




O-89116 E-87682

Langtidsvirkninger ved
**Deponering av
sulfidholdig avgang**
under vann



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Udemnr.:
O-89116	
E-87682	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2919	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 653	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Langtidsvirkninger ved deponering av sulfidholdig avgang under vann	15. juli 1993	NIVA 1993
	Faggruppe:	
	MILTEK	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Rolf Tore Arnesen Eigil R. Iversen	Generelt	
	Antall sider:	Opplag:
	104	75

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
Statens forurensningstilsyn	

Ekstrakt:

Resultater fra NIVAs undersøkelser gjennom 25 år av avrenning fra deponier av flotasjonsavgang fra sulfidmalmgruver er samlet og bearbeidet. Rapporten omfatter data fra rutinemessig overvåking, spesialundersøkelser av porevann og sedimenter fra deponier. Laboratorieundersøkelser koplet med praktiske erfaringer er benyttet i arbeid med en matematisk modell for beregning av fremtidig utvikling i avgangsdeponier. Erfaringene til nå tyder på at forurensningsproduksjonen fra vanndekkede deponier er betydelig lavere enn det som kommer fra konvensjonelle deponier, der avgangen deponeres mer eller mindre tørt. Vanndekkede deponier er imidlertid ikke forurensningsfrie, og de krever løpende tilsyn og vedlikehold for å fungere tilfredsstillende.

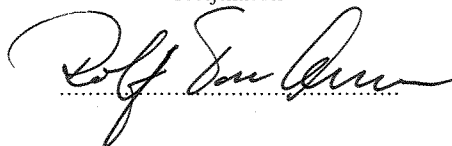
4 emneord, norske

1. Sulfidmalmgruver
2. Avgang
3. Vannkvalitet
4. Tungmetaller

4 emneord, engelske

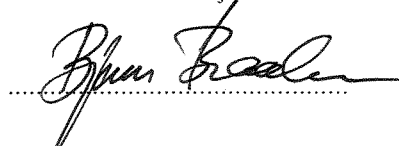
1. Sulphide Ore Mines
2. Tailings
3. Water Quality
4. Heavy Metals

Prosjektleder



Rolf Tore Arnesen.....

For administrasjonen



Bjørn Braaten.....

ISBN 82-577-2343

Norsk institutt for vannforskning

O-89116
E-87682

Langtidsvirkninger ved

Deponering av sulfidholdig avgang
under vann

Oslo, juli 1993

Prosjektleder: Rolf Tore Arnesen

Medarbeider:
Eigil R. Iversen

Innhold

SAMMENDRAG	5
1. BAKGRUNN.....	6
1.1 Bakgrunn for rapporten.....	6
1.2 Forurensninger fra sulfidmalmgruver	7
1.3 Arbeidmetoder	9
1.3.1 Generelt	9
1.3.2 Vannprøver.....	9
1.3.3 Sedimentprøver	10
1.3.4 Kjemiske analyser	10
2. AVGANG FRA SULFIDMALMGRUVER.....	12
2.1 Oppredning.....	12
2.2 Deponering av avgang.....	13
2.3 Miljøvirkninger av avgangsdeponering under vann.....	16
3. PRAKTISKE ERFARINGER MED AVGANGSDEPONIER	17
3.1 Folldal.....	17
3.1.1 Beliggenhet - praktiske forhold	17
3.1.2 Analysedata fra Hjerkin.....	19
3.1.3 Analyse av sedimenter og porevann	22
3.1.4 Sammenfatning av resultater fra Hjerkin.....	23
3.2 Skorovas Gruber.....	25
3.2.1 Beliggenhet - praktiske forhold	25
3.2.2 Analysedata fra Skorovatn	26
3.2.3 Analyse av sedimenter og porevann	31
3.2.4 Sammenfatning av resultater fra Skorovatn.....	32
3.3 Grong Gruber	33
3.3.1 Beliggenhet - praktiske forhold	33
3.3.2 Analyseresultater fra Huddingsvassdraget.....	34
3.3.3 Analyse av sedimenter og porevann	38
3.3.4 Sammenfatning av resultatene fra Grong Gruber.....	38
3.4 Løkken Gruber	35
3.4.1 Beliggenhet - praktiske forhold	40
3.4.2 Analyseresultater fra Løkken.....	41
3.4.3 Analyse av sedimenter og porevann	44
3.4.2 Sammenfatning av resultatene fra Løkken	45
3.5 Bleikvassli	46
3.5.1 Beliggenhet - Praktiske forhold	46
3.5.2 Analyseresultater fra Bleikvassli.....	48
3.5.3 Sammenfatning av resultater fra Bleikvassli.....	56
3.6 Sulitjelma gruber	57
3.6.1 Beliggenhet - Praktiske forhold.....	57
3.6.2 Analyseresultater fra Sulitjelma.....	58
3.6.3 Sammenfatning av resultatene fra Sulitjelma.....	62
3.7 A/S Røros Kobberverk.....	62
3.7.1 Generelt.....	62
3.7.2 Storwartz-området	63
3.7.3 Nordgruvefeltet.....	63
3.7.4 Sammenfatning av resultatene fra Røros.....	65

4. LABORATORIEFORSØK	66
4.1 Rørforsøk	66
4.1.1 Metoder	66
4.1.2 Resultater	68
4.2 Kolbeforsøk	75
4.2.1 Metoder	75
4.2.2 Resultater	76
4.3 Sammenfatning av resultatene fra laboratorieforsøkene	78
5. MODELLER	79
5.1 Generelt	79
5.2 Modeller for avgangsdeponier under vann	80
5.3 "NIVA-modellen"	81
6. SAMMENFATTENDE DISKUSJON	86
6.1 Generelt	86
6.2 Sammenlikning av praktiske erfaringer	88
6.2.1 Kunstige dammer	88
6.2.2 Direkte til vassdrag - innsjøer	88
6.3 Fremtidig utvikling	90
7. KONKLUSJONER	91
8. REFERANSER	93
8.1 Generelle	93
8.2 Folldal	95
8.3 Skorovatn	96
8.4 Grong	99
8.5 Løkken	101
8.6 Bleikvassli	102
8.7 Sulitjelma	103
8.8 Røros	104

Sammendrag

Avgang fra sulfidmalmgruvenes oppredningsverk er avfallet som blir igjen når de verdifulle mineralene er tatt ut, vanligvis ved selektiv flotasjon. Avgangen inneholder fortsatt stoffer som kan skape vannforurensning, noe man må ta hensyn til når den skal deponeres. De viktigste forurensningskomponentene er tungmetaller som kan frigjøres når avgangen har kontakt med luftens oksygen.

I slutten av 60-årene ble det her i landet foreslått å deponere avgang fra sulfidmalmgruvene under vann, uten at det da ble gitt noen inngående begrunnelse eller vurdering av dette. I ettertid synes dette å være en relativt enkel måte å begrense oksygentilførselen til avgangen på, slik at prosessen som frigjør tungmetallene bremses. I alt finnes sju slike undervansdeponier for sulfidholdig avgang i ferskvann i Norge.

Deponering av avgang under vann har derfor vært vanlig her i landet, i motsetning til hva som var praksis i de fleste andre land med tilsvarende gruvedrift. I enkelte land har en slik behandling av avgangen vært direkte forbudt. Det datamaterialet NIVA har samlet inn gjennom disse 20 årene er derfor ganske enestående og vi mener det er viktig å presentere det på en oversiktlig måte.

Den foreliggende rapport er en sammenstilling av de viktigste data NIVA har om denne type avgangsdeponering. Arbeidet har foregått dels som rutinepersegede overvåkingsundersøkelser i vassdrag, spesialundersøkelser i deponier, laboratorieforsøk og teoretiske utredninger og beregninger.

Fra undersøkelser i vassdrag er kjemiske data bearbeidet og presentert i den foreliggende rapporten. Ved siden av rutinemessig overvåking av vannkvalitet i vassdrag er det tatt ut sedimentprøver fra de fleste deponiene og faststoff og porevann er analysert. Videre er det utført ulike typer utvekslingsforsøk mellom avgang og vann under laboratorieforhold. Prøver for slike forsøk er dels tatt direkte fra avløpsledningen i oppredningsverket, dels som sedimentprøver i avgangsdammen.

Laboratorieforskene er benyttet til teoretisk beregning av fluks av forurensninger fra avgang under vann. Prinsippene for slike beregninger er beskrevet i rapporten uten at resultatene er gjengitt i detalj.

Mange av de undersøkte avgangsdeponiene mottar andre forurensninger enn dem som skyldes avgangen. Det har derfor vært vanskelig å beregne den forurensningsmessige påvirkningen av avgangen separat. Det foreliggende materialet tyder imidlertid på at forurensningsproduksjonen i et vanndekket avgangsdeponi er betydelig lavere enn i et konvensjonelt tørt deponi. Undervansdeponier er imidlertid ikke forurensningsfrie. Avgangens sammensetning, vannets pH og innhold av bl.a. jern(III)ioner vil ha stor innvirkning på hvordan avrenningen fra deponiet vil utvikle seg. Under drift kan dessuten et slikt deponi føre til partikkelforurensning med nedslamming og nedsatt siktedyp. Spesielt er det fare for slike effekter ved direkte utslipp til vassdrag.

Feltundersøkelser og laboratorieforsøk kombinert med modellberegninger gir et grunnlag for å forutsi den fremtidige utviklingen, og bør gjennomføres ved etablering av avgangsdeponier. For å unngå skadevirkninger ved partikkeltransport og nedslamming, bør deponeringen foregå i dammer eller til innsjøer med liten vannutskiftning og ikke direkte til vassdrag.

Videre arbeid på feltet er nødvendig for å forbedre undersøkelsesmetodikk, beskrivelse av reaksjonsforløp og beregningsmodeller. Særlig avgangsdammene i Løkken og på Hjerkin er velegnet for slike studier, fordi de i meget liten grad er utsatt for annen forurensning enn den som skyldes den deponerte avgangen.

1. Bakgrunn

1.1 Bakgrunn for rapporten

I august 1988 utarbeidet NIVA et forslag til forskningsprosjekt "Langtidsvirkninger av avgangsdeponering under vann" og søkte SFT om økonomisk støtte til å gjennomføre prosjektet. I søknaden var det pekt på at dette tilsynelatende var en god deponeringsmåte for sulfidholdig flotasjonsavgang, men til da var det gjort lite for å stille sammen hvilke virkninger et slikt deponi kunne ha på lengre sikt. I prosjektsøknaden tok NIVA opp noen viktige spørsmål som fortsatt var ubesvart:

- Hvilke krav må stilles til omgivende vann for at utløsning av tungmetall skal være under gitte grenser?
- Hvor stor utløsning av tungmetaller kan ventes under varierende hydrologiske/klimatiske forhold?
- Hvilken innflytelse har avgangens sammensetning på forurensningsmengden som spres?
- Kan noen tiltak redusere eventuell spredning av forurensning eller forbedre rekolonisering av påvirkede innsjøer og vassdrag.

Det ble pekt på i søknaden at man i Norge hadde benyttet denne deponeringsmåten i langt større utstrekning enn i andre land. Det datamaterialet som NIVA hadde samlet gjennom generell overvåking av gruvepåvirkede vassdrag og ved spesialundersøkelser av gruveavfall i ulike sammenhenger, burde derfor bearbeides slik at erfaringene kunne presenteres samlet i en rapport.

SFT bevilget i mai 1989 midler til prosjektet. I kontrakten er de spørsmål som er nevnt ovenfor vedrørende virkning av avgangsdeponier nevnt spesielt. For å gi et utfyllende svar på disse spørsmålene var NIVAs eksisterende data ikke tilstrekkelig. Det ble derfor utført en del supplerende undersøkelser i tilknytning til prosjektet. Likevel har det vist seg at tilgjengelig datamateriale på den ene siden er overveldende stort, mens det på den annen side er så mange variable som påvirker et undervannsdeponi for avgang at det fortsatt må aksepteres usikkerhet og ubesvarte spørsmål.

Vi har valgt å gi en beskrivelse av alle de undervannsdeponier for avgang NIVA har undersøkt i Norge. Ytterligere data finnes, men rapporten ville bli uoversiktlig alle eksisterende data skulle inngå. For alle deponiene finnes ytterligere detaljer i de mange rapporter NIVA har laget om samtlige omtalte gruveområder. I tillegg har vi beskrevet de spesialundersøkelser som er gjort i deponier, samt laboratorieforsøk utført med flotasjonsavgang.

Det er store forskjeller mellom de enkelte deponiene og der er ikke alltid lett å få entydige konklusjoner. Vi har likevel sett det som viktig å samle mest mulig informasjon om norske avgangsdeponier under vann i en rapport.

Den foreliggende rapporten bygger derfor ikke på systematiske undersøkelser for å fastslå virkningene av avgangsdeponering under vann, men er et forsøk på å trekke ut informasjon fra et stort datamateriale for best mulig å beskrive slike avgangsdeponier.

I den grad det har vært mulig er likevel de grunnleggende spørsmål som var utgangspunktet for arbeidet forsøkt besvart.

Ved siden av vassdragsundersøkelsene som er utført, har NIVA i de senere år gjennomført laboratorieforsøk, spesialundersøkelser i felt og modellberegninger innenfor feltet avgangsdeponering under vann. Også disse undersøkelsene er forsøkt sammenfattet i den foreliggende rapporten.

I rapporten er det derfor lagt stor vekt på å beskrive de enkelte deponiene, utviklingen i vannkvalitet og de praktiske og teoretiske arbeider NIVA har gjort.

Bortsett fra generelle uttalelser er det ikke gått nærmere inn på de biologiske virkninger av undervannsdeponier for avgang. Dette er et felt som krever sin egen utredning. De kjemiske undersøkelsesresultatene vil imidlertid indirekte også si noe om biologiske virkninger, og de er et nødvendig grunnlag i en slik vurdering.

Prosjektet har på flere områder fått et større omfang enn man opprinnelig forutså. En stor del av de data som er benyttet i rapporten er innsamlet lenge før SFT-prosjektet ble etablert. Disse data er samlet inn gjennom de prosjekter NIVA gjennom mange år har utført for norske bergverk og gjennom NIVAs egenfinansierte forskning.

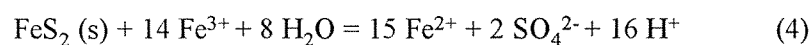
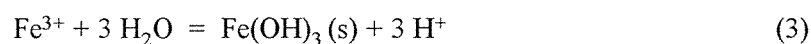
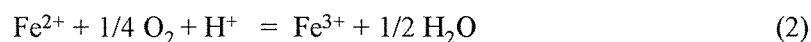
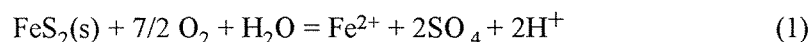
1.2 Forurensninger fra sulfidmalmgruver

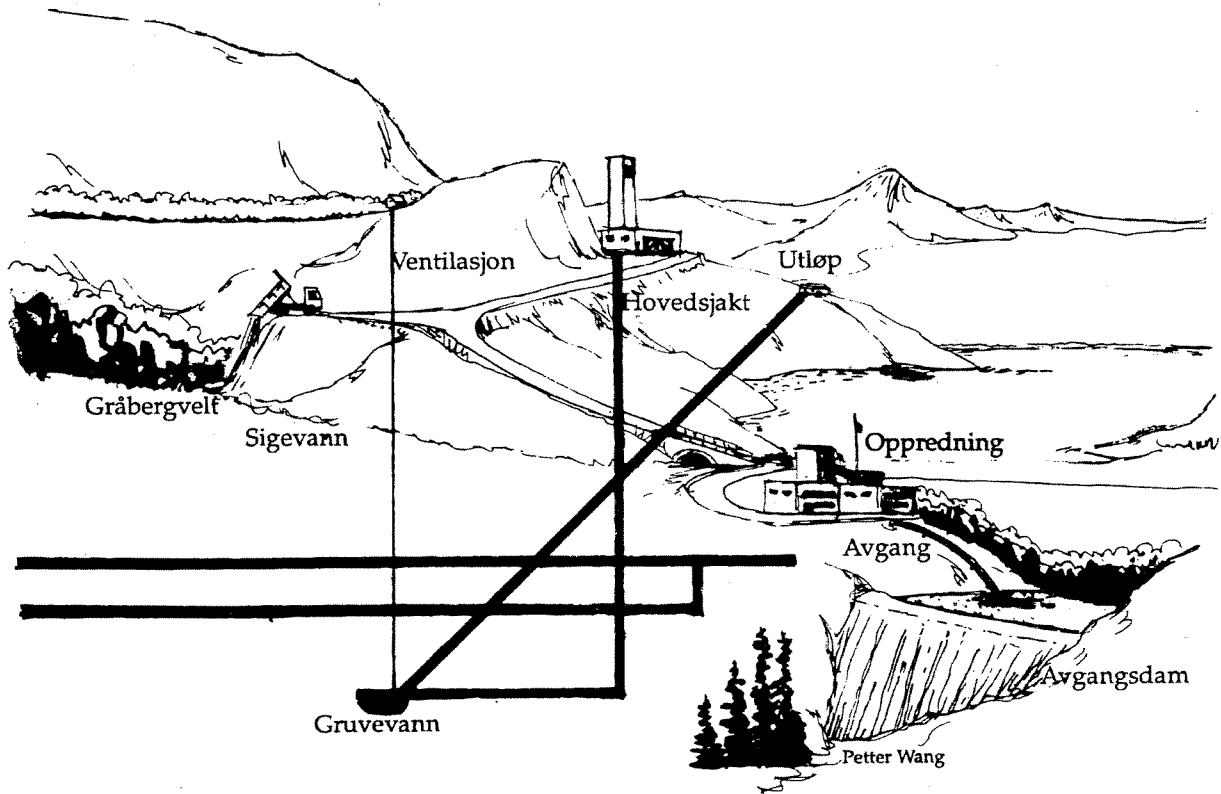
Vannforurensning fra sulfidmalmgruver har flere til dels uavhengige årsaker. Figur 1.2.1 viser hovedelementene i en moderne bergverksvirksomhet med gruvedrift og oppredning. Figuren viser også hovedstrømmene av forurenset vann, der de viktigste begrepene er gruvevann, sigevann fra bergvelter, avgangsutslipp og avløp fra avgangsdeponi.

Den foreliggende rapporten behandler først og fremst problemer knyttet til avgang, avgangsdeponier og avløpsvann fra slike deponier, men det er likevel nødvendig å se litt mer detaljert på de prosessene som fører til vannforurensning.

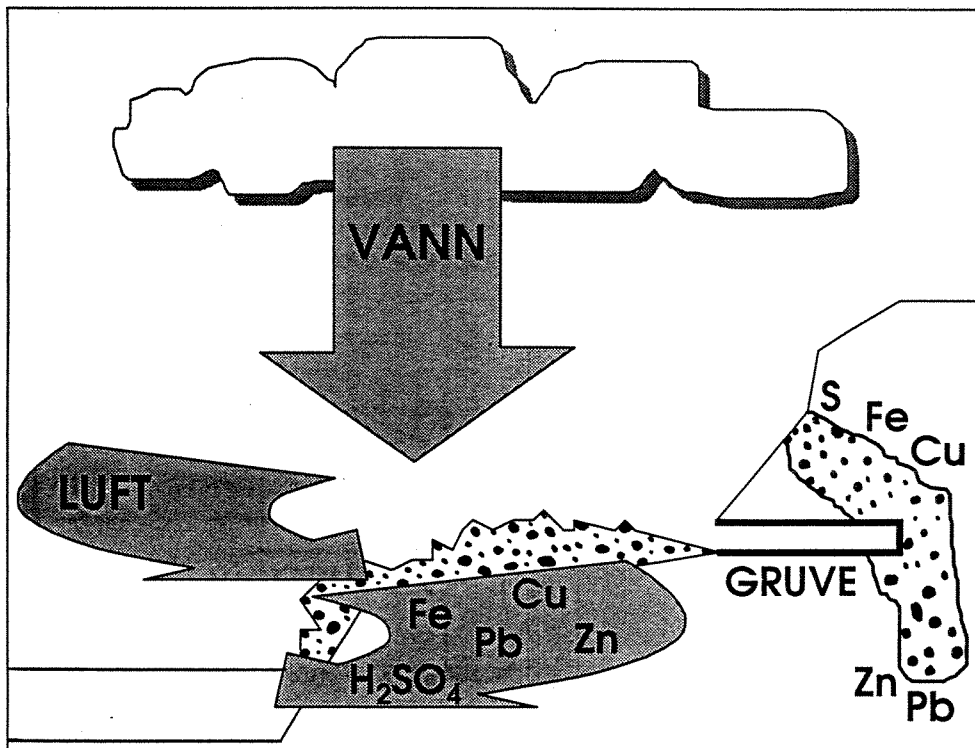
Metallene jern, kopper, sink, bly, kadmium og av og til andre som nikkel, kobolt og arsen er bundet som sulfider i malmen. Så lenge disse mineralene ikke tilføres oksygen og fuktighet er de praktisk talt upåvirkelige. Under de rette betingelser starter en oksidasjon, som fører til sur avrenning og tungmetallforurensning. I figur 1.2.2 er dette vist ved en prinsippkisse.

En grunnleggende kjemisk beskrivelse av disse prosessene krever bruk av kjemiske reaksjonslikninger. Disse er nødvendige for å se hvilke forhold som styrer prosessene slik at de kan vurderes kvantitativt (Stumm and Morgan 1981).





Figur 1.2.1 Gruvedrift og vannforurensninger



Figur 1.2.2 Faktorer som fører til vannforurensning fra sulfidmalmgruver. Prinsippkisse.

Likningene (1) - (4) viser de grunnleggende kjemiske reaksjoner ved gruveforurensning. De er viktige både når vi skal beskrive forurensningene og når vi vil begrense dem. Likning (1) viser at pyritt sammen med oksygen danner svovelsyre og oppløst jernsulfat. Er det nok oksygen og pH ikke er for lav, vil toverdige jern bli oksidert til treverdige (2), som igjen felles ut som et gult til rødbrunt okerlag i gruveforurensede vassdrag (3) dersom pH ikke er lav. Dernest fremgår det av likning (4) at treverdige jern i kontakt med pyritt fører til ny oksidasjon, som gir ytterligere utløsning av jernsulfat og svovelsyre. Denne prosessen krever at pH er relativt lav, omkring 3, fordi treverdige jern ellers bindes som oker som vist i likning (3). Et viktig forhold ved disse kjemiske reaksjonene er at reaksjonshastigheten øker betydelig ved mikrobiell aktivitet. Bakteriene er tilpasset et liv ved lav pH (2-3) og høye tungmetallkonsentrasjoner. Omfattende reduksjon i oksygentilførselen kan sette dem ut av spill og tiltak som sterkt begrenser kontakten mellom sulfid og luft kan være en måte å kontrollere gruveforurensning.

Oksygentransporten i vann er meget langsom dersom vannet står i ro slik at den foregår ved molekylær diffusjon. Det er slike forhold man bør tilstrebe i undervannsdeponier for avgang. NIVAs erfaringer fra norske avgangsdeponier tyder på at forurensningsfaren blir betydelig redusert og arten av forurensning blir mindre farlig i et slikt undervannsdeponi enn ved deponier der avganger direkte eksponeres for luft. Det er imidlertid individuelle forskjeller på avgang fra ulike oppredningsverk og et systematisk arbeid er nødvendig for å vurdere virkninger av avgangsdeponering generelt.

1.3 Arbeidsmetoder

1.3.1 Generelt

Den foreliggende rapport er en sammenfatning av en rekke til dels uavhengige arbeider, som i mange tilfeller har foregått over lang tid. Arbeidsmetodene som er brukt kan derfor være noe forskjellige fra sted til sted, og de er også endret over tid. Forskjeller i metodevalg er imidlertid ikke så store at det har avgjørende betydning for hovedtrekkene i de resultater som er oppnådd. I det følgende er de viktigste metoder som er anvendt kort beskrevet. For en mer detaljert beskrivelse henvises til standard litteratur. Det vil føre for langt å gi en oversikt over slik litteratur, men Norsk Limnologforenings bok om vassdragsundersøkelser (Vennerød 1984) gir en mer generell innføring.

1.3.2 Vannprøver

Prøvetaking er en viktig del av en undersøkelse, og hovedmålet må være at prøvene skal være representative for den vannmasse som skal undersøkes.

Alle prøver fra strømmende vann er tatt fra elvebredden direkte i den emballasje som benyttes for transport til analyselaboratoriet.

I innsjøer og avgangsdammer er prøvene tatt med to ulike prøvetakere.

1. **Ruttner vannhenter** er en prøvetaker som åpnes og senkes ned til ønsket dyp, slik at vannet strømmer fritt gjennom hele prøvebeholderen. På ønsket dyp lukkes prøvetakeren ved å sende ned et "slippelodd". Med denne prøvetakeren kan bl.a. ikke prøvedypet bestemmes eksakt.

2. **BAT-hydroprober** er en vannhenter som kan ta vannprøver fra et nøyaktig definert dyp. Vannet strømmer inn gjennom en trang åpning til en evakuert ampulle når prøvetakeren utløses med trykkluft fra overflaten.

Der det ikke er angitt noe nærmere om prøvetakingsmetode i rapporten, er Ruttner-henter benyttet for vannprøver i innsjøer og avgangsdammer.

I avgangsdeponier er det tatt prøver av porevann i sedimenter ved hjelp av en **BAT grunnvannsprøvetaker**. Den består av en filterspiss som føres ned i sedimentet. Over filteret finnes en evakuert ampulle som punkteres med en kanyle i ønsket dyp i sedimentet. Porevannet trekkes derved inn i ampullen.

BAT-prøvetakerene bevarer de kjemiske og fysiske forhold fra vannmassene også under transporten til analyselaboratoriet. Dette gir mulighet for å studere gasslikevekter og red/oks-forhold i vannmassene.

1.3.3 Sedimentprøver

Prøvetaking av sedimenter for kjemiske undersøkelser har vært utført på to måter i NIVAs arbeid med gruver.

- Uttak fra bunnmaterialet med kjerneprøvetaker (corer).
- Utsetting av sedimentfeller som fanger opp materialet som sedimenterer i løpet av en viss tid.

Coreren er et rør som presses ned i bunnlaget. Røret stenges på toppen før det trekkes opp, slik at sedimentprøven følger med. Sedimentfellene er 0,5 - 1 m rør med en beholder i den ene enden. Rørene plasseres vertikalt på bunnen og står ute i ½ - 1 år før de tas inn. Beholderen tømmes for sedimentert materiale som analyseres.

Ved analyse deles prøven fra coreren i skiver for å beskrive sedimentets lagdeling. Analyse av innholdet i sedimentfellene viser sammensetning av det materialet som er transportert og sedimentert i et vassdrag i den tiden fellen har stått ute.

Det faste materialet i prøvene behandles for analyse slik at metallene frigjøres. Det finnes flere metoder for dette, men det er viktig å finne metoder som kan oksidere sulfidene slik at også metallene som er bundet slik, blir tilgjengelige i den videre analysen. Avgangsprøvene som er omtalt i denne rapporten er oppsluttet med Lunges væske (HNO_3/HCl i forhold 3:1).

1.3.4 Kjemiske analyser

Analyseprogrammet for vann- og sedimentprøver har variert fra sted til sted, men enkelte analyseparametre inngår i alle undersøkelsene. For vann gjelder dette: pH, konduktivitet, sulfat, jern, kopper og sink og for sedimenter: svovel, jern, kopper og sink etter totaloppløsning.

Alle metallanalysene er utført ved atomabsorpsjon. Høye konsentrasjoner er bestemt ved flammeteknikk, mens lave konsentrasjoner er bestemt i grafittovn.

pH og konduktivitet er målt instrumentelt, dels i felt og dels umiddelbart etter at prøvene er kommet til analyselaboratoriet. Svovel er bestemt fotometrisk som sulfat.

Det er gjort noen forsøk på å skille mellom oppløst og partikulært bundet metall i prøvene. I denne rapporten er bare resultater før og etter at vannet har passert en dialysemembran omtalt. Metoden er nærmere omtalt i en NIVA-rapport (Arnesen *et al.* 1988). Poreåpningen i dialysemembranen var angitt til ca. 4 nm.

2. Avgang fra sulfidmalmgruver

2.1 Oppredning

Bergverksdrift foregår som regel på forekomster som inneholder blandinger, og hvor driftstekniske forhold kan føre til at råmalmen inneholder betydelige mengder gråberg. For å få produkter som kan bearbeides videre til metaller eller andre verdifulle produkter, er det nødvendig å separere disse komponentene. Denne prosessen kalles i bergverksindustrien oppredning.

Så lenge man har hatt bergverksdrift har man hatt behov for oppredning. I sin første form var dette "Skeiding", dvs. manuell utplukking av brukbare stykker fra en større mengde. Slik opparbeiding av råmalm er fortsatt i bruk, og restene etter denne prosessen kalles bergvelter. Forurensningsproblemer knyttet til den typen gruveavfall vil bli lite omtalt i den foreliggende rapporten.

Fra oldtiden har metoder for knusing og separasjon av mineraler utviklet seg fra primitivt utstyr drevet med muskelkraft, til dagens mekaniserte og automatiserte kjempeanlegg. Først fikk man anlegg der mineralene separeres med utgangspunkt i forskjell i spesifikk vekt. Først kom ulike vasketeknikker, som var basert på forskjell i spesifikk vekt for gråberg og kismineralene.

Avfallet fra anleggene (avgangen) har i dette tidsrommet endret seg tilsvarende, fra beskjedne mengder med forholdsvis grov vaskeriavgang, til finmalt avgang i meget store mengder fra dagens anlegg. Den mengde malm som bearbeides i norske gruver, som driver på sulfidiske malmer idag, er ofte noen hundre tusen tonn/år. Avgangsmengdene fra oppredningsverkene er da av samme størrelsesorden.

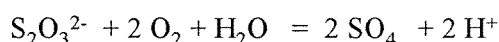
Omkring århundreskiftet ble separasjon ved flotasjon utviklet. Dette er metoden som idag er mest utbredt for oppredning av sulfidmalmer. Flotasjon er basert på tilsetning av kjemikalier som gjør de ulike fraksjonene i en partikkelsuspensjon mer eller mindre aerofil. Ved innføring av fine luftbobler i suspensjonen fester luften seg selektivt til partiklene, som løftes til overflaten hvor de skimmes av.

Avgangens egenskaper vil være styrt av råmalmens mineralsammensetning og fysiske egenskaper. For at separasjonen skal bli effektiv, må malmen males så fint at de enkelte mineralkornene frilegges. For finkrystallinsk malm kan dette føre til meget finkornet avgang med stor overflate og dårlige sedimenteringsegenskaper.

Vanligvis er det konsentratene man er interessert i, men i denne rapporten er det avgangen som skal ha oppmerksomhet. På grunn av svingninger i prisen på de ulike komponenter i malmen, kan avgangens sammensetning variere fra gruve til gruve og fra det ene tidspunkt til det neste, avhengig av hvilke produkter det lønner seg å ta ut av malmen. Dette fører igjen til at avgangen har varierende sammensetning.

De fleste sulfidmalmgruvene i Norge har deponert svovelkis i avgangen i de senere år. Et typisk eksempel på sammensetning av faststoffet i en slik avgang er vist i tabell 2.1.1 Der svovelkis tas ut er svovel- og jerninnholdet vanligvis under 5 %. Sammensetningen kan imidlertid variere en god del over tid, avhengig av driftsforhold i gruve og oppredningsverk.

I oppredningsprosessen tilsettes ofte kalk. Høy pH, liten tilgang på oksygen og tilstedeværelse av sulfid-mineraler gir gunstige betingelser for dannelse av en rekke svovelforbindelser der thiosulfationet ($S_2O_3^{2-}$) er det mest omtalte. Disse svovelforbindelsene er ustabile i luft og oksideres i vassdrag relativt raskt til sulfat:



Av reaksjonslikningen fremgår det at en slik oksidasjon frigjør hydrogenioner slik at pH avtar og det blir en forsuring i vassdrag som er berørt av slike utslipp.

Tabell 2.1.1 Typisk sammensetning av faststoff i avgang fra norsk sulfidmalmgruve

Komponent	Innhold %
Svovel	40
Jern	37
Kopper	0.2
Sink	0.4

2.1 Deponering av avgang

Figur 2.2.1 viser lokaliseringen av en del viktige sulfidmalmgruver i Norge.

Utslipp av avgang kan skape ulike forurensningsproblemer i oppredningsverkets omgivelser. Tidligere var det ikke sjelden, både her i landet og i andre land, at deponeringen skjedde uten spesiell omtanke for miljøvern. Det var f.eks. vanlig å la avgangen ta veien ut fra oppredningsverket ved gravitasjonskraft og la den legge seg der terrenget tilsa dette, uten ytterligere tiltak. De mer avanserte verkene hadde et system av renner som førte avgangen til et deponi der det var plass til den, eller den ble ført til et vassdrag som førte avgangen bort. Denne siste løsningen medførte at man unngikk store deponier av avgang ved oppredningsverket.

Flere av de avgangsdeponiene som ble drevet etter disse prinsippene ga etter hvert betydelige miljøproblemer. Der avgangen ble sluppet direkte i vassdrag var det først og fremst partiklene som skapte problemer. Bunnen ble tilslammet, vannet ble ubrukbart for de fleste praktiske formål, fisken unngikk i beste fall området. I ettertid har det vist seg at avgang som ble lagret på land antakelig skapte enda større problemer, ved at avgangens sulfidinnhold ble oksidert til svovelsyre og tungmetallene ble frigjort og vasket ut i vassdrag. Disse oppløste tungmetallene er giftige og har i mange områder skapt fiskedød og fisketomme elver og innsjøer. Det er særlig kopper som skaper problemer, fordi dette metallet i forhold til giftighet har den største relative konsentrasjonen. Andre metaller som finnes i sigevann fra tørre, åpne avgangsdeponier er jern, aluminium, sink og kadmium, i noen tilfeller også bly. Høyest konsentrasjon i det sure dreinsvannet har som regel jern og aluminium. Når vannet fortynnes i grunnvann og i overflate-resipienter vil pH i vannet øke, og jern og aluminium felles ganske tidlig ut. Resultatet blir såkalte okerutfellinger som er vanlige nedenfor slike avgangsdeponier. Et typisk tegn på at et avgangsdeponi er oksidert og avgir tungmetaller er at det får en sterkt gul- eller rødbrun farge på grunn av utfelt jernoksid.

Utslipp av avgang i vassdrag og fjorder skapte flere steder betydelige ulemper og brukerkonflikter. Det kan nevnes at avgangen fra Folldal Verk i Folldalen ble ført direkte til Folla i en trerenne frem til våren 1968. Ulempene for tømmerfløtingen i vassdraget var imidlertid så stor at verket bygget en dam som samlet opp avgangen hver vår. Når fløingen var over ble dammen atter åpnet, og avgangen gikk i elva. Siste året før driften ble flyttet til Hjerkinna ble dammen i Folldalen ikke tømt, noe som siden har vist seg å føre til sur avrenning fra denne dammen.



Figur 2.2.1 Oversikt over viktige sulfidmalmgruver i Norge.

Eksemplet fra Folldalen illustrerer på mange måter problemet med deponering av sulfidholdig avgang. Bergverkene i Norge innså at de ikke kunne fortsette å forurense vassdragene med de meget store avgangsmengdene som det etter hvert ble snakk om. Man startet da deponering i mer eller mindre tette dammer som har vist seg å gi enda større forurensningsproblemer enn de tidligere avgangsutslippene ga. I avgang som er deponert tørt, vil sulfidene relativt raskt kunne oksidere og gi svovelsyre og tungmetaller som jern, kopper, sink, kadmium etc. Praktisk talt alle åpne avgangsdeponier av dette slaget gir metallforurensning.

Slike eksempler finner vi her i landet i Røros Kopperverks deponier ved Storwartz og ved Kongens gruve nær Røros.

Omkring 1960 ble det større oppmerksomhet omkring naturmiljøet, og også forurensning fra gruver og oppredningsverk ble studert nærmere.

Uten nærmere teoretisk vurdering av virkningene av en undervannsdeponering ble denne deponeringsmåten valgt ved en rekke gruver som ble etablert eller endret oppredningsteknikk i 1970-årene.

I 1968 etablerte Folldal Verk A/S sitt nye gruveanlegg i Tverrfjellet på Hjerkin, med anlegg for selektiv flotasjon av sulfidmalm. For første gang ble det da foreslått at deponering av avgang skulle foregå under vann, og at avgangen hele tiden skulle være dekket av et vannspeil. Ideen ved denne deponeringsmåten skulle nettopp være at man på denne måten kunne redusere faren for oksidasjon og uønsket spredning av surt vann i omgivelsene. I tillegg ville deponeringsmåten redusere faren for partikkelforurensning betydelig.

Uten at det egentlig forelå sikre bevis for at disse målene ble oppfylt ble det i 70-årene etablert en rekke undervannsdeponier for sulfidholdig avgang i Norge. Flotasjonsavgangen fra de fleste norske sulfidmalmgruvene hadde høyt svovelinnhold på denne tiden, fordi prisen på svovelkis var meget lav. Avløpene fra disse deponiene ble av myndighetene pålagt en kontroll som skulle registrere kjemiske og biologiske virkninger av deponiet. På samtlige slike avgangsdeponier i Norge var det NIVA som fikk ansvaret for denne kontrollen.

Internasjonalt er undervannsdeponering av avgang relativt sjeldent. I flere land har denne deponeringsmåten vært direkte forbudt, og først i de senere år har slik avgangsdeponering fått særlig oppmerksomhet (Ritcey 1989, Robertson 1991). NIVAs dataserier på opptil 30 år fra avgangsdeponier og resipienter er derfor internasjonalt enestående. Den foreliggende rapporten er et første forsøk på å sammenfatte våre erfaringer på dette feltet i en enkelt rapport. Det aller meste av materialet er tidligere presentert i årsrapporter og spesialrapporter for de ulike bergverk.

Mange steder har man imidlertid erfart at avgang som er fullstendig dekket av vann, avgir relativt lite tungmetaller til omgivelsene. I Canada har avgangsdeponier på land både i Britisk Columbia og i Ontario-provinsen gitt surt og tungmetallholdig vann flere steder. Man er også oppmerksom på at det ved gruveanlegg som er i drift idag vil bli stor problemer når driften legges ned. Det har til nå vært ulovlig å deponere avgang i naturlige vassdrag. Vanlig praksis har vært å fange opp avgangen i drenerte fangdammer, der avgangens overflate hele tiden er eksponert mot luftens oksygen. Mindre mengder avgang er imidlertid mer eller mindre tilfeldig sluppet ut i innsjøer. Denne avgangen har gitt betydelig mindre problemer enn det som er lovlig deponert (Arnesen 1988).

I Sverige har avgangsdammene flere steder ført til forsuring og tungmetallholdig avløpsvann. Spesielt godt er forholdene ved avgangsdammene i Boliden Minerals anlegg i Kristineberg beskrevet. Her finnes også et avgangsdeponi som er dekket med morene, uten at det er påvist vesentlige endringer i avrenningens kvalitet. Problemene med deponering av avgang fra sulfidmalmgruver er forøvrig omfattende studert i Sverige gjennom Statens naturvårdsverks (SNV) prosjektområde "Gruvindustrins

restproduktopplag". En inngående beskrivelse av prosjektet og de rapporter og publikasjoner det førte til vil føre for langt her. En nærmere presentasjon er gitt i SNVs brosjyre "Gruvavfall". (Södermark 1986).

Det svenske gruveprosjektet beskjeftiget seg lite med problemstillingene som er knyttet til avgangsdeponering under vann. Innenfor prosjektområdet ble det imidlertid utgitt flere rapporter som omtaler betydningen av vannmettede dekk sjikt for å hindre oksygeninntrengning inn i avgangsdeponier. Disse rapportene bekrefter de teorier som den norske undervannsdeponeringen bygger på, nemlig at molekylær diffusjon av oksygen i vann er en så langsom prosess at oksygenmengden som passerer et stasjonært vannsjikt bare i liten grad kan gi oksidasjonsprodukter som fører til vannforurensning (Collin 1987).

2.3 Miljøvirkninger av avgangsdeponering under vann

Ved utslipp av avgang til vann og ved deponering av avgang under vann er det flere mulige miljøkonsekvenser. Den mest åpenbare er at avgangens høye innhold av mineralpartikler (50 % eller mer) fører til høy turbiditet, nedsatt siktedyp og nedslamming av bunnområder. Dette kan føre til nedsatte næringsforhold primært for bunndyr og sekundært for fisk. Fastsittende planter kan skades dels ved nedslamming og ved nedsatte lysforhold. Det vil ikke bli lagt særlig vekt på beskrivelsen av de biologiske virkningene av avgangsutslipp til vassdrag i denne rapporten, men slike forhold er nevnt under de enkelte bergverk i kapittel 3.

Hovedvekten er i denne presentasjonen lagt på de kjemiske virkningene av utslipp til ferskvann. Også de kjemiske virkningene kan deles i to hovedkategorier: Primære virkninger, som er relatert til avgangens innhold av oppløste eller lettoppløselige stoffer, som oftest kjemikalier tilsatt under flotasjonsprosessen og sekundære virkninger, som skyldes avgangens mineralsammensetning, og som først gjør seg gjeldende etter en tid, i avgang som er sedimentert under vann. Det er spesielt disse siste forhold denne rapporten skal omtale. Andre virkninger av avgangsdeponering er omtalt, uten at de er nærmere drøftet. Virkning av flotasjonskjemikalier er bl.a. omtalt i en tidligere NIVA-rapport (Wathne 1990).

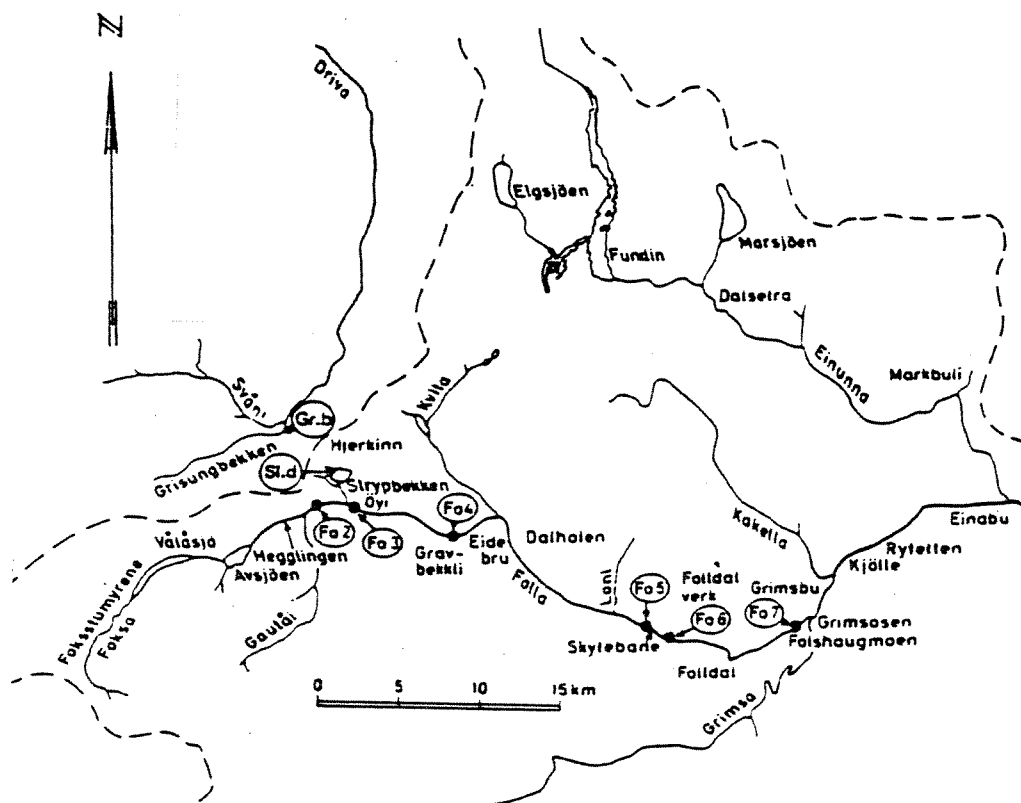
En primærvirkning av avgangsdeponering i ferskvann har i noen tilfeller vært dannelsen av thiosulfat i oppredningsprosessen. Thiosulfat er en forbindelse som kan dannes fra sulfider i basisk miljø, en situasjon som oppstår under malingen av malm i flotasjonsverket. Thiosulfat vil i nøytralt eller svakt surt miljø oksideres og gi svovelsyre. Dette kan føre til en forsuring i resipienten. Slike fenomener er påvist i mange avgangsdeponier, og i litteraturen er det beskrevet problemer med forsuring av vassdrag av denne grunn. I norske avgangsdeponier har vi en rekke målinger som viser at det har vært til dels store konsentrasjoner av thiosulfat i avgangsdammer og primærresipienten for avgang. Det har imidlertid vært store individuelle forskjeller fra anlegg til anlegg, og det er ingen steder påvist skadevirkninger som skyldes bare denne effekten. Mest markert var dette ved Skorovas gruber, og fenomenet er nærmere omtalt i en rekke NIVA-rapporter fra dette området fra årene 1980-84 (Kap. 8.3).

3. Praktiske erfaringer med avgangsdeponier

3.1 Folldal

3.1.1 Beliggenhet - praktiske forhold

Produksjonsdrift ved Folldal verk ble første gang etablert i Folldal kommune i Hedmark i 1645. Etter at det var drevet gruvedrift på flere geografisk spredte forekomster i Follidalen ble driften høsten 1968 nedlagt der og både gruvedrift og oppredning ble flyttet til Hjerkinn, ca. 1100 m.o.h., i Dovre kommune i Oppland fylke. Kartskisse over området er vist i figur 3.1.1.



Figur 3.1.1 Kartskisse over Folla-vassdraget. Folldal Verks anlegg på Hjerkinn finnes nord for punktet merket Sl.d (Slamdamm). De gamle anleggene i Follidal ligger på nordsiden av Folla, mellom Fo5 og Fo6.

Hovedmineralene i malmen i Tverrfjellet gruve på Hjerkinn er svovelkis, magnetkis, kopperkis, sinkblende og magnetitt. I midten av 70-årene ble gjennomsnittlig innhold av utnyttbare elementer oppgitt til Cu 1,0 %, Zn 1,2 % og S 32 %. I flotasjonsanlegget er i de senere år ca. 700 000 tonn råmalm behandlet årlig. Produktene er svovel-, kopper- og sink-konsentrater som lastes opp på jernbane inne i bedriftens fjellanlegg nær Hjerkinn stasjon.

Ca. 325 000 tonn relativt svovelfattig avgang deponeres årlig i en dam ca. 4 km fra oppredningsverket. Den deponerte avgangen skal etter utslippstillatelsen være dekket av vann til enhver tid. Bortsett fra enkelte kortere perioder særlig på ettervinteren antar vi at dette har vært tilfelle. Dammens areal er ca.

1 km² og nedbørfel tet ca 13 km². Dette tilsvarer en normalvannføring på ca 150 l/s, mens vannføringen under drift er ca. 250 l/s.

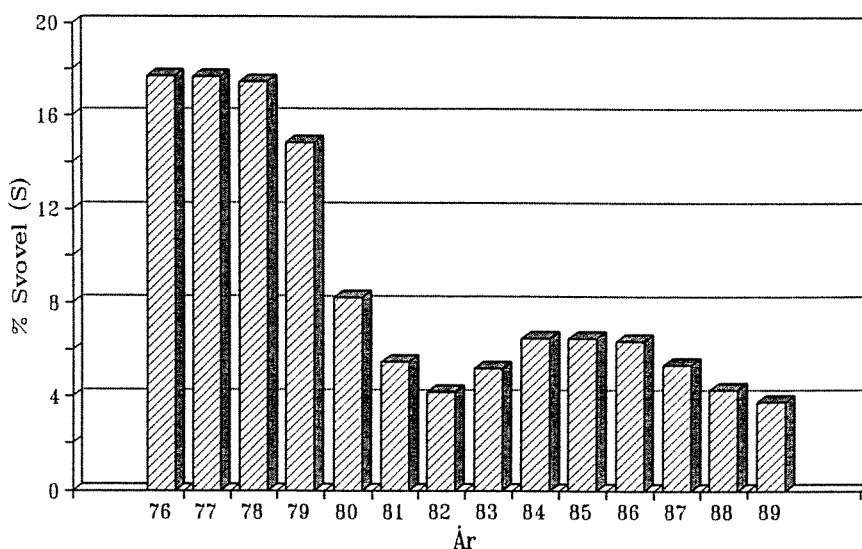
Avgangen fra et flotasjonsverk har ikke en fast definert sammensetning. Driftsforhold ved gruve og oppredningsverk samt markedsforhold kan påvirke dette. I tabell 3.1.1 er analyseresultater for en prøve tatt i juli 1989 vist. Det har vært store endringer i sammensetningen av avgangen som er deponert i dammen fra år til år. Figur 3.1.2 viser utviklingen i svovelinhold siden 1976.

Ved siden av denne endringen i svovelinholdet og innhold av svovelkis vil det skje en fraksjonering av avgang ved utslippet slik at det sammensetningen kan variere sterkt fra sted til sted i deponiet. Det skyldes to forhold:

- Utslppsledningen flyttes fra sted til sted for å oppnå en jevn fordeling i deponiet. Varierende driftsforhold gir derved varierende sammensetning av sedimentet.
- De ulike mineralene i avgangen har forskjellig tetthet. Sulfidmineralene har bl.a. betydelig høyere tetthet enn gråberget. Det fører til en fraksjonering av avgangen etter avstanden fra utslippsstedet. Svovelinhold vil være høyest nær utslippspunktet. Kornfordelingen kan ha en tilsvarende effekt, der de groveste kornene sedimenterer raskest.

Tabell 3.1.1 Follidal verk, Hjerkin n - Avgangens sammensetning
Sedimentprøver tatt i juli 1989

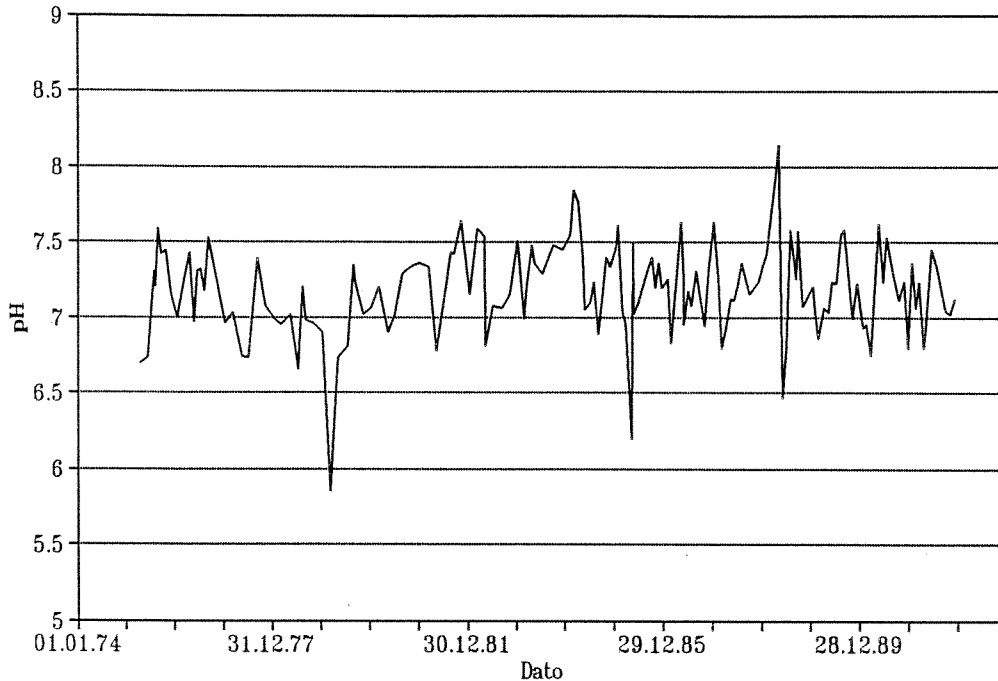
Komponent	Innhold %
Kopper	0.26
Sink	0.49
Jern	15.5
Svovel (S)	12.3



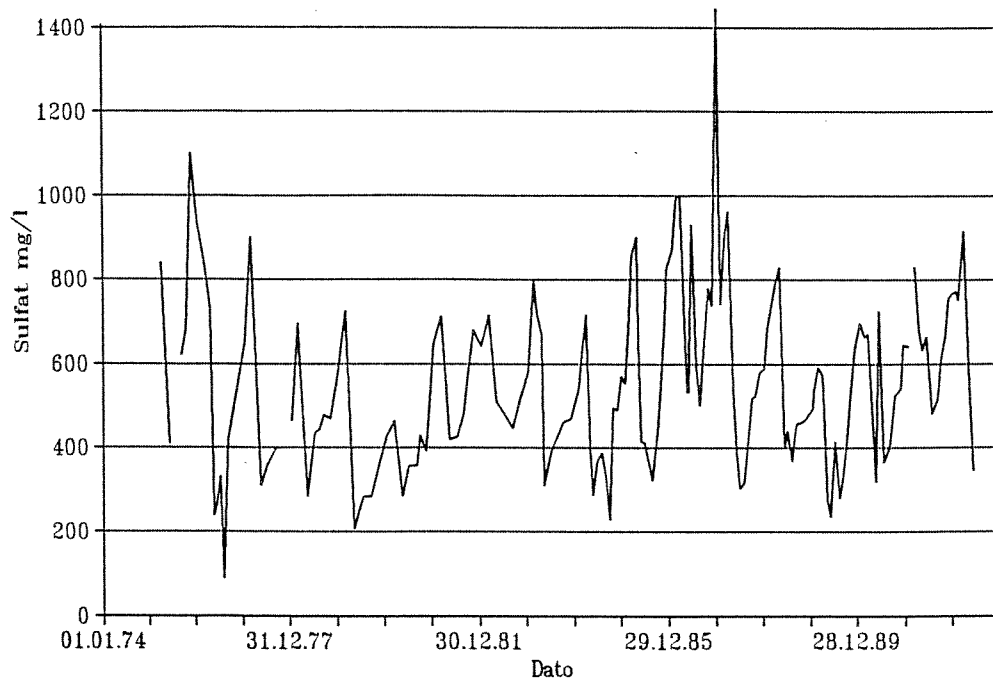
Figur 3.1.2 Svovelinhold i avgangen som er deponert i dammen på Hjerkin n.
(Killi 1990)

3.1.2 Analysedata fra Hjerkins

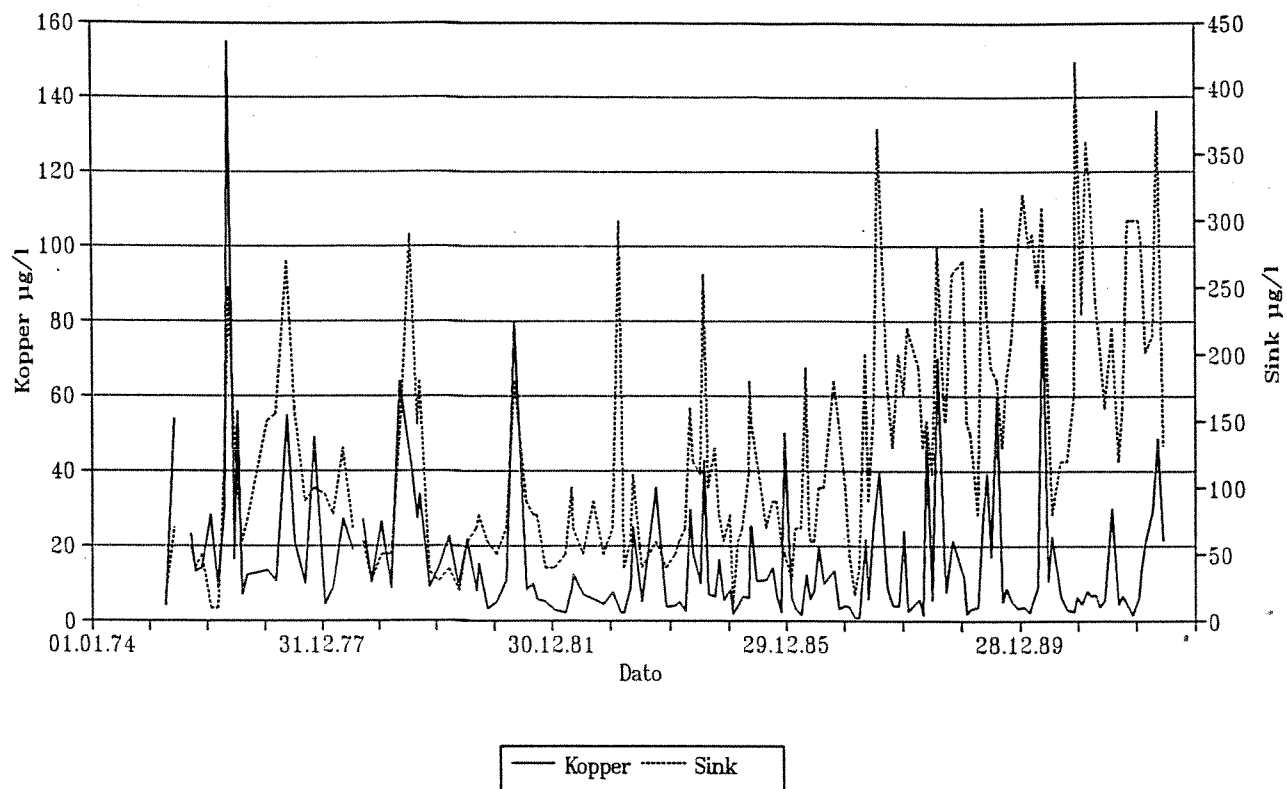
Avløpsvannet fra anleggene på Hjerkins er blitt overvåket siden dammen ble etablert i 1968. Tabell 3.1.2 viser middelverdier for en rekke analysevariable fra utløp av avgangsdammen i årene 1970 - 1991. I figurene 3.1.2 - 3.1.7 er noe av det innsamlede materialet presentert grafisk. Data fra NIVA's undersøkelser finnes i en rekke rapporter listet i kapittel 8.2.



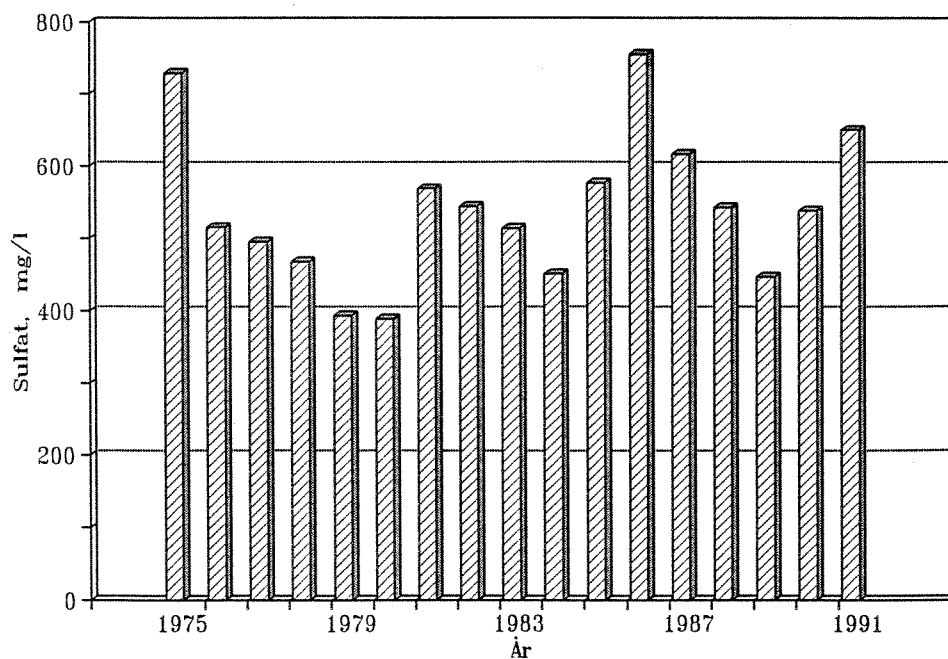
Figur 3.1.3 Analyseresultater fra overløp av avgangsdam, Hjerkins.
Enkeltresultater av pH.



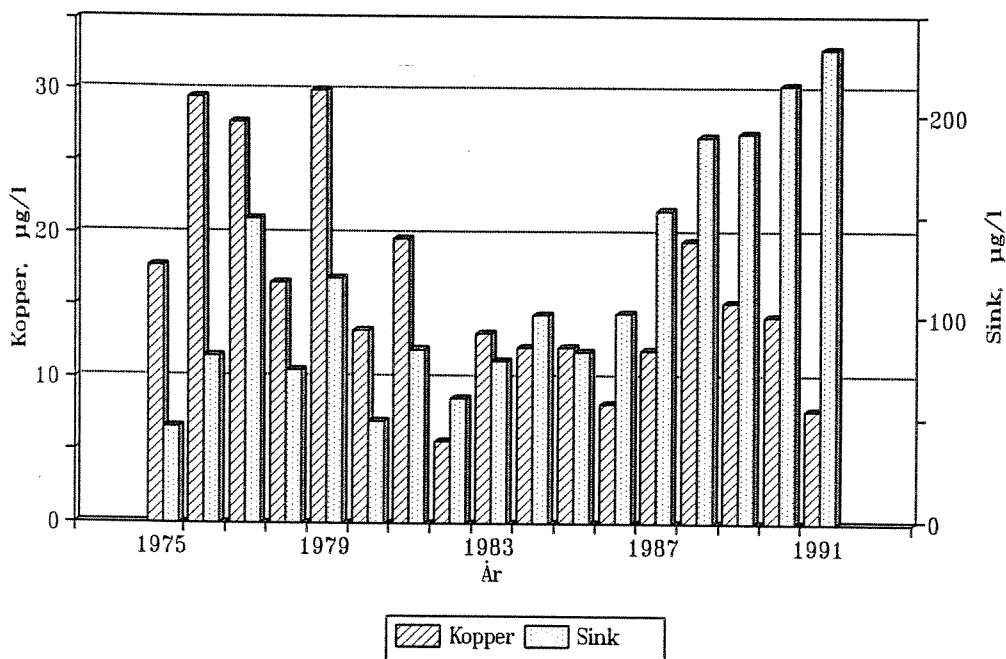
Figur 3.1.4 Analyseresultater fra overløp av avgangsdam, Hjerkins.
Enkeltresultater av sulfat.



Figur 3.1.5 Analyseresultater fra overløp av avgangsdam, Hjerkinn.
Enkeltresultater av kopper- og sink-konsentrasjon.



Figur 3.1.6 Analyseresultater fra overløp av avgangsdam, Hjerkinn.
Tidsveiede middelerverdier av sulfat



Figur 3.1.7 Analyseresultater fra overløp av avgangsdam, Hjerkin. Tidsveiede middelerverdier av kopper- og sink-konsentrasjon.

Tabell 3.1.2 Tidsveiede middelerverdier for analysedata fra overløp avgangsdam, Hjerkin

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Susp. tørrst. mg/l	Sulfat mg/l	Jern µg/l	Kop- per µg/l	Sink µg/l
1975	7.01	124.6	1.82	1.5	729	204	17.7	47
1976	7.34	103.1	4.50	3.0	515	313	29.6	82
1977	7.00	98.9	2.23	3.5	495	217	27.8	150
1978	6.95	94.1	3.28	2.0	468	212	16.6	75
1979	6.78	83.0	3.19	2.8	394	400	30.0	121
1980	7.17	90.5	1.93	1.9	388	233	13.2	50
1981	7.29	103.1	4.44	5.3	569	293	19.7	85
1982	7.19	106.4	1.54	2.4	544	284	5.6	61
1983	7.36	101.1	3.72	3.2	514	215	13.1	80
1984	7.36	95.8	4.15	3.4	451	270	12.1	103
1985	7.17	109.5	3.90	3.2	577	397	12.1	84
1986	7.19	132.7	7.06	3.8	755	486	8.2	103
1987	7.18	112.1	3.06	2.6	617	575	11.9	155
1988	7.22	109.7	3.27	2.6	543	316	19.5	191
1989	7.18	90.3	5.45	2.5	446	635	15.2	193
1990	7.16	101.3	4.32	2.2	539	636	14.3	217
1991	7.15	123.4	5.15	2.5	650	608	7.8	235

3.1.3 Analyse av sedimenter og porevann

I forbindelse med dette prosjektet ble det tatt en sedimentpropp fra avgangsdeponiet på Hjerkin i juli 1989. Samtidig ble det tatt vannprøve ca 10 cm. under sedimentoverflaten med en BAT-grunnvannsprøvetaker. De ulike teknikker for prøvetaking er nærmere beskrevet i kapittel 1.3. Prøvetakingen foregikk fra en flåten som bærer avgangsledningen, ca. 100 m fra land. Vanndybden over avgangen var her ca. 2 m. Det ble også tatt en vannprøve med en BAT-hydroprober ca. 10 cm over bunnen. Analyseresultatene for disse prøvene er gitt i tabell 3.1.3. Det ble også tatt en vannprøve fra overflaten av avgangsdammen ved denne anledning. Analyseresultatene for denne prøven var imidlertid så atypiske for vannmassene i avgangsdammen at de bare gjengis summarisk her:

pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l	Jern µg/l
7.34	66.4	2650	57	1100	3300

Det er vanskelig å gi noen årsak til denne "uvanlige" vannprøven. Sulfat og konduktivitet står ikke i rimelig forhold til hverandre. Det er en liten mulighet for at dette i virkelighet er data for den bunnære prøven som er angitt i tabell 3.1.3 og at data er forvekslet på et eller annet tidspunkt. Det høye ioneinnholdet kan tyde på at det er tyngre vann som er blitt stående lokalt i et område, mens de data som er gjengitt i tabellen for "vann fra fri vannmasser" er mer typisk for det vannet som vanligvis finnes i overløpet fra avgangsdammen.

Tabell 3.1.3 Analyseresultater for sedimenter og porevann fra avgangsdam, Hjerkin. Alle prøver er tatt 6.juli. 1989.

Prøvebetegnelse	Kopper %	Sink %	Jern %	Svovel %
Sediment, Faststoff	0.26	0.49	17.5	12.3
	µg/l	µg/l	µg/l	mg SO ₄ /l
Porevann, topp	18	100		110
Porevann, BAT ¹⁾	20.1	210	840	270
Vann fra fri vannmasser	17.6	160	117	295

¹⁾ Se kap. 1.3

Tabell 3.1.4 Analyseresultater for lekkasjevann fra avgangsdam, Hjerkin

Dato	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Kalsium mg/l	Magnes- ium mg/l	Jern µg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l	Kad- mium µg/l	Vannf l/s
01.08.88	7.6	112	570	232	10.5	87	24.8	600		
29.09.88	7.2	121	640	220	20	680	2.3	200	0.11	1.6

3.1.4 Sammenfatning av resultater fra Hjerkin

Avgangsdeponiet for Folldal verk på Hjerkin er et av de deponier her i landet som ikke influeres vesentlig av forurensning fra andre kilder enn avgangsutslippet og prosesser i deponiet. Gruvevannet tilblandes riktignok avgangen før den slippes ut i dammen, og det er nødvendig å ta dette med i betraktningen når endringer i vannkvalitet i avløpet fra avgangsdammen skal vurderes. Det har vært vanskelig i ettertid å få frem data for gruvevannsmengder, og de gruvevannsanalyser som foreligger omfatter ikke alt vannet. Basert på forholdsvis usikre anslag kan det likevel fastslås at transporten av kopper og sink i gruvevannet er markert høyere enn den transport av metaller som foregår ut av avgangsdammen.

Den høye pH-verdien i dammen samt adsorpsjon av tungmetaller på nyknust avgang (Ljøkjell 1979, 1980, 1981, Ljøkjell *et al.* 1983) er antakelig forklaring på denne effekten.

Analyseresultatene fra utløpet av avgangsdammen på Hjerkin (Tabell 3.1.2 og 3.1.4) viser at alle data har vært stort sett stabile i de 15 år det finnes data for. Det har vært variasjoner som kommer tydelig frem som periodiske fluktasjoner i middelverdiene for kopper, sink og sulfat. Det samme gjelder enkeltresultatene, der de periodiske variasjonene i stor grad kan knyttes til årstiden. At årsmiddelet varierer skyldes i hovedsak antall og tidspunkt for enkeltprøvene gjennom årene. I de senere år ser det ut til at konsentrasjonen, spesielt av sink har øket noe.

For sulfatkonsentrasjonen finnes det så lite data om konsentrasjon og transport i gruvevannet at det er umulig å angi noen verdi. For transport ut av deponiet er det derimot et relativt omfattende materiale. Det er lite som tyder på at det her har vært vesentlige endringer i løpet av de siste 15 år. En betydelig del av dette sulfatinholdet skyldes bruk av svovelsyre i oppredningsprosessen. Det er en viss grad av negativ korrelasjon mellom sulfat og vannføring, som tyder på en fortyningseffekt. For kopper finner vi ikke denne effekten, men derimot en positiv korrelasjon mot vannføringen. Det er imidlertid flere målepunkter som faller utenfor et slikt mønster. Det er spesielt en del høye kopperverdier ved vannføringer under eller omkring 200 l/s. Dette kan tyde på en fortyningseffekt i et intervall med lave vannføringer, mens erosjon eller dårligere setlingsforhold fører til utslipp av partikkelbundet metall ved høye vannføringer. Samme resonnement kan i en viss grad gjøres gjeldende for sink. Turbiditeten som er et mål for partikkeltransporten er klart positivt korrelert med vannføringen.

Etter det ovenstående kan det med stor sannsynlighet fastslås at utvasking av metaller fra avgangen i deponiet på Hjerkin har vært meget liten i de årene det har vært i bruk. At det påvises en høyere metallkonsentrasjon i utløpet fra deponiet til tider skyldes partikkeltransport.

Metallkonsentrasjonene i avløpet fra avgangsdeponiet er lave, sett i forhold til de fleste avgangsdeponier som bruker mer konvensjonell teknikk ved deponering.

Innenfor de erfaringer NIVA har med analyse av porevann fra avgangsdeponier er resultatene fra Hjerkinndammen lave.

Den sedimentprøven som ble tatt i avgangsdeponiet ved befaringen i juli 1989 viste betydelig høyere svovelinnhold enn forventet i forhold til det svovelinnholdet avgangen på den tiden hadde (Tabell 3.1.3 og figur 3.1.2). Dette er typisk for de forhold en ofte finner i avgangsdeponier generelt, med store lokale variasjoner i sedimentenes sammensetning og korngradering. Det illustrerer vanskeligheten ved å trekke generelle konklusjoner på grunnlag av enkeltstående observasjoner og forsøk i liten målestokk.

Tabell 3.1.5 Kjemiske analysedata for gruvevann - Nivå II. Årlige middelverdier

År	pH	Sulfat mg/l	Kopper mg/l	Sink mg/l
1968	7.50	120	0.01	0.66
1969	7.40	151	0.017	0.56
1970	7.40	296	0.007	1.70
1971	7.10	290	0.022	1.59
1972	6.90	310	0.085	1.91
1973	6.90	362	0.760	2.81
1974	6.50	381	0.180	4.69
1975	6.80	677	0.730	7.07
1976	6.50	846	8.44	12.2
1977	5.95	959	44.2	26.7
1978	9.96	549	1.70	8.12
1979	7.25	441	0.063	3.37
1980	7.19	379	0.130	2.78
1981	7.31	475	0.030	2.60
1982	7.33	337	0.149	2.86
1983	7.32	322	0.051	1.98
1984	7.11	419	0.043	1.26
1985	7.09	443	0.019	0.81
1986	6.94	424	0.020	1.10
1987	6.89	474	0.197	4.15
1988	6.49	522	0.916	5.86
1989	5.76	536	3.86	11.3
1990	7.20	587	0.91	6.30
1991	7.20	657	0.98	7.05

En foreløpig konklusjon vedrørende avgangsdeponiet for Folldal Verk på Hjerkin er at det til nå er påvist relativt små skadevirkninger av dette deponiet i omgivelsene. Det er ikke mulig å fastslå hvilket avløpsvann man ville fått fra et tradisjonelt deponi med tilsvarende avgangskvalitet og av samme størrelse, men det er grunn til å tro at metallutslippene fra et slikt deponi ville vært større.

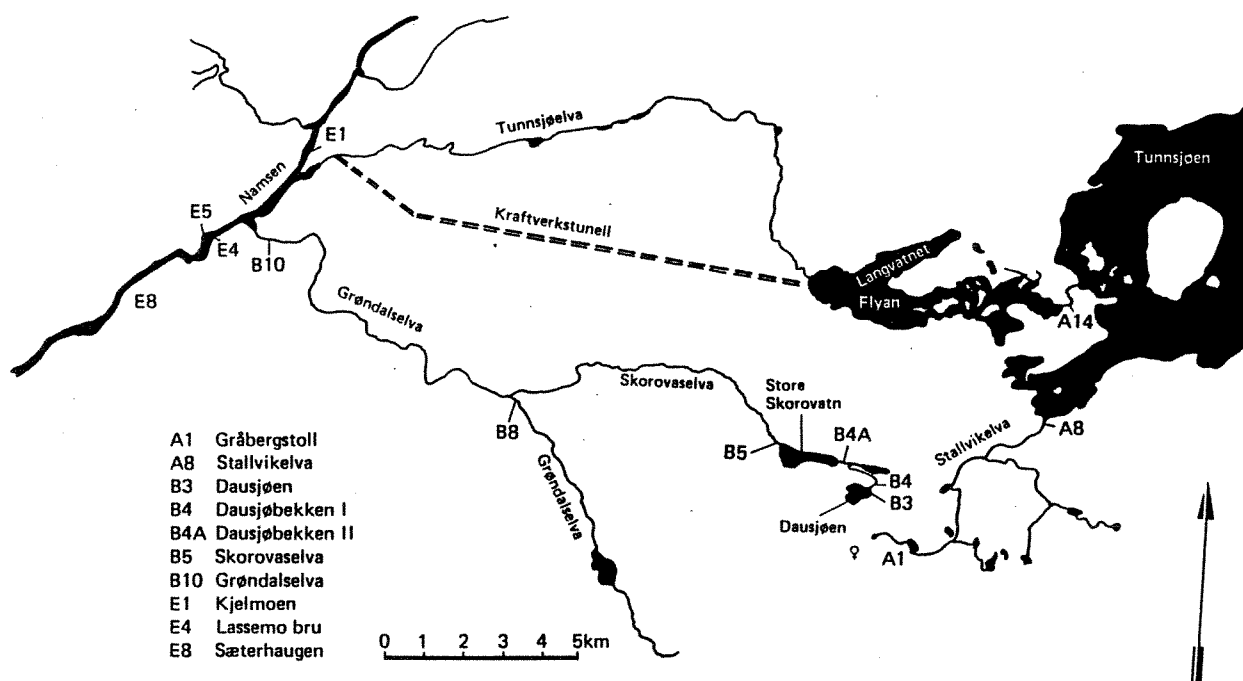
Lekkasjevannet fra avgangsdammen inneholder noe metaller, men konsentrasjonene er relativt lave betraktet som avløpsvann fra et avfallsdeponi. Det er etablert et V-overløp for lekkasjevannet fra dammen, og det har vist seg at vannføringene stort sett er lave. Transporten er antakelig betydelig under 100 kg/år for alle tungmetaller.

3.2 Skorovas Gruber

3.2.1 Beliggenhet - praktiske forhold

Skorovas gruber ligger i tettstedet Skorovatn i Namskogan kommune i Nord-Trøndelag (Figur 3.2.1). Gruveområdet ligger i det geologisk interessante Grongfeltet der flere kisforekomster er påvist. Allerede i 1913 ble gruverettighetene til Skorovasforekomsten ervervet. Selv om staten viste stor interesse for forekomstene i Grongfeltet, beholdt den opprinnelige kjøperen, Elektrokemisk A/S, rettighetene, og i november 1952 kom driften i gang. Regulær skiping av kis kom imidlertid først i gang i mars 1953.

Gruvedriften ble startet på den mest kopperholdige delen av malmen med opptil 3 - 4 % kopper. Etter hvert gikk man over til å bryte en mindre kopperholdig malm, og salgsproduktet ble etter hvert en finkis med ca. 45 % S, 1,3 % Cu 1,7 % Zn og 0,05 % As.



Figur 3.2.1 Kartskisse over Skorovatn-området med gruveforurensede vassdrag.

Frem til november 1975 benyttet man synk/flyt-metoden kombinert med bulkflotasjon på finfraksjonen som oppredningsmetode ved Skorovas gruber. Avgangen fra anlegget ble deponert i og på bredden av en liten innsjø - Dausjøen.

Tabell 3.2.1 Kjemisk sammensetning av avgang og sediment fra Dausjøen, Skorovas gruber

Komponent	Avgang ¹⁾	Sediment fra Dausjøen ²⁾
Jern, % Fe	27	33.2
Kopper, % Cu	0.06	0.2
Sink, % Zn	0.23	0.78
Svovel, % S	28	38.7

¹⁾ Mundheim 1972 ²⁾ Arnesen og Bjerkeng 1979

I november 1975 startet man et selektivt flotasjonsanlegg for kopper og sink i Skorovatn. Avgangen, som inneholdt svovelkisen, ble deponert under vann i Dausjøen. I følge den offisielle produksjonsstatistikken for 1983 var utslipp av avgang noe under 200 000 tonn/år og svovelinnholdet var ca. 30 % S. Innsjøens areal er ca. 0,26 km² og med en naturlig avrenning på ca. 95 l/s. Nedbørfeltets areal er ca. 2,67 km². Vannføringen i Dausjøbekken da flotasjonsverket var i drift var ca. 200 l/s.

I 1978 gjorde NIVA en utredning av hvilke problemer dette avgangsdeponiet kunne skape når gruva ble nedlagt. I forbindelse med denne utredningen ble det utført analyser av sedimenter fra deponiet og av avgang fra flotasjonsverket. I tabell 3.2.1 er resultatene av disse analysene gjengitt.

Ved nedleggelsen av virksomheten i Skorovatn i juni 1984 ble bunnen av Dausjøen dekket med et lag med nedmalt gråberg. Utlegging av gråberglaget ble avsluttet i september. I denne perioden ble utslippet til Dausjøen kalket, samtidig som hovedmengden av sure tilløp ble ledet utenom innsjøen direkte til Dausjøbekken. Avskjæring av sure tilløp og etablering av en stasjon for kalkdosering i Dausjøbekken var ferdig i november 1984. Etter denne tid har avløpet fra gruveområdet vært kalket, slik at tungmetallene i stor grad er felt ut.

På grunn av en stor velt med betydelig innhold av sulfider var avrenningen fra Dausjøens nedbørfelt surt og tungmetallholdig. Kalking av Dausjøbekken ble derfor opprettholdt frem til årsskiftet 1990/91. Eierne av gruva, Elkem A/S, ble av SFT pålagt å flytte velten til Dausjøen og holde den dekket av vann. Denne operasjonen ble avsluttet i september 1990. Kalkingen foregår nå bare når det er påkrevd.

3.2.2 Analyseresultater fra Skorovatn

NIVA har utført kontrollundersøkelser i de berørte vassdrag siden 1970. I de senere år er programmet for disse undersøkelsene trappet noe ned. I 1991 har NIVA kun analysert en prøve fra utløpet av Dausjøen. Analyseresultatene for denne prøven er gjengitt i tabell 3.2.2.

Alle data fra NIVA's arbeid i Skorovatn finnes i en lang rekke rapporter listet i kapittel 8.3.

I tabellene 3.2.2 og 3.2.3 er årlige tidsveiede middelerverdier for analysedata fra utløp av Dausjøen og Store Skorovatn samlet. Figurene 3.2.2. - 3.2.8 viser analyseresultatene grafisk.

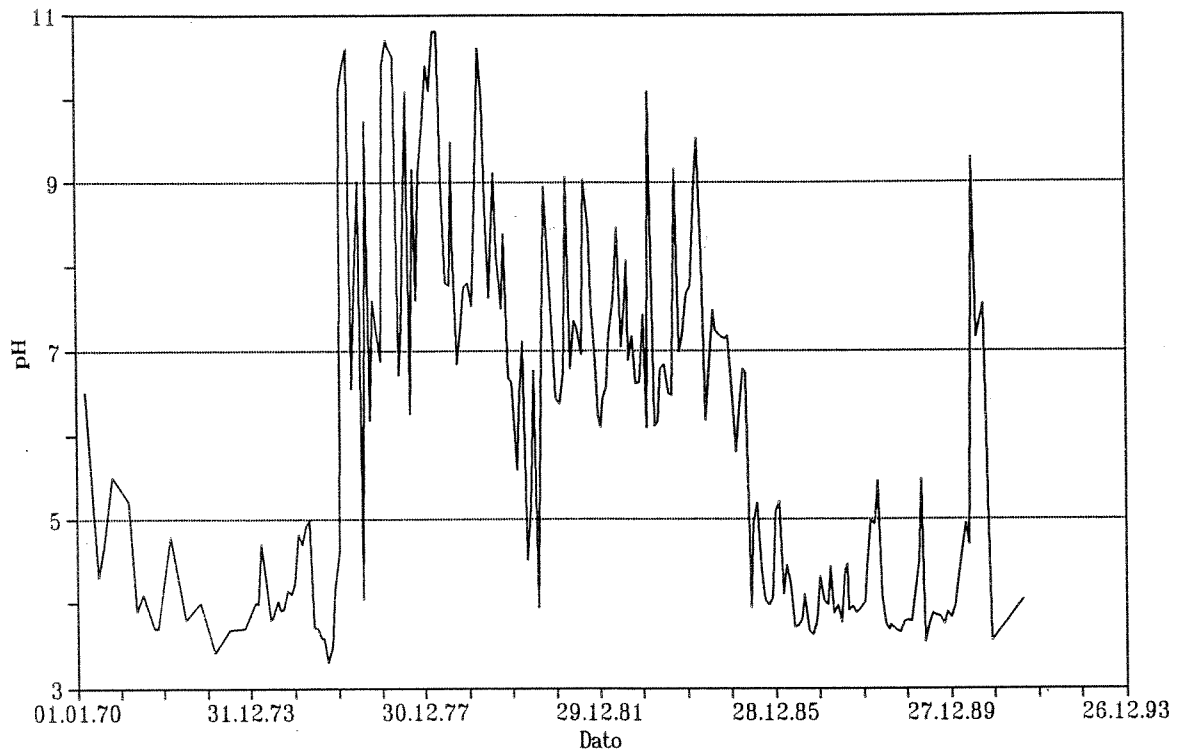
Tabell 3.2.2 Tidsveiede årsmiddel for analyseresultater fra utløp Dausjøen, Skorovatn

År	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Jern µg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l
1970	5.48	33.89	147.6	476	360	4032
1971	4.22	38.50	162.0	271	611	4830
1972	4.21	33.48	184.9	345	843	5344
1973	3.60	40.71	166.5	1632	1408	5818
1974	4.07		130.0	635	1269	4877
1975	4.09		143.1	1671	1137	4729
1976	7.92		180.7	150	46	204
1977	8.89		170.3	87	14	37
1978	8.85		190.2	389	39	74
1979	8.36		165.5	118	20	46
1980	6.48		164.0	139	63	146
1981	7.40	44.05	204.3	205	44	95
1982	7.09	42.74	183.2	213	61	138
1983	7.18	42.40	187.2	468	75	266
1984	7.59	39.99	180.6	268	31	124
1985	5.11	25.18	106.5	711	255	725
1986	4.07	22.21	80.7	1112	456	1104
1987	4.04	17.33	54.4	837	497	1217
1988	4.17	18.73	60.9	869	571	1309
1989	4.02	18.37	58.1	1283	519	1196
1990	5.56	23.46	83.9	1041	201	658
1991 ¹	4.05	49.3		2690	370	2710

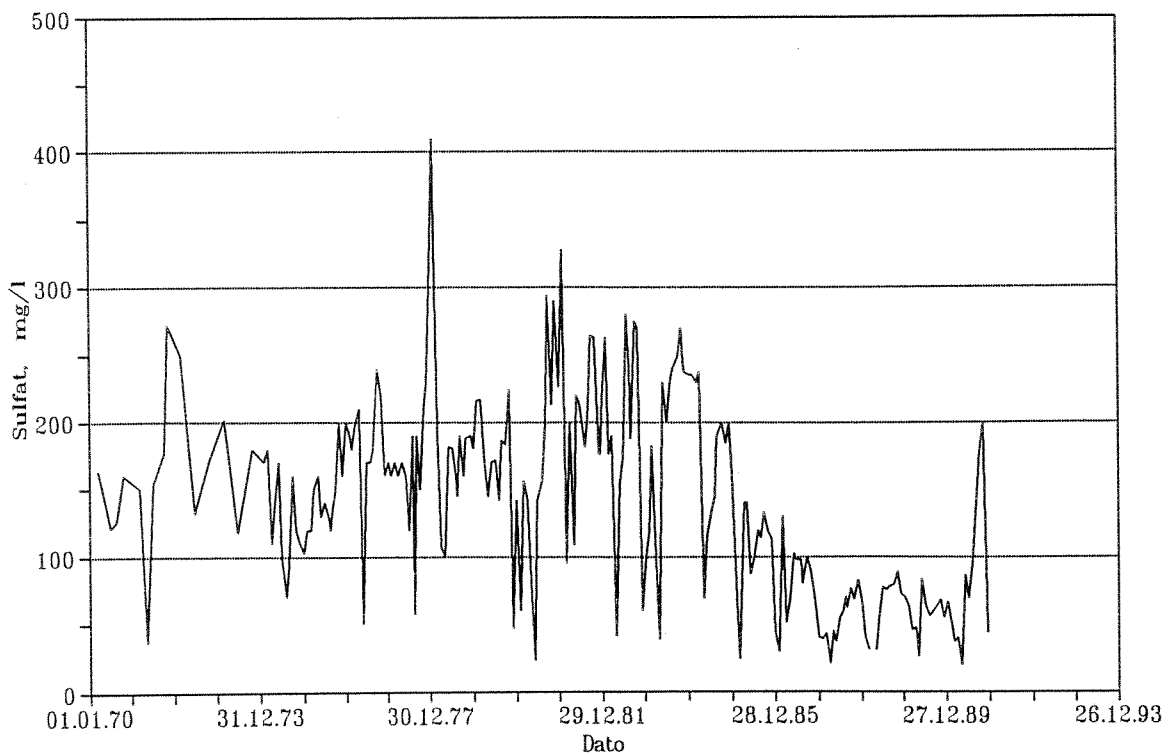
¹ Enkeltprøve tatt 21.08.91

Tabell 3.2.3 Tidsveiede årsmiddel for analyseresultater fra utløp av Store Skorovatn

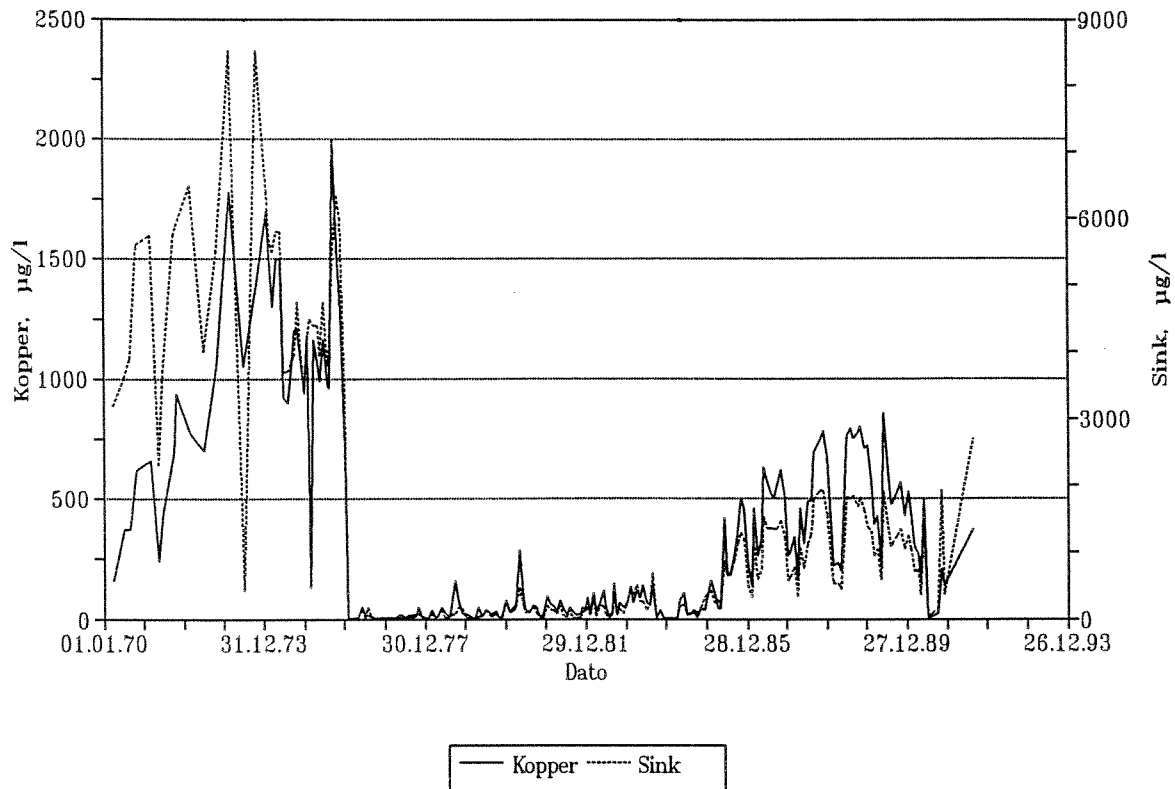
År	pH	Kond mS/m	Kopper µg/l	Sink µg/l
1974	5.70		253	1106
1975	4.87		271	1109
1976	5.84		104	470
1977	5.27		18.2	37
1978	4.93		13.4	32
1979	5.04		18.4	53
1980	5.13		19.8	51
1981	4.72	16.0	25.2	44
1982	4.70	15.3	20.2	46
1983	5.63	14.5	21.5	74
1984	6.44	12.7	13.2	38
1985	6.68	10.9	35.6	311
1986	6.62	10.6	69.2	543
1987	6.02	8.5	128	608
1988	6.34	8.2	93.6	561
1989	6.43	8.6	59.3	475
1990	6.75	6.8	34.4	238
1991	6.08	6.4	38.4	251



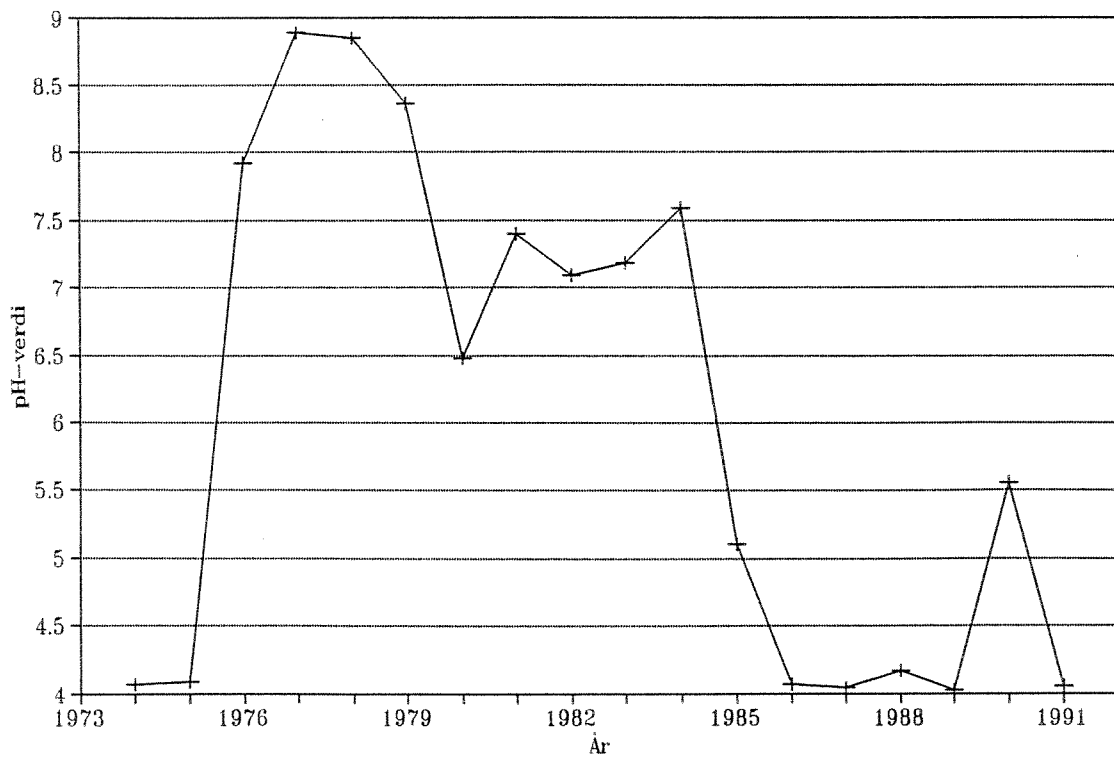
Figur 3.2.2 Analyseresultater fra utløp av Dausjøen, Skorovatn (B3).
Enkeltresultater - pH



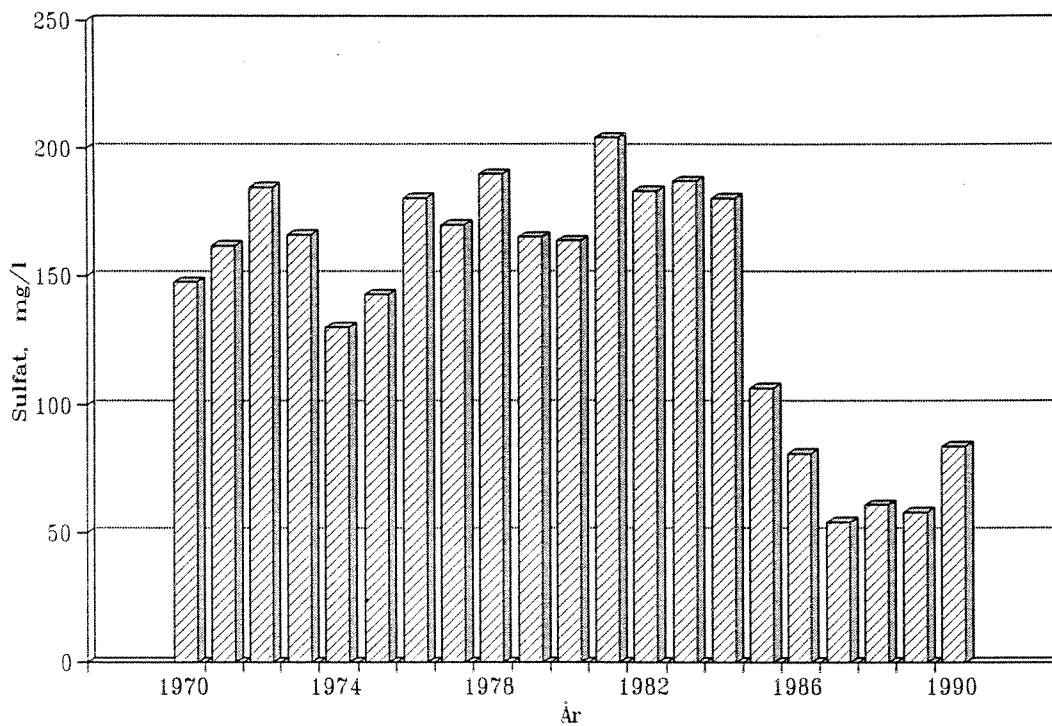
Figur 3.2.3 Analyseresultater fra utløp av Dausjøen, Skorovatn (B3).
Enkeltresultater - Sulfat-konsentrasjon



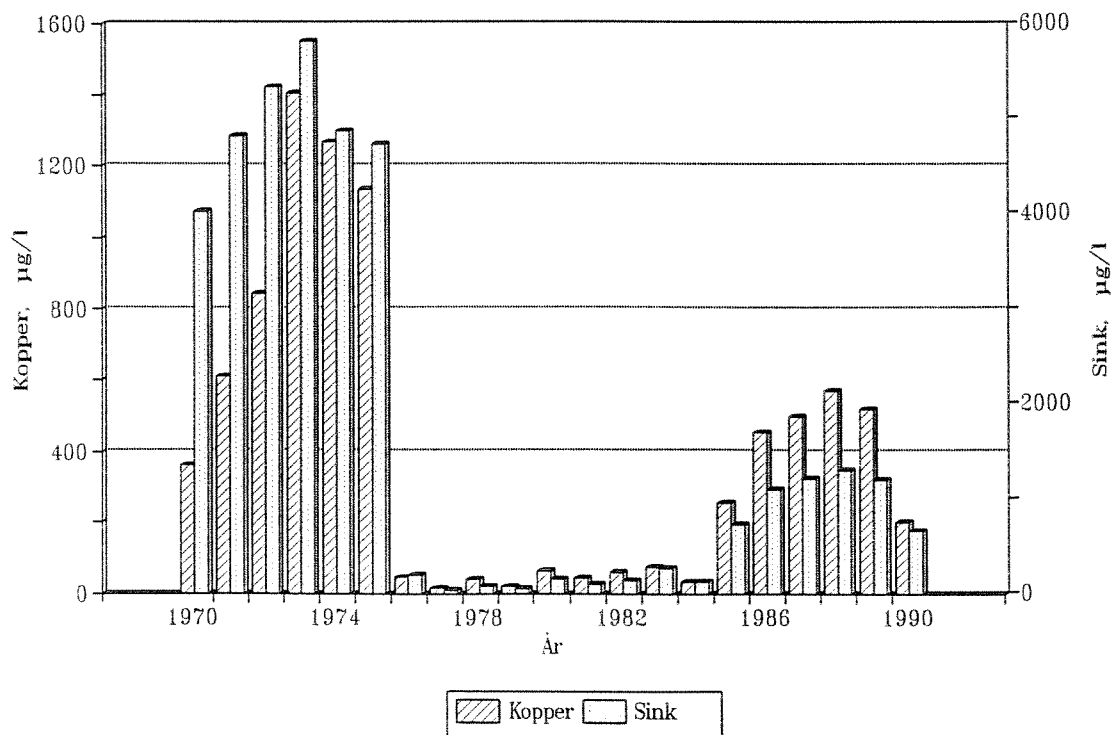
Figur 3.2.4 Analyseresultater fra utløp av Dausjøen, Skorovatn (B3).
Enkeltresultater - kopper- og sink-konsentrasjon.



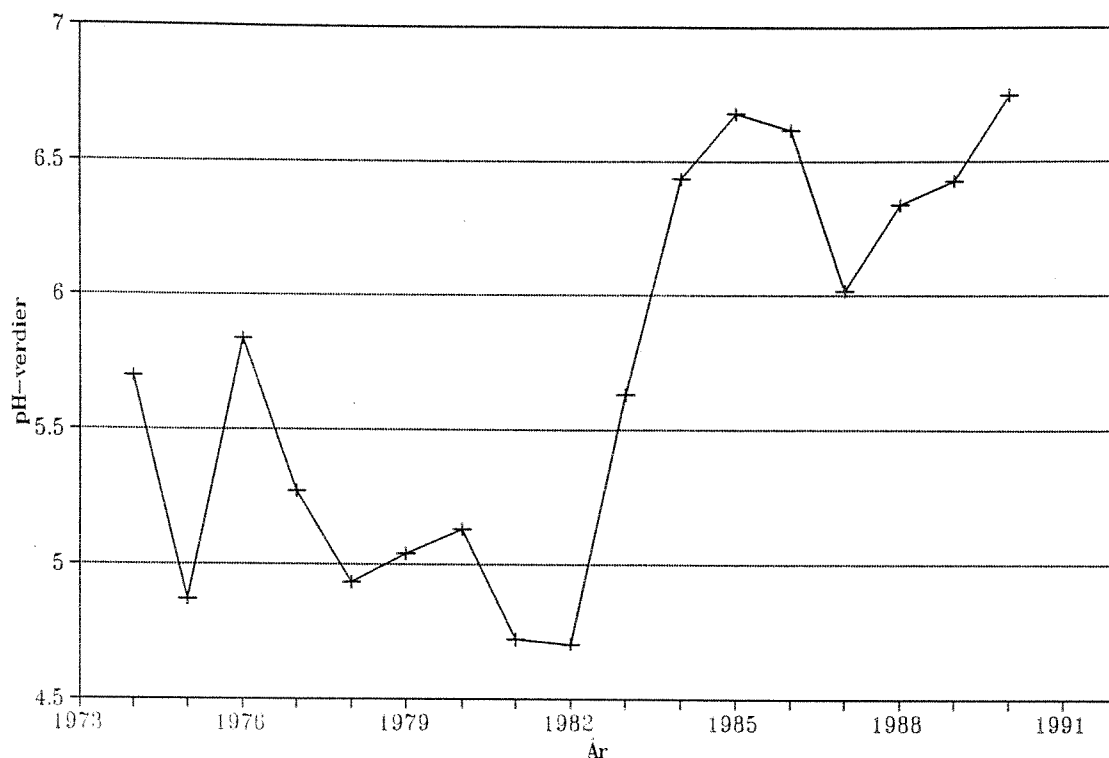
Figur 3.2.5 Analyseresultater fra utløp av Dausjøen, Skorovatn (B3).
Tidsveiede årsmiddel for pH.



Figur 3.2.6 Analyseresultater fra utløp av Dausjøen, Skorovatn (B3).
Tidsveiede årsmiddel for sulfat konsentrasjon



Figur 3.2.7 Analyseresultater fra utløp av Dausjøen, Skorovatn (B3).
Tidsveiede årsmiddel for kopper- og sink-konsentrasjon.



Figur 3.2.8 Analyseresultater fra utløp av Store Skorovatn (B5).
Tidsveiede årsmiddel for pH.

3.2.3 Analyse av sedimenter og porevann

For å få mer informasjon om utlekking av forurensning fra den deponerte avgangen ble det ved befaring til Skorovas Gruber 4. juli 1989 ble det tatt en sedimentprøve fra Dausjøen omtrent ved dypeste punkt, og en propp på ca. 10 cm lengde fra 19 m dyp. Analyseresultater for sedimentprøven finnes i tabell 3.2.4. Porevannet som ble analysert var tatt ut ved sentrifugering av de øverste 5 cm av en sedimentprøve.

Det ble også tatt vannprøver fra bunnære områder med en BAT-hypoprobe (Jfr. kap. 1.3). Med denne prøvetakeren kan prøvetakingsdypet bestemmes meget nøyaktig, og det ble tatt prøver fra 19, 17 og 15 m dyp. Maksimalt dyp ved prøvetakingsstedet var ca. 19 m. Analyseresultater for disse prøvene finnes i tabell 3.2.5.

Tabell 3.2.4 Analyseresultater for sedimentprøver fra Dausjøen 4. juli 1989

Prøvetegnelse	Kopper %	Sink %	Jern %	Svovel %
Sediment, Dausjøen	0,13	0,49	25,5	25,9
	Sink $\mu\text{g/l}$	Sink $\mu\text{g/l}$		Sulfat mg/l
Porevann, Topp	25	200		275

I mars 1990 ble det tatt ut to prøver med en BAT-grunnvannsprøvetaker (Jfr. kap. 1.3) fra porevannet på to dyp i sedimentet i Dausjøen. Analyseresultatene er gjengitt i tabell 3.2.6.

Tabell 3.2.5 Analyseresultater for vannprøver tatt i dypvannet i Dausjøen 4. juli 1989

Dyp m	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l	Kad- mium µg/l	Jern µg/l	Kalsium mg/l
0	4,82	23,4	102	500	1510	2,7	1,44	25,2
15	3,69	24,8	76,0	670	1680	3,48	1,63	14,1
17	3,49	26,8	83,0	690	1730	3,52	1,99	15,3
19	3,45	48,6	175	570	1870	3,40	2,08	41,8

Tabell 3.2.6 Porevann i avgangsslam i Dausjøen, Prøver tatt 20. mars 1990 på 13,2 meter dyp

Dyp i Sediment	pH	Kond. mS/m	Kopper µg/l	Sink mg/l	Jern µg/l
20 cm	7,70	97,6	2,1	0,42	22
1 meter	10,4	114,5	3,4	0,60	76

3.2.4 Sammenfatning av resultater fra Skorovatn

Som flere av de øvrige undervannsdeponiene vi har her i landet, er tilrenningen til deponiet og forholdene i deponiet (Dausjøen) influert av flere faktorer. I tillegg til selve avgangen gikk avrenningen fra en velte med mellom 150 og 200 000 tonn svovelholdig avfall, samt flere bekker med surt gruvevann ut i Dausjøen. I tillegg var relativt store mengder avgang etter flyt/synk-metoden deponert i strandkanten over og under vann. Etervirkningene av avgangen som ble deponert i Dausjøen i årene 1975 - 1984 er det derfor vanskelig å skille ut fra de øvrige effektene i Dausjøen på grunn av gruvevirksomheten.

Virkingen av avgangen i den tiden man drev selektiv flotasjon er derimot mer klar. Den basiske avgangen sammen med den store mengden tunge partikler førte til en effektiv utfelling av tungmetaller i Dausjøen. Denne utfellingen fremgår tydelig av at middelverdiene for konsentrasjoner av kopper, sink og jern i tabell 3.2.2 sank drastisk fra 1975 til 76 og holdt seg lave i hele perioden frem til 1984 da driften ble nedlagt. Samtidig viste det seg at pH i det nedenforliggende vassdraget holdt seg lav, selv om pH i utløpet fra Dausjøen var høy. Tidsveiet årsmiddel fra utløp av Store Skorovatn er vist i figur 3.2.8 og i tabell 3.2.3, der det fremgår at pH på denne tiden var under 6,0 i middel hele tiden og at den i tre av disse årene faktisk var under 5,0. I samme periode var tilsvarende verdier for utløpet fra Dausjøen over 6,5 figur 3.2.2 og 3.2.5.

Forklaringen på denne pH-senkningen fra Dausjøen til utløp av Store Skorovatn er oksidasjon av thiosulfat (Jfr. kap. 2.1). I denne perioden ble det påvist høye konsentrasjoner av denne forbindelsen i Dausjøen. Senkningen av pH i Store Skorovatn førte imidlertid ikke til at tungmetallinnholdet steg. D.v.s. at tidligere utfelte metaller i sedimentene i Store Skorovatn ikke ble brakt i oppløsning igjen ved denne endringen.

Forøvrig har forholdene i Dausjøen og i vassdraget nedenfor utviklet seg slik en måtte vente i forhold til driftsituasjonen i gruveområdet. Før selektiv flotasjon ble innført i 1974 gikk det sure avløpet direkte til vassdraget med lave pH-verdier og høye metallkonsentrasjoner som resultat.

pH i avgangen var høy (10 - 11) mens bedriften benyttet selektiv flotasjon i oppredningen. Sure avløp ble da blandet inn i avgangen, og tungmetallene ble effektivt fjernet. Etter at verket ble nedlagt, ble bekken fra Dausjøen kalket slik at tungmetaller ble felt ut sammen med jern og aluminium på strekningen ned til Store Skorovatn. De sure avløp til Dausjøen ble i stor grad fanget opp av dreneringsgrøfter og ført direkte ut i bekken. Denne behandlingen av det sure vannet fra området resulterte i et fortsatt lavt innhold av tungmetaller i vassdraget nedstrøms gruveområdet.

To spesielle egenskaper ved deponiet i Dausjøen er at:

- vanndybden er uvanlig stor - opptil 20 meter.
- avgangen er isolert fra den overliggende vannmassen av et lag med gråberg som ble malt ned og spredt på overflaten av bunnmaterialet gjennom oppredningsanlegget og utslippsystemet for avgang.

Det har hittil ikke vært mulig gjennom datamaterialet som foreligger om avgangen i Dausjøen å vurdere betydning av dette sjiktet med gråberg. Før selektiv flotasjon ble startet i Skorovatn gjorde NIVA i 1979 en utredning av hvilken utløsningen av forurensninger man ville få fra avgangen i Dausjøen. Konklusjonen i denne rapporten var at et slikt dekklag på overflaten av avgangen på litt lengre sikt ville ha relativt liten betydning.

3.3 Grong Gruber

3.3.1 Beliggenhet - praktiske forhold

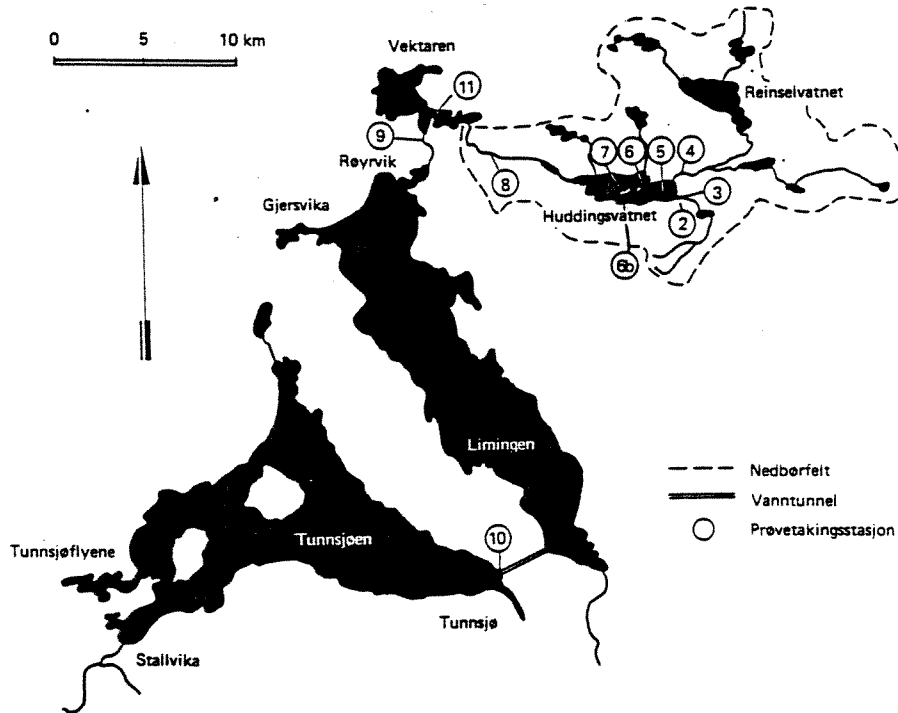
NORSULFID A/S avd. Grong Gruber som ligger i Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag fylke (Figur 3.3.1), startet produksjon i september 1972. Hovedmineralene i malmen er svovelkis og magnetkis med innhold av kopper og sink. Ved starten inneholdt malmen ca. 1,6 % kopper og 1,0 % sink. Dette har endret seg noe med tiden og i 1988 var innholdet av kopper 1,4 - 1,6 % kopper og sinkinnholdet 1,6 - 1,7 %. Sideberget er beskrevet som meget kalkholdig, og i omgivelsene finnes flere forekomster av kalkholdige mineral, bl.a. marmor.

Mengden avgang og i noen grad avgangens sammensetning har også endret seg i den tiden gruva har vært i drift. I 1973 var utslippet av avgang ca. 275.000 tonn med et innhold av kopper på 0,15 % og sink 0,37 %. Svovelkisen har hele tiden fulgt avgangen fra flotasjonsverket og svovelinnholdet er ca. 35 % S. Kopper og sinkinnholdet utgjør hver ca. 0,2 % av den samlede avgangsmengden som er ca. 450.000 tonn pr. år.

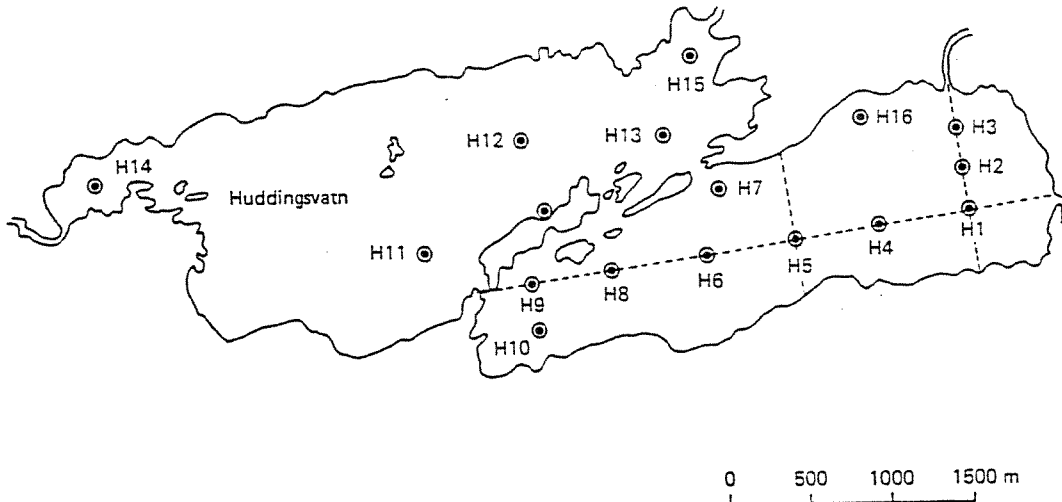
All avgang deponeres i det nærliggende Huddingsvatnet. Denne innsjøen har et samlet areal på 6,4 km² og var opprinnelig nesten delt i to separate innsjøer av en rekke øyer og grunne sund (Figur 3.3.2).

I 1988/89 ble det bygget en dam som skiller de to delene fullstendig. Hovedstrømmen av vann gjennom Huddingsvatnet ble samtidig redusert betydelig, ved at elvene som munner inn i innsjøen ble avledet ved sjetéer o.l., slik at den østlige delen av innsjøen idag kan betraktes som en separat dam. Denne delen der avgangen hele tiden siden 1972 er deponert, har et areal på 2,8 km² og opprinnelig et maksimalt dyp på 20 m. Midlere vannføring i hovedvassdraget er ca. 7 m³.

Etter 18 års deponering av avgang i Huddingsvatnet, er praktisk talt hele bunnen i den østre delen av innsjøen dekket med avgang. Lokalt i utslippsområdet er avgangens mektighet betydelig.



Figur 3.3.1 Kartskisse over området rundt Grong Gruber.
Prøvetaksstasjoner ved vassdragsundersøkelsene er inntegnet.

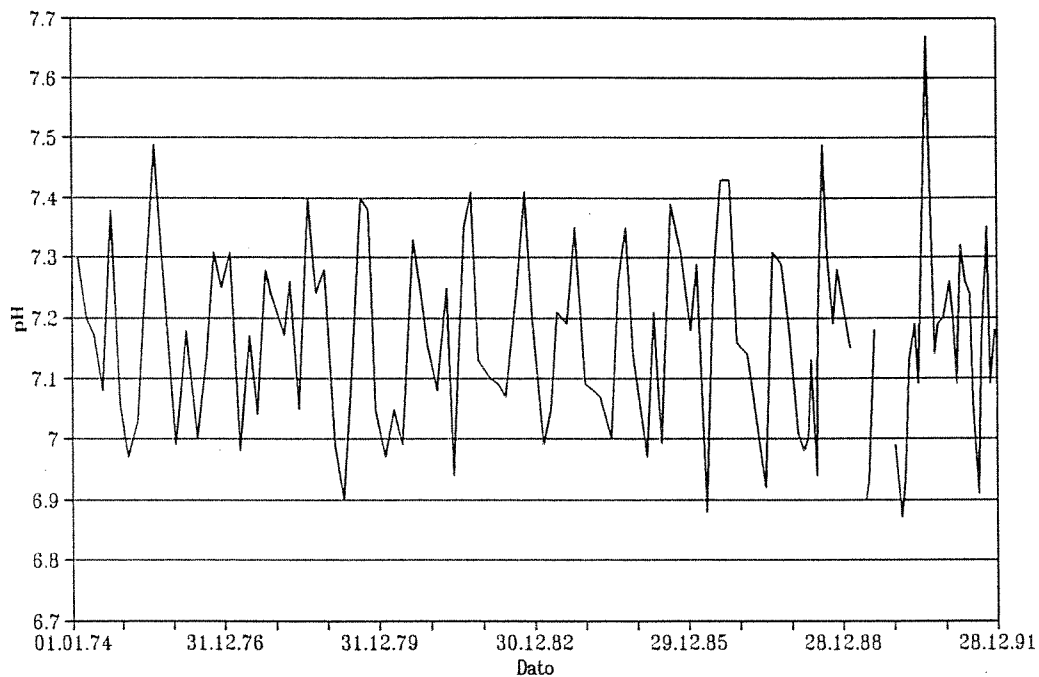


Figur 3.3.2 Kartskisse over Huddingsvatnet, Deponeringssted for avgang fra Grong Gruber

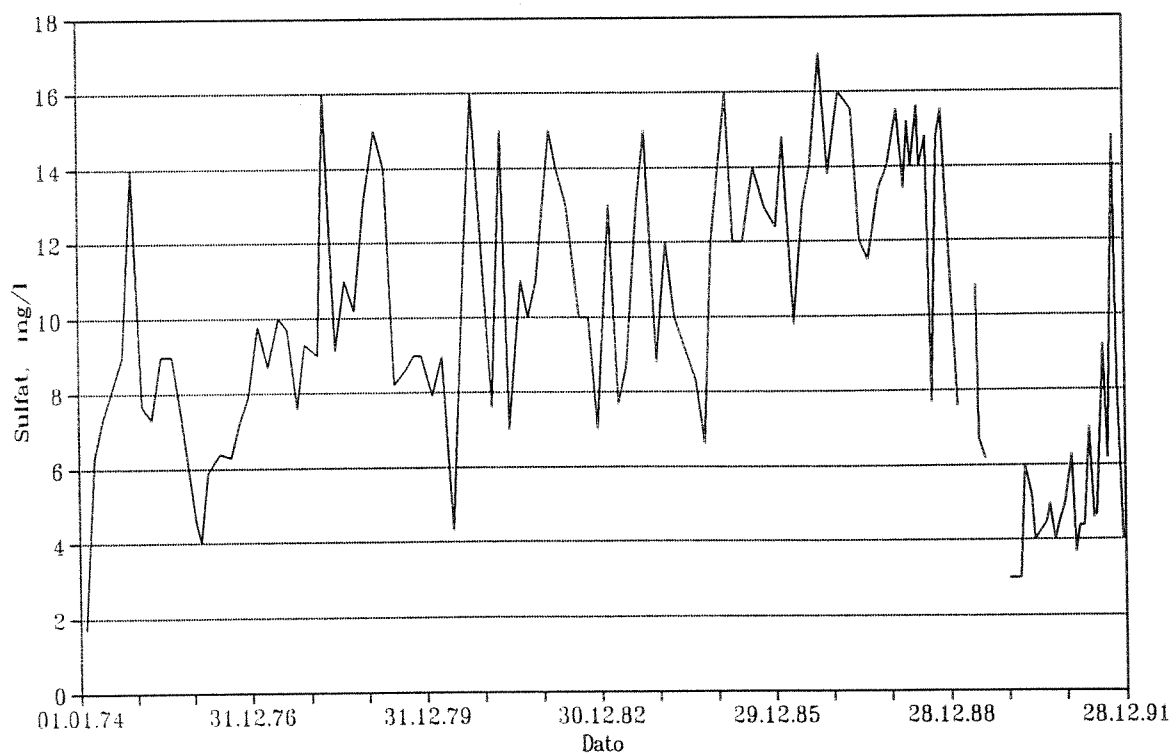
Deponeringen foregår gjennom en plast avgangsledning som er forankret på flåter. Utslippet foregår vertikalt under vann, og utslippspunktet flyttes regelmessig for å hindre at det bygger seg opp en høy kjegle under rørmunningen.

3.3.2 Analyseresultater fra Huddingsvassdraget

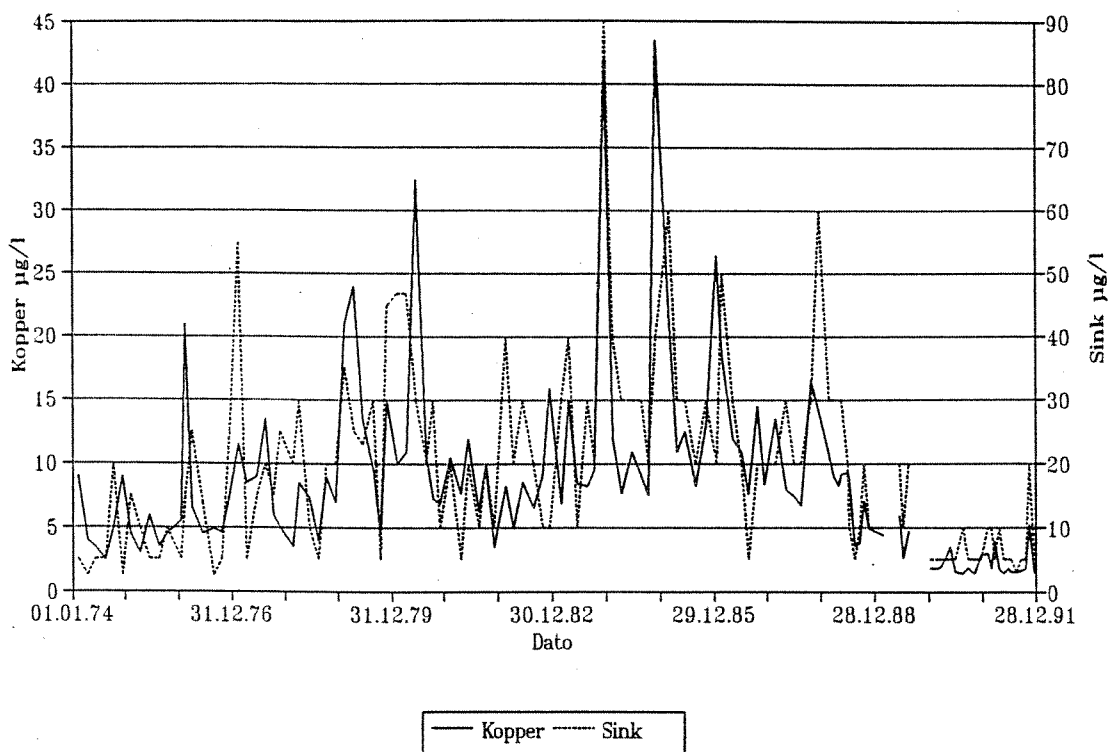
NIVA har utført kontrollundersøkelser i Huddingsvatnet og nedenforliggende vassdrag siden for gruve-driften startet. Alle data fra dette arbeidet finnes i rapporten som er listet i kapittel 8.4. Analysedata fra Huddingselva (H8) er vist i figurene 3.3.3 - 3.3.5 og tidsveiede middelverdier er samlet i tabell 3.3.1.



Figur 3.3.3 Analyseresultater fra Huddingselva (H8).
Enkeltverdier - pH



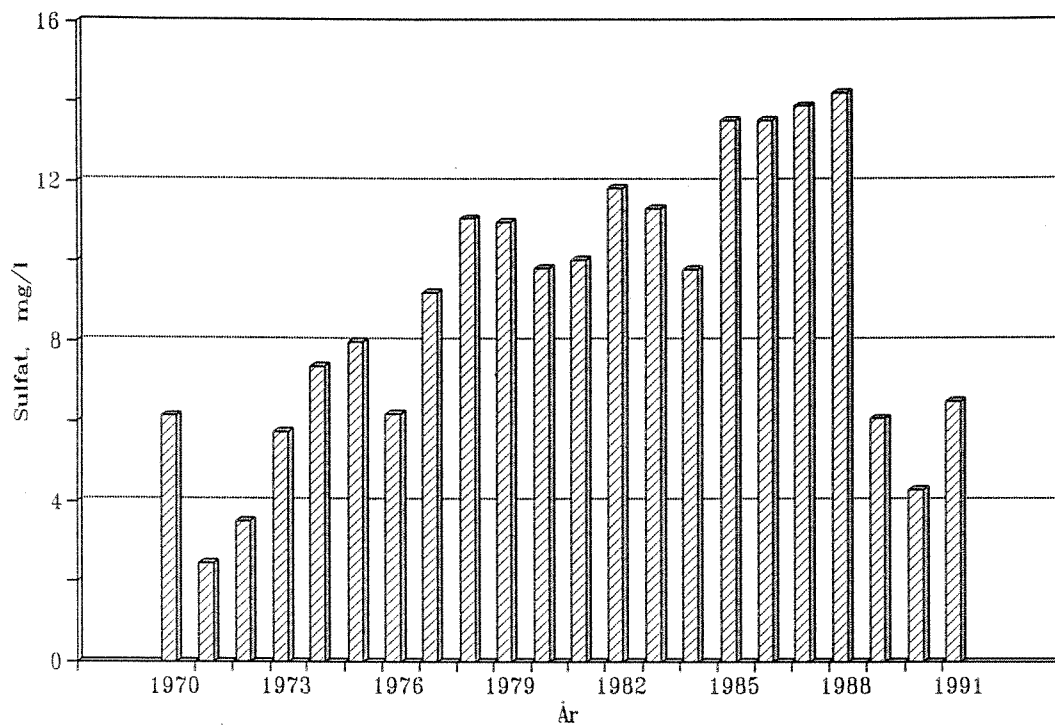
Figur 3.3.4 Analyseresultater fra Huddingselva (H8).
Enkeltverdier - sulfat-konsentrasjon.



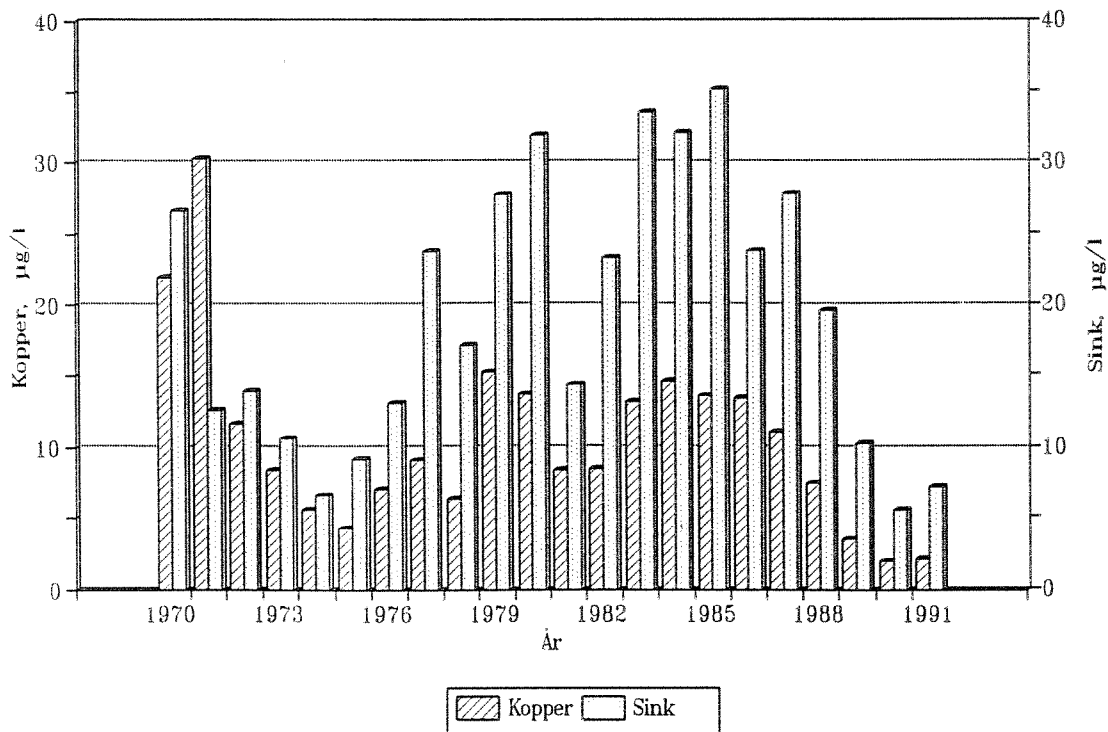
Figur 3.3.5 Analyseresultater fra Huddingselva (H8).
Enkeltverdier - kopper- og sink - konsentrasjon.

Tabell 3.3.1 Tidsveiede årsmiddel for analyseresultater fra Huddingselva (H8).

År	pH	Konduktivitet mS/m	Turbiditet FTU	Susp. tørrest. mg/l	Sulfat mg/l	Jern µg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l
1970	7,08	5,96	1,09		6,15	68,72	21,95	26,69
1971	7,16	4,12	0,44		2,45	46,49	30,38	12,68
1972	7,18	5,52	1,12	0,71	3,50	57,45	11,69	14,04
1973	7,11	4,94	0,86	1,19	5,74	72,61	8,47	10,65
1974	7,20	4,52	0,42	0,89	7,39	42,55	5,57	6,68
1975	7,21	5,24	1,16	0,52	8,00	45,90	4,34	9,23
1976	7,14	5,11	0,55	0,67	6,20	43,93	7,11	13,19
1977	7,17	5,55	0,50	1,00	9,24	41,60	9,13	23,75
1978	7,23	5,55	0,90	2,11	11,11	111,41	6,37	17,14
1979	7,12	6,07	0,88	7,01	11,00	59,37	15,29	27,83
1980	7,13	5,68	0,71	0,62	9,86	65,47	13,75	31,99
1981	7,18	6,08	0,65	0,89	10,06	73,64	8,44	14,45
1982	7,16	6,76	1,00	1,03	11,85	56,17	8,49	23,37
1983	7,14	6,50	1,81	3,13	11,33	161,15	13,20	33,63
1984	7,14	6,19	1,10	0,88	9,81	65,30	14,69	32,20
1985	7,17	6,86	1,04	1,50	13,56	102,79	13,63	35,29
1986	7,23	7,10	1,07	0,81	13,55	124,69	13,52	23,86
1987	7,15	7,13	1,00	1,18	13,93	112,02	11,10	27,85
1988	7,16	7,00	1,05	1,01	14,25	57,87	7,51	19,66
1989	7,10	5,39	1,25	3,46	6,09	96,15	3,51	10,28
1990	7,18	4,56	0,50		4,30	64,88	2,02	5,62
1991	7,16	5,08	0,27		6,51	43,52	2,21	7,23



Figur 3.3.6 Tidsveiet årsmiddel for sulfat - konsentrasjon i Huddingselva (H8).



Figur 3.3.7 Tidsveiede årsmiddel for kopper- og sink-konsentrasjon i Huddingselva (H8).

3.3.3 Analyse av sedimenter og porevann

Ved befaring ved Grong Gruber 4. juli 1989 ble det tatt ut to sedimentpropper fra Huddingsvatnet, østre del. I tillegg ble det tatt med en prøve av fersk avgang etter sink-trinnet i flotasjonen (samlet avgang). Analyseresultater for disse prøvene og porevannet fra sedimentprøvene er samlet i tabell 3.3.6. Ved befaringen ble det også tatt vann fra de fri vannmasser i Huddingsvatn, østre del.

Tabell 3.3.6 Kjemiske analyseresultater for sedimentprøver fra Huddingsvatn.

Prøvetegnelse	Kopper %	Sink %	Jern %	Svovel %
Sediment 1, 17 m	0.1	0.2	27.3	26.6
Sediment 2, 17 m	0.22	0.25	23.5	22.4
Samlet avgang	0.21	0.16	28.1	23.8
	µg/l	µg/l		Sulfat. mg/l
Porevann	30	100		71
Prøve 1, topp				
Porevann	47	100		36
Prøve 2, topp				

Da avgangsdeponeringen startet i Huddingsvatnet i sommeren 1972 viste det seg at utslippet fikk en del virkninger som man på forhånd ikke hadde ventet. Viktige bunndyr (marflo) forsvant gradvis fra vassdraget.

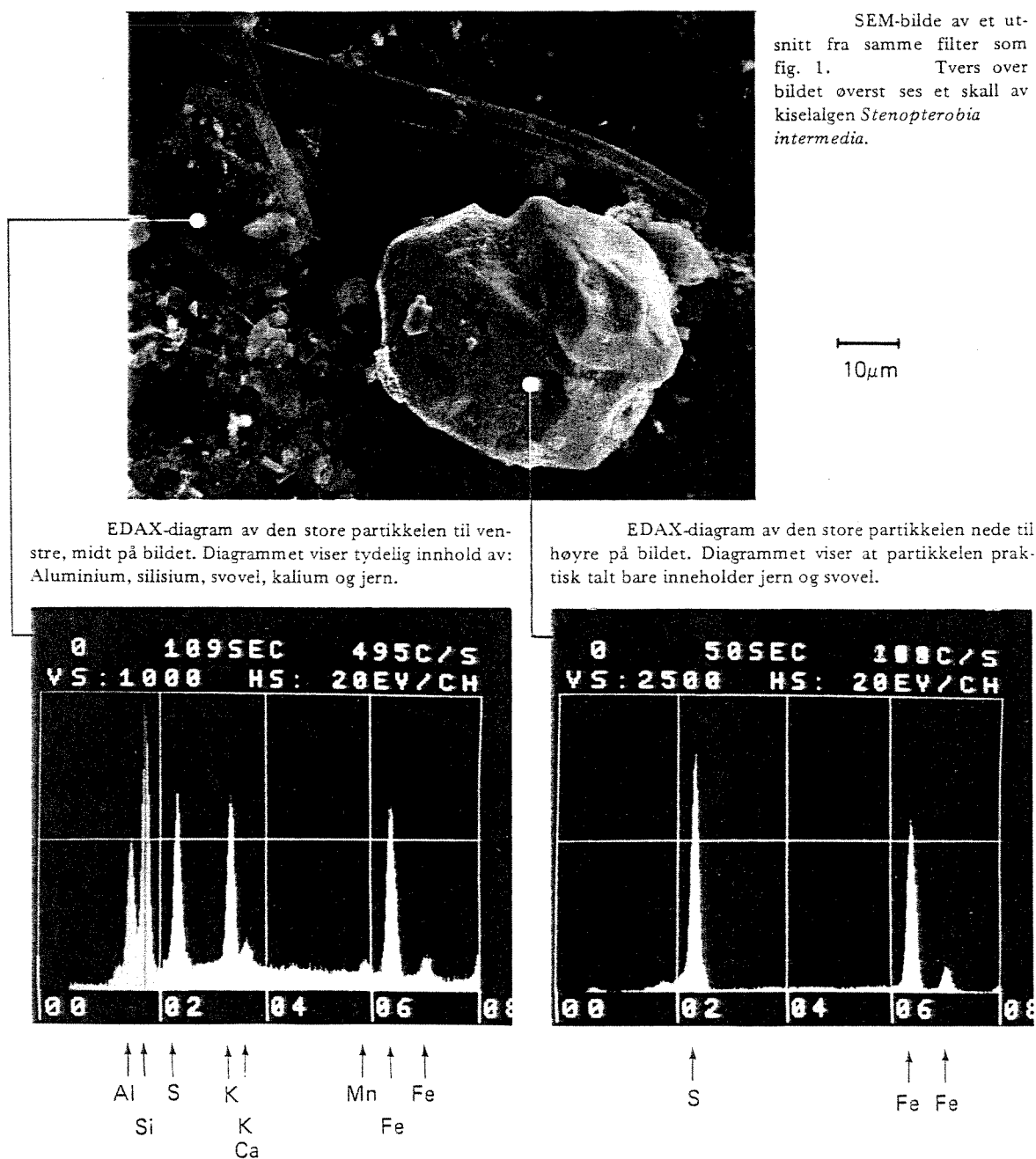
Først skjedde dette lokalt i østre del av innsjøen, etter noen år skjedde dette også i innsjøens vestre del, og i slutten av 80-årene ble det også påvist skader på bunndyr i Vektarbotn mer enn 10 km nedstrøms utslippet. I den første tiden var det vanskelig å påvise særlig transport av avgang i vassdraget, og det var vanskelig å tilbakeføre vannets innhold av partikulært materiale til utslippet fra flotasjonsverket. En metode som viste seg relativt effektiv i denne sammenheng var Scanning Elektron Mikroskopi (SEM) der enkeltpartikler kunne identifiseres og analyseres med "Energi Dispersiv Analysis of X-rays" (EDAX). Det viste seg at relativt store partikler av svovelkis, som vanskelig kunne komme fra andre kilder enn flotasjonsverket, ble påvist i ytre del av Huddingsvatnet 4 - 5 km fra utslippet (Figur 3.3.8). Denne typen analyser ble gjennomført flere år på rad, men etter hvert som lokale tiltak i utslippsområdet ble gjennomført ble det påvist lite avgangspartikler i Ytre Huddingsvatn.

3.3.4 Sammenfatning av resultatene fra Grong Gruber

Avgangsdeponeringen ved Grong Gruber kan i tid deles i to perioder, deponering til innsjø/vassdrag og deponering i dam. Tiltakene som ble gjennomført i Huddingsvatnet i 1989/90 endret den indre delen av Huddingsvatnet fra å være en innsjø med relativt stor vanngjennomstrømning til å bli en "kunstig dam" med liten gjennomstrømning i forhold til arealet.

I og med at transport av avgangspartikler har vært det største problemet i knyttet til avgangsutslippet i Huddingsvassdraget, kan det være av interesse å se nærmere på hvordan dette problemet har utviklet seg.

Som nevnt ble det påvist relativt store avgangspartikler i Ytre Huddingsvatnet de første årene etter at flotasjonsverket ble satt i drift. Årsaken til en såvidt stor transport av så store partikler som da ble



Figur 3.3.8 SEM-bilde som viser to større mineralpartikler på et Nuclepore-filter. De to EDAX-diagrammene viser at partikkelen til høyre stort sett består av jern og svovel i forholdet som i pyritt. Partikkelen til venstre inneholder forholdsvis lite svovel og jern, men først og fremst kalium aluminium og silisium og er muligens en feltspatt- eller leirpartikkel (Arnesen 1976).

funnet ble tilskrevet en flotasjonseffekt på svovelkisparkikkelene. Luft i avløpsledningen og senking av pH i avgangen ved innblanding i innsjøen førte til nesten ideelle forhold for flotasjon av svovelkis som var ca. 60 % av avgangens tørrstoffinnhold. Ved lokale tiltak med avlufting av utslippet, reduksjon av energien i utslippet o.l. ble forholdene forbedret, men skade på bunnfauna og fisket i vassdraget spredte seg likevel gradvis.

I 1988/89 ble det derfor gjennomført et stort arbeid der sundene mellom østre og vestre del av innsjøen ble stengt. Samtidig ble de største tilløpene, Renseelva og Orvasselva, ført utenom hovedvannmassene i området der avgangen slippes ut.

Det har vært vanskelig å kvantifisere den mengde avgang som har vært transportert i vassdraget først og fremst fordi målemetodene ikke er tilstrekkelig nøyaktige. Data til nå kan likevel tyde på at det har vært en nedgang i partikkeltransporten.

Det er gjort flere forsøk på å fastslå andelen av partikulært bundet tungmetall i tidligere års undersøkelser. Alle disse undersøkelsene har tydet på at praktisk talt alt det påviste tungmetallinnholdet har foreligget oppløst. De lave analyseresultatene for tungmetaller i vassdraget etter at arbeidene i 1988/89 var gjennomført, tyder imidlertid på at en betydelig andel var bundet til partikler. Eksisterende metoder for å bestemme tilstandsformen for metaller i lave konsentrasjoner er imidlertid usikre og arbeidskrevende. Det er behov for videre arbeid med slike metoder.

Feltundersøkelsene i Huddingsvassdraget tyder på at avgangsdeponeringen har hatt liten innvirkning på den kjemiske vannkvaliteten i vassdraget. Analysene av porevann fra sedimentene fra Huddingsvatn viser også lavt innhold av tungmetaller.

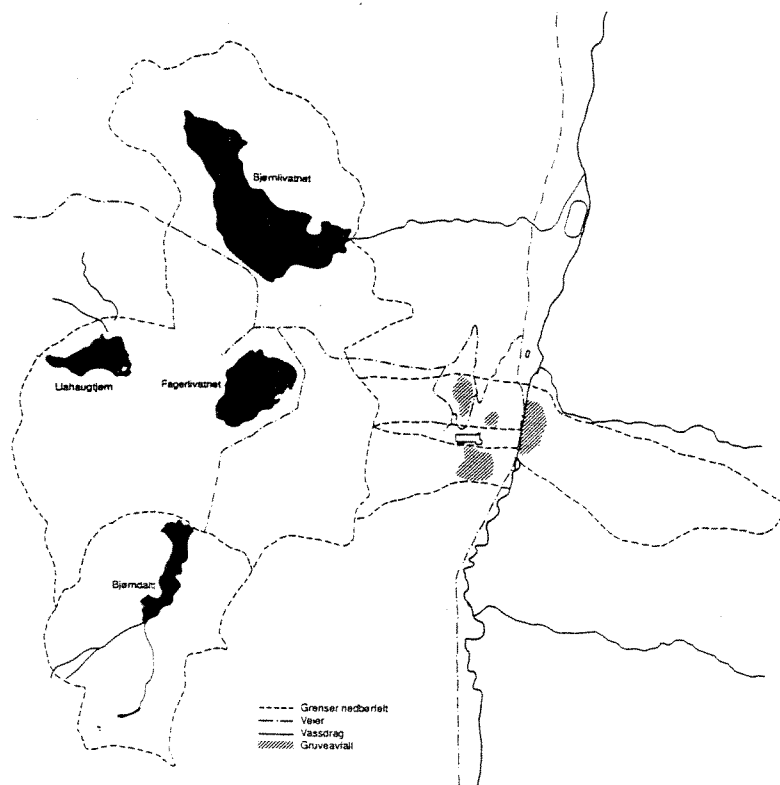
3.4 Løkken Gruber

3.4.1 Beliggenhet - praktiske forhold

Løkken gruber ligger i Meldalen kommune i Sør-Trøndelag (Figur 3.4.1). Hovedresipient er Orkla, som tilføres avrenningen fra Løkken-området gjennom Raubekken. I dag blandes vannet fra Raubekken inn i hovedstrømmen av vann som går til Svorkmo kraftverk.

Driften i Løkken startet i 1654 og gruva ble frem til 1844 drevet kopper, med røsting og smelting av koppermalm. I 1851 ble driften omlagt til kisdrift der kisen som ble eksportert, først og fremst var råstoff for svovelsyreproduksjon. I 1909 skjedde igjen en ny stor omlegging, der ny teknologi og nye prosesser medførte en betydelig økning av produksjonen. I perioden 1909-74 ble forskjellige oppredningsteknikker og videreforedlingsprosesser benyttet. Fra 1974 og frem til nedleggelsen i 1987 ble råmalmen oppredet ved selektiv flotasjon av kopper- og sinkkonsentrat, mens den svovelkisholdige avgangen ble deponert i dammen i Bjonndalen. Årlig ble det i denne tiden deponert ca. 250 000 tonn, tilsammen 3,25 mill. avgang tonn med en midlere sammensetning på 36.3% S, 0,24 % Cu og 0,32 % Zn. Arealet av avgangsdammen i Bjonndalen er 0,043 km², og dammens samlede nedbørfelt har et areal på 0,68 km². Forurensningssituasjonen i Løkken er meget komplisert og denne rapporten vil ikke omtale situasjonen i Løkken ut over det som angår deponering av avgang under vann. En NIVA-rapport fra 1990 (Øren *et al.* 1990) konkluderer med at avgangsdeponiet i Bjonndalen bare bidrar med ca 45 kg kopper og 250 kg sink pr. år eller mindre enn 0,5 % av de samlede forurensningene fra Løkken-området.

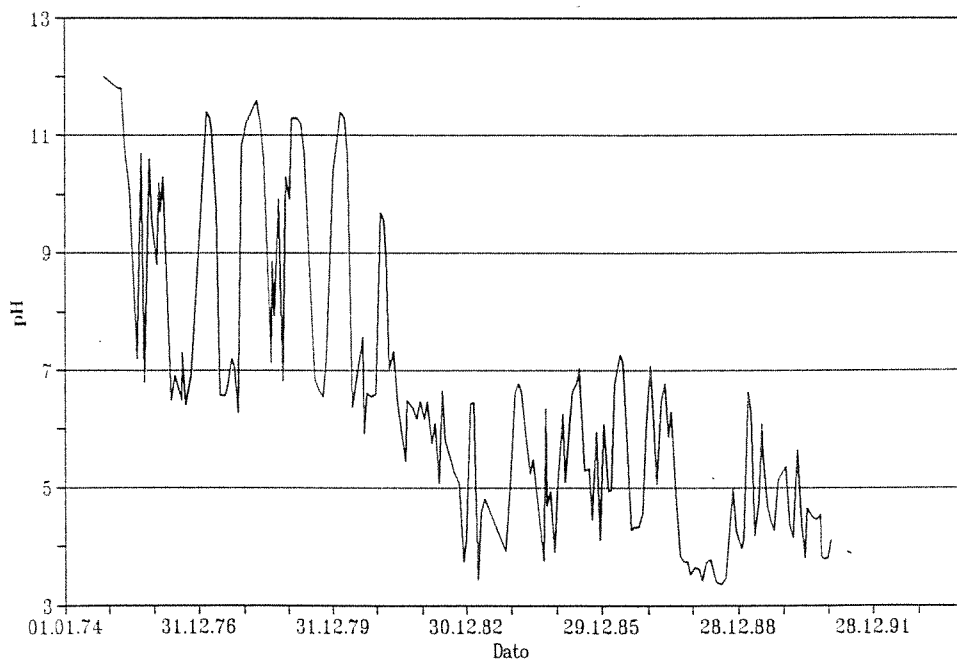
En vurdering av forholdene i avgangsdammen i Bjonndalen har imidlertid spesielt stor interesse, fordi det er det eneste undervannsdeponi i Norge med høyt innhold av sulfidmineraler der vannet og avgangen ikke påvirkes av andre forurensninger.



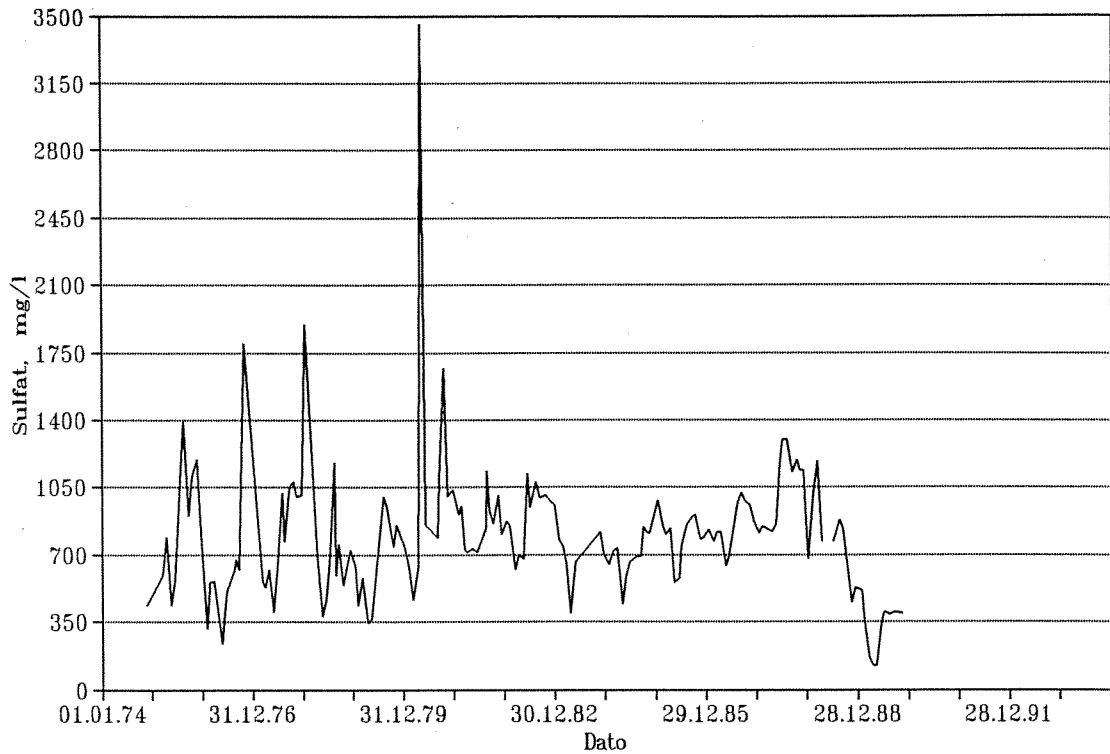
Figur 3.4.1 Kartskisse over Løkken-området med avgangsdeponi og resipientssystem

3.4.2 Analysedata fra Løkken

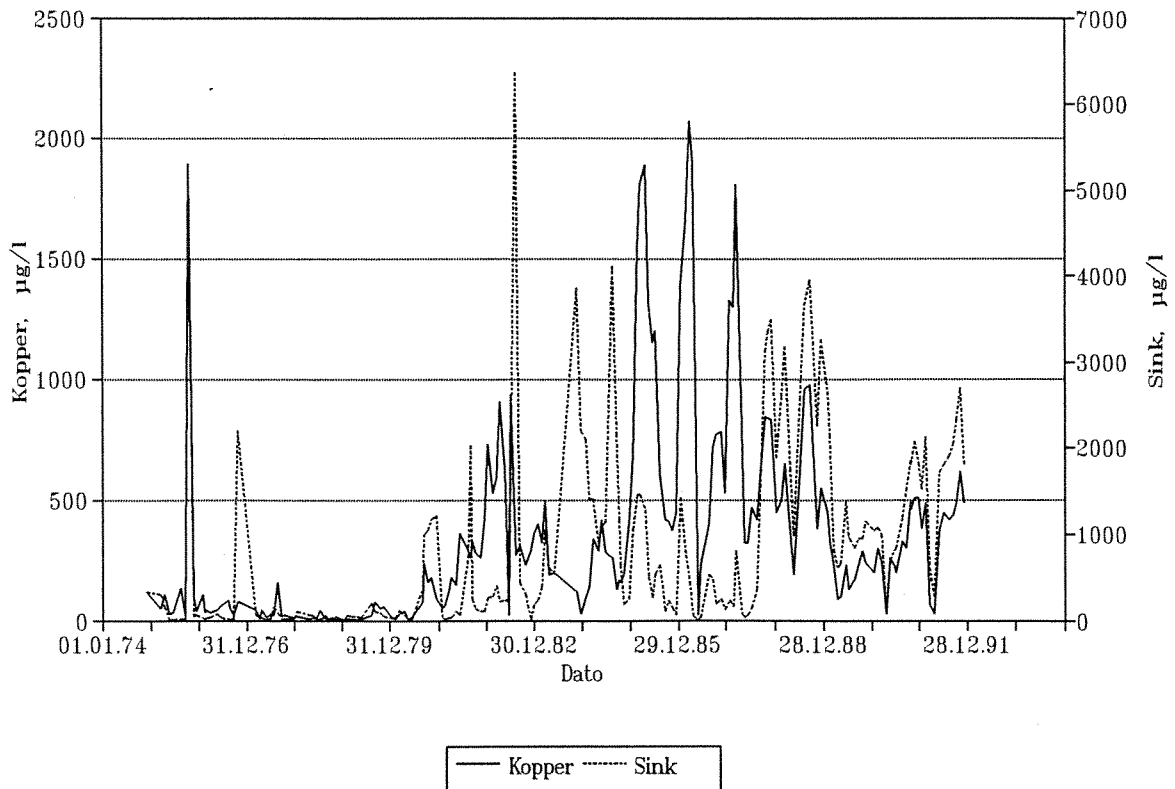
NIVA har drevet kontrollundersøkelser i Løkkenområdet siden 1975. Alle data fra dette arbeidet finnes i en rekke rapporter, som er listet i kapittel 8.5. Analysedata fra Bjørndalsdammen er framstilt grafisk i figurene 3.4.2 -3.4.6 og tidsveiede årlige middeler verdier er samlet i tabell 3.4.1



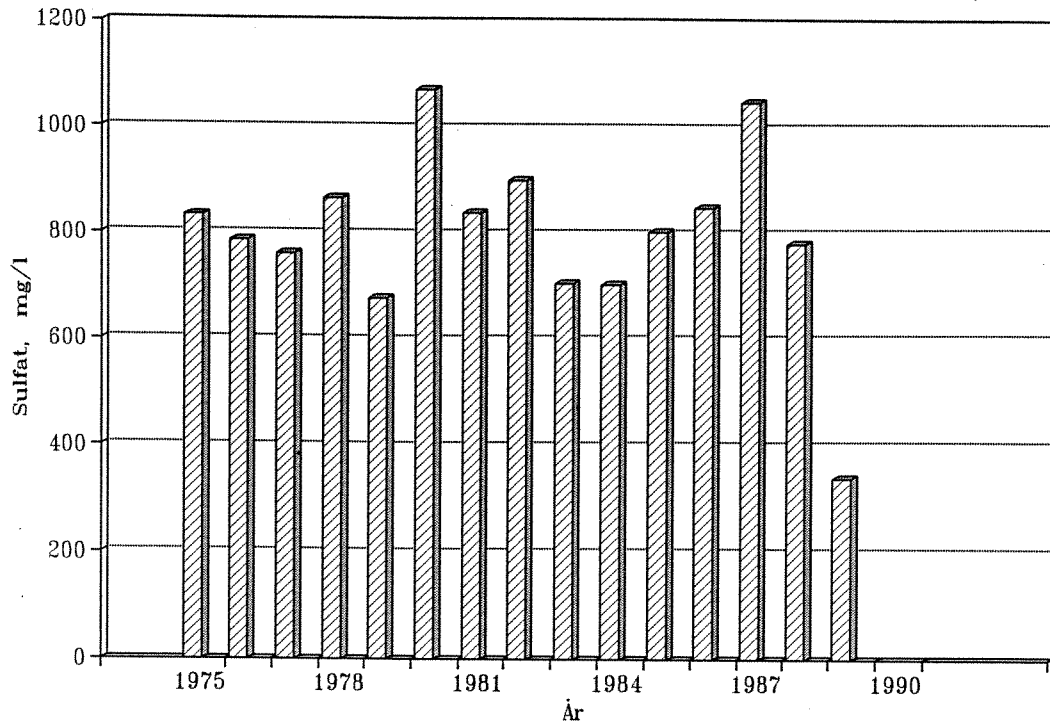
Figur 3.4.2 Analyseresultater fra utløp av avgangsdammen i Bjørndalen. Enkeltverdier - pH.



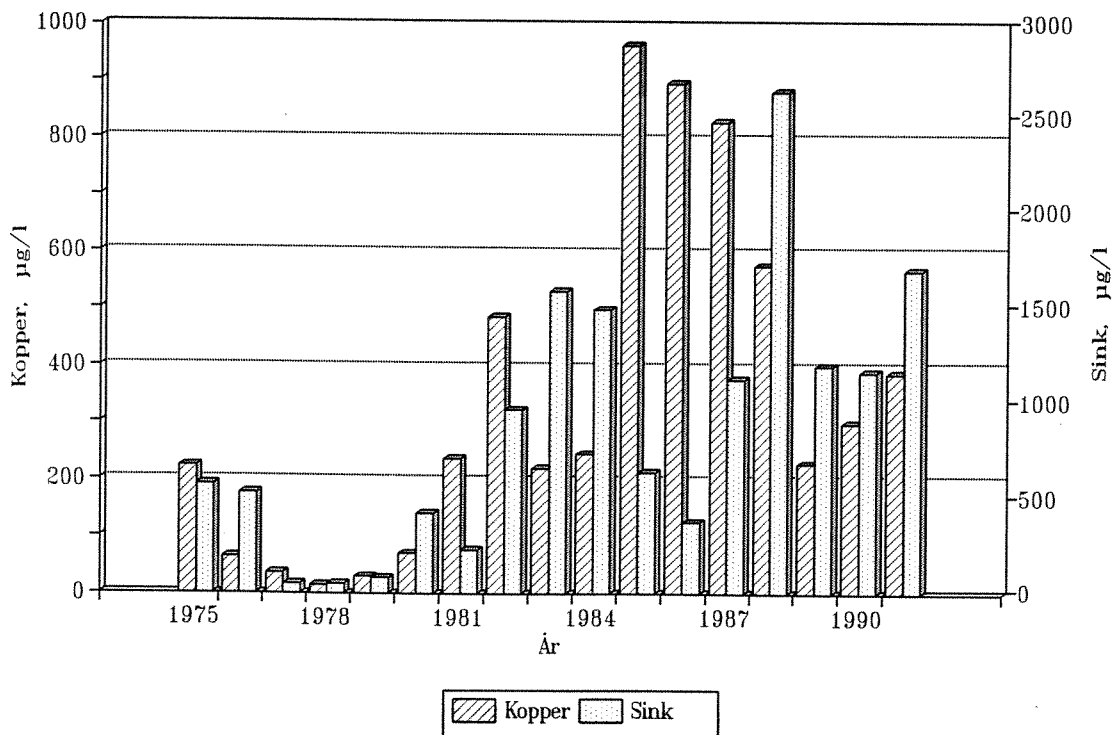
Figur 3.4.3 Analyseresultater fra utløp av avgangsdam - Bjønndalen.
Enkelverdier - sulfat-konsentrasjoner.



Figur 3.4.4 Analyseresultater fra utløp avgangsdam - Bjønndalen.
Enkelverdier - kopper- og sink-konsentrasjoner.



Figur 3.4.5 Analyseresultater fra utløp av avgangsdam - Bjønndalen.
Tidsveiede årsmiddel for sulfat - konsentrasjoner.



Figur 3.4.6 Analyseresultater fra utløp avgangsdam - Bjønndalen.
Tidsveiede årsmiddel for kopper- og sink - konsentrasjoner.

Tabell 3.4.1 Tidsveiede årlige middelverdier. Overløp avgangsdam, Løkken

År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Sulfat mg/l	Jern µg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l
1975	10.1	244	5.0	834	289	224	572
1976	7.6	179	3.9	786	324	62	531
1977	8.9	223	2.0	763	239	36	46
1978	9.9	201	4.3	866	248	14	46
1979	8.8	171	7.9	677	299	29	79
1980	8.4	190	6.9	1071	771	69	420
1981	7.1	187	6.4	840	703	236	225
1982	5.5	206	4.4	902	1578	485	966
1983	4.8	159	1.7	704	794	221	1589
1984	5.4	148	2.6	702	745	245	1494
1985	5.6	171	4.1	802	773	963	637
1986	5.5	194	2.4	849	298	895	375
1987	5.3	192	3.4	1048	2311	828	1129
1988	3.8	134	4.3	781	5713	574	2645
1989	5.0	69	42.1	339	498	228	1199
1990	4.5					299	1169
1991	3.9	47			756	387	1701

3.4.3 Analyse av sedimenter og porevann

Våren og sommeren 1989 ble det tatt prøver av avgangen fra tre forskjellige lokaliteter i deponiet på Løkken. Prøvene ble tatt med en sediment-corer med en diameter på 6,0 cm. Prøvene ble dels brukt til såkalte rørforsøk som omtalt i kapittel 4.1. Dessuten ble faststoff og porevann fra de øverste 5 cm av sedimentkjernen analysert på tungmetaller og sulfat. Vannet ble skilt fra fast materiale ved sentrifugering. Resultatene er gjengitt i tabell 3.4.2. I denne tabellen er også resultatet av faststoff-analysene for de samme prøvene vist.

I juli ble det også tatt prøver av porevannet i sedimentet i avgangsdammen ved hjelp av en BAT grunnvannsprøvetaker (Jfr. Kap. 1.3), som kan brukes til å trekke vannet ut av avgangen på stedet (in situ). Resultatene er gjengitt i tabell 3.4.3.

Tabell 3.4.2 Analyse av sedimentprøver fra avgangsdam - Løkken.
Vann gjelder porevann fra tilsvarende sedimentpropp.

Prøve	Fast Stoff				Vann		
	Cu %	Zn %	Fe %	S %	Cu µg/l	Zn µg/l	SO ₄ mg/l
Løkken, mai -89	0.22	0.37	36.8	38.1	108	3240	967
Løkken-1	0.21	0.28	32.9	41.0	91	700	940
Løkken-2	0.26	0.51	32.5	33.9	1100	200	360

Tabell 3.4.3 Analyse av porevann fra avgangsdammen i Løkken. Prøver er tatt "in situ" med BAT-grunnvannsprøvetaker (kap. 1.3).
Antall cm angir avstand under sedimentoverflate.

Prøve	Kopper µg Cu/l	Sink µg Zn/l	Jern µg Fe/l	Sulfat mg SO ₄
Løkken-1, 70 cm	130	9000	2370	900
Løkken-2, 20 cm	17.6	440	400	1200

3.4.4 Sammenfatning av resultatene fra Løkken.

Avgangsdammen i Bjonndalen er enestående for norske forhold, fordi det er det eneste deponi som er konstruert og bygget for å ta imot og lagre avgang med høyt innhold av svovel. Det er plassert slik at nedbørfeltet er minst mulig og derfor er tilrenningen meget liten. Tilførsel av annen forurensning bortsett fra luftbåren forekommer ikke.

Fordi avgangsdeponering under vann er lite praktisert i andre land er det grunn til å tro at deponiet i Bjonndalen er enestående i verden for å belyse langsiktige virkninger av denne deponeringsformen.

Avrenningen fra deponiet er til idag relativt godt beskrevet. De prosesser som foregår i sedimentet og i grensesonen mellom vann og sediment er derimot mindre undersøkt.

Avløpsvannet fra Bjonndalsdeponiet er relativt surt, til dels under pH 4 og den inneholder en del tungmetaller. Det er som ventet sink som har de største konsentrasjonene men det er også noe forhøyede kopperverdier. Det er foreløpig vanskelig å forutsi utviklingen i deponiet i detalj. Det er grunn til å vente at konsentrasjonene vil gå ned når tilgjengelig metall i overflaten av avgangen er vasket ut. Det skjer imidlertid langsomt, og utviklingen over tid kan vanskelig beregnes uten nærmere undersøkelser og modellberegninger.

Det er gjort laboratorieforsøk med avgang fra Bjonndalsdammen (kapittel 4.1). Utløsningen av metaller i disse forsøkene var ikke spesielt høy, og pH-endringen var ikke entydig. De forhold som idag finnes i avgangsdeponiet i Løkken kan skyldes forhold som oppsto ved avgangsdeponeringen. Det er f.eks. mulig at porevannet inneholder relativt store mengder thiosulfat som lett oksideres og derved gir lav pH. Det har ikke vært mulig å undersøke dette nærmere hittil.

Foreløpige laboratorieforsøk (Jfr. Kap. 4) tydet på at avgangen fra Løkken avga omkring 5 mg sink pr. m² og døgn. Det tilsvarer et utslipp på mindre enn 100 kg i året. De langsiktige utslippene - 20 år - kan forventes å bli av den størrelsen, men uten et mer grunnleggende teoretisk arbeid er usikkerheten ved et slikt anslag bli stor.

Ut fra målinger i vassdrag kan metalltransporten fra avgangsdeponiet i Løkken anslås til < 50 kg kopper og 250 kg sink pr. år. Dette er likevel lite i forhold til metalltransporten som måtte forventes fra en avgang som ikke var dekket av vann. I forhold til de øvrige forurensningskildene i området utgjør denne transporten mindre enn 2 %. Det er derfor foreløpig lite å vinne forurensningsmessig ved å bruke ressurser på å redusere metallforurensningen fra Bjonndalsdammen i forhold til å anvende dem på andre kilder i Løkken.

Dersom en vil gjennomføre noen form for tiltak er kalking neppe hensiktsmessig. Dersom den forsuring og den metalltransport som observeres nå skyldes thiosulfat i porevannet, kan kalking føre til at det bare oppnås en utsettelse av problemene. En omhyggelig oppfølging av avrenningen med kjemiske analyser vil påvise behov for tiltak i god tid, fordi vannmengdene er så små.

Et mulig tiltak ved slike avgangsdeponier kan være tildekning med et inert materiale. Dette er nærmere omtalt i den sammenfattende diskusjonen i kapittel 6.3.

3.5 Bleikvassli

3.5.1 Beliggenhet - Praktiske forhold

Bleikvassli gruber ligger i Hemnes kommune i Nordland fylke. En kartskisse over området rundt gruva med aktuelle resipienter finnes i figur 3.5.1. Malmforekomsten ble funnet i 1917, men først i 1947 ble det satt i gang prøvedrift. Det nåværende flotasjonsanlegget sto ferdig i juni 1957.

Det finnes to ulike typer malm i gruva:

- a) Svovelrik malm med sinkblende, blyglans, magnetkis og kopperkis.
- b) Magnetkisrik malm med sinkblende, blyglans, kopperkis og lite eller ingen svovelkis. Denne malmen er betydelig mer kopperrik enn den svovelkisrike.

I første del av 50-årene ble gruva drevet med en beskjeden årsproduksjon - ca. 12.000 tonn råmalm i 1950. Oppredningen foregikk ved Bergverkselskapet Nord-Norge (BNN, Andfiskåga nær Mo i Rana).

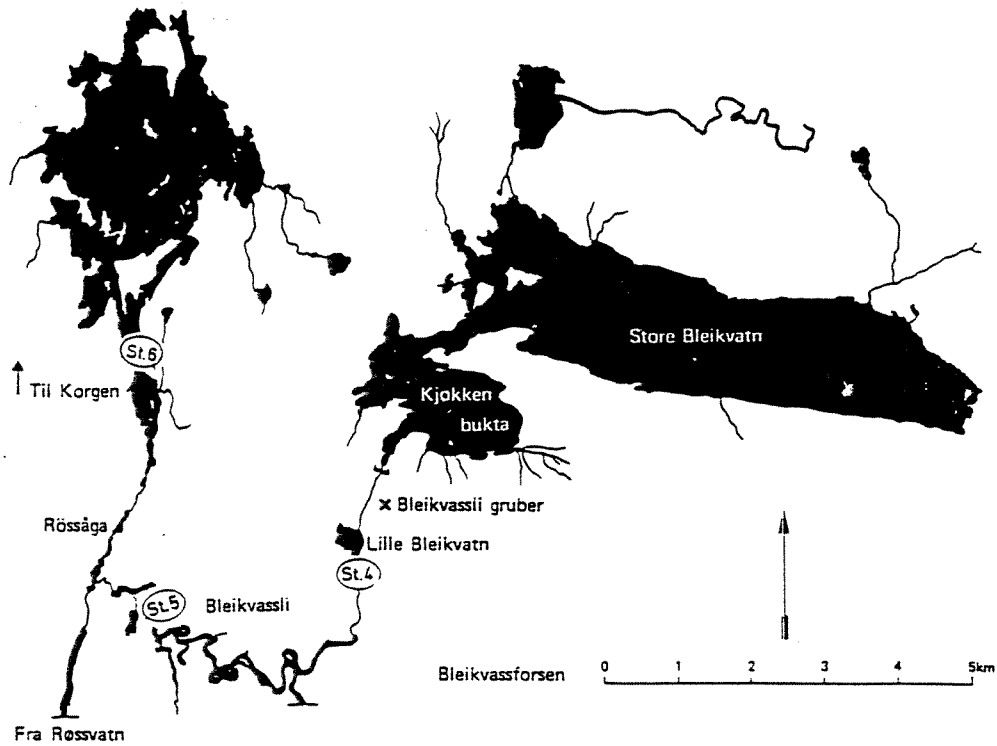
Den planlagte produksjonen var ved start av normal drift ca. 100.000 tonn råmalm pr. år, med sammensetning: ca. 5,5 % Zn, ca. 3,0 % Pb og ca. 22 % S. Det skulle produseres svovelkis og avgangsmengden ble anslått til ca. 50.000 tonn pr. år. Fram til februar 1984 deponerte Bleikvassli Gruber avgangen fra flotasjonsverket i Lille Bleikevatn. For å bedre kontrollen med utslippet ble det bygget en dam i Lille Bleikevatn, og den nordlige delen av innsjøen er fylt med avgang.

I forbindelse med regulering av Store Bleikevatn ble det bygget et flomoverløp fra Kjøkkenbukta i Store Bleikevatn til Lille Bleikevatn. I den sammenheng ble det laget en kanal gjennom avgangsdeponiet. Derfor er avløpsforholdene i Bleikvassli meget kompliserte og det er ikke mulig å finne en vannstrøm som utelukkende transporterer forurensning som er generert i det gamle avgangsdeponiet. Dreinsvann fra gruveområdet med dagbrudd og områder med avfallsmasser bidrar også til totalavløpet.

Etter en tid ble det gamle avgangsdeponiet overfylt, og det ble nødvendig å se etter andre deponeringsmuligheter. Fra februar 1984 er flotasjonsavgangen fra Bleikvassli gruber deponert i Kjøkkenbukta, en vik "avstengt" med grunne naturlige terskler i Store Bleikevatn.

Fra før denne deponeringen startet, har NIVA drevet overvåking av utslippsområdet og resipientene nedstrøms de ulike forurensningskildene i området. Avgangen blandes før utslippet med surt, tungmetallholdig gruvevann. Den tidligere tilbakefylling av syklonert avgang til gruva sluttet da utslippet ble overført til Kjøkkenbukta. Før avgangen slippes ut blandes den med surt gruvevann, som forutsettes å bli nøytralisert av avgangens kalkinnhold.

Produksjonsforhold og avgangsmengde har variert noe over tid, og tabell 3.5.1 viser noen eksempler på omtrentlige årlige mengder råmalm og avgang.



Figur 3.5.1 Kartskisse over Bleikvassli-området med resipienter for avgang og avløpsvann.

Tabell 3.5.1 Gjennomsnittlig uttak av råmalm og utslipp av avgang ved Bleikvassli Gruber

År	Råmalm tonn/år	Avgang tonn/år
1982/83	165,000	148,000
1987	185,000	166,000
1989	176,000	158,000

Tabell 3.5.2 Bleikvassli gruber, Sammensetning av avgang tatt i flotasjonsverket i november 1982.

Komponent	Innhold %
Jern	13.6
Svovel	16.4
Kopper	0.034
Sink	0.29
Bly	0.12

En prøve av avgangen ble tatt ut i november 1982 for nærmere analyser. Sikteanalyser viste at det var 15 - 20 % faststoff med partikkeldiameter < 4 µm. En stor del av det øvrige var relativt grovt materiale. Kjemisk oppslutning av prøven med Lunges væske ga analyseresultater som vist i tabell 3.5.2.

Tabell 3.5.3 Årlige tidsveiede middelveier for analyseresultater fra utløp av Lille Bleikevatn, Bleikvassli.

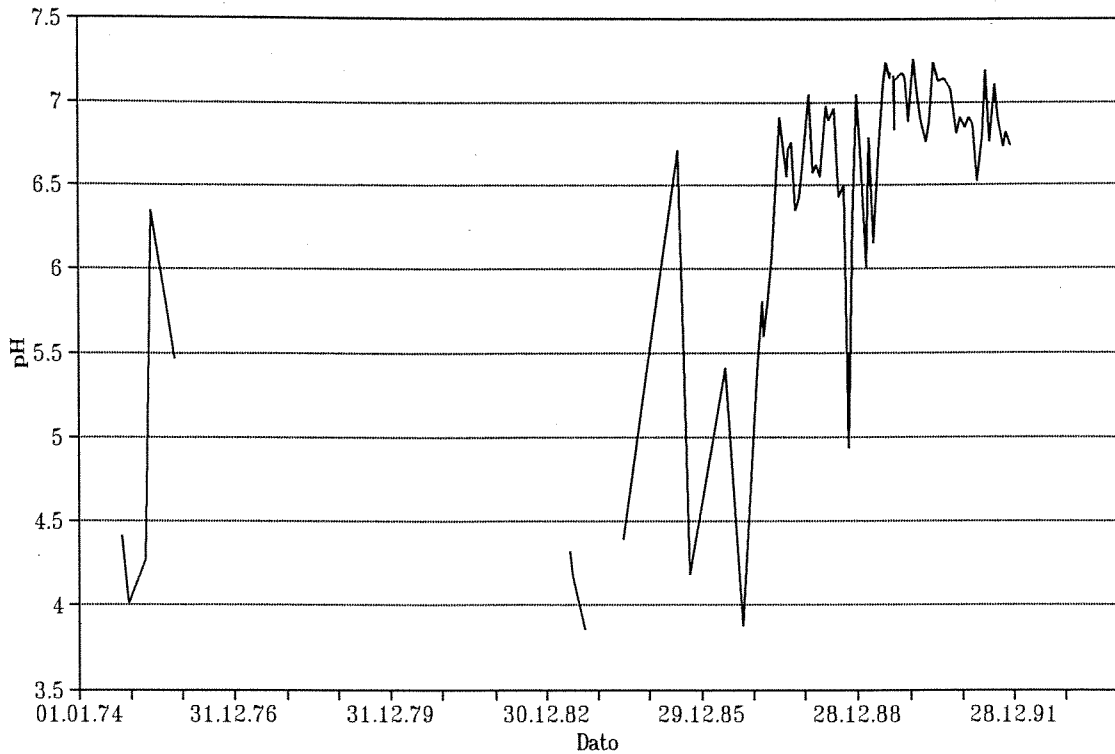
År	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Sulfat mg/l	Jern µg/l	Kop- per µg/l	Bly µg/l	Sink mg/l
1974 ¹	4.21	51.3	3.45	220	4050	3.3	130	7.2
1975 ¹	5.36	32.6	10.2	143.3	3700	7.7	32	4.9
1978 ¹					4400	12.0	31	3.5
1982 ¹	4.98	34.4		128.0	860	44.0	64	5.8
1983	4.12	33.6	2.45	148.3	2655	43.0	307	3.8
1984	4.98	34.4		128.0	860	44.0	64	5.8
1985	5.45	26.8	4.5	108.5	675	99.5	102	4.3
1986	4.55	34.0	2.45	138.2	1758	43.5	185	4.8
1987	6.25	27.1		106.3	708	60.6	62	3.2
1988	6.69	28.9		110.0	638	21.9	11	2.6
1989	6.66	17.7		56.8	898	3.4	21	0.4
1990	7.02	17.0		41.8	446	11.3	12	1.1
1991	6.82	19.2		55.8	541	16.3	10	1.5

¹ Lite datagrunnlag, aritmetiske middelveier

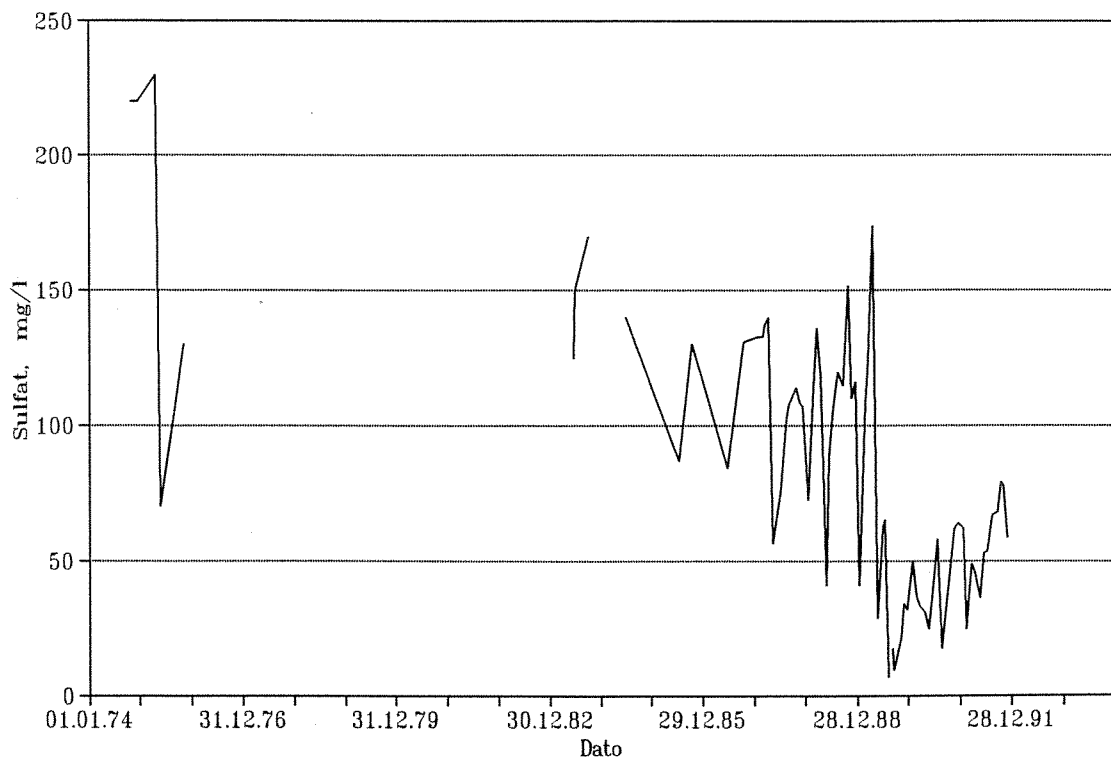
3.5.2 Kjemiske analyseresultater fra Bleikvassli

Utslipp- og avrenningsforhold er som nevnt kompliserte i Bleikvassli. Det finnes to fullstendig adskilte avgangsdeponier og i gruveområdet finnes gammel avgang som er spredt ved uhell, velter, et dagbrudd samt svovelholdige fyllmasser, som er spredt over et større område. I tillegg kommer at den gamle avgangsdammen er gjennomskåret av et flomløp fra Store Bleikevatn. Demningen som skiller deponiet fra resten av Lille Bleikevatn har bare delvis vært tett, og det samme gjelder antakelig jeteen som skiller avgangen fra flomløpet. Avgang er antakelig spredt i flere områder utenfor det egentlige deponiet i Lille Bleikevatn. I de foreliggende data har det derfor vært vanskelig å vurdere avrenningen fra avgangsdeponiet isolert fra de øvrige tilførsleene. I tabell 3.5.3 er analyseresultater fra utløp Lille Bleikevatn samlet. Figurene 3.5.2 - 3.5.8 viser enkeltresultater og tidsveiede middelveier fra samme sted.

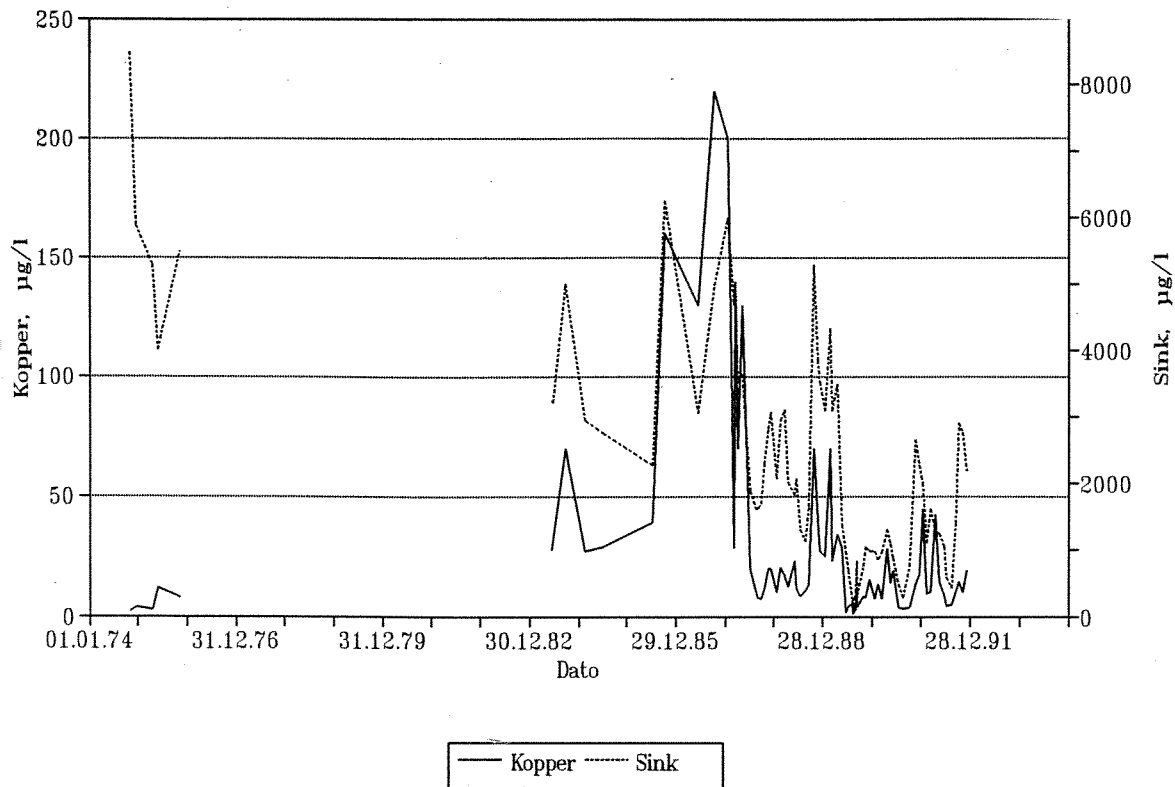
Alle data fra NIVA's arbeid i Bleikvassli er samlet i en rekke rapporter som er listet i kapittel 8.6.



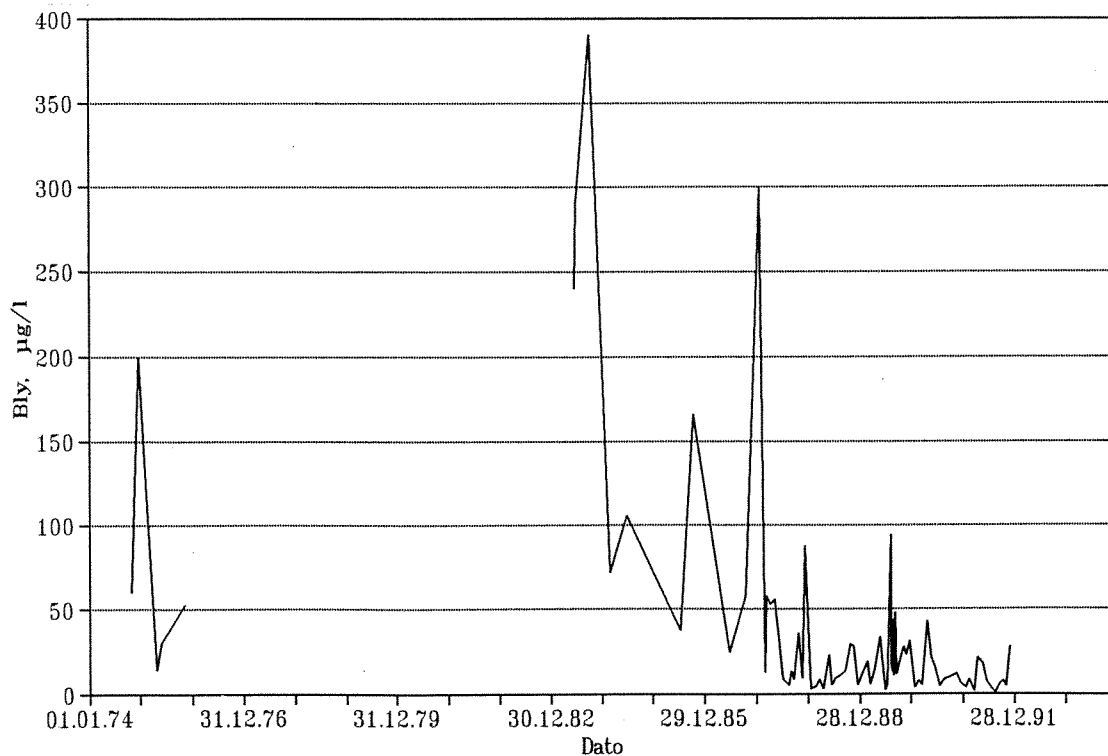
Figur 3.5.2 Analyseresultater fra utløp av Lille Bleikevatn.
Enkeltverdier - pH.



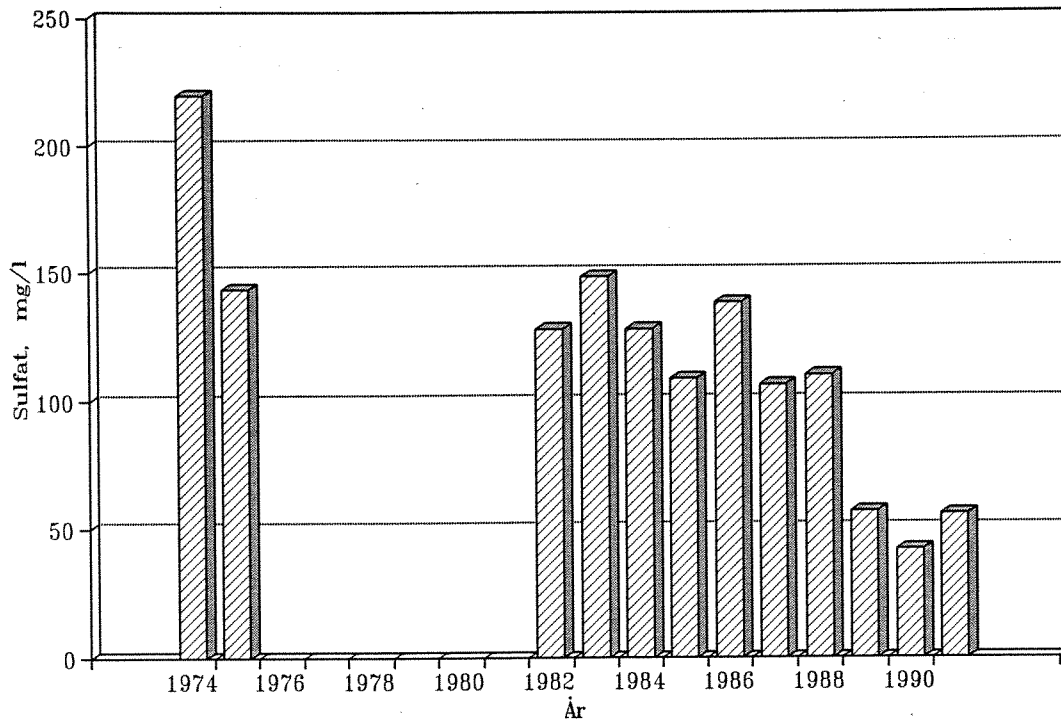
Figur 3.5.3 Analyseresultater fra utløp av Lille Bleikevatn.
Enkeltverdier - sulfat-konsentrasjoner.



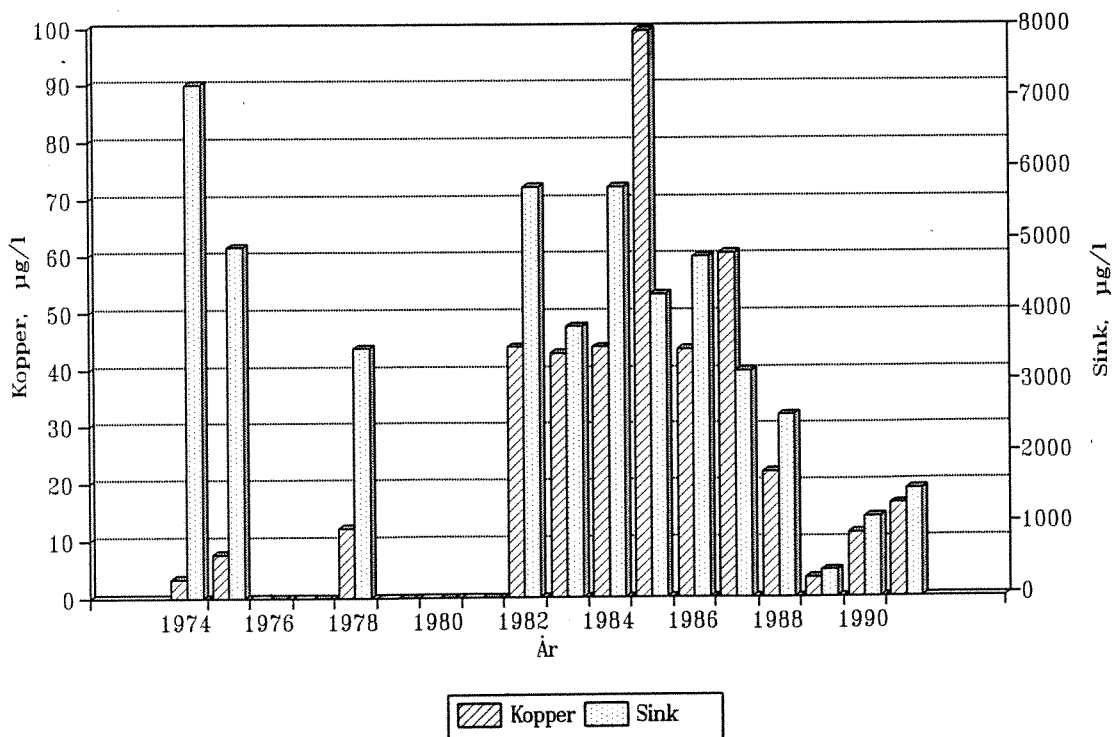
Figur 3.5.4 Analyseresultater fra utløp av Lille Bleikevatn.
Enkeltverdier - kopper- og sink-konsentrasjoner



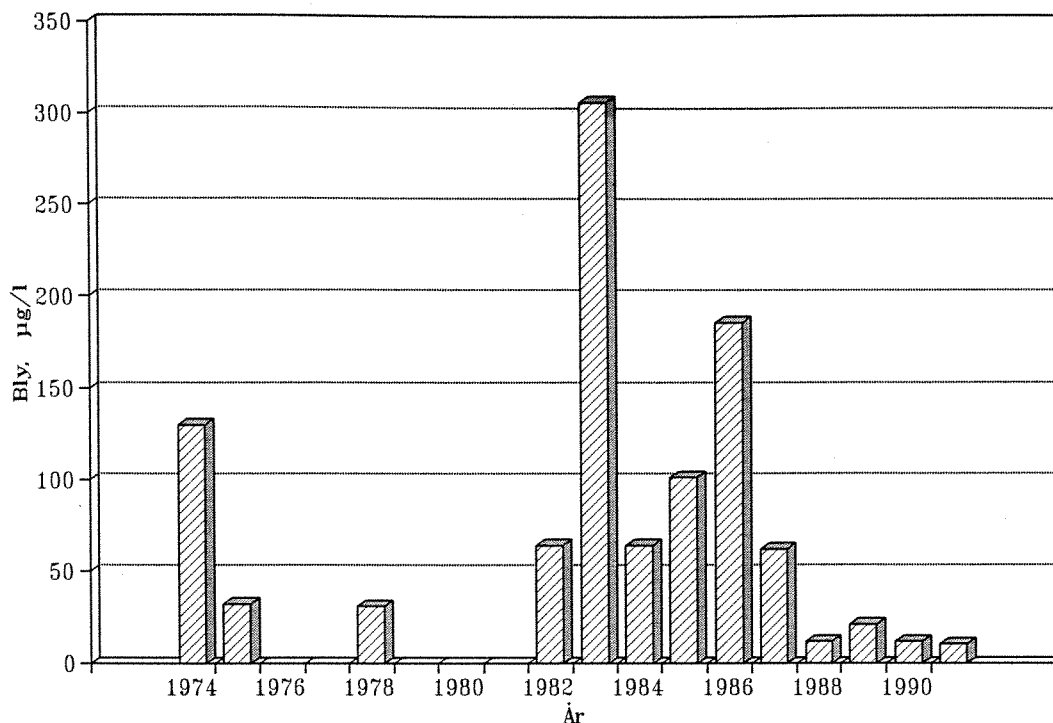
Figur 3.5.5 Analyseresultater fra utløp av Lille Bleikevatn.
Enkeltresultater - bly-konsentrasjoner.



Figur 3.5.6 Analyseresultater fra utløp av Lille Bleikevatn.
Tidsveiede årsmiddel av sulfat-konsentrasjoner.



Figur 3.5.7 Analyseresultater fra utløp av Lille Bleikevatn.
Tidsveiede årsmiddel av kopper- og sink-konsentrasjoner.



Figur 3.5.8 Analyseresultater fra utløp av Lille Bleikevatn.
Tidsveiede årsmiddel av bly-konsentrasjoner.

Analysedata fra utløp Lille Bleikevatn inkluderer samtlige forurensningskilder, unntatt det eksisterende utslipp av avgang, som også inneholder gruvevannet. I årene 1974 - 82 er datagrunnlaget svakt, men fra 1983 har det vært en regelmessig oppfølging av forholdene. Det fremgår at pH til tider har vært relativt lav, og tungmetallinnholdet, særlig sink har vært høyt. Dette skyldes ikke bare den deponerte avgangen i Lille Bleikevatn. Men i dette deponiet var det lenge en del avgang som lå over vannflaten og antakelig bidro dette deponiet da med betydelig mer tungmetaller i forhold til sin størrelse enn et tilsvarende undervannsdeponi. Senere er denne avgangen brakt under vann.

Tabell 3.5.4 Analyseresultater for lekkasjevann fra avgangsdam i Lille Bleikevatn, Bleikvassli

Dato	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Alu- minium µg/l	Bly µg/l	Jern µg/l	Kadmium µg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l
21.9.88	4.84	48.6	290	5280	20	3920	6	70	4130
11.9.91	6.33	41.2	168		2.2	850	6.5	42.1	3090

Det er tatt to prøver av lekkasjevann fra dammen som skiller avgangsdeponiet fra resten av Lille Bleikevatn. Vannføringen gjennom dammen er det vanskelig å anslå, men den er liten i forhold til vannføringen i utløpet av Lille Bleikevatn. Ut fra vannets overhøyde i deponiet og avgangens og dammaterialets kornfordelingskurver kan antakelig vannmengdene som går gjennom dammen anslås. Analyseresultatene for de to prøvene er samlet i tabell 3.5.4

I tabell 3.5.5 er det samlet data for to porevannsprøver som er tatt ut ved sentrifugering av de øverste 5 cm av sedimentprøver fra dette deponiet.

Tabell 3.5.5 Analyseresultater for porevann fra det gamle avgangsdeponiet i Bleikvassli. Prøvene er tatt ved sentrifugering av de øvre 5 cm av to separate sedimentpropper.

Prøve	Sulfat mg/l	Kopper µg/l	Sink mg/l	Jern mg/l
Bleikvassli 1B	200	4.4	1.25	19.4
Bleikvassli 2B	69	90	8.40	27.5

I 1982 mens avgangsdeponeringen fortsatt foregikk til Lille Bleikevatn gjennomførte NIVA et forsøk i samarbeid med Oppredningslaboratoriet, NTH, for å se på virkningen av å blande "fersk" avgang med gruvevannet i Bleikvassli. Den kompliserte avrenningssituasjonen i området førte til at det ble vanskelig å tolke resultatene (Ljøkjell *et al.* 1983).

Den deponeringen som foregår i Kjøkkenbukta er mer oversiktlig. Her foregår kun en deponering av samlet avgang tilblandet gruvevann. Andre forurensninger tilføres praktisk talt ikke.

I tabell 3.5.2 er analyser av avgang fra flotasjonsverket i november 1982 listet. Resultatene gjelder tørrstoffet i avgangen. I og med at svovelkis ikke floterer ut i Bleikvassli er det et høyt svovelinnhold i denne avgangen.

Utslipet til Kjøkkenbukta har spesiell interesse i denne sammenhengen, fordi utslippet skjer til en innsjø som på forhånd var praktisk talt uforurenset. Siden 1983 har NIVA gjort undersøkelser i området, dels med overvåking av vannkvalitet, dels ved undersøkelse av sedimenter. Disse undersøkelsene har foregått både ved uttak av sedimentprøver og ved analyse av materiale som er fanget opp i sedimentfeller i Store Bleikevatn (Jfr. Kap. 1.3)

Analysemetodene for sedimentene gjør det ikke mulig å avgjøre om metallene er bundet til de opprinnelige sulfidmineralene, eller om de transporteres i løst form. I og med at avgangen er tilblandet gruvevann, er det ikke uten videre gitt hva som hender i utslippsonen.

En serie prøver tatt i Store Bleikevatn og Kjøkkenbukta i november 1985 viste høye metallkonsentrasjoner. (Tabell 3.5.4). Det har stor interesse å avgjøre om dette skyldes transport av partikulært materiale, eller om det dreier seg om oppløste metaller. For å belyse dette spørsmålet ble prøver fra store Bleikevatn og Kjøkkenbukta tatt i 1985, dialysebehandlet (Arnesen *et al.* 1988)(Jfr Kap. 1.3) og analysert før og etter behandlingen. I tabell 3.5.6 er resultatene av disse forsøkene listet.

De fleste prøvene synes å inneholde nesten bare oppløste metaller, og ingen steder ble det funnet at mer enn 25 % av totalinnholdet var bundet til partikler større enn 4 nm. I flertallet av prøvene forelå tungmetallene i oppløst form.

Disse resultatene gjør det usikkert hvordan transporten av metaller fra avgangsutslippet foregår. Resultatene kan tyde på en utløsning av metaller som igjen knyttes til partikler lengre ut i innsjøen. Ved en slik mekanisme kan det være enklere å forklare den relativt store transporten av metaller man kan finne i enkelte vassdrag med avgangsutslipp.

Det tilgjengelige datamaterialet er ikke tilstrekkelig til å avgjøre dette spørsmålet, men en avklaring vil ha stor interesse.

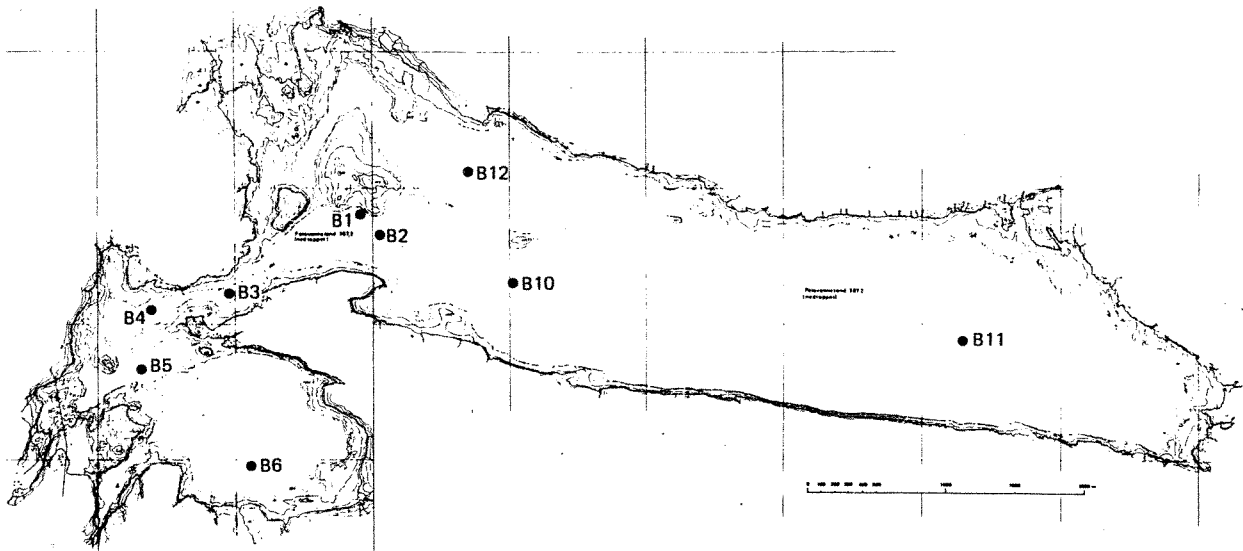
Tabell 3.5.6 Resultat av dialyseforsøk med prøver fra Bleikvassli. Filtr. angir at vannet har passert en dialysemembran.

Prøvestedene angir stasjonskoder i Kjøkkenbukta / Store Bleikevatn

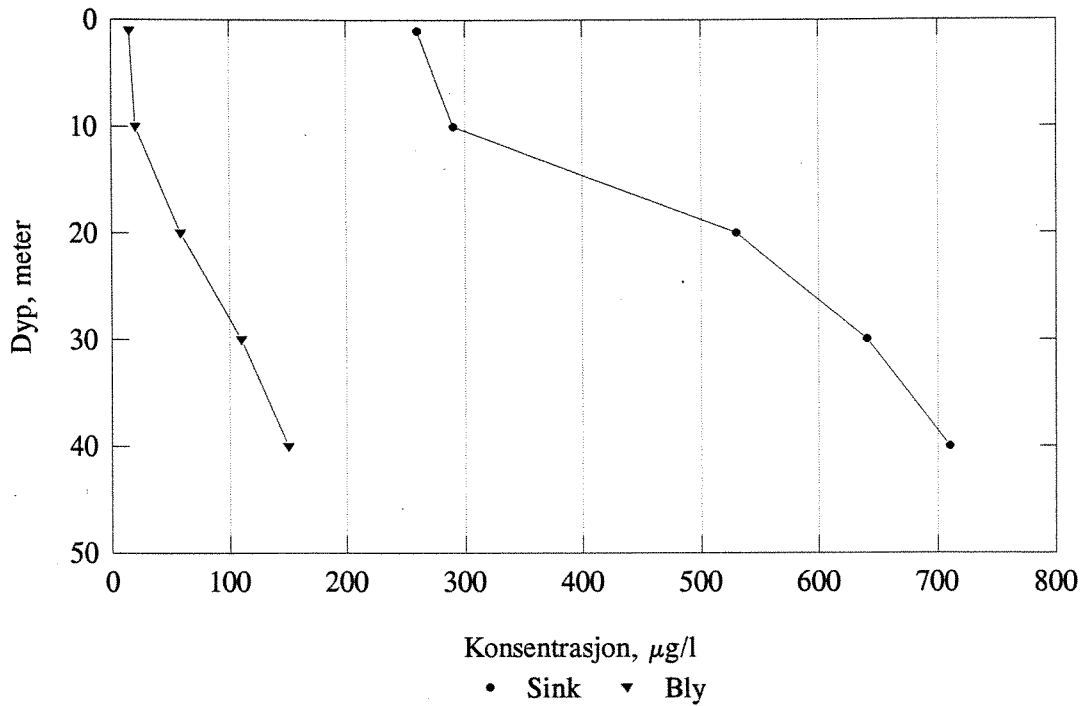
Data for filtr. prøver viser resultater av to paralleller for alle stasjonene.

Prøvested	Bly $\mu\text{g/l}$	Kadmium $\mu\text{g/l}$		Kopper $\mu\text{g/l}$		Sink $\mu\text{g/l}$	
	Ufilt.	Ufilt.	Filtr.	Ufilt.	Filtr.	Ufilt.	Filtr.
B2	< 0.5	< 0.1	< 0.1	1.3	1.5	25	20
B4	5.7	0.23	< 0.1	2.3	1.5	108	18
			0.18		2.0		96
B5	7.1	0.23	0.21	2.0	2.5	122	99
			0.2		1.5		116
B6	15.6	0.36	0.22	2.3	2.3	193	114
			0.3		2.5		151
			0.32		1.8		155

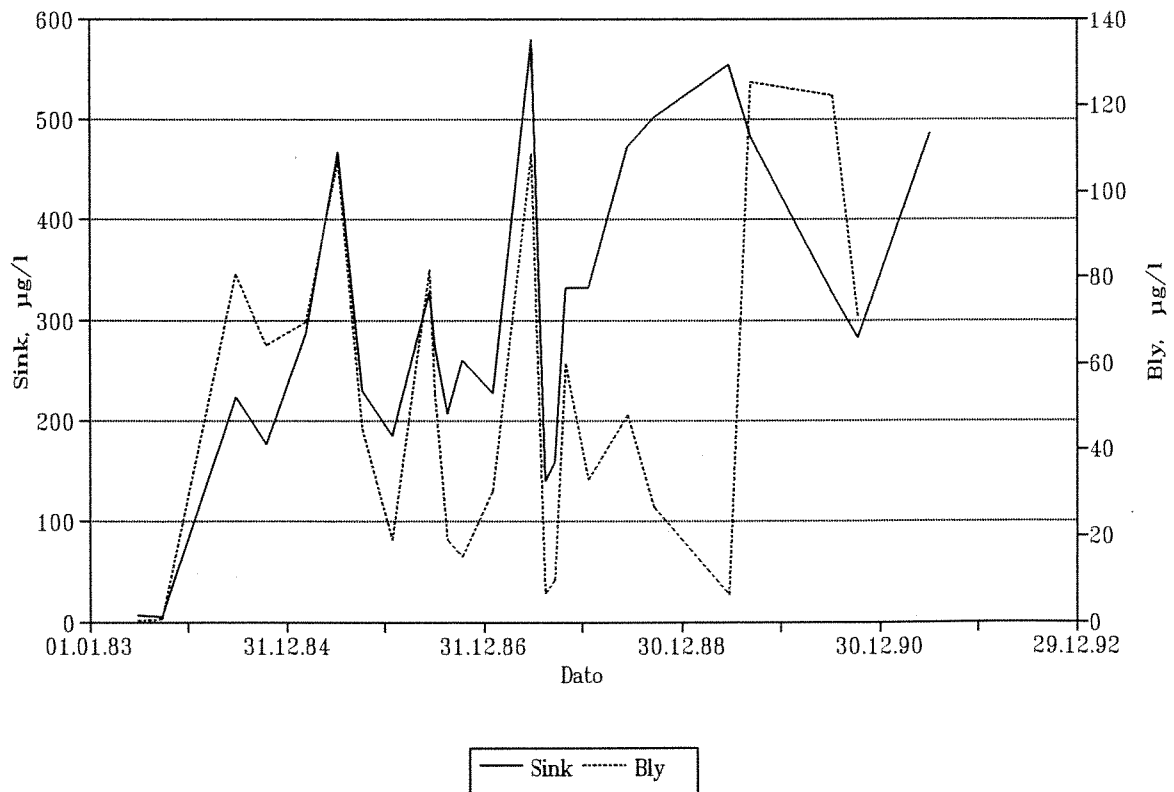
Prøvetakingsstedene er tegnet inn på kartet i figur 3.5.9. og utslippspunktet for avgang i Kjøkkenbukta er avmerket. Figur 3.5.10 viser enkeltverdier fra en enkelt prøvetaking i juli 1991. Figur 3.5.11 viser middelkonsentrasjon av sink og bly i Kjøkkenbukta ved B6 i årene siden 1983.



Figur 3.5.9 Store Bleikevatn med prøvesteder. Utslipet av avgang foregår i Kjøkkenbukta, mellom B5 og B6.



Figur 3.5.10 Enkeltverdier for sink og bly ved B6 i Kjøkkenbukta 4. juli 1991



Figur 3.5.11 Middelskonsentrasjon av sink og bly ved B6, Kjøkkenbukta i Store Bleikevatn 1983 - 1991

3.5.3 Sammenfatning av resultater fra Bleikvassli

På grunn av de kompliserte avrenningsforholdene i det gamle gruvedområdet er det ikke mulig å trekke noen entydige konklusjoner om det gamle avgangsdeponiet. Det bidrar antakelig bare moderat til den samlede forurensningstransport fra gruvedområdet. Den andelen som tidligere lå over vann kan ha bidratt en del.

Figurene 3.5.7 og 3.5.8 viser en betydelig reduksjon i kopper-, sink- og blykonsentrasjonen ut av Lille Bleikevatn i de senere år. Det er også en klar forbedring av vannkvaliteten i lekkasjevannet fra det gamle avgangsdeponiet. De viktigste endringene som har skjedd i denne tiden har vært:

- Overføring av avgangsdeponering til Kjøkkenbukta
- Overføring av gruvevannsutslipp til Kjøkkenbukta
- Fullstendig vanndekking av all avgang i Lille Bleikevatn
- Generell opprydding og tildekking i området

I tillegg til disse forhold, var det antatt at en del av forurensningskildene i området ville bli vasket ut forholdsvis raskt. Det kan bety at mesteparten av forurensningene fra avfall som var spredt i området har avtatt. Nye forurensningskilder er ikke tilført i dette området i de senere år.

Porevannprøver fra deponiet viser meget høye metallkonsentrasjoner. Spesielt er jern og sink meget høyt. Denne observasjonen sammen med resultatene av laboratorieforsøk (Kapittel 4) kan tyde på at avgangen i Bleikvassli er mer "reaktiv" enn det som er observert i andre norske og svenske avgangsdeponier.

Fra avgangen i Kjøkkenbukta er det ikke tatt ut prøver av sedimenter eller porevann. Det er heller ikke gjort laboratorieforsøk med ny avgang. Analyse av vann fra Kjøkkenbukta viser imidlertid et høyt metallinnhold, klart relatert til avstanden fra utslippspunktet. Det er også en klart avtakende konsentrasjonsgradient mot overflaten.

De høye tungmetallkonsentrasjonene i utslippsområdet for avgang er spesielt for Bleikvassli gruver, og det er ikke funnet noen egentlig forklaring på dette gjennom de undersøkelsene som er gjort til nå. Det må nevnes at gruvevannet som er surt og tungmetallholdig tilblandes avgangen før utslippet, men avgangens bufferkapasitet burde være tilstrekkelig til en nærmest kvantitativ utfelling av metallene. Forholdene likner noe på dem man hadde under de senere års drift i Skorovatn, der det også ble målt restkonsentrasjoner av sink, men ikke så høye som dem som fremgår av figurene 3.5.10 og 3.5.11. Også for bly synes det å være forhøyede konsentrasjoner i Kjøkkenbukta. Problemer med analysemetoden har gjort det vanskeligere å kvantifisere denne effekten.

De relativt høye metallkonsentrasjonene i Store Bleikevatn er ikke forklart ved de undersøkelser som til nå er utført. Et prosjekt med det som formål, kunne tilføre betydningsfull kunnskap om avgangsdeponering under vann. Avgangen i Bleikvassli synes å ha spesielle kjemiske egenskaper.

3.6 Sulitjelma gruber

3.6.1 Beliggenhet - Praktiske forhold

Sulitjelma gruber ligger i Fauske kommune i Nordland fylke (Figur 3.6.1). Området var uten fast bosetning frem til 1848 da de første nybyggerne slo seg ned ved Langvatnet. Det første malrnfundet i Sulitjelma ble gjort omkring 1858. Dette førte til nærmere undersøkelser i 1870, uten positive resultater.

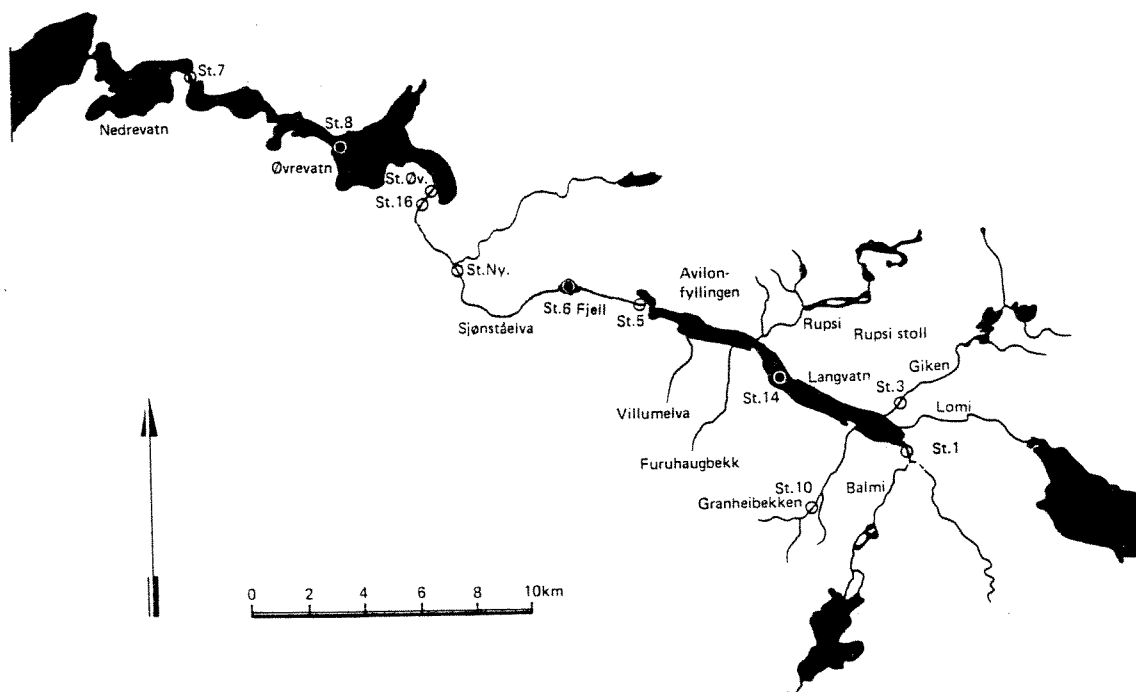
Nye undersøkelser ble imidlertid gjennomført, og omkring 1890 ble det satt i gang forsøksdrift og i 1891 ble selskapet Sulitjelma Aktiebolag, med hovedsete i Helsingborg, Sverige, dannet. I 1933 ble dette selskapet omdannet til det norske selskapet A/S Sulitjelma Gruber.

I Sulitjelma har det vært gruvedrift på mer enn 10 forskjellige steder, Ny-Sulitjelma, Jacobsbakken, Giken, Mons-Petter o.s.v. For forurensningssituasjonen generelt har dette stor betydning. Når det gjelder deponering av avgang er forholdene imidlertid annerledes, idet all oppredningen i nyere tid har foregått sentralt i verket nær elva Gikens utløp i Langvatnet.

Et eksempel på råmalmens hovedsammensetning er vist i tabell 3.6.1.

Tabell 3.6.1 Gjennomsnittlig sammensetning av råmalm i Sulitjelma 1956

Element	Innhold %
Kopper	1.56
Sink	0.71
Svovel	21.8
Jern	46.0



Figur 3.6.1 Kartskisse over Sulitjelmavassdraget.

Inntil 1928 var eksportproduktet fra Sulitjelma Gruber A/S den såkalte finkisen, en kopperholdig svovelkis produsert ved herdevasking og sets maskiner. Av avgangen ble det produsert et lavprosentig kopperkonsentrat som gikk til smeltehytta som fantes i Sulitjelma frem til 1919. Senere ble dette konsentratet eksportert.

I 1928 ble anrikningsverket bygget om til selektiv flotasjon av all råmalm. Kopperkonsentratet som holdt ca. 24 %, ble sendt til den nye smeltehytta for videreforedling.

Sinkkonsentratet holdt frem til 1953 42 - 44 % Zn, men prosessen ble da forbedret, slik at sinkinnholdet økte til 48 - 50 %.

Avgangen fra oppredningsverket er hele tiden deponert ved og i Langvatnet, dels i strandsonen, og dels på dypt vann. Idag ligger en betydelig mengde avgang over vann som en banke ut i Langvatnet, nær oppredningsverket. Det nåværende oppredningsverket ble bygget i 1962.

I 1975 var fire gruveområder på nordsiden av Langvatnet i drift. De produserte til sammen 450.000 tonn malm med en sammensetning på 1,65 % kopper, 14 % svovel og 0,4 % sink.

Da Sulitjelma Aktiebolag ble etablert, var et hovedmål å skaffe svovelkis til svovelsyreproduksjon i Sverige. Midt i 70-årene ble markedet for svovelkis borte, og Sulitjelma Gruber A/S deponere en kort periode svovelkisen sammen med avgangen. Dette varte imidlertid bare noen måneder, og helt frem til driften ble nedlagt i 1991 ble det produsert svovelkis. Frem til 1974 ble avgangen deponert i strandkanten ved Langvatn. Da ble utslippet ført ut på dypt vann i innsjøen. På grunnlag av produksjonsstatistikk fra noen enkeltstående år, er anslagsvis mer enn 10 millioner tonn avgang deponert i Langvatnet i løpet av de år Sulitjelma gruver var i drift. Det aller meste av avgangen i Sulitjelma er deponert under vann, men ca. 40.000 tonn ligger i strandkanten over vann. Denne avgangen har følgende innhold: 0,15 % kopper, 0,24 % sink og 15,8 % svovel.

I 1987 ble smeltehytta i Sulitjelma nedlagt, og alle produkter ble sendt ut for videreforedling.

Mens det var drift i smeltehytta, ble slagg deponert ved siden av området med avgang. Antakelig er dette et inert materiale, men det er aldri gjort noen nærmere vurdering av hva disse deponiene betyr hver for seg.

3.6.2 Kjemiske analyseresultater fra Sulitjelma

Hovedmengden av tungmetaller som tilføres Langvatnet i Sulitjelma kommer fra gruvevannet fra de mange gruvene i området. Velter og spesielt avgang spiller i denne sammenhengen liten rolle. Det er derfor vanskelig å kvantifisere metalltransporten som skyldes avgangsdeponiet i Langvatnet. Det er aldri gjort undersøkelser for å vurdere dette nærmere. Dersom det gjennomføres tiltak rettet mot de øvrige forurensningskildene i området, vil det ha interesse å beregne den forurensningsmessige betydningen av deponert avgang for å bedømme hva som kan oppnås med tiltakene.

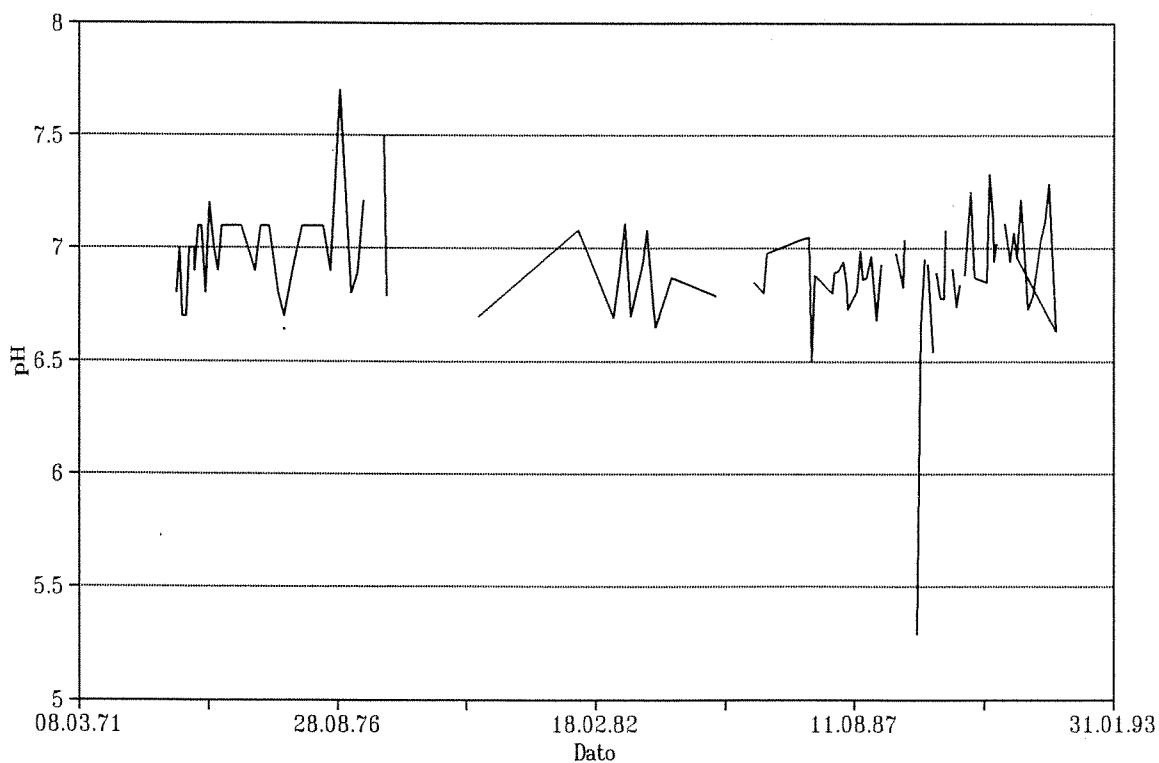
Med det eksisterende datagrunnlag og tilgjengelige beregningsmodeller er det ikke mulig å gjøre slike beregninger med tilstrekkelig sikkerhet i dag. Det finnes imidlertid beregningsmodeller innen dette fagområdet som kan tilpasses en slik oppgave. Det krever arbeidsinnsats for innsamling av supplerende data og oppbygging av nødvendig kompetanse.

Kjemiske analyseresultater fra Sulitjelmavassdraget finnes i tabell 3.6.2 og figurene 3.6.2 - 3.6.6.

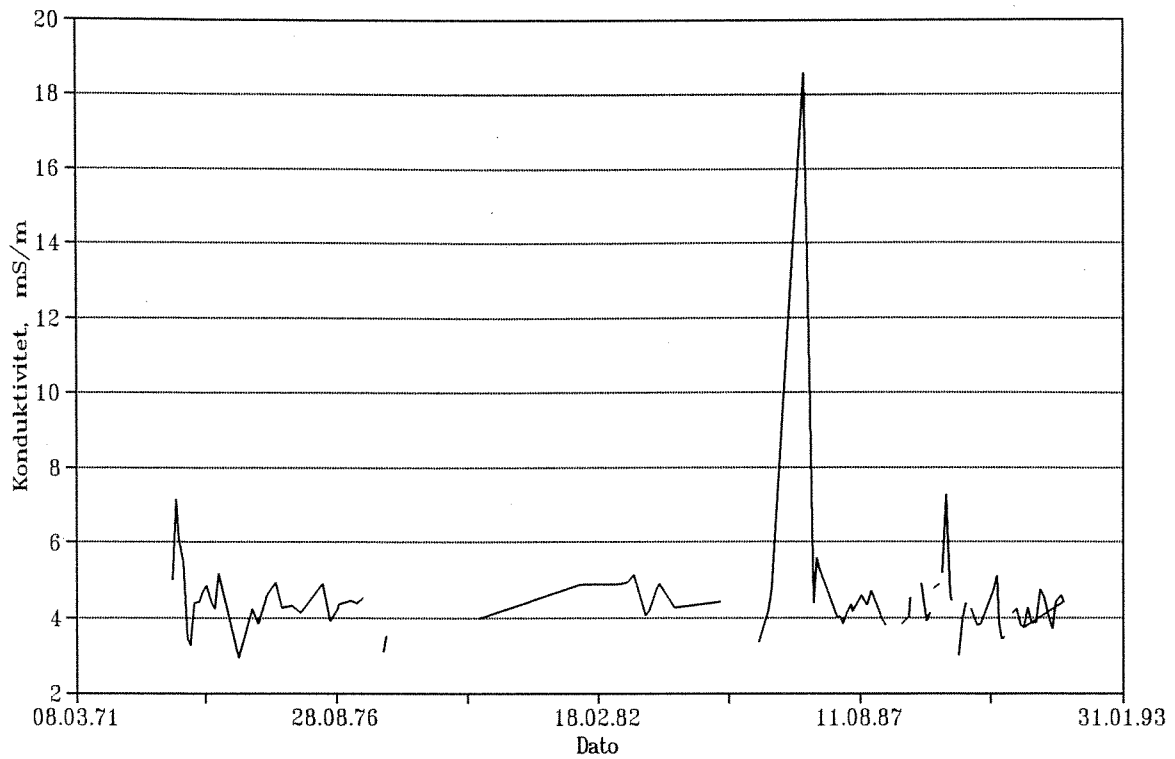
NIVA har arbeidet med gruveforurensningen i Sulitjelma siden 1973. Alle data fra disse undersøkelsene finnes i rapporter som er listet i Kapittel 8.7.

Tabell 3.6.2 Analysedata fra utløp Langvatnet, Sulitjelma
Tidsveiede årsmiddel.

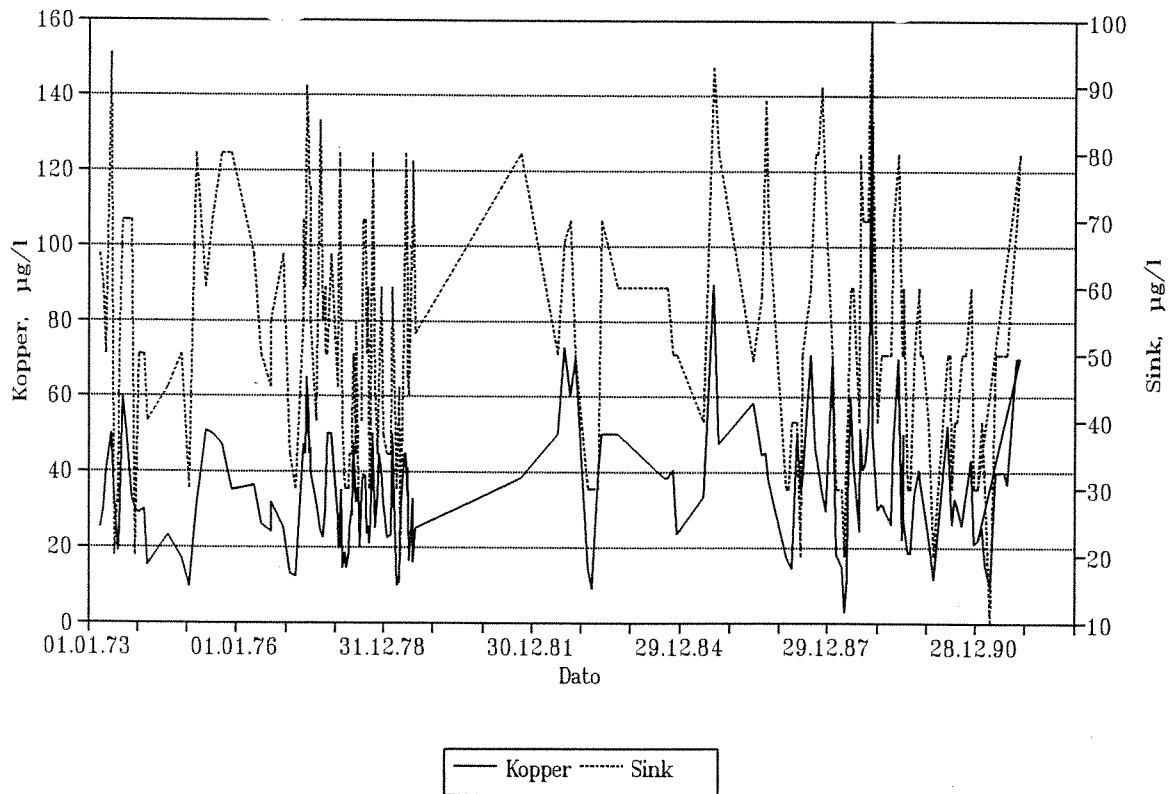
År	pH	Kond. mS/m	Turb. FTU	Susp. Tørrst. mg/l	Sulfat mg/l	Jern µg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l
1973	6.89	4.83	2.71	5.63	8.32	242	34.8	57.2
1974	6.98	3.99	1.41	1.50	-	261	21.0	45.39
1975	6.93	4.36	2.71	2.44	-	223	38.4	68.8
1976	7.99	5.00	1.59	1.46	-	186	34.6	64.96
1977	7.24	4.27	1.92	1.68	-	-	29.6	47.8
1978	7.30	8.87	1.30	1.65	-	154	29.3	44.2
1979	6.88	3.81	2.45	2.50	-	151	26.8	49.4
1980	-	-	-	-	-	-	-	-
1981	7.08	4.89	2.10	-	-	150	38.5	80.0
1982	6.75	4.91	2.26	2.38	-	170	57.4	54.3
1983	6.83	4.38	1.82	3.00	-	197	38.4	50.5
1984	6.79	4.41	1.20	-	-	244	37.0	58.1
1985	6.86	3.85	1.19	1.51	-	190	45.4	58.5
1986	6.94	12.48	1.37	2.02	-	284	50.3	58.2
1987	6.84	4.25	1.26	1.26	-	204	36.3	52.9
1988	6.80	4.45	2.50	1.05	7.60	114	42.7	53.2
1989	6.84	4.53	1.81	1.34	6.75	240	34.3	52.3
1990	7.00	4.04	1.80	1.33	4.72	156	30.3	40.6
1991	6.92	4.19	2.54	1.38	6.54	129	40.1	49.3



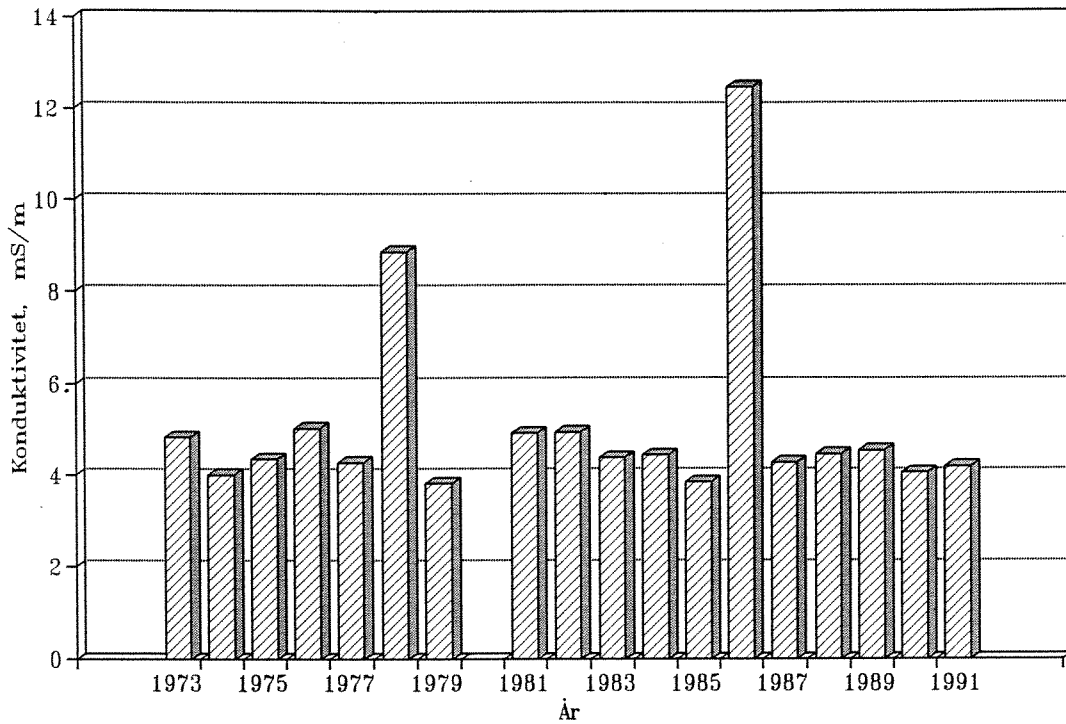
Figur 3.6.2 Analyseresultater fra utløp av Langvatnet i Sulitjelma.
Enkeltverdier - pH



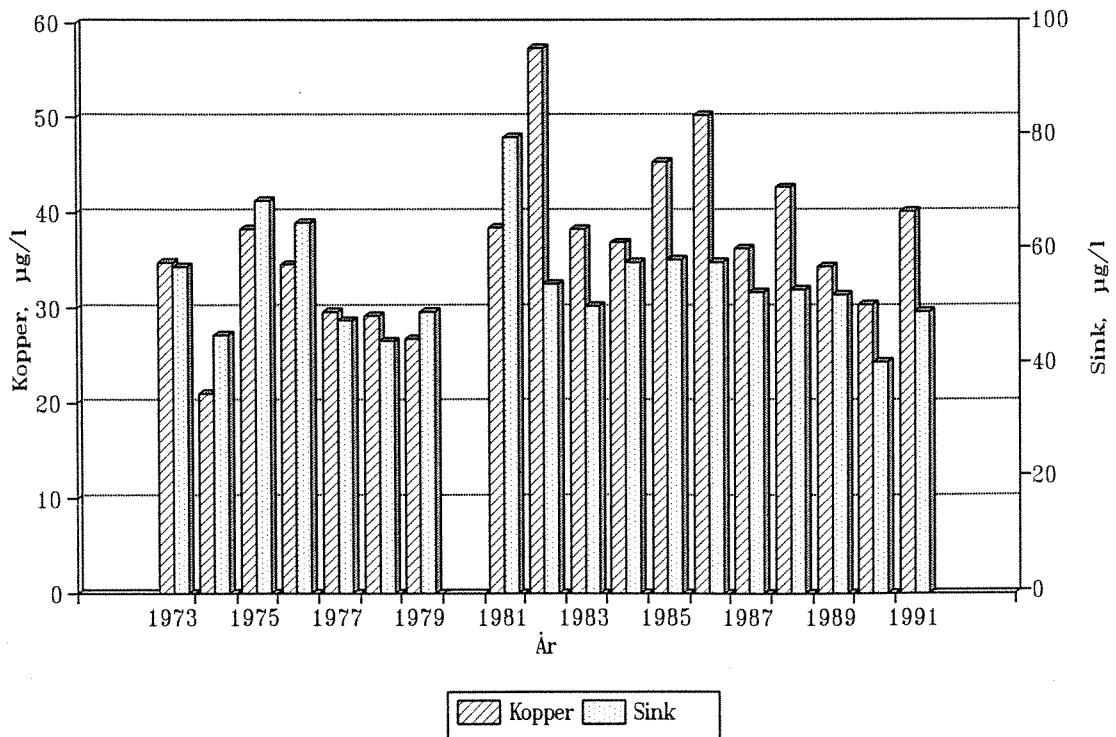
Figur 3.6.3 Analysereultater fra utløp av Langvatnet, Sulitjelma.
Enkeltverdier - konduktivitet



Figur 3.6.4 Analysereultater fra utløp av Langvatnet, Sulitjelma.
Enkeltverdier - Kopper- og sink-konsentrasjon



Figur 3.6.5 Analysereultater fra utløp av Langvatnet, Sulitjelma.
Tidsveiede årsmiddel - konduktivitet



Figur 3.6.6 Analysereultater fra utløp av Langvatnet, Sulitjelma.
Tidsveiede årsmiddel - Kopper- og sink-konsentrasjon

3.6.3 Sammenfatning av resultater fra Sulitjelma

Det er ikke gjort spesialundersøkelser som har tilknytning til dette prosjektet i Sulitjelma. Dessuten er det generelle datamaterialet mer spredt og diskontinuerlig enn i de øvrige gruveområdene NIVA har arbeidet i. Det er derfor ikke grunnlag for å trekke vidtgående konklusjoner med hensyn til avgangsdeponering under vann i Langvatnet. Det synes imidlertid ikke å ha vært noen negative virkninger av at avgangsutslippet ble flyttet ut på dypt vann. Den avgangen som har ligget over vann i strandkanten, har fått en tydelig brun farge som viser at den er oksidert og at den antakelig gir sur avrenning med innhold av tungmetaller.

At det er tatt med en beskrivelse av forholdene i Sulitjelma skyldes først og fremst ønsket om å gjøre denne beskrivelsen av avgangsdeponering under vann i Norge så fullstendig som mulig.

Deponert avgang gir alt i alt små bidrag til forurensningstransporten i Sulitjelmavassdraget. Dersom de viktigste forurensningskilder saneres, kan det bli behov for å se nærmere på avgangens betydning. For det formålet kan den foreliggende oppsummeringen være nyttig.

3.7 A/S Røros Kobberverk

3.7.1 Generelt

Røros Kobberverk ligger i Røros kommune i Sør-Trøndelag. Gruvedriften startet så tidlig som i 1644 og den fortsatte kontinuerlig frem til årsskiftet 1977/78 da verket la ned virksomheten. Gruvedriften har vært drevet i mange adskilte gruver og oppredning av malmen og til dels smelting av kopper har også foregått på ulike steder i området. De viktigste gruveområdene for Røros kopperverk har likevel vært samlet i to klart definerte områder, Nordgruvefeltet på vestsiden av Glomma nord for Røros, og Storwartz-området nordøst for Røros.

I begge disse områdene har det vært oppredningsverk i drift i nyere tid. I det følgende er det gitt en kort beskrivelse av disse områdene. NIVA har gjort relativt inngående undersøkelser av forurensningstransport fra de ulike kildene i disse områdene, men det er lite som kan karakteriseres som avgangsdeponering under vann, og derfor har en inngående beskrivelse av disse områdene liten interesse i sammenheng med den foreliggende rapporten. Fordi områdene ligger langt fra hverandre og avrenningen påvirker vidt forskjellige primærresipienter er de omtalt separat i det følgende.

NIVA's arbeid i Rørosområdet har foregått spredt både geografisk og over tid. Alle rapporter som er relevante for avgangsdeponering er imidlertid listet i Kapittel 8.8.

3.7.2 Storwartz-området

Verket ved Storwartz betjente gruvene på østsiden av Glomma, først og fremst Olavsgruva og Storwartz. Den første gruvevirksomheten her kom igang i 1645. Allerede i 1926 ble det installert utstyr for oppredning ved flotasjon på Storwartz. Deponering av flotasjonsavgang fra dette verket fortsatte frem til 1972/73 da driften i Olavsgruva ble nedlagt.

Avgangen fra flotasjonsverket ble deponert først på land uten spesielle tiltak for å holde den tilbake. Følgen var at en betydelig mengde avgang tok vegen ut i vassdraget, og sedimenterte i innsjøen Djupsjøen i Hittervassdraget. Omtrent på den tiden gruedriften ble nedlagt ble det bygget en dam som

skulle hindre en ytterligere spredning av avgang nedover i vassdraget. En betydelig del av avgangen ligger imidlertid over vannspeilet i dammen og kan ikke karakteriseres som et undervannsdeponi.

NIVA har gjort noen enkle undersøkelser av Djupsjøen (Johannesen og Iversen 1985), men noen omfattende beskrivelser av avgangens betydning for vassdraget foreligger ikke. I 1988 - 89 ble det utført et hovedfagsarbeid ved Universitetet i Oslo, Avdeling for Limnologi som beskriver Djupsjøen nærmere. (Semb 1991).

Forurensningssituasjonen i dette området er nærmere beskrevet i en NIVA-rapport fra 1990 (Arnesen *et al.* 1990). Fordi avgangen ikke egentlig er deponert under vann, vil resultatene av disse undersøkelsene ikke bli nærmere omtalt her.

3.7.3 Nordgruvefeltet

I Nordgruvefeltet ligger gruver som Christianus Sextus, Arvedalens og Kongens gruve. Det første oppredningsverket ved Kongens gruve ble bygget i 1932. På grunn av dårlig økonomi og liten lønnsomhet, ble driften i anlegget nedlagt etter mindre enn ett års drift. I hvilken grad anlegget senere er drevet, har det vært vanskelig å finne ut. Det synes imidlertid klart at all avgang fra dette første flotasjonsanlegget i Nordgruvefeltet ble deponert på land.

Da Olavsgruva var i ferd med å ta slutt, og det heller ikke var grunnlag for drift på velter o.l. ble det på kort tid bygget et provisorisk oppredningsverk i Nordgruvefeltet i 1968. Til å begynne ble det drevet på gammel vaskeriavgang og gods fra velter. Avgangen fra denne driften ble deponert på land, men i avgrensede dammer.

Da gruvedriften i Lergruvebakken gruve ble åpnet i 1973 ble malmen herfra behandlet i flotasjonsanlegget og til å begynne med deponert i samme dammen. I 1975 ble det montert en plastledning som førte avgangen til det dypeste området i Orvsjøen.

Dette utslippet fortsatte til gruvedriften ble lagt ned ved årsskiftet 1977/78.

Tabell 3.7.1 viser en del viktige hydrometriske data fra Orvsjøen. Det kan dessuten nevnes at området i sjøen som er dypere enn 10 m, har et areal på ca. 250.000 m², og dyp større enn 15 m, har et areal på ca. 100.000 m².

I den tiden flotasjonsanlegget ved Orvsjøen var i drift, ble det sluppet ut ca. 150.000 tonn kisholdig flotasjonsavgang. Anslagsvis vil dette oppta et volum på ca. 100.000 m³. Dersom det antas at avgangen samles i den dypeste delen av innsjøen til enhver tid, og at overflaten av deponert avgang er horisontal, vil arealet av fri avgang være 60.000 m². I praksis er antakelig dette arealet betydelig større.

Tabell 3.7.1 Hydrometriske data for Orvsjøen

Samlet nedbørfelt til utløp	16.7 km ²
Avrenningskoeffisient	25 l/s·km ²
Årlig midlere avrenning	0.42 m ³ /s
Anslått totalt volum	8.8·10 ⁶ m ³
Areal av overflate	1.72 km ²
Teoretisk oppholdstid	240 døgn

I tabell 3.7.2 er det samlet en del kjemiske analysedata fra elva Orva ved utløp av Orvsjøen.

Tabell 3.7.2 Analyseresultater for Orva ved utløp av Orvsjøen

Dato	pH	Kond mS/ m	Turb FTU	Sulfat mg/l	Jern µg/l	Kad- mium µg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l
23.08.73	6.40	3.52	1.6	10			135	385
29.06.76	6.89	4.47	6.0	9.3	180		100	290
29.08.76	7.05	5.12	2.9	11	135		55	250
09.02.77	6.66	6.05	22	12	260		45	730
23.06.77	6.55	5.95	1.8	14	285		60	295
03.07.78	6.00	5.16	1.0	14	30	14	95	710
01.09.78	6.46	4.46		10.5	60		100	700
09.09.81	6.75	3.33		12	79		140	410
25.06.84	6.49	3.45	1.7	9	110	0.81	160	420
04.09.84	6.49	3.88		8	52	0.75	130	390
28.06.87	6.57	3.24		8.6	102	0.83	175	420
14.08.88	6.52	3.34		8.4	79	0.61	130	330
27.09.88	6.76	3.08		8.6	18	0.67	130	360
06.09.89	6.65	3.38		9.0	85	0.69	120	410
10.10.89	6.08	3.75		12.4	127	0.78	120	460
30.08.90	6.26	3.24			50		95	300
19.09.90	6.48	3.39					100	320

Det ville hatt stor interesse om man kunne finne fluks av metaller ut av avgangen som er deponert i Orvsjøen. Tilførsel av oppløste tungmetaller fra land og utfelling og sedimentering i Orvsjøen, sammen med varierende utløsningshastigheter for forskjellige komponenter i avgangen, medfører at forholdene blir uoversiktlige og en presis konklusjon på grunnlag av de foreliggende data er umulig.

Ved en prøvetaking i Orvsjøen i april 1979 hadde det ikke vært virksomhet av betydning i i området i en periode på over ett år. Analyseresultatene av denne prøvetakingen er samlet i tabell 3.7.3.

Tabell 3.7.3 Analyseresultater fra Orvsjøen - 3.april 1979

Dyp m	Temp grader	Oksygen % metn.	pH	Kond mS/m	Turb.	Sulfat mg/l	Jern µg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l
2	1.0	82.6	6.48	5.35	1.3	12	40	130	750
4	1.2	80.8	6.32	5.29	1.4	13	40	125	800
6	1.4	78.7	6.37	5.36	1.1	14	50	140	800
8	1.5	78.6	6.40	5.50	1.5	14	50	150	800
10	1.6	77.1	6.33	5.41	1.2	14	40	140	800
12	1.7	66.9	6.02	5.72	1.2	16	50	180	850
14	1.8	54.9	5.83	6.14	1.6	18	60	200	900
16	2.3	40.9	5.69	6.77	1.3	21	60	215	1000
18	2.3		6.05	7.02		21	420.0 ¹	18.0 ¹	900.0 ¹

¹ Filtrerte prøver

3.7.4 Sammenfatning av resultatene fra Røros

I Storwartz-området er avgangen i Djupsjøen beskrevet i en NIVA-rapport (Iversen og Johannessen 1985) og i Randi Sembs hovedfagsarbeide i 1991 (Semb 1991). Det har hittil ikke vært mulig å påvise noen utlekking av tungmetaller fra disse sedimentene i forhold til den mengde kopper, sink og jern som tilføres innsjøen fra selve gruveområdet. Det er ikke gjort tilstrekkelig inngående undersøkelser hittil til å utelukke en slik lekkasje, men den må være liten.

I Nordgruvefeltet har det ikke vært noe systematisk måleprogram i de vassdrag som er påvirket av avgangsdeponiet i Orvsjøen. Dessuten er vannet sterkt påvirket av avrenningen fra gruveområdene Kongens og Christianus Sextus.

Derfor bør det ikke legges for stor vekt på data fra Orvsjøen ved en generell beskrivelse av avgangsdeponier under vann. Det er først og fremst for å gjøre denne landsdekkende beskrivelsen av undervannsdeponier så komplett som mulig at datamaterialet er tatt med.

Den lave oksygenmetningen og økningen i sulfat som ble funnet mot dypet ved prøvetakingen i 1979 (Tabell 3.7.3) kan være et tegn på en oksidasjon av avgang. Sulfatinnholdet er imidlertid betydelig lavere enn det som er ekvivalent med det registrerte oksygenforbruket i dyplaget i Orvsjøen. Det må derfor være andre mekanismer, f.eks. oksidasjon av organisk stoff i sediment eller vannmasser eller oksidasjon av jern (II) til jern (III) som bidrar til det oksygensvinnet som er registrert.

4. Laboratorieforsøk

NIVA har gjennomført en rekke laboratorieforsøk med avgang fra flere norske og svenske oppredningsverk. Arbeidet har omfattet rørforsøk med måling av fluks av forurensninger fra avgang til vannfasen. Dessuten er det for noen oppredningsverk gjort risteforsøk der avgang slemmes opp i vann og ristes i lengre tid (1/2 - 1 år). Disse forsøkene, som er nærmere beskrevet i de følgende avsnitt, har gitt data som er brukt til å anslå fremtidig utløsning av forurensninger fra avgang deponert i undervannsdeponier. Denne vurderingen av fremtidig utløsning av tungmetaller er gjort med utgangspunkt i forholdsvis enkle modellbetraktninger.

I det følgende er det gitt en beskrivelse av laboratorieforsøkene. I et senere avsnitt er data fra slike forsøk stilt sammen. Beregninger av fremtidig utløsning av forurensninger fra noen deponier er omtalt som eksempler i avsnitt 5.3. En fullstendig gjennomgang av alle norske avgangsdeponier på denne måten ville føre for langt i denne rapporten.

4.1 Rørforsøk

4.1.1 Metodikk

Hensikten med rørforsøkene er å simulere utvasking av forurensninger fra et bunnsediment i laboratorieskala. Forsøkene er semistatiske, idet prøver tas ut med gitte tidsintervall. Samtidig erstattes uttatt prøvevolum med vann av kjent kjemisk sammensetning. Forsøkene er utført på to forskjellige måter. Enten ved å ta ut sedimentpropper fra et deponi og la sedimentet stå uforstyrret under vann i prøvetakerens pleksirør gjennom hele forsøket, eller ved å slemme opp avgang fra flotasjonsverk eller deponi i vann og la den sedimentere i forsøksrøret.

Rørene som ble brukt for forsøkene var noe forskjellige. Prøvetakeren for sedimentpropper var utstyrt med en type rør, som ble bestemmende for de videre forsøk. Disse rørene hadde en forholdsvis liten diameter. For å redusere måleusikkerheten ved forsøkene er de siste forsøkene med oppslemmet avgang foretatt i rør med noe større diameter. I tabell 4.1.1 er rørenes dimensjoner beskrevet nærmere.

Tabell 4.1.1 Fysiske konstanter ved rørforsøkene.

	Sedimentrør	Spesialrør
Lengde (m)	ca. 0,6	0,66
Indre diameter (cm)	6,0	10,4
Bunnareal (m ²)	0,002827	0,008465

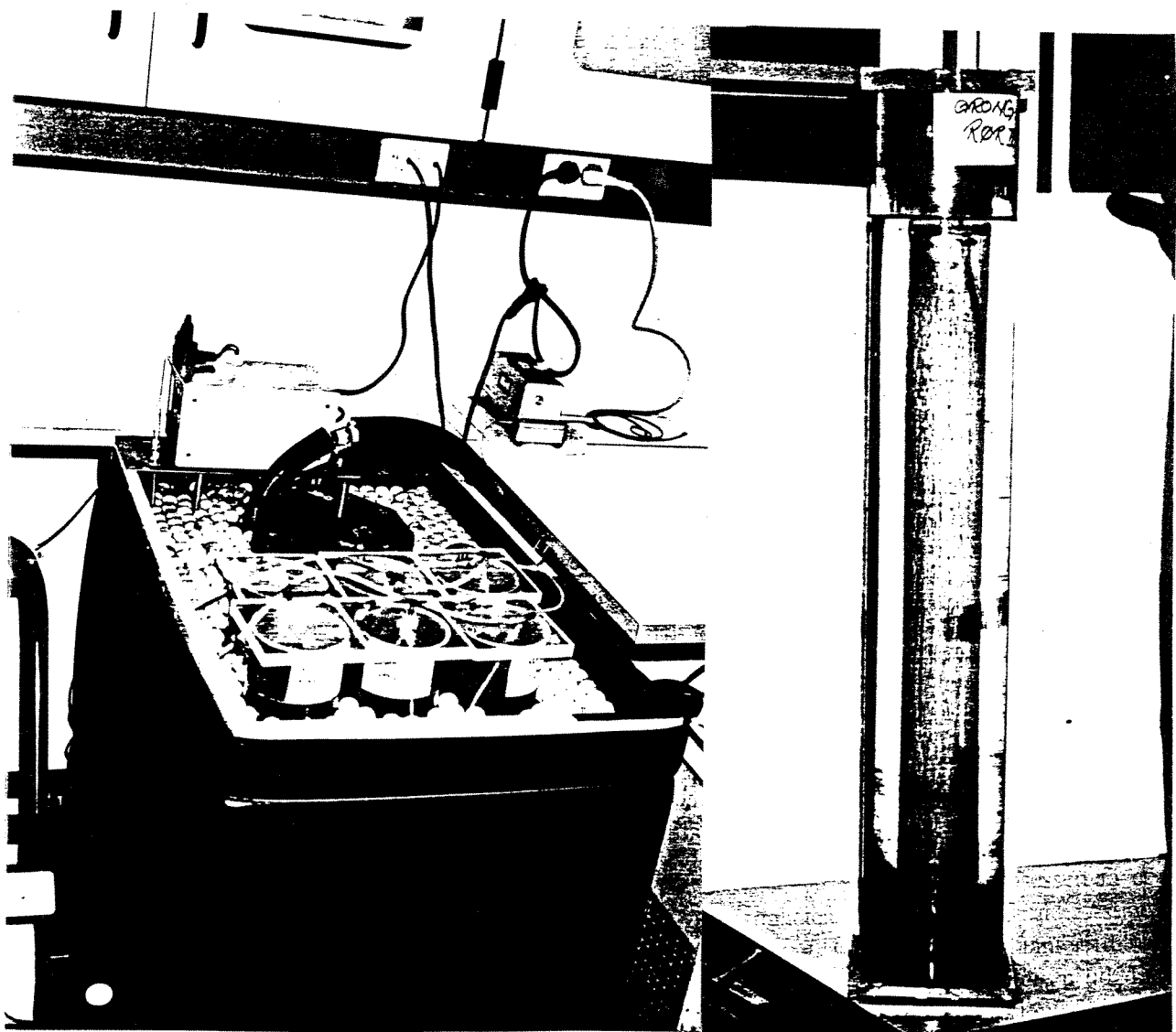
For å hindre fordamping fra rørene, var de overdekket under forsøkene, men de var tilstrekkelig åpne for innblåsning av luft og uttak av prøver. Figur 4.1. 1 viser bilder av forsøksoppstillingen.

Pleksirørene der forsøkene foregikk var plassert i vannbad ved 6 °C og forsynt med luftinnblåsning gjennom et glass-sinter i vannfasen. Innblåsningen var meget forsiktig, slik at selv fine partikler ikke ble virvlet opp fra sedimentoverflaten. Luftinnblåsningen skulle bidra til at vannfasen til enhver tid var i likevekt med luftens oksygen og at den hadde homogen kjemisk sammensetning.

Som nevnt er rørforsøkene semistatiske. D.v.s at det tas ut prøver med visse tidsintervaller for kjemiske analyser. Det uttatte prøvevolumet erstattes med vann av kjent sammensetning. Vannet over sedimentet i

rørforsøkene har stort sett vært det samme ved alle forsøkene, idet det opprinnelige vannet over sedimentproppene ble trukket av og erstattet med vann fra Maridalsvatnet nær NIVA i Oslo. For ny avgang ble vannfasen trukket av og avgangen ble slemmet opp i vann fra Maridalsvatnet. Ved uttak av prøver for analyse under forsøket ble det kompensert med tilsvarende volum med samme vann. Vannkvaliteten i Maridalsvatnet har vært meget stabil i denne tiden og typiske kjemiske analysedata er gjengitt i tabell 4.1.2.

Prøver ble tatt ut for analyse med varierende tidsintervaller, korte i den første tiden og suksessivt økende intervallengde etter hvert. Forsøkene samlede varighet har variert noe fra ca. 100 døgn opp til praktisk talt ett år.



Figur 4.1.1 Forsøksoppstilling ved rørforsøkene. Bildet til høyre viser et enkelt rør med sediment og vannfase.

Tabell 4.1.2 Vannkjemi - fortynningsvann ved rørforsøk
 Ubehandlet vann fra Maridalsvatnet nær NIVA i Oslo.

Analysevariabel	Verdi/enhet
pH	6.4
Konduktivitet mS/m	3.0
Sulfat mg/l	6
Kopper µg/l	2
Sink µg/l	10
Kadmium µg/l	0.05

De kjemiske analyseresultatene fra sedimentforsøkene er benyttet til å beregne fluks (stofftransport pr. arealenhet) fra sediment til vannfase på følgende måte:

Fordi en del av vannfasen skiftes ut ved hvert uttak til analyse, må startkonsentrasjonen i hvert tidsintervall beregnes. Sluttkonsentrasjon i hvert tidsintervall er lik analyseresultatet.

Startkonsentrasjon c_i :

$$c_i = \frac{(V - v) \cdot c_s + v \cdot c_0}{V}$$

Der

V = Volum av vann over sediment

v = Uttak av vann til analyse (oftest 0,25 l eller 0,2)

c_s = Sluttkonsentrasjon i foregående tidsintervall

c_0 = Konsentrasjon i vann som tilsettes (Maridalsvatn)

Fluks d.v.s utløst stoffmengde pr. areal- og tidsenhet (F) blir da:

$$F = \frac{(c_s - c_i) \cdot V}{A \cdot D}$$

Der c_s , er slutt konsentrasjon og c_i er startkonsentrasjon, beregnet som vist over, i et gitt intervall.

V = Volum av vann over sediment

A = Sedimentareal eksponert mot vannfasen

D = Antall døgn i periode (mellom to prøveuttak).

4.1.2 Resultater

Hensikten med rørforsøkene med avgangsholdige sedimenter har vært å fastslå en trend i utløsning av metaller og syre fra et sediment over tid. På grunnlag av denne trenden er det forsøkt å forutsi utløsningen på lang sikt i det aktuelle deponiet.

I de 23 forsøkene NIVA har gjennomført til nå, har vi imidlertid fått flere ulike typer utviklingstrender, noe som tyder på at utløsningen av sulfat og tungmetaller fra sulfidholdig avgang avhenger av flere

prosesser. Det gjør forutsigelse av utviklingen vanskelig og før vi går videre med tolkningen av resultatene, er det nødvendig å se nærmere på hvilke prosesser som kan ha betydning for testresultatet.

I tillegg til at enkeltprosessene som styrer fluksen av syre og tungmetaller fra sedimentet er kompliserte hver for seg, kompliseres bildet ytterligere ved at de innvirker på hverandre gjennom de kjemiske likevektsbetingelsene og reaksjonskinetikken som styrer det samlede systemet. Det foregår med andre ord gjensidig og kontinuerlig påvirkning mellom porevann, fast sediment og fri vannmasser.

Prinsipielt kan utlekking av stoffer fra et sediment til de fri vannmasser betraktes som en molekylær diffusjon. Forutsetningen for dette er at sedimentet ligger fullstendig i ro til enhver tid, og at det derved ikke foregår omrøring av porevannet i sedimentsjiktet.

Stofftransporten i et slikt system er styrt av diffusjonsloven (Ficks lov):

$$\frac{dC}{dt} = D \cdot \frac{d^2C}{dx^2}$$

der

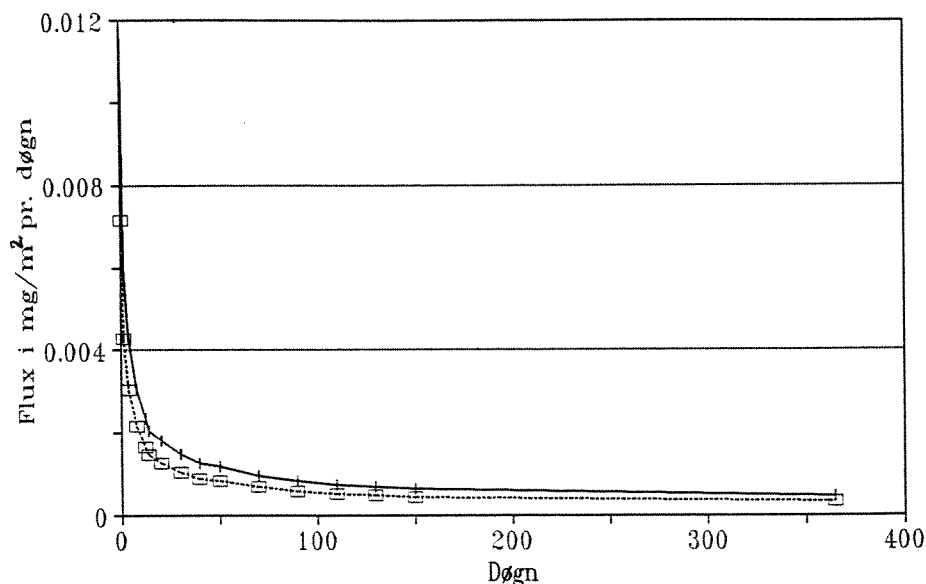
C = konsentrasjonen i et gitt dyp x

x = den loddrette avstanden gjennom sedimentet til fri vannmasser

D = diffusjonskoeffisienten for molekylærdiffusjon i aktuelt medium

Flux fra bunnlag ved diffusjon

Start: 1 mg/l, 1 m dybde, 10 µg/l, k = 1



Figur 4.1.2 Molekylær diffusjon. Teoretiske kurver for transport av oppløst materiale ut av et sediment.

Kurvene er teoretisk beregnet og illustrerer bare det relative transportforløpet. Kurvene representerer to forskjellige verdier for diffusjonskoeffisienten (D).

Dette er formelen som beskriver forurensningstransporten ut av sedimentet når stoffene allerede finnes der. I figur 4.1.2 er transporten ut av et sediment gitt grafisk over tid, når forurensningene er homogent fordelt over et gitt sedimentdyp ved forsøkets start. Det er da forutsatt at det ikke tilføres nye forurensninger til porevannet i forsøksperioden.

I et sulfidholdig sediment kan det foregå prosesser som genererer ny forurensning i porevannet. Særlig to slike prosesser er viktige:

1. Løselighetslikevekter, som vil føre til at det innstiller seg en "konstant" konsentrasjon av komponenter i porevannet, så lenge det faste sedimentet inneholder vedkommende komponenter.

En slik prosess vil stabilisere sedimentets innhold av oppløste stoffer, og konsentrasjonen vil ikke gå under en gitt grense gjennom hele den del av sedimentet som er tilnærmet uforandret. Mengden av svovel og tungmetaller i det faste materialet er så høyt at det vil ta meget lang tid før det blir vesentlige endringer i denne prosessen. Når fluksen er kjent kan "frontens" bevegelse nedover i sedimentet beregnes. Løselighetsforholdene kan også hindre at konsentrasjonen i porevannet stiger ubegrenset. Denne mekanismen er imidlertid mer usikker, fordi det kan danne nye forbindelser som øker løseligheten av enkelte stoffer. Resultatet av en slik prosess vil være en stasjonær tilstand, og utlekkingen av forurensninger vil endre seg lite med tiden.

2. Kjemiske prosesser i den faste avgangen som endrer avgangens sammensetning.

Dette er først og fremst kjemiske reaksjoner som skyldes red/oks-likevekter i systemet. Det må antas at det i et sediment som inneholder sulfidmineraler vil være reduktivt miljø. Alle vannprøvene NIVA har analysert fra slike sedimenter bekrefter dette. Oksidasjonsmidler som f.eks. luftens oksygen eller treverdige jernioner (jern(III)-ioner) vil føre til rask omsetning. Resultatet av slike reaksjoner er dannelse av svovelsyre samtidig som tungmetaller frigjøres.

Oksidasjonen av svovel i et sediment av denne typen er relativt dårlig beskrevet i litteraturen. Det er kjent at oksidasjonshastigheten i luft øker sterkt ved tilstedeværelsen av bakterier. Likeledes er det antatt at mineralsammensetningen (pyritt, magnetkis, magnetitt, kopperkis o.s.v.) har stor betydning. Det samme gjelder f.eks. pH i lokalmiljøet rundt de enkelte mineralkornene. Tilstedeværelsen av oppløste tungmetaller f.eks. kopper og jern(III)-ioner vil også ha innvirkning på reaksjonshastigheten. Dersom det foregår slike reaksjoner i avgangen som er deponert under vann, kan konsentrasjonen av metaller og sulfat i porevannet endre seg betydelig med tiden. Konsentrasjonen kan bli mye høyere enn hva løseligheten av de opprinnelige mineralene tilsier. Hvis noen av prosessene kan løpe raskere ved tilstedeværelsen av bakterier eller stoffer som dannes ved prosessen, vil den samlede prosessen få et reaksjonskinetisk forløp som en autokatalytisk. Reaksjonshastigheten kan imidlertid ikke stige ubegrenset. Tilgjengelighet av reaktanter, kinetiske forhold i porevannet, utlekking av reaktanter til fri vannmasser o.l. vil sette begrensninger på omsetningen, og hastighetskurven vil flate ut etter en tid. Et eksempel på en slik kurve er vist i figur 4.1.3. Kurven er teoretisk og beskriver bare forløpet uten å referere til en bestemt reaksjon.

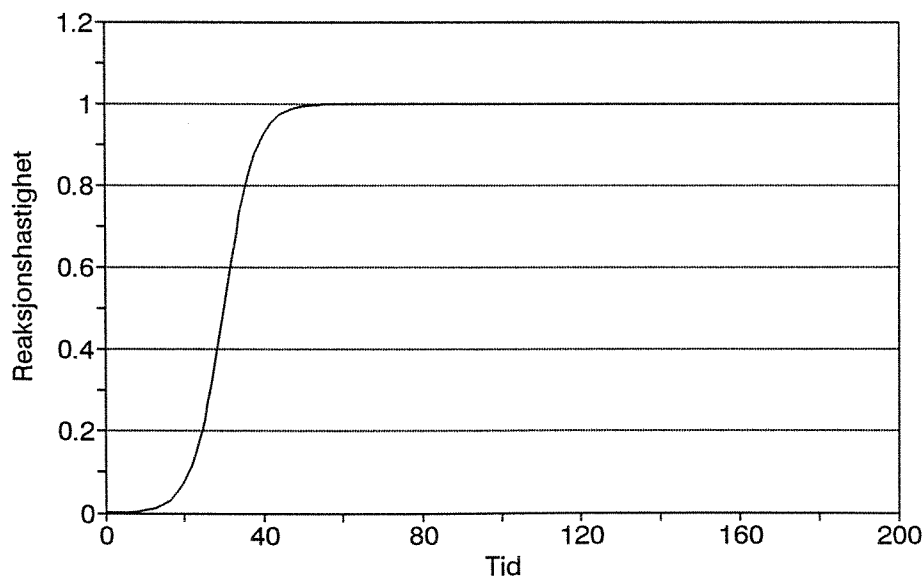
Dersom en diffusjonsprosess overlages en autokatalytisk oksidasjonsprosess, kan det bli forskjellige kurveforløp avhengig av hvilken prosess som er dominerende, og hvor raskt oksidasjonen utvikler seg i avgangen.

Ved en høy oksidasjonshastighet med kort lag-fase, vil det være umulig å skille dette forløpet fra en diffusjonsprosess med høy og konstant porevannskonsentrasjon. En lang lag-fase vil derimot føre til at vi får en økende fluks med tiden. En langsom eller treg oksidasjon vil føre til at fluksen igjen utvikler seg etter en diffusjonskurve, men her vil de lave porevannskonsentrasjonene føre til en avtakende forurensningsfluks omtrent etter den teoretiske kurven.

Det kan også forekomme fluks-kurver som den som er vist i figur 4.1.4, ved et bestemt forhold mellom diffusjon og oksidasjon i sedimentet. Det fremgår av figuren at dette blir en kurver hvor det f.eks. kan opptre et maksimum i fluksen ut av sedimentet.

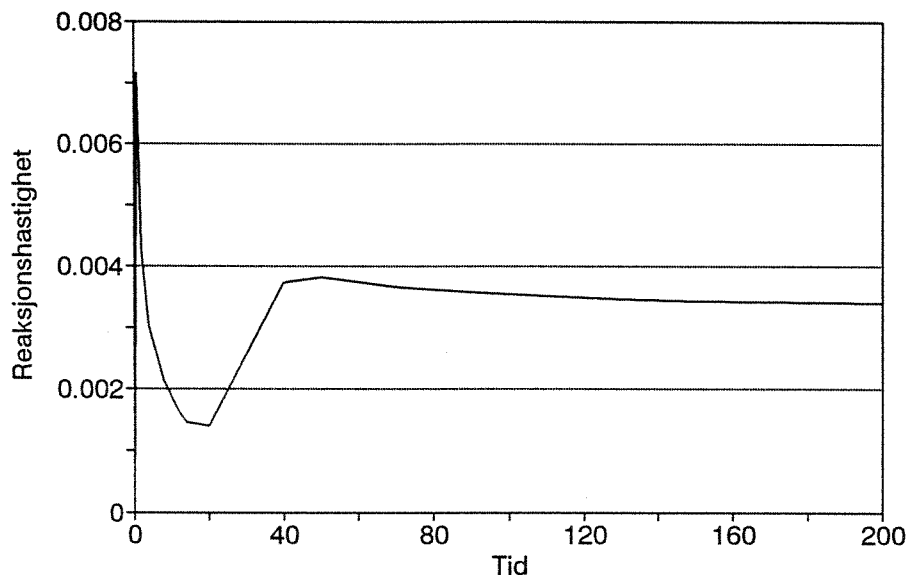
Ved rørforsøkene er det observert en utfelling av treverdige jernhydroksid på sedimentoverflaten i enkelte rør til en viss tid. Det kan også føre til en reduksjon i fluks av metaller, noe som antakelig kan gi enda mer utpregede maksima i tid/fluks-kurven.

Fluksen er i prinsipp den parameter som best beskriver avgangens potensiale for å avgi forurensning. Ved vurderingen av rørforsøkene var det vanskelig å se på enkeltforsøk og trekke vidtgående konklusjoner. Forsøkene forløp ble ofte ikke så jevne og entydige som det kunne forventes under de kontrollerte betingelser som man syntes å ha. Det kan skyldes analysefeil men det er mer sannsynlig at det skyldes faktorer som man foreløpig ikke har oversikt over.



Figur 4.1.3 Reaksjonskinetikk. Teoretisk kurve for forløp av en autokatalytisk reaksjon med en ytre begrensning. Tiden er angitt relativt.

Riktignok er alle resultatene som legges til grunn for beregninger differanser mellom to analyseresultater, slik at usikkerheten fordobles. I tillegg vil det være en viss fare for oppvirvling av avgang ved uttak av prøver for analyse. Sammenhengen mellom de ulike analysevariable og de variasjonsmønstre som finnes fra forsøk til forsøk tyder på at de resultatene som er oppnådd i rørforsøkene beskriver de reaksjoner som skjer.



Figur 4.1.4 Teoretisk fluks av forurensninger fra et sediment. Kurven viser resultatene av en diffusjon og en autokatalytisk prosess. Kurven illustrerer bare et mulig forløp og bygger ikke på reelle data fra et sediment.

Ved vurdering av resultatene av rørforsøkene er det brukt ulike metoder:

- * Grafiske fremstillinger av fluks over tid er vurdert subjektivt. Resultatene er inndelt i grupper etter kurvenes forløp for de ulike komponentene.
- * Beregning av midlere fluks over forsøkets varighet.
- * Klassifisering etter siste fluks-verdien i et forsøk, vanligvis etter ca. 100 døgn.

Det er i alt utført 23 rørforsøk med avgang fra sulfidmalmgruver med ved NIVA. Av disse er 9 fra svenske gruver. Dessverre er avgangen som er brukt til forsøkene ikke alltid beskrevet godt kjemisk, og analysene av andre prøver fra samme område må tjene som referanse.

Resultatene av disse beregningene er subjektivt klassifisert og sammenliknet i det følgende:

Det er en del overraskende resultater fra rørforsøkene hvis man utelukkende ser på forsøksresultatene. Først og fremst er det interessant at de prøvene hvor pH er lavest og avtar mest, ikke har den største fluks av sulfat. Dette er til dels overraskende, fordi oksidasjonen av sulfid som fører til øket sulfat-konsentrasjon i sedimentet, samtidig frigir hydrogenioner som ville gitt en pH reduksjon. Uten å gå i detalj kan det være flere forklaringer på dette. Det kan bl.a. foregå en nøytralisasjon av syre med basiske komponenter som kalkspatt eller overskudd av hydrat kalk i avgangen. Det er også mulig at fluks av sulfat skyldes sulfat eller andre liknende forbindelser i avgangens opprinnelige porevann og ikke skyldes oksidasjon av avgang primært.

Av andre sammenhenger kan nevnes at de fleste prøvene som avgir mye sink har samtidig en markert utvikling mot lavere pH. Årsakssammenhengen i dette tilfellet kan ikke uten videre fastslås, idet resultatene ikke angir hvilken variabel som er uavhengig og hvilken som er den/de avhengige under forsøkene.

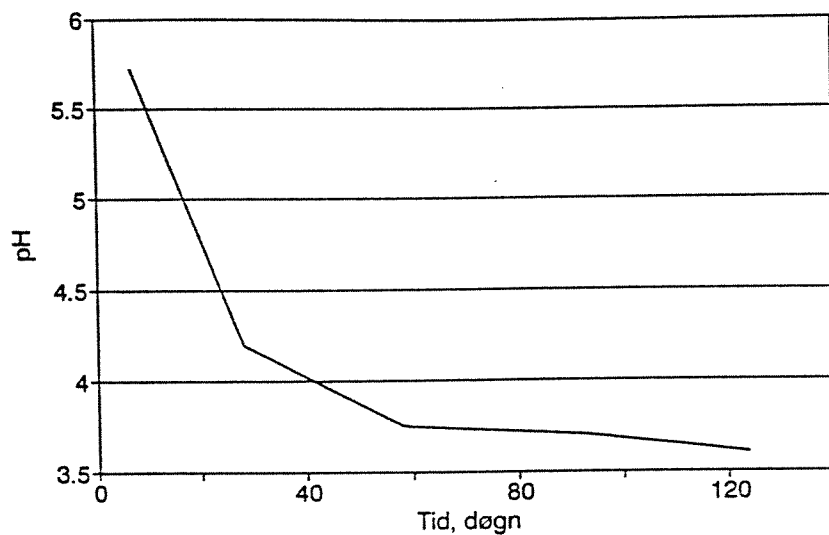
Når man går nærmere inn på resultatene og knytter dem konkret til avgangsdeponier, fremkommer noen klare konklusjoner.

Mest iøynefallende er resultatene for Huddingsvatn og Grong Gruber. Til tross for at avgangen fra flotasjonsverket inneholder 24 % svovel, er det en klar økning av pH gjennom forsøk der denne avgangen inngår. I utgangspunkt er avgangen basisk og har stor evne til å stabilisere pH i omgivelsene. Det er praktisk talt ingen fluks av tungmetaller ut av sedimentene fra disse forsøkene. Fluks av sulfat er derimot relativt høy, og blant de høyeste for de norske gruvene. Utløsningen av sulfat er stort sett avtakende gjennom forsøket og kan skyldes høye konsentrasjoner av sulfat i porevannet ved forsøkens start. (Molekylær diffusjon).

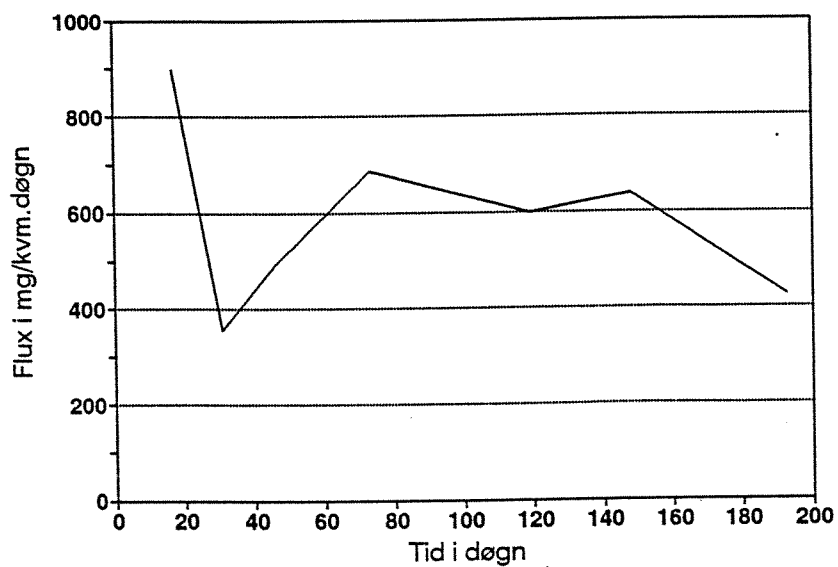
Den avgangen som klarest skiller seg ut med høyere fluks av metaller og klart avtakende verdier for pH under forsøkene, er prøvene fra Bleikvassli. Det gjelder både prøver fra Kjøkkenbukta og fra den gamle avgangsdammen.

Nivået for utløsning av forurensningskomponenter fra avgang varierer betydelig fra prøve til prøve. Som eksempel kan nevnes sink, der fluks fra prøver fra Løkken i hele forsøksperioden har ligget mellom 2 og 8 mg Zn/m² · døgn, mens tilsvarende forsøk med avgang fra Bleikvassli har gitt fluksverdier på 15 - 35 mg Zn/m² · døgn. Prøver fra Grong Gruber har stort sett gitt verdier under 1 mg Zn/m² · døgn, mens prøvene fra Dausjøen har ligget omkring 1 - 9 mg Zn/m² · døgn. De innbyrdes forskjellene mellom prøver fra samme områder var relativt små, og det er vanskelig å finne annen forklaring på disse resultatene enn at fluksen av sink er avhengig av avgangens sammensetning.

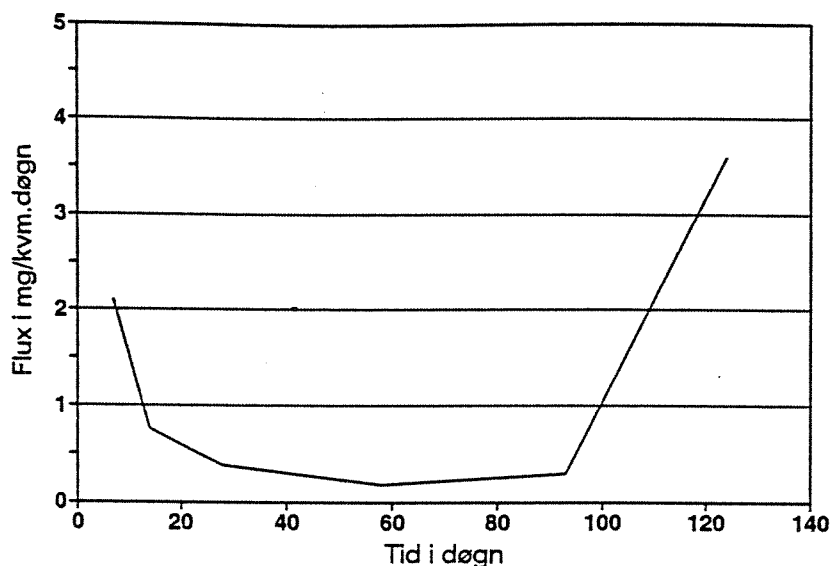
Figur 4.1.5 - 4.1.7 viser eksempler på kurver som er laget på grunnlag av rørforsøk.



Figur 4.1.5 Utvikling av pH i rørforsøk med avgang fra avfallsdeponiet i Lille Bleikevatn, Bleikvassli.



Figur 4.1.6 Fluks av sulfat fra sediment i rørforsøk med avgang fra Huddingsvatn, Grong Gruber.



Figur 4.1.7 Fluks av sink fra rørforsøk med avgang fra Bjørndalsdammen, Løkken.

4.2 Kolbeforsøk

4.2.1 Metoder

For å få et mål for maksimal utløsning av metaller og sulfat fra avgang, er det også utført en del forsøk der oppslemminger av avgang i vann er holdt i kontinuerlig bevegelse over lengre tid. Dette sikrer god kontakt mellom fasene og må antas å gi den beste betingelse for utløsning av stoffer. Avgangspartiklene har en så høy tetthet at selv med en slik omrøring samles en betydelig del av faststoffet på bunnen av kolbene, men avgangen er hele tiden i bevegelse, og kontakten mellom vann og fast fase er god.

De fleste slike forsøk er gjennomført på følgende måte:

I 5-liters ståkolber ble ca. 30 og 300 gram sand tilsatt 3 liter vann (1 og 10% våtvekt) fra Maridalsvatnet nær NIVA (Tabell 4.2). Tørrestoffinnholdet i avgangen ble målt i en separat prøve før tilsetning av vann, slik at kolbenes innhold av de ulike komponenter ved forsøkets start kunne beregnes.

Blandingene ble satt på et ristebord slik at de hadde kontinuerlig omrøring under hele forsøket. Temperaturen var konstant 20 °C og ristebordet hadde ca. 150 frem og tilbake-bevegelser pr. minutt. Ved denne behandlingen er det antatt at vannfasen hele tiden er i likevekt med luften utenfor kolben.

Prøver fra kolbene ble analysert etter noe varierende tid, med forholdsvis korte intervaller i starten og suksessivt lengre etter hvert. Varigheten av et forsøk har variert fra ca. 100 døgn og opp til ca. et halvt år. Analysene ble utført på filtrerte prøver. Den mengde som ble tatt ut for analyse hver gang var så liten (25 ml) at det ikke har praktisk betydning for konsentrasjonene i kolbene. Samtlige prøver ble

analysert på pH, sulfat, kopper, sink, jern og bly. Fordi uttakene hadde så små volum, var det nødvendig å fortynne prøvene før analyse av sulfat og tungmetaller. Dette har for enkelte forsøk gitt relativt stor usikkerhet i resultatene. Eksempler på slike utvaskingskurver er vist i figurene 4.8 - 4.13.

4.2.2 Resultater

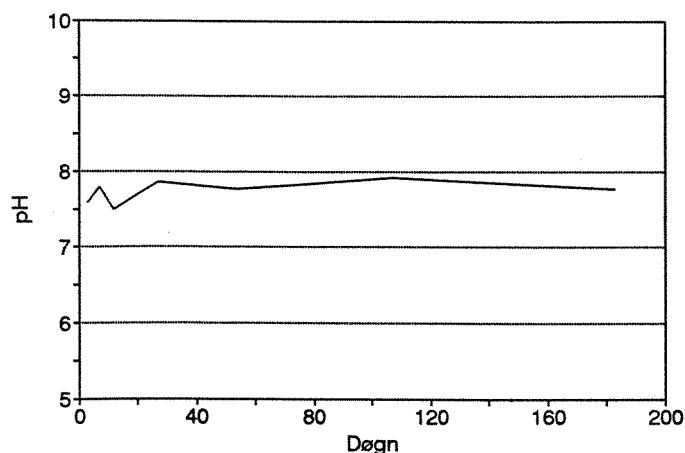
Det er utført langt færre kolbeforsøk enn rørforsøk. Datamaterialet er derfor mye mindre, og gir ikke grunnlag for å relatere resultatene direkte til de enkelte avgangsprøvene. For norske gruver er utvalget av forsøk begrenset til Skorovatn og Grong. I tillegg er avgang fra to svenske gruver testet på samme måte. I prøvene fra Skorovatn er vannfasen vann fra den lokale resipienten, Dausjøen, som er sur og tungmetallholdig. Analyseresultater for dette vannet finnes i tabell 4.2.1.

Tabell 4.2.1 Analyseresultater for vann fra Dausjøen, Skorovatn
Vannet er benyttet til utvaskingsforsøk med avgang fra Skorovas Gruber.

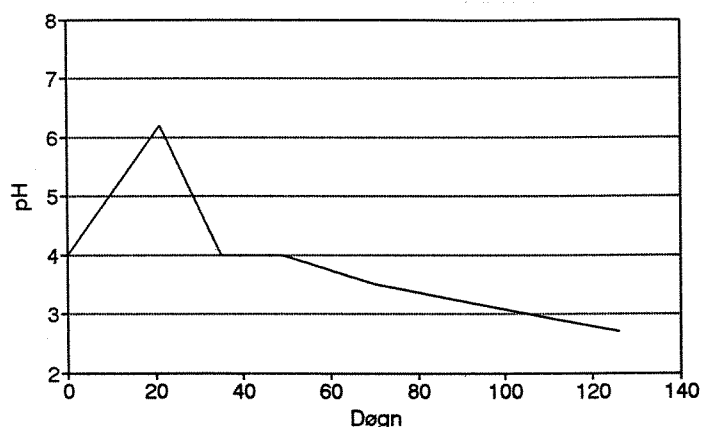
pH		4,0
Sulfat	mg/l	156
Jern	mg/l	0,57
Kopper	mg/l	0,59
Sink	mg/l	4,7

Avgangsprøven fra Grong er tatt i avløpet fra oppredningsverket, mens avgangen fra Skorovatn er laget ved prøveflotering ved Oppredningslaboratoriet ved NTH i Trondheim.

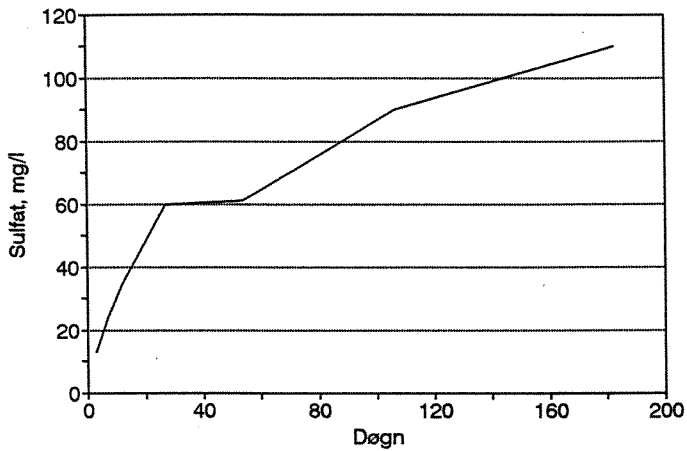
Figurene 4.2.1 - 4.2.6 viser utvikling i pH, sulfat og sink i 1 %-suspensjonen for prøver fra Grong og Skorovatn. Utviklingen i tilsvarende prøver fra Stekenjokk og Garpenberg gruver i Sverige (Arnesen og Bjerkeng 1987, 1991) var svært lik den i prøven fra Grong. Ut fra dette kan det fastslås at resultatene fra Skorovatn er markert annerledes enn for de andre prøvene, idet pH synker merkbart og utløsning av sulfat og sink er nesten 10 ganger så høy som i prøven fra Grong.



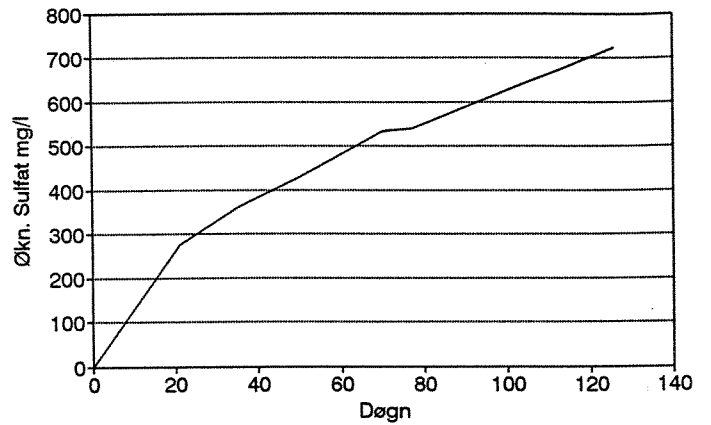
Figur 4.2. pH-utvikling i kolbeforsøk med avgang fra Grong (1 %)



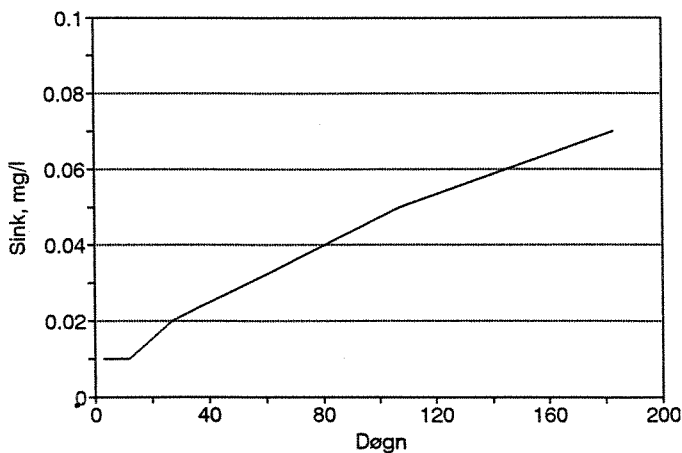
Figur 4.2.2 pH-utvikling i kolbeforsøk med avgang fra Skorovatn (1%)



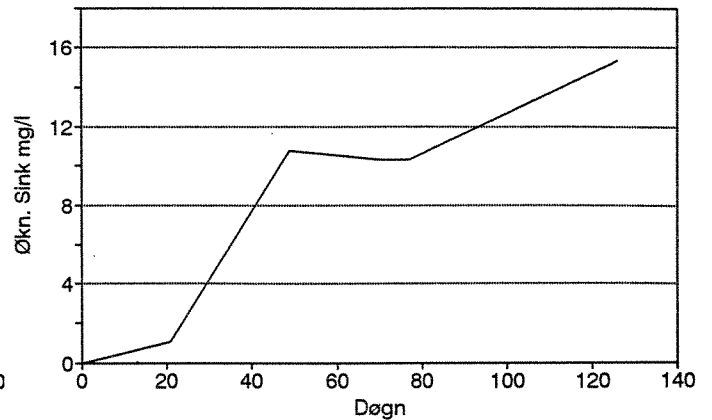
Figur 4.2.3 Utløsning av sulfat ved kolbeforsøk med avgang fra Grong (1%).



Figur 4.2.4 Utløsning av sulfat ved kolbeforsøk med avgang fra Skorovatn. Kurven angir konsentrasjonsøkning (1%).



Figur 4.2.5 Utløsning av sink ved kolbeforsøk med avgang fra Grong (1%).



Figur 4.2.6 Utløsning av sink ved kolbeforsøk med avgang fra Skorovatn. Kurven angir konsentrasjonsøkning (1%).

Med bare en prøve som er "annerledes", er det umulig å avgjøre om det er avgangen eller vannet som har størst betydning for resultatet. Resultatene av rørforsøkene viser imidlertid at det finnes faktorer som innvirker betydelig på utløsningen av komponenter fra avgangen.

4.3 Sammenfatning av resultater fra laboratorieforsøk

Laboratorieforsøk i små dimensjoner og over begrenset tidsrom kan ikke erstatte langsiktig feltarbeid for å beskrive utviklingen i vanndekkede avgangsdeponier. De rør- og kolbeforsøk som er gjennomført til nå har hatt to hovedmål:

1. Å skaffe grunnlagsdata for en langsiktig prediksjonsmodell for forurensningsutviklingen i et avgangsdeponi.
2. Å få erfaringer med forskjellige typer avgangs kjemiske egenskaper i et vannmiljø.

Oppgaven i pkt. 1 vil bli nærmere omtalt i neste kapittel. Arbeidet har i korthet gått ut på at NIVA i prosjektarbeid for et svensk gruveselskap utarbeidet en enkel matematisk modell for den kjemiske utviklingen i et vanndekket deponi. Laboratorieforsøkene har bidratt til å fremskaffe data som utgjør grensebetingelsene ved kjøring av modellen. Denne modellen er bare benyttet på data fra Skorovatn i Norge.

Pkt. 2 er i stor grad oppfylt gjennom de forsøk som er gjort. Hovedtrekkene i resultatene viser at laboratorieforsøk kan brukes til å få frem grunnleggende egenskaper ved avgangen, noe som vil være svært viktig ved åpning av ny gruvevirksomhet eller ved nedleggelse av avgangsdeponier etter bruk.

Forsøk med så liten dimensjon og med så lange prøvetakingsintervall som det hittil er benyttet, gir resultater som det kan være vanskelig å tolke i detalj. Resultatene må derfor ikke brukes ukritisk til kvantitative beregninger. Som orienterende undersøkelser og som grunnlag for valg av rammebetingelser ved teoretiske beregninger kan de gi god informasjon.

Forsøkene er relativt billige, krever små forberedelser og kan gi svar i løpet av forholdsvis kort tid. Til nå har de gitt nyttig informasjon og slike forsøk bør derfor fortsette med begge de tidligere nevnte mål for øyet.

5. Modeller

5.1 Generelt

"Modell" er et ord som har mange betydninger avhengig av sammenhengen det brukes i. Innen naturvitenskapen forstås ordet ofte som et abstrakt begrep i form av en skjematisk eller en matematisk modell. I det følgende er ordet modell benyttet om begrepet "matematisk simuleringmodell". En slik modell er basert på naturlover som kan formuleres eksakt og etterprøvbart. Eksempler på slike naturlover er bevegelseslovene i mekanikken, termodynamikkens grunnleggende lover etc.

Jo mer abstrakt og komplisert et system blir, jo vanskeligere er det å beregne sammenhenger med slike enkle relasjoner (naturlover) og sammenhengen med virkeligheten blir mindre åpenbar. Resultatene som oppnås ved bruk av slike modeller kan dessuten til tider avvike betydelig fra de resultater man observerer i naturen. Modellen er med andre ord ikke presis nok. Et typisk eksempel på dette kan være modeller som brukes til å forutsi været. Selv med et stort datamateriale og med store maskiner for databehandling, er det vanskelig å forutsi været i mer enn noen få dager. Av og til lykkes ikke engang det.

Det er likevel viktig å ta i bruk modeller i naturbeskrivelsen. For det første krever formuleringen av en modell en gjennomtenkning av problemstillingen og en bruk av tilgjengelige data som man ellers neppe ville gjort. Samtidig krever dette arbeidet at det settes opp en hypotese om hvilke forhold som har vesentlig betydning for prosessens forløp. Bare fremtidige målinger kan vise i hvilken grad hypotesen er korrekt. Med et slikt utgangspunkt kan modellen som arbeidsverktøy bidra til at hypotesen stadig forbedres, inntil overensstemmelsen med praktiske observasjoner blir tilfredsstillende. Den fremgang man har hatt innen atomfysikken i dette århundret er nettopp basert på en slik arbeidsform.

Nytten av å formulere en modell er derfor tosidig. På den ene siden å formulere en presis og etterprøvbart problemstilling og på den annen side å kunne forutsi en utvikling i et system med en på forhånd angitt presisjon.

Det finnes flere typer modeller som kan tas i bruk for naturvitenskapelige systemer. To hovedtyper er de som:

1. baseres på en matematisk beskrivelse av systemets enkelte samvirkende prosesser.
2. anvender en matematisk/statistisk bearbeiding av observasjoner som allerede foreligger om systemet for å formulere en beste tilnærming til datamaterialet.

Modeller av kategori 1 er det ofte vanskelig å sette opp, idet kunnskapene om de prosessene som inngår i systemet er ofte utilstrekkelige. Beregninger i slike systemer kan bli vanskelig fordi de matematiske likningene som beskriver delprosessene hver for seg, ikke lar seg løse enkelt, f.eks. ulike differensiallikninger. Samspillet mellom disse likningene kan igjen gi ytterligere problemer. Fordelen med denne typen modeller er at den går inn på de fenomener som virkelig skjer i naturen. Ulempen er som allerede nevnt at de kan være vanskelige å formulere og anvende. Med moderne EDB, er problemene med anvendelsen av modellene redusert betydelig.

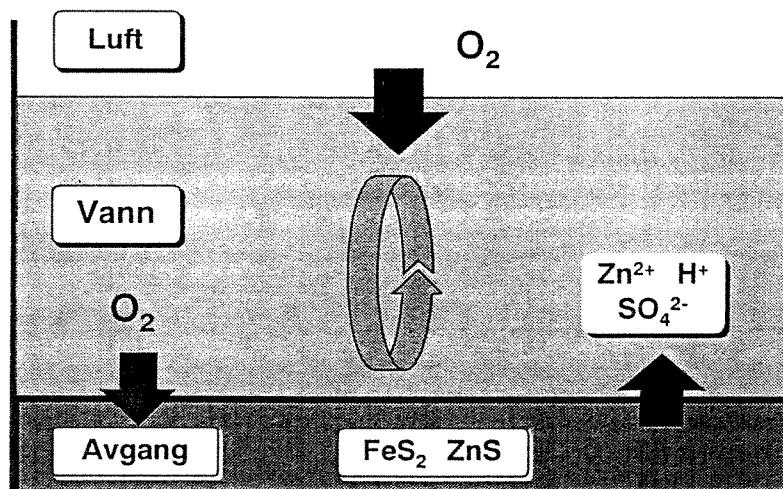
De statistiske modellene (pkt. 2) har sin fordel i at de er enkle å formulere og beregningene som kreves går med moderne teknologi forholdsvis greit. Modellene er formulert av statistikere på forhånd, og i såkalte statistikkpakker for ulike datamaskiner kan modellene velges i menyer. Problemet med denne typen modeller er at gyldighetsområdet er basert på statistiske egenskaper i datamaterialet, noe som ikke alltid er lett å kontrollere. Modellens sammenheng med de prosesser som virkelig foregår er det dessuten vanskelig å se.

5.2 Modeller for avgangsdeponier under vann

Det er utarbeidet flere modeller for forurensningsproduksjon og avrenning ved avgangsdeponier (Magnusson og Rasmuson 1982, CANMET 1991). Disse modellene anvendes på deponier der en del av avgangen ligger over grunnvannsnivå, og hvor oksygentransporten til oksidasjonssonen foregår i gassfasen. Man ser i noen grad bort fra den avgangen som ligger under det permanente grunnvannsnivået. Den foreliggende rapporten vurderer først og fremst avgangsdeponier der avgangen er fullstendig dekket av vann, og de nevnte modellene vil gi lite eller ingen informasjon.

Ved NIVA er det derfor utviklet en modell som kan benyttes for å anslå utløsningen (fluksen) fra et slikt vanddekket deponi. Også denne modellen tar utgangspunkt i oksygentransporten frem til oksidasjonssonen.

Fordi avgangen ofte består av blandinger av mineraler, og en rekke ulike prosesser kan foregå i porevannet i avgangen, er det vanskelig å beregne oksidasjonene ved å kvantifisere alle de ulike prosessene som foregår på et teoretisk grunnlag. I figur 5.2.1 er en del av de aktuelle prosessene forsøkt illustrert på skjematisk.



Figur 5.2.1 Prinsippskisse for oksygentransport i et vanddekket avgangsdeponi.

Avgang fra et flotasjonsverk inneholder en rekke mineraler med varierende fysiske og kjemiske egenskaper. Det er vel kjent at disse mineralene kan forvitte ved påvirkning av fuktighet og luftens oksygen. Derved frigjøres stoffer som er oppløselige i vann. I tillegg har noen sulfidmineraler en viss løselighet i vann, selv uten oksidasjon.

Flere forhold vil være bestemmende for den tungmetallpåvirkning en gitt avgang gir i en resipient:

- Areal av flaten som reelt er eksponert mot vann.
- Transporthastighet i systemet, både for oksygen frem til sulfidmineralene og forurensningskomponenter fra sediment til fri vannmasser.
- Reaksjonskinetikk og løselighetsforhold.

"NIVA-modellen" tar bare hensyn til noe av dette og ser bl.a. bort fra reaksjonskinetikk og løselighetsforhold.

Hovedprinsippet denne modellen bygger på, er at transportprosesser i sedimentene er langsomme og derfor begrensende for utløsning av forurensende stoffer fra avgangen. Stort sett vil transport av oksygen og ioner foregå ved molekylær diffusjon. Transport i fri vannmasser og mellom sediment og vann antas derimot å være raske og derfor uten betydning for reaksjonens samlede hastighet. Det forutsettes også at prosesser som frigir metaller og sulfat fra avgangen forbruker oksygen, og at transport av oksygen som deltar i reaksjonen frem til området der oksidasjonen foregår, er det hastighetsbestemmende ledd i hele prosessen. Det hele er selvfølgelig en balanse mellom en rekke reaksjoner som igjen er avhengige av hvilke transportprosesser som er dominerende.

Det matematisk-fysiske grunnlaget for denne modellen er beskrevet i flere NIVA-rapporter, (Arnesen og Bjerkeng 1987, 1991)

5.3 "NIVA-modellen"

Modellen tar utgangspunkt i overføring av oksygen fra atmosfæren gjennom vannfasen til sedimentet, og avgangens porevann, som praktisk talt ikke er i bevegelse. Utløsning av metaller kan derfor beskrives ved de likninger som beskriver oksygenets transport i vann i de ulike deler av systemet.

De forskjellige komponentene i avgangen - oftest pyritt (FeS_2), kobberkis (Fe, CuS_2) og sinkblende (FeZnS) - deltar i forskjellig grad i oksidasjonsforløpet, og det har vært nødvendig å gjennomføre laboratorieforsøk for å angi "tilgjengeligheten" for de ulike mineralene i prosessen.

Modellen er anvendt i sin nåværende form på to svenske avgangsdeponier, og figurene 5.3.1 og 5.3.2 viser eksempler på de tidsforløp for utløsning som er beregnet.

Det er foreløpig ikke gjort modellkjøringer på noe norsk deponi, bortsett fra det arbeidet som ble gjort da deponiet i Dausjøen i Skorovatn ble lagt ned. Hensikten med modellarbeidet var da å avgjøre betydningen av det såkalte gråberglokket som ble lagt over avgangen da. Modellen ble opprinnelig utviklet på et NORD-anlegg, men er nå overført til PC-system og kan forholdsvis enkelt kjøres når det nødvendige datagrunnlag foreligger.

I det følgende er det gjort rede for denne modellen slik den sist ble brukt ved NIVA.

Avgangsdeponiet betraktes som et sylindrisk basseng med horisontal bunn med areal A og med høyde h (Jfr. figur 5.2.1).

Tilførslen av oksygen kan da uttrykkes slik:

$$q_i = (A \cdot K_L + Q_v) \cdot (C_m - C_0) \quad (1)$$

hvor

q_i = oksygentilførsel pr. tidsenhet

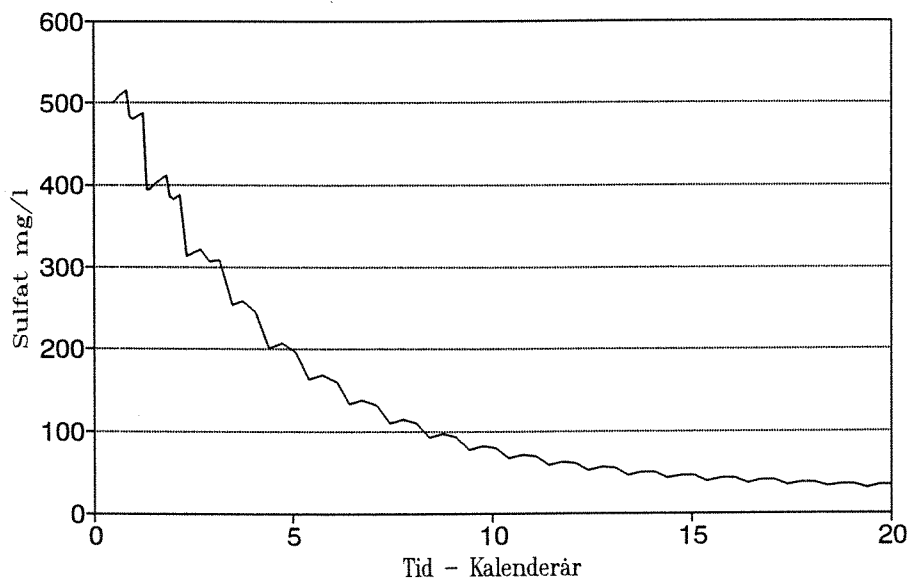
K_L = overgangskoeffisient luft/vann

Q_v = tilrenning til avgangsdeponiet

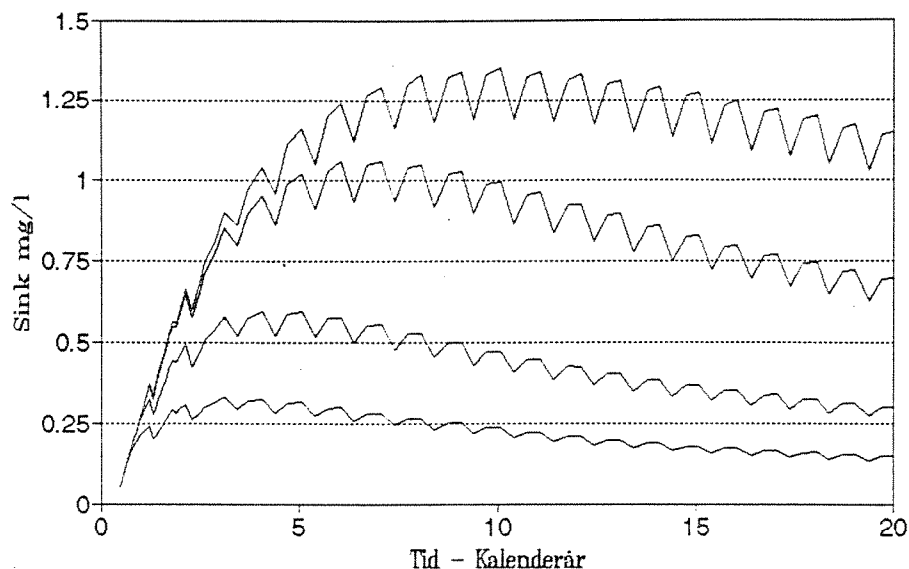
C_m = metningskonsentrasjon av oksygen

C_0 = aktuell konsentrasjon i innsjøens overflatelag

Overgangskoeffisienten K_L har dimensjonen lengde/tid, og kan sees på som uttrykk for transporten gjennom et tynt overflatesjikt (grensesjikt) hvor de turbulente bevegelsene er hemmet og oksygengradienten er stor i forhold til i vannmassene ellers.



Figur 5.3.1 "NIVA-modellen". Forløp av sulfatkonsentrasjonen i et vanndekket avgangsdeponi. Ujevnhetene på kurvene representerer årstidsvariasjoner.



Figur 5.3.2 "NIVA-modellen". Forløp av sinkkonsentrasjonen i et vanndekket avgangsdeponi. De forskjellige kurveforløpene representerer ulike forutsetninger ved modellkjøringen. Ujevnhøhetene på kurvene representerer årstidsvariasjoner.

Transport fra overflate til bunn kan beskrives med en diffusjonskoeffisient som er konstant med dyppet ved en likning:

$$q_2 = \frac{A \cdot K}{h} \cdot (C_0 - C_b) \quad (2)$$

hvor

q_2 = oksygentransport (mengde/tid)

K = blandingskoeffisient ("diffusjonskoeffisient")

C_b = oksygenkonsentrasjon i vannet like over bunnen.

Blandingskoeffisienten K har dimensjon areal/tid, og uttrykker virkningen av turbulent blanding i deponiet. K varierer i alminnelighet med vind og sjiktning i vannet. I modellen er det antatt at vertikaldiffusjonen i de fri vannmasser er så stor at den ikke bidrar til å begrense oksygentransporten vesentlig, dvs. at C_0 og C_b tilnærmet er like i likningen ovenfor.

Oksygenet må også transporteres ned i sedimentet. I selve faseovergangen vann/sediment vil det være et grensesjikt med begrenset turbulens på samme måte som i overflaten. Dersom det ikke er noe dekke over

avgangen, kan det tenkes å være en gradvis overgang fra vann til avgang, med fine partikler suspendert i vannfasen. Vi ser her bort fra denne muligheten, og transporten ned i avgangen beskrives med likningen:

$$q_3 = \frac{P \cdot A \cdot D_s}{d} \cdot (C_h - C_s) \quad (3)$$

hvor

q_3 = oksygentransport

P = brøkdel av arealet dekket av avgang

D_s = diffusjonskoeffisient i sediment

d = tykkelse av sediment ned til det dyp hvor det meste av oksygenforbruket (oksidasjonen) foregår.

Diffusjonskoeffisienten D_s i sedimentet avhenger av sedimentets struktur og hvilket stoff som diffunderer. Som en øvre grense kan vi benytte verdien for molekylær diffusjon i vann, som er av størrelsesorden 10^{-9} m²/s. Hvis diffusjonen skjer ved molekylær diffusjon i porevann i sedimentet, kan den effektive diffusjonskoeffisienten være en del lavere enn dette (Jørgensen og Gromiec 1989).

Hvis d varierer, kan (3) isteden skrives:

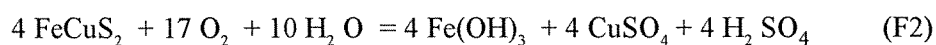
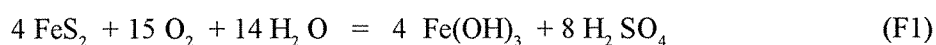
$$q_3 = \int \frac{D}{d} \cdot (C_h - C_s) \quad (4)$$

hvor d og C_s kan variere.

Likningene (1) - (4) representerer en enkel modell for oksygentransport fra atmosfæren til en reaksjonsflate i sedimentet, hvor oksygenkonsentrasjonen er lik null, alt oksygen er forbrukt til oksidasjon av sulfidmineraler.

Denne modellen kan koples sammen med uttrykk for produksjon og transport av H_2SO_4 , løst Cu^{++} og Zn^{++} , og gi en total modell for tidsforløpet etter at utløsningen starter.

I denne modellen er det totale oksygenforbruket fordelt på tre reaksjoner gitt ved reaksjonslikningene:



Det gjøres ved å erstatte likningen for den totale oksygentransporten nedover i sedimentet (3) med følgende tre likninger:

$$q_{SO_4} = \frac{P \cdot A \cdot D_s}{d_{SO_4}} \cdot [O_2] \cdot f_{SO_4}$$

$$q_{\text{Cu}} = \frac{P \cdot A \cdot D_s}{d_{\text{Cu}}} \cdot [\text{O}_2] \cdot f_{\text{Cu}}$$

$$q_{\text{Zn}} = \frac{P \cdot A \cdot D_s}{d_{\text{Zn}}} \cdot [\text{O}_2] \cdot f_{\text{Zn}}$$

Den totale transport av oksygen ned i sedimentet, tilsvarende q_s i likning (3) blir da

$$q_{\text{tot}} = q_{\text{SO}_4} + q_{\text{Cu}} + q_{\text{Zn}}$$

De tre reaksjonene foregår i modellen i hvert sitt dyp (d_{SO_4} , d_{Cu} , d_{Zn}) men styrt av den samme oksygenkonsentrasjon $[\text{O}_2]$ i vannmassene. det er antatt at dett er full blanding i hovedvannmassene over sedimentet. Fordelingstallene f_{SO_4} , f_{Cu} og f_{Zn} angir fordelingen på de tre reaksjonene dersom de foregår i samme dybde i sedimentet. De forutsettes å ha sum 1.

Denne måten å formulere samspillet på er ikke teoretisk tilfredsstillende, men det gir i alle fall en kvalitativ beskrivelse.

6. Sammenfattende diskusjon

6.1 Generelt

Her i landet er flotasjonsavgang fra sulfidmalmgruver systematisk deponert under vann i mer enn 20 år. Alle gruver av denne art som har lagt om eller startet ny virksomhet i denne tiden, er pålagt å deponere avgangen under vann, enten i kunstige dammer eller i innsjøer. Som tidligere presisert gjelder denne rapporten kun forhold i ferskvann. For gruver med utslipp til sjøvannsresipienter har vurderingene vært noe annerledes. Tabell 6.1.1 gir en oversikt over undervannsdeponier som har vært i bruk her i landet i løpet av disse årene.

Tabell 6.1.1 Oversikt over undervannsdeponier for avgang i Norge

Sted	Fylke	Deponeringsmåte	Svovelinh. %
Bleikvassli Gruber	Nordland	Innsjø, S. Bleikevatn	16
Folldal Verk	Oppland	Dam, Hjerkin	4 - 16
Grong Gruber	N.-Trøndelag	Innsjø, Huddingsvatn	35
Løkken Gruber	N.-Trøndelag	Dam, Løkken	36
Røros Kobberverk	S.-Trøndelag	Innsjø, Orvsjøen	10-15
Skorovas Gruber	N.-Trøndelag	Innsjø, Dausjøen	30
Sulitjelma Gruber	Nordland	Innsjø, Langvatn	15-20

Med så lang erfaring på dette feltet skulle en tro at resultatene skulle være entydige og at fremtidens avrenning fra disse deponiene var godt forutsigbare. Så enkel er imidlertid ikke situasjonen. NIVA sitter med et stort datamateriale som er referert i denne rapporten, men hvilke generelle konklusjoner som kan trekkes ut av materialet er kanskje ikke så åpenbare.

Derimot kan man med stor sikkerhet trekke konklusjoner om hvordan forholdene ville ha utviklet seg dersom deponeringen hadde skjedd mer tradisjonelt, på tørt land. All erfaring til nå tyder da på at avgang med så høyt svovelinnhold (30 - 40 %) ville ha utviklet sur, tungmetallholdig avrenning i løpet av den tiden vi har fulgt opp deponiene. Full utvikling i oksidasjonen ville vi imidlertid neppe fått før virksomheten var nedlagt og deponiet forlatt.

Transporten av metaller ut av slike tørre deponier av sulfidmineraler er ofte høy. Som eksempel kan nevnes Kongens gruve i Nordgruvefeltet ved Røros. I tabell 6.1.2 er avrenning herifra sammenliknet med avrenningen fra avgangsdammen i Løkken. Av tabellen fremgår det at transporten fra dammen i Løkken er mindre enn 10 % av avrenningen fra dammen i Kongens-området. Avgangsmengden og svovelinnholdet i Løkken er betydelig høyere enn i avgangsdammen ved Kongens gruve.

Tabell 6.1.2 Forurensningstransport fra avgangsdeponier

1. Løkken (Vanndekket)
2. Kongens, Røros (Ikke vanndekket)

Deponi	Kopper tonn/år	Sink tonn/år
Avgangsdam, Løkken	0.045	0.250
Avgangsdam, Kongens	0.5	3.0

Årsaken til denne forskjellen i forurensningsproduksjon antar vi er styrt av tilgjengelighet av oksygen i de to typene deponier. Vann er et dårligere medium for transport av oksygen enn luft, og spesielt overføres oksygen meget langsomt i stillestående vann.

NIVA har også erfaringer med undersøkelser av avgangsdeponier som bare er delvis vanddekket. Uten å gå i detaljer bekrefter disse undersøkelsene dette forholdet. Mens det over grunnvannsnivået finnes sterkt okerfarget og forvitret avgang, har avgangen under grunnvannsnivå sin opprinnelige farge og er lite oksidert.

Ytterligere indikasjon på dette får vi ved å sammenlikne analyseresultater fra porevann fra avgangen i det vanddekkede deponiet i Løkken (Kap. 3.4) med grunnvannsanalyser fra avgangsdammen ved Kongens gruve, Røros (Kap. 8.9). Prøvene er tatt på tilsvarende måte og resultatene er gjengitt i tabell 6.1.3.

Tabell 6.1.3 Sammenlikning av analyseresultater for grunnvann, avgangsdam Kongens gruve - Røros og porevann fra avgangsdam - Løkken.

Lokalitet	Sulfat mg SO ₄ /l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Jern mg Fe/l
Dam - Løkken	900	0.13	9.0	2.4
Avg.dep. - Røros	7300	0.4	506	2370

Prøven fra Røros er tatt i grunnvannet som var oksygenfritt og inneholdt toverdigg jern. Årsaken til de høye konsentrasjonene av sulfat og metaller i dette grunnvannet er at avgangen som ligger over grunnvannsnivå, oksideres raskt. De frigjorte forurensningene vaskes ned i grunnvannet med nedbøren.

Hvorvidt resultatene fra Løkken er influert av prosessvann fra den tiden deponeringen foregikk er det vanskelig å avgjøre, men det kan forklare de forholdsvis høye sulfatkonsentrasjonene som er funnet. Høyere oppe i avgangen (nærmere hovedvannmassene i dammen) var metallkonsentrasjonene betydelig lavere, mens sulfatkonsentrasjonen var noe høyere.

Laboratorieforsøk kan tyde på at surt vann fører til øket utløsning av tungmetaller fra avgang (Kap. 4.2). Særlig viktig er det at avgangen ikke kommer i kontakt med vann som har pH ned mot ca. 3. Treverdige jernioner har under slike forhold høy mobilitet og kan bidra til oksidasjon av pyritt og derved øke utløsningshastigheten betydelig.

Selv om avgangsdeponering under vann etter vår mening reduserer oksidasjonshastigheten og gir lavere forurensningstransport i forhold til den mere tradisjonelle metoden, med tørr avsetning i drenerte dammer og overdekking med løsmasser for revegetering, kan det likevel være miljøeffekter av undervannsdeponering. Disse problemene er ofte knyttet til spesielle forhold ved deponeringsmåten eller til avgangens egenskaper. I det følgende er det gitt en kortfattet oppsummering av slike forhold, illustrert ved eksempler vi har her i landet.

En viktig forutsetning for at denne deponeringsmetoden skal være trygg på lang sikt, er at de hydrologiske forhold er stabile. Bl.a. må kunstige dammer ha tilsyn og vedlikehold.

6.2 Sammenlikning av praktiske erfaringer

6.2.1 Kunstige dammer

Ingen av de steder hvor avgangsdeponering under vann har vært praktisert er forholdene like, og derfor er erfaringene til dels forskjellige.

De to stedene der avgang er deponert i kunstige dammer - **Løkken og Hjerkin** - er erfaringene når det gjelder tungmetaller relativt gode. I driftstiden var utslipp av kopper og sink lave i forhold til det som er vanlig i gruveavrenning.

Fra dammen i Løkken varierte årsmiddel en del, men var alle årene mindre enn 1 mg Cu/l og mindre enn 2 mg Zn/l.

I utløpet fra avgangsdammen på Hjerkin har årsmiddel alle år vært mindre enn 30 µg Cu/l og mindre enn 220 µg Zn/l. I de senere år har sinkkonsentrasjonen i utløpet fra Hjerkinndammen øket noe, men det er usikkert om det skyldes avgangen i deponiet.

Etter at driften i Løkken ble nedlagt i 1987 har pH avtatt noe, og sinkkonsentrasjonen er øket, men den synes å være stabil mellom 1 og 2 mg Zn/l. Kopperkonsentrasjonen synes derimot å ha gått noe ned i de senere årene og ligger under 0,5 mg Cu/l. Vannmengdene ut av Løkkendammen har vært meget små etter at virksomheten ble nedlagt. I perioder er det ikke overløp. Transport av forurensninger fra dammen er foreløpig neglisjerbare i forhold til andre kilder i området.

Den lokale resipientssituasjonen er svært ulik for Hjerkinndammen og for Løkkendeponiet. Avløpet fra Hjerkin går direkte til en praktisk talt upåvirket fjellelv. Utslippene av tungmetaller synes ikke å ha gitt særlig påvirkning, men avløpets innhold av partikler har til tider gitt synlige effekter noen kilometer nedover elva, samtidig som det er påvist en viss lokal effekt på bunndyrfaunaen.

Fra Løkkenområdet føres avløpet fra avgangsdammen til et vannsystem som allerede var sterkt påvirket av gruveavrenning før deponiet ble etablert. I praksis kan det derfor ikke påvises noen effekt av avløpet.

6.2.2 Direkte til vassdrag - innsjøer

Tidligere tiders praksis ved avgangsdeponering var ofte utslipp direkte til elver og vassdrag. Partikkelkonsentrasjonen kunne bli så stor at siktedypet i elvevannet var så liten som ca. 10 cm. Ved det gamle **Folldal Verk i Folldalen** (Hedmark) var det slik man kvittet seg med avgangen i den tiden flotasjonsverket der var i drift. Den lokale ettervirkningen ved en slik deponeringsmåte var imidlertid liten. All avgang synes å være skyllet vekk i flomperiodene i Folla og Glomma og hovedmengden kan antakelig finnes igjen i sedimentene i Glommas munningsområde der eventuelle skadevirkninger av dette ikke er nærmere undersøkt. En slik ukontrollert deponering kan ikke aksepteres idag. Estetiske, praktiske og økologiske virkninger av en slik deponeringsmåte kan bli store. Vi har imidlertid flere eksempler på avgangsdeponering i innsjøer her i landet. Det forutsettes da at avgangen sedimenterer og samles på et begrenset areal på bunnen av innsjøen.

Ved **Skorovas gruver** (Nord-Trøndelag) ble Dausjøen tatt i bruk som avgangsdeponi da selektiv flotasjon ble innført i 1975. Dausjøen er et nesten ideelt naturlig avgangsdeponi. Innsjøen er liten og i forhold til størrelsen er den dyp (ca. 20 m). Den ligger relativt høyt i terrenget, slik at det tilhørende nedbørfeltet blir lite og avrenningen tilsvarende liten. Den største innvendingen mot dette deponiet var en betydelig tilførsel av sur og tungmetallholdig avrenning fra en velte nær innsjøen. I driftsperioden ble dette vannet tilsatt kalk og blandet med avgangen, noe som førte til en meget effektiv sedimentering av

både avgang og tungmetallslam. Da virksomheten ble nedlagt, ble avgangen i Dausjøen dekket med nedmalt gråberg. Dessuten ble det meste av den sure avrenningen avledet fra innsjøen. På grunn av andre tiltak i området som har ført til betydelige inngrep i Dausjøen er det fortsatt surt, tungmetallholdig vann i innsjøen. I dag kan det imidlertid med stor sannsynlighet fastslås at avgangsdeponeringen som sådan ikke har gitt negative effekter i Dausjøen. Det har til nå heller ikke lekket ut så mye metallholdig vann fra den deponerte avgangen at det har betydning i forhold til de øvrige kildene i området.

Laboratorieforsøk med avgang fra Skorovas gruber har vist at surt vann fører til øket utløsning av metaller fra avgang.

Også i **Sulitjelma** (Nordland) har avgangsdeponeringen i en innsjø - Langvatnet - foregått uten at det har vært mulig å påvise direkte virkninger på fisk eller andre organismer i vassdraget. Den øvrige gruveavrenningen fra Sulitjelma-området inneholder imidlertid så høye metallkonsentrasjoner at vannet i Langevatnet antakelig er giftig for vannlevende dyr og planter. En separat vurdering av virkningene av avgangsdeponiet er derfor svært vanskelig.

Ved oppstartingen av **Grong Gruber** (Nord-Trøndelag) var det bestemt at avgangen skulle deponeres i Huddingsvatnet, en relativt stor innsjø nær gruva. Innsjøen var sterkt vindeksponert, og vanngjennomstrømmingen var stor. Allerede etter kort tid kunne det observeres øket partikkelinnhold i vannet og det ble ulemper ved utøvelse av fisket. Enkelte bunndyr forsvant og næringsforholdene for ørreten i innsjøen ble dårligere. I starten var transporten av partikler i vassdraget relativt stor, og det ble påvist tildels store avgangspartikler langt fra utslippsstedet. For å redusere slik partikkeltransport ble det gjort flere forholdsvis enkle tiltak for redusere denne transporten uten at det fullt ut lyktes.

Det ble også påvist en økning i metallkonsentrasjonene i vassdraget. Hvorvidt det påviste metallinnholdet var partikulært eller oppløst var det vanskelig å avgjøre med sikkerhet, men undersøkelser (filtrering) som ble gjort, tydet på at metallene var oppløst.

I 1989/90 ble det bygget et omfattende system av sjetéer i Huddingsvatnet for å redusere forurensningstransporten fra avgangsdeponiet. Dette synes å ha vært et vellykket tiltak, og metallkonsentrasjonene i vassdraget er redusert betydelig. Hvorvidt det også resulterer i en rehabilitering av de biologiske forhold i vassdraget er det for tidlig å avgjøre.

I **Bleikvassli** har det vært deponert avgang i forskjellige deponier i løpet av driftstiden som startet i 1957. I den første tiden foregikk avgangsutslippet relativt ukontrollert til en del av Lille Bleikvatn. Etter hvert bygget det seg opp banker av avgang over vann her og det ble bygget en enkel dam som deler innsjøen i to. Hovedmengden av denne gamle avgangen ligger idag under vann i denne dammen som ble bygget i innsjøen. Avrenningen fra avgangen kan ikke skilles fra avrenningen fra spredt avgang og annet gruveavfall i området. Det er imidlertid grunn til å tro at avgangen bidrar med relativt lite av den totale forurensningsmengden fra området.

I 1984 ble avgangsdeponeringen overført til et undervannsutslipp i en naturlig avgrenset del av Store Bleikevatn. Utslippet gir ikke store synlige virkninger, men innhold av tungmetallene sink og bly har øket betydelig lokalt i området der utslippet foregår. Hvorvidt denne økningen skyldes partikkeltransport eller oppløste metaller har det vært vanskelig å fastslå, men med de metoder som er brukt (filtrering, dialyse) tyder resultatene på at metallene er oppløst.

For de fleste av avgangsdeponiene er det også gjort spesielle undersøkelser i laboratoriet eller i felt for å se på utløsning av metaller. Undersøkelsene har vist at det kan være betydelige forskjeller på hvordan avgangen reagerer over tid. De avganger som har vist en viss reaktivitet med relativt høy metallutløsning ved feltundersøkelser i deponiet, har også vist seg å gi høy utløsningshastighet i laboratorieforsøk. I særlig grad gjelder dette avgangen fra Bleikvassli som skiller seg i vesentlig grad fra de øvrige avgangstyper som er undersøkt. Avgangen fra Løkken gir også relativt høye

utløsningshastigheter for tungmetaller men likevel betydelig mer i overensstemmelse med "gjennomsnittet".

6.3 Fremtidig utvikling

Flere av undervannsdeponiene for sulfidholdig avgang er fulgt opp med kjemiske vannanalyser og biologiske kontrollprogram i mer enn 20 år. Det er likevel ikke uten videre klart hvilke langtidsvirkninger slike undervannsdeponier kan ha. Den reduserte oksidasjonshastigheten fører til at metallholdig avgang bevarer sitt metallinnhold lenge, og kjemiske endringer foregår langsomt.

Ved hjelp av en matematisk modell som NIVA har utviklet for beregning av fremtidig utløsning av forurensninger fra undervannsdeponier for avgang, har vi beregnet at utløsningen av f.eks. sink i et gitt deponi kan ha en halveringstid på ca. 20 år. Det vil si at i et deponi med en avrenning som har en konsentrasjon på 2 mg Zn/l når det forlates, vil det ta ca. 100 år før avrenningen teoretisk inneholder mindre enn 100 µg Zn/l.

Dersom det skjer uhell eller gradvise forandringer som fører til at avgangen direkte eksponeres for luft, f.eks. ved dambrudd el. vil forholdene i deponiet endre seg drastisk. Vanndekkede avgangsdeponier krever derfor et oppfølgings- og vedlikeholdsarbeid.

Det er fortsatt spørsmål som er ubesvart når det gjelder avgangsdeponering under vann. Et forskningsprosjekt som i større grad kan studere de kjemiske prosessene i slike deponier kunne avklare dette. Det ville spesielt være nyttig å studere dette i deponiene i Løkken på Hjerlann, fordi på disse stedene kan utvekslingen mellom avgang og vann studeres uten forstyrrende effekter fra annen gruveforurensning. Den avgangstypen som finnes i Bleikvassli bør også underkastes et nærmere studium fordi den er så mye mer reaktiv enn de øvrige avgangstypene vi har erfaringer med. En slik undersøkelse kan også gi verdifull informasjon om de prosesser som fører til dannelse av surt gruvevann generelt.

7. Konklusjoner

Følgende konklusjoner kan trekkes på grunnlag av de undersøkelsene NIVA har foretatt i vanndekkede avgangsdeponier i løpet av mer enn 20 år:

1. Utløsning av tungmetaller fra vanndekkede avgangsdeponier foregår med markert lavere hastighet enn utløsningen fra tilsvarende deponi der tildekkingen er gjort med materialer som er permeable for luft. Årsaken er redusert tilgjengelighet av oksygen under vann.
2. I kapittel 1 ble det listet noen spørsmål, som dette arbeidet skulle forsøke å besvare. I det følgende er disse spørsmålene drøftet nærmere:

- *Hvilke krav må stilles til omgivende vann for at utløsningen av tungmetaller skal være under gitte grenser?*

Utløsning av forurensninger fra avgang er proporsjonal med den flate av avgang som er eksponert mot frie vannmasser. For at utløsningen skal være minst mulig må frigjøring av metaller kun skje ved at sulfidmineralene oksideres av oksygen fra frie vannmasser. Surt vann ($\text{pH} < 3$) med innhold av jern(III)-ioner eller andre oksidasjonsmidler vil øke utløsningen betydelig. En kvantifisering av forurensningsmengden ut fra vannkvaliteten er fortsatt ikke mulig, men økningen på grunn av slike forhold kan bli meget betydelig.

- *Hvor stor utløsning av tungmetaller kan ventes under varierende hydrologiske og klimatiske forhold?*

Det er helt nødvendig at det er tilstrekkelig vanntilførsel, slik at **avgangen er dekket av vann til en hver tid**. En høy vanngjennomstrømning vil heller ikke øke utløsningen av forurensninger vesentlig, så lenge avgangen ikke virvles opp. Det vil derfor være gunstig å ha forholdsvis høy vanngjennomstrømning i et nedlagt deponi, mens for deponier som er i bruk bør vanngjennomstrømningen derimot være minst mulig for å hindre partikkeltransport. For å hindre oppvirvling av avgang og derved øket utløsning bør de frie vannmasser ha et tilstrekkelig dyp i forhold til kornfordeling og fare for vindpåvirkning. Hvor stort dette dypet skal være må vurderes i hvert enkelt tilfelle.

- *Hvilken innflytelse har avgangens sammensetning på forurensningsmengden som spres?*

Det foreligger fortsatt ikke tilstrekkelig kunnskap til å besvare dette spørsmålet generelt. Det har imidlertid vist seg at avgang fra forskjellige bergverk har ulike egenskaper ved lagring under vann. Høyt innhold av basisk materiale og lavt svovelinnhold er blant de egenskaper som synes å gi lave forurensningsmengder. Det er påvist at enkelte avgangstyper avgir langt mere forurensninger enn andre, uten at vi har funnet noen entydig årsak. Det er nærliggende å tro at mineralsammensetning og kornfordeling er egenskaper som har betydning i denne sammenhengen.

- *Kan noe tiltak redusere eventuell spredning av forurensning eller forbedre rekolonisering av påvirkede innsjøer og vassdrag?*

Utlekking av forurensninger fra avgang under vann antas å være en prosess der hastigheten begrenses av molekylær diffusjon i sedimentet. Dette er en langsom prosess, og selv et tynt lag (1 cm) med inert materiale (sand, morene, knust grå-berg e.l.) på overflaten av avgangen vil redusere utløsningshastigheten betydelig.

2. Det er klart mindre vannforurensningsproblemer knyttet til avgangsdeponier i kunstige dammer i forhold til bruk av naturlige innsjøer. Disse forurensningsproblemene gjelder spesielt partikkelforurensninger i driftsperioden. Et godt alternativ til en kunstig dam, er små og dype innsjøer med lite tilrenningsområde, slik at gjennomstrømningen blir liten så lenge deponeringen pågår.
3. Avgangsdeponering under vann er ikke forurensningsfri, og etablering av nye deponier og avslutning av gamle bør forberedes ved undersøkelser i laboratoriet og feltundersøkelser. Relativt enkle utvekslingsforsøk og feltundersøkelser kan sammen med modellberegninger gi viktig forhåndsinformasjon.
5. Undervannsdeponier for avgang må ha et oppfølgings og vedlikeholdsprogram. Endringer i hydrologiske forhold, f.eks dambrudd, redusert tilrenning av vann o.l. kan føre til betydelig forurensning.

8. Referanser

I denne rapporten har det vært vanskelig å benytte vanlige "formelle" regler for henvisning til annen litteratur, fordi så mange forskjellige rapporter og publikasjoner omtaler samme, forholdsvis begrensede emne, f.eks. kontrollundersøkelser i enkelte gruveområder. I tillegg har forfatterne for rapporter fra de ulike områdene endret seg over tid. Referansen er derfor ordnet slik at alle publikasjoner som det er direkte henvist til i teksten finnes i kapittel 8.1 Generelle. Alle rapporter som gjelder de enkelte gruveområdene, som er beskrevet i teksten, finnes under de øvrige delkapitlene 8.2 -8.8.

8.1 Generelle

Arnesen, R. T. 1976

Undersøkelse av partikkeltransport i resipienter for kisholdig avgang ved hjelp av elektronmikroskopi
Årbok 1976, Norsk institutt for vannforskning, pp. 55 - 58

Arnesen, R. T. og Bjerkeng, B. 1987

Avslutning av deponi for avfallsand ved Stekenjokk gruve
NIVA-rapport O-86193/E-87682, L.nr.: 2041, pp. 43, Okt. 1987

Arnesen, R. T. 1988

Vannforurensning fra kisgruver, Rapport fra en reise i Canada og USA
NIVA-rapport O-87113/O-67081, L.nr.: 2106, April 1988

Arnesen R. T., Grande, M. og Esbensen, K. 1988

Giftvirkninger fra tungmetaller fra gruver på fisk
NIVA-rapport O-84119, L.nr.: 2180, pp. 28, Des. 1988

Arnesen, R. T., Iversen, E. og Hals, B. 1990

Undersøkelser i Stortvartz-området ved Røros, Arbeidet i 1990
NIVA-rapport O-91191, L.nr.: 2552, pp. 36, Des. 1990

Arnesen, R. T. og Bjerkeng, B. 1991

Avslutning av sandmagasin i Garpenberg ved vanndekking
NIVA-rapport O-89197, L.nr.: 2547, pp. 43, Mars 1991

CANMET 1991

RATAP-modellen, CANMET, 555 Booth Street, Ottawa, Ontario
Canada, K1A 0G1

Collin, M. 1987

Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transport in Layered Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings
Licentiate Treatise, Royal Institute of Technology, Dept. of Chemical Engineering., Stockholm
April 1987, pp. 189

Iversen, E. og Johannessen, M. 1985

Undersøkelse av avgangsdeponier i Røros-området, Orvsjøen og Djupsjøen
NIVA-rapport O-84077, L.nr.: 1704, pp. 30, Feb. 1985

- Jørgensen, S. E. and Gromiec, M. J. 1989
Mathematical Submodels in Water Quality Systems
p. 382, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam 1989
- Killi, I. 1990
Pers. info., Folldal Verk 1990
- Ljøkjell, P. 1979
Gruvevann og avganger - grunnlagsstudium av adsorpsjon av metallioner på avgangsminerale
Bergforskningen Teknisk rapport 47/1, pp. 45, April 1979
- Ljøkjell, P. 1980
Adsorpsjon av Cu og Zn-ioner på svovelkis og magnetkis
Bergforskningen Teknisk rapport, 47/2, pp. 51, Mai 1980
- Ljøkjell, P. 1981
Rensing av gruvevann - Laboratorieforsøk med gruvevann fra Løkken
Bergforskningen Teknisk rapport, 47/3, pp 50, Aug.1981
- Ljøkjell, P., Arnesen, R.T. og Iversen, E. R 1983
Undersøkelse av rensing av gruvevann ved Bleikvassli Gruber
Bergforskningen Teknisk rapport 47/4, pp. 29, Mai 1983
- Magnusson (Collin), M. och Rasmuson, A. 1982
Transportberäkningar på vittringsförloppet i gruvavfall
Naturvårdsverket Rapport 1689, pp. 51 + bilag, Stantens naturvårdsverk, Solna, 1982
- Ritcey, G. M. 1989
Tailings Management
Elsevier, Amsterdam, 1989
- Robertson, J. D. 1991
Subaqueous Disposal of Reactive Mine Waste: An Overview of the Practice with Case Studies
Second Int. Conference on Abatement of Acidic Drainage, Montreal, Sept. 16. - 18.,1991,
Vol.: 3, pp. 185 - 200
- Semb, R. 1991
En hydrografisk undersøkelse av Djupsjøen i Røros kommune.
Cand. scient-oppg., pp. 114, Universitetet i Oslo, Limnologisk institutt 1991
- Stumm, W. and Morgan J. J. 1981
Aquatic Chemistry
John Wiley & Sons, New York, 1981
- Södermark, B. 1986
Gruvavfall
Naturvårdsverket Informerar, Statens naturvårdsverk, Solna, Sverige, pp. 11
- Vennerød, K. (Red.) 1984
Vassdragsundersøkelser, En metodebok i limnologi
Norsk Limnologforening/Universitetsforlaget, 1984

Wathne, B. M. 1990

Flotasjonskjemikaliers virkning på resipienter.

NIVA-rapport O-89108, L.nr.: 2488, pp. 38, Feb. 1990

Øren, K., Arnesen, R. T., Iversen, E. R., Knudsen, C.-H., Lundgren, T. og Skjelkvåle, B. L. 1990

Løkken Gruber A/S & Co, Vurdering av forurensningsstatus og alternative tiltak for å redusere forurensningstilførsler fra gruveområdet

NIVA-rapport O-88226, L.nr.: 2400, pp. 163, Mai 1990

8.2 Folldal

Arnesen *et al.* Arnesen, R. T., Grande, M. og Gjessing, E. 1969

Undersøkelse av Folla, Del 1. 1966 - august 1968

NIVA-rapport O-64120, pp. 75, Sept. 1969

Arnesen, R. T., Grande, M. og Gjessing, E. 1970

Undersøkelse av Folla, Del 2. September 1968 - februar 1970

NIVA-rapport O-64120, pp. 39, Mai 1970

Arnesen, R. T. og Grande, M. 1971

Undersøkelse av Folla, Supplerende observasjoner april 1970 - april 1971

NIVA-rapport O-64120, pp. 14, Juni 1971

Arnesen, R. T. og Grande, M. 1973

Undersøkelse av Folla, Supplerende observasjoner juni 1971 - desember 1972

NIVA-rapport O-64120, pp. 23, Feb. 1973

Arnesen, R. T. og Grande, M. 1974

Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1973 og sammenfattende oversikt over utviklingen i perioden 1966 - 1973

NIVA-rapport O-64120, pp. 53, Juli 1974

Arnesen, R. T., Grande, M. og Iversen, E. R. 1975

Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1974

NIVA-rapport O-64120, pp. 35, April 1975

Arnesen, R. T., Grande, M. og Iversen, E. R. 1976

Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1975

NIVA-rapport O-64120, pp. 37, Juni 1976

Arnesen, R. T., Grande, M., Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1977

Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1976

NIVA-rapport O-64120, pp. 35, Okt. 1977

Arnesen, R. T., Grande, M., Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1978

Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1977

NIVA-rapport O-64120, pp. 67, Nov. 1978

Iversen, E. R. og Grande, M. 1980

Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1978 - 1979

NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 1227, pp. 49, Aug. 1980

- Iversen, E. R. og Grande, M. 1981
Undersøkelse av Folla, Observasjoner 1980
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 1323, pp. 61, Okt. 1981
- Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1983
Rutineovervåking i Folla 1981
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 1448, pp. 73, Jan. 1983
- Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1983
Rutineovervåking i Folla 1982
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 1514, pp. 50, Juli 1983
- Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1984
Rutineovervåking i Folla 1983
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 1619, pp. 46, Mai 1984
- Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1986
Rutineovervåking i Folla 1984 - 1985
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 1927, pp. 74, Sept. 1986
- Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1987
Rutineovervåking i Folla 1986
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 2022, pp. 63, Mai 1987
- Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1988
Rutineovervåking i Folla 1987
NIVA-rapport O-80002-23, L.nr.: 2200, pp. 54, April 1988
- Iversen, E. R., Aanes, K. J. og Bækken, T. 1989
Folldal Verk A/S, Kontrollundersøkelser 1988
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 2268, pp. 25, Juli 1989
- Iversen, E. R., Aanes, K. J. og Bækken, T. 1990
Folldal Verk A/S, Kontrollundersøkelser 1989
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 2450, pp. 34, Juni 1990
- Iversen, E. R., Aanes, K. J. og Bækken, T. 1990
Folldal Verk A/S, Kontrollundersøkelser 1990
NIVA-rapport O-64120, L.nr.: 2682, pp. 27, Nov. 1990
- Iversen, E. R., Aanes, K. J. og Bækken, T. 1992
Folldal Verk A/S, Kontrollundersøkelser 1991
NIVA-rapport O-64120, pp. 33, L.nr.: 2756, Mai 1992

8.3 Skorovatn

- Bergmann-Paulsen, B. 1962
Undersøkelse over virkningen av avløp fra Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber på Stallvikelva og Skorovasselva/Grøndalselv
NIVA-rapport O-62042, pp. 26, 5. oktober 1962

- Arnesen, R. T. og Bergmann-Paulsen, B. 1965 .
En undersøkelse av vassdragsforurensninger 1962 - 1964 for Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, pp. 151, August 1965
- Grande, M. og Mundheim, Ø. 1970
Kontrollundersøkelse i vassdrag for Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber, August 1970
NIVA-rapport O-62042, pp. 13
- Grande, M. og Mundheim, Ø. 1972
Kontrollundersøkelse i vassdrag for Elkem A/S Skorovas Gruber 1971
NIVA-rapport O-62042, pp. 27, April 1972
- Mundheim, Ø. 1972
Dumping av kis i Dausjøen, En del laboratorieforsøk til belysning av problemet
NIVA-rapport O-62042, pp. 36, Feb. 1972
- Grande, M. og Arnesen, R. T. 1973
Kontrollundersøkelse i vassdrag for Elkem A/S - Skorovas Gruber (1972)
NIVA-rapport O-62042, pp. 18, Mars 1973
- Grande, M. og Arnesen, R. T. 1974
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1973, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, pp. 21, Juni 1974
- Grande, M., Iversen, E. R. og Arnesen, R. T. 1975
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1974, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, pp. 31, Juli 1975
- Grande, M., Iversen, E. R. og Arnesen, R. T. 1976
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1975, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, pp. 33, Juni 1976
- Grande, M., Grande, E. R., Arnesen, R. T. og Andersen, S. 1977
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1976, Elkem-Spigerverket
A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, pp. 49, Juli 1977
- Grande, M., Iversen, E. R., Arnesen, R. T. og Andersen, S. 1978
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1977, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, pp. 85, August 1978
- Arnesen R. T. og Bjerkeng, B. 1979
Utløsning fra deponert avgang i Dausjøen. Utredning for Elkem-Spigerverket A/S - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-78083, pp. 47, Juni 1979
- Arnesen, R. T. 1979
Alkalibehov for avløp fra Dausjøen. Elkem-Spigerverket A/S - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1167, pp. 11, Des. 1979
- Arnesen, R. T. og Bjerkeng, B. 1979
Utløsning fra deponert avgang i Dausjøen. Utredning for Elkem-Spigerverket A/S - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-78073, pp. 47

Grande, M., Iversen, E. R., Arnesen, R. T. og Andersen, S. 1980
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1978, Elkem Spigerverket A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1185, pp. 59, Feb. 1980

Grande, M. og Iversen, E. R. 1980
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1979, Elkem Spigerverket A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1212, pp. 57, Juni 1980

Damsleth, E. 1980
Tidsrekkeanalyse av data fra Skorovas Gruber
Norsk Regnesentral, Prosjekt nr. 022290 Publ.nr.: 660, pp. 50, Feb. 1980

Grande, M. og Iversen, E. R. 1981
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1980, Elkem-Spigerverket A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1326, pp. 67, Oktober 1981

Grande, M. og Iversen, E. R. 1982
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1981, Elkem A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042. L.nr.: 1405, pp. 46, August 1982

Grande, M. og Iversen, E. R. 1983
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1982, Elkem A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1520, pp. 47, Juni 1983

Grande, M. og Iversen, E. R. 1984
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1983, Elkem A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1651, pp. 55, Juli 1984

Grande, M., Iversen, E. R. og Bildeng, R. 1985
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1984, Elkem A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1736, pp. 53, Juli 1985

Grande, M. og Iversen, E. R. 1986
Skorovas Gruber, Vurdering av forurensningssituasjonen i Stallviksvassdraget/Tunnsjøen
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1817, pp. 40, Jan. 1986

Grande, M., Iversen, E. R. og Løvik, J. E. 1986
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1985, Elkem A/S-Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1933, pp. 59, Des. 1986

Grande, M. og Iversen, E. R. 1987
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1986, Elkem - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 1995, pp. 121, Mai 1987

Grande, M. og Iversen, E. R. 1988
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1987, Elkem - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2140, pp. 57, Juli 1988

Grande, M. og Iversen, E. R. 1989
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1988, Elkem - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2260, pp. 50, Juli 1989

Grande og Iversen Grande, M. og Iversen, E. R. 1990
Kontrollundersøkelser - Skorovas gruber 1989, Elkem A/S - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2458, pp. 50, Juli 1990

Grande, M. og Iversen, E., R. 1991
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1990 Elkem A/S - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2601, pp. 18+fig., Juni 1991

Grande, M. og Iversen, E., R. 1992
Kontrollundersøkelser - Skorovas Gruber 1991 Elkem A/S - Skorovas Gruber
NIVA-rapport O-62042, L.nr.: 2690, pp. 17, Feb. 1992

8.4 Grong

Grande, M. og Mundheim, Ø. 1971
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S
NIVA-rapport O-69120, pp. 14, Jan. 1971

Grande, M. og Mundheim, Ø. 1972
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1971
NIVA-rapport O-69120, pp. 24, Mai 1972

Grande, M. og Arnesen, R. T. 1973
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1972
NIVA-rapport O-69120, pp. 26, Jan. 1973

Grande, M. og Arnesen, R. T. 1974
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S, 1973
NIVA-rapport O-69120, pp. 22, Mai 1974

Berglind, L. og Arnesen, R. T. 1974
Fellingsforsøk med avgang fra Grong Gruber A/S, 1/11 - 9/11-1973
NIVA-rapport O-72201, pp. 17

Grande, M., Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1975
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S 1974
NIVA-rapport O-69120, pp. 44, Juli 1975

Hald, N. C. (red.) 1976
Avgangsutslipp i Huddingsvann, Samleutredning
Grong Gruber A/S, Januar 1976

Grande, M., Arnesen, R. T., Andersen, S. og Iversen, E. R. 1976
Kontrollundersøkelser i vassdrag for Grong Gruber A/S (1975)
NIVA-rapport O-69120, pp. 61, Jan. 1976

Grande, M., Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Andersen, S. 1977
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag 1976
NIVA-rapport O-69120, pp. 58, Juli 1977

- Grande, M., Arnesen, R. T. og Kvalvågnes, K. 1977
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Dykkerundersøkelser i Huddingsvatn 21.-
22.6.1977
NIVA-rapport O-69120, pp. 12, Sept. 1977
- Grande, M., Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Andersen, S. 1978
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag 1977
NIVA-rapport O-69120, pp. 100, Mars 1978
- Grande, M., Arnesen, R. T. 1980
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag 1978 og 1979
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1199, pp. 86, April 1980
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1981
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag. Resultater 1980
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1319, pp. 75, Sept. 1981
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1982
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1981
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1404, pp. 46, Aug. 1982
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1983
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1982
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1502, pp. 63, Juli 1983
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1983
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag. Resultater 1982 (XV)
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1502, pp. 63, Juli 1983
- Grande, M., Iversen, E. R. og Bildeng, R. 1984
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1983
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1645, pp. 64, Juli 1984
- Grande, M., Iversen, E. R. og Bildeng, R. 1985
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1984
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1732, pp. 64, Juli 1985
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1986
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1985
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 1869, pp. 62, April 1986
- Grande, M., Iversen, E. R. og J. E. Løvik 1987
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1986
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2013, pp. 55, Juli 1987
- Grande, M., Iversen, E. R., Løvik, J. E. og Brettum, P. 1988
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1987
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2123, pp. 68, Juni 1988
- Grande, M. og Iversen, E. R. 1989
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1988
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2259, pp. 45, Juni 1989

Grande, M. og Iversen, E. R. 1990
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1989
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2457, pp. 24, Juli 1990

Grande, M. og Iversen, E. R. 1991
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1990
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2608, pp. 36, Juli 1991

Grande, M. og Iversen, E., R. 1992
Grong Gruber A/S, Kontrollundersøkelser i vassdrag, Resultater 1991
NIVA-rapport O-69120, L.nr.: 2745, pp. 45, Juni 1992

8.5 Løkken

Arnesen, R. T. 1976
Avløpsvann fra vannfylt gruve, Orkla Industrier A/S
NIVA-rapport O-76031, pp. 11, Mars 1976

Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Grande, M. 1976
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen, Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1975
NIVA-rapport O-74078, pp. 34, Juli 1976

Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Grande, M. 1977
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1976
NIVA-rapport O-74078, pp. 25, Aug. 1977

Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Grande, M. 1978
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1977
NIVA-rapport O-74078, pp. 46, Juni 1978

Arnesen, R. T., Iversen, E. R. og Grande, M. 1980
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1978 -
1979
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1222, pp. 57, Aug. 1980

Iversen, E. R. og Grande, M. 1981
Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1980
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1308, pp. 42, Sept. 1981

Iversen, E. 1982
Kontrollundersøkelser i nedre del av Orkla-vassdraget 1981
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1439, pp. 25, Des. 1982

Iversen, E. 1983
Løkken Verk, Forurensningstilførsler fra gruveområdet ved Løkken sentrum 1982 -1983
NIVA-rapport O-82062, L.nr.: 1572, pp. 60, Des. 1983

Iversen, E. R. 1984
Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1982 og 1983
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1682, pp. 35, Okt. 1984

Iversen, E. R. 1985

Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1984
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1718, pp. 28, Mai 1985

Iversen, E. R. 1986

Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1985
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 1932, pp. 28, Nov. 1986

Iversen, E. R. 1987

Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1986
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 2014, pp. 27, Juli 1987

Iversen, E. R. 1988

Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser 1987
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 2167, pp. 30, Sept. 1988

Øren, K., Arnesen, R. T., Iversen, E. R., Knudsen, C.-H., Lundgren, T. og Skjelkvåle, B. L. 1990

Løkken Gruber A/S & Co, Vurdering av forurensningsstatus og alternative tiltak for å redusere
forurensningstilførsler fra gruveområdet
NIVA-rapport O-88226, L.nr.: 2400, pp. 163, Mai 1990

Iversen, E. R. 1991

Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser 1990
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 2674, pp. 21, Nov. 1991

Iversen, E. R. 1991

Løkken Gruber A/S & Co, Kontrollundersøkelser 1991
NIVA-rapport O-74078, L.nr.: 2695, pp. 17, Nov. 1991

8.6 Bleikvassli

Johannessen, M. og Iversen, E. 1983

A/S Bleikvassli Gruber, Vurdering av miljøkonsekvenser ved avgangsdeponering.
NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 1462, pp. 34, Mars 1983

Johannessen, M., Iversen, E., Grande, M., Aanes, K. J., Rørslett, B. og Mjelde, M. 1984

A/S Bleikvassli Gruber, Kjemiske og biologiske forundersøkelser i Kjøkkenbukta og Store Bleikevatn
NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 1643, pp. 39, Juli 1984

Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1987

A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser i resipientene
for avgang og avrenning fra gruveområdet 1986
NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2040, pp. 47, Aug. 1987

Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1988

A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelse i resipientene
for avgang og avrenning fra gruveområdet 1987
NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2104, pp. 28, Mars 1988

Iversen, E. R., Grande, M. og Aanes, K. J. 1989
A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1988. Tiltaksrettede undersøkelser av avrenningen ...
NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2234, pp. 52, April 1989

Iversen, E. R. og Grande, M. 1990
A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1989
NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2446, pp. 40, Juni 1990

Iversen, E. R., Grande, M. og Bækken, T. 1991
A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1990
NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2548, pp. 23, Mars 1991

Iversen, E. R. og Grande, M. 1992
A/S Bleikvassli Gruber, Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1991
NIVA-rapport O-82121, L.nr.: 2681, pp. 28, Januar 1992

8.7 Sulitjelma

Arnesen, R. T., Grande, M. og Iversen, E. R. 1976
A/S Sulitjelma Gruber, Undersøkelse av Langvatn som deponeringssted for avgang
NIVA-rapport O-74003, pp. 49, Mai 1976

Iversen, E. R., Grande, M. og Arnesen, R. T. 1977
A/S Sulitjelma Gruber, Kontrollundersøkelser i Langvassdraget 1976
NIVA-rapport O-76002, pp. 15, Juli 1977

Iversen, E. R., Johannessen, M. og Grande, M. 1980
A/S Sulitjelma Gruber, Kontrollundersøkelser i Langvassdraget 1976 - 79
NIVA-rapport O-77018, L.nr.: 1208, pp. 52, Juni 1980

Aanes, K. J. og Johannessen, M. 1983
Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1982
NIVA-rapport O-80002-28, L.nr.: 1516, pp. 16, Juli 1983

Iversen, E. R., Johannessen, M., Mjelde, M. og Aanes, K. J. 1987
Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1985
NIVA-rapport O-80002-28, L.nr.: 1988, pp. 48, Mars 1987

Iversen, E. R. og Aanes, K. J. 1989
Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1986-87
NIVA-rapport O-80002-28, L.nr.: 2221, pp. 45, Feb. 1989

Iversen, E. 1990
Sulitjelma Bergverk A/S, Kontrollundersøkelser 1988-89
NIVA-rapport O-88012, L.nr.: 2411, pp. 49, April 1990

Iversen, E. R., Knudsen, C.-H. og Høydahl, Ø. 1991
Sulitjelma Bergverk A.S, Tiltak for å begrense tungmetallforurensning
NIVA-rapport O-91092, L.nr.: 2643, pp. 38, Sept. 1991

8.8 Røros

Arnesen, R. T. og Tjomsland, T. 1980
Røros Kobberværk, Vannforurensning fra gruver
NIVA-rapport O-78050, L.nr.: 1206, pp. 45, Juni 1980

Iversen, E. og Johannessen, M. 1985
Undersøkelse av avgangsdeponier i Røros-området, Orvsjøen og Djupsjøen
NIVA-rapport O-84077, L.nr.: 1704, pp. 30, Feb. 1985

Arnesen, R. T. 1989
Vannforurensning i Nordgruvefeltet, Røros
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 2207, pp. 23, Feb. 1989

Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1990
Vannforurensning i Nordgruvefeltet - Røros. Undersøkelser i 1989
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 2413, pp. 36, April 1990

Arnesen, R. T. 1991
Vannforurensning i Nordgruvefeltet - Røros, Arbeidet 1990
NIVA-rapport O-87043, L.nr.: 1602, pp. 40, Mai 1991

Arnesen, R. T., Iversen, E. og Hals, B. 1990
Undersøkelser i Stortvartz-området ved Røros, Arbeidet i 1990
NIVA-rapport O-91191, L.nr.: 2552, pp. 36, Des. 1990

Iversen, E. og Johannessen, M. 1985
Undersøkelse av avgangsdeponier i Røros-området, Orvsjøen og
Djupsjøen
NIVA-rapport O-84077, L.nr.: 1704, pp. 30, Feb. 1985

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2343