Reidulv Bøe, NGU
Trygve Dekko, Multiconsult AS
Marius Dalen, Bellona
Harald Sørby, Glenn Storbraaten, Grethe Braastad, Klif

Tittel - norsk og engelsk

Bergverk og avgangsdeponering: Status, miljøutfordringer og kunnskapsbehov

Mining industry and tailing disposal. Status, environmental challenges and gaps of knowledge

Sammendrag

Det er gjort en sammenstilling av vårt erfaringsgrunnlag når det gjelder deponering av gråberg og avgang og miljøvurderinger knyttet til bergindustriens bruk av kjemikalier. Det er tatt utgangspunkt i nasjonale og internasjonale erfaringer og hovedfokuset har vært på deponering av avgang i det marine miljø. Sjødeponering krever at en rekke forutsetninger er oppfylt både når det gjelder kunnskap om området hvor deponering planlegges, utforming av utslippsarrangement og krav til selve utslippet. Det er lagt vekt på å identifisere kunnskapsbehov knyttet til spredning av avgang og miljøeffekter.

Fire emneord Gruver Avgangsdeponering Kjemikalier Kunnskapsbehov	Four subject words Mines Tailing disposal Chemicals Knowledge gaps
---	---

Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Klima- og forurensningsdirektoratet

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) er fra 2010 det nye navnet på Statens forurensningstilsyn. Vi er et direktorat under Miljøverndepartementet med 325 ansatte på Helsfyr i Oslo. Direktoratet arbeider for en forurensningsfri framtid. Vi iverksetter forurensningspolitikken og er veiviser, vokter og forvalter for et bedre miljø.

Våre hovedoppgaver er å:

- redusere klimagassutslippene
- redusere spredning av helse- og miljøfarlige stoffer
- oppnå en helhetlig og økosystembasert hav- og vannforvaltning
- øke gjenvinningen og redusere utslippene fra avfall
- redusere skadevirkningene av luftforurensning og støy

TA-2715 /2010

Foto: Øyvind Hetland