



O-92186

Fremtidig utvikling i

# Avgangsdeponier under vann

Hjerkindammen, Hjerkin  
Bjørndalsdammen, Løkken

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-92186	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2962	

<b>Hovedkontor</b>	<b>Sørlandsavdelingen</b>	<b>Østlandsavdelingen</b>	<b>Vestlandsavdelingen</b>	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b>
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) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
<b>Fremtidig utvikling i avgangsdeponier under vann Hjerkinndammen, Hjerkin Bjønndalsdammen, Løkken</b>	30.11.1993	NIVA 1993
	Faggruppe:	
	MILTEK	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Rolf Tore Arnesen		
	Antall sider:	Opplag:
	49	

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Statens forurensningstilsyn	

Ekstrakt:

Det er utført laboratorieforsøk med avgangsprøver fra Hjerkinndammen og Bjønndalsdammen, Løkken. Dessuten er det tatt prøver av porevann i deponert avgang. Resultatene er benyttet i modellberegninger som estimerer fremtidig utløsning av forurensninger fra de to deponiene.

NIVA har gjennom mange år drevet kontrollmålinger i utløpet fra de to dammene, og beregnede verdier er sammenliknet med målte. Målte og beregnede verdier har til nå gitt god overensstemmelse.

Fra Hjerkinndammen ventes liten utløsning av tungmetaller ( $< 20 \mu\text{g Zn/l}$ ) og sulfatkonsentrasjonen vil bli ca.  $10 \text{ mg/SO}_4^{2-}$ . Fra Bjønndalsdammen kan sinkkonsentrasjonen bli opptil  $1,8 \text{ mg Zn/l}$  i de nærmeste årene, hvoretter konsentrasjonen avtar til ca.  $0,8 \text{ mg/l}$ . Sulfatkonsentrasjonen ventes å bli  $100 - 200 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$ .

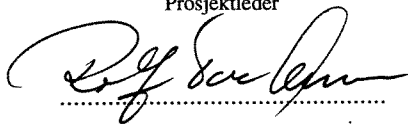
4 emneord, norske

1. Gruveforurensning
2. Avgangsdeponering
3. Modellberegninger
4. Sverige

4 emneord, engelske

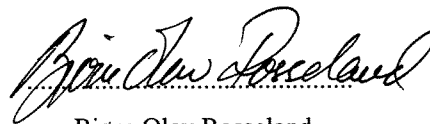
1. Mine pollution
2. Tailings disposal
3. Modeling
4. Sweden

Prosjektleder



Rolf Tore Arnesen

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2394-0

Norsk institutt for vannforskning

**O-92186**

**Fremtidig utvikling  
i  
avgangsdeponier under vann**

**Hjerkinndammen, Hjerkin  
Bjønndalsdammen, Løkken**

Oslo, november 1993

Prosjektleder:  
Rolf Tore Arnesen

# Innhold

1. Konklusjoner .....	4
2. Prosjektets bakgrunn.....	5
2.1. Generelt.....	5
2.2. Avgangsdeponering under vann.....	5
2.3. Arbeidsmetodikk.....	6
2.3.1. Generelt.....	6
2.3.2. Prøvetaking og kjemiske analyser.....	6
2.3.3. Data for modellberegningene.....	7
3. "NIVA-modellen" .....	8
3.1. Grunnlag .....	8
3.2. Modellbeskrivelse .....	9
3.2.1. Generelt.....	9
3.2.2. Beregning av begrensning av tilgangen på oksygen .....	10
3.2.3. Beregning av tidsforløp av utløsningen fra sedimentene.....	12
3.3. .. Praktisk arbeid.....	14
3.3.1. Datagrunnlaget .....	14
3.3.2. Rørforsøk.....	14
3.3.3. Kolbeforsøk.....	16
4. Hjerkinddammen .....	17
4.1. Feltundersøkelser .....	17
4.1.1. Beskrivelse av området og virksomheten.....	17
4.1.2. Hydrologi .....	18
4.1.3. Kjemiske feltundersøkelser .....	19
4.2. Laboratorieforsøk.....	24
4.2.1. Prøvene.....	24
4.2.2. Rørforsøk.....	25
4.2.3. Kolbeforsøk.....	29
4.3. Modellkjøringer .....	30
4.4. Diskusjon av resultatene fra Hjerkind .....	31
5. Bjønnaldsdammen, Løkken .....	33
5.1. Feltundersøkelser.....	33
5.1.1. Beskrivelse av området og virksomheten.....	33
5.1.2. Hydrologi .....	34
5.1.3. Kjemisk feltundersøkelser.....	35
5.2. Laboratorieforsøk.....	39
5.2.1. Prøvene.....	39
5.2.2. Rørforsøk.....	40
5.2.3. Fordeling av oksygenforbruk .....	44
5.3. Modellkjøring.....	44
5.4. Diskusjon av resultatene fra Løkken .....	45
6. Sammenfattende diskusjon .....	47
7. Referanser.....	48

# 1. Konklusjoner

1. Det er gjennomført modellberegninger for å forutsi utvasking av forurensninger fra avgangen som er deponert i Hjerkinndammen og i Bjønndalsdammen i Løkken. Avrenningen fra disse deponiene er overvåket over lang tid og det har vært mulig å sammenlikne beregnede og målte verdier. De beregnede verdiene bygger dels på laboratorieforsøk og dels på rent teoretiske vurderinger.
2. I Hjerkinndammen har de løpende kontrollundersøkelsene ikke påvist at det løses ut målbare mengder av tungmetaller fra avgangen. De forhøyde verdiene som er målt skyldes dels partikkeltransport ved høye vannføringer og dels øket sinktilførsel fra gruvevannet som blandes med avgang før utslipp i dammen. Utslipp av sulfat fra et oppredningsverk i drift er så høyt at en utløsning fra avgangen i dammen ikke kan påvises i forhold til dette.

Modellberegningene tyder på at utløsningen av tungmetall fra avgangen i på Hjerkinndammen vil bli meget lav ( $< 20 \mu\text{g Zn/l}$  i overløpet). For sulfat tyder beregningene på en fremtidig utløsning som svarer til ca.  $10 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$  i overløpet. Dette er noe mer enn det som finnes naturlig i vassdrag i området ( $5 - 10 \text{ mg/l}$ ).

3. I Bjønndalsdammen har målingen i utløpet fra dammen vist at pH har avtatt praktisk talt i hele undersøkelsesperioden (1974 - 92). Årsaken til dette er ikke uten videre klar. Etter at avgangsdeponeringen sluttet i 1987 avtok kopper- og sinkkonsentrasjonene noe, men har i de senere år øket litt igjen. Sinkinnholdet i overløpet har i de siste årene ligget omkring  $1,5 - 1,8 \text{ mg Zn/l}$  og sulfatinnholdet på ca.  $100 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$ . Kopperkonsentrasjonen har ligget omkring  $0,4 \text{ mg Cu/l}$ .

Modellberegningene tyder på at utløsningen av kopper skulle være meget liten og at sinkkonsentrasjonen vil avta fra vel  $1 \text{ mg Zn/l}$  ett år etter nedleggelsen til ca.  $0,8 \text{ mg/l}$  etter 20 år. Data fra et av laboratorieforsøkene tyder på at sinkkonsentrasjonen kan bli opptil  $1,8 \text{ mg/l}$  i løpet av de første 2 - 3 årene, hvoretter konsentrasjonen avtar til omtrent samme nivå som i de øvrige beregningene. Sulfatkonsentrasjonen skulle tilsvarende avta raskt til mellom  $100$  og  $200 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$  og deretter endre seg lite i de påfølgende 15 - 20 år.

4. Sammenholdes resultatene fra målingene og beregningene må en kunne si at de teoretiske beregningene gjennomgående stemmer godt med feltmålingene. I Bjønndalsdammen er riktignok målte sinkkonsentrasjoner noe høyere enn beregnede ( $1,6$  mot  $1,0 \text{ mg Zn/l}$ ) og usikkerheten i beregnede kopperkonsentrasjoner er meget stor i det aktuelle konsentrasjonsområdet. Som en første tilnærming er resultatene likevel tilfredsstillende.
5. På bakgrunn av resultatene for de to undersøkte deponiene, synes NIVA-modellen å være et godt grunnlag for en videre praktisk og teoretisk behandling av utløsning av forurensninger fra avgangsdeponier under vann. Det er likevel behov for fortsatt arbeid på dette feltet, spesielt ved å tilpasse modellen slik at den i større grad bygger på de kjemiske prosesser som foregår mellom vann og partikler i avgangen. En slik videreutvikling krever både eksperimentelt og teoretisk arbeid. Videre arbeid for sammenlikning av teoretiske og praktiske konsentrasjoner i avløp fra andre avgangsdeponier ville også ha stor interesse.

## 2. Prosjektets bakgrunn

### 2.1. Generelt

NIVA har arbeidet med vannforurensning fra sulfidmalmgruver siden 1962. Våre erfaringer fra dette arbeidet er sammenfattet i en NIVA-rapport fra 1993 (Arnesen 1993). I rapporten er avgangsdeponering under vann omtalt som en metode til å redusere oksidasjon og derved utlekking av tungmetaller fra slike deponier. Samtidig blir det understreket at denne deponeringsmetoden ikke er forurensningsfri og at det behov for nærmere undersøkelse og utredning for å vurdere langtidsvirkningene av slike undervannsdeponier.

I en annen NIVA-rapport fra 1993 (Arnesen og Iversen 1993) er NIVAs erfaring spesielt fra undersøkelser i vanddekkede avgangsdeponier sammenfattet. I den nevnte rapporten er særlig følgende to deponier trukket frem som egnet for nærmere studier.

- Folldal Verks avgangsdam på Hjerkin
- Løkken Grubers dam i Bjønndalen

I den samme rapporten er en modell for beregning av forurensningstransport fra slike avgangsdeponier omtalt. Denne modellen er tidligere ikke anvendt på norske avgangsdeponier, og det har stor teoretisk og praktisk interesse å sammenholde beregnede og målte transportverdier fra disse to deponiene.

På denne bakgrunn søkte NIVA i brev av 21. februar 1992 SFT om midler til å gjennomføre en slik undersøkelse. Den foreliggende rapporten er resultatet av dette arbeid, som har vært fullt ut finansiert av SFTs bevilgning i brev av 10. september 1992.

Rapporten er en beskrivelse av arbeidet med å fremskaffe det nødvendige datamaterialet for modellberegningene og en vurdering av resultatene som er fremkommet ved beregningene. Dette er gjort separat for hver av de to dammene. I tillegg er det gitt en sammenfatning av NIVAs datamateriale for avrenningen fra de to dammene som en beskrivelse av den praktisk målte forurensningstransport fra deponiene.

### 2.2. Avgangsdeponering under vann

I de tidligere nevnte NIVA-rapportene om gruveforurensninger generelt og om avgangsdeponering under vann (Arnesen 1993, Arnesen og Iversen 1993), er denne deponeringsmåten diskutert inngående. Begrunnelsen for at dette kan være et tiltak mot forurensning fra kisgruver, og hvordan dette har vært praktisert her i landet vil derfor ikke bli nærmere omtalt her.

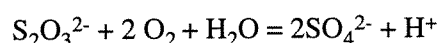
Fordi det i den foreliggende rapporten gjøres beregninger som bygger på et fåtall prøve, er det nødvendig å omtale enkelte praktiske sider ved avgangsutslipp til vann.

Avgang er en inhomogen blanding av vann og finmalte bergarter. Tørrestoffinnholdet kan variere noe, men kan være opp til ca. 50 % ved utslippet. Partiklene har ofte en meget varierende kornstørrelse, samtidig som de har ulik mineralsammensetning. Likeledes inneholder vannfasen kjemikalier som er tilsatt i oppredningen eller som er løst ut under prosessen.

kornstørrelse, samtidig som de har ulik mineralsammensetning. Likeledes inneholder vannfasen kjemikalier som er tilsatt i oppredningen eller som er løst ut under prosessen.

I det avgangen slippes ut i vann og fortynnes, skjer det en separasjon av partiklene, avhengig av kornstørrelse og mineralsammensetning. Grove partikler med høyt innhold av sulfidmineraler sedimenterer nær utslippstedet, mens fine gråbergpartikler sedimenterer langt fra utslippet. Ytterligere komplisert kan dette bli ved at luftbobler i vannet kan føre til at noen sulfidmineraler floterer og samles på vannoverflaten, der de kan transporteres lange strekninger. I løpet av et avgangsdeponis driftstid kan dessuten kornstørrelse, kjemikalietilsetning og mineralsammensetning endre seg på grunn av prosesstekniske forhold. For at ikke avgangen skal bygge seg opp under utløpet, flyttes utslippsledningen fra sted til sted i driftstiden.

Sammensetningen av porevannet i deponiet kan også ha betydning for de reaksjoner som skjer i avgangen. Blant annet kan høyt innhold av tiosulfat ( $S_2O_3^{2-}$ ) føre til lave pH-verdier i vannmassene. Tiosulfatinonene diffunderer ut av sedimentet og oksideres til sulfat ( $SO_4^{2-}$ ) etter følgende likning:



De ovennevnte forhold må tas i betraktning når målte og beregnede resultater skal sammenliknes.

## 2.3. Arbeidsmetodikk

### 2.3.1. Generelt

Det datamaterialet som den foreliggende rapporten bygger på, består av flere uavhengige arbeider. Beskrivelsen av avrenningen fra de to avgangsdeponiene, Hjerkinndammen og Bjøndalsdammen i Løkken bygger på rutinepregede kontrollundersøkelser for de to gruveselskapene, Follidal Verk A/S og Løkken Gruber A/S & Co. Disse undersøkelsene har strukket seg over lang tid, og metodene som har vært anvendt kan ha endret seg noe over tid, uten at det er mulig å beskrive dette i detalj. Datamaterialet er forøvrig nærmere beskrevet i en rekke rapporter, som er listet i to NIVA-rapporter som behandler vannforurensning fra gruver avgangsdeponering under vann mer generelt (Arnesen 1993, Arnesen og Iversen 1993).

I forbindelse med det foreliggende arbeidet er det også utført modellberegninger som gir et anslag på hvilken forurensningsmengde som i fremtiden vil komme fra deponiene. Data som inngår i disse beregningene er blant annet fremkommet ved laboratorieforsøk med den aktuelle avgangen.

### 2.3.2. Prøvetaking og kjemiske analyser

Der det ikke er angitt noe nærmere om prøvetakingsmetode i rapporten, er Ruttner-henter benyttet for vannprøver i avgangsdammene. Enkelte prøver er imidlertid tatt med en **BAT-hydroprober**. Det 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.

Prøver av porevann i sedimenter er tatt 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.

kontrollundersøkelsene. For avgang har analyseprogrammet vært: svovel, jern, kopper og sink etter totaloppslutning.

Metallanalysene i vann er stort sett utført ved atomabsorpsjon. Høye konsentrasjoner er bestemt ved flammeteknikk, mens lave konsentrasjoner er bestemt i grafittovn. Avgangsprøver er oppsluttet med Lunges væske ( $\text{HNO}_3$  :  $\text{HCL}$  i forholdet 3:1), og deretter analysert på ICP. For avgangsprøvene tatt før 1992 er analysene etter oppslutning utført med atomabsorpsjonsteknikk. For vannprøver med relativt høye konsentrasjoner av tungmetaller er analysene utført med ICP siden 1992.

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 i vannprøvene og de eldste avgangsprøvene, mens det i prøvene fra laboratorieforskene er bestemt som totalt svovel med ICP etter oppslutning.

### 2.3.3. Data for modellberegningene

Modellen som benyttes for å beregne fremtidig utløsning av forurensninger i dette arbeidet er utviklet av NIVA (Arnesen og Bjerkeng 1979). Den tar utgangspunkt i at sulfidmineralene må oksideres til metallsulfater for at tungmetallene skal løses ut og bli transportert til fri vannmasser. Transporthastighet for oksygen til det området hvor oksidasjonen foregår, vil derved være hastighetsbegrensende for frigivelse av forurensninger. Praktisk bruk av "NIVA-modellen" foregår ved at en del egenskaper for avgangen bestemmes ved laboratorieforsk eller ved kjemiske undersøkelser i felt. De data som inngår i modellen og hvordan de er fremskaffet er listet i tabell 1. En nærmere beskrivelse av modellen og de viktigste betraktninger som ligger til grunn for den, finnes i kapittel 2.

**Tabell 1.** Parametre som inngår i "NIVA-modellen" for beregning av fremtidig forurensnings transport fra et avgangsdeponi. Nærmere beskrivelse av de enkelte parametre finnes i kap. 2.

Parameter	Enhet	Metode
Deponiets (avgangens) areal	$\text{m}^2$	Kart
Transportkoeffisient luft/vann	$\text{m/s}$	Litteratur
Månedlig avrenning	$\text{m}^3$	Hydrologisk måling el. beregn.
Molekylær diffusjonskoeffisient	$\text{m/s}$	Litteratur
Fordelingskoeff. for oksidasjon av aktuelle sulfider	ubenevnt forh.tall	Laboratorieforsk (Kolbeforsk)
Max. utløsningshastighet for aktuell forur.komponent.	$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	Laboratorieforsk (Rørforsk)
Kons. av reaktanter i avgangen	$\text{g/l}$	Elementanalyse (%-vis sammensetning)



### 3. "NIVA-modellen"

#### 3.1. Grunnlag

Avgang fra et flotasjonsverk inneholder en rekke mineraler med varierende fysiske og kjemiske egenskaper. Det er vel kjent at disse mineralene kan forvitre ved påvirkning av fuktighet og luftens oksygen. De kan derved omdannes til 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 avgang kan gi en resipient:

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

Beregningsmodellen som er brukt i den foreliggende rapport tar bare hensyn til noe av dette og ser bl.a. bort fra reaksjonskinetikk og løselighetsforhold. Tilsvarende beregninger er tidligere gjort av NIVA ved de svenske gruvene Stekenjokk, Garpenberg og Kristineberg (Arnesen og Bjerkeng 1987, 1991, 1993).

Hovedprinsippet denne modellen bygger på, er at transportprosesser i sedimentene er langsomme og derfor begrensende for utløsning av forurensende stoffer fra avfallsanden. Stort sett vil transporten 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 vitringen 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 matematisk-fysiske grunnlaget for denne modellen er beskrevet i kapittel 2.2. som er en bearbeidet gjengivelse fra en NIVA-rapport om avgangsdeponering i Skorovatn. (Arnesen og Bjerkeng 1979).

NIVA-modellen er opprinnelig utviklet for kjøring på et NORD-data-anlegg. I 1992 ble den omarbeidet slik at den forholdsvis enkelt kan kjøres på et PC-basert anlegg. Det krever i dag ingen spesiell EDB-kompetanse for å ta den i bruk.

Modellen er tilpasset de praktiske forhold ved de undersøkte avgangsdeponiene ved at::

- Vannføringen er fordelt på månedsbasis.
- Det er bare regnet på utløsning uten overdekking.
- Utløsning av kopper er neglisjert ut fra resultater av laboratorieforsøkene.
- Utløst mengde pr. tid og flateenhet antas i første fase å være absolutt begrenset ut fra reaksjonskinetiske forhold, selv om det er god oksygentilgang.

## 3.2. Modellbeskrivelse

### 3.2.1. Generelt

Modellen, slik den foreligger i dag, beregner utviklingen over tid av fluks av sulfat, sink og evt. kopper fra avgang i et vanndekket deponi. For at resultatet skal bli mer anvendbart blir disse fluksverdiene omregnet til konsentrasjonsverdier i overløp fra avgangsdeponiet. For beregningen kreves en del grunnleggende data om diffusjonsprosesser i vann. Dessuten kreves informasjon om avgangsdammens arealer og volum samt månedlig avrenning over året.

Flere forutsetninger for disse beregningene er usikre, og selve modellen er basert på sterk forenkling av det reelle reaksjonsforløpet ved oksidasjonen av avgang. Dert er likevel en første tilnærming, som kan gi en orientering om fremtidig utvikling. Det er dessuten viktig å ha en hypotese for hvilke forhold som har størst betydning for denne utviklingen. Dersom modellen må forkastes fordi den ikke gir en tilstrekkelig god beskrivelse i forhold til reelle målinger, er dette viktig informasjon for en videreutvikling av modellen.

I tabell 2 er grunnlagsdata for modellen samlet, mens de spesielle data for avgangsdammene som behandles i rapporten er omtalt senere under behandling av de ulike deponiene.

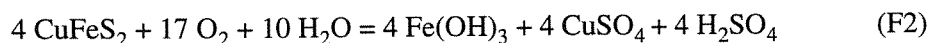
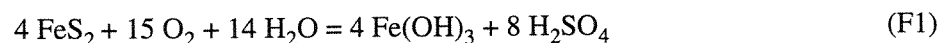
I tillegg til data om dammene inngår data om avgangen og resultater av laboratorieforsøkene. Omregning og bruk av disse data er omtalt i de følgende avsnitt.

For å kunne angi estimert konsentrasjon i utløp fra avgangsdeponiet er det tatt utgangspunkt i en startkonsentrasjon i dammen. Startkonsentrasjonen for sulfat og sink er i disse beregningene satt til 250 mg sulfat og 0.5 mg sink pr. liter. Det er forutsatt at vannet ikke har spesielt lav pH og at innholdet av jern er lavt.

**Tabell 2.** Anvendte verdier for grunnleggende parametre som inngår i modellberegningene

Parameter	Enhet	Anvendt verdi
Overgangskoeff. vann/luft Med isdekke	m/s	0.00
Uten isdekke		$30.0 \cdot 10^{-6}$
Molekylær diffusjonskoeffisient	m <sup>2</sup> /s	$1.0 \cdot 10^{-9}$
Oksygenmetning < 15 °C	mg/l	13.0

Modellen er basert på at oksidasjonen av sulfidmineraler i avgangen skjer etter reaksjonslikningene (F1) - (F3) nedenfor, og inputdata til modellen beskriver mengdeforhold mellom reaktantene og fordeling av oksygenforbruket mellom dem. I de følgende kapitler er beregningen av disse data beskrevet.



### 3.2.2. Beregning av begrensning av tilgangen på oksygen

De resultater som presenteres i avsnitt 3, er beregnet ved hjelp av følgende enkle transportmodell:

Vi betrakter avgangsdeponiet som et sylindrisk basseng med horisontal bunn, med areal  $A$  og dybde  $h$ .

Tilførslen av oksygen til vannvolumet kan uttrykkes

$$q_1 = (A K_L + Q_V) \cdot (C_m - C_0) \quad (1)$$

hvor

$q_1$  = oksygentilførsel/tid

$K_L$  = overgangskoeffisient luft/vann

$Q_V$  = tilrenning til sjøen

$C_m$  = metningskonsentrasjon av oksygen

$C_0$  = aktuell konsentrasjon i innsjøens overflatelag

Overgangskoeffisienten  $K_L$  har dimensjon lengde/tid, og kan sees 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. Det er antatt at tilrenningen til bassenget er mettet på oksygen.

Dersom det ikke er særlige vertikale temperaturforskjeller i bassenget kan transporten fra overflate til bunn forenklet beskrives med en diffusjonskoeffisient som er konstant med dyppet ved en likning

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

hvor

$q_2$  = oksygentransport (mengde/tid)

$K$  = blandingskoeffisient ("diffusjonskoeffisient")

$C_h$  = oksygenkonsentrasjon i vannet like over bunnen.

Blandingskoeffisienten  $K$  har dimensjon (volum · lengde/areal)/tid, og uttrykker virkningen av turbulent blanding og sirkulasjon i magasinet.

Oksygenet må også transporteres ned i sedimentet. I selve fase overgangen vann/sediment vil det være et grensesjikt med begrenset turbulens på samme måte som i overflaten. Dersom det ikke er noe dekke over avfallsanden, kan det tenkes å være en gradvis overgang fra vann til sand, med fine partikler suspendert i vannfasen. Vi ser her bort fra denne muligheten og antar dessuten at

variasjoner i oksygenforbruket over tid kan beskrives som om det foregår i et tynt sjikt i sedimentet. Denne antakelsen drøftes nærmere i det følgende.

Med denne forenklingen kan transporten ned i avgangen beskrives med likningen

$$q_3 = \frac{PAD_s}{\delta} \cdot (C_h - C_s) \quad (3)$$

hvor

$q_3$  = oksygentransport

$P$  = brøkdelen av areal dekket av avfallsand

$D_s$  = diffusjonskoeffisient i sediment

$\delta$  = tykkelse av sediment ned til det dyp hvor det meste av oksygenforbruket skjer.

$C_s$  = oksygenkonsentrasjon nede i sedimentet i det sjiktet hvor oksidasjonen foregår.

hvis  $\delta$  varierer over arealet, kan dette istedet skrives som et integral:

$$q_3 = \int \frac{D}{\delta} (C_h - C_s) dA$$

hvor  $\delta$  og  $C_s$  kan variere over arealet.

**Transportkoeffisienten  $K_L$**  for overgangen mellom luft og vann i en grunn, tetthetshomogen innsjø kan ifølge Banks (1975) uttrykkes som en funksjon av vindhastighet  $U$ :

$$K_L = \begin{cases} 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot \sqrt{U}; U \leq 5,5 \text{ m/s} \\ 0,32 \cdot 10^{-6} \cdot U^2; U > 5,5 \text{ m/s} \end{cases}$$

Formen på likningen er avledet av en enkel sirkulasjonsmodell, og koeffisientene bestemt ved tilpasning til eksperimentelle verdier. Enhet på  $K_L$  er m/s. Denne funksjonen gjelder når sjøen er åpen, dvs. fra juni til oktober. Om vinteren kan vi sette  $K_L = 0$ , og anta at tilrenningen er eneste oksygenkilde.

**Vertikal blandingskoeffisient  $K$**  i vannmassene over sedimentet varierer med vind og sjiktning. Vi antar her at vertikaldiffusjonen er så stor at den ikke bidrar til å begrense oksygentransporten vesentlig, dvs. at  $C_0 = C_h$  i likningen ovenfor. Det betyr at resultatene blir liggende på den sikre siden som øvre grense for tilgjengelig oksygen.

**Diffusjonskoeffisienten  $D_s$**  i sedimentet vil avhenge av sedimentets struktur og av hvilke stoffer som diffunderer. Som en øvre grense forutsatt at sedimentet ligger i ro, kan vi benytte verdien for molekylærdiffusjon i vann, som er av størrelsesorden  $10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s. Hvis diffusjonen skjer ved molekylærdiffusjon i porevannet i sedimentet, kan den effektive diffusjonskoeffisienten være en del lavere enn dette (Jørgensen og Gromiec 1989).

### 3.2.3. Beregning av tidsforløp av utløsningen fra sedimentene

Foran har vi satt opp en enkel modell for oksygentransport ned til en reaksjonsflate i sedimentet, hvor oksygenkonsentrasjonen er lik null. Denne modellen kan kobles sammen med uttrykk for produksjon og transport av  $H_2SO_4$ , løst Cu og Zn, og gi en total modell for tidsforløpet etter at utløsning begynner. I en slik modell må det totale oksygenforbruket fordeles på tre reaksjoner gitt ved reaksjonslikningene F1 - F3 i kapittel 3.2.1.

Dette gjøres ved å erstatte likningen (3) med følgende tre likninger for oksygentransport ned i sedimentene:

$$q_{SO_4} = \frac{PAD_s}{\delta_{SO_4}} \cdot [O_2] \cdot f_{SO_4} \quad (5)$$

$$q_{Cu} = \frac{PAD_s}{\delta_{Cu}} \cdot [O_2] \cdot f_{Cu} \quad (6)$$

$$q_{Zn} = \frac{PAD_s}{\delta_{Zn}} \cdot [O_2] \cdot f_{Zn} \quad (7)$$

Den totale transport av oksygen ned i sedimentet, tilsvarende  $q_s$  i likning (3) er nå

$$q_{tot} = q_{SO_4} + q_{Cu} + q_{Zn} \quad (8)$$

De tre reaksjonene foregår i hvert sitt dyp ( $\delta_{SO_4}, \delta_{Cu}, \delta_{Zn}$ ) men styrt av den samme oksygen-konsentrasjon  $[O_2]$  i vannmassene. Vi antar full blanding i vannmassene. Fordelingstallene  $f_{SO_4}, f_{Cu}$  og  $f_{Zn}$  angir fordeling 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: transportberegningene demper raskest utløsningen av de stoffer som forbrukes raskest i forhold til innholdet i sedimentet. Samtidig gir den mulighet til å variere forholdet mellom reaksjonene ut fra forsøksresultater. En bedre beskrivelse vil kreve at reaksjonskinetikken trekkes inn.

I modellen er transportbegrensninger uttrykt ved en avstand  $\delta$  ned til en tenkt reaksjonsflate i sedimentet, og tolket på denne måten blir modellen ikke helt logisk når oksygenforbruket fordeles på flere kjemiske reaksjoner.

Rent matematisk innebærer ligning (5) - (7) at vi antar at hver reaksjon er begrenset av oksygentilgang og sulfidets tilgjengelighet, og at denne tilgjengeligheten er omvendt proporsjonal med hvor mye som er løst ut allerede. Dette er uttrykt ved størrelsene  $\delta$ , som i virkeligheten er et mål på utløst mengde (likningene 13 - 15). Størrelsen  $\delta$  kan altså sees som et mer generelt mål på

tilgjengelighet, og trenger ikke knyttes til en helt bestemt reaksjonsflate.

Totalt har vi følgende likninger for konsentrasjon i vannmassene, når vi antar full blanding i innsjøen, og at sedimentene alltid er i tilnærmet likevekt (transport ut = produksjon - forbruk).

$$V \frac{\partial [O_2]}{\partial t} = (A \cdot K_L + Q_V) ([O_2]_{metning} - [O_2]) - q_{tot} \quad (9)$$

$$V \frac{\partial [SO_4]}{\partial t} = r_{SO_4} \cdot q_{SO_4} + s_{Cu} \cdot q_{Cu} + s_{Zn} \cdot q_{Zn} - Q_V [SO_4] \quad (10)$$

$$V \frac{\partial [Cu]}{\partial t} = r_{Cu} \cdot q_{Cu} - Q_V [Cu] \quad (11)$$

$$V \frac{\partial [Zn]}{\partial t} = r_{Zn} \cdot q_{Zn} - Q_V [Zn] \quad (12)$$

Forbruk av sediment-innholdet uttrykkes ved

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{SO_4}}{\partial t} = \frac{r_{SO_4}}{w_{SO_4}} \cdot q_{SO_4} \quad (13)$$

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{Cu}}{\partial t} = \frac{r_{Cu}}{w_{Cu}} \cdot q_{SO_4} \quad (14)$$

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{Zn}}{\partial t} = \frac{r_{Zn}}{w_{Zn}} \cdot q_{SO_4} \quad (15)$$

hvor  $[X]$  angir en konsentrasjon, og  $V$ ,  $A$ ,  $K$  og  $Q$  er definert foran.  $[SO_4]$  angir svovelsyre konsentrasjonen og omfatter ikke andre sulfater.

$q_{tot}$ ,  $q_{SO_4}$ ,  $q_{Cu}$  og  $q_{Zn}$  er gitt av likning (5) - (8).

Konstantene  $r_{SO_4}$ ,  $r_{Cu}$  og  $r_{Zn}$  angir hvor mange gram av vedkommende komponent som produseres pr. gram  $O_2$  i de tre reaksjonene, og  $s_{Cu}$  og  $s_{Zn}$  angir hvor mye  $H_2SO_4$  som produseres i Cu- og Zn-reaksjonene.  $w_{SO_4}$ ,  $w_{Zn}$ ,  $w_{Cu}$  er innhold av de respektive komponenter i avgangen målt som vekt pr. volumenhet.

Likning (9) - (15) innsatt i (5) - (8) utgjør et fullstendig sett av ordinære differensiallikninger i tid for de 7 variable  $[O_2]$ ,  $[SO_4]$ ,  $[Cu]$ ,  $[Zn]$ ,  $\delta_{SO_4}$ ,  $\delta_{Cu}$  og  $\delta_{Zn}$ .

Med gitte utgangsbetingelser kan likningene løses numerisk.

Når det ikke er noen overdekning over sedimentene, vil løsningen starte med  $\delta_{SO_4} = \delta_{Cu} = \delta_{Zn} = 0$ , det gir rent matematisk uendelig stor utløsning i startøyeblikket. For å unngå dette problemet, startes beregningene med en tilnærmet analytisk løsning for det første døgnet; ligning 5, 6 og 7 kan kombineres med henholdsvis 13, 14 og 15, for sulfat gir det ligningen:

$$\frac{\partial \delta_{SO_4}}{\partial t} = \frac{r}{w} \cdot \frac{D_s}{\delta_{SO_4}} [O_2] \cdot f_{f_{SO_4}}$$

som har løsningen

$$\delta(t) = \sqrt{2 \cdot \frac{r}{w} \cdot D_s \cdot [O_2] \cdot f_{f_{SO_4}} \cdot t}$$

når  $[O_2]$  antas konstant i tid.

Det betyr at modellen fungerer selv om det ikke settes noen øvre grense på utløsningen i startfasen. I tillegg er det lagt inn en begrensning på  $O_2$ -forbruket i startfasen ( $q_{mod}$ ):

$$q_{mod} = \frac{q_{ber} \cdot q_{max}}{\sqrt{(q_{ber}^2 + q_{max}^2)}}$$

hvor  $q_{ber}$  = oksygenforbruk gitt av ligning (5) - (7) ovenfor, mens  $q_{maks}$  er en valgt øvre grense for oksygenforbruket.

### 3.3. Praktisk arbeid

#### 3.3.1. Datagrunnlaget

#### 3.3.2. Rørforsøk

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.

Forsøkene foregår ved at det tas ut prøver med gitte tidsintervall, samtidig som uttatt volum erstattes med vann av kjent kjemisk sammensetning (tabell 3). Rørene er dekket med lokk under forsøkene, men i loddene er det huller for innblåsning av luft og uttak av prøver.

**Tabell 3.** Vannkjemi - fortynningsvann ved rørforsøk Ubehandlet vann fra Maridalsvatnet nær NIVA i Oslo.

Komponent	Enhet	
pH		6.4
Konduktivitet	mS/m	3.0
Sulfat	mg SO <sub>4</sub> /l	6
Kopper	µg Cu/l	2
Sink	µg Zn/l	10
Kadmium	µg Cd/l	0.05

Rørene plasseres i vannbad ved 6 °C og forsynes med meget forsiktig luftinnblåsning gjennom et glass-kanillar i vannfasen. Denne luftgjennomstrømningen bidrar til at vannfasen til enhver tid er i likevekt med luftens oksygen og at den har homogen kjemisk sammensetning. Avgangsprøvenes opprinnelse og forsøkene gjennomføring er nærmere omtalt under beskrivelsen av de enkelte deponiene i kap. 3 og 4.

De kjemiske analyseresultatene fra sedimentforsøkene er benyttet til å beregne fluks (stofftransport pr. areal- og tidsenhet) 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 for uttatt prøve.

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 (her 0.2 l)

$c_s$  = Sluttkonsentrasjon i foregående tidsintervall

$c_0$  = Konsentrasjon i vann som tilsettes

I første tidsintervall blir startkonsentrasjonen ( $c_i$ ) lik  $c_0$ .

Fluksen, utløst stoffmengde pr. areal- og tidsenhet (F) blir da:

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

der  $c_s$  = Sluttkonsentrasjon i aktuelt tidsintervall

mens  $c_i$  og V har samme betydning som tidligere og

A = Sedimentareal eksponert mot vannfasen

D = Antall døgn i aktuell periode



Som det fremgår av formelen er fluksverdiene beregnet som differanser mellom to analyseresultater. I enkelte tilfeller er denne differansen liten i forhold til totalverdien, og den relative usikkerhet i sluttresultatet blir tilsvarende stor. Det kan derfor ikke legges for stor vekt på enkeltresultater i den videre diskusjon. I tillegg har feil i et analyseresultat innvirkning på to på hverandre følgende fluksresultater, men i motsatt retning.

De beregnede fluksverdiene fra rørforsøkene benyttes til å beregne maksimale utløsningshastigheter ved start av modellberegningene. Resultatene fra henholdsvis Hjerkinns- og Løkken-dammen er angitt i forbindelse med omtalen av disse deponiene i kapittel 3 og 4.

### 3.3.3. Kolbeforsøk

For å få et mål for maksimal utløsning av metaller og sulfat fra avgang, ble det utført forsøk der blandinger av avgang og vann var i kontinuerlig bevegelse. Dette sikrer god kontakt mellom fasene og må antas å gi den beste betingelse for utløsning av stoffer. Selv med en slik omrøring var en betydelig del av faststoffet samlet på bunnen av kolbene, men kontakten mellom vann og fast fase var meget god i og med at faststoffet hele tiden var i bevegelse.

I 5-liters ståkolber veies ca. 30 gram (våtvekt) av aktuell avgang inn. Tørrstoffinnholdet i kolbene ble bestemt ved separate uttak av fuktig prøve som ble tørket ved 105 °C. Kolben ble videre tilsatt 3 liter ubehandlet vann fra Maridalsvatnet (tabell 3).

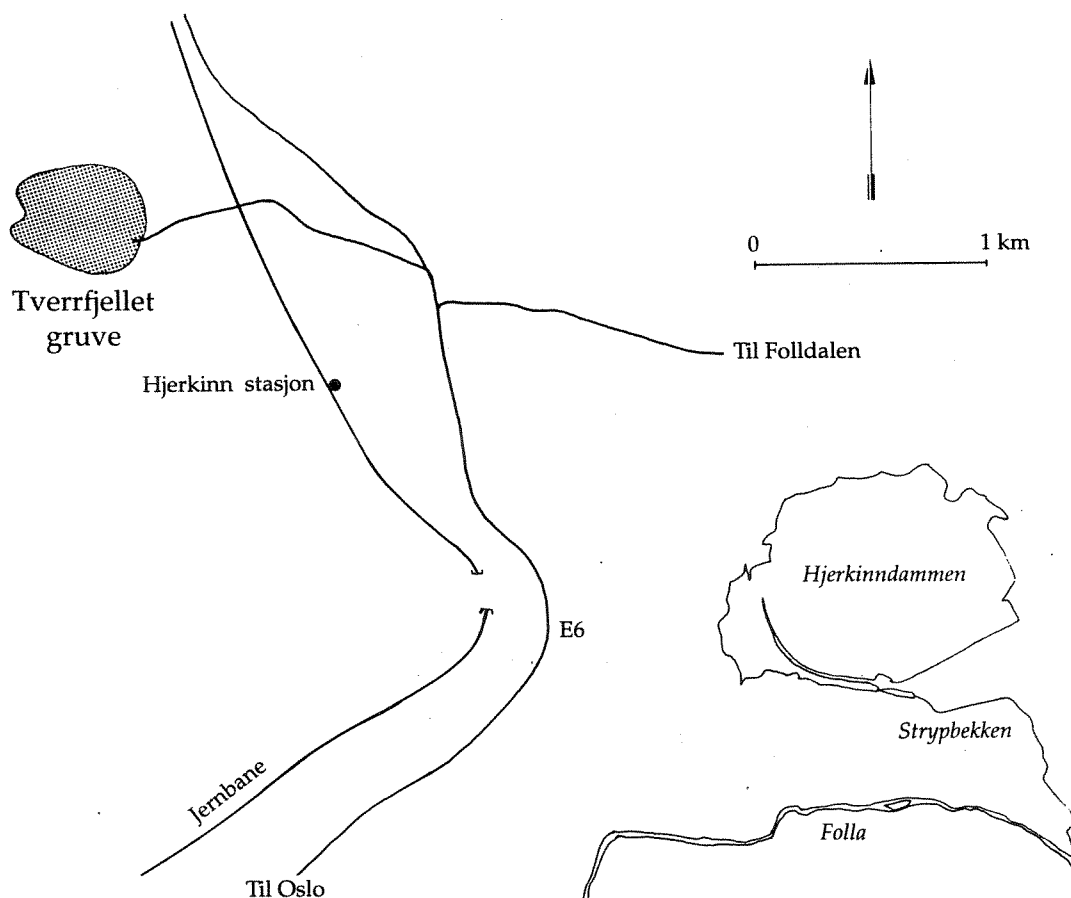
Blandingene ble satt på ristebord slik at de hadde kontinuerlig omrøring under hele forsøket. Temperaturen var konstant på 20 °C og ristebordet hadde ca. 150 frem og tilbakebevegelser pr. minutt. Prøver fra kolbene ble tatt ut til analyse etter ulike tidsintervall. Analysene ble utført på filtrerte prøver ved Landbrukets analysesenter, Ås. Metoden som ble anvendt var ICP-spektroskopi, som angir konsentrasjonen av en rekke elementer ved en enkelt kjøring. I den foreliggende rapporten er imidlertid bare kopper, sink, kadmium, bly, jern og svovel benyttet. Mengde som ble tatt ut for analyse var hver gang så liten (25 ml) at det ikke har praktisk betydning for konsentrasjonene i kolbene. Resultatene av de aktuelle kolbeforsøkene er angitt under behandlingen av de enkelte deponiene.

## 4. Hjerkinndammen

### 4.1. Feltundersøkelser

#### 4.1.1. Beskrivelse av området og virksomheten

Produksjonsdrift ved Folldal verk ble første gang etablert i Folldalen i Hedmark i 1645. Etter at det var drevet gruvedrift på flere geografisk spredte forekomster i Folldalen ble driften høsten 1968 nedlagt der og både gruvedrift og oppredning ble flyttet til Hjerkin, ca. 1100 m.o.h., i Dovre kommune i Oppland fylke. Kartskisse over området er vist i figur 1. Driften ble nedlagt i mars 1993, og deponering av avgang i dammen er avsluttet.



Figur 1. Kartskisse over Folldal Verks anlegg på Hjerkin.

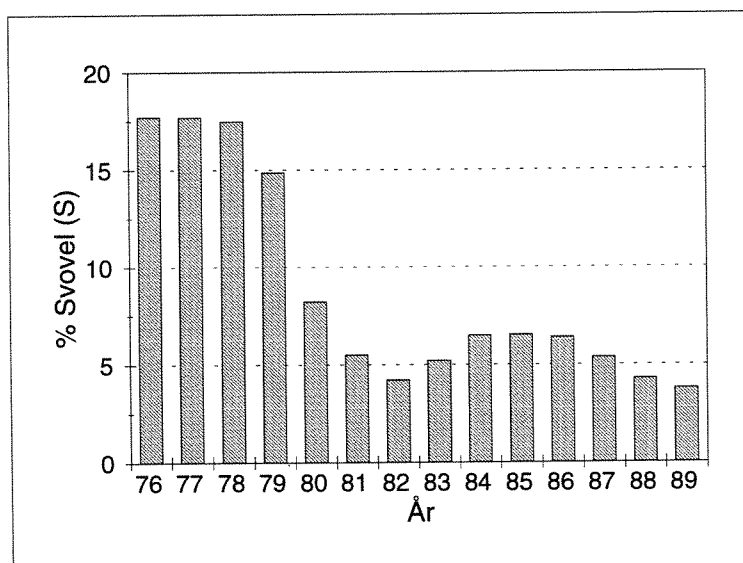
Hovedmineralene i malmen i Tverrfjellet gruve på Hjerkin var svovelkis, magnetkis, kopperkis, sinkblende og magnetitt. I midten av 70-årene ble gjennomsnittsinhold for utnyttbare elementer oppgitt til Cu 1,0 %, Zn 1,2 % og S 32 %. I flotasjonsanlegget var i de senere år ca. 700 000 tonn råmalm behandlet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

Ca. 325 000 tonn relativt svovelfattig avgang ble årlig deponert i en dam ca. 4 km fra oppredningsverket. Den deponerte avgangen skulle etter utslippstillatelsen være dekket av vann til enhver tid. Bortsett fra i enkelte kortere perioder særlig på etterm vinteren antar vi at dette har vært tilfelle.

Avgangen i et deponi har som tidligere omtalt ingen fast definert sammensetning. Driftsforhold ved gruve og oppredningsverk samt markedsforhold kan påvirke dette. I tabell 4 er analyse-resultater 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 2 viser utviklingen i svovelinhold siden 1976.

**Tabell 4.** Follidal verk, Hjerkin - Avgangens sammensetning  
Sedimentprøver tatt i juli 1989

Komponent	Gehalt %
Kopper	0,26
Sink	0,49
Jern	17,5
Svovel (S)	12,3



**Figur 2.** Svovelinhold i avgang som er deponert i dammen på Hjerkin.  
(Killi 1990)

#### 4.1.2. Hydrologi

Dammens areal er angitt til 1 km<sup>2</sup> og nedbørfeltet til utløp 13 km<sup>2</sup> i plan for tiltak mot forurensning utarbeidet av Veritas Miljøplan (Beck 1991). Med en avrenningskoeffisient på 13 l·s<sup>-1</sup>·km<sup>-2</sup> tilsvarer dette en normalvannføring på knapt 170 l/s, mens vannføringen under drift var en del høyere, fordi driftsvannet til oppredningsverket var overført fra Driva-vassdragets nedbørfelt.

Vannføringen i utløpet fra Hjerkinndammen er registrert ved de prøvetakingene som er foretatt innenfor kontrollundersøkelsene NIVA har foretatt i Follavassdraget. Antall vannføringsmålinger i løpet av et år har derfor variert mellom 6 og 20. For mange av årene er dette for få observasjoner til å beregne en noenlunde representativ avrenningsverdi. Målingene har imidlertid pågått siden 1977, og ved å ta middelverdi av alle målinger som er foretatt innenfor en gitt måned, får vi et datagrunnlag for å anslå midlere månedlige avrenning.

I den tiden avgangsutslippet har foregått er driftsvannet tatt fra Grisungbekken som ikke drenerer naturlig til avgangsdammen. De målte vannføringene ut av dammen er derfor for høye. For å korrigere for dette er de månedlige middelverdiene redusert med 50 l/s. Tabell 5 viser de korrigerte verdiene for vannføring og månedlig avrenning fra Hjerkinndammen. Ut fra det eksisterende data-materialet synes det ikke å være fare for at vannstanden i dammen skal synke under overløpet i noen av årets måneder. Det er derfor neppe fare for at avgangen skal bli liggende uten vanndekking på noe tidspunkt. Det er imidlertid ikke gjort vurderinger av situasjonen i spesielt tørre år.

**Tabell 5.** Korrigerte avrenningstall for overløp av avgangsdam, Hjerkin  
(Middel av målte verdier - 50 l/s)

Dato	Månedlig middelvannf. l/s	Månedlig avrenning $m^3 \cdot 10^5$	%-vis avrenning
Januar	70.5	1.9	3.9
Februar	77.3	1.9	3.8
Mars	66.2	1.8	3.6
April	88.6	2.3	4.7
Mai	452.5	12.1	24.8
Juni	206.2	5.3	10.9
Juli	148.0	4.0	8.1
August	240.3	6.4	13.2
September	159.9	4.1	8.5
Oktober	163.1	4.4	9.0
November	86.5	2.2	5.0
Desember	87.8	2.4	4.8

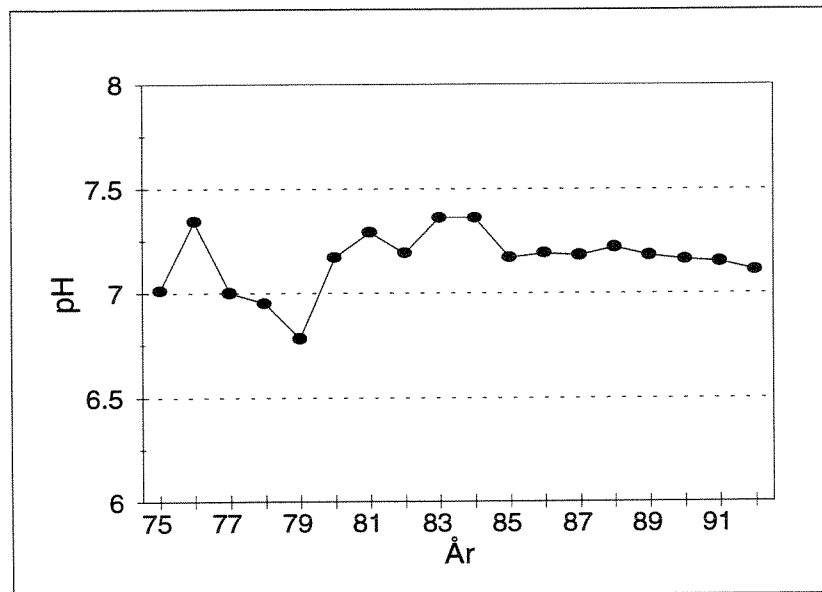
Vannspeilet over avgangen i dammen antas å få et dyp på 1 m. Dette er antakelig neppe tilstrekkelig til å forhindre en viss resuspensjon av avgang ved sterk vind.

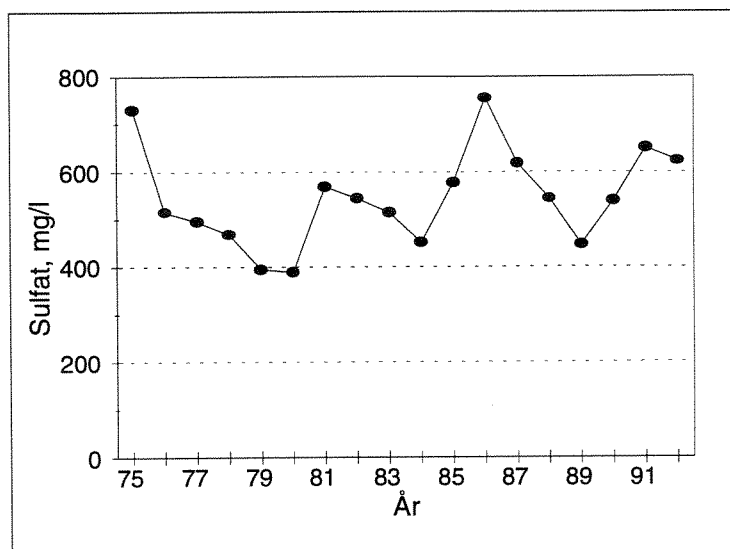
#### 4.1.3. Kjemiske feltunderøkelser

Avløpsvannet fra anleggene på Hjerkin er blitt overvåket siden dammen ble etablert i 1968. Tabell 6 viser middelverdier for en rekke analysevariable fra utløp av avgangsdammen i årene 1970 - 1989. I figurene 3 - 5 er noe av det innsamlede materialet presentert grafisk. Data fra NIVA's undersøkelser finnes i en rekke rapporter listet i en tidligere NIVA-rapport (Arnesen og Iversen 1993).

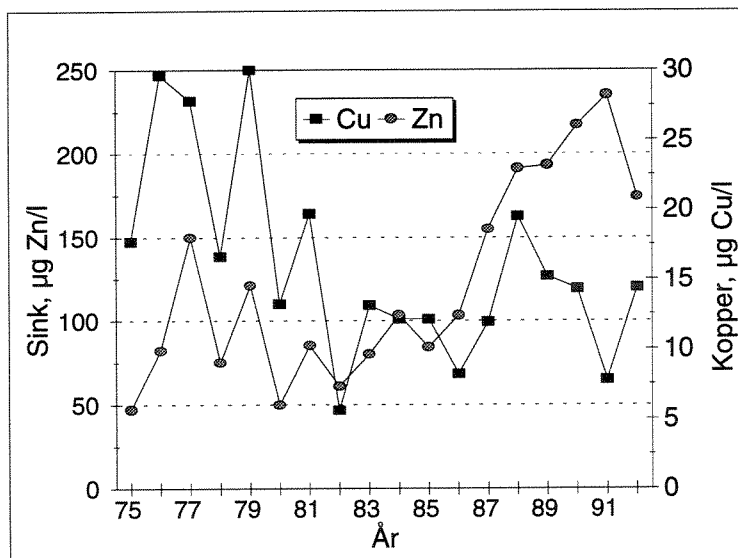
**Tabell 6.** Tidsveiede middelverdier for analysedata fra overløp avgangsdam, Hjerkins

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
1992	7.11	123.3	5.31		624	3324	14.2	173.6

**Figur 3.** Analyseresultater fra overløp av avgangsdam, Hjerkins. Tidsveiede middelverdier for pH.



**Figur 4.** Analyseresultater fra overløp av avgangsdam, Hjerkin. Tidsveiede middelerverdier av sulfat



**Figur 5.** Analyseresultater fra overløp av avgangsdam, Hjerkin. Tidsveiede middelerverdier for kopper- og sink-konsentrasjon

#### 4.1.3.1. Analyse av sedimenter og porevann

I juli 1989 ble det tatt en sedimentpropp fra avgangsdam på Hjerkin. Samtidig ble det tatt vannprøve ca. 10 cm. under sedimentoverflaten med en BAT-grunnvannsprøvetaker. Prøvetakingen foregikk fra en flåten som bærer avgangsledningen, ca. 100 m fra land. Vanddybden 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 7.

**Tabell 7.** Analyseresultater for sedimenter og porevann fra avgangsdam, Hjerkinn  
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 <sub>4</sub> /l
Porevann, topp	18	100		110
Porevann, BAT <sup>1)</sup>	20,1	210	840	270
Vann fra fri vannmas- ser nær bunnen	17,6	160	117	295

<sup>1)</sup> Se kap. 1.3

**Tabell 8.** Analyseresultater for lekkasjevann fra avgangsdam, Hjerkinn

Dato	pH	Kond mS/m	Sulfat mg/l	Kalsiu m mg/l	Mag- nesium 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

Som ved de fleste dam-anlegg foregår det en viss lekkasje av vann gjennom grunnen. Dette sameles opp nedenfor dammen og mengden måles i et V-overløp. I tabell 8 finnes noen eksempler på analyseresultater for dette vannet. Mengden er meget liten og lekkasjevannet har i praksis ikke hatt betydning for vannkvaliteten i resipienten Folla.

Avgangsdeponiet for Folldal verk på Hjerkinn 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. De data som foreligger er samlet i tabell 9. Overslag basert på disse data tyder på 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 (tabell 6) viser at alle data har vært stort sett stabile i de siste 15 år. Det har vært variasjoner, som kommer tydelig frem, som periodiske fluktuasjoner i middelverdiene for kopper, sink og sulfat. Det samme gjelder enkeltresultatene, der de periodiske variasjonene i stor grad kan knyttes til årstiden. At årsmiddelet varier 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 fortynningseffekt.

**Tabell 9.** 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

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 fortynningseffekt 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 korrelert med vannføringen.

Etter det ovenstående kan det med stor sannsynlighet fastslås at utvasking av metaller fra avgangen i deponiet på Hjerkinns 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 metallkonsentrasjonene i avløpet fra Hjerkinndammen lave.



Den sedimentprøven som ble tatt i avgangsdeponiet ved befaringen i juli 1989 viste betydelig høyere svovelverdier enn forventet i forhold til det svovelinnholdet avgangen på den tiden hadde (tabell 7 og figur 2). Dette er typisk for de forhold en ofte finner i avgangsdeponier generelt, med store lokale variasjoner i sedimentenes sammensetning og korngradering. Det illustrere vanskeligheten ved å trekke generelle konklusjoner på grunnlag av enkeltstående observasjoner og forsøk i liten målestokk.

## 4.2. Laboratorieforsøk

### 4.2.1. Prøvene

Prøvene fra Folldal verk på Hjerkin, som ble undersøkt ved laboratorieforsøk, var tatt fra utløpet fra oppredningsverket. D.v.s. at den undersøkte avgangen ikke inneholdt gruvevann. Etter at rørforsøkene var gjennomført ble en prøve fra hvert rør (mrk. Rør 9 og Rør 10) tatt ut, oppsluttet og analysert. Resultatene er samlet i tabell 10 der også middelerverdier for de ulike komponentene er angitt. Forskjellen i resultatene for de to prøvene er tilstrekkelig liten til å anta at middelerverdien gir en god beskrivelse av denne avgangens sammensetning.

**Tabell 10.** Avgangens sammensetning, prøver fra rørforsøkene

Prøve	Tot-S %	Fe %	Cu %	Zn %	Pb %	Cd %
Rør 9	4.66	6.90	0.14	0.16	0.015	0.0010
Rør 10	5.43	7.54	0.14	0.17	0.014	0.0009
Middel	5.05	7.22	0.14	0.17	0.015	0.001

Ut fra analyseresultatene i tabell 10 er de aktuelle grunnstoffene jern, svovel, sink og kopper fordelt på de ulike mineraler som antas å delta i oksidasjonsprosessene. Denne beregningen er rent teoretisk og bygger ikke på virkelig kjennskap til avgangens mineralsammensetning. Resultatene er samlet i tabell 11

**Tabell 11.** Grunnstoffer i avgang fordelt på de viktigste mineralene

<b>Prøve: Rør 9</b>					
Vekt-%		Grunnstoffer fordelt på mineraler (vekt-%)			
Faststoffanalyse		FeS <sub>2</sub>	CuFeS <sub>2</sub>	ZnS	Andre Fe-forb.
Cu:	0.14		0.14		
Zn:	0.16			0.16	
S:	4.66	4.44	0.14	0.08	
Fe:	6.90	3.87	0.12		2.91
<b>Prøve: Rør 10</b>					
Vekt-%		Grunnstoffer fordelt på mineraler (vekt-%)			
Faststoff		FeS <sub>2</sub>	CuFeS <sub>2</sub>	ZnS	Andre Fe-forb.
Cu:	0.14		0.14		
Zn:	0.17			0.17	
S:	5.43	5.21	0.14		
Fe:	7.54	4.53	0.12		2.88

For modellberegningen kreves at konsentrasjonen av de ulike mineralene i sedimentene angis i kg/l. Denne beregningen er utført ved å anta at tørrstoffet i avgangen har en egenvekt på 3,8 kg/l og at total tetthet av avgang i vann er 1,75 kg/l. Tørrstoffet utgjør da ca. 1,0 kg/l mens vannet i sanden utgjør resten d.v.s. 0,75 kg/l. For avgangen på Hjerkin kan dette være noe høyt på grunn av avgangens relativt lave svovelinnhold. Resultatet av beregningene er angitt i tabell 12.

**Tabell 12.** Teoretisk innhold av FeS<sub>2</sub> og ZnS i bunnsediment målt i g/l  
**Merk benevningene!**

Prøve: Rør 9			Prøve: Rør 10		
Forbindelse	Benevning		Forbindelse	Benevning	
FeS <sub>2</sub> som	g SO <sub>4</sub> /l	133.0	FeS <sub>2</sub> som	g SO <sub>4</sub> /l	156.0
ZnS som	g Zn/l	1.6	ZnS som	g Zn/l	1.7

#### 4.2.2. Rørforsøk

Prøvene ble overført vått til forsøksrørene og slemmet opp i vann ved forsøkets start. Etter 3 døgn ble alt vannet over sedimentet skiftet ut med nytt vann (tabell 3). Forsøket ble deretter gjennomført som beskrevet i kapittel 2.3.2. De to prøvene er i det følgende omtalt som Rør 9 og Rør 10, fordi de inngikk i en større serie av forsøk med avgang fra flere andre bergverk. Grunnleggende data for rørforsøkene med avgang fra Hjerkin er samlet i tabell 13.

**Tabell 13.** Fysiske data for rørforsøk med avgang fra Folldal verk, Hjerkin

Parameter	Enhet	Rør 9	Rør 10
Rørdiameter	cm	10.37	9.36
Areal	m <sup>2</sup>	0.008446	0.006808
Volum av vann over sediment	l	4.37	3.54
Uttak for analyser	l	0.2	0.2

I tabellene 14 og 15 finnes analysedata fra forsøkene, og i tabellene 16 og 17 er de beregnede fluksverdiene listet. I figurene 6 - 11 er utviklingen av fluks fra avgangen fremstilt grafisk.

**Tabell 14.** Analyseresultater fra rørforsøk med avgang fra Folldal verk, Hjerkin (Rør 9)

Døgn	pH	Kond mS/m	SO4 mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l
0	6.40	3.0	6.0	0.002	0.01	0.0005
3	6.40	5.10	8.0	0.0061	0.03	0.00034
11	6.82	6.00	10.0	0.0042	0.03	0.00025
17	6.70	8.04	15.2	0.0030	0.02	0.00019
32	6.75	10.20	20.0	0.0057	0.02	0.00010
63	6.80	13.90	34.0	0.0028	0.02	0.00014
84	7.32	17.80	44.0	0.0020	0.03	0.00019
128	7.40	21.70	57.0	0.0025	0.04	0.00016

**Tabell 15.** Analyseresultater fra rørforsøk med avgang fra Folldal verk, Hjerkin (Rør 10)

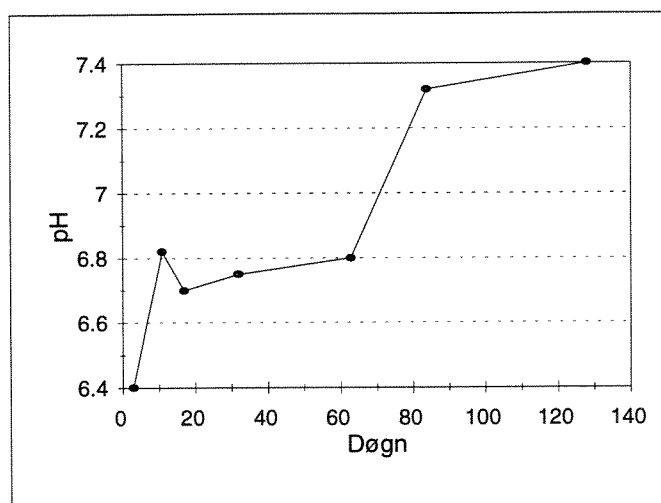
Døgn	pH	Kond mS/m	SO4 mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l
3	6.50	5.22	7.0	0.0058	0.03	0.00224
11	6.92	6.69	11.0	0.0044	0.03	0.00018
17	6.76	6.94	11.6	0.0034	0.03	0.00012
32	6.85	7.20	13.0	0.0031	0.03	0.00005
63	6.97	7.85	16.5	0.0021	0.02	0.00005
93	7.12	9.90	21.0	0.0020	0.02	0.00005
128	7.55	12.93	32.0	0.0024	0.02	0.00005

**Tabell 16.** Beregnede fluksverdier fra rørforsøk med avgang fra Folldal verk, Hjerkin (Rør 9)  
Enhet: Konduktivitet: mS/m · m<sup>-2</sup> pr.døgn. Øvrige: mg·m<sup>-2</sup>·døgn<sup>-1</sup>

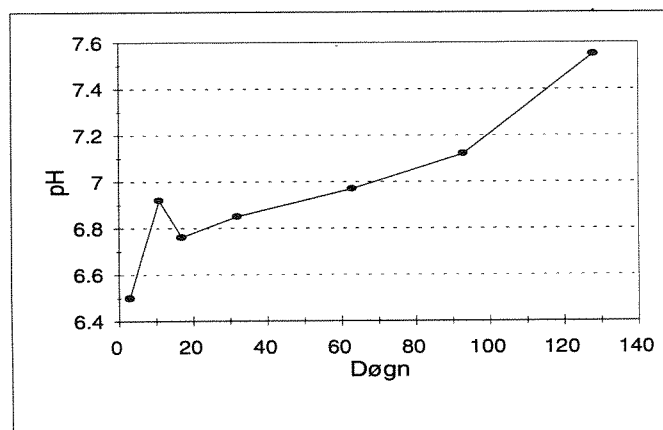
Døgn	Konduk- tivitet	Sulfat	Kopper	Sink	Kadmium
3	362.2	345	0.707	3.449	-0.0276
11	64.4	135	-0.111	0.059	-0.0063
17	187.8	464	-0.095	-0.783	-0.0062
32	82.5	180	0.095	0.016	-0.0036
63	67.3	244	-0.046	0.008	0.0004
84	108.4	278	-0.019	0.258	0.0008
128	53.8	173	0.006	0.128	-0.0005

**Tabell 17.** Beregnede fluksverdier fra rørforsøk med avgang fra Folldal verk, Hjerkin (Rør 10). Enhet: Konduktivitet:  $\text{mS/m} \cdot \text{m}^{-2} \text{pr.døgn}$ . Øvrige:  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{døgn}^{-1}$

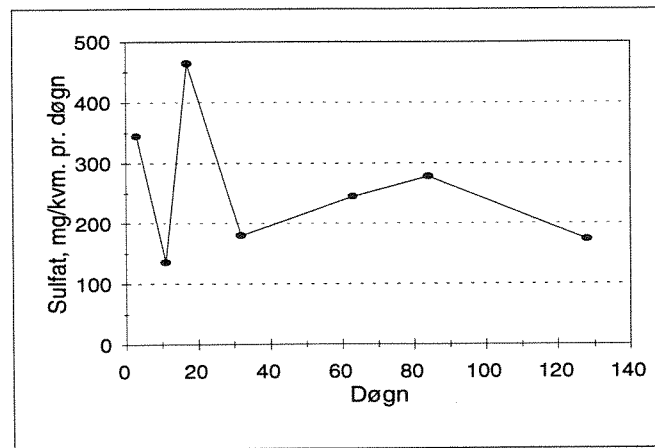
Døgn	Konduktivitet	Sulfat	Kopper	Sink	Kadmium
3	384.8	173.3	0.659	3.467	0.3016
11	103.7	263.7	-0.077	0.073	-0.1275
17	39.7	76.5	-0.075	0.098	-0.0068
32	16.7	59.5	-0.008	0.039	-0.0032
63	14.9	65.3	-0.016	-0.149	-0.0004
93	40.3	88.3	-0.002	0.010	-0.0004
128	50.8	176.0	0.006	0.008	-0.0004



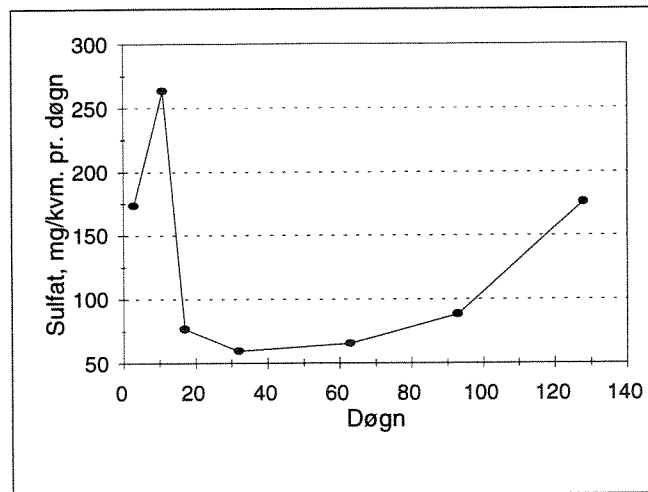
**Figur 6.** Utviklingen av pH i rørforsøk med avgang fra Hjerkin (Rør 9)



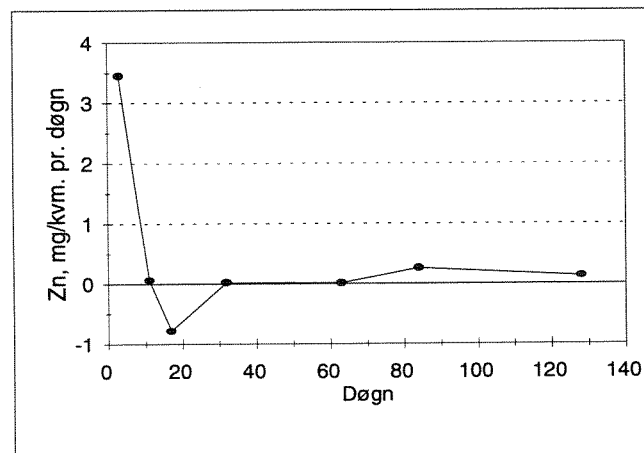
**Figur 7.** Utviklingen av pH i rørforsøk med avgang fra Hjerkin (Rør 10)



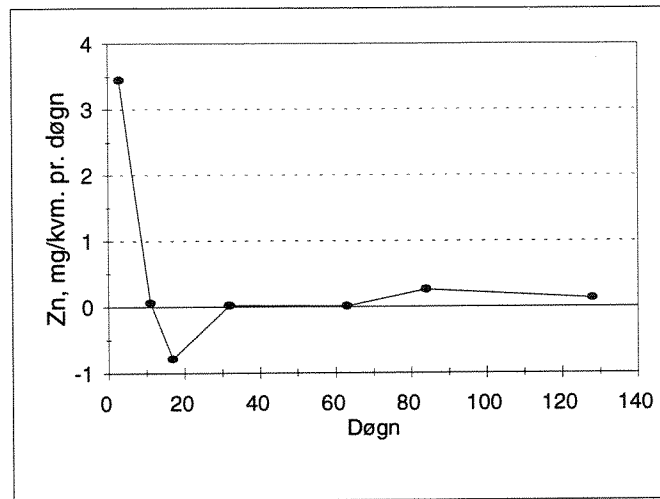
**Figur 8.** Utviklingen i fluksverdier for sulfat i rørforsøk med avgang fra Hjerkin (Rør 9)



**Figur 9.** Utviklingen i fluksverdier for sulfat i rørforsøk med avgang fra Hjerkin (Rør 10)



**Figur 10.** Utviklingen i fluksverdier for sink i rørforsøk med avgang fra Hjerkin (Rør 9)



**Figur 11.** Utviklingen i fluksverdier for sink i rørforsøk med avgang fra Hjerkin (Rør 10)

Rørforsøkene benyttes til å anslå en maksimal utløsningshastighet ved starten av modellberegningen. Som det fremgår av tabellene 16 og 17 og figurene 6 til 11 varierer fluksen en del i løpet av forsøket. Valg av periode for beregning av verdier som skal inngå i modellberegningen er gjort med en viss grad av skjønn. I tabell 18 er de beregnede utløsningshastigheter angitt.

**Tabell 18.** Beregnede maksimale utløsningshastigheter for avgang fra Hjerkin (Rørforsøk)

Forsøk	Sulfat mg/m <sup>2</sup> pr. døgn	Sink mg/m <sup>2</sup> pr. døgn	Kopper mg/m <sup>2</sup> pr. døgn
Rør 9	200	0.1	0.0009
Rør 10	100	0.16	-

#### 4.2.3. Kolbeforsøk

I kolbeforsøkene er det kun benyttet en prøve. Erfaringene med slike forsøk tyder på at det blir mindre forskjeller mellom paralleller her enn ved rørforsøkene. Alle resultatene fra kolbeforsøket med avgang fra Hjerkin er samlet i tabell 19.

For å beregne fordeling av oksygenforbruket på pyritt og sinkblende er midlere utvaskingsrate for de enkelte måle-periodene fra 4. døgn benyttet. I tillegg er det utført tilsvarende beregninger ut fra porevannet fra avgangsdeponiet. Resultatene er samlet i tabell 20. Fordelingen er beregnet på grunnlag av de kjemiske reaksjonslikningene i kapittel 2.2.1.

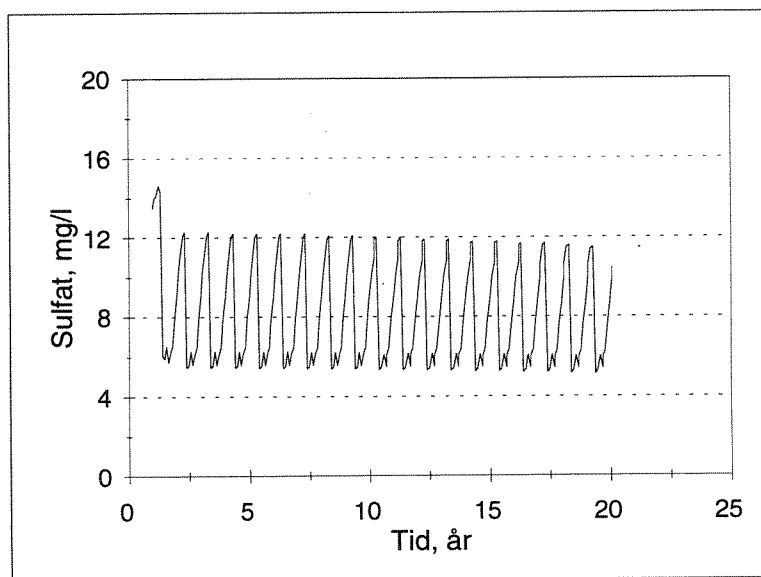
**Tabell 19.** Analyseverdier fra kolbeforsøk med avgang fra Folldal Verk, Hjerkin

Døgn	pH	Kond. mS/m	Sulfat mg/l	Kopper µg/l	Sink µg/l	Kadmium µg/l
1			10.3	8.2	25	0.09
4	7.4	12.8	14.3	8.9	25	0.15
10	7.42	17.49	21	13	50	0.57
25	7.76	38.3	28	11	70	0.45
56	7.39	18.1	32.6	16	320	0.48
86	7.85	20.5	31.7	15	20	0.9
120	7.9	18.88	37.4	35	100	0.73

**Tabell 20.** %-vis fordeling av oksygenforbruk ved oksidasjon av avgang fra Hjerkin.

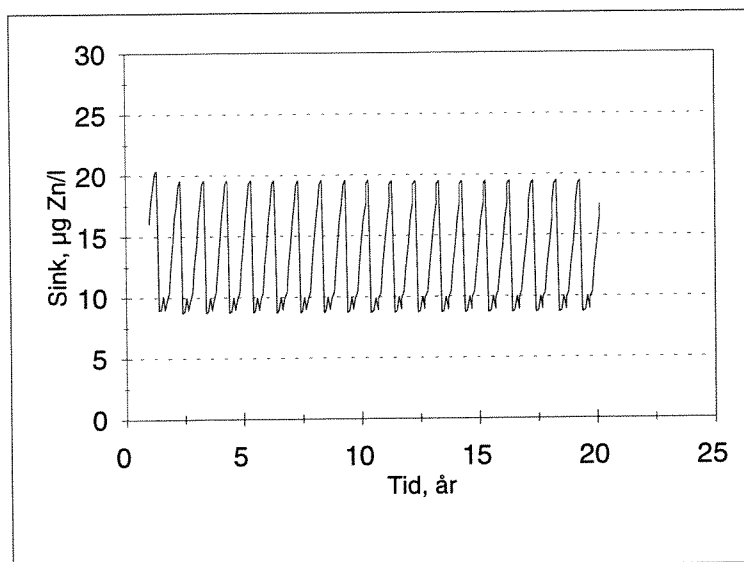
Prøve/Metode	Pyritt	Sinkblende
Avgang - Kolbeforsøk	99.41	0.589
Porevann sedimentprøve	99.86	0.142
Porevann <i>in situ</i>	99.88	0.122

### 4.3. Modellkjøringer

**Figur 12.** Modellberegning av forventet sulfatkonsentrasjon i utløpet av avgangsdammen på Hjerkin.

Med utgangspunkt i modellen som er beskrevet i kapittel 2.1 og data fra laborieforsøkene, omtalt i kapittel 3.2, er fremtidig konsentrasjoner av sulfat og sink i overløpet fra Hjerkinndammen beregnet som funksjon av tiden. Det er gjort flere ulike beregninger med de mulige kombinasjoner av data som ble bestemt ved laborieforsøkene. Forskjellene mellom de forskjellige

modellkjøringene ble imidlertid små, og i figurene 12 og 11 er noen eksempler på resultatene vist. Det er de kombinasjonene som gir høyeste sinkutløsningen som er vist i figurene.



**Figur 13.** Modellberegning av forventet sinkkonsentrasjon i utløp av avgangsdammen på Hjerkin.

#### 4.4. Diskusjon av resultatene fra Hjerkin

NIVA har foretatt kontrollundersøkelser i Folla-vassdraget siden før driften på Hjerkin startet i 1968. Undersøkelsene har også omfattet utløpet av avgangsdammen på Hjerkin. I denne perioden har vannkvaliteten i Folla og i utløpet av avgangsdammen vært stabil. Sulfatkonsentrasjonen i Folla har vært høy, men det skyldes i hovedsak oppredningsprosessen og kjemikalier som brukes der.

Til tider er det også påvist noe høyere metallkonsentrasjoner, men disse verdiene forklares best ved at det har vært partikkeltransport ved prøvetakingen. Det har vært en viss økende trend i sinkverdiene. Samtidig har sinkinnholdet i gruvevannet som ble blandet med avgangen, øket noe i de senere år. Økningen i sinktransporten i gruvevannet synes å være noe høyere enn den økningen som er påvist i utløpet av avgangsdammen.

Metallutløsning fra avgangen i dammen på Hjerkin har derfor etter alt å dømme vært liten i hele gruvens driftstid.

De utførte laboratorieforskene og modellkjøringene tyder på meget lave metallkonsentrasjoner i utløpet av avgangsdammen på Hjerkin. Overensstemmelsen mellom feltnålingene som har pågått i mange år, og de utførte modellberegningene er dermed meget god. Beregningene tyder også på at det vil bli små endringer i denne utløsningen i årene fremover.

I og med at driften i Tverrfjellet gruve nå er nedlagt, vil den påvirkningen som skyldtes gruvevannet og oppredningsprosessen opphøre. Vannkvaliteten vil derfor endre seg gradvis i retning av den naturlige i området. Dette vil først og fremst gjelde sulfat, men tilfellene av høy partikkeltransport vil bli mer sjeldne, og total metalltransport vil avta.



Først etter at disse endringene har skjedd og utviklingen har stabilisert seg, kan resultatene av modellkjøringene verifiseres helt. Dette vil antakelig ta 2 - 3 år.

En foreløpig konklusjon vedrørende avgangsdeponiet for Folldal Verk på Hjerkin er at det til nå er målt relativt små utslipp av tungmetaller. Det er vanskelig å fastslå hvilket avløpsvann man ville fått fra et deponi med tradisjonell deponeringsmåte, men det er grunn til å tro at metallutslippene fra et slikt deponi ville vært større.

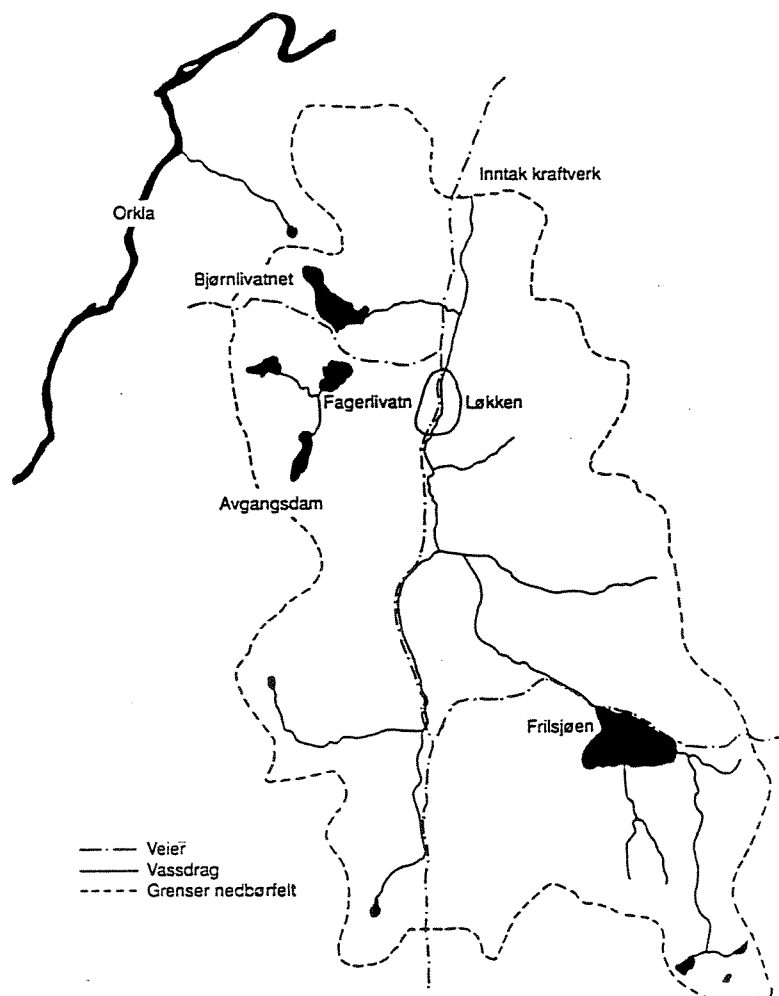
Lekkasjevannet fra avgangsdammen inneholder noe metaller, men konsentrasjonene er relativt lave betraktet som avløpsvann fra et avfallsdeponi. Vannføringen er dessuten lav. Transporten er antakelig betydelig under 100 kg/år for alle tungmetaller til sammen. Hovedmengden vil utgjøres av sink som vanligvis er det mest mobile tungmetallet i naturen.

## 5. Bjønndalsdammen, Løkken

### 5.1. Feltundersøkelser

#### 5.1.1. Beskrivelse av området og virksomheten

Løkken gruber ligger i Meldal kommune i Sør-Trøndelag. Hovedresipienten 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.



**Figur 14.** Kartskisse over Løkkenområdet og med avgangsdammen.

Driften i Løkken startet i 1654 og gruva ble frem til 1844 drevet på 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 svovelsyrekonsentriserte avgangen ble deponert i dammen i Bjønndalen. Årlig ble det i denne tiden deponert ca. 250 000 tonn, tilsammen 3,25 mill. tonn avgang med en midlere sammensetning på 36,3% S, 0,24 % Cu og 0,32 % Zn. Ved nedleggelsen av driften i Løkken var avgangsdammen i

Bjønndalen demmet opp til et nivå på 374 moh. Det svarer til et areal på ca 200 000 m<sup>2</sup> og et nedbørfelt på ca. 600 000 m<sup>2</sup>. Det foreligger ikke oppdaterte kart for området i Bjønndalen, så disse arealene er noe usikre.

Forurensningssituasjonen i Løkken er komplisert og denne rapporten vil ikke omtale forholdene ut over det som angår deponering av avgang under vann. En NIVA-rapport fra 1990 konkluderer med at avgangsdeponiet i Bjønndalen 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.

Da man startet med selektiv flotasjon i Løkken i 1974, ble det samtidig bygget en dam for deponering av avgang i Bjønndalen (figur 14). Denne dammen ble helt fra starten bygget tett, med sikte på å skape et vannspeil over avgangen. Dette ble stort sett gjennomført under hele driftsperioden, og avgangsdeponiet i Løkken er det eneste i Norge, der det er deponert avgang med høyt innhold av svovel (36 %) under vann, uten at annen gruveforurensning påvirker deponiet. I dammen, som har et areal på 0,20 km<sup>2</sup>, er det lagret ca. 3,25 mill. tonn avgang. Årlig ble det i denne tiden deponert ca. 250 000 tonn avgang med en midlere sammensetning på 36,3% S, 0,24 % Cu og 0,32 % Zn.

Avgangsdammen virket stort sett som forutsatt, men det var til tider en del tiosulfat i avløpet uten at det skapte spesielle problemer forurensningsmessig. Alt i alt gikk håndtering av avgang fra flotasjonsprosessen i Løkken slik det var planlagt.

Deponeringen opphørte da driften ble nedlagt i 1987. Tilrenningen av vann til dammen ble da bare naturlig tilsig fra et praktisk talt upåvirket nedbørfelt. En videre oppfølging av forholdene i avgangsdammen i Bjønndalen har spesielt stor interesse, fordi det, som nevnt, er det eneste undervannsdeponi i Norge med høyt innhold av sulfidmineraler der vannet og avgangen ikke påvirkes av andre forurensninger.

### 5.1.2. Hydrologi

Arealet av avgangsdammen i Bjønndalen er omtrent 0,20 km<sup>2</sup>, og dammens samlede nedbørfelt har et areal på ca. 0,60 km<sup>2</sup>.

Det foreligger lite datamateriale om vannføring fra Løkkenområdet. Siden avgangsdammen ble bygget i 1974 har NIVA drevet kontrollundersøkelser i Løkken. Disse undersøkelsene omfatter fra 1989 til 1992 også registrering av vannføringen en gang månedlig ved utløpet av avgangsdammen. I tabell 21 er anslåtte månedlige avrenningsverdier angitt.

Beregning av midlere årlig vannføring ved utløp av Bjønndalsdammen med utgangspunkt i nedbørfeltets areal (0,6 km<sup>2</sup>) og avrenningskoeffisienten for området (25 l · s<sup>-1</sup> · km<sup>-2</sup>) gir 15 l/s (NVE 1987). Dette er så mye høyere enn målingene tyder på, at de målte verdiene er lagt til grunn for de videre beregningene. En årsak til det store avviket kan være at nedbørfeltet er lite, forholdsvis flatt og at det har betydelig magasineringskapasitet i form av innsjøer og myrområder. For små nedbørfelt vil lokalklima og topografi bety mye for total avrenning og avrenningsmønster.

**Tabell 21.** Månedlig avrenning fra Bjønnaldsdammen i Løkken anslått ut fra målte verdier

Måned	Månedlig Middelvannf. l/s	Månedlig Avrenning m <sup>3</sup> ·10 <sup>3</sup>	%-vis Avrenning
Januar	3.30	8.83	4.7
Februar	10.1	24.43	12.9
Mars	8.68	23.24	12.3
April	24.84	64.39	34.0
Mai	7.09	18.98	10.0
Juni	2.56	6.62	3.5
Juli	0.30	7.98	0.42
August	2.28	6.09	3.2
September	2.13	5.53	2.9
Oktober	2.07	5.23	2.9
November	2.68	6.95	3.7
Desember	6.72	18.0	9.5
Årlige verdier	6.2	196.3	100

### 5.1.3. Kjemisk feltundersøkelser

#### 5.1.3.1. Vassdragsundersøkelser

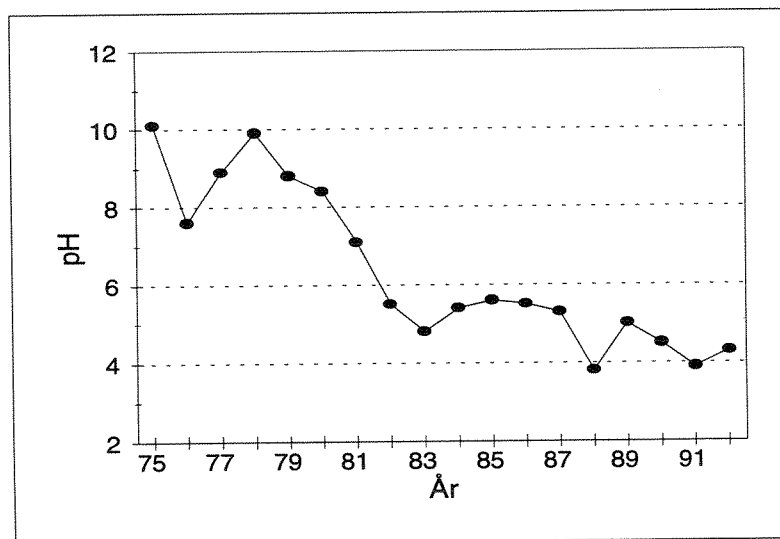
NIVA har drevet kontrollundersøkelser i Løkkenområdet siden 1975. Disse undersøkelsene er nærmere beskrevet i en rekke NIVA-rapporter. En oppdatert liste over rapportene finnes i Arnesen og Iversen (1993). I tabell 22 er tidsveiede årlige middelveier for en del analysevariable i avløpet fra avgangsdammen samlet.

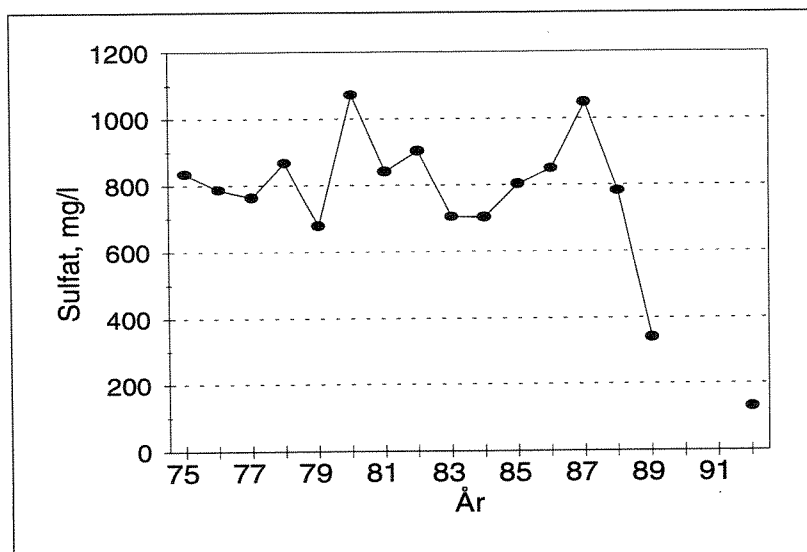
Figur 15 viser at det har vært en klart avtakende tendens i pH i nesten hele perioden. Den lave verdien man etter hvert fikk i driftsperioden skyldtes antakelig dannelse av tiosulfat, mens årsaken til lav pH i de senere år er mindre klar. En mulighet er at tiosulfat fra driftsperioden fortsatt diffunderer fra avgangen og ut i vannfasen. En annen mulig forklaring er at det øverste laget i avgangen oksideres og gir svovelsyre. Sulfatkonsentrasjonen har avtatt betydelig etter at driften ble nedlagt. Etter 1989 har imidlertid sulfat ikke inngått i analyseprogrammet (tabell 22 og figur 16).

Konsentrasjonen av kopper og sink var høy i siste del av driftsperioden og etter nedleggelsen, men gikk så noe ned (tabell 22 og figur 17). I de senere år har imidlertid disse verdiene vært stigende, mens pH har gått noe ned. Sulfat er ikke målt i de senere årene. De målte forurensningsmengdene som i dag transporteres ut av avgangsdeponiet er i forhold til andre kilder i Løkken små og utgjør ca. 45 kg kopper og 250 kg sink pr. år, som er mindre enn 0,5 % av samlet forurensningstransport ut av Løkkenområdet.

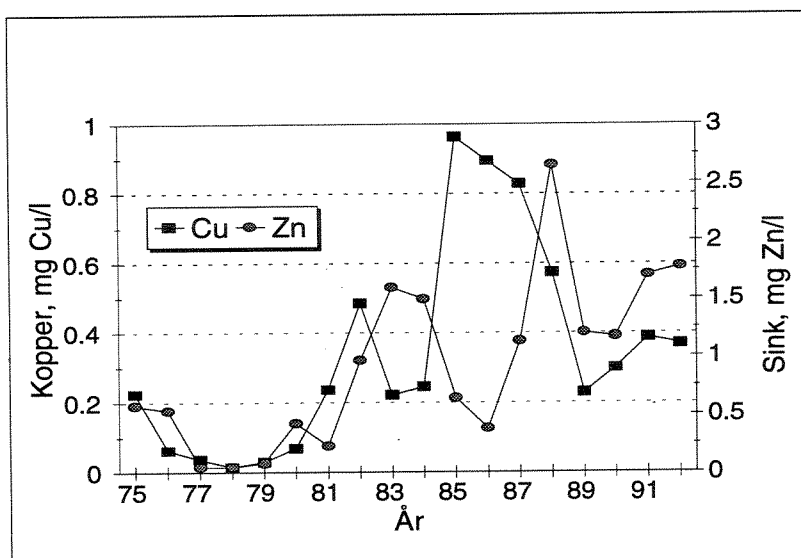
**Tabell 22.** Tidsveide årlige middelveidier. Overløp avgangsdam, Løkken

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
1992	4.3	36		129	1087	368	1771

**Figur 15.** Analyseresultater fra utløp av avgangsdammen i Bjønndalen. Enkeltverdier - pH.



**Figur 16.** Analyseresultater fra utløp av avgangsdam - Bjønndalen. Tidsveiet årsmiddel for sulfat - konsentrasjoner.



**Figur 17.** Analyseresultater fra utløp avgangsdam - Bjønndalen. Tidsveiet årsmiddel for kopper- og sink - konsentrasjoner.

#### 5.1.3.2. Analyse av sedimenter og porevann

Våren 1988 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 2.3.2. 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 23. I denne tabellen er også resultatet av faststoffanalysene for de samme prøvene vist.

**Tabell 23.** 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 <sub>4</sub> 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 24.** Analyse av porevann fra avgangsdammen i Løkken. Prøver er tatt "*in situ*" med BAT-grunnvannsprøvetaker . Antall cm angir avstand under sedimentoverflate.

Prøve	Kopper µg Cu/l	Sink µg Zn/l	Jern µg Fe/l	Sulfat mg SO <sub>4</sub>
Løkken-1, 70 cm	130	9000	2370	900
Løkken-2 , 20 cm	17,6	440	400	1200

I juli ble det også tatt prøver av porevannet i sedimentet i avgangsdammen ved hjelp av en BAT grunnvannsprøvetaker, som kan brukes til å trekke vannet ut av avgangen på stedet (*in situ*). Resultatene er gjengitt i tabell 24.

Avgangsdammen i Bjønndalen 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. Bortsett fra luftbåren, forekommer ikke tilførsel av annen forurensning

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

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

Avløpsvannet fra Bjønndalsdeponiet er relativt sur, til dels under pH 4 og det inneholder en del tungmetaller. Det er som ventet sink som har de største konsentrasjonene men det er også noe forhøyde kopperverdier.

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 Bjønndalsdammen i forhold til å anvende dem på andre kilder i Løkken.

## 5.2. Laboratorieforsøk

### 5.2.1. Prøvene

Prøvene som ble benyttet for beregningene var på ettersommeren 1988, og laboratorieundersøkelsene ble gjennomført samme høst. Prøvetakingen foregikk i deponiet med en sedimentprøvetaker (corer). Dimensjonene på røret som ble benyttet ved prøvetakingen og senere ved rørforsøkene, finnes i tabell 25.

**Tabell 25.** Fysiske data for rørforsøk med avgang fra Løkken

Parameter	Enhet	Verdi
Rørdiameter	cm	6.0
Areal	m <sup>2</sup>	0.002827
Volum vann over sediment	liter	0.7
Uttak for analyser	liter	0.25

Det ble ikke utført kolbeforsøk med denne avgangen. Analyseresultatene for porevann-prøvene, som er omtalt i kapittel 4.1.3.2 (Tabell 23 og 24) er benyttet til å beregne fordelingen av oksygenforbruket på ulike reaksjoner.

Avgangens sammensetning benyttes til å beregne innholdet av de ulike mineralene i bunnsedimentet. Data for denne beregningen er faststoffanalysene, som finnes i tabell 23, og resultatene er samlet i tabell 27.

**Tabell 26.** Grunnstoffer i avgang fordelt på de viktigste mineralene

<b>Løkken-1</b>				
Vekt-%	Grunnstoffer fordelt på mineraler (vekt-%)			
Faststoffanalyse	FeS <sub>2</sub>	CuFeS <sub>2</sub>	ZnS	Andre Fe-forb.
Cu: 0.21		0.21		
Zn: 0.28			0.28	
S: 41.0	40.7	0.21	0.14	
Fe: 32.9	35.4	0.18		-2.7
<b>Løkken-2</b>				
Vekt-%	Grunnstoffer fordelt på mineraler (vekt-%)			
Faststoff	FeS <sub>2</sub>	CuFeS <sub>2</sub>	ZnS	Andre Fe-forb.
Cu: 0.26		0.26		
Zn: 0.51			0.51	
S: 33.9	33.4	0.26	0.25	
Fe: 32.5	29.1	0.23		3.2



**Tabell 27** Teoretisk innhold av FeS<sub>2</sub> og ZnS i bunnsediment målt i g/l

Løkken-1			Løkken-2		
Forbindelse	Benevning		Forbindelse	Benevning	
FeS <sub>2</sub> som	g SO <sub>4</sub> /l	1218	FeS <sub>2</sub> som	g SO <sub>4</sub> /l	1000
ZnS som	g Zn/l	2.8	ZnS som	g Zn/l	5.1

### 5.2.2. Rørforsøk

Prøvene ble oppbevart i plastrørene fra prøvetakeren til forsøkene ble startet. Hele tiden var sedimentet dekket av vann som fylte røret fullstendig. Begge ender av røret var lukket med gummipopper. Rørenes fysiske dimensjoner er angitt i tabell 25.

Ved forsøkets start ble vannet over sedimentet trukket forsiktig av, og 700 ml ubehandlet vann fra Maridalsvatnet (tabell 3) ble tilsatt. Forøvrig ble forsøket gjennomført som beskrevet i kapittel 2.3.2.

Analyseresultatene for de utatte prøvene finnes i tabell 28 og 29. I figurene 18 - 23 og i tabellene 30 og 31 er de beregnede fluksverdiene fremstilt.

**Tabell 28.** Analyseresultater fra rørforsøk. Prøve tatt 1988, prøvepkt. 1 i Bjønndalsdammen

Døgn	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l
6	4.75	12.50	43	0.010	0.07	0.0003
13	4.80	16.20	56	0.016	0.07	0.0003
27	4.75	20.20	69	0.016	0.07	0.0003
57	4.90	24.10	101	0.014	0.07	0.0003
90	4.90	35.60	130	0.024	0.09	0.0004
121	3.55	51.40	182	0.230	0.51	0.0020
156	3.35	36.92	112	0.023	0.41	0.0006

**Tabell 29.** Analyseresultater fra rørforsøk. Prøve tatt 1988, prøvepkt. 2 i Bjønndalsdammen

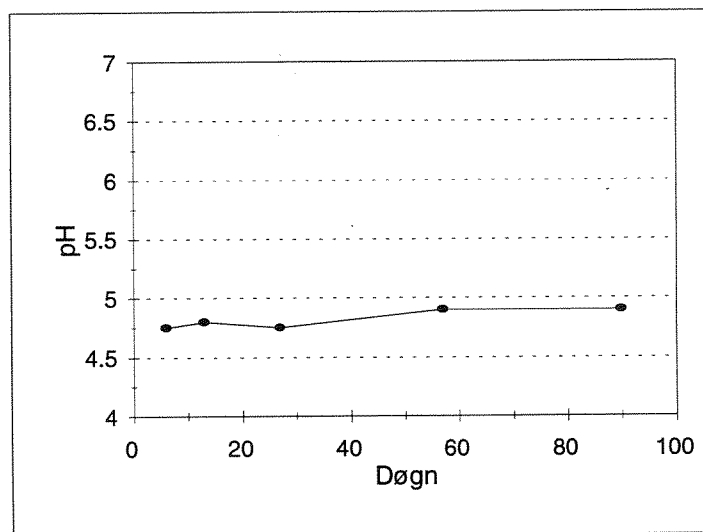
Døgn	pH	Kond mS/m	SO <sub>4</sub> mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l
6	6.40	6.8	19.6	0.004	0.06	0.0002
13	6.50	13.2	42.5	0.009	0.26	0.0007
27	6.80	15.2	53.5	0.012	0.36	0.0010
57	6.80	18.3	75.0	0.010	0.24	0.0001
90	6.80	19.0	64.0	0.027	0.36	0.0007
121	6.38	25.2	106.0	0.250	1.25	0.0031

**Tabell 30.** Beregnede fluksverdier fra rørforsøk. Prøve tatt 1988, prøvepkt. 1 i Bjønndalsdammen  
 Enhet: Konduktivitet:  $\text{mS/m} \cdot \text{m}^{-2}$  pr.døgn. Øvrige:  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{døgn}^{-1}$

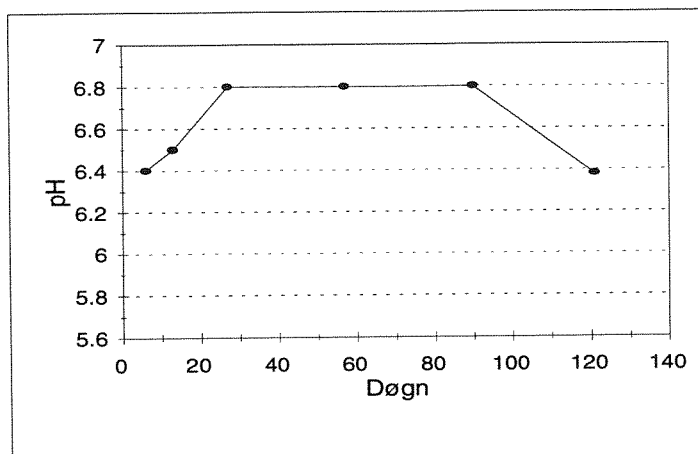
Døgn	Kond	Sulfat	Kopper	Sink	Kadmium
6	392	1527	0.32	2.48	-0.0070
13	251	927	0.32	0.76	-0.0036
27	154	546	0.09	0.38	-0.0004
57	83	450	0.02	0.18	-0.0009
90	143	472	0.11	0.31	0.0002

**Tabell 31.** Beregnede fluksverdier fra rørforsøk. Prøve tatt 1988, prøvepkt. 2 i Bjønndalsdammen  
 Enhet: Konduktivitet:  $\text{mS/m} \cdot \text{m}^{-2}$  pr.døgn. Øvrige:  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{døgn}^{-1}$

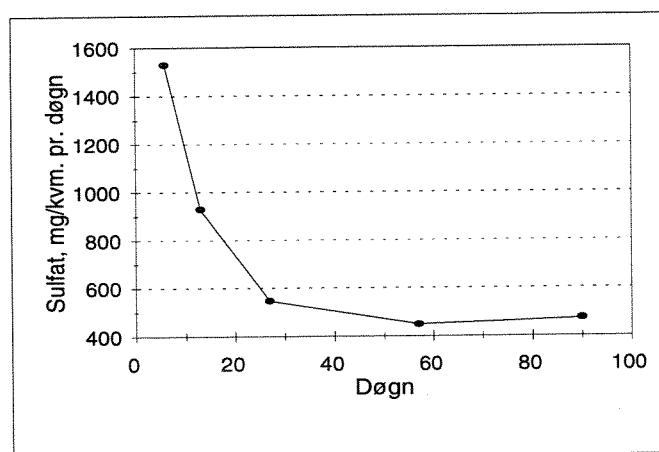
Døgn	Kond	Sulfat	Kopper	Sink	Kadmium
6	156	561	0.083	2.06	-0.0124
13	275	982	0.206	7.71	0.0139
27	100	425	0.087	3.35	0.0064
57	62	317	0.016	0.04	-0.0063
90	46	102	0.151	1.52	0.0033
121	95	501	1.851	8.11	0.0200



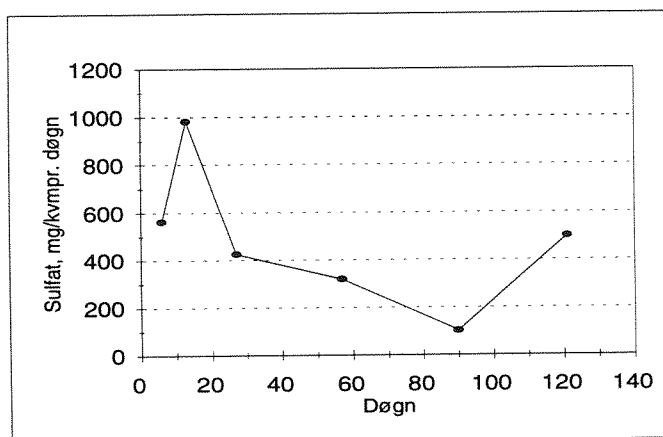
**Figur 18.** Utvikling av pH i rørforsøk med avgang fra Løkken (Prøve 1)



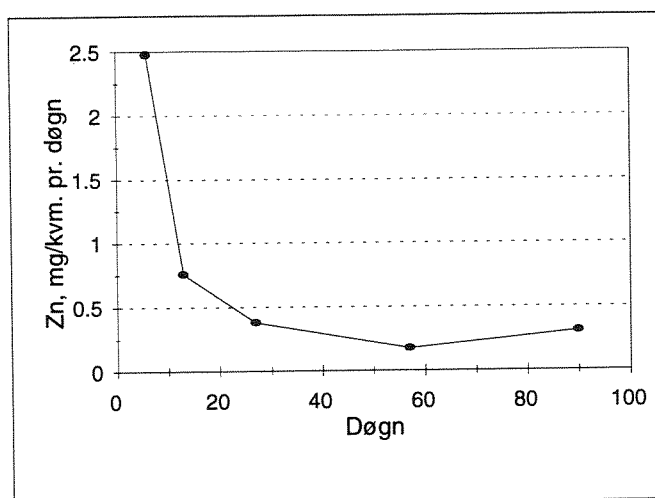
**Figur 19.** Utvikling av pH i rørforøk med avgang fra Løkken (Prøve 2)



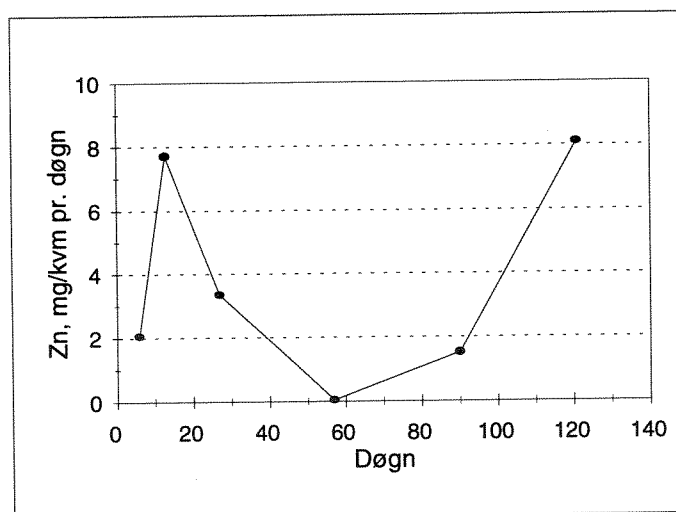
**Figur 20.** Fluks av sulfat ved rørforøk med fra avgang fra Løkken (Prøve 1).



**Figur 21.** Fluks av sulfat ved rørforøk med avgang fra Løkken (Prøve 2).



**Figur 22.** Fluks av sink ved rørforsøk med avgang fra Løkken (Prøve 1).



**Figur 23.** Fluks av sink ved rørforsøk med avgang fra Løkken (Prøve 2).

Utløsningshastigheten er beregnet ut fra rørforsøkene ved ta middelerdien av de siste 4 prøveuttakene. Fordi fluks av sink og sulfat økte en del i siste del av rørforsøk 2 (figur 22 og figur 23), er det også foretatt modellkjøringer med sluttverdiene for dette forsøket. Verdiene som er benyttet i modellkjøringen er angitt i tabell 32

**Tabell 32.** Midlere utløsningshastighet (fluks) for sulfat og sink i rørforsøk med avgang fra Løkken  
Alle verdier i mg/m<sup>2</sup> pr. døgn.

Prøvebetegnelse	Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	Sink (Zn <sup>++</sup> )
Løkken 88-1	560	1.1
Løkken 88-2	340	3.3
Løkken 88-2b	500	8.0

### 5.2.3. Fordeling av oksygenforbruk

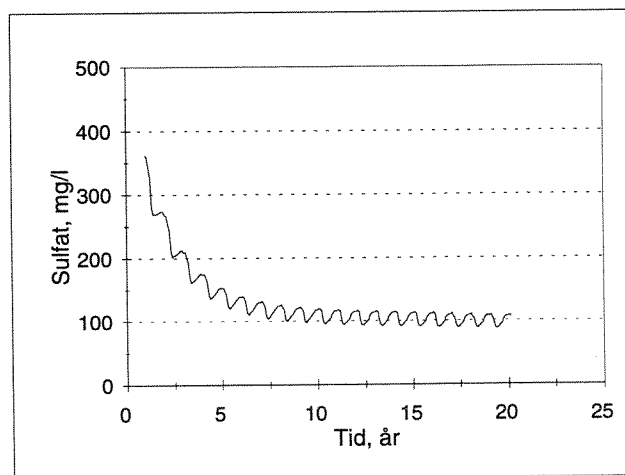
Koeffisienten for fordeling av oksygenforbruk på pyritt og sinkblende er beregnet ut fra analyser av porevann fra avgangsdammen. Disse analyseresultatene finnes i tabell 23 og 24. Beregningene er utført med utgangspunkt i reaksjonsligningene F1 - F3 i kapittel 2.2.1 og resultatet varierer noe fra prøve til prøve. Modellberegningen er utført med noen forskjellige verdier for de beregnede koeffisientene. Alle verdiene er listet i tabell 33.

**Tabell 33.** Beregnede verdier for %-vis fordeling av oksygenforbruk i avgang fra Løkken.

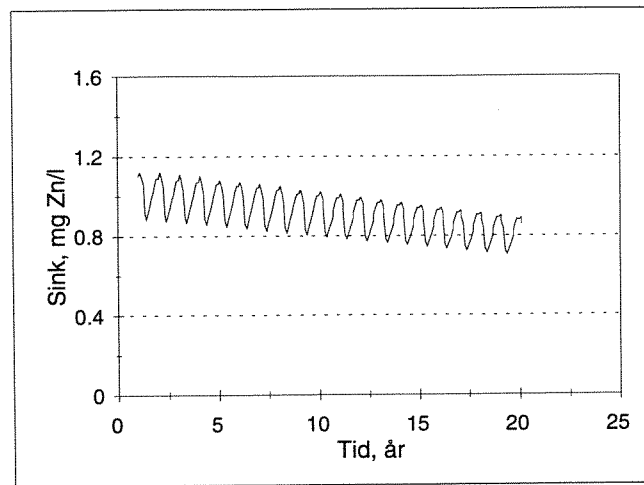
Beregningsgrunnlag	Pyritt	Sinkblende
Porevann, mai-89	99.48	0.524
Porevann 88-1	99.88	0.117
Porevann 88-2	99.91	0.087
<i>In situ</i> 89-1	98.44	1.564
<i>In situ</i> 89-2	99.94	0.057

### 5.3. Modellkjøring

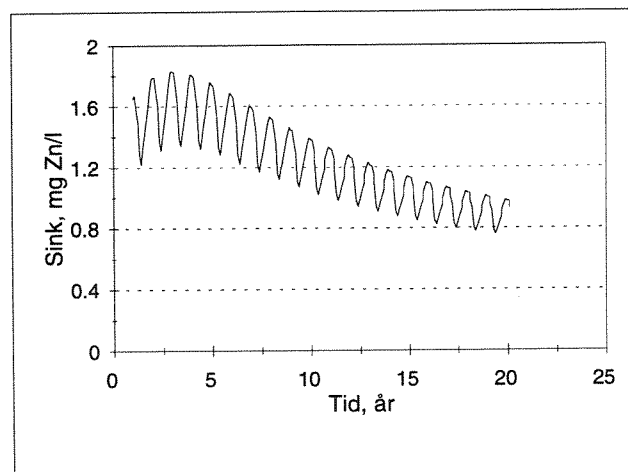
På samme måte som for materialet fra Hjerkin ble data fra laboratorieforsøk, kjemiske analyser av avgangsprøver og analyser av porevann benyttet til en rekke modellkjøringer. Det ble noe større avvik mellom resultatene for de ulike datakombinasjonene for dammen i Løkken sammenliknet med resultatene fra Hjerkin. Kombinasjonene som ga de høyeste sinkverdiene, er vist i figurene 24 og 26. De tilsvarende laveste verdiene for sink ga et noe annet forløp, idet de startet på noe under 1 mg Zn/l etter 1 år og sank raskt (5 år) til ca 0,2 mg Zn/l. For sulfat var forskjellene meget små.



**Figur 24.** Modellberegning av forventet sulfatkonsentrasjon i utløpet av Bjønndalsdammen, Løkken.



**Figur 25.** Modellberegning av forventet sinkkonsentrasjon i utløpet av Bjønndalsdammen, Løkken.



**Figur 26.** Modellberegning av forventet sinkkonsentrasjon i utløpet av Bjønndalsdammen, Løkken. Grunnlagsdata som i figur 24 og figur 25, men fluks av sink er  $8 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{døgn}^{-1}$ .

#### 5.4. Diskusjon av resultatene fra Løkken

NIVA har gjort kontrollundersøkelser i Løkken-området siden avgangsdeponeringen i Bjønndalsdammen startet. Mens gruva var i drift, var det relativt klare trender i utviklingen av vannkvaliteten i overløpet fra dammen. pH gikk stort sett ned, mens sulfatinnholdet var tilnærmet konstant. Kopper- og sinkverdiene var stigende.

Da driften ble nedlagt i 1987, fortsatte pH å avta, mens sulfatkonsentrasjonen avtok markert. Kopper- og sinkverdiene avtok først, men har økte noe igjen. For sink har denne økningen fortsatt, mens kopperverdien kan ha stabilisert seg i de senere år. Tungmetallkonsentrasjonene i avløpet fra avgangsdammen har hele tiden vært betydelig lavere enn i avrenningen fra de gruvepåvirkede områdene ellers i Løkken. Avgangsdammen har liten praktisk betydning som forurensningskilde i forhold til de øvrige kildene i området.

I 1992 var midlere sinkkonsentrasjon i overløpet fra dammen ca. 1,8 mg Zn/l og sulfatkonsentrasjonen var tilsvarende ca. 130 mg SO<sub>4</sub>/l.

Modellkjøringer for beregning av fremtidig vannkvalitet på grunnlag av feltundersøkelser og laboratorieforsøk ga resultater som i størrelsesorden stemmer godt med resultatene fra kontrollundersøkelsene. For sulfat synes konsentrasjonen å gå mot ca 100 mg SO<sub>4</sub>/l i årene fremover, mens sinkkonsentrasjonene etter beregningene skulle være ca. 1 - 1,8 mg/l nå og gradvis avta i årene fremover mot en verdi omkring 0,8 mg Zn/l etter ca. 20 år.

At de målte sinkverdiene til dels er høyere enn de beregnede kan bl.a. være influert av følgende forhold:

- Vanndybden i dammen er enkelte steder så liten at avgangen kan bli virvlet opp ved sterk vind.
- Porevannet i avgangen kan inneholde forbindelser som påvirker vannkvaliteten i hovedvannmassene. Innhold av tiosulfat fra den tid avgangen ble deponert, kan diffundere ut og bli oksidert under dannelse av svovelsyre.

Denne siste effekten har vi til nå lite grunnlag for å vurdere, men dersom en slik prosess bidrar til å senke pH i vannmassene kan det øke den direkte utløsningen av sink fra avgangen. I tillegg er det som tidligere nevnt vanskelig å representative prøver fra et avgangsdeponi som Bjønndalsdammen, når antall prøver er så lite som i dette tilfellet. Alt i er overensstemmelsen mellom målte og beregnede verdier god.

## 6. Sammenfattende diskusjon

"NIVA-modellen" som er omtalt i denne rapporten, er en meget forenklet "beskrivelse" av de reaksjoner som foregår i et vanddekket avgangsdeponi. Fordi modellen ikke tar hensyn til kjemiske enkeltreaksjoner som foregår på mineraloverflatene i avgangen, stilles det spesielle krav til bl.a. vannet som omgir avgangen for at resultatet av beregningene skal bli tilfredsstillende. Slike idealiserte forhold finnes sjelden, og det er ikke urimelig å vente noe avvik mellom beregnede og målte verdier.

Modellen har vært anvendt på flere avgangsdeponier tidligere (Arnesen og Bjerkeng 1987, 1991, 1993), men det har tidligere ikke foreligget måldata som kunne verifisere beregningene. Sommeren 1993 mottok NIVA informasjon fra Boliden Mineral AB, som tyder på at beregningene for avgangsdammen i Stekenjokk stemmer godt med de verdier som er målt etter at gruvedriften ble nedlagt.

Det er imidlertid først gjennom det foreliggende arbeidet at det har vært mulig å foreta en systematisk sammenlikning mellom beregnede og målte verdier.

De to avgangsdeponiene som er benyttet i dette arbeidet, Hjerkinndammen og Bjønndalsdammen i Løkken, egner seg meget godt for formålet. I Hjerkinndammen har det imidlertid vært utslipp av ny avgang frem til mars 1993, slik at data for forhold modellen gjelder for finnes foreløpig ikke.

Ut fra de data som foreligger, synes imidlertid beregningene å stemme godt med de målinger som foreligger fra de to dammene. Dette betyr ikke nødvendigvis at modellen er "riktig", men det tyder på at vår antakelse om at den "hastighetsbestemmende" del av utløsningsprosessen er transport av oksygen i sedimentet, er riktig.

Resultatene som er oppnådd i disse undersøkelsene, er så lovende at det er god grunn til å videreføre arbeidet ved å følge opp de undersøkte dammene med videre målinger, og ved å prøve modellen på andre deponier. Det er også sterkt ønskelig å forbedre modellen ved bl.a. å inkludere betydningen av vannkvaliteten mer kvantitativt. Foreløpig kan vannkvalitetens betydning bare angis kvalitativ, og beregningene forutsetter i prinsipp vann av Maridalsvatnets kvalitet.

Det vil også ha interesse å prøve modellen på avgangsdeponier der forholdene er mindre oversiktlige enn i de dammene som hittil er vurdert. Eksempler på slike deponier er Huddingsvatnet i Nord-Trøndelag og Kjøkkenbukta i Store Bleikevatn i Nordland, Langvatnet i Sulitjelma og noen innsjøer i Rørosområdet.



## 7. Referanser

- 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, 1979
- 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. og Bjerkeng, B. 1991  
Avslutning av sandmagasin i Garpenberg ved vanndekking  
NIVA-rapport O-89197, L.nr.: 2547, pp. 43, Mars 1991
- Arnesen, R. T. og Bjerkeng, B. 1993  
Avslutning av sandmagasin i Kristineberg ved vanndekking  
NIVA-rapport O-92049, L.nr.: 2867, Mars 1993
- Arnesen, R. T. 1993  
Vannforurensning fra sulfidmalmgruver med utslipp til ferskvann  
NIVA-rapport O-67084/92204, L.nr.: 2849, Jan. 1993
- Arnesen, R. T. og Iversen, E. R. 1993  
Langtidsvirkninger ved deponering av sulfidholdig avgang under vann  
NIVA-rapport O-89116/E87682, L.nr.: 2919, Juli 1993
- Banks, B. 1975  
Some features of Wind Action on Shallow Lakes  
J. Environmental Engeneeing Division, Proc. Am. Soc. Civil Eng.  
Vol. 101, No. EE5, 1975.
- Beck, P. Å.  
Plan for tiltak mot forurensning ved nedleggelse av driften (Folldal Verk A.S.)  
Det Norske Veritas Industry A/S - DN, Veritas Miljøplan, Høvik 1991.
- 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 avgangsmineraler  
Bergforskningen Teknisk rapport 47/I, 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

NVE, Norges Vassdrags- og Energiverk 1987  
Avrenningskart over Norge,  
Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk Avdeling, Oslo.

---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

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

ISBN 82-577-2394-0